

Messstellenauswahl für die Kalibrierung hydrodynamischer Modelle am Fallbeispiel Telfs

Tanja Vonach¹, Franz Tscheikner-Gratl^{1,2}, Wolfgang Rauch¹ und
Manfred Kleidorfer¹

¹Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck (A)

²Sanitary engineering, Delft University of Technology, Delft (NL)

Kurzfassung: Die Anwendung hydrodynamischer Modelle in der Siedlungsentwässerung ist mit verschiedensten Unsicherheiten behaftet. Zur Verminderung dieser Unsicherheiten ist eine Kalibrierung dieser Modelle unerlässlich. Allerdings beinhaltet auch der Kalibrierungsprozess selbst Unsicherheiten, die davon abhängen welche Messdaten in welcher Qualität und Quantität für die Kalibrierung verwendet werden können. Die vorliegende Arbeit untersucht daher die Auswirkungen der Messstellenwahl zur Ermittlung der benötigten Kalibrierungsdaten für ein hydrodynamisches Modell anhand einer österreichischen Fallstudie. Die durchgeführten Analysen ermöglichen die Lokalisierung von effizienten Kalibrierungspunkten im Netz und darauf aufbauend eine Empfehlung für die Durchführung einer Messkampagne.

Keywords: automatische Kalibrierung, hydrodynamische Modellierung, Messkampagnen, Sensitivitätsanalysen, SWMM, Unsicherheiten

1 Einleitung

Die Anwendung hydrodynamischer Modelle von kommunalen Entwässerungssystemen ist ein wichtiges Mittel zur Verbesserung des allgemeinen Verständnisses des Verhaltens der jeweiligen Netze unter verschiedenen Bedingungen. Durch die zunehmende Verbreitung solcher Modelle in Planung und Betrieb rückt die Frage der Güte der Simulationsergebnisse immer mehr in den Vordergrund. Eine gute Kalibrierung ist für die Verminderung der Modellunsicherheiten und somit für die Sicherung der

Modellqualität unverzichtbar (vgl. Tscheikner-Gratl et al., 2016; Muschalla et al., 2008).

Modellkalibrierung und Modellunsicherheiten werden in der wissenschaftlichen Literatur aus unterschiedlichen Gesichtspunkten betrachtet. Beispielsweise wurde in Di Pierro et al. (2005) die Entwicklung von Kalibrierungsalgorithmen untersucht, Kleidorfer et al. (2009a) zeigte den Einfluss der Datenqualität auf und Deletic et al. (2009) fokussierte auf die Fehlerfortpflanzung von Unsicherheitsquellen. Die Grundlage dieser Untersuchungen bildet dabei immer der Vergleich zwischen Simulationsergebnissen und tatsächlich auftretenden Werten (Messungen), wie beispielsweise die Bewertung der Übereinstimmung von simulierten mit gemessenen Durchflüssen oder Wasserständen im Kanal. Für die Erhebung von Daten über das reale Systemverhalten ist die Einrichtung von Messstellen nötig. Eine vorhergehende sinnvolle Planung solcher Messkampagnen ist nicht nur im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit (die Installation und der Betrieb von Messstationen ist kostenintensiv) höchst relevant, sondern auch für die Qualität der Modellkalibrierung. Je nachdem, welche Messdaten für die Kalibrierung verwendet werden (Tscheikner-Gratl et al., 2016) bzw. wo sie gesammelt werden, wird das kalibrierte Modell die Realität unterschiedlich darstellen. Beispielsweise haben Messungen in der Peripherie des Systems den Vorteil, dass Parameter der einzelnen Gebiete klar abgegrenzt und für diese Teilflächen gut bestimmt werden können, jedoch fehlt dadurch die Information über das Verhalten der in Fließrichtung nachfolgenden Abschnitte bzw. ist eine Vielzahl von Messstellen notwendig. Im Gegensatz dazu haben Messungen nahe am Systemauslass den Vorteil, dass durch wenige Stationen das Systemverhalten als Gesamtes beschrieben werden kann, was wiederum räumlich detaillierte Informationen über das Verhalten der oberhalb liegenden Abschnitte verwischt. Vor allem aber soll die Anzahl der Messstationen vertretbar bleiben und die Messungen dennoch genügend Informationen liefern.

Aus diesen Gründen setzt sich die vorliegende Arbeit zum Ziel, die Planung einer Messkampagne zu analysieren. Dabei werden mit dem hydrodynamischen Modell der Fallstudie verschiedene Szenarien der Datenverfügbarkeit für die Kalibrierung simuliert sowie Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Schlussendlich soll die Arbeit die folgende Fragestellung (adaptiert aus Kleidorfer et al., 2009b) beantworten können:

„Wie zuverlässig kann ein mit den Messdaten der Stelle A kalibriertes Modell das Systemverhalten an der Stelle B beschreiben?“

2 Methodik

Für eine detaillierte Bewertung der Kalibrierungs- und Modellqualität wäre es nötig, die Simulationsergebnisse an jedem Punkt mit dem realen Systemverhalten, d.h. mit Messwerten an der jeweiligen Stelle, zu vergleichen. Da eine vollständige Datenverfügbarkeit aber naturgemäß nicht möglich ist, wird ein modellbasierter Ansatz verfolgt, der die genaue Kenntnis des Systemverhaltens nicht zwingend erfordert. Abbildung 1 stellt die verwendete Methodik schematisch dar.

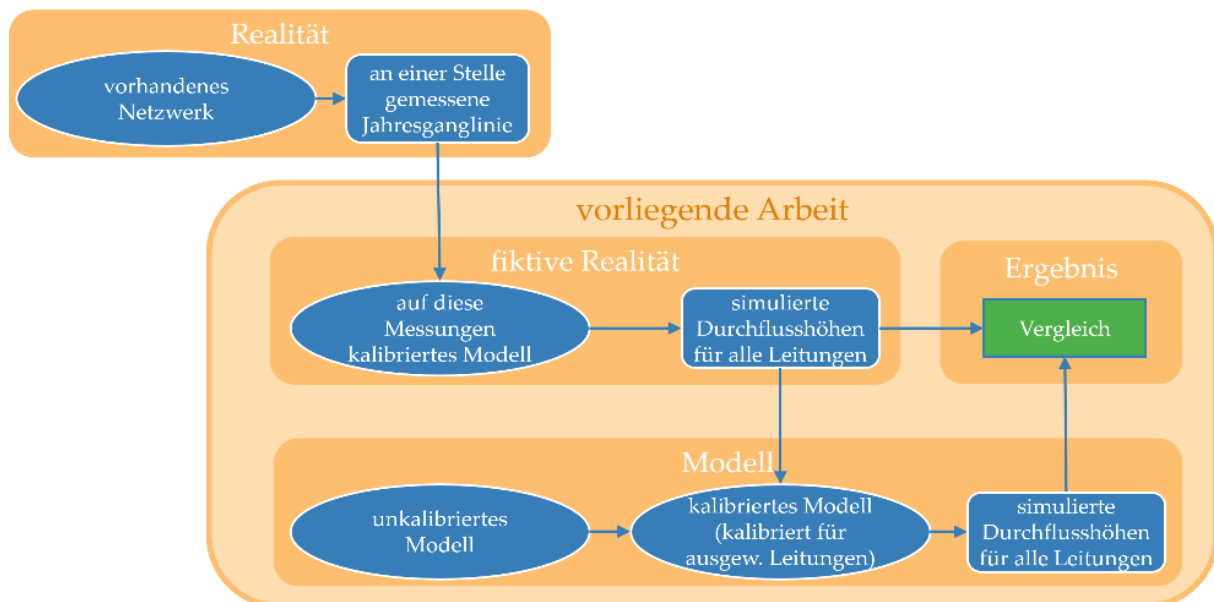


Abbildung 1: generelles Schema der Methodik

Grundlegend für die Methodik ist ein bereits bestehendes Modell, dessen Simulationsergebnisse für die weitere Vorgehensweise als Messdaten des realen Verhaltens angesehen werden. Ausgehend von einem unkalibrierten Modell werden unterschiedliche Kalibrierungsszenarien angenommen und die Kalibrierung durch Vergleich mit der (fiktiven) Realität durchgeführt. Dabei werden die Wasserstände in den beiden Modellen anhand der Berechnung verschiedener Zielwerte verglichen. Das Ergebnis dieser Methodik ist die Bewertung dieser Vergleiche und die Schlussfolgerung, welche Messstellenauswahl am besten geeignet ist.

2.1 Fallstudie

Als Fallstudie dient die Marktgemeinde Telfs in Tirol, Österreich. Durch die Lage im Inntal am Fuße des Karwendelgebirges und einer Bevölkerung von gut 15 000 Einwohnern repräsentiert Telfs ein für Österreich mittelgroßes, typisch alpines Siedlungsgebiet. Im Jahresmittel kann von einer Niederschlagsmenge von ca. 1000 mm ausgegangen werden (eHYD, 2016). Über das Siedlungsgebiet verteilt wurden während einer Messkampagne zur Modellkalibrierung drei Regenmesser betrieben, deren Aufzeichnungen für die Studie verwendet werden. Insgesamt werden durch das Netz ca. 73 ha mit einem durchschnittlichen Versiegelungsgrad von 58 % entwässert.

Telfs ist Teil eines Abwasserverbands mit in Summe 5 Mitgliedern und betreibt die dafür zuständige Kläranlage. Dementsprechend muss das Entwässerungsnetz von Telfs auch Abwässer der anderen Verbandsglieder aufnehmen und zur Kläranlage weiterleiten können.

Das bestehende Kanalsystem wird hauptsächlich als Mischsystem mit drei Mischwasserüberläufen betrieben, wobei einzelne, in erster Linie neu erschlossene Gebiete, über ein Trennsystem entwässert werden. Hauptaugenmerk der vorliegenden Untersuchungen liegt dabei auf der Kalibrierung des Mischsystems. Nur größere unabhängige Teilnetze zur Niederschlagsentwässerung werden noch zusätzlich berücksichtigt.

2.2 Implementierung und Automatisierung

Für die hydrodynamische Simulation wurde die Software SWMM (Gironás et al., 2010; Burger et al., 2014) verwendet. Sowohl die Parameterzuweisung als auch die anschließenden Kalibrierungen und Sensitivitätsanalysen wurden mit Hilfe der Programmiersprache R (R Development Core Team, 2008) automatisiert.

Die Untersuchungen basieren auf der Variation von 7 Parametern, die die Durchlässigkeiten und Abflusskonzentrationen der angeschlossenen Flächen steuern. Die Zuweisung dieser Kalibrierungsparameter zu den jeweiligen Einzugsgebieten erfolgt durch eine Einteilung der Gebiete über ihre anfänglich im unkalibrierten Modell zugeteilten Werte für die Fließzeit im Einzugsgebiet (ausgedrückt durch den Parameter „Breite“ des Gebietes) und den Versiegelungsgrad. Die Veränderung eines

Parameters betrifft in weiterer Folge somit jeweils mehrere Flächen gleichzeitig.

2.3 Untersuchungs- und Bewertungsansätze

Grundsätzlich beinhaltet die vorliegende Arbeit zwei verschiedene Untersuchungsansätze. Zum einen werden verschiedene Messkampagnen-Szenarien, das heißt unterschiedlich vorhandene Kalibrierungsdaten an unterschiedlichen Stellen, simuliert. Zum anderen werden Sensitivitätsanalysen auf die definierten Kalibrierungsparameter durchgeführt.

Der Auswertung der Vergleiche mit dem Referenzmodell geht die Bestimmung von potentiellen Messstellen voraus. Dabei wird jeder Kanalabschnitt als potentielle Messstelle angesehen, sofern sich danach die Durchflussmenge ändert (siehe zum Beispiel die rot markierten Leitungen in Abbildung 2):

- vor Knotenpunkten mit einer angeschlossenen Einzugsfläche
- vor Knotenpunkten mit 2 oder mehr einfließenden Leitungen
- vor Auslässen

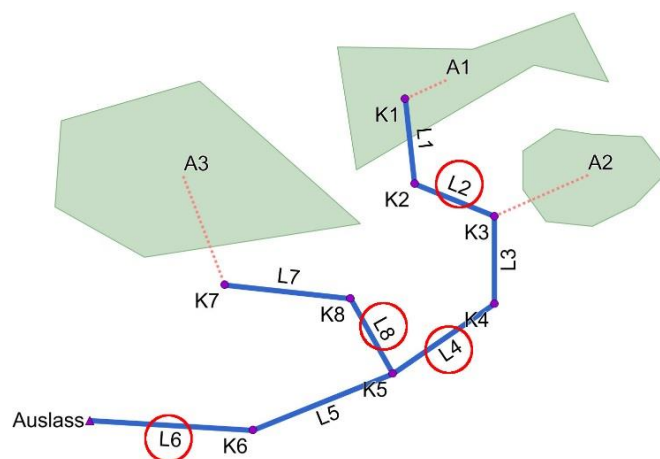


Abbildung 2: Beispiel für die Definition potentieller Messstellen

Durch diese Einschränkung kann die Anzahl potentieller Messstellen von über 3.000 auf ca. 1.000 reduziert werden. Der Vergleich von Simulations- und Referenzwerten erfolgt dann in allen Leitungen, die als potentielle Messstelle gelten. Die Bewertung basiert hauptsächlich auf der Berechnung der Nash-Sutcliffe Effizienz (Nash und Sutcliffe, 1970) (in weiterer Folge mit *NSE* abgekürzt) der Füllstandshöhen in den einzelnen Leitungen. Zusätzlich werden aber auch andere Performance-Indikatoren

berechnet, um die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen. Diese inkludieren den *Index of Agreement (d)* (Gaile und Willmott 1984), die *Korrelationskoeffizienten (r)*, den *root mean squared error (rmse)* sowie die *Residuenquadratsumme (ssq)*. Die Unterschiede dieser Vergleichswerte sowie ihre Stärken und Schwächen hinsichtlich Kalibrierung finden sich in Krause et al. (2005).

Um außerdem Verzerrungen durch eine für die Kalibrierung ungünstigen Wahl an Regendaten auszuschließen, werden die Ansätze sowohl mit drei gemessenen Regenereignissen als auch mit einem Modellregen nach Euler Typ II (Jährlichkeit 5) simuliert. Dieser weist eine kurze Dauer mit hoher Intensität auf (siehe ÖWAV RB 11, 2009).

2.3.1 Kalibrierungen auf bestimmte Messdaten

Für jede im Vorhinein als potentielle Messstelle definierte Leitung wird ein Kalibrierungsszenario simuliert. Ein Modell gilt als kalibriert, sobald die berechnete Nash-Sutcliffe Effizienz an der Messstation den festgesetzten Wert von 0,9 überschreitet. Somit werden in einem ersten Durchlauf über 1.000 Modellkalibrierungen auf jeweils eine Messstelle durchgeführt. Nach jeder Kalibrierung werden die Übereinstimmungen in allen übrigen Leitungen betrachtet und für den Kalibrierungsdurchgang zusammengefasst. Somit kann jeder Messstation deren individuelle Erfolgsaussicht auf eine akkurate Kalibrierung zugeordnet werden. Abbildung 3 zeigt zur Veranschaulichung das Ergebnis der Kalibrierung mit real gemessenen Regenereignissen auf Leitung C11 am Auslass zur Kläranlage. Alle übrigen Leitungen sind je nach ihrer nach der Kalibrierung berechneten Nash-Sutcliffe Effizienz eingefärbt. Dabei beträgt der Median aller Werte 0,944.

Unter der Verwendung so gewonnenen Ergebnisse werden in einem nächsten Durchlauf verschiedene Messstationen kombiniert und gleichzeitig als Messkampagne angenommen. Anschließend wird das unkalibrierte Modell bis zu einer $NSE \geq 0,9$ an allen angenommenen Messstationen kalibriert und für jede Messkampagne ihre Erfolgsaussicht hinsichtlich der Kalibrierungsgüte berechnet.

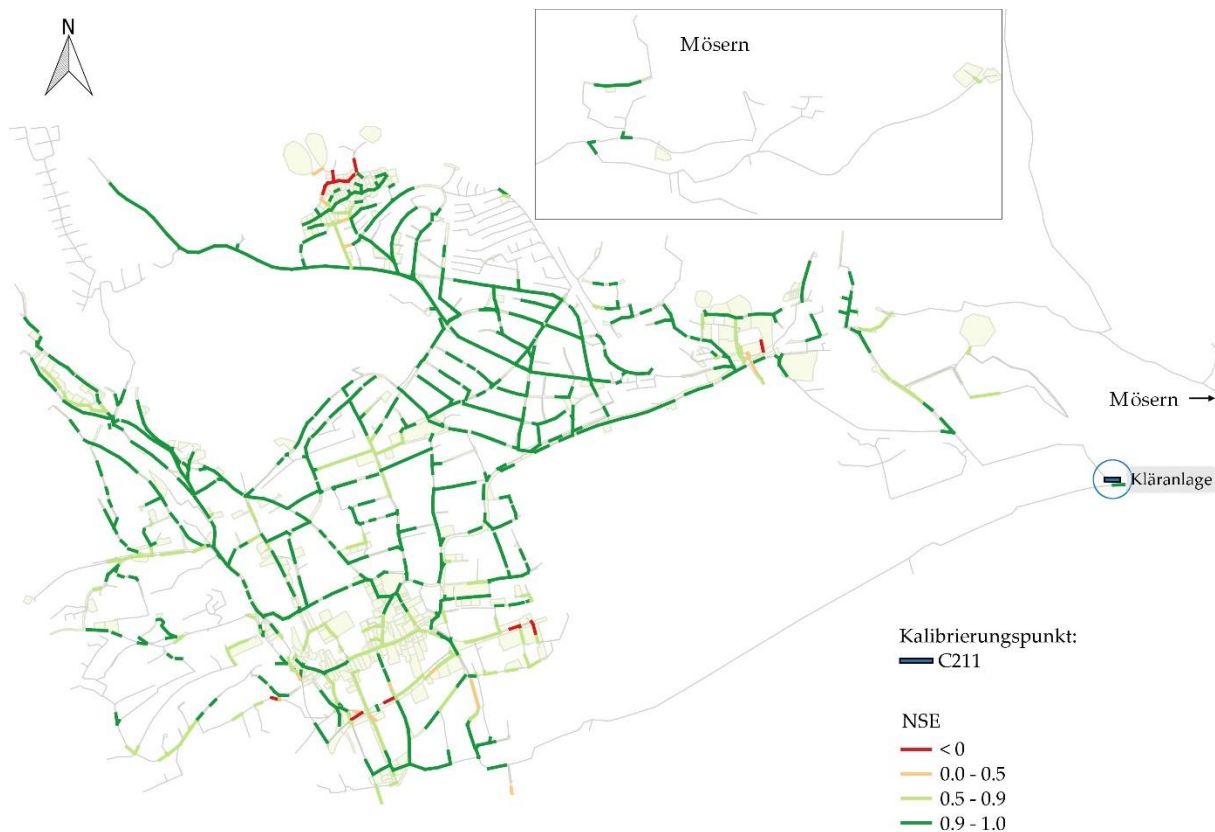


Abbildung 3: Resultierende Nash-Sutcliffe Effizienzen im Netz nach Kalibrierung auf Leitung C11 am Auslass zur Kläranlage

2.3.2 Sensitivitätsanalysen

Unabhängig von den vorhergehenden Kalibrierungsszenarien werden Sensitivitätsanalysen der Kalibrierungsparameter durchgeführt (Mair et al., 2012). Basierend auf der Annahme, dass Messungen des Systemverhaltens dort Sinn machen, wo die Modellergebnisse am stärksten auf Veränderungen der Kalibrierungsparameter reagieren, werden durch 1.000 zufällige Variationen der Parameter 1.000 Modelle erstellt, simuliert und die Ergebnisse mit denen des Referenzmodells verglichen.

Als Beispiel sind die Verläufe in den folgenden Abbildung 4a) und b) dargestellt. Für die Berechnung der NSE werden dabei die Werte der Trockenwetterabflüsse (unter der Markierung) vernachlässigt, um das Ergebnis auf die Übereinstimmung während Regenperioden zu fokussieren.

Leitung 206196 (Abbildung 4a)) weist die höchste Bandbreite an auftretenden Nash-Sutcliffe Effizienzen auf. Diese liegt für die Zufallsmodelle im Bereich zwischen -8,52 und 0,21. Im Gegensatz dazu tritt die geringste

Schwankung bei Leitung 205050 auf (Abbildung 4b)), die Werte hier liegen zwischen 0,96 und 0,99. Die Übereinstimmung des Modells mit der Wirklichkeit hängt für Leitung 205050 somit kaum und für Leitung 206196 hingegen sehr stark von den Werten der Kalibrierungsparameter ab. Beide Leitungen 206196 und 205050 liegen am Anfang der Fließreihenfolge. Erstere liegt jedoch direkt im Anschluss an die Einleitung einer großen Einzugsfläche, letztere hat nur eine sehr kleine Fläche zu entwässern.

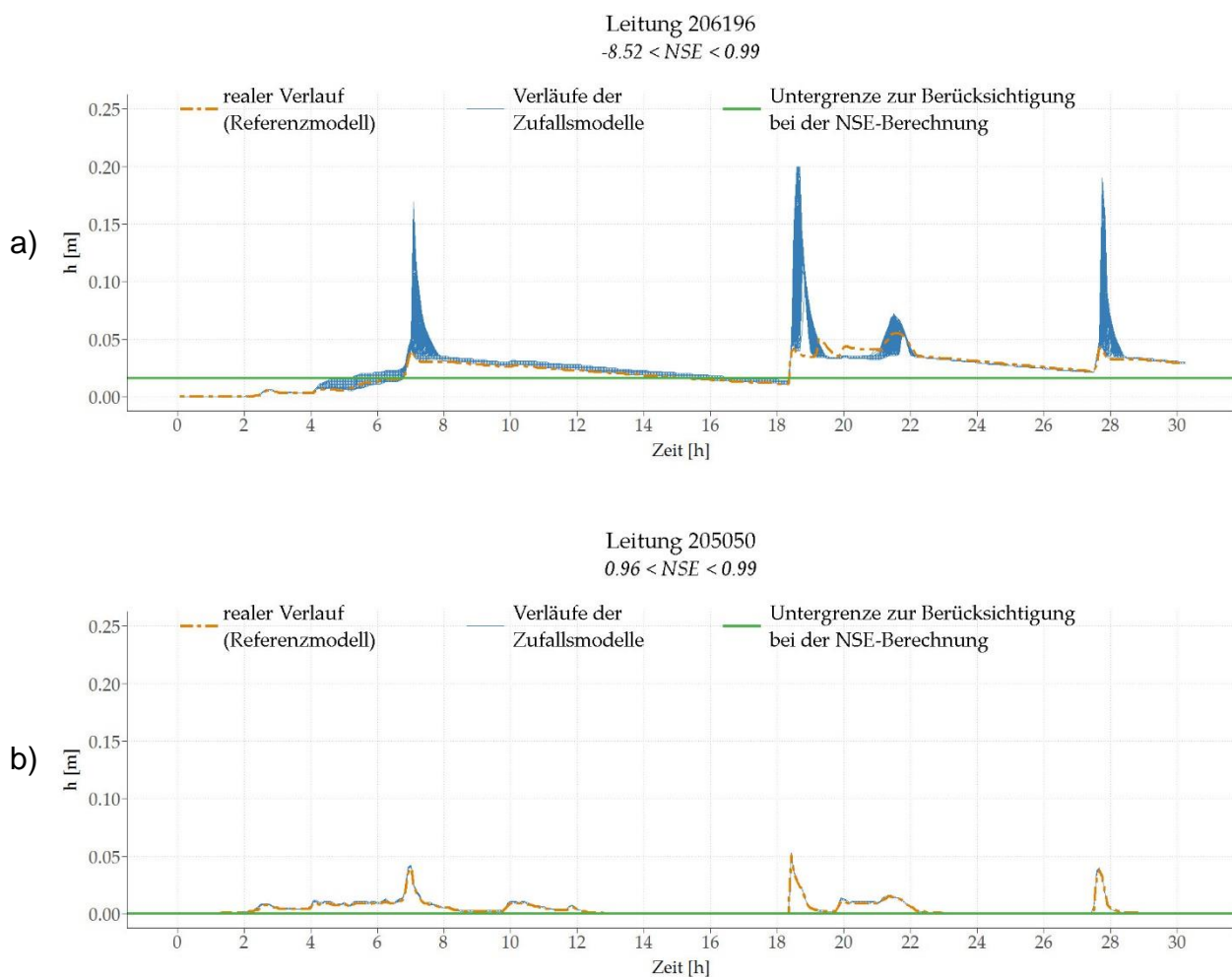


Abbildung 4: Verläufe der Durchflusshöhen im Vergleich zwischen Zufallsmodellen und realem Verlauf für die Leitungen mit der a) größten und b) kleinsten auftretenden Bandbreite der Nash-Sutcliffe Effizienz

3 Ergebnisse und Diskussion

Nach jeder Kalibrierung auf eine einzelne Messstelle wurde der Median der in den anderen Leitungen auftretenden NSE-Werte berechnet und der

Messstelle zugewiesen. Dies wurde sowohl für die Kalibrierungen mit den gemessenen Regenereignissen als auch für die Kalibrierungen unter Verwendung des Modellregens nach Euler Typ II durchgeführt. Eine Darstellung der Ergebnisse ist in den Abbildung 5 und Abbildung 6 gegeben. Abbildung 5 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen Kalibrierungsperformance (auftretender Median der NSE nach der Kalibrierung) und Eigenschaften der verwendeten Messstelle (Durchmesser bzw. oberstrom liegende abflusswirksame Fläche). Es wurden zusätzlich weitere Zusammenhänge auf diese Art untersucht, wie beispielsweise mit Leitungscharakteristika wie einer der Messstelle zugewiesenen Strahler-Nummer (Strahler, 1952) oder dem im Kalibrierungspunkt maximal auftretenden Durchfluss. Auch die Bewertung der Kalibrierungsperformance wurde variiert. Es wurde dabei nicht nur der auftretende Median der NSE betrachtet, sondern u.a. auch die mittlere absolute Änderung der NSE in allen Leitungen und die Anzahl der Leitungen mit einer $NSE > 0,9$ nach der Kalibrierung.

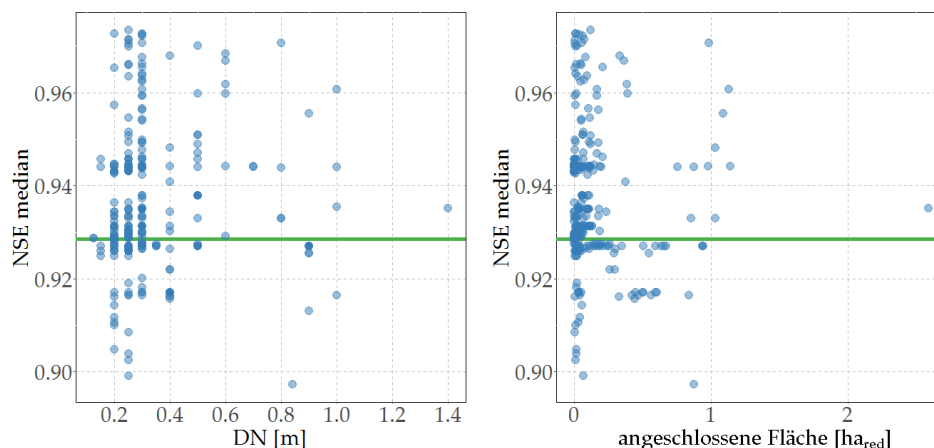


Abbildung 5: Zusammenhang zwischen auftretendem Median der NSE nach der Kalibrierung und Durchmesser bzw. angeschlossener abflusswirksamer Fläche des verwendeten Kalibrierungspunkts

In Abbildung 6 ist auch erkenntlich, bei welchen potentiellen Messstellen die Kalibrierung nicht erfolgreich war, d.h. der Kalibrierungsalgorithmus zu keiner Lösung kam (schwarz), bzw. bei welchen erst gar keine Kalibrie-

rung erfolgte (blau), da in diesen Leitungen die Übereinstimmung zwischen dem unkalibrierten Modell und der angenommenen Realität schon hoch genug war.



Abbildung 6: Ergebnis der Kalibrierungen auf einzelne Messstellen (äußere Linie je Leitung: Kalibrierung mit gemessenen Regenereignissen; innere Linie je Leitung: Kalibrierung mit Modellregen nach Euler Typ II)

Neben dem Median wurden nach jeder Kalibrierung noch zusätzlich die mittlere absolute Änderung der NSE-Werte im Netz, die Anzahl der Leitungen mit einer NSE über 0,9 nach der Kalibrierung und gängige statistischen Kennzahlen (10., 25., 75. und 90. Perzentil, Mittelwert, Standardabweichung, Maximum und Minimum) berechnet.

Nach diesen Betrachtungen lassen die direkten Kalibrierungen auf einzelne Messstationen bzw. -kampagnen aber keine pauschale Aussage für eine sinnvolle Messstellenauswahl zu. Dies könnte an der zusammengefassten Parameteranpassung der Einzugsgebiete liegen, die zur Reduktion der Kalibrierungsparameter durchgeführt wurde. Dadurch wird der Effekt der Abgrenzung von in Fließrichtung oberhalb der Messstelle liegenden Gebiete stark reduziert, da eine Parametervariation jeweils mehrere

Flächen betrifft, die über das gesamte Netz verteilt angeschlossen sein können. Somit folgt aus der Implementierung der automatischen Kalibrierung eine gewisse Unabhängigkeit der Auswirkungen der Parameteradaptation von der konkreten Lage der Messstation.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Kalibrierungen liefern die Simulationen der zufällig erstellten Modelle eine gut erkennbare Tendenz dafür, wo die Modellergebnisse stark auf Parametervariationen reagieren. Abbildung 7 zeigt das Modell überlagert mit der Auswertung der Sensitivitätsanalyse. Jede potentielle Messstelle ist je nach ihrer Sensitivität eingefärbt. Dabei sind pro Leitung die Werte aller fünf ausgewerteten Performance-Indikatoren dargestellt. Die innerste Linie auf einer Leitung steht für die Schwankungsbreite der Nash-Sutcliffe Effizienz, die äußerste für die des Korrelationskoeffizienten.

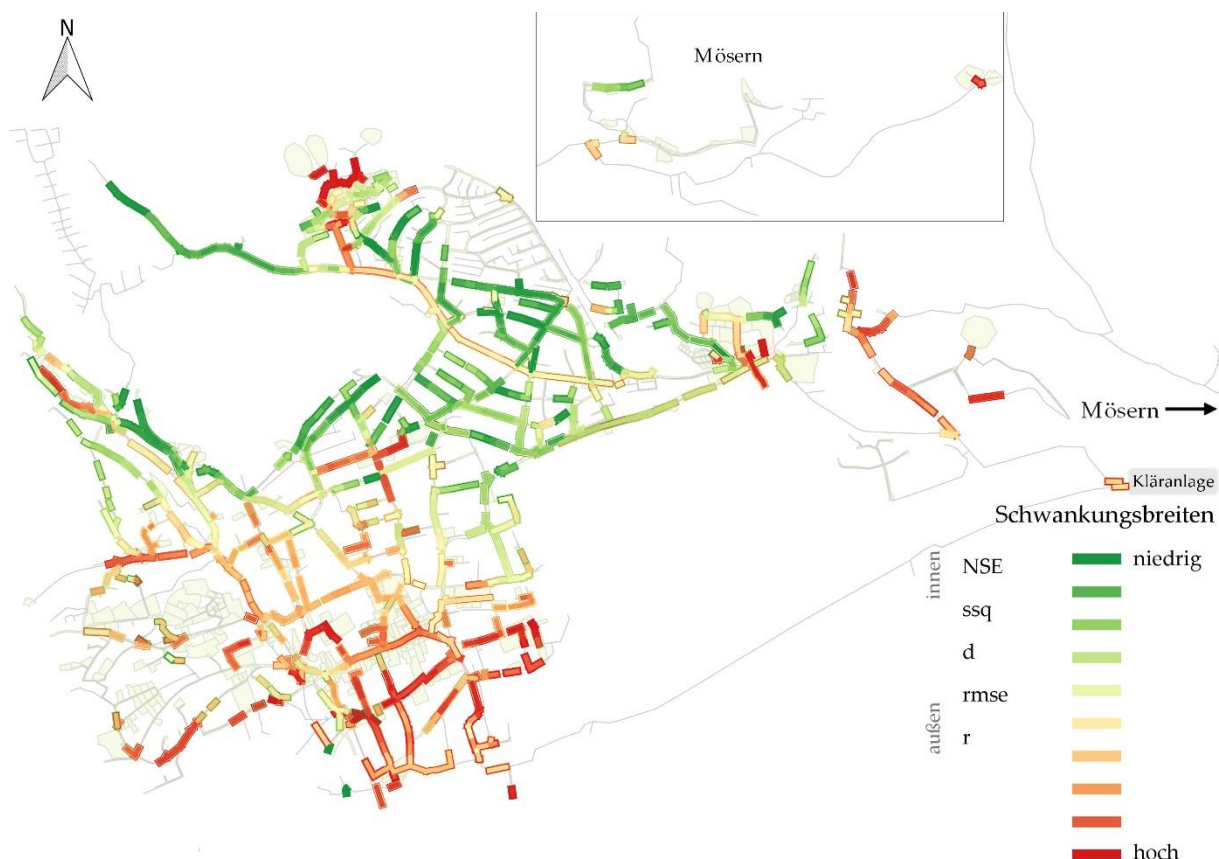


Abbildung 7: Schwankungsbreiten der verschiedenen Performance-Indikatoren an allen potentiellen Messstationen bei zufälligen Parametervariationen

Ist also eine Leitung überwiegend rot dargestellt, so weisen alle 5 Indikatoren eine hohe Schwankungsbreite und somit eine hohe Sensitivität gegenüber geänderten Kalibrierungsparametern auf. Im Gegensatz dazu

macht es wenig Sinn, in grün gefärbten Leitungen Kalibrierungsdaten zu sammeln, da eine Parametervariation die Übereinstimmung der Simulationsergebnisse mit den Referenzwerten in diesen Leitungen kaum beeinflusst.

Besonders Sammelkanäle und Leitungen im Anschluss an Zuläufe von großen Einzugsgebieten oder kurz vor Auslässen zeigen hier eine starke Reaktion gegenüber zufälligen Variationen der Kalibrierungsparameter.

3.1.1 Abschließende Empfehlungen für die Messstellenauswahl

Schlussendlich können effiziente Kalibrierungspunkte ausfindig gemacht werden. Abbildung 8 zeigt die Lage der abschließend empfohlenen Messstellen.

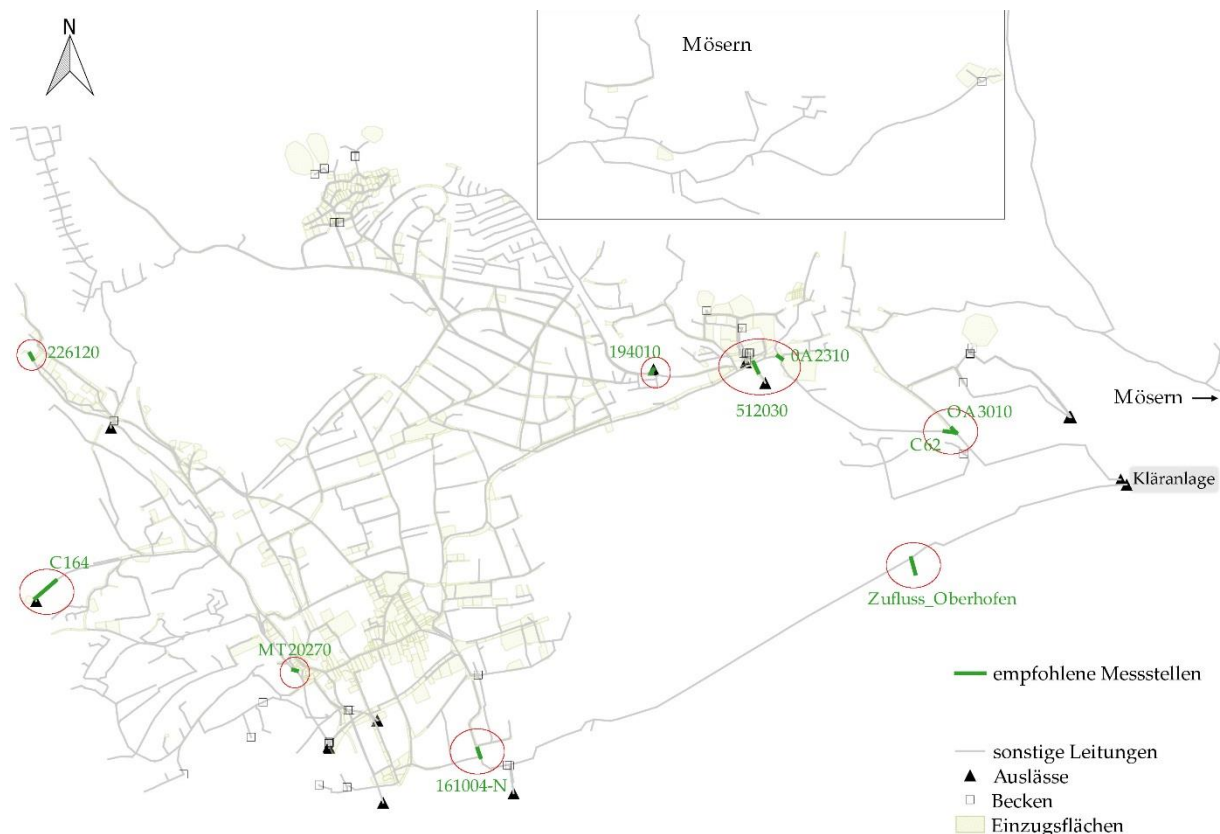


Abbildung 8: Empfehlungen für die Messstellenauswahl im Entwässerungsnetz der Fallstudie Telfs

Durch die Untersuchungen dieser Arbeit können diese am Ende von Sammelsträngen des Mischwassersystems oder an den Auslässen größerer unabhängiger Teilsysteme zur Niederschlagsentwässerung identifiziert werden. Dabei sollen die Messungen aber nicht nur an Systemauslässen

durchgeführt werden, sondern auch in der Mitte des Systems in Teilsammeln. Zusätzlich wird empfohlen, an den Stellen von bekannten Fremdwassereinleitungen zu messen, um die Allokation der anfallenden Kosten für die Abwasserbeseitigung bzw. -reinigung in der vom Abwasserverband gemeinschaftlich betriebenen Kläranlage zu ermöglichen.

Die grobe Lage von effizienten Messstellen wurde zusätzlich vom Netzbetreiber im Vorfeld der Untersuchungen auf Basis der empirischen Kenntnis des Entwässerungssystems geschätzt. Die erwarteten Positionen decken sich bis auf wenige Abweichungen abseits der Hauptsammler mit den hier aufgezeigten Empfehlungen. Der Fokus der Schätzungen liegt jedoch mehr auf Leitungen, in denen aktuell Probleme auftreten, als auf einer strategisch günstigen Verteilung der Messstellen.

4 Schlussfolgerungen

Die hier erläuterte und angewendete Methode stellt eine Möglichkeit dar, jene Leitungen zu identifizieren, in denen die Messung von Daten zur Modellkalibrierung am effizientesten scheint. Dies kann gerade für solche Modelle von Nutzen sein, in denen wenige bis gar keine Messdaten vorhanden sind. Die Methodik dient also zur Planung einer Messkampagne, die an die Modellerstellung anschließt.

Obwohl weder bei den Kalibrierungsszenarien noch bei den Sensitivitätsanalysen eindeutige Zusammenhänge zwischen verschiedenen Leitungscharakteristika (siehe Abbildung 5) und deren Eignung als Messstelle durch Zahlenwerte belegt werden können, sind auf grafischen Auswertungen (z. B. auf Abbildung 7) starke Tendenzen erkennbar. Sie weisen auf eine erhöhte Modellperformance hin, wenn Messdaten für Leitungen in Sammelkanälen oder bei erwartbaren hohen Zulaufmengen verfügbar sind.

Es konnte außerdem die Wichtigkeit der akkuraten Modellierung und Kalibrierung naturnaher Einzugsgebiete, wie z. B. Retentionsbecken mit einer Einleitung in den Kanal, unterstrichen werden. Solche Flächen leiten meist nicht in ein Mischsystem ein, sondern in ein separates System zur Niederschlagsentwässerung. Im Hinblick auf den Überflutungsschutz ist es dort essentiell, das Verhalten der in Fließrichtung nachfolgenden Kanäle hinreichend genau prognostizieren zu können.

Der Untersuchung vorausgehende Schätzungen für die ungefähre Lage von geeigneten Messstellen, die rein auf einer guten Kenntnis des Entwässerungsnetzes beruhen, decken sich im gegenständlichen Fall grob mit den zuvor erläuterten Ergebnissen aus den durchgeführten Simulationen. Allerdings wurden auch bei den Schätzungen nicht nur die Einflüsse von unverhältnismäßig hohen Zulaufmengen unterschätzt, sondern auch der Nutzen von Messungen in Teilsammlern. Solche Stellen funktionieren im alltäglichen Betrieb oft unauffällig und problemlos. Dennoch können dort durchgeführte Messungen abgegrenzte Informationen über das Verhalten von oberhalb liegenden Systemteilen liefern, was wiederum zur Steigerung der Kalibrierungsperformance und zur Verringerung der im Modell vorhandenen Unsicherheiten beiträgt.

5 Literatur

- Burger G., Sitzenfrei R., Kleidorfer M. und Rauch W. (2014). Parallel flow routing in SWMM 5. *Environmental Modelling & Software*, 53, pp. 27-34.
- Deletic A., Dotto C.B.S., McCarthy D.T., Kleidorfer M., Freni G., Mannina G. und Tait S. (2009). Defining Uncertainties in Modelling of Urban Drainage Systems. Paper presented at the 8th International Conference on Urban Drainage Modelling and 2nd International Conference on Rainwater Harvesting and Management, 7th - 12th September, 2009, Tokyo, Japan, London.
- Di Pierro F., Djordjević S., Kapelan Z., Khu S.-T., Savić D. und Walters G. (2005). Automatic calibration of urban drainage model using a novel multi-objective genetic algorithm. *Water Science and Technology*, 52(5), pp. 43-52.
- eHYD (2016). eHYD - hydrografischer Dienst. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft & Umwelt- und Wasserwirtschaft. ehyd.gv.at (abgerufen am 18.05.2016)
- Gaile G.L. und Willmott C.J. (Eds.) (1984). *Spatial Statistics and Models*. Springer Netherlands.
- Gironás J., Roesner L.A., Rossman L.A. und Davis J. (2010). A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, 25(6), pp. 813-814.
- Kleidorfer M., Deletic A., Fletcher T.D. und Rauch W. (2009a). Impact of input data uncertainties on urban stormwater model parameters. *Water Science and Technology*, 60(6), pp. 1545-1554.
- Kleidorfer M., Moederl M., Fach S. und Rauch W. (2009b). Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model. *Water Science and Technology*, 59(8), pp. 1523-1530.
- Krause P., Boyle D. P. und Bäse F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.*, 5, pp. 89-97.

- Mair M., Sitzenfrei R., Kleidorfer M., Möderl M. und Rauch W. (2012). GIS-based applications of sensitivity analysis for sewer models. *Water Science and Technology*, 65(7), pp. 1215-1222.
- Muschalla D., Schneider S., Schröter K., Gamerith V. und Gruber G. (2008). Sewer modelling based on highly distributed calibration data sets and multi-objective auto-calibration schemes. *Water Science & Technology*, 57(10), pp. 1547-1554.
- Nash J.E. und Sutcliffe J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), pp. 282-290.
- ÖWAV RB 11 (2009). Abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen (Guidelines for the design of sewer pipes). Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.
- R Development Core Team (2008). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Wien.
- Strahler A.N. (1952). Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63(9), pp. 923.
- Tscheikner-Gratl F., Zeisl P., Kinzel C., Leimgruber J., Ertl T., Rauch W. und Kleidorfer M. (2016). Lost in calibration: why people still don't calibrate their models, and why they still should – a case study from urban drainage modelling. *Water Science and Technology*, 74(10), pp. 2337-2348.

Korrespondenz an:

Tanja Vonach
Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck
Tel.: +43 (0)512 507 62120
Email: tanja.vonach@uibk.ac.at

