

Dipl.-Ing. Michael Möderl

Modelltechnische Analyse von Netzwerkssystemen der Siedlungswasserwirtschaft



DISSERTATION

eingereicht an der
Leopold Franzens Universität Innsbruck, Fakultät für Bauingenieurwissenschaften
zur Erlangung des Titels

„Doktor der technischen Wissenschaften“

Innsbruck, Juli 2009

Begutachter I:



Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Wolfgang Rauch

Arbeitsbereich Umwelttechnik, Institut für Infrastruktur
Fakultät für Bauingenieurwissenschaften
Universität Innsbruck - Österreich

Begutachter II:



Prof. Dr.-Ing. Peter Krebs

Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft
Fakultät Geo-Forst-Hydrowissenschaften
TU Dresden - Deutschland

Danksagung

Ich möchte mich bei all jenen bedanken, die mich während des Studiums unterstützt haben. Vor allem möchte ich mich bei meiner Mutter und meiner Freundin bedanken. Beide standen mir mit Rat und Tat während des gesamten Studiums immer zur Seite. Auch möchte ich mich bei Prof. Wolfgang Rauch, meinem Betreuer, und Prof. Peter Krebs, meinem Zweitbegutachter bedanken.

Kurzfassung

Für die Wasserversorgung, den Überflutungsschutz und die Erhaltung der Gewässergüte in Siedlungsgebieten sind im Wesentlichen zwei Netzwerksysteme zuständig. Das Wasserversorgungsnetz und das Entwässerungsnetz sind in entwickelten Städten heutzutage nicht mehr wegzudenken und erfüllen täglich ihren Zweck. Eine kosteneffiziente und dem Stand der Technik entsprechende Leistungsfähigkeit dieser Systeme ist anzustreben. Deshalb ist das Ziel dieser Arbeit, die modelltechnische Analyse von Netzwerksystemen. Auf Basis dieser Analysen können diese Netzwerke den wachsenden Herausforderungen zielorientiert angepasst werden.

Der erste Hauptteil der Arbeit beschreibt, wie diese Netzwerke modelliert werden und gibt Hinweise, welche Aspekte im Modellierungsprozess zu beachten sind. Der erste Arbeitsschritt der Modellierung ist der Wichtigste, nämlich die Definition der Zielsetzung der Analyse bzw. die Festlegung des Verwendungszweckes des Modells. Der Verwendungszweck muss während des gesamten Modellierungsprozesses berücksichtigt werden und beeinflusst die Modellauswahl und Softwarefestlegung. Die Datenerfassung ist neben der Modellerstellung und Modellkalibrierung eine der arbeitsintensivsten Schritte. Schlussendlich werden die Simulationsergebnisse mit Bewertungsfunktionen, welche entsprechend der Zielsetzung der Analyse festgelegt werden, quantifiziert. Dies ermöglicht einen objektiven Vergleich verschiedener Szenarien und eine Analyse der Netzwerksysteme.

Der Zweite Hauptteil dieser Arbeit umfasst die Analyse von Netzwerksystemen basierend auf den drei Schwerpunkten:

- Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse
- Entwurf und Analyse von virtuellen Netzwerksystemen
- Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen

Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse

Wie durch Szenarienanalyse das Optimierungspotential der Siedlungswasserwirtschafts-Infrastruktur bestimmt werden kann wird anhand zweier Beispiele gezeigt:

Urinseparation: Mittels Separationstoiletten kann Urin vom Abwasserstrom getrennt, gespeichert und nach bestimmten Regeln in das System zurückgegeben werden. Dadurch kann die Ammoniumbelastung an der Kläranlage und im Vorfluter minimiert werden. Szenarien sind durch unterschiedliche Kontrollstrategien repräsentiert, welche die Urinbehälterentleerungen der Separationstoiletten regeln. Abhängig von der Wahl der Kontrollstrategie kann man mit Hilfe von Urinseparation unterschiedlich hohes Optimierungspotential lukrieren. Mit Hilfe der Fallstudie Vils/Reutte konnte gezeigt werden, dass die Beste der 7 vordefinierten Kontrollstrategien eine 40%-ige Reduzierung der Ammoniumbelastung im Vorfluter ermöglicht.

Ausbauvarianten: Optimierungspotential kann auch durch Ausbauvarianten lukriert werden. Bei der Planung von Bewirtschaftungskonzepten für Entwässerungsnetze stellt sich immer die Frage, in welche Maßnahmen (z.B. Beckenvolumen, Versickerungen) prioritär investiert werden soll. Einfluss darauf hat das zur Verfügung stehende Optimierungspotential. Durch Szenarien (insgesamt 9 unterschiedliche Maßnahmenkombinationen) basierend auf der Fallstudie Linz, konnte gezeigt werden, dass eine Verbesserung des Wirkungsgrades der Weiterleitung um bis zu 30% durch örtliche Ausbauvarianten erzielt werden kann. Verknüpft man Optimierungspotential mit Kosten kann mit solchen Analysen ein Bewirtschaftungskonzept abgestimmt werden.

Entwurf und Analyse von virtuellen Netzwerksystemen

Die Szenarienanalyse zur Erfassung des Optimierungspotentials erweiterte das Verständnis über die Strukturen von Netzwerksystemen. Für den automatischen „Entwurf virtueller Netze“ ist dieses Wissen sehr hilfreich und regte den Bedarf zur Entwicklung des „Modular Design System“ (MDS) und des „Case Study Generators“ (CSG) an. Die Anwendung des MDS (Modular Design System) ermöglicht die automatische Generierung von Wasserversorgungsnetzen. Dabei werden Module (Netzteile) definiert und automatisch miteinander verknüpft. Ebenso wurde der CSG (Case Study Generator) entwickelt. Der CSG erzeugt Entwässerungssysteme über zufällige Baumstrukturen. Ziel bei der Verwendung beider Modelle (MDS und CSG) ist insbesondere eine fallunabhängige Beurteilung von strukturellen Netzwerksystemveränderungen, wie z.B. die Implementierung einer Urinseparation, die Erhöhung des Speichervolumens oder der Klimawandel etc.

Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei weitere Modelle entwickelt. Mittels VulNetWS (Vulnerability of Water Supply Networks) und VulNetUD (Vulnerability of Urban Drainage Networks) kann die Vulnerabilität von Wasserversorgungs- und Entwässerungsnetzen basierend auf hydraulischen und qualitativen Simulationen bestimmt werden. Dabei werden Komponentenausfälle und andere Systemveränderungen (z.B. lokaler erhöhter Trockenwetterabfluss) imitiert. Zusätzlich zur Vulnerabilitätsbetrachtung wurde auch das Gefährdungspotential abgeschätzt, was in weiterer Folge eine Risikoanalyse ermöglicht. Als Endresultat wurden Risikokarten erstellt, mit denen Schutzmaßnahmen und Systemverbesserungen geplant werden können. Um die Stabilität dieser Modelle zu testen wurden virtuelle Fallstudien verwendet und stochastisch ausgewertet.

Anhand der vorgestellten Analysemethoden wird gezeigt, dass die modelltechnische Analyse von Netzwerksystemen, eine wertvolle und effiziente Unterstützung bei der nachhaltigen Planung und Optimierung von Netzwerksystemen der Siedlungswasserwirtschaft ist.

Abstract

The thesis is divided into two parts. The first part communicates the experience collected during the last four years of modelling work. This includes notes about the model development steps

- choice of model
- choice of software
- collection of data
- building, calibration and verification of model
- evaluation of performance

taking into account the leitmotiv.

The second part describes in which way the models have the ability to help decision makers to find the best solutions in their area of responsibility. This is shown by analyses of urban water networks from three different perspectives:

- analysis of scenarios for system improvement
- design and analysis of virtual case studies
- vulnerability and infrastructure risk analysis

Analysis of scenarios for system improvement

The improvement of system performance by analyzing scenarios is shown in two examples:

Urine Separation: Where classical urine separation deals with the separation and subsequent removal of urine from the wastewater stream the method promoted aims to separate urine from the wastewater, to buffer it and to release it in a controlled manner into the drainage system. The ultimate goal is to find the best control scenario on the one hand to average the daily dynamics in the ammonium load to the WWTP and on the other hand to reduce ammonium emissions towards receiving waters. As a case study the integrated urban drainage system of Vils/Reutte in Tyrol was used to analyse a total of seven new developed control scenarios – ranging from simple to highly complex real time control (RTC) strategies. The aim was to find out the control scenario with the highest potential by comparison. The evaluation showed that the simplest RTC

strategy is most effective. The optimal performance achieved in the case study resulted in an ammonium reduction to 62% (load based) compared with the status quo.

Operation strategies: Managers of urban water utilities always have to decide in which operation strategy should be invested. Implementation of storage facilities, rehabilitation of channels, enforcement of on-site infiltration etc. are options to improve the system performance. But the question is which measure should be implemented at which site. Based on a real world case study Linz this question was answered by scenario analysis. Nine possible measures were compared based on hydraulic performance. Best scenario to improve CSO efficiency was found to be the increase of the waste water treatment plant inflow capacity.

Design and analysis of virtual case studies

A traditional procedure for performance evaluation of systems is to test approaches and methodologies on one or more case studies. However, it is well known that the investigation of real world case studies is a tedious task. Moreover, due to the limited amount of case studies available, it is not certain that all aspects of a problem can be covered in such a procedure. Increasing computer power an alternative methodology has emerged: the investigation of a multitude of virtual case studies by means of a stochastic consideration of the overall performance. Within the frame of this approach the Modular Design System (MDS) to generate virtual water supply systems and the Case Study Generator (CSG) for the generation of urban drainage systems were developed. A variety of virtual case studies is generated by the two tools, categorized based on properties and compared with real world case studies. Applications for the virtual case studies are numerous. E.g. they can be used for system, strategy and software benchmarks in further studies.

Vulnerability and infrastructure risk analysis

The most important aspects in urban water management are supply and drainage security in combination with a sustainable water resource management strategy. This is a matter of risk assessment. The risk of a system can be calculated by multiplying its vulnerability (i.e. damage) with the belonging hazard (i.e. likelihood). Vulnerability assessment is defined as “*the identification of weaknesses in a system, focusing on defined threats that could compromise its ability to provide a service*”.

In this context a methodology is introduced to first identify vulnerable sites of an urban water infrastructure and second to estimate the potential effect of natural, anthropogenic and environmental hazards on these systems. The approach serves for the categorisation in risk zones by merging vulnerability and hazard maps. In doing this, it is possible to accomplish prevention measures on risky sites considering the available budget. Two management support tools (VulNetWS and VulNetUD – Vulnerability of Water Supply and Urban Drainage Networks) are developed which have the ability to quantify vulnerability based on hydraulic and water quality simulations assuming impacts on each single component (e.g. pipe bursts or surcharged CSO facilities).

As an example, the application of the method on a real world case study shows that a reduction of the connected area increases efficiency most where sewers are located upstream of combined sewer overflows with relatively less capacity in the downstream sewers. Another application was a risk analysis where hazards of flooding, landslide, debris flow and avalanches were calculated, categorized in hazard zones and merged with vulnerability maps of water supply systems. The analysis highlighted an area of 0.42 square kilometres within a case study area of approximately 21 square kilometres as being potentially risky.

Finally, it is seen that models are a valuable tool for managers and operators of water utilities to improve the efficiency of their systems. Additionally to scenario analyses models can support risk management, vulnerability assessment, the implementation of water safety plans, the development of rehabilitation strategies etc.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 1.1 | Erforderliche Netzwerksysteme der Siedlungswasserwirtschaft | 1 |
| 1.2 | Anwendung numerischer Modelle | 2 |
| 1.3 | Möglichkeiten der modelltechnischen Analyse | 3 |
| 1.3.1 | Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse | 3 |
| 1.3.2 | Entwurf virtueller Netzwerksysteme | 4 |
| 1.3.3 | Vulnerabilitäts- und Risikobetrachtung von Netzwerksysteme | 5 |
| 1.4 | Kontext der wissenschaftlichen Artikel | 6 |
| 1.4.1 | Artikel I | 6 |
| 1.4.2 | Artikel II | 6 |
| 1.4.3 | Artikel III | 7 |
| 1.4.4 | Artikel IV | 7 |
| 1.4.5 | Artikel V | 7 |
| 1.4.6 | Artikel VI | 8 |
| 1.4.7 | Artikel VII | 8 |
| 1.5 | Kontext der im Rahmen der Dissertation entwickelten Software | 8 |
| 1.5.1 | Modell I (Artikel II): Modulare Design System (MDS) | 8 |
| 1.5.2 | Modell II (Artikel VII): Case Study Generator (CSG) | 9 |
| 1.5.3 | Modell III (Artikel III): Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen (VuNetWS) | 9 |
| 1.5.4 | Modell IV (Artikel XIV): Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen (VuNetUD) | 9 |
| 1.6 | Zusammenfassung | 10 |
| 2 | Modellierung und Simulation von Netzwerksystemen | 11 |
| 2.1 | Motivation und Definition der Zielsetzung bzw. des Verwendungszwecks | 11 |
| 2.1.1 | Spezielle Zielsetzungen in der Wasserversorgung | 11 |
| 2.1.2 | Spezielle Zielsetzungen in der Entwässerung | 12 |
| 2.1.3 | Gemeinsame Zielsetzungen und Vergleich | 13 |
| 2.2 | Modellauswahl | 15 |
| 2.2.1 | Modelle für Wasserversorgungsnetze | 16 |
| 2.2.2 | Modelle für Entwässerungsnetze | 17 |
| 2.2.3 | Zusammenfassung und Vergleich der Netzwerksysteme | 20 |
| 2.3 | Softwareauswahl | 21 |
| 2.3.1 | Software für die Überrechnung von Wasserversorgungsnetzen | 21 |
| 2.3.2 | Software für die Überrechnung von Entwässerungsnetzen | 21 |
| 2.4 | Datenbedarf, -erhebung und -aufbereitung | 23 |
| 2.4.1 | Daten und Wasserversorgungsnetze | 23 |
| 2.4.2 | Daten und Entwässerungsnetze | 27 |
| 2.4.3 | Zusammenfassung und Vergleich bezüglich Datenbedarf | 30 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 2.5 | Erstellung, Kalibrierung und Verifikation der Modelle (EKV-Prozess) | 30 |
| 2.5.1 | EKV-Prozess: Wasserversorgungssysteme | 32 |
| 2.5.2 | EKV-Prozess: Entwässerung | 33 |
| 2.5.3 | Vergleich des EKV-Prozesses | 34 |
| 2.6 | Bewertungskriterien für Netzwerke der Siedlungswasserwirtschaft | 34 |
| 2.6.1 | Bewertungskriterien für Wasserversorgungsnetz | 35 |
| 2.6.2 | Bewertungskriterien für Entwässerungsnetze | 38 |
| 2.6.3 | Erfassung der Stabilität durch stochastische Auswertung der BF | 41 |
| 3 | Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse | 44 |
| 3.1 | Optimierungspotential durch Veränderung der Abwassercharakteristik | 44 |
| 3.1.1 | Beschreibung des Abwassersystems Vils/Reutte | 45 |
| 3.1.2 | Beschreibung des Abwassermodells Vils/Reutte | 46 |
| 3.1.3 | Erweiterungen der Software CITY DRAIN | 47 |
| 3.1.4 | Urinseparation als Teil einer Steuerungsstrategie | 47 |
| 3.2 | Optimierungspotential durch Ausbau des Netzwerksystems | 49 |
| 3.2.1 | Beschreibung des Abwassersystems Linz | 50 |
| 3.2.2 | Implementierung der Onlinesteuerung | 50 |
| 3.2.3 | Szenarienanalyse am Fallbeispiel Linz | 51 |
| 4 | Entwurf und Analyse virtueller Netzwerksysteme | 53 |
| 4.1 | Literatur und Motivation | 53 |
| 4.2 | Entwurf von virtuellen Wasserversorgungsnetzen | 54 |
| 4.2.1 | Bedarfsvariation | 54 |
| 4.2.2 | Ausdehnungsvariation | 55 |
| 4.2.3 | Dargebotsvariation | 56 |
| 4.2.4 | Netztypvariation | 56 |
| 4.2.5 | Zwischenabstandvariation und Anzahl der Komplexe | 56 |
| 4.2.6 | Verknüpfungstypvariation | 57 |
| 4.2.7 | Anzahl der Variationen für die Analyse | 57 |
| 4.2.8 | Dimensionierung der virtuellen Wasserversorgungsetzwerke | 58 |
| 4.3 | Einwirkungen auf Netzwerksysteme | 59 |
| 4.3.1 | Löschwasserbedarf (im2) | 59 |
| 4.3.2 | Einwirkung Sonderentnahme (im3) | 59 |
| 4.3.3 | Einwirkung Rohrschaden (im4) | 60 |
| 4.3.4 | Einwirkung Dargebotsausfall (im5) | 60 |
| 4.3.5 | Zusammenfassung – Einwirkungen | 61 |
| 4.4 | Kategorisierung und Zuordnung der virtuellen Versorgungssysteme | 61 |
| 4.5 | Vergleich der virtuellen Wasserversorgungsnetze | 62 |
| 4.5.1 | Vergleich bei Variation der Besiedlungsstruktur (de) | 62 |
| 4.5.2 | Vergleich bei Variation der Gebietsstruktur (di) | 63 |
| 4.5.3 | Vergleich bei Variation der Anzahl der Dargebote (so) | 63 |
| 4.5.4 | Vergleich bei Variation der Netzstruktur (ne) | 64 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 4.5.5 | Vergleich bei Variation der Verknüpfungsstruktur (li) | 65 |
| 4.5.6 | Vergleich bei Variation der Anzahl der Bedarfsgebiete (co) | 66 |
| 4.5.7 | Vergleich bei Variation des Zwischenabstandes (in) | 66 |
| 4.5.8 | Vergleich unterschiedlicher Lastfalles | 67 |
| 4.6 | Entwurf von virtuellen Entwässerungsnetzen | 68 |
| 4.7 | Kategorisierung der virtuellen Entwässerungssysteme | 70 |
| 4.8 | Vergleich der virtuellen Entwässerungsnetze basierend auf BF | 71 |
| 4.8.1 | Vergleich bei Variation der mittleren Trockenwetterabflussdichte | 72 |
| 4.8.2 | Vergleich bei Variation des spezifischen Beckenvolumens | 73 |
| 4.8.3 | Vergleich bei Variation der Anzahl der Knoten | 74 |
| 4.8.4 | Vergleich bei Variation des Anteiles von Speicherbauwerken | 74 |
| 4.8.5 | Vergleich bei Variation des Median der Haltungsgefälle | 76 |
| 4.8.6 | Vergleich bei Variation des Median der Haltungs-durchmesser | 76 |
| 4.8.7 | Zusammenfassung Vergleich von Entwässerungssystemen | 77 |
| 5 | Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen | 78 |
| 5.1 | Literaturstudie und Motivation | 78 |
| 5.1.1 | „Infrastructure Risk Analysis Model“ | 79 |
| 5.1.2 | Anwendung von Bayesian Netzwerken | 81 |
| 5.1.3 | Spieltheorie | 82 |
| 5.2 | Methode zu Vulnerabilitätsbestimmung von Netzwerksystemen | 82 |
| 5.2.1 | Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen | 83 |
| 5.2.2 | Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen | 85 |
| 5.3 | Abschätzung der Gefährdungen der Netzwerksysteme | 89 |
| 5.4 | Örtlich verteilte Risikoanalyse von Netzwerksystemen | 90 |
| 5.4.1 | Risikoanalyse der Gefährdung der Wasserversorgungsnetze durch Muren | 91 |
| 5.4.2 | Negativbeispiel einer Risikoidentifizierung | 93 |
| 6 | Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick | 94 |
| 6.1 | Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse | 94 |
| 6.2 | Entwurf und Analyse virtueller Netzwerksysteme | 95 |
| 6.2.1 | Modellentwicklung | 95 |
| 6.2.2 | Analyse der virtuellen Systeme | 95 |
| 6.2.3 | Ausblick: Virtuelle Städte und „Decision Support System (DSS)“ | 97 |
| 6.3 | Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen | 98 |
| 6.3.1 | Modellentwicklung für Vulnerabilitätsanalysen | 98 |
| 6.3.2 | GIS-basierte Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse | 98 |
| 6.3.3 | Ausblick: Prototypenentwicklung, Ausfallkombinationen, Fallstudien | 99 |
| 6.4 | Interaktion zwischen den im Rahmen der Dissertation vorgestellten Arbeitsschritten von modelltechnischen Untersuchungen | 100 |
| 6.5 | Resümee | 101 |
| 7 | Literaturverzeichnis | 102 |

Verzeichnisse

| | | |
|------------|----------------------------------|----------|
| I | Lebenslauf | 1 |
| II | Publikationsliste | 2 |
| III | Wissenschaftliche Artikel | 7 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|---|----|
| Abbildung 1: | Von einer Fragestellung zu einer Lösung des Problems (Gujer, 2008) | 3 |
| Abbildung 2: | Kontext der Veröffentlichungen und Modelle | 10 |
| Abbildung 3: | Datenerhebungsbogen – Wasserversorgungsnetz | 26 |
| Abbildung 4: | Datenerhebungsbogen – Entwässerungsnetz | 29 |
| Abbildung 5: | Stabilitätsbeurteilung mit Hilfe von Bewertungsfunktionen (Artikel III) | 42 |
| Abbildung 6: | Abwassertemperatur und NH ₄ -N – Emission (Achleitner et al., 2008) | 44 |
| Abbildung 7: | Entwässerungssystem Vils/Reutte – Übersichtskarte | 45 |
| Abbildung 8: | Entwässerungssystem Vils/Reutte – Plan und numerisches Modell (Achleitner et al., 2008) | 46 |
| Abbildung 9: | Schematische Darstellung der unterschiedlichen Steuerungsstrategien (Artikel I) | 48 |
| Abbildung 10: | Optimierungspotential unterschiedlicher Steuerungsstrategien (Artikel I) | 49 |
| Abbildung 11: | Modellbildung der Kanalisation Linz und Umgebung | 50 |
| Abbildung 12: | Optimierungspotential unterschiedlicher Ausbaumöglichkeiten (Artikel II) | 52 |
| Abbildung 13: | links: Bedarfsvariation (de); rechts: Stochastische Bedarfsvariation | 55 |
| Abbildung 14: | Variation der Ausdehnung (di) | 55 |
| Abbildung 15: | Dargebotsvariation (so) | 56 |
| Abbildung 16: | Netztypvariation (ne) | 56 |
| Abbildung 17: | Zwischenabstandvariation (in) und Anzahl der Komplexe (co) | 57 |
| Abbildung 18: | Beispiel für Verknüpfungstypvariation | 57 |
| Abbildung 19: | Einwirkungen auf Wasserversorgungsnetze | 61 |
| Abbildung 20: | Vergleich bei Variation der Besiedlungsstruktur (de) | 62 |
| Abbildung 21: | Vergleich bei Variation der Gebietsstruktur (di) | 63 |
| Abbildung 22: | Vergleich bei Variation der Anzahl der Dargebote (so) | 64 |
| Abbildung 23: | Vergleich bei Variation der Netzstruktur (ne) | 64 |
| Abbildung 24: | Vergleich bei Variation der Verknüpfungsstruktur (li) | 65 |
| Abbildung 25: | Vergleich bei Variation der Anzahl der Bedarfsgebiete (co) | 66 |
| Abbildung 26: | Vergleich bei Variation des Zwischenabstandes (in) | 67 |
| Abbildung 27: | Vergleich bei Variation der Lastfälle | 68 |
| Abbildung 28: | Software Architektur Modell II, der Case Study Generator (Artikel IV) | 68 |
| Abbildung 29: | Kumulative Verteilungsfunktion einiger Eigenschaften | 71 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 30: | Vergleich von realen und virtuellen Entwässerungsnetzen mittels BF | 72 |
| Abbildung 31: | Vergleich bei Variation der Summe des Trockenwetterabflusses (TW) | 73 |
| Abbildung 32: | Vergleich bei Variation des spezifischen Trockenwetterabflusses (TW) | 73 |
| Abbildung 33: | Vergleich bei Variation des spezifischen Beckenvolumens (BV) | 74 |
| Abbildung 34: | Vergleich bei Variation der Anzahl der Knoten | 74 |
| Abbildung 35: | Vergleich bei Variation der Anzahl von Speicherbauwerken | 75 |
| Abbildung 36: | Vergleich bei Variation des Prozentanteiles von Speicherbauwerken | 75 |
| Abbildung 37: | Vergleich bei Variation des Median der Haltungsgefälle | 76 |
| Abbildung 38: | Vergleich bei Variation des Median der Haltungsdurchmesser | 76 |
| Abbildung 39: | Phasen des „Infrastructure Risk Analysis Model“ (IRAM) | 79 |
| Abbildung 40: | Grafische Oberfläche des Modells VulNetWS | 84 |
| Abbildung 41: | Vulnerabilitätskarte von Aurach (rechts optimiert, Artikel V) | 85 |
| Abbildung 42: | Graphische Oberfläche von VulNetUD (Artikel VII) | 86 |
| Abbildung 43: | Vulnerabilitätskarten erzeugt mit VulNetUD (Artikel VII) | 88 |
| Abbildung 44: | Vergleich von virtuellen und realen Systemen (Artikel VII) | 88 |
| Abbildung 45: | Wildbachgefahren- und Vulnerabilitätskarte von Kitzbühel (Möderl et al., 2008a) | 92 |
| Abbildung 46: | Netzbereich mit hohem Risiko für Vermurung (Möderl et al., 2008a) | 92 |
| Abbildung 47: | Negativbeispiel einer Risikoidentifizierung (Rauch et al., 2008) | 93 |
| Abbildung 48: | Interaktionen in der modelltechnischen Analyse | 101 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabelle 1: | Entwässerungsmodelle vs. Zielsetzung | 20 |
| Tabelle 2: | Parameter für die Kalibrierung von Wasserversorgungsnetzen | 33 |
| Tabelle 3: | Parameter für die Kalibrierung Entwässerungsnetze | 34 |
| Tabelle 4: | Rohrleitungskosten je Meter [€/m] nach Mutschmann und Stimmelmayer, 1999 | 37 |
| Tabelle 5: | Phasen für Analyse der Optimierungspotentiale (Artikel II) | 51 |
| Tabelle 6: | Variationswerte für den Bedarf pro Knoten | 54 |
| Tabelle 7: | Kategorisierung der virtuellen Netze | 61 |
| Tabelle 8: | Stoffkonzentrationen (+-20%) der virtuellen Entwässerungsnetze | 69 |
| Tabelle 9: | Statistische Werte der Fallstudien (Durchflüsse als Jahresmittel) | 84 |
| Tabelle 10: | Zu berücksichtigende Naturgefahren | 89 |
| Tabelle 11: | Mögliche Kombinationen von Gefährdungs- und Vulnerabilitätskarten | 90 |

1 Einleitung

Die Siedlungswasserwirtschaft befasst sich mit der sicheren Versorgung mit Trinkwasser bzw. Betriebswasser, der hygienischen und nachhaltigen Entsorgung von Abwasser und dem Abtransport von Niederschlagswasser im Umfeld von Siedlungen.

1.1 Erforderliche Netzwerksysteme der Siedlungswasserwirtschaft

Dafür sind im Wesentlichen zwei Netzwerksysteme zuständig. Wasserversorgungsnetz und Entwässerungsnetz sind in entwickelten Städten heutzutage nicht mehr wegzudenken, obwohl sie von der Bevölkerung kaum wahrgenommen werden. Im Folgenden werden diese Netzwerksysteme deshalb vorgestellt.

Das Wasserversorgungsnetz erstreckt sich über das gesamte Siedlungsgebiet, damit die gesamte Bevölkerung und Wirtschaft ausreichend mit Wasser versorgt werden kann. Vereinzelt sind jedoch auch Selbstversorgungen realisiert. Das Wasserversorgungssystem kann in drei übergeordnete Teilbereiche eingeteilt werden. Durch Quellen (Quellfassung, Grundwasserfassung, Oberflächengewässer) deren Wasser falls erforderlich gereinigt werden muss, werden über das Verteilernetz die Senken (Bedarf von Bevölkerung und Wirtschaft) versorgt. Das Verteilernetz besteht dabei wiederum aus Kontrollarmaturen, und Speicherbauwerken sowie den Leitungen.

Ebenso wie das Wasserversorgungsnetz erstreckt sich das Entwässerungsnetz über den gesamten Siedlungsraum. Dadurch kann der gesamte Schmutzwasseranfall im Siedlungsraum gesammelt werden. Auch das Entwässerungssystem kann in drei Teilbereiche eingeteilt werden. Die Quellen (Regenwasser, Trockenwetterabfluss, etc.) liefern im Gegensatz zum Wasserversorgungssystem Abwasser. Dieses wird durch das Kanalnetz gesammelt und zur Abwasserreinigungsanlage bzw. zum Vorfluter (Senken) geführt. Bei den Entwässerungsverfahren können im Wesentlichen zwei unterschiedliche Verfahren angewendet werden. Beim Trennverfahren wird Regenwasser und Trockenwetterabfluss separat gesammelt. Bei Mischverfahren werden beide Abwasserquellen gemeinsam behandelt. Bei

Trennsystemen gelangt das Regenwasser direkt in die Vorfluter, dafür wird der gesamte Trockenwetterabfluss durch die Abwasserreinigungsanlage behandelt. Beim Mischverfahren werden durch starke Niederschlagsereignisse die Kanalnetze überlastet. Dadurch gelangt hier Mischwasser in die Vorfluter. In De Toffol et al., 2007 werden diese zwei Verfahren genauer beschrieben und Vor- und Nachteile verglichen. Mittlerweile entstehen nicht nur aufgrund von Rehabilitierungsmaßnahmen modifizierte Verfahren. Schwerpunkt dieser Dissertation ist die Entwässerung mittels Mischverfahren die aufgrund der historischen Entwicklung in Österreich sehr häufig angewendet wird.

Wesentlicher Unterschied zwischen Wasserversorgungsnetz und Entwässerungsnetz sind die Druckverhältnisse. Während im Wasserversorgungsnetz Druckabfluss vorherrschen sollte, bilden sich in Entwässerungssystemen meistens Freispiegelabflüsse aus. Der Druckabfluss bietet Schutz gegen Kontaminierung, jedoch wird das Risiko für Exfiltration (Wasserverluste) erhöht. Hingegen können Entwässerungssysteme infiltrieren (Fremdwasser) und exfiltrieren (potentielle Grundwasserverunreinigung). Dieser Sachverhalt indiziert auch die unterschiedlichen modelltechnischen Abbildungen und Ansätze.

1.2 Anwendung numerischer Modelle

Die Möglichkeit einer Abbildung eines Systems mit Hilfe eines mathematischen Modells besteht aus den Arbeitsschritten: Formulierung, Untersuchung, Abstimmung und Validierung (Abbildung 1; Gujer, 2008). Entsprechend einer definierten Aufgabenstellung wird das Netzwerkssystem aus seiner Umgebung entnommen und an den Systemschnittstellen räumliche, zeitliche und Status-Randbedingungen angesetzt. Für die mathematische Abbildung der Gesetzmäßigkeiten braucht es ein Verständnis für die Transport- und Umwandlungsprozesse, die im System ablaufen. Basierend auf diesen Prozessen wird das mathematische Modell durch Bilanzgleichungen geformt. Somit ist die Struktur definiert. Für Modellabstimmungen müssen nun die Modellparameter durch Experimente (z.B. Sensitivitätsanalyse) untersucht werden. Ein vereinfachtes und doch ausreichend zuverlässiges Modell wird vor einer Anwendung immer unter Verwendung von Messdaten kalibriert bzw. validiert. Nun kann das Modell für Fragestellung der Entwurfsplanung, Bewirtschaftung und noch viele andere Anwendungen herangezogen werden.

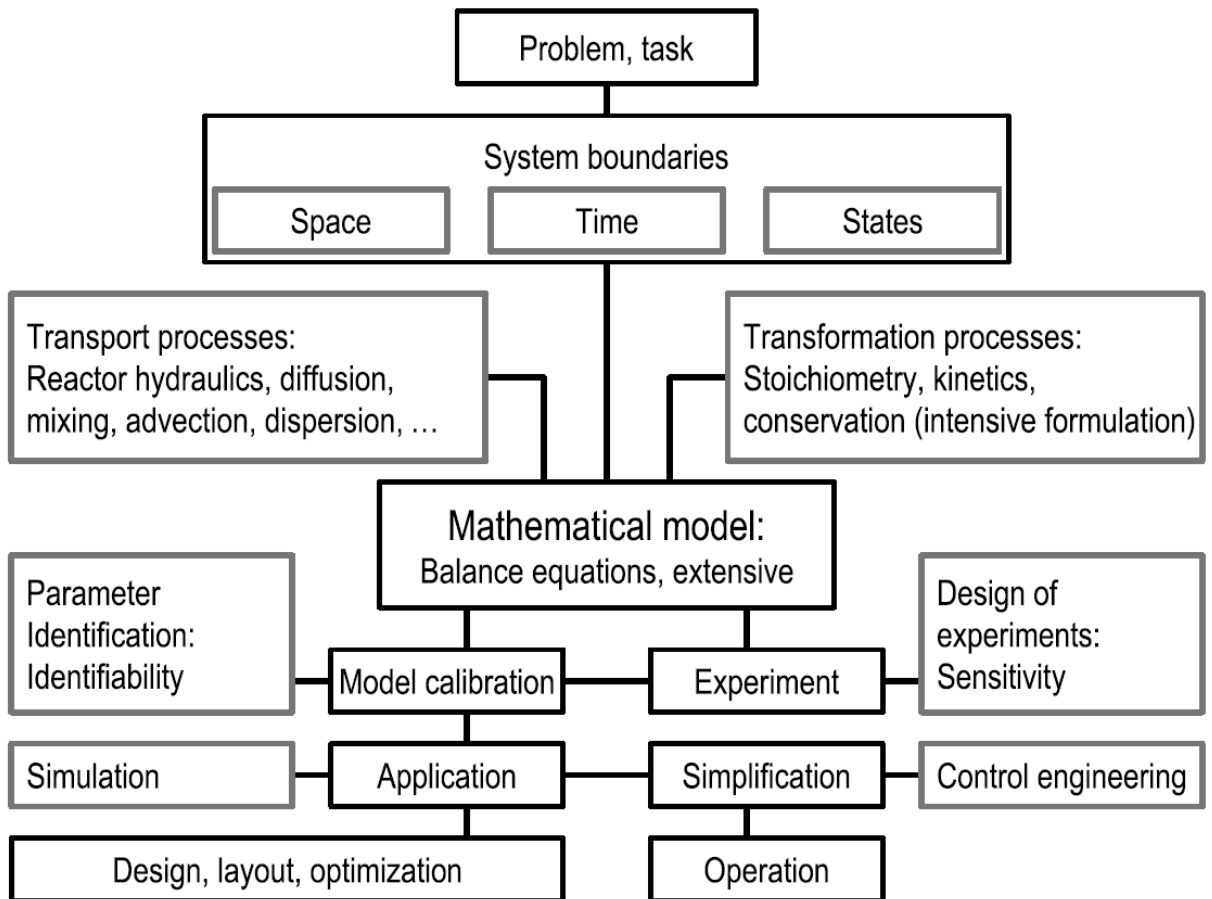


Abbildung 1: Von einer Fragestellung zu einer Lösung des Problems (Gujer, 2008)

1.3 Möglichkeiten der modelltechnischen Analyse

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten Netzwerksysteme modelltechnisch zu analysieren. Die sicherlich am häufigsten genutzte Anwendung von Modellen in der Praxis ist die Überrechnung von Systemen bei der Entwurfsplanung und der Nachweisführung. In der Dissertation werden jedoch folgende Analysen beschrieben:

- Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse
- Entwurf und Analyse von virtueller Netzwerksystemen
- Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen

1.3.1 Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse

Numerische Modelle ermöglichen es Analysen durchzuführen die sonst nicht oder nur mit sehr hohem Aufwand durchgeführt werden könnten. Vorteil dabei ist, dass jene physikalischen Größen, welche das Modell abbilden kann, an jeder Stelle und zu jedem Zeitpunkt bekannt sind. Im realen System müssten dafür überall

Messgeräte aufgestellt werden, was nur theoretisch möglich ist. Ein weiterer Vorteil von Modellen ist, dass die Simulationen der Prozesse meist um ein Vielfaches schneller ablaufen als die Prozesse in der Realität. Dadurch lassen sich durch Veränderung von Modellparametern verschiedene Systemvarianten bzw. Verbesserungsmaßnahmen testen und analysieren.

Einsatzmöglichkeiten für Modelle sind mannigfaltig. Für eine modelltechnische Erfassung des Optimierungspotentials von technischen Systemen muss durch geschickte Änderung der Modellparameter ein Parametersatz gefunden werden, der eine hohe Verbesserung des Zustandes verspricht. Verknüpft man dieses Ergebnis mit den für die Umsetzung notwendigen Kosten entsteht eine Entscheidungshilfe für den Betreiber des Netzwerksystems. Für diesen Einsatz werden in der Forschung oft mathematische Optimierungsalgorithmen verwendet (Savic und Walters, 1997, Babayan et al., 2004, Savic und Cunha, 2008, Liu et al., 2004, Farmani et al., 2006, Ostfeld und Tubaltzev, 2008). Leider werden solche innovativen Ansätze in Praxis eher selten verwendet. In dieser Arbeit wird nicht auf die mathematische Beschreibung und Anwendung von Optimierungsalgorithmen eingegangen, sondern es werden mittels Apriori-Wissen Szenarien festgelegt und diese anhand der Simulationsergebnisse verglichen. Optimierungsmöglichkeiten durch eine Kanalsteuerung werden seit einiger Zeit erforscht (Schilling, 1990, Schutze et al., 2004, Schilling, 1986, Zacharof et al., 2004, Butler und Schutze, 2005; Krebs und Larsen, 1997). Eine Abwandlung dieser Methodik zur Prozessoptimierung wird anhand eines Beispiels vorgestellt ebenso wie die Optimierung der Netzstruktur.

1.3.2 Entwurf virtueller Netzwerksysteme

In der Praxis werden neue entwickelte Methoden bzw. Varianten und Szenarien anhand von einer oder mehreren Fallstudie analysiert. Dadurch kann über die Auswirkung einer Systemveränderung nur eine fallspezifische Schlussfolgerung getroffen werden.

Interessant wäre aber eine generelle Aussage treffen zu können bzw. eine fallstudienunabhängig Aussage wie sich eine gewisse Systemveränderung auf das Systemverhalten auswirkt. Bis dato sind solche generellen Beurteilungen aufgrund der begrenzten Anzahl von Fallstudien nur mit unzureichender Aussagekraft möglich. Deshalb wurden im Rahmen dieser Dissertation zwei Softwareprodukte entwickelt,

die automatisch eine unbegrenzte Anzahl an Fallstudien generieren können. Das Modular Design System (MDS) generiert auf Basis von vordefinierten Randbedingungen und Modulen (kleine Systemeinheiten mit unterschiedlicher Charakteristik) virtuelle Wasserversorgungsnetzwerke. Vergleichbar können mit Hilfe des Case Study Generators (CSG) Entwässerungsnetze mit Baumstruktur erzeugt werden.

Die derzeitige Version dieser Softwareprodukte ermöglicht eine generellere Bewertung von Ursache und Wirkung. Eines der wichtigsten Ziele einer Weiterentwicklung dieser Werkzeuge ist die automatische Erstellung von Entwurfsplänen und hydrodynamischer Bemessung von Wasserversorgungs-, und Entwässerungsnetzen.

1.3.3 Vulnerabilitäts- und Risikobetrachtung von Netzwerksysteme

Die Bevölkerung beansprucht eine sichere Versorgung mit Trinkwasser sowie eine sichere Entwässerung des Niederschlagswassers in den Siedlungsgebieten. Bereits kurzfristige Versorgungsengpässe in Teilbereichen des Wasserversorgungsnetzes werden von der Bevölkerung und Wirtschaft kritisch gesehen. Eine Steigerung der Überflutungshäufigkeit von Entwässerungssystemen hat immanente Auswirkungen auf die Bevölkerung.

Nicht nur unter Standardbedingungen soll Versorgungs- und Entwässerungssicherheit gewährleistet werden. Auch bei nicht vorhersehbaren Beeinträchtigungen soll das System seine Funktion erfüllen. Die Quantifizierung der potentiellen Beeinträchtigung der Netzwerksysteme durch äußere Einwirkungen wie z.B. Klimawandel, Naturgefahren, oder terroristische Anschläge, etc. ist daher ein relevantes Thema für die Betreiber der Infrastruktur.

Darum wird eine innovative Methodik zu diesem Thema vorgestellt. Die Methodik umfasst dabei in einem ersten Schritt die Erfassung der Systemvulnerabilität des Netzwerksystems. Nach Ezell, 2007 wird die Vulnerabilitätsbeurteilung als *„die Identifikation von Schwachstellen im System unter Berücksichtigung von bestimmten Gefahren, welche die Aufgabe bestimmter Systemkomponenten beeinträchtigen, definiert.* Im zweiten Schritt wird basierend auf der Erfassung des

Gefährdungspotentials und der Systemvulnerabilität das Risiko von Systembeeinträchtigungen abgeschätzt.

Diese Methodik wird durch zwei im Rahmen dieser Dissertation entwickelte Softwareprodukte unterstützt. VulnetWS (Vulnerability of Water Supply Networks) bestimmt die Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen basierend auf hydraulischer Simulationen. Genauso bestimmt VulNetUD (Vulnerability of Urban Drainage Networks) die Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen. Beide Werkzeuge besitzen eine graphische Bedieneroberfläche und eine Schnittstelle zu Geoinformationssystemen.

1.4 Kontext der wissenschaftlichen Artikel

Alle Veröffentlichungen behandeln Netzwerksysteme der Siedlungswasserwirtschaft. Dabei werden diese Netzwerksysteme analysiert, mit dem Ziel, diese Systeme zu optimieren und das Systemverständnis zu erweitern (siehe auch Abbildung 2).

1.4.1 Artikel I

Achleitner, S.; Möderl, M. und Rauch, W. (2007)
Urine separation as part of a real-time control strategy.
Urban Water Journal, Vol. 4(4), p. 233-240

Optimierungspotential durch Urinseparation: Mittels Separationstoiletten kann Urin vom Abwasserstrom getrennt, gespeichert und nach bestimmten Regeln in das System zurückgegeben werden. Dadurch kann die Ammoniumbelastung an der Kläranlage und im Vorfluter minimiert werden. Szenarien werden durch unterschiedliche Kontrollstrategien repräsentiert, welche die Urinbehälterentleerungen der Separationstoiletten regeln. Abhängig von der Wahl der Kontrollstrategie kann mit Hilfe von Urinseparation unterschiedlich hohes Optimierungspotential lukriert werden. Bei der Fallstudie Vils/Reutte ergab sich ein Optimierungspotenzial von bis zu 40 % der Ammoniumbelastung im Vorfluter.

1.4.2 Artikel II

Möderl, M.; Kleidorfer, M.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)
Reduktion von Mischwasseremissionen durch Optimierung eines Entwässerungssystems am Beispiel der Stadt Linz.
Wiener Mitteilungen: Kanalmanagement 2007 - Unterirdische Kanalsanierung, Vol. 203, p. K1-K22

Optimierungspotential durch effiziente Bewirtschaftung: Bei der Planung von Bewirtschaftungskonzepten von Entwässerungsnetzen stellt sich immer die Frage in welche Maßnahmen (z.B. Beckenvolumen, Versickerungen) prioritär investiert werden soll. Einfluss darauf hat das zur Verfügung stehende Optimierungspotential. Durch Szenarien (insgesamt 9 unterschiedliche Maßnahmenkombinationen) basierend auf der Fallstudie Linz konnte gezeigt werden, dass eine Verbesserung des Wirkungsgrades der Weiterleitung (ÖWAV-RB 19, 2007) um bis zu 30% durch örtliche Ausbauvarianten erzielt werden kann. Verknüpft man das Optimierungspotential mit Kosten, kann mit solchen Analysen ein Bewirtschaftungskonzept abgestimmt werden.

1.4.3 Artikel III

Möderl, M.; Fetz, T. und Rauch, W. (2007)
Stochastic approach for performance evaluation regarding water distribution systems.
Water Science and Technology, Vol. 56(9), p. 29 - 36.

Entwurf von virtuellen Wasserversorgungsnetzen: Dieser Artikel diskutiert die Entwicklung und Anwendung des MDS (Modular Design System). Das MDS dient zur Generierung von Wasserversorgungsnetzen. Durch Definition von Modulen (Netzteile) und deren automatischen Verknüpfung können Wasserversorgungsnetze erzeugt werden.

1.4.4 Artikel IV

Möderl, M.; Butler, D. und Rauch, W. (2009)
A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems.
Water Science & Technology, Vol. 59(6), p. 1137-1143.

Entwurf von virtuellen Entwässerungsnetzen: Dieser Artikel diskutiert die Entwicklung und Anwendung des CSG (Case Study Generator). Der CSG erzeugt Entwässerungssysteme über zufällige Baumstrukturen. Mit einer Vielzahl von so generierten Entwässerungssystemen lassen sich Strukturänderungen an Systemen stochastisch und fallunspezifisch beurteilen.

1.4.5 Artikel V

Möderl, M.; De Toffol, S.; Fleischhacker, E. and Rauch, W. (2009)
Mapping the intrinsic vulnerability of a water supply system by means of VulNetWS.
Journal of Water Resources Planning and Management (submitted).

Vulnerabilität von Wasserversorgungssystemen: Dieser Artikel beschreibt die Entwicklung und Anwendung von VulNetWS (Vulnerability of Water Supply Networks). VulnetWS bestimmt die Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen basierend auf hydraulischer Simulationen. Dabei werden Komponentenausfälle simuliert. Endresultat sind Vulnerabilitätskarten.

1.4.6 Artikel VI

Möderl, M.; Vanham, D.; De Toffol, S. and Rauch, W. (2008)
Potential impact of natural hazards on water supply systems in Alpine regions.
Water Practice and Technology, Vol. 3(3)

Risikoanalyse von Wasserversorgungssystemen in Verbindung mit Naturgefahren: Zusätzlich zur Vulnerabilitätsbetrachtung (Artikel V) wird das Gefährdungspotential abgeschätzt und eine Risikoanalyse durchgeführt.

1.4.7 Artikel VII

Möderl, M.; Kleidorfer, M.; Sitzenfrei, R. and Rauch, W. (2009)
Identifying weak points of urban drainage systems by means of VulNetUD.
8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo (Japan), 7-11 Sep.

Vulnerabilität von Entwässerungssystemen: Dieser Artikel beschreibt die Entwicklung und Anwendung von VulNetUD (Vulnerability of Urban Drainage Networks). VulNetUD bestimmt die Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen basierend auf hydrodynamischen Simulationen. Dabei werden Komponentenausfälle und andere Systemveränderungen simuliert. Ergebnis sind wie bei Artikel V Vulnerabilitätskarten.

1.5 Kontext der im Rahmen der Dissertation entwickelten Software

Nicht nur Veröffentlichungen wurden im Rahmen dieser Dissertation verfasst. Insgesamt wurden vier Softwareprodukte entwickelt, die in einigen der oben genannten wissenschaftlichen Artikel verwendet bzw. beschrieben werden (siehe auch Abbildung 2).

1.5.1 Modell I (Artikel II): Modulare Design System (MDS)

Das MDS (Modular Design System) dient zur Generierung von Wasserversorgungsnetzen (Möderl et al., 2007). Durch Definition von Modulen (Netzteile) und deren automatischen Verknüpfung können Wasserversorgungsnetze erzeugt werden.

Entwickler: Fetz T., Möderl M., Rauch W.
Bedienung: über ein Matlab-Skript
Erhältlich: www.uibk.ac.at/umwelttechnik/download

1.5.2 Modell II (Artikel VII): Case Study Generator (CSG)

Der CSG (Case Study Generator) erzeugt Entwässerungssysteme über zufällige Baumstrukturen. Mit einer Vielzahl von solch generierten Entwässerungssystemen lassen sich Strukturänderungen an Systemen stochastisch und fallunspezifisch beurteilen (Möderl et al., 2009).

Entwickler: Möderl M., Rauch W.
Bedienung: über ein Matlab-Skript
Erhältlich: www.uibk.ac.at/umwelttechnik/download

1.5.3 Modell III (Artikel III): Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen (VuINetWS)

VuINetWS bestimmt die Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen basierend auf hydraulischer und qualitativer Simulationen. Dabei werden Komponentenausfälle simuliert. Endresultat sind Vulnerabilitätskarten.

Entwickler: Möderl M., Rauch W.
Bedienung: über eine graphische Oberfläche
Erhältlich: www.uibk.ac.at/umwelttechnik/download

1.5.4 Modell IV (Artikel XIV): Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen (VuINetUD)

VuINetUD bestimmt die Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen basierend auf hydrodynamischen und qualitativen Simulationen. Dabei werden Komponentenausfälle und andere Systemveränderungen simuliert. Endresultat sind ebenso Vulnerabilitätskarten.

Entwickler: Möderl M., Rauch W.
Bedienung: über eine graphische Oberfläche
Erhältlich: www.uibk.ac.at/umwelttechnik/download

1.6 Zusammenfassung

Abbildung 2 zeigt den Kontext von wissenschaftlichen Artikeln, entwickelten Modellen und der Analysen von Wasserversorgungs-, und Entwässerungsnetzes basierend auf den Disziplinen Szenarien-Analyse, Entwurf virtueller Systeme und Risikoanalyse. Durch Analysen von Szenarien wurde ein umfassendes Grundverständnis für die Netzwerksysteme geschaffen. Dieses Grundverständnis war unumgänglich für die weiteren Analysen. Durch die Entwicklung von Werkzeugen zur Generierung und Analyse von virtuellen Systemen erweiterte sich das Grundverständnis und eröffnete die Möglichkeit einer bis jetzt in dieser Art und Weise nur sehr selten durchgeführten fallunspezifischen Betrachtung von Fragestellungen. Diese fallunspezifischen Ansätze wurden auch in der Risikoanalyse angewendet. Dadurch konnte die Vulnerabilität in Verbindung mit der Gefährdung von Netzwerksystemen und der Entwicklung neuartiger Softwaretools analysiert werden.

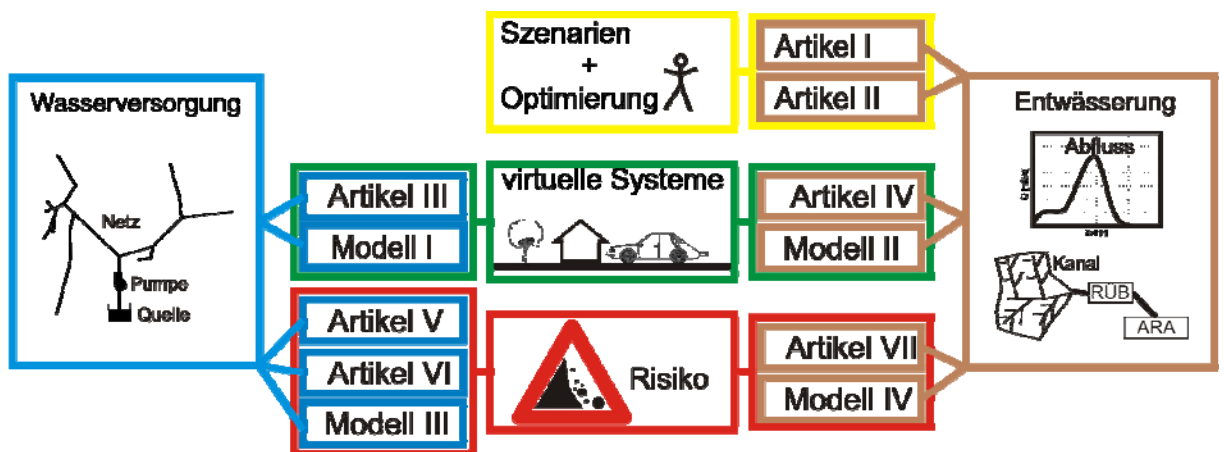


Abbildung 2: Kontext der Veröffentlichungen und Modelle

2 Modellierung und Simulation von Netzwerksystemen

Dieses Kapitel beinhaltet einen Leitfaden zur Modellierung von Netzwerksystemen in der Siedlungswasserwirtschaft. Vom 1. Schritt der Modellierung, der Definition der Zielsetzung, bis hin zur Modellauswertung werden alle relevanten Zwischenschritte beschrieben. Schlussendlich sollte bei Durchführung dieser Schritte als Resultat ein Modell entstehen, das die am Start der Modellierung definierten Aufgaben mit hinreichender Sicherheit erfüllt.

2.1 Motivation und Definition der Zielsetzung bzw. des Verwendungszwecks

Erster Schritt zur Erstellung eines Modells ist die Definition des Zieles. Je nachdem welches Ziel erreicht werden soll, müssen im Modellierungsprozess unterschiedliche Kriterien berücksichtigt werden. Vor allem beim Kalibrierungsprozess werden die Unterschiede besonders deutlich. Z.B. wenn man ein Modell auf Abwasserreinigungsanlagenzulauf kalibriert und mit diesem Modell Mischwasserentlastungsvolumen prognostizieren will, muss man sich im Klaren sein, dass überdurchschnittlich hohe Unsicherheiten entstehen, denn die Korrelationen von Ganglinien bei den Entlastungen und beim Kläranlagenzulauf sind in der Regel gering. Ebenso ist ein Modell eines Wasserversorgungsnetzes unsicher, wenn es auf Druckverhältnisse kalibriert ist und damit aber Stoffverteilungen im System ausgewertet werden. Dies begründet sich in der ungenügenden Korrelation zwischen Druck- und Geschwindigkeitsverteilung. Genauer werden diese Aspekte in Kapitel 2.5 ausgeführt.

Im Folgenden werden ohne Anspruch auf Vollständigkeit mögliche Zielsetzungen aus modelltechnischer Sichtweise für Wasserversorgungs- und Entwässerungsnetz diskutiert.

2.1.1 Spezielle Zielsetzungen in der Wasserversorgung

Trinkwasser muss in ausreichender Menge und mit ausreichendem Druck (ÖNORM B 2538, 2002) bereitgestellt werden. Es muss bekömmlich schmecken, geruchlos, farblos und hygienische einwandfrei sein (BGBI 304, 2001, World Health Organization, 2008). Daraus folgt, dass die zwei Hauptziele bei der Modellierung von Wasserversorgungssystemen die Simulation und Analyse von Druck (Ramos et al.,

2009; Wu et al., 2009) und Geschwindigkeit sind. Dadurch kann ausreichender Druck und ausreichende Wasserqualität modelltechnisch nachgewiesen werden.

Wasserverluste in den Netzwerksystemen erhöhen die Kosten für Versorgung und schmälern den Bedarfsdeckungsbeitrag. Vor allem in Entwicklungsländern spielen Wasserverluste eine große Rolle, weil dort das Geld für die Rehabilitation und Bewirtschaftung der Wasserversorgungsanlagen knapp ist. Auch in Industriestaaten kann die Effizienz durch Minimierung der Wasserverluste gesteigert werden. Somit ist es sinnvoll modelltechnische Untersuchungen zur Identifizierung (Burrows et al., 2003; Wu, 2009; Almandoz et al., 2005; Giustolisi et al., 2008) und Minimierung (Walski et al., 2006; Araujo et al., 2006; Magini et al., 2007) von Wasserverlusten durchzuführen.

2.1.2 Spezielle Zielsetzungen in der Entwässerung

Niederschlag führt zu Oberflächenabfluss in Siedlungsgebieten. Um den Siedlungsraum zu schützen, soll dieser Abfluss durch die Entwässerungsnetze zur Kläranlage und zu den Vorflutern transportiert werden.

Die Auslegung von Regen- und Mischwasserkanälen basiert generell auf einem Risikoansatz. Dabei sind die Kosten der Schutzmaßnahmen (Speichervolumen) dem Risiko (Schadenshöhe mal Eintrittswahrscheinlichkeit) gegenüberzustellen. Je höher der potenzielle Schaden in einem Gebiet ist, desto seltener sollte das Ereignis stattfinden und desto größer muss daher die Abflusskapazität dimensioniert werden (ÖWAV-RB 11, 2009). Aus diesem Risikoansatz folgt, dass Einstau-, Überstau- und Überflutungsereignisse stattfinden. Mit einem Entwässerungsmodell (siehe 2.2.2 Modelle für Entwässerungsnetze) kann ein Nachweis nach ÖWAV-RB 11, 2009, der die Überflutungshäufigkeit (Kainz und Gruber, 2009; Telegdy, 2009; Flamisch, 2009; Fach, 2009) reglementiert, geführt werden. Zusätzlich ermöglichen Modelle die Optimierung der Systeme bezüglich der Entwässerungsleistung.

Durch häuslichen und gewerblichen Trockenwetteranfall sowie die Akkumulation von Stoffen an der Oberfläche während niederschlagsfreien Perioden gelangen Stoffe in die Kanalisation. Diese Stoffe beeinträchtigen die Wasserqualität der Vorfluter, denn diese Stoffe gelangen über das Entwässerungsnetz entweder direkt oder über den Kläranlagenabfluss dort hin. Diese Emissionen, werden nach ÖWAV-RB 19, 2007

und ÖNORM EN 752, 2008 limitiert. Dabei wird basierend auf einer zehnjährigen Simulation Niederschlags- und Mischwasserentlastungsvolumen bilanziert (Ertl et al., 2007; Fach et al., 2007; Rauch, 2007; Telegdy und Stefan, 2007). Durch Simulation kann nicht nur der emissionsbasierte Nachweis nach ÖWAV-RB 19, 2007 geführt werden, sondern auch z.B. emissionsbasiertes Optimierungspotential lukriert werden.

Zur Analyse von Abwasserreinigungsanlagen, die der 1. AEV (BGBl 210/1996, 1996) unterliegen, können mechanische, biologische und chemische Reinigungsprozesse mit Hilfe von Simulationen verbessert werden. Ein modelltechnischer Nachweis von Stoffabbauraten und Ablaufkonzentrationsgrenzwerten ist ebenso möglich. (Tranckner et al., 2007; Borowa et al., 2007; Brdjanovic et al., 2007; Levstek et al., 2006; Gernaey et al., 2004)

Durch Erweiterung des Entwässerungsmodells um Abwasserreinigungsanlage- und Flussmodell, können Immissionen und die Gewässergüte (EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, 2000) evaluiert werden. Solche erweiterten Modelle (genannt: integrierte Modelle) ermöglichen es, auch Wechselwirkungen zu analysieren (Seggelke et al., 2005; Rauch et al., 2005; Schutze et al., 2003; Rauch et al., 2002; Erbe et al., 2002; Rauch et al., 1998; Fu et al., 2009; Muschalla, 2008; Butler und Schutze, 2005; Harremoes und Rauch, 1996). Dadurch wird die Ausnutzung von Synergien ermöglicht.

2.1.3 Gemeinsame Zielsetzungen und Vergleich

Werden Modelle als Unterstützung bei Rehabilitationsstrategien (Korving et al., 2009; Jacobi und Sympher, 2002) eingesetzt, können Leistungseinbußen des Wasserversorgungsnetzes durch Quantifizierung der Auswirkungen von der Alterung festgestellt werden. Wesentliche Faktoren sind dabei die Rohrrauigkeit, der effektive Rohrdurchmesser und die Dichtigkeit (Rutsch et al., 2006; Karpf et al., 2009; Rutsch et al., 2008; Rutsch et al., 2007; Pollert et al., 2005; Barbero und Ford, 2005; Kolowrocki und Kwiatkowska-Sarnecka, 2006) im System.

Versorgungssicherheit bedeutet die Gewährung der Versorgung bzw. Entwässerung auch unter kritischen Bedingungen (Kontamination, Rohrbruch, Quellausfall, etc. bzw. Klimawandel, Einstau der Entlastungen, etc.). Durch Simulation solcher

außergewöhnlichen Bedingungen können Maßnahmen präventiv gesetzt werden (z.B. Tabesh et al., 2009; Savic et al., 2006; Davis et al., 2008).

Bei der Bemessung von Neubauten können mit Hilfe der Modellierung und Simulation Bauvorhaben kosteneffizient umgesetzt werden. Zum Beispiel können Durchmesser der Haltungen und Beckenvolumen der Mischwasserüberläufe optimal ausgelegt werden (z.B. Muschalla, 2008; Zacharof et al., 2003; Ekinci und Konak, 2009; Perelman et al., 2008; Tanyimboh und Setiadi, 2008; Montalvo et al., 2008).

In folgenden zwei Listen sind die wesentlichen Ziele einer Modellierung von Wasserversorgungsnetzen bzw. Entwässerungsnetzen zusammengefasst. Dabei wurden die Zielsetzungen in Hydraulik (H), Wasserqualität (Q), Rehabilitierung (R), Versorgungssicherheit (V) und Entwurfsplanung von Neuanlagen (N) kategorisiert.

Zielsetzung Wasserversorgungsnetzmodellierung:

- Simulation der Druckverhältnisse als Versorgungsdruck-Nachweis (H)
- Wasserqualitätssimulation (Q)
- Wasserverlustlokalisierung (R)
- Kalibrierung von Rohrrauigkeiten (R)
- Auswirkung von Systemveränderung hervorgerufen durch Gefährdung (V)
- Bemessung von Neubauten (N)

Zielsetzung Entwässerungsnetzmodellierung:

- Berechnung Einstau, Überstau, Überflutung (H)
- Ermittlung Emissionen (Q)
- Erfassung der Entwässerungssicherheit (H, Q)
- Analyse der Abwasserbehandlung, und -reinigung (Q)
- Immissionsbasierte Gewässerzustandsanalyse (Q)
- Integrierte Betrachtung interagierender Systeme (H, Q)
- Kalibrierung von Rohrrauigkeiten (R)
- Auswirkung von Systemveränderung hervorgerufen durch Gefährdung (V)
- Bemessung von Neubauten (N)

Anhand der Kategorisierung lassen sich nun die Zielsetzungen von Entwässerungsmodellierung und Wasserversorgungsmodellierung leichter vergleichen. Für die Bewertung der hydraulischen Verhältnisse und Wasserqualität müssen unterschiedliche Ansätze verwendet werden. Bei der Rehabilitierung werden für beide Systeme Rohrrauigkeiten und Rohrdurchmesser erfasst. Die örtliche Verteilung von Wasserverlusten aus Wasserversorgungssystemen lässt sich gut modellieren. Schwieriger ist es, basierend auf Simulationen den Fremdwassereintritt von Entwässerungssystemen zu quantifizieren. Deshalb werden Fremdwasseruntersuchungen mittels Entwässerungsmodellen nicht als primäres Ziel angesehen. Die Auswirkungen von Systemausfällen bzw. Systemveränderungen (Klimawandel) können in gleicher Manier untersucht werden. Hingegen folgt die Bemessung der Systeme individuellen Kriterien.

Abschließend ist festzuhalten, dass bei der Modellierung von Netzwerksystemen in jedem Modellierungsschritt die Zielsetzung zu berücksichtigen ist.

2.2 Modellauswahl

Prinzipiell kann man zwischen deterministischen (Lösung ist bei gleichen Variablen ident) und stochastischen Modellen (Ergebnisse unterliegen dem Zufall) unterscheiden. Eine weitere Unterscheidung von Modellen kann aufgrund der Zeitabhängigkeit getroffen werden. Dynamische Modelle sind zeitabhängig, statische Modelle nicht. Im Folgenden werden hauptsächlich deterministische und dynamische Modelle diskutiert.

Beim Transport von Wasser treten Reibungsverluste auf. Für die Quantifizierung dieser Verluste gibt es zahlreiche Ansätze (z.B.: Darcy–Weisbach, Prandtl-Colebrook, Hazen-Williams, etc.). All diese Ansätze basieren auf Rohrrauigkeiten. Oftmals kann die Formel zur Berechnung der Verluste in der jeweiligen Softwarelösung ausgewählt werden. Der Anwender sollte dabei stets die für ihn gebräuchlichste Formel verwenden. Unabhängig welches Netzwerk modelliert werden soll, werden Reibungsverluste berücksichtigt.

Die Modelle für Rehabilitierungsstrategien basieren auf Alterungsprozesse. Für diese Alterungsprozesse der Netzwerkbestandteile können für Wasserversorgungs- und

Entwässerungsnetze Alterungsfunktionen verwendet werden (Baur und Herz, 2002; Herz, 1996).

2.2.1 Modelle für Wasserversorgungsnetze

Das Modell (Gleichungssystem) zur Bestimmung des hydraulischen Transports basiert auf Kontinuitätsgleichung, Druckverlustgleichung und Massenbilanzgleichung sowie den Kirchhoffschen Regeln: Maschengleichung (die Druckhöhenverluste sind entlang einer Schleife im Gleichgewicht) und Knotengleichung (die Summe aller Zu- und Abläufe eines Knotens ist Null). Eine ausführliche Beschreibung, wie das Gleichungssystem aufgestellt und gelöst wird, ist in Deuerlein, 2002 dargestellt. Dort werden auch die unterschiedlichen Lösungsansätze diskutiert, auf die hier jedoch nicht näher eingegangen wird, weil die Lösung solcher Gleichungssysteme primär keine ingenieurtechnische Fragestellung ist und der mathematische Hintergrund auf die Modellwahl nur geringe Auswirkungen hat. Für den Anwender ist jedoch wesentlich, dass unter gewissen Bedingungen (unter anderem Fokussierung auf kleine Durchflüsse z.B. wegen der Untersuchung von Wasserverlusten) Unsicherheiten auftreten können. Eine Anpassung der Parameter des Gleichungslösers (z.B. Erhöhung der Iterationsschritte oder Erniedrigung der Abbruchkriterien) ist in solchen Fällen oftmals hilfreich.

Wesentlich für das Verständnis ist auch, dass das Gleichungssystem nicht dynamisch, d.h. unter Berücksichtigung von Beschleunigungskräften gelöst wird, weil durch geringe Fließgeschwindigkeiten diese vernachlässigbar sind (Deuerlein, 2002). Hingegen wird die Dynamik durch schrittweise Vorwärtsintegration erzielt.

Die meisten, aber nicht alle kommerziellen Softwareprodukte lösen die Gleichungen unter der Randbedingung, dass der Wasserbedarf gedeckt wird. Bei kritischen Bedingungen (Komponentenausfall, etc.) ist dies jedoch nicht der Fall, vor allem wenn der Druck unter 0 Pascal fällt (siehe Setiadi et al., 2005, Giustolisi et al., 2008, Formiga und Chaudhry, 2008 etc.). Dies kann zu Unsicherheiten führen, die zu berücksichtigen sind. Setzt man den Druck als Randbedingung, taucht dieses Problem nicht auf, doch sind Daten für Druckrandbedingungen schwerer zu erheben.

Stoffe werden über Advektion, Sedimentation, Diffusion, Dispersion oder Konvektion transportiert. Biologische und chemische Prozesse führen zu Abbau und Aufbau von

Bakterien bzw. Stoffen. Welche Prozesse vom Modell abgebildet werden können, ist unterschiedlich. Modell für Advektionstransport und Abbau bzw. Wachstum von Massen können bei Wasserqualitätssimulationen oftmals hilfreich sein.

2.2.2 Modelle für Entwässerungsnetze

Die Transportvorgänge in Entwässerungsmodellen gliedern sich in zwei hintereinander folgenden Teilbereichen. Der Oberflächenabfluss (Characklis und Wiesner, 1997; Davis et al., 2001; Deletic, 1998; Lee und Bang, 2000) geschieht an der Oberfläche und wird durch Niederschlagswasser verursacht. Die Gerinneströmung (Butler und Graham, 1995; Jack et al., 1996; Capodaglio et al., 1990; Li und McCorquodale, 1999; Trajkovic et al., 1999; Vasconcelos et al., 2006) setzt sich aus Niederschlag und Schmutzwasser (inkl. Fremdwasser) zusammen und findet innerhalb des Netzwerksystems statt.

Die Abflussbildung und der Transport an der Oberfläche (Abflusskonzentration) sind oft durch ein konzeptionelles Modell abgebildet. Dabei kommen Verfahren wie der Muskingum (Ponce und Yevjevich, 1978) oder eine Linearspeicherkaskade zur Anwendung, welche eine Dämpfung der Welle bewirken. Für die Ermittlung des Oberflächenabflusses werden zusätzlich auch Verlustgleichungen angesetzt, da wegen Benetzung, Versickerung etc. nicht der ganze Niederschlagswasseranfall ins Kanalsystem gelangt.

Die Gerinneströmung kann mittels St. Venant'scher Bewegungsgleichung (z.B. Hicks und Steffler, 1995) abgebildet werden. Bei gewissen Anwendungen können Teile der Bewegungsgleichung vernachlässigt werden. Von einer dynamischen Welle (Gopakumar und Mujumdar, 2008; Ishii et al., 1998) spricht man, wenn alle Terme der St. Venant-Gleichung berücksichtigt werden. Bei Bestimmung der hydraulischen Leistungsfähigkeit und des Überstaus sollte immer dieses Modell zur Anwendung kommen (ÖWAV-RB 11, 2009).

Beim Ansatz der kinematischen Wellenapproximation (Li et al., 1975; Kang et al., 2006; Moramarco et al., 2008) werden die Druckterme in der St. Venant-Gleichung vernachlässigt. Dadurch sind Effekte wie Diffusion, Rückstaueffekte und Abflussbeschleunigung nicht abgebildet. Für eine Bemessung von Entwässerungsnetzen reicht dieser Ansatz aus, doch wie oben bereits erwähnt,

sollte für einen Leistungsnachweis dieser Ansatz nicht verwendet werden (ÖWAV-RB 11, 2009). Beide Modelle (kinematische und dynamische Wellenapproximation) können zur Unterstützung bei der Planung von Rehabilitationskonzepten herangezogen werden, da Rohrrauigkeiten und Durchmesser direkt berücksichtigt sind.

Der Stofftransport (z.B. Ashley et al., 1999; Bertrand-Krajewski und Chebbo, 2003; Nielsen et al., 1991) in den Entwässerungssystemen ist sehr schwierig abzubilden. Die derzeitigen Modelle, welche das Verhalten von gelösten und partikulären Stoffen im Kanal simulieren, weisen große Unsicherheiten auf (Hvitved-Jacobsen et al., 1999; Mailhot et al., 1997; Willems, 2006). Für den Einsatz in der Praxis reicht es deshalb derzeit noch, dass ein einfaches Stoffmodell (wenige Parameter) angewendet wird. Werden spezielle Anlagenteile (z.B. Klappen) analysiert (Tranckner et al., 2008), ist die Anwendung von Sedimentationsmodellen (De Sutter et al., 1999; Mark, 1992; Schlutter, 1999; Zug et al., 1998) zu empfehlen. Oftmals werden bei Bauteilanalysen auch CFD (Computational Fluid Dynamics) Modelle verwendet (Fach et al., 2008b; Sitzenfrei et al., 2008; Dufresne et al., 2009; Lau et al., 2007; Thinglas und Kaushal, 2008).

Nicht nur für den Oberflächenabfluss sondern auch für die Gerinneströmung können konzeptionelle Modelle (e.g. Kleidorfer et al., 2009; Ruan und Wiggers, 1998; Schlutter, 1999) herangezogen werden. Sie haben den Vorteil, dass der Datenbedarf geringer und die Überrechnungszeit kürzer ist. Andererseits ist die örtliche Auflösung der physikalischen Größen geringer und es können weniger physikalische Größen (z.B. Wasserstände) simuliert werden. Nicht nur dadurch ergeben sich höhere Modellunsicherheiten bei gleichem Kalibrierungsaufwand. Generell gilt, dass bei Langzeitsimulationen mit einer emissionsbasierten Zielsetzung konzeptionelle Modelle verwendet werden sollten. Bei der Überrechnung von Starkregenserien für einen Überstaunachweis sollte hingegen ein hydrodynamisches Modell herangezogen werden. Ebenso wie bei den hydrodynamischen Modellen weisen bei den konzeptionellen Modellen die Stofftransportmodelle starke Unsicherheiten auf, was auch hier bedeutet, dass für Standardaufgaben einfache Stofftransportmodelle verwendet werden können (z.B. idealer Durchmischung).

Für die Modellierung von Entwässerungssystemen reicht es meist, den Fluss mit einem eindimensionalen hydrodynamischen Ansetzen abzubilden. Der Gebrauch von CFD (Computational Fluid Dynamic) Modellen kann bei Überflutungsstudien aber trotzdem von Vorteil sein. Bei immissionsbasierter Zielsetzung mit Beurteilung von Langzeitverhalten reicht auch ein konzeptionelles Flussmodell aus.

Koppelt man Entwässerungsnetz, Kläranlage und Flussnetz zu einem Modell zusammen, spricht man von einem integrierten Modell (Fu et al., 2009; Chocat et al., 2001; Rauch et al., 1998; Krebs et al., 1999; Rauch et al., 2005; Harremoes und Rauch, 1996; Lijklema et al., 1992). Die Erstellung dieser integrierten Modelle ist sehr aufwendig. Deshalb werden derzeit in den kommerziellen Softwareprodukten für integrierte Modellierung meist die konzeptionellen Modelle verwendet. Hydrodynamische Modelle finden seit kurzem jedoch Einzug, wirken aber meist nur unterstützend (Verwendung bei kleinen Subsystemen die eine detailgetreue Abbildung erfordern). Für das Kläranlagenmodell können die folgenden Activated Sludge Modelle (ASM) verwendet werden.

- ASM1 (Henze et al., 1987), berücksichtigt Stickstoff u. Kohlenstoff
- ASM2d (Henze et al., 1999), berücksichtigt Kohlenstoff und biologischen Phosphorabbau sowie Nitrifikation und Denitrifikation; zusätzlich Phosphorfällung
- ASM3 (Gujer et al., 1999), berücksichtigt Kohlenstoff und biologischen Phosphorabbau sowie Nitrifikation und Denitrifikation

Für die Modellierung der Wasserqualität im Fluss gibt es z.B. das RWQM1 Modell (Borchardt und Reichert, 2001; Reichert, 2001; Reichert et al., 2001; Reichert und Vanrolleghem, 2001; Shanahan et al., 2001; Vanrolleghem et al., 2001).

Eine ausführliche Beschreibung der Modelle bietet IWA, 2001. Wesentlich ist, dass es für das ASM 1 Modell einen standardisierten Parametersatz gibt, der den Kalibrierungsprozess vereinfacht. Auch andere Modelle sind im Laufe der Zeit entwickelt worden, auf die hier nicht weiter eingegangen wird.

Prinzipiell gilt, dass bei immissionsbasierten Zielsetzungen auf integrierte Modelle zurückgegriffen werden sollte. Beschäftigt man sich mit solchen Modellen ist der

HSGSim Leitfaden für integrierte Modellierung der Hochschulsimulationsgruppe (HSGSim, 2008) empfehlenswert.

Tabelle 1 zeigt Modellvorschläge entsprechend der Zielsetzung des Vorhabens. Für hydraulische Beurteilungen von Überflutung können Modelle basierend auf kinematischer und dynamischer Wellenapproximation verwendet werden. Für Wasserqualitätsanalysen können eine kinematische Welle, konzeptionelle Modell und integrierte Modelle verwendet werden. Bei der Planung von Rehabilitierungsmaßnahmen sollte die Rohrrauigkeit ein Modellparameter sein. Daraus folgt dass konzeptionelle Model meist nicht tauglich sind, genauso wie bei dem Entwurf von Neubauten. Für die Versorgungssicherheit werden naturnahe Modelle eingesetzt.

Tabelle 1: Entwässerungsmodelle vs. Zielsetzung

| Zielsetzung | Modellvorschlag |
|-----------------------|---|
| Hydraulik | Kinematische Welle, Dynamische Welle |
| Wasserqualität | Kinematische Welle, Konzeptionelle bzw. integrierte Modelle |
| Rehabilitierung | Kinematische o. dynamische Welle |
| Versorgungssicherheit | Dynamische Welle |
| Neubauentwurf | Kinematische Welle, Dynamische Welle |

2.2.3 Zusammenfassung und Vergleich der Netzwerksysteme

Hauptsächlich unterschieden sich die Modelle für die unterschiedlichen urbanen Netzwerkssysteme in ihrer Komplexität. Entwässerungsmodelle sind um einiges komplexer, was sich auch durch die vielen unterschiedlichen Modellansätze widerspiegelt.

Beim Entwurf von virtuellen Systemen (Artikel III und Artikel IV) wurde dieser Sachverhalt besonders augenscheinlich. Die Algorithmen zur Generierung virtueller Entwässerungsnetze sind um einiges umfangreicher und erfordern ein besonderes Abstraktionsvermögen.

Desweiteren ist demzufolge auch der Modellierungsaufwand (Erstellung, Kalibrierung) für Entwässerungsnetze größer. Die Überrechnungsdauer bei gleicher Netzgröße ist vor allem bei Verwendung des dynamischen Wellenansatzes für Entwässerungsnetze lang.

2.3 Softwareauswahl

Am Markt sind zahlreiche Softwareprodukte für die Simulation von Netzwerken der Siedlungswasserwirtschaft erhältlich. Diese Produkte sind einem ständigen Wandel unterzogen und werden hier nicht genauer beschrieben. Vor einer Softwarefestlegung sollte in Abhängigkeit des Verwendungszweckes bzw. der Modellzielsetzung jene Software ausgewählt werden, welche die erforderlichen Modelle zu Verfügung stellt, und in welcher die vorhandenen Daten am kosteneffektivsten importiert bzw. Simulationsergebnisse exportiert werden können. Im Folgenden werden jedoch nun die kostenfrei erhältlichen „open source“ Softwareprodukte Epanet2 (Wasserversorgung), EPA SWMM und CityDrain (Entwässerung) beschrieben.

2.3.1 Software für die Überrechnung von Wasserversorgungsnetzen

Zur Simulation von Wasserversorgungsnetzen sind zahlreiche Softwareprodukte entwickelt worden. Besonders interessant ist dabei die Software Epanet2 (Rossman, 2000), weil sie auf der Webseite der Environmental Protection Agency (EPA) der Vereinigten Staaten kostenfrei samt Code („open-source“) zu Verfügung gestellt wird. Deshalb ist Epanet besonders in den USA sehr weit verbreitet. Der Support ist durch einen List-Server, der von sehr vielen Anwendern unterstützt wird, gewährleistet. Modelltechnisch wird das Gleichungssystem aus Maschengleichung, Knotengleichung und Kontinuitätsgleichung für jeden Zeitschritt gelöst, wobei Beschleunigungskräfte unberücksichtigt bleiben. Als Randbedingung wird der Bedarf angesetzt. Dies kann wie oben angeführt bei Netzdrücken um und unter Null zu Unsicherheiten führen. Die Simulationsergebnisse sind in solchen Fällen auf ihre Plausibilität zu prüfen.

2.3.2 Software für die Überrechnung von Entwässerungsnetzen

Zur Überrechnung von Entwässerungsnetzen sind zahlreiche Softwareprodukte erhältlich. Besonders interessant ist dabei die Software EPA SWMM (Rossman, 2004), weil sie ebenso wie Epanet2 kostenlos und „open source“ erhältlich ist. Ebenso gibt es für SWMM einen stark frequentierten User-List-Server.

Die Berechnung des Oberflächenabfluss mit SWMM teilt sich in zwei Bereiche, in den Bereich durchlässige Flächen und undurchlässige Flächen. Bei undurchlässigen

Flächen entstehen Verluste durch Mulden und Verdunstung. Benetzungsverluste können als konstanter Wert zu den Muldenverlusten addiert werden. Bei durchlässigen Flächen wird zusätzlich Infiltration (z.B. Horton Ansatz) abgebildet. Dabei wird auch ein Zweischicht-Grundwasserkörper berücksichtigt. Der Transport wird durch einen nichtlinearen Speicher repräsentiert. Interessant für alpine Verhältnisse ist auch, dass ein Schneeschmelzmodell implementiert ist.

Bezüglich Stoffe können unterschiedliche Ansätze für Akkumulation und Abtrag an der Oberfläche gewählt werden. Auch einfachere Modelle (konstante Niederschlagswasserkonzentration) sind auswählbar.

Durch dieses flexibel gehaltene Oberflächenabflussmodell können alle praxisrelevanten Aufgaben durchgeführt werden. Für spezielle Aufgaben besteht natürlich auch die Möglichkeit, den Quellcode zu verändern.

Die Gerinneströmung kann man stationär oder mittels kinematischer bzw. dynamischer Welle simulieren. Für eine Bemessung bzw. Dimensionierung kann der kinematische Wellenansatz herangezogen werden, für Leistungsnachweise sollte aber der dynamische Wellenansatz gewählt werden.

Der Stofftransport in Haltungen und Becken wird durch das Modell eines Rührkesselreaktors abgebildet. Dadurch können Abbau und Wachstum von Stoffen simuliert werden. Es ist jedoch kein Sedimentationsmodell implementiert.

Im Gegensatz zu EPA SWMM ist die „open source“ Freeware CityDrain (Achleitner et al., 2007a, Achleitner et al., 2008) ein konzeptionelles Modell. Nicht nur der Kanal sondern alle nötigen Prozesse für eine immissionsbasierte, integrierte Betrachtung sind in CityDrain implementiert. CITY DRAIN ist als Matlab/Simulink Toolbox entwickelt und stellt eine Bibliothek, die Modelle für Einzugsgebiet, Kanal, Rückhaltebecken, Fluss, Pumpwerke und Kläranlage beinhaltet, bereit. Neben der Abbildung spezieller Prozesse besteht auch die Möglichkeit der Implementierung von Steuerungen (Kleidorfer et al., 2007). Die hydraulischen Transportmodelle basieren auf der Muskingum-Routing Methodik (Nash, 1959; Gill, 1978; Dooge et al., 1982; Ponce und Yevjevich, 1978). Stoffe werden in der aktuellen Version ideal durchmischt mitgeführt. An der Implementierung von Abbau- und

Wachstumsmodellen sowie unterschiedlicher Sedimentationsmodelle in Kanälen und Becken wird derzeit gearbeitet (Rodríguez et al., 2009).

2.4 Datenbedarf, -erhebung und -aufbereitung

Entsprechend der Zielsetzung bzw. des Verwendungszweckes des Modells werden Daten unterschiedlichen Umfanges benötigt. Generell gilt je detaillierter das Modell desto mehr Daten sind erforderlich. Für eine konzeptionelle Planung kann ein Grobmodell ausreichend genau sein. Zur Erfassung von hochaufgelösten Überflutungszonen wird hingegen ein Feinnetz benötigt.

Zwei weitere Faktoren bezüglich des Datenbedarfs sind Simulationsperiode und die Anzahl zu simulierender Stoffe. Werden kontinuierliche Langzeitsimulationen durchgeführt, werden auch zeitlich veränderliche Messdaten für die Simulation benötigt. Wird nicht nur die Hydraulik simuliert, müssen zusätzlich auch Stoffkonzentrationsdaten erfasst werden. D.h. bei kontinuierlicher Wasserqualitätssimulationen über lange Perioden kann erheblicher Datenaufwand entstehen. Deshalb ist in Abhängigkeit der Zielsetzung vor Erstellung des Modells die Datenerhebung immer mit zu berücksichtigen. Weiters sollten alle Entscheidungen immer unter Berücksichtigung des damit verbundenen Datenbedarfs getroffen werden.

2.4.1 Daten und Wasserversorgungsnetze

Der Datenbedarf und das Datenmanagement (Yan et al., 2008) für die Modellierung von Wasserversorgungsnetzen lässt sich in vier Bereiche gliedern. In Österreich gibt es verschiedene Datenquellen für Daten der Wasserressourcen. (z.B. Quellkataster, Grundwasserkataster etc.). Die Netzdaten sind zum überwiegenden Teil im Wasserbuch, das öffentlich zugänglich ist, erfasst. Weiters werden die Bedarfsdaten zur Modellierung benötigt. Der vierte Bereich umfasst Daten die vom Betreiber gemessen bzw. aufgezeichnet werden. Diese Daten, werden zum Kalibrieren verwendet und werden im Folgenden Kalibrierungsdaten genannt. Eine detaillierte Behandlung des Themas Datenbedarf und Wasserversorgungsnetze wird in Vanham et al., 2007b; Millinger, 2008; Bush und Uber, 1998; Jankovic-Nisic et al., 2004; Kapelan et al., 2003; Speight et al., 2004 und Vitkovsky et al., 2003 gegeben, wesentliche Aspekte sind im Folgenden behandelt.

Daten der Wasserressourcen

Für die Gewährung der Wasserversorgung müssen Wasserressourcen erschlossen werden. Als Ressourcen dienen Quellfassungen, Grundwasserbrunnen und Oberflächengewässer (z.B. Fluss, See, Mehr, etc.) inklusive deren Wasseraufbereitungsanlagen. Minimaler Datenbedarf für eine hydraulische Simulation sind dabei die örtliche Referenzierung, die Druckhöhe bei Netzeinleitung und die minimal mögliche Fördermenge.

Netzdaten:

Die Erfassung der Anlagenteile wie Ventile (z.B.: Druckminderer), Pumpen, Leitungen, Bedarfsknoten, und Hochbehälter dient zur Modellerstellung des Versorgungsnetzes. Alle Anlagenteile sollten georeferenziert erfasst werden, wobei bei der Digitalisierung von Leitungen auf jeden Fall der Start- und Endknoten mitprotokolliert werden sollte. Eine nachgestellte Zerlegung des Leitungsstranges ist möglich, doch ohne geeignetes Werkzeug mit großem Aufwand verbunden. Eine Erhebung des Alters der Anlagenteile (z.B. über Errichtungszeitpunkt, besser wäre inklusive Erneuerungszeitpunkten) ist notwendig, falls das Modell für die Planung von Rehabilitationsstrategien eingesetzt werden soll.

Bedarfsdaten

Zur Abschätzung des derzeitigen und zukünftigen Bedarfes (z.B. Alcocer-Yamanaka et al., 2008; Mylopoulos et al., 2004; Al-Omari und Abdulla, 2009; Alvisi et al., 2003; Alvisi et al., 2007; Fox et al., 2009; Ghiassi et al., 2008; Jowitt und Xu, 1992; Lyman, 1992; Ruijs et al., 2008) werden Verbrauchsdaten der Einwohner und des Gewerbes bzw. der Industrie benötigt. Aufgrund der Gebührenfestlegung sind Bedarfsdaten meist verfügbar, denn der Wasserzins der Verbraucher wird meist auf Basis des Bedarfes festgelegt. Mit Hilfe von Orthofotos kann der räumliche Bezug der Bedarfsdaten durch gewichtete Verteilung verbessert werden. Idealerweise kann auch ein von der Statistik Austria erhobener Bevölkerungsverteilungsraster (125m Auflösung - basierend auf Volkszählung) verwendet werden. Bedarfsdaten von Gewerbe u. Industrie mit hohem Verbrauch sollten, bekannt sein.

Kalibrierungsdaten

Zur Kalibrierung des Modells sind, je nachdem welche Zielsetzung definiert wurde, Drücke, Geschwindigkeiten, oder/und Konzentrationen an markanten Punkten im Wasserversorgungsnetzwerk erforderlich (Villez et al., 2007). Pumpraten und andere Betriebsdaten können als Ergänzung zu den physikalischen Messdaten zur Kalibrierung verwendet werden. Für die Simulation von Ausfällen werden Ausfallsdaten (Yamijala et al., 2009) zur Kalibrierung verwendet.

Zusammenfassung

Abbildung 3 dient als Grundlage für die Erstellung eines Entwurfs des Datenerhebungsprozesses und fasst den oben beschriebenen Datenbedarf von Wasserversorgungsnetzen zusammen.

1) Daten der Wasserressourcen

Quellschüttungen (H,Z)

Grundwasserpotential (H,Z)

Durchflüsse von Oberflächengewässer (H,Z)

Konzentrationen (Q,Z)

Zielsetzung

Hydraulik (H)

Wasserqualität(Q)

Rehabilitierung (R)

Versorgungssicherheit (V)

Neubauentwurf (N)

Zeitreihe (Z)

Optionaler Datenbedarf (O)

3) Bedarfsdaten

Bevölkerungsverteilung

Orthofoto

Katasterplan

Raster mit Hauptwohnsitze

Großverbraucher (Z)

4) Kalibrierungsdaten

Drücke (H,V,R,Z)

Geschwindigkeiten (Q,V,R,Z)

Konzentrationen (Q,V,R,Z)

Alter der Anlagenteile (R)

Ausfallwahrscheinlichkeiten (V)

Betriebszeiten (von Pumpen etc.) (Z,O)

2) Netzdaten

Knoten:

Koordinaten,

Höhe,

Bedarf

Reservoir:

Koordinaten,

Höhe,

Konzentrationen (Q)

Hochbehälter:

Koordinaten,

Füllhöhen,

Volumenkurve

Leitungen:

Startknoten,

Endknoten,

Länge,

Durchmesser,

Rauhigkeit (R)

Pumpwerke:

Koordinaten,

Pumpkurve

Ventile:

je nach Art Druck-, Durchfluss-, Verluste

Abbildung 3: Datenerhebungsbogen – Wasserversorgungsnetz

2.4.2 Daten und Entwässerungsnetze

Der Datenbedarf für die Modellierung von Entwässerungsnetzen lässt sich wiederum in vier Bereiche gliedern. Niederschlag und Schmutzwasser eines Einzugsgebietes (Quellen) werden abgeleitet. Dafür ist das Entwässerungsnetz (Netzdaten) zuständig, welches das Abwasser gereinigt bzw. verdünnt in die Vorflutern einleitet (Senken). Der vierte Bereich umfasst wiederum Daten, die vom Betreiber gemessen bzw. aufgezeichnet werden (Kalibrierungsdaten).

Niederschlags- und Schmutzwasserdaten des Einzugsgebietes

Ziel der Siedlungsentwässerung ist die Ableitung von Regen- und Schmutzwasser. Für eine Simulation sind deswegen Zeitreihen, die mittels Niederschlagsmessgeräten erhoben wurden, nötig. Aufgrund der örtlichen Niederschlagsverteilung ist es von Vorteil Niederschlagsdaten von mehreren Messstellen zu verwenden. Durch eine Zuordnung zu den Einzugsgebieten kann dann ein verteilter Niederschlag im Modell berücksichtigt werden. Um den Oberflächenabfluss zu simulieren werden Größe und Versiegelungsgrad der Einzugsgebiete benötigt. Diese Parameter können z.B. über Orthofotos erhoben werden. Quellen für Schmutzwasser sind hauptsächlich durch Senken der Wasserversorgung vorgegeben. Für die Ermittlung können Wasserbedarfskarten oder Bevölkerungsverteilungsdaten (z.B. von der Statistik Austria) in Kombination mit Messungen vom Kläranlagenzulauf herangezogen werden. Eine andere Möglichkeit zur Abwassermengenabschätzung besteht durch Durchflussmessungen an markanten Punkten (Hauptsammler, Kläranlagenzulauf) im Entwässerungsnetz. Stoffkonzentrationen können auf Basis von Literaturwerten (z.B. Brombach und Fuchs, 2003) abgeschätzt werden. Ebenso wie bei der Bedarfserhebung soll der Abwasseranfall von Großverbrauchern genau erhoben werden.

Netzdaten

Netzteile der Wasserversorgung sind Pumpwerke, Haltungen, Schächte, Wehre, Schieber, Speichervolumen und Kläranlage. Charakteristische Daten für diese Komponenten dienen zur Modellerstellung des Entwässerungsnetzes. Eine georeferenzierte Erfassung dieser Teile ist wichtig. Bei der Digitalisierung von Haltungen sind auf jeden Fall der Start- und Endknoten zu digitalisieren. Die Bestimmung des Alters der Anlagenteile (z.B. über Errichtungszeitpunkt, besser wäre

inklusive Erneuerungszeitpunkten) ist notwendig für die Planung von Rehabilitationsstrategien.

Daten der Oberflächengewässer (für integrierte Modellierung)

Bei der integrierten Modellierung (immissionsbasierter Ansatz mit Berücksichtigung von Wechselwirkungen) wird zusätzlich zum Infrastrukturnetz auch das Gewässernetz samt Einleitungspunkte erhoben. Daten bezüglich Profile, Ganglinien und Konzentrationen (Clement et al., 2007; Rauch et al., 1998; Rieger und Vanrolleghem, 2008) sind dabei evident. Diese Daten können z.B. über WGEV – Messstellen (BMLFUW, 2003) beschafft werden, wobei meist zeitlich schwach aufgelöste Zeitreihen erhältlich sind.

Kalibrierungsdaten

Zur Kalibrierung des Modells sind je nachdem welche Zielsetzung definiert wurde Durchflüsse, Wasserstände, Konzentrationen oder/und Entlastungsmessungen (Volumen, Gang, Anzahl) an markanten Punkten im Entwässerungsnetzwerk erforderlich (Lacour et al., 2009; Bertrand-Krajewski et al., 2003; Hochedlinger et al., 2006; Hochedlinger et al., 2005; Bertrand-Krajewski et al., 2003; Hack und Lorenz, 2002; Ruban et al., 1993). Pumpraten und andere Betriebsdaten können als Ergänzung zu den physikalischen Messdaten zur Kalibrierung verwendet werden.

Zusammenfassung

Abbildung 3 dient zur Erstellung eines Entwurfs des Datenerhebungsprozesses und fasst den oben beschriebenen Datenbedarf für Entwässerungsnetze zusammen.

3) Oberflächengewässer (O)

Profil
 Durchflüsse (H)
 Konzentrationen (Q)

1) Niederschlag, Schmutzwasser Einzugsgebiet

Niederschlagsmessungen
 Bevölkerungsverteilung
 Orthofoto
 Katasterplan
 Raster mit Hauptwohnsitze
 Oberfläche
 Orthofoto
 Katasterplan
 Großverbraucher (Z)
 Menge, Konzentration, (Q)

2) Netzdaten

| | | |
|---|--|---|
| Knoten: Koordinaten, Höhen, Speicherbauwerke Koordinaten, Höhen, Volumenkurve Entlastungen: Koordinaten, Geometrie | Haltungen: Startknoten, Endknoten, Länge, Durchmesser, Rauhigkeit (R) Pumpwerke: Koordinaten, Pumpkurve Wehre und Schieber: Koordinaten Geometrie | Abwasserreinigungsanlage (Q,O): Beckenvolumen, Absetzbeckenfläche, -höhe Rücklaufzeiten, Schlammalter, Sauerstoffkonzentrationen |
|---|--|---|

| |
|----------------------------|
| Zielsetzung |
| Hydraulik (H) |
| Wasserqualität(Q) |
| Rehabilitierung (R) |
| Versorgungssicherheit (V) |
| Neubauentwurf (N) |
| Zeitreihe (Z) |
| Optionaler Datenbedarf (O) |

4) Kalibrierungsdaten

Wasserstände (H,V,R,Z)
 Durchflüsse (H,V,R,Z)
 Konzentrationen (Q,V,R,Z)
 Entlastungsmengen (H,V,R,Z)
 Entlastungskonzentrationen (Q,V,R,Z)
 Alter der Anlagenteile (R)
 Ausfallwahrscheinlichkeiten (V)
 Betriebszeiten (von Pumpen etc.) (Z,O)

Abbildung 4: Datenerhebungsbogen – Entwässerungsnetz

2.4.3 Zusammenfassung und Vergleich bezüglich Datenbedarf

Zusammengefasst ist ersichtlich, dass man bei der Erhebung von Daten für Wasserversorgungs- und Entwässerungsmodellierung ähnlich vorgehen kann. Für beide Fälle gilt, dass Wasser bzw. Schmutzstoffe sowie Netzdaten und Kalibrierungsdaten erhoben werden müssen. Die Kalibrierungsdaten sind in beiden Fällen stark vom Verwendungszweck des Modells abhängig.

Interaktionen zw. Wasserversorgungsnetz und Entwässerungsnetz werden durch zwei Verbindungen hergestellt. Quellen für Schmutzwasser (z.B. Wohnungen, Gewerbebetriebe) sind meist Senken (ebenso Wohnungen, Gewerbebetriebe) der Wasserversorgung. Quellen der Wasserversorgung (Oberflächengewässer, bei hohen Versickerungsraten auch Grundwasser) können auch Senken der Entwässerung (Mischwasserentlastungen, Exfiltration) sein.

Um den Datenaufwand so gering wie möglich zu halten sollten Überlegungen angestellt werden (wie z.B. beschrieben in Kleidorfer et al., 2009 oder Behzadian et al., 2009) die einen idealen Umgang mit Daten ermöglichen. In Kleidorfer et al., 2009 wird geschildert, dass durch geschickte Auswahl von örtlich verteilten Kalibrierungspunkten (z.B. Auswahl in Abhängigkeit der reduzierten Fläche) nicht jeder Modellparameter kalibriert werden muss. Trotzdem kann eine ausreichende Genauigkeit erreicht werden.

2.5 Erstellung, Kalibrierung und Verifikation der Modelle (EKV-Prozess)

Die Modellerstellung ist arbeitsintensiv und bei guter Datenlage stringent. Sind nicht alle erforderlichen Daten vorhanden, müssen die Datenlücken durch gute Abschätzungen geschlossen werden. Größte Herausforderung bei der Erstellung, ist die realistische Modellumsetzung von komplexen Systemkonfigurationen. Der Modellierer sollte darum stets berücksichtigen, ob ein komplexes Systemdetail in den Simulationsergebnissen starke Veränderungen hervorruft.

Der Erstellungsaufwand ist von der gewählten Software abhängig. Softwareprodukte unterscheiden sich stark bezüglich der Importfunktionalität, d.h. dass der Dateneingabeaufwand stark variiert. Meistens ist die Software flexibler anwendbar bei sinkender Importfunktionalität.

Ähnlich hoch wie der Erstellungsaufwand ist der Kalibrierungsaufwand. Generell gilt, dass die Kalibrierung Modellunsicherheiten (siehe Refsgaard et al., 2007) reduzieren soll. Kalibrierung bedeutet, dass Kalibrierungsparameter (z.B. Rohrrauigkeit) des Modelles so eingestellt werden, dass eine Vergleichsfunktion (z.B. Fehlerquadrate), basierend auf realen und simulierten Werten eines Vergleichsparameters (z.B. Durchfluss), ein Minimum erreicht. Interpretiert man die Kalibrierung als eine Optimierung entspricht die Vergleichsfunktion der Zielfunktion (en: Objective Function).

Eine mögliche Einteilung kann anhand der Art der Durchführung vorgenommen werden. Einerseits können Kalibrierungsparameter manuell variiert werden. Andererseits kann ein Algorithmus (z.B. genetischer Algorithmus) als Autokalibrierung herangezogen werden. In beiden Fällen sollte vorab eine Parametersensitivitätsstudie durchgeführt und die Parameterbandbreiten erhoben (z.B. Hoppe, 2006 und Hoppe und Gruening, 2007) werden. Besonders für die manuelle Kalibrierung eignet sich eine Skelettierung und Zerlegung des Modells in Teilbereiche die separiert kalibriert werden können.

Die Kalibrierungsnebenbedingungen ergeben sich durch unterschiedliche Systemzustände (Tageszeit, Jahreszeit, Bedarf, Niederschlagsintensität, etc.). Verwendet man zum Beispiel Werte des Vergleichsparameters bei denen starker Niederschlag vorherrschte, ist das Modell für die Vorhersage bei Starkregenserien geeignet. Bei schwachen Niederschlägen oder Schneefall ist das Modell jedoch nicht kalibriert.

Ein generelles Problem bei der Kalibrierung entsteht, wenn die Messungen mit dem Modell nicht hinreichend gut approximiert werden kann. Man spricht in diesem Zusammenhang von „underfitting“.

Die Verifizierung wird durchgeführt, indem man ohne Variation der Kalibrierungsparameter mit Hilfe der Vergleichsfunktion reale und simulierte Werte (ca. 33% des Datenvolumens) vergleicht, wobei die bei der Verifizierung verwendeten Vergleichswerte nicht bei der Kalibrierung berücksichtigt werden durften. Liefert die Vergleichsfunktion nachwievor tolerierbare Werte, ist die Modellkalibrierung bestätigt. Kann die Kalibrierung nicht verifiziert werden, handelt es sich entweder um ein Nebenbedingungsproblem, d.h. das unterschiedliche

Systemzustände in der Datenbasis zusammengefasst sind oder einem „overfitting“, das heißt, dass das Modell (mit zu vielen Parametern) sehr gut auf einen speziellen Datensatz angepasst werden kann, bei der Anwendung auf einen anderen Datensatz jedoch deutlich schlechtere Ergebnisse erreicht.

Schwierig gestaltet sich die Kalibrierung bei der Modellimplementierung und Evaluierung von Systemzuständen wo keine realen Daten des Vergleichsparameters vorhanden sind (z.B.: bei der vorab Evaluierung von Neubaumaßnahmen). Nicht nur geplante Neubauten verursachen eine strukturelle Abweichung des Modelles von der Realität. Generell kann man davon ausgehen dass das System einem ständigen Wandel unterzogen ist. Theoretisch würde das bedeuten, dass ein Modell in Echtzeit immer neukalibriert werden müsste. Der Umgang mit diesem Sachverhalt ist eine Herausforderung an die Forschung. Zum Beispiel stellt sich die Frage, wie sehr sich das reale Netz verändern darf, ohne dass sich die Kalibrierung des Modells signifikant verschlechtert.

Als Vergleichsfunktionen, die Messdaten und Modellergebnisse vergleicht, können optional oder multipel die Summe der Fehlerquadrate, der Nash-Sutcliffe Koeffizient (ähnlich den Fehlerquadraten) oder der Quotienten der Summen (Massenvergleich; en: Bias) herangezogen werden. Der Korrelationskoeffizient ist eher ungeeignet, da er lineare Fehler nicht identifizieren kann (Grecu und Krajewski, 2000). Dies zeigt sich darin, dass bei Vergleich zweier Geraden mit unterschiedlicher Steigung, sich dennoch ein optimaler Korrelationskoeffizient ergibt.

2.5.1 EKV-Prozess: Wasserversorgungssysteme

Die Wahl der Kalibrierungsparameter und Vergleichsparameter richtet sich nach der Modellzielsetzung. Bedarf und Rohrrauigkeit sind die wichtigsten Kalibrierungsparameter. Mit ihnen können durch Variation der Versorgungsdruck und die Geschwindigkeiten kalibriert werden. Eine sichere Prognose von Geschwindigkeiten ist für den Stofftransport wichtig. Für die Kalibrierung der Geschwindigkeiten können zusätzlich modellabhängige Umwandlungsraten (z.B. Halbwertszeit) variiert werden. Ein ausführlicher Überblick über die Kalibrierung von Hydraulik und Stoffdynamik der Wasserversorgungsnetzen wird in Savic et al., 2009 präsentiert.

Wird das Modell für die Planung von Rehabilitierungsmaßnahmen verwendet, sollten die Parameter von Alterungs- und Schadensvorhersagemodell eingestellt werden. Der Parameter zur Kalibrierung ist in diesem Fall (Prognose der Versorgungssicherheit) die Schadensintensität. Zum Beispiel können die Auswirkungen eines Ausfalles einer relevanten Systemkomponente in der Realität gemessen und mit Modellergebnissen verglichen werden. Leider sind aber meist für die Kalibrierung von kritischen Zuständen zu wenige Kalibrierungsdaten verfügbar.

Tabelle 2 liefert eine Zusammenfassung über den oben diskutierten Zusammenhang von Modellzielsetzung, Kalibrierungsparameter und Vergleichsparameter.

Tabelle 2: Parameter für die Kalibrierung von Wasserversorgungsnetzen

| Modellzielsetzung | Kalibrierungsparameter | Vergleichsparameter |
|-----------------------|--|--|
| Hydraulik*) | Bedarf, Rohrrauigkeit | Versorgungsdruck (Knoten) |
| Wasserqualität | Bedarf, Rohrrauigkeit, Umwandlungsraten | Geschwindigkeiten (Leitungen) Konzentrationen (Knoten, Leitungen) |
| Rehabilitierung | Emitterkoeffizienten Parameter - Alterung Parameter - Schadensvorhersage | Wasserverluste Ausfallstatistiken |
| Versorgungssicherheit | Schadensintensität | Alle Simulationsergebnisse |

*) Modell mit Bedarf als Randbedingung

2.5.2 EKV-Prozess: Entwässerung

Die Wahl der Kalibrierungsparameter und Vergleichsparameter richtet sich auch bei Entwässerungsnetzen nach der Modellzielsetzung.

Die Flächenparameter (z.B. Abflussbeiwert) und die Rohrrauigkeit sind die wichtigsten Kalibrierungsparameter. Mit ihnen können durch Variation Wasserstände, Durchflüsse und Entlastungsmengen gut berücksichtigt werden. Eine sichere Prognose von Stoffkonzentrationen bzw. Frachten ist durch Variation der Kalibrierungsparameter, welche die Charakteristiken des Trockenwetters und des Niederschlages bestimmen, möglich. An der Oberfläche sind die Prozesse Aufbau und Abtrag von Stoffen sensitiv. Im Kanal selbst soll falls vorhanden das Sedimentationsmodell kalibriert werden. Vor allem in großen Stauräumen und bei der Kläranlage sind Umwandlungsprozesse zu kalibrieren. Ein guter Überblick über die Kalibrierung von Hydraulik und Stoffdynamik der Entwässerungsnetze wird in Thorndahl et al., 2008 präsentiert.

Wird das Modell für die Planung von Rehabilitierungsmaßnahmen verwendet, sind die Parameter von Alterungs- und Schadensvorhersagemodell einzustellen.

Tabelle 3 liefert eine Zusammenfassung über den oben diskutierten Zusammenhang von Modellzielsetzung, Kalibrierungsparameter und Vergleichsparameter.

Tabelle 3: Parameter für die Kalibrierung Entwässerungsnetze

| Modellzielsetzung | Kalibrierungsparameter | Vergleichsparameter |
|-----------------------|---|--|
| Hydraulik*) | Parameter - Flächen, Rohrrauigkeit, | Wasserstände, Durchflüsse, Entlastungsmengen |
| Wasserqualität | Parameter - Flächen, Rohrrauigkeit, Konzentrationen - Trockenwetter Konzentrationen - Niederschlag Parameter - Aufbau- Abtrag Umwandlungsraten, Parameter – Sedimentation | Konzentrationen, Stofffrachten der Entlastung |
| Rehabilitierung | Emitterkoeffizienten, Parameter – Alterung, Parameter – Schadensvorhersage | Fremdwasseranfall Ausfallstatistiken |
| Versorgungssicherheit | Schadensintensität | Alle Simulationsergebnisse |

2.5.3 Vergleich des EKV-Prozesses

Einer der wenigen Unterschiede bei der Kalibrierung von Wasserversorgungs- und Entwässerungsnetzen zeigt sich durch die bereits erwähnten komplexeren Modellen für die Simulation der Entwässerungsnetze. Wegen der Komplexität ist für die Optimierungsaufgabe eine größere Anzahl von Iterationsschritten notwendig. Außerdem ist der Niederschlag im Gegensatz zum Bedarf starken Schwankungen unterworfen. Dies führt zu einem vielschichtigen Nebenbedingungsproblem. Die Lösung dieses Problems beruht dabei auf einer zielorientierten Auswahl von Kalibrierungsniederschlägen (siehe Kleidorfer et al., 2009).

2.6 Bewertungskriterien für Netzwerke der Siedlungswasserwirtschaft

Liest man die einschlägige Literatur, wurden bisher viele Bewertungsfunktionen definiert. Es gibt auch verschiedene normative Ansätze (z.B. Neunteufel et al., 2004; für Österreich; Hirner und Merkel, 2002; Kilchmann, 2002; Schönböck et al., 2003 (Band 1 bis 5), 2004 (Band 6) Alegre et al., 2006) doch handelt es sich dabei um Kennzahlen, die zum Vergleich der Betriebsführung und Bewirtschaftung dienen. Aus modelltechnischer Sicht sind die dort definierten Kennzahlen nicht als

Bewertungsfunktionen anwendbar, da Kennzahlen für die hydraulische und stoffliche Leistungsfähigkeit noch nicht aufgenommen sind.

Im Folgenden werden die im Rahmen dieser Dissertation entwickelten (abgesehen vom Wirkungsgrad der Weiterleitung, ÖWAV-RB 19, 2007) Bewertungsfunktionen diskutiert. Der Versuch, die bereits in der Literatur bekannten Bewertungsfunktionen auch hier zu verwenden scheitert, da einerseits diese zu einfach oder zu komplex waren und andererseits diese nicht mit den gewünschten Modellzielsetzungen übereinstimmten. Die bereits definierten und anerkannten Indikatoren sind meist betrieblicher bzw. wirtschaftlicher Art. Modelltechnische Indikatoren waren nur sehr selten definiert. Bei der Entwicklung wurde auf einen zielgerichteten, aber trotzdem flexiblen Einsatz der Bewertungsfunktion geachtet. Ebenso sollten sie nicht zu vielschichtig aufgebaut sein. Dadurch wird eine Interpretation der Ergebnisse durch eine Rückführung auf die Ursache des Problems ermöglicht. Andererseits sollten sie den zu untersuchenden Sachverhalt gut widerspiegeln. Eines der wichtigsten Eigenschaften welche die Bewertungsfunktionen erfüllen sollen, ist die Möglichkeit, dass unterschiedliche Netzwerke miteinander verglichen werden können. Besonders wegen dem Schwerpunktthema „Entwurf virtueller Netzwerke“ war dies erforderlich. All diese Anforderungen führten zu den unten diskutierten Bewertungsfunktionen für Wasserversorgungs- und Entwässerungsnetzen.

2.6.1 Bewertungskriterien für Wasserversorgungsnetz

Die im Folgenden definierten Bewertungsfunktionen für Wasserversorgungssysteme quantifizieren Druck- und Wasserqualitätsverhältnisse unter Berücksichtigung finanzieller Aspekte sowie der Versorgungssicherheit.

Bewertungsfunktion für die hydraulische Qualität (BF1 en: PI1)

Als idealer Versorgungsdruck gelten nach ÖNORM B 2538, 2002 4 bis 10 bar. Deshalb wird festgelegt, dass Knoten an denen ein Versorgungsdruck von 40 bis 100 m vorherrscht, aus hydraulischer Sicht ausreichend versorgt sind. Die Summe der Wasserentnahme, ausgedrückt als mittlerer Durchfluss an Knoten mit ausreichender hydraulischen Qualität $Q_{out}(p)$ durch die gesamte Einspeisung Q_{in} , wird als Bewertungsfunktion für die hydraulische Qualität definiert.

$$BF1 = \frac{\sum Q_{out}(p)}{Q_{in}} \quad Q_{out}(p) : p \in [40,100[\quad (1)$$

BF1...(-)... Bewertungsfunktion für hydraulische Qualität

p...(m)... Versorgungsdruck

$Q_{out}(p)$... (m³/s)...Entnommenes Wasser pro Sekunde an den Entnahmeknoten unter der Bedingung, dass der Versorgungsdruck im Intervall [40,100[m liegt

Q_{in} ...(m³/s)... Einspeisung

Bewertungsfunktion für die Wasserqualität (BF2 en: PI2)

Wie in Engelhardt et al., 2000 beschrieben, hängt die Veränderung der Wasserqualität bei der Wasserverteilung sehr stark von der Aufenthaltszeit ab. Je länger die Wasser-Verweildauer in den Leitung ist, desto mehr ist das Wasser potentieller Kontamination ausgesetzt und desto mehr Zeit ist für das Wachstum von z.B. Bakterien vorhanden. Die maximale Verweildauer ist nicht durch Vorschriften geregelt. Legt man dem Qualitätskriterium eine maximale Verweildauer von einem Tag zugrunde, liegt man auf der sicheren Seite. Deshalb wird festgelegt, dass Knoten an denen Wasser mit einer Verweildauer unter 24 h entnommen werden kann, qualitativ ausreichend versorgt sind. Die Summe der Wasserentnahme an Knoten mit ausreichender Wasserqualität $Q_{out}(Age)$ durch die gesamte Einspeisung Q_{in} wird als Bewertungsfunktion für die Wasserqualität definiert.

$$BF2 = \frac{\sum Q_{out}(Age)}{Q_{in}} \quad Q_{out}(Age) : Age \in [0,24[\quad (2)$$

BF2...(-)...Bewertungsfunktion für die Wasserqualität

Age...(h)... Verweildauer

$Q_{out}(Age)$... (m³/s)... Entnommenes Wasser an den Knoten unter der Bedingung: Age < 24h

Bewertungsfunktion für die kombinierte Qualitätsbetrachtung (BF3 en: PI3)

Bei der kombinierten Qualitätsbetrachtung sollen an den Entnahmeknoten die Voraussetzungen für die hydraulische Qualität und die Wasserqualität eingehalten werden.

$$BF3 = \frac{\sum Q_{out}(p, Age)}{Q_{in}} \quad Q_{out}(p, Age) : p \in [40,100[\quad Age \in [0,24[\quad (3)$$

B 3...(-)... Bewertungsfunktion für kombinierte Qualitätsbetrachtung

p...(m)... Versorgungsdruck

Age...(h)... Verweildauer

$Q_{out}(p, Age)$...(m³/s)... Entnommenes Wasser pro Sekunde an den Knoten unter der Bedingung, dass der Versorgungsdruck im Intervall [40,100[m und die Verweildauer im Intervall [0,24[h liegt

Q_{in} ...(m³/s)...Einspeisung

Die Werte der BF1, BF2 und BF3 liegen im Intervall [0 1], wobei ein hoher Wert eine hohe Leistungsfähigkeit indiziert.

Bewertungsfunktion für die Investitionskosten (BF4 en: PI4)

Laut Literaturstudie (Vanham et al., 2006), entspricht der Kostenanteil für Rohrleitungen dem größten Anteil der Investitionskosten für die Wasserverteilung. Die Rohrleitungskosten können mit ca. 70% der gesamten Investitionskosten veranschlagt werden. Tabelle 4 listet die Rohrleitungskosten inkl. Rohrgraben, Rohrleitung und Anschlussleitung in Abhängigkeit des Rohrdurchmessers auf. Anhand der unten angeführten Formel werden die Kosten für den Rohrleitungsbau bestimmt. Da sich die gesamten Investitionskosten nur zu ca. 70 % aus Rohrleitungskosten ergeben, werden die Kosten für den Bau der Rohleitung um 42.86 % erhöht.

Tabelle 4: Rohrleitungskosten je Meter [€/m] nach Mutschmann und Stimmelmayr, 1999

| D_i | (mm) | 80 | 100 | 125 | 150 | 200 | 250 | 300 | 350 | 400 | 500 | 600 |
|------------|-------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| $K_R(D_i)$ | (€/m) | 40 | 44 | 54 | 64 | 85 | 113 | 137 | 172 | 207 | 274 | 350 |

$$BF4 = \left(\sum_{j=1}^P K_R(D_i) \cdot L_j \right) / 0.7 \quad (4)$$

BF4...(-)... Bewertungsfunktion für Investitionskosten [€]

D_i ...(mm)... Nenndurchmesser der Rohre

$K_R(D_i)$...(€/m)... Rohrleitungskosten je Meter verlegte Leitung in Abhängigkeit vom Durchmesser

Bewertungsfunktion für die Betriebskosten (BF 5)

Auch Betriebskosten sind für eine gesamtheitliche Betrachtung von Versorgungssystemen wichtig. Der Anteil der Personalkosten an den gesamten Betriebskosten beträgt ca. 50% (Vanham et al., 2006). Laut Neunteufel et al., 2004 sind ca. 5 Mitarbeiter pro 10^6 m³/a Wasserabgabe in einem Wasserversorgungsbetrieb tätig. Die Betriebskosten werden darauf basierend mit der folgenden Formel überschlägig ermittelt (indiziert).

$$BF5 = \frac{5}{10^6} \cdot V_a \cdot K_M \cdot 8h / 0.5 \quad (5)$$

BF 5... (€/a)...Bewertungsfunktion für die Betriebskosten
V_D... (m³/a)...Eingespeistes Wasservolumen pro Tag
K_M ... (60 €/h)...Kosten je Mitarbeiter und Stunde (60 €/h)

Bewertungsfunktion für die Anzahl der Rohrschäden pro Jahr (BF6 en: PI6)

Die Anzahl der Rohrbrüche ist stark abhängig von der gesamten Rohrleitungslänge im Versorgungssystem. Für die Berechnung der BF6 wird eine mittlere Schadensrate von 0.1 Schäden pro km Leitungslänge und Jahr angenommen. Dies ist eine simplifizierte Annahme, da die Schadensrate von Einflussfaktoren wie Material, Alter und Durchmesser der Wasserleitungen abhängt (Trifunovic, 2006).

$$BF6 = L \cdot S_R \quad (6)$$

BF 6 ... Bewertungsfunktion für die Anzahl der Rohrschäden pro Jahr [Schäden/Jahr]
L ... Gesamte Leitungslänge im Versorgungssystem [km]
S_R ... Schadensrate: 0.1 Schäden pro km und Jahr (Trifunovic, 2006)

2.6.2 Bewertungskriterien für Entwässerungsnetze

Die im Folgenden definierten Bewertungsfunktionen für Entwässerungssysteme quantifizieren die Überflutungsgefährdung und die Emissionsbelastung unter Berücksichtigung der Entwässerungssicherheit.

Bewertung von Einstau, Überstau, Überflutung

Die hydraulische Leistungsfähigkeit des Entwässerungsnetzes bezüglich des Schutzes vor Überflutung lässt sich durch Einstau-, Überstau- und Überflutungszustände bei Niederschlagsereignissen mit unterschiedlichen

Jährlichkeiten beschreiben. Einstau tritt auf, wenn das unter Freispiegel mögliche Fassungsvermögen einer Haltung am oberen oder unteren Schacht erreicht wird. Überstau tritt auf, wenn Abwasser aus den Schächten austritt und an die Oberfläche gelangt. Überflutung bedeutet, dass bei Überstau Schaden entsteht. Für die Untersuchung der Leistungsfähigkeit bezüglich Einstaus wurde nachfolgende Bewertungsfunktion eingeführt.

BF3 soll ausdrücken, dass bei einer hohen Anzahl eingestauter Knoten relativ zu der Anzahl aller Knoten (N) das System überlastet ist, was sich in niederen Werten der Bewertungsfunktion (nahe bei 0) bemerkbar macht.

$$BF3 = 1 - \frac{N_s}{N} \quad (7)$$

BF3...(-)... Bewertungsfunktion für Einstau
 N_s...(-)...Anzahl Knoten mit Einstau
 N...(-)...Anzahl Knoten

Bezüglich Überstau wurden folgende zwei Bewertungsfunktionen definiert. Je höher das überstaute Volumen (V_p) relativ zum Oberflächenabfluss ist, desto niedrigere Ergebnisse liefert BF4.

$$BF4 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \max(V_{p,i})}{\sum_{j=1}^C V_{R,j}} \quad (8)$$

BF4...(-)... volumenbezogene Bewertungsfunktion für Überstau
 N...(-)...Anzahl Knoten
 C...(-)...Anzahl Einzugsgebiete
 V_p... (m³)...Maximales Volumen das aus einem Knoten an der Oberfläche austritt
 V_R... (m³)...Volumen des Oberflächenabflusses des Einzugsgebietes

BF5 quantifiziert die Anzahl der überstauten Knoten (N_F).

$$BF5 = 1 - \frac{N_F}{N} \quad (9)$$

BF5...(-)... knotenbezogene Bewertungsfunktion für Überstau
 N_F...(-)...Anzahl Knoten mit Überstau
 N...(-)...Anzahl Knoten

Bei BF6 wird angenommen, dass das Risiko für den Eintritt eines Schadens umso höher ist, je dichter das Gebiet besiedelt ist. Diese Abhängigkeit wird durch eine Gewichtung basierend auf den örtlichen Trockenwetterabfluss imitiert.

$$BF6 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N V_{DWF,i} \cdot V_{P,i}}{\sum_{j=1}^C V_{R,j} \cdot \sum_{i=1}^N V_{DWF,i}} \quad (10)$$

BF6...(-)... gewichtete Bewertungsfunktion für Überstau

N...(-)...Anzahl Knoten

C...(-)...Anzahl Einzugsgebiete

V_P...(m³)...Maximales Volumen das aus einem Knoten an der Oberfläche austritt.

V_R...(m³)...Volumen des Oberflächenabflusses des Einzugsgebietes

V_{DWF}...(m³)...Volumen des Trockenwetterzuflusses am Knoten

Für die Überflutung können nach ähnlichen Prinzipien Bewertungsfunktionen definiert werden. Da im Rahmen dieser Dissertation keine zweidimensionalen Oberflächenmodelle gekoppelt mit eindimensionalen hydrodynamischen Modellen angewendet wurden, wurde angenommen, dass das Überflutungsrisiko bei hohem Überstau zunimmt.

Bewertung der Emissionsbelastung

Für die Bewertung des Gewässerschutzes, der durch die Leistungsfähigkeit des Entwässerungsnetzes erzielt wird, wurden drei weitere Bewertungsfunktionen verwendet.

BF1 ist unter dem Begriff Wirkungsgrad der Weiterleitung (ÖWAV-RB 19, 2007) bekannt. Dabei wird die Summe des Entlastungsvolumens durch den gesamten Oberflächenabfluss dividiert und von eins subtrahiert.

$$BF1 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N V_{CSO,i}}{\sum_{j=1}^C V_{R,j}} \quad (11)$$

N...(-)...Anzahl der Knoten

C...(-)...Anzahl der Einzugsgebiete

V_{CSO}...(m³)...Gesamtes Volumen einer Mischwasserentlastung

V_R...(m³)...Volumen des Oberflächenabflusses des Einzugsgebietes

BF2 bewertet bei wie vielen Knoten tatsächlich Entlastungen auftreten.

$$BF2 = 1 - \frac{N_{CSO}}{N_{CSOS}} \quad (12)$$

N_{CSOS} ...(-)...Anzahl der Entlastungen
 N_{CSO} ...(-)...Anzahl der Knoten die Entlasten

BF7 ist ähnlich aufgebaut wie der Wirkungsgrad der Weiterleitung, jedoch werden hier Stoffmassen bilanziert. Da die Stoffkonzentrationen von Niederschlag und Trockenwetter unterschiedlich sind wurden die Stoffemissionen mit Niederschlags- und Trockenwetterstoffeintrag normiert.

$$BF7 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N M_{Po,i}}{\sum_{j=1}^C M_{R,j} + \sum_{i=1}^N M_{DWF,i}} \quad (13)$$

N ...(-)...Anzahl Knoten... (-)
 C ...(-)...Anzahl Einzugsgebiete... (-)
 M_{Po} ...(kg)...Gesamte Masse eines Stoffes die an einer Mischwasserentlastung austritt
 M_R ...(kg)...Masse eines Stoffes der von der Oberfläche des Einzugsgebietes in das System gelangt
 M_{DWF} ...(kg)...Masse eines Stoffes der an einem Knoten als Trockenwetter ins System gelangt

Die Werte der BF1 bis BF7 liegen im Intervall [0 1], wobei ein hoher Wert eine hohe Leistungsfähigkeit indiziert.

Für den Kläranlagenablauf können in ähnlicher Weise wie für die Emissionsbewertung Funktionen kreiert werden. Für die Leistungsfähigkeit der Kläranlage können die Bewertungsfunktionen vor und nach der Abwasserkläranlage angewendet werden. Die Unterschiede, die sich ergeben, sollten dann mit der Reinigungsleistung korrelieren.

Für immissionsbasierte Bewertungsfunktionen kann z.B. in Möderl, 2006, Achleitner, 2006 und Engelhard et al., 2008 nachgeschlagen werden.

2.6.3 Erfassung der Stabilität durch stochastische Auswertung der BF

Die wiederholte Simulation von Schadenfällen oder anderen funktionsmindernden Ereignissen bei verschiedenen Einwirkungen führt dazu, dass eine statistische Auswertung der Ergebnisse der Bewertungsfunktionen notwendig ist. Abbildung 5 (a) zeigt beispielhaft die Ergebnisse einer Bewertungsfunktion bei 1000-facher

Wiederholung einer zufälligen Einwirkung. Möglichkeiten für die statistische Auswertung sind z. B. eine Mittelwertbildung, Angabe eines Perzentilwertes oder ein Anpassungstest. Für die statistische Auswertung der Zufallsgrößen wurde jedoch eine individuell angepasste Methode entwickelt, die den Anforderungen einer repräsentativen Größe besser entspricht.

Aus den Zufallszahlen (Ergebnisse der Bewertungsfunktion bei wiederholter Simulation von zufälligen Einwirkungen) wird mittels einer Häufigkeitsverteilung die empirische Dichtefunktion der Zufallsgröße (Bewertungsfunktion) berechnet (Abbildung 5, links oben).

Zur besseren Darstellung wurde für Abbildung 5 eine Klassenbreite von 0.1 (-) gewählt (K=10). Die tatsächliche Auswertung wird jedoch mit einer Klassenbreite von 0.01 durchgeführt (K=100).

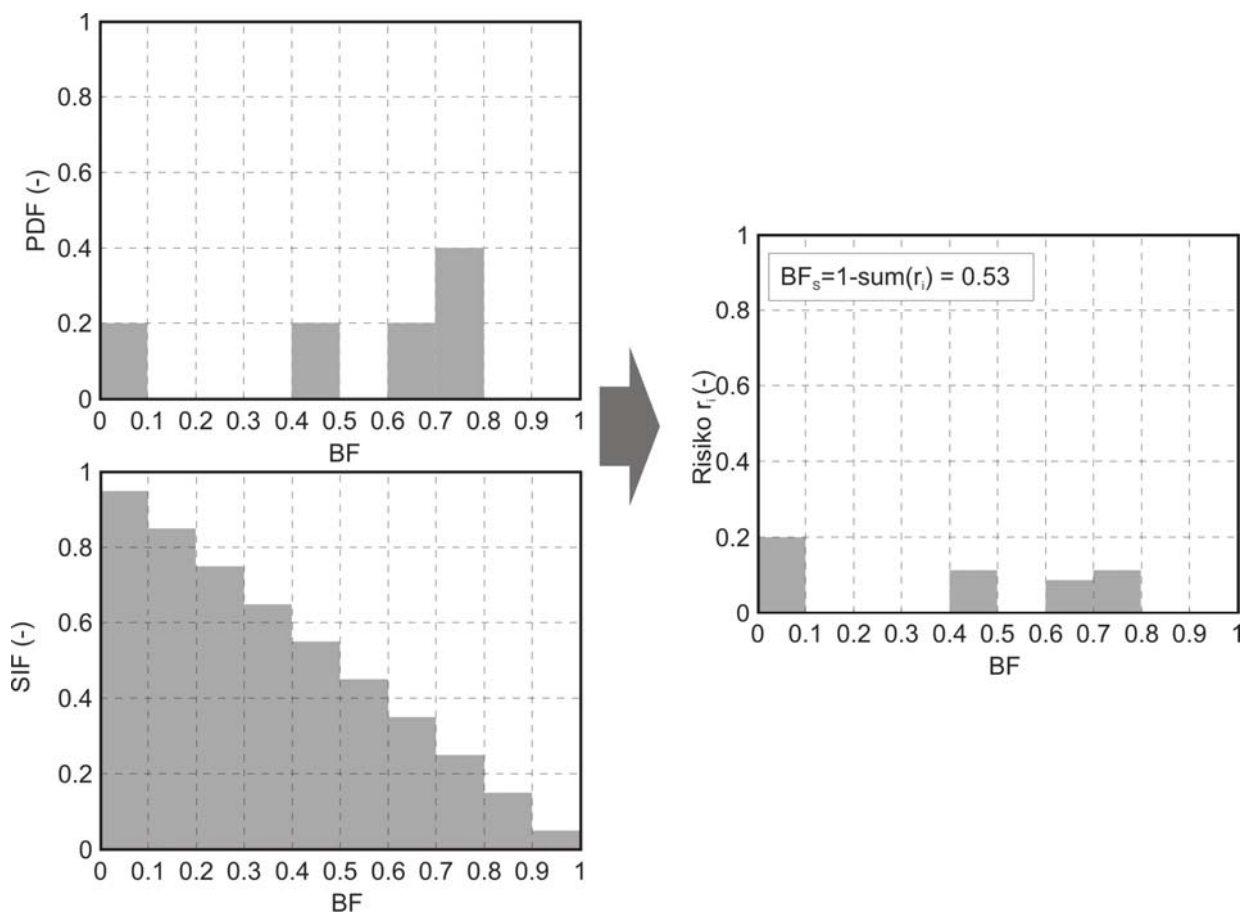


Abbildung 5. Stabilitätsbeurteilung mit Hilfe von Bewertungsfunktionen (Artikel III)

Mit Hilfe der Funktion SIF_i (Abbildung 5, links unten) für die Schadensintensität wird der Schaden einer Klasse - durch klassenweise Multiplikation der Schadensintensität mit der Dichtefunktion der Bewertungsfunktionen - bewertet.

$$SIF_i(BF) = -K_i + 1 \quad (14)$$

BF...(-)... Zufallsgröße (Werte der Bewertungsfunktion bei zufälliger Einwirkung)
SIF...(-)... Schadensintensität für i-te Klasse [-]
 K_i ...(-)... i-te Klassen

Abbildung 5, rechts zeigt das Risiko für jede Klasse, die sich aus der klassenweisen Multiplikation der Schadensintensität mit der Wahrscheinlichkeit (Dichtefunktion der Bewertungsfunktion) für die Klasse ergibt. Für die Bewertungsfunktion der Versorgungssicherheit wird das Risiko aufaddiert und von 1 subtrahiert.

$$BF_S = 1 - \sum_{i=1}^K (PDF_i \cdot SIF_i) = 1 - r \quad (15)$$

BF_S ...(-)... Bewertungsfunktion für die Stabilität des Systems
 PDF_i ...(-)... relative Häufigkeit für i-te Klasse
 K ...(-)... Anzahl der Klassen

Für eine bessere Erläuterung wird nun ein Beispiel berechnet: Ein Schadensergebnis wurde fünf Mal durchgeführt und führt zu einem Vektor $BF=[0.05;0.45;0.65;0.75;0.75]$. Dieser Vektor wird nun klassenweise mit der SIF multipliziert und ergibt $[0.2*(1-0.05);0.2*(1-0.45);0.2*(1-0.65);0.4*(1-0.75)]$. Summiert man nun den Vektor auf, so ergibt sich für das Risiko $0.53=1-0.47$.

Ein anderer Ansatz für die Bestimmung der Stabilität wird im Themenschwerpunkt Vulnerabilitätsbetrachtung gezeigt. Dort wird das Systemverhalten bei Einwirkungen, nicht stochastisch wie hier, sondern örtlich verteilt ausgewertet.

3 Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse

Die Artikel Achleitner et al., 2007a, Achleitner et al., 2008, Fach et al., 2008a und Kleidorfer et al., 2007 behandeln die Analysen und den Vergleich von Szenarien. Exemplarisch wurden für den Themenschwerpunkt „Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse“ jedoch die Artikel I und Artikel II ausgewählt.

3.1 Optimierungspotential durch Veränderung der Abwassercharakteristik

Das Entwässerungssystem Vils/Reutte erfasst das im Westen von Tirol an der deutsch-österreichischen Grenze gelegene Gebiet des Abwasserverbands Vils/Reutte und Umgebung. Eine Besonderheit dieses Untersuchungsgebiets ist das durch lange Fließwege (siehe 3.1.1 Beschreibung des Abwassersystems) sehr stark abgekühlte Abwasser im Zulauf der Kläranlage. In wie weit die Grenzwerte der Abwasser Emissions-Verordnung für kommunales Abwasser 1.AEV-K, 1996 auf die mit 1988 geplante und bewilligte Abwasserreinigungsanlage (ARA) Vils anwendbar sind wird in Ebenbichler et al., 2006 diskutiert. Eine strikte Auslegung des Ablaufgrenzwertes für NH₄-N zeigt eine Überschreitung im Frühling und im Herbst, was vor allem auf die sehr niedere Abwassertemperatur zurückzuführen ist (Abbildung 6).

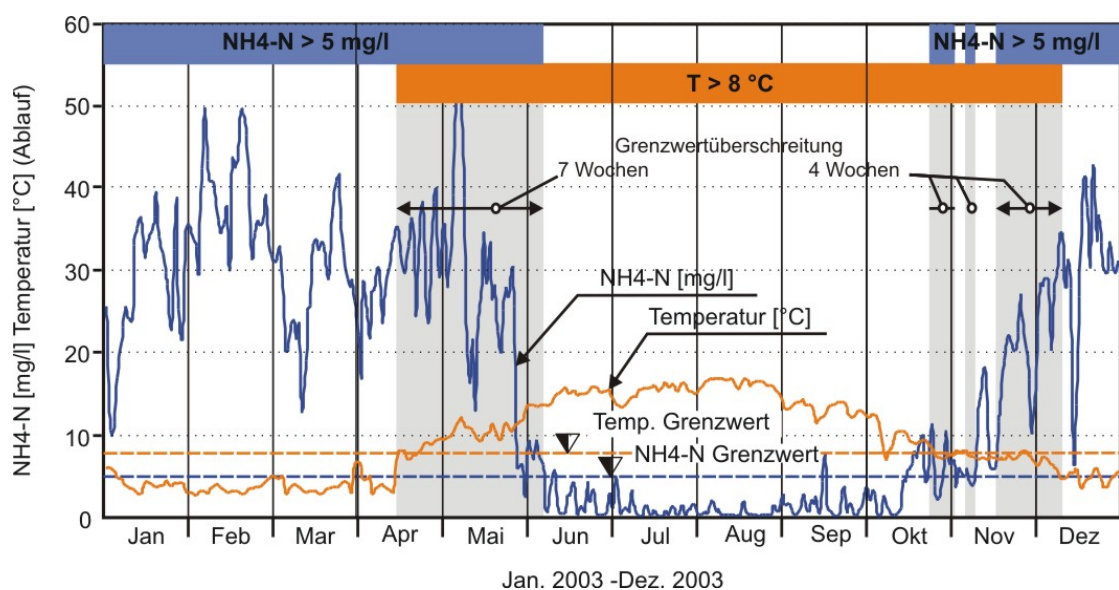


Abbildung 6: Abwassertemperatur und NH₄-N – Emission (Achleitner et al., 2008)

Aus dieser Problematik heraus entstand das Ziel die Leistungsfähigkeit der ARA durch Veränderung der Abwassercharakteristik zu verbessern.

3.1.1 Beschreibung des Abwassersystems Vils/Reutte

Die ARA Vils liegt im östlichen Ortsgebiet der Gemeinde Vils (Bezirk Reutte) 400 m vor der Einmündung der Vils in den Lech. Das Regionale Kanalnetz erstreckt sich über eine Länge von 7.5 km von Pfronten (D) entlang der Vils bis zur ARA Vils. Der zweite Hauptsammler vom Süden her erstreckt sich von Weißenbach entlang der Lech über Reutte bis zur ARA Vils (20 km). Das Kanalsystem gliedert sich in diese zwei Haupteinzugsgebiete, die sich auch in separaten Kläranlagenzuläufen wiederfinden. Das Einzugsgebiet „Vils“ beinhaltet die Gemeinden Vils und Pfronten. Der Teilbereich Reutte sammelt das Abwasser der Gemeinden, die südlich der ARA-Vils liegen. Das Gebiet liegt in einer Höhe von 800 – 900 m über Adria, im Bereich Berwang, Wengle Bichlbach noch höher. 2/3 des Kanals sind als Mischsystem ausgeführt mit teils langen Transportstrecken und Fließzeiten von bis zu 6 Stunden.

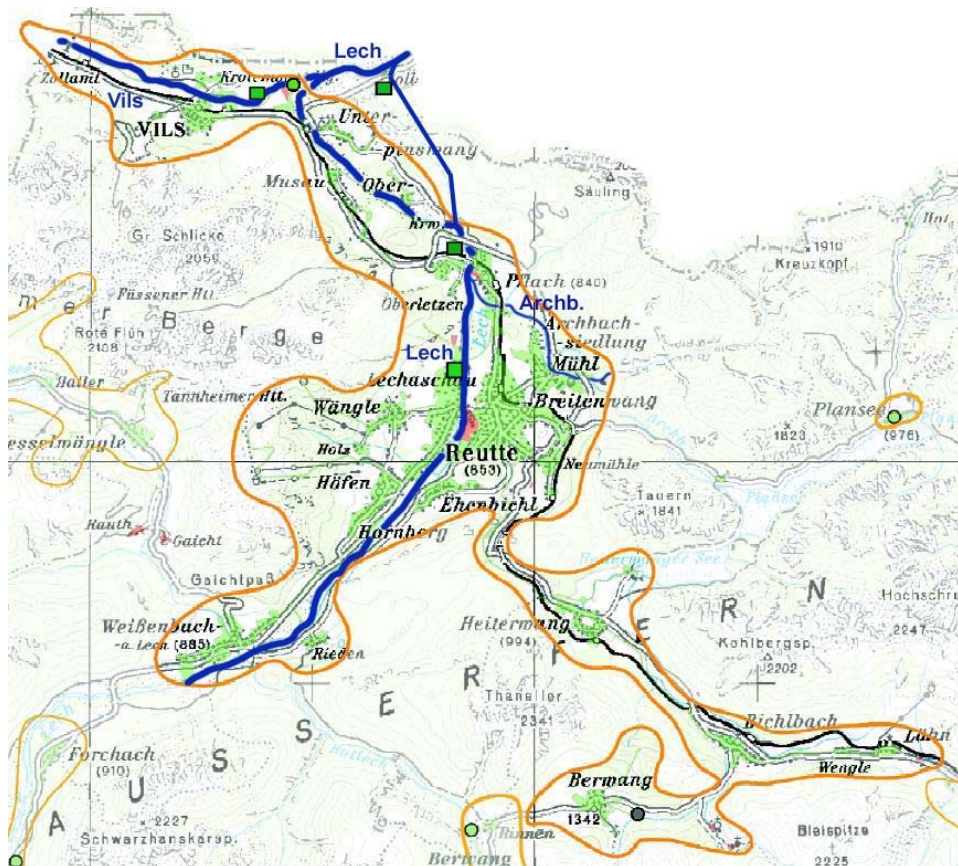


Abbildung 7: Entwässerungssystem Vils/Reutte – Übersichtskarte

3.1.2 Beschreibung des Abwassermodells Vils/Reutte

Der Hauptsammler Vils (Abbildung 8) besteht aus den Einzugsgebieten der Gemeinden Vils und Pfronten, aus den Regenüberlaufbecken 5 – 7, die alle im Ortsgebiet von Pfronten liegen, und aus den Abwasserkanälen, die das Abwasser zur ARA-Vils transportieren. Der Hauptsammler Reutte (Abbildung 8) besteht aus den Einzugsgebieten der Gemeinden Pinswang, Musa, Pflach, Reutte, Breitenwang, Lechaschau, Wängle, Höfen, Weissenbach, Heiterwang und Bichelbach. Die Regenüberlaufbecken RÜB1, RÜB 2 und RÜB 4 liegen in Reutte. Das Regenüberlaufbecken RÜB 3 drosselt das Abwasser des Gemeindegebiets von Wängle. Das Schmutzwasser der Einzugsgebiete von Oberpinswang (PW 5), Unterpinswang (PW 6), Brandstatt (PW 3), Roßschläg (PW 4), Reutte (PW 1), Rieden (PW 2) und Heiterwang (PW 7) wird mittels Pumpwerke zu den Hauptsammlern geführt.

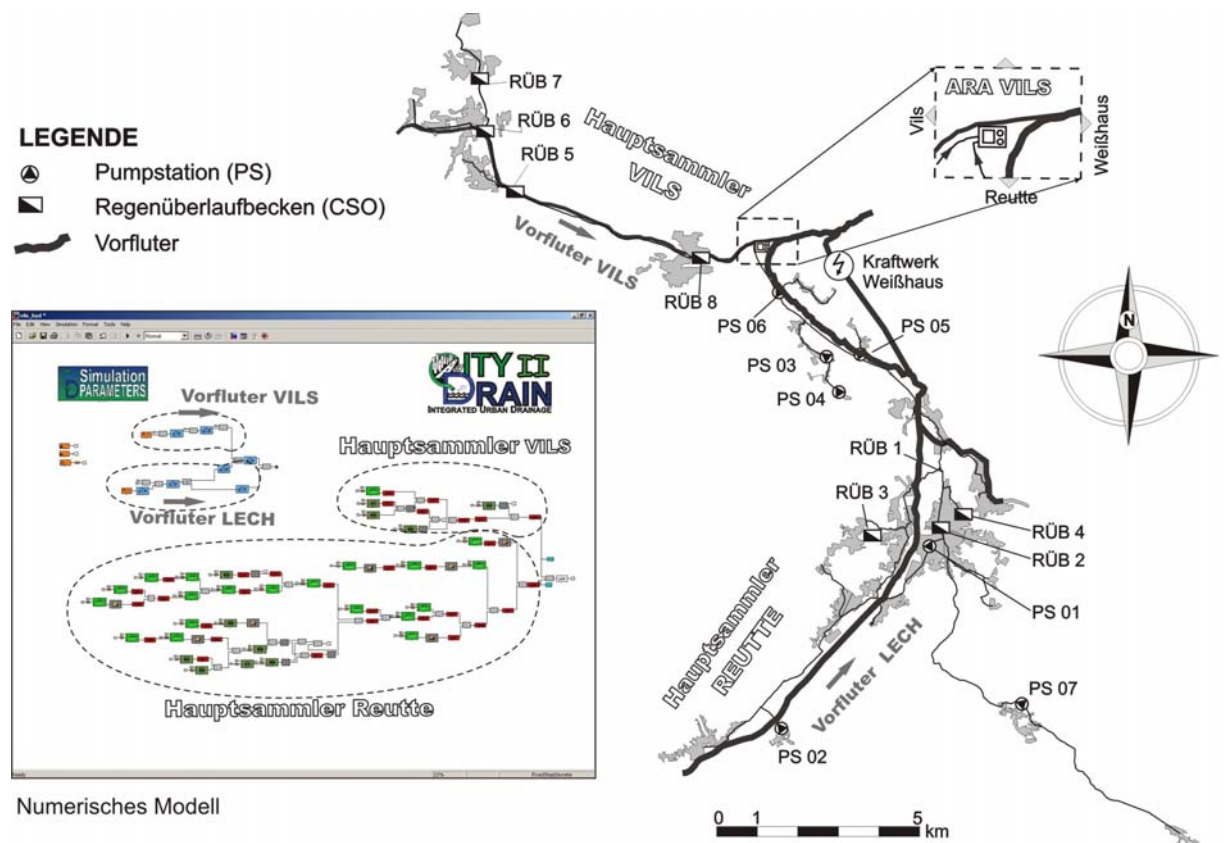


Abbildung 8: Entwässerungssystem Vils/Reutte – Plan und numerisches Modell (Achleitner et al., 2008)

Das Gesamtmodell bildet dabei sowohl die Flüsse Vils und Lech, das Entwässerungsnetz mit insgesamt ~40.000 EW und die Verbandskläranlage ab (Achleitner et al., 2007a, Achleitner et al., 2007b, Möderl, 2006, Achleitner, 2006).

3.1.3 Erweiterungen der Software CITY DRAIN

Im Zuge der Modellierung wurde die Software CITY DRAIN (Achleitner et al., 2007a) weiterentwickelt. Einerseits wurde die Speicherwirkung von Abwasser in Transportkanälen verbessert, andererseits wurde der Code der Software umgeschrieben, sodass Simulationszeiten im Mittel um 30% reduziert werden. Das Beschleunigungspotential der Simulation wurde damit nahezu ausgeschöpft. Ebenso ist die Verbesserung der Speicherwirkung in Transportstrecken nun ausreichend genau um den Wirkungsgrad der Weiterleitung (ÖWAV-RB 19, 2007) bestimmen zu können.

Die Anwenderfreundlichkeit der Software CITY DRAIN wurde erhöht, da die Dateneingabe für die Modellparameter nun über ein komfortables EXCEL-file bewerkstelligt werden kann. Eine zeitaufwendige Eingabe der Modellparameter über verschiedenen Masken der CITY DRAIN Blöcke ist nicht mehr zwingend notwendig.

3.1.4 Urinseparation als Teil einer Steuerungsstrategie

Artikel I beschreibt die Anwendung des integrierten Entwässerungsmodells Vils/Reutte, das im Zuge des EU Projekts CD4WC erstellt wurde. Dabei wurden verschiedene Szenarien basierend auf vordefinierten Steuerungsvarianten in Verbindung mit Urinseparation analysiert. Gesteuert werden die Entleerungen jedes einzelnen Urinbehälters von allen Urinseparationstoiletten im gesamten Einzugsgebiet. Zielsetzung der Steuerung ist die Reduktion der Ammoniumbelastung an der Kläranlage und im Vorfluter.

Die Steuerungsregeln (Abbildung 9) gliedern sich in zwei Gruppen. Die Basiskontrollregeln (BCO) verfolgen das Ziel der Vergleichmäßigung des Abwasserreinigungsanlagenzulaufes. Dadurch wird die Effizienz des Ammoniumabbaus der Abwasserreinigungslage gesteigert. BCO1 (fixed time) entleert den jeweiligen Urinbehälter in konstanten Zeitabschnitten. BCO2 (Random) bewirkt eine zufällig über den Tag gleichverteilte Entleerung. Bei der BCO3 (Random PDF) werden die Urinbehälter zufällig entleert, doch wird eine erhöhte Wahrscheinlichkeit einer Entleerung mit geringerer Behälterfüllung angesetzt.

Die zweite Art von Regeln, die Unterbrechungsregeln (ICO) sind jene, die bei Eintritt von Niederschlagsereignissen eingreifen. Die ICO0 Regel sieht keinen Eingriff vor.

Die ICO1 unterbricht Entleerungen wenn Niederschlag fällt. ICO2 entspricht ICO1, jedoch ist die Entleerung der Behälter bei Systemüberlastung gehemmt. Bei ICO3 werden Entleerungen nicht erlaubt, wenn es regnet und eine Wettervorhersage auch Niederschlag meldet. Im Modell werden BCO und ICO immer gleichzeitig verwendet und verschmelzen zur Urine Control Option (UCO), wobei die 1. Ziffer der UCO die BCO und die 2. Ziffer die ICO definiert.

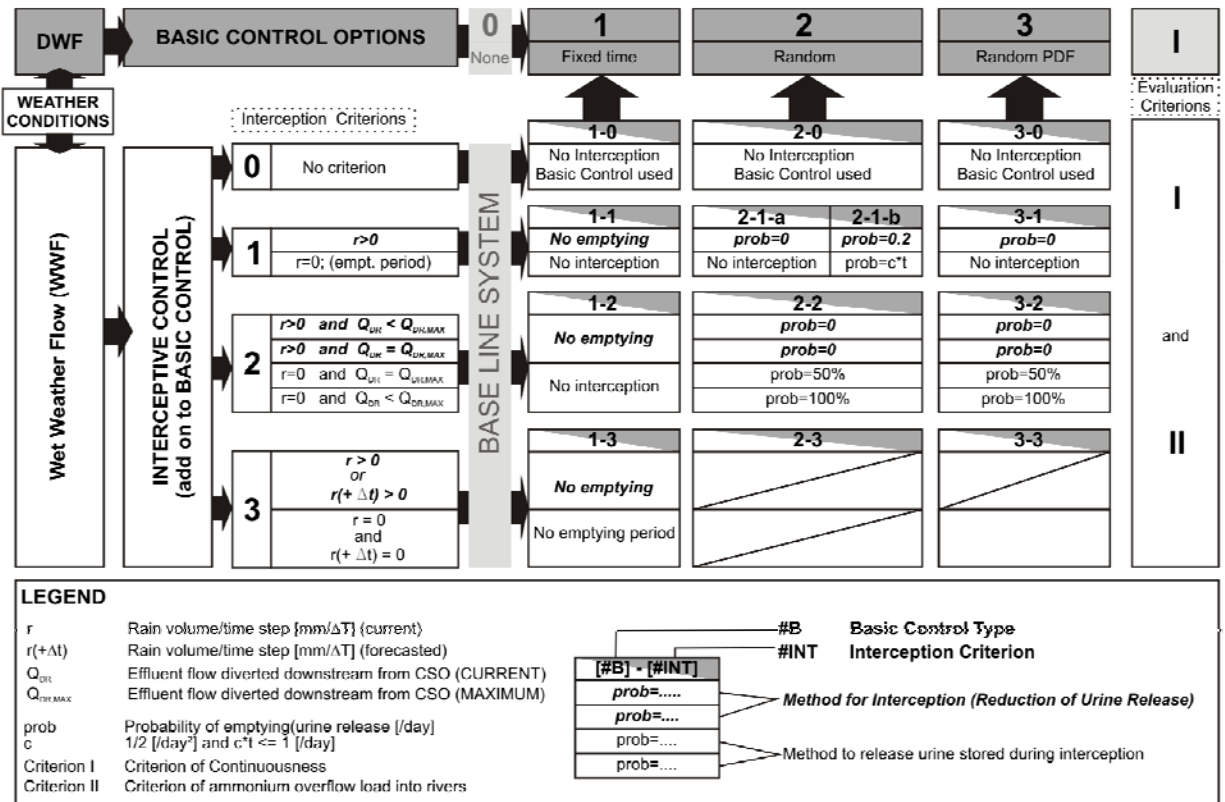


Abbildung 9: Schematische Darstellung der unterschiedlichen Steuerungsstrategien (Artikel I)

Abbildung 10 zeigt das Optimierungspotential von unterschiedlichen Steuerungsstrategien. Die gewählte Bewertungsfunktion besteht aus zwei Kriterien die gemeinsam das gesamte Optimierungspotential bewerten soll. Kriterium I (CRI) beschreibt die Gleichmäßigkeit der Ammoniumganglinie des Abwasserreinigungsanlagenzulaufes. Kriterium II (CR II) quantifiziert Emissions- und Immissionsbelastungen durch Ammonium.

Im Diagramm repräsentiert der Balken in Weiß den Istzustand. Beste Steuerungsregelung ist die UCO 1-1, die mit BCO 1 (Entleerung nach konstanten Zeitintervallen) und ICO 1 (Unterbrechung der Entleerung bei Niederschlag) die Entleerungen steuert. Die auf Zufall basierenden Steuerungsstrategien (BCO2 u.

BCO3 entspricht UCO2 u. UCO3) sind komplexer, schneiden im Vergleich jedoch schlechter ab. Mittels den UCO1 (basierend auf BCO1) lässt sich anhand der Fallstudie Vils/Reutte zeigen, dass eine Reduzierung der Ammoniumbelastung um bis zu 40% möglich ist.

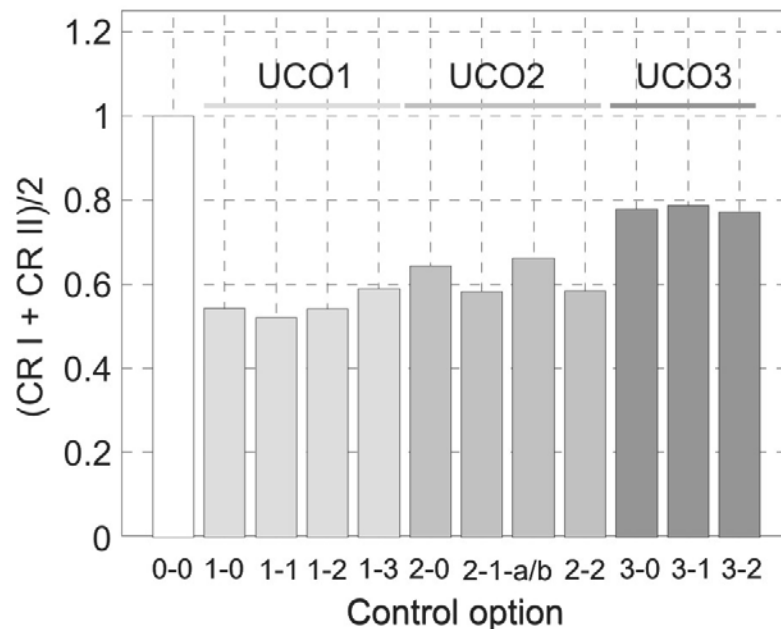


Abbildung 10: Optimierungspotential unterschiedlicher Steuerungsstrategien (Artikel I)

3.2 Optimierungspotential durch Ausbau des Netzwerksystems

Eines der Hauptaugenmerke der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC, 2000) ist eine integrierte Betrachtung von Emission und Wasserqualität, um die Gewässerbelastung aus diffusen und aus Punktquellen zu vermindern. Das neue österreichische Regelblatt 19 (ÖWAV-RB 19, 2007; Fenz und Rauch, 2003; Fenz und Rauch, 2004) führt den Wirkungsgrad der Weiterleitung gelöster und partikulärer Stoffe als Indikator für Mischwasseremissionen eines Kanalsystems ein. Damit werden nicht mehr primär die einzelnen Mischwasserentlastungen getrennt betrachtet, sondern der Fokus verlagert sich auf eine globalere Betrachtung des gesamten Systemverhaltens. Diese neue Betrachtungsweise ermöglicht und erfordert es zur Ermittlung eines Optimierungspotentials und zur Bewertung von unterschiedlichen Ausbauvarianten, Auswirkungen lokaler Maßnahmen auf die Abflussverhältnisse des Gesamtsystems zu berücksichtigen. Für derartige Untersuchungen ist es unumgänglich Kanalnetzsimulationen durchzuführen.

Zur Ermittlung des Wirkungsgrades der Weiterleitung (BF1) der als Bewertungsfunktion und Vergleich unterschiedlicher Szenarien herangezogen wurde, ist nach ÖWAV-RB 19, 2007 eine Langzeitsimulation über den Zeitraum von 10 Jahren erforderlich. Diese Simulationen können unter Verwendung konzeptioneller oder hydrodynamischer Modelle durchgeführt werden, wobei die Rechenzeiten bei Verwendung eines hydrodynamischen Modells, vor allem bei Berechnung unterschiedlicher Ausbauvarianten, sehr lange dauern können (De Toffol et al., 2006). Deshalb wurde das konzeptionelle Modell CITY DRAIN für die Überrechnungen ausgewählt.

3.2.1 Beschreibung des Abwassersystems Linz

Für die Quantifizierung des Optimierungspotentials durch Ausbauvarianten (siehe Artikel II) wurde die Fallstudie Linz (Abbildung 11) gewählt. Das Kanalnetzmodell der Stadt Linz inkl. Umlandgemeinden mit ca. 500,000 EW und einem 13.000 ha großem Einzugsgebiet umfasst über 20 Pumpwerke, über 40 Becken und einige Düker. Die Simulationen erfolgte anhand historischer Regenreihen.

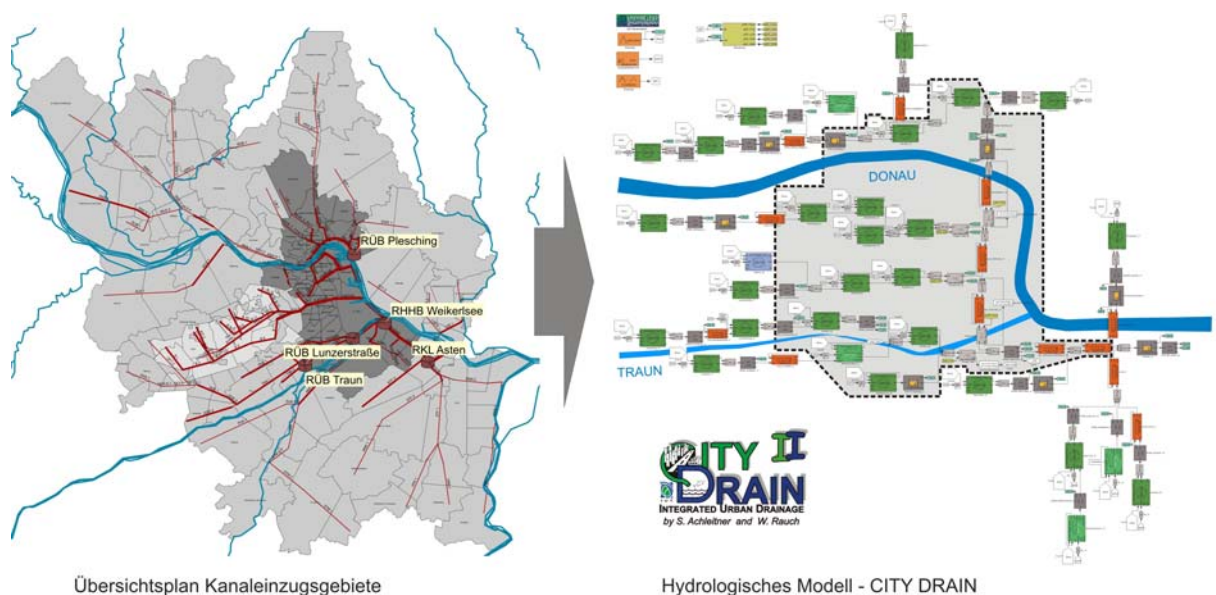


Abbildung 11: Modellbildung der Kanalisation Linz und Umgebung

3.2.2 Implementierung der Onlinesteuerung

Grundlegend zeichnet sich eine Onlinesteuerung durch Sensoren aus, die dazu benutzt werden, Stellorgane nach definierten Regeln zu verändern. Bei der Implementierung von Steuerungen ist es notwendig, die verschiedenen Teilsysteme

gleichzeitig zu simulieren um rücklaufende Informationen in die Steuerung einbinden zu können.

Konzeptionelle Modelle mit Steuerungsalgorithmen haben zwar den Vorteil, dass die Überrechnungszeit kurz ist, jedoch können Wasserstandsmessungen nicht direkt verarbeitet werden. Die konzeptionellen Modelle basieren auf der Berechnung von Durchflüssen und Beckenvolumen. Dadurch müssen Wasserstände in Durchflüsse bzw. Volumen umgerechnet werden. Vor- und Nachteile von Kanalsteuerungen in konzeptionellen Modellen werden ausführlich in Kleidorfer et al., 2007 diskutiert.

Im Fallbeispiel Linz wurde eine Onlinesteuerung, die vom Ingenieurbüro Flögl (Blau, 2005) entwickelt wurde, implementiert. Diese Onlinesteuerung basiert unter anderem auf Wasserstandsmessungen in Becken und in der Donau und steuert modelltechnisch gesehen vier Schieber. Eine detaillierte Beschreibung ist in Kleidorfer et al., 2007 zu finden.

3.2.3 Szenarienanalyse am Fallbeispiel Linz

Auch die Nutzung eines konzeptionellen Modells erfordert eine strukturierte Vorgehensweise. Die hier vorgeschlagene Vorgehensweise basiert auf vier Phasen, die in Tabelle 5 angeführt sind. Je nach Anzahl der erforderlichen Simulationen des konzeptionellen Modells sind unterschiedliche Simulationsdauern sinnvoll. Dies spiegelt sich in den unterschiedlichen Phasen wieder.

Tabelle 5: Phasen für Analyse der Optimierungspotentiale (Artikel II)

| Phase | Ziel | Simulationsperiode | Anzahl Varianten |
|-------|--|--------------------|------------------|
| 1 | Identifizierung relevanter Entlastungsbauwerke | zehnjährig | 1 |
| 2 | Sensitivitätsanalyse der Modellparameter von relevanten vorhandenen und möglichen Entlastungsbauwerken | zweitägig | 192 |
| 3 | Festlegung auf Szenarien | einjährig | 36 |
| 4 | Szenarienanalyse | zehnjährig | 9 |

Phase 1 dient zur Ermittlung der relevanten Entlastungsbauwerke. Als Basis dafür dient eine Berechnung des Wirkungsgrades der Weiterleitung des Ist-Zustandes über zehn Jahre.

In Phase 2 wird eine Sensitivitätsanalyse der Bauwerksparameter Drosselabfluss und Beckenvolumen durchgeführt. Durch Auswertung mit einer Bewertungsfunktion kann ein relatives Optimierungspotential des jeweiligen Parameters festgestellt

werden. Da jeder Parameter stufenweise verändert wird, entstehen zahlreiche Modellvariationen. Diese werden in Simulationsrechnungen mit einem oder mehreren Modellregen evaluiert.

Phase 3 führt zur Festlegung von verschiedenen Szenarien. Jene Bauwerkparameter mit hohem Optimierungspotential werden ausgewählt, und durch Berechnung der Leistungsfähigkeit, basierend auf einer einjährigen Simulation gereiht.

Schlussendlich werden in Phase 4 alle Bewirtschaftungsvarianten mit Hilfe des Wirkungsgrades der Weiterleitung (BF1) miteinander und mit dem Ausgangssystem verglichen. Durch insgesamt 9 unterschiedliche Szenarien (Ausbauvarianten) konnte gezeigt werden, dass eine Optimierung des Wirkungsgrades der Weiterleitung um bis zu 30% durch ausgewählte örtliche Ausbauvarianten erzielt werden kann. Die Auswahl der Varianten basierte auf einer ökonomischen Machbarkeitsstudie. Durch die modelltechnische Analyse konnte somit jene Varianten identifiziert werden, die machbar sind und eine hohe Leistungssteigerung bewirkt.

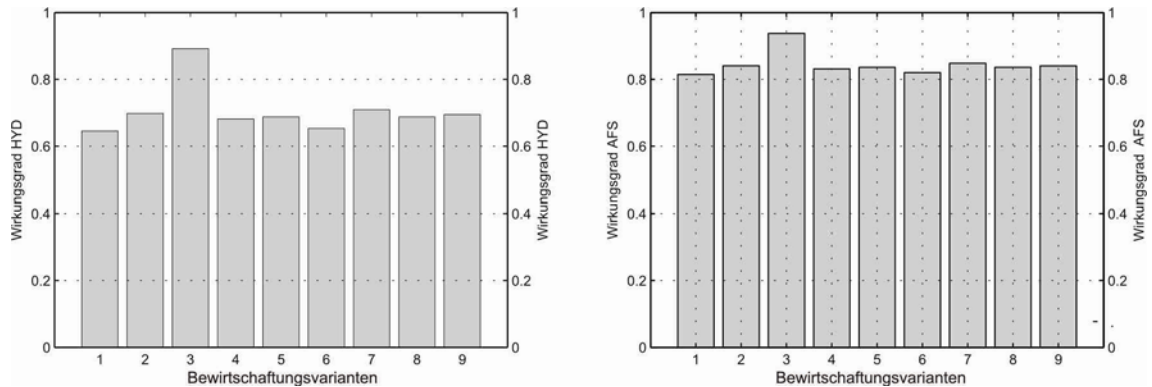


Abbildung 12: Optimierungspotential unterschiedlicher Ausbaumöglichkeiten (Artikel II)

4 Entwurf und Analyse virtueller Netzwerksysteme

Dieses Kapitel beinhaltet eine Literaturstudie im Kontext mit der Motivation für den Entwurf virtueller Netzwerke. Daran anschließend wird gezeigt, wie virtuelle Wasserversorgungsnetze generiert, kategorisiert und verglichen werden können (Artikel III, Modell I). Am Ende des Kapitels werden dieselben Ansätze und Analysen auch für Entwässerungsnetze gezeigt (Artikel IV, Modell II).

4.1 Literatur und Motivation

Die Anwendung von künstlichen Fallstudien um Modelle und Methoden zu testen, ist in der Wissenschaft weit verbreitet. Zum Beispiel wurde in Rauch et al., 2003 eine künstliche Fallstudie verwendet um die Eignung der Urinseparation in Kombination mit einer Steuerung zur Beeinflussung der Abwassercharakteristik zu testen. In Artikel I wurden auch Strategien zur Steuerung des Ammoniumfluxes analysiert und mit jeweils einer künstlichen und einer realen Fallstudie getestet. Die Resultate der drei Fallstudien waren selbstverständlich unterschiedlich. In Schutze et al., 2002 wurde mit Hilfe von einer künstlichen Fallstudie das Bewirtschaftungspotential von Entwässerungsnetzen erhoben. Weitere Anwendungen und Entwicklungen einzelner künstlichen Fallstudien sind z.B. in Rauch und Harremoes, 1996; De Toffol et al., 2007; Welker et al., 1999, etc. zu finden. Allein die künstliche Fallstudie Anytown (eine Beschreibung dieser Fallstudie ist auf der Homepage des Centre for Water Systems, University of Exeter zu finden), welche im Rahmen von Walski et al., 1987 für den Benchmark von Optimierungsmethoden entwickelt wurde, ist mindestens in zwölf wissenschaftlichen Artikeln verwendet worden.

Daraus entstand die Idee des automatischen Entwurfs virtueller Fallstudien bzw. Netzwerksysteme. Artikel III und Artikel IV beschreiben wie virtuelle Fallstudien automatisch generiert werden können. Unabhängig von Artikel III arbeitete man an der Bostoner Northeastern University zeitgleich an eben dieser Aufgabenstellung (Ghosh et al., 2006). In Boston wurde ein "Artificial Network Generator" (ANGel) basierend auf „Tokunaga fractal trees“ entwickelt. Mit ANGel kann der Graph eines Entwässerungsnetzes generiert werden. Eine Bemessung der Durchmesser und anderer Parameter war dabei noch nicht durchgeführt worden. Ansonsten ist nur

sehr wenig Literatur zu finden, welche sich mit annähernd ähnlicher Aufgabestellung befasst.

4.2 Entwurf von virtuellen Wasserversorgungsnetzen

Die Generierung der virtuellen Fallstudien mit Hilfe von Modell I bzw. basierend auf Artikel III erfolgt anhand festgelegter Nebenbedingungen. In Artikel III wurde aufgezeigt, wie mittels dem Modular Design Systems (MDS) Wasserversorgungsnetze auf Basis von Modulen (vordefinierte Teilnetzwerke) durch Zusammensetzung dieser Module generiert werden können. In der Dissertation wird nun die Anwendung des MDS besprochen, für die Nebenbedingungen wie z.B.: Bedarf, Dargebot definiert und variiert werden mussten. Die Methodik der Modellentwicklung kann in Artikel III nach gelesen werden.

4.2.1 Bedarfsvariation

Als Ausgangslage für die Bedarfsvariation dient ein quadratisches virtuelles Bedarfsgebiet (Basisbedarfgebiet) mit 25 Knotenpunkten. An jedem dieser Knoten wird Wasser entnommen. Die Wasserabnahme pro Knoten ist abhängig von der Besiedlungsdichte. Um die Besiedlungsdichte abschätzen zu können, wurden aus der „Auswertung des Melderegisters“ vom Jahr 2000 (Quelle: Landesstatistik Tirol) drei Tiroler Gemeinden mit unterschiedlicher Einwohnerzahl ausgewählt. Die Fläche des virtuellen Bedarfsgebietes wurde mit 400 ha angenommen. Daraus lässt sich mit Hilfe der Bevölkerungsdichte die Wasserentnahme pro Knoten berechnen. Die gewählten Spitzenbedarfswerte sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Tabelle 6: Variationswerte für den Bedarf pro Knoten

| Bedarf pro Knoten (B_K) | | |
|-----------------------------|-------------|-------------|
| 0.1 l/s (de1) | 1 l/s (de2) | 5 l/s (de3) |

Zusätzlich wird eine stochastische Bedarfsvariation, die den Bedarf pro Knoten für jeden Knoten verändert, durchgeführt, da in Bedarfsgebieten die Dichte des Bedarfes bzw. die Besiedlungsdichte nicht homogen ist. Die Variationswerte des Bedarfs pro Knoten werden für jeden Knoten mit einem zufällig erzeugten Faktor multipliziert. Dieser Faktor entspricht einer gleichverteilten Zufallszahl, die im Intervall [0.75 1.25] liegt. Bei einem Bedarf pro Knoten von z. B. 1 l/s liegen die Wasserabnahmen je Knoten im Intervall [0.75 1.25] l/s.

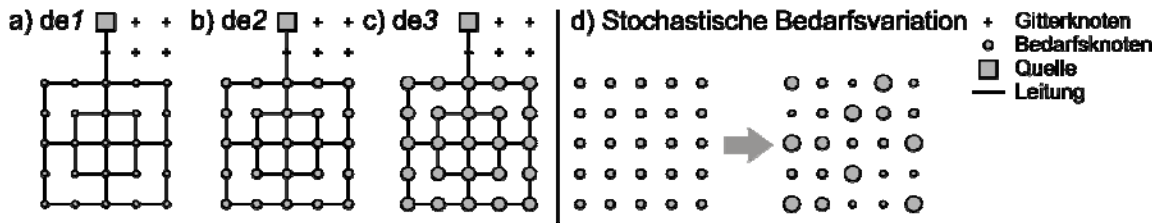


Abbildung 13:links: Bedarfsvariation (de); rechts: Stochastische Bedarfsvariation

4.2.2 Ausdehnungsvariation

Bei der eindimensionalen Ausdehnung (di1) wird das Basisbedarfsgebiet longitudinal aneinandergereiht. Dadurch können Versorgungsgebiete mit großer Längenausdehnung modelliert werden. Der Größenfaktor der Längenausdehnung gibt vor, wie oft das Bedarfsgebiet longitudinal aneinandergereiht wird. Durch Variation des Größenfaktors kann somit der Einfluss des Verhältnisses Länge/Breite eines Versorgungsgebietes auf die Stabilität (siehe 2.6.3) der Versorgungsnetze analysiert werden.

Bei der zweidimensionalen Ausdehnung (di2) wird das Basisbedarfsgebiet longitudinal und transversal aneinandergereiht. Dadurch können Versorgungsgebiete mit unterschiedlichen Gebietsgrößen modelliert werden. Der Größenfaktor der zweidimensionalen Ausdehnung gibt vor, wie oft das Bedarfsgebiet in jede Richtung aneinandergereiht wird. Durch Variation des Größenfaktors kann somit der Einfluss der flächigen Ausdehnung eines Versorgungsgebietes auf die Stabilität der Versorgungsnetze analysiert werden.

Bei der komplexen Bedarfsvariation (dic) wird das Basisbedarfsgebiet mehrmals mit verschiedenen Abständen reproduziert.

In Abbildung 14 sind Beispiele für die ein- und zweidimensionale sowie die komplexe Ausdehnung dargestellt.

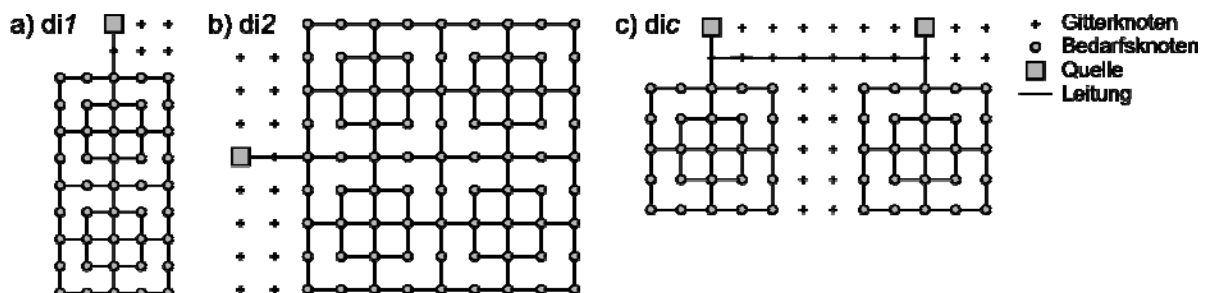


Abbildung 14:Variation der Ausdehnung (di)

4.2.3 Dargebotsvariation

Bei der Dargebotsvariation wird berücksichtigt, dass Versorgungsgebiete mit unterschiedlicher Anzahl von Dargebotsknoten versorgt werden. Dadurch kann auch der Einfluss von redundantem Dargebot untersucht werden. Abbildung 15 zeigt die Anordnung der Dargebotsknoten. An dieser Stelle wird davon ausgegangen, dass ein unbeschränktes Dargebot existiert. D.h. der erforderliche Bedarf des gesamten Netzes kann von jedem einzelnen Dargebotsknoten erbracht werden.

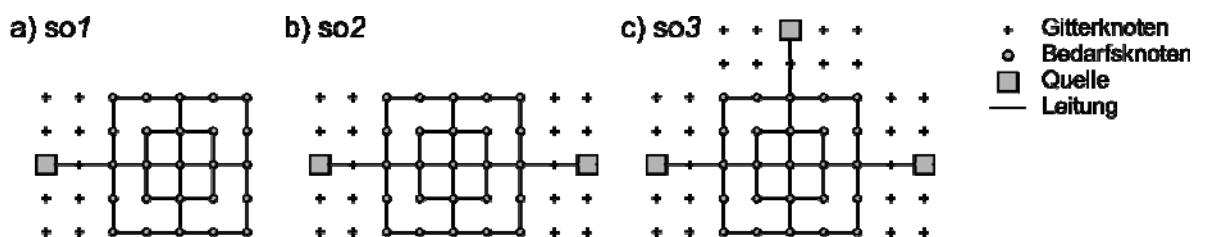


Abbildung 15: Dargebotsvariation (so)

4.2.4 Netztypvariation

In der Literaturstudie Vanham et al., 2006 wurden die Stabilitätsunterschiede von Verästelungs- und Maschennetzen beschrieben. Damit die Unterschiede der Stabilität quantifiziert werden können, werden für die Generierung der Netzwerksysteme jeweils ein standardisiertes Verästelungsnetz (ne1) sowie ein standardisierte Maschennetz (ne2) verwendet.

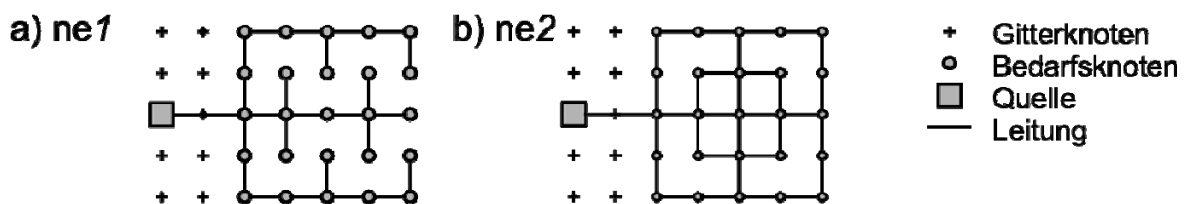


Abbildung 16: Netztypvariation (ne)

4.2.5 Zwischenabstandvariation und Anzahl der Komplexe

Bei der komplexen Ausdehnung wird der Zwischenabstand (in) zw. den Bedarfsgebieten variabel gehalten (Abbildung 17). Dadurch kann der Bedarf von verschiedenen Versorgungsgebieten gemeinsam modelliert werden. Die Variation der Anzahl der Versorgungsgebiete (co) mit unterschiedlicher Gebietsgröße wird ebenso in Abbildung 17 gezeigt.

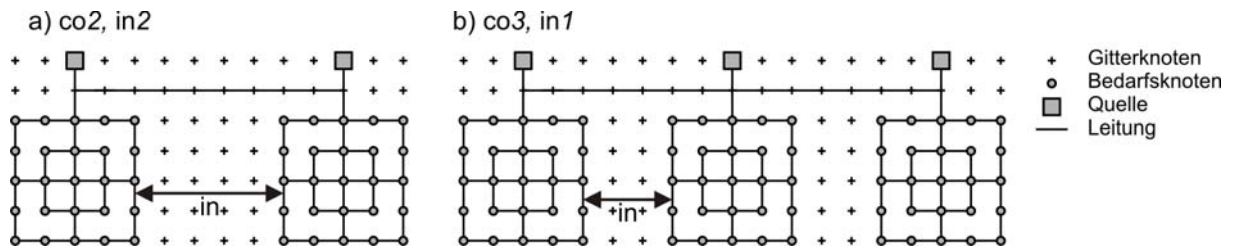


Abbildung 17: Zwischenabstandvariation (in) und Anzahl der Komplexe (co)

4.2.6 Verknüpfungstypvariation

Bei der Verknüpfungsstruktur wird zwischen verbundenen (li1) und vermaschten (li2) Wasserversorgungssystemen unterschieden. Verbundene Versorgungssysteme werden nur durch eine Hauptleitung verknüpft. Diese Leitung kann einer Verbundleitung zugeordnet werden. Solche Leitungen werden mit einem Rohrdurchmesser von 500 mm modelliert. Bei vermaschten Versorgungssystemen werden in Abhängigkeit des Größenfaktors unterschiedlich viele Rohrleitungen als Verknüpfung modelliert. Der Durchmesser der Rohrleitung, welche die Vermaschung herstellen, wird durch Dimensionierung festgelegt. Diese Rohrleitung stellen dar, wie getrennte Wasserversorgungssysteme mit der Zeit zu einem gesamten System verschmelzen.

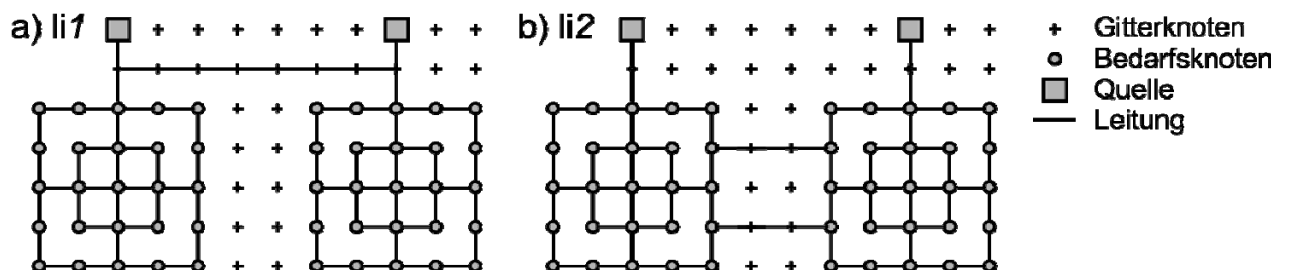


Abbildung 18: Beispiel für Verknüpfungstypvariation

4.2.7 Anzahl der Variationen für die Analyse

Im Folgenden werden die Entwurfsvariationen, die zur Analyse der Wasserversorgungsnetze erforderlich sind, zusammengefasst. Die eindimensionale Ausdehnungsvariation mit 60 unterschiedlichen Varianten wird für die Analyse der Versorgungsnetze mit den zwei Netztypvariationen und den vier Dargebotsvariationen kombiniert. Dadurch werden insgesamt 480 Wasserversorgungsnetze analysiert. Die zweidimensionale Ausdehnungsvariation wird 11-mal durchgeführt und für die Analyse der Wasserversorgungsnetze mit den zwei Netztypvariationen und den vier Dargebotsvariationen kombiniert. Dadurch

werden insgesamt 88 Versorgungsnetze generiert. Die komplexe Ausdehnungsvariation (die 48-mal durchgeführt wird) wird für die Analyse der Versorgungsnetze mit der Verknüpfungstypvariation (2 Varianten) und der Netztypvariation (2 Varianten) kombiniert. Dadurch werden insgesamt 192 Versorgungsnetze generiert.

Berücksichtigt man bei der Kombination, dass der Bedarf pro Knoten (Bedarfsvariation) auch veränderlich wird, ergeben sich insgesamt $(480+88+192)*3=2,280$ verschiedene Versorgungsnetze, die im Folgenden nach einer Dimensionierung analysiert werden.

4.2.8 Dimensionierung der virtuellen Wasserversorgungsetzwerke

Eine alleinige Bemessung der virtuellen Netze auf Grund der zwingenden hydraulischen Erfordernisse führt zu optimierten Wasserverteilungssystemen (Babayan et al., 2004; da Conceicao Cunha und Ribeiro, 2004; Ekinci und Konak, 2009; Eusuff und Lansley, 2003; Gupta et al., 1999; Lin et al., 1997; Maier et al., 2003; Montalvo et al., 2008; Perelman et al., 2008; Tanyimboh und Setiadi, 2008), die so in der Praxis nicht vorkommen. Vielmehr sind in der Praxis weitere Bemessungskriterien einzuhalten. Um den hieraus resultierenden Einfluss auf die Simulationsergebnisse Rechnung zu tragen, wurden folgende Kriterien bei der Netzdimensionierung mitberücksichtigt.

Für die Bemessung der virtuellen Netzwerksysteme ist das Erreichen einer wirtschaftlichen Fließgeschwindigkeit maßgebend. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Kosten für Rohrleitung und Armaturen durch hohe Fließgeschwindigkeit und kleine Durchmesser gesenkt werden. Die Förderkosten jedoch erhöhen sich dabei. Anhand Trifunovic, 2006 wird für die wirtschaftliche Fließgeschwindigkeit ein Wert von 1 m/s angenommen, mit dem Ziel die Summe des Kapitaldienstes für Herstellung und Betriebskosten zu minimieren.

Die Anpassung der Rohrdurchmesser erfolgt schrittweise. Ausgehend von einem Rohrdurchmesser von 80 mm werden diejenigen Rohrdurchmesser der Rohrleitungen erhöht, bei denen eine Fließgeschwindigkeit über 1 m/s in den Leitungen vorherrscht. Dies geschieht so lange bis der kleinste Nenndurchmesser erreicht wird, bei dem die Fließgeschwindigkeit unter 1 m/s liegt. Durchmesser über

600 mm werden nicht verwendet. Als Lastfall für die Bemessung gilt der zukünftige, maximale Tageswasserverbrauch. Für den zukünftigen Verbrauch wird entsprechend einschlägiger Regelwerke (DVGW Arbeitsblatt W 403 und W 410) der Bedarf um das 1.5-fache erhöht. Als Spitzenfaktor wird entsprechend ein Faktor von 1.6 für die Erhöhung des zukünftigen Verbrauchs angesetzt.

4.3 Einwirkungen auf Netzwerksysteme

Auf Basis der generierten und dimensionierten Netzwerksysteme werden als Anwendungsbeispiel die Einwirkungen

- Löschwasserbedarf
- Sonderentnahme
- Rohrschaden
- Dargebotsausfall

untersucht.

4.3.1 Löschwasserbedarf (im2)

Der Lastfall Löschwasserbedarf (im2) wird durch einen Bedarf von 26.6 l/s (Wert für reine und allgemeine Wohngebiete) an einem zufällig (gleichverteilt) ausgewähltem Knoten bestimmt (DVGW, 1978). Je nach dem welcher Knoten zufällig ausgewählt wird, wird die Stabilität der Versorgungsnetze unterschiedlich beeinträchtigt. Deshalb wird der Vorgang der Auswahl des Knotens mehrmals wiederholt und die Beeinträchtigung, wie in 2.6.3 gezeigt, evaluiert.

4.3.2 Einwirkung Sonderentnahme (im3)

Die Stabilität der Versorgungsnetze kann durch Sonderentnahmen (erhöhter Bedarf) beeinträchtigt werden. Sonderentnahmen können durch Änderung des Bedarfs (z. B. Ansiedlung von Gewerbebetrieben) verursacht werden, denn auch bestehende Netze sind auf Grund der historischen Entwicklung nicht immer ausreichend angepasst. Aus diesem Grund wird an 10% der Bedarfsknoten, die zufällig (gleichverteilt) ausgewählt werden, der Bedarf um einen konstanten Betrag erhöht.

Der Spitzenwasserverbrauch entspricht beispielsweise laut Mutschmann und Stimmelmayer, 1999:

- Hotel der Luxusklasse mit 100 Gästen → 2.29 l/s
- Brauerei mit einer Jahresproduktion von 50,000 hl → 2.85 l/s.

Daher wird der erhöhte Bedarf auf Basis der genannten Verbrauchsspitzen im Mittel mit 2.5 l/s angenommen.

Je nach dem welche Knoten zufällig ausgewählt werden, wird die Stabilität der Versorgungsnetze unterschiedlich beeinträchtigt. Deshalb wird der Vorgang der Auswahl der Knoten mehrmals wiederholt und die Beeinträchtigung, wie in 2.6.3 gezeigt, evaluiert.

4.3.3 Einwirkung Rohrschaden (im4)

Die Stabilität der Versorgungsnetze wird durch Rohrschäden beeinträchtigt. Die Auswirkung eines Rohrschadens soll mittels simulierten Rohrschäden quantifiziert werden. Die Simulation von Rohrschäden wird durch Ausfall einer Rohrleitung im Versorgungsgebiet realisiert. Je nach dem welche Rohrleitung (zufällig-gleichverteilt ausgewählt) bricht, wird die Stabilität der Versorgungsnetze unterschiedlich beeinträchtigt. Deshalb wird der Vorgang der Auswahl der Rohrleitungen mehrmals wiederholt und die Beeinträchtigung, wie in 2.6.3 gezeigt, evaluiert. Synchrone Ausfälle wurden nicht berücksichtigt.

4.3.4 Einwirkung Dargebotsausfall (im5)

Bei Dargebotsausfällen besteht ein sehr hohes Schadenspotential. Deshalb wird der Ausfall von Dargebotsknoten ebenso analysiert. Die Anzahl der vorhandenen Dargebotsknoten ist variabel gehalten und schwankt zwischen 1 und 4 Knoten. Der simulierte Dargebotsausfall beschränkt sich auf den Ausfall von nur einem Dargebotsknoten. Je nach dem welcher Dargebotsknoten ausfällt, wird die Stabilität der Versorgungsnetze unterschiedlich beeinträchtigt. Deshalb wird bei der Auswahl des Dargebotsknoten jede Möglichkeit berücksichtigt und die Beeinträchtigung, wie in 2.6.3 gezeigt, evaluiert. Synchrone Ausfälle wurden nicht berücksichtigt.

4.3.5 Zusammenfassung – Einwirkungen

Abbildung 19 stellte alle Einwirkungen (im2, im3, im4 und im5) die modelliert werden schematisch dar. Bei im1 treten keine Einwirkungen auf. Bei im6 werden alle Einwirkungen gleichzeitig simuliert.

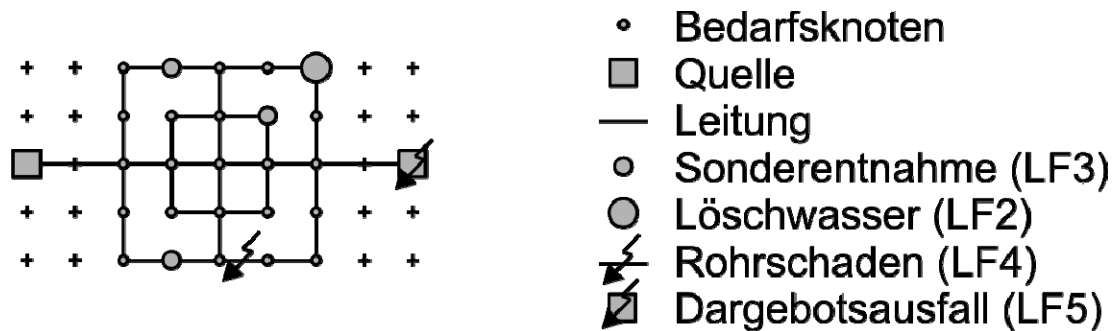


Abbildung 19: Einwirkungen auf Wasserversorgungsnetze

4.4 Kategorisierung und Zuordnung der virtuellen Versorgungssysteme

Die virtuellen Wasserversorgungsnetze lassen sich durch die vordefinierten Eigenschaften, die in Tabelle 7 dargestellt sind, kategorisieren.

Tabelle 7: Kategorisierung der virtuellen Netze

| Eigenschaft | Case Study | Virtuell |
|-----------------------------|---------------------------|----------|
| Besiedlungsstruktur | unter 10,000 Einwohner | de1 |
| | 10,000 -100,000 Einwohner | de2 |
| | über 100,000 Einwohner | de3 |
| Gebietsstruktur | $l/b \geq 3$ | di1 |
| | $l/b < 3$ | di2 |
| Netzstruktur | verästelt | ne1 |
| | ringförmig | ne2 |
| Anzahl der Dargebot | 1 Dargebotsknoten (1 DGK) | so1 |
| | 2 Dargebotsknoten (2 DGK) | so2 |
| | 3 Dargebotsknoten (3 DGK) | so3 |
| | 4 Dargebotsknoten (4 DGK) | so4 |
| Verknüpfungsstruktur | verbunden | li1 |
| | vermascht | li2 |
| Anzahl der Bedarfsgebiete | 1 Bedarfsgebiet | co1 |
| | 2 Bedarfsgebiete | co2 |
| | 3 o. 4 Bedarfsgebiete | co4 |
| | 5 o. 6 Bedarfsgebiete | co6 |
| Länge des Zwischenabstandes | 1 – 2.5 km (maximal) | in1 |
| | 2.5 - 7.5 km (maximal) | in2 |
| | 7.5 -12,5 km (maximal) | in3 |

Diese Struktur ermöglicht eine Zuordnung von realen Wasserversorgungssystemen zu den virtuellen Systemen, deren Stabilität auf Basis der verschiedenen Variationen (des Bedarfes, des Dargebotes und der Deckung) ermittelt wurde.

4.5 Vergleich der virtuellen Wasserversorgungsnetze

Durch den Entwurf virtueller Netze ist es möglich, diese Netze im Detail zu vergleichen und dadurch generelle Aussagen zu treffen. Im Folgenden werden die virtuellen Versorgungssysteme anhand der festgelegten Bewertungsfunktionen, basierend auf Kosten und Leistungsfähigkeit der Wasserversorgungsnetze, verglichen. Dabei wird der Einfluss der sieben Eigenschaften, Besiedelungsstruktur, Gebietsstruktur, Netzstruktur, die Anzahl der Dargebote, Verknüpfungsstruktur, Anzahl der Bedarfsgebiete und Länge des Zwischenabstandes, analysiert.

4.5.1 Vergleich bei Variation der Besiedelungsstruktur (de)

In Abbildung 20 werden drei Versorgungssysteme mit unterschiedlicher Besiedelungsstruktur (Bedarf pro Knoten) dargestellt. Alle anderen Eigenschaften sowie der Lastfall werden konstant gehalten. Das Diagramm links, zeigt die unterschiedlichen Graphen der BF1 (Qualität der hydraulischen Stabilität). Die hydraulische Stabilität ist bei Besiedelungsstrukturen mit über 100,000 Einwohnern (de3) am höchsten und bei Besiedelungsstrukturen mit unter 10,000 Einwohnern (de1) am geringsten. Da sich die Eigenschaft Besiedelungsstruktur durch die unterschiedliche Besiedelungsdichte manifestiert, kann man schlussfolgern, dass bei gleichem Gesamtbedarf eine höhere Besiedelungsdichte zu einer höheren Stabilität der Versorgungssysteme führt. Zu berücksichtigen ist, dass der Druck nicht am „Wasserhahn“ beurteilt wird, sondern in der Anschlussleitung zum versorgten Gebäude.

Die Bewertungsfunktion für die Wasserqualität (Abbildung 20, Mitte) lässt keine merkbaren Unterschiede der Wasserqualität bei unterschiedlicher Besiedelungsstruktur erkennen, da auch bei dünn besiedelten Gebieten eine ausreichende Wasserqualität erzielt werden kann.

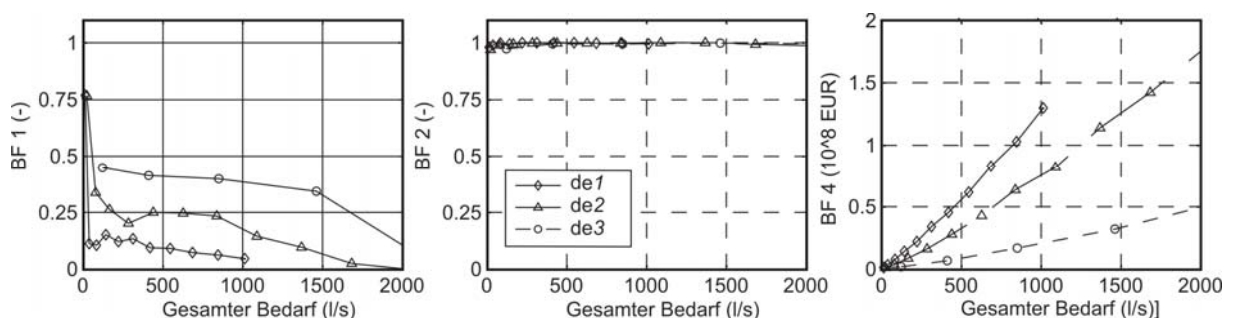


Abbildung 20: Vergleich bei Variation der Besiedelungsstruktur (de)

Die Investitionskosten in Abhängigkeit vom gesamten Bedarf (Abbildung 20, rechts) sind höher bei dünn besiedelten Gebieten (de1). Die Betriebskosten für die Versorgungssysteme zeigen keine Unterschiede auf.

4.5.2 Vergleich bei Variation der Gebietsstruktur (di)

Nächste Eigenschaft der Versorgungssysteme, die analysiert wird, ist die Gebietsstruktur (Abbildung 21). Bei der Gebietsstruktur wird das Längen-zu-Breitenverhältnis variiert. Langgezogene Bedarfsgebiete (di1) entsprechen der eindimensionalen Ausdehnung, flächenmäßig gleichförmig ausgedehnten Bedarfsgebiete (di2) entsprechen der zweidimensionalen Ausdehnung. Bei niederem Gesamtbedarf – der Basisbedarfsraster ist weniger oft aneinandergereiht worden – ist das Längen-zu-Breitenverhältnis geringer als bei höherem Gesamtbedarf. Aufgrund der Zunahmen von Länge/Breite mit steigendem Gesamtbedarf sind lang gezogene Versorgungssysteme bei höherem Gesamtbedarf hydraulisch (BF1) instabiler.

Ebenso erhöhen sich die Aufenthaltszeiten des Wassers (BF2) in lang gezogenen Versorgungssystemen bei steigendem Gesamtbedarf.

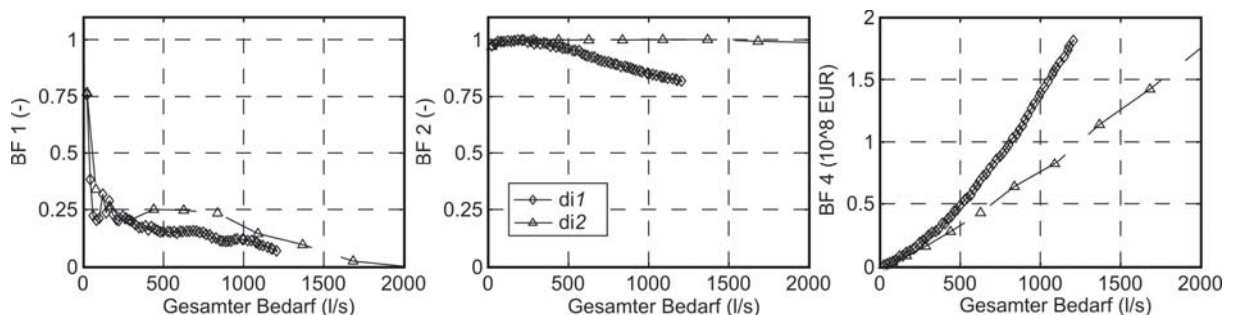


Abbildung 21: Vergleich bei Variation der Gebietsstruktur (di)

Die Investitionskosten (BF4) erhöhen sich durch unausgeglichene Längen-zu-Breitenverhältnisse überproportional. Bei den Betriebskosten sind keine Unterschiede sichtbar.

4.5.3 Vergleich bei Variation der Anzahl der Dargebote (so)

Größter Einflussfaktor ist die Anzahl der Dargebote (Abbildung 22). Je mehr Dargebotsknoten zu Verfügung stehen, desto besser ist die hydraulische Qualität des Bedarfsdeckungssystems. Per Definition muss bei einem Dargebotsausfall in

einem Gebiet mit einem Dargebotsknoten (so1) die Versorgung vollständig versagen. Bei zwei Dargebotsknoten (so 2) wird bei günstigen Bedingungen zumindest ein Teil (hier ein Viertel) der Bedarfsknoten hinreichend hydraulisch versorgt. Besteht das Versorgungssystem aus drei Bedarfsknoten (so3), kann in der Regel mehr als die Hälfte der Dargebotsknoten hinreichend hydraulisch versorgt werden. Ein vierter Dargebotsknoten (so4) kann nur mehr geringe Verbesserungen bewirken.

Die Verweildauer des Wassers im Bedarfsdeckungssystem liegt unabhängig von der Anzahl der Quellen unter 24h.

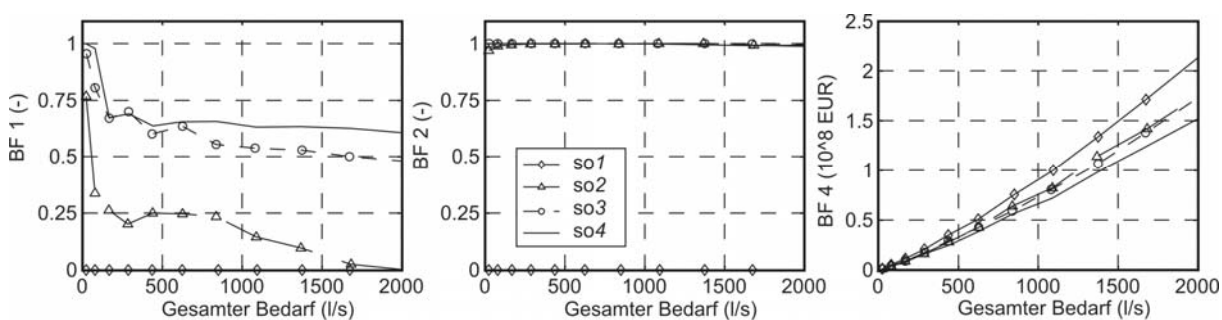


Abbildung 22: Vergleich bei Variation der Anzahl der Dargebote (so)

BF4 liefert höhere Werte bei einer niederen Anzahl von Dargebotsknoten. Dies ist auf kleinere Rohrdurchmesser bei besserer Dargebotsverteilung zurückzuführen. Ein Einfluss der Anzahl der Dargebotsknoten auf die BF5 ist auf Basis der virtuellen Wasserversorgungsnetze nicht nachzuweisen.

4.5.4 Vergleich bei Variation der Netzstruktur (ne)

Weiters wird der Einfluss der Netzstruktur (ringförmig (ne2) oder verästelt (ne1)) untersucht. Hydraulisch (BF1) betrachtet, sind ringförmige Netzstrukturen generell stabiler (Abbildung 23).

Die Aufenthaltszeit unter Einwirkungen (BF2) ist bei beiden Netzstrukturen adäquat.

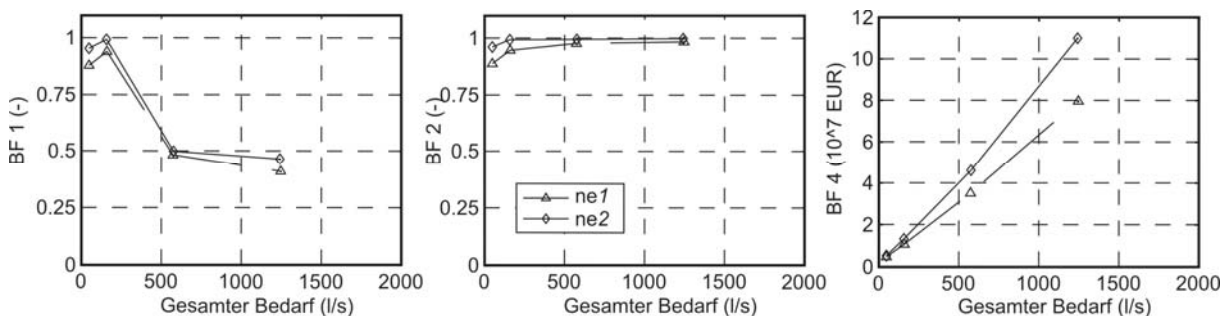


Abbildung 23: Vergleich bei Variation der Netzstruktur (ne)

Bei ringförmigen Netzstrukturen ist mit höheren Investitionskosten (BF4) zu rechnen.

4.5.5 Vergleich bei Variation der Verknüpfungsstruktur (li)

Im alpinen Raum sind Gemeinden entlang von Flüssen angesiedelt. Der unbesiedelte Bereich zwischen den Gemeinden wird immer kleiner bzw. verschwindet. Die Wasserversorgungsnetze dieser Gemeinden sind historisch bedingt nicht verbunden. Durch eine Verknüpfung dieser Systeme kann jedoch die Leistungsfähigkeit bei Ausfall von Netzteilen erhöht werden. Wie diese Netze verknüpft werden können, wird im Folgenden analysiert. In Abbildung 24 werden zwei Bedarfsdeckungssysteme mit unterschiedlicher Verknüpfungsstruktur dargestellt. Das Diagramm links zeigt die unterschiedlichen Graphen der BF1 (Qualität der hydraulischen Stabilität) bei unterschiedlicher Netzstruktur. Die hydraulische Stabilität ist bei der verbundenen Verknüpfungsstruktur (li1) höher als bei der vermaschten (li2) Verknüpfungsstruktur. Besonders bei niederem Gesamtbedarf sind verbundene Systeme weitaus stabiler. Da bei der Generierung der Verbundleitung ein Durchmesser von 500 mm angesetzt wurde, sind Verbundleitungen für eine etwaige Notversorgung der Nachbarbedarfsgemeinden gut geeignet. Bei gewachsenen Strukturen (vermaschte Netzwerke) sind die Durchmesser durch eine Dimensionierung festgelegt worden. Würden größere Durchmesser für die Verknüpfungsleitungen der vermaschten Netzwerke definiert, würde das Transportkapazitätsdefizit gesenkt werden.

Die Bewertungsfunktion für die Wasserqualität (Abbildung 24 Mitte) favorisiert die verbundenen Bedarfsdeckungssysteme minimal.

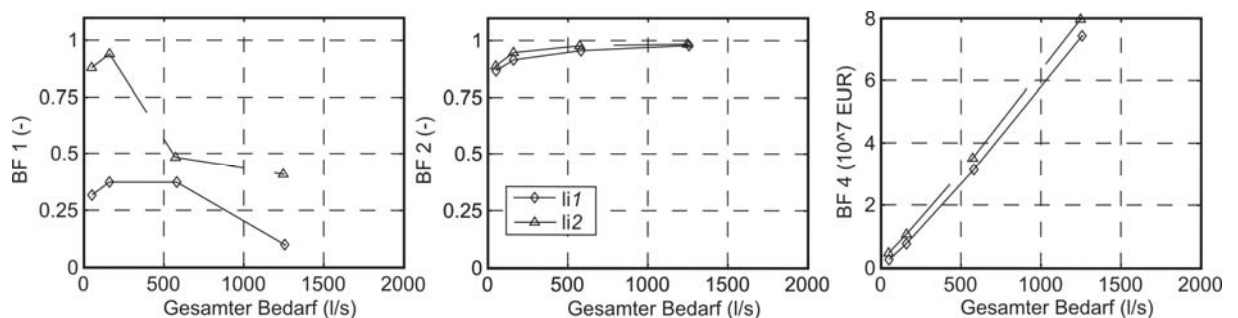


Abbildung 24: Vergleich bei Variation der Verknüpfungsstruktur (li)

Die Investitionskosten für die Errichtung von verbundenen Netzwerken ist nur minimal höher als bei vermaschten Netzwerken. Nimmt man an, dass die Bedarfsgebiete

bereits bestehen und nur die Verknüpfung hergestellt wird, erhöht sich der relative Kostenunterschied zwischen verbundenen und verknüpften Systemen.

4.5.6 Vergleich bei Variation der Anzahl der Bedarfsgebiete (co)

Die Anzahl der Bedarfsgebiete (co), die verknüpft werden, hat relevanten Einfluss auf die hydraulische Stabilität (BF1). Andererseits ist der Einfluss auf die Wasserqualität (BF2) gering. In Abbildung 25 Diagramm links, oben ist die Bewertung für die hydraulische Stabilität abgebildet. Da jedes Bedarfsgebiet nur mit einem Dargebotsknoten modelliert wurde, versagt ein Versorgungssystem mit einem Bedarfsgebiet komplett. Je mehr Bedarfsgebiete verknüpft sind, desto höher ist die hydraulische Qualität der Versorgung. Die Verbesserung durch die Verknüpfung mehrerer Versorgungssysteme sinkt mit steigender Anzahl von Versorgungssystemen, da sich die hydraulische Qualität dem Optimum nähert.

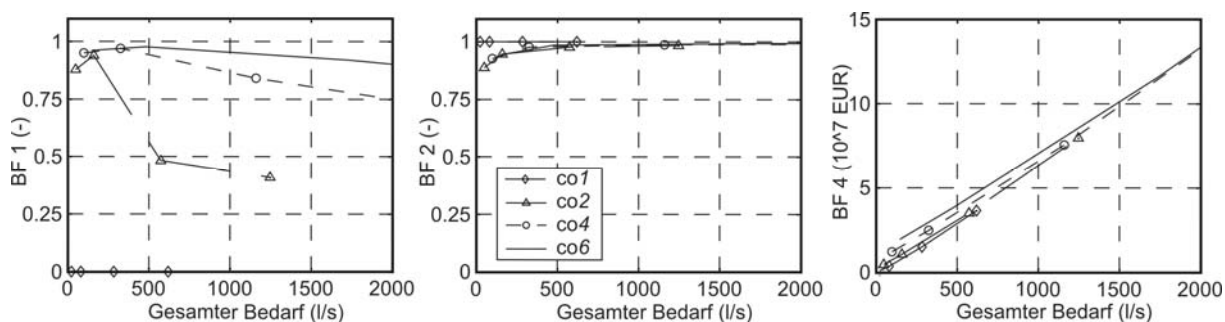


Abbildung 25: Vergleich bei Variation der Anzahl der Bedarfsgebiete (co)

Der Einfluss der Anzahl der Bedarfsgebiete auf die gesamten Investitionskosten für die Errichtung des Versorgungssystems ist gering. Die Kosten, welche der Verknüpfung der Versorgungssysteme zugerechnet werden sind zumindest bei hohem Gesamtbedarf minimal gegenüber den Kosten für das Verteilungsnetzwerk. Bei niederem Gesamtbedarf gilt, je weniger Versorgungssysteme verknüpft sind, desto geringere Investitionskosten fallen an. Der Einfluss der Anzahl der Versorgungsgebiete auf die Betriebskosten in Abhängigkeit von dem Bedarf der Versorgungssysteme ist gleich bleibend.

4.5.7 Vergleich bei Variation des Zwischenabstandes (in)

Die Abhängigkeit der Stabilität vom Zwischenabstand (in) zwischen den Versorgungssystemen wird in Abbildung 26 dargestellt. Bewertet man die Stabilität hydraulisch (BF1), kann keine Abhängigkeit der Stabilität vom Zwischenabstand

nachgewiesen werden. Diese Unabhängigkeit ergibt sich dadurch, dass die Rohrreibungsverluste in den Verbundleitungen, verglichen mit den Verlusten im Verteilungsnetz, verschwindend klein sind.

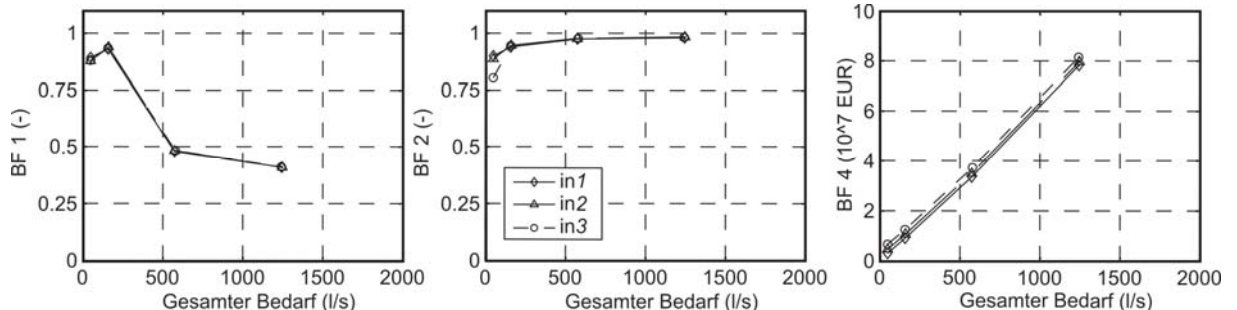


Abbildung 26: Vergleich bei Variation des Zwischenabstandes (in)

Ökonomisch betrachtet hat der Zwischenabstand zwischen den Versorgungssystemen geringen Einfluss. Bei den Investitionskosten (BF4) ist jedoch ein Anstieg der Kosten erkennbar, da die Kosten für die Leitungen, welche die Versorgungssysteme verknüpfen, steigen. Die Kosten für das Verteilungsnetz bleiben konstant.

4.5.8 Vergleich unterschiedlicher Lastfalles

Durch Abbildung 27 wird der Einfluss der Art des Lastfalles bestimmt. Ohne Einwirkung und beim Dimensionierungslastfall (im1) wirken die Versorgungssysteme hydraulisch und qualitativ ideal. Beim Lastfall Löschwasser (im2) lassen sich bei kleinen Versorgungssystemen - hydraulisch gesehen - Versorgungseinbußen feststellen. Normativ dürfen sich beim Lastfall Löschwasser niederere Drücke als 40 m einstellen. Die Bewertungsfunktion 1 (BF1) beurteilt jedoch, ob der vorhandene Versorgungsdruck zwischen 40 und 100 m liegt. Die Einwirkung Sonderentnahme (im3) und Rohrschaden (im4) wirken sich nur gering auf die Bewertungsfunktion 1 aus. Jedoch wirken sich Rohrschäden (Abbildung 27 mit ringförmiger Netzwerkstruktur) bei verästelten Netzstrukturen stärker aus. Ebenso wie die Anzahl der Dargebote relevanteste Eigenschaft der Versorgungsnetze ist, bewirkt ein Dargebotsausfall (im5) die höchste Einbuße an hydraulischer Qualität. Wirken alle Einwirkungen gleichzeitig (im6), ist die hydraulische Bewertung nicht superponierbar, denn das gemeinsame Wirken wird von Synergieeffekten begleitet.

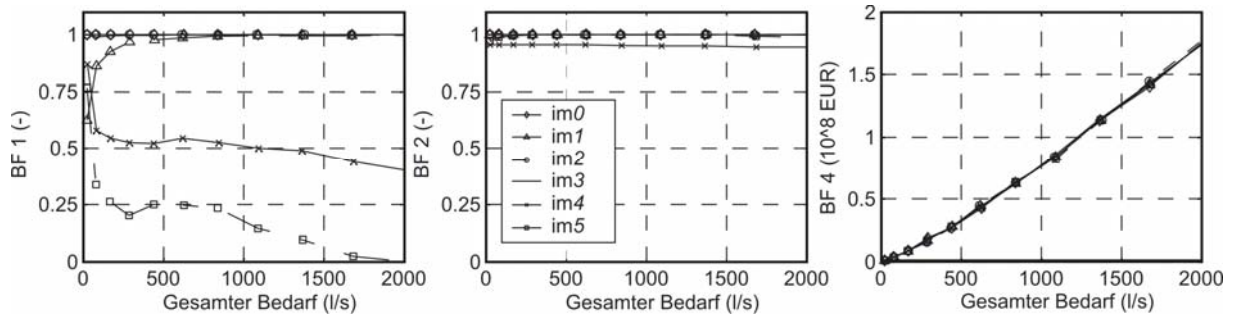


Abbildung 27:Vergleich bei Variation der Lastfälle

4.6 Entwurf von virtuellen Entwässerungsnetzen

In Abbildung 28 ist die Softwarearchitektur des Modells II (Case Study Generator – CSG – Artikel IV) abgebildet. Die Softwarearchitektur teilt sich in unterschiedliche Module (i.e. Hauptfunktionen) auf. In diesen Modulen werden diese Subsysteme generiert. Im LAYOUT Modul wird mittels des Galton Watson Baumgenerierungsprozesses die Struktur des Graphen generiert. Im DTM Modul wird, basierend auf dem zweidimensionalen Graphen, ein digitales Geländemodell erzeugt und mit dem Graphen verschnitten. Dann werden durch die Module WEIR, STORAGE UNIT und SUBCATCHMENT sowie CONDUIT die Elemente des Netzwerksystems mit ihren Parametern erzeugt. Das DWF Modul ist für die Generierung des Trockenwetterabflusses verantwortlich. Eine genaue Beschreibung der Modelle ist im Artikel IV vorzufinden. Um letztendlich virtuelle Entwässerungsnetze mit dem CSG generieren zu können, müssen noch Eingabewerte festgelegt werden, welche die Eigenschaften der generierten Netze bestimmen. Diese Eingabewerte können auch so kalibriert werden, dass diese einer bestimmten Population mit definierten Charakteristiken entsprechen. Die detaillierte Beschreibung des Generierungsprozesses ist in Artikel IV dokumentiert.

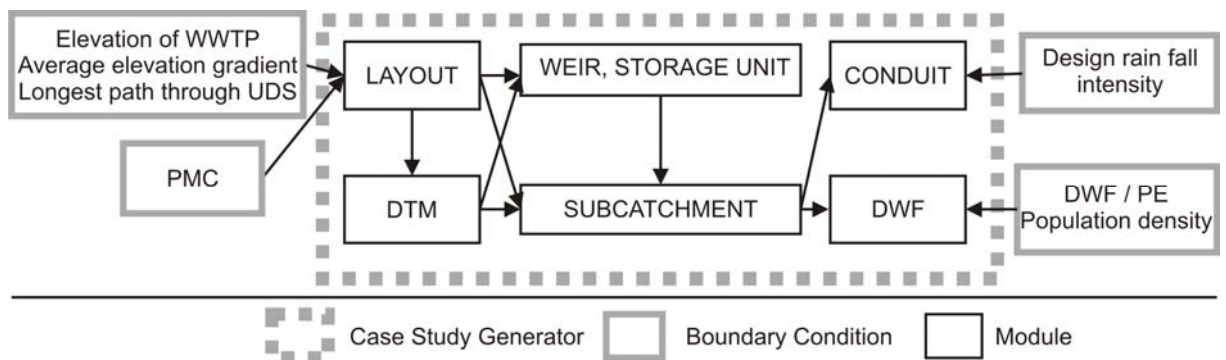


Abbildung 28:Software Architektur Modell II, der Case Study Generator (Artikel IV)

Für den Vergleich von unterschiedlichen Ansätzen wurde ein Satz von virtuellen Fallstudien auf der Institutssite online gestellt. In folgender Liste sind die für die Generierung dieses Satzes (bezeichnet mit Set-CSG250) verwendeten Intervalle der Eingabewerte angeführt:

- Höhe in m. ü. A. der Abwasserreinigungsanlage [500 500] (m)
- Durchschnittliches Gefälle der Haltungen [0.5 1.5] (%)
- Länge des Kanalsystems [5,000 13,000] (m)
- Dimensionierungsregenspende [115] (l/s/ha)
- Einwohnergleichwert [250 300] (l/EW/Tag)
- Besiedlungsdichte [150 250] (EW/ha)

Diese Parameter sind Eingangsparameter (siehe Abbildung 28) des CSGs. Bei jeder Generierung eines virtuellen Entwässerungsnetzes wurde eine gleichverteilte Zufallszahl aus dem Intervall gewählt. Kalibriert wurde das Set anhand alpiner Fallstudien. Dabei wurden die Eingangsparameter des CSG so angepasst, dass die Eigenschaften und die Leistungsfähigkeit der virtuellen Netze mit den der realen Netze, übereinstimmten.

Eine Erneuerung gegenüber der im Artikel IV beschriebenen Version des CSG ist die Generierung von Schmutzstoffen. In Tabelle 8 sind die vordefinierten Konzentrationen von zehn Stoffen aufgelistet. Bei der Implementierung wurden diese konstanten Konzentrationen (nach Brombach und Fuchs, 2003) für Niederschlag und Trockenwetter angesetzt. Aufbau und Abtrag an der Oberfläche sowie Abbau in Becken und Kanälen wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 8: Stoffkonzentrationen (+-20%) der virtuellen Entwässerungsnetze

| Stoff | Trockenwetter (mg/l) | Niederschlag (mg/l) |
|-------|----------------------|---------------------|
| TSS | 141 | 164 |
| BOD | 178 | 13 |
| COD | 403 | 81 |
| TOC | 116 | 19 |
| DOC | 110 | 53 |
| Ptot | 4.5 | 0.42 |
| NH4-N | 21.4 | 0.8 |
| NO3-N | 1.9 | 0.8 |
| Ntot | 14 | 2.4 |
| Cu | 0.058 | 0.048 |

Die Auswertung des CSG250 Sets durch Kategorisierung und Vergleich wird im nächsten Unterkapitel durchgeführt.

4.7 Kategorisierung der virtuellen Entwässerungssysteme

Für die Kategorisierung der 250 Netze des Sets CSG250 wurden folgende Eigenschaften der Entwässerungsnetze ausgewertet. Diese Eigenschaften wurden den Gruppen Einzugsgebiet [A], Knoten [N] und Kanten [L] zugeordnet (siehe Liste, eckiger Klammer).

- Anzahl der Einzugsgebiete [A]
- Summe undurchlässige Fläche [A]
- Summe des Trockenwetterabflusses [A]
- Median der Trockenwetterdichte [A]
- Anzahl der Knoten [N]
- Anteil der Schächte an den Knoten [N]
- Anteil der Entlastungen an den Knoten [N]
- Anteil der Speicherbauwerke an den Knoten [N]
- Summe der Beckenvolumen [N]
- Anzahl der Kanten [L]
- Anteil der Haltungen an den Kanten [L]
- Anteil der Wehre an den Kanten [L]
- Median des Gefälles der Haltungen [L]
- Summe der Volumen der Haltungen [L]
- Summe der Längen der Haltungen [L]
- Median der Durchmesser der Haltungen [L]

Exemplarisch sind in Abbildung 29 die kumulativen Verteilungsfunktionen (CDF) einiger Eigenschaften dargestellt. In jedem Diagramm ist für jede virtuelle Fallstudie eine in Grau gefärbte CDF gezeichnet. Daraus ist ersichtlich, dass die größten undurchlässigen Flächen, die an einem Knoten angehängt sind, bis zu ca. 100 ha groß sind. 50 % der angehängten undurchlässigen Flächen der Fallstudien sind 0

bzw. unter 45 ha groß. Wie im zweiten Diagramm ersichtlich ist, wurden die zulässigen Haltungsdurchmesser mit 2.4 m begrenzt.

Die in Schwarz gezeichneten CDF sind Verteilungsfunktionen von realen Fallstudien. Der Vergleich zeigt, dass die realen Fallstudien im Ereignisbereich der virtuellen Fallstudien liegen. Bei einer der beiden Fallstudien wurden jedoch höhere Durchmesser als 2.4 m festgestellt. Im Rahmen einer Studie, auf die hier nicht näher eingegangen wird, konnte gezeigt werden, dass diese Kanäle bei durchschnittlich hohen Niederschlagsereignissen nicht an ihre Kapazitäten stoßen, d.h. dass es für eine Vollfüllung der Kanäle Niederschläge mit sehr hohen Wiederkehrzeiten bedarf.

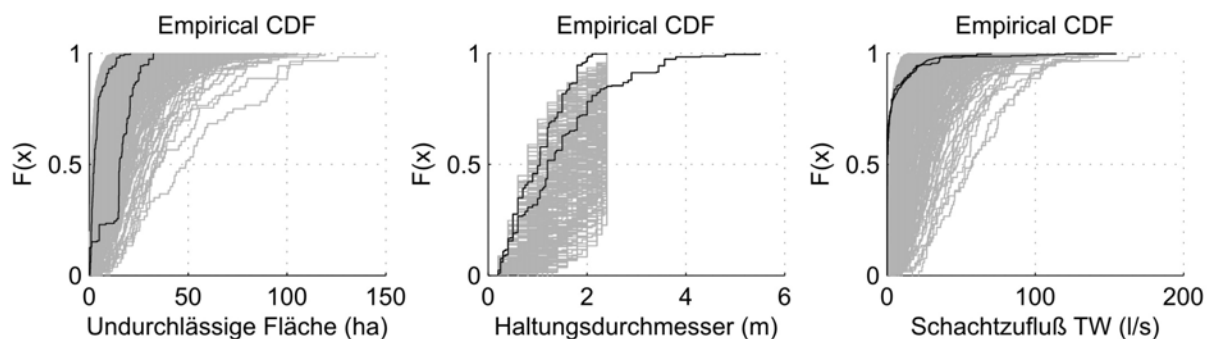


Abbildung 29: Kumulative Verteilungsfunktion einiger Eigenschaften

Die statistische Auswertung ergab ebenso, dass das Gefälle der Haltungen ca. im Bereich 0.005 (-) 0.02 (-) liegt. Entstehen bei der Generierung extrem große Einzugsgebiete mit sehr wenig Knoten ergeben sich unrealistische Haltungslängen und Trockenwetterabflüsse. Entsprechend dem Verwendungszweck können solche unrealistischen virtuellen Entwässerungsnetze aus dem Set CSG250 ausgeschlossen werden.

4.8 Vergleich der virtuellen Entwässerungsnetze basierend auf BF

In Abbildung 30 wird ein Vergleich von virtuellen Entwässerungsnetzen mit realen Netzen basierend auf den oben definierten Bewertungsfunktionen hergestellt. Für die Simulationen mit SWMM wurden zweistündige Eulerregen, Typ II verwendet. Die ausgewerteten Simulationsergebnisse, in diesem Fall von alpin gelegenen Einzugsgebieten, liegen in der Streuung der virtuellen Entwässerungsnetze für BF1 (emissionsbasiert) genauso wie für BW4 (überstaubasiert). Dadurch kann eine notwendige Bedingung zur Überprüfung der Realitätsnähe erfüllt werden.

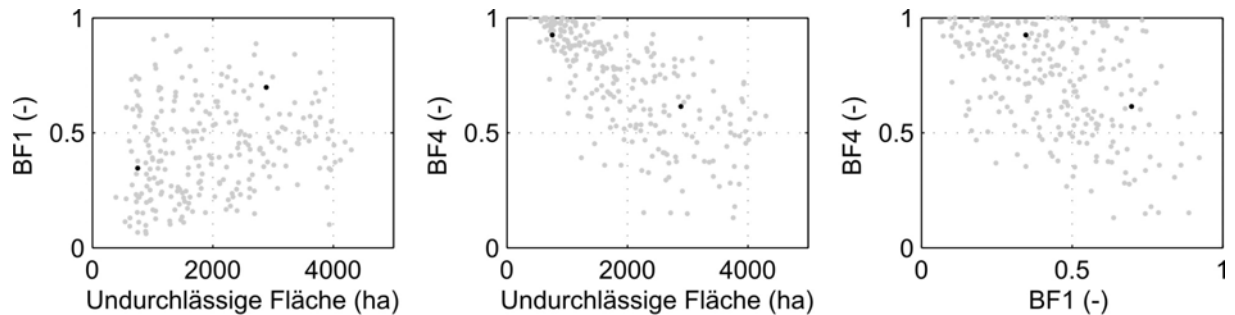


Abbildung 30: Vergleich von realen und virtuellen Entwässerungsnetzen mittels BF

Im Folgenden werden die virtuellen Fallstudien nicht mehr mit realen Fallstudien verglichen, sondern nun werden die virtuellen Fallstudien untereinander verglichen. Dafür sind in den nachfolgenden Abbildungen von links nach rechts die BW1 (emissionsbasiert) und BW4 (überstaubasiert) gegen die undurchlässige Fläche gezeichnet. Für diese Berechnungen wurde eine einjährige Niederschlagsreihe überrechnet. In den zwei Diagrammen auf der linken Seite werden gruppenweise Medianwerte ermittelt und mit einer Kurve dargestellt. Das dritte Diagramm dient zur Analyse ob gewollte oder ungewollte Korrelationen auftreten.

Aus den ersten zwei Diagrammen ist ersichtlich, dass der Wirkungsgrad der Weiterleitungen (BF1) mit der Größe des Einzugsgebietes streut. Eine geringfügige Verbesserung der BF1 ist bei zunehmender undurchlässiger Fläche jedoch ersichtlich. Hingegen ist bei BF4 (Überstauwirkungsgrad) nachweisbar, dass der Überstauwirkungsgrad mit steigender Einzugsgebietsgröße stark abnimmt.

4.8.1 Vergleich bei Variation der mittleren Trockenwetterabflussdichte

In Abbildung 31 und Abbildung 32, rechts wird die Eigenschaft Summe des Trockenwetterabflusses bezogen auf die undurchlässige Fläche analysiert. Der Überstauwirkungsgrad ist höher, wenn relativ zur Fläche weniger Trockenwetter abfließt, da das Trockenwetter das Speichervolumen reduziert. Der Wirkungsgrad der Weiterleitung hängt weniger von dieser Eigenschaft ab. Die Trockenwetterdichte korreliert nicht mit der Fläche, im Unterschied zum Trockenwetterabfluss.

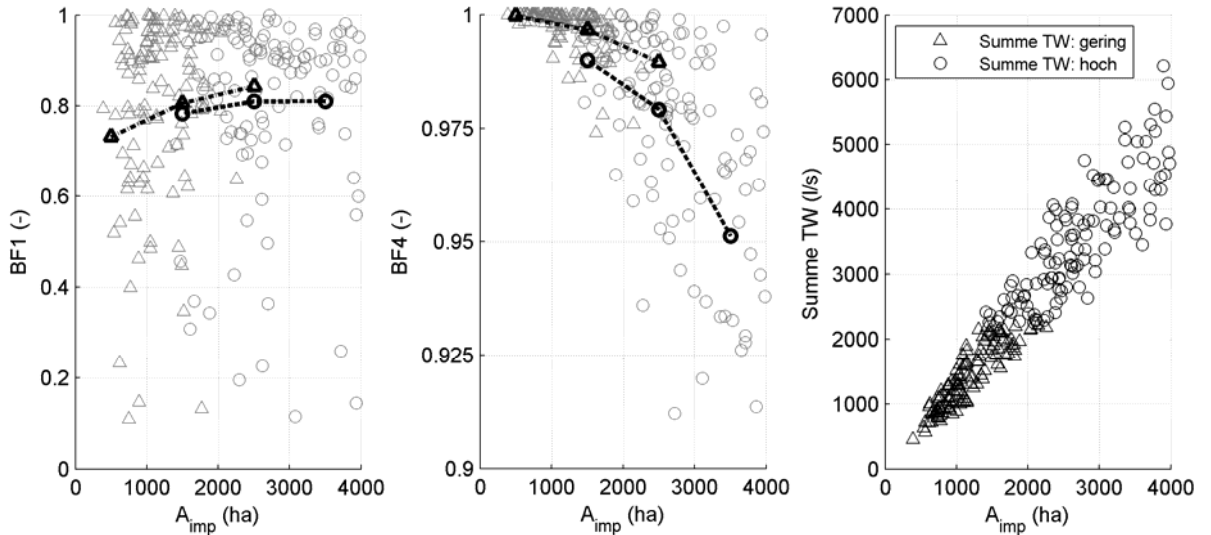


Abbildung 31: Vergleich bei Variation der Summe des Trockenwetterabflusses (TW)

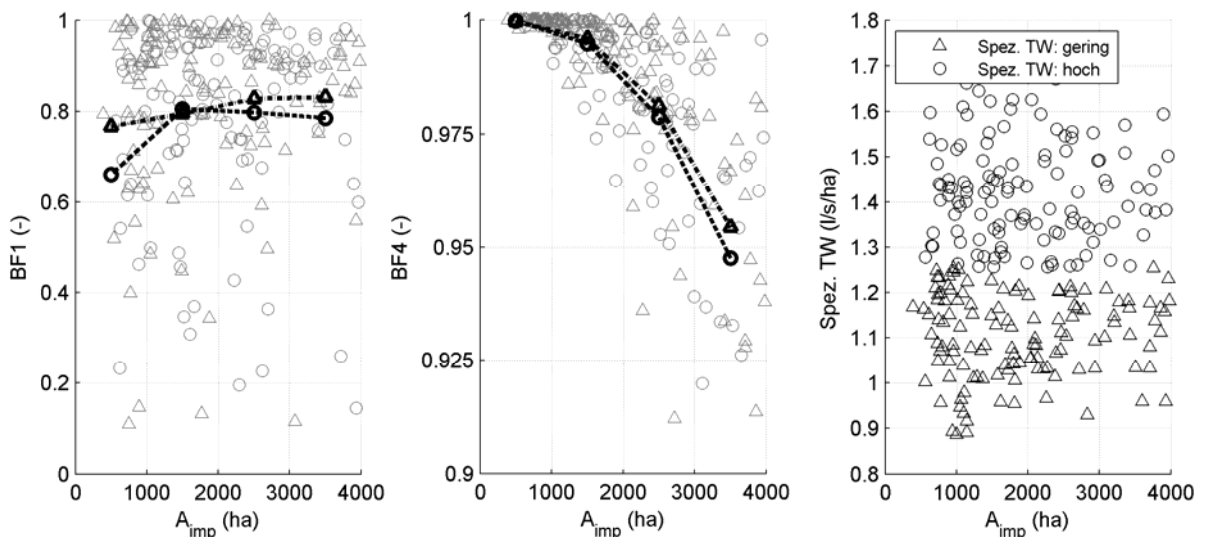


Abbildung 32: Vergleich bei Variation des spezifischen Trockenwetterabflusses (TW)

4.8.2 Vergleich bei Variation des spezifischen Beckenvolumens

Das Beckenvolumen ist eine wesentliche Eigenschaft für die Retentionswirkung der Entwässerungsnetze. Aus Abbildung 33 geht hervor, dass tendenziell bei größerem spezifischem Beckenvolumen eine höhere Leistungsfähigkeit gegeben ist. Das spezifische Beckenvolumen ist nicht proportional zur undurchlässigen Fläche.

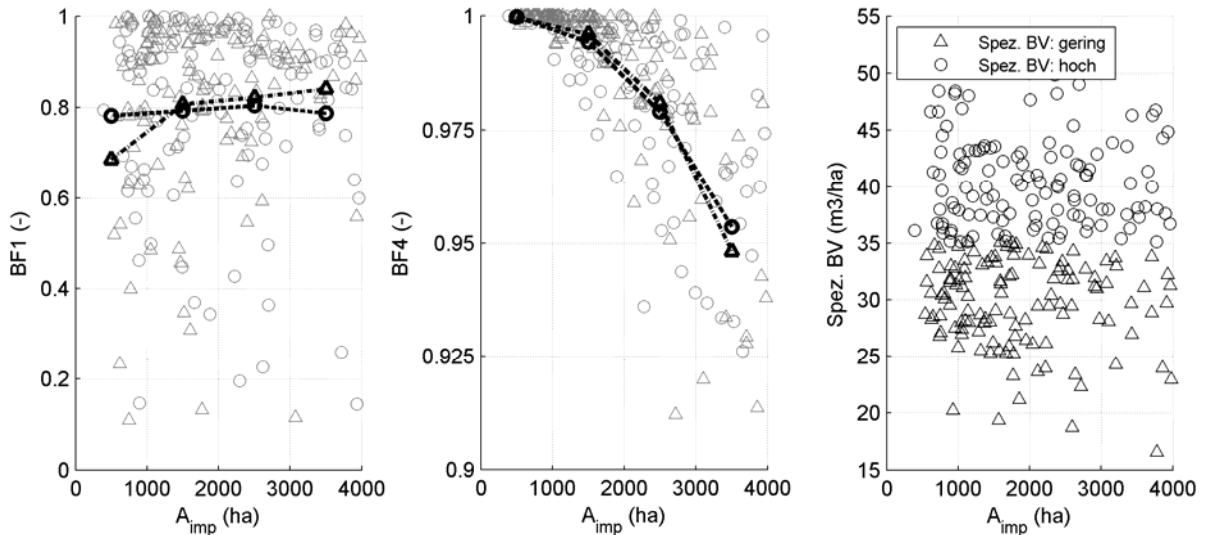


Abbildung 33: Vergleich bei Variation des spezifischen Beckenvolumens (BV)

4.8.3 Vergleich bei Variation der Anzahl der Knoten

Bei einer niederen Anzahl von Netzwerkknoten (Abbildung 34) ist der Wirkungsgrad der Weiterleitung höher. Dabei sinkt jedoch der Überstauwirkungsgrad zumindest bei flächenmäßig großen Einzugsgebieten. Dieser Sachverhalt entsteht, weil bei einer hohen Knotendichte der Wassereindringwiderstand ins Entwässerungsnetz abnimmt, d.h. dass es beim Eintritt in die Schächte bereits zu Rückstauwirkungen kommt.

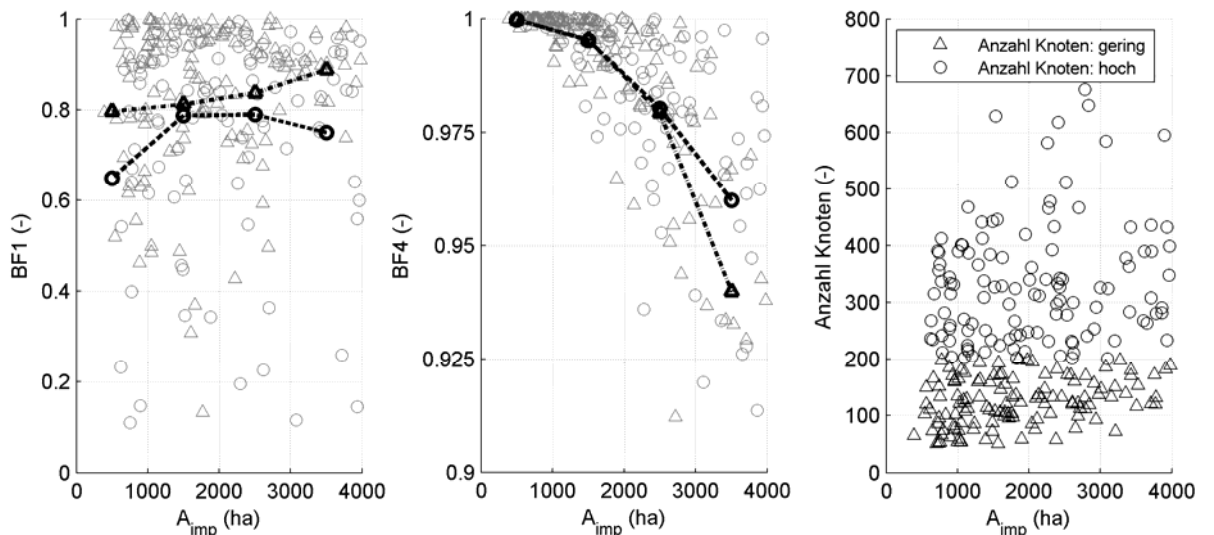


Abbildung 34: Vergleich bei Variation der Anzahl der Knoten

4.8.4 Vergleich bei Variation des Anteiles von Speicherbauwerken

Die Anzahl der Speicherbauwerke (Abbildung 35) zeigt, dass trotz ähnlichem spezifischem Beckenvolumen bei einer hohen Anzahl von Bauwerken (Anzahl

Speicherbauwerke: hoch) der Wirkungsgrad der Weiterleitung sinkt. Im Gegensatz dazu steigt der Überstauwirkungsgrad, da an mehreren Stellen entlastet wird. Dazu ist anzumerken, dass nur bei Entlastungen Speicherbauwerke generiert wurden.

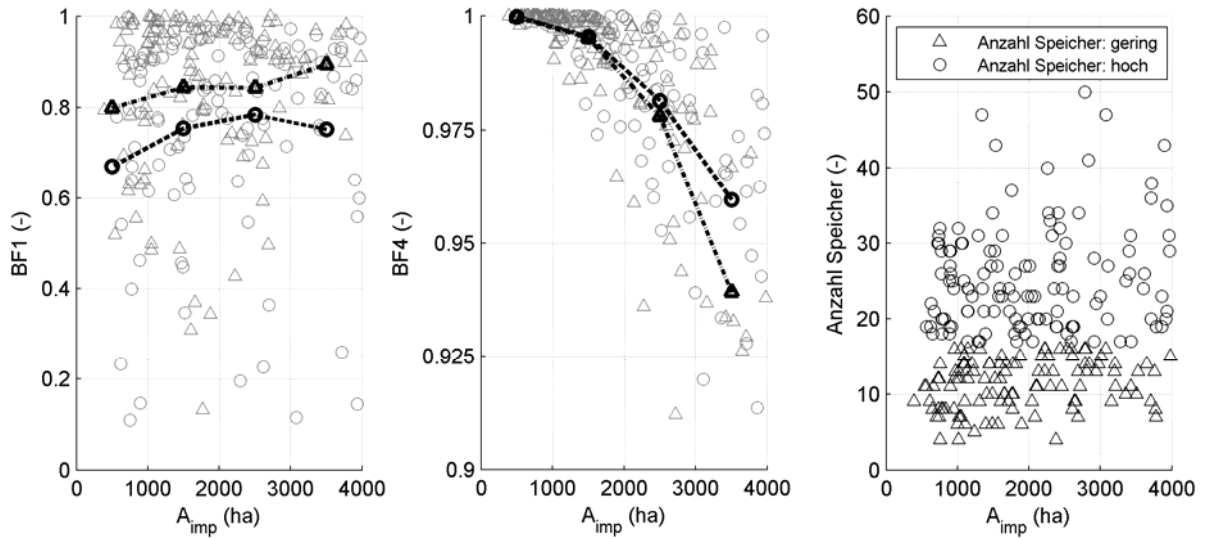


Abbildung 35: Vergleich bei Variation der Anzahl von Speicherbauwerken

Im Gegensatz dazu ist beim Prozentanteil von Speicherbauwerken (Abbildung 36) (Anzahl Speicherbauwerke durch Anzahl Knoten) beim Wirkungsgrad der Weiterleitung kein Trend erkennbar ist. Nur beim Überstauwirkungsgrad sinkt die Effizienz bei flächenmäßig großen Einzugsgebieten und geringem Beckenanteil.

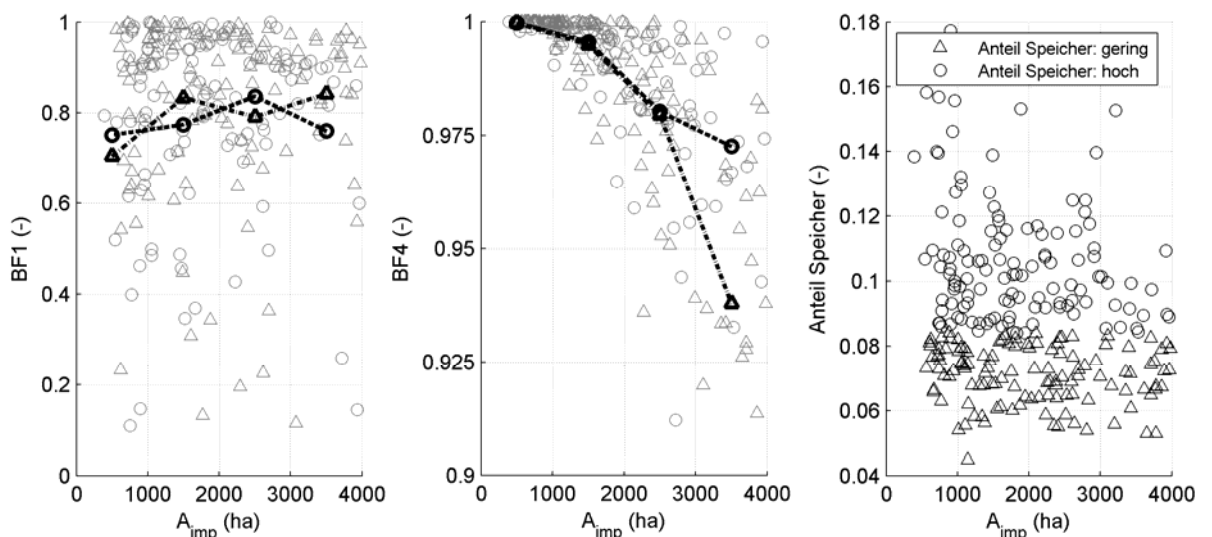


Abbildung 36: Vergleich bei Variation des Prozentanteiles von Speicherbauwerken

4.8.5 Vergleich bei Variation des Median der Haltungsverfälle

Hohe Medianwerte des Haltungsverfalls (Abbildung 37) bewirken eine niedere Vorfluterbelastung (BF1) bei niedrigerem Überstauwirkungsgrad. Durch einen schnelleren Abfluss können größere Mengen an Abwasser zur Kläranlage gebracht werden, jedoch entsteht dadurch ein erhöhter Überstau.

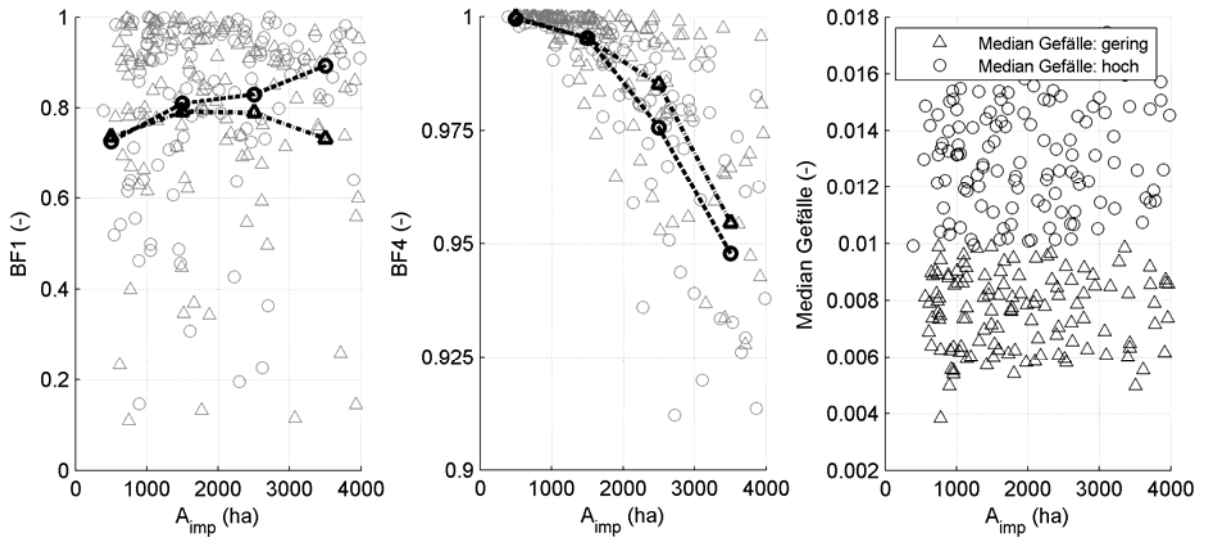


Abbildung 37: Vergleich bei Variation des Median der Haltungsverfälle

4.8.6 Vergleich bei Variation des Median der Haltungsvermesser

Höhere Haltungsvermesser (Abbildung 38) bewirken einen höheren Wirkungsgrad der Weiterleitung. Der Einfluss auf BF4 ist gering. Die Limitierung der Durchmesser auf unter 2.4 m verfälscht die Aussage jedoch unter Umständen.

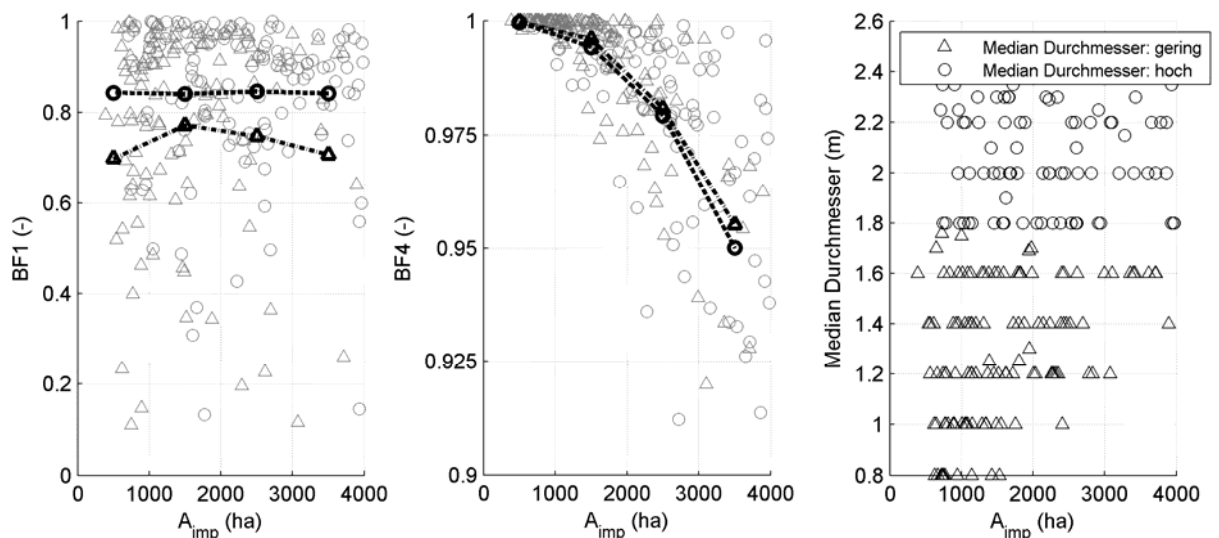


Abbildung 38: Vergleich bei Variation des Median der Haltungsvermesser

4.8.7 Zusammenfassung Vergleich von Entwässerungssystemen

Positive Auswirkungen auf den Wirkungsgrad der Weiterleitung haben Netze mit:

- geringem Trockenwetteranteil
- geringe Trockenwetterdichte
- geringer Anzahl von Knoten
- geringer Anzahl von Speicherbecken
- hoher Medianwert des Haltungsgefälles
- hohen Medianwert des Haltungsdurchmessers

Positive Auswirkungen auf die Überflutungssicherheit haben Netze mit:

- geringem Trockenwetteranteil
- hohe Anzahl von Knoten
- hohe Anzahl von Speicherbecken
- geringer Medianwert des Haltungsgefälles

Diese Sachverhalte gelten für die Entwässerungssysteme der Sammlung CSG250, welche mit dem Case Study Generator erzeugt wurden und an zwei realen Fallstudien mit alpinem Charakter kalibriert wurde.

5 Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen

Im ersten Teil dieses Kapitels wird im Rahmen der Literaturstudie die Motivation für eine Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse vermittelt. Die Literaturstudie selbst beschäftigt sich mit mathematischen Modellen, die in Risikomodellen genutzt wurden. Dabei handelt es sich um das „Infrastructure Risk Analysis Model“ das für den Einsatz bei Netzwerksystemen zugeschnitten ist sowie um die allgemeineren modelltechnischen Ansätze Bayesian Netzwerk und Spieltheorie.

5.1 Literaturstudie und Motivation

Die Siedlungswasserwirtschaft soll den Bedürfnissen der Bevölkerung entsprechen und im Hinblick auf die Hygiene mit ausreichender Qualität gewährleistet werden. Dabei spielt die Stabilität der Netzwerke der Siedlungswasserwirtschaft eine besondere Rolle. Beim Ausfall von Komponenten oder anderen Systemveränderungen des Netzes kann die Versorgung bzw. die Entwässerung beeinträchtigt werden. Solche Einwirkungen können durch einen Risikoansatz analysiert werden.

Nach Kelman, 2003 und UN DHA, 1992 kann Risiko als Vulnerabilität mal Gefährdung definiert werden. Vergleicht man diese Definition mit der häufig verwendeten Definition – Risiko ist Schaden mal Wahrscheinlichkeit – kann Schaden mit Vulnerabilität und Wahrscheinlichkeit mit Gefährdung gleichgesetzt werden. Viele in der Literaturstudie zusammengefassten wissenschaftliche Artikel liefern unterschiedliche Definitionen der Vulnerabilität von Infrastrukturen (HAIMES, 2006). In Ezell, 2007 werden einige Definitionen aufgelistet und verglichen. Im Rahmen der Dissertation kann auf die Definition von Buckle zurückgegriffen werden:

„A broad measure of the susceptibility to suffer loss or damage. The higher the resilience, the less likely damage may be, ...“

Die in diesem Kapitel vorgestellte Methodik zur Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse dient zur Minimierung des Schadensrisikos durch Planung von Präventivmaßnahmen. So sollen mit Hilfe von den oben vordefinierten Bewertungsfunktionen überregional Schwachstellen in den Netzwerksystemen identifiziert werden. Später wird auch gezeigt, wie die Gefährdung hervorgerufen von

Naturgefahren anhand einer überregionalen Fallstudie eingestuft werden kann. Um das Risiko einer unzureichenden Funktionalität der Netzwerksysteme zu minimieren, können mit dieser Methodik, wie bereits erwähnt, Präventivmaßnahmen, wie einerseits Durchführung von Baumaßnahmen bei Systemschwachstellen und andererseits Errichtung von Schutzbauwerken der gefährdeten Bauteile, getroffen werden. Außerdem unterstützt die Methodik die Einführung von Water Safety Plans (Davison et al., 2005; Hein et al., 2006; Byleveld et al., 2008).

Im Folgenden werden die Methoden „Infrastructure Risk Analysis Model“, Bayesian Netzwerk und Spieltheorie vorgestellt. Während das „Infrastructure Risk Analysis Model“ bereits für Netzwerke zugeschnitten ist, müssen Methoden basierend auf Bayesian Netzwerke und Spieltheorie elementweise auf Netzwerksysteme angewendet werden.

5.1.1 „Infrastructure Risk Analysis Model“

In Ezell et al., 2000a wurde das „Infrastructure Risk Analysis Model“ (IRAM) vorgestellt. Dieses Modell wurde für eine Risikoanalyse von Wasserversorgungsnetzen entwickelt. Die vorgestellte Methodik kann jedoch auch für eine Risikobewertung von anderen Infrastrukturen (z.B. Entwässerungsnetz) verwendet werden. In Abbildung 39 sind die vier Phasen des IRAM dargestellt.

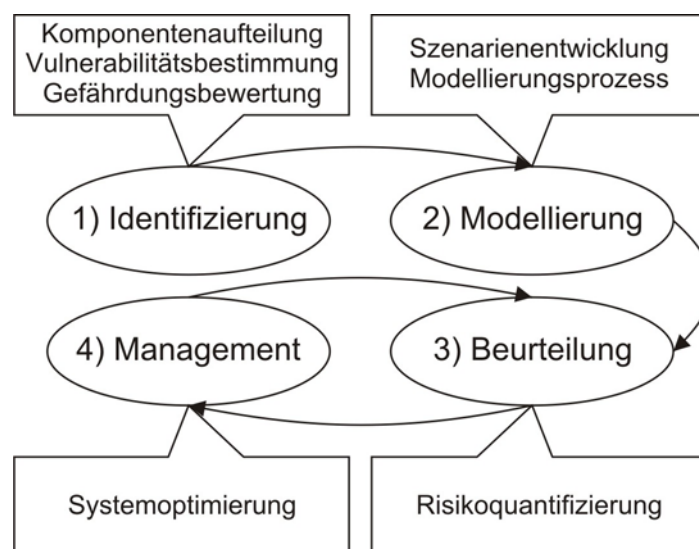


Abbildung 39: Phasen des „Infrastructure Risk Analysis Model“ (IRAM)

Im Folgenden werden die vier Phasen des IRAMs beschrieben. Diese Literaturstudie beschränkt sich auf die Darstellung der Methodik des IRAMs, ein Anwendungsbeispiel des IRAMs wird in Ezell et al., 2000b präsentiert.

In der ersten Phase (Identifizierung) wird das Infrastruktursystem in Komponenten zerlegt. Das Wasserversorgungsnetz kann z.B. in die Komponenten Leitungen, Pumpstationen, Behälter, Quellen, Ventile, Entnahmeknoten und Steuerungsorgane eingeteilt werden. Für andere Infrastruktursysteme kann ähnlich vorgegangen werden.

Eine spezifischere Einteilung wurde in Kaplan et al., 2001 vorgestellt. Dort wurde die Anwendung des „Hierarchical Holographic Modeling (HHM)“ (Haines, 1981) bei der Risikoanalyse beschrieben, insbesondere behandelt dieser Artikel die Thematik der Strukturierung der möglichen Szenarien, die in der Phase 1 des IRAM durchgeführt werden. Mit Hilfe des HHM können die Komponenten in Systemgruppen eingeteilt werden. Des Weiteren kann die Funktionalität der Komponente beschrieben und die Vulnerabilität bestimmt werden. Weitere Beispiel für die Anwendungen des HHM liefern unter anderem HAIMES et al., 2002 und Haines und Horowitz, 2004.

In Ezell, 2007 Phase 1, wurde die Vulnerabilität mit Hilfe von Expertenbefragungen für jede Systemkomponente analysiert.

In der 2. Phase (Modellierung) werden potentielle Szenarien entwickelt und ihre Interaktion modelliert. Für die Konstruktion des Risikomodells wurde in Ezell et al., 2000a der Ereignisbaum vorgeschlagen. Mit Hilfe eines Ereignisbaums können die Wahrscheinlichkeitsverteilungen für potentielle Szenarien bestimmt werden. Jedes Ereignis des Baumes führt zu mehreren möglichen Konsequenzen mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten. Folgt man dem Baum vom Initialisierungsereignis bis zum Ende eines Astes und kombiniert die Wahrscheinlichkeiten der einzelnen Ereignisse, erhält man die Wahrscheinlichkeit für eine potentielle Endkonsequenz. Eine Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion ergibt sich schlussendlich aus den Wahrscheinlichkeiten jedes Astes.

In der 3. Phase, der Phase der Beurteilungen, werden zusammengefasst vier Arbeitsschritte durchgeführt:

- Kalkulation der Kosten
- Identifizierung des Falles mit geringstem Schaden
- Identifizierung des Falles mit höchstem Schaden
- Identifizierung des Falles mit höchster Wahrscheinlichkeit

In der 4. Phase (Management) dienen die Ergebnisse der Beurteilungsphase zur Unterstützung von Entscheidungsträgern, deren Ziel es ist, das Risiko zu minimieren bzw. das Infrastruktursystem zu optimieren. Die Phasen 3) und vier sollen iterativ durchgeführt werden, um das System kontinuierlich zu verbessern.

5.1.2 Anwendung von Bayesian Netzwerken

In Dorner et al., 2007 wird eine Methodik gezeigt, bei der durch Anwendung eines Bayesian Networks das Verhalten eines hydrologischen Modells simuliert wird. Dieser Artikel beinhaltet eine gute Beschreibung, wie ein Bayesian Network Verhaltensmuster simulieren kann.

Mit einem Bayesian Network kann die Interaktion von verschiedenen stochastischen Variablen graphisch dargestellt und analysiert werden. Ein Bayesian Network besteht aus Variablen (Knoten), welche durch Verknüpfungen (Kanten) mit Wahrscheinlichkeitstabellen verbunden werden. Dabei gibt es drei verschiedenen Knotentypen:

- Möglichkeitsknoten repräsentieren Ereignisse mit zufälligem Ausgang.
- Ein deterministischer Knoten hat einen Wert, der durch die Werte der Vorgängerknoten exakt spezifiziert ist.
- Ein Entscheidungsknoten bildet eine Entscheidung eines Entscheidungsträgers ab.
- Ein Werteknoten vermittelt Informationen über das Ziel des Entscheidungsträgers.

Vorteile eines Bayesian Networks:

Strukturelle Aspekte und Aspekte der Entscheidungsfindung werden erfasst und graphisch dargestellt. Dadurch wird eine quantitative Analyse beider Aspekttypen ermöglicht. Des Weiteren erleichtert die graphische Darstellung die Kommunikation zw. Ingenieur und Entscheidungsträger.

In Laskey und Levitt, 2002 wurde ein Bayesian Network mit mehrere Instanzen verwendet, um einen mit biologischen Waffen durchgeführten kontrollierten terroristischen Anschlag auf mehrere Städte zu prognostizieren. In diesem Artikel wird die Methodik durch ein einfaches Anschauungsbeispiel beschrieben. Darauf

folgend werden die konstruierten Netzwerke zur Modellierung eines terroristischen Anschlags mit Milzbranderregern gezeigt. Die Schlussfolgerung der Autoren ist, dass ein Bayesian Network nicht nur als Entscheidungshilfe zur Minimierung der Gefährdung hervorgerufen durch terroristische Anschläge dient, sondern auch in ein Frühwarnsystem eingebettet werden kann.

5.1.3 Spieltheorie

In Bier, 2007 und Bier et al., 2007 wurde die Spieltheorie angewendet, um festzustellen zu können, welche Komponenten eines Systems geschützt werden sollen. Der Verteidiger kann die Höhe der Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Verteidigung bestimmen. Je höher er die Wahrscheinlichkeit wählt, desto mehr Ressourcen benötigt er. Der Angreifer verteilt ebenso die Angriffsressourcen auf die Ziele. Randbedingung dabei ist, dass der Angreifer die Ressourcenaufteilung des Verteidigers kennt, jedoch kann der Verteidiger die Überlegungen des Angreifers nicht prognostizieren.

Die Auswertung des strategischen Modells ergab:

- Der Verteidiger bevorzugt die Ressourcen zentralisiert einzusetzen
- Wenn sich die Anzahl der zu verteidigenden Objekte erhöht, kann der Verteidiger kosteneffektiv die Wahrscheinlichkeit eines geglückten Angriffes reduzieren aber nur wenn die Anzahl von wertvollen Zielen begrenzt ist.
- Die Verteilung kann durch eine zufällig wechselnde Komponentenbewachung verbessert werden.
- Der Verteidiger bevorzugt die Bekanntgabe von geschützten Objekten

In Zhuang und Bier, 2007 wurde zusätzlich zur Gefahr von terroristischen Anschlägen auch die Gefährdung durch Naturkatastrophen analysiert. Dabei wurde festgestellt, dass ein verstärkter Schutz nicht unbedingt zu einer Erhöhung der Sicherheit führt.

5.2 Methode zu Vulnerabilitätsbestimmung von Netzwerksystemen

In Artikel V, Artikel VI und Artikel VII sowie in Möderl et al., 2008a wurde eine Methodik entwickelt, um die Vulnerabilität der Systemkomponenten zu bestimmen. Wesentlicher Unterschied der Methodik zu den in der Literaturstudie genannten ist,

dass die Analysen mit Hilfe von einerseits hydraulischen bzw. hydrodynamischen Simulationen der Netzwerksysteme und GIS-Methoden durchgeführt wurden. Dadurch wurde einerseits die Methodik der Expertenbefragung durch Simulationsergebnisse ersetzt, und andererseits eine Analyse der örtlichen Verteilung der Vulnerabilität ermöglicht. Im Folgenden wird diese Methodik beschrieben.

5.2.1 Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen

In diesem Kapitel wird gezeigt, wie die Vulnerabilität der Wasserversorgungssysteme mit dem Modell III namens VulNetWS (Vulnerability of Water Supply Networks) analysiert werden kann. Abbildung 40 zeigt die grafische Oberfläche des Modells. VulNetWS simuliert und bewertet die hydraulische und wasserqualitative Vulnerabilität der Versorgungsnetze bei Ausfall von Systemkomponenten. Mit Hilfe von VulNetWS kann die Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen durch Simulation von Komponentenausfällen quantifiziert werden. Dafür wird ein Epanet2 (Rossman, 2000) Inputfile benötigt. Die Simulationen gliedern sich in zwei Bereiche. Einerseits werden Fehler von Knoten und andererseits Fehler von Leitungen angenommen. Leitungsfehler wurden modelliert, indem der Status (Status - Eigenschaft beschrieben in Rossman, 2000) auf „closed“ (geschlossen) gesetzt wurde. Dies entspricht einer Abschottung i.e. Isolierung der fehlerhaften Komponente. Ähnlich dazu wurde bei Fehlern von Netzknoten der Status aller Leitungen, die an den Knoten hängen, auf „closed“ gesetzt. Eine genaue Beschreibung der Methodik wird in Artikel V geliefert. Im Rahmen der Softwaretests wurde automatisch mit VulNetWS für jede Systemkomponente einer Fallstudie mit insgesamt 1,540 Komponenten, eine 50-stündige hydraulische und Wasserqualitätssimulation durchgeführt. Die Ergebnisse der Simulation werden von VulNetWS dann anschließend mit Hilfe von Bewertungsfunktionen quantifiziert und somit die Auswirkungen eines Ausfalls einer Komponente analysiert.

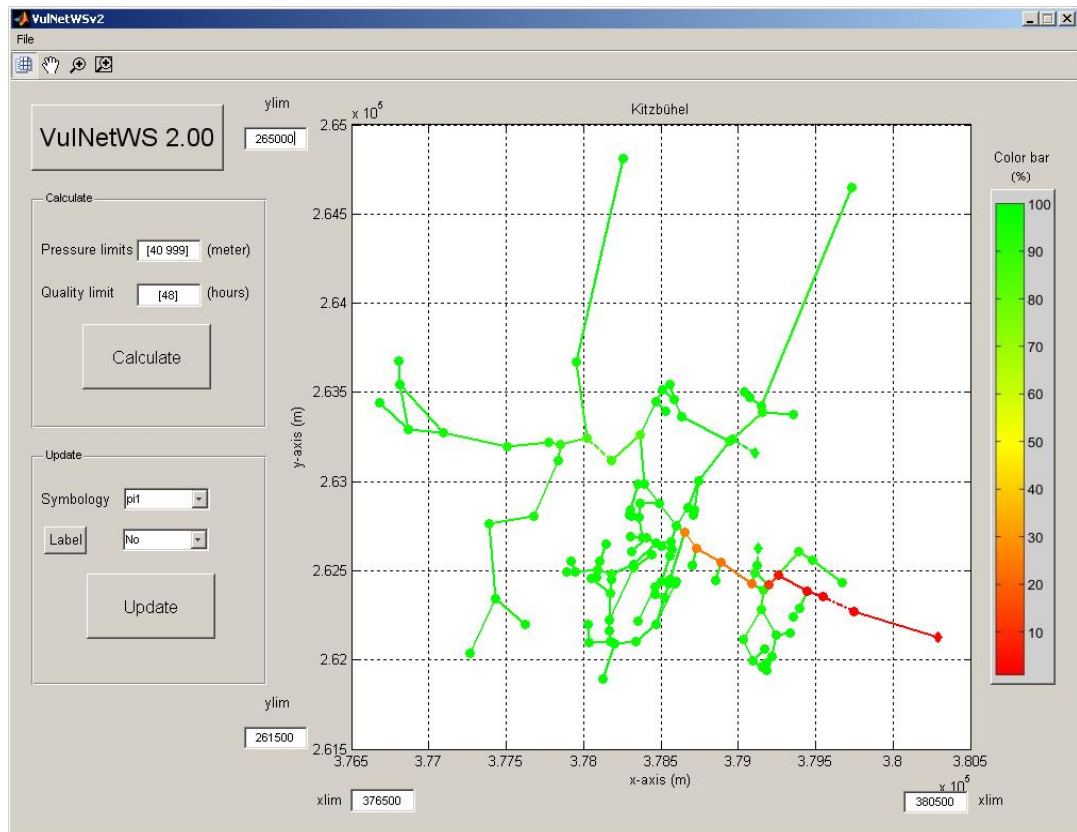


Abbildung 40: Grafische Oberfläche des Modells VulNetWS

Die Vulnerabilitätsanalyse (Artikel V, Modell III) wird anhand von einer überregionalen Fallstudie mit fünf Gemeinden getestet. Diese fünf Gemeinden von denen 2 urbanen und die anderen ländlichen Charakter haben, sind im Raum Kitzbühel angesiedelt. In dieser Region ist Tourismus eine der wichtigsten Einnahmequellen, was durch 1.6 Mil. Übernachtungen (Saison 2001) demonstriert wird. Im Gegensatz dazu stehen die nur ca. 20,000 Einwohner der Gemeinden. Daraus folgt eine starke saisonale Schwankung des Bedarfs. Dieser Bedarf der Gemeinden wird hauptsächlich durch Quelfassungen aber auch durch Grundwasserbrunnen gedeckt. Eine detaillierte Beschreibung der Fallstudie bietet Vanham et al., 2007a.

Tabelle 9: Statistische Werte der Fallstudien (Durchflüsse als Jahresmittel)

| Gemeinde | Einwohner | Übernachtungen | Bedarf (l/s) | Dargebot (l/s) | Ressourcen (-) |
|----------------|-----------|----------------|--------------|----------------|----------------|
| 1 - Oberndorf | 2,000 | 190,000 | 4 | 39 | 4 |
| 2 - St. Johann | 8,000 | 520,000 | 28 | 70 | 3 |
| 3 - Jochberg | 1,500 | 65,000 | 3 | 7 | 11 |
| 4 - Kitzbuehel | 8,500 | 770,000 | 37 | 280 | 11 |
| 5 - Aurach | 1,200 | 70,000 | 2 | 12 | 3 |
| total | 21,000 | 1,600,000 | 74 | 410 | 32 |

Das Ergebnis der Anwendung von VulNetWS wird exemplarisch an der Gemeinde Aurach gezeigt (Abbildung 41). Aus Abbildung 41, links geht hervor, dass das Versorgungsnetz der Gemeinde Aurach eine stark vulnerable Stelle aufweist. Diese Stelle (im nördlichen Teil des Systems, rot symbolisiert) ist das Bindeglied zw. dem nördlichen Teil und dem Rest des Systems. Ein Ausfall der Leitung an dieser Stelle ist dementsprechend desaströs. Symbolisiert wurde die Vulnerabilitätskarte mit BF2, was bedeutet, dass nur noch ca. 30% der Bevölkerung mit ausreichender Wasserqualität versorgt werden. Werte für BF1 (hydraulische Qualität) zeigen ein ähnliches Muster. In der Vulnerabilitätskarte rechts wurden Modellparameter des Hochbehälters (nordwestlich gelegen) und dessen Anschluss an das Netz verändert. Dadurch konnte das Dargebot der nordwestlich gelegenen Quelle besser genutzt werden. Die vulnerable Stelle, die den Nordteil mit dem Rest des Systems verbindet, konnte dadurch entschärft werden.

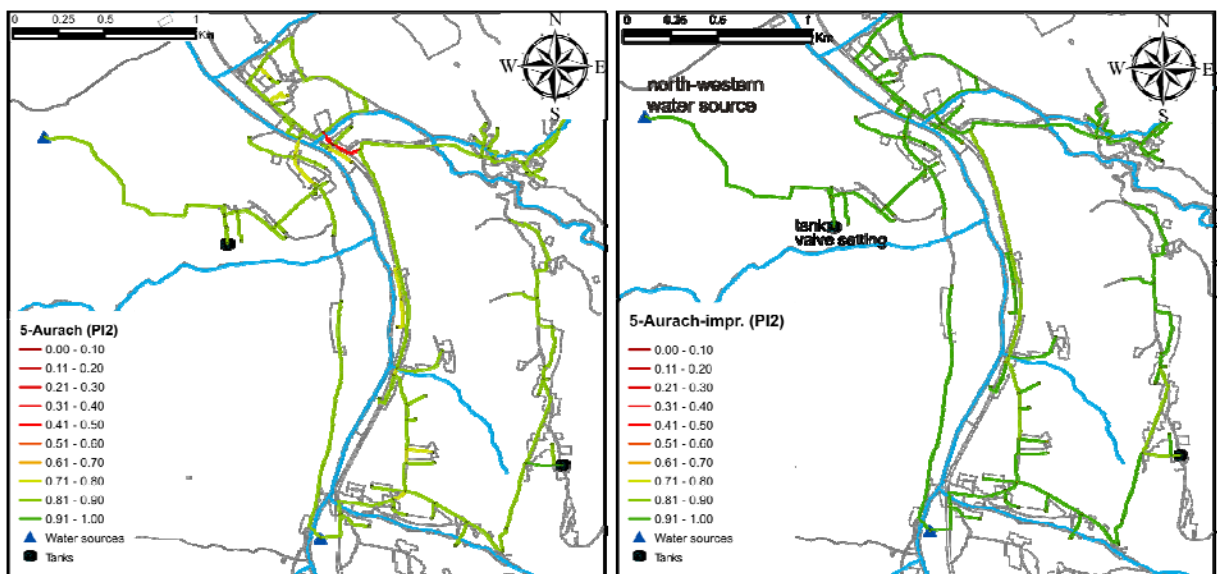


Abbildung 41: Vulnerabilitätskarte von Aurach (rechts optimiert, Artikel V)

Die Ergebnisse der Vulnerabilitätsbetrachtung sind in Artikel V detailliert beschrieben und werden hier nur zusammengefasst dargestellt. Alle fünf Gemeinden weisen bei ca. 5% der Komponenten Bewertungsfunktionen unter 0.8 (-) auf. Die Studie ergab ebenfalls, dass die Versorgungssysteme der Gemeinde Kitzbühel und St. Johan, im Vergleich mit den drei ländlich geprägten Gemeinden, wenig vulnerabel sind.

5.2.2 Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen

In diesem Kapitel wird gezeigt wie die Vulnerabilität von Entwässerungssystemen mit dem Modell IV namens VulNetUD (Vulnerability of Urban Drainage Networks)

analysiert werden kann. Abbildung 42 zeigt die grafische Oberfläche des Modells VulNetUD. VulNetUD simuliert und bewertet den Einstau und Überstau sowie den Wirkungsgrad der Weiterleitung und die Emissionsbelastung des gesamten Systems unter abnormen, kritischen und zukünftigen Zuständen von Systemelementen. Mit Hilfe von VulNetUD kann basierend auf einem EPA SWMM (Rossman, 2004) Inputfile durch Simulationen von potentiellen örtlich verteilten Systemänderungen die Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen quantifiziert werden. VulNetUD bietet die Möglichkeit Systemänderungen, hervorgerufen durch Gefährdungen wie z.B. von Naturgefahren oder Änderung der Landnutzung von Einzugsgebieten, Speicherbauwerken, Haltungen, Wehre und Schieber, zu modellieren. Eine genaue Beschreibung der Methodik wird in Artikel VII gezeigt. Im Rahmen des Softwaretests wurden automatisch mit VulNetUD für eine reale Fallstudie und dem oben beschriebenen Set CSG250 hydrodynamische und Wasserqualitätssimulation mit einem zweistündigen Euler-Regen (ATV-A 118, 1999; ATV-A 121, 1985; Rauch und De Toffol, 2005) TYP II, Jährlichkeit 5 durchgeführt. Die Ergebnisse der Simulation werden mit VulNetUD anschließend durch Bewertungsfunktionen quantifiziert und somit die Auswirkungen von örtlich verteilten Systemänderungen analysiert werden.

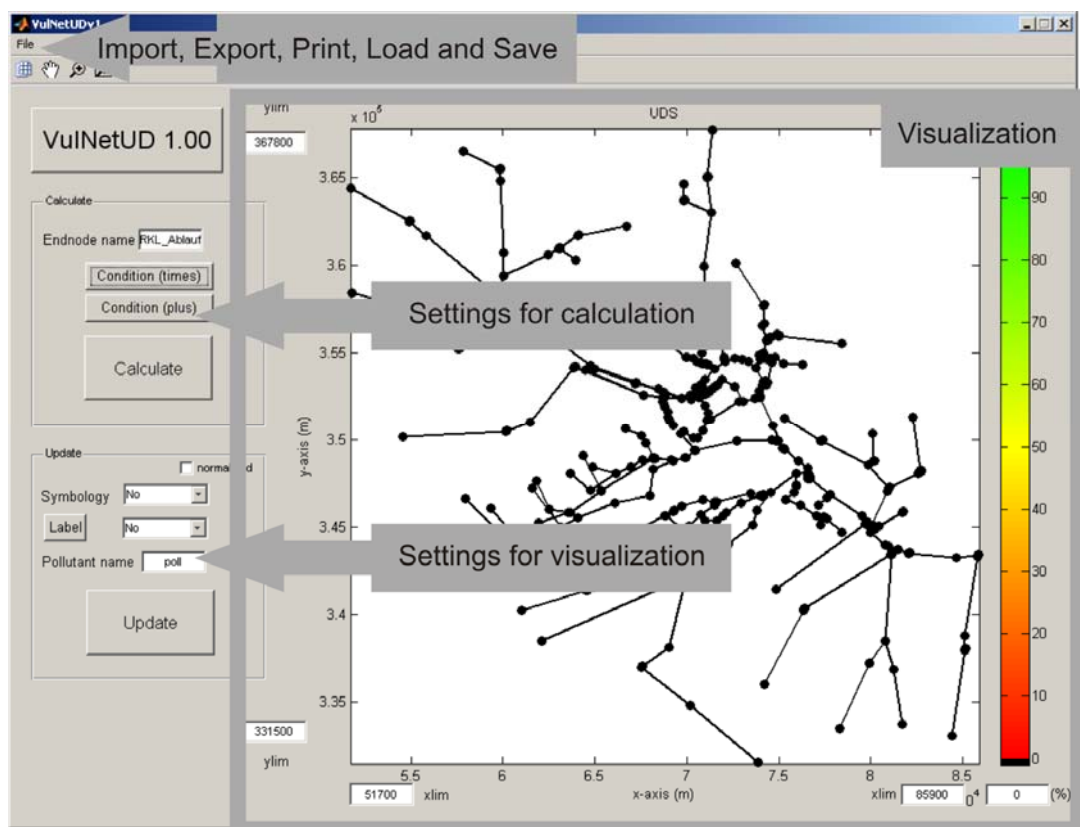


Abbildung 42: Graphische Oberfläche von VulNetUD (Artikel VII)

Die Vulnerabilitätsbetrachtung (Artikel VII, Modell IV) wird, wie oben angeführt, anhand einer realen und von 250 virtuellen Fallstudien getestet. Die virtuellen Fallstudien wurden bereits oben beschrieben. Im folgenden Absatz werden nun die Merkmale der realen Fallstudie wiedergegeben.

Die zahlreichen Umlandgemeinden und der innerstädtische Bereich der realen Fallstudie werden überwiegend im Mischsystemverfahren entwässert. Das System teilt sich in fünf Haupteinzugsgebiete mit den dazugehörigen Hauptsammlern auf. Vor allem die Hauptsammler weisen enormes Speichervolumen durch große Querschnittflächen auf. Das Einzugsgebiet umfasst ein Gebiet von ca. 2,900 ha mit ca. 300,000 Einwohnerwerten. Die Größe des Systems zeigt sich auch durch ca. 40 Entlastungsbauwerken und 20 Pumpwerken. Als Vorfluter werden zwei Oberflächengewässer genützt.

Exemplarisch werden in Abbildung 43 Vulnerabilitätskarten basierend auf der Gefährdung durch Versagen der Entlastungen, z.B. bei Einstau durch Vorfluter (links), und einer Trockenwetterzunahme, z.B. bei Landnutzungsänderung, (rechts) gezeigt.

Die Karte Abbildung 43, links zeigt, wie die Überstausicherheit abnimmt, wenn die Entlastung an den Entlastungsbauwerken nicht mehr möglich ist. Solch eine Situation kann durch Hochwasserstände in den Vorflutern entstehen. Aus der Karte ist ersichtlich, dass sieben von den ca. 40 Entlastungen besonders vulnerabel sind. Eine nähere Analyse der vulnerablen Entlastungen im innerstädtischen Bereich (CSO1 und CSO2) zeigte, dass in beiden Fällen vor der Einmündung in den Hauptsammler eine besonders starke Drosselung anzutreffen ist. In Verbindung mit dem dort auftretenden hohen Abwasseranfall verstärkt sich die Vulnerabilität. Besonders bei diesen beiden Entlastungen sollten Hochwasserpumpen eingebaut werden, die im Notfall den nötigen Druck aufbringen können, welcher es ermöglicht, das Abwasser trotz Hochwasser in den Vorfluter zu pumpen.

Die Abbildung 43, rechts zeigt das Systemverhalten bei einer örtlich verteilten Trockenwetterzunahme. Eine Erhöhung des Trockenwetters kann durch Änderung der Landnutzung von z.B. innerstädtischen Grünflächen zu besiedelten Flächen auftreten. Die Karte zeigt die Veränderung der Emissionssicherheit. Wegen den mächtigen Speichervolumen in den Hauptsammlern im Kerngebiet (Centre) führt

eine dortige Trockenwetterzunahme zu einer Verbesserung des Emissionswirkungsgrades. Aus abwassertechnischer Sicht heißt das, dass eine wachsende Bevölkerungsdichte besonders im Stadtzentrum der Fallstudie wünschenswert wäre.

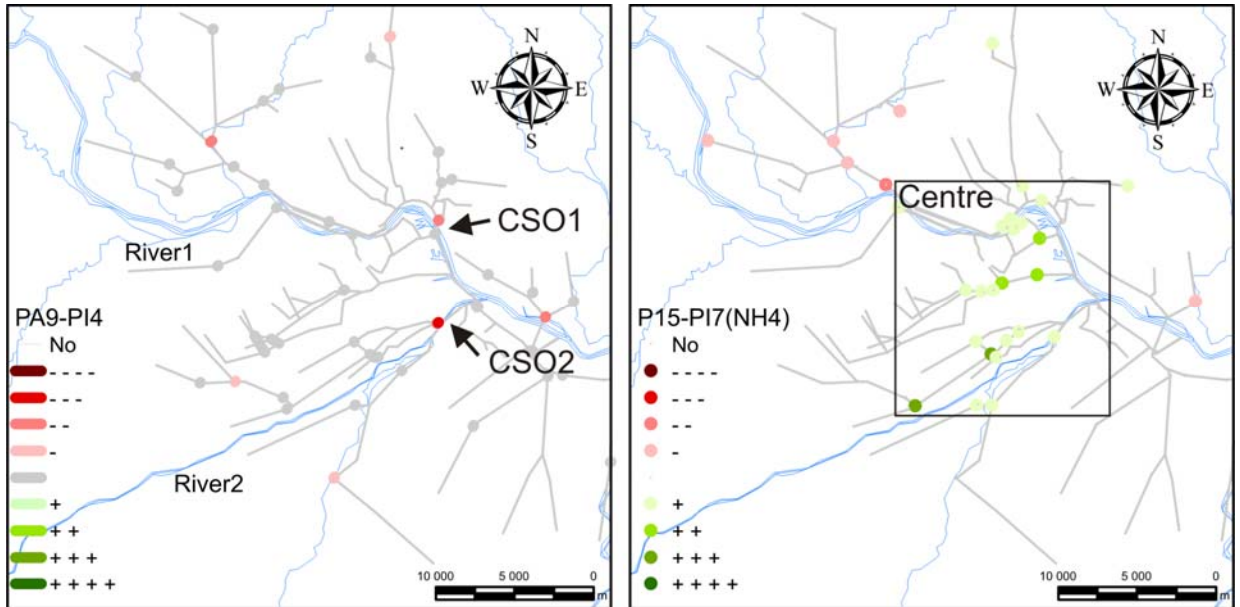


Abbildung 43: Vulnerabilitätskarten erzeugt mit VuNetUD (Artikel VII)

Der Vergleich der Vulnerabilität des realen Entwässerungsnetzes mit den virtuellen Systemen zeigt, dass die reale Fallstudie innerhalb der konvexen Hülle der Leistungszahlen der virtuellen Entwässerungsnetze angesiedelt ist. Daraus kann schlussgefolgert werden, dass das System den theoretischen Einschätzungen des Systemverhaltens bezüglich der Vulnerabilität entspricht.

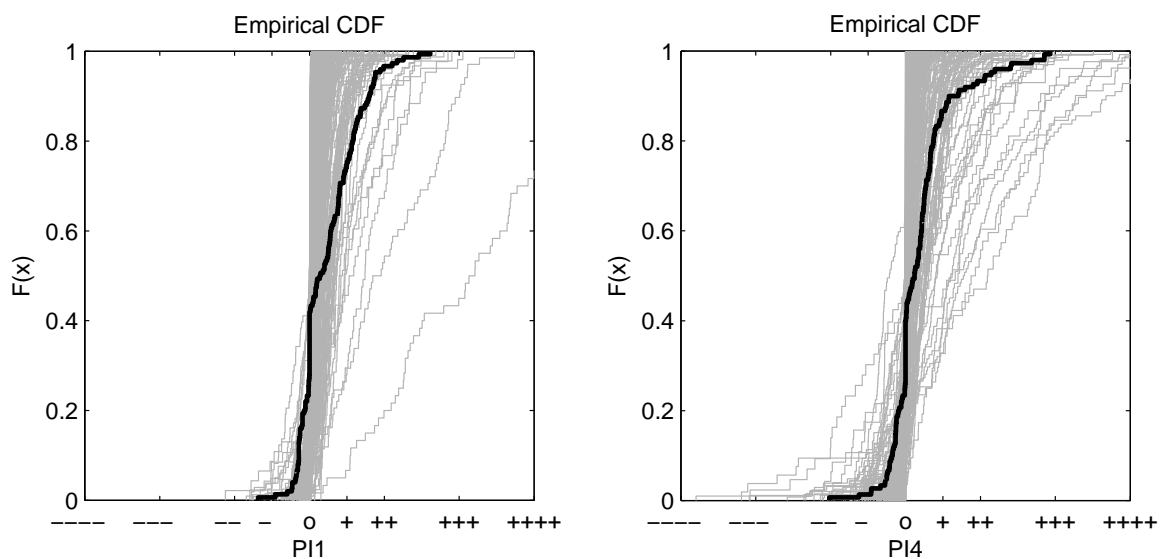


Abbildung 44: Vergleich von virtuellen und realen Systemen (Artikel VII)

5.3 Abschätzung der Gefährdungen der Netzwerksysteme

Gefährdungen der Netzwerksysteme sind mannigfaltig. Verursachungen können Naturgefahren, Klimawandel, Landnutzungswandel, anthropogen Gefahren, Systemzustandsänderungen, etc. sein. In Tabelle 10 werden alle im Artikel VI behandelten Naturgefahren aufgelistet. Alle dort behandelten Naturgefahren beeinflussen die Wasserressourcen (Quellen und Grundwasserbrunnen). Durch Überflutungen werden die Wasserressourcen verunreinigt bzw. wird die Elektrik der Pumpen bei Tiefbrunnen beeinträchtigt. Weiters könnten Hangrutschungen und Muren alle Wasserversorgungskomponenten (auch die Leitungen) mechanisch angreifen. Es wurde jedoch angenommen, dass Lawinen nur die Wasserressourcen beeinträchtigen.

Im Artikel VI wurden die Gefährdungskarten anhand des existierenden Gefahrenzonenplanes, deren Erstellung in BGBI 436/1976, 1976 geregelt ist und auf Basis von GIS – Analysen berechnet. Für die GIS – Analysen werden die Datensätze digitales Höhenmodell, CORINE Landnutzung und der Hochwasserrisikoanalyse (HORA) herangezogen werden. Die Auflösung dieser Datensätze beträgt 125x125 m. Anstatt der Verschneidung von unterschiedlichen Datensätze können auch Gefahrenmodelle herangezogen wie z.B. einem Lawinenmodell (Gruber, 2007). Im Rahmen des DestRail Projektes, das durch das KIRAS FFG-Themenprogramm gefördert wurde (Möderl et al., 2008b), wurde eine weitere Möglichkeit der Gefahrenmodellierung gezeigt. Dort wurde ein Modell basierend auf einem Bayesian Netzwerk entwickelt, welches die Gefährdung von terroristischen Akten abschätzt.

Tabelle 10: Zu berücksichtigende Naturgefahren

| Naturgefahr | Einfluss auf | Fläche abgedeckt durch Naturgefahrenplan | andere Flächen |
|--------------------|--|--|----------------|
| h1 – Überflutung | Wasserressourcen und Verteilungssystem | HORA | - |
| h2 – Hangrutschung | Wasserressourcen und Verteilungssystem | | |
| h3 – Lawinen | Wasserressourcen | HZM | GIS – Analysen |
| h4 – Muren | Wasserressourcen und Verteilungssystem | | |

Im Artikel VI wurden die in Tabelle 10 aufgelisteten Naturgefahren analysiert, weil Überflutungen, Hangrutschungen, Muren und Lawinen im alpinen Raum eine besondere Bedrohung darstellen. Außerdem können sich durch Klimaänderungen, Änderungen in der Häufigkeit des Auftretens von Naturkatastrophen ergeben.

5.4 Örtlich verteilte Risikoanalyse von Netzwerksystemen

Die Erstellung von Vulnerabilitätskarten für Netzwerksysteme wurde im vorigen Kapitel behandelt. In diesem Kapitel wird beschrieben, wie man durch eine Abschätzung der Gefährdung zu Gefährdungskarten und schlussendlich durch Kombination mit Vulnerabilitätskarten zu den Risikokarten gelangt (Artikel VI). Die Anwendung dieses Ansatzes wird anhand von Wasserversorgungsnetzen gezeigt, kann jedoch genauso für Entwässerungsnetze verwendet werden.

Als Beispiel einer Risikoanalyse kann das „Infrastructure Risk Analyse Modell“ herangezogen werden, welches in der Literaturstudie näher beschrieben wird. Der örtliche Bezug fehlt in diesem Modell jedoch. Für eine geoinformationsbasierte Risikoanalyse kann prinzipiell mit der Definition entsprechend UN DHA, 1992 (oder z.B. Varnes, 1984 bzw. Kelman, 2003) „Risiko ist Vulnerabilität mal Gefährdung“ gearbeitet werden. Vergleicht man diese Definition mit der häufig verwendeten Definition „Risiko ist Schaden mal Wahrscheinlichkeit“ (ohne örtlichen Bezug) kann Schaden mit Vulnerabilität und Wahrscheinlichkeit mit Gefährdung gleichgesetzt werden. Die Definition nach Kelman ermöglicht somit die Kombination von Vulnerabilitäts- und Gefahrenkarte zur Risikokarte. Tabelle 11 zeigt eine nicht vollständige Aufzählung von möglichen Kombinationen von Vulnerabilitäts- und Gefährdungskarten.

Tabelle 11: Mögliche Kombinationen von Gefährdungs- und Vulnerabilitätskarten

| Art | Gefährdung | Vulnerabilität |
|--------------------|--------------------------------------|---|
| Natur | Lawinen | Totalausfall einer Komponente |
| | Hangrutschung | Totalausfall einer Komponente |
| | Überflutung | Totalausfall einer Komponente |
| | Muren | Totalausfall einer Komponente |
| Klimawandel | Änderung der Niederschlagsintensität | Erhöhung der Flächen |
| | Trockenperioden | Reduktion der Quellschüttungen |
| Landnutzungswandel | Änderung des Wasserverbauchs | Erhöhter Knotenbedarf |
| | Änderung des Schmutzwasseranfalls | Erhöhter Trockenwetterabfluss |
| anthropogen | Unfälle | Totalausfall einer Komponente |
| | Schwerverkehr | Totalausfall einer Komponente |
| | Terrorismus | Totalausfall einer Komponente Giftstoffeintrag |
| Systemzustandsä. | Alterung | Erhöhte Rauigkeitsbeiwerte |
| Systemzustandsä. | Profilverkrustung | Verringerte Durchmesser |

Aus den unzähligen Kombinationsmöglichkeiten von Gefährdungen und den dazugehörigen Systemschwachstellenidentifizierungen können Vulnerabilitäts- und

Risikokarten nicht nur für Risikoanalysen sondern auch z.B. bei der Planung von Rehabilitationsstrategien oder bei der Umsetzung von WHO - Wasser Sicherheitsplänen (Water Safety Plans) ergänzend eingesetzt werden.

Im Folgenden werden zur Darstellung der Methode nur die Muren als Gefahrenquelle analysiert. Für die Analyse anderer Naturgefahren wird auf Artikel VI verwiesen.

5.4.1 Risikoanalyse der Gefährdung der Wasserversorgungsnetze durch Muren

Abbildung 45 zeigt die Murengefahrenkarte der Gemeinde Kitzbühel. Im östlichen Teil des Systems sind zwei wichtige Quellen, die das Wasserversorgungsnetz mit Wasser beliefern, anzufinden. Die dafür notwendige Transportleitung ist deshalb als mittel vulnerabel klassifiziert. Andere Leitungen sind wenig vulnerabel. Vermurungen entstehen dort, wo viel Wasser anzutreffen ist. Dieser Sachverhalt ist hauptsächlich entlang der Wildbäche gegeben. Da diese mittelvulnerable Leitung in einem Gebiet mit hoher Gefährdung liegt, birgt diese Stelle generell ein Risiko in sich. Nach einer detaillierten Studie (z.B. Murenmodell, geologische Untersuchung), die diese Voruntersuchung bestätigt, könnte z.B. eine zweite Zubringerleitung installiert werden, um dadurch das Risiko minimieren zu können.

Im Folgenden wird nun die in Kapitel 5.2 analysierte Schwachstelle des Aurach-Netzwerkes einer Risikoanalyse unterzogen. Dafür wurde in Abbildung 46 dieser vulnerable Bereich dargestellt. Im Detail betrachtet ist erkennbar, dass die Verbindung zum nördlichen Teil des Gebietes über drei stark vulnerable Leitungen hergestellt wird, die in hoch gefährdeten Murenzonen liegen. Ebenso liegt eine mittel vulnerable Leitung in dieser Gefahrenzone. Diese Leitungen sollen auf Basis profunder Datenlage und einer Vorortinspektion wiederum analysiert werden um die Unsicherheiten der überregionalen Analyse zu minimieren. Dabei kann wie oben erwähnt, eine modelltechnische Simulation der Wildbachgefahr hilfreich sein.

Wenn sich das aus der überregionalen Studie ergebende potentielle Risiko bestätigt, kann z. B. durch Schutzeinrichtungen oder Erhöhung der Redundanz des Wasserversorgungssystems das Risiko verringern und dadurch die Versorgungssicherheit erhöht werden.

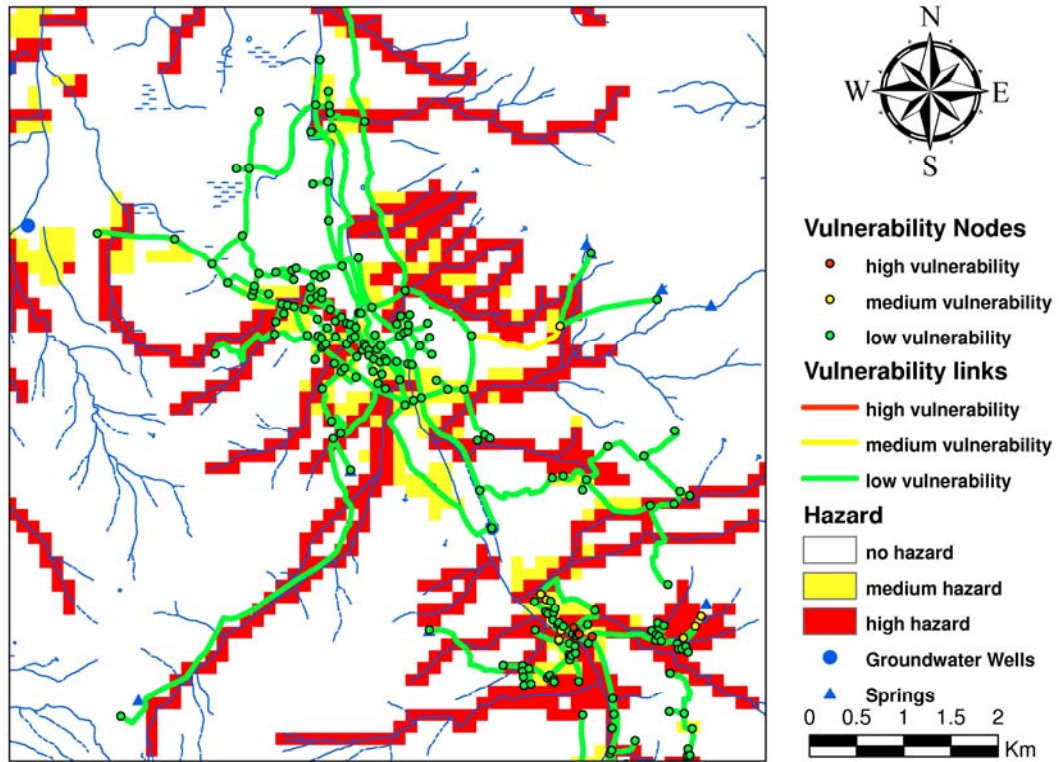


Abbildung 45: Wildbachgefahren- und Vulnerabilitätskarte von Kitzbühel (Möderl et al., 2008a)

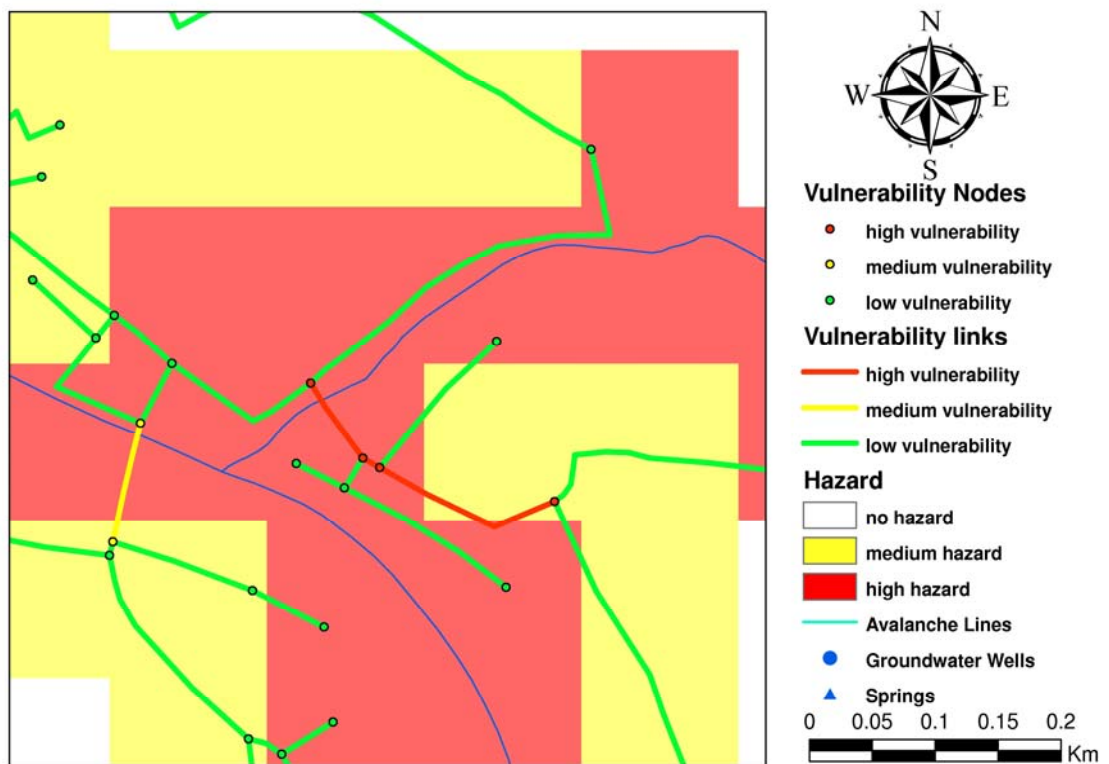


Abbildung 46: Netzbereich mit hohem Risiko für Vermurung (Möderl et al., 2008a)

5.4.2 Negativbeispiel einer Risikoidentifizierung

Aus der überregionalen Risikoanalyse ergab sich, dass ein hoch gefährdeter Brunnen in der Gemeinde St. Johann in einer durch Überflutung hoch gefährdeten Zone liegt. Bei fokussierter Betrachtung (Abbildung 47) wurde jedoch ersichtlich, dass der Brunnen auf höherer Ebene liegt als angenommen und deshalb zwar an Gefahrenzonen angrenzt, jedoch nicht in einer liegt. Dieses Beispiel soll die Unsicherheiten einer überregionalen Betrachtung aufzeigen.

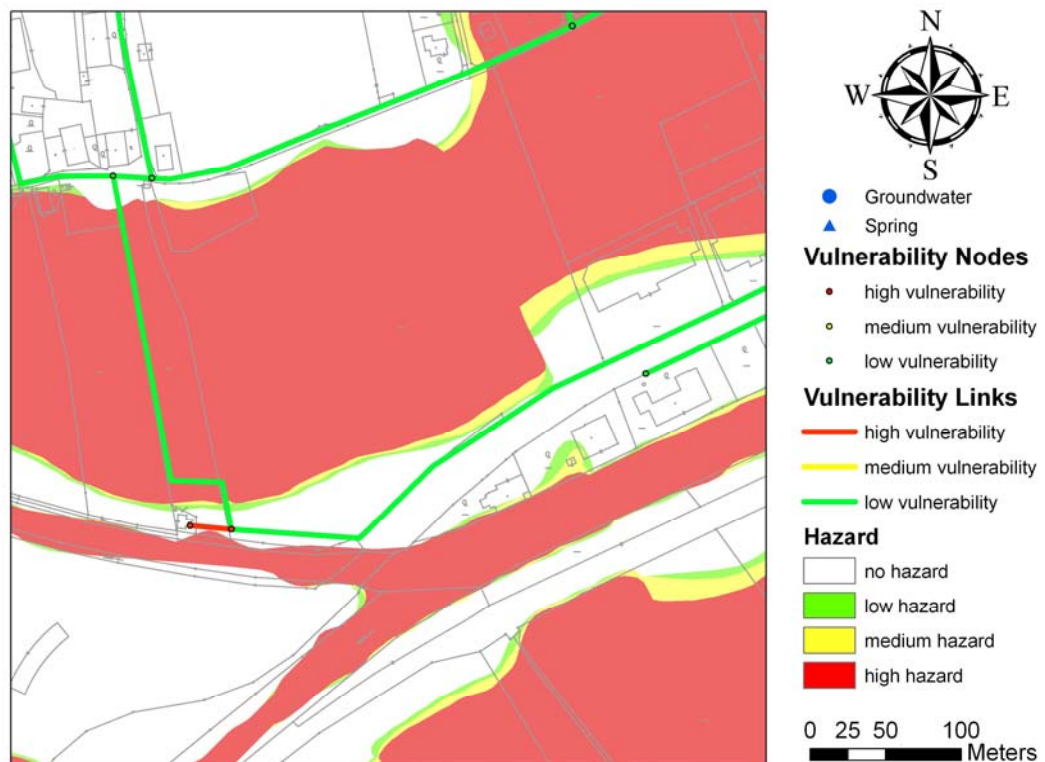


Abbildung 47: Negativbeispiel einer Risikoidentifizierung (Rauch et al., 2008)

6 Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Schlussfolgerungen gliedern sich wie die gesamte Arbeit in die drei Schwerpunktthemen:

- Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse
- Entwurf virtueller Netzwerksysteme
- Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksysteme

6.1 Erfassung des Optimierungspotentials durch Szenarienanalyse

Eine Besonderheit des Entwässerungsnetzes des Abwasserverbandes Vils/Reutte ist das durch lange Fließwege sehr stark abgekühlte Abwasser im Zulauf der Kläranlage. Eine strikte Auslegung des Ablaufgrenzwertes für NH₄-N zeigt eine Überschreitung im Frühling und im Herbst, was vor allem auf die sehr niedere Abwassertemperatur zurückzuführen ist. Um die Leistungsfähigkeit der Abwasserreinigungsanlage und des Entwässerungsnetzes zu steigern wurde eine Szenarienanalyse basierend auf unterschiedliche Kontrollstrategien des Urinfluxes durchgeführt. Abhängig von der Wahl der Kontrollstrategie kann mit Hilfe von Urinseparation bis zu 40 % die Ammoniumkonzentration im Vorfluter gesenkt werden.

Das neue österreichische Regelblatt 19 (ÖWAV-RB 19, 2007) führt neu Indikator für Mischwasseremissionen eines Kanalsystems ein. Dadurch werden nicht mehr die einzelnen Mischwasserentlastungen getrennt betrachtet. Hingegen wird eine globalere Betrachtung des gesamten Systemverhaltens vorgeschlagen. Diese neue Betrachtungsweise ermöglicht und erfordert es, bei der Ermittlung des Optimierungspotentials und die Bewertung von unterschiedlichen Ausbauvarianten, sowie Auswirkungen lokaler Maßnahmen, die Abflussverhältnisse des Gesamtsystems zu berücksichtigen. Für derartige Untersuchungen ist es unumgänglich Kanalnetzsimulationen durchzuführen. Durch Analyse von insgesamt 9 unterschiedliche Szenarien (Ausbauvarianten) konnte anhand des Fallbeispiels Linz gezeigt werden, dass eine Optimierung des Wirkungsgrades der Weiterleitung um bis zu 30% durch vorausgewählte örtliche Ausbauvarianten erzielt werden kann.

Die Erfassung des Optimierungspotentials und das Erlangen eines umfassenden Systemverständnisses durch Szenarienanalyse sind in der Wissenschaft Gang und Gäbe. Durch diese Methodik erhöht sich das Apriori-Wissen des Wissenschaftlers. Für die Praxis ist die Szenarienanalyse besonders hilfreich, da damit ökonomischer Aufwand und leistungsorientierte Bewertungen gegeneinander abgewogen werden können.

6.2 Entwurf und Analyse virtueller Netzwerksysteme

Im Folgenden werden auf Basis der Resultate des Kapitels 4 Schlussfolgerungen in den Bereichen Modellentwicklung und Analyse virtueller Systeme gezogen und ein Ausblick für zukünftige Vorhaben gegeben.

6.2.1 Modellentwicklung

Im Rahmen der Dissertation wurden zwei Modelle entwickelt, deren Zweck es ist, virtuelles Netzwerksystem zu erzeugen.

Das Modular Design System (MDS) wurde als Matlab-Tool zur algorithmischen Generierung virtueller Wasserversorgungssysteme entwickelt. Das MDS generiert basierend auf einen graphentheoretischen Ansatz eine Vielzahl von virtuellen Wasserversorgungssystemen mit variierenden Nebenbedingungen (z.B. Bedarfsverteilung, Dargebotsverteilung, etc.) und Eigenschaften (z.B. Anzahl von Wasserquellen). Mit Hilfe dieser virtuellen Systeme kann eine stochastische Leistungsanalyse von Strukturänderungen an Systemen erfolgen.

Das zweite Modell, der Case Study Generator (CSG) zur Generierung von Entwässerungssystemen ist im Rahmen eines Forschungsaufenthaltes an der University of Exeter, Centre for Water Systems entstanden. Mit dem CSG werden Abwassersystemen über zufällige Baumstrukturen (adaptierter Galton-Watson Branching Process) erzeugt. Mit einer Vielzahl von so generierten Abwasserentsorgungssystemen lassen sich wiederum Strukturänderungen an Systemen stochastisch beurteilen.

6.2.2 Analyse der virtuellen Systeme

Basierend auf den Resultaten, die in Kapitel 4 erarbeitet wurden, wird die Versagenswahrscheinlichkeit von Wasserversorgungsnetzwerken aus betrieblicher,

hydraulischer, qualitativer und ökonomischer Sicht analysiert. In diesem Kapitel werden die durch die Generierung und den Vergleich der virtuellen Wasserversorgungsnetze gesammelten Erfahrungen zusammengefasst.

Basierend auf der Analyse von positiven und negativen Eigenschaften von Wasserversorgungsnetzen konnte gezeigt werden, dass dicht besiedelte, gleichförmig ausgedehnte Gebiete mit ringförmiger Netzstruktur und redundantem Dargebot eine optimale Bedarfsdeckung in hydraulischer als auch wasserqualitativer Hinsicht bieten. Betrachtet man mehrere Bedarfsgebiete (i.e. Gemeinden) konnte festgestellt werden, dass je mehr Bedarfsgebiete verbunden sind, desto höhere Versorgungssicherheit gewährleistet wird.

Hinsichtlich ökonomischer Aspekte sind Versorgungssysteme mit dichter Besiedelung und gleichförmiger Ausdehnung, die mit einem verästelten Versorgungsnetz redundant versorgt werden, günstiger. Nur bei der Eigenschaft Netzstruktur (vermascht oder verästelt) ergeben sich zwischen qualitativer und ökonomischer Bewertung diametrale Resultate. Vermaschte Netze sind kostenintensiver und stabiler als verästelte Netze. Weiters wurde festgestellt, dass gewachsene Versorgungssysteme günstiger sind als eine nachträgliche implementierte Verbundleitung.

Basierend auf der Analyse von positiven und negativen Eigenschaften von Entwässerungsnetzen konnte gezeigt werden, dass positive Auswirkungen auf den Wirkungsgrad der Weiterleitung folgende Eigenschaften haben:

- geringem Trockenwetteranteil
- geringe Trockenwetterdichte
- geringer Anzahl von Knoten
- geringer Anzahl von Speicherbecken
- hoher Medianwert des Haltungsgefälles
- hohen Medianwert des Haltungsdurchmessers

Positive Auswirkungen auf die Überflutungssicherheit haben Netze mit:

- geringem Trockenwetteranteil
- hohe Anzahl von Knoten
- hohe Anzahl von Speicherbecken
- geringer Medianwert des Haltungsgefälles

6.2.3 Ausblick: Virtuelle Städte und „Decision Support System (DSS)“

Um die Realitätsnähe der generierten Netzwerksysteme zu erhöhen, wird am Institut für Infrastruktur derzeit an einer Methode gearbeitet, bei der in einem vorangehenden Schritt ein virtuelles Siedlungsgebiet mit einem agentenbasierten zellulären Automaten erzeugt werden. In weiterer Folge dient dieses Siedlungsgebiet als Randbedingung für die automatisierte Generierung der virtuellen Netzwerksysteme. Diese werden dann nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik, angepasst an die virtuelle Stadt, bemessen. Dadurch kann die Realitätsnähe der virtuellen Siedlungen erhöht werden.

In den Kapiteln 4 wurde die Kategorisierung der verschiedenen realen und virtuellen Netzwerksysteme basierend auf Eigenschaften beschrieben. Hier wird nun eine Methodologie der Bestimmung der hydraulischen, qualitativen und ökonomischen Beurteilung realer Netzwerksysteme basierend auf zahlreichen virtuellen Systemen angedacht. Solch eine Methodologie ermöglicht eine überregionale Abschätzung der Leistungsfähigkeit aus hydraulischer und qualitativer Sicht, ohne umfassende Datenerhebung und ohne langwierige Simulationsberechnungen. Statt einer Erhebung aller Netzteile eines Versorgungssystems müssen nur die Eigenschaften (z. B. verästelt o. ringförmig bzw. viele oder wenige Entlastungsbauwerke) der Netzwerksysteme bestimmt werden. Basierend auf den Eigenschaften wird eine Datenbank abgefragt, die Ergebnisse von Bewertungsfunktionen liefert. Eine hydraulische Simulation kann dadurch oftmals substituiert werden. Z.B bei der Ermittlung der Leistungsfähigkeit der Netzwerksysteme für die Erstellung von regionalen Bewirtschaftungskonzepten.

6.3 Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse von Netzwerksystemen

Im Folgenden werden auf Basis der Resultate des Kapitales 5 Schlussfolgerungen in den Bereichen Modellentwicklung, Vulnerabilitätsanalyse und Risikoanalyse von Netzwerken gezogen und ein Ausblick gegeben.

6.3.1 Modellentwicklung für Vulnerabilitätsanalysen

Im Rahmen der Dissertation wurden zwei weitere Modelle entwickelt. Der Zweck dieser Modelle mit der Kurzbezeichnung VulNet ist die Bestimmung der Vulnerabilität von Netzwerksystemen.

VulnetWS bestimmt die Vulnerabilität von Wasserversorgungsnetzen basierend auf hydraulischer und qualitativer Simulationen. Dabei werden Komponentenausfälle simuliert. Endresultat sind Vulnerabilitätskarten die z.B. in einem GIS-System für zahlreiche, verschiedene Zwecke weiterverwendet werden können.

VulNetUD bestimmt die Vulnerabilität von Entwässerungsnetzen basierend auf hydrodynamischen Simulationen. Dabei werden Systemveränderungen hervorgerufen durch Gefährdungen und anderen Umweltveränderungen simuliert. Endresultat sind ebenso Vulnerabilitätskarten.

6.3.2 GIS-basierte Vulnerabilitäts- und Risikoanalyse

In dieser Arbeit wurde eine neuartige Methodik zur qualitativen Abschätzung der Versorgungssicherheit von Wasserversorgungssystemen präsentiert. Eine der wesentlichen Innovationen ist dabei, dass nicht nur die Gefährdung des Systems (exemplarisch gezeigt mit Naturgefahren) mit dem Leitungsnetz verschnitten wird, sondern die Systemvulnerabilität des Netzes detailliert und quantitativ betrachtet wird. Diese Systemvulnerabilität beziffert das Verhalten des Gesamtsystems bei Ausfall oder einer anderen Veränderung einer Einzelkomponente des Netzes (Leitung, Haltungen, etc.).

Durch eine reale Fallstudie eines Entwässerungsnetzes konnte festgestellt werden, dass in den Fällen, wo vor der Einmündung in den Hauptsammler eine besonders starke Drosselung anzutreffen ist und hoher Abwasseranfall auftritt, sich Systemschwachstellen ergeben können.

Exemplarisch wurde die Methodik, welche auf der Verschneidung von Gefährdungskarten und Vulnerabilitätskarten beruht, mit einer weiteren realen Fallstudie, die Wasserversorgungsnetzwerke von 5 Tiroler Gemeinden beinhaltet, getestet. Auf Basis dieser Fallstudie ergab sich, dass Versorgungssysteme von Gemeinden mit urbanem Charakter wenig vulnerabel sind, verglichen mit Netzwerken von eher ländlichen Gemeinden. Weiters wurde die Gefährdung durch Naturgefahren analysiert (Überflutungen, Hangrutschungen, Lawinen und Muren). Durch diese Gefahren sind im Untersuchungsgebiet insgesamt 0.42 km² von ca. 21 km² identifiziert worden, die ein Risikopotential aufweisen und für eine lokale Detailstudie herangezogen werden sollten.

Die Definition „Risiko ist Vulnerabilität mal Gefährdung“ ermöglicht es unterschiedliche Risikoursachen zu analysieren. Aus den unzähligen Kombinationsmöglichkeiten von Gefährdungen und den dazugehörigen Systemschwachstellenidentifizierungen können Vulnerabilitäts- und Risikokarten nicht nur für Risikoanalysen sondern auch z.B. bei der Planung von Rehabilitationsstrategien oder bei der Umsetzung von WHO - Wasser Sicherheitsplänen (Water Safety Plans) ergänzend eingesetzt werden.

6.3.3 Ausblick: Prototypenentwicklung, Ausfallkombinationen, Fallstudien

Für die Anwendung der Modelle VulNetWS und VulNetUD in der Praxis sollte noch die Bedienerfreundlichkeit und die Simulationsgeschwindigkeit erhöht werden. VulNetWS hat noch nicht die Fähigkeit Teilausfälle bzw. Systemeinwirkungen, die nicht einen Ausfall sondern nur eine Veränderung des Systems bewirkt, zu analysieren. Eine solche Funktionalitätserweiterung ist im Rahmen einer Prototypenentwicklung selbstverständlich anzudenken. Besonders interessant wäre auch eine örtlich referenzierte Bewertung von Ausfallkombinationen wie z.B. einem gleichzeitigen Pumpausfall und einer Quellwasserverunreinigung.

Eine Anwendung von Prototypen im Rahmen einer Vulnerabilitätsbetrachtung in Verbindung mit Wasserinfrastrukturbetreibern zur Anpassung der Software an praxisorientierte Aufgabenstellungen würde ausgereifte Prototypen bedeuten.

Der vorausgesagte Nutzen von VulNetWS und VulNetUD in Verbindung mit der Planung von Rehabilitierungsmaßnahmen und der Implementierung von „Water Safety Plans“ sollte im Rahmen von praxisnahen Fallstudien überprüft werden.

6.4 Interaktion zwischen den im Rahmen der Dissertation vorgestellten Arbeitsschritten von modelltechnischen Untersuchungen

Meistens gliedert sich die modelltechnische Analyse von Netzwerksystemen in zwei wesentliche Teilbereiche, in die Modellierung und die Analyse (Abbildung 48).

Die Modelle von realen und virtuellen Fallstudien lassen eine Bewertung der realen Systeme über vergleichbare Bewertungsfunktionen unter Verwendung von unterschiedlichen Simulationsergebnissen zu. Aussagen, die sowohl mit Hilfe von realen als auch mit virtuellen Fallstudien getroffen werden, sind nur dann mit einer erforderlichen Sicherheit aussagekräftig, wenn die für die Simulation benötigten Modelle bestmöglich kalibriert wurden. Reale Fallstudien wurden auf Basis vom Stand der Technik realisiert. Ebenso sollten virtuelle Fallstudien dem Stand der Technik entsprechen aber trotzdem nicht die Realitätsnähe verlieren. Dies kann natürlich miteinander im Widerspruch stehen. Die Charakterisierung der Fallstudien stellt eine vielversprechende Möglichkeit dar, mit der in der Zukunft richtige Entscheidungen, ohne einem aufwendigen Modellbildungs- und Simulationsauswertungsprozess, getroffen werden können. Doch bedarf es hierfür noch erheblicher Forschungsarbeiten. Ein erster Schritt wurde jedoch im Rahmen dieser Arbeit geleistet. Modellveränderungen lassen schließlich weiterführende Analysen zu.

Exemplarisch für die Anwendung von Modellen wurden im Rahmen der Dissertation Szenarien, Vulnerabilitäts- und Risikoanalysen durchgeführt. Ebenso wurden virtuelle Fallstudien entworfen, charakterisiert und stochastisch analysiert. Ein Vergleich der virtuellen Fallstudien mit den realen zeigte ein vielversprechendes Ergebnis. Die virtuellen Fallstudien wurden auch im Rahmen der Risikoanalyse benutzt, mit dem Ziel einer Einordnung der Leistungsfähigkeit der realen Netzwerksysteme.

Aus oben beschriebenen Sachverhalten konnte gezeigt werden, wie sich bei einer ganzheitlichen Betrachtung die Arbeitsschritte gegenseitig beeinflussen können.

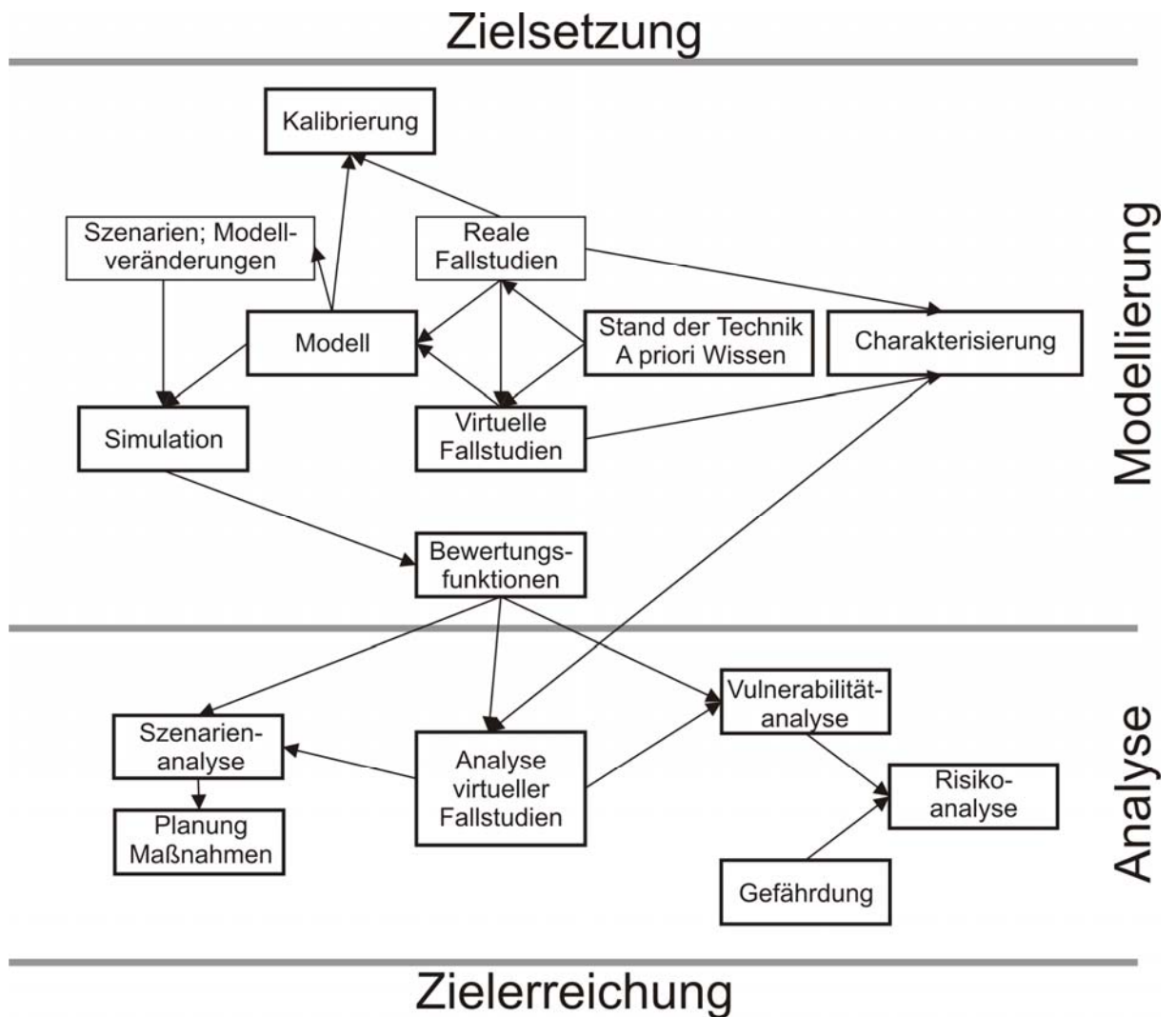


Abbildung 48: Interaktionen in der modelltechnischen Analyse

6.5 Resümee

Anhand der vorgestellten Analysemethoden konnte gezeigt werden, dass die modelltechnische Analyse von Netzwerksystemen eine wertvolle und effiziente Unterstützung bei der nachhaltigen Planung und Optimierung von Netzwerksystemen der Siedlungswasserwirtschaft ist. Abgesehen von den wissenschaftlichen Zielen soll diese Arbeit das Interesse an der Modellierung verstärken, sodass die modelltechnische Analyse von Systemen auch in der Praxis Einzug hält.

7 Literaturverzeichnis

- 1.AEV-K (1996): *1. AEV (Abwasser Emissions Verordnung) für kommunales Abwasser, BGBl. 210/1996 idF. BGBl. 392/2000, (Austrian Wastewater Emmission Directive)*. Bericht. Bundesgesetzblatt der Republik Österreich (Federal Law Gazette of the Republic of Austria). Vienna, Austria.
- 2000/60/EC (2000): *Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.*
- 2000/60/EG (2000): *Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.*
- Achleitner, S. (2006): *Modular conceptual modelling in urban drainage development and application of city drain*. University of Innsbruck, PhD thesis.
- Achleitner, S.; Moderl, M. und Rauch, W. (2007a): CITY DRAIN © - An open source approach for simulation of integrated urban drainage systems. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22(8), p. 1184-1195.
- Achleitner, S.; Möderl, M. und Rauch, W. (2007b): Urine separation as part of a real-time control strategy. In: *Urban Water Journal*, Vol. 4(4), p. 233-240.
- Achleitner, S.; Möderl, M. und Rauch, W. (2008): Konzeptionelle Modellierung in der Siedlungswasserwirtschaft mit CITY DRAIN. In: *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 55(7), p. 746-755.
- Al-Omari, A.S. und Abdulla, F.A. (2009): A model for the determination of residential water demand by the use of tracers. In: *Advances in Engineering Software*, Vol. 40(2), p. 85-94.
- Alcocer-Yamanaka, V.H.; Tzatchkov, V.; Garcia-Bartual, R.; Buchberger, S.; Arreguin-Cortes, F.I. und Leon-Rodriguez, T. (2008): Stochastic modeling of residential drinking water demand using the Neyman-Scott scheme. In: *Ingenieria Hidraulica En Mexico*, Vol. 23(3), p. 105-121.
- Alegre, H.; Baptista, J.M.; Caberera, E.; Cubillo, F.; Duarte, P.; Hirner, W.; Merkel, W. und Parena, R. (2006): *Performance Indicators for Water Supply Services - Second Edition*. IWA Publishing, London, ISBN 9781843390510.
- Almandoz, J.; Cabrera, E.; Arregui, F. und Cobacho, R. (2005): Leakage assessment through water distribution network simulation. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 131(6), p. 458-466.
- Alvisi, S.; Franchini, M. und Marinelli, A. (2003): A stochastic model for representing drinking water demand at residential level. In: *Water Resources Management*, Vol. 17(3), p. 197-222.
- Alvisi, S.; Franchini, M. und Marinelli, A. (2007): A short-term, pattern-based model for water-demand forecasting. In: *Journal of Hydroinformatics*, Vol. 9(1), p. 39-50.
- Araujo, L.; Ramos, H. und Coelho, S. (2006): Pressure control for leakage minimisation in water distribution systems management. In: *Water Resources Management*, Vol. 20(1), p. 133-149.
- Ashley, R.M.; Hvitved-Jacobsen, T. und Bertrand-Krajewski, J.L. (1999): Quo vadis sewer process modelling? In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(9), p. 9-22.
- ATV-A 118 (1999): *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*. DWA e.V., Hennef
- ATV-A 121 (1985): *Niederschlag - Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer, Niederschlagsmessungen, Auswertung*. ATV e.V., Hennef

- Babayan, A.V.; Savic, D.A. und Walters, G.A. (2004): Multiobjective optimization of water distribution system design under uncertain demand and pipe roughness. In: *Modelling and Control for Participatory Planning and Managing Water Systems*, Venice.
- Barbero, E.J. und Ford, K.J. (2005): Determination of ageing shift factor rates for field-processed polymers. In: *Journal of Advanced Materials*, Vol. 37(3), p. 25-30.
- Baur, R. und Herz, R. (2002): Selective inspection planning with ageing forecast for sewer types. In: *Water Science and Technology*, Vol. 46(6-7), p. 389-396.
- Behzadian, K.; Kapelan, Z.; Savic, D. und Ardeshir, A. (2009): Stochastic sampling design using a multi-objective genetic algorithm and adaptive neural networks. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 24(4), p. 530-541.
- Bertrand-Krajewski, J.L.; Bardin, J.P.; Mourad, M. und Beranger, Y. (2003): Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 47(2), p. 95-102.
- Bertrand-Krajewski, J.L. und Chebbo, G. (2003): *Sewer Processes and Networks*. IWA Publishing, ISBN 9781843394365.
- BGBI 210/1996 (1996): *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (I. AEV für kommunales Abwasser)*. Wien
- BGBI 304 (2001): *Trinkwasserverordnung – TWV*.
- BGBI 436/1976 (1976): *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 30.07.1976 über die Gefahrenzonenpläne*.
- Bier, V.; Oliveros, S. und Samuelson, L. (2007): Choosing what to protect: Strategic defensive allocation against an unknown attacker. In: *Journal of Public Economic Theory*, Vol. 9(4), p. 563-587.
- Bier, V.M. (2007): Choosing what to protect. In: *Risk Analysis*, Vol. 27(3), p. 607-620.
- Blau (2005): *RUEB Weikerlsee Grobpflichtenheft*. Bericht. Floegl Hydro Consulting Engineers. Linz.
- BMLFUW (2003): *eHYD - Hydrographische Messstellen*. Bericht. BMLFUW Abteilung VII/3 - Wasserhaushalt (HZB).
- Borchardt, D. und Reichert, P. (2001): River Water Quality Model No. 1 (RWQM1): Case study I. Compartmentalisation approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 41-49.
- Borowa, A.; Brdys, M.A. und Mazur, K. (2007): Modelling of wastewater treatment plant for monitoring and control purposes by state - Space wavelet networks. In: *International Journal of Computers Communications & Control*, Vol. 2(2), p. 121-131.
- Brdjanovic, D.; Mithaiwala, M.; Moussa, M.S.; Amy, G. und van Loosdrecht, M.C.M. (2007): Use of modelling for optimization and upgrade of a tropical wastewater treatment plant in a developing country. In: *Water Science and Technology*, Vol. 56(7), p. 21-31.
- Brombach, H. und Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalesationen. In: *KA - Abwasser, Abfall*, Vol. 50(4), p. 441-450.
- Burrows, R.; Mulreid, G.; Hayuti, M.; Zhang, J. und Crowder, G.S. (2003): Introduction of a fully dynamic representation of leakage into network modelling studies using Epanet. In: *Advances in Water Supply Management*, p. 109-118.
- Bush, C.A. und Uber, J.G. (1998): Sampling design methods for water distribution model calibration. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 124(6), p. 334-344.
- Butler, D. und Graham, N.J.D. (1995): MODELING DRY WEATHER WASTE-WATER FLOW IN SEWER NETWORKS. In: *Journal of Environmental Engineering-Asce*, Vol. 121(2), p. 161-173.

- Butler, D. und Schutze, M. (2005): Integrating simulation models with a view to optimal control of urban wastewater systems. In: *Environmental Modeling & Software*, Vol. 20(4), p. 415-426.
- Byleveld, P.M.; Deere, D. und Davison, A. (2008): Water safety plans: planning for adverse events and communicating with consumers. In: *Journal of Water and Health*, Vol. 6, p. 1-9.
- Capodaglio, A.G.; Zheng, S.; Novotny, V. und Feng, X. (1990): STOCHASTIC-SYSTEM IDENTIFICATION OF SEWER-FLOW MODELS. In: *Journal of Environmental Engineering-Asce*, Vol. 116(2), p. 284-298.
- Characklis, G.W. und Wiesner, M.R. (1997): Particles, metals, and water quality in runoff from large urban watershed. In: *Journal of Environmental Engineering-Asce*, Vol. 123(8), p. 753-759.
- Chocat, B.; Krebs, P.; Marsalek, J.; Rauch, W. und Schilling, W. (2001): Urban drainage redefined: from stormwater removal to integrated management. In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 61-68.
- Clement, L.; Thas, O.; Ottoy, J.P. und Vanrolleghem, P.A. (2007): Data management of river water quality data: A semi-automatic procedure for data validation. In: *Water Resources Research*, Vol. 43(8).
- da Conceicao Cunha, M. und Ribeiro, L. (2004): Tabu search algorithms for water network optimization. In: *European Journal of Operational Research*, Vol. 157(3), p. 746.
- Davis, A.P.; Shokouhian, M. und Ni, S.B. (2001): Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. In: *Chemosphere*, Vol. 44(5), p. 997-1009.
- Davis, P.; De Silva, D.; Marlow, D.; Moglia, M.; Gould, S. und Burn, S. (2008): Failure prediction and optimal scheduling of replacements in asbestos cement water pipes. In: *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, Vol. 57(4), p. 239-252.
- Davison, A.; Howard, G.; Stevens, M.; Callan, P.; Fewtrell, L.; Deere, D. und Bartram, J. (2005): *Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer*. Bericht, WHO/SDE/WSH/05.06. Geneva, Switzerland.
- De Sutter, R.; Huygens, M. und Verhoeven, R. (1999): Unsteady flow sediment transport in a sewer model. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(9), p. 121-128.
- De Toffol, S.; Engelhard, C. und Rauch, W. (2007): Combined sewer system versus separate system - a comparison of ecological and economical performance indicators. In: *Water Science and Technology*, Vol. 55(4), p. 255-264.
- De Toffol, S.; Kleidorfer, M. und Rauch, W. (2006): Vergleich hydrodynamischer und hydrologischer Simulationsmodelle bei der Berechnung der Emissionen von Mischwasserbehandlungen. In: *Wiener Mitteilungen*,(196).
- Deletic, A. (1998): The first flush load of urban surface runoff. In: *Water Research*, Vol. 32(8), p. 2462-2470.
- Deuerlein, J. (2002): *Zur hydraulischen Systemanalyse von Wasserversorgungsnetzen* Universität Fridericiana zu Karlsruhe, Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik.
- Dooge, J.C.I.; Strupczewski, W.G. und Napiorkowski, J.J. (1982): HYDRODYNAMIC DERIVATION OF STORAGE PARAMETERS OF THE MUSKINGUM MODEL. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 54(4), p. 371-387.
- Dorner, S.; Shi, J. und Swayne, D. (2007): Multi-objective modelling and decision support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22(2), p. 211-222.
- Dufresne, M.; Vazquez, J.; Terfous, A.; Ghenaim, A. und Poulet, J.B. (2009): Experimental investigation and CFD modelling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank. In: *Computers & Fluids*, Vol. 38(5), p. 1042-1049.

- DVGW (1978): Arbeitsblatt W 405 „Bereitstellung von Löschwasser durch die öffentliche Trinkwasserversorgung“.
- Ebenbichler, R.; Achleitner, S.; Rauch, W. und Fleischhacker, E. (2006): Case Study Vils/Austria - Ambient water quality approach in an alpine catchment. In: *Workshop Proceedings CD4WC'06 - 2nd International Dissemination Workshop*, Dresden, 03./04. July 2006, p. 55-74.
- Ekinci, O. und Konak, H. (2009): An Optimization Strategy for Water Distribution Networks. In: *Water Resources Management*, Vol. 23(1), p. 169-185.
- Engelhard, C.; De Toffol, S. und Rauch, W. (2008): Suitability of CSO performance indicators for compliance with ambient water quality targets. In: *Urban Water Journal*, Vol. 5(1), p. 33-42.
- Engelhardt, M.O.; Skipworth, P.J.; Savic, D.A.; Saul, A.J. und Walters, G.A. (2000): Rehabilitation strategies for water distribution networks: a literature review with a UK perspective. In: *Urban Water*, Vol. 2(2), p. 153.
- Erbe, V.; Frehmann, T.; Geiger, W.F.; Krebs, P.; Londong, J.; Rosenwinkel, K.H. und Seggelke, K. (2002): Integrated modelling as an analytical and optimisation tool for urban watershed management. In: *Water Science and Technology*, Vol. 46(6-7), p. 141-150.
- Ertl, T.; Kretschmer, F. und Prohaska, G. (2007): Praktische Erfahrungen bei der Ermittlung der Abflussflächen und -mengen Bemessung von Mischwasserentlastungen. In: *Bemessung von Mischwasserentlastungen - ÖWAV-Regelblatt 19/neu*, Innsbruck, 7. Nov.
- Eusuff, M.M. und Lansey, K.E. (2003): Optimization of water distribution network design using the Shuffled Frog Leaping Algorithm. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 129(3), p. 210-225.
- Ezell, B.C. (2007): Infrastructure vulnerability assessment model (I-VAM). In: *Risk Analysis*, Vol. 27(3), p. 571-583.
- Ezell, B.C.; Farr, J.V. und Wiese, I. (2000a): Infrastructure Risk Analysis Model. In: *Journal of Infrastructure Systems*, Vol. 6(3), p. 114-117.
- Ezell, B.C.; Farr, J.V. und Wiese, I. (2000b): Infrastructure Risk Analysis of Municipal Water Distribution System. In: *Journal of Infrastructure Systems*, Vol. 6(3), p. 118-122.
- Fach, S. (2009): Modellierung in der Praxis – von der Erstellung bis zur Kalibrierung. In: *Vorstellung ÖWAV-Regelblatt 11 Simulationen in der Abwasserableitung und -behandlung*, Innsbruck, 21.Jan.
- Fach, S.; Kleidorfer, M.; Möderl, M. und Rauch, W. (2008a): Abgleich von hydrologischem und hydrodynamischen Modell zur Verringerung der Unsicherheiten bei begrenzter Datengrundlage am Beispiel von Linz. In: *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 55(7), p. 756 - 765.
- Fach, S.; Kleidorfer, M. und Wolfgang Rauch (2007): Anforderungen an Modelle und deren Kalibrierung. In: *Forum Umwelttechnik und Wasserbau: Bemessung von Mischwasserentlastungen - Regelblatt 19/neu*, Vol. 1, p. 99-116.
- Fach, S.; Sitzenfrei, R. und Rauch, W. (2008b): Assessing the relationship between water level and combined sewer overflow with computational fluid dynamics. In: *11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, UK, 31.Aug-5.Sep.
- Farmani, R.; Walters, G. und Savic, D. (2006): Evolutionary multi-objective optimization of the design and operation of water distribution network: total cost vs. reliability vs. water quality. In: *Journal of Hydroinformatics*, Vol. 8(3), p. 165-179.
- Fenz, R. und Rauch, W. (2003): Mischwasserbehandlung - Anforderungen und Ermittlungen der erforderlichen Maßnahmen mit Hilfe der Modellierungen. In: *Wiener Mitteilungen*,(182).

- Fenz, R. und Rauch, W. (2004): Ermittlung von Bemessungsgrundlagen für die Mischwasserbehandlung. In: *Wiener Mitteilungen*,(187).
- Flamisch, N. (2009): Modellierung – die wesentlichen Vorgaben für den Anwender. In: *Vorstellung ÖWAV-Regelblatt 11 Simulationen in der Abwasserableitung und -behandlung*, Innsbruck, 21.Jan.
- Formiga, K.T.M. und Chaudhry, F.H. (2008): Water Distribution Networks Analysis Considering Leakage and Pressure Driven Demand Modeling. In: *Engenharia Sanitaria E Ambiental*, Vol. 13(2), p. 153-162.
- Fox, C.; McIntosh, B.S. und Jeffrey, P. (2009): Classifying households for water demand forecasting using physical property characteristics. In: *Land Use Policy*, Vol. 26(3), p. 558-568.
- Fu, G.T.; Butler, D. und Khu, S.T. (2009): The impact of new developments on river water quality from an integrated system modelling perspective. In: *Science of the Total Environment*, Vol. 407(4), p. 1257-1267.
- Gernaey, K.V.; van Loosdrecht, M.C.M.; Henze, M.; Lind, M. und Jorgensen, S.B. (2004): Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 19(9), p. 763-783.
- Ghiassi, M.; Zimbra, D.K. und Saidane, H. (2008): Urban water demand forecasting with a dynamic artificial neural network model. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 134(2), p. 138-146.
- Ghosh, I.; Hellweger, F.L. und Fritch, T.G. (2006): Fractal Generation of Artificial Sewer Networks for Hydrologic Simulations. In: *The 2006 Esri International user conference*, San Diego, California, August 7-11.
- Gill, M.A. (1978): FLOOD ROUTING BY MUSKINGUM METHOD. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 36(3-4), p. 353-363.
- Giustolisi, O.; Savic, D. und Kapelan, Z. (2008): Pressure-driven demand and leakage simulation for water distribution networks. In: *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, Vol. 134(5), p. 626-635.
- Gopakumar, R. und Mujumdar, P.P. (2008): A fuzzy dynamic wave routing model. In: *Hydrological Processes*, Vol. 22(10), p. 1564-1572.
- Greco, M. und Krajewski, W.F. (2000): A large-sample investigation of statistical procedures for radar-based short-term quantitative precipitation forecasting. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 239(1-4), p. 69-84.
- Gruber, U. (2007): Snow avalanche hazard modelling of large areas using shallow water numerical and GIS. In: *Environmental Modelling and Software*, Vol. 22(10, October 2007), p. 1472-1481.
- Gujer, W. (2008): *Systems Analysis for Water Technology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 978-3-540-77277-4.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T. und van Loosdrecht, M. (1999): Activated Sludge Model No. 3. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(1), p. 183-193.
- Gupta, I.; Gupta, A. und Khanna, P. (1999): Genetic algorithm for optimization of water distribution systems. In: *Environmental Modelling and Software*, Vol. 14(5), p. 437-446.
- Hack, M. und Lorenz, U. (2002): Online load measurement in combined sewer systems - possibilities of an integrated management of waste water transportation and treatment. In: *Water Science and Technology*, Vol. 45(4-5), p. 421-428.
- Haimes, Y.Y. (1981): Hierarchical Holographic Modeling. In: *Ieee Transactions on Systems Man and Cybernetics*, Vol. 11(9), p. 606-617.
- Haimes, Y.Y. (2006): On the definition of vulnerabilities in measuring risks to infrastructures. In: *Risk Analysis*, Vol. 26(2), p. 293-296.

- Haimes, Y.Y. und Horowitz, B.M. (2004): Adaptive Two-Player Hierarchical Holographic Modeling Game for Counterterrorism Intelligence Analysis. In: *Journal of Homeland Security and Emergency Management*, Vol. 1(3).
- Harremoes, P. und Rauch, W. (1996): Integrated design and analysis of drainage systems, including sewers, treatment plant and receiving waters. In: *Journal of Hydraulic Research*, Vol. 34(6), p. 815-826.
- Hein, A.; Maelzer, A. und Borchers, U. (2006): *Water safety plans: Prevention and management of technical and operative risks in the water industry*. ISBN 0260-6291.
- Henze, M.; Grady, C.P.L.J.; Gujer, W.; Marais, G.v.R. und Matsuo, T. (1987): Activated Sludge Model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Report No.1, IAWPRC (jetzt IWA)
- Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.C.; Marais, G.V.R. und Van Loosdrecht, M.C.M. (1999): Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(1), p. 165-182.
- Herz, R.K. (1996): Ageing processes and rehabilitation needs of drinking water distribution networks. In: *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, Vol. 45(5), p. 221-231.
- Hicks, F.E. und Steffler, P.M. (1995): COMPARISON OF FINITE-ELEMENT METHODS FOR THE ST VENANT EQUATIONS. In: *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, Vol. 20(2), p. 99-113.
- Hirner, W. und Merkel, W. (2002): Benchmarking als Mittel des organisierten Wettbewerbs. In: *Benchmarking. Trinkwasserverordnung. Partikelentfernung. aktuelle Themen der Wasserversorgung*.
- Hochedlinger, M.; Gruber, G. und Kainz, H. (2005): Assessment of spill flow emissions on the basis of measured precipitation and waste water data. In: *Atmospheric Research*, Vol. 77(1-4), p. 74-87.
- Hochedlinger, M.; Kainz, H. und Rauch, W. (2006): Assessment of CSO loads - based on UV/VIS-spectroscopy by means of different regression methods. In: *Water Science and Technology*, Vol. 54(6-7), p. 239-246.
- Hoppe, H. (2006): Unsicherheiten von Grundlagendaten im Rahmen integrierter Planungen urbaner Abwasserentsorgungssysteme. In: *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum*, Vol. 51.
- Hoppe, H. und Gruening, H. (2007): Significance of uncertainties in the input data used in the integrated design of wastewater systems. In: *6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management - Novatech*, Lyon, France, June, 2007, Vol. 3, p. 1607 -1614.
- HSGSim (2008): *Leitfaden: Integrierte Modellierung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer*. Bericht. <http://www.hsgsim.org/cms/>.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J. und Tanaka, N. (1999): Wastewater quality changes during transport in sewers - An integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations (vol 38, pg 257, 1998). In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(2), p. 233-+.
- Ishii, A.L.; Charlton, T.J.; Ortel, T.W. und Vonnahme, C.C. (1998): Operational modeling system with dynamic-wave routing. In: *Water Resources and the Urban Environment*, p. 147-152.
- IWA (2001): Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d und ASM3, Scientific and technical report No.9 edited by IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment.
- Jack, A.G.; Petrie, M.M. und Ashley, R.M. (1996): The diversity of sewer sediments and the consequences for sewer flow quality modelling. In: *Water Science and Technology*, Vol. 33(9), p. 207-214.

- Jacobi, D. und Sympher, K.J. (2002): Sewer rehabilitation strategy in Berlin. In: *Water Science and Technology*, Vol. 46(6-7), p. 379-387.
- Jankovic-Nisic, B.; Maksimovic, C.; Butler, D. und Graham, N.J.D. (2004): Use of flow meters for managing water supply networks. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 130(2), p. 171-179.
- Jowitt, P.W. und Xu, C.C. (1992): DEMAND FORECASTING FOR WATER DISTRIBUTION-SYSTEMS. In: *Civil Engineering Systems*, Vol. 9(2), p. 105-121.
- Kainz, H. und Gruber, G. (2009): Dimensionierung von Abwasserkanälen nach dem neuen ÖWAV-Regelblatt 11. In: *Vorstellung ÖWAV-Regelblatt 11 Simulationen in der Abwasserableitung und -behandlung*, Innsbruck, 21.Jan.
- Kang, J.H.; Kayhanian, M. und Stenstrom, M.K. (2006): Implications of a kinematic wave model for first flush treatment design. In: *Water Research*, Vol. 40(20), p. 3820-3830.
- Kapelan, Z.S.; Savic, D.A. und Walters, G.A. (2003): Multiobjective sampling design for water distribution model calibration. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 129(6), p. 466-479.
- Kaplan, S.; Haimes, Y.Y. und Garrick, B.J. (2001): Fitting hierarchical holographic modeling into the theory of scenario structuring and a resulting refinement to the quantitative definition of risk. In: *Risk Analysis*, Vol. 21(5), p. 807-819.
- Karpf, C.; Traenckner, J. und Krebs, P. (2009): Hydraulic modelling of sewage exfiltration. In: *Water Science and Technology*, Vol. 59(8), p. 1559-1565.
- Kelman, I. (2003): Defining Risk. In: *FloodRiskNet Newsletter*,(2), p. 6-8.
- Kilchmann, A. (2002): Benchmarking - ein Vergleich zwischen Äpfel und Birnen - eine Situationsanalyse in der Schweiz. In: *Benchmarking. Trinkwasserverordnung. Partikelentfernung. aktuelle Themen der Wasserversorgung*.
- Kleidorfer, M.; Fach, S.; Möderl, M. und Rauch, W. (2007): Umsetzung von Kanalnetzsteuerungen in hydrologischen Modellen am Beispiel von Linz. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Vol. 59(9 -10), p. 131-137.
- Kleidorfer, M.; Moderl, M.; Fach, S. und Rauch, W. (2009): Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model. In: *Water Science and Technology*, Vol. 59(8), p. 1523-1530.
- Kolowrocki, K. und Kwiatkowska-Sarnecka, B. (2006): Reliability and risk analysis of large systems with ageing components. In: *Safety and Reliability for Managing Risk, Vols 1-3*, p. 1653-1659.
- Korving, H.; Van Noortwijk, J.M.; Van Gelder, P.H.A.J.M. und Clemens, F.H.L.R. (2009): Risk-based design of sewer system rehabilitation. In: *Structure and Infrastructure Engineering*, Vol. 5(3), p. 215-227.
- Krebs, P.; Holzer, P.; Huisman, J.L. und Rauch, W. (1999): First flush of dissolved compounds. In: *Water Sci Technol*, Vol. 39(9), p. 55-62.
- Krebs, P. und Larsen, T.A. (1997): Guiding the development of urban drainage systems by sustainability criteria. In: *Water Science and Technology*, Vol. 35(9), p. 89-98.
- Lacour, C.; Joannis, C. und Chebbo, G. (2009): Assessment of annual pollutant loads in combined sewers from continuous turbidity measurements: Sensitivity to calibration data. In: *Water Research*, Vol. 43(8), p. 2179-2190.
- Laskey, K.B. und Levitt, T.S. (2002): Multisource fusion for opportunistic detection and probabilistic assessment of homeland terrorist threats. In: *Sensors, and Command, Control, Communications and Intelligence (C3I) Technologies for Homeland Defense and Law Enforcement*, Vol. 4708, p. 80-89.
- Lau, S.D.; Stovin, V.R. und Guymer, I. (2007): The prediction of solute transport in surcharged manholes using CFD. In: *Water Science and Technology*, Vol. 55(4), p. 57-64.

- Lee, J.H. und Bang, K.W. (2000): Characterization of urban stormwater runoff. In: *Water Research*, Vol. 34(6), p. 1773-1780.
- Levstek, M.; Plazl, I. und Koloini, T. (2006): Modelling of a pilot wastewater treatment plant operated with variable inflows. In: *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, Vol. 20(1), p. 85-91.
- Li, J. und McCorquodale, A. (1999): Modeling mixed flow in storm sewers. In: *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, Vol. 125(11), p. 1170-1180.
- Li, R.M.; Simons, D.B. und Stevens, M.A. (1975): NONLINEAR KINEMATIC WAVE APPROXIMATION FOR WATER ROUTING. In: *Water Resources Research*, Vol. 11(2), p. 245-252.
- Lijklema, L.; Tyson, J.M. und Lesouef, A. (1992): INTERACTIONS BETWEEN SEWERS, TREATMENT PLANTS AND RECEIVING WATERS IN URBAN AREAS - A SUMMARY OF THE INTERURBA 92 WORKSHOP CONCLUSIONS. In: Wageningen, Netherlands, Apr 06-10, p. 1-29.
- Lin, B.L.; Wu, R.S. und Liaw, S.L. (1997): A heuristic approach algorithm for the optimization of water distribution networks. In: *Water Science and Technology*, Vol. 36(5), p. 219.
- Liu, Y.; Khu, S.T. und Savic, D. (2004): A hybrid optimization method of multi-objective genetic algorithm (MOGA) and K-nearest neighbor (KNN) classifier for hydrological model calibration. In: *Intelligent Data Engineering and Automated Learning Ideal 2004, Proceedings*, Vol. 3177, p. 546-551.
- Lyman, R.A. (1992): PEAK AND OFF-PEAK RESIDENTIAL WATER DEMAND. In: *Water Resources Research*, Vol. 28(9), p. 2159-2167.
- Magini, R.; Pallavicini, I. und Verde, D. (2007): Multi objective approach for leakage reduction in water distribution systems. In: *Water Resources Management IV*, Vol. 103, p. 625-634.
- Maier, H.R.; Simpson, A.R.; Zecchin, A.C.; Foong, W.K.; Phang, K.Y.; Seah, H.Y. und Tan, C.L. (2003): Ant colony optimization distribution for design of water systems. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 129(3), p. 200-209.
- Mailhot, A.; Gaume, E. und Villeneuve, J.P. (1997): Uncertainty analysis of calibrated parameter values of an urban storm water quality model using metropolis Monte Carlo algorithm. In: *Water Science and Technology*, Vol. 36(5), p. 141-148.
- Mark, O. (1992): A SEDIMENT TRANSPORT MODEL FOR SEWERS. In: *Water Science and Technology*, Vol. 25(8), p. 141-149.
- Millinger, S. (2008): *Wasserversorgungsinfrastruktur im Großraum Kitzbühel - Erhebung, Erfassung und Analyse mit einem geographischen Informationssystem (in German)*. Universität Innsbruck, Institut für Geographie, Master Thesis.
- Möderl, M. (2006): *Sustainable waste water treatment by means of urine separation - Discharge strategies of controlled urine flow from domestic sewage*. University of Innsbruck, Institute of Infrastructure, Diploma thesis.
- Möderl, M.; Butler, D. und Rauch, W. (2009): A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems. In: *Water Science and Technology*.
- Möderl, M.; De Toffol, S.; Vanham, D.; Fleischhacker, E. und Rauch, W. (2008a): Abschätzung des Risikos von Naturgefahren für Wasserversorgungssysteme auf Basis der Systemvulnerabilität. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*,(9-10), p. 149 - 155.
- Möderl, M.; Fetzer, T. und Rauch, W. (2007): Stochastic approach for performance evaluation regarding water distribution systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 56(9), p. 29-36.

- Möderl, M.; Fetz, T. und Rauch, W. (2008b): *Entwicklung von Methoden für die Einschätzung der Gefährdung hervorgerufen durch terroristische Akte*. Bericht. Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck. Innsbruck.
- Montalvo, I.; Izquierdo, J.; Perez, R. und Tung, M.M. (2008): Particle Swarm Optimization applied to the design of water supply systems. In: *Computers & Mathematics with Applications*, Vol. 56(3), p. 769-776.
- Moramarco, T.; Pandolfo, C. und Singh, V.P. (2008): Accuracy of Kinematic Wave Approximation for Flood Routing. II. Unsteady Analysis. In: *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol. 13(11), p. 1089-1096.
- Muschalla, D. (2008): Optimization of integrated urban wastewater systems using multi-objective evolution strategies. In: *Urban Water Journal*, Vol. 5(1), p. 57-65.
- Mutschmann, J. und Stimmelmayer, F. (1999): *Taschenbuch der Wasserversorgung*. Vieweg, Braunschweig.
- Mylopoulos, Y.A.; Mentis, A.K. und Theodossiou, L. (2004): Modeling residential water demand using household data: A Cubic approach. In: *Water International*, Vol. 29(1), p. 105-113.
- Nash, J.E. (1959): A NOTE ON THE MUSKINGUM FLOOD-ROUTING METHOD. In: *Journal of Geophysical Research*, Vol. 64(8), p. 1053-1056.
- Neunteufel, R.; Theuretzbacher-Fritz, H.; Teix, P.; Kölbl, J. und Perfler, R. (2004): *Benchmarking und Best Practices in der österreichischen Wasserversorgung*. Bericht. Österreichische Vereinigung für Gas- und Wasserfach. Wien.
- Nielsen, P.H.; Raunkjaer, K.; Norsker, N.H.; Jensen, N.A. und Hvitvedjacobsen, T. (1991): TRANSFORMATION OF WASTE-WATER IN SEWER SYSTEMS - A REVIEW. In: Copenhagen, Denmark, Aug 21-23, p. 17-31.
- ÖNORM B 2538 (2002): *Transport-, Versorgungs- und Anschlussleitungen von Wasserversorgungsanlagen - Ergänzende Bestimmungen zu ÖNORM EN 805*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien
- ÖNORM EN 752 (2008): *Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien
- Ostfeld, A. und Tubaltzev, A. (2008): Ant colony optimization for least-cost design and operation of pumping water distribution systems. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 134(2), p. 107-118.
- ÖWAV-RB 11 (2009): *Richtlinie für die abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen*. Österreichischer Wasser- und Abwasserverband, Wien
- ÖWAV-RB 19 (2007): *Richtlinie für die Bemessung von Mischwasserentlastungen*. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Wien
- Perelman, L.; Ostfeld, A. und Salomons, E. (2008): Cross Entropy multiobjective optimization for water distribution systems design. In: *Water Resources Research*, Vol. 44(9), p. 15.
- Pollert, J.; Ugarelli, R.; Saegrov, S.; Schilling, W. und Di Federico, V. (2005): The hydraulic capacity of deteriorating sewer systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 52(12), p. 207-214.
- Ponce, V.M. und Yevjevich, V. (1978): MUSKINGUM-CUNGE METHOD WITH VARIABLE PARAMETERS. In: *Journal of the Hydraulics Division-Asce*, Vol. 104(12), p. 1663-1667.
- Ramos, H.; Tamminen, S. und Covas, D. (2009): Water Supply System Performance for Different Pipe Materials Part II: Sensitivity Analysis to Pressure Variation. In: *Water Resources Management*, Vol. 23(2), p. 367-393.

- Rauch, W. (2007): Zusammenhang von Niederschlagsgeschehen und Wirkungsgrad im neuen ÖWAV Regelblatt 19. In: *Bemessung von Mischwasserentlastungen - ÖWAV-Regelblatt 19/neu*, Innsbruck 7.Nov.
- Rauch, W.; Aalderink, H.; Krebs, P.; Schilling, W. und Vanrolleghem, P. (1998): Requirements for integrated wastewater models - Driven by receiving water objectives. In: *Water Science and Technology*, Vol. 38(11), p. 97-104.
- Rauch, W.; Bertrand-Krajewski, J.L.; Krebs, P.; Mark, O.; Schilling, W.; Schutze, M. und Vanrolleghem, P.A. (2002): Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 45(3), p. 81-94.
- Rauch, W.; Brockmann, D.; Peters, I.; Larsen, T.A. und Gujer, W. (2003): Combining urine separation with waste design: An analysis using a stochastic model for urine production. In: *Water Research*, Vol. 37(3), p. 681-689.
- Rauch, W. und De Toffol, S. (2005): Vom Zeitbeiwertverfahren zur Hydrodynamischen Simulation - Einführung in die Methodik. In: *ÖWAV-Tagung: Entwässerungsverfahren - Anwendung und Berechnung*, Graz, Austria, 16.05.
- Rauch, W.; Ebenbichler, R.; Fleischhacker, E.; Lek, I.; Millinger, S.; Möderl, M. und Vanham, D. (2008): WP 2.1.2: Alpine Wasserversorgungs- und Vorsorgelogistik. In: *Tagungsband zur Internationalen Fachtagung „Wasserressourcen und deren Bewirtschaftung – Die Bedeutung von Netzwerken“*, Graz, 22.-23.4, p. 82-88.
- Rauch, W. und Harremoes, P. (1996): The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution. In: *Water Science and Technology*, Vol. 34(3-4), p. 1-8.
- Rauch, W.; Seggelke, K.; Brown, R. und Krebs, P. (2005): Integrated approaches in urban storm drainage: Where do we stand? In: *Environmental Management*, Vol. 35(4), p. 396-409.
- Refsgaard, J.C.; van der Sluijs, J.P.; Hojberg, A.L. und Vanrolleghem, P.A. (2007): Uncertainty in the environmental modelling process - A framework and guidance. In: *Environmental Modelling & Software*, Vol. 22(11), p. 1543-1556.
- Reichert, P. (2001): River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): Case study II. Oxygen and nitrogen conversion processes in the River Glatt (Switzerland). In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 51-60.
- Reichert, P.; Borchardt, D.; Henze, M.; Rauch, W.; Shanahan, P.; Somlyódy, L. und Vanrolleghem, P. (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 11-30.
- Reichert, P. und Vanrolleghem, P. (2001): Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1). In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(7), p. 329-338.
- Rieger, L. und Vanrolleghem, P.A. (2008): monEAU: a platform for water quality monitoring networks. In: *Water Science and Technology*, Vol. 57(7), p. 1079-1086.
- Rodríguez, J.P.; Achleitner, S.; Möderl, M.; Rauch, W.; Maksimovic, C.; McIntyre, N.; Diaz-Granados, M. und Rodriguez, M. (2009): Sediment and pollutant load modelling using an integrated urban drainage modelling toolbox: An application of City Drain. In: *8th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Tokyo, Japan, 7-11 Sep.
- Rossman, L.A. (2000): *EPANET 2 user manual*. Bericht. National Risk Management Research Laboratory - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Cincinnati, Ohio.
- Rossman, L.A. (2004): *Storm water management model - User's manual V. 5.0*. Bericht. National Risk Management Research Laboratory - U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Ruan, M. und Wiggers, J.B.M. (1998): A conceptual CSO emission model: SEWSIM. In: *Water Science and Technology*, Vol. 37(1), p. 259-267.

-
- Ruban, G.; Marchandise, P. und Scrivener, O. (1993): POLLUTION MEASUREMENT ACCURACY USING REAL-TIME SENSORS AND WASTE-WATER SAMPLES ANALYSIS. In: *Water Science and Technology*, Vol. 28(11-12), p. 67-78.
- Ruijs, A.; Zimmermann, A. und van den Berg, M. (2008): Demand and distributional effects of water pricing policies. In: *Ecological Economics*, Vol. 66(2-3), p. 506-516.
- Rutsch, M.; Franz, T. und Krebs, P. (2007): Transferability of exfiltration rates from sewer systems. In: *Journal of Soils and Sediments*, Vol. 7(2), p. 69-74.
- Rutsch, M.; Rieckermann, J.; Cullmann, J.; Ellis, J.B.; Vollertsen, J. und Krebs, P. (2008): Towards a better understanding of sewer exfiltration. In: *Water Research*, Vol. 42(10-11), p. 2385-2394.
- Rutsch, M.; Rieckermann, J. und Krebs, P. (2006): Quantification of sewer leakage: a review. In: *Water Science and Technology*, Vol. 54(6-7), p. 135-144.
- Savic, D. und Cunha, M.D. (2008): Discussion of "Optimization of Water Distribution Networks Using Integer Linear Programming" by Hossein M.V. Samani and Alireza Mottaghi. In: *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, Vol. 134(7), p. 1024-1025.
- Savic, D.; Giustolisi, O.; Berardi, L.; Shepherd, W.; Djordjevic, S. und Saul, A. (2006): Modelling sewer failure by evolutionary computing. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, Vol. 159(2), p. 111-118.
- Savic, D.A.; Kapelan, Z. und Jonkergouw, P.M.R. (2009): Quo vadis water distribution model calibration? In: *Urban Water Journal*, (in press).
- Savic, D.A. und Walters, G.A. (1997): Genetic algorithms for least-cost design of water distribution networks. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 123(2), p. 67-77.
- Schilling, W. (1986): 15 Jahre Kanalnetzsteuerung in den Vereinigten Staaten - Was wurde erreicht? In: *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 33(2), p. 147-151.
- Schilling, W. (1990): *Operationelle Siedlungsentwässerung. Konzeptionen zur Abflusssteuerung und Speicherbewirtschaftung in Entwässerungssysteme*. ISBN 3-486-26177-0.
- Schlutter, F. (1999): A conceptual model for sediment transport in combined sewer systems. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(9), p. 39-46.
- Schönböck, W.; Kraemer, A.; Hansen, W. und Herbke, N. (2003 (Band 1 bis 5), 2004 (Band 6)): *Internationaler Vergleich der Siedlungswasserwirtschaft*. Bericht. Bundesarbeitskammer und Österreichischer Städtebund.
- Schutze, M.; Butler, D.; Beck, M.B. und Verworn, H.R. (2002): Criteria for assessment of the operational potential of the urban wastewater system. In: *Water Science and Technology*, Vol. 45(3), p. 141-148.
- Schutze, M.; Campisano, A.; Colas, H.; Schilling, W. und Vanrolleghem, P.A. (2004): Real time control of urban wastewater systems--where do we stand today? In: *Journal of Hydrology*, Vol. 299(3-4), p. 335.
- Schutze, M.; Schulz, N. und Krebs, P. (2003): Integrated modelling of urban wastewater systems. In: *Urban Water Management: Science Technology and Service Delivery*, Vol. 25, p. 245-254.
- Seggelke, K.; Rosenwinkel, K.H.; Vanrolleghem, P.A. und Krebs, P. (2005): Integrated operation of sewer system and WWMP by simulation-based control of the WWTP inflow. In: *Water Science and Technology*, Vol. 52(5), p. 195-203.
- Setiadi, Y.; Tanyimboh, T.T. und Templeman, A.B. (2005): Modelling errors, entropy and the hydraulic reliability of water distribution systems. In: *Advances in Engineering Software*, Vol. 36(11-12), p. 780.
- Shanahan, P.; Borchardt, D.; Henze, M.; Rauch, W.; Reichert, P.; Somlyódy, L. und Vanrolleghem, P. (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): I. Modelling approach. In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 1-9.
-

- Sitzenfrei, R.; Fach, S. und Rauch, W. (2008): Auswirkungen von Vereinfachungen bei der Bestimmung von Mischwasserentlastungen, quo vadis Poleni? In: *Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer*, Vol. 209(H1-H23).
- Speight, V.L.; Kalsbeek, W.D. und DiGiano, F.A. (2004): Randomized stratified sampling methodology for water quality in distribution systems. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 130(4), p. 330-338.
- Tabesh, M.; Soltani, J.; Farmani, R. und Savic, D. (2009): Assessing pipe failure rate and mechanical reliability of water distribution networks using data-driven modeling. In: *Journal of Hydroinformatics*, Vol. 11(1), p. 1-17.
- Tanyimboh, T.T. und Setiadi, Y. (2008): Joint layout, pipe size and hydraulic reliability optimization of water distribution systems. In: *Engineering Optimization*, Vol. 40(8), p. 729-747.
- Telegdy, T. (2009): Modellierung – Herausforderungen in der Projektdurchführung. In: *Vorstellung ÖWAV-Regelblatt 11 Simulationen in der Abwasserableitung und -behandlung*, Innsbruck, 21.Jan.
- Telegdy, T. und Stefan, M. (2007): Praktische Erfahrungen bei der Modellerstellung und Modellanwendung. In: *Bemessung von Mischwasserentlastungen - ÖWAV-Regelblatt 19/neu*, Innsbruck, 7. Nov.
- Thinglas, T. und Kaushal, D.R. (2008): Three-dimensional CFD modeling for optimization of invert trap configuration to be used in sewer solids management. In: *Particulate Science and Technology*, Vol. 26(5), p. 507-519.
- Thorndahl, S.; Beven, K.J.; Jensen, J.B. und Schaarup-Jensen, K. (2008): Event based uncertainty assessment in urban drainage modelling, applying the GLUE methodology. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 357(3-4), p. 421-437.
- Trajkovic, B.; Ivetic, M.; Calomino, F. und D'Ippolito, A. (1999): Investigation of transition from free surface to pressurized flow in a circular pipe. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(9), p. 105-112.
- Tranckner, J.; Bonisch, G.; Gebhard, V.R.; Dirckx, G. und Krebs, P. (2008): Model-based assessment of sediment sources in sewers. In: *Urban Water Journal*, Vol. 5(4), p. 277-286.
- Tranckner, J.; Franz, T.; Seggelke, K. und Krebs, P. (2007): Dynamic optimisation of WWTP inflow to reduce total emission. In: *Water Science and Technology*, Vol. 56(10), p. 11-18.
- Trifunovic, N. (2006): *Introduction to Urban Water Distribution*. Taylor & Francis Group, London, ISBN ISBN10 0-415-39517-8.
- UN DHA (1992): *Internationally Agreed Glossary of Basic Terms Related to Disaster Management*. Bericht. UN DHA (United Nations Department of Humanitarian Affairs). Geneva.
- Vanham, D.; Fleischhacker, E. und Rauch, W. (2007a): Seasonality in the alpine water logistic system on a regional basis. In: *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*,(4), p. 2713-2738.
- Vanham, D.; Millinger, S.; Heller, A.; Pliessnig, M.; Möderl, M. und Rauch, W. (2007b): GIS gestütztes Verfahren zur Erhebung und Analyse der Trinkwasserversorgungsinfrastruktur im alpinen Raum am Beispiel des Großraumes Kitzbühel. In: *agit2007*, Salzburg, p. 832-837 (in German).
- Vanham, D.; Möderl, M.; Meyer, S. und Rauch, W. (2006): *Teil E - Wasserversorgungs- und Vorsorgelogistik*. Bericht, 2.1.2 E. Arbeitsbereich Umwelttechnik, Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck. Innsbruck.
- Vanrolleghem, P.; Borchardt, D.; Henze, M.; Rauch, W.; Reichert, P.; Shanahan, P. und Somlyódy, L. (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): III. Biochemical submodel selection. In: *Water Science and Technology*, Vol. 43(5), p. 31-40.

- Varnes, D.J. (1984): *Landslide hazard zonation: a review of principles and practice*. Unesco, Paris, ISBN 92-3-101895-7.
- Vasconcelos, J.G.; Wright, S.J. und Roe, P.L. (2006): Improved simulation of flow regime transition in sewers: Two-component pressure approach. In: *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, Vol. 132(6), p. 553-562.
- Villez, K.; Pelletier, G.; Rosen, C.; Anctil, F.; Duchesne, C. und Vanrolleghem, P.A. (2007): Comparison of two wavelet-based tools for data mining of urban water networks time series. In: *Water Science and Technology*, Vol. 56(6), p. 57-64.
- Vitkovsky, J.P.; Liggett, J.A.; Simpson, A.R. und Lambert, M.F. (2003): Optimal measurement site locations for inverse transient analysis in pipe networks. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 129(6), p. 480-492.
- Walski, T.; Bezts, W.; Posluszny, E.T.; Weir, M. und Whitman, B.E. (2006): Modeling leakage reduction through pressure control. In: *Journal American Water Works Association*, Vol. 98(4), p. 147-155.
- Walski, T.M.; E. Downey Brill, J.; Gessler, J.; Goulter, I.C.; Jeppson, R.M.; Lansey, K.; Lee, H.-L.; Liebman, J.C.; Mays, L.; Morgan, D.R. und Ormsbee, L. (1987): Battle of the Network Models: Epilogue. In: *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 113(2), p. 191-203.
- Welker, A.; Leinweber, U.; Klepiszewski, K. und Schmitt, T.G. (1999): Effects of integrated stormwater management strategies on the combined sewer system and the wastewater treatment plant-river system. In: *Water Science and Technology*, Vol. 39(2), p. 151-157.
- Willems, P. (2006): Random number generator or sewer water quality model? In: *Water Science and Technology*, Vol. 54(6-7), p. 387-394.
- World Health Organization (2008): *Guidelines for Drinking-water Quality*. Geneva, ISBN 978 92 4 154761 1.
- Wu, Z.Y. (2009): Unified parameter optimisation approach for leakage detection and extended-period simulation model calibration. In: *Urban Water Journal*, Vol. 6(1), p. 53-67.
- Wu, Z.Y.; Wang, R.H.; Walski, T.M.; Yang, S.Y.; Bowdler, D. und Baggett, C.C. (2009): Extended Global-Gradient Algorithm for Pressure-Dependent Water Distribution Analysis. In: *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce*, Vol. 135(1), p. 13-22.
- Yamijala, S.; Guikema, S.D. und Brumbelow, K. (2009): Statistical models for the analysis of water distribution system pipe break data. In: *Reliability Engineering & System Safety*, Vol. 94(2), p. 282-293.
- Yan, B.; Sue, X.R. und Chen, Y.Y. (2008): Data Management of Urban Water Supply Network Based on GIS. In: *2008 Isecs International Colloquium on Computing, Communication, Control, and Management, Vol 3, Proceedings*, p. 353-357.
- Zacharof, A.I.; Butler, D.; Schutze, M. und Beck, M.B. (2004): Screening for real-time control potential of urban wastewater systems. In: *Journal of Hydrology*, Vol. 299(3-4), p. 349-362.
- Zacharof, A.I.; Schutze, M. und Butler, D. (2003): A methodology for assessing the operational-potential of the urban wastewater system using integrated modelling. In: *3rd World Water Congress: Water Services Management, Operations and Monitoring*, Vol. 3(1-2), p. 271-277.
- Zhuang, J. und Bier, V.M. (2007): Balancing terrorism and natural disasters - Defensive strategy with endogenous attacker effort. In: *Operations Research*, Vol. 55(5), p. 976-991.

Zug, M.; Bellefleur, D.; Phan, L. und Scrivener, O. (1998): Sediment transport model in sewer networks - A new utilisation of the Velikanov model. In: *Water Science and Technology*, Vol. 37(1), p. 187-196.

I Lebenslauf

Ausbildung und Qualifikation

| | |
|-------------------|--|
| 04/2006 – | Studium: Doktorat der techn. Wissenschaften, Universität Innsbruck |
| 10/2007 – 12/2007 | Forschungsaufenthalt: Centre for Water Systems, University of Exeter |
| 03/2006 | Graduierung: Diplomingenieur |
| 08/2005 – 03/2006 | Diplomarbeit: "Sustainable waste water treatment by means of urine separation" |
| 10/1998 – 03/2006 | Studium: Bauingenieurwissenschaften, Universität Innsbruck |
| 06/1997 | Graduierung: Matura |
| 09/1992 – 06/1997 | Schule: HTL Jenbach |

Berufserfahrung

| | |
|-------------------|---|
| 04/2006 – | AB Umwelttechnik, Uni Innsbruck; wissenschaftlicher Mitarbeiter |
| 07/2005 – 08/2005 | Wasser Tirol – Wasserdienstleistungs-GmbH; freier Mitarbeiter |
| 07/2004 – 09/2004 | Wasser Tirol – Wasserdienstleistungs-GmbH; Ferialangestellter |
| 01/1999 – 12/2003 | Ing. Alfred Möderl, Baumeister; geringfügige Beschäftigung |
| 10/1998 – 03/2006 | Wehrdienst |
| 01/1994 – 12/1996 | Ing. Alfred Möderl, Baumeister; geringfügige Beschäftigung |

II Publikationsliste

Beiträge in Zeitschriften

- Möderl, M.; De Toffol, S.; Fleischhacker E. and Rauch W. (submitted)
Spatial Vulnerability Assessment of Water Supply Systems
Journal of Water Resources Planning and Management
- Möderl, M.; Butler, D. and Rauch, W. (2009)
A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems
Water Science & Technology, 59(6), 1137-1143
- Möderl, M.; Fetz, T. and Rauch, W. (2007)
Stochastic approach for performance evaluation regarding water distribution systems
Water Science and Technology, 56(9), 29 – 36
- Möderl, M.; Vanham, D.; De Toffol, S. and Rauch, W. (2008)
Potential impact of natural hazards on water supply systems in Alpine regions
Water Practice and Technology, 3(3)
- Achleitner, S.; Moderl, M. and Rauch, W. (2007)
CITY DRAIN (c) – An open source approach for simulation of integrated urban drainage systems
Environmental Modelling & Software, 22(8), 1184-1195
- Achleitner, S.; Möderl, M. and Rauch, W. (2007)
Urine separation as part of a real-time control strategy
Urban Water Journal, 4(4), 233-240
- Kleidorfer, M.; Moderl, M.; Fach, S. and Rauch, W. (2009)
Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model
Water Science and Technology, 59(8), 1523-1530
- Möderl, M.; Kleidorfer, M.; Fach, S. and Rauch, W. (2007)
Reduktion von Mischwasseremissionen durch Optimierung eines Entwässerungssystems am Beispiel der Stadt Linz
Wiener Mitteilungen: Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung, 203(K1-K22)
- Möderl, M.; De Toffol, S.; Vanham, D.; Fleischhacker, E. and Rauch, W. (2008)
Abschätzung des Risikos von Naturgefahren für Wasserversorgungssysteme auf Basis der Systemvulnerabilität
Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, (9-10), 149 – 155

Achleitner, S.; Möderl, M. and Rauch, W. (2008)
Konzeptionelle Modellierung in der Siedlungswasserwirtschaft mit CITY DRAIN
Korrespondenz Abwasser, 55(7), 746-755

Fach, S.; Kleidorfer, M.; Möderl, M. and Rauch, W. (2008)
Abgleich von hydrologischem und hydrodynamischem Modell zur Verringerung
der Unsicherheiten bei begrenzter Datengrundlage am Beispiel von Linz
Korrespondenz Abwasser, 55(7), 756 – 765

Kleidorfer, M.; Fach, S.; Möderl, M. and Rauch, W. (2007)
Umsetzung von Kanalnetzsteuerungen in hydrologischen Modellen am Beispiel
von Linz
Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 59(9 -10), 131-137

Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Sitzenfrei, R.; Urich, C. and Rauch, W. (submitted)
A case independent approach on the impact of climate change effects on
combined sewer system performance
Water Science & Technology

Konferenzbeiträge

Möderl, M.; Vanham, D.; De Toffol, S. and Rauch, W. (2008)
Potential impact of natural hazards on water supply systems in Alpine regions
World Water Congress and Exhibition, Vienna

Möderl, M.; Kleidorfer, M.; Sitzenfrei, R. and Rauch, W. (2009)
Identifying weak points of urban drainage systems by means of VulNetUD
8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo, Japan

Möderl, M.; Fetz, T. and Rauch, W. (2007)
Stochastic Approach for Performance Evaluation Regarding Water Distribution
Systems
Watermatex Conference, Washington D.C., USA

Möderl, M.; Butler, D. and Rauch, W. (2008)
A stochastic approach for automatic generation of urban drainage systems
11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, UK

Kleidorfer, M.; De Toffol, S.; Möderl, M.; and Rauch, W. (accepted)
Analysis of sewer system PERFORMANCE under environmental change
conditions
8th INTERNATIONAL WORKSHOP on PRECIPITATION IN URBAN AREAS,
St. Moritz, Switzerland

Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Sitzenfrei, R.; Urich, C. and Rauch, W. (accepted)
A case independent approach on the impact of climate change effects on
combined sewer system performance
8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo, Japan

- Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Fach, S. and Rauch, W. (2008)
Optimization of measurement campaigns for calibration of a hydrological model
11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, UK
- Rodríguez, J.P.; Achleitner, S.; Möderl, M.; Rauch, W.; Maksimovic, C.; McIntyre, N.; Diaz-Granados, M. and Rodriguez, M. (accepted)
Sediment and pollutant load modelling using an integrated urban drainage modelling toolbox: An application of City Drain
8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo, Japan
- Urich, C.; Sitzenfrei, R.; Möderl, M. and Rauch, W. (accepted)
An agent based approach for generating virtual sewer systems in the software VIBe
8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo, Japan
- Rauch, W.; Möderl, M.; Sitzenfrei, R. and Kinzel, H. (2009)
Berechnung der Ausbreitung von Temperaturanomalien im Grundwasser als Planungsinstrument für Wärmepumpenanlagen
9. Internationales Anwenderforum Oberflächennahe Geothermie, Kloster Banz, Deutschland
- Rauch, W.; Möderl, M. and Kinzel, H. (2008)
Berechnung der Ausbreitung von Temperaturanomalien nach dem ÖWAV Regelblatt 207: Heizen und Kühlen
8. Internationales Anwenderforum "Oberflächennahe Geothermie", Kloster Banz, Deutschland, p. 50 – 59.
- Rauch, W.; Ebenbichler, R.; Fleischhacker, E.; Lek, I.; Millinger, S.; Möderl, M. and Vanham, D. (2008)
WP 2.1.2: Alpine Wasserversorgungs- und Vorsorgelogistik
Tagungsband zur Internationalen Fachtagung „Wasserressourcen und deren Bewirtschaftung – Die Bedeutung von Netzwerken“, Graz, p. 82-88
- Vanham, D.; Millinger, S.; Heller, A.; Pliessnig, M.; Möderl, M. and Rauch, W. (2007)
GIS gestütztes Verfahren zur Erhebung und Analyse der Trinkwasserversorgungsinfrastruktur im alpinen Raum am Beispiel des Großraumes Kitzbühel
agit2007, Salzburg, p. 832-837
- Möderl, M.; Urich, C.; Sitzenfrei, R. and Rauch, W. (accepted)
Spacing of Wells for Open Loop Heat Pump Systems
Water & Energy 2009, Copenhagen, Denmark
- Sitzenfrei, R.; Möderl, M.; Urich, C. and Rauch, W. (accepted)
Assessment of thermal regeneration for improved groundwater management
Water & Energy 2009, Copenhagen, Denmark
- Urich, C.; Sitzenfrei, R.; Möderl, M. and Rauch, W. (accepted)
Assessment of the technical usable shallow geothermal potential of an aquifer
Water & Energy 2009, Copenhagen, Denmark

Projektberichte

CD4WC Deliverable 5.1 (2006)

Assessment of Source Control Measures.

Bericht für EU Project "Cost effective development of urban wastewater systems for water framework directive compliance" (CD4WC)

5th Framework Program. Contract No. EVK1-CT-2002-00118

De Toffol, S.; Möderl, M.; Stegner, U. und Rauch, W. (2008)

Neuerrichtung KW Stadl-Paura - Auswirkungen auf den Grundwasserkörper

Bericht für Energie AG

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Eberl, A.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)

Konzepterstellung für die Bewirtschaftung und Sanierung der Kanalisation Linz - Untersuchungen am hydrodynamischen Grobmodell

Bericht für die Linz AG

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)

Konzepterstellung für die Bewirtschaftung und Sanierung der Kanalisation Linz - Kanalbewirtschaftung (Teil 2)

Bericht für die Linz AG

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)

Konzepterstellung für die Bewirtschaftung und Sanierung der Kanalisation Linz - Risikobewertung: Hochwasser und Kanalisation

Bericht für die Linz AG

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Kleidorfer, M.; Möderl, M. und Rauch, W. (2006)

Kalibrierung von hydrodynamischen Kanalnetzberechnungen - Innsbruck Nord

Bericht für die IKB

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Möderl, M.; Fetz, T. und Rauch, W. (2009)

Gefährdung von Eisenbahninfrastruktur durch terroristische Akte - Entwicklung von Methoden zur Einschätzung des Risikos

Bericht für DESTRail - KIRAS

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Möderl, M.; Kleidorfer, M.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)

Konzepterstellung für die Bewirtschaftung und Sanierung der Kanalisation Linz - Kanalbewirtschaftung (Teil 1)

Bericht für die Linz AG

Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Möderl, M.; Meyer, S.; Fach, S. und Rauch, W. (2007)
Konzepterstellung für die Bewirtschaftung und Sanierung der Kanalisation Linz -
Mischwasserbehandlung
Bericht für die Linz AG
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Möderl, M.; Meyer, S. und Rauch, W. (2007)
Analyse von Netzwerksystemen in der Wasserlogistik
Bericht für KNET NK2 WP 212, MS 13
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Möderl, M. und Rauch, W. (2007)
Fokussierung und Kooperation - Anforderungen an Planung, Entwurf, Bau,
Betrieb und Erhaltung von Infrastrukturmaßnahmen im alpinen Raum.
Forschungsschwerpunkt „Alpine Infrastructure Engineering“, Universität
Innsbruck.

Möderl, M.; Sitzenfrei, R. und Rauch, W. (2008)
Thermischer Einfluss auf den erforderlichen Vertikalabstand für
kurzschlussfreien Betrieb von Wärmepumpen
Bericht für Land Oberösterreich
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Möderl, M.; Sitzenfrei, R. und Rauch, W. (2009)
Erforderlicher Vertikalabstand für konfliktfreie Grundwassernutzung bei
Wärmepumpen im Einfamilienhausbereich
Bericht für das Land Oberösterreich
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Möderl, M.; Sitzenfrei, R. und Rauch, W. (2009)
Abschätzung der thermischen Anomalien für Grundwasserwärmepumpen im
Einfamilienhausbereich nach ÖWAV RB. 207
Bericht für das Land Oberösterreich
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Sitzenfrei, R.; Urich, C.; Möderl, M.; Vanham, D.; Fach, S.; Kinzel, H. und
Rauch, W. (2009)
Bericht für Virtual Infrastructure Benchmarking (VIBe)
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck.

Vanham, D.; Möderl, M.; De Toffol, S. und Rauch, W. (2008)
Methodenentwicklung zu DSS - Systemanalytik und Vorsorgemodellierung
Bericht für KNET NK2 WP 212, MS 14
Institut für Infrastruktur, Universität Innsbruck

Vanham, D.; Möderl, M.; Meyer, S. und Rauch, W. (2006)
Literaturstudie. Teil E: Wasserversorgungs- und Vorsorge Logistik
Bericht für KNET NK2 WP 212, MS 11
Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck

III Wissenschaftliche Artikel