

Schriftenreihe Band 1 | 2018

# wasser infrastruktur ressourcen



**Regenwasser in urbanen Räumen  
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018**

Tagungsband

wasser infrastruktur ressourcen



**Technische Universität Kaiserslautern**

Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

Paul-Ehrlich-Straße  
67663 Kaiserslautern  
☎ +49 631 205-3685  
✉ +49 631 205-3905  
[www.bauing.uni-kl.de/wir](http://www.bauing.uni-kl.de/wir)



ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-086-9

Regenwasser in urbanen Räumen – aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018

1  
wir

**Wasser Infrastruktur Ressourcen**  
**Technische Universität Kaiserslautern**

**Regenwasser in urbanen Räumen**  
**aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018**

Landau in der Pfalz, 18./19. Juni 2018

Tagungsband

Herausgegeben von

Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt

## **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen · Band 1

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern  
Paul-Ehrlich-Straße 14  
67663 Kaiserslautern

Verfasser: Schmitt, Theo G. (Hrsg.)

Verlag: Technische Universität Kaiserslautern

Druck: Technische Universität Kaiserslautern  
Abteilung 5.6 Foto-Repro-Druck

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen · Kaiserslautern 2018



Dieses Werk und alle Einzelbeiträge sind unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ Namensnennung 4.0 International (CC BY) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> oder wenden Sie sich brieflich an Creative Commons, Postfach 1866, Mountain View, California, 94042, USA.

Der Inhalt der vorliegenden Beiträge unterliegt der Eigenverantwortung der Autorinnen und Autoren und stellt nicht zwangsläufig die Meinung des Herausgebers dar.

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460  
ISBN 978-3-95974-086-9

## Vorwort

Der vorliegende Tagungsband erscheint als Band 1 der neuen Schriftenreihe *Wasser Infrastruktur Ressourcen*, in der die Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung der TU Kaiserslautern künftig ihre wissenschaftlichen Aktivitäten und Ergebnisse gemeinsam publizieren werden. Für den Start dieser Schriftenreihe erscheint die Sammlung der Beiträge zur Gemeinschaftstagung *aqua urbanica trifft RegenwasserTage* bestens geeignet. Die Fachbeiträge beleuchten mit *Regenwasser in urbanen Räumen* ein Themenfeld, das seit mehr als 25 Jahren im Fokus der Forschungsaktivitäten des Herausgebers steht und ein zentrales Element der beiden in diesem Jahr zusammengeführten Tagungen seit vielen Jahren darstellt. Die Regenwassertage finden 2018 zum 17. Mal statt. Die *aqua urbanica* wird seit 2011 von den sechs siedlungswasserwirtschaftlichen Schwesterinstitutionen der eawag-ETH Zürich, der Hochschule für Technik Rapperswil, der TU Graz, der Universität Innsbruck, der Universität Stuttgart und der TU Kaiserslautern in Kooperation mit den nationalen Organisationen DWA, ÖWAV und VSA veranstaltet.

Die Gemeinschaftstagung widmet sich dem verantwortungsvollen Umgang mit Regenwasser als zentraler Baustein zur Sicherstellung leistungsfähiger kommunaler Entwässerungssysteme. Mit der Fokussierung auf *Regenwasser in urbanen Räumen* soll den besonderen Herausforderungen Rechnung getragen werden, die aus dem zukunftsgerechten Umgang mit Regenwasser in Siedlungsgebieten erwachsen. Die kommunale Überflutungsvorsorge als Starkregenrisikomanagement, der Schutz der Gewässer vor Belastungen aus Regenwetterabflüssen und der Erhalt des lokalen Wasserhaushalts erfordern eine interdisziplinäre, kooperative Bearbeitung. Sie müssen mit ihren Zielkonflikten auch im Lichte großer Ungewissheiten zukünftiger Entwicklungen bearbeitet werden. Das gilt in besonderem Maße für die in den letzten Jahren beobachtete Häufung extremer Niederschlagsereignisse als mögliche Folge des Klimawandels. Zur Sicherstellung des durch die EN 752 europaweit vorgegebenen Überflutungsschutzes in urbanen Räumen braucht es ein leistungsfähiges Entwässerungssystem, das von mehreren Generationen geschaffen wurde und das es auch weiterhin zu erhalten und zu optimieren gilt.

Die genannten Anliegen sind gleichermaßen Themen mit hoher Wertigkeit sowohl bei den umwelt- und kommunalpolitisch Verantwortlichen als auch in der öffentlichen Wahrnehmung. In Verbindung mit den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie und dem dort verankerten Verschlechterungsverbot für den Zustand der Gewässer gilt es, die oberirdischen Gewässer und das Grundwasser soweit möglich vor Stoffeinträgen durch Regenwetterabflüsse zu schützen.



Nach Möglichkeit sollte nur noch nicht behandlungsbedürftiges oder entsprechend vorgereinigtes Regenwasser eingeleitet bzw. zur Versickerung gebracht werden. Dafür kommen innerhalb der bisher eher zentral ausgerichteten Entwässerungskonzepte zunehmend auch intelligente dezentrale und möglichst naturnahe Maßnahmen zum Einsatz. Das sich daraus ergebende Spannungsfeld soll im Rahmen der Tagung möglichst breit betrachtet und diskutiert werden.

Mit den Themenschwerpunkten

- Ansätze für ein zukunftsfähiges Starkregenrisikomanagement
- Lösungsansätze für eine wassersensible Stadtentwicklung
- Bewertung der Gewässerbelastungen durch Regenwetterabflüsse
- Methoden und Anlagen der Regenwasserbehandlung

bietet die Gemeinschaftstagung *aqua urbanica trifft RegenwasserTage* interessierten Teilnehmern aus Behörden, Kommunen und Verbänden, Hochschulen und Ingenieurbüros einen Überblick über die aktuellen Entwicklungen und den derzeitigen Stand im Umgang mit Regenwasser. Dabei werden Herausforderungen für die moderne Siedlungsentwässerung aufgegriffen und Erfahrungen aus geplanten und realisierten Projekten vorgestellt und diskutiert. Damit soll auch der Austausch zwischen Wissenschaft und Praxis gefördert und verstärkt werden.

Der Herausgeber bedankt sich bei den Autorinnen und Autoren sehr herzlich für die Bereitschaft zur Übernahme eines Tagungsbeitrages – und insbesondere für die Ausarbeitung eines Manuskriptes für den vorliegenden Tagungsband. Sie unterstützen damit die vorgenannten Anliegen der Gemeinschaftstagung.

Theo G. Schmitt

# INHALTSVERZEICHNIS

## Plattformpräsentationen

Ereignisbezogene Überflutungsmodellierung mit Radarregendaten <i>Stefan Krämer, Julian Wahl, Lothar Fuchs</i>	1
Außengebietsabflüsse bei Starkregen <i>Marc Illgen, Steven de Priest</i>	5
Echtzeitvorhersage urbaner Sturzfluten und damit verbundene Wasserkontaminationen <i>Lothar Fuchs, Thomas Graf, Uwe Haberlandt, Heidi Kreibich, Insa Neuweiler, Monika Sester, Simon Berkhahn, Yu Feng, Aaron Peche, Viktor Rözer, Robert Sämann, Bora Shehu, Julian Wahl</i>	17
Überflutungsvorsorge Urbane Starkregen für Leipzig <i>Hubertus Milke, Tilo Sahlbach, Ulrich Meyer, Mathias Mucha, Angelika Frf. v. Fritsch, Michael Jana</i>	29
Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge: Erfahrungen mit der Umsetzung von Gefährdungs- und Risikoanalysen für Entwässerungssysteme bei Starkregen nach DWA-M 119 <i>Klaus Krieger</i>	43
Rechtliche Chancen und Hemmnisse für die Überflutungsvorsorge im urbanen Raum <i>Klaus-Martin Groth, Dirk Buchsteiner</i>	55
Lösungswege und Erfolgsfaktoren für die Konzeption multifunktionaler urbaner Retentionsräume – Erfahrungen aus dem Projekt MURIEL <i>Christian Scheid, Jan Benden, Robert Broesi, Marc Illgen, Ulla Leinweber, Gottfried Lennartz, Theo G. Schmitt</i>	67
Flächenmitbenutzung als Maßnahme zur Überflutungsvorsorge – ein Erfahrungsbericht <i>Gerrit Bischoff, Franziska Meinzinger</i>	81

Die neue Raumordnung in Innsbruck - Herausforderungen und Chancen für die Siedlungswasserwirtschaft	93
<i>Tanja Vonach, Peter Zeisl, Wolfgang Rauch, Manfred Kleidorfer</i>	
Zurück zum Ursprung – Bewertung von Niederschlagswasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Annäherung an die natürliche Wasserbilanz	107
<i>Johannes Leimgruber, Gerald Krebs, David B. Steffelbauer, Dirk Muschalla</i>	
Quantitative Beschreibung der Resilienz urbaner Wassersysteme	119
<i>Andreas Matzinger, Malte Zamzow, Mathias Riechel, Erika Pawlowsky-Reusing, Pascale Rouault</i>	
Regen- und Mischwassereinleitungen im Fokus von Immissionsbetrachtung, Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserschutz – auf dem Weg zu einem ganzheitlichen Gewässerkonzept ?	129
<i>Thomas Nichler</i>	
Policy-Analyse für einen besseren Gewässerschutz bei Regenwetter	139
<i>Liliane Manny, Manuel Fischer, Jörg Rieckermann</i>	
AFS63 – Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters	153
<i>Philipp Baum, Jakob Benisch, Frank Blumenstaat, Martina Dierschke, Ulrich Dittmer, Laura Gelhardt, Günter Gruber, Stefan Grüner, Eva Heinz, Thomas Hofer, Mike Kemper, Dominik Leutnant, Jan P. Nickel</i>	
Feinpartikuläre Stoffe (AFS63) in Verkehrsflächenabflüssen – Vorkommen und Relevanz für dezentrale Behandlungsanlagen	169
<i>Steffen Rommel, Brigitte Helmreich</i>	
Behandlung von Gleisabwasser unter besonderer Berücksichtigung von Glyphosat	179
<i>Michael Burkhardt, Alexander Englert, Gunter Adolph</i>	
In-situ-Monitoring der Reinigungsleistung großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen	191
<i>Dominik Leutnant, Jonas Kleckers, Jens Haberkamp, Mathias Uhl</i>	

Einflüsse auf die Einstau- und Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken 203  
*Ulrich Dittmer, Anna Bachmann-Machnik, Wolfgang Lieb, Benjamin Giebl, Gebhard Weiß, Christine Wöhrle*

Regenwasserbehandlung im Bereich von Bundesfernstraßen 215  
*Ulrich Kasting*

Technische Regenwasserfiltration an zentralen Standorten 225  
*Helmut Grüning, Klaus H. Pecher, Christian Massing*

### **Posterpräsentationen**

Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung – Bürger\*innenakzeptanz und Verwaltungshandeln in interdisziplinären Planungsprozessen 243  
*Lisa Bannert, Florenz König, Nicole Jackisch, Tim Freytag*

Automatisierte Erfassung von Siedlungsentwässerungsinfrastruktur mittels Strassenbildern und eines künstlichen neuronalen Netzwerks 251  
*Dominik Boller, Matthew Moy de Vitry, Jan D. Wegner, João P. Leitão*

Bestimmung des Referenzzustandes für den urbanen Wasserhaushalt 255  
*Malte Henrichs, Isabel Scherer, Andreas Steinbrich, Hannes Leistert, Tobias Schuetz, Markus Weiler, Thomas Brendt, Mathias Uhl*

Ermittlung gebäudebezogener Überflutungsgefahren bei Starkregen 261  
*Michael Jeskulke, André Liebscher, Holger Hoppe, Theo G. Schmitt*

Regenwasserbewirtschaftung und Starkregen ereignisse: Bewertet mit den freien DWD-Stations- und Radarniederschlagsdaten inkl. KOSTRA-DWD-2010R 265  
*Gerhard Langstädtler*

Ermittlung von Oberflächenabflüssen im urbanen Raum mittels Videomaterial von Überwachungskameras 269  
*João P. Leitão, Salvador Peña, Beat Lüthi, Matthew Moy de Vitry*

Kommunales Starkregenrisikomanagement – Der „Kölner Weg“ 273  
*Eva Müggenburg, Marc D. Heintz, Frank Rüsing, Ingo Schwerdorst*

Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg <i>Hans-Martin Waldner</i>	279
Betriebs- und Praxiserfahrungen zur Sicherstellung eines ordnungsgemäßen und wirtschaftlichen Betriebs von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen <i>Stephan Ellerhorst, Maximilian Huber</i>	285
Charakterisierung des Rückhalts von Nassschlammfängen zur Abschätzung der Reinigungsleistung von bestehenden Straßenabläufen <i>Maika Beier, Kristina Elsner, Franziska Verworn, Stephan Köster</i>	289
Stoffliche Belastung der Abflüsse von Nichtmetalldächern <i>Brigitte Helmreich, Luca Noceti</i>	293
Urbane Regenwasserversickerung als Eintragspfad für Biozide und deren Transformationsprodukte ins Grundwasser <i>Birte Hensen, Jens Lange, Oliver Olsson, Klaus Kümmerer</i>	297
Dezentrale Regenwasserbehandlung an einer Müllumladestation / Einfluss organischer Stoffe im Regenabfluss <i>Claus Huwe</i>	301
Feinpartikelanteil abfiltrierbarer Stoffe als stoffbezogene Zielgröße zur Berücksichtigung von Spurenstoffen bei Behandlung von Regenabflüssen <i>Kai Klepiszewski, Florian Wolljung</i>	307
Modellierung der Freisetzung von Spurenstoffen aus Gebäuden und des Eintrags in Gewässer bei Regenwetter <i>Mirko Rohr, Olaf Tietje, Michael Burkhardt</i>	311
Freisetzung von Mecoprop aus Polymerbitumendachbahnen <i>Regina Schwerd, Sabine Hübner, Christoph Schwitalla, Christian Scherer</i>	317

## Sponsoren

# PLATTFORMPRÄSENTATIONEN



# Ereignisbezogene Überflutungsmodellierung mit Radarregendaten

Stefan Krämer, Julian Wahl, Lothar Fuchs

Itwh GmbH, Hannover

Die Überprüfung der schadlosen Überflutung mit numerischen Simulationsmodellen zur Abbildung des Abflussgeschehens an der Oberfläche hat sich in den vergangenen Jahren zum Stand der Technik entwickelt. Die Überprüfung wird dabei gemäß dem Lastfallprinzip geführt, d.h. es wird eine statistische Niederschlagshöhe in Abhängigkeit einer definierten Dauerstufe ( $D$  in [min]) und Wiederkehrzeit ( $T$  in [a]) gewählt (z.B. aus KOSTRA-DWD 2010R), um kritische Überflutungsbereiche in dem betrachteten Einzugsgebiet mit Hilfe eines Simulationsmodells zu identifizieren. Die Niederschlagsbelastung, die ursprünglich aus Regenschreibermessungen abgeleitet wird, die streng betrachtet einer Punktmessung ohne räumliche Aussagekraft entspricht, wird in den Simulationsmodellen stark vereinfacht als gleichmäßig verteilt, d.h. als räumlich homogen angesetzt.

Der Aufgabe der Überprüfung steht die ereignisbezogene Simulation von Starkregenereignissen (Nachrechnung oder Simulation in Echtzeit) gegenüber, die höhere Anforderungen an die Niederschlagsbelastung und deren sachgerechte Berücksichtigung im Simulationsmodell zur Berechnung des Oberflächenabflusses stellt. Die höheren Anforderungen an die Niederschlagsbelastung bestehen in der hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung, die erforderlich ist, um die für die Überflutungsereignisse relevanten Niederschlagsprozesse zu erfassen. Überflutungsereignisse werden zumeist durch lokale Konvektion hervorgerufen (vgl. Dortmund-Martens, 26.07.2008, Münster, 28.07.2014). Diese Niederschlagsprozesse haben eine geringe räumliche Ausdehnung von nur wenigen Quadratkilometern (4 - 16 km<sup>2</sup>, Gires et al. 2012), so dass eine Erfassung der hochintensiven Niederschlagsbereiche durch Regenschreiber zufällig ist. Zum Vergleich: das operationelle Regenschreiber Messnetz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) mit hochauflösenden Regenmessungen umfasst ca. 1.300 Stationen ( $\approx 1$  RS pro 275 km<sup>2</sup>).

Radardaten aus dem Verbundnetz des DWD können die Niederschlagsinformationen in der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Auflösung bereitstellen. In Abhängigkeit der Entfernung des betrachteten Einzugsgebietes beträgt die räumliche Auflösung der Radarrohdaten zwischen 0,5 – 2 km; die zeitliche Auflösung beträgt 5 Minuten. Für die Anwendung von Radardaten als Niederschlagsbelastung in Simulationsmodellen sind die Radardaten jedoch zu behandeln, da die Daten aufgrund von Streuprozessen des Radarsignals an den Regentropfen das Regengeschehen systema-



tisch unterschätzen. Die Streuung und Unterschätzung sind umso größer, je größer die Tropfenanzahl und deren Durchmesser sind und beträgt häufig eine Größenordnung von 50% der Bodenbeobachtung; dies gilt somit in hohem Maße für die konvektiven Starkregenereignisse.

Zur Behandlung der Unterschätzung sind grundsätzlich zwei Ansätze zu unterscheiden:

1. Anpassung der Radarregendaten auf Grundlage von Bodenmessungen mit Hilfe von Korrekturfaktoren oder Mergingverfahren, z.B. RADOLAN-RW (DWD, 2004). Nachteil dieser Verfahren ist, dass die nichtlinear wirkenden physikalischen Einflüsse auf die Radarmessung nicht ausreichend berücksichtigt werden und die räumliche Struktur der behandelten Radarregendaten nicht mit der tatsächlichen beobachteten Radarregenstruktur übereinstimmt (vgl. Abbildung 1, links).
2. Korrektur physikalischer Einflüsse auf die Radarregendaten (Krämer et al. 2009, Jacobi und Heistermann, 2016) durch Störrechobehandlung, Radomdämpfungskorrektur Radarsignaldämpfungskorrektur, Berücksichtigung räumlich differenzierter und ereignischarakteristischer R-Z Beziehung, zeitliche räumliche Interpolation auf 1-Minuten Werte und BIAS Korrektur unter Verwendung von Bodenbeobachtungen (vgl. Abbildung 1, rechts).

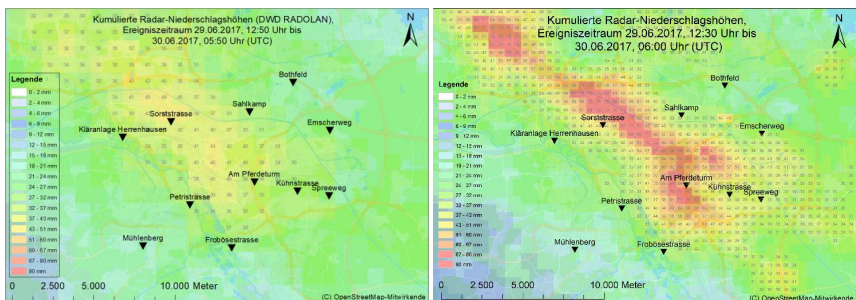


Abbildung 1: Regenhöhen im Stadtgebiet Hannover für den 29.-30.06.2017, links: Radarregenhöhen des RADOLAN-RW Produktes, rechts: Radardatenkorrektur mit NVIS-Server.

Der Einfluss der Niederschlagsbelastung (Regenschreiber, RADOLAN-RW, Radarkorrektur) auf die Ergebnisse von 2D-Oberflächen-Abflussimulationen wird am Oberflächenmodell der Stadt Hannover für verschiedene Starkregenereignisse der Jahre 2014 und 2017, für die jeweils Wiederkehrzeiten von  $T = 50 - 100$  Jahre beobachtet

wurden, systematisch untersucht und mit verfügbaren Schadensmeldungen validiert. Die Untersuchungen konzentrieren sich auf die Sensitivität der 2D Berechnungsergebnisse für die Zielgrößen maximaler Wasserstand, Überflutungsausdehnung und Gebäudebetroffenheit.

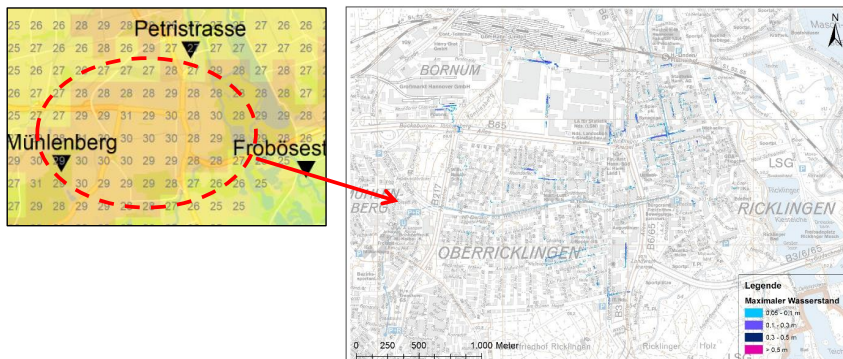


Abbildung 2: 22.06.2017, 17:00 – 21:00 Uhr (UTC), links Radarregenhöhen, rechts, Ergebnisse der 2D-Oberflächensimulation für das Stadtgebiet Hannover-Oberricklingen

DWD (2004): Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen (Ombrometer), Abschlussbericht, Deutscher Wetterdienst Offenbach

Gires, A., C. Onof, Č. Maksimović, D. Schertzer, I. Tchiguirinskaia and N. Simões, (2012): Quantifying the impact of small scale unmeasured rainfall variability on urban hydrology through multifractal downscaling: a case study, J. Hydrology, 442: 117-128.

Jacobi, S., Heistermann, M. (2016): Benchmarking attenuation correction procedures for six years of single-polarized C-band weather radar observations in South-West Germany, Geomat. Nat. Haz. Risk, 7:6, 1785-1799.

Krämer S., Verworn H.-R., Treis, A, Pfister A. & M. Becker (2009): Korrektur von C-Band Radardaten für die Niederschlag-Abfluss Modellierung - Grundlagen, Algorithmen und Verifikation, Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2 (9), 479 – 486

**Korrespondenz an:**

Stefan Krämer  
Itwh GmbH, Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover  
Tel.: 0511-971938  
Fax: 0511-97193-77  
E-Mail: s.kraemer@itwh.de



# Außengebietsabflüsse bei Starkregen

Marc Illgen<sup>1</sup>, Steven de Priest<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Hochschule Kaiserslautern; <sup>2</sup>Dahlem Beratende Ingenieure, Darmstadt

**Kurzfassung:** Zukünftig wird es erforderlich sein, den potenziellen Außengebietszuflüssen zum Siedlungsgebiet eine stärkere Aufmerksamkeit zu schenken – insbesondere im Kontext des kommunalen Starkregenrisikomanagements. Die Quantifizierung der Abflüsse ist jedoch mit verschiedenen Schwierigkeiten verbunden. Es mangelt an u. a. Orientierungswerten zu Abflussbeiwerten, Abflussspenden und Parameterwerten für die unterschiedlichen Berechnungsansätze. Im Rahmen einer Simulationsstudie an realen und fiktiven Einzugsgebieten wurden diesbezügliche Empfehlungswerte erarbeitet, die Modellanwendern eine sehr gute Orientierungshilfe bei der praktischen Modellerstellung wie auch bei der Plausibilitätsprüfung von Berechnungsergebnissen bieten.

**Key-Words:** Abflussbeiwert, Abflussspenden, Hystem-Extran, SCS-Verfahren, Starkregen, TALSIM

## 1 Hintergrund und Gegenstand der Betrachtung

Niederschlagsabflüsse von überwiegend unbefestigten Außengebieten werden bei der urbanhydrologischen Modellierung oftmals unzureichend oder nur stark vereinfacht berücksichtigt. Dabei können bei Starkregen sehr große Regenabflüsse aus Außengebieten in Richtung des Siedlungsgebietes gelangen. Zahlreiche Sturzflutereignisse der vergangenen Jahre haben offenbart, dass vielerorts die Außengebietsabflüsse unterschätzt werden, nicht sachgerecht in die Entwässerungsplanung eingebunden und in hohem Maße für aufgetretene Überflutungsschäden innerhalb des Siedlungsgebietes verantwortlich sind [DWA, 2013; LUBW, 2016].

Sowohl bei der Generalentwässerungsplanung als auch im Kontext eines modernen Starkregenrisikomanagements [DWA, 2016] wird es zukünftig erforderlich sein, den Außengebietsabflüssen eine höhere Aufmerksamkeit zu schenken. Die betrifft sowohl die Berechnung belastungsabhängiger Regenabflüsse als auch die konkrete Planung und Dimensionierung von Rückhalteanlagen oder Einlaufbauwerken.

Die gängigen urbanhydrologischen Berechnungsprogramme verwenden i.d.R. vereinfachte Abflussbildungsansätze aus der allgemeinen Gewässerhydrologie, während Modellansätze, die speziell auf die Simulation der am Abflussgeschehen beteiligten

Prozesse in natürlichen Einzugsgebieten ausgerichtet sind, bei der Generellen Entwässerungsplanung urbaner Einzugsgebiete bisher kaum zum Einsatz kamen [DWA, 2008].

In der praktischen Anwendung ergibt sich stets die besondere Schwierigkeit, die notwendigen Parameter – mit Blick auf die jeweils vorliegende Aufgabenstellung und die zu betrachtende Regenhäufigkeit – sachgerecht abzuschätzen. In der Fachliteratur finden sich hierzu nur wenige Empfehlungswerte, bei denen zudem der Bezug zu konkreten Regen- bzw. Abflusshäufigkeiten weitgehend fehlt [DWA, 2008]. Hierdurch werden sowohl eine Abschätzung des Einflusses von Außengebietsabflüssen im Vorfeld von Kanalnetzrechnungen als auch die Möglichkeit einer anschließenden Plausibilitätsprüfung stark eingeschränkt.

Vor diesem Hintergrund wurden im Rahmen einer hydrologischen Simulationsstudie die gängigsten urban-hydrologischen Berechnungsansätze an realen und fiktiven Einzugsgebieten systematisch untersucht und sowohl untereinander als auch mit den Berechnungsergebnissen aus einem Niederschlag-Abfluss-Modell, unter Verwendung des SCS-Verfahrens, verglichen. Das SCS-Verfahren fand bisher primär in N-A-Modellen zur hydrologischen Modellierung von natürlichen Einzugsgebieten Anwendung. In der jüngsten Zeit wurden jedoch auch Kanalnetzrechnungsmodelle um dieses Verfahren erweitert, um speziell Abflüsse aus Außengebieten realitätsnäher als bisher modellieren zu können und die Berechnungsmodelle an die Bedürfnisse von immer häufiger durchgeführten Langzeitsimulationen anzupassen. Umfangreiche Erfahrungswerte über die (hydraulischen) Auswirkungen sowie zur Güte der modelltechnischen Umsetzung, insbesondere in Verbindung mit den in der Urbanhydrologie häufig eingesetzten Modellregen, lagen nicht vor.

Für die modelltechnischen Untersuchungen wurde ein breites Niederschlagsspektrum betrachtet (Regenhöhe, -dauer, -häufigkeit etc.). Es wurden sowohl Niederschlagshäufigkeiten, wie sie für die konventionelle Planung von Entwässerungssystemen maßgebend sind, als auch größere und für das Starkregenerisikomanagement relevante Wiederkehrzeiten analysiert. Ferner wurden Vergleichsrechnungen und Sensitivitätsanalysen für ein ausgesprochen breites Spektrum an Boden- und Gebietscharakteristika vollzogen (CN = 40 – 90, Flächengröße = 10 – 400 ha, Vorregenhöhe = 0 – 50 mm, Fließlängenänderung = 10 – 50 % etc.) sowie auch übergeordnete Simulationsparameter wie der Berechnungszeitschritt auf ihren Einfluss hin untersucht.

Auf Grundlage der durchgeführten Simulationen wurden schließlich Empfehlungswerte für gängige Parameterwerte, Abflussbeiwerte und Abflussspenden erarbeitet, die Modellanwendern eine sehr gute Orientierungshilfe bei der Modellerstellung wie auch bei der Plausibilitätsprüfung von Berechnungsergebnissen bietet. Diese Empfehlungen fließen aktuell in die Neufassung des DWA-Merkblattes M 165 "Anforderungen an Niederschlag-Abfluss- und Schmutzfrachtmodelle in der Siedlungsentwässerung" ein.

## 2 Methodik und Ergebnisanalyse

Im Rahmen der Studie wurden zunächst die unterschiedlichen methodischen Möglichkeiten bzw. Berechnungsansätze, mit denen Abflüsse aus Außengebietsflächen simuliert werden können, zusammengestellt und miteinander verglichen. Differenziert wurde hierbei auf Seiten der Abflussbildungsprozesse nach Ansätzen, wie sie (bisher) vorwiegend für durchlässig befestigte Flächen im Bereich der Kanalnetzbe- rechnung Anwendung finden (z.B. klassische Abflussbeiwertmethoden, Ansatz nach HORTON, Infiltrationsmodell nach NEUMANN) und Ansätzen, die bisher eher in Nie- derschlag-Abfluss-Modellen zur hydrologischen Modellierung von natürlichen Ein- zugsgebieten zum Einsatz kamen (hier im speziellen das SCS-Verfahren in unter- schiedlichen Modifikationen). Die verschiedenen Ansätze wurde für fiktive "Einheits- gebiete", diverse Regenbelastungen und Randbedingungen angewendet (Abbildung 1).

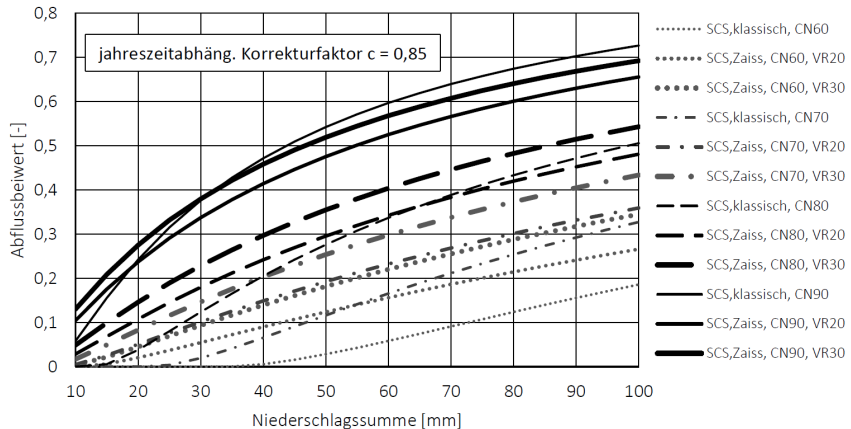


Abbildung 1: Ergebnisbeispiele für den ereignisspezifischen Abflussbeiwert aus den Vergleichsrechnungen zwischen klassischem SCS-Verfahren und der Modifikation nach ZAIß

Auf Abflusskonzentrationsseite wurden ebenfalls unterschiedliche Berechnungsansätze untersucht und miteinander verglichen, die einerseits primär den urbanhydrologischen Modellen (Standard-Einheitsganglinie, Linearspeicherkaskade) und andererseits der Simulation von Abflüssen in natürlichen Einzugsgebieten (hier vor allem die Parallelspeicherkaskade) zugeordnet werden können.

Anhand von Sensitivitätsanalysen wurden hierauf aufbauend die zentralen Parameter des SCS-Verfahrens in der Modifikation nach ZAIß herausgearbeitet, welches im Bereich von N-A-Modellen große Verbreitung gefunden hat und mittlerweile auch in

gängigen Kanalnetzrechnungsmodellen zum Einsatz kommt. In diesem Zuge wurde ebenfalls die modelltechnische Umsetzung dieses modifizierten SCS-Verfahrens in Verbindung mit einer Abflusskonzentrationsberechnung anhand einer Parallelspeicherkaskade mitsamt einer Modifikation für sehr kleine Gebietsausdehnungen (orohydrografische Faktoren  $L/J^{0,5} < 0,5$  km), analysiert (s. Abbildung 2).

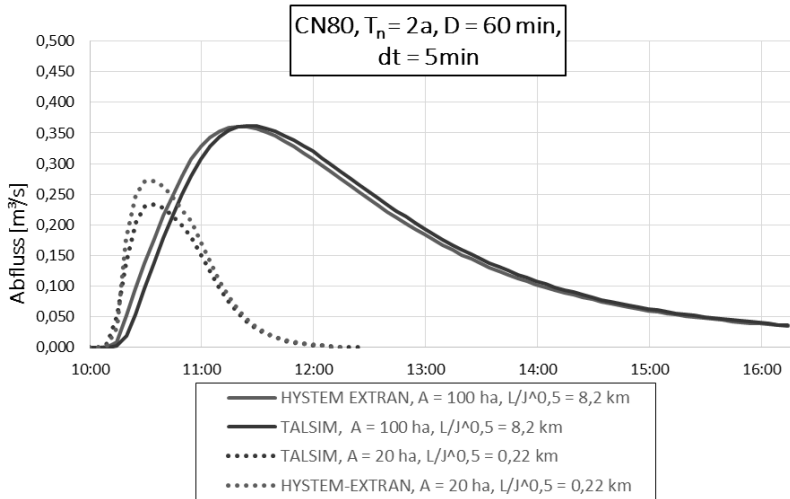


Abbildung 2: Exemplarischer Vergleich von Berechnungsergebnissen des SCS-Verfahrens in unterschiedlichen Modellen (hier: HYSTEM-EXTRAN und TALSIM)

Aufbauend auf den hier gewonnenen Erkenntnissen wurden umfangreiche Vergleichsrechnungen an fiktiven Einzugsgebieten durchgeführt. Diese hatten primär zum Ziel, die potenzielle Beeinflussung von Außengebietszuflüssen auf Kanalnetze aufzuzeigen und zu quantifizieren. Durch weitere Vergleichsrechnungen zweier repräsentativer Verfahren wurden die zu erwartenden Unterschiede bei der Modellierung von Außengebietsabflüssen zwischen Verfahren, wie sie bisher primär in Kanalnetzrechnungsmodellen Anwendung fanden und Verfahren, die speziell für natürliche Einzugsgebiete entworfen wurden, aufgezeigt.

Im letzten Bearbeitungsschritt wurden weitere Vergleichsrechnungen anhand eines realen Projektgebiets durchgeführt, an dessen Kanalisation sehr große Außengebietsflächen (rd. 170 ha) angeschlossen sind.

### 3 Zentrale Ergebnisse der Untersuchungen

Die durchgeführten Sensitivitätsanalysen hatten zunächst zum Ergebnis, dass der CN-Wert erwartungsgemäß den entscheidenden Parameter darstellt. Für dessen Ermittlung liegen heute umfangreiche Erfahrungen in Form von Tabellenwerten vor. Gleichwohl wurde festgestellt, dass auch weitere, von Anwendern häufig weniger beachtete Parameter wie der Simulationszeitschritt oder die maximale Fließlänge im Einzugsgebiet signifikante Auswirkungen auf die Berechnungsergebnisse haben können und daher sorgfältig gewählt bzw. bestimmt werden sollten (s. Abbildung 3).

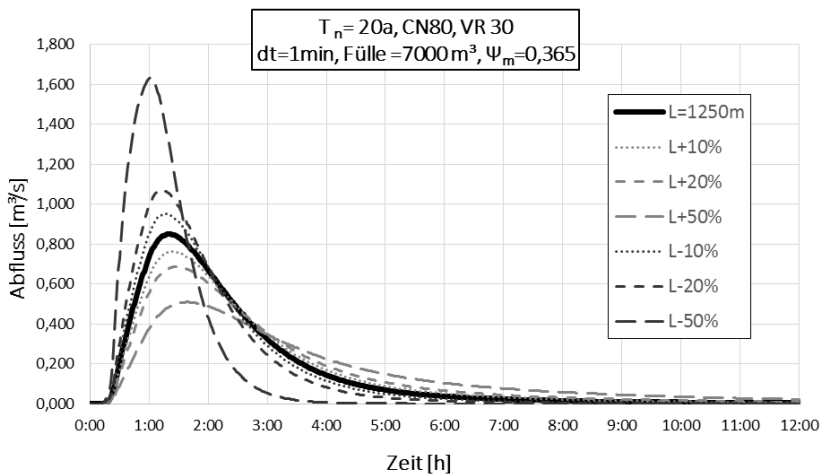


Abbildung 3: Auswirkungen einer Änderung der max. Fließlänge in einem fiktiven Außengebiet ( $A = 50$  ha)

Die nähere betrachtete modelltechnische Umsetzung des SCS-Verfahrens (Modifikation nach ZAIß) kann darüber hinaus dazu führen, dass die in Verbindung mit Modellregen häufig empfohlenen Vorregenhöhen (häufig 20 – 30 mm) zu tendenziell hohen Abflüssen führen und daher nicht grundsätzlich verwendet werden sollten. Der Ansatz nach ZAIß mit variablem Abflussbeiwert generiert für sich genommen bereits höhere Scheitelwerte und Wellenfüllen als das klassische SCS-Verfahren mit konstantem Verlustbeiwert. Die zusätzliche „Belastung“ aus einem Vorregen kann daher dazu führen, dass vergleichsweise hohe Wellenscheitel und –füllen berechnet werden.

Der repräsentative Modellvergleich hatte zum Ergebnis, dass übliche, bisher in Kanalnetzrechnungsmodellen zur Anwendung kommende Ansätze tendenziell deutlich frühere sowie höhere Abflussspitzen berechnen, als Ansätze, die speziell für natürliche Einzugsgebiete entworfen wurden. Hierdurch können sich die Teilwellen ungünstiger mit den schnellen Abflussanteilen aus den Siedlungen überlagern. Gleichzeitig



generiert das SCS-Verfahren im Allgemeinen deutlich größere Abflussvolumina. Dies kann sich insbesondere auf Retentions- bzw. Entlastungsbauwerke sowie auf dauerhaft hochgradig ausgelastete Netzbereiche negativ auswirken.

Die ermittelten Abflussscheitel lagen in den durchgeführten Untersuchungen auf urbanhydrologischer Seite (HORTON/Standard-Einheitsganglinie) in etwa zwischen 20 % und 400 % höher als jene, die mit Hilfe des SCS-Verfahrens in Verbindung mit einer Parallelspeicherkaskade ermittelt wurden. Umgekehrt sah es bei den spezifischen Abflussvolumina aus. Hier ermittelte der urbanhydrologische Ansatz Ergebnisse, die bis ca. 350 % unterhalb der korrespondierenden Berechnungen des SCS-Verfahrens lagen. Das SCS-Verfahren ermittelte insgesamt deutlich plausible mittlere Abflussbeiwerte der betrachteten Regenereignisse in einem Spektrum von ca. 0,10 bis 0,40.

Die berechneten Zeitpunkte der Wellenscheitel beider Verfahren lagen rd. 30 bis 60 Minuten auseinander.

Die Ergebnisse beider Verfahren ließen sich innerhalb der durchgeführten Studie durch Parameteranpassung nicht vereinheitlichen. Eine Anpassung des Endabflussbeiwertes machte für ausgewählte Regenereignisse zwar eine Annäherung der Abflussscheitelwerte möglich, führte aber zu noch größeren Diskrepanzen bei den ermittelten Abflussvolumina (größer Faktor 4).

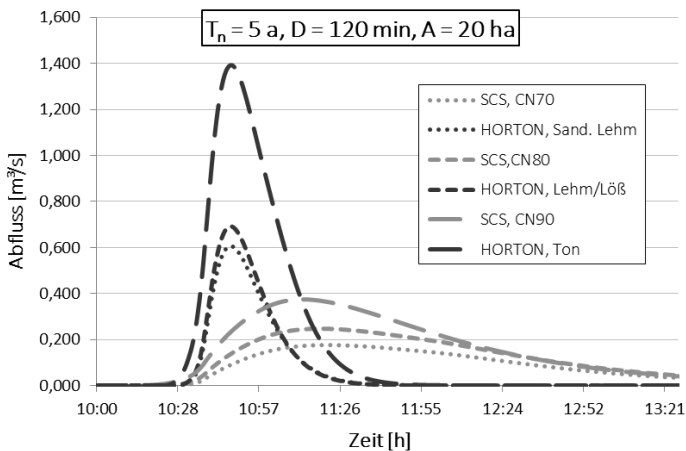


Abbildung 4: Exemplarischer Vergleich von Abflussganglinien auf Basis unterschiedlicher Modellansätze (hier SCS-ZAIß/Parallelspeicherkaskade und HORTON/Standard-Einheitsganglinie)

Die an den fiktiven Einzugsgebieten gewonnenen Erkenntnisse konnten durch Berechnungen an realen Einzugsgebieten vollständig validiert werden. Ein Vergleich mit den (wenigen) Größenangaben in der Literatur ergab, dass die vom SCS-Verfahren in Verbindung mit der Parallelspeicherkaskade ermittelten spezifischen Scheitelabflüsse insgesamt gut korrelierten. Die berechneten Werte bewegten sich grundsätzlich innerhalb von plausiblen Größenordnungen.

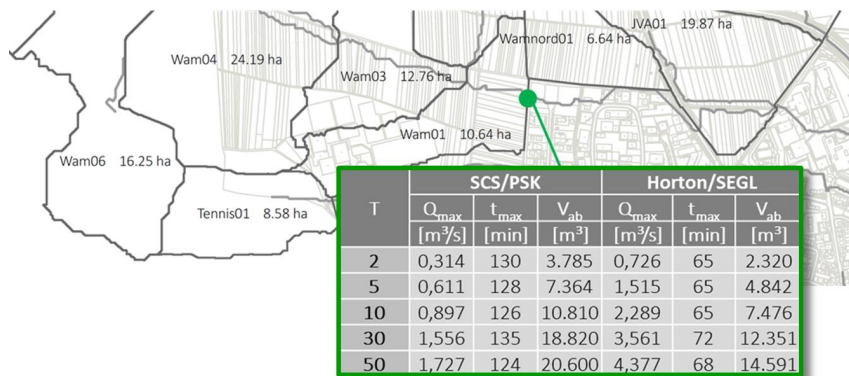


Abbildung 5: Exemplarischer Vergleich von Scheitelwerten und Volumina unterschiedlicher Modellansätze (hier SCS-ZAIR/Parallelspeicherkaskade und HORTON/Standard-Einheitsganglinie) an einem realen EZG

Die für die siedlungswasserwirtschaftliche Praxis wesentlichen Ergebnisse und Erkenntnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Klassische, aus dem Bereich der Kanalnetzhydraulik stammende Berechnungsansätze ermitteln im Allgemeinen deutlich frühere sowie höhere Abflusspitzen als das speziell für Außengebiete und kleinere natürliche Einzugsgebiete angepasste SCS-Verfahren.
- Das SCS-Verfahren ermittelt deutlich größere Abflussvolumina bzw. realistischere mittlere Abflussbeiwerte in Größenordnungen zwischen 0,10 und 0,40.
- Neben der zu erwartenden Sensitivität von Parametern wie dem CN-Wert nimmt die untersuchte modelltechnische Umsetzung des SCS-Verfahrens ebenfalls nicht zu vernachlässigenden Einfluss durch den Simulationszeitschritt. Größere Zeitschritte resultieren hier grundsätzlich in höheren Wellenscheiteln und –füllen. Empfohlen wird ein kleiner Zeitschritt von 1 Minute.
- Die modelltechnische Umsetzung kann darüber hinaus zu einem überproportionalen Einfluss der Vorregenhöhe in Verbindung mit Modellregen führen. Ent-

gegen der üblichen Empfehlungen wird in Kanalnetzberechnungsmodellen daher vom Ansatz eines Vorregens bei Simulationen mit Modellregen abgeraten.

- Der hydraulische Einfluss der Außengebietsabflüsse nimmt mit steigender statistischer Wiederkehrzeit des Niederschlages zu.
- Deutliche hydraulische Belastungen sind spätestens ab einem Flächen-Verhältniswert von 0,5 (Außengebietsfläche / direkt betroffenes urbanes Einzugsgebiet) zu erwarten.
- Bei Außengebieten unter 10 ha Größe ist meist keine nennenswerte hydraulische Belastung der örtlichen Kanalisation zu erwarten.

Die Ergebnisse der durchgeführten Simulationen dienen darüber hinaus der Erstellung eines tabellarischen Hilfsmittels zur Abschätzung bzw. Plausibilisierung der Höhe von Außengebietsabflüssen in Abhängigkeit einiger wesentlicher Gebietsparameter sowie der statistischen Wiederkehrzeit von Niederschlagsereignissen (Tabelle 1). Anstatt der ausgewiesenen Abflusspenden lassen sich gleichermaßen zugehörige Abflussbeiwerte zuordnen (de Priest, 2015). Mit Hilfe der erarbeiteten Tabellen soll die eingangs erwähnte Lücke innerhalb der Fachliteratur ein Stück weit geschlossen werden.

Da aufgrund der großen Anzahl an abflussbeeinflussenden Parametern und der heterogenen Verhältnisse in natürlichen Einzugsgebieten sowie dem Fehlen von großmaßstäblichen Abflussmessungen in Außengebieten (als Kalibrierungsgrundlage der Modellwerkzeuge) kaum exakte Prognosen über Abflusshöhen möglich sind, wurden die spezifischen Abflüsse in Spektren angegeben, die unter den beschriebenen Bedingungen realistisch erscheinen und durch die Simulationsergebnisse gestützt sind. Einflussgrößen wie Vorregenhöhe, Jahreszeit und Größe des Einzugsgebiets (bis ca. 20 ha ist eine Einstufung als „klein“ realistisch) sind nicht explizit erfasst, können aber dazu verwendet werden, die zu erwartenden spezifischen Abflüsse dem höheren respektive niedrigeren Ende des jeweiligen Abflussspektrums zuzuordnen.

Zur Anwendung genügt die Kenntnis einiger wesentlicher Gebietsparameter, die sich bereits mit Hilfe von Luftbildern, Topografischen Karten sowie Bodenkarten bestimmen lassen.

Tabelle 1: Spezifische Abflusspenden in Abhängigkeit von Gebiets- und Niederschlagscharakteristik

Boden- und Gebietscharakteristika [-]	flächengewichteter CN-Wert (ca.) [-]	orographische Merkmale [-]	mittl. Geländegefälle [%]	T <sub>n</sub> [a]	spez. Abfluss [l/s-ha]
großes bis durchschnittliches Versickerungsvermögen des Bodens (z.B. Sand-, Kies- und Loßböden), mittlerer bis starker Bewuchs oder Waldanteil, großer Wiesen- bzw. Weideanteil, wenig landwirtschaftliche Nutzung, kaum befestigte Flächen (Feldwege, Betriebshöfe etc.)	60 - 70	Flachland	≤ 1	1-2	0-2
				5-10	3-6
				10-20	4-10
				20-50	7-14
		leicht abschüssig	1-5	1-2	0-2
				5-10	3-7
				10-20	5-11
				20-50	8-15
		ausgeprägtes Gefälle	5-10	1-2	1-3
				5-10	4-10
				10-20	6-12
				20-50	10-19
Gebirge	> 10	1-2	1-3		
		5-10	4-10		
		10-20	8-15		
		20-50	11-22		
durchschnittliches Versickerungsvermögen des Bodens (z.B. (lehmgige) Sand- und Loßböden), durchschnittlicher Bewuchs oder Waldanteil, durchschnittlicher Wiesen- und Weideanteil, landwirtschaftliche Nutzung vorhanden, wenig befestigte Flächen (Feldwege, Betriebshöfe etc.)	70 - 80	Flachland	≤ 1	1-2	1-3
				5-10	4-9
				10-20	6-11
				20-50	8-13
		leicht abschüssig	1-5	1-2	2-5
				5-10	5-10
				10-20	7-13
				20-50	10-20
		ausgeprägtes Gefälle	5-10	1-2	3-6
				5-10	7-11
				10-20	10-18
				20-50	14-25
Gebirge	> 10	1-2	3-7		
		5-10	8-15		
		10-20	11-20		
		20-50	15-30		
geringes bis sehr geringes Versickerungsvermögen des Bodens (z.B. Feinsande, lehmige Böden, Tonböden oder kaum durchlässige Aufschüttungen), kaum Bewuchs oder Waldflächen (Odland), viel Getreideanbau, größerer Anteil an befestigten Flächen	80 - 90	Flachland	≤ 1	1-2	2-5
				5-10	5-10
				10-20	7-13
				20-50	9-18
		leicht abschüssig	1-5	1-2	4-9
				5-10	6-12
				10-20	9-19
				20-50	12-23
		ausgeprägtes Gefälle	5-10	1-2	5-10
				5-10	7-15
				10-20	10-21
				20-50	14-30
Gebirge	> 10	1-2	5-12		
		5-10	9-20		
		10-20	15-23		
		20-50	17-35		

#### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Im Zuge der Studie wurden die deutlichen Unterschiede zwischen modelltechnischen Ansätzen, die aus dem Bereich der Urbanhydrologie kommen und jenen Ansätzen, die ursprünglich aus dem Bereich der N-A-Modellierung natürlicher Einzugsgebiete stammen, aufgezeigt und bewertet. In Bezug auf die hydraulische Belastung von Kanalnetzen kann davon ausgegangen werden, dass gerade bei tendenziell kleinen Außengebietsanteilen (bei geeigneter Parameterwahl) nicht zwingend der Einsatz eines spezialisierten Ansatzes wie dem SCS-Verfahren erforderlich ist. Die Ergebnisse sind in diesem Fall (zumindest hydraulisch) als „auf der sicheren Seite“ zu bewerten.

Sofern jedoch ein großer Einfluss von Außengebietsabflüssen auf das Kanalnetz vorhanden ist, der z.B. anhand des vorgestellten tabellarischen Hilfsmittels abgeschätzt werden kann, sollte über einen Einsatz entsprechender Modelle nachgedacht werden. Entscheidend sind hier insbesondere die Flächenausdehnung in Relation zum unmittelbar betroffenen kanalisiertem Einzugsgebiet sowie die Boden- und Gebietscharakteristika der Außengebietsflächen.

Darüber hinaus konnten durch die umfangreichen Vergleichsrechnungen an fiktiven sowie realen Einzugsgebieten sowie großzügige Parametervariationen schlussendlich Empfehlungen für gängige bzw. realistische Parameterwerte, Abflussbeiwerte und Abflusspenden erarbeitet werden, die Modellanwendern eine sehr gute Orientierungshilfe bei der Modellerstellung wie auch bei der Plausibilitätsprüfung von Berechnungsergebnissen bieten. Diese Empfehlungen fließen aktuell in die Neufassung des DWA-Merkblattes M 165 "Anforderungen an Niederschlag-Abfluss- und Schmutzfrachtmodelle in der Siedlungsentwässerung" ein.

Im Zuge der Fortführung der Studie werden die erarbeiteten Empfehlungswerte aktuell an verschiedenen Einzugsgebieten geprüft. Hierzu werden Abflussberechnungen für reale Außengebiete in Baden-Württemberg vollzogen und mit den vorliegenden Oberflächenabflusswerten verglichen, die durch räumlich hochaufgelöste Berechnungen der Universität Freiburg mit dem detaillierten hydrologischen Modell RoGeR bundeslandweit ermittelt wurden [Steinbrich et al., 2015; LUBW, 2016].

## 5 Literatur

- de Priest, S. (2015): Modelltechnischer und planerischer Umgang mit Außengebietsabflüssen am Beispiel eines städtischen Einzugsgebiets; Studie in Zusammenarbeit mit der Hochschule Darmstadt, unveröffentlicht (wird auf Anfrage zur Verfügung gestellt).
- DWA (2016): Merkblatt DWA-M 119, Risikomanagement in der kommunalen kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen, DWA, Hennef, November 2016.
- DWA (2013): Starkregen und urbane Sturzfluten – Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), DWA-Themen T1/2013, ISBN 978-3-944328-14-0.
- DWA (2008): Abflüsse aus Außengebieten der Kanalisation: Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe ES-2.6 „Abfluss- und Schmutzfrachtsimulation“ (inkl. Anhang), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jahrg. 55, Nr. 8, 850-854.
- LUBW (2016): Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg, Anhang 2-5, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), [www.lubw.baden-wuerttemberg.de](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de).
- Steinbrich, A., Weiler, M., Leistert, H. (2015): Alles RoGer? Modellierung von Sturzfluten aufgrund von Starkniederschlägen, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 2015; 35 (15) : 115-125.

### Korrespondenz an:

Prof. Dr.-Ing. Marc Illgen  
Hochschule Kaiserslautern  
FB Bauen und Gestalten  
Lehrgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Tel.: 0631 | 3724-4526  
E-Mail: [marc.illgen@hs-kl.de](mailto:marc.illgen@hs-kl.de)



## Echtzeitvorhersage urbaner Sturzfluten und damit verbundene Wasserkontaminationen

L. Fuchs<sup>1</sup>, T. Graf<sup>2</sup>, U. Haberlandt<sup>3</sup>, H. Kreibich<sup>4</sup>, I. Neuweiler<sup>2</sup>, M. Sester<sup>5</sup>, S. Berkahn<sup>1</sup>, Y. Feng<sup>5</sup>, A. Peche<sup>2</sup>, V. Rözer<sup>4</sup>, R. Sämann<sup>2</sup>, B. Shehu<sup>3</sup>, J. Wahl<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover

<sup>2</sup>Institut für Strömungsmechanik und Umweltphysik im Bauwesen,  
Leibniz Universität Hannover

<sup>3</sup>Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Leibniz Universität Hannover

<sup>4</sup>Helmholtz-Zentrum Potsdam, Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam

<sup>5</sup>Institut für Kartographie und Geoinformatik, Leibniz Universität Hannover

**Kurzfassung:** Im Rahmen des BMBF-Projekts EVUS (Echtzeitvorhersage urbaner Sturzfluten und damit verbundene Wasserkontamination) wurde ein Vorhersagemodell für urbane Sturzfluten und ihre Folgen entwickelt. Es besteht aus den Komponenten: (1) kurzfristige Niederschlagsprognose, (2) ein detailliertes 1D-Kanal- und 2D-Oberflächenmodell basierend auf einem digitalen Geländemodell, das mit einem Mobile Mapping Lidar verfeinert wurde.; (3) ein auf künstlichen neuronalen Netzen basierendes Überflutungsmodell zur schnellen Vorhersage von überfluteten Gebieten; (4) ein 3D-Grundwassermodell für gesättigte und variabel gesättigte Grundwasserströmung gekoppelt mit dem 1D / 2D-Modell; (5) ein auf Partikeln basierendes Transportmodell zur schnellen Vorhersage von Transportwegen und -zeiten von Kontaminationen auf der Oberfläche; und (6) ein Überflutungsschadensschadensmodell.

**Key-Words:** Urbane Sturzfluten, Echtzeitvorhersage, Schadstofftransport, künstliche Neuronale Netze, crowd sourcing

### 1 Einleitung

Extreme Niederschläge haben das Versagen des Entwässerungssystems zur Folge und führen zu einer Überflutung auf der Oberfläche (urbane Sturzfluten). Weitere Schadensereignisse während einer urbanen Sturzflut können durch die ungewollte Freisetzung von schädlichen Substanzen entstehen, die sowohl die Qualität von Oberflächengewässern als auch des Grundwassers beeinträchtigen können. Im Rahmen des von BMBF geförderten Projekts "Echtzeitvorhersage urbaner Sturzfluten und damit verbundene Wasserkontamination" wurde ein Vorhersagemodell für extreme Niederschläge, Abflüsse und Transport im Kanalnetz, auf der Oberfläche und im Untergrund des Stadtgebiets und eine schnelle Schadensvorhersage entwickelt. Zusätzliche





schlagereignisse identifiziert, verfolgt und linear extrapoliert, wird zur Vorhersage von Radarintensitäten bei unterschiedlichen Vorlaufzeiten von Minuten bis 2 Stunden eingesetzt. Die Ergebnisse von 86 ausgewählten Ereignissen innerhalb des Radarbereichs der Station Hannover für den Zeitraum 2006-2012 sind in Abbildung 2 dargestellt.

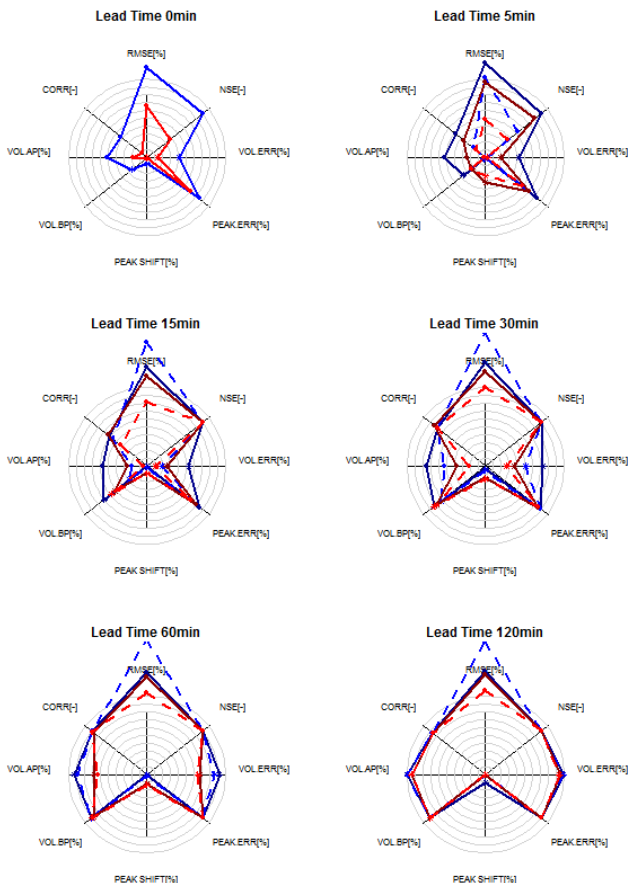


Abbildung 2: Vergleich von Vorhersagegütekriterien

Radarrohdaten (blau) und Mergingdaten (rot) im Vergleich mit beobachteten Niederschlägen von Bodenstationen (dicke Linien) und mit beobachteten Radardaten (Strichlinie) gemittelt für die 86 ausgewählten Ereignisse und für verschiedene Vorlaufzeiten: 5, 15, 30, 60 und 120 min. Alle Gütewerte sind normalisiert und das Optimum (1 für Korrelation, NSE und Peak Timeshift, 100% für alle anderen) steht im Mittelpunkt der Abbildung. Je näher am Zentrum, desto besser die Güte. Jeder graue Kreis zeigt einen Fehlerrückgang um 10 % oder 0,1 an.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei Vorlaufzeiten von weniger als 2 Stunden die Vorhersage der Mergingdaten deutlich besser ist als die von den Radarrohdaten. Allerdings ist die Vorhersage nur für maximale Vorlaufzeiten von 30 Minuten bis zu 2 Stunden besser. Bei einer Vorlaufzeit ab 2 Stunden, gibt es keinen klaren Unterschied zwischen Radar und Merging basierter Vorhersage. Dies deutet darauf hin, dass bei solchen hohen Vorlaufzeiten der Vorhersagefehler unabhängig von der Eingabedatenqualität ist und stattdessen fast ausschließlich vom Extrapolationsfehler abhängt. Daher wird nunmehr eine Betrachtung von nichtlinearen Extrapolationen durchgeführt, d.h. es werden aus historischen Beobachtungen ähnliche Muster gesucht. Verwendet wird dafür ein KNN-Algorithmus, der in den Hydratrac-Algorithmus integriert und trainiert wird, um die Vorlaufzeiten zu erhöhen und Ensembleprognosen zu erstellen.

## 2.2 Oberflächenabflussmodell

Ein gekoppeltes 1D/2d Kanalnetz und Oberflächenabflussmodell (HYSTEM-EXTRAN 2D, itwh 2017) wurde für die gesamte Stadt Hannover basierend auf einem 50 cm Digitalen Geländemodell (DGM) aufgestellt. Die Oberfläche wird mit einem unstrukturierten Berechnungsgittern bestehend aus Dreieckselementen diskretisiert. Für das Testgebiet in Hannover Ricklingen wurden die Straßen und angrenzende Bereiche bis zu ca. 200 m mit einem Mobile Mapping System (MMS) mit einer Auflösung von 10 cm erfasst. Das Ergebnis dieser Erfassung wurde mit Bodenfilterungsalgorithmen überarbeitet und in Abbildung 3 (a) dargestellt. In Abbildung 3 (c) ist der Bereich einer Straße mit einer Auflösung von 10 cm dargestellt. Dieses DGM wurde mit einem verfügbaren DGM mit 50 cm Auflösung zusammengeführt (Abbildung 3 (b)), um die Bereiche abzudecken, die nicht vom MMS erfasst wurden. Dabei wurde eine Interpolation angewendet, um unerwartete Höhengsprünge an Verbindungsgrenzen von zwei DTMs zu glätten. Auf diese Weise wurde die Auflösung eines DGM mit 50 cm Auflösung im Straßenbereich auf 10 cm verbessert und die Vollständigkeit der Daten erreicht (Abbildung 3 (d)).

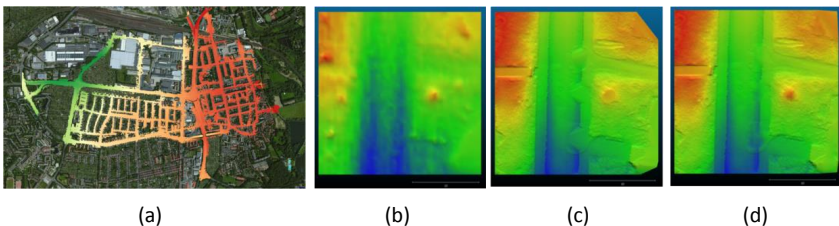


Abbildung 3: Digitales Geländemodell (DGM) erzeugt aus dem Mobile Mapping System (a). verfügbares DGM mit einer Auflösung von 50 cm (b), DGM des Mobile Mapping System in 10cm Auflösung (c) und zusammengeführtes DGM (d).

Das Überflutungsmodell wird anhand von radarbasierten Niederschlagsmessungen, Feuerwehrsadenschadensmeldungen und Informationen aus den sozialen Medien validiert. Parameterbedingte Modellunsicherheiten wurden über Sensitivitätsstudien analysiert (Tecklenburg et al., 2017)

Das beschriebene numerische Überflutungsmodell mit Kopplung an das Untergrundströmungsmodell wird verwendet um die Trainingsdaten für das künstliche neuronale Netz zur Echtzeitvorhersage von maximalen Wasserständen auf der Oberfläche zu generieren. Dafür wurden ca. 1500 Starkregenszenarien berechnet. Weiterhin bilden die im Kanalnetz und an der Oberfläche berechneten, zeitabhängigen Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten der Szenarien die Grundlage für das Schadstofftransportmodell.

### 2.3 Wasserstandsvorhersage

Aufbauend auf der Vorhersage der Niederschläge ist eine Echtzeitvorhersage Wasserständen innerhalb von wenigen Sekunden notwendig. Detaillierte physikalisch basierte Modelle können diese Anforderung nicht erfüllen. In Henonin et al. (2013) zeigt, dass die Auswahl vorsimulierter Szenarien die einzige Möglichkeit darstellt, Echtzeitvorhersagen mit detaillierten hydrodynamischen Modellen zu realisieren. Bermúdez et al. (2018) berechnet Szenarien werden mit einem detailliertem 1D-2D hydrodynamischen Modell, jedoch ist bei der Auswahl von vorsimulierten Szenarien keine Interpolation zwischen den Szenarien möglich. Unter Berücksichtigung der Variabilität von Regenereignissen und der Unsicherheit in der Regenvorhersage, ist die Möglichkeit der Interpolation bei der Umsetzung von Echtzeitvorhersagen unabdingbar. Das hier entwickelte Modell zur Vorhersage von maximalen Wasserständen besitzt die Fähigkeit der Interpolation. Mit Hilfe von vorsimulierten Szenarien (siehe 2.2) werden künstliche neuronale Netze trainiert. Die Eingabe in das Netz umfasst dabei die Regenvorhersage in fünf Minuten Zeitschritten und die Ausgabe der maximalen Wasserstände mit einer zweidimensionalen räumlichen Verteilung. Durch die Verwendung eines Ensembles von neuronalen Netzen wird die Interpolationsfähigkeit des Modells deutlich verbessert. Der konzeptionelle Aufbau des Modells ist in Abbildung 4 dargestellt. Das Vorhersagemodell ist ausführlich in Berkahn et al. (2018) erläutert. Die Rechenzeit des Modells liegt bei 2-3 Sekunden pro Regenereignis. Mit einem durchschnittlichen RMSE für ausgewählte Testereignisse von weniger als einem Zentimeter kann das Modell die Ergebnisse HE 2D sehr gut nachbilden.

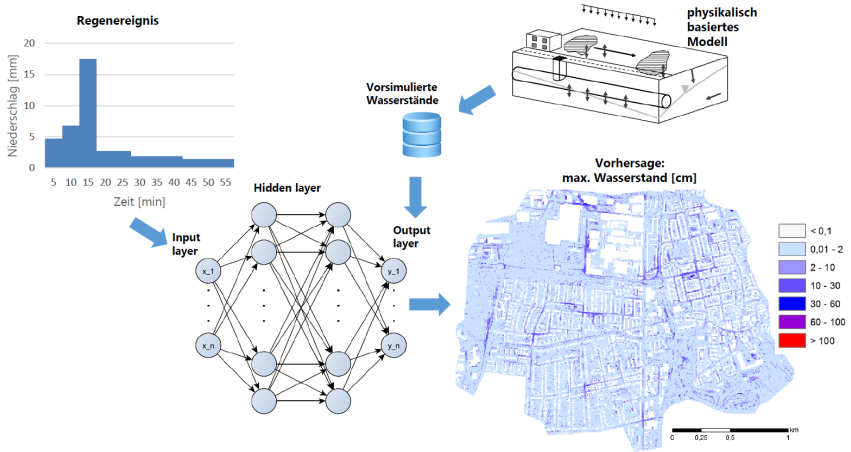


Abbildung 4: Konzeptionelles Modell zur Vorhersage urbaner Sturzfluten

### 2.4 Gekoppeltes Kanalnetz-Grundwassermodell

Um den Austritt von Abwasser in das Grundwasser bzw. den Eintritt von Grundwasser in das Kanalnetz abzubilden, wurde ein gekoppeltes Kanalnetz-Grundwassermodell erstellt. Dafür wurde der Grundwasserströmungssimulator OpenGeoSys [OGS] (Kolditz et al., 2012) mit dem hydrodynamischen Modell HYSTEM-EXTRAN [HE] (itwh, 2014) zum Leckagemodell OGS-HE gekoppelt. Die bidirektionale, nicht-iterative Kopplung basiert auf der Aktualisierung von Quelltermen. Das Datentransfer-Schema wurde mit der, als effektiv geltenden (Laszewski & Nauduri, 2011) FiFo Methode NamedPipes realisiert. Konzeptionelles Modell und Datentransfer sind schematisch in Abbildung 5 gegeben. Das gekoppelte Modell wurde erfolgreich validiert und verifiziert. Eine detaillierte Beschreibung von OGS-HE einschließlich mathematischem Modell, Kopplung, Validierung und Verifizierung ist in Peche et al. (2017) und Peche et al. (2018) gegeben.

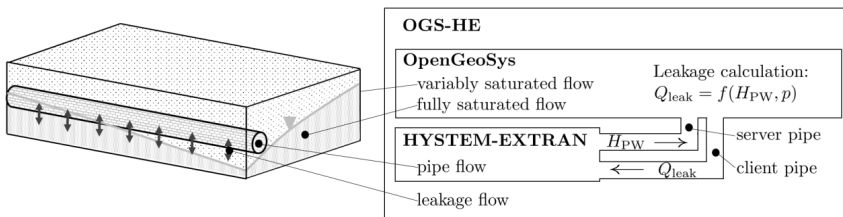


Abbildung 5: Konzeptionelles Modell OGS-HE (Modifiziert nach Peche et al., 2017).

Im Rahmen des EVUS-Projektes wird OGS-HE als Erweiterung des hydrodynamischen Modells HE2D für die präzise Berechnung von Überflutungsszenarien genutzt. Ergebnisse des gekoppelten Modells werden für das Training des Metamodells (siehe 2.4) verwendet.

## 2.5 Schadstofftransportmodell

Unfälle mit Lagerbehältern oder Verkehrsunfälle mit austretenden Schadstoffen stellen punktuelle Schadstoffeinträge dar. Eine schnelle Erfassung und Vorhersage der betroffenen Gebiete ermöglicht eine Eindämmung und Schutz vor weitreichender Kontamination. Dazu wurde Transportmodell für Schadstoffe entwickelt, welches schnell genug ist, um für eine Echtzeitvorhersage eingesetzt zu werden.

Das Transportmodell für Schadstoffeinträge aus lokal begrenzten Quellen wird über einen Partikelansatz umgesetzt. In dieser Lagrange'schen Betrachtungsweise wird der Schadstoff über viele Massepunkte dargestellt, die sich mit dem Strömungsfeld des Regenwassers bewegen und sich zusätzlich durchmischen. Als Grundlage für das Strömungsfeld werden Ergebnisse aus der hydrodynamischen Simulation genutzt, welche in einer Datenbank abgelegt sind.

Die Durchmischung der Partikel wird über die Random-Walk Methode umgesetzt (Kinzelbach, 1988). Dabei erfährt jedes Partikel zusätzlich zu seiner advektiven Bewegung im dynamischen Strömungsfeld eine zufällige Bewegung quer und längs der Strömung.

Durch die Partikel-Betrachtungsweise wird der Schadstoff eindeutig verfolgt. Anders als bei gitterbasierten Methoden treten keine numerischen Effekte auf, welche zu einer Verschmierung der Konzentrationsfronten und zu einer Unterschätzung von Konzentrationsspitzen führen (Pathirana et al., 2011).

Für eine Auswertung des Verschmutzungspotentials werden alle Partikel auf ein Raster projiziert und die gebildete Massensumme mit dem Wasserstand verrechnet.

Die Simulation für ein Unfallereignis mit 20.000 Partikeln benötigt ca. 90 Sekunden. Da die Ausbreitung über zwei Stunden stattfindet, ist die Vorhersage ausreichend schnell genug, um eine Echtzeitvorhersage mit ausreichender Vorwarnzeit zu erstellen. Abbildung 6 zeigt eine beispielhafte Ausbreitungskarte.

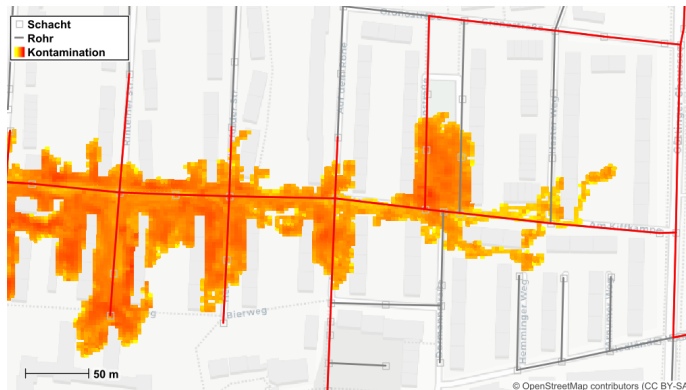


Abbildung 6: Ausbreitungsgebiet eines Schadstoffeintrags. Kontamination der Kanalrohre durch Rotfärbung gekennzeichnet. Gradient der Oberflächenfärbung von gelb (schwach) bis rot (stark kontaminiert)

## 2.6 Risikoquantifizierung

Zur Quantifizierung des Starkregenrisikos werden das Überflutungs- und Schadstofftransportmodell mit einem Schadensmodell gekoppelt. Ziel ist es auf Basis der Gefährdungsabschätzungen (Überflutungsflächen, Wassertiefen) eine probabilistische Abschätzung der zu erwartenden Schäden an Gebäuden zu geben. Dazu wurde auf der Basis empirischer Schadensdaten aus vergangenen Starkregenereignissen in Deutschland, ein probabilistisches multi-variates Schadensmodell entwickelt. Mit Hilfe von maschinellem Lernen wurden zunächst die wichtigsten schadensbeeinflussenden Prädiktoren aus einem Set von 57 Eingangsvariablen bestimmt. Hierbei wurden zum einen Variablenkombinationen zur Erklärung der Schadenshöhe, sowie zum anderen der Schadenseintrittswahrscheinlichkeit identifiziert. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Schadenshöhe vor allem durch Gefährdungsvariablen wie Wasserstand oder Überflutungsdauer gesteuert wird; die Schadenseintrittswahrscheinlichkeit jedoch neben dem Wasserstand vor allem von Widerstandsparametern wie der Art des Gebäudes oder dem Wissen der Bewohner über das Starkregenrisiko beeinflusst wird.

In einem zweiten Schritt wurde auf Basis der als wichtig identifizierten Prädiktoren ein probabilistisches multi-variates Schadensmodell auf Basis einer Bayesschen Beta-Regression entwickelt. Dabei wird der Schaden pro Gebäude in Relation zum Gebäudewert als Wahrscheinlichkeitsverteilung für das Intervall (0=kein Schaden; 1=Totalschaden) geschätzt. Die Wahrscheinlichkeitsverteilung wird dabei als Kombination der zu erwartenden Schadenshöhe als auch der Schadenseintrittswahrscheinlichkeit bestimmt. Die probabilistische Schadensverteilung für jedes Gebäude wird individuell auf der Basis von Markov-Chain-Monte-Carlo (MCMC) Stichproben ange-

nähert. Dadurch kann im Vergleich zu deterministischen Verfahren die Zuverlässigkeit der Schadensschätzung deutlich verbessert werden. Dies erlaubt eine Echtzeitvorhersage der zu erwartenden Schäden während eines Starkregenereignisses bei der die Unsicherheiten der Schätzung kommuniziert, sowie schrittweise reduziert werden können, sobald detaillierte Eingangsdaten vorliegen. Die Verwendung Bayesscher Verfahren erlaubt zudem die Integration von Expertenwissen in Form von a-priori Verteilungen zur Kalibrierung des Modells bei räumlichen und zeitlichen Transfers.

## 2.7 Crowdsourcing

Der Begriff Crowdsourcing bezeichnet eine aktuelle Methode zur Datenerfassung, die sich in den vergangenen Jahren schnell entwickelt hat und sich insbesondere darauf bezieht, Daten aus Sozialen Medien zu nutzen. Die über Crowdsourcing erhobenen Daten werden gemeinhin als Volunteered Geographic Information (VGI) bezeichnet. Das Ziel ist es, nützliche Informationen mit Ortsinformationen von freiwilligen Nutzern zu sammeln. Für das Projekt EVUS wurde eine Dateninfrastruktur entwickelt, die das Erfassen von Crowdsourcing-Informationen, den Austausch notwendiger Informationen zwischen den Teilprojekten sowie die Visualisierung der Vorhersageergebnisse ermöglicht (Abbildung 7).

Crowdsourcing-Methoden können grob in zwei Kategorien eingeteilt werden: partizipativ und opportunistisch. Beide Kategorien werden im Projekt genutzt. Partizipative Methoden erfordern die bewusste und aktive Teilnahme der Nutzer. Zu diesem Zweck wurde eine Handy-App entwickelt, um Sturzflut-relevante Informationen von freiwilligen Nutzern zu sammeln. Es enthält den Standort des Benutzers und auch gewünschte Informationen wie Regenintensität, Überschwemmungsbereich und das Auftreten von Kontaminationen (s. Abb. 8, links). Im Gegensatz dazu erfordern opportunistische Methoden keine aktive Beteiligung des Nutzers am Messvorgang. In diesem Zusammenhang wurde ein Ansatz zur Identifizierung und Lokalisierung von Niederschlags- und Hochwasserereignissen aus sozialen Medien durch die Analyse der benutzergenerierten Texte und Fotos entwickelt (Feng & Sester, 2017, Feng & Sester, 2018). Deep-Learning-Modelle werden trainiert, um relevante Beiträge von Nutzern in sozialen Medien zu identifizieren. Die einzelnen Beiträge werden durch ein raumzeitliches Clustering aggregiert, um regen- oder flutrelevante Ereignisse zu extrahieren (Abbildung 8, rechts).



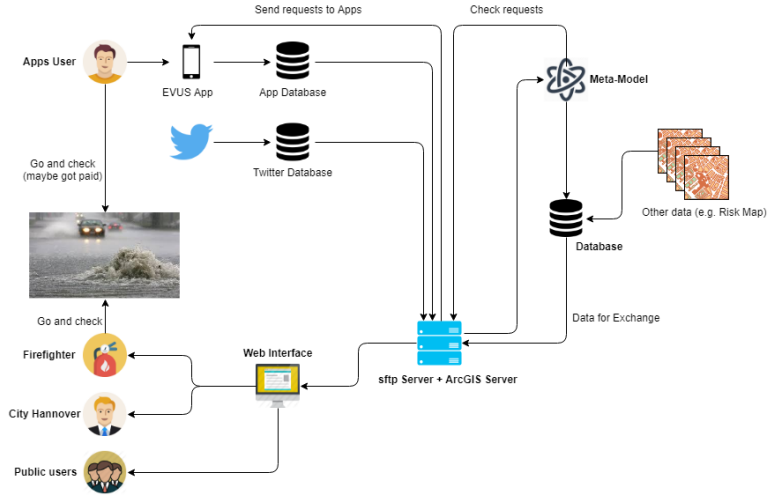


Abbildung 7: Dateninfrastruktur für das Projekt EVUS.

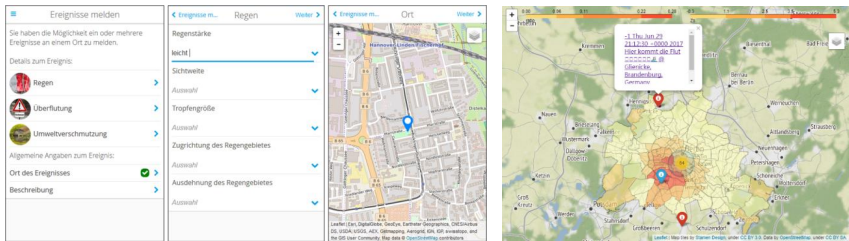


Abbildung 8: Screenshots der Handy-App zur Datenerfassung (links). Extrahierte, raumzeitliche Cluster in Berlin am 29. Juni 2016 (rechts).

Die Crowdsourcing-Information dient als notwendiger Input für die Schadstoffbewegungsanalyse.

### 3 Zusammenfassung

Die Modellumgebung wurde für ein Teileinzugsgebiet entwickelt und getestet. Die einzelnen Modelle werden weiterentwickelt und weiter getestet, erweitert und validiert. Erste Experimente mit der Verarbeitung von Crowdsourcing von Niederschlagsereignisdaten wurden durchgeführt. Bilder von Social-Media-Plattformen werden mit Deep-Learning-Ansätzen analysiert, um ihr Potenzial für die Erkennung

von Niederschlagsereignissen zu untersuchen. Ob das Modellierungssystem für die gesamte Stadt Hannover umgesetzt wird, ist derzeit noch offen.

## Danksagung

Das Projekt wird im Rahmen des BMBF-geförderten Forschungsprojekts "EVUS - Echtzeit-Vorhersage urbaner Sturzfluten und damit verbundene Schadstoffkontaminationen" (BMBF, 03G0846B) gefördert. Radar- und Niederschlagsdaten wurden vom Deutschen Wetterdienstes (DWD), Luftbilder und Katasterkarten vom Amt für Geoinformation der Stadt Hannover zur Verfügung gestellt.

## 4 Literatur

Achleitner, S., Fach, S., Einfalt, T., Rauch, W., 2009. Nowcasting of rainfall and of combined sewage flow in urban drainage systems. *Water Science and Technology*, 59: 1145-51.

Ahlstrom, S., Foote, H., Arnett, R., Cole, C., Serne, R., 1977. Multicomponent mass transport model: theory and numerical implementation (discrete-parcel-random-walk version). Tech. rep., Battelle Pacific Northwest Labs., Richland, Wash.(USA).

Berkhahn S, Fuchs, L., Neuweiler I. An ensemble neural network model for real-time prediction of urban floods. Manuscript in preparation.

Bermu\_dez M, Ntegeka V, Wolfs V, Willems P. Development and comparison of two fast surrogate models for urban pluvial flood simulations. *Water Resources Management* 2018:1-5.

Berndt, C., Rabiej, E. & Haberlandt, U. 2014 Geostatistical merging of rain gauge and radar data for high temporal resolutions and various station density scenarios. *Journal of Hydrology*, 508: 88-101.

Feng, Y. & Sester, M. 2017 Social media as a rainfall indicator. In: Bregt, A., Sarjakoski, T., Lammersen, R. van, Rip, F. (Eds.). *Societal Geo-Innovation: short papers, posters and poster abstracts of the 20th AGILE Conference on Geo-graphic Information Science*, Wageningen, the Netherlands.

Feng, Y. & Sester, M. 2018. Extraction of Pluvial Flood Relevant Volunteered Geographic Information (VGI) by Deep Learning from User Generated Texts and Photos. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7(2), 39.

Fuchs, L., Graf, F., Haberlandt, U., Kreibich, Neuweiler, I., Sester, M., Berkhan, S., Feng, Y., Peche, A., Rözer, V, Sämann, R, Shehu, B and Wahl, J. (2017). Real time prediction of pluvial floods and induced water contamination in urban areas. *Proceedings of International Conference of urban drainage*, 2017 Prague.

Henonin J, Russo B, Mark O, Gourbesville P. Real-time urban flood forecasting and modelling - a state of the art. *Journal of Hydroinformatics* 2013;15(3):717-736.

itwh, 2014. Kanalnetzberechnung - Hydrodynamische Abfluss-Transport- und Schmutzfrachtberechnung. HYSTEM-EXTRAN 7 Modellbeschreibung, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH Hannover.

itwh, 2017. HE2D – Urbane Sturzfluten, Modellbeschreibung, Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH Hannover.

Kinzelbach, W., 1988. The random walk method in pollutant transport simulation. In: Groundwater flow and quality modelling. Springer, pp. 227-245.

Kolditz, O., Bauer, S., Bilke, L., Böttcher, N., Delfs, J. O., Fischer, T., & Park, C. H. (2012). OpenGeoSys: an open-source initiative for numerical simulation of thermo-hydro-mechanical/chemical (THM/C) processes in porous media. *Environmental Earth Sciences*, 67(2), 589-599.

Kraemer, S.: Quantitative Radardatenaufbereitung für die Niederschlagsvorhersage und die Siedlungsentwässerung. Mitteilungen Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, Heft 92, ISSN 0343-8090, Hanover, Germany, 2008.

Li, L., Schmid, W., Joss, J., 1995. Nowcasting of motion and growth of precipitation with radar over a complex orography. *J Appl Meteorol* 34: 1286-300.

Pathirana, A., Maheng Dikman, M., Brdjanovic, D., 2011. A twodimensional pollutant transport model for sewer over\_ow impact simulation. In: Proceedings: 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil. pp. 10-15.

Peche, A., Graf, T., Fuchs, L., & Neuweiler, I. (2017). A coupled approach for the three-dimensional simulation of pipe leakage in variably saturated soil. *Journal of Hydrology*, 555, 569-585.

Peche A., Graf, T., Fuchs, L., Neuweiler, I., Maßmann, J., Huber, M., Vassolo, S., Stoeckl, L., Lindenmaier, F., Neukum, C., Jing, M., & Attinger, S. (2018) HH Processes. In: Kolditz O., Nagel T., Shao H., Wang W., Bauer S. (eds) Thermo-Hydro-Mechanical-Chemical Processes in Fractured Porous Media: Modelling and Benchmarking. *Terrestrial Environmental Sciences*. Springer, Cham.

Tecklenburg, J., Wachenhausen, J., Neuweiler, I., Fuchs, L. (2017): Framework for an automated sensitivity analysis for modelling urban flooding; Proc. 17th ICUD, Prague, 2017.

### **Korrespondenz an:**

Lothar Fuchs

Itwh GmbH, Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover

Tel.: 0511-971930

Fax: 0511-97193-77

E-Mail: l.fuchs@itwh.de

# Überflutungsvorsorge Urbane Starkregen für Leipzig

H. Milke<sup>1</sup>, T. Sahlbach<sup>1</sup>, U. Meyer<sup>2</sup>, M. Mucha<sup>2</sup>, Frf. A. v. Fritsch<sup>3</sup>, M. Jana<sup>4</sup>

<sup>1</sup>IWS/ HTWK Leipzig; <sup>2</sup>Leipziger Wasserwerke; <sup>3</sup>Amt für Umweltschutz Leipzig; <sup>4</sup>Verkehrs- und Tiefbauamt Leipzig

**Kurzfassung:** Im vorliegenden Aufsatz wurden die zugrunde liegenden Ansätze einer ganzheitlichen Betrachtung für die Überflutungsvorsorge der Stadt Leipzig und die Vorgehensweise bei der Analyse der Überflutungsgefährdung erörtert. Die gründliche Recherche von dokumentierten Schadensereignissen urbaner Sturzfluten in den letzten Jahren und deren Implementierung in ein GIS-Projekt wird dabei als unentbehrlich für die Plausibilitätsprüfung und Validierung der Simulationsergebnisse, aber auch als Notwendigkeit für die Argumentation bei der Öffentlichkeitsarbeit betrachtet. Für die Koordination eines solchen Projektes ist dabei das enge Zusammenwirken und die Abstimmung von Ämtern und Dezernaten der Stadt mit Entwässerungsbetrieb und Projektarbeitern, auch in unterschiedlichen Leitungsebenen erforderlich, um den Erfolg zu gewährleisten. Ein stufenweises Heranarbeiten mit einer stetigen Reduzierung der „Flughöhe“ und Fokussierung auf die Schwerpunkte sichert dabei die Vertrauenswürdigkeit der Ergebnisse.

**Key-Words:** Starkregen, Überflutungsvorsorge, Leipzig, Infrastruktur

## 1 Veranlassung

Die Stadt Leipzig ist mit derzeit knapp 600.000 Einwohnern eine stark wachsende Stadt. Bis 2030 werden über 720.000 Einwohner prognostiziert. Einher geht das Einwohnerwachstum mit einer starken baulichen Verdichtung der rund 300 km<sup>2</sup> großen Stadtgrundfläche, die von einem Auewaldareal der Weißen Elster von Süd nach Nord durchzogen wird.

In den letzten Jahren kam es, wie in vielen Städten Deutschlands, zu einer Reihe von, zum Teil lokal begrenzten Starkregenereignissen mit Niederschlagsintensitäten, die Wiederkehrzeiten zwischen 50 und >100a aufwiesen. Diese flachlandtypischen Sturzfluten setzten teilweise Hauptstraßen kniehoch unter Wasser und machten diese unpassierbar.

Die vielerorts anzutreffende Wohnbebauung aus der Gründerzeit, Leipzig erlebte nach dem Ende des 1. WK einen ähnlich boomenden Aufschwung auf über 700.000 EW, ist zumindest in überflutungsgefährdeten Bereichen durch Hochparterre und höherliegende Eingänge gekennzeichnet. Dadurch haben die früheren Baumeister, bewusst oder unbewusst, dem möglichen Schadenspotential bei Sturzfluten Rechnung getragen.



Abbildung 1: Überflutung der Georg Schumann Straße nach dem Starkregen am 27.07.2016 (Foto: LVZ)

Ohne auf die Hilfsmittel der Oberflächenabflusssimulation zurückgreifen zu können, waren sie sich der Gefahren bewusst und haben dementsprechend gebaut. Betrachtet man hingegen die insbesondere nach 1990 in Baulücken ergänzten neueren Gebäude, stellt man vielfach fest, dass diese ebenerdig, teilweise sogar mit direkter Zufahrt in die Tiefgarage gebaut wurden. Ein deutlicher Hinweis, wie notwendig es ist, das Bewusstsein für das mögliche Gefährdungspotential, sowohl in der Bevölkerung als auch bei Stadtplanern, Architekten und Ingenieuren in Zeiten zunehmender Starkregenereignisse zu schärfen.

## 2 Generelles Handlungskonzept

Die Stadt Leipzig beschloss im Jahr 2015, unter Federführung der Dezernate „Stadtentwicklung und Bau“ und „Umwelt/ Ordnung/ Sport“ und unter Koordinierung und Projektleitung der Leipziger Wasserwerke gemeinsam mit dem Institut für Wasserbau und Siedlungswasserwirtschaft ein Projekt mit dem Titel „KAWI-L – Kommunale Anpassungsstrategien für wassersensible Infrastrukturen in Leipzig“ aufzusetzen, welches durch drei Säulen gekennzeichnet ist.

Während die erste und zweite Säule, zumindest teilweise, aufeinander aufbauen, hat die dritte Säule einen projektbegleitenden Charakter. Sie hat zum Ziel, die interne und externe Kommunikation über ein Verständnis der Zusammenhänge sukzessive zu transferieren.

Neben der inhaltlichen Struktur spielt für den Erfolg des Projektes das Zusammenwirken und die Abstimmung der Partner eine wesentliche Rolle. Dafür wurden neben der mit allen Beteiligten durchgeführten Kick-off und Zwischenpräsentation, einer sich monatlich, bzw. bei Bedarf treffenden Arbeitsebene, noch ein Lenkungsausschuss mit den Amtsleitern der beteiligten Ämter der Stadt, bzw. Geschäftsführern im vierteljährlichen Rhythmus eingeführt. Diese Struktur hat sich bewährt, um anstehende Fragestellungen, z.B. die Beschaffung oder Bereitstellung von Datengrundlagen, unbürokratisch und schnell zu klären.



Abbildung 2: Projektstruktur mit den drei Projektsäulen „KAWI-L – Kommunale Anpassungsstrategien für wassersensible Infrastrukturen in Leipzig“

Die vorgesehene Bearbeitung des Projektes orientiert sich in erster Linie an dem DWA-M 119: Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen [B] sowie der BWK-Fachinformation 1/2013 Starkregen und urbane Sturzfluten – Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge [A].

Die Säule 1 – Risikomanagement - wurde in fünf Bausteine (BS) aufgeteilt, die sich zum Teil parallel, zum Teil nacheinander abarbeiten lassen. Für die Ermittlung der Überflutungsgefährdung (BS 1) lassen sich wiederum 5 Arbeitspakete ableiten.

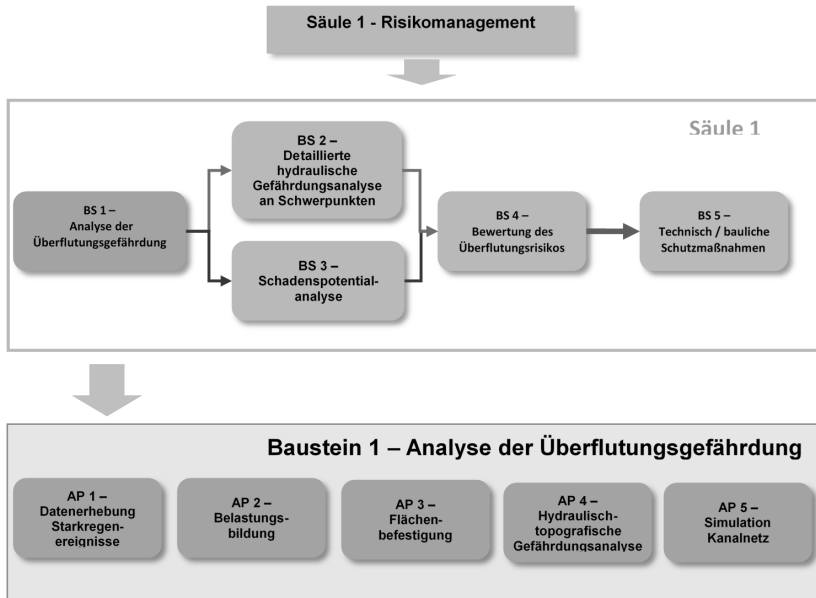


Abbildung 3: Projektstruktur innerhalb der Säule 1 - Risikomanagement

Die wichtigsten Ergebnisse und Erfahrungen aus der Bearbeitung des Bausteins 1 sollen im Folgenden weiter erörtert werden.

### 3 Analyse der Überflutungsgefährdung

#### 3.1 Grundsätzliche Vorgehensweise

Ausgehend von einer, das gesamte Stadtgebiet betreffenden groben Analyse der Überflutungsgefährdung sollten zunächst die potentiellen Schwerpunkte von Überflutungen eruiert werden, bevor an diesen Schwerpunkten mit einer detaillierten hydraulischen Gefährdungsanalyse im Rahmen einer gekoppelten 1D/2D Simulation die konkrete Situation untersucht und letztendlich technisch-bauliche Schutzmaßnahmen zur möglichen Reduzierung des Schadenspotentials abgeleitet werden können. Um die Simulationsergebnisse zu validieren, aber auch im Kontext der zu erwartenden Diskussionen in der Öffentlichkeit spielt die Analyse der bisher stattgefundenen Ereignisse eine nicht zu unterschätzende Rolle. Ziel war es deshalb von Anfang an, alle Ergebnisse der Recherche im GIS aufzubereiten, um Zusammenstellungen leicht ge-

nerieren zu können und Plausibilitäten mit den erzielten Simulationsergebnissen abzufragen. Dazu wurden vorhandene analoge und digital aufbereitete Messwerte, Protokolle, Bilder und Videos von Starkregen bei Überflutungen ausgewertet und aufbereitet.

Tabelle 1: Erhebungsquellen

Lfd. Nr.	Erhebungsquelle	Ereignisdaten	Zeitraum
1	Branddirektion	Aufzeichnungen/ Protokolle von Einsätzen mit Wasserschäden	2007 - 2015
2	Amt für Umweltschutz	Abfragen Ämter der Stadt Leipzig zu aufgetretenen Schäden an öffentlichen Einrichtungen (Krankenhäuser, Schulen, Städtische Altersheime, Kindergärten, Turnhallen, etc.) während Starkregenereignissen	2013 - 2016
3	Verkehrs- und Tiefbauamt	Aufzeichnungen zu (zeitunabhängigen) Problemen bei der Straßenentwässerung	
4	Leipziger Wasserwerke	Bilder, Aufzeichnungen/ Protokolle zu Haftpflichtschäden im Zusammenhang mit Überflutungen, Abfragen Großkunden, Stadtwerke Leipzig, Leipziger Verkehrsbetriebe	2012 - 2016
5	HTWK Leipzig	Aufzeichnungen/ Auswertungen/ Bilder/ Videos im Zusammenhang mit Starkregenereignissen	2002 - 2016

### 3.2 Starkregenanalyse

Da seltene ( $T=10-30a$ ) und außergewöhnliche ( $T>50a$ ) Starkregen i.d.R. hinsichtlich ihrer Ausdehnung örtlich sehr begrenzt sind, ist deren Identifizierung und Abgrenzung nur mit Hilfe von angeeichten Radarmessungen oder einem dichten Meßnetz von Punktniederschlagsschreibern möglich. Für das Stadtgebiet von Leipzig standen für die Auswertung 18 Punktniederschlagsschreiber der Wasserwerke, der Hochschulen und weiterer Institutionen zur Verfügung, die allerdings eine unterschiedliche Datenqualität und Aufzeichnungszeiträume aufwiesen. Die ausgewerteten Niederschlagsereignisse wurden dabei entsprechend der jeweiligen Dauerstufe hinsichtlich ihrer Wiederkehrzeit in den Kontext des zugehörigen Rasterfeldes aus dem KOSTRA-Atlas gesetzt.



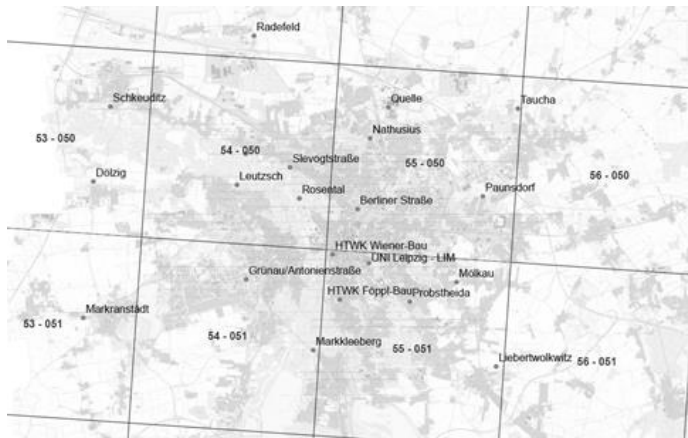


Abbildung 4: Regenschreiber im Kontext zu den KOSTRA-Rasterfeldern

An 10 Regenschreibern konnten 7 Ereignisse ausgewertet werden, bei denen in mindestens einer Dauerstufe die Wiederkehrzeit  $>100$  a betrug.

Tabelle 2: Ausgewertete Starkregenereignisse, bei der mindestens eine ausgewertete Dauerstufe eine Wiederkehrzeit von  $T \geq 100$  a aufwies

	Anz. der RS, die in mindestens einer Dauerstufe ein Ereignis $T \geq 100$ a registriert hatten	max. N in mm	Bei $T \geq 100$ a N in mm/ D in min
08.08.2005	1		25,8mm/ 10min
17.07.2009	2	29,6	28,7mm/10min 26,9mm/5min
22.09.2009	1	25,6	25,6mm/10min
14.08.2011	1	33,1	30,3m/15min 26,8mm/10min 19,8mm/5min
20.06.2013	3	88,6	88,4mm/6h 87,6mm/4h 82,1mm/1h 74,4mm/45min 56,6mm/30min 40,4mm/20min 32,9mm/15min
29.07.2014	1	58,7	36,8mm/20min
23.07.2015	1	53,5	41,1mm/25min

Ein weiteres Starkregenereignis am 27.7.2016, bei dem große Überflutungsschäden im NW Leipzig entstanden sind, konnte von keinem der Punktniederschlagsschreiber als Niederschlag mit  $T > 100$  a registriert werden. Auswertungen der RADOLAN-Daten ergaben jedoch Niederschlagshöhen bis zu 59 mm/h, was ebenfalls einer Wiederkehrzeit von  $T \geq 100$  a entspricht.

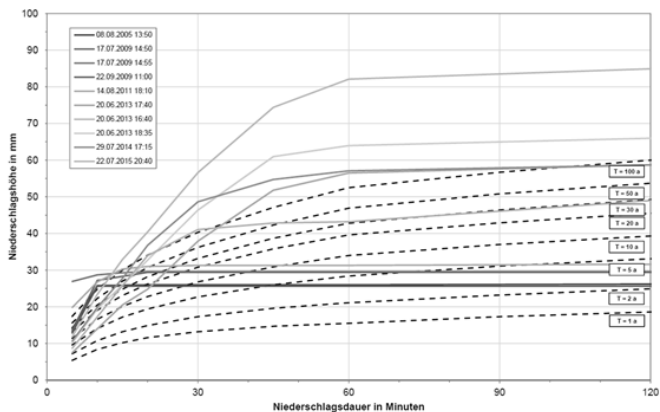


Abbildung 5: Statistische Einordnung ausgewählter Niederschläge  $T \geq 100$  a

Vier Ereignisse lagen weit über der 100-jährigen Darstellung nach KOSTRA-DWD 2010, so dass zusätzlich die Einordnung nach PEN-LAWA 2010 [D] erfolgte. PEN-LAWA (PEN „Praxisrelevante Extremwerte des Niederschlags“) umfasst die Wiederkehrzeiten  $T = 1.000$  a bis  $T = 10.000$  a und die Dauerstufen 15 min bis 75 h.

Das größte, dabei erfasste Niederschlagsereignis fand in Leipzig am 20.06.2013 mit einer Niederschlagshöhe von 88,6 mm über 6h statt.

### 3.3 Schadensanalyse

Für die Erfassung von Schäden aus Überflutungen wurden...

- Feuerwehreinsätze der Branddirektion bei Hilfeleistungen durch Wasserschäden
- Gemeldete Haftpflichtschadensfälle der Wasserwerke
- Gesammeltes Bild-/ Videomaterial der Wasserwerke bei Überflutungen
- Meldungen über Schäden an öffentlichen Einrichtungen bei den Ämtern der Stadt Leipzig
- Bild- /Videomaterial (Youtube) aus dem Internet

... recherchiert und im GIS dargestellt und verlinkt.

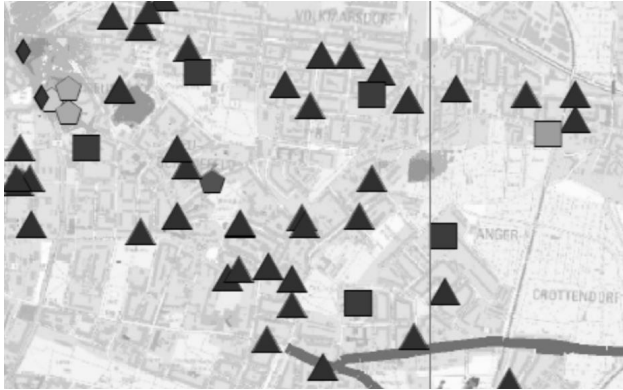


Abbildung 6: Beispiel aus dem GIS – Schadenslayer mit Darstellung von Feuerwehreinsätzen, lokalen Überflutungen des Kanalnetzes, Überflutungsschäden an öffentlichen Einrichtungen etc.

Zur Plausibilitätsprüfung wurden dabei die Schadensmeldungen mit den gemessenen Starkregenereignissen verschnitten. Dabei konnten Korrelationen zwischen den Schadensmeldungen und der zugehörigen Regensumme dargestellt werden. Besonders deutlich wurde dies während des Niederschlagsereignisses am 20.06.2013, sowohl mit den gemeldeten Schadensereignissen, als auch den Feuerwehreinsätzen.

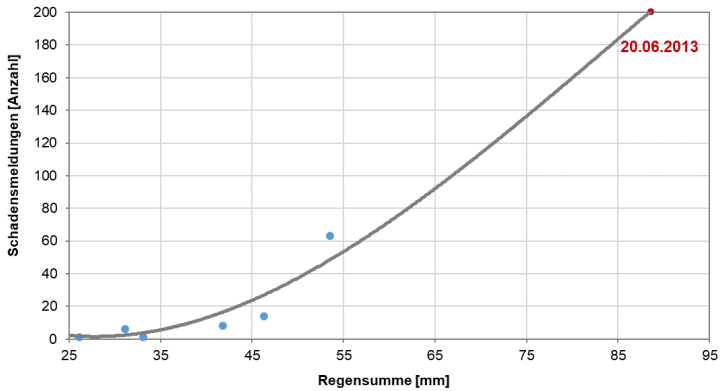


Abbildung 7: Beziehung der Schadensmeldungen zur Regensumme

### 3.4 Überstauanalyse Kanalnetz

Zur Ermittlung potentiell überstaugefährdeter Kanalnetzabschnitte wurde eine Simulation mit Modellregen seltener Häufigkeit ( $T=3$  bis  $T=100a$ ) durchgeführt, um Schwerpunkte von Überstauerscheinungen analysieren zu können. Aus dem Abgleich mit beobachteten Überstauungen und aufgetretenen Schäden aus Überflutungen konnte eine Validierung erfolgen.



Abbildung 8: Überstauete Schächte bei der Kanalnetzsimulation mit seltenen Starkregen

### 3.5 Aufbau GIS-Projekt

Zur Erfassung und Analyse wurde ein GIS-Projekt mit Hilfe von ARC-GIS aufgesetzt, welches gezielte Auswertungen zulässt und perspektivisch fortgeschrieben werden kann. Eine Erweiterung und Integration der künftigen Simulationsergebnisse, wie auch der Fortschreibung von Schadensfällen ist somit möglich.

Tabelle 3: Layerstruktur des ARC-GIS Projektes

Layer	Inhalt
Regenschreiber	Die Datenbank enthält 14 Regenschreiber mit Lagebezug (x-y-Koordinaten) und Regenschreiberbezeichnung.
Regenschreiber – Wiederkehrzeit $T_{\max}$	Die Verschneidung der Regenschreiber mit den Starkregendaten ermöglicht die Darstellung der größten aufgetretenen Regenereignisse an der jeweiligen Messstelle einschließlich Wiederkehrzeit nach KOSTRA-DWD2010 bzw. PEN-LAWA 2010. Regenschreiber deren Ereignisse die Wiederkehrzeit von 5 Jahren unterschreiten, werden nicht dargestellt.
Aufgetretene Schäden – Schäden durch Starkregen	Dieser Layer enthält die Schadensmeldungen mit den Adressdaten, Objektklasse (Schulen, Kindergärten, etc.), dem Datum des Starkregenereignisses sowie weiteren Bemerkungen über die Schadensart.
Aufgetretene Schäden – Feuerwehreinsätze	Das Dataset enthält alle Feuerwehreinsätze in Verbindung mit Starkregen. Es enthält die genaue Adresse sowie das Datum des Einsatzes.
Aufgetretene Schäden – Probleme Straßenentwässerung	Dieser Layer enthält <u>zeitunabhängige</u> Daten. Da keine zeitlichen und detaillierten Angaben zu den Schäden vorliegen, erfolgt die Anzeige über gesamte Straßenzüge bzw. flächig.
Aufgetretene Schäden – Überstaute Schächte	Der Layer enthält das Überstaudatum, die Adresse sowie die Schachtnummer. Bei fehlenden Schachtbezeichnungen erfolgte die Verortung nach den Adressangaben.
Aufgetretene Schäden – Haftpflichtschäden	Der Layer enthält das Datum des Schadenstages sowie Adressdaten.
Überstaute Schächte nach Modell	Enthalten sind die Schachtangaben (Name des Schachtes, Deckel-, Sohl- und Geländehöhen, Kanalart, etc.), Koordinaten der Schächte sowie die überstauten Schächte mit Überstauvolumen und –dauer.
Filme	In diesem Layer sind Links zu recherchierten Videoaufzeichnungen von Starkregenereignissen enthalten.
Fotos	In diesem Layer sind Fotos zu recherchierten von Starkregenereignissen enthalten.
Tiefe der aus dem dgm2 ermittelten Senken	Das Ergebnis der Senkenauswertung wird in diesem Layer dargestellt.
Dichte der Schadenereignisse	Der Layer Punktdichte enthält die Dichteverteilung von Schadensmeldungen, bezogen auf einen Radius von 500 m.
Neigungsklasse gemäß dgm2	Der Layer enthält das Gefälle der Oberfläche, unterteilt in 5 Kategorien.

### 3.6 Beispiele für GIS-Analysen und Auswertungen

Im Folgenden sollen Beispiele für mögliche GIS-Analysen für Plausibilitätsprüfungen und die Auswertung von Schwerpunkten der Überflutungen gezeigt werden. Mit Hilfe einer GIS-Auswertung wird die Dichteverteilung der Schadensmeldungen in ihrer Umgebung bestimmt. Die Anzahl der Punkte, die in der Nachbarschaft liegen werden addiert und durch die Fläche der Nachbarschaft dividiert.

Da es sich bei den Schadensmeldungen um Stichproben handelt, würde sich dementsprechend auch die Dichteverteilung verändern, wenn weitere Meldungen über Schäden hinzugefügt werden.

In Abbildung 9 wird die Punktdichteverteilung für einen Radius von 500 m, ab einer Anzahl von 10 Schadensmeldungen dargestellt. Bei einer Häufung von Problemstellen innerhalb des vorgegebenen Radius von 500 m erfolgt eine intensivere Darstellung der Punktwolke.

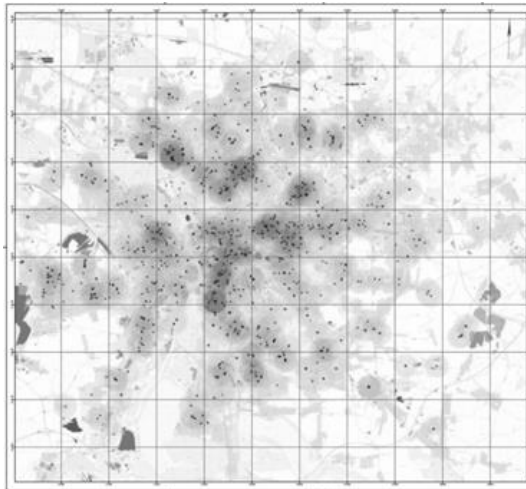


Abbildung 9: Punktdichteverteilung der Schadensmeldungen in einem Radius von 500m im Stadtgebiet von Leipzig

Eine weitere Möglichkeit stellt die GIS-Auswertung hinsichtlich vorhandener Senken dar. Zunächst wird dabei ein Raster mit der Fließrichtung von jeder Zelle zur jeweiligen Nachbarzelle mit der steilsten Neigung erstellt. Anschließend wurden die Senken in einem Oberflächen-Raster aufgefüllt. Eine Senke ist eine Zelle, deren Fließrichtung keiner der umliegenden Fließrichtung-Rasterzellen zugewiesen werden kann. Typischerweise sind dies z.B. Bahnunterführungen. Ein gleichzeitiges anschalten der Layer Schadensmeldungen und Bilder/ Video, macht dabei die Plausibilität deutlich.



Abbildung 10: Senkenausbildung und beobachtete Überflutung und gemeldete Schäden am 20.06.2013

### 3.7 Oberflächenabflusssimulation zur Ermittlung der Schwerpunkte von Überflutungen

Nach der Bestandsaufnahme galt es im nächsten Schritt die Schwerpunkte von potentiellen Überflutungen im Rahmen einer Oberflächenabflusssimulation zu ermitteln. Die zu betrachtende Berechnungsgrenze wurde zum Teil über die eigentliche Stadtgrenze hinaus, bis zu den topografisch relevanten Wasserscheiden auf eine Fläche von rund 380km<sup>2</sup> erweitert. Grundlage für die Abflusssimulation auf der Oberfläche bildete das Digitale Geländemodell im 2m-Raster (DGM2). Da eine derartige Datendichte derzeit nicht in einem Paket zu bearbeiten ist, musste zum einen eine Auslichtung der Datenpunkte, z.B. auf ebenen Flächen erfolgen, zum anderen das Gesamteinzugsgebiet in 25 abflussrelevante Teilgebiete untergliedert werden, die im Mittel eine Fläche von 1500 ha aufweisen. Des Weiteren erfordern Tunnel, Unterführungen etc. eine entsprechende Aufarbeitung des DGM2, um oberflächliche Abflusswege darstellen zu können.

Als Eingangswerte der Niederschlagsbelastung dienten dafür Modellregen mit T=100 a bei einer Stunde Dauer, welche in einen Effektivniederschlag zur Abflussbildung in Abhängigkeit des jeweiligen Befestigungsgrades der Oberfläche umgerechnet wurden. Bis zu 20 unterschiedliche Effektivniederschlags-Modellregen können so als Quelltopfelemente auf der Geländeoberfläche für die differenzierte Abflussbildung dienen.

Die Berücksichtigung der Abflusskonzentration und die Ermittlung der Abflusswege auf der Oberfläche mit den Schwerpunktflächen der Überflutungen erfolgt mit Hilfe des 2D-Modells HYDRO-AS\_2D, welches eigentlich für den Einsatz zur Abflusssimulation von Fließgewässern entwickelt wurde, aber durch die Implementierung der Flachwassergleichung sich auch für den Einsatz bei der Untersuchung Urbaner Sturzfluten eignet. Damit war es möglich, Schwerpunkte der Überflutung aus der Simulation in den Teileinzugsgebieten (auch animiert) darzustellen.



Abbildung 11: Darstellung der Überflutungssituation bei der Simulation des Oberflächenabflusses während der Grobanalyse

#### 4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch die in den letzten Jahren stattgefundenen Starkregenereignisse in vielen Orten der Bundesrepublik und die damit verbundenen Schadensereignisse sind die Sensibilität und das Bewusstsein der Bevölkerung dafür gestiegen und damit auch der Handlungsdruck in den Kommunen. Nachhaltige Maßnahmen lassen sich jedoch nur über den Weg einer gründliche Recherche und Analyse der bisherigen Situation in Kombination mit Simulationsmodellen ableiten und begründen. Die „Flughöhe“ sollte stufenweise verringert und damit der Detaillierungsgrad erhöht werden. Nach der abgeschlossenen Analyse der Überflutungsgefährdung wird deshalb in Leipzig die detaillierte hydraulische Untersuchung von Schwerpunkten unter Berücksichtigung der Wechselwirkung Kanalnetz – Oberflächenabfluss als gekoppeltes Modell erfolgen.



## 5 Literatur

- [A] BWK-Fachinformation 1/2013: Starkregen und urbane Sturzfluten – Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge;7/2013
- [B] DWA-M 119: Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2016
- [C] Röder F.-O. (2016): GIS-basierte Analyse von Niederschlagsdaten der Region Leipzig, Masterarbeit Franz-Otto Röder, Mai 2016
- [D] PEN-LAWA 2010: Praxisrelevante Extremwerte des Niederschlags in Deutschland, itwh GmbH, Hannover

### Korrespondenz an:

Prof. Dr.-Ing. Hubertus Milke  
c/o HTWK Leipzig, Karl-Liebknecht-Str. 132, 04277 Leipzig  
Tel.: +49 341 30766230  
Fax: +49 341 30766201  
E-Mail: milke@iws.htwk-leipzig.de

# Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge: Erfahrungen mit der Umsetzung von Gefährdungs- und Risikoanalysen für Entwässerungssysteme bei Starkregen nach DWA-M 119

Klaus Krieger

HAMBURG WASSER

**Kurzfassung:** Ausgelöst durch zahlreiche Starkregen in den letzten Jahren mit teilweise erheblichen Schäden haben sich zwischenzeitlich viele Städte und Kommunen mit der Analyse starkregenbedingter Überflutungsrisiken befasst. Die DWA hat mit der Veröffentlichung des Merkblattes M 119 „Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen“ 2016 erstmalig methodische Empfehlungen zur Durchführung entsprechender Gefährdungs- und Risikoanalysen in ihr Regelwerk aufgenommen. Auf Grundlage einer fragebogengestützten Befragung von 16 Mittel- und Großstädten wurde ein erster Überblick zur Umsetzung von starkregenbezogenen Gefährdungs- und Risikoanalysen in Deutschland erstellt.

**Key-Words:** *Entwässerungssysteme, Starkregen, Überflutungsvorsorge, Gefährdungsanalyse, Risikomanagement*

## 1 Einleitung

Mit der Veröffentlichung des DWA-Merkblattes M 119 „Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen“ im November 2016 wurden erstmalig konkrete methodische Empfehlungen zur Durchführung von systematischen Gefährdungs- und Risikoanalysen für starkregenbedingte Überflutungen in das Regelwerk der DWA aufgenommen (DWA, 2016). Das Merkblatt fokussiert sich auf die potenziellen Auswirkungen von Niederschlagsintensitäten oberhalb der für die Bemessung und den Nachweis von Kanalnetzen zugrunde gelegten Regenbelastungen und stellt damit eine wichtige Ergänzung zum DWA-Arbeitsblatt A 118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“ dar (DWA, 2006). Damit wird ein grundsätzlicher Paradigmenwechsel weg vom Nachweis einer vermeintlichen „Überflutungssicherheit“ hin zu einem systematischen Risikomanagement für Starkregen eingeleitet (Schmitt, 2011).

Die Notwendigkeit einer Risikobetrachtung für Starkregen ergibt sich bereits aus der Fassung der DIN-EN 752 (2008), in welcher u.a. gefordert wird, das Überflutungsrisiko auch für solche Regenereignisse zu berücksichtigen, bei denen die empfohlenen Bemessungshäufigkeiten überschritten werden. Der Schutzgrad des Kanalnetzes sollte dabei auf einer Risikoabschätzung von Überflutungen auf Personen und Sachgüter beruhen (DIN-EN 752, 2008). In der Neufassung der Norm von 2017 wird diesem Aspekt zusätzliches Gewicht gegeben, indem die Tabelle der bemessungsrelevanten Überflutungshäufigkeiten nicht mehr auf vier statische Gebietstypisierungen bezogen, sondern in Abhängigkeit von den potenziellen Auswirkungen von Überflutungen in 7 Impact-Klassen dargestellt wird (DIN-EN 752, 2017).

Darüber hinaus ermöglichen die modelltechnischen Entwicklungen und gestiegenen Rechenkapazitäten sowie die stetig besseren Datenverfügbarkeiten der letzten 10 Jahre zunehmend detaillierte Überflutungsanalysen. Zwischenzeitlich haben sich viele Kommunen und Entwässerungsbetriebe in Deutschland mit der Erstellung von entsprechenden Gefahren- und Risikoanalysen für starkregenbedingte Überflutungen befasst – auch unter dem Eindruck der Erfahrungen mit teilweise erheblichen Schäden durch Starkregen in den letzten Jahren wie z.B. in Dortmund (2008), Hamburg (2011), Köln (2013), Münster (2014) und Berlin (2017) und der damit verbundenen medialen und politischen Aufmerksamkeit für das Thema Starkregen.

## **2 Stand der Umsetzung von Gefährdungs- und Risikoanalysen in deutschen Städten**

Auf Grundlage einer fragebogengestützten Befragung von 16 Mittel- und Großstädten mit insgesamt rund 11 Mio. Einwohnern und einer Gesamtkanalnetzlänge von knapp 33.000 km durch die mit der Erstellung des DWA-Merkblatts M 119 befasste Arbeitsgruppe ES-2.5 „Anforderungen und Grundsätze der Entsorgungssicherheit“ der DWA wurde eine erste Erfassung zum Stand der Umsetzung von Gefährdungs- und Risikoanalysen in deutschen Städten erstellt (Abbildung 1).



Abbildung 1: Übersichtskarte der befragten Städte

Die Auswahl der befragten Städte erfolgte dabei anhand bestehender Kontakte der Arbeitsgruppenmitglieder zu den Kommunen und ist daher nicht repräsentativ. Insbesondere sind in der Befragung ländliche Kommunen und Städte mit ausgeprägter Topografie unterrepräsentiert. Der bewusst einfach gehaltene Fragebogen umfasst 9 Fragen (Abbildung 2) und zielt primär auf qualitative Aussagen zur Initiierung und Durchführung der Untersuchungen, zu den verwendeten methodischen Ansätzen, zum Aufwand sowie zur Kommunikation und zur Aussagekraft der Analyseergebnisse.

Die relativ geringe Anzahl der befragten Städte sowie die Art der Fragen lässt keine statistische Interpretation der Ergebnisse zu, dennoch können aus den vorliegenden Antworten erste Erfahrungswerte und Trendergebnisse zum Stand der Umsetzung von starkregenbezogenen Risikoanalysen in Deutschland abgeleitet werden.

**Stadt, Ansprechpartner**

**Fläche [km<sup>2</sup>]: ...**  
**Kanalnetzlänge gesamt [km]:**  
**Anzahl angeschlossene Einwohner [-]: ...**

1. Wer hat die Risikoanalyse initiiert und durchgeführt?
2. Wurde die Analyse flächendeckend für das Gemeindegebiet durchgeführt?
3. Welche methodischen Ansätze wurden für die Gefährdungs- und Schadenspotenzialanalyse verwendet?
4. Wurden Risiken durch betriebliche Funktionsstörungen berücksichtigt?
5. Waren die verfügbaren Datengrundlagen dafür ausreichend?
6. Welcher Aufwand war für Gefährdungs- und Risikoanalyse erforderlich?
7. Wie wurden die Ergebnisse der Risikobetrachtung kommuniziert?
8. Welche risikomindernden Maßnahmen wurden und werden auf Grundlage der Risikoanalyse umgesetzt?
9. Kann die Risikoanalyse einen relevanten Beitrag zur Minimierung des Risikos zukünftiger starkregenbedingter Überflutungen leisten?

Abbildung 2: Fragebogen zur Erhebung des Umsetzungsstands von Gefährdungs- und Risikoanalysen in deutschen Städten

## 2.1 Initiierung und Durchführung

Die Veranlassung der Gefährdungs- bzw. Risikoanalysen erfolgte bei 10 der befragten Städte durch den Entwässerungsbetrieb und bei 6 Städten durch die Stadtverwaltung. Aufgrund der unterschiedlichen Organisationsstrukturen ist hier jedoch teilweise keine klare Abgrenzung der Veranlasser möglich. Die Durchführung der Analysen erfolgte überwiegend durch beauftragte Ingenieurbüros (13 Städte) und lediglich in drei Fällen durch den Entwässerungsbetrieb selbst. Dabei wurde in einem Fall die Gefährdungsanalyse durch ein Ingenieurbüro erstellt, die Betrachtung des Schadenspotenzials erfolgte hingegen durch den Entwässerungsbetrieb.

Die methodische Entwicklung und Umsetzung der Analysen erfolgte bei 6 der befragten Städte zumindest teilweise auch im Rahmen von geförderten Forschungs- und Entwicklungsprojekten, so in Berlin (KURAS), Bremen (KLAS), Dresden (REGKLAM), Hamburg (RISA), Hannover (EVUS) und Lübeck (RainAhead).

## 2.2 Stand der Umsetzung

Von den 16 befragten Städten haben 13 Städte bereits zumindest eine erste flächendeckende Gefährdungsanalyse für Starkregen erstellt. Aufgrund der nicht-repräsentativen Auswahl der befragten Städte ist dieser hohe Anteil jedoch vermutlich nicht generalisierbar.

Eine Risikobetrachtung unter Einbeziehung der Schadenspotenziale ist hingegen erst in drei Städten erfolgt. Auffällig ist, dass von den drei befragten Großstädten mit über einer Mio. Einwohnern lediglich Köln bereits eine flächendeckende Gefährdungsanalyse durchgeführt hat (Schwerdorf et al, 2018). Dies dürfte unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass der Aufwand für die Erstellung der Gefährdungs- bzw. Risikokarten hier auch entsprechend hoch ist und damit zunächst erheblicher Anstrengungen in die methodische Entwicklung mit dem Ziel einer möglichst weitgehend automatisierten Erstellung investiert werden, um den späteren Aufwand für die Erstellung und Pflege der Gefährdungs- und Risikoanalysen zu minimieren.

In allen befragten Städten wird derzeit an der weiteren Umsetzung bzw. methodischen und räumlichen Erweiterung der Analysen gearbeitet.

## 2.3 Methodik

Im DWA-Merkblatt M 119 „Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen“ werden unterschiedlich detaillierte methodische Ansätze zur Analyse starkregenbedingter Überflutungsgefährdungen dargestellt (DWA, 2016). Aufbauend auf der bereits im Rahmen der Generalentwässerungsplanung etablierten hydraulischen Analyse von Entwässerungssystemen werden dabei belastungsunabhängige (topografische Analyse der Oberfläche) und belastungsabhängige Modellansätze (vereinfachte Überflutungsberechnung und 2D-Überflutungssimulation) unterschieden.

In 10 der 16 befragten Städte wurden bzw. werden für die flächendeckenden Gefährdungsanalysen topografische Analysen der Oberfläche durchgeführt; in 5 Städten wurden 2D-Überflutungs-berechnungen durchgeführt. Lediglich in einer Mittelstadt wurde eine flächendeckende detaillierte 1D-2D-Berechnung vorgenommen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass teilweise auch kombinierte methodische Ansätze verfolgt werden, wie z.B. eine 2D-Überflutungsberechnung mit Berücksichtigung der Überstaumengen aus dem 1D-Kanalnetzmodell. Diese wurden in der Auswertung dem jeweils zugrunde gelegten Basis-Modellansatz zugeordnet (Abbildung 3).

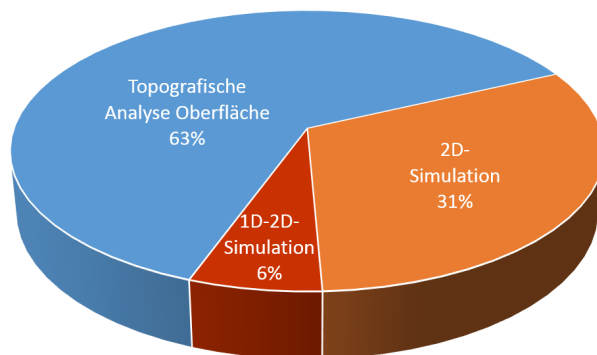


Abbildung 3: Verteilung der methodischen Modellansätze für die Gefährdungsanalysen in den befragten 16 Städten

Ergänzend zu den flächendeckenden Analysen wurden und werden in den befragten Städten oftmals räumlich begrenzte Detailanalysen mit verfeinerten Modellansätzen (wie gekoppelten 1D-2D-Simulationen) oder höher aufgelösten Datengrundlagen verfolgt.

Eine explizite Berücksichtigung von betrieblichen Funktionsstörungen (wie etwa verlegten Straßenabläufen) erfolgte bislang für keine der befragten Städte. In einzelnen Städten wurde dieser Aspekt durch Ansatz eines begrenzten Schluckvermögens der Abläufe teilweise berücksichtigt bzw. soll im Zuge der weiteren Betrachtungen berücksichtigt werden.

Eine flächenhafte Ermittlung der Schadenspotenziale erfolgte lediglich bei drei der befragten Städte. Bei den übrigen Städten wurde dieser Aspekt bislang nicht oder nur punktuell betrachtet.

## 2.4 Datengrundlagen und Aufwand

Die Eignung der verfügbaren Datengrundlagen sowie der Aufwand für die Erstellung der Gefährdungskarten werden von den befragten Städten sehr unterschiedlich bewertet und sind offensichtlich eng mit dem zugrunde gelegten Anspruch an die Genauigkeit der Ergebnisse sowie der Quantität und Qualität bereits verfügbarer Datengrundlagen verbunden.

In 8 Städten wurden die vorhandenen Datengrundlagen als ausreichend bewertet, in 8 Fällen als unzureichend. Hier wurde als arbeitsaufwändiger Schritt mehrfach die Übernahme der Bruchkanten und Durchlässe in das digitale Geländemodell als

Grundlage für die realistische Darstellung der Abflussvorgänge an der Oberfläche genannt.

Der Aufwand wurde von einem Drittel der befragten Städte als „hoch“ und einem Drittel als „mittel“ eingeordnet. Eine konkrete Quantifizierung des Aufwandes in Mitarbeiterjahren bzw. Kosten erfolgte nur in zwei Fällen. Bei dem verbleibenden Drittel wurde keine Aufwandsangabe gemacht. Unklar ist, inwieweit die Angaben zum Aufwand auch die Ermittlung der Schadenspotenziale oder weitergehende Schritte wie die Kommunikation der Risikoinformationen und die Maßnahmenplanung umfassen.

## 2.5 Risikokommunikation

Die Ergebnisse der durchgeführten Befragung zeigen eine deutliche Bandbreite hinsichtlich der Frage, welchen Zielgruppen welche Informationen in welcher Form zur Verfügung gestellt werden. Die gewählten Ansätze zur Risikokommunikation lassen sich dabei im Wesentlichen nachfolgenden drei Kommunikationsstrategien zuordnen.

- **Verwaltungsinterne Kommunikation:** 6 der befragten 16 Städte gaben an, die Ergebnisse der Gefährdungsanalysen zunächst nur verwaltungsintern, d.h. gegenüber den kommunalen Adressaten wie Stadtplanungsämtern, kommunalen Verkehrs- und Grünflächenplanern sowie teilweise Feuerwehren und Einheiten des Katastrophenschutzes veröffentlicht zu haben bzw. veröffentlichen zu wollen.
- **Gestufte Kommunikation:** 4 der befragten Städte haben eine gestufte Risikokommunikation umgesetzt bzw. vorgesehen, bei der neben der flächendeckenden verwaltungsinternen Informationsvermittlung den privaten Adressaten auf Anfrage auch grundstücksbezogene Gefährdungs- bzw. Risikoklassifizierungen zur Verfügung gestellt werden. Teilweise wird hier ergänzend auch eine „unscharfe“ flächendeckende Übersichtskarte veröffentlicht, die jedoch keine grundstücksbezogenen Informationen enthält (Gatke et al, 2015).
- **Breite Kommunikation:** Eine breite Veröffentlichung einer stadtgebietsweiten Gefährdungsklassifizierung erfolgte in drei der befragten Städte und ist in einer weiteren Stadt in Kürze geplant. Zwei weitere Städte planen ergänzend zur bisherigen verwaltungsinternen Bereitstellung auch eine breite Veröffentlichung. Die Veröffentlichung der Gefahrenkarten erfolgt dabei über das Internet und wird von Presseterminen, Informationsveranstaltungen und Flyern begleitet (Lippeverband, 2018; Stadt Worms, 2017). Die Stadtentwässerungsbetriebe Köln haben im März 2017 als erste deutsche Großstadt grundstücks-scharfe Gefahrenkarten für drei Regenintensitäten veröffentlicht. Die Gefahrenkarten sind dabei in das bereits bestehende Hochwasser-Informationssystem der Stadt Köln eingebunden (Schwerdorf et al., 2018).



In den verbleibenden zwei Städten gibt es noch keine Entscheidung über die Kommunikation von starkregenbedingten Risiken.

Grund für die uneinheitliche Handhabung der Risikoinformationen sind insbesondere unterschiedliche rechtliche Bewertungen der datenschutzrechtlichen Anforderungen sowie Informationspflichten des Informationsfreiheitsgesetzes bzw. des Umweltschutzgesetzes. Dabei werden sowohl die proaktive verwaltungsinterne Bereitstellung von flächendeckenden Risikoinformationen als auch die reaktive Beauskunftung von grundstücksbezogenen Überflutungsrisiken z.B. im Rahmen von individuellen Beratungen zur Grundstücksentwässerung überwiegend als sinnvoll und rechtlich unproblematisch bewertet. Hingegen wird eine breite Bereitstellung von flächendeckenden Gefährdungs- oder Risikokarten mit grundstücksbezogenen Informationen unterschiedlich eingeordnet.

## **2.6 Umsetzung von risikomindernden Maßnahmen**

12 der befragten Städte gaben an, die Erkenntnisse aus den Gefährdungs- bzw. Schadenspotenzialbetrachtungen primär bei der Bauleitplanung für Neubauvorhaben zu berücksichtigen bzw. berücksichtigen zu wollen. Vereinzelt wurden und werden auch punktuell bauliche Maßnahmen zur Risikominimierung in Bestandsgebieten geplant bzw. umgesetzt. Diese beziehen sich jedoch oftmals auf bereits bekannte Überflutungsschwerpunkte. In einer Stadt wurden bereits einzelne Maßnahmen umgesetzt (Notwasserweg im Straßenbereich, Abkopplung von Regenwasser, Verbesserung von Einlaufstrukturen in den Kanal). Auch diese wurden jedoch teilweise unabhängig von den Gefährdungs- bzw. Risikokarten initiiert.

Bei den übrigen drei Städten steht der Aspekt der Informationsvorsorge für den individuellen Objektschutz der Eigentümer im Vordergrund bzw. konnten aufgrund der noch nicht abgeschlossenen Analysen noch keine Aussagen hierzu getroffen werden.

## **2.7 Generelle Anmerkungen**

Alle befragten Städte äußerten die Einschätzung, dass die Untersuchung der Gefährdungs- und Risikopotenziale einen relevanten Beitrag zur kommunalen Überflutungsvorsorge leisten kann. Die Gefährdungskarten werden als gut geeignete Kommunikationsgrundlage für die Abstimmung zwischen den kommunalen Akteuren bewertet. Sie können bei entsprechender Veröffentlichung zudem wesentlich zur Sensibilisierung für das Thema starkregenbedingte Überflutungen beitragen und damit die Bereitschaft zum individuellen Objektschutz erhöhen. Vereinzelt wurde jedoch auch eine mangelnde Akzeptanz der kommunalen Stakeholder für die präventive Nutzung der Risikoinformationen in der Kommune bemängelt.

Die geringe Zahl an bislang durchgeführten Schadenspotenzialbetrachtungen zeigt, dass hier im Vergleich zur Gefährdungsanalyse eine deutlich größere Zurückhaltung besteht. Grund hierfür kann sein, dass das Wissen für eine verlässliche Bestimmung der Schadenspotenziale primär bei den Grundstückseigentümern liegt. Der in der

überwiegenden Zahl der befragten Städte veranlassende Entwässerungsbetrieb kann hier dementsprechend nur vereinfachend auf eine Klassifizierung nach ihm bekannten schadensrelevanten Objekten bzw. Flächennutzungsdaten zurückgreifen oder muss erheblichen Aufwand in die Ermittlung verlässlicher Datengrundlagen investieren.

### 3 Fazit und Ausblick

Die vorliegende Auswertung gibt einen ersten Überblick zur Umsetzung von starkregenbezogenen Gefährdungs- und Risikoanalysen in Deutschland auf Grundlage einer nicht repräsentativen Befragung von 16 Mittel- und Großstädten in Deutschland.

Dabei wird deutlich, dass die Stadtentwässerungsbetriebe aufgrund ihres Fachwissens und ihrer Erfahrungen mit der Erstellung von Generalentwässerungsplänen sowie der verfügbaren Datengrundlagen vielfach zentrale Akteure bei Durchführung von starkregenbedingten Gefährdungsanalysen sind. Die Kenntnisse zum Schadenspotenzial liegen hingegen primär bei den Grundstückseigentümern. Daher sollte diese Betrachtung und die darauf aufbauende Risikoeinschätzung bevorzugt unter enger Einbeziehung der Grundeigentümer erfolgen. Hierfür sind weitergehend noch geeignete Ansätze in den Kommunen zu entwickeln.

Die im DWA-Merkblatt M 119 dargestellten methodischen Empfehlungen für die Durchführung von Gefährdungs- und Risikoanalysen haben sich insgesamt als gut geeigneter und praxistauglicher Standard erwiesen. Vor diesem Hintergrund ist ein engerer Bezug der zwischenzeitlich entwickelten länderspezifischen Vorgaben für starkregenbezogene Risikoanalysen wie in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen (Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg, August 2016 und Arbeitshilfe Kommunales Starkregenrisikomanagement NRW, Entwurf Januar 2018) auf das DWA-Regelwerk wünschenswert.

Auch wenn die Gefährdungsanalysen bislang noch überwiegend auf Basis topografischer Analysen erfolgen, ist ein Trend zu flächendeckend detaillierten Überflutungsberechnungen unter Berücksichtigung der gekoppelten Abflussvorgänge an der Oberfläche und im Kanalnetz zu erkennen, der sich aufgrund zunehmender Rechnerkapazitäten und Datenverfügbarkeiten absehbar weiter verstärken wird. Hierfür werden weitergehende methodische Empfehlungen erforderlich, insbesondere hinsichtlich der Ansätze zur Abflussbildung (Horn et al., 2018).

Einhergehend mit einer zunehmenden Verfügbarkeit von starkregenbezogenen Gefährdungsinformationen und einem steigenden Risikobewusstsein in der Öffentlichkeit ist zudem ein Trend zur transparenten Veröffentlichung verfügbarer Risikoinformationen erkennbar. Daher sollte die Kommunikation dieser Informationen frühzeitig mit den beteiligten kommunalen Akteuren abgestimmt und durch eine geeignete fachliche Aufklärung der Öffentlichkeit begleitet werden. Dabei kann der von Schmitt

entwickelte Ansatz eines Starkregenindex für die allgemeinverständliche Klassifizierung von überflutungsrelevanten Starkregen und der daraus resultierenden Risiken hilfreich sein (Schmitt et al., 2018).

Dabei muss auch verdeutlicht werden, dass eine Verantwortung des Entwässerungsbetriebs für die Durchführung von Gefährdungsanalysen keine Folgepflicht zur Umsetzung von Maßnahmen zur Risikominimierung jenseits der für die Kanaldimensionierung maßgeblichen Überstau-Wiederkehrzeiten auslöst. Diese kann weiterhin nur in gemeinschaftlicher kommunaler Verantwortung und Finanzierung erfolgen, wobei der privaten Vorsorge durch Maßnahmen des Objektschutzes eine besondere Bedeutung zukommt.

#### 4 Literatur

- DIN (2008): DIN EN 752 Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin, April 2008
- DIN (2017): DIN EN 752 Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden - Kanalmanagement, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin, Juli 2017
- DWA (2006): Bemessung und hydraulischer Nachweis von Entwässerungssystemen, Arbeitsblatt A 118, DWA-Regelwerk, Hennef, März 2006
- DWA (2016): Merkblatt DWA-M 119 Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen, DWA, Hennef, November 2016
- Gatke, D., Thielking, K., Hoppe, H., Kirschner, N., Koch, M., Behnken, K. (2015): Extreme Regen im urbanen Raum: Stadtgebietsweite Überflutungsberechnungen und Detailanalysen in Bremen, Korrespondenz Abwasser, Abfall (62), Heft 2, Februar 2015, S. 150-156
- Horn, J., Bonnet, C., Schäfer, K., Thielking, K., Gatke, D., Jeskulke, M., Hoppe, H. (2018): Ermittlung von Überflutungsgefahren mit vereinfachten und detaillierten hydrodynamischen Modellen, Korrespondenz Abwasser, Abfall (65), Heft 2, Februar 2018
- Lippeverband (2018): Stark gegen Starkregen, <http://starkgegenstarkregen.de/starkregenkarte/> (besucht am 23.03.2018)
- Krieger, K., Schmitt, T.G., Illgen, M. (2017): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge nach DWA-Merkblatt M 119, gwf Wasser + Abwasser 6/2017, 34-39, 2017
- Krieger, K., Schmitt, T. (2015): Möglichkeiten der Risikokommunikation im Rahmen eines präventiven Risikomanagements für Starkregen und urbane Sturzfluten, Korrespondenz Abwasser, Abfall (62), Heft 2, Februar 2015

- LUBW (2016): Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, August 2016
- MULNV (2018): Arbeitshilfe Kommunales Starkregenrisikomanagement NRW, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, unveröffentlichter Entwurf, Januar 2018
- Schmitt, T.G. (2011): Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen – Paradigmenwechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz?, KA Korrespondenz Abwasser (58) Heft 1, Januar 2011, S. 40-49
- Schmitt, T.G., Krüger, M., Pfister, A., Becker, M., Mundersbach, C., Fuchs, L., Hoppe, H., Lakes, I. (2018): Einheitliches Konzept zur Bewertung von Starkregenereignissen mittels Starkregenindex, KA Korrespondenz Abwasser (65) Heft 2, Februar 2018, S. 113-120
- Schwerdorf, I., Werker, H., Waser, J. (2018): Der Kölner Weg der Überflutungsvorsorge, KW Korrespondenz Wasserwirtschaft (11) Heft 2, Februar 2018, S. 100-106
- Stadt Worms (2017): Dokumentation zur Infoveranstaltung „Starkregen in Worms“ am 02.12.2017 <https://www.worms.de/de/mein-worms/umwelt/klimaschutz/Klimaanpassung/starkregen/> (besucht am 23.03.2018)

## **Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Klaus Krieger  
HAMBURG WASSER  
Billhorner Deich 2, 20539 Hamburg  
Tel.: (040) 7888-82200  
E-Mail: klaus.krieger@hamburgwasser.de



## Rechtliche Chancen und Hemmnisse für die Überflutungsvorsorge im urbanen Raum

Klaus-Martin Groth, Dirk Buchsteiner

[Gaßner, Groth, Siederer & Coll.] Partnerschaft von Rechtsanwälten

### Kurzfassung:

Der Klimawandel verändert unsere Umwelt, beeinflusst unsere Lebensqualität und bringt Kommunen in Zugzwang. Die vermehrt auftretenden Starkregenereignisse der letzten Jahre und die damit verbundenen Hochwasserschäden auch fernab von Fließgewässern zeigen aber, wie notwendig und dringend planerische Überflutungsvorsorge als Teil der kommunalen Klimaanpassung ist.

Das Instrumentarium des geltenden Bauplanungsrechts kann zwar für die Überflutungsvorsorge auf öffentlichen und privaten Flächen nutzbar gemacht werden. Weiterhin problematisch gestalten sich dabei aber die Kombination und Überlagerung verschiedener Festsetzungsmöglichkeiten. Auch die Überplanung im Bestand gestaltet sich schwierig. Neue Nutzungszuweisungen bedürften insbesondere der Änderung der Bauleitplanung. Zudem bestehen Konflikte zwischen der Innenentwicklung und Nachverdichtung zu dem Ziel, Flächen freizuhalten.

Neben der Analyse der rechtlichen Rahmenbedingungen soll der Beitrag aufzeigen, welche Chancen und rechtliche Möglichkeiten bestehen, bereits jetzt aktiv Überflutungsvorsorge zu betreiben. Zudem soll aufgezeigt werden, wo noch rechtlicher Handlungsbedarf besteht und der Gesetzgeber klarere Regelungen schaffen sollte.

**Key-Words:** Überflutungsvorsorge, Regenwassermanagement, Abwasserbeseitigung

## 1 Rechtliche Rahmenbedingungen der Überflutungsvorsorge

Bedingt durch den globalen Klimawandel kommt es in auch in Deutschland zu häufigeren und vor allem stärkeren Regenereignissen, auf die sich die Kommunen vor Ort einstellen müssen. So muss für Überflutungsereignisse im Zusammenhang mit überlasteten Abwasseranlagen, vermehrt aber auch fernab von Gewässern für urbane Sturzfluten, Vorsorge getroffen werden.

Bisher haben weder der Aufgabenbereich der Überflutungsvorsorge noch der Begriff selbst rechtliche Bestimmung erfahren. Er taucht weder in den Wassergesetzen von Bund und Ländern oder im Baugesetzbuch auf, berührt aber diese verschiedenen Rechtsbereiche, deren Instrumente – vom Wasserrecht hin zum Städtebaurecht – auf ihre Geeignetheit hin zu untersuchen sind. Definiert man den Begriff und die Aufgabe, so soll durch die Überflutungsvorsorge die Gefahr, die von seltenen und außergewöhnlichen Starkregenereignissen ausgeht, ermittelt, bewertet und abgeschwächt werden, soweit dies möglich und auch verhältnismäßig ist. Ziel der Überflutungsvorsorge ist es, die Oberfläche von Siedlungsgebieten stärker als bisher zu nutzen, um große Mengen an Niederschlagswasser u.a. aufzufangen, abzuleiten, zu lenken und zu beseitigen.

### 1.1 Überflutungsvorsorge in Abgrenzung zur Hochwasservorsorge

Von der Zweckvorstellung her, Überschwemmungen und damit Schäden abzuwenden, ist die Überflutungsvorsorge der Hochwasservorsorge ähnlich, hiervon aber abzugrenzen. Ein Hochwasser wird rechtlich als eine zeitlich begrenzte Überschwemmung von normalerweise nicht mit Wasser bedecktem Land durch oberirdische Gewässer oder durch in Küstengebiete eindringendes Meerwasser definiert (§ 72 WHG). Aufgrund des fehlenden Gewässerbezugs greifen für die Überflutungsvorsorge damit u.a. weder die gesetzlichen Anforderungen zur Erstellung von Gefahrenkarten, Risikokarten (§ 74 WHG) bzw. Risikomanagementplänen (§ 75 WHG), noch die rechtlichen Einschränkungen und Anforderungen im Bezug zu Überschwemmungsgebieten an oberirdischen Gewässern (§ 76 WHG) und auch nicht die besonderen Schutzvorschriften für festgesetzte Überschwemmungsgebiete, bzw. Rückhalteflächen (§ 77 WHG). Die hinter diesen Instrumenten stehenden Erwägungen könnten jedoch auch im Rahmen der Überflutungsvorsorge mit Blick auf die Datenerhebung, Kartierung und das Regenwassermanagement nutzbar gemacht werden.

### 1.2 Überflutungsvorsorge als Aspekt der Abwasserbeseitigung

Überflutungsvorsorge gehört zum Komplex der Niederschlagswasserbeseitigung und bildet damit wiederum einen Teil der Abwasserbeseitigung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2, Abs. 2 WHG. Anlagen hierzu sind folglich Abwasseranlagen im Sinne des § 60 WHG, für die sich ein Anforderungsprofil insbesondere auch mit Blick auf die allgemein anerkannten Regeln der Technik ergibt. Anforderungen an die Bemessung und Auslegung von Entwässerungssystemen ergeben sich aus technischen Regelwerken, wie

z.B. der DIN EN 752, dem Arbeitsblatt DWA-A 118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“, dem Arbeitsblatt DWA-A 117 „Bemessung von Regenrückhalteräumen“ oder DWA-A 138 „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“. Ziel ist die langfristige Sicherstellung der Entwässerung bei gleichzeitig wirtschaftlich vertretbarem Einsatz an Investitionen.

Die Beseitigung von Niederschlagswasser unterfällt i.d.R. der kommunalen Abwasserbeseitigungspflicht. Dies beinhaltet auch, dass die Kommune ein Beseitigungskonzept haben und die notwendigen Anlagen vorhalten muss. Für die (gewöhnliche) Niederschlagswasserbeseitigung besteht somit das Regelungssystem des WHG. Da die Überflutungsvorsorge aber auf Gefahren ausgerichtet ist, die über die gewöhnliche Niederschlagswasserbeseitigung hinausreicht, besteht kein klares Anforderungsprofil und ein unklarer Handlungsauftrag für die Kommunen. Nach der Rechtsprechung des Bundesgerichtshofs sind Abwasserentsorgungseinrichtungen so auszugestalten, dass Anlieger und Nutzer im Rahmen des Zumutbaren vor Überschwemmungsschäden geschützt werden, ansonsten können Amtshaftungsansprüche gegen die Gemeinde geltend gemacht werden, es sei denn diese kann sich auf höhere Gewalt aufgrund eines ganz ungewöhnlichen und seltenen Starkregens berufen. Ein derartig ungewöhnliches Starkregenereignis ist zumindest dann gegeben, wenn die Wiederkehrzeit mehr als hundert Jahre umfasst, also ein derartiges Ereignis seltener als alle hundert Jahre auftritt. Es ist abzusehen, dass es zukünftig vermehrt zu Starkregenereignissen kommt, die bei der Bemessung zu berücksichtigen sein werden. Die zivilrechtliche Rechtsprechung hat bisher allerdings keine verallgemeinerungsfähigen Wiederkehrzeiten ermittelt, ab der sich eine Gemeinde nach Schadensfällen aufgrund von Niederschlag auf höhere Gewalt berufen kann. Die Folge sind Rechtsunsicherheiten für die Kommunen und ein erhöhte planerische Anforderungen zur technischen Berücksichtigung eventueller Überschwemmungsrisiken in der kommunalen Abwasserplanung und bei der Dimensionierung von Anlagen. Ergibt sich, dass in Anbetracht der durch den Klimawandel bedingten Häufungen von als „Jahrhundertregen“ bezeichnbaren Starkregenereignissen mit Abständen von nur wenigen Jahren die Bemessung bestehender Abwasseranlagen nach gegenwärtigen Maßstäben nicht mehr angemessen ist, muss die Gemeinde nachbessern. Insbesondere stellt sich die Frage, ob auch der Stand der Technik fortzuentwickeln ist. Wenn man sie an einem „fünfjährigen Regen“ ausrichtet, stellt sich die Frage, ob statt ihrer Neudimensionierung nicht andere Maßnahmen der Vorsorge ausreichend sind, um die Abwasserbeseitigungspflicht der Gemeinde als ausreichend erfüllt anzusehen. Insgesamt empfehlen wir hier wasserrechtlich eine Vorsorgeplanung vorzuschreiben und dadurch andererseits die strikte Beseitigungspflicht mit Ausnahme seltener Starkregenereignisse zu relativieren.

### **1.3 Datenerhebung, Kartierung, Regenwassermanagement**

Die Kommunen verfügen in der Regel über eine Planung der Regenwasserbewirtschaftung. Ungeachtet einer fehlenden (expliziten) rechtlichen Verpflichtung (im Ver-



gleich z.B. zur Ermittlungspflicht gem. § 76 WHG im Rahmen der Hochwasservorsorge), erscheint es ratsam, die örtlichen Gegebenheiten hinsichtlich der konkreten Gefährdung durch (außergewöhnliche) Starkregenereignisse zu ermitteln und zu bewerten, um im Zweifel die Bemessung der bestehenden Abwasserbeseitigung rechtfertigen zu können bzw. bei Neuplanungen ein hohes Schutzniveau erzielen zu können.

Wie auch die Regenbewirtschaftungspläne der Kommunen, lassen sich mit Blick auf die Überflutungsvorsorge erhobenen Daten, auf deren Grundlage erstellte Karten und entsprechend entwickelte (im Ergebnis den Hochwassermanagementplänen ähnliche) Planungen als Umweltinformation qualifizieren und sind somit Gegenstand des Informationsanspruchs nach § 3 Abs. 1 UIG. Da sich ähnlich wie beim Hochwasserschutz auch bei den Überflutungsvorsorgeermittlungen Auswirkungen auf den Verkehrswert von Grundstücken und damit Eigentumsfragen ergeben könnten, ist zu klären, ob daher Rechtsschutzmöglichkeiten für Private bestehen. Dies betrifft insbesondere die Fragen, ob ein Amtshaftungsanspruch gegen die Kommune geltend gemacht werden könnte, sollten sich Berechnungen als falsch erweisen.

## **2 Instrumente der Überflutungsvorsorge**

### **2.1 Vermeidung der Versiegelung, Rückbau und Entsiegelung**

Zugespitzt formuliert: Je mehr Fläche versiegelt wird, desto weniger kann der Boden Niederschlagswasser aufnehmen und desto mehr Niederschlagswasser muss abgeleitet werden. Mit Blick auf das wesentliche Ziel der Überflutungsvorsorge, die Siedlungsoberfläche besser zu nutzen und das Versickerungspotential zu erhöhen, sollte die Versiegelung von Böden, sei es durch Befestigung (z.B. mit Pflaster, Beton oder Asphalt) oder durch Bebauung vermieden werden. Das öffentliche Baurecht hält mit der Bodenschutzklausel und den Instrumenten des besonderen Städtebaurechts, wie dem Rückbau- und Entsiegelungsgebot zwar Instrumente bereit, die auch für die Überflutungsvorsorge nutzbar gemacht werden könnten, die Praxis zeigt jedoch, dass diese Instrumente in ihrer Rolle eher unbedeutend sind.

Die „Bodenschutzklausel“ aus § 1a Abs. 2 Satz 1 BauGB zielt auf die Vermeidung der Versiegelung, auf die Wiedernutzbarmachung von Flächen, sowie auf Nachverdichtung und andere Maßnahmen zur Innenentwicklung ab, um den Flächenverbrauch zu steuern. Das Ziel des Vorrangs der Innentwicklung, also der weitest möglichen Ausnutzung innerstädtischer Flächen zur Schonung des Außenbereichs, steht damit jedoch in Konflikt zur Vermeidung der Versiegelungen. Als Optimierungsgebot setzt die Bodenschutzklausel zudem keine strikte und unüberwindbare Grenze für die planerische Abwägung, verlangt aber eine qualifizierte und möglichst weitgehende Berücksichtigung. Gesetzlich besteht also weder absoluter Vorrang der Versiegelungsvermeidung in Form eines „Versiegelungsverbots“, noch eine Sperre für die Ausweisung von Bauland.

Auch das Rückbau- und Entsiegelungsgebot (§ 179 BauGB) dient der Beschränkung der Bodenversiegelung auf das notwendige Maß und bedarf der Rechtfertigung mittels überwiegender städtebaulicher Gründe und hat damit hohe rechtlichen Anforderungen. Adressat sind die jeweiligen Eigentümer der Grundstücke. Zudem sind neben Rechtsunsicherheiten hohe Kosten und eventuell anfallende Entschädigungsleistungen zu berücksichtigen. Diese Aspekte schmälern die Bereitschaft der Kommunen, den städtebaulichen Geboten Gewicht beizumessen und von den entsprechenden Instrumenten Gebrauch zu machen.

## **2.2 Versickerung**

Für eine effektive, aber auch kostengünstigere Niederschlagswasserbeseitigung bieten sich Muldensysteme und Grünstreifen an. Hierbei ist zu klären, auf welcher rechtlichen Grundlage diese errichtet werden können. Es sind in diesem Zusammenhang die Berücksichtigung in neuen Bauleitplanungsprozessen bzw. die Optimierung im beplanten Siedlungsbereich zu unterscheiden.

### **2.2.1 Festsetzungsmöglichkeiten in der Bauleitplanung – Fragen bei Neuplanungen**

Aus der Rechtsprechung des BVerwG folgt, dass zur Beseitigung von Niederschlagswasser in einem Neubaugebiet nach § 9 Abs. 1 Nrn. 14, 15 und 20 BauGB ein dezentrales System privater Versickerungsmulden und Grünflächen festgesetzt werden kann und mit der gesetzlichen Regelung der Abwasserbeseitigung vereinbar ist. So ist das Anlegen der privaten und straßenbegleitenden Mulden eine Maßnahme zum Schutz von Boden und Natur i.S. von § 9 Abs. 1 Nr. 20 BauGB. Die planerische Festsetzung eines solchen Entwässerungskonzepts setzt aber voraus, dass wasserrechtliche Bestimmungen nicht entgegenstehen, die Vollzugsfähigkeit des Plans dauerhaft gesichert ist und Schäden durch abfließendes Niederschlagswasser auch in benachbarten Baugebieten nicht zu besorgen sind. Die Festsetzung von Flächen für Niederschlagswasserrückhaltungen im Bebauungsplan lässt sich auf § 9 Abs.1 Nr. 14 BauGB stützen. Dies umfasst die Darstellungsmöglichkeit die „Flächen für die Abfall- und Abwasserbeseitigung, einschließlich der Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser, sowie für Ablagerungen“. Nr. 14 ermöglicht aber allein die Festsetzung von Flächen, auf denen Maßnahmen zur Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser ergriffen werden können, nicht jedoch die Festsetzung dieser Maßnahmen selbst. Wie jede städtebauliche Satzung muss sich auch der Bebauungsplan durch städtebauliche Gründe legitimieren.

Die Festsetzung von Maßnahmen der Überflutungsvorsorge kann aus „städtebaulichen Gründen“ (vgl. § 9 Abs. 1 Halbs. 1 BauGB) gerechtfertigt werden. So ist die Beseitigung von Niederschlagswasser in einem Baugebiet aus Gründen einer geordneten städtebaulichen Entwicklung (§ 1 Abs. 1 und Abs. 3 BauGB) erforderlich und kann über eine bestimmte Form der Bodennutzung, wie z.B. dem Anlegen von Mulden und Regenwasserbecken, erreicht werden. Ob insbesondere der Boden unterhalb einer Versickerungsmulde/Rigole geeignet ist, hängt von den hydrogeologischen Gegeben-

heiten ab. Unter Berücksichtigung einschlägiger Regelwerke muss allerdings nicht zwingend mittels hydrogeologischer Gutachten das Funktionieren von Versickerungsanlagen nachgewiesen werden, wenn sie ansonsten von ihrer Aufnahmekapazität ausreichend dimensioniert sind.

Grundsätzlich ist allerdings das Verursachungsprinzip zu beachten. Wer durch bauliche Maßnahmen die Notwendigkeit schafft, abfließendes Wasser zu beseitigen, soll auch die Flächen dafür vorhalten. Für privat „erzeugtes“ Wasser stellt somit die Festsetzung von Mulden in privaten Grünflächen eine zulässige Form der „Privatisierung“ der Abwasserbeseitigung dar, ist zulässige Inhaltsbestimmung des Grundeigentums i.S. von Art. 14 Abs. 1 S. 2 GG und lässt sich städte-baulich rechtfertigen. Große praktische Relevanz betrifft der Aspekt der Vollzugsfähigkeit der Planung, insbesondere wenn private Flächen in das Niederschlagswasserbeseitigungssystem eingebunden werden sollen. Mittels der Festsetzungen im Bebauungsplan wird nur das Angebot geregelt („Angebotsbebauungsplan“), was in diesem Rahmen errichtet wird, ist jedoch Sache der Eigentümer der Grundstücke.

Die bauplanerische Festsetzung von Maßnahmen und Flächen nach § 9 Abs. 1 Nrn. 14, 15 und 20 BauGB löst zudem noch keine unmittelbare Verpflichtung der Grundstückseigentümer aus, Mulden anzulegen und dauerhaft zu unterhalten. Diese Festsetzungen können jedoch durch Auflagen zur jeweiligen Baugenehmigung der „wassererzeugenden“ Anlagen verbindlich umgesetzt werden. Soll dagegen auch „Fremdwasser“ versickert werden, besteht die Gefahr dass im Falle fehlender Bereitschaft der Grundstückseigentümer zur Mitwirkung nicht nur die Durchführung der Niederschlagsbeseitigung scheitert, sondern aufgrund der Vollzugsfähigkeit der Festsetzung das in § 1 Abs. 3 BauGB enthaltene Gebot der Erforderlichkeit der Planung nicht erfüllt wird. Im Ergebnis droht dann sogar die Nichtigkeit des Bebauungsplans.

Dieses Problem könnte jedoch dadurch gelöst werden, dass sowohl Herstellung und Unterhaltung der Anlagen einem Erschließungsträger aufgegeben wird, oder die Anlage im B-Plan als Gemeinschafts-anlage festgesetzt wird und die Bauaufsichtsbehörden im Baugenehmigungsverfahren oder bei Bedarf durch bauordnungsrechtliche Anordnungen dann die erforderlichen Regelungen treffen.

### **2.2.2 Festsetzungsmöglichkeiten im Bestand**

Durch die Bauleitplanung wird der Wille der planenden Gemeinde verbindlich geregelt. Dies schließt aus, dass zu einer bereits bestehenden Nutzungsart eines Plangebiets eine neue, andere tritt. Zu-lässig sind nur die festgeschriebenen Nutzungen. Eine zusätzliche Belegung setzt eine Änderung oder Ergänzung eines Bauleitplans voraus, welche wiederum die Hürde der Erforderlichkeit nehmen muss (§ 1 Abs. 3 S. 1 BauGB). Hierin liegt eine vergleichsweise strikte Bindung für die Gemeinde sowohl hinsichtlich des Zeitpunkts, wann und damit letztlich auch ob sie einen Bauleitplan aufstellt („sobald“), und wo und in welchem Umfang sie dies tut („soweit“). Das

bedeutet auch, dass die Vorschrift sowohl ein Verbot enthält, von der städtebaulichen Entwicklung und Ordnung gar nicht geforderte Bauleitpläne aufzustellen, als auch das Gebot, Bauleitplanung dann zu betreiben, wenn dies von der städtebaulichen Entwicklung und Ordnung verlangt wird. Diese Erforderlichkeit kann für nachträgliche Überflutungsvorsorge unter Berücksichtigung des Klimawandels als hinreichend gewichtiger städtebaulicher Allgemeinbelang gegeben sein.

Soweit die Grundzüge der Planung nicht berührt oder durch die Aufstellung eines Bebauungsplans in einem Gebiet nach § 34 BauGB der sich aus der vorhandenen Eigenart der näheren Umgebung ergebende Zulässigkeitsmaßstab nicht wesentlich verändert wird, kann dies im vereinfachten Verfahren nach § 13 BauGB erfolgen. Ansonsten verläuft ein Änderungsverfahren grundsätzlich genau wie ein Aufstellungsverfahren. Auf diese Weise kann auch im Bestand anstelle einer Neudimensionierung der vorhandenen Niederschlagswasserentsorgung eine „Nachrüstung“ über Versickerungsflächen erfolgen. Die Umsetzung muss dann allerdings über die Abwasserbeseitigungssatzung und entsprechendes Ordnungsrecht geschehen.

### **2.2.3 Festsetzungskombinationen/-überlagerungen**

Das gemeindliche Rechtssetzungsbefugnis im Städtebaurecht wird dadurch begrenzt, dass § 9 Abs. 1 BauGB einen abschließenden Kata-log für Festsetzungen enthält. Dieser wird durch die Vorschriften der BauNVO über die Baugebietstypen ergänzt bzw. konkretisiert. Die Gemeinde hat weder ein „Festsetzungserfindungsrecht“, noch ein „Typenerfindungsrecht“. Findet sich also in § 9 BauGB i. V. m. der BauNVO keine Rechtsgrundlage für die geplante Festsetzung, ist diese unzulässig. Allerdings erlaubt das BauGB Festsetzungsmöglichkeiten des § 9 Abs. 1 BauGB frei miteinander zu kombinieren. So sind auch Überlagerung von Festsetzungen für einzelne Grundstücke nach mehreren in § 9 Abs. 1 BauGB aufgeführten Festsetzungsbefugnissen zulässig, soweit hierdurch keine neuen Festsetzungstypen entstehen, zwischen den Festsetzungsinhalten kein Widerspruch entsteht und eine Perplexität der Regelungsinhalte ausgeschlossen ist. Mehrere Festsetzungen sind bauplanungsrechtlich nicht stärker miteinander verbunden oder verknüpft, als dass jede dieser Festsetzungen für sich genommen mit dem für sie maßgeblichen Festsetzungsinhalt eingehalten werden muss. Weitergehende Ziele kann der Plangeber mit dem (bloßen) Mittel der Festsetzungskombination nicht erreichen.

Zu unterscheiden sind dabei selbständige und unselbständige Festsetzungen. Selbständige Festsetzungen, wie solche zur Art der baulichen Nutzung, können sich nicht überlagern, weil sie die Nutzungsqualität für die jeweilige Grundstücksfläche für sich allein und abschließend regeln. Unselbständige Festsetzungen regeln die Bedingungen bzw. gestalten die Ausführung der Art der Nutzung aus. Als unselbständige Festsetzungen können sie sich überlagern und sind neben einer selbständigen Festsetzung zulässig. So kann die Festsetzung von Grünflächen nach § 9 Abs. 1 Nr. 15 BauGB kombiniert oder überlagernd mit anderen Festsetzungen nach § 9 Abs. 1 getroffen

werden, wie z.B. mittels einer Anpflanzfestsetzung, die neben die Festsetzung einer Versickerungsfläche tritt, die zugleich als private Grünfläche festgesetzt ist. Wenn wasserrechtlich die Vorsorgepflicht auch für urbane Sturzfluten gelten würde, könnte planungsrechtlich auch an die Einführung weiterer Signaturen (z. B. Umrandungssignatur für die Festlegung von Straßen, Grünflächen und Stellplatzanlagen als Vorsorgeflächen für Überflutungen) gedacht werden.

#### **2.2.4 Notwasserwege**

Um im Falle von Starkregen einen schadlosen Wasserabfluss zu gewährleisten, bieten sich Notwasserwege an. Deren flächenbezogene Festsetzung ist nach § 9 Abs.1 Nr. 14 BauGB möglich. Indes ergeben sich auch hier Vollzugsprobleme dergestalt, dass diese Notwasserwege auch das benötigte Gefälle aufweisen, von Bewuchs freigehalten werden, etc. Soweit der Wasserweg den Interessen des Eigentümers dient, kann seine ordnungsgemäße Unterhaltung in der gemeindlichen Abwasserbeseitigungssatzung als Pflicht des Eigentümers festgelegt werden. Bei einer entsprechenden Inanspruchnahme privater Eigentümer für andere oder für öffentliche Flächen ist entweder eine zivilrechtliche Sicherung der Flächen für den genannten Zweck gegen Entschädigung anzubieten und ggf. im Wege der „Enteignung“ durchzusetzen oder die Satzung muss entsprechende Regelungen (ebenfalls mit Entschädigungsansprüchen) enthalten.

#### **2.3 Ableitung von Niederschlagswasser – Gestaltung des urbanen Raums**

Gerade im innerstädtischen Kernbereich mit seiner hohen Bebauungsdichte lassen sich oftmals kaum Flächen für die Anlage von Versickerungsmulden oder Ähnlichem bzw. solche Flächen finden, die für eine Entsiegelung in Betracht kommen. Zudem ergeben sich Konfliktpotentiale mit anderen Nutzungsanforderungen. Während hohe Bürgersteige im Bedarfsfall quasi zu einer Kanalisierung und Beschleunigung des Wasserabflusses führen würden, kollidiert dies mit den Anforderungen an die Barrierefreiheit. Gleiches gilt mit Blick auf die Art und Gestaltung von Pflasterungen. Während ein offenes bzw. loses Profil eine Versickerung erleichtern würde, werden solche Pflaster zu kaum überwindbaren Hindernissen für Gehbehinderte oder Rollstuhlfahrer und sind daher aus diesem Grund ungeeignet. Es bedarf daher sorgfältiger Planung für die Gestaltung des urbanen Raums. Der Umbau bzw. die Erweiterung des Rohrprofils der Kanalisation wird durch bodenfachliche, insbesondere aber auch durch bautechnische Anforderungen, aber sicherlich insbesondere durch finanzielle Belastungen erschwert sein. In der Praxis lässt sich schon durch die Umgestaltung der Einlaufschächte in die Kanalisation in ein längliches Profil eine Verbesserung der Ableitqualität erzielen.

#### **2.4 Rückhaltung/Speicherung von Niederschlagswasser**

Für die planungsrechtliche Festsetzung in Bebauungsplänen kann auf die Ausführungen zu Regenmulden und Rigolen verwiesen werden. Allerdings können sich wasser-

rechtliche Probleme ergeben, sollten Rückhalte- und Speicherbecken als Gewässer zu qualifizieren sein und damit eines wasserrechtlichen Zulassungsverfahrens bedürfen. Sammelt sich nicht nur gelegentlich Wasser in einem Gewässerbett an, ist in der Regel davon auszugehen, dass ein Gewässer vorliegt. Hierzu zählen somit keine vorübergehenden Wasseransammlungen zu einem Gewässer, die nur einmal erfolgen oder auf außergewöhnliche Naturereignisse zurückzuführen sind. Überflutungen im urbanen Raum aufgrund von Starkregenereignissen ließen sich zwar als zeitweise fließende bzw. stehende Wassermassen qualifizieren, doch erfolgt das Tatbestandsmerkmal des Stehens bzw. des Fließens nicht in einem Gewässerbett. Ein solches liegt in einer in der Natur äußerlich wahrnehmbaren Vertiefung der Erdoberfläche, die als solche eindeutig vom übrigen Erdreich abgegrenzt ist und schon nach dem äußeren Erscheinungsbild ausschließlich oder im Wesentlichen dazu dient, Wasser zu sammeln oder fortzuleiten.

Für die Qualifizierung als Gewässer muss die Wasseransammlung in den natürlichen Wasserkreislauf eingebunden sein und damit Verbindung zu Ökologie und Teilhabe an den Gewässerfunktionen haben. Diese Teilhabe ist gegeben, wenn natürliche Prozesse wie zum Beispiel Verdunstung, Versickerung, Auffangen von Regenwasser oder Aufsteigen des Grundwassers stattfinden. Wird Niederschlagswasser in einem nach unten hin abgedichteten Rückhaltebecken gesammelt, kann dieses nach geltendem Recht ein Gewässer darstellen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn eine Verdunstung über die Oberfläche angestrebt wird und auch der Überlauf der Rückhaltung wiederum der Versickerung zugeführt werden soll, also auch eine Einbindung in den Wasserkreislauf zwar begrenzt, aber dennoch vorgesehen ist. Diese „Doppelnatur“ (Gewässer und Abwasseranlage) ist regelungstechnisch verfehlt und führt zu einer großen Zahl von aufwendigen Verfahren und Vorkehrungen. Hier wäre eine Bereinigung durch den Gesetzgeber angebracht.

Wird Wasser einer geordneten und optimierten Versickerung beispielsweise durch eine Rigole zugeführt, handelt es sich zwar um eine Vertiefung der Erdoberfläche, die dazu dient Wasser zu sammeln. Aufgrund der bautechnischen Ausführung steht dieses Wasser jedoch nicht in einem Gewässerbett, sondern versickert umgehend, so dass eine Gewässereigenschaft für Rigolen zu verneinen ist. Sobald also nicht nur sofort eine Versickerung herbeigeführt werden soll, wie dies bei einer Rigole der Fall ist, sondern zunächst auch eine, wenngleich auch künstliche so doch teich- bzw. seeähnliche Rückhaltung erfolgt, wird i.d.R. die Gewässereigenschaft zu bejahen sein. Dies gilt zumindest dann, wenn mit der Wasseransammlung im statistischen Durchschnitt nicht weniger oft als einmal jährlich zu rechnen ist. Soweit es sich nicht nur um ein für einen begrenzten Zeitraum entstehendes Gewässer handelt, das den Wasserhaushalt nicht erheblich beeinträchtigt, ist die Errichtung eines Niederschlagswasserrückhaltebeckens als Herstellung eines Gewässers als Gewässerausbau nach § 67 Abs. 2 WHG zu qualifizieren und damit gem. § 68 planfeststellungs-, bzw. plangenehmigungspflichtig. Je nach Größe der Rückhaltung könnte sogar eine UVP-Pflicht bestehen. Werden die-

se Voraussetzungen nicht erreicht, kann die Rückhaltefläche in einer öffentlichen Grünanlage ohne förmliche Verfahren vorgesehen werden und auf privaten Flächen mit Zustimmung des Eigentümers.

### **3 Finanzierung und Verantwortlichkeit**

Zu klären ist, wie Maßnahmen der Überflutungsvorsorge finanziert werden können. Als Teil des Aufgabenbereichs der Abwasserbeseitigung trägt die Gemeinde als Pflichtige die Kostenlast. Refinanziert wird dies durch die Abwassergebühren. Darüber hinaus bleibt zu berücksichtigen, dass durch die gesplittete oder auch gesplante Abwassergebühr (GAG), also der getrennten Erhebung von Gebühren für Schmutz- und Niederschlagswasser bereits eine „Versiegelungsabgabe“ zu entrichten ist. Im Rahmen der Finanzierung von Überflutungsvorsorgemaßnahmen kommt es wieder auf den Bemessungsrahmen der Abwasserbeseitigung an, denn je größer dimensioniert die Anlagen ausfallen, desto höher die Kosten. Hieraus ergeben sich wiederum politische Probleme mit Blick auf Haushaltsfragen, den Anliegerschutz und die Gebührentransparenz.

Deshalb ist es zulässig, auch andere, weniger aufwendige Maßnahmen der Vorsorge durchzuführen. Soweit dabei „Verursacher“ bauliche Maßnahmen der öffentlichen Erschließung sind, sind auch die Vorsorgekosten der Erschließung zuzuordnen. Sie sind in dem Umfang „erforderlich“, wie ohne sie entweder höhere Kosten an anderer Stelle oder wesentlich größere Gefahrenpotentiale entstehen würden.

Für Maßnahmen der Überflutungsvorsorge bleibt zu klären, wer nach Errichtung für den Unterhalt und die Verkehrssicherung verantwortlich ist. Dies ist derjenige, der für den jeweiligen Hauptzweck der Fläche verkehrssicherungspflichtig ist. Soweit durch den Vorsorgezweck zusätzliche Risiken entstehen können, ist hierauf hinzuweisen, wenn diese nicht bereits aus der baulichen Beschaffenheit erkennbar sind.

### **4 Fazit und Ausblick**

Für die Überflutungsvorsorge besteht sowohl ein umfangreicher Anforderungsrahmen und auch Instrumente für die Niederschlagswasserbeseitigung. Auf außergewöhnliche Starkregenereignisse ist dieser Rechtsrahmen allerdings unzureichend ausgerichtet. Selbst wenn die Bemessung der Abwasseranlagen nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik erfolgt, kann es so zu Überschwemmungen kommen. Zudem besteht keine Pflicht, auch außergewöhnliche Starkregenereignisse in die Planung zu integrieren, andererseits können bei Fehldimensionierung Haftungsansprüche gegen die Kommunen geltend gemacht werden. Wir empfehlen deshalb zukünftig auch die Überflutung von Abwassersystemen in den Regelungsbereich für Hochwasserrisiken einzubeziehen und dadurch auch insoweit Vorsorgeplanungen verbindlich zu machen.

Für ein differenziertes System aus verschiedenen Instrumenten, die auch der Überflutungsvorsorge dienen, ermöglicht das geltende Bauplanungsrecht eine Vielzahl an Festsetzungsmöglichkeiten. Dies betrifft sowohl öffentliche als auch private Flächen. Insbesondere können mit Blick auf die in diesem Forschungsprojekt erarbeiteten Handlungsempfehlungen auch Festsetzungen kombiniert und überlagert werden. Im Bestand, also bei bestehender Überplanung der Grundstücke, ist es allerdings schwieriger Instrumente zu integrieren. Neue Nutzungszuweisungen bedürften insbesondere der Änderung der Bauleitplanung. Zudem bestehen Konflikte zwischen der Innenentwicklung und Nachverdichtung zu dem Ziel, Flächen freizuhalten. Als Defizit wurde auch das Problem der Vollziehbarkeit von Instrumenten herausgearbeitet. Nur weil eine Festsetzung von Maßnahmen im Bebauungsplan erfolgte, heißt dies nicht so gleich, dass diese auch umgesetzt wird.

Die baurechtlichen Instrumente zum Bodenschutz – insbesondere das Gebot des sparsamen Umgangs mit Boden, die Begrenzung der Bodenversiegelung und die Entsiegelung – verfügen nur über ein begrenztes Wirkungspotenzial. Sie haben eher Appellcharakter als praktische Wirkung bei der Abwägung unterschiedlicher Belange. Auch in der Rechtsprechung führt die Bodenschutzklausel bisher ein Schattendasein und liefert über den allgemeinen Programmsatz hinaus keinen juristischen Ertrag.

Problematisch – gerade für ambitionierte und Vorhaben der Überflutungsvorsorge – ist die Rechtslage, dass Regenrückhaltebecken mitunter die Schwelle zum Gewässer überschreiten, mit der Folge von verschärften Zulassungsanforderungen. Hier sollte der Gesetzgeber klarere Regelungen schaffen, um die Anforderungen nicht zu überspitzen.



## 5 Literatur

- Battis U., Krautzberger M., Löhr R.-P. (2016) (Hrsg.), Kommentar zum Baugesetzbuch
- Berendes K., Frenz W. und Müggenborg H.-J. (2017) (Hrsg.), Kommentar zum Wasserhaushaltsgesetz
- Czychowski M., und Reinhardt M. (2014) (Hrsg.), Kommentar zum Wasserhaushaltsgesetz
- Ernst W., Zinkahn W., Bielenberg W., Krautzberger M. (2018) (Hrsg.), Kommentar Baugesetzbuch, 127 Ergänzungslieferung.
- Landmann/Rohmer (2018), Kommentar zum Umweltrecht, 85. Ergänzungslieferung.
- Stüer B. (2015), Handbuch des Bau- und Fachplanungsrechts, 5. Auflage

## Korrespondenz an:

Rechtsanwalt Dr. Klaus-Martin Groth  
[Gaßner, Groth, Siederer & Coll.]  
Partnerschaft von Rechtsanwälten

EnergieForum Berlin  
Stralauer Platz 34 | 10243 Berlin  
Postfach 171160 | 10203 Berlin

Tel.: +49 (0) 30 7261026 0  
Fax: +49 (0) 30 7261026 10  
E-Mail: berlin(at)ggsc.de

# Lösungswege und Erfolgsfaktoren für die Konzeption multifunktionaler urbaner Retentionsräume – Erfahrungen aus dem Projekt MURIEL

C. Scheid<sup>1</sup>, J. Benden<sup>2</sup>, R. Broesi<sup>2</sup>, M. Illgen<sup>3</sup>, U. Leinweber<sup>3</sup>, G. Lennartz<sup>4</sup>,  
T. G. Schmitt<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, TU Kaiserslautern; <sup>2</sup>MUST Städtebau Köln;  
<sup>3</sup>Dahlem Beratende Ingenieure Darmstadt; <sup>4</sup>gaiac, RWTH Aachen

**Kurzfassung:** Die multifunktionale Nutzung öffentlicher Freiflächen als temporäre Retentionsräume stellt einen wichtigen und zugleich notwendigen Beitrag zur kommunalen Überflutungsvorsorge dar. In Deutschland wird die Realisierung solcher Retentionsflächen jedoch bislang durch eine Vielzahl offener Fragen sowie durch das Fehlen konkreter Planungshinweise gehemmt. Anhand der Ergebnisse des praxisorientierten Forschungsvorhabens MURIEL werden vorliegend Erfolgsfaktoren für derartige multifunktionale urbane Retentionsräume identifiziert und mögliche Lösungswege zur Realisierung aufgezeigt und an kommunalen Fallstudien erläutert. Der Beitrag verdeutlicht, dass sich die meisten Realisierungsvorbehalte durch eine mutige, gut koordinierte und interdisziplinäre Planung abbauen lassen und vielfältige Synergien möglich sind.

**Key-Words:** Starkregen, Überflutungsvorsorge, Multifunktionale Flächennutzung, Retentionsräume, wassersensible Stadtentwicklung, MURIEL

## 1 Einleitung

Die Vorsorge vor urbanen Starkregenüberflutungen stellt eine Aufgabe der kommunalen Daseinsvorsorge und der Anpassung an den Klimawandel dar, die für die Kommunen in den nächsten Jahren mehr und mehr an Bedeutung gewinnt. Die Aufgabenstellung macht ein Handeln in den unterschiedlichsten Disziplinen und auf verschiedenen Ebenen erforderlich. Die alleinigen Lösungsbeiträge der Siedlungsentwässerung können i. A. keine hinreichende Überflutungsvorsorge gegenüber extremen Starkregenereignissen gewährleisten, insbesondere dann nicht, wenn konventionelle unterirdische Ableitungs- und Rückhaltelösungen vorgesehen sind (DWA 2008, Schmitt 2011). Der kurz- bis mittelfristige Lösungsansatz wird vielmehr in der Entwicklung und Umsetzung eines starkregenbezogenen Risikomanagements gesehen, das alle planerischen, technischen und organisatorischen Maßnahmen umfasst, mit denen die Resilienz des Siedlungsraums erhöht wird, sodass Extremniederschläge bes-

ser und schadensärmer bewältigt werden können als bisher (DWA 2013). Langfristig geht es um die ganzheitliche Neuausrichtung unserer Siedlungsräume und Infrastrukturen, die den Leitbildern einer wassersensiblen und klimaangepassten Stadtentwicklung („blue green cities“, „water wise cities“) folgt (vgl. KlimaNet 2010; Knieling et al. 2010; Stokman 2013) und auf deren Grundlage die verbleibenden und lokal erheblich variierenden Überflutungsrisiken für die potenziell Betroffenen akzeptabel sind.

Die multifunktionale Nutzung urbaner Freiflächen als temporäre Retentionsräume kann vor diesem Hintergrund einen ebenso sinnvollen wie wichtigen Beitrag zur wassersensitiven Siedlungsentwicklung leisten. Die Grundidee ist bereits seit einiger Zeit bekannt. Und auch die damit verbundenen Vorteile und Synergiemöglichkeiten sind offenkundig (siehe u.a. Benden und Siekmann 2009, Becker 2013):

- Vermeidung eines wasserwirtschaftlich ineffizienten und kostenintensiven Ausbaus der unterirdischen Entwässerungsinfrastruktur
- Auflösung von Flächenkonkurrenzen durch Kombination von Nutzungsansprüchen
- Gute Wirtschaftlichkeit und Finanzierungsspielräume durch Bündelung finanzieller Ressourcen und Ausschöpfung zusätzlicher Fördermöglichkeiten
- Verbessertes Überflutungsschutz bei minimalem bzw. ohne zusätzlichen Bedarf an Siedlungsfläche
- Einfache Integration in Neuplanungen und Kopplung mit Maßnahmen des allgemeinen Regenwassermanagements
- hohe Synergiepotenziale mit weiteren Maßnahmen der Klimafolgenanpassung (z. B. zur Hitzeminderung oder Verbesserung der Luftqualität) und hohe Potenziale zur gestalterischen oder ökologischen Flächenaufwertung

Dennoch zeigt die nur sehr zögerliche Umsetzung derartiger Maßnahmen in Deutschland, dass der Handlungs- und Planungsrahmen solcher Anlagen durch vielfältige Aspekte definiert und eingeschränkt wird, was bei Entscheidungsträgern oftmals zu Unsicherheiten, konkreten Bedenken und schließlich Umsetzungshemmnissen führt. Der vorliegende Beitrag legt anhand der Ergebnisse des praxisbezogenen Forschungsvorhabens „MURIEL: Multifunktionale urbane Retentionsräume – von der Idee zur Realisierung“ (Benden et al. 2017) dar, welche Lösungswege und Erfolgsfaktoren für die Konzeption multifunktionaler urbaner Retentionsräume innerhalb des vorhandenen Handlungsrahmens existieren.

## 2 Funktionsprinzip und Grundkonzeptionen

Multifunktionale urbane Retentionsflächen sind in der Regel öffentliche Räume, die die meiste Zeit des Jahres eine nicht-wasserwirtschaftliche Nutzung haben, beispielsweise als Verkehrsflächen oder als Aufenthalts- und Erholungsflächen für die Bevölkerung (z. B. Grünflächen, Sport-, Spiel- oder Stadtplätze). Bei einem seltenen oder außergewöhnlichen Starkregen übernehmen Sie kurzzeitig zusätzlich eine was-

serwirtschaftliche Funktion als oberirdischer Retentionsraum. Damit wird die generelle Intention verfolgt, die Bewältigung extremer Niederschläge zu verbessern, indem sie schadensträchtiges Oberflächenwasser gezielt aufnehmen, um Überflutungsschäden an anderer Stelle zu mindern oder gar zu vermeiden. Nach Ende des Starkregeneignisses erfolgt die Entleerung des Speicherraumes und die primäre Nutzung wird wieder hergestellt (Abbildung 1).

Bei diesem Ansatz wird bewusst in Kauf genommen, dass die üblicherweise nicht-wasserwirtschaftliche Hauptnutzung der Fläche in (sehr) seltenen Ausnahmefällen temporär eingeschränkt oder unterbunden ist und dass der beanspruchte Bereich nach dem Ereignis ggf. gereinigt oder instandgesetzt werden muss. Nach sorgsamer Bewertung und Abwägung der Auswirkungen wird diesen Nutzungseinschränkungen der Vorzug gegeben vor wesentlich umfangreicheren Sachschäden, höheren Personenrisiken und/oder einer diffusen Schmutz- bzw. Schadstoffverteilung in der Umwelt, wie sie sich ohne diese gezielte und kontrollierte (Not-)Retention an anderer Stelle ergeben würden.



Abbildung 1: Funktionsprinzip eines multifunktionalen urbanen Retentionsraums

Der Lösungsansatz der multifunktionalen Freiflächennutzung lässt sich bei aller Vielfalt in den Einzellösungen in zwei Grundkonzeptionen bzw. Anlagencharakteristika unterscheiden (Abbildung 2). Beim **Anlagentypus 1** („Notretentionsraum“) handelt es sich z.B. um Verkehrs- oder Grünflächen, öffentliche Plätze, Sport- und Erholungsflächen, die somit nicht der regulären Siedlungsentwässerung gewidmet sind. Dementsprechend werden sie nur bei (sehr) seltenen Starkregen und in „notfalls“ für die Abflussretention in Anspruch genommen werden (z. B. seltener als einmal in 10 – 30 Jahren). Ihr Zufluss setzt sich vor allem aus starkregenbedingten Oberflächenabflüssen, ggf. in Kombination mit Abwasseraustritten aus der Kanalisation, zusammen. Die entwässerungstechnischen und umweltrechtlichen Anforderungen sind angesichts des ausschließlichen und seltenen Einsatzes zur weiter gehenden Überflutungsvor-

sorge und Vermeidung gravierender Schäden an anderer Stelle weitaus geringer als bei Anlagentypus 2 (s. u.). Dafür bleibt ihr Speichervolumen bei weniger extremen Niederschlägen ungenutzt.

Der **Anlagentypus 2** kombiniert die Funktion konventioneller Anlagen der Regenwasserbewirtschaftung (Versickerungsanlagen, Regenrückhalteräume) mit einer Retentionsfunktion für seltene Extremniederschläge. Die wasserwirtschaftliche Hauptnutzung des allgemeinen Regenwassermanagements wird bei diesem Anlagentyp somit in seltenen und außergewöhnlichen Starkregenfällen um die Funktion der Überflutungsvorsorge erweitert („Regenwasserbewirtschaftung plus“). Die erwünschte Multifunktionalität der Anlage wird hier durch die planmäßige Integration weiterer Funktionen bei Trockenwetter (z. B. als Sport- oder Erholungsfläche) ergänzt. Der Anlagentypus 2 wird nach gemäß technischem Regelwerk für die Grundfunktion geplant. Das Speichervolumen wird im Gegensatz zu Typus 1 auch bei häufigeren Starkregen aktiviert. Damit müssen für diesen Fall auch die für Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung geltenden, strengeren Anforderungen erfüllt werden. Dies betrifft z. B. Anforderungen an die stoffliche Beschaffenheit der Regenwetterzuflüsse.

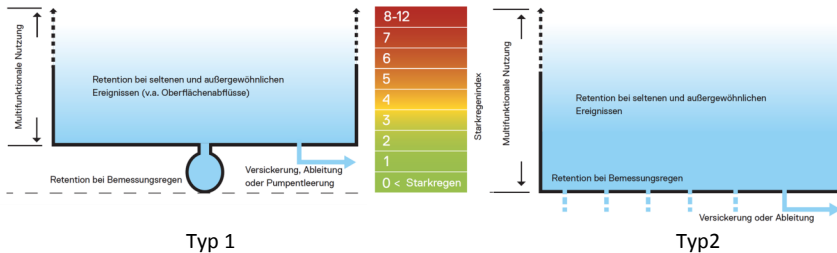


Abbildung 2: Typen multifunktionaler Retentionsräume: Typus 1: Reine „Notretention“ mit seltener Beschickung und Typus 2 als Rückhalte- und Versickerungsanlage mit zusätzlichem Retentionsraum und häufigerer Beschickung

### 3 Handlungsrahmen zur Realisierung multifunktionaler Retentionsräume

Der Handlungsrahmen zur Realisierung multifunktionaler urbaner Retentionsräume wird von verschiedenen Einzelaspekten und Themenfeldern der involvierten Planungsressorts bestimmt. So sind diverse rechtliche Fragestellungen (Wasserrecht, Planungsrecht, Haftungsrecht), Fragen zu möglichen Umweltauswirkungen und hygienischen Belastungen, aber auch zur Funktionalität (insbesondere der Vereinbarkeit verschiedener Funktionen), zu Unterhaltung, Betrieb und Finanzierung zu beantworten. Darüber hinaus bestimmen administrative Fragen die Richtung des gesuchten Lösungswegs zur Umsetzung. Für den Realisierungserfolg einer solchen Anlage gilt es, den vorhandenen Handlungsrahmen nicht primär als Eingrenzung des Entscheidungs-

und Handlungsfeldes zu begreifen. Es gilt vielmehr, in ihm auch die bestehenden Aktions- und Handlungsspielräume zu erkennen und auszunutzen.

Im Projekt MURIEL wurde der Handlungsrahmen für die Realisierung multifunktionaler urbaner Retentionsräume in Form einer praxisbezogenen Arbeitshilfe zusammenfassend beschrieben und deren Empfehlungen an drei Fallstudien überprüft. Die wesentlichen Prozessschritte und Lösungsansätze zur planerischen Umsetzung sind nachfolgend erläutert.

### **3.1 Veranlassung und Koordination der Planung**

Multifunktionale Retentionsräume lassen sich aufgrund ihrer Konzeption als Paradebeispiel eines interdisziplinären Planungsprozesses unterschiedlicher Kommunalresorts ansehen, wobei ein offener, gleichberechtigter Dialog und eine koordinierte Abstimmung zwischen den beteiligten Ämtern zu führen sind. Hierfür gibt es keine allgemeinen Erfolgsrezepte, nur Lösungen, die die individuellen Randbedingungen der Kommune (Organisation, Budgets etc.) berücksichtigen. Dabei ist auch der jeweilige Anlass und Planungsimpuls für eine multifunktionale Retentionsfläche zu würdigen. Es sind dabei zwei grundsätzliche Planungsfälle möglich:

- Fall A: Es besteht ein wasserwirtschaftlicher Anlass aufgrund einer bekannten oder festgestellten Überflutungsproblematik im Siedlungsbestand. Die Planungsinitiative liegt z. B. bei der Siedlungsentwässerung.
- Fall B: Es besteht ein nicht-wasserwirtschaftlicher Anlass, z. B. durch Planungsabsichten der Stadt-, Freiraum- oder Straßenplanung zur Umgestaltung einer Fläche oder Neuplanung eines Gebietes, die als „Gelegenheitsfenster“ zur Integration der Überflutungsvorsorge genutzt werden können

Die Fallunterscheidung ist insofern wichtig, dass daraus für den gesamten Realisierungsprozess klare und vor allem ausgewogene Festlegungen der Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten der einzelnen Akteure ableiten und entsprechende „Verteilungsmaßstäbe“ für die Kosten von Planung, Bau, Unterhaltung und ggf. Wiederherstellung anlagenbezogen festlegen lassen. Einzelheiten zu Finanzierung und Betrieb werden vorliegend nicht vertieft und sind in Benden et al. (2017) beschrieben.

### **3.2 Flächenauswahl und -eignung**

Unabhängig vom Planungsanlass besteht ein wichtiger Prozessschritt in der Bewertung der Flächeneignung für die Ausgestaltung als multifunktionaler Retentionsraum, sei es für eine bereits konkret festgelegte Freifläche oder im Zuge eines Flächen screenings. Grundsätzlich können mit Ausnahme weniger Tabuflächen (Schutzgebiete, Friedhöfe, u.ä.) alle öffentlichen Freiflächen hierfür geeignet sein, vor allem Grünflächen und Parkanlagen, Plätze, Parkplätze, Hof- und Freiflächen öffentlicher Gebäude, Sportanlagen, Freizeitflächen und Spielplätze sowie Straßen und sonstige Verkehrsflächen. Dennoch ergeben sich je nach Nutzung, Topografie, Zuflussrandbedin-

gungen (z. B. stoffliche Belastung) oder Vegetations- und Bodenverhältnissen Eigenunterschiede und unterschiedlich hohe Anforderungen an die Planung.

Hinsichtlich der Zielsetzung Überflutungsvorsorge ist vordergründig der „hydraulische Effekt“ zu bewerten, den die betrachtete Fläche als Retentionsraum zur Minderung von Überflutungsrisiken erzielen kann. Aber auch die weiteren individuellen Randbedingungen, u. a. der Herstellungsaufwand sowie die Bau- und Betriebskosten sind frühzeitig zur Entscheidung über die Flächeneignung heranzuziehen. Umgekehrt sind jedoch auch die möglichen positiven Effekte und Synergien (Ökologie, Klimafolgenanpassung, städtebauliche und freiraumplanerische Flächenaufwertung, etc.) zu bewerten und angemessen zu berücksichtigen.

### 3.3 Rechtliche Erwägungen

Ein Großteil der derzeitigen Umsetzungshemmnisse resultiert aus den geltenden rechtlichen Randbedingungen und der Unsicherheit in deren Bewertung. Tatsächlich sind diese auch sorgsam und umfassend zu reflektieren und zu diskutieren.

Eine im Rahmen von MURIEL eingeholte juristische Expertise zum **wasserrechtlichen Status** multifunktionaler Retentionsflächen (Nisipeanu 2015) kommt zu der Einschätzung, dass solche Flächen wasserrechtlich als „Abwasseranlagen“ im Sinne des § 60 WHG (WHG 2009) anzusehen sind. Sie dienen der Überflutungsvorsorge und somit gezielt der Abwasserbeseitigung und entsprechen dabei dem Stand von Wissenschaft und Lehre. Dieser Status bedeutet, dass sie jenseits des geltenden technischen Regelwerks konzipiert und dennoch wasserrechtskonform realisiert werden können. Das fehlende technische Regelwerk eröffnet Gestaltungsspielräume und planerische Freiheitsgrade, die gezielt ausgenutzt werden sollten. Es ist ferner zu empfehlen, bei der Planung eine frühzeitige Abstimmung mit den zuständigen Wasser- und Umweltbehörden vorzunehmen, insbesondere dann, wenn die Entleerung eines multifunktionalen Retentionsraums durch Versickerung oder Einleitung in ein Oberflächengewässer erfolgt. Je nach länderspezifischem Wasserrecht und regionaler Vollzugspraxis kann dann eine Genehmigung, Einleiteerlaubnis oder zumindest Anzeige erforderlich sein.

Bei der Neuplanung eines multifunktionalen Retentionsraums im Zuge einer Neerschließung oder städtebaulichen Umgestaltung bestimmen die **planungsrechtlichen Randbedingungen**, konkret die Festsetzungsmöglichkeiten der verbindlichen Bauleitplanung die Gestaltungsoptionen. Das Baugesetzbuch (BauGB 2017) bietet in § 9 BauGB, insbesondere nach der Novellierung von 2017, diverse Möglichkeiten, eine Ableitung oder den Rückhalt von Starkregenabflüssen auf öffentlichen Verkehrs- und Freiflächen über Festsetzungen im Bebauungsplan zu regeln, auch wenn eine unmittelbare Festsetzung „multifunktionaler Flächennutzung zur Überflutungsvorsorge“ aufgrund des abschließenden Festsetzungskatalogs nicht möglich ist.

Multifunktionale urbane Retentionsräume lassen sich insbesondere als Anlagentypus 2 mit den Anforderungen des geltenden **Naturschutzrechts** und der Landschaftspflege in Einklang bringen bzw. können deren Ziele auch befördern. In die Anlagenplanung integrierte Einzelmaßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung (z. B. Dachbegrünungen, offene Ableitungssysteme mit standortgerechter Vegetation, Feuchtwiesen) beinhalten ökologische Aufwertungspotenziale und sind grundsätzlich auch in Ausgleichsflächenkonzepte (Ökokonto-Modelle) integrierbar, sofern das Oberflächenwasser nur gering oder mäßig stofflich belastet ist. Bei stärkerer Verschmutzung etwaige negative Auswirkungen auf das Schutzgut Boden einzukalkulieren und entsprechende Einzelfallprüfungen erforderlich. Es gilt dabei, zwischen den Anforderungen des Überflutungsschutzes und den Belangen des Natur- und Bodenschutzes für die betreffende Einzelfläche und deren Einzugsgebiet abzuwägen. Lediglich besonders geschützte Landschaftsbestandteile sowie schutzwürdige Böden und empfindliche Nutzungen nach BBodSchG scheiden als Tabuflächen kategorisch aus.

Bei einer temporären Mitbenutzung des Straßenraums als Retentionsraum oder Ableitungselement kommt ferner das **Straßen- und Verkehrsrecht** zum Tragen. Die Beeinträchtigungen der darin formulierten Anforderungen an die Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs durch den temporären Einstau von Straßen bewertet MURIEL zusammenfassend als hinnehmbar, weil sie in der Regel von geringer Dauer und vergleichsweise selten sind. Die üblicherweise für eine Mitbenutzung vorgeschlagenen Einstauhöhen (wenige Zentimeter) und Abflussgeschwindigkeiten stellen für Verkehrsteilnehmer oder Fahrzeuge ein geringes Sicherheitsrisiko dar, das sich durch die ohnehin erforderliche witterungsangepasste Verhaltensweise kontrollieren lässt.

### 3.4 Verkehrssicherungspflicht und Haftungsfragen

Bei der Umgestaltung öffentlicher Verkehrs- und Freiflächen zur Retention von Starkregenabflüssen (z.B. durch eine Abweichung von bisherigen Baustandards) stellt sich für Entscheidungsträger oft die Frage nach der Betreiberhaftung und erforderlichen Verkehrssicherungspflichten. Tatsächlich geht mit einer neu geschaffenen multifunktionalen Retentionsfläche auch eine räumlich und zeitlich neue Gefahrensituation einher. Daraus ergibt sich für den Anlagenbetreiber die Verpflichtung zur Verkehrssicherung und zum Ergreifen von Schutzvorkehrungen (Nisipeanu 2015). Der Aufwand hierfür richtet sich nach dem Ausmaß und der Wahrscheinlichkeit der bei Inanspruchnahme zu erwartenden Gefährdung. Sie ist somit auf ein bestimmtes, angemessenes Maß begrenzt. Konkret ergeben sich zum Ausschluss etwaiger Haftungsansprüche folgende Anforderungen an die kommunale Verkehrssicherungspflicht:

- Die maximal auftretenden Einstauhöhen und Zulaufgeschwindigkeiten sollten orts- und flächennutzungsspezifisch hinsichtlich ihrer Gefährdung abgeschätzt und kritisch bewertet werden.
- Warnschilder und –hinweise sind sinnvoll und zu empfehlen, um auf die zeitweise Nutzungsbeeinträchtigung durch den Rückhalt von Oberflächenwasser



bzw. auf Besonderheiten der Anlage (ungewohnte bauliche Gegebenheiten abweichend von allgemein anerkannten Regeln der Technik) hinzuweisen.

- Der sach- und ordnungsgemäße Betrieb der Anlage ist jederzeit sicherzustellen, weshalb regelmäßige Zustands- und Funktionskontrollen wichtig sind, insbesondere unmittelbar vor und nach Beschickungsereignissen.

Selbstverständlich sind flächen- und nutzerspezifische Besonderheiten angemessen zu würdigen. Für Kinder als Nutzergruppe gelten beispielsweise strengere Anforderungen an die Verkehrssicherungspflicht. Allerdings gilt selbst hier, dass auch auf Aufsichtspflichten und die soziale Kontrolle durch die Nutzer in angemessenem Umfang vertraut werden darf. In jedem Falle sollten die bei der Planung diskutierten Gefahrenbewertungen und einvernehmlich festgelegten Verkehrssicherungsmaßnahmen schriftlich dokumentiert werden, um später belegen zu können, dass der Aspekt der Verkehrssicherung bei der Planung geprüft und angemessen berücksichtigt wurde.

### 3.5 Umwelt und Hygiene

Für die Realisierung multifunktionaler urbaner Retentionsräume und deren Akzeptanz sind die Fragestellungen nach der ökologischen und hygienischen Belastung der beanspruchten Flächen bei einer erfolgten Starkregenbeschickung von sehr großer Bedeutung. Die Bewertung der stofflichen Belastung ist anhand verschiedener Kriterien vorzunehmen (u.a. Beschaffenheit und Nutzung der angeschlossenen Flächen, Entwässerungsverfahren, Häufigkeit und Dauer des Flächeneinstaus, Entleerungspfade des Retentionsraums, Nutzungsansprüche und -sensibilitäten der Primärnutzung).

Hinsichtlich möglicher **Umweltauswirkungen** einer zur Überflutungsvorsorge genutzten Grünfläche gilt, dass ökologische Beeinträchtigungen und Schäden durch die Beaufschlagung mit Starkregenabflüssen grundsätzlich möglich sind. Bei der Bewertung der ökologischen Risiken ist jedoch nach der Häufigkeit und Dauer des Einstaus sowie der stofflichen Abflussbelastung zu differenzieren. Hierbei ist Anlagentyp 1 mit seltenen Einleitungen und/ oder hohen Wassermengen aufgrund von Verdünnungseffekten unproblematischer anzusehen Anlagen des Typus 2. Die hierfür geltenden strengeren Anforderungen an die stoffliche Beschaffenheit des Regenwetterabflusses werden durch die wasserwirtschaftliche Hauptnutzung der Fläche und angewendeten allgemein anerkannten Regeln der Technik bzw. dem zugehörigen wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren berücksichtigt. Das Risiko für ökologische Schäden durch Einstau, Eintrag von Streusalz sowie anderer Schadstoffe wird als berechenbar und in Relation zum erwarteten Nutzen auch als angemessen eingestuft.

Bei multifunktionalen Flächen in Gebieten, die im Mischverfahren entwässert werden, sind auch die **hygienischen Auswirkungen** der temporären Flächennutzung zu beurteilen. Eine in MURIEL eingeholte Fachexpertise (Kistemann und Timm 2017) stuft hierfür die hygienische Flächenbelastung zwar als potenziell gesundheitliche Risikolage ein, die jedoch nur bei direktem Kontakt mit Abwasser oder dem Boden unmittelbar nach der Beschickung ein mikrobielles Infektionsrisiko bedeutet. Diese

Gesundheitsrisiken lassen sich durch geeignete präventive Maßnahmen (Kontaktvermeidung und Einhaltung einer mehrwöchigen Abklingphase für den Boden durch Flächensperrung) relativ einfach kontrollieren und beherrschen, sodass bei Beachtung dieser Empfehlungen aus hygienisch-medizinischer Sicht keine grundsätzlichen Bedenken gegen die Einrichtung multifunktionaler Retentionsflächen bestehen.

Sowohl für die ökologischen als auch hygienischen Belastungen eines multifunktionalen Retentionsraums bleibt anzumerken, dass diese darin an sich nicht erhöht oder akkumuliert, sondern nur räumlich eingegrenzt werden. Ohne eine solche Anlage würden die identisch belasteten Abflüsse ungeordnet und diffus in der Umwelt und in Gebäuden verteilt werden, was die nachträgliche Beseitigung der Belastungen deutlich erschwert.

#### 4 Entwurfsbausteine und Fallstudien

Mit dem Anspruch konkrete Lösungswege für die Realisierung multifunktionaler Retentionsräume aufzuzeigen wurde in MURIEL im Rahmen einer Arbeitshilfe (Benden et al 2017, Teil 3) ein umfassender Katalog an Entwurfs-elementen und schematischen Bausteinen erarbeitet, der alle hydraulischen Teilprozesse der Planungsmaßnahme umfasst. Um einen hinreichenden Praxisbezug zu gewährleisten, sind die Erkenntnisse der Untersuchungen und der Arbeitshilfe anhand von drei Fallstudien hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit überprüft worden (Tabelle 1).

Tabelle 1: MURIEL-Fallstudien zur multifunktionalen Flächennutzung

Fallstudie / Planungsfall	Beschreibung
<b>Wesseling:</b> Fall A: Anlass Überflutungsvorsorge	Multifunktionaler Retentionsraum zur temporären Zwischenspeicherung von Mischwassernotüberläufen aus der Kanalisation (seltener als 1-mal in 5 Jahren) Freiflächenausgestaltung als Aufenthalts-, Sport- und Freizeitfläche
<b>Köln:</b> Fall B: Städtebauliche Bestandsüberplanung	Stadtplanerische Aufwertung von Quartiersplätzen durch Umgestaltung zur multifunktionalen Flächennutzung als Retentionsraum bei Starkregen, sonst Aufenthalts- und Erholungsfläche
<b>Karlsruhe:</b> Fall B: Städtebauliche Neuplanung	Neuplanung eines Gebäudekomplexes für Wissenschafts- und Forschungsarbeit auf dem KIT Campus Süd als „Null-Abfluss-Gebiet“ für $T_n \leq 100$ a. Multifunktionale Maßnahmenkombination zur Regenwasserbewirtschaftung, Überflutungsvorsorge und Annäherung an den naturnahen lokalen Wasserhaushalt

Anhand konkret vor Ort anstehender Aufgaben der Freiraumplanung wurden die zuvor entwickelten Bausteine in Entwurfsvarianten getestet und mit Akteuren vor Ort diskutiert. Ziel war es, die Praxistauglichkeit der multifunktionalen Lösungsvorschläge zu prüfen und Wege zu identifizieren, wie und inwieweit Konflikte vor Ort konkret

überwunden werden können. Die Fallstudien sind ausführlich in (Benden et al 2017, Teil 2) beschrieben. Bei der Auswahl der Fallstudien wurde darauf geachtet, die unterschiedlichen Planungsfälle abzubilden, die sich für die Konzeption und für die Planung einer multifunktionalen Retentionsfläche ergeben können. Der erste Fall (Wesseling, siehe Abbildung 3) bezieht sich auf bereits bebaute Gebiete im Siedlungsbestand, bei denen ein Überflutungsproblem bekannt bzw. zu erwarten ist wo bereits aus einer wasserwirtschaftlichen Notwendigkeit nach Lösungsmöglichkeiten zur Minimierung von Schäden gesucht wird. Beim zweiten Fall dagegen bietet sich – z. B. aufgrund einer Planungsabsicht im Bereich der Stadt- und Freiraumplanung oder des Straßenbaus – ein „Gelegenheitsfenster“, um eine weitergehende Überflutungsvorsorge durch multifunktionale Retentionsflächen in die Konzeption zu integrieren. Hierbei kann es sich entweder um die Umgestaltung einer bestehenden Situation, z. B. die Sanierung einer Straße (Köln), oder um eine Neuplanung einer Fläche (Karlsruhe) handeln.

Die Testentwürfe in **Köln und Wesseling** haben gezeigt, dass im Siedlungsbestand technisch vieles machbar ist und dass sich ortsspezifisch innovative Entwurfskonzepte für die Gestaltung multifunktionaler Verkehrs- und Freiflächen finden lassen, die den technischen und fachrechtlichen Anforderungen gerecht werden. Allerdings stellte sich auch heraus, dass multifunktionale Retentionsflächen nach Abwägung der Kosten und des (wasserwirtschaftlichen) Nutzens nicht überall die geeignete Lösung darstellen. Insbesondere im Bestand kann der Aufwand für eine schadensfreie Zuleitung auf die Fläche zum Teil sehr hoch sein und eine entsprechende Umgestaltung nicht rechtfertigen. Auch können durch multifunktionale Retentionsflächen nicht unbedingt alle Probleme gelöst werden. So zum Beispiel würden die für Köln vorgeschlagenen Retentionsflächen zwar die Überflutungssicherheit vor Ort (im Vergleich zum Status quo) verbessern, jedoch reichen sie nicht aus, um die Situation bei extremen Regenereignissen vollkommen zu entschärfen. Hier bedürfte es ergänzender Maßnahmen, beispielsweise zur Flächenabkopplung und zum Objektschutz.

Das Beispiel des KIT-Campus in **Karlsruhe** hat verdeutlicht, dass bei einer Neuplanung weitreichende gestalterische Möglichkeiten bestehen, das Thema der Überflutungssicherheit und der multifunktionaler Retentionsräume in die Planung zu integrieren. Durch ein frühzeitiges Mitdenken der Starkregenvorsorge können Mehrkosten für eine nachträgliche Anpassung vermieden werden. In einem Bebauungsplan können die Maßnahmen zur Überflutungsschutz bereits mit den heutigen Festsetzungsmöglichkeiten der BauNVO planungsrechtlich gesichert werden.

Mit Blick auf den Prozess und die Akzeptanz multifunktionaler Retentionsflächen lässt sich festhalten, dass sich Widerstände vor allem dann vermeiden oder zumindest reduzieren lassen, wenn alle relevanten Akteure frühzeitig in den Planungsprozess eingebunden werden. So konnten durch die kontinuierliche Beteiligung der Aufsichtsbehörden und externer Fachgutachter (Hygieneinstitut der Uni Bonn) in Wesseling rechtliche Bedenken gegenüber der multifunktionalen Nutzung (z.B. Barrierefreiheit,

Verkehrssicherung, Hygiene) frühzeitig ausgeräumt werden. Im Rahmen der Bürgerbeteiligung wurde deutlich, dass es wichtig ist, neben den Aspekten der Überflutungsvorsorge auch andere für die Anwohner relevante Themen offen zu diskutieren, die durch eine multifunktionale Nutzung der Flächen hervorgerufen werden können (z.B. Lärm, Vandalismus). Als Erfolgsfaktor hat sich bei allen drei Fallstudien herausgestellt, in der Diskussion um multifunktionale Retentionsflächen immer die Synergien der Regenwasserbewirtschaftung und Überflutungsvorsorge mit anderen Belangen (Hitzevorsorge, Aufenthaltsqualität) in den Vordergrund zu stellen!

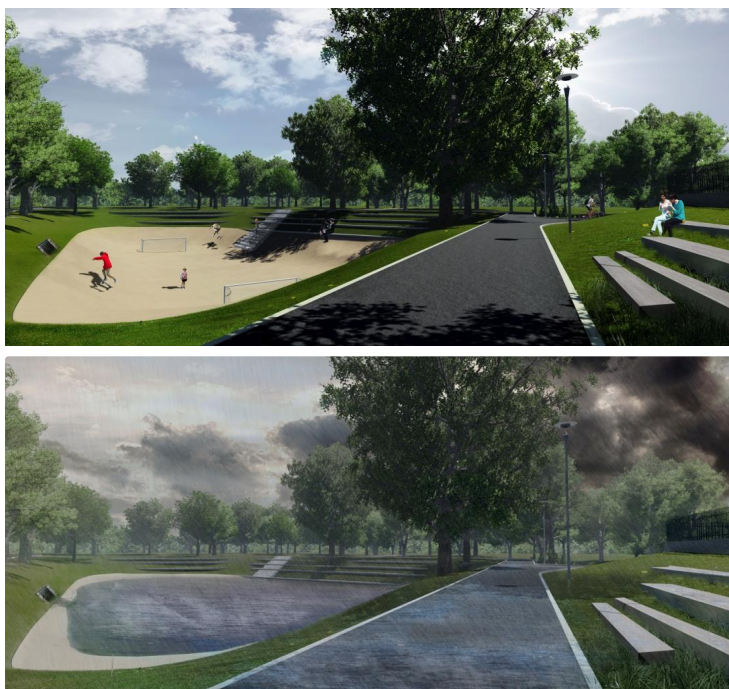


Abbildung 3: Multifunktionaler Retentionsraum für Mischwassernotüberlauf, Fallstudie Wesseling (Quelle: MUST Städtebau)

Die größten Hindernisse ergaben sich bei den Fallstudien in Wesseling und Köln zu den Fragen der Finanzierung sowie z. T. der Zuständigkeiten (insb. für den Betrieb). Trotz der Bereitschaft der Stadtentwässerung zur Kostenübernahme für die Herrichtung und Instandhaltung der Fläche, blieb die Frage der Finanzierung der stadtgestalterischen Elemente (Möbiliar etc.) bis zuletzt offen. Dies verdeutlicht einmal mehr die

Notwendigkeit einer Lastenverteilung oder fachübergreifender Budgets zur erfolgreichen Umsetzung multifunktionaler Retentionsflächen. Auch die Tatsache, dass es in der aktuellen Förderlandschaft an geeigneten Töpfen zur Förderung innovativer Projekte der Starkregenvorsorge mangelt, stellte bei den beiden Projekten in NRW ein deutliches Hindernis für eine Umsetzung dar. In Karlsruhe ist die Finanzierung der Maßnahme nach jetzigem Stand dagegen gesichert. Allerdings ist hier anzumerken, dass sich das Land Baden-Württemberg als Träger der Maßnahme von Anfang an das Ziel gesetzt hat, im Rahmen des Projektes seiner Vorbildfunktion in Fragen der Klimaanpassung gerecht zu werden. Die Fallstudie ist insoweit aufgrund der starken Verhandlungsposition der Kommune nicht repräsentativ für Investorenprojekte.

## 5 Zusammenfassung

Der beschriebene Handlungsrahmen und die Erkenntnisse aus den Fallstudien lassen vielfältige Umsetzungs- und Synergiepotenziale erkennen. Die **Erfolgsfaktoren** für multifunktionale Retentionsräume lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Auch wenn aufgrund der möglichen Anlagenvielfalt allgemein gültige Antworten zu Detailfragen der Planung und Realisierung schwerfallen, so ist doch erkennbar, dass sich die häufig angeführten Bedenken und Realisierungshemmnisse hinsichtlich **Barrierefreiheit, Verkehrssicherungspflicht, Hygiene, Ökologie, Finanzierung und Betrieb** meist ausräumen und überwinden lassen.
- Der **rechtliche Handlungsrahmen** offenbart für alle wesentlichen Rechtsfelder neben Restriktionen auch deutliche Realisierungschancen und Umsetzungsspielräume. Insbesondere der geltende Wasserrechtsrahmen steht dem Lösungsansatz multifunktional genutzter Freiflächen nicht entgegen. Er sollte jedoch noch stärker auf die Anforderungen der Überflutungsvorsorge und des Starkregen-Risikomanagements zugeschnitten werden. Der wasserrechtliche Anlagenstatus bietet die Option einer angemessenen **Mitfinanzierung** solcher Vorhaben über kommunale Abwassergebühren.
- Als wichtigster Erfolgsfaktor eines solchen Vorhabens sind das **Ausmaß und der Umfang der realisierten Multifunktionalität** in der Flächennutzung anzusehen. In dem Zuge ist es bedeutend, dass die geplante Anlage sowohl die stetig wachsenden unterschiedlichen Nutzungsansprüche an den urbanen Raum berücksichtigt und miteinander vereinbart als auch die erwünschten Synergien erzeugt.
- Eng damit verbunden lässt sich Multifunktionalität nur realisieren, wenn es eine Bereitschaft der Akteure (Stadt-, Freiraum-, Verkehrs- und Entwässerungsplanung) zur **Kooperation in den Planungs-, Realisierungs- und Betriebsphasen** und dem Zurückstellen „sektoraler Denkweisen“ gibt. Grundvoraussetzung dafür ist ein sachbezogener, gleichberechtigter Planungs- und Entscheidungsprozess, der die Projektziele definiert und die Zuständigkeiten aller Beteiligten

an Planung, Finanzierung, Unterhaltung und Betrieb einer solchen Anlage ausgewogen regelt.

- Schließlich ist bei den Planungsverantwortlichen neues Denken und Mut zur Umsetzung gefragt, der sich auch darin äußert, dass fehlende Vorgaben des **technischen Regelwerks** weniger als Unsicherheitsfaktor und Hemmnis und mehr als Chance und Freiheitsgrad verstanden und ausgenutzt werden.

## 6 Literatur

- BauGB (2017): Baugesetzbuch in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. November 2017 (BGBl. I S. 3634)
- Becker, C. (2013): Zukunftsaufgabe Multicodierung: urbane Stadträume und Flächen für die Regenwasserbewirtschaftung – Herausforderungen, Stolpersteine und Strategien. Vortrag beim Symposium Storm Water Management auf der Wasser Berlin am 26. April 2013
- Benden, J.; Broesi, R; Ilgen, M.; Leinweber, U.; Lennartz, G.; Scheid, C.; Schmitt, T. G. (2017): Multifunktionale Retentionsflächen. Teil 1: Wissenschaftliche Grundlagen. Teil 2: Fallstudien Teil 3: Arbeitshilfe für Planung, Umsetzung und Betrieb. MURIEL Publikation. Juni 2017
- Benden, J., Siekmann, M. (2009): Wassersensible Stadtentwicklung. Anpassung von Siedlungs- und Infrastrukturen an die Auswirkungen des Klimawandels, In: Mörsdorf, F. L., Ringel, J., Strauß, C. (Hrsg.): Anderes Klima. Andere Räume! Zum Umgang mit Erscheinungsformen des veränderten Klimas im Raum, Universität Leipzig, 2009
- DWA (2008): Prüfung der Überflutungssicherheit von Entwässerungssystemen. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe ES-2.5 „Anforderungen und Grundsätze der Entwässerungssicherheit“. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (55) Nr. 9. 972–976. Hennef, 2008
- DWA (2013): Starkregen und urbane Sturzfluten – Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), DWA-Themen T1/2013, ISBN 978-3-944328-14-0.
- Kistemann, T. und Timm, C. (2017): Einschätzung der hygienischen Belastungen von MUR bei Starkregenüberflutungen und ihrer gesundheitlichen Bedeutung. Expertise zum Forschungsvorhaben MURIEL, Stand 15. Juni 2017
- KlimaNet (2010) Wassersensible Stadtentwicklung – Maßnahmen für eine nachhaltige Anpassung der regionalen Siedlungswasserwirtschaft an Klimatrends und Extremwetter. Abschlussbericht des Verbundvorhabens im Förderschwerpunkt klimazwei des BMBF, Förderkennzeichen 01 LS 05017 A-

C. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Ruhr Universität  
Bochum, Universität Duisburg Essen

Knieling, J.; Kunert, L.; Zimmermann, T. (2010): Leitbilder der Stadtplanung und  
Klimaanpassung. In PlanerIn 06/10, S. 26-28. Berlin

Nisipeanu, P. (2015): Thesen zur rechtlichen Bewertung, Expertise zum MURIEL-  
Thesenpapier des Projekt-Workshops vom 04.11.2015 in Hennef, Stand 05.  
Oktober 2015

Schmitt, T.G. (2011): Risikomanagement im Überflutungsschutz. Überflutungs-  
vorsorge im Klimawandel als kommunale Gemeinschaftsaufgabe. In: PlanerIn  
Heft 3/2011, Wasser: Nutzgut – Schutzgut – Risikofaktor, S. 7-10. Berlin

Stokman, A. (2013): Wassersensitive Stadtentwicklung. In: ISWA (Hrsg.):  
Management des urbanen Wasserhaushalts – mehr als nur  
Kanalnnetzplanung. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band  
127. S. 7-23

WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz  
WHG), vom 31.07.2009. Deutscher Bundestag. In: BGBl. I (51):2585

## **Danksagung und Hinweis**

Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) herzlich für die  
Förderung des Projektes MURIEL: Multifunktionale urbane Retentionsräume – von  
der Idee zur Realisierung (Förderkennzeichen Az 32223/01) sowie den Kollegen in  
den beteiligten Kommunen und der DWA für die großartige Zusammenarbeit. Die  
gesamte dreiteilige Ergebnisdokumentation von MURIEL ist über die Projektdaten-  
bank der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sowie über die Internetpräsenzen der  
Projektpartner zum freien Download verfügbar.

## **Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Christian Scheid  
TU Kaiserslautern  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Paul-Ehrlich-Straße 14 - 67663 Kaiserslautern  
Tel.: +49 6333 / 205-3826  
Fax: +49 6333 / 205-3905  
E-Mail: christian.scheid@bauing.uni-kl.de

# Flächenmitbenutzung als Maßnahme zur Überflutungsvorsorge – ein Erfahrungsbericht

Gerrit Bischoff, Franziska Meinzingler

HAMBURG WASSER

**Kurzfassung:** Die Idee der multifunktionalen Flächennutzung oder auch Flächenmitbenutzung wurde in Hamburg bereits seit 2009 diskutiert und seitdem stetig weiterentwickelt. Zwei Flächenmitbenutzungsprojekte wurden bereits umgesetzt. Der Regenspielplatz Neugraben-Fischbek wurde in 2013 eingeweiht. Die Flächenmitbenutzung und der Notwasserweg Ohlen dorffs Park sind seit Anfang 2016 in Betrieb. Ein drittes Projekt befindet sich zurzeit in der Vorplanung. Eine Herausforderung bei der Umsetzung dieser Art von Projekten stellt das Zusammenbringen der unterschiedlichen Beteiligten und Disziplinen dar. Durch die Zusammenarbeit entstehen aber auch neue und kreative Ideen und Lösungen. Synergieeffekte setzen dabei positive Impulse und tragen zum Umsetzungserfolg bei. Fragen zu Sicherheitsbedenken, Zuständigkeiten, Betrieb und Pflege wurden anhand der vorhandenen Rahmenbedingungen aus rechtlicher, administrativer und finanzieller Sicht geprüft und geklärt. Die Erfahrungen aus den bisher vorhandenen deutschen und internationalen Beispielen der Flächenmitbenutzung helfen bei der Umsetzung weiterer Maßnahmen. Die Flächenmitbenutzung funktioniert, wird akzeptiert und kann einen wichtigen Beitrag zum weitergehenden Überflutungsschutz leisten.

**Key-Words:** Flächenmitbenutzung, multifunktionale Flächennutzung, Starkregen, Überflutungsvorsorge, Notwasserweg, Regenspielplatz

## 1 Einleitung

Die Idee der multifunktionalen Flächennutzung oder auch Flächenmitbenutzung gewinnt eine immer größere Bedeutung bei der Suche nach innovativen Lösungen für den Umgang mit Starkregen [Illgen, 2017]. Diese Idee wurde in Hamburg bereits seit 2009 im sogenannten KompetenzNetzwerk HAMBURG WASSER [KHW, 2010] diskutiert und im Rahmen des RISA Projektes weiterentwickelt [Waldhoff, 2012 & RISA, 2015]. So sind bislang bereits zwei Projekte zur Flächenmitbenutzung in Hamburg umgesetzt worden und ein drittes Projekt befindet sich aktuell in der Phase der Vorplanung.



Hamburg stellt sich damit den wasserwirtschaftlichen Herausforderungen, die durch die "wachsende Stadt" mit zunehmender Flächenversiegelung und der prognostizierten Zunahme von Starkregenereignissen verschärft werden. Alleine durch konventionelle Entwässerungssysteme lässt sich das Ziel einer weitergehenden kommunalen Überflutungsvorsorge nicht erreichen. Die Flächenmitbenutzung ist dabei, neben der Erweiterung der konventionellen Entwässerung und dem lokalen Objektschutz, als eine weitere Option zu sehen [Schmitt, 2009].

## **2 Das Projekt RISA**

Alle drei hier vorgestellten Beispiele wurden im Projekt RISA bearbeitet bzw. sind aus RISA hervorgegangen. Das Projekt RISA ist ein Gemeinschaftsprojekt der Freien und Hansestadt Hamburg (FHH) und HAMBURG WASSER (HW, Gleichordnungskonzern aus der Hamburger Stadtentwässerung AöR und der Hamburger Wasserwerke GmbH). Es wurde 2009 von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (heute Behörde für Umwelt und Energie (BUE) und Behörde für Stadtentwicklung und Wohnen (BSW)) zusammen mit HAMBURG WASSER gestartet, um auf die zunehmenden Zielkonflikte zwischen weitergehenden Versiegelungstendenzen, potentiellen Folgen des Klimawandels, Ansprüchen an Lebensqualität sowie infrastrukturellen Anforderungen zu reagieren. Die Projektergebnisse wurden im RISA „Strukturplan Regenwasser 2030“ zusammengefasst und veröffentlicht [RISA, 2015]. Dieser stellt für die kommenden Jahre einen Orientierungsrahmen für ein zukunftsfähiges Regenwassermanagement in Hamburg dar. Weitere Informationen zum Projekt finden sich auf der RISA Homepage ([www.risa-hamburg.de](http://www.risa-hamburg.de)).

## **3 Regenspielplatz Neugraben-Fischbek**

Das erste Projekt zur Flächenmitbenutzung, das im Rahmen von RISA fertiggestellt wurde, ist der Regenspielplatz Neugraben-Fischbek. Er wurde in 2013 eingeweiht und hat seither große Beachtung erlangt [Krieger, 2014]. 2017 wurde der Regenspielplatz von der Zeitschrift „Stadt und Raum“ mit dem Deutschen Spielraumpreis zum Thema „Themenspielplätze“ in der Kategorie Belobigungen mit einem Sonderpreis ausgezeichnet.

Beim Regenspielplatz wird im Starkregenfall überschüssiges Niederschlagswasser auf einen Teil des Spielplatzes, das sogenannte Biberland, geleitet und dort versickert. Zur Versickerung stehen eine Überflutungsmulde und ein Sickergraben zur Verflutung. Als Notüberlauf bei zu großen Wassermengen gibt es eine Überlaufmulde zu einem Brunnenschutzgebiet von HAMBURG WASSER, um die unkontrollierte Flutung des Biberlandes zu verhindern. Das Regenwasser wird in allen Anlagenteilen zwischengespeichert und versickert dort, somit trägt der Regenspielplatz zur Grundwasserneubildung bei. Der eigentliche, überflutungsgefährdete Bereich liegt weiter unterhalb im Kanalnetz am Regenrückhaltebecken Haferacker. Dessen Ausbaukapazität ist durch die umgebende Bebauung ausgeschöpft und es besteht nur eine begrenzte

Ableitungsmöglichkeit in den Vorfluter. Ein klassischer Lösungsansatz, wie z.B. ein weiteres Rückhaltebecken, kam aufgrund fehlender Freiflächen nicht in Frage. Die Abkopplung von Flächen wurde ebenfalls geprüft. Hier gibt es zu wenig potentielle Flächen, um die Überflutung wirksam zu reduzieren. Die Lösung mittels einer Retention auf der weiter oberhalb im Kanalnetz liegenden Spielplatzfläche kann nur durch eine dortige Drosselung der Abflüsse im Regenkanal auf ein für das Regenrückhaltebecken und den Vorfluter verträgliches Maß erreicht werden. Das Rückhaltebecken ist für den 10-jährlichen Bemessungsregen ausgelegt. Im Jahr 2013 war für den Spielplatz eine Neugestaltung als Mehrgenerationenaufenthaltsfläche geplant. Diese Gelegenheit der kompletten Veränderung der Fläche nutzend wurde in intensiver Abstimmung mit den Beteiligten (Bezirksamt Harburg Abt. Stadtgrün, Stadtentwicklungsgesellschaft (steg) und der Landschaftsarchitektin Gudrun Lang) ein Teilbereich als „Regenspielplatz“ in Form des „Biberlandes“ umgestaltet. So wird ein Überstau in die Flutmulde, die auch als eine nutzbare Fläche des Spielplatzes gestaltet wurde, erreicht, siehe Abbildung 1.



Abbildung 1: Flutmulde und Spielgeräte bei Eröffnung des Regenspielplatzes Neugraben-Fischbek 2013 (Quelle: HAMBURG WASSER, Klaus Krieger)

Spezielle Spielgeräte entlang der Flutmulde laden zum Spielen mit dem Wasser ein und machen den Wasserkreislauf für Groß und Klein erlebbar. Zusätzliche Informationstafeln informieren über den Zusammenhang von Regen, Versickerung und Grundwasserneubildung im angrenzenden Brunnenschutzgebiet. Mit dem Regenspielplatz Neugraben-Fischbek wird zum einen ein deutlich verbesserter Überflutungsschutz für das Rückhaltebecken erreicht. So konnte bereits zweimal seit Eröffnung der Fläche ein Versagen des Rückhaltebeckens erfolgreich verhindert werden. Zum anderen wird durch die gezielte Flächenmitbenutzung der Spielplatzfläche der

Wasserkreislauf symbolisch geschlossen und der Umgang mit Regenwasser für die Menschen im Stadtteil erlebbar gemacht [Krieger, 2014].

## 4 Flächenmitbenutzung und Notwasserweg Ohlendorffs Park

### 4.1 Überblick

Das zweite RISA-Pilotprojekt „Flächenmitbenutzung und Notwasserweg Ohlendorffs Park“ wurde in 2016 fertiggestellt und dient der Reduktion von Überflutungen und Schadensminimierung in der Straße Wiesenhöfen in Hamburg-Volksdorf (<http://www.risa-hamburg.de/veranstaltungen/notwasserweg-ohlendorffs-park/>). In der Straße Wiesenhöfen kam es in der Vergangenheit aufgrund eines lokalen Tiefpunktes bei Starkregen immer wieder zu Überflutungen. Dadurch waren Tiefgaragen akut durch Überflutung gefährdet und die Verkehrssicherheit der Straße wurde wesentlich eingeschränkt. Der in der Straße liegende Regenkanal ist für Regenereignisse, die statistisch einmal in 10 Jahren auftreten, ausreichend dimensioniert. Bei sehr starken Regenereignissen kann es jedoch dazu kommen, dass das dem lokalen Tiefpunkt zufließende Wasser nicht mehr vom Kanalnetz aufgenommen werden kann. Um in diesen Fällen die Entwässerung der Straße sicherzustellen und die Gefährdung der anliegenden Tiefgaragen zu mindern, wurde die Idee der Flächenmitbenutzung des angrenzenden Ohlendorffs Park entwickelt. Das überstaute Wasser wird mittels eines „Notwasserweges“ über einen an der Straße angrenzenden Parkplatz dem Park zugeleitet. In einer natürlichen Mulde, einem ehemaligen Teich, sammelt sich das Wasser und versickert und verdunstet mit der Zeit.

### 4.2 Historie und Projektidee

Die erste Idee zur Mitbenutzung des Ohlendorffs Park stammt aus einer hydraulischen Stellungnahme aus 2008. Zuvor war es schon mehrfach zu einer Überflutung der Straße sowie einer Tiefgarage einer Einkaufspassage gekommen. Ein Ausbau des Kanalnetzes mit Bemessung auf eine Wiederkehrzeit von  $T = 10a$  hatte bereits stattgefunden. Dennoch kam es erneuert zu Überflutungen der Straße mit Behinderung der Verkehrssicherheit. Durch eine nahe und topografisch günstig gelegene Parkanlage entstand die Idee der Mitbenutzung des Parks. Im KompetenzNetzwerk HAMBURG WASSER wurde die Idee anhand dieses und anderer Beispiele weiterentwickelt und folgende Definition für die Mitbenutzung formuliert: *„Mitbenutzte Flächen, wie beispielsweise Straßen, Parkplätze, Grünflächen, Sport- und Spielflächen, unterliegen einer Hauptnutzung und werden im Starkregenfall zur temporären Zwischenspeicherung und bzw. oder zum Transport von Abflussspitzen für den Überflutungs- und Gewässerschutz genutzt. Bei den hier genannten extremen Regen handelt es sich um Ereignisse, die in der Regel seltener als alle fünf Jahre, für Straßen in der Regel seltener als alle zehn Jahre auftreten. Die Mitbenutzung von Flächen ist daher nicht der Normalfall, sondern die Ausnahme. Entsprechend des Gefahrenpotentials durch die Überflutung und der Nutzungsintensität der mitzubeneutzenden Flächen ist die Mitbe-*

*nutzung im Einzelfall abzuwägen.“* [KHW, 2010]. Diese Definition ist von der Perspektive der Siedlungswasserwirtschaft geprägt. Beispiele aus anderen Städten zeigen, dass auch eine deutlich häufigere eintretende Flächenmitbenutzung durch Regenwasser umgesetzt werden kann.

### **4.3 Meilensteine und Umsetzung der Baumaßnahmen**

Nach den Arbeiten im KompetenzNetzwerk HAMBURG WASSER ist im Rahmen einer Diplomarbeit eine entwässerungstechnische Vorplanung durchgeführt worden. Zeitgleich fanden Bodenuntersuchungen zur Versickerungsfähigkeit im Park statt. In ersten Gesprächen mit dem Eigentümer der Parkanlage (Bezirksamt Wandsbek) kamen Bedenken zum denkmalgeschützten Baumbestand hinsichtlich Staunässe im Wurzelbereich auf. Hierzu wurde ein Baumgutachten beauftragt. Für die rechnerische, maximale Dauer des Einstaus im Park (<24h) und die geplante Häufigkeit der Nutzung besteht keine Gefahr für den Baumbestand. Mit dem Baumgutachten wurde auch der Zustand und die Erhaltungsbedürftigkeit der Bäume geprüft. Dies war auch für die Wahl der Lage des Notwasserweges im Park wichtig, schließlich galt es einen dicht bewachsenen Bereich zu durchqueren. Eine genauere Vermessung der Höhenverhältnisse war Grundlage für die detailliertere Planung der Überleitung von der Straße, über den Parkplatz in den Park. Die üblichen Abfragen zu Leitungstrassen, eventueller Altlasten oder Kampfmittel wurden durchgeführt.

Nach weiteren Gesprächen mit den Beteiligten aus der Wasserwirtschaft, dem Grünflächenamt und dem Denkmalschutz wurde auf Grundlage der gemeinsamen Vorstellungen eine Machbarkeitsstudie im Rahmen der Stadt- und Landschafts- sowie Verkehrsplanung beauftragt [osp 2012, ARGUS 2012]. Diese beinhaltete sowohl Planungen im Straßenbereich, als auch Planungen und Visualisierungen der Vision des Notwasserweges sowie der Mitbenutzung im Ohlendorffs Park, siehe Abbildung 2.

Ebenfalls im Jahr 2012 wurde bekannt, dass es angrenzend an den Park einen Neubau von drei Stadtvillen inklusive Umgestaltung des Parkplatzes geben wird, siehe Abbildung 3. Außerdem war zeitnah eine Deckensanierung in der Straße Wiesenhöfen geplant. Nun musste es schnell gehen. Vor allem wurde zu diesem Zeitpunkt entschieden, dass die Maßnahme wie sie bisher gedacht war umgesetzt wird. Für die Straße wurde kurzfristig eine Planung zum Wechsel des bisherigen Dachprofils auf eine einseitige Neigung beauftragt. Im Jahr 2013 wurde daher in der Binderschicht einseitig ein zusätzlicher Keil eingebaut. Der Gehweg musste auf dieser Straßenseite um ca. 30cm angehoben werden. Zu diesem Zeitpunkt wurde auch auf der anderen Straßenseite ein seitlicher Straßeneinlauf als Notablauf gesetzt.

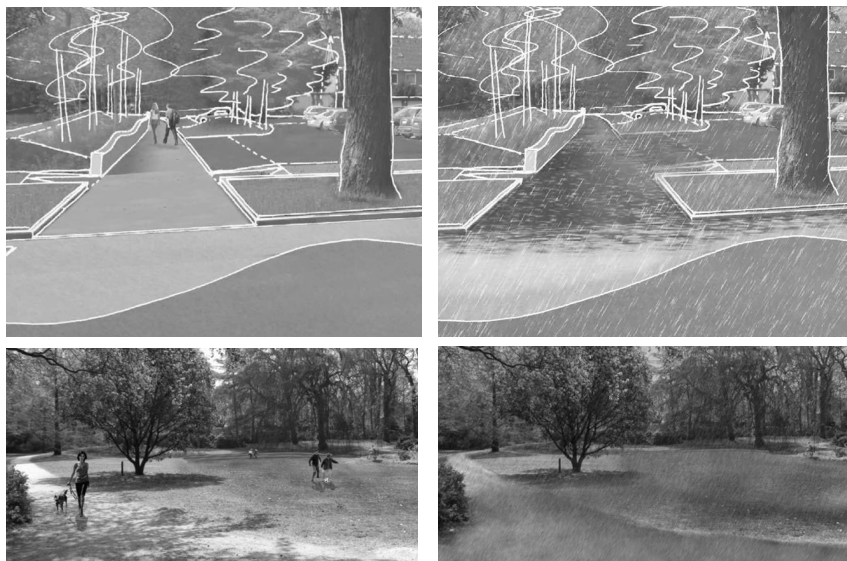


Abbildung 2: Darstellung des Wasserweges sowie der natürlichen Mulde im Park im Normal- (links) und im Starkregenfall (rechts) (Quelle: osp urbanelandschaften)

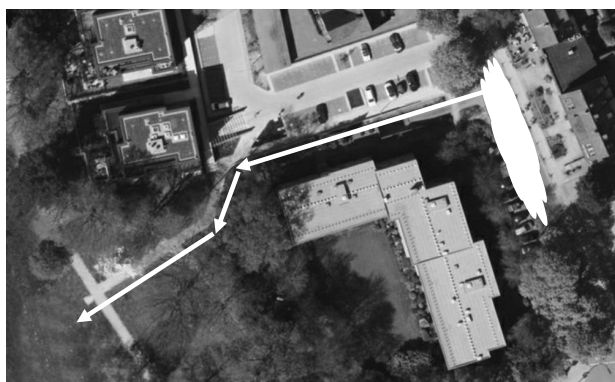


Abbildung 3: Überflutung, Wasserweg und Park im Luftbild (Quelle: Luftbild, LGV)

In enger Abstimmung mit dem Bezirksamt Wandsbek und dem Investor der Neubauten wurde sowohl eine Entwässerung für den Parkplatz, als auch der Notwasserweg selber geplant. Beides sollte bewusst voneinander getrennt bleiben. Dies erwies sich bei der Diskussion für den späteren Betrieb als vorteilhaft. Für den Parkplatz wurden

Sickerfugenpflaster und ein Mulden-Rigolen-System zur Versickerung des anfallenden Regenwassers vorgesehen.

Der Notwasserweg ordnet sich am südlichen Rand des Parkplatzes an einer Wickelstützwand an, siehe Abbildung 4. Durch den Gehweg erhält der Ohlendorffs Park einen neuen, zusätzlichen Zugang von Westen. Der seitliche Straßeneinlauf wird, entgegen der in der Machbarkeitsstudie gedachten oberflächigen Zuleitung (siehe Abbildung 2), unterirdisch ausgeführt. Grund hierfür ist der Baumbestand zwischen Straße und Parkplatz und die ansonsten notwendige starke Absenkung des Gehweges. Wenngleich hierdurch kein freier und damit größerer Abfluss an der Oberfläche ermöglicht wird, stellt diese Lösung einen Kompromiss unter den Beteiligten dar. Sollte es in Zukunft auf Grund dieser „gedrosselten“ Ableitung in den Park doch wieder zu Problemen kommen, könnte eine deutlich aufwendigere oberflächige Ableitung noch geplant und gebaut werden. Der Abflussquerschnitt für den Notwasserweg ergibt sich aus dem geneigten Gehweg und einer gepflasterten Rinne. Diese setzt sich in Naturstein im Park fort. Dort wird der Gehweg wie auch alle anderen Gehwege im Park als Grandfläche weitergeführt. Für den Bau des Weges müssen mehrere Bäume gefällt und entsprechende Ersatzpflanzungen durchgeführt werden. Der Notwasserweg endet schließlich mit einer Auffächerung in die Grünfläche. Hier läuft das Wasser in den Tiefpunkt und kann sich dort sammeln und mit der Zeit versickern. Mit Fertigstellung des Notwasserweges Anfang 2016 ist die Maßnahme in Betrieb. Nach bereits wenigen Wochen kam es in Volksdorf zu einem außergewöhnlichen Starkregenereignis und die Anlage wurde erfolgreich auf die Probe gestellt. Zwar gab es noch Wasser im Tiefpunkt der Straße, eine Überflutung von Tiefgaragen konnte jedoch verhindert werden.



Abbildung 4: Wasserweg auf dem Parkplatz und im Park (Quelle: HAMBURG WASSER)

## 5 Flächenmitbenutzung der Sportanlage Möllner Landstraße

Eine ähnliche Gefährdungssituation wie beim Projekt Flächenmitbenutzung und Notwasserweg Ohlendorffs Park besteht auch in der in Hamburg Billstedt gelegenen Möllner Landstraße. In einem ausgeprägten Tiefpunkt im Gelände kommt es schon bei etwas stärkeren Regenereignissen zu Überflutungen auf der Straße. Hier wird von der obenstehenden Definition der Mitbenutzung abgewichen, da eine deutlich häufigere Mitbenutzung der Fläche notwendig sein wird (ca.  $T = 1$  a). Ein Teil der Lösung ist hier, wie beim Projekt Regenspielplatz Neugraben-Fischbek, oberhalb im Einzugsgebiet zu finden. Eine direkte Ableitung des überstauten Wassers lässt die Topographie hier nicht zu. Es bleibt den Zufluss zum gefährdeten Tiefpunkt im Starkregenfall zu reduzieren. Dazu werden aktuell mehrere Optionen auf ihre Realisierbarkeit geprüft. Der Ausbau des Kanalnetzes, bzw. der Bau einer Entlastungsstrecke über knapp einen Kilometer stellt sich als sehr teuer heraus. Limitierend kommt hinzu, dass für eine Einleitung von Mehrmengen in den Vorfluter aktuell keine Genehmigung in Aussicht gestellt wird. Als potentiell möglicher Baustein der Abflussreduktion erscheint die Abkopplung von Flächen vom Kanal und eine dezentrale Bewirtschaftung des Regenwassers. Begünstigt wird diese Möglichkeit dadurch, dass es drei größere Wohnungsbaugenossenschaften im Einzugsgebiet gibt, und somit über nur wenige Beteiligte große Flächen vom Kanalnetz abgekoppelt werden können.

Einen weiteren Baustein zur Minderung des Überflutungsrisikos in der Möllner Landstraße stellt die Mitbenutzung eines Sportplatzes dar, siehe Abbildung 5. Dabei wird etwas oberhalb im Einzugsgebiet gelegen das Regenwasser bei stärkeren Regenereignissen zunächst in eine Rigole unterhalb des Sportplatzes geleitet und versickert dort mit der Zeit. Erst bei außergewöhnlichen Starkregenereignissen kommt es auch zu einem Überstau auf die Laufbahn und den Sektor der Sportplatzflächen selber.

Zurzeit werden Versickerungsversuche auf dem Sportplatz durchgeführt und eine Vorstufe zur Reinigung vor Einleitung in die Rigole ist in Planung. Eine besondere Herausforderung besteht in der Gestaltung der Vorstufe für den Notüberlauf. Sie muss einerseits mit einer hohen hydraulischen Belastung fertig werden, trotzdem eine Reinigungswirkung für Grob- und Schwimmstoffe erzielen, und darf andererseits keinen hohen Betriebsaufwand bedeuten, da es sich um nur selten auftretende Regenereignisse handelt. Maßgebend wird hier nach gemeinsamer Abwägung eine praktikable Lösung sein, die vermutlich nicht dem Standard entsprechen wird.

Nebenbei sollen alle bisher an das Kanalnetz angeschlossenen Gebäudeflächen der Sportanlage abgekoppelt und das anfallende Regenwasser vor Ort versickert werden. Dies reduziert, wenn auch nur zu einem kleinen Teil, die Überflutungsmengen im Tiefpunkt der Möllner Landstraße und spart für den Eigentümer die Regenwassergebühr. Sowohl das Thema Mitbenutzung als auch die Abkopplung von Flächen sollen in Zukunft für weitere Sportanlagen in Hamburg geprüft werden.

## Sportanlage Möllner Landstrasse – Regenwassermittelbenutzung

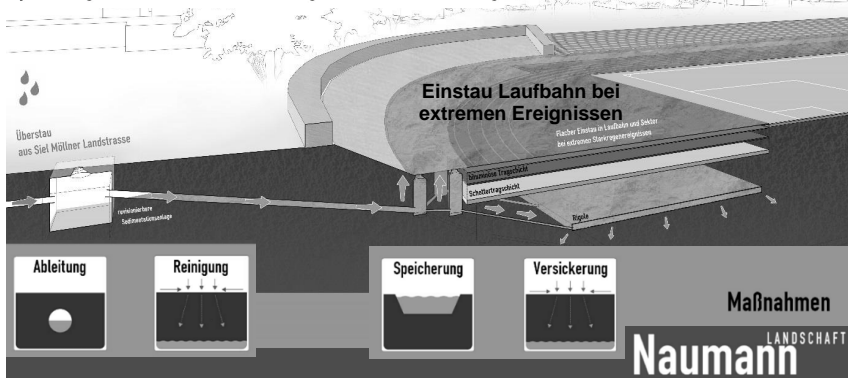


Abbildung 5: Visualisierung der Idee zur Mitbenutzung der Sportanlage Möllner Landstraße (Darstellung: Naumann Landschaft)

## 6 Erfahrungen - Lessons Learned!

Für alle drei Beispiele war HAMBURG WASSER, d.h. der Stadtentwässerungsbetrieb, Initiator des Projektes. Im Projektverlauf agierte sie auch als Projektleitung und Treiber. Einen Treiber oder „Kümmerer“ zu haben, um die Beteiligten zusammen zu bringen, zu überzeugen, auf dem Laufenden zu halten, gemeinsam Widerstände zu überwinden und Lösungen zu finden, ist für solche Projekte sehr essentiell. Welche Akteure jeweils beteiligt sind, ist von Projekt zu Projekt unterschiedlich. In Hamburg ist es neben der Stadtentwässerung immer auch das Management des öffentlichen Raums, bzw. die Grünaufsicht der Bezirke, da es um Freiflächen geht. Externe Ingenieurbüros werden als Gutachter und Planer der verschiedensten Disziplinen hinzugezogen. Diese schaffen Fakten und helfen als dritte, unabhängige Partei Bedenken auszuräumen. Ausführende der Maßnahme sind in der Regel Baufirmen, denen die spezifischen Anforderungen solcher Projekte bewusstgemacht werden müssen. Da die drei hier vorgestellten Maßnahmen öffentlich gefördert wurden/werden und es sich noch um etwas Neuartiges handelt, sind Berührungspunkte mit der Politik vorhanden. Hier gilt es entweder Widerstände zu überwinden, oder zusätzliche Unterstützung zu erhalten. Die Projektbeteiligten und ihre Belange sind möglichst frühzeitig zu identifizieren und alle notwendigen Akteure in den jeweiligen Stadien der Projekte einzubinden. Sind die Bedenken und Bedürfnisse der Beteiligten bekannt, können gezielt Win-Win-Situationen herbeigeführt und genutzt werden. Am Beispiel Ohlendorffs Park ist dies die gleichzeitige neue Zuwegung in den Park und der Notwasserweg, sowie die Neugestaltung des Parkplatzes. Auch das Baumgutachten konnte nicht nur für die Planung der Flächenmitbenutzung verwendet werden.



Das Thema Bürgerbeteiligung ist beim Regenspielplatz, bzw. bei der Mehrgenerationsfläche ausführlicher angegangen worden. Beim Ohlendorffs Park gab es in der Planungsphase keine öffentliche Beteiligung. Bei der Bauausführung kam es lediglich zu wenigen Fragen von Anwohnern, die der Maßnahmen aber positiv gegenüberstanden. Je nach Größe der notwendigen Umgestaltung und Nutzungsintensität der mitzubeneutzenden Fläche ist eine Bürgerbeteiligung zu empfehlen. Mehr Beteiligte bedeutet auch mehr Meinungen und Bedürfnisse, die berücksichtigt werden müssen, gleichzeitig ergeben sich aber neue, innovative und gemeinsame Lösungen, die Widerstände auflösen und die Akzeptanz deutlich steigern. Eine gemeinsame Lösung bedingt aber auch, dass die Akteure Kompromisse eingehen. Als Beispiel sei hier genannt der unterirdische statt oberirdische Notablauf an der Straße Wiesenhöfen.

Eine - spätestens nach der Vorplanung auftauchende Frage - ist die nach den Verantwortlichkeiten für den Betrieb und die Pflege der Anlage. Die Mehrfachnutzung bedingt, dass es zwangsläufig den lang anhaltenden Zeitraum ohne und den sehr kurzen Zeitraum mit, bzw. unmittelbar nach der Flächenmitbenutzung d.h. nach Starkregenereignissen gibt. Bei der Planung muss beachtet werden, dass der betriebliche Aufwand für eine technische Anlage im Verhältnis zum Nutzen steht. Dies insbesondere in Hinblick auf den eher seltenen Nutzungsfall. Für die übliche Wartung und Pflege der Grün-/Freiflächen sollte der für die Hauptnutzung bisher Verantwortliche weiterhin die Verantwortung übernehmen. Beim Ohlendorffs Park wurde vereinbart, dass nach einem Starkregen mit Nutzung des Notwasserweges und Flutung der Mulde HAMBURG WASSER Hilfestellung bei der Reinigung der Flächen leistet. Beim Regenspielplatz findet die sinnvolle Unterteilung des Betriebs nach der technisch, unterirdischen Rigole sowie der Mulde durch die Stadtentwässerung und die Pflege des Spielplatzes durch den Bezirk statt. Die Zuständigkeit für den Betrieb und die Pflege hängen also von der Nutzung und nicht wie üblich vom Eigentum der Fläche ab und wird auch so bewusst vergeben.

Die bisherigen deutschen und internationalen Projekte zur multifunktionalen Flächennutzung sind gute Beispiele und zeigen wie vielfältig diese sein kann. Einzelne Elemente jedes dieser Beispiele können auf zukünftige Projekte übertragen werden. Gleichzeitig sind die spezifischen Randbedingungen für jedes Projekt eher verschieden und es müssen individuelle, angepasste Lösungen gefunden werden. Um zu Beginn eines neuen Projektes Überzeugungsarbeit zu leisten, helfen Visualisierungen und Bilder einer Vision der zukünftigen Mitbenutzung sehr, vgl. Abbildung 2 und Abbildung 5.

Für die ersten Anlagen zur Flächenmitbenutzung waren die Fördergelder, zunächst aus dem Projekt RISA und nachfolgend von der Klimaleitstelle der BUE, sehr hilfreich. Bei beiden umgesetzten Projekten beträgt der Anteil an Fördergelder ca. 30%. Da die weitergehende Überflutungsvorsorge eine kommunale Gemeinschaftsaufgabe darstellt, sind die Kosten häufig auch auf mehrere Bedarfsträger der Maßnahmen aufzuteilen. Gleichzeitig ist die Aufteilung der Kosten eine schwierige Fragestellung – wel-

chen Anteil hat z.B. der Notwasserweg an der Herstellung eines Gehweges mit Abflussrinne, der ansonsten das ganze Jahr genutzt werden kann. Weitergehende Regelungen zu Finanzierungsmöglichkeiten sowie Fördermittel können daher eine hilfreiche Unterstützung für weitere Projekte darstellen.

Die sogenannten „Gelegenheitsfenster“ sind ein starker Treiber für das Vorankommen der multifunktionalen Flächennutzung. Dies können Straßenbaumaßnahmen oder die Umgestaltung des Parkplatzes wie beim Ohlendorffs Park sein. Beim Regenspielplatz war es die anstehende Aufwertung des Spielplatzes zur Mehrgenerationenfläche. Nachträglich zu solchen Maßnahmen lassen sich die notwendigen Planungen und Baumaßnahmen kaum noch durchsetzen. Sowie so anstehenden Maßnahmen zur Sanierung oder einer Umgestaltung von Flächen (Straßen-, Parkplatz- oder Freiflächen) sind also unbedingt zu nutzen. Genauso sollte bei ihnen eine wassersensible Planung gleich mitgedacht werden, um bekannte Überflutungsprobleme zu lösen, bzw. diese gar nicht erst entstehen zu lassen.

## **7 Fazit**

Das Konzept der multifunktionalen Flächennutzung ist in seinen Grundzügen übertragbar auf andere Standorte. Die genauere Lösung hängt stark von den Rahmenbedingungen vor Ort ab und muss daher individuell gestaltet werden. Dabei helfen die Erfahrungen aus den bisher schon vorhandenen deutschen und internationalen Beispielen.

Es ist intensive Planungs- und Überzeugungsarbeit zu leisten um den neuen Ansatz erfolgreich umzusetzen. Alle Beteiligten sind frühzeitig einzubeziehen um eine hohe Akzeptanz zu schaffen und die Umsetzungswahrscheinlichkeit zu erhöhen. Das Zusammenbringen der verschiedenen Akteure und die Darstellung der verschiedenen Ziele und Ansichten der Fachdisziplinen und deren Anforderungen an die mitzubeneuzende Fläche hat jedoch auch einen großen Lerneffekt für alle. Dadurch wird auch eine bessere Vernetzung und Zusammenarbeit durch gegenseitiges Vertrauen gefördert.

Aus den Erfahrungen im KompetenzNetzwerk HAMBURG WASSER und aus RISA gibt es nicht viele geeignete Orte für eine Mitbenutzung in Hamburg. Das Zusammenkommen eines „Überflutungs-Hot-Spots“ (Problem) und die topografisch günstig und nahe gelegenen und auch nutzbare Freifläche (Lösung) ist im Bestand eher selten. Die Mitbenutzung wird daher im Bestand eher die Ausnahme bleiben. Anders sieht es bei der Neuplanung aus. Hier ist eine wassersensible Straßen- und Freiraumgestaltung ein wichtiger Baustein und eine große Chance für den zukünftigen weitergehenden Überflutungsschutz. Hierfür muss eine verstärkte Integration des Gedankens der Flächenmitbenutzung in die Stadt- und Landschaftsplanung stattfinden und bestehende Planungsinstrumente angepasst oder ergänzt werden.

Der weitergehende Überflutungsschutz durch multifunktionale Flächennutzung funktioniert. So hat ein erster Starkregen bereits zu einem Abfluss von überstautem Wasser von der Straße in den Ohlendorffs Park geführt. Auch die Flutmulde des Regenspielfeldes wurde bereits mehrfach geflutet und hat ein Versagen des Rückhaltebeckens Haferacker verhindert. Die Mitbenutzung von Freiflächen nicht intensiver Nutzung zum temporären Zwischenspeichern von Wasser bei Starkregenereignissen ist also möglich und wird akzeptiert.

## 8 Literatur

- Illgen, M. (2017): Multifunktionale urbane Retentionsräume zur Überflutungsvorsorge: Von der Idee zur Realisierung. In: 16. Regenwassertage, DWA. Bad Kissingen, 27.-28. Juni 2017
- KHW (2010): Regenwassermanagement für Hamburg, Projektabschlussbericht vom März 2010; KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser, unveröffentlicht
- Schmitt (2009): Neue Entwicklungen und Bewertungen zum Umgang mit Regenwasser, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (56) Nr.2. Hennef, 2009
- Waldhoff, A., Ziegler, J., Bischoff, G., Rabe, S. (2012): Multifunctional Spaces for Flood Management – an Approach for the City of Hamburg, Germany. gwf. Wasser / Abwasser International Issue 2012
- RISA (2015): Strukturplan Regenwasser 2030, Zukunftsfähiger Umgang mit Regenwasser in Hamburg, Ergebnisbericht des Projekts RISA – RegenInfraStrukturAnpassung. Herausgeber: Hamburger Stadtentwässerung AöR (HSE) und Behörde für Umwelt und Energie (BUE), Hamburg, Juni 2015
- Krieger, K., Fröbe, K. (2014): Innovatives Entwässerungskonzept – das Projekt Regenspielfeld in Hamburg, bbr 01-2014
- ARGUS (2012): RISA Machbarkeitsstudie „Wassersensible Freiraumgestaltung Ohlendorffs Park, Straße Wiesenhöfen“. ARGUS Stadt- und Verkehrsplanung.
- Osp (2012): RISA Studie „Wassersensible Freiraumgestaltung: Mitbenutzung des Ohlendorffs Park und der Straße Wiesenhöfen“. Konzept und Bearbeitung: osp urbanlandschaften.

## Korrespondenz an:

Dipl. Ing. Gerrit Bischoff  
Billhorner Deich 2  
20539 Hamburg  
Tel +49 (0) 40 7888 82005  
gerrit.bischoff@hamburgwasser.de

# Die neue Raumordnung in Innsbruck - Herausforderungen und Chancen für die Siedlungswasserwirtschaft

T. Vonach, P. Zeisl, W. Rauch, M. Kleidorfer

Universität Innsbruck, Österreich

**Kurzfassung:** Der Trend der Niederschlagsentwässerung weg von Ableitung und hin zu naturnahen Systemen resultiert oft in einem erhöhten oberirdischen Flächenbedarf. Im Hinblick auf Raumordnungskonzepte stellt dies eine Herausforderung sowohl für die Raumplanung als auch für die Siedlungsentwässerung dar. Für die Stadt Innsbruck, die trotz des geografisch beschränkten Flächendargebots ein kontinuierliches Wachstum erfährt, sollen diese Zusammenhänge erläutert werden. Dieser Artikel beschreibt verschiedene Aspekte der örtlichen Raumplanung und stellt die Probleme und Möglichkeiten dar, die sich bei einer der Raumplanung nachgeschalteten Berücksichtigung der Entwässerungskonzepte ergeben.

**Key-Words:** Raumplanung, Regenwasserbehandlung, Stadtentwicklung, stormwater management model

## 1 Einleitung

Eine Stadt ist ein Raum, der sozialen Wandlungsprozessen Platz zur Entstehung gibt (Dangschat 1994). Wandlungen und progressive Veränderungen sind aber vor allem in Städten nicht nur sozial, sondern auch technisch bedingt. Anpassungen des Bestandes an oft nicht prognostizierbare Entwicklungen können nur dann zielführend wirken, wenn ein funktionierendes Zusammenspiel von technischen und sozialen Antrieben gegeben ist (Adger 2003). In diesem Artikel soll die Symbiose dieser beiden Antriebe am Beispiel der gemeinsamen zukünftigen Entwicklung von Stadträumen und Siedlungsentwässerung am Fallbeispiel der Stadt Innsbruck erläutert werden.

Dabei kann die Raumplanung als Verwaltung eines sozialen Kapitals gesehen werden und die Siedlungsentwässerung mit ihrem Flächenbedarf als Umgang mit Naturkapital. Die gemeinsame Verteilung von Sozial- und Naturkapital erfordert frühzeitige Kooperationen. Ein gut durchdachtes Konzept für die räumliche Stadtentwicklung ist Voraussetzung für einen kontrollierten Entwicklungsprozess. Eine der zahlreichen Herausforderungen für ein Flächennutzungskonzept ist das Regenwassermanagement. Im Speziellen schwierig ist dabei das Halten der Balance zwischen bebauten (versiegelten) und unbebauten (freien) Flächen. Lange galten eine zentrale Entwässerung

rungsinfrastruktur und „End-of-Pipe Lösungen“ als Stand der Technik der Siedlungswasserwirtschaft. Ungefähr ab der Jahrtausendwende änderte sich der Fokus hin zu mehr dezentraler Regenwasserbewirtschaftung (Sharma *et al.* 2013; Fletcher *et al.* 2015). Die rasant steigende Beliebtheit alternativer Konzepte für die Niederschlagsentwässerung zeigt den Drang zur Veränderung und zu einem Übergang von zentralen zu dezentralen Anlagen. Gesetzliche Bestimmungen, wie beispielsweise eine Versickerungspflicht von Dachflächen in Österreich (AAEV 2018), markieren mittlerweile den Stand der Technik als Kombination von unter- und oberirdischen Entwässerungsmaßnahmen. Besonders der Einsatz dezentraler Anlagen erfordert viel Naturkapital im Sinne einer oberirdischen Flächennutzung. Der daraus resultierende Flächenbedarf kann selten nur von einem einzigen Grundeigentümer gedeckt werden. Somit erfordern die sich durch den Betrieb dezentraler Anlagen verändernde Zuständigkeiten zusätzlich einen hohen Einsatz von Sozialkapital (nach Adger (2003)).

Der technische Wandel von Städten durch Anpassung an den Klimawandel und das Bevölkerungswachstum wurde schon in zahlreichen Forschungsprojekten mit den verschiedensten Fallstudien thematisiert und analysiert (Deister *et al.* 2016; BMLFUW 2015; Simperler *et al.* 2017; Matzinger *et al.* 2014; Mikovits *et al.* 2015). Die drei Projekte *KURAS* ([www.kuras-projekt.de](http://www.kuras-projekt.de)), *SAMUWA* ([www.samuwa.de](http://www.samuwa.de)), und *FlexAdapt* ([www.uibk.ac.at/umwelttechnik/research/projects/flexadapt.html.de](http://www.uibk.ac.at/umwelttechnik/research/projects/flexadapt.html.de)) ziel(t)en beispielsweise darauf ab, Leitfäden bzw. Planungshilfen für Entscheidungsträger zu erarbeiten. Damit verbindet sich die politische (soziale) Motivation mit technischem Wissen und Sozial- und Naturkapital können gemeinsam verwaltet werden.

Zu Beginn des folgenden Artikels sei ein kurzer Vergleich der institutionellen Organisation der Raumplanung in den D-A-CH Ländern gegeben. Darauf folgt eine Beschreibung der hier bearbeiteten Fallstudie Innsbruck und der Inhalte des dafür neu veröffentlichten Raumordnungskonzepts. Im vierten Teil wird auf die bestehende ober- und unterirdische Infrastruktur zur Siedlungsentwässerung eingegangen. Zum Abschluss wird eine Möglichkeit beschrieben, wie man Anforderungen der Siedlungswasserwirtschaft im Raumplanungsprozess verankern kann.

## 2 Raumplanung im D-A-CH Vergleich

Grundlegend für Flächenwidmungen sind gültige Raumordnungskonzepte. So wird sichergestellt, dass das Erreichen der großräumig festgelegten Ziele, wie sich ein Gebiet (z.B. Land, Gemeinde, Ortsteil) strukturell entwickeln soll, nicht schon durch kleinräumig ungünstig gewählte Bebauungsarten erschwert oder gar verhindert wird.

Der Raumplanungsprozess weist in den drei deutschsprachigen Staaten einige Unterschiede auf. Diese belaufen sich neben den unterschiedlichen Nomenklaturen hauptsächlich auf die Ebene der Gesetzgebung. Gemein ist allen drei Staaten eine Aufgabenverteilung vom Bund auf die Länder bzw. die Kantone, die sich aus den föderalen Strukturen ergibt. In weiterer Folge werden dann verschiedene Kompetenzen auf die Bezirke und Gemeinden weitergegeben.

## 2.1 Deutschland

In Deutschland wird dem Bund eine Kompetenz zur Raumplanung zugesprochen. Zu diesem Zweck gilt als oberste Ebene der verbindlichen Gesetze das Raumordnungsgesetz (ROG) (ROG 2009). Es vereint die Interessen aus den hierarchisch horizontal angesiedelten Sektoren (z.B. Wald, Wasser, Verkehr). Diesem Gesetz untergeordnet sind die jeweiligen Landesplanungsgesetze, die die eigentlichen Träger der Raumordnung im Sinne einer Planung sind. In ihnen sind die im ROG festgehaltenen Grundsätze ausformuliert. Wichtig bei der deutschen Organisation der Raumplanung ist das Gegenstromprinzip, bei dem die Planungsinteressen auch hierarchisch vertikal in beide Richtungen gehen. (BMVI 2018)

## 2.2 Österreich

In Österreich liegt die gesetzgebende Kompetenz bei den Bundesländern. Ein verbindliches Raumordnungskonzept auf gesamtstaatlicher Ebene ist hier nicht vorhanden. Die Gesetze zur Raumplanung werden von den 9 verschiedenen Landtagen erlassen. Eine bund-übergreifende Absprache ist mit der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK) als Plattform für Länder, Gemeinden, Städte und Sozialpartner gegeben. Die ÖROK ist eine informelle Institution, mit einer rein koordinativen Funktion und keiner sektorenübergreifenden Verbindlichkeit. Das Österreichische Raumentwicklungskonzept (ÖREK) ist einer der konkreten Outputs der ÖROK. Es stellt ein unverbindliches Pendant zu einem Raumordnungsgesetz auf Bundesebene dar. Auf diesem Konzept bauen dann die örtlichen Konzepte der Gemeinden auf, die gleichzeitig auch den verbindlichen Landesgesetzen unterliegen. Im Gegensatz zu den Landesgesetzen haben das ÖREK sowie die örtlichen Raumordnungskonzepte nur eine befristete Gültigkeit und müssen regelmäßig erneuert werden. Gültige örtliche Konzepte mit einer Gültigkeit von jeweils 10 Jahren sind Voraussetzung für eine gesetzlich legitimierte Flächenwidmungsplanung. (ÖROK 2011)

## 2.3 Schweiz

In der Schweiz könnte man die Raumplanung als Lösung zwischen Deutschland und Österreich ansehen. Die Kompetenz zur Grundgesetzgebung in der Raumplanung ist zwar beim Bund (siehe RPG (1979)), die Erarbeitung unterliegt aber den Kantonen. Es sind unverbindliche Raumordnungskonzepte auf mehreren Ebenen (Bund, Handlungsräume, Kantone, Regionen, Kommunen) vorhanden. Zusätzliche den Kantonen untergeordnete Regionalplanungsverbände und kantonübergreifende Handlungsräume werden dabei berücksichtigt. Aufgrund der in der Schweiz vergleichsweise hoch entwickelten Gemeindeautonomie wird den Gemeinden eine höhere Entscheidungsfreiheit zugesprochen als in Deutschland und Österreich. (ARE 2017)

### 3 Fallstudie Innsbruck

Mit 1.1.2018 leben ca. 133.000 Einwohner mit Hauptwohnsitz in der Tiroler Landeshauptstadt Innsbruck (mit Nebenwohnsitzen zusätzlich +23.000 Einwohner) (Stadt Innsbruck 2018). Bis 2030 ist eine Zunahme auf gut 150.000 (+13,3%) prognostiziert (ÖROK 2015). Im Jahr 2016 wurde ein Jahresniederschlag von ca. 900mm gemessen, dessen Intensitäten lokal sehr variieren können (Kleidorfer *et al.* 2018).

#### 3.1 Örtliches Raumordnungskonzept ÖROKO 2.0

Mit Ende des Jahres 2012 ist die Gültigkeit des ehemaligen örtlichen Raumordnungskonzepts *ÖROKO 2002* (Stadt Innsbruck 2002) ausgelaufen. Nach zweimaliger Fristverlängerung wurde im Sommer 2017 der erste Entwurf für ein fortführendes Konzept veröffentlicht. In diesem neuen *ÖROKO 2.0* sollen verbindliche Festlegungen auf Parzellenschärfe über eine künftige, geordnete räumliche Entwicklung der Stadt Innsbruck getroffen werden. Das Konzept ist dem Tiroler Raumordnungsgesetz (TROG 2016) untergeordnet. Seine Gültigkeit überspannt den Planungshorizont der Jahre von 2015 bis 2025. Es werden weiterhin die Ansprüche mehrerer Nutzungsinteressen (z.B. gewerblich, sozial, energiewirtschaftlich, etc.) aufgegriffen und behandelt. Als übergeordnetes Leitziel wird *„ein verantwortungsvoller und sparsamer Umgang mit Grund und Boden sowie mit den natürlichen Ressourcen“* (Stadt Innsbruck 2017) konstatiert. Das Planungsziel ist daher weniger die Erweiterung der Stadt, als mehr die Verdichtung nach Innen und das Nutzen vorhandener Ressourcen.

Insgesamt sind 53 Gebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 217ha als sog. „bauliche Entwicklungsgebiete“ (BE-Gebiete) definiert. Den Gebieten wurden verschiedene Planungsattribute (Zeitzone des Bedarfs, Nutzungskategorie, Entwicklungsart, Bebauungsdichte) zugewiesen. Abbildung 1 zeigt die über das Stadtgebiet verteilten Gebiete und deren Nutzungskategorien. Die flächenmäßige Aufteilung der Gebiete nach ihren Planungsattributen zeigt Abbildung 2.

Im Raumordnungskonzept sind 4 Zeitzonen für die zeitliche Abfolge der Bebauung definiert (z0, z1, z2, zV). In den nächsten 5 Jahren (Zeitzone z1) sollen mit knapp 100ha flächenmäßig bereits die Hälfte der geplanten Entwicklungen realisiert werden. Der Großteil dieser Flächen ist für die zeitnahe Schaffung von Wohnraum angedacht. Der zweitgrößte Anteil (Sondernutzung) wird für den Bau von z.B. Bildungs- und Gesundheitseinrichtungen zur Verfügung stehen.

Zusätzliche Belastungen für die Siedlungswasserwirtschaft ergeben sich primär aus neu bebauten Flächen und Verdichtungen. Insgesamt gelten ca. 60ha als Erweiterungsgebiete. Sie sind stadtrandnah gelegen und derzeit fast noch gänzlich unbebaut.

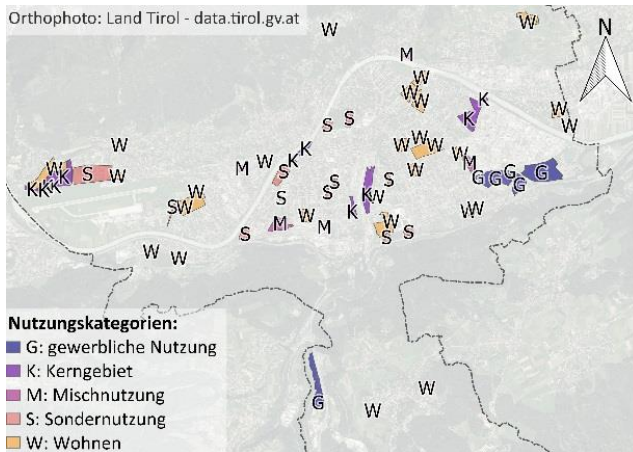


Abbildung 1: Lage der baulichen Entwicklungsgebiete nach deren Nutzungskategorie

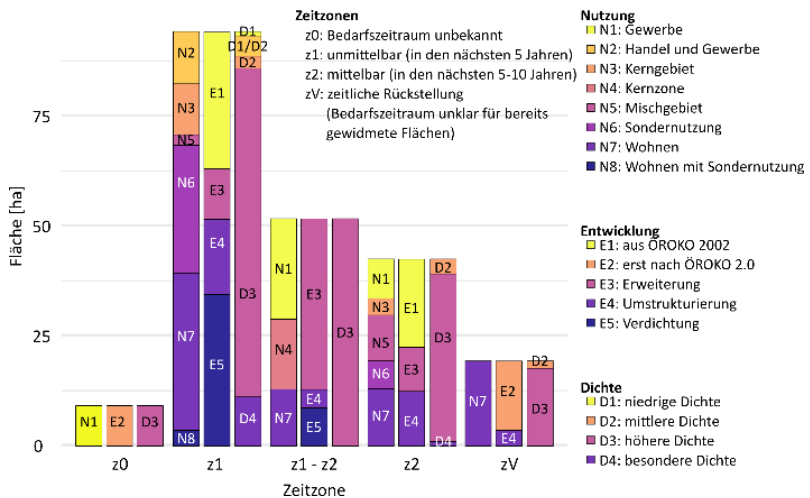


Abbildung 2: flächenmäßige Aufteilung der baulichen Entwicklungsgebiete nach der zeitlichen Bebauungsabfolge

Eine weitere Klassifikation der Entwicklungsgebiete ist nach ihrer geplanten Dichte (D1 bis D3), welche auf der geplanten Nutzflächendichte bzw. der Baumassendichte basiert. Die Dichtekategorie D3 (höhere Dichte) umfasst 192ha der 217ha, was das starke Streben nach sehr dicht bebauten Flächen widerspiegelt.



### 3.2 Raumplanungsprozess und Entscheidungsfindung in Innsbruck

Die Entscheidungen in Raumplanungsprozessen hängen von vielen Faktoren ab. Die geografische Lage, die wirtschaftliche Situation oder auch akute Themen wie Migration und Emigration müssen berücksichtigt werden. In Innsbruck ist durch die geografische Lage im Inntal mitten in den Alpen die vorhandene bewohnbare Fläche eine der größten Herausforderungen für die Raumplanung.

Die gesamte Katastralfläche von Innsbruck beträgt ungefähr 105km<sup>2</sup>. Davon ist weniger als ein Drittel bisher als Baufläche genutzt. Weitere ca. 30km<sup>2</sup> fallen auf Alpen, Fels und Geröll sowie sonstige vegetationsarme Flächen (BEV 2016). Der höchste Punkt des Stadtgebiets liegt auf 2642 m.ü.A., wobei sich der Großteil des Siedlungsraums auf nur ca. 570 m.ü.A. befindet. Im gut 35km<sup>2</sup> großen Dauersiedlungsraum selbst ergibt sich eine Bevölkerungsdichte von ca. 4500 EW/km<sup>2</sup> (mit Haupt- und Nebenwohnsitz). Unter der Annahme eines gleichbleibenden Anteils an gemeldeten Nebenwohnsitzen ergibt sich so eine Prognose für 2030 von 5000 EW/km<sup>2</sup>.

Bezüglich Wasserressourcen ist Innsbruck mit vielen Reserven ausgestattet. Lt. ÖVGW (2018) hat Innsbruck dreimal so viel Frischwasser zur Verfügung als verbraucht wird. Auch die Kläranlage hat noch Kapazität, da zur Zeit ihrer Ersterstellung (1969 mechanische Stufe, 1976 biologische Stufe) noch große Betriebe in der Stadt angesiedelt waren und die Kläranlage mit hohen Mengen an hoch belastetem Abwasser versorgten. Diese Betriebe sind jedoch mittlerweile weggezogen. Die Wasserver- und -entsorgung setzt die Stadtverwaltung somit nicht unter Druck. Folglich haben diese Themen nur untergeordnete Priorität für die Raumplanung, die sich vorwiegend auf die Wohnungsproblematik konzentriert. Grundsätzliche Ziele der Siedlungswasserwirtschaft werden jedoch konzeptionell festgehalten.

Der Erstellungsprozess des Raumordnungskonzepts findet unter Geheimhaltung statt, um Grundstücksspekulationen vorzubeugen. Dies bedeutet, dass auch der Informationsaustausch zwischen Fachabteilungen bzw. mit dem ausgegliederten Betreiber des Entwässerungssystems, den Innsbrucker Kommunalbetrieben AG, beschränkt ist. Dementsprechend können aus entwässerungstechnischer Sicht nur allgemeine Orientierungshilfen während der Planung oder konkrete Anstöße im Nachhinein gegeben werden, und eine den Raumplanungsprozess begleitende Zusammenarbeit ist in der vorliegenden Fallstudie nicht vorhanden.

## 4 Status Quo der Entwässerungsinfrastruktur

Bis zur Jahrtausendwende galt in Innsbruck eine Anschlusspflicht an den Mischwasserkanal. Einhergehend mit dem Inkrafttreten des Tiroler Kanalisationsgesetzes (TiKG 2000) im Jahr 2001 wurde auf eine Versickerungspflicht für nahezu alle auf dem Grundstück anfallenden Oberflächenabflüsse umgestellt. Dementsprechend ist der örtliche Betreiber der Kanalisation vertraglich gebunden, das Niederschlagswasser

aller bis dahin schon bebauten Flächen sicher abzuleiten. Oberflächenabfluss von Verkehrsflächen wird immer noch bevorzugt in die Kanalisation eingeleitet.

#### 4.1 Bewilligungspflichtige Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser

Das Wasserinformationssystem (WIS) Tirol ([www.tirol.gv.at/umwelt/wasser/wis/](http://www.tirol.gv.at/umwelt/wasser/wis/)) stellt eine öffentlich zugängliche Datenbank zur Verfügung, in der alle Anlagen örtlich referenziert sind, die einer Bewilligungspflicht nach dem Wasserrechtsgesetz (WRG 1959) unterliegen. Diese Datenbank ermöglicht eine Bestandsanalyse der bewilligungspflichtigen Versickerungsanlagen für Niederschlagswasser (Abbildungen 3 und 4).

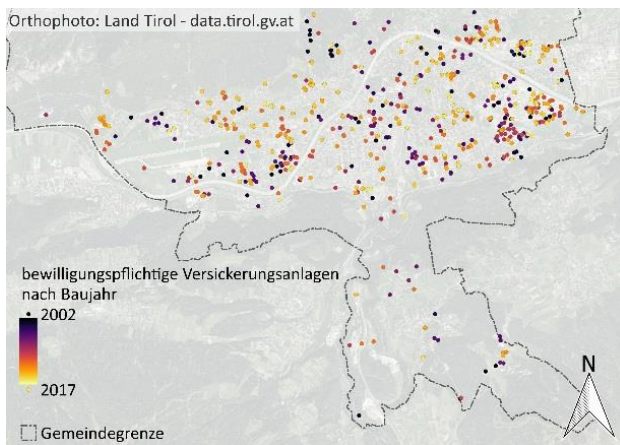


Abbildung 3: Bewilligungspflichtige Niederschlagswasserversickerungsanlagen mit Baujahr ab 2002 im Kerngebiet von Innsbruck

Insgesamt wurden seit 2002 ca. 700 neue Anlagen bewilligt. Knapp die Hälfte davon in den letzten 4 Jahren (seit inkl. 2014). Die genaue Anzahl an Versickerungsanlagen ist nicht quantifizierbar, nachdem z.B. die Entwässerung von Dachflächen <2.500m<sup>2</sup> oder von Geh- und Radwegen das Maß der Geringfügigkeit nicht überschreiten und somit keine offizielle Bewilligung benötigen (Amt der Tiroler Landesregierung 2016).

Auf Abbildung 3 ist kein örtlicher Trend erkennbar, wann in einem Gebiet vermehrt Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser errichtet wurden. Im Kerngebiet von Innsbruck ist eine Dichte von ca. 22 Anlagen/km<sup>2</sup> und eine heterogene Verteilung der neu bewilligten Versickerungsanlagen vorhanden.

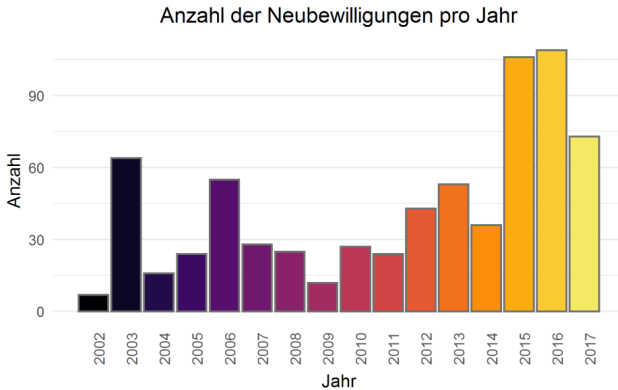


Abbildung 4: Anzahl der seit 2002 neu bewilligten Anlagen zur Niederschlagswasserversickerung pro Jahr

## 4.2 Bestandskanäle

Umstrukturierungen und Verdichtungen, wie sie im *ÖROKO 2.0* favorisiert werden, bedeuten grundsätzlich den Umbau im Bestand. Dies bringt gleichzeitig eine Anpassung der Entwässerungsinfrastruktur an den Stand der Technik mit sich. Indirekt bedeutet das, dass solche Maßnahmen das im *ÖROKO 2.0* definierte Leitziel verfolgen, den Anteil an vorhandenen Grünflächen mindestens zu erhalten, wenn nicht sogar zu erhöhen, was sich positiv auf die bestehende Entwässerungsinfrastruktur auswirkt. Die folgenden Untersuchungen beschränken sich deshalb auf noch unbebaute Entwicklungsgebiete.

Um die Auswirkungen der geplanten Erweiterungsgebiete und der dadurch erhöhten versiegelten Fläche auf die bestehende Kanalisation abschätzen zu können, wird ein heuristischer Ansatz angewendet. Basis dafür ist das bestehende hydrodynamische Modell des Mischwassersystems in Innsbruck, welches schon mehrfach für Forschungszwecke benutzt und beschrieben wurde (Mikovits *et al.* 2017; Tscheikner-Gratl *et al.* 2016; Möderl *et al.* 2015).

Laut der Flächenbilanz im *ÖROKO 2.0* besteht nach Abzug von Verdichtungsmaßnahmen ein zukünftiger theoretischer Bedarf an unbebautem Bauland von 29-35ha für die Schaffung von Wohnraum und 13-20ha für die gewerbliche Nutzung. In 100 Szenarien wurde die zusätzliche Bebauung von in Summe zwischen 42 und 55ha Fläche analysiert. Per Zufall wurden diese Hektar auf die als BE-Gebiete ausgewiesenen und noch überwiegend unbebauten Flächen verteilt. Für die anschließende hydrodynamische Simulation mit der Software *SWMM* (Gironás *et al.* 2010) werden die Befestigungsgrade nach Gujer (2007) mit  $\gamma=0,7$  (Wohnen) und  $\gamma=0,75$  (Gewerbe) angesetzt. Die 100 so erstellten Szenarien wurden jeweils mit zwei Modellreihen nach Eu-

ler Typ II (ÖWAV RB 11 2009) für die Wiederkehrperioden  $T$  von 5 und 10 Jahren simuliert und ausgewertet. Diese Regenereignisse haben eine Dauer von jeweils 180 Minuten und Intensitätsspitzen von 10,2 mm/5min ( $T=5$ ) bzw. 12,0 mm/5min ( $T=10$ ). Diese Annahmen stellen ein Worst-Case-Szenario dar, bei dem (entgegen der bestehenden Versickerungspflicht) der anfallende Oberflächenabfluss sämtlicher Neubauten direkt in den Kanal eingeleitet wird.

Zur Dimensionierung von Kanälen in Stadtzentren, Industrie- und Gewerbegebieten wird in Österreich eine Wiederkehrzeit von 5 Jahren empfohlen (ÖWAV RB 11 2009). Die folgenden Darstellungen sind daher für die Auswertungen der Simulationen mit dem Modellregen mit  $T=5$  ausgewählt, da sich auch die Ergebnisse für einen 10-jährlichen Modellregen hauptsächlich quantitativ und nicht qualitativ unterscheiden.

Ein im Vergleich zum Status Quo erhöhtes Überstaurisiko zeigt Abbildung 5 gehäuft in jenen Bereichen, welche auch in quantitativen Auswertungen der zu erwartenden Überstauvolumina herausstechen (Hötting West, Andechsstraße / Gumpstraße, Tivoli am Sillufer). An mehreren Knoten in diesen Gebieten resultieren die Szenarien bei einer durchschnittlichen Zunahme des jeweiligen Überstauvolumens von  $+5\text{m}^3$ . Zusätzlich wirkt sich in dieser Auswertung der Flächenanschluss in der Nähe des Flughafens im Bereich Exlgasse / Tiergartenstraße negativ aus. Dort treten im Mittel pro Knoten zwar insgesamt geringere Überstauvolumina ( $<10\text{m}^3$ ) auf, es ist aber mit einer deutlichen Zunahme (bis zu  $+24\text{m}^3$ ) im Vergleich zum derzeitigen Zustand zu rechnen.

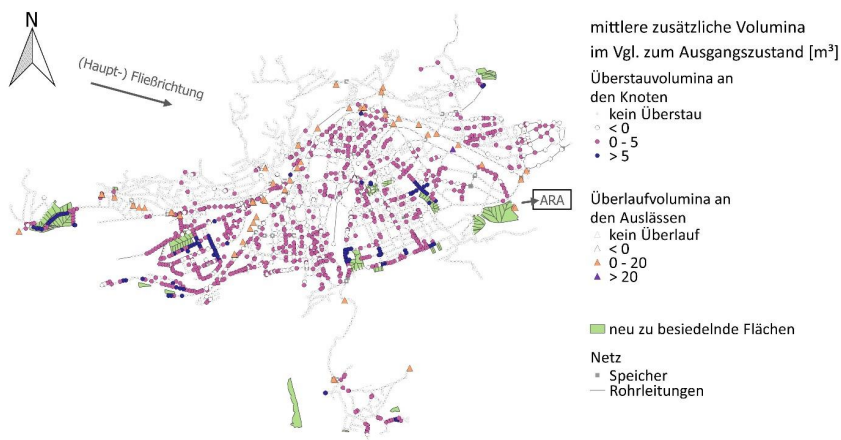


Abbildung 5: Absolute Änderungen der Überstau- bzw. Überlaufvolumina durch neu bebauten Freiflächen im Vergleich zum Ausgangszustand (bei einem Modellregen mit  $T=5$ ; Mittelwerte aus den 100 Szenarien)

Eine Erhöhung der Mischwasserüberlaufvolumina kann ab der Sillmündung flussabwärts entlang des Inns vorwiegend auf der südlichen Seite (Entwässerung der Innenstadt, Pradl und Saggen) erwartet werden. Zur der Kläranlage werden bei einem 5-jährlichen Modellregenereignis durch die zusätzliche Bebauung durchschnittlich knapp 4% mehr Wasser weitergeleitet.

### 5 Stadtentwicklung als „Black Box“ für die Entwässerungsplanung

Wie schon erwähnt arbeiteten die Planer des ÖROKO 2.0 bis zur Veröffentlichung des ersten Entwurfs unter Geheimhaltung und externe Experten aus verschiedensten Fachgebieten konnten während der Planungsphase keinen Einfluss darauf nehmen. Möglichkeiten, trotzdem richtungsweisende Informationen weitergeben zu können, ist zum einen über Wasserbilanzmodelle gegeben (Henrichs *et al.* 2016; Rauch 2013), zum anderen auch durch die Bereitstellung von Sensitivitätskarten. So können auch bei zukünftigen Entscheidungen in der Raumplanung siedlungswasserwirtschaftliche Aspekte früher miteinfließen.

Für die bestehende Kanalisation der Stadt Innsbruck zeigt Abbildung 6 eine solche Sensitivitätskarte. Die Darstellung erfolgt als Verhältnis bestimmter Modellergebnisse vom Ausgangsmodell zu Modellen mit veränderten Flächenparametern. So kann der Einfluss der Flächenzunahme und -abkoppelung auf bestimmte systemübergreifende Parameter (z.B. gesamtes Überflutungs- oder Mischwasserentlastungsvolumen) oder für einzelne Knoten (z.B. Spitzenabflüsse, Überflutungsvolumina) ausgewertet werden.

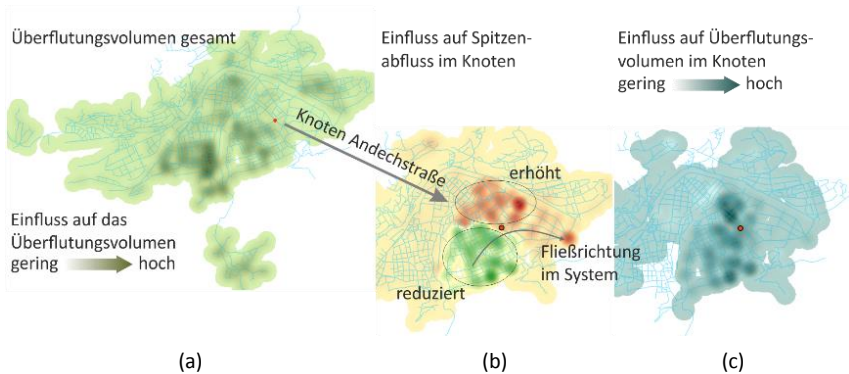


Abbildung 6: Auswirkungen von Abkoppelungen bei einer Simulation mit einem Modellregen (a) auf das gesamte Überflutungsvolumen, (b) auf den Spitzenabfluss im dargestellten Knoten, (c) auf das Überflutungsvolumen im dargestellten Knoten

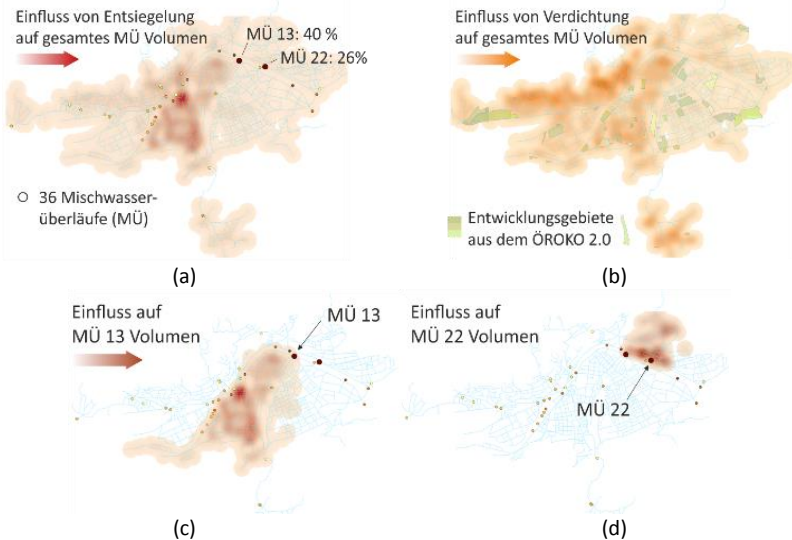


Abbildung 7: Sensitivität der bestehenden Einzugsgebiete: (a) Auswirkungen von Entsiegelung der jeweiligen Einzugsgebiete auf Mischwasseremissionen; (b) Auswirkungen einer Verdichtung um 30%. Haupteinflussgebiete der zwei maßgebenden Mischwasserüberläufe (MÜ): (c) MÜ 13 - primäre Entlastung für das dicht besiedelte Stadtzentrum von Innsbruck; (d) MÜ 22 - Entlastung für das Gebiet nördlich des Inns (Arzl)

Simuliert wurden die Modelle dafür erneut mit *SWMM*. Für Überstau- und Überflutungsauswertungen (Abbildung 6) wird ebenfalls ein Modellregen nach Euler II (T=5) angesetzt. Für Auswertungen der Mischwasserüberläufe (Abbildung 7) wird eine über 1 Jahr gemessene Regenserie von 2012 verwendet, da hierfür nicht nur Starkregen sondern auch kleinere Ereignisse von Interesse sind.

Es zeigt sich beispielsweise, dass 66% des generierten Entlastungsvolumens durch nur 2 der insgesamt 36 Mischwasserüberläufe entlastet werden. Überlagert mit den im *ÖROKO 2.0* definierten BE-Gebieten (Abbildung 7b) kann man sehen, dass die im Hinblick auf Entsiegelung effizientesten Gebiete nicht betroffen sind und keine starke Beeinflussung zu erwarten ist.

## 6 Schlussfolgerungen

Die Inhalte des sich noch in Bearbeitung befindenden örtlichen Raumordnungskonzepts von Innsbruck weisen darauf hin, dass die Problematik des zukünftigen Regenwassermanagements den politischen Entscheidungsträgern durchaus bekannt ist. Die Vorgehensweise bei dessen Erstellung zeigt jedoch, dass der Dialog mit konkret zuständigem Fachpersonal während der Planungsphase nicht vorhanden ist. Diese Ab-

grenzung ergibt sich hauptsächlich daraus, dass konkrete Inhalte nicht frühzeitig nach außen getragen werden sollen. So wird Grundstücksspekulationen im beengten alpinen Siedlungsraum vorgebeugt.

Mit den Informationen über geplante Entwicklungen konnten mit unseren hydrodynamischen Modellstudien keine maßgebenden Risikoerhöhungen festgestellt werden, die sich aus den Zusatzbelastungen für die Kanalisation ergeben. Um der Black-Box der Raumplanung während des Planungsprozesses trotzdem schon Informationen über die Auswirkungen von sich verändernden Flächennutzungen auf die Überflutungsgefahr und die Gewässergüte bereitstellen zu können, bieten sich Sensitivitätskarten der an den Kanal angeschlossenen Gebiete an. So können Raumplaner auf Informationen zurückgreifen, wo sich beispielsweise Grünflächen und Retentionsmöglichkeiten anbieten würden, um eine effiziente Ableitung von Misch- und Regenwasser zur Kläranlage gewährleisten zu können. In gleicher Weise können derartige Auswertungen dazu verwendet werden um Gebiete zu identifizieren, in denen bevorzugt Anstrengungen unternommen werden sollten, um Grundstückeigentümer zur Abkoppelung und alternativen Regenwasserbehandlung zu bewegen.

Eben diese Überzeugung der Grundbesitzer und Bewohner ist der letzte Schritt für ein nachhaltiges Entwässerungsmanagement. Nachdem die politischen Entscheidungsträger in dieser Hinsicht im *ÖROKO 2.0* eine offene Haltung signalisieren, benötigt es nun die Weitergabe dieser Haltung an jene, die die angedachten Flächennutzungen konkretisieren müssen.

## 7 Danksagung

Diese Arbeit ist Teil der Projekte „CONQUAD – Consequences of adaptation: Assessing multi-benefits and challenges in the transfer to more resilient and sustainable urban water systems“, welches vom Österreichischen Klima- und Energiefonds gefördert wird (Projektnummer KR16AC0K13143), und FlexAdapt (Entwicklung flexibler Adaptierungskonzepte für die Siedlungsentwässerung der Zukunft), welches vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus gefördert wird.

## 8 Literatur

- AAEV (2018). Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV) (BGBl. Nr. 186/1996). Wien
- Adger W. N. (2003). Social capital, collective action, and adaptation to climate change. *Economic Geography*, 79(4), pp. 387-404.
- Amt der Tiroler Landesregierung (2016). Leitfaden Entsorgung von Oberflächenwässern, Innsbruck
- ARE (2017). Bundesamt für Raumentwicklung (ARE). [www.uvek.admin.ch](http://www.uvek.admin.ch) (abgerufen am 11.04.2018)
- BEV. (2016). Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen - Grundstücksdatenbank.

- BMLFUW (2015). Anpassung an den Klimawandel in Österreich - Fortschrittsbericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien
- BMVI (2018). Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. <http://www.bmvi.de> (abgerufen am 11.04.2018)
- Dangschat J. S. (1994). Lebensstile in der Stadt. In D. J.S. & B. J. (Eds.), Lebensstile in den Städten (pp. 335-354). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Deister L., Brenne F., Stokman A., Heinrichs M., Jeskulke M., Hoppe H., & Uhl M. (2016). Wassersensible Stadt- und Freiraumplanung (SAMUWA Leitfaden), Institut für Landschaftsplanung und Ökologie. Stuttgart
- Fletcher T. D., Shuster W., Hunt W. F., Ashley R., Butler D., Arthur S., . . . Viklander M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), pp. 525-542.
- Gironás J., Roesner L. A., Rossman L. A., & Davis J. (2010). A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, 25(6), pp. 813-814.
- Gujer W. (2007). Siedlungswasserwirtschaft (3. ed.). Berlin: Springer-Verlag.
- Henrichs M., Langner J., & Uhl M. (2016). Development of a simplified urban water balance model (WABILA). *Water Science & Technology*, 73(8), pp. 1785-1795.
- Kleidorfer M., Tscheikner-Gratl F., Vonach T., & Rauch W. (2018). What can we learn from a 500-year event? – Experiences from urban drainage in Austria. *Water Science & Technology*.
- Matzinger A., Weigert B., Thamsen P., & Mitchell R. (2014). New Concepts For Combined Stormwater And Wastewater Management. *German American Water Technology Magazine 2014/2015*, pp. 20-21.
- Mikovits C., Jasper-Tönnies A., Einfalt T., Huttenlau M., Rauch W., & Kleidorfer M. (2015). Klimawandel, Stadtentwicklung und urbane Wasserinfrastrukturplanung – Risiken und Möglichkeiten. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 67(5-6), pp. 214-221.
- Mikovits C., Rauch W., & Kleidorfer M. (2017). Importance of scenario analysis in urban development for urban water infrastructure planning and management. *Computers, Environment and Urban Systems*.
- Möderl M., Sitzenfrey R., Lammel J., Apperl M., Kleidorfer M., & Rauch W. (2015). Development of an urban drainage safety plan concept based on spatial risk assessment. *Structure and Infrastructure Engineering*, 11(7), pp. 918-928.
- ÖROK (2011). Österreichisches Raumordnungskonzept ÖREK 2011. Wien: Geschäftsstelle der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK).
- ÖROK (2015). ÖROK-Regionalprognosen 2014-2030, Teil 1: Bevölkerung. Wien: Geschäftsstelle der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK).
- ÖVGW (2018). [wasserwerk.at](http://wasserwerk.at). (abgerufen am 26.04.2018)



- ÖWAV RB 11 (2009). Abwassertechnische Berechnung und Dimensionierung von Abwasserkanälen. Wien
- Rauch W. (2013). Der Wasserfußabdruck. Ein ökologischer Indikator zum Wasserverbrauch. KONstruktiv. Die Zeitschrift der Bundeskammer der Architekten und Ingenieurkonsulenten 291, pp. 20-23.
- ROG (2009). Raumordnungsgesetz (ROG) (BGBl. I S. 2986, letzte Änderung 2017). Berlin
- RPG (1979). Bundesgesetz über die Raumplanung (Raumplanungsgesetz, RPG) (AS 1979 1573, letzte Änderung 2011). Bern
- Sharma A. K., Tjandraatmadja G., Cook S., & Gardner T. (2013). Decentralised systems - definition and drivers in the current context. Water Science & Technology, 67(9), pp. 2091-2101.
- Simperler L., Himmelbauer P., Kretschmer F., Stöglehner G., & Ertl T. (2017). Developing a structured planning process for decision making on integrated stormwater management in small and medium-sized communities. Paper presented at the 14th International Conference on Urban Drainage (ICUD 2017), Prag.
- Stadt Innsbruck. (2002). Örtliches Raumordnungskonzept 2002 (ÖROKO 2002). Innsbruck.
- Stadt Innsbruck. (2017). Örtliches Raumordnungskonzept 2.0 (ÖROKO 2.0). Innsbruck.
- Stadt Innsbruck (2018). Lokales Melderegister.
- TiKG (2000). Tiroler Kanalisationsgesetz (TiKG) (LGBl.Nr. 1/2001). Innsbruck
- TROG (2016). Tiroler Raumordnungsgesetz (LGBl. Nr. 101/2016). Innsbruck
- Tscheikner-Gratl F., Sitzenfrei R., Rauch W., & Kleidorfer M. (2016). Integrated rehabilitation planning of urban infrastructure systems using a street section priority model. Urban Water Journal, 13(1), pp. 28-40.
- WRG (1959). Wasserrechtsgesetz (BGBl. 215/1959, letzte Änderung 2017). Wien

### **Korrespondenz an:**

Tanja Vonach  
Technikerstraße 13 6020 Innsbruck  
Tel.: +43 512 507 62120  
E-Mail: tanja.vonach@uibk.ac.at

## Zurück zum Ursprung – Bewertung von Niederschlagswasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Annäherung an die natürliche Wasserbilanz

Johannes Leimgruber, Gerald Krebs, David B. Steffelbauer, Dirk Muschalla

Technische Universität Graz, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, Graz

**Kurzfassung:** Niederschlagsbewirtschaftungsmaßnahmen (NWB-Maßnahmen) können eingesetzt werden, um die nachteiligen Auswirkungen der Urbanisierung auf die Wasserbilanz, wie einen Anstieg des Abflusses und Rückgang der Evapotranspiration und Grundwasseranreicherung, abzumildern. In diesem Beitrag wird eine Methodik zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von NWB-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf eine angestrebte Annäherung an die natürliche Wasserbilanz vorgestellt. Es wird hierbei ein ganzheitlicher Ansatz, welcher die gesamte Wasserbilanz berücksichtigt, gewählt. Die Bewertungen erfolgen zudem auf Regeneignisbasis, um Auswertungen der Leistungsfähigkeit von NWB-Maßnahmen hinsichtlich Regeneignischarakteristiken zu ermöglichen. Die Methodik kann herangezogen werden, um eine geeignete NWB-Maßnahme oder Kombination von NWB-Maßnahmen zur Annäherung an die natürliche Wasserbilanz zu finden.

**Key-Words:** Hydrologische Modellierung; Niederschlagswasserbewirtschaftungsmaßnahmen; Wasserbilanz

### 1 Einleitung

Die fortschreitende Urbanisierung führt zu einer erhöhten Versiegelung von vormals natürlichen Oberflächen. Die Wasserbilanz wird dadurch deutlich beeinflusst: Der Abfluss nimmt zu, während Evapotranspiration (ET) und Grundwasseranreicherung abnehmen. Daraus resultieren verschiedene negative Auswirkungen wie hohe Abflussvolumina und Abflussspitzen, Gefahr von urbanen Überflutungen, „urban heat islands“ (UHI), usw. (Shuster et al., 2005; Fletcher et al., 2013).

Naturnahe Niederschlagswasserbewirtschaftungs-Maßnahmen (NWB-Maßnahmen) können die negativen Auswirkungen der Urbanisierung verringern. Es ist hierbei das

Ziel, das natürliche hydrologische Regime wiederherzustellen bzw. sich diesem möglichst anzunähern (US EPA, 2000; Eckart et al., 2017).

Um die Leistungsfähigkeit von NWB-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung auf eine angestrebte Annäherung an die natürliche Wasserbilanz zu beurteilen, sind die hydrologischen Verhältnisse im natürlichen und im bebauten Zustand zu analysieren. Meist wird hierbei nur die Abflusskomponente der Wasserbilanz berücksichtigt. Evapotranspiration und Grundwasseranreicherung (bzw. Speicheränderung) werden vernachlässigt, obwohl sie eine bedeutende Rolle beispielsweise bezüglich des UHI-Effekts spielen (ET) und eine künstlich erhöhte Grundwasseranreicherung ebenso problematisch sein kann (z. B. Kellervernässungen, Hangrutschungen, etc.) (Goebel et al., 2007; Fletcher et al., 2013).

Der vorliegende Beitrag verfolgt einen ganzheitlichen Ansatz (wie beispielsweise auch in WABILA - (Henrichs et al., 2016)), welcher alle Komponenten der Wasserbilanz berücksichtigt, um die Leistungsfähigkeit von NWB-Maßnahmen zu beurteilen. Im Gegensatz zu vorgenanntem Ansatz in WABILA wird die Wasserbilanz für einzelne Regenereignisse innerhalb des Niederschlagskontinuums ermittelt und analysiert. Die Grundlage hierfür bilden jedoch Langzeitsimulationen (mit gemessenen Niederschlagskontinua). Somit wird auch die Vorgeschichte (Anfangsbedingungen) eines jeden Regenereignisses berücksichtigt. Die Analyse einzelner Regenereignisse lässt eine Differenzierung nach Regencharakteristika wie Regensumme, Regendauer und vorangehender Trockenzeiten zu. Die Bewertung der Leistungsfähigkeit einzelner NWB-Maßnahmen oder Kombinationen daraus kann somit in Abhängigkeit dieser Regencharakteristika erfolgen. Insbesondere bei Untersuchungen zu Klimawandelszenarien ist dies in weiterer Folge hilfreich.

## 2 Methodik

Der natürliche Zustand muss als Zielzustand bzw. Leitbild fallspezifisch definiert werden. In weiterer Folge wird nichtsdestotrotz der Begriff „natürlich“ verwendet.

Im ersten Schritt der Untersuchungen mithilfe der entwickelten Methodik wurde ein Testmodell herangezogen, welches ein typisches Grundstück mit einem Einfamilienhaus und angrenzender Rasenfläche darstellt. Als einen möglichen natürlichen Zielzustand bzw. Leitbild wurde die Fläche als komplett unbebaut und bewaldet modelliert (siehe Abbildung 1).

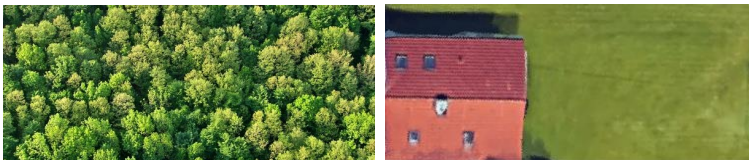


Abbildung 1: Testmodell Zielzustand - natürlich (links), Testmodell bebaut (rechts)

Für den bebauten Zustand wurden die in Tabelle 1 dargestellten zehn verschiedenen Szenarien von NWB-Maßnahmen betrachtet.

Tabelle 1: Überblick über die Szenarien der NWB-Maßnahmen im bebauten Zustand

Szenario	Abflussquelle		Aufnehmendes Element 1		Aufnehmendes Element 2
S1	Gedecktes Dach	→	Kanalisation		
S2	Gedecktes Dach	→	Regentonne	→	Rasen (Bewässerung und Entlastung)
S3	Gedecktes Dach	→	Rasen		
S4	Gedecktes Dach	→	Versickerungsgraben (ohne Drainage)	→	Kanalisation (Entlastung)
S5	Gedecktes Dach	→	Versickerungsgraben (mit Drainage)	→	Kanalisation
S6	Gedecktes Dach	→	Versickerungsmulde	→	Kanalisation
S7	Gedecktes Dach	→	Versickerungsmulde	→	Rasen
S8	Gründach	→	Kanalisation		
S9	Gründach	→	Regentonne	→	Rasen (Bewässerung und Entlastung)
S10	Gründach	→	Rasen		

Der eventuell auftretende Abfluss vom Rasen wird jeweils in die Kanalisation geleitet. Für die Szenarien 8-10 wurde ein Gründach anstelle eines mit Dachziegeln gedeckten Daches modelliert.

Um die unterschiedlichen Szenarien zu beurteilen, wurden die Langzeitsimulationen einerseits für den natürlichen (unbebauten) sowie für den bebauten Zustand durchgeführt und im Nachgang für jedes Regenereignis jeweils die Wasserbilanz ermittelt. Für erste Betrachtungen wurde ein Niederschlagskontinuum von einem Jahr (bereitgestellt durch (OEWAV, 2007)) herangezogen. Für die Simulationen wurde das Stormwater Management Model - SWMM (Rossman, 2015) verwendet. NWB-Maßnahmen werden hierbei mit einem Bodenfeuchtemodell simuliert, wobei die Prozesse des Abflusses, der Infiltration sowie der Evapotranspiration berücksichtigt werden. Die NWB-Maßnahmen bestehen hierbei aus unterschiedlichen Schichten (Layern), wobei je nach Art der NWB-Maßnahme eine entsprechend passende Kombination an Layern gewählt wird. Abbildung 2 zeigt beispielhaft das Grundkonzept des Aufbaus einer NWB-Maßnahme in SWMM mit den bei der Simulation berücksichtigten Prozessen.

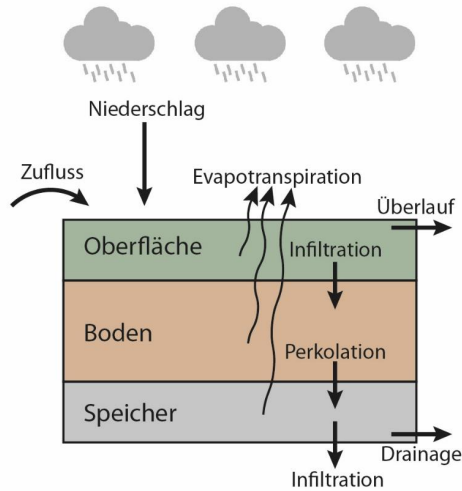


Abbildung 2: Layerkonzept zur Wasserbilanzierung von NWB-Maßnahmen in SWMM

Durch die Wasserbilanzierung der verschiedenen NWB-Maßnahmen sowie der weiteren Modellflächen kann folglich die Gesamtwasserbilanz für das betrachtete Einzugsgebiet in der folgenden Form ausgedrückt werden:

$$\frac{dS}{dt} = P - ET - R$$

(P... Precipitation/Niederschlag, R... Runoff/Abfluss, ET... Evapotranspiration,  $\frac{dS}{dt}$ ... Speicheränderung)

Die Speicheränderung umfasst hierbei sowohl die Grundwasseranreicherung als auch beispielsweise Änderungen in der Bodenfeuchte, im Muldenspeicher und Speicher der NWB-Maßnahmen.

Die Wasserbilanzkomponenten für jedes Szenario und Regenereignis ermittelt und mit dem jeweiligen Ergebnis der Simulation des natürlichen Zielzustandes verglichen. Dafür wurden die absoluten Differenzen gebildet, um sicherzustellen, dass eine Abweichung von der natürlichen Wasserbilanz unabhängig davon behandelt wird, ob es sich um einen Anstieg oder einen Rückgang handelt. Um das „beste“ Szenario zu finden, wurde jeweils auch eine durchschnittliche Abweichung des bebauten Zustands vom natürlichen Zielzustand über die Regenereignisse ermittelt.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Abbildung , Abbildung und Abbildung zeigen exemplarische Resultate der beschriebenen Methodik, wobei das Niederschlagskontinuum eines Jahres (1992) verwendet wurde. Für dieses Jahr wurden 42 Regenereignisse detektiert und simuliert (Lang-

zeitsimulation). Die Abbildungen zeigen beispielhaft den Vergleich des Abflusses (Abbildung 3), der Evapotranspiration (Abbildung 4) sowie der Speicheränderung (Abbildung 5) zwischen dem natürlichen Zielzustand und dem bebauten Zustand für die Szenarien 1, 4 und 8 für jedes Regenereignis.

Es ist offensichtlich, dass das Szenario 1 (gedecktes Dach, keine NWB-Maßnahme) den größten Anteil bezüglich der Abflusskomponente aufweist. Szenario 8 (Gründach) hingegen weist aufgrund der Retention von Niederschlagswasser geringere Abflusswerte auf. Dem natürlichen Zielzustand hinsichtlich des Abflusses am nächsten kommt hingegen Szenario 4 (Versickerungsgraben), da hier der Großteil des Niederschlagswassers versickert und es somit wie auch im natürlichen Zielzustand kaum zu Abfluss kommt.

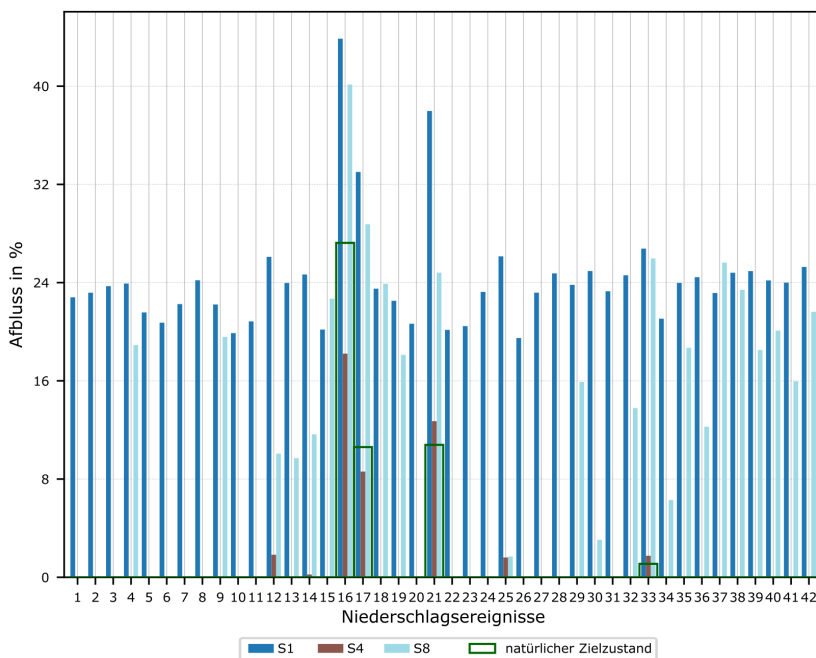


Abbildung 3: Vergleich des Abflusses zwischen natürlichem und bebautem Zustand (Szenarien 1, 4, 8)

Bezüglich der Evapotranspiration zeigt Szenario 8 die natur nächsten Werte auf, während die Werte für Szenario 1 und 4 nahezu identisch sind, da es für die Evapotranspiration nahezu keine Auswirkungen hat, ob der Abfluss über den Graben versickert oder im Kanal abgeführt wird.

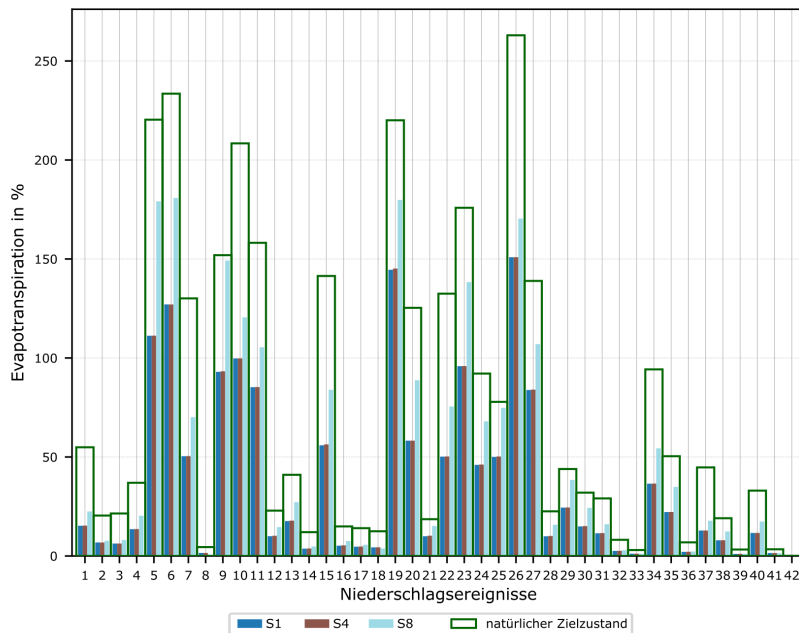


Abbildung 4: Vergleich der Evapotranspiration zwischen natürlichem und bebautem Zustand (Szenarien 1, 4, 8)

Die Speicheränderung bei Szenario 4 übersteigt zum Teil die Werte im natürlichen Zielzustand. Dies lässt beispielsweise auf eine zu hohe künstliche Grundwasseranreicherung schließen.

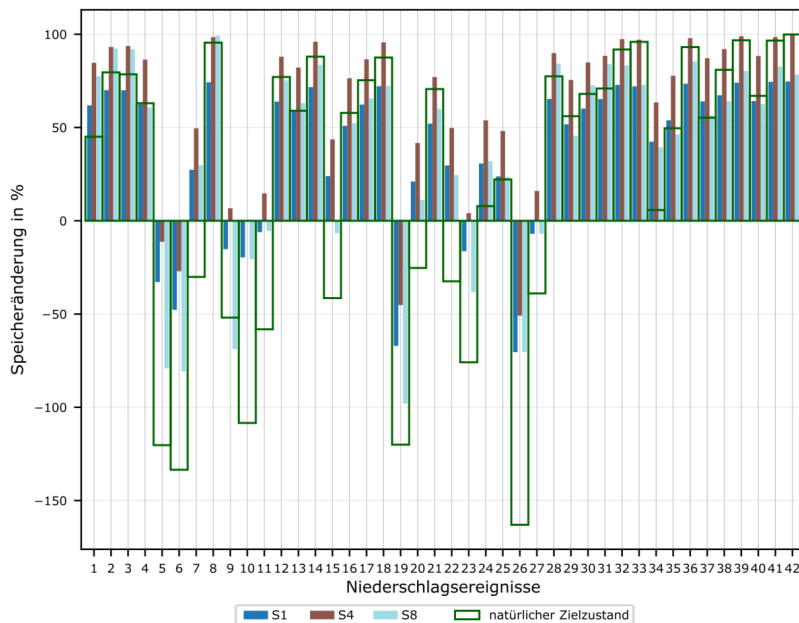


Abbildung 5: Vergleich der Speicheränderung zwischen natürlichem und bebautem Zustand (Szenarien 1, 4, 8)

Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die Verschiebungen der Wasserbilanzkomponenten zwischen bebautem und natürlichem Zielzustand für die Szenarien 1 und 8. Die Erkenntnisse sind analog zu jenen aus Abbildung 3 bis Abbildung 5.

Szenario 1 weist einen deutlich höheren Abfluss auf als der natürliche Zielzustand, während die Evapotranspiration deutlich reduziert ist.

Szenario 8 hingegen kommt dem natürlichen Zielzustand hinsichtlich des Abflusses sowie der Evapotranspiration deutlich näher.



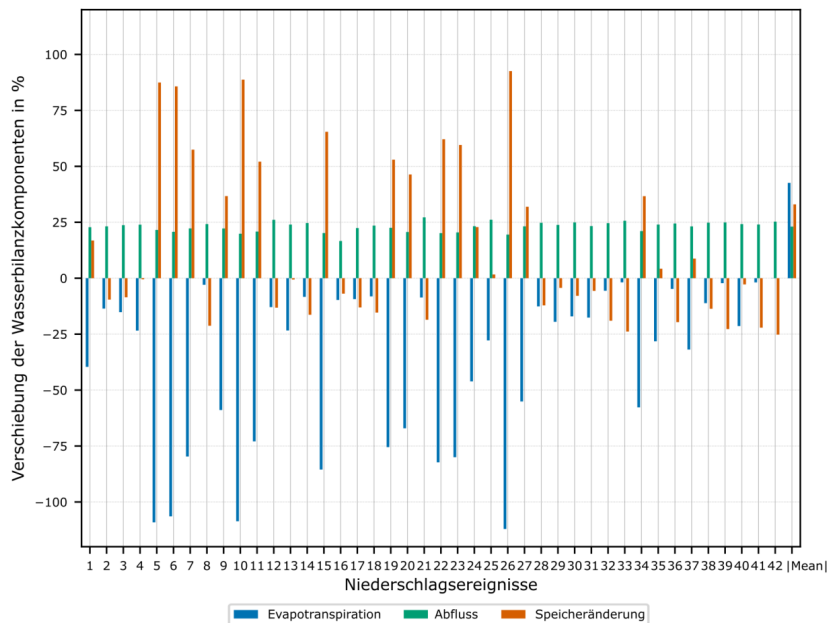


Abbildung 6: Verschiebung der Wasserbilanzkomponenten zwischen bebautem und natürlichem Zustand für Szenario 1

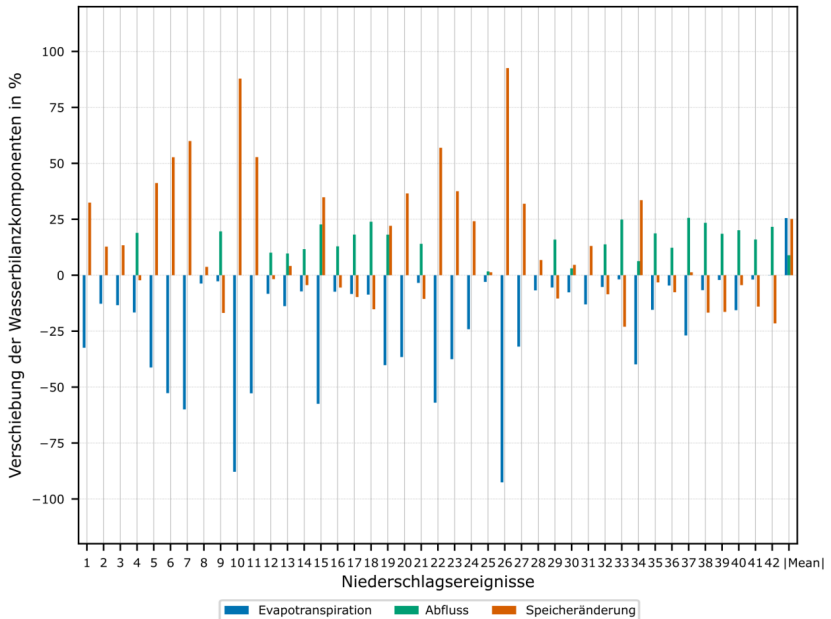


Abbildung 7: Verschiebung der Wasserbilanzkomponenten zwischen bebautem und natürlichem Zustand für Szenario 8

Abbildung 8 zeigt den Mittelwert über alle Regenereignisse der absoluten Abweichungen der Wasserbilanzkomponenten zwischen bebautem und natürlichem Zustand für alle betrachteten Szenarien. Es ist offensichtlich, dass Szenario 1, 5 und 8 die naturfernsten Abflusswerte aufweisen. Alle anderen Szenarien sind sehr nahe am natürlichen Abflussverhalten, da Regenwasser in diesen Fällen zur Versickerung gebracht wird. Hinsichtlich der Evapotranspiration lässt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Szenarien 1-7 und den Szenarien 8-10 (mit Gründach) erkennen. Durch das Gründach nähert sich die Evapotranspirationskomponente dem natürlichen Zielzustand an, da Regenwasser im Gründachsubstrat gespeichert werden kann und somit zur Verdunstung zur Verfügung steht. Insgesamt kommen die Szenarien 9 und 10 dem natürlichen Zielzustand am nächsten.

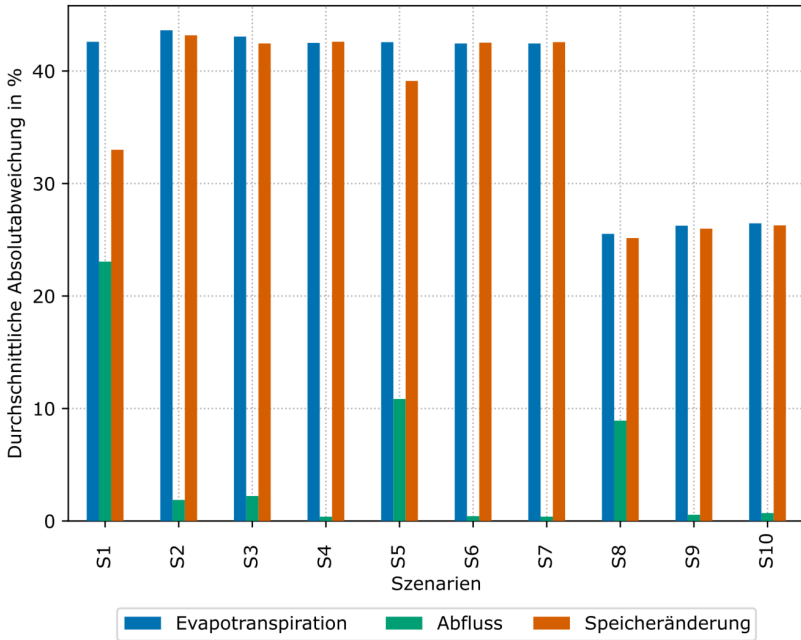


Abbildung 8: Durchschnittliche absolute Abweichungen der Wasserbilanzkomponenten zwischen bebautem und natürlichem Zustand

#### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Die entwickelte Methode kann dazu genutzt werden, die Leistungsfähigkeit einzelner NWB-Maßnahmen oder von NWB-Maßnahmen-Kombinationen zu bewerten. Somit kann einerseits die Struktur einzelner NWB-Maßnahmen ebenso wie die Kombination von NWB-Maßnahmen in einem Einzugsgebiet optimiert werden, um einen natürlichen Zielzustand zu erreichen.

Die Ergebnisse des Testmodells zeigen, dass NWB-Maßnahmen gerade hinsichtlich der Abflusskomponente sehr nahe an einen natürlichen Zielzustand führen können. Dies erfolgt einerseits durch Speicherung und Evapotranspiration von Niederschlagswasser und andererseits auch durch Versickerung/Grundwasseranreicherung. Gründächer erweisen sich besonders wirkungsvoll, um die Evapotranspirationskomponente näher an einen natürlichen Zielzustand zu führen. Niederschlagswasser wird hierbei im Gründachsubstrat gespeichert und steht somit auch nach dem Regenereignis für die Evapotranspiration zur Verfügung.

Bezüglich der Speicheränderung bzw. Infiltration/Grundwasseranreicherung konnte gezeigt werden, dass mit NWB-Maßnahmen auch durchaus der natürliche Zielzustand übertroffen werden kann.

Die Auswertungen einzelner Regeneignisse innerhalb des Niederschlagskontinuums lassen zudem in weiterer Folge Analysen der Leistungsfähigkeit von NWB-Maßnahmen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Regencharakteristika (z. B. Dauer, Trockenzeiten, Niederschlagssumme) zu.

Im nächsten Schritt werden außerdem Lebenszykluskosten sowie Robustheitsbetrachtungen bezüglich sich zukünftig möglicherweise ändernder Randbedingungen (Klimawandel, demografischer Wandel, usw.) in die Betrachtungen miteinbezogen.

## 5 Literatur

Eckart K., McPhee Z., & Bolisetti T. (2017) Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of The Total Environment*, **607**(Supplement C), 413–432.

Fletcher T. D., Andrieu H., & Hamel P. (2013) Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, **51**, 261–279.

Goebel P., Dierkes C., & Coldewey W. G. (2007) Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, **91**(1–2), 26–42.

Henrichs M., Langner J., & Uhl M. (2016) Development of a simplified urban water balance model (WABILA). *Water Science and Technology*, **73**(8), 1785–1795.

OEWA (2007) *ÖWAV - Leitfaden - Niederschlagsdaten zur Anwendung der ÖWAV-Regelblätter 11 und 19 (OEWA-Guideline - Precipitation data for the application of ÖWAV-Guideline 11 and 19)*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Vienna, Austria.

Rossmann L. (2015) *Storm Water Management Model - User's Manual Version 5.1*.

Shuster W. D., Bonta J., Thurston H., Warnemuende E., & Smith D. R. (2005) Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, **2**(4), 263–275.

US EPA (2000) *Low Impact Development (LID) - A Literature Review*, US EPA Office of Water (4203), Washington, DC, USA.

**Korrespondenz an:**

Johannes Leimgruber  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau | TU Graz  
Stremayrgasse 10/I  
Tel.: +433168738387  
Fax: +433168738376  
E-Mail: leimgruber@tugraz.at

# Quantitative Beschreibung der Resilienz urbaner Wassersysteme

A. Matzinger<sup>1</sup>, M. Zamzow<sup>1</sup>, M. Riechel<sup>1</sup>, E. Pawlowsky-Reusing<sup>2</sup>, P. Rouault<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Kompetenzzentrum Wasser Berlin; <sup>2</sup>Berliner Wasserbetriebe

**Kurzfassung:** Die Erhöhung der Resilienz urbaner Wasserinfrastrukturen wird oft als wichtiges Ziel genannt. Eine Literaturstudie zeigt, dass dafür konkretisiert werden muss, um welche Infrastruktur es sich handelt, gegenüber welcher Störung sie resilient sein soll und an welcher Leistung sich die Resilienz zeigen soll. Hier wird darauf aufbauend ein quantitativer Ansatz der Resilienzmessung vorgeschlagen, der die Schwere des Leistungsausfalls gegenüber einem Grenzwert über die Zeit integriert und dieses Integral über das Zeitintervall und den gewählten Grenzwert normiert.

Eine beispielhafte Anwendung für Stadtentwässerungsstrategien bei Starkregenereignissen zeigt, dass der vorgeschlagene Ansatz den Vorteil hat, dass Dauer und Ausmaß eines Leistungsausfalls in einem Resilienzwert berücksichtigt werden können. Zudem erlaubt der Ansatz eine Evaluation unterschiedlicher Störungen, beispielsweise durch Systemausfälle.

Durch die Normierung wird ein Vergleich unterschiedlicher Leistungen von Wasserinfrastruktur ermöglicht. Allerdings ist die normierte Resilienz stark von der Wahl des Zeitintervalls und des festgelegten Grenzwertes abhängig und damit nicht ohne weiteres auf andere Systeme übertragbar.

**Key-Words:** Resilienz, Erholungszeit, urbane Gewässer, Starkregen

## 1 Hintergrund

Die Resilienz von Städten im Allgemeinen und von urbaner Wasserinfrastruktur im Speziellen wird zunehmend als wichtiges Ziel genannt. So zeigt eine Internetabfrage knapp 500.000 Ergebnisse für die genaue Wortgruppe „resilience to climate change“ und 200.000 Ergebnisse für „resilient city“. Zahlreiche Konferenzen, Förderprogramme und städtische Ziele betonen die Wichtigkeit von resilienter Wasserinfrastruktur (z.B. IWA oder WEFTEC).

Resilienz wird in der Regel als Fähigkeit eines Systems betrachtet, seine Struktur und Funktionalität im Falle von Veränderungen beizubehalten (Juan-Garcia et al. 2017).

Die Beschreibung der (technischen) Resilienz von Wasserinfrastruktur erfordert laut Juan-Garcia et al. (2017) Kenntnis der folgenden vier Punkte:

- (1) die Störung („stressor“) gegenüber der das System resilient sein soll,
- (2) die Eigenschaften („properties“) des Systems,
- (3) die angestrebte Leistung („performance“) des Systems (z.B. Überflutungsvorsorge) und
- (4) eine Bewertungsmethode („metrics“), um die Leistung zu messen.

In der Praxis wird der Begriff allerdings oft nur als Schlagwort verwendet. Selbst in wissenschaftlichen Veröffentlichungen zu Resilienz von Abwasserinfrastruktur hat laut der ausführlichen Literaturstudie von Juan-Garcia et al. (2017) nur in 17 von 289 Arbeiten eine tatsächliche Diskussion der Resilienz stattgefunden. Von letzteren beschäftigt sich lediglich die Arbeit von Mugume et al. (2015) mit der Funktionalität der Stadtentwässerung im Falle von akuten Störungen durch Starkregen.

Während sich die Definitionen von (technischer) Resilienz vor allem in Details unterscheiden, fehlt es an konkreten Vorgehensweisen, um die Resilienz eines Systems zu bestimmen und damit gezielt zu erhöhen. Ausgehend von existierenden Arbeiten wird hier ein quantitatives Konzept der Resilienzbestimmung vorgeschlagen und zur Diskussion gestellt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Bestimmung der Resilienz

Es wird vorgeschlagen, die Resilienz ausgehend von Arbeiten von Mugume et al. (2015) und Sweetapple et al. (2017) zu bestimmen. Mugume et al. (2015) haben einen Resilienzindex  $Res_0$  zwischen 0 und 1 für die Funktionalität der Stadtentwässerung im Falle von akuten Störungen durch Starkregen eingeführt:

$$Res_0 = 1 - Sev \quad (1)$$

wobei  $Sev$  die Schwere des Leistungsausfalls („severity“) durch eine Störung beschreibt. Den Berechnungsansatz für  $Sev$  von Mugume et al. (2015) haben wir durch die Aufnahme einer akzeptablen Leistung  $P_a$  (bzw. eines Grenzwertes) ergänzt, wie von Sweetapple et al. (2017) empfohlen:

$$Sev = \frac{1}{P_a - P_{max}} \times \frac{1}{t_n - t_0} \times \int_{t_0}^{t_n} P_a - P(t) dt$$

$$\text{mit } P(t) = \begin{cases} P_a, & \frac{P_a - P(t)}{P_a - P_{max}} < 0 \\ P(t), & \frac{P_a - P(t)}{P_a - P_{max}} \geq 0 \end{cases} \quad (2)$$

$Sev$  entspricht dem Integral der Leistung  $P(t)$  über ein Zeitintervall  $t_0$  bis  $t_n$ , wobei nur Zeiträume integriert werden in denen  $P(t)$  schlechter ist als  $P_a$  (siehe Abb. 1). Das Integral wird mit der Differenz zwischen  $P_a$  und einem festzulegenden maximalen Schadensfall  $P_{max}$  sowie dem Zeitintervall normiert. Für  $Res_0$  ergibt sich so ein Wert von 0, wenn über den gesamten Zeitraum der maximale Schadensfall  $P_{max}$  eintritt und ein Wert von 1, wenn  $P_a$  immer eingehalten wird.

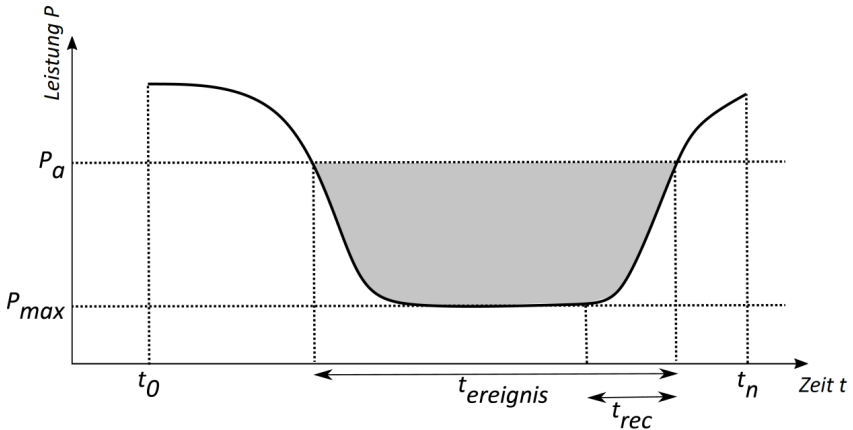


Abbildung 1 Schema des Berechnungsansatzes. Die graue Fläche zeigt das Integral in Gleichung (2).

Ein wichtiges Element der Resilienz ist die Erholungszeit  $t_{rec}$  die ein System (z.B. ein Ökosystem oder eine technische Anlage) benötigt, um nach einer Störung wieder zu voller Funktionalität zurückzukehren. Wir haben diese hier pro Ereignis definiert als Zeit zwischen dem maximalen Schaden und dem Ende des Ereignisses (Abb. 1). Neben dem absoluten Wert verwenden wir die relative Erholungszeit  $t_{rec,\%}$  bezogen auf die gesamte Dauer eines Schadensereignisses  $t_{ereignis}$ :

$$t_{rec,\%} = \frac{t_{rec}}{t_{ereignis}} \times 100\% \tag{3}$$

## 2.2 Fallstudien

An zwei Beispielen wurde die technische Resilienz verschiedener Strategien der Stadtentwässerung bei Starkregenereignissen aus Sicht des Gewässerschutzes berechnet (Tabelle 1).

Beispiel 1 bewertet die Auswirkungen von Überläufen des Mischkanalsystems auf das Gewässer, ausgehend von den Arbeiten von Riechel et al. (2016). Die Eigenschaften des Entwässerungssystems werden dabei durch drei Maßnahmenzenarien variiert:



Geplantes Sanierungsziel als Referenzzustand (S1), Reduktion der angeschlossenen versiegelten Fläche (S2) und Belüftung der Überlaufkanäle (S3). Die Leistung des Systems bei Starkregen wird über die Sauerstoffkonzentration im Gewässer bewertet,  $P_o = 2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  bildet dabei einen *unteren* Grenzwert, da in Berliner Innenstadtgewässern unterhalb  $P_o$  Fischsterben zu erwarten sind. Zur Veranschaulichung werden Gleichungen (1) bis (3) für ein einzelnes Starkregenereignis sowie für ein gesamtes Regenjahr angewendet.

Tabelle 1: Überblick über die beiden verwendeten Fallstudien

	Störung	Systemeigenschaften	Leistung für das Gewässer	Methode für Berechnung von $Se_v$	Grenzwert $P_o$
1	Starkregen	Mischkanal mit unterschiedlichen Maßnahmen	Schutz vor Sauerstoffmangel	Modellkette: InfoWorks – QSim	$2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (minimal)
2	Starkregen	Trenngebiet mit RBF, Mulden und Dachbegrünung	Schutz vor hydraulischer Belastung	Modell: KOSIM	$10 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (maximal)

Beispiel 2 betrachtet die hydraulische Belastung eines Gewässers durch eine hypothetische versiegelte Fläche von 1 ha, zu gleichen Teilen bestehend aus Dach- und Straßenflächen. Analog zu Beispiel 1 werden auch hier unterschiedliche Maßnahmen für ein Starkregenereignis verglichen, vereinfacht umgesetzt in der Modellumgebung KOSIM. Dabei wird einmal ein Retentionsbodenfilter ohne dezentrale Maßnahmen am Gebietsauslass eingesetzt (Szenario "RBF") und einmal ein Retentionsbodenfilter mit Mulden und extensiver Dachbegrünung kombiniert (Szenario: "Komb"), die insgesamt ein Drittel der versiegelten Fläche beeinflussen. Der Retentionsbodenfilter wurde für beide Fälle nach dem DWA-Merkblatt M 178 (DWA 2005) aufgrund einer 60-jährigen Regenreihe bemessen und wird im Vollstrom betrieben. Durch den verminderten Oberflächenabfluss bei vorhandenen dezentralen Entwässerungsmaßnahmen fiel der Retentionsbodenfilter in "Komb" um  $\sim 20\%$  kleiner aus als in "RBF". Die Leistung des Entwässerungssystems bezüglich hydraulischer Belastung wird in diesem Beispiel mit einem *oberen* Grenzwert  $P = 10 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$  verglichen, in Anlehnung an aktuelle Einleitbegrenzungen des Landes Berlin (SenUVK, 2017). Neben einem direkten Szenarienvergleich wird auch die Leistung im Falle eines teilweisen Systemausfalls getestet. Dabei wird vereinfacht angenommen, dass sich das Retentionsvolumens des RBF um 25 % reduziert, was etwa durch Sedimentablagerung oder den langjährigen Aufbau von Pflanzenmaterial eintreten könnte.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Sauerstoffminima im Gewässer

Abb. 2 zeigt eine deutliche Verbesserung der  $O_2$ -Situation in der Berliner Stadtspreewald nach einem Starkregenereignis durch eine Abkopplung von 20 % der versiegelten Flächen (S2) und durch eine Belüftung des überlaufenden Mischwassers auf  $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (S3). Eine Quantifizierung von  $Res_0$  über ein Zeitintervall von 24 h für das Starkregenereignis in Abb. 2 zeigt eine Erhöhung von  $Res_0$  von 0,80 (S1) auf 0,93 (S2) bzw. 0,91 (S3). Während Riechel et al. (2016) das Auftreten und die Dauer von Unterschreitungen ausgewiesen haben, berücksichtigt  $Res_0$  zusätzlich das Ausmaß der Unterschreitung. Wie Abb. 2 deutlich zeigt, reduziert sich auch  $t_{rec}$  von 4,25 h (S1) auf 3,0 h (S2) bzw. 3,25 h (S3). Die relative Erholungszeit  $t_{rec,\%}$  bleibt dagegen für alle drei Szenarien nahezu unverändert bei ca. 47 %.

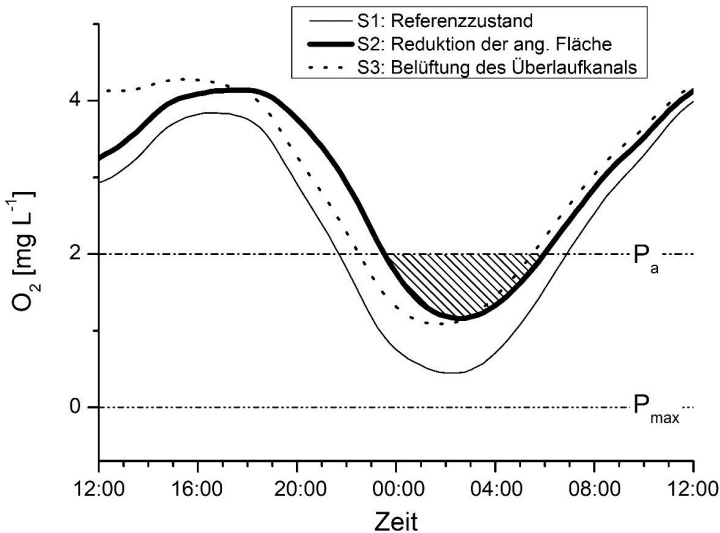


Abbildung 2: Sauerstoffverlauf  $P(t)$  im Gewässer für drei Maßnahmenzenarien im Mischsystem nach einem Starkregenereignis. Die schraffierte Fläche zeigt das in der Gleichung (2) berücksichtigte Integral für die Schwere des Leistungsausfalls in Szenario S2. Simulationen aus Riechel et al. (2016).

Die vorgeschlagene Methodik lässt sich auch für längere Zeitreihen anwenden. Tabelle 2 zeigt die zusammengefassten Ergebnisse für das gesamte Regenjahr. Die Auswertung zeigt, dass  $Res_0$  für eine lange Zeitreihe, in der Schadensfälle nur selten auftreten, sehr nahe bei 1 liegt und sich Unterschiede zwischen den Szenarien erst ab der dritten Nachkommastelle zeigen. Die Unterschiede könnten durch Betrachtung eines

engeren Zeitraumes (z.B. nur Zeiten in denen es Starkregen gibt) deutlicher hervorgehoben werden, wie das Beispiel für ein Starkregenereignis in Abb. 2 zeigt. Alternativ kann *Sev*, bzw. deren relative Veränderung  $\Delta Sev$  betrachtet werden. Dabei zeigt sich, dass S2 und S3 die Schwere des Leistungsausfalls *Sev* um 78 %, bzw. 70 % reduzieren. Da *Sev* dabei auch die absolute Veränderung in der O<sub>2</sub>-Konzentration mit abbildet, liegt diese Reduktion in *Sev* deutlich höher als die Reduktion der Gesamtdauer der Schadensereignisse (Tabelle 2).

Wie schon für ein einzelnes Starkregenereignis zeigt sich auch für die Jahresbetrachtung eine Verkürzung der mittleren Erholungszeit pro Ereignis  $\overline{t_{rec}}$  für S2 und S3. Interessanterweise zeigt aber nur S2 eine Reduktion der mittleren relativen Erholungszeit  $\overline{t_{rec,\%}}$  pro Ereignis, von 50 auf 41 %. Dies könnte daran liegen, dass nur bei S2 eine geringere Menge an abbaubarem organischem Material eingetragen wird, während in S3 eine Verbesserung durch einen höheren O<sub>2</sub>-Gehalt unmittelbar nach dem Überlaufereignis erreicht wird.

Tabelle 2 Zusammenfassung der Auswertung für das Regenjahr 2017

Szenario	klassische Auswertung			Resilienzbewertung				
	Ereignisse < P <sub>a</sub>	Gesamt- Dauer	min. O <sub>2</sub> - Konz.	Res <sub>0</sub>	Sev	ΔSev	$\overline{t_{rec}}$	$\overline{t_{rec,\%}}$
	[-]	[h]	[mg L <sup>-1</sup> ]	[-]	[-]	[%]	[h]	[%]
S1	4	22	0,5	1,00	1,4·10 <sup>-3</sup>	0	2,6	50
S2	2	7	1,2	1,00	0,3·10 <sup>-3</sup>	78	1,6	41
S3	3	11	1,1	1,00	0,4·10 <sup>-3</sup>	70	1,8	49

Das Beispiel zeigt, dass die Resilienzbewertung die Ergebnisse der klassischen Bewertung bestätigt und teilweise erweitert. Die Zusammenfassung unterschiedlicher Belastungsaspekte in einem Wert (*Res<sub>0</sub>*, bzw. *Sev*) bietet sich auch für Optimierungen an. Interessant ist auch die Möglichkeit andere Störungen des Gewässersystems zu untersuchen, wie z.B. in der Wassertemperatur oder der Vorbelastung des Gewässers. Zudem könnten durch die Normierung unterschiedliche stoffliche Belastungen (für die Grenzwerte vorliegen) verglichen werden. Dabei muss aber beachtet werden, dass die Ergebnisse stark vom Zeitintervall und von der Wahl der Werte P<sub>a</sub> und P<sub>max</sub> abhängen.

### 3.2 Hydraulische Belastung des Gewässers

Abb. 3 zeigt, dass beide Maßnahmenzenarien "RBF" und "Komb" eine deutliche Reduktion der hydraulischen Belastung bewirken. Dies zeigt sich auch in einer Erhöhung von *Res<sub>0</sub>* von 0,59 auf 0,83 (RBF) bzw. 0,87 (Komb). Das zweite Beispiel unterstreicht, dass eine Berechnung der Gleichungen (1) und (2) auch für einen oberen Grenzwert anwendbar bleibt.

$Res_0$  ermöglicht auch die Betrachtung eines (Teil)ausfalls der Maßnahmen. Als Beispiel wurde der Retentionsraum des Retentionsbodenfilters in beiden Fällen um 25% reduziert (gestrichelte Linien in Abb. 3). Der teilweise Ausfall führt auch zu einer Reduktion der Resilienz gegenüber des betrachteten Starkregenereignisses, um 9% für "RBF" und um 7% für "Komb". Diese leicht höhere Resilienz eines Systems mit dezentralen und zentralen Maßnahmen gegenüber Ausfällen deckt sich mit Ergebnissen von Mugume et al. (2015) der eine erhöhte Überflutungsresilienz bei dezentralen Stauräumen gegenüber einem zentralen Bauwerk festgestellt hat.

Interessant ist, dass sich  $t_{rec,\%}$  für "RBF" von ca. 40% auf 30% reduziert, für "Komb" aber auf knapp 70% erhöht. Hier zeigt sich einerseits der stärkere Nachlauf, bzw. der Verzögerungseffekt der Dachbegrünung. Andererseits zeigt das Beispiel, dass  $t_{rec,\%}$  zwar zusätzliche Informationen über das Systemverhalten aufzeigt, aber eine Erhöhung nicht unbedingt auf eine verschlechterte Resilienz hinweist.

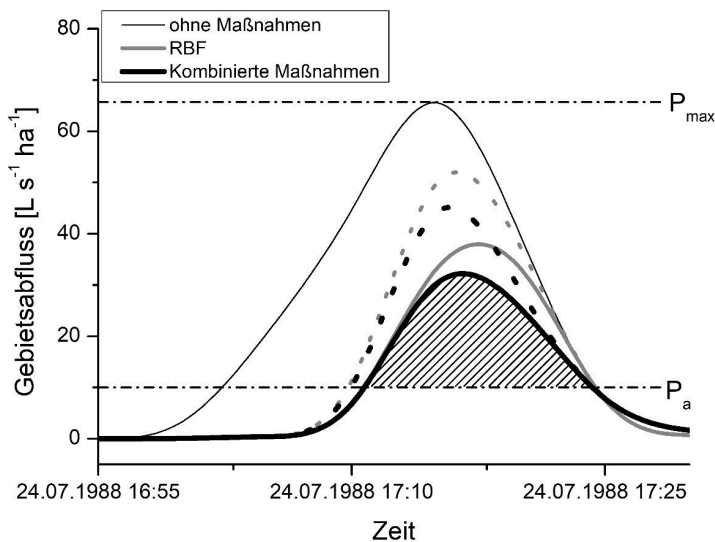


Abbildung 3: Gebietsabfluss  $P(t)$  in das Gewässer für drei Maßnahmenzenarien im Trennsystem nach einem Starkregenereignis. Die schraffierte Fläche zeigt das in der Gleichung (2) berücksichtigte Integral für das Szenario "kombinierte Maßnahmen". Die gestrichelten Kurven zeigen den Effekt eines um 25% reduzierten Retentionsvolumens des RBF.

#### 4 Schlussfolgerung

- Resilienz kann durch  $Res_0$  für unterschiedliche angestrebte Leistungen bezüglich Gewässerschutz quantifiziert werden. Die Einführung eines Zielwertes/Grenzwerts funktioniert für obere und untere Grenzwerte.
- Resilienz hat den Vorteil, dass Dauer und Ausmaß einer Belastung berücksichtigt werden. Dies kann etwa für Optimierungsfragen hilfreich sein. Zudem erlaubt sie eine Evaluation unterschiedlicher Störungen von Klimawandel bis zum Ausfall von Maßnahmen.
- Die Normierung von  $Res_0$  bzw.  $Sev$  ermöglicht den Vergleich sehr unterschiedlicher Leistungen von Wasserinfrastruktur (z.B. Kühlung, Biodiversität, etc.).
- Allerdings sind die absoluten Werte von  $Res_0$  zwischen Systemen nur bedingt vergleichbar, da  $Sev$  durch die zeitliche Normierung stark vom gewählten Zeitintervall und durch die Wahl eines Grenzwertes und eines maximalen Schadenfalls stark von diesen Randbedingungen abhängt. Eine Berechnung für eine längere Regenreihe anstelle von einzelnen Ereignissen führt etwa zu stark abweichenden Ergebnissen (mit  $Res_0$  nahe 1, da Starkregen prozentual nur einen kleinen Zeitraum betreffen). Sollen Systeme/Leistungen verglichen werden ist eine sorgfältige Wahl der Randbedingungen entsprechend unerlässlich.
- Durch den Einfluss der Randbedingungen bleibt  $Res_0$  ein abstrakter Wert, der aus unserer Sicht vor allem für Systemoptimierungen oder Bewertungen und weniger für eine direkte Interpretation geeignet ist. In jedem Fall ist bei einer Anwendung Transparenz über Methode und Eingangswerte zentral.
- Insgesamt zeigen die Beispiele aber deutlich, dass eine Forderung nach resilienter Wasserinfrastruktur oder gar resilienten Städten nur über eine Konkretisierung der Störung, der Systemeigenschaften und der angestrebten Leistung beschrieben und damit in sinnvolle Maßnahmen übersetzt werden kann. Trotz aller Einschränkungen zeigen die Rechenbeispiele, dass die Resilienz über eine Beschreibung hinaus auch für konkrete Anwendungsfälle quantitativ bewertet werden kann.

## 5 Literatur

- DWA. (2005). DWA-M 178: Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem.
- Juan-Garcia, P., D. Butler, J. Comas, G. Darch, C. Sweetapple, A. Thornton, und L. Corominas. (2017). Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. Water Research.
- Mugume, S. N., D. E. Gomez, G. Fu, R. Farmani, und D. Butler. (2015). A global analysis approach for investigating structural resilience in urban drainage systems. Water Research, 81, 15 - 26.
- Riechel, M., A. Matzinger, E. Pawlowsky-Reusing, H. Sonnenberg, M. Uldack, B. Heinzmann, N. Caradot, D. von Seggern, und P. Rouault. (2016). Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies. Water Research, 105, 264-273.
- SenUVK (2017) Hinweisblatt: Begrenzung von Regenwassereinleitungen bei Bauvorhaben in Berlin (BReWa-BE). Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz. Berlin.
- Sweetapple, C., G. Fu, und D. Butler. (2017). Reliable, Robust, and Resilient System Design Framework with Application to Wastewater-Treatment Plant Control. Journal of Environmental Engineering (United States), 143.

## Danksagung:

Die gezeigten Arbeiten wurden am KWB im Rahmen des Projektes NetWorks 4 durchgeführt. Dieses wird durch das BMBF im Rahmen des Programms „FONA – Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ gefördert (<http://www.fona.de>). Die involvierten Unternehmen beteiligen sich zudem durch Eigenanteile. Das KWB erhält eine Co-Finanzierung durch die Berliner Wasserbetriebe.

## Korrespondenz an:

Andreas Matzinger

Cicerostraße 24

10709 Berlin

Tel.: 030 - 5 36 53 - 824

Fax: 030 - 5 36 53 - 888

E-Mail: [andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de](mailto:andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de)



# Regen- und Mischwassereinleitungen im Fokus von Immissionsbetrachtung, Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserschutz – auf dem Weg zu einem ganzheitlichen Gewässerkonzept ?

Thomas Nichler

Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG, Darmstadt

**Kurzfassung:** Regen- und Mischwassereinleitungen belasten unsere Gewässer sowohl stofflich als auch hydraulisch. Entsprechend sind diese Einleitungen zunehmend Gegenstand sowohl ökologischer als auch ingenieurtechnischer Untersuchungen. Dies spiegelt sich auch in der Genehmigungspraxis und dem technischen Regelwerk wider. So sind Immissionsbetrachtungen wie auch Hochwasserschutzkonzepte und Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität im Sinne der WRRL bereits weitgehend geregelt. Häufig werden entsprechende Betrachtungen jedoch - auch auf Grund verschiedener Zuständigkeitsbereiche - getrennt voneinander durchgeführt. Schnittstellen im Informationsgehalt und Synergien bei der Planung und Umsetzung von Maßnahmen bleiben oft unberücksichtigt. Der vorgesehene Beitrag zeigt Möglichkeiten und Beispiele auf, wie verschiedene gewässerbezogene Konzepte und Maßnahmenplanungen im Hinblick auf technische und wirtschaftliche Synergien zielführend miteinander zu verknüpfen sind.

**Key-Words:** Gewässer, Immissionsbetrachtung, Wasserrahmenrichtlinie

## 1 Einleitung

Regen- und Mischwassereinleitungen belasten unsere Gewässer sowohl stofflich als auch hydraulisch. Entsprechend sind diese Einleitungen zunehmend Gegenstand sowohl ökologischer als auch ingenieurtechnischer Untersuchungen. Dies spiegelt sich auch in der Genehmigungspraxis und dem technischen Regelwerk wider. So ist die Immissionsbetrachtung bereits eine weitgehend standardisierte Forderung in aktuellen Einleitgenehmigungen und –erlaubnissen; und auch die Entwicklungen im technischen Regelwerk um DWA-A 102 und BWK-A 3 [DWA, 2016] zeigen das Bestreben, gewässerbezogene Anforderungen stärker als bisher in der Ingenieurpraxis zu implementieren.



Hinzu kommen die bereits seit vielen Jahren in der Umsetzung befindlichen Anforderungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) [EG, 2000]. Über die regelmäßige Bestandsbewertung hinaus, befinden sich bereits zahlreiche Gewässerentwicklungsmaßnahmen in der konkreten Planung, in der Umsetzung oder sogar im Monitoring.

Spätestens mit Inkrafttreten der europäischen Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Hochwasserrisikomanagementrichtlinie) [EG, 2007] ist zudem klar, dass auch im Hinblick auf den Hochwasserschutz ein systematisches Vorgehen zur Analyse und Bewertung der Gewässer erforderlich wird. Entsprechende Gefahren- und Risikobewertungen liegen vielerorts vor. Hochwasserschutzkonzepte sind damit längst nicht mehr nur hochwassergefährdeten Großstädten z.B. an Rhein, Main oder Elbe vorbehalten. Auf Grund der inzwischen umfassenden Datengrundlagen werden entsprechende Konzepte und Maßnahmenpläne zunehmend auch von Kommunen an kleineren Gewässern erstellt.

Jedoch ist zu beobachten, dass die Ergebnisse der vorgenannten Untersuchungen und Konzepte nach wie vor häufig isoliert voneinander betrachtet und sogar umgesetzt werden. Obschon eine Verknüpfung der Maßnahmen geboten wäre, um mögliche Synergien zu aktivieren. Die Vermutung liegt nahe, dass sich bei Verknüpfung der unterschiedlichen Konzepte sowohl Kosten für die Umsetzung von Maßnahmen einsparen ließen als auch die Projektabwicklung beschleunigt werden könnte.

Der vorliegende Beitrag widmet sich daher den Möglichkeiten, die bestehen, um gewässerbezogene Konzepte und Maßnahmenplanungen im Hinblick auf technische und wirtschaftliche Synergien zielführend miteinander zu verknüpfen. So werden zunächst beispielhaft Ergebnisse und Datengrundlagen aus Immissionsbetrachtungen, Hochwasserschutzkonzepten und ökologischen Konzepten erörtert. Es werden die Schnittstellen zwischen unterschiedlichen Handlungskonzepten (Hochwasserschutz, WRRL und Immissionsbetrachtung) analysiert und Chancen sowie Schwierigkeiten bei der Zusammenführung der Konzepte diskutiert.

## **2 Gewässer – unterschiedliche Blickwinkel**

### **2.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)**

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde bereits im Jahr 2000 ein nachhaltiges und umweltverträgliches Wassernutzungskonzept für Europa eingeführt, das die Erreichung eines „guten“ ökologischen und chemischen Zustands aller Oberflächengewässer bis Ende 2015 als oberstes Ziel hat. „In den 2. Bewirtschaftungsplänen von 2015 werden etwa sieben Prozent (%) der deutschen Fließgewässer-Wasserkörper in einen „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand beziehungsweise ein gutes ökologisches Potenzial eingestuft“ [UBA, 2016]. Seit Ende 2015 liegen die zweiten Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme vor. An vielen Stellen wurden daraufhin konkrete Maßnahmen umgesetzt und Planungen vertieft.

Die Umsetzung konkreter Einzelmaßnahmen ist im Wesentlichen die Aufgabe von Kommunen und Wasser-/Gewässerverbänden. Viele dieser Einzelmaßnahmen zielen darauf ab, die Gewässerdurchgängigkeit oder die Struktur eines Fließgewässers zu verbessern.



Abbildung 1: Renaturierungsmaßnahme am Rentbach, Kronberg im Taunus

## 2.2 Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRMRL)

Ähnlich wie die Wasserrahmenrichtlinie setzt auch die Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (HWRM-RL) auf eine stufenweise Zustandsbewertung und Formulierung von Maßnahmenprogrammen, die Hochwasserrisikomanagementpläne. Sowohl die Ausarbeitung der hierfür erforderlichen Grundlagen (Hochwassergefahren- und -risikopläne) ist bundesweit inzwischen weitgehend abgeschlossen. Auch Maßnahmenpläne liegen bereichsweise bereits vor. Die darin aufgeführten Maßnahmen betreffen sowohl das Gewässer selbst (z.B. Renaturierung, Ausweisung und Gestaltung von Überflutungsflächen) als auch Maßnahmen im Umfeld des Gewässers (z.B. Hochwasserschutzanlagen wie Deiche, Mauern oder mobile Schutzeinrichtungen).

Die Zuständigkeiten für die Aufstellung der Maßnahmenpläne liegen zumeist federführend bei den regionalen Wasserbehörden (z.B. Regierungspräsidien). Die anschließende Umsetzung erfolgt durch Kommunen, Wasserverbände oder je nach Gewässer auch durch die Regierungspräsidien oder die für den Betrieb von Bundeswasserstraßen zuständigen Stellen.



Abbildung 2: Auszug Hochwassergefahrenkarte Stadt Weinheim

### 2.3 Urbane Sturzfluten

Für Siedlungsgebiete besteht ein generelles Risiko gegenüber Überflutungen durch seltene Starkregen, auch fernab von Gewässern. Die Untersuchung dieser so genannten urbanen Sturzfluten bestimmt seit einigen Jahren zunehmend die Planung der Stadtentwässerung. Im Vordergrund stehen dabei insbesondere die infolge extremer Starkregenereignisse auftretenden Oberflächenabflüsse und Überflutungen. Diese sind zumeist von gewässerbezogenen Hochwasserereignissen abzugrenzen, da es sich überwiegend um Abflüsse handelt, die unmittelbar in den (befestigten) Flächen urbaner Räume entstehen und über Straßen und Wege abfließen statt über die dann ohnehin meist überlastete Kanalisation.

Spätestens seit dem von der DWA erarbeiteten Merkblatt DWA-M 119 „Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen“ [DWA, 2016-2] liegen entsprechende Handwerkszeuge und Anleitungen vor, um dieses Thema systematisch in den Kontext der Stadtentwässerung und ggf. Stadtplanung zu integrieren. In Anlehnung an die Betrachtungen zum Hochwasserschutz, werden auch die Auswirkungen von Starkregenereignissen in Gefahren- und Risikokarten dokumentiert und ggf. mögliche Schutzmaßnahmen aufgezeigt. Sowohl die grundsätzliche Risikobewertung als auch die Maßnahmenumsetzung werden dabei überwiegend durch die betroffenen Kommunen verantwortet.

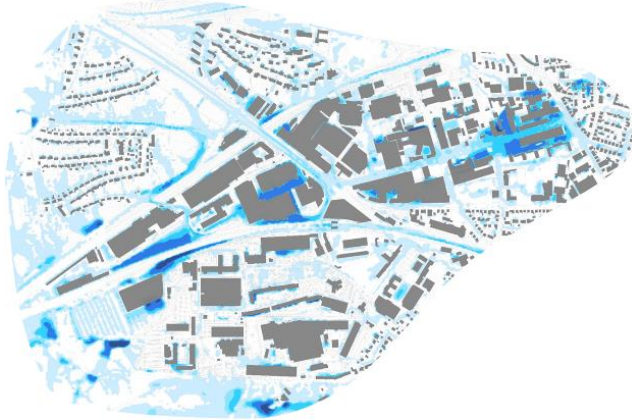


Abbildung 3: 2D-Überflutungssimulation Stuttgart-Zuffenhausen

## 2.4 Immissionsbetrachtung

Erste Instrumente der Immissionsbetrachtung wurden u.a. mit dem BWK-Merkblatt M 3 zusammengefasst und in die Ingenieurpraxis eingeführt. In der weiteren Entwicklung stehen BWK-M7 sowie auch der primär in Hessen angewendete „Leitfaden zum Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen“ [HMUELV, 2012]. Unabhängig vom angewendeten Regelwerk, ist es das gemeinsame Ziel von Immissionsbetrachtungen, die Wirkung von Abwassereinleitung auf das Gewässer abzubilden und zu bewerten. Stellt sich dabei heraus, dass einzelne Einleitungen die Gewässerqualität nachhaltig beeinträchtigen, sind Maßnahmen zu erarbeiten, um den Einfluss der betreffenden Einleitung zu kompensieren.

Geeignete Maßnahmen können dabei auf den Standort der Einleitung abzielen, so z.B. die Rückhaltung und/oder Behandlung des eingeleiteten Abwassers in einem Rückhaltebecken oder einem Bodenfilter. Alternativ oder Begleitend dazu sind Maßnahmen z.B. zur Strukturverbesserung im Gewässer möglich, die in der Folge eine Verbesserung der „Selbstreinigung“ des Gewässers bewirken.

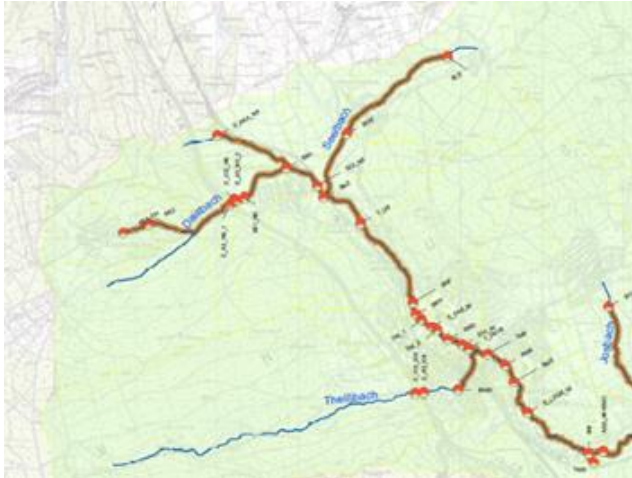


Abbildung 4: Auszug Abwassereinleitungen, Immissionsbetrachtung Schwarzbach/Taunus

## 2.5 Schnittstellen & Wechselwirkungen

Die vorgenannten Betrachtungen zeichnen ein inzwischen sehr umfassendes Bild der untersuchten Gewässer. Der Zustand der Gewässer und die vom Gewässer ausgehenden Gefahren und Risiken werden aufgezeigt, dokumentiert und Maßnahmen daraus abgeleitet. Dabei lassen sich an zahlreichen Stellen Schnittstellen zwischen den Untersuchungen identifizieren, an denen sich Informationen überschneiden oder Wechselwirkungen vorhanden sind. Beispiele hierfür sind:

### ▪ Renaturierung – Hochwasserschutz

Aus beiden Bereichen leiten sich unmittelbar Maßnahmen am und im Gewässer ab. Wechselwirkungen und Synergien zeigen sich z.B. bei der Veränderung des Abflussgeschehens im Gewässer. So können naturnahe, mäandrierende Gewässer eine Abflussverzögerung bewirken oder neugeschaffene Auenbereiche als Retentionsflächen zum Hochwasserschutz beitragen. Jedoch sind bestimmte Hochwasserschutzmaßnahmen insbesondere im Hinblick auf Uferschutz und Uferbefestigung ggf. nur schwer mit den Zielen der WRRL in Einklang zu bringen.

### ▪ Hochwasserschutz – urbane Sturzfluten

Angesichts der gemeinsamen Zielstellung und einer ähnlichen Herangehensweise sind beide Bereiche augenscheinlich eng miteinander verknüpft. Die Ausgangspunkte der Untersuchungen sowie auch die Zuständigkeiten sind jedoch denkbar unterschiedlich, so dass es bisher scheinbar nur selten engere

Verknüpfungen gibt. Synergien finden sich vor allem bei den Maßnahmen und hier insbesondere beim Objektschutz, dessen Wirkung zumeist weitgehend unabhängig von den Ursachen der Überflutung greift. Bisher wenig untersucht ist, inwieweit Hochwasserschutzmaßnahmen am Gewässer ggf. die schnelle und vergleichsweise sichere Ableitung von urbanen Sturzfluten über vorhandene Gewässerprofile behindern können.

▪ **Renaturierung – Immissionsbetrachtung**

Mit der Immissionsbetrachtung werden die überwiegend negativen Einflüsse auf das Gewässer untersucht – eine offensichtlich eindeutige Wechselwirkung. Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes können wiederum Einfluss auf die „Reserven“ nehmen, die gewässerseitig für eine die Einleitung von Abwasser „zur Verfügung stehen“. Insofern greifen insbesondere die aus den Untersuchungen abgeleiteten Maßnahmen ineinander. So ist es z.B. denkbar, dass durch Maßnahmen zur Strukturverbesserung des Gewässers ggf. Bauwerke zur weitergehenden Behandlung von Abwassereinleitungen vermeidbar werden.

### **3 Informationsmanagement – Erstellung eines Gewässerkonzeptes**

Hochwasserschutz, urbane Sturzfluten, Gewässerökologie und Immissionsbetrachtungen zeigen gewässerbezogene Einflüsse und Maßnahmen auf die, als Flächen- oder Punktinformationen zumeist einen geografischen Bezug haben. Entsprechend werden diese Informationen als Ergebnis der einzelnen Untersuchungen überwiegend in geografischen Informationssystemen dargestellt und digital u.a. über die geografische Zuordnung verwaltet. Sind dabei Informationen auch von allgemeinem, öffentlichen Interesse, so werden diese, insbesondere wenn die Zuständigkeit für Erhebung und Darstellung bei Behörden liegt, z.B. auch im Internet zugänglich gemacht. Hier wird in der Regel über so genannte Viewer auf georeferenzierte Informationen zugegriffen (z.B. HWRM- und WRRL-Viewer in Hessen).

Ebenso werden die Ergebnisse aus der Bewertung von urbanen Sturzfluten und auch die Ergebnisse der Immissionsbetrachtung regelmäßig, wenn auch meist nicht öffentlich zugänglich, in Geoinformationssystemen zusammengefasst.

Im Hinblick auf die vorhandenen Schnittstellen und die Nutzung von Synergien im Bereich der Maßnahmenplanung kommt der gemeinsamen Datenverwaltung somit eine zentrale Rolle zu. Über entsprechende Layerstrukturen lassen sich die erforderlichen Informationen bedarfsweise darstellen und zusammenführen. Die technische Komponente sollte damit kein wesentliches Hindernis darstellen.

Wie dies zumindest für die Bereiche Hochwasserschutz, Immissionsbetrachtung und Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfolgreich umgesetzt werden kann, wird im Vortrag an einem Beispiel erläutert. Dabei wurden vorhandene Informationen aus

Hochwasserschutz und Wasserrahmenrichtlinie zusammengeführt und durch eigene Arbeitsergebnisse aus der Immissionsbetrachtung ergänzt. Ziel ist es, möglichst schon während der Durchführung der Immissionsbetrachtung bereits Maßnahmen insbesondere aus dem Bereich der WRRL zu kennen, um diese berücksichtigen zu können.

In diesem Fall wurden die Informationen beim planenden Ingenieurbüro zusammengeführt, nachdem entsprechende Informationen zum Hochwassermanagement und zur Umsetzung der WRRL bereits durch die zuständigen Stellen erhoben wurden. Auf Grund der teils sehr unterschiedlichen Zuständigkeiten für die Erhebung der entsprechenden Informationen, grundsätzlich ein gangbarer Weg. Im vorliegenden Beispiel kam begünstigend hinzu, dass die übergeordnete Zuständigkeit für das Gewässereinzugsgebiet beim Wasserverband liegt.

Anders zeigte sich dies in einer vergleichbaren Situation für ein Gewässer im vorderen Odenwald. Hier wurde ebenfalls eine Immissionsbetrachtung durchgeführt und daraus erheblicher Maßnahmenbedarf abgeleitet. Jedoch konnten hier ausschließlich die Ergebnisse der Immissionsbetrachtung berücksichtigt werden, da weitere Informationen, insbesondere über konkrete Einzelmaßnahmen aus dem WRRL-Maßnahmenprogramm zunächst nicht bekannt waren. Hier waren es insbesondere die unterschiedlichen Zuständigkeiten von Kommunen, Wasserverband und dem Abwasserverband, die eine zusammenfassende Betrachtung erschwerten. Erst eine Beteiligung aller Verantwortlichen führt in diesem Fall zu einer themenübergreifenden oder ganzheitlichen Betrachtung.

#### **4 Zusammenfassung & Ausblick**

Fließgewässer sind seit Einführung der WRRL Gegenstand zahlreicher Untersuchungen und Planungen geworden. Ökologische und ingenieurtechnische Aspekte werden dabei zusammengeführt. Gleichzeitig beziehen sich diese Untersuchungen auf sehr unterschiedliche wasserwirtschaftliche Themenfelder. Schnittstellen und Wechselwirkungen gibt es jedoch bei den Zuständigkeiten wie auch den Ergebnissen. Wesentliche Gemeinsamkeit sind dabei die in der Regel überwiegend georeferenzierten Informationen, welche als Eingangs- oder Ergebnisdaten zumeist digital in entsprechenden Geoinformationssystemen vorgehalten werden. Das Beispiel des Vortrages zeigt auf, wie diese Informationen zusammengeführt werden können und welche Synergien dabei genutzt werden können.

Erschwert wird dies nach wie vor durch unterschiedliche Zuständigkeiten und die getrennte Datenhaltung. Hier sollten zukünftig verstärkt Anstrengungen unternommen werden, um das Informationsmanagement zu verbessern. Wichtig ist es dabei, Informationen an einer zentralen Stelle – im Beispiel das Planungsbüro – zusammenzuführen und die Verantwortlichen grundsätzlich dafür zu sensibilisieren, Synergien und Wechselwirkungen zu erkennen, um den daraus erwachsenden wirtschaftlichen Vorteil zu nutzen.

## 5 Literatur

- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102/BWK-A 3 (Entwurf). Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer.
- EG (2000): Europäische Gemeinschaft: Richtlinie 2000/ 60/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (Europäische Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/ 1 vom 22.12.2000.
- EG (2007): Europäische Gemeinschaft: Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Amtsblatt der Europäischen Union L 288/27.
- UBA (2016):  
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser#textpart-1>. Umweltbundesamt, Berlin.
- DWA (2016-2): Merkblatt DWA-M 119. Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen (November 2016). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- HMUELV (2012): Hessisches Ministerium für Umwelt, Klima, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Leitfaden zum Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen. „Leitfaden Immissionsbetrachtung (Stand 10/2012).

## Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Thomas Nichler  
Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co.  
Wasserwirtschaft KG  
Poststraße 9  
64293 Darmstadt  
Tel.: +49 (0)6151 8595 0  
E-Mail: t.nichler@dahlem-ingenieure.de





# Policy-Analyse für einen besseren Gewässerschutz bei Regenwetter

Liliane Manny, Manuel Fischer, Jörg Rieckermann

Eidgen. Anstalt für Wasservers., Abwasserreinigung und Gewässerschutz  
(Eawag), Dübendorf

## Kurzfassung:

Während für Kläranlagen gesetzlich festgelegte Einleitbedingungen existieren und Betreiber umfangreiche Jahresberichte an Behörden weiterleiten, sind über die Leistungsfähigkeit der Entwässerungsnetze und Sonderbauwerke in der Schweiz, trotz technischer Möglichkeiten durch die fortschreitende Digitalisierung, kaum Informationen vorhanden. Da es keine Eigenkontrollverordnungen gibt, wird der Einfluss von Mischwasserentlastungen aus Regenüberlaufbecken (RÜB) auf die Gewässerqualität bisher hauptsächlich modelliert und nur selten anhand von Messdaten tatsächlich überprüft. In dieser Studie fragen wir deshalb Abwasserverbände und kantonale Fachstellen, welche Informationen in der Schweiz vorhanden sind und wie sie mit Messdaten umgehen. Wir untersuchen zuerst, welche organisatorischen und politischen Hindernisse einem effektiveren Betrieb von RÜB entgegenstehen. Zweitens diskutieren wir wirksame Maßnahmen oder Anreize zur Überwindung dieser Hindernisse. Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass in der Schweiz bereits 84 % der RÜB, die sich im Betrieb von Abwasserverbänden befinden, messtechnisch überwacht werden. Leider werden diese Messdaten hauptsächlich zur Betriebsoptimierung erhoben und weder als Entscheidungsgrundlage verwendet, z.B. in dem sie ausgewertet, geprüft und anschließend archiviert werden, noch zur Erfolgskontrolle an Behörden weitergeleitet. Um langfristig eine vollständige Ausschöpfung des Werts von Messdaten zu erreichen, sollte eine einheitliche Strategie, wie z.B. die Einführung von Zielvorgaben für das Entlastungsverhalten von RÜB, entwickelt werden, damit keine „Daten-Müllberge“ entstehen, sondern Messdaten sinnvoll genutzt und so zu einem verbesserten Gewässerschutz bei Regenwetter beitragen können.

**Key-Words:** Gewässerschutz bei Regenwetter, Erfolgskontrolle, Digitalisierung, Policy-Analyse, Regenüberlaufbecken, Schweiz

## 1 Verbesserungen des Gewässerschutzes brauchen nicht nur technische Lösungen

Mit der fortschreitenden Digitalisierung ist es heute technisch möglich, wertvolle Daten zu sammeln, zu analysieren und für verschiedene Zwecke zu verwenden. Der Wert von Daten zeigt sich jedoch erst in den daraus generierten Informationen, die nur dann von Nutzen sind, wenn sie verstanden und auch gebraucht werden, z.B. für ein besseres Verständnis von Prozessen, als Entscheidungsgrundlage bei anstehenden Investitionen oder zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Systemen (Rieckermann et al., 2017). Im Bereich des Gewässerschutzes und der Abwasserreinigung zeigen sich hier unterschiedliche Situationen.

Einerseits hat bei Kläranlagen die Festlegung von Einleitbedingungen, z.B. für CSB, DOC, TKN<sup>1</sup>, dazu geführt, dass Messdaten erfasst und auf die Einhaltung von Grenzwerten überprüft werden. Außerdem besteht eine Informationspflicht, welche die Inhaber von Kläranlagen dazu verpflichtet, den Behörden einen Bericht über die wichtigsten Daten ihres Betriebes abzuliefern (Schärer et al., 2014).

Andererseits werden Funktionsweise und Leistungsfähigkeit der Entwässerungssysteme in der Schweiz nur wenig überprüft, auch weil eine entsprechende Informationspflicht (noch) nicht besteht (Rieckermann et al., 2017). Im Mischsystem tragen jedoch auch Entlastungen aus Regenüberlaufbecken (RÜB) bei starken Regenereignissen zur Gewässerbelastung bei. Obwohl Schmutzfrachten mit Modellrechnungen abgeschätzt werden, wird selten kontrolliert, ob die bewilligten Einleitbedingungen auch tatsächlich eingehalten werden (Rieckermann et al., 2017). Die optimale Ausnutzung von Kanalisation und Sonderbauwerken kann jedoch zu einer Verbesserung des Gewässerschutzes beitragen, weshalb auch in diesem Bereich ein guter Umgang mit Messdaten wichtig wäre.

Die messtechnische Erfassung der Funktionsweise von RÜB ist heute eine anerkannte Regel der Technik, die Messdaten werden in der Praxis auch vereinzelt von Betreibern und Behörden ausgewertet und mit Messdatenmanagementsystemen für zukünftige Planungen archiviert (Hoppe et al., 2016). In Deutschland erfolgen die Auswertungen vor allem durch die Betreiber selbst im Zuge der Eigenkontroll- bzw. Selbstüberwachungsverordnungen einiger Bundesländer (Kemper et al., 2015). Da scheinbar das Bewusstsein für den Wert von Messdaten fehlt, resultiert jedoch oft eine schlechte Qualität der Daten. Dittmer et al. (2015) haben festgestellt, dass nur 38.6 % einer ausgewählten zweijährigen Zeitreihe von Messdaten aus RÜB tatsächlich plausibel sind. Folglich lassen sich die Daten kaum zur Optimierung des Betriebs, als Planungsgrundlage oder für eine Erfolgskontrolle verwenden.

---

<sup>1</sup> Messgrößen in der Abwasserreinigung (CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf, DOC: gelöster organischer Kohlenstoff, TKN: Stickstoff-Verbindungen)

In der Schweiz existieren in der Regel keine kantonalen Verordnungen für Betreiber von Entwässerungssystemen. Vielerorts bestehen drei spezifische Defizite: Erstens fehlen Messdaten über das Speicher- und Überlaufverhalten der Anlagen. Zweitens fehlt, falls Messdaten vorhanden sind, oft das Verständnis für den Wert der Daten als wichtige Entscheidungsgrundlage für einen effektiven Vollzug der Vorgaben aus der Gewässerschutzverordnung (GSchV). Drittens sind oft organisatorische Prozesse nicht klar geregelt. Beispielsweise betreiben Abwasserverbände zwar vielerorts die Kläranlage, aber nicht die semi-dezentralen RÜBs in den Gemeinden, und können deshalb deren Leistungen oft nicht beeinflussen (Rieckermann et al., 2017).

Zurzeit ist nicht bekannt, wieso in der Schweiz Messdaten fehlen, wie das Verständnis für den Umgang mit Daten bei den unterschiedlichen Akteuren verbessert werden kann – sodass der reale Wert der Daten besser ausgeschöpft wird – und welche organisatorischen und politischen Instrumente geeignet wären, um den Vollzug der Gewässerschutzverordnung (GSchV) zu verbessern.

Das Ziel der vorliegenden Analyse ist ein besseres Verständnis der organisatorischen und politischen Hindernisse und der Möglichkeiten zu deren Überwindung.

Wir haben daher in der Schweiz untersucht i) wie der aktuelle Zustand der Ausstattung von RÜB mit Messtechnik ist und ii) den Umgang mit Messdaten erfasst. Daraus leiten wir anschließend Empfehlungen ab, welche als Instrumente im Vollzug oder in der Organisation der Abwasserentsorgung dazu beitragen könnten, dass der Wert von Messdaten in der Praxis zukünftig voll ausgeschöpft wird. Dazu haben wir Umfragen und Interviews durchgeführt, sowie deskriptive und schließende statistische Methoden angewendet.

## **2 Akteurs-Umfrage zu organisatorischen und politischen Hindernissen**

Zur Untersuchung von organisatorischen und politischen Hindernissen ist ein Fokus auf die in der Siedlungsentwässerung beteiligten Akteure, wie z.B. Betreiber, Behörden oder Ingenieurbüros, sinnvoll (s. Abb. 1). Diese Akteure sind in verschiedenen Konstellationen für die Erarbeitung von Gesetzen, Verordnungen und Praxisempfehlungen verantwortlich oder sind direkt in den Betrieb von Abwassersystemen involviert. Sie bestimmen also schlussendlich, inwiefern ein Ziel – in diesem Fall eine Verbesserung des Umgangs mit Messdaten – durchgesetzt werden kann.

Eine Policy-Analyse beinhaltet politik- und sozialwissenschaftliche Ansätze, mit welchen sowohl die Akteure selbst, als auch deren Ziele, Strategien, Wirkungen und Handlungen untersucht werden (Ingold et al., 2016). Der Einbezug sämtlicher relevanter öffentlicher, privater und halbprivater Akteure und nicht nur eines einzelnen Akteurs ist wichtig, weil einzelne Akteure kaum je alleine Handlungsmöglichkeiten erarbeiten und Ziele durchsetzen können, sondern dafür auf Zusammenarbeit und Netzwerke angewiesen sind (Sciarini et al., 2015; Ingold et al., 2016; Fischer, 2017).

Im Betriebsalltag könnte zum Beispiel einem verantwortlichen Gemeindevertreter nicht unbedingt bekannt sein, dass der betreibende Abwasserverband im Havariefall keinen Zugang zum RÜB hat. Oder die Mitarbeitenden im Abwasserverband wissen zwar, wie sie Messdaten der Kläranlage interpretieren müssen, können die Funktion der Sonderbauwerke jedoch nicht anhand der Rohdaten des Prozessleitsystems (PLS) erkennen. Dadurch lassen sich Anlagen nicht optimal betreiben und werden für Planung und Erfolgskontrolle als weniger relevant eingestuft und häufig vernachlässigt. Dies zeigt sich auch bei den kantonalen Fachstellen, die die RÜB beim Vollzug der GSchV oft gar nicht berücksichtigen, was jedoch für einen effektiven Gewässerschutz sehr wichtig wäre.

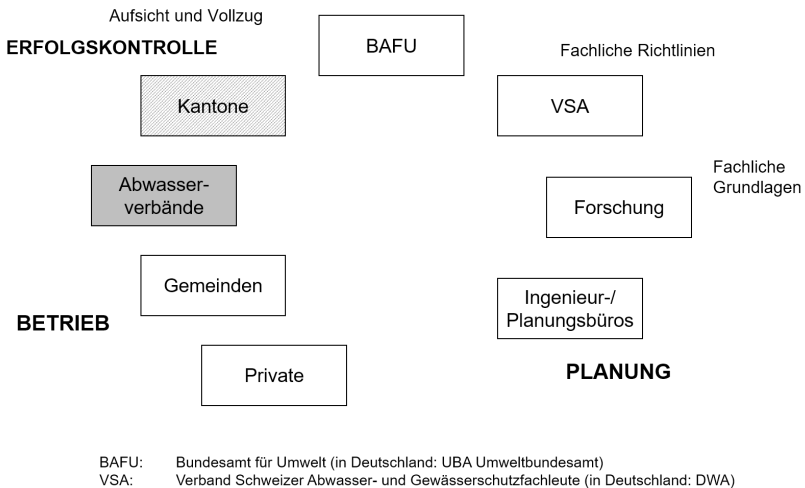


Abbildung 1: In der Schweiz agierende Akteure im Bereich der Siedlungsentwässerung sowie zugeordnete Funktionen bzw. Kompetenzen. Betreiber von RÜB sind in der Regel Abwasserverbände, Gemeinden oder Private. Die Erfolgskontrolle als Bestandteil von Aufsicht und Vollzug ist den Kantonen bzw. dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) zugeordnet. Mit den hier vorgestellten Umfragen haben wir bislang sowohl die Abwasserverbände (dunkelgrau) als auch die kantonalen Fachstellen (grau schraffiert) erfasst.

Aus sämtlichen relevanten Akteuren haben wir zunächst Abwasserverbände als wichtige Gruppe von Betreibern von Entwässerungssystemen und kantonale Fachstellen als wichtige Regulatoren ausgewählt. In einem zweiten Schritt haben wir in enger Zusammenarbeit mit dem VSA (Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute) eine Umfrage an die Abwasserverbände entworfen, um technische, politisch-

organisatorische und individuelle Variablen zu erheben. In einem dritten Schritt haben wir Gespräche mit den kantonalen Fachstellen geführt, wozu ein separater Fragebogen entworfen wurde, der auf die Online-Umfrage der Abwasserverbände abgestimmt ist. So können gleiche Variablen aus der Perspektive der unterschiedlichen Akteure untersucht werden.

Mit 118 auswertbaren Antworten von 162 dem VSA bekannten Abwasserverbänden in der Schweiz hat die Online-Umfrage eine sehr gute Rücklaufquote von 73 % erzielt. Die folgenden Analysen basieren auf den Antworten der Abwasserverbände sowie auf denen aller 26 kantonalen Fachstellen.

### **3 Defizite im Umgang mit den Messdaten**

Von den 118 erfassten Abwasserverbänden in der Schweiz betreiben 98 mindestens ein RÜB, womit die Umfrage insgesamt 879 von ca. 5000 RÜB in der Schweiz abdeckt.

Wir vermuten, dass in den Abwasserverbänden grundsätzlich neben mehr Fachkompetenz und Professionalität auch mehr finanzielle und personelle Kapazitäten zur Verfügung stehen als bei anderen Betreibern, wie z.B. Gemeinden oder Privaten. Wenig überraschend ist daher, dass bereits 84 % der mit der Umfrage abgedeckten RÜB mit mindestens einem Messgerät (z.B. Entlastungs-Detektor, Wasserstands-Sonde) ausgerüstet sind.

Allerdings besteht Verbesserungspotenzial in Bezug auf den Umgang mit Messdaten in RÜB (s. Abb. 2 für ein Beispiel anhand von Wasserstands-Messungen):

Erstens werden nicht in allen Abwasserverbänden die erfassten Messdaten auch von allen Anlagen an ein Prozessleitsystem übertragen. Die Daten stehen damit nicht für weitergehende Analysen oder mögliche Optimierungen zur Verfügung (s. Abb. 2a). Zweitens zeigt sich, dass ca. 30 % der Abwasserverbände die Wasserstands-Daten nicht in Minuten-Auflösung, sondern in aggregierter Form (z.B. Stunden- oder Tagesmittelwerte) speichern. Dadurch geht viel Information über die Funktionsweise der RÜB verloren und die Daten verlieren ihren Wert als Planungsgrundlage (s. Abb. 2b). Drittens werten knapp die Hälfte (49 %) der Abwasserverbände ihre Messdaten nur unregelmäßig aus. Eine Auswertung passiert beispielsweise im Rahmen einer GEP-Planung (Generelle Entwässerungsplanung). In nur ca. 19 % der Abwasserverbände werden Messdaten mehr als einmal pro Jahr ausgewertet (s. Abb. 2c). Offenbar besteht noch viel Potenzial für eine volle Wertschöpfung der vorhandenen Messdaten. Nur eine periodisch durchgeführte Auswertung und Dokumentation garantiert eine gute Datenqualität zur belastbaren Beurteilung der tatsächlichen Leistungsfähigkeit von RÜB.

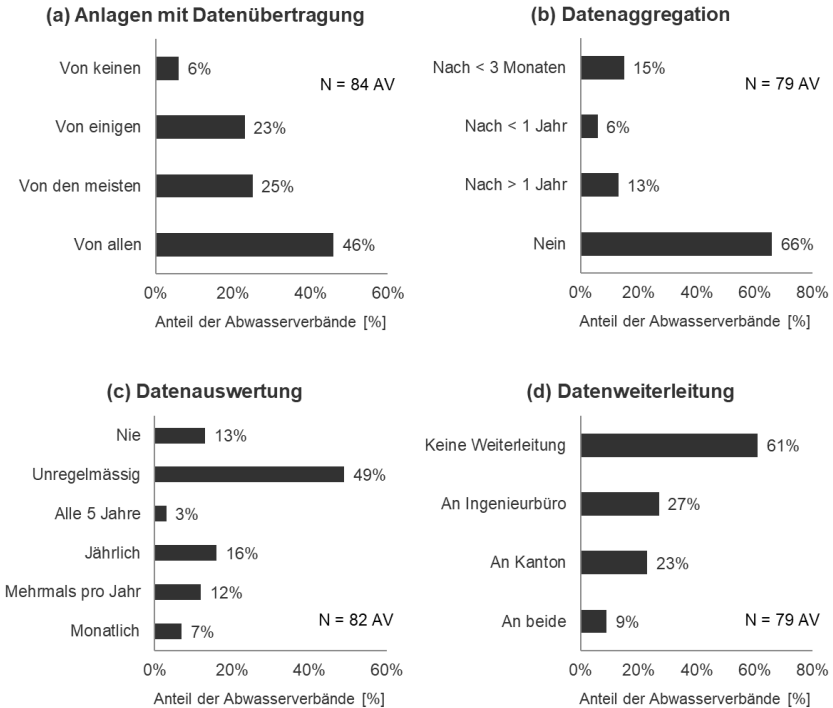


Abbildung 2: Umgang mit Messdaten aus RÜB, hier am Beispiel von Wasserstands-Messungen. Obwohl Messdaten in den meisten Abwasserverbänden (AV) von fast allen Anlagen an ein Prozessleitsystem übertragen werden, aggregieren mehr als ein Drittel Daten von Minuten- zu Stundenaufösung, was Information über die Funktionsweise vernichtet. Ungefähr die Hälfte der Abwasserverbände werten ihre Daten zudem nur unregelmässig aus (z.B. im Rahmen einer GEP-Planung) und nur wenige leiten erhobene Daten tatsächlich an Fachplaner oder Behörden weiter.

Während Betreiber von Kläranlagen umfangreiche Jahresberichte an die kantonale Fachstelle liefern, werden Messdaten oder Kennzahlen über Entwässerungsnetze praktisch nicht weitergeleitet. Obwohl keine kantonale Verordnung für die Datenweiterleitung existiert (im Gegensatz zu Deutschland), leiten 23 % der Abwasserverbände ihre Wasserstands-Messdaten an den Kanton weiter (s. Abb. 2d). Für eine einheitliche Erfolgskontrolle wäre die Weiterleitung von Daten, z.B. in Form eines Jahresberichts, an die kantonale Fachstelle wünschenswert.

Messdaten sind auch als Planungs- und Entscheidungsgrundlage für Ingenieur- und Planungsbüros von großem Wert. Ohne Messdaten können Simulationsmodelle nicht plausibilisiert oder validiert werden, was zu größeren Unsicherheiten in der Planung und zu unnötigen Investitionen führt (Reckhow, 1994). Dieses Verständnis scheint bisher leider in der Praxis zu fehlen: nur 27 % der Abwasserverbände stellen ihre Messdaten auch den Ingenieur- und Planungsbüros zur Verfügung (s. Abb. 2d).

In 61 % der Abwasserverbände verbleiben sämtliche Daten ausschließlich im Abwasserverband und werden daher weder als Planungsgrundlage noch zur Erfolgskontrolle, sondern im Besten Fall allein für eine Betriebsoptimierung verwendet (s. Abb. 2d).

#### 4 Messtechnik in RÜB wird hauptsächlich zur Betriebsoptimierung verwendet

Obwohl in der Schweiz bisher keine entsprechende rechtliche Verpflichtung existiert, haben Abwasserverbände bereits mehrheitlich Messgeräte in RÜB installiert. Die hauptsächliche Motivation ist laut unseren Umfrageresultaten, dass sich der Betrieb der Anlagen durch die kontinuierlichen (Fern-)Überwachung optimieren lässt (Antwort von 79 % der Abwasserverbände, siehe Abb. 3)).



Abbildung 3: Motivation der Abwasserverbände (N=90 AV) in der Schweiz zum Einsatz von Messtechnik in RÜB. Messtechnik wird hauptsächlich zur Betriebsoptimierung verwendet und weniger um erfasste Messdaten für die Planung oder zur Erfolgskontrolle zu nutzen.



An zweiter Stelle wird ein verbessertes Systemverständnis genannt (57 %), was grundsätzlich auch eine gute Voraussetzung für eine umfassende Datenauswertung ist. Überraschend ist, dass i) die Verhinderung von Fehlinvestitionen, ii) die betriebliche Kosten- und Zeiteinsparung, sowie iii) der Werterhalt der Anlagen für Abwasserverbände wenig relevant scheinen. Offenbar ist der Praxis der monetäre Wert von Messdaten und der damit verbundene zukünftige Nutzen einer Datenauswertung wenig bekannt. Für Abwasserverbände liegt die Hauptmotivation für den Einsatz von Messtechnik in der Betriebsoptimierung und weniger in der Planung (28 %) und Erfolgskontrolle (21 %).

## 5 Sowohl Abwasserverbände als auch kantonale Fachstellen bevorzugen konkrete Zielvorgaben

Um zu untersuchen, welche Maßnahmen für eine verbesserte Nutzung der Messdaten bei den Betreibern auf Akzeptanz stoßen und nützlich erscheinen, haben wir zuerst auf theoretischer Basis (Ingold et al. 2016) und in Zusammenarbeit mit 10 Experten aus der Praxis verschiedene Maßnahmen und Politik-Instrumente identifiziert. Es werden persuasive (z.B. Informationskampagne, Veranstaltungen), kooperative (z.B. Runde Tische), marktwirtschaftliche (z.B. Subvention) oder regulative (z.B. Gesetz, Verordnung) Politik-Instrumente unterschieden. Der Grad an staatlicher Intervention nimmt vom ersten zum letzten stetig zu (Ingold et al., 2016). Die vorgeschlagenen Instrumente betreffen darüber hinaus alle Akteure in der schweizerischen Siedlungsentwässerung. (vgl. letzte beiden Spalten in Tab. 1 sowie Abb. 1).

Konkret untersuchen wir folgende Instrumente: i) eine *Vorschrift* zur Ausstattung der Anlagen mit Messtechnik (z.B. Wasserstands-Messgerät im RÜB), ii) die Festlegung von *Zielvorgaben* (z.B. Vergleich von Messdaten und Dimensionierungswerten vom Entlastungsverhalten von RÜB) oder iii) Leistungs- bzw. *Performance-Indikatoren* in einer technischen Richtlinie. Finanzielle Anreize beziehen sich entweder auf die iv) Messgeräte selbst (z.B. *Subvention* für einmalige Sensor-Installation) oder auf v) die Messdaten (z.B. Beteiligung an den laufenden Kosten des Unterhalts der Messgeräte und der Auswertung von Messdaten). Denkbar wäre ebenso, dass Betreiber vi) *bessere Produkte und Dienstleistungen* von Messtechnik-Unternehmen bevorzugen (z.B. wartungsarme oder präzise Sensoren) oder vii) Ingenieur- und Dienstleistungsbüros ihr *Angebot anpassen* sollten (z.B. standardisierte Auswertung von Messdaten in einem Jahresbericht). Zur Förderung von Know-how und Kommunikation zwischen Akteuren könnten viii) verstärkte *Aus- und Weiterbildungsangebote* (z.B. Kurs für Datenauswertung von Wasserstands-Messungen an RÜB) oder ix) gemeinsame *Veranstaltungen und Informationskampagnen* (z.B. "Best Practices"-Austausch) nützlich sein. Schließlich könnten aus organisatorischer Sicht x) kantonale Fachstellen eine *verstärkte Aufsichtsfunktion* erhalten oder xi) *Gemeinden ihre Kompetenzen an den Abwasserverband abgeben* (z.B. Betrieb von RÜB, ähnlich wie bei der Kläranlage, ebenfalls an den Verband delegieren).

Anschließend haben wir die Abwasserverbände und kantonalen Fachstellen im Rahmen der Umfrage gebeten, diese Maßnahmen nach ihrer Präferenz zu ordnen. Die resultierende Einordnung von Abwasserverbänden und kantonalen Fachstellen ist in Tab. 1 dargestellt. Interessanterweise bevorzugen beide Akteure eher kantonale und gesetzgeberische Zielvorgaben (Rang 1) und stufen zum Beispiel die Rolle der Privatwirtschaft ("Bessere Produkte und Dienstleistungen") eher als gering ein. Darüber hinaus wird von den kantonalen Fachstellen eine Verlagerung der Kompetenzen von den Gemeinden an die Abwasserverbände als wirksam eingeschätzt (Rang 2). Eine Übertragung der RÜB von den Gemeinden an die Abwasserverbände wird als notwendige organisatorische Voraussetzung erachtet, damit Messgeräte in allen RÜB angebracht und die Messdaten gut genutzt werden können. Abwasserverbände bevorzugen hingegen erwartungsgemäß finanzielle Anreize, wie z.B. eine einmalige Subvention für die Anbringung von Messgeräten (Rang 3). Kantonale Fachstellen stufen ein verstärktes Angebot an Aus- und Weiterbildung als sehr relevant ein (Rang 3), was bei den Abwasserverbänden weniger der Fall ist (Rang 8). Erstaunlich ist, dass Abwasserverbände Kennzahlen, d.h. Performance-Indikatoren, für eine Leistungsüberprüfung der RÜB eher positiv gegenüberstehen (Rang 5), während diese im kantonalen Ranking den letzten Platz einnehmen.

Tabelle 1: Instrumente-Ranking der Abwasserverbände (AV) und kantonalen Fachstellen (K), inkl. spezifischer Adressat für die Umsetzung des jeweiligen Instruments. Konkrete Zielvorgaben von der kantonalen Fachstelle oder dem Bund werden von beiden Akteuren sehr positiv bewertet.

<i>Instrument</i>	<i>Rang (AV)</i>	<i>Rang (K)</i>	<i>Wer (AV)</i>	<i>Wer(K)</i>
Vorschrift (Messtechnik)	2	4	B/K	B
<b>Zielvorgaben (Messdaten)</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>B/K</b>	<b>B</b>
Performance-Indikatoren	5	9	VSA	B
Subvention (Messtechnik)	3	6	B	K
Subvention (Messdaten)	5	7	B	K
Bessere Produkte	9	9	U	U
Angepasste Dienstleistungen	7	5	I	I
Aus- und Weiterbildung	8	3	VSA	VSA
Veranstaltungen	7	6	VSA	VSA
Verstärkte Aufsichtsfunktion	6	8	K	K
Kompetenz-Verlagerung von Gemeinden an Verband	4	2		

AV: Abwasserverband, K: Kanton, B: Bund; VSA: Fachverband; U: Messtechnik-Unternehmen; I: Ingenieur- und Planungsbüro

Alle Instrumente haben einen spezifischen Adressaten, z.B. den Kanton, den VSA, oder Ingenieur- und Planungsbüros. Für die Umsetzung der am meisten bevorzugten Instrumente wären nach Tab. 1 in erster Linie die kantonalen Fachstellen bzw. der Bund in Zusammenarbeit mit dem VSA verantwortlich.

## 6 Diskussion

Die Untersuchung zeigt eindeutig, dass ein Schritt zu evidenz-basiertem Management von Entwässerungssystemen – und damit eine verbesserte Umsetzung der Schweizer GschV – nicht nur technische, sondern auch organisatorische und politische Anpassungen benötigt. Im Folgenden diskutieren wir die priorisierten Maßnahmen und die Akteure, welche bei der Umsetzung dieser Maßnahmen eine Rolle spielen. Anschließend besprechen wir kurz aktuelle internationale Entwicklungen.

Zielvorgaben werden erstaunlicherweise sowohl von Abwasserverbänden als auch von Regulatoren als Instrument bevorzugt. Ein möglicher Erklärungsansatz dafür könnte sein, dass sich die Abwasserverbände in Bezug auf voraussichtliche Kostensteigerungen für zusätzliche Aufgaben durch Zielvorgaben gegenüber den Gemeinden absichern wollen.

Allerdings beschränkte sich unsere Untersuchung bislang auf die dem VSA bekannten Abwasserverbände und auf die kantonalen Fachstellen. In Zukunft werden wir deshalb sowohl eine repräsentative Anzahl von weiteren Abwasserverbänden sowie Gemeinden befragen. Wir gehen davon aus, dass auch in diesen Fällen Messgeräte weitestgehend bereits vorhanden sind, die Daten jedoch nicht als Entscheidungsgrundlage eingesetzt werden. Dieses Erkenntnis gilt nicht nur für die Schweiz, sondern auch für Deutschland und Österreich, wo ähnliche Resultate gefunden wurden (Rieckermann et al., 2017).

Auf internationaler Ebene wächst das Interesse an einer Leistungsüberprüfung der Entwässerungsnetze. Beispielsweise werden in England (Benyon, 2013) oder in Luxemburg (Schutz, 2018) zurzeit Eigenkontrollverordnungen und Leistungskennzahlen diskutiert. Zum einen werden Mischwasserüberläufe als Schadstoffquellen umso relevanter, je besser Schmutzstoffe aus Kläranlagen entfernt werden, z.B. durch die Einführung einer vierten Reinigungsstufe für Mikroverunreinigungen. Zum anderen ermöglicht ein gutes Verständnis der Funktionsweise des Entwässerungsnetzes die Optimierung des Gesamtsystems Netz-Kläranlage-Gewässer und die Detektion von illegalen Einleitungen (UK Environment Agency, 2017). Unklar ist zurzeit, wie eine gute Datenqualität am besten garantiert werden kann. Obwohl Eigenkontrollverordnungen bereits vorsehen, dass Durchflussmessungen und Drosselorgane alle 3-5 Jahre durch zertifizierte private Prüfstellen überprüft werden, ist das für die Funktionsweise von RÜBs nicht geregelt. Zum einen sind die Belastungssituationen sehr variabel, zum anderen würde dieses "Schornsteinfeger-Modell" einen viel größeren Verwaltungsaufwand als bisher mit sich bringen.

In Bezug auf die anfangs angesprochene Digitalisierung der Wasserwirtschaft wird es nicht nur immer kostengünstiger werden, Evidenz über die Funktionsweise von Abwassersystemen aus Messdaten zu gewinnen. Es wird auch immer einfacher, Daten miteinander und unter Maschinen auszutauschen. Deshalb sollten wir uns beispielsweise schon jetzt mit Blick auf Initiativen wie “Open Government Data” überlegen, ob und wenn ja, mit welchem Aggregierungsgrad und mit welcher Lizenz Messdaten aus Abwassersystemen zur Verfügung gestellt werden sollten (Stadt Zürich, 2018).

## **7 Schlussfolgerung**

Durch die fortschreitende Digitalisierung erfassen Betreiber von Entwässerungsnetzen in der Schweiz mehr und mehr Messdaten über die Funktionsweise ihrer Infrastruktur. Dabei ist unklar, wieso die Daten zwar zur Betriebsoptimierung, aber nicht als Entscheidungsgrundlage für Betreiber und kantonale Fachstellen, z.B. für regionale Entwässerungspläne oder ein integrales Einzugsgebietsmanagement, eingesetzt werden. Unsere Untersuchungen von verschiedenen Maßnahmen und Instrumenten deuten darauf hin, dass sowohl Abwasserverbände als auch kantonale Fachstellen regulative Instrumente bevorzugen, um die Verwendung von Messdaten in der Praxis zu fördern. An erster Stelle steht die Einführung von Zielvorgaben (z.B. für das Entlastungsverhalten von RÜB), die von den Betreibern eingehalten werden müssen. Werden Zielvorgaben festgelegt, erfordert dies erstens, dass Betreiber Messdaten erfassen, zweitens, dass diese an die Aufsichts- und Vollzugsbehörde weitergeleitet werden und drittens im Sinne einer Erfolgskontrolle überprüft werden. Folglich werden mit der Einführung von Zielvorgaben Betreiber und kantonale Fachstellen gleichermaßen involviert. Es ist erstaunlich, dass die Abwasserverbände als professionelle und verantwortungsbewusste Betreiber selbst eine Intervention von einer höheren politischen Ebene durch den Kanton oder den Bund befürworten. Daher wird vermutet, dass den Abwasserverbänden eine richtungsweisende Vorgabe fehlt. Eine Verlagerung von Kompetenzen der Gemeinden an die Abwasserverbände wird ebenfalls bevorzugt. Die Aufteilung des Betriebs von Kläranlagen, Sonderbauwerken und Kanalisation auf die drei Betreiber Gemeinden, Abwasserverbände und Private stellt aus unserer Sicht vielerorts ein organisatorisches Hindernis für einen besseren Gewässerschutz dar, insbesondere im Hinblick auf eine integrale Abwasserbewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage. Bevor bestimmte Instrumente, insbesondere regulativer Art, in der Praxis eingesetzt werden, wäre es daher nützlich, deren Auswirkungen auf die gesamt-politischen Prozesse und die weiteren beteiligten Akteure abzuschätzen. Langfristig können nur dann Erfolge für den Gewässerschutz erreicht werden, wenn eine überlegte, einheitliche und gemeinsame Strategie entwickelt wird. Konkret wäre es wenig zielführend, wenn Daten über die Funktionsweise von RÜB an Aufsichtsbehörden weitergeleitet werden, aber nicht exakt definiert ist, wie sie dort zur Erfolgskontrolle verwendet werden, oder wenn unterschiedliche Kantone verschiedenartige Kennzahlen zur Leistungskontrolle verwenden.

## 8 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Prof. Max Maurer und der Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft der Eawag für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit. Besonderer Dank gilt den angefragten Abwasserverbänden für die Teilnahme an der Online-Umfrage sowie den Vertretern der kantonalen Fachstellen, die sich die Zeit genommen haben, persönliche Gespräche zu führen. Im Weiteren danken wir einigen anonymen "Experten der Schweizer Siedlungsentwässerung", die ihre Auffassung der Situation und mögliche Lösungsvorschläge mit uns geteilt haben. Wir danken dem VSA für die Bereitschaft zur Zusammenarbeit und der Bereitstellung von Adresslisten. Schließlich bedanken wir uns bei allen Personen, die sich beim Design der Umfragen und der Entwicklung der Fragebögen mit ihrem Wissen und ihren Erfahrungen mit eingebracht haben.

## 9 Literatur

- Benyon, R. (2013). "Letter from Richard Benyon MP to CEOs of Water Companies Regarding Monitoring of Combined Sewer Overflows" July 18, 2013. <https://www.gov.uk/government/publications/letter-from-richard-benyon-mp-to-water-and-sewerage-companies> (15.05.2018).
- Dittmer, U., Alber, P., Seller, C., Lieb, W. (2015). "Kenngrößen für die Bewertung des Betriebes von Regenüberlaufbecken." Beitrag an der Jahrestagung der Lehrer und Obleute der Kläranlagen- und Kanal-Nachbarschaften des DWA-Landesverbands Baden-Württemberg am 25./26. März 2015.
- Fischer, M. (2017). Institutions and policy networks in Europe. Oxford Handbook of Political Networks. J. N. Victor, M. Lubell and A. Montgomery. Oxford, Oxford University Press: 833-854.
- Hoppe, H., Fricke, K., Kutsch, S., Massing, C., Gruber, G. (2016). "Von Daten Zu Werten – Messungen in Entwässerungssystemen." Aqua & Gas 96 (10):26–31.
- Ingold, K., Lieberherr, E., Schläpfer, I., Steinmann, K., und Zimmermann, W. (2016). Umweltpolitik in der Schweiz - Ein Lehrbuch. Dike Verlag AG, Zürich/St.Gallen, Schweiz.
- Kemper et al. (2015). „Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik“. Kurzbericht. Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Deutschland.

- Reckhow, K. (1994). A decision analytic framework for environmental analysis and simulation modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(12):1901–1906. <https://doi.org/10.1002/etc.5620131205>.
- Rieckermann, J., Gruber, G., Hoppe, H. (2017). *Zukunftsfähige Systeme Zur Regenwasserbehandlung brauchen Datenbasierte Betriebs-, Planungs- und Vollzugskonzepte. Beitrag an der Aqua Urbanica 2017, Graz, Schweiz.*
- Schärer, M. et al. (2014). „Betrieb und Kontrolle von Abwasserreinigungsanlagen.“ *Vollzugshilfe für zentrale Abwasserreinigungsanlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1418: 37 S.*
- Schutz, G. (2018). *Persönliche Kommunikation im April 2018*
- Sciarini, P., et al. (2015). *Political Decision-Making in Switzerland. The Consensus Model under Pressure. Basingstoke / New York, Palgrave Macmillan.*
- Stadt Zürich (2018). „Stadt Zürich - Open Government Data: Nutzungsbedingungen.“ *Open Government Data: Nutzungsbedingungen. 2018.* <https://www.stadtzuerich.ch/portal/de/index/ogd/nutzungsbedingungen.html> (15.05.2018).
- UK Environment Agency (2017). „Thames Water Ordered to Pay Record £20 Million for River Pollution.“ *GOV.UK. 2017.* <https://www.gov.uk/government/news/thames-water-ordered-to-pay-record-20-million-for-river-pollution> (15.05.2018).

## **Korrespondenz an:**

M.Sc. Liliane Manny  
Eawag, Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf  
Tel.: + 41 78 77 484 73  
E-Mail: [liliane.manny@eawag.ch](mailto:liliane.manny@eawag.ch)



## AFS63 – Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters

P. Baum<sup>1</sup>, J. Benisch<sup>2</sup>, F. Blumenstaat<sup>3</sup>, M. Dierschke<sup>4</sup>, U. Dittmer<sup>1</sup>, L. Gelhardt<sup>4</sup>, G. Gruber<sup>5</sup>, S. Grüner<sup>2</sup>, E. Heinz<sup>6</sup>, T. Hofer<sup>5</sup>, M. Kemper<sup>7</sup>, D. Leutnant<sup>8</sup>, J.P. Nickel<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Universität Stuttgart; <sup>2</sup>TU Dresden; <sup>3</sup>Eawag/ETH Zürich; <sup>4</sup>Frankfurt University of Applied Sciences; <sup>5</sup>TU Graz; <sup>6</sup>Ruhr-Universität Bochum; <sup>7</sup>Karlsruher Institut für Technologie; <sup>8</sup>Fachhochschule Münster

**Kurzfassung:** Feststoffe gelten bereits seit geraumer Zeit als Bewertungskriterium für die stoffliche Belastung von Regenwetterabflüssen. Mit Einführung des neuen Regelwerkes DWA-A102/BWK-A 3 sollen diese auf die Feinfraktion < 63 µm (AFS63) eingegrenzt werden. Die labortechnische Bestimmung dieses Parameters ist jedoch derzeit noch nicht definiert. Ziel dieses Beitrages der Hochschulgruppe Simulation (HSGSim) ist es zunächst, den aktuellen Stand der Bestimmung anhand einer Umfrage sowie anhand der Auswertung publizierter Studien aufzuzeigen. Davon ausgehend und erweitert durch gezielte Untersuchungen werden erste Vorschläge zur Vorgehensweise bei der labortechnischen Bestimmung des Parameters gegeben. Am Ende des Beitrags werden Schlussfolgerungen abgeleitet und der weitere Handlungsbedarf sowie das weitere Vorgehen der HSGSim aufgezeigt.

**Key-Words:** Abfiltrierbare Stoffe; Feststoffe; Feststoffgehalt; feinputikuläre Feststoffe; AFS63; AFSfein

### 1 Einleitung

Die in Niederschlagsabflüssen enthaltenen Feststoffe stellen aufgrund der Belastung mit Schmutz- und Schadstoffen einen wichtigen Parameter für die Charakterisierung der stofflichen Belastung dieser Abflüsse dar. In Deutschland wird auf Bundesebene durch die technischen Verbände BWK und DWA gegenwärtig an einer Novellierung der Bewertungen und Regelungen zu Regenwetterabflüssen gearbeitet. Im derzeit vorliegenden Entwurf (Gelbdruck) des DWA-A 102/BWK-A 3 wird als Bewertungskriterium für stoffliche Emissionen aus Misch- und Trennsystemen erstmalig der Parameter AFS63 eingeführt (DWA 2016). Dieser beschreibt die Ton- und Schlufffraktion (T+U) mit Korngrößen zwischen 0,45 µm und 63 µm. Dadurch wird eine Partikelgrößenfraktion beschrieben, die besonders stark zur Adsorption von Schadstoffen neigt



(Sansalone und Kim 2008; Gunawardana et al. 2014). Darüber hinaus sind diese feinstpartikulären Feststoffe aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften nur schwer absetzbar und damit in herkömmlichen Regenbecken nur in geringem Umfang durch Sedimentation abtrennbar ist (Fuchs et al. 2010; Kemper 2016).

Es gibt bislang keine definierte Analyseverfahren für diesen neuen Parameter. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über den aktuellen Stand der AFS63-Bestimmung in Regen- und Mischwasserabflüssen. Hierfür wurde durch das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart (ISWA) eine Umfrage über die vorhandenen Erfahrungen zur labortechnischen Analyse des neuen Leitparameters innerhalb deutschsprachiger Forschungseinrichtungen (D-A-CH) durchgeführt. Aus der Umfrage wurde einerseits ersichtlich, dass innerhalb der Teilnehmer Erfahrungen zu unterschiedlichen Forschungsschwerpunkten vorliegen, wie z. B. zur AFS63-Bestimmung in Straßenabflüssen, -stäuben oder aber auch in Abflüssen aus Trenn- und Mischkanalisationen. Andererseits wurde deutlich, dass sich die eingesetzte Methodik zur Bestimmung des Feinanteils der Feststoffe in Ermangelung einer Standardisierung hinsichtlich der eingesetzten Verfahren zur Probenahme, -aufteilung, -vorbehandlung sowie zur Analytik teilweise sehr stark unterscheiden. Des Weiteren erfolgt in diesem Beitrag eine Zusammenstellung von bisher publizierten Studien, die sich mit der Thematik zur Bestimmung der feinstpartikulären Feststofffraktion auseinandergesetzt haben.

Aufbauend auf den jeweiligen Erfahrungen wurde von der Hochschulgruppe Simulation (HSGSim), in Anlehnung an existierende Normen, eine Vorgehensweise zur Bestimmung von AFS63 erarbeitet. Diese soll als erste Annäherung an eine einheitliche Vorgehensweise gesehen werden. Im folgenden Beitrag werden Schlüsselaspekte der wesentlichen Bestimmungsschritte kurz beschrieben, sowie Ergebnisse und Schlussfolgerungen einiger gezielt durchgeführter Laboruntersuchungen angeführt. Abschließend wird ein Ausblick über die weitere Vorgehensweise der HSGSim gegeben.

Die vorliegende Veröffentlichung dient als Anstoß zum Diskurs und als Anstoß zu weiteren systematischen Untersuchungen der labortechnischen Analyse des neuen Parameters.

## 2 Messprogramme und Methoden

Nachfolgend werden nationale Messprogramme im Hinblick auf die Methodik zur Bestimmung der feinstpartikulären Feststoffe ausgewertet. Dabei erfolgt eine Differenzierung der Studien zwischen Regen- und Mischwasserabflüssen.

In Tabelle 1 und Tabelle 2 sind die Ergebnisse von insgesamt 13 in Deutschland durchgeführten Studien zu Regenabflüssen dargestellt. Grotehusmann et al. (2017) untersuchten Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss von drei Autobahnen (A6, Sinsheim-Steinfurt, A 7, Großburgwedel und A 374 Kirchhorst). Jeweils etwa 28 m<sup>2</sup> der Autobahnfläche wurden in den Jahren 2011 und

2012 beprobt. Mittels Feststoffsammler wurden für die Standorte die Abflusskonzentrationen und die jährlichen Feststofffrachten in  $\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  ermittelt. Eine Dispergierung (Kap. 3.2) der Proben erfolgte mittels manuellem Zerreiben der Probe auf einem  $63 \mu\text{m}$  Sieb bis zu einem trübungsfreien Siebdurchgang (Lambert, 2018). Der Anteil für Feststoffe  $< 63 \mu\text{m}$  (AFS63) an AFSges (AFSges:  $107 \text{ mg/l}$ ;  $92 \text{ mg/l}$  und  $119 \text{ mg/l}$ ) lag dort je nach Standort im Mittel zwischen 73 % und 94 %. Hilliges et al. (2017) untersuchten den Straßenabfluss der Derchinger Straße in Augsburg anhand eines Teilstückes von etwa  $20 \text{ m}^2$  mittels volumenproportionaler Probennahme von März 2015 bis März 2016. Die AFS63-Werte wurden nach einer weitgehenden Dispergierung mittels IKA Ultra-Turrax T 18 mit einem Schneidwerkzeug (2 Minuten,  $15.000 \text{ U/min}$ ) vor der Nasssiebung über ein  $63\text{-}\mu\text{m}$ -Sieb gewonnen (Hilliges, 2018). Der Median lag bei  $96 \text{ mg/l}$ , der Mittelwert bei  $86 \text{ mg/l}$ . Der AFS63-Anteil in der Gesamtprobe lag im Mittel bei 84 % und als Median bei 96 %. Die in den Arbeiten von Xanthopoulos und Hahn (1993), Kreiling (2012), Schmitt (2013), Eyckmanns-Wolters et al. (2013), Leutnant et al. (2016), Töws (2016), Schriefer (2017), sowie der LAU Sachsen - Anhalt (2017) und von Baum und Dittmer (2017) angegebenen Abflusskonzentrationen wurden ohne eine weitgehende vorherige Dispergierung durchgeführt. Der Anteil der Feststoffe  $< 63 \mu\text{m}$  lag zwischen 10 % und nahezu 100 % (vgl. Tabellen 1 und 2)

Mischwasserabflüsse weisen durch den Schmutzwasseranteil eine sich deutlich von Regenwasserabflüssen unterscheidende Zusammensetzung auf. Besondere Anforderungen an die Analytik stellen die im Mischsystem vorhandenen Zellulosefasern aus dem Toilettenpapier dar. In Untersuchungen des KIT-IWG von Kemper et al. (2015) wurden sechs Durchlaufbecken auf ihre Sedimentationswirksamkeit analysiert. Die Probenahme erfolgte mittels Feststoffsammler (Eyckmanns-Wolters et al., 2013). Der Feinanteil wurde im Rahmen einer kompletten Sieblinie als Trockenrückstand der Fraktion  $0\text{-}63 \mu\text{m}$  bestimmt. Eine Dispergierung erfolgte ausschließlich durch vorsichtige Separierung größerer Partikel und Nachspülen mit der Spritzflasche auf dem Sieb. Aufgrund der Beschaffenheit der Probe entfiel der Filtrationsschritt. Basierend auf 76 Niederschlagsereignissen betrug der Gewichtsanteil für AFS63 im Zulauf während der Entlastung 76 % ( $61 \text{ mg/l}$  Median) und ca. 88 % im Klärüberlauf ( $36 \text{ mg/l}$  Median).

Ebenfalls mit Feststoffsammlern werden vom KIT-IWG derzeit zehn Mischwasserüberläufe in Bayern beprobt (Nickel et al., 2017). Dabei werden die Proben durch Schütteln homogenisiert, über  $63 \mu\text{m}$  nassgesiebt und die AFS63 anschließend mittels Vakuumfiltration durch Glasfaserfilter bestimmt. Der Feinanteil im Überlauf der Mischwasserbehandlungsanlagen lag für die bislang vorliegenden Ergebnisse im Median bei 63 %, die AFS63 Konzentration bei  $32 \text{ mg/L}$  ( $n=61$ ).

Aus den Studien zu Straßenabwässern wird ersichtlich, dass die Angaben über den AFS63- oder T+U-Gehalt einer Abfluss- bzw. Feststoffprobe einen breiten Wertebereich widerspiegeln. Die Feststoffkonzentrationen werden in erster Linie durch die an

dem Standort vorhandenen Randbedingungen bestimmt. Relevante Einflussgrößen auf das Feststoffaufkommen sind unter anderem die Vegetationsperiode, das Verkehrsaufkommen oder die Frequenz der Straßenreinigung (Dierschke, 2017). Die Gewichtsanteile der Kornfraktionen können als Folge der Transportprozesse angesehen werden. Insbesondere die mineralische Grobfraktion lagert sich auf dem Transportweg ab und es resultiert eine Anreicherung der feinpartikulären Kornfraktion (Fuchs et al., 2010).

Über diese Zusammenhänge hinaus kann jedoch auch die laboranalytische Vorgehensweise erheblichen Einfluss auf die analysierte Konzentration und den Gewichtsanteil der feinpartikulären Kornfraktion  $< 63 \mu\text{m}$  nehmen. Bei der Recherche wurde deutlich, dass die analytische und labortechnische Vorgehensweise in den Studien oftmals nicht ausreichend genau beschrieben wurde, diese aber vor allem im Hinblick auf die starke Agglomerationsneigung der feinen Partikel von besonderer Bedeutung für die Interpretation der Ergebnisse ist. Das Ausmaß der Agglomeration von Partikeln im Fluid ist abhängig von einer Vielzahl von Einflussfaktoren. So spielen biologische (u. a. gelöster/partikulärer organischer Anteil), chemische (u. a. pH-Wert und Redox Potential) sowie physikalische (u. a. Temperatur und Feststoffkonzentration) Kenngrößen eine wichtige Rolle (Droppo et al., 1997). Das Vorgeschehen auf der Herkunftsfläche (Trockenperiode, Temperaturen), die Regenintensität, der Weg vom Straßen- oder Dachablauf zur Probennahmestelle (Dauer, Turbulenzen), die Art der Probenahme, die Dauer und Temperatur der Aufbewahrung im Probenahmegefäß sowie die Probenkonservierung (Tiefkühlung, frische Verarbeitung) beeinflussen daher die Flockenbildung ebenso.

Das genaue Ausmaß des laboranalytischen Einflusses auf den Parameter AFS63 ist noch unklar und bedarf daher weitergehender Untersuchungen. Ersichtlich wird jedoch, dass eine nicht abgestimmte Vorgehensweise die Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse erschwert. Dies führt zur Diskussion, ob die Analyse des neuen Parameters AFS63 weiter der fachlichen Expertise von Forschungsinstituten unterliegen und spezifisch auf die Matrix der Proben ausgerichtet sein soll, oder eine einheitliche Vorgehensweise definiert werden sollte. Im Zuge einer Vereinheitlichung käme vor allem der Dispergierung vor der Nasssiebung ein hoher Stellenwert zu (siehe Kap. 3). Die Dispergierung in wässrigen Proben kann aber in Abhängigkeit von der angewandten Methode zu systematischen Minder- oder Mehrbefunden führen.

AFS63 – Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labortechnische Bestimmung des neuen Parameters

Tabelle 1: Publizierte Studien zum Feststoffaufkommen inkl. AFS63 in Regenabflüssen von Dach- und Verkehrsflächen

Quelle	Beschreibung	Analytik	AFSges <sup>1</sup> (Bereich) [mg/l]	AFS63 <sup>1</sup> (Bereich) [mg/l]
Kreiling, 2012	Dach, Darmstadt-Eberstadt, 45 m <sup>2</sup> , Sammlung in Regenfass, Jahr 2012, n = 24	<b>Keine Dispergierung.</b> Proben wurden unmittelbar nach Regenereignis über 63-µm-Sieb gesiebt und analysiert, Filtration über 0,45 µm Membranfilter	pollenbelastet: 52 (5 bis 282) ohne Pollen: 12,8 (6 bis 21)	23 (2 bis 113) 0,8 (0,7 bis 1)
Leutnant et al., 2016	Dach, Münster, 50 m <sup>2</sup> , zeitproportionale Probenahme, 2013 bis 2015, n = 40	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63-µm-Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 µm, AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 6,5 arithm. MW: 11,8 (0,6 bis 85,1) SMC <sup>2</sup> : 41 593	Median: 2,8 arithm. MW: 4,5 (0,1 bis 57,8)
Xanthopoulos und Hahn, 1993	Wohngelände Karlsruhe, Straßenablauf, vier Messstellen, mengenproportionale Probenahme, 1988 bis 1990, n = 87	<b>Bewusst keine Dispergierung,</b> um Gleichgewichtszustand zwischen Sorptions-, Flockungs- und Agglomerationsprozessen darzustellen. Partikelrennung bis 60 µm 10 min im Imhoffrührer, kleinere Fraktionierung mittels Partikelzählergerät CIS GALAIS II	grob > 150 µm: 412 564 grob > 150 µm: 323 628 grob > 150 µm: 401 487	166 224 213 106
Leutnant et al., 2016	Mitarbeiterparkplatz FH Münster, 2.350 m <sup>2</sup> , Probenahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer, 2013 bis 2014, n = 38	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63-µm-Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 µm, AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 168,4 arithm. MW: 236,8 (7,3 bis 1189,4) SMC <sup>2</sup> : 43	Median: 92,8 arithm. MW: 148,9 (5,6 bis 885,4)
Schriefer, 2017, 2017Töws, 2016, 2017	L 875 Bremen-Lemwerder, ca. 50 m <sup>2</sup> , ca. 101 aus Regenereignis, überwiegend der first flush, 2012 bis 2017, n = 32	<b>Keine Dispergierung</b>	arithm. MW: 550 (145 - 1488) 581 <sup>3</sup> (n = 8)	18 bis 86 % von AFSges 298 <sup>3</sup> (n = 5)
Grotehusmann et al.,	A6 Sinsheim-Steinsfurt, A 7 Großburgwedel, A 374 Kirchhorst, Fläche je ca. 28 m <sup>2</sup> , Probenahme im Feststoffsammler, 2011 bis 2012, 61 bis 82 % des NA	Nasssiebung nach DIN 19683-1, <b>Dispergierung durch händisches Reiben der Probe auf 63-µm-Sieb bis zu trübungsfreiem Siebdurchgang.</b> Diskrepanzen (AFS63 > AFSges) aufgrund unterschiedlicher Berechnungsgrundlage	170 92 119	180 74,4 98,1
Hilliges et al., 2017	Derchinger Straße, Augsburg, ca. 20 m <sup>2</sup> , volumenproportionale Einzelergebnisse bis 2-Wochen-Mischproben, 2015 bis 2016, n = 17	<b>Dispergieren mit UT (IKA T18) und Schneidwerkzeug,</b> bei 15.000 U/min und 2 min, Nasssiebung über 2.000-, 630-, 200- und 63-µm-Sieb, Duckfiltration über 0,45-µm-Membranfilter	nicht dargestellt	Median: 96 MW: 86 Bereich: 26 bis 186 im Durchschnitt 85 % von AFSges

MW: Mittelwert

SMC: site mean concentration

<sup>1</sup> wenn nicht anders angegeben: fracht- oder volumengewichteter Mittelwert

<sup>2</sup> berechnet über Korrelation zur Trübung

<sup>3</sup> Proben ohne Überlauf

Tabelle 2: Publizierte Studien zum Feststoffaufkommen inkl. AFS63 in Abflüssen aus Trenngebieten

Quelle	Beschreibung	Analytik	AFSges <sup>1)</sup> [Bereich] [mg/l]	AFS63 <sup>1)</sup> (Bereich) [mg/l]
Eyckmanns-Wolters et al., 2013	9 RKB-Zuläufe in NRW und Baden-Württemberg, $A_{0,1}$ = 7 bis 75 ha, Monatsmischproben in Feststoffsammlern, 2011 bis 2012, 3 bis 7 Monatsmischproben		441 7 112,5 106,5 19,5 73,9 46,6 32,4 26,8	438 (16,9 bis 626,6) 6,7 91,6 (42,6 bis 183,6) 106 (35,8 bis 155,4) 17,4 68,8 (38,9 bis 318,1) 38,7 28,2 20,3
Schmitt, 2013	Zulauf RKB, Mörfelden, $A_{0,1}$ = 17 ha; zulaufmengenproportionale Probenentnahme im Zulaufkanal, Jahr 2013, n = 6	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> , Filtration über Filter der Porengröße 0,45 $\mu\text{m}$ .	69,3 (21,6 bis 139,3)	31,7 (11,7 bis 37,2)
Leutnant et al., 2016	Trenngebiet Münster, ca. 1,5 ha, Probenentnahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer im Jahr 2015 Wohngelände Münster-Gievenbeck, 9,4 ha, Probenentnahme aus Kanal im Bypass mittels Vakuumprobennahmer, 2013 bis 2015, n = 39	<b>Homogenisierung mittels Magnetrührer</b> mit 450 rpm, Siebung über 63- $\mu\text{m}$ -Sieb, Filtration über Membranfilter 0,45 $\mu\text{m}$ , AFSgrob durch Auswägung des belegten Siebes.	Median: 77,4 arithm. MW: 79,1 (2,9 bis 237,1) SMC <sup>2)</sup> : 117	Median: 51,6 arithm. MW: 57,0 (2,7 bis 167,7)
LAU Sachsen-Anhalt, 2016	Regenwasserkanal Trenngebiet Wernigerode, volumen-, zeit- bzw. durchflussproportionale Probenentnahme, 2015 bis 2017, Monatsmischproben	<b>keine Dispergierung</b> , Sieben durch 63- $\mu\text{m}$ -Sieb, Filtration über 0,45 $\mu\text{m}$ Filter	60 (30 bis 320)	40 (0 bis 120)
Baum, Dittmer, 2017	Trennkanal Gewerbegebiet Freiburg, $A_{0,1}$ = 76,5 ha, volumenproportionale Probenentnahme im Feststoffsammler, 2015 bis 2016, n = 23	<b>Dispergierung mittels händischem Rühren</b> , Trennung der Feststoffe aus Feststoffsammler über 2-mm-, 500- $\mu\text{m}$ -, 250- $\mu\text{m}$ -, 125- $\mu\text{m}$ -, 63- $\mu\text{m}$ -Siebe, Feststoffe aus Überstand getrennt erfasst, Filtration über 0,45 $\mu\text{m}$ -Filter	55,4	20,6

MW: Mittelwert

SMC: site mean concentration

<sup>1)</sup> wenn nicht anders angegeben: fracht- oder volumengewichteter Mittelwert<sup>2)</sup> berechnet über Korrelation zur Trübung

Trenngebiete

### 3 Methodik zur AFS63 Bestimmung

Dierschke und Welker (2015) geben erste Vorschläge zur labortechnischen Analyse des Parameters AFS63. Hierin werden Hinweise zur Probenteilung, zur Siebung und zur Filtration der Probe gegeben. Es wird ebenfalls vorgeschlagen, die Probe vor der Siebung zu dispergieren, allerdings ohne eine Festlegung zu Art und Dauer der Dispergierung.

Im Folgenden werden die von der HSGSim als wesentlich betrachteten Schritte (Abbildung 1) zur Bestimmung von AFS63 und AFSgrob erläutert, sowie die getroffenen Konventionen kurz beschrieben. Des Weiteren werden die in der Hochschulgruppe bisher durchgeführten Laboruntersuchungen beschrieben sowie deren Ergebnisse erläutert.

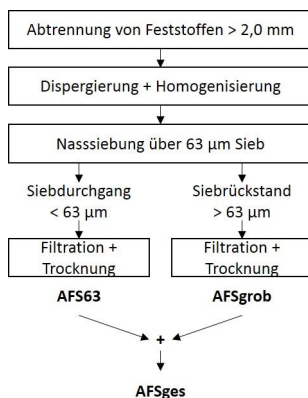


Abbildung 1: Wesentliche Schritte der AFS63-Bestimmung

#### 3.1 Abtrennung von Feststoffen > 2,0 mm

Für die Abgrenzung partikulärer Stoffe im Regen-/Mischwasser in Bezug auf Grobstoffe wie z. B. Kies, Laub, Zweige usw. wird in der Fachliteratur vielfach eine Trenngrenze von 2 mm genannt (Jakobs et al. 1995; Gebhard 2009; Eren and Karadagli 2012). Diese Wahl wird jedoch selten klar begründet oder allgemeingültig definiert. Abweichend davon berichten Butler and Davies (2011) von „gross solids“ die typischerweise als Grobstoffe grösser als 6 x 6 mm definiert werden. Mehrheitlich ist jedoch die anerkannte Bodenartklassifizierung (Schluff, Sand, Kies) ausschlaggebend, ebenso wie die abwasserspezifische Transportfähigkeit, bzw. die Suspendierfähigkeit von partikulärem Material in (Abwasser-)Kanälen. So führen Butler and Davies (2011) ebenso an, dass „granuläre“ Partikel (Kies) von 2-10 mm als „Bed-Load“ nur in steilen Kanälen > 2 % transportiert und daher nicht suspendiert werden, während Verbanck et al. (1994) die Größenobergrenze für partikuläre Stoffe mit einigen Zentimetern und an den Bedingungen an der Schnittstelle zwischen Oberfläche und Kanal (z. B. Gittergrö-

ße des Straßeneinlaufs) festmachen. Für eine klar definierte Abgrenzung im einstelligen Millimeterbereich spricht gleichsam das erhöhte Risiko einer probenahmebedingten Inhomogenität, welche im Vorhandensein von Grobstoffen zu einer Fehlbestimmung des Gesamt-AFS und somit zu einer Unterschätzung des feinputikulären Anteils führen kann. Daher und vor dem Hintergrund einer besseren Vergleichbarkeit mit internationaler Fachliteratur erscheint die hier gewählte Trenngrenze von 2 mm sinnvoll und folgerichtig.

### 3.2 Dispergierung + Homogenisierung

Bei der Dispergierung wird versucht, Partikelagglomerate aufzubrechen, ohne dabei das bestehende „Primärkorngefüge“ zu verändern. Das heißt, Flocken sollen aufgebrochen werden, die einzelnen Partikel jedoch nicht zerschnitten, kleingerieben oder zerstört werden. Um die Effekte einer Dispergierung auf den AFS63-Anteil einer Probe zu überprüfen, wurden im Rahmen der Hochschulgruppe Versuche an Proben unterschiedlicher Matrices durchgeführt.

An der TU Graz wurden beispielsweise an zwei Probenahmestellen für 16 Mischwasser- und 22 Niederschlagswasserproben die AFS63-Bestimmungen vergleichend nach unterschiedlichen Dispergierungsvarianten durchgeführt. Dabei konnte der Einfluss zwischen einer Homogenisierung nur durch Rühren (Keine Dispergierung) und einer mit einem Dispergiergerät (ULTRA-TURRAX® „IKA T50“ mit Schneidwerkzeug „G 45 F“) verglichen werden. Das Dispergiergerät wurde dabei pro Liter Probe jeweils 120 Sekunden lange mit voller Umdrehung 10.000 U/min verwendet. In Abbildung 2 sind die bisherigen Ergebnisse der AFS63-Bestimmungen in den Mischwasserproben (oben) und in den Niederschlagswasserproben (unten) nach der Vorbehandlung mit dem Dispergiergerät (ULTRA-TURRAX®) und ohne Vorbehandlung vergleichend in Form von AFS63-Anteilen, jeweils bezogen auf AFSges, gegenübergestellt. Aus den bisherigen Vergleichsuntersuchungen lässt sich kein einheitlicher Trend ablesen. Die AFS63-Anteile lagen in Graz bei den Mischwasserproben bisher generell niedriger als bei den Niederschlagswasserproben. Die AFS63-Anteile nach einer Vorbehandlung mittels ULTRA-TURRAX® lagen bisher mit wenigen Ausnahmen über dem Anteil der nicht dispergierten Proben, im schlechtesten Fall betrug sie mehr als das Doppelte der nicht dispergierten Proben.

Am KIT wurde anhand einer Regenwasser- (Glühverlust 39 %) und einer Mischwasserprobe (Glühverlust 84 %) Vergleichsuntersuchungen mit einem Ultra-Turrax T 45 mit Schneidwerkzeug ( $\varnothing$  18 mm), sowie einem Fundamix Vibrationsmischer FM-1 durchgeführt. Dieser erzeugt durch hochfrequente Vibrationen perforierter Mischerplatten bei geringen Scherkräften eine vertikale Durchmischung von Suspensionen und eignet sich nach Herstellerangabe auch für große Probenvolumina bis 10 L. Bei einer Dispergierungsdauer von 30 s zeigte sich kein Einfluss der unterschiedlichen Methoden auf die Ergebnisse (Abbildung 2). Die AFS63-Konzentration der Mischwasserprobe

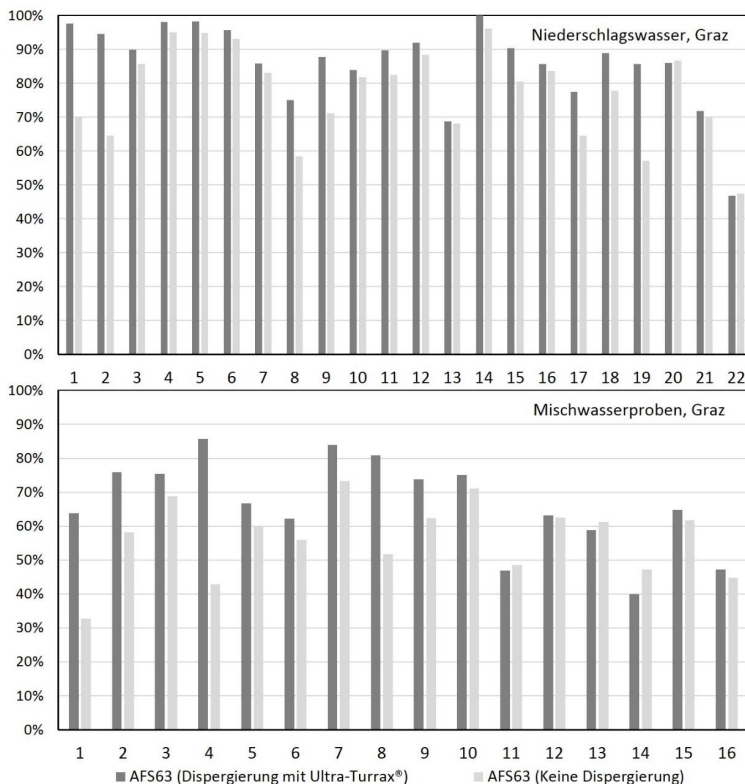


Abbildung 2: Auswertung von Versuchen zur AFS63-Bestimmung von Niederschlagswasserproben (oben) und Mischwasserproben (unten) jeweils mit und ohne Dispergierung (ULTRA-TURRAX® „IKA T50“ mit Schneidwerkzeug „G 45 F“; pro 1 L Probe je 2 min mit 10.000 U/min), angegeben als prozentuale AFS63-Anteile bezogen auf AFSges [TU Graz]

schwankt im Bereich von  $\pm 9\%$ . Die Variabilität in den Ergebnissen für die Regenwasserprobe liegt im Bereich von  $\pm 16\%$  und ist aufgrund der niedrigen Konzentration von nur 18 mg/L etwas höher.



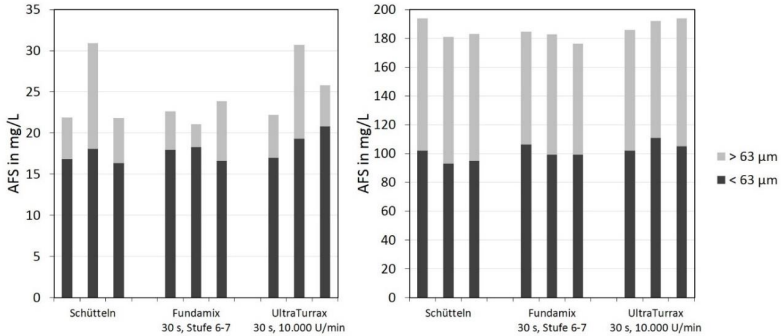


Abbildung 3: AFS63-Bestimmung einer Regenwasserprobe (links) und einer Mischwasserprobe (rechts) mit unterschiedlichen Methoden der Dispergierung [KIT]

An der Frankfurt University of Applied Sciences (FRA-UAS) wurden Untersuchungen zu nachfolgenden Dispergierungsmethoden durchgeführt:

- Händisches Umrühren mit einem Glasstab (HU)
- Ultra-Turrax IKA T 50 digital mit Schneidwerkzeug S 50 N - G 45 M (SCH); 30 sec bzw. 2 min; 5.000 U/min bzw. 10.000 U/min
- Ultra-Turrax IKA T 50 digital mit Rührwelle R50 „highspeed“, Zerschlagewerkzeug Dissolver R 1402 (DIS); 30 sec bzw. 2 min; 5.000 U/min bzw. 8.000 U/min.

Hierzu wurde Straßenstaub nach Gelhardt et al. (2017) gesiebt, klassiert und in einer definierten Kornfraktion neu zusammengesetzt. 150 mg fraktionierter Straßenstaub wurde mit 1 L deionisiertem Wasser aufgefüllt. Die entstandene Suspension wurde anschließend dispergiert und dann innerhalb einer Minute über ein Sieb mit einer Maschenweite von 63 µm in ein weiteres Becherglas gesiebt. Siebrückstand und Siebdurchgang wurden anschließend zeitnah gemäß DIN 38409-2 filtriert. Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen. Hierbei stellt der linke Balken die Partikelgrößenverteilung des trockenen Standardmaterials dar. Die weiteren Balken zeigen die Auswirkung der Agglomeration (händisches Umrühren) bzw. der anschließenden Dispergierung. Der definierte „Sollwert“ von 67 % AFS63-Anteil wurde bei bloßem Umrühren der Probe im Wasser nicht erreicht. Feinere Partikel scheinen sich zu größeren Agglomeraten zusammensetzen und diese werden dann auf dem 63-µm-Sieb zurückgehalten. Die Dispergierung mittels Dissolver und Schneidwerkzeug mit geringerer Intensität scheint die Agglomerate zum Teil wieder aufzulösen (bis 55 %). Bei der Verwendung des Schneidwerkzeuges und hoher Dispergierintensität ab 10.000 U/min und 30 sec bzw. 2 min Dispergierdauer entspricht die Aufteilung zwischen AFS63 und AFSgrob etwa wieder dem Ursprungsmaterial unter der Annahme,

dass die Verluste von etwa 3 bis 4 % nur dem Feinanteil zuzurechnen sind. Die ersten Erkenntnisse lassen vermuten, dass zum Erreichen der Sollverteilung eine Dispergierung mit Schneidwerkzeug, 10.000 U/min und 2 Minuten Dispergierdauer nötig ist, um Agglomerate bis zum Primärkorn aufzutrennen. Unklar bleibt allerdings, ob tatsächlich alle Partikel wieder komplett dispergiert vorliegen oder einige Partikel über das Desagglomerieren hinaus zerschnitten wurden.

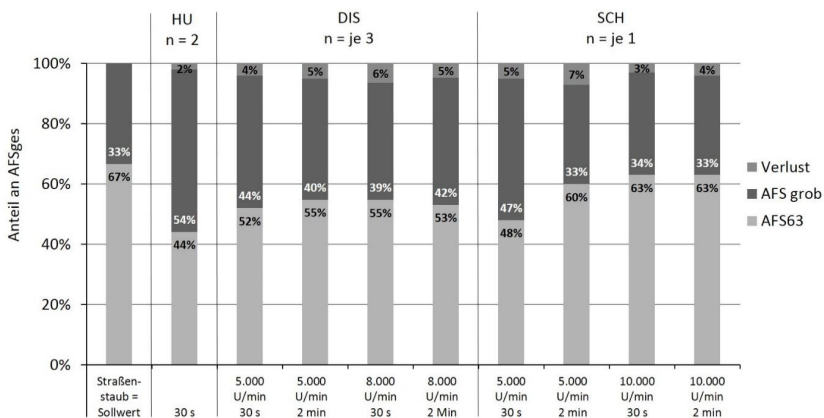


Abbildung 4: Auswirkung der Art der Dispergierung auf den AFS63-Anteil von feinem Staub (0 bis 100 µm; GV 17,4 %); HU: händisch Umrühren; DIS: Dispergieren mit Dissolver; SCH: Dispergieren mit Schneidwerkzeug [FRA-UAS]

Aus den durchgeführten Untersuchungen lassen sich so noch keine eindeutigen Schlussfolgerungen ableiten. Die Grazer Versuche an zwei Probenahmestellen umfassen derzeit die größte Datengrundlage, weisen jedoch keinen einheitlichen Trend auf. Die teilweise sehr starke Variation zwischen Dispergierung und keiner Dispergierung ist wahrscheinlich auf die Agglomerationsneigung der Partikel zurückzuführen. Jedoch ist eine eindeutige Trennung zwischen Partikeln und Flocken in Niederschlagsabflüssen nur schwer möglich, vor allem im Hinblick auf Mischwasser. Eine Vergleichbarkeit ist daher nur durch die Definition von Konventionen möglich. Hierfür bedarf es weitergehender Untersuchungen. Daher wurde aufbauend auf diesen ersten Ergebnissen ein Ringversuch konzipiert, mit dem Ziel, die Auswirkung der Art des Dispergiergerätes und der Dauer sowie der Intensität der Dispergierung auf die AFS63-Bestimmung systematisch zu untersuchen. An diesem Ringversuch werden sich insgesamt 9 Forschungseinrichtungen beteiligen.

### 3.3 Nasssiebung

Die zu analysierende Probe ist nach der Dispergierung zügig über ein entsprechendes 63 µm Sieb zu filtrieren, um die bereits nach kurzer Zeit erneut einsetzende Re-Agglomeration der Partikel zu vermeiden. Der Siebrückstand sollte anschließend nochmals mit einer Spritzflasche gespült werden.

Bei der Nasssiebung ist darauf zu achten, dass die vom Siebhersteller angegebene max. Feststoffmasse auf dem Sieb nicht überschritten wird, da es ansonsten zu Sekundärfiltereffekten und damit einhergehenden Minderbefunden in den kleineren Siebfraktionen kommen kann. Dies gilt auch bei der Abtrennung mittels 2 mm-Sieb. Mit kleiner werdenden Maschenweiten verringert sich im Allgemeinen die maximale Traglast pro Sieb.

### 3.4 Filtration + Trocknung

Der Siebdurchgang < 63 µm ebenso wie der Siebrückstand > 63 µm sollen für die Ermittlung der Feststoffmasse filtriert werden. Vakuum- oder Druckfiltrationsgeräte sind hierbei gleichwertig anzuwenden. Bei der Wahl des zu benutzenden Filters wurde von der HSGSim als Porendurchmesser 0,45 µm als Konvention festgelegt, da diese Größe im siedlungswasserwirtschaftlichen Forschungsbereich allgemein als Grenze zwischen gelösten und partikulären Stoffen gilt. Die Wahl des zu benutzenden Filtermaterials gestaltet sich jedoch etwas diffiziler. In den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung wird in der Norm DIN 38 409 Teil 2 ein Verfahren zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes beschrieben (DIN 38 409 Teil 2). In dieser Norm sind drei verschiedene Filterarten erlaubt: Papierfilter, Membranfilter sowie Glasfaserfilter. Papierfilter haben den Vorteil, dass sie kostengünstig sind. Nachteilig ist hingegen, dass sie keine feste Porengröße, sondern einen weiten Bereich der Partikelretention haben, welcher abhängig von der Filtriergeschwindigkeit ist. Glasfaserfilter werden aufgrund der hohen Filtrationsgeschwindigkeit bei geringen zu erwartenden abfiltrierbaren Stoffen und somit verbundenen großen Probenvolumina empfohlen. Glasfaserfilter bestehen aus Borosilikat und haben keine definierte Porengröße, sondern ein mittleres Retentionsvermögen. Nach entsprechender Konditionierung der Glasfaserfilter können diese ebenfalls zur Glühverlustbestimmungen verwendet werden. Die einzigen Filtertypen mit definierter Porengröße sind Membranfilter. Es gibt eine Vielzahl verschiedener Membrantypen, die Anwendung finden können.

Am KIT wurden im Rahmen der HSGSim vergleichende Voruntersuchungen mit Glasfaser- und Membranfiltern aus Celluloseacetat (CA) durchgeführt. Hierbei wurden beide Filterarten mit gleichen Proben aus dem Trenn- sowie dem Mischsystem beaufschlagt. Die Ergebnisse legen nahe, dass mit beiden Filterarten konsistente Ergebnisse erzielt werden können, Membranfilter im Mischsystem jedoch nur zur Filtration von sehr geringen Volumina eingesetzt werden können.

Die Trocknung der Filter erfolgt nach der Filtration, analog zur DIN 38 409 Teil 2, unabhängig von deren Material im Trockenschrank bei  $105 \pm 2 \text{ °C}$  für eine Dauer von min. 1 – 2 h jedoch auf alle Fälle bis zur Gewichtskonstanz. Anschließend sind die Filter für 30 – 60 min in einem Exsikkator auf Raumtemperatur abzukühlen und dann abzuwiegen.

### 3.5 Bestimmungsgrenze

Maßgebend für die Bestimmungsgrenze ist die absolute Trockenmasse auf dem Filter. In DIN EN 872 wird der optimale Bereich hierfür zwischen 5 und 50 mg Trockenmasse angegeben. Um gültig zu sein, muss der Trockenrückstand auf dem Filter mindestens 2 mg betragen. In der DIN 38 409 Teil 2 wird eine Trockenmasse von mindestens 20 mg gefordert. Im Rahmen der HSGSim wurde die Konvention getroffen, dass sich mindestens eine Trockenmasse von 10 mg auf dem Filter befinden soll, um einen verlässlichen Wert in mg/L angeben zu können. Soll die Bestimmungsgrenze herabgesetzt werden, kann der Wert auf 5 mg Trockenmasse auf dem Filter herabgesetzt werden. Diese verringerte Bestimmungsgrenze sollte allerdings mit Wiederfindungsversuchen ( $\pm 10 \%$ ) mit Standardmaterialien überprüft werden.

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

Der qualitativen Charakterisierung von niederschlagsbedingten Abflüssen kommt zur Bewertung von Stoffemissionen eine zentrale Rolle zu. Der Summenparameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS) ist hierzu in der Laboranalytik etabliert und standardisiert. Die AFS-Feinfraktion  $< 63 \text{ }\mu\text{m}$  (AFS63) gilt als besonders schadstoffbeladen und durch reine Sedimentationsvorgänge in Regenbecken als nur schwer entfernbar. Dieser Sachverhalt findet in der gegenwärtigen Regelwerksnovellierung Berücksichtigung. Eine laboranalytisch standardisierte und belastbare Bestimmung der AFS63-Fraktion ist allerdings Voraussetzung zur Regelwerksanwendung.

Die Autoren des vorliegenden Beitrags erachten den Parameter AFS63 zur stofflichen Bewertung von Niederschlagsabflüssen und der damit einhergehenden Planung von Behandlungsanlagen als sinnvoll, weisen jedoch auf eine noch ausstehende standardisierte Bestimmungsmethode hin. Ob diese für Abflüsse aus dem Trenn- und Mischsystem identisch sein kann, wird sich zeigen. Dabei gilt zu beachten, dass die Bestimmung des Parameters im Mischwasser verglichen zu Regenwasser durch den deutlich höheren organischen Anteil aus dem Schmutzwasser zusätzlich erschwert wird.

Nach Auffassung der Autoren sollte eine standardisierte Vorgehensweise die in Kapitel 3 erwähnten Punkte berücksichtigen. Weiterhin wird ein möglichst einheitliches Dispergieren der Probe vor der  $63 \text{ }\mu\text{m}$ -Siebung für möglichst vergleichbare AFS63-Bestimmungen als wichtig erachtet. Die Auswirkungen unterschiedlicher Dispergierungsmethoden auf dieselbe Probe werden im Rahmen eines Ringversuchs innerhalb der HSGSim zurzeit untersucht. Dafür wird in Anlehnung an den Versuch mit Standardmaterialien der FRA-UAS ein Ringversuch mit identischen Materialien und unter-

schiedlichen Dispergiergeräten durchgeführt. Insgesamt werden hierbei zehn unterschiedliche Methoden der Dispergierung untersucht, sechs Dispergiergeräte mit Schneidwerkzeugen, ein Dispergiergerät mit Dissolver, ein Vibrationsmischer sowie eine Dispergierung mittels Ultraschallsonotrode. Als Vergleichsmethode wird für die geplante Versuchsreihe die Homogenisierung mittels „kräftig schütteln“ nach DIN 38409-2 in die Versuchsreihe miteinbezogen.

Ob eine standardisierte Vorgehensweise allerdings auf alle Matrices gleich anwendbar sein kann, ist abschließend noch nicht geklärt. Durch eine Harmonisierung der in diesem Beitrag angeführten Punkte wird eine einheitliche und damit vergleichbare AFS63-Analytik sichergestellt. Diese stellt eine wesentliche Voraussetzung für eine repräsentative Bewertung der Niederschlagsabflussqualität dar.

## 5 Literatur

- Baum, P.; Dittmer, U. (2017): Feststoffaufkommen und Schadstoffbelastung von Partikeln im Regenabfluss eines Gewerbegebiets in Freiburg (Süddeutschland). In: Dirk Muschalla und Günther Gruber (Hg.): Aqua Urbanica 2017. Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. D-A-CH Gemeinschaftstagung Graz, 03.-04. Juli 2017. Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), V1-V16.
- Butler, D., and Davies, J. W. (2011). Urban Drainage, Spon Press, London.
- Dierschke, M.; Welker, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: gwf Wasser - Abwasser (156), S. 440–446.
- Dierschke, M. (2017) Aufkommen und Verbleib von feinen Feststoffen in Verkehrsflächenabflüssen. aus: Porth, M. Schüttrumpf, H. (Hrsg.): Wasser, Energie und Umwelt – Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall I 2017. Springer-online-Verlag, 52 - 60.
- DIN 38409-2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2), 1987-03
- DIN EN 872 (2015): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe – Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter; Deutsche Fassung EN 872:2005. Beuth Verlag GmbH.
- Dropo, I. G., G. G. Leppard, D. T. Flannigan, und S. N. Liss. „The freshwater floc“. Water, Air, and Soil Pollution 99, Nr. 1–4 (1997): 43–53.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 102).
- Eren, B., and Karadagli, F. (2012). "Physical Disintegration of Toilet Papers in Wastewater Systems: Experimental Analysis and Mathematical Modeling." Environmental Science & Technology, 46(5), 2870-2876.
- Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Maus, C.; Sommer, M.; Voßwinkel, N.; Mohn, R. (2013): Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagseinleitungen - Abschlussbericht der Phase 1. beauftragt vom MKULNV NRW. Hg. v. DWA. Hennef. [http://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht\\_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf](http://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf)

- Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. In: *Umweltwiss Schadst Forsch* 22 (6), S. 661–667.
- Fuchs, S., Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010): Eigenschaften und Behandlung von Regenabflüssen aus Trennsystemen; zentrale Behandlung. Hauraton Seminar „Dezentrale Behandlung von schadstoffbelastetem Niederschlagswasser auf Verkehrsflächen“ am 6.10.2010 in Frankfurt
- Gebhard, V. (2009). "Interaktionen bei der Modellierung von Stofftransport, Sedimenthaushalt und Abfluss in der Siedlungsentwässerung," PhD, Technische Universität Dresden, Dresden.
- Gelhardt, L.; Huber, M.; Welker, A. (2017): Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Processes of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material. *Water, Air, & Soil Pollution*. 228: 467.
- Grotehusmann, Dieter; Lambert, Benedikt; Fuchs, Stephan; Graf, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST)*, Heft V 295, Dezember 2017
- Gunawardana, Chandima; Egodawatta, Prasanna; Goonetilleke, Ashantha (2014): Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 184, S. 44–53.
- Hilliges, R.; Endres, M.; Tiffert, A.; Brenner, E.; Marks, T. (2017): Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. In: *Water Sci Technol* 75 (5-6), S. 1169–1176.
- Hilliges, R. Hochschule Augsburg (2018): persönliche Mitteilung
- Jakobs, J., Karavokiros, G., and Zimmermann, J. (1995). "Konzept und Aufbau des Schmutzfrachtmodells HAuSS." *Schadstoffe im Regenabfluß III*, C. Xanthopoulos, ed., Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), München, 269-292.
- Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Ebbert, S.; Maus, C.; Uhl, M. et al. (2015): Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht Teil 1 des Untersuchungs- und Entwicklungs-vorhabens „Überwachung und Optimierung der Leistungsfähigkeit von Mischwasserbehandlungs-anlagen“ im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Kemper, M. (2016): Strömungsverhalten und Sedimentationswirksamkeit in Regenbecken mit Schrägklärer-Einbauten. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.
- Kreiling, J. (2012): Belastung von Abfiltrierbaren Stoffen (PM63) in Niederschlagswasserabflüssen und Verifizierung einer Berechnungsmatrix anhand von Messdaten. Masterarbeit im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik. Studiengang Infrastrukturmanagement der Fachhochschule Frankfurt am Main und der Technischen Hochschule Mittelhessen, Frankfurt, 2012
- Lambert, B. BIOPLAN, Ingenieurgesellschaft für Planen und Bauen in der Wasser- und Abfallwirtschaft mbH, Sinsheim (2018): persönliche Mitteilung
- LAU Sachsen-Anhalt (2016): Vortrag zum Sonderuntersuchungsprogramm FeReSa. 2. Seminar des Landesamt für Umweltschutz und der Landesstraßenbaubehörde zum Thema "Niederschlagswasser" am 23.11.2016 sowie Telefonat Frau Lüder LAU-MLU Sachsen-Anhalt (Projektbetreuerin) sowie Herr Marx LHW-MLU Sachsen-Anhalt (Laborleiter)

- Leutnant, D.; Schleifenbaum, R.; Rickert, G.; Grüning, H.; Uhl, M. (2016): Modelle für Stofftransport und -behandlung in der Siedlungshydrologie. Schlussbericht. BMBF Förderkennzeichen 03FH033PX2. Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWA-RU).
- Nickel, J. P.; Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S. (2017): Schadstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen in Bayern. In: Dirk Muschalla und Günther Gruber (Hg.): Aqua Urbanica 2017. Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. D-A-CH Gemeinschaftstagung Graz, 03.-04. Juli 2017. Graz (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), 01-013.
- Sansalone, J. J.; Kim, J.-Y. (2008): Transport of particulate matter fractions in urban source area pavement surface runoff. In: Journal of Environment Quality 37 (5), S. 1883–1893. DOI: 10.2134/jeq2007.0495.
- Schmitt, T. (2013): Belastung von Trenngebietsabflüssen mit feinen Feststoffen. Masterarbeit im Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Hydromechanik. Studiengang Infrastrukturmanagement der Fachhochschule Frankfurt am Main und der Technischen Hochschule Mittelhessen, Frankfurt, Dezember 2013
- Schriefer, T. (2017): Mehrjähriges Beprobungsprogramm an einer DIBt-zugelassenen Behandlungsanlage. Vortrag DWA Regenwassertage 2017
- Töws, R. (2016): Labor und Praxis im Einklang. Proceedings, Aqua urbanica, Rigi-Kaltbad, 2016. S. 136 – 140
- Töws, R., Leiter der technischen Kundenbetreuung, Funke Kunststoffe GmbH, Hamm-Uentrop (2017): persönliche Mitteilung
- Verbanck, A.M., Ashley, R., and Bachoc, A. (1994). International workshop on origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems: Summary of conclusions.
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. Phase 1 - Teilprojekt 2, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- Hochschulgruppe Simulation: [www.hgsim.org](http://www.hgsim.org)

## Korrespondenz an:

Philipp Baum  
Bandtäle 2  
70569 Stuttgart  
Tel.: +49-711-685-63985  
Fax: +49-711-685-63729  
E-Mail: [philipp.baum@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:philipp.baum@iswa.uni-stuttgart.de)

# Feinpartikuläre Stoffe (AFS<sub>63</sub>) in Verkehrsflächenabflüssen – Vorkommen und Relevanz für dezentrale Behandlungsanlagen

Steffen Rommel, Brigitte Helmreich

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, TU München, Garching

**Kurzfassung:** Verkehrsflächenabflüsse sind unter anderem durch Abrieb von Fahrbahnbelag, Reifen, Bremsbelägen und atmosphärische Deposition partikulär belastet. Die stoffliche Belastung erfolgt maßgeblich durch die feinpartikuläre Fraktion der Partikel (AFS<sub>63</sub>). Da die Vorreinigung von Verkehrsflächenabflüssen nahezu aller derzeit auf dem Markt bestehenden dezentralen Behandlungsanlagen auf Sedimentation beruht, ist deren Leistungsfähigkeit und Standzeit stark durch die AFS<sub>63</sub>-Fracht beeinflusst. Über einen Zeitraum von 20 Monaten wurde an einer stark befahrenen Straße eine dezentrale Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse untersucht. Im vorliegenden Beitrag werden gemessene AFS- und AFS<sub>63</sub>-Konzentrationen wiedergegeben und diskutiert. Im Median lag der Anteil der AFS<sub>63</sub> an den partikulären Stoffen (AFS) bei 78 %. Die Konzentration unterlag einer starken saisonalen Schwankung. Im Winter wurden bis zu 394 mg/L AFS<sub>63</sub> gemessen. Der Rückhalt der AFS<sub>63</sub> in einem Absetzschacht lag im Median bei 37 %.

**Key-Words:** AFS<sub>63</sub>, Abfiltrierbare Stoffe, Niederschlagswasserbehandlung, Verkehrsflächenabfluss, Dezentrale Behandlungsanlagen, Partikel

## 1 Einleitung

Verkehrsflächenabflüsse sind unter anderem durch Abrieb von Fahrbahnbelag, Reifen, Bremsenbelägen und atmosphärische Deposition partikulär, wie auch stofflich, belastet (Ball et al., 1998; Legret und Pagotto, 1999). Einige Studien zeigen, dass die feinpartikuläre Fraktion besonders mit Schadstoffen belastet ist (Kayhanian et al., 2012b; Lau und Stenstrom, 2005; McKenzie et al., 2008). Darum rücken derzeit feinpartikuläre Stoffe, mit der Einführung des Parameters AFS<sub>63</sub>, in den Fokus (Dierschke und Welker, 2015). Dieser beschreibt abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Korngrößenbereich  $0,45 \mu\text{m} < d < 63 \mu\text{m}$ . Die Definition folgt der in der Bodenkunde geläufigen Grenze zwischen Sanden und Schluffen ( $< 63 \mu\text{m}$ ) (DIN 4220). Der Parameter AFS<sub>63</sub> wird auch im neuen DWA-Arbeitsblatt A 102 als Leitparameter seinen Einzug finden (DWA-A 102, Entwurf Oktober 2016).



Nahezu alle derzeit auf dem Markt angebotene Anlagen zur dezentralen Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen basieren in der Vorreinigungsstufe auf dem Prinzip der Dichtentrennung bzw. Sedimentation (Huber et al., 2015). Bäckström (2002) zeigte, dass die Sinkgeschwindigkeit von Feinpartikeln ( $<20\ \mu\text{m}$ ) stärker als durch die abnehmende Partikelgröße bedingt abnimmt. Als mögliche Gründe hierfür werden geringere Partikeldichten, nicht-kugelförmige Formen und elektrostatische Kräfte zwischen den Partikeln genannt. Dies limitiert die Reinigungsleistung von Sedimentationsanlagen und führt zu verkürzten Standzeiten nachgeschalteter Filtrationseinheiten.

Da Schwermetalle aus Verkehrsflächenabflüssen zum großen Teil partikulär gebunden vorliegen (Bäckström et al., 2003; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012a; Sansalone und Buchberger, 1997), ist die Sedimentationsleistung essentiell für die Entfernung dieser Kontaminanten.

Im Rahmen des von der Landeshauptstadt München finanzierten Forschungsprojekts "Wissenschaftliche Untersuchung der Effizienz der Kombination Absetzschacht und Versickerungsschacht zur Reduzierung der stofflichen Belastung von Verkehrsflächenabflüssen" wurden im Zeitraum von 05/2016 bis 01/2018 Verkehrsflächenabflüsse beprobt und hinsichtlich der Parameter AFS und  $\text{AFS}_{63}$  analysiert, um saisonale Einflüsse zu bewerten. Des Weiteren wird der mögliche Rückhalt der feinputikulären Stoffe durch Sedimentation beschrieben. Der vorliegende Beitrag gibt eine erste Übersicht der Beprobungen.

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Standort**

Die Probenahme erfolgte an einer dezentralen Behandlungsanlage für Verkehrsflächenabflüsse an einer stark befahrenen innerstädtischen Straße in München. Die mehrstufige Behandlungsanlage mit einer Anschlussfläche von  $400\ \text{m}^2$  Verkehrsfläche bestand in der ersten Stufe aus einem Absetzschacht mit einem Volumen von ca.  $11\ \text{m}^3$ . Auf die weiteren Stufen wird im vorliegenden Beitrag nicht weiter eingegangen. Im Absetzschacht wurde nach sieben Monaten Betrieb zu- und ablaufseitig Leitbleche zur Reduktion von Kurzschlussströmungen eingebaut. Die Proben wurden im Zulauf und im Ablauf des Absetzschachts gezogen.

Drei Fahrstreifen, sowie ein Standstreifen, bilden das Einzugsgebiete des beprobten Standorts. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) im Einzugsgebiet der Versuchsanlage ist ca. 24.000 Kfz/d. Hieraus ergibt sich entsprechend DWA-M 153 (2007) eine starke Flächenverschmutzung des Flächentyps F6, welche eine Behandlung des Verkehrsflächenabflusses erforderlich macht. Die Spuren der entgegengesetzten Fahrtrichtung (ca. 22.000 Kfz/d) sind durch einen Mittelstreifen vom Einzugsgebiet getrennt. Jedoch wird durch Sprühnebel und Windverfrachtung von einer zusätzlichen Belastung des Straßenabflusses ausgegangen (Kluge und Wessolek, 2012).

Die Fahrbahnoberfläche besteht aus einer Asphaltdeckschicht. Der Standort grenzt an den nördlichen Teil des Olympiaparks. Durch nahegelegene Bäume und Sträucher kommt es zu Pollen- und Laubeintrag in das Entwässerungssystem. Bei der Landschaftspflege anfallender Grünschnitt führt zu weiterer organischer Belastung des Systems.

Die Regenhöhe am Standort wird durch das Niederschlagsmesssystems RG-50 der Fa. Seba Hydrometrie nach dem Kippwaagen-Prinzip aufgezeichnet. Die Auflösung beträgt 0,1 mm.

Der Durchfluss in der Anlage wird nach dem Absetzschacht durch einen magnetisch-induktiven Durchflussmesser (Krohne Messtechnik, Optiflux 1100C, IFC 100 C, DN40) gemessen.

## 2.2 Probenahme

Die Probenahme erfolgte durch automatische Probenehmer (WaterSam WS 316, Edmund Bühler PP 84) im Zu- und Ablauf des Absetzschachtes. Die Probenahme erfolgte zeitproportional in 5 min Intervallen. Sobald ein Durchfluss von 1,0 L/min (entspricht 0,4 L/(s·ha)) überschritten wurde, startete die Probenahme. Nach Unterschreitung des Schwellenwerts von 1,0 L/m von mehr als einer Minute wurde die Probenahme beendet. Die Probenahme an allen Probenahmeorten erfolgte synchron. Bei der Probenahme wurden jeweils 250 mL entnommen und in 2 bzw. 2,5 L fassende PE-HD Behälter gefüllt. In den Probenehmern wurden die Proben bis zum Transport in das Labor bei 4±1 °C thermostatiert.

## 2.3 Probenhomogenisierung und Analytik

Die Entnahme der Probenflaschen aus den Probenehmern erfolgte innerhalb von 48 h. Um die durchschnittliche Belastung des Abflusses während eines Regenereignisses zu bestimmen, wurden die periodisch gezogenen Proben jedes beprobten Regenereignisses zu Mischproben in einem 30 L fassenden Glasbehälter mit Auslaufhahn vereinigt. Zur Homogenisierung der Proben wurde ein Dispergierwerkzeug (IKA, T25 basic, S 25 KV) eingesetzt. Nach ausreichender Homogenisierung der Probe wurde, bei weiterhin laufendem Dispergiergerät, die Probe nach mindestens 10 s geöffnetem Auslaufhahn zur Analyse entnommen.

Die AFS<sub>63</sub>-Bestimmung erfolgte in Anlehnung an Dierschke und Welker (2015) über Nasssiebung einer Probe (1 L Volumen) mit einem 1000 µm Sieb, gefolgt von einem 63 µm Sieb. Die gesiebte Probe wurde anschließend über 0,45 µm Nitrocellulose-Membranfilter vakuum-filtriert. Sowohl Siebe als auch Membranfilter wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank getrocknet. Die Rückstände auf den Sieben bzw. Filtern entsprechen den AFS (> 0,45 µm) sowie AFS<sub>63</sub> (> 0,45 µm; < 63 µm).

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Während der Messkampagne wurde eine große Schwankung der AFS und AFS<sub>63</sub>-Messwerte festgestellt (vgl. Abbildung 1, Tabelle 1). Im Median betrug der Anteil der AFS<sub>63</sub> an den AFS 78 %. Die mittlere AFS<sub>63</sub>-Konzentration entspricht mit sehr geringer Abweichung dem Orientierungswert (120 mg/L) des DWA-A 102 (Entwurf Oktober 2016). Jedoch ist die partikuläre Belastung > 63 µm geringer als im DWA-A 102 angegeben.

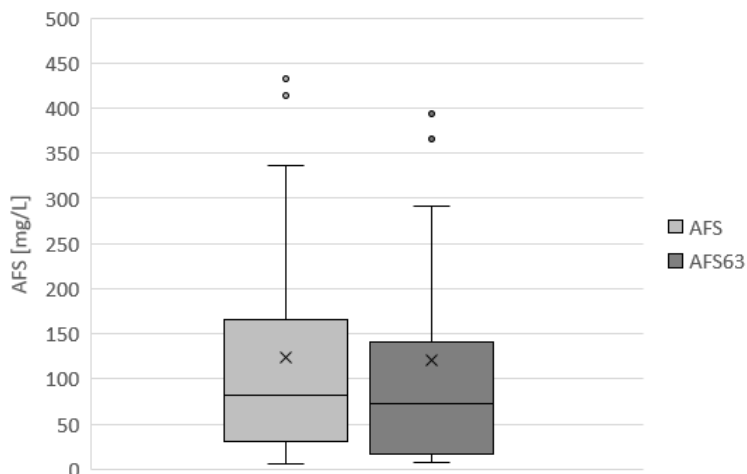


Abbildung 1: AFS (n=23) und AFS<sub>63</sub> (n=15) während des Untersuchungszeitraums 05/2016 bis 01/2018 (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Kreuz entspricht Mittelwert)

Tabelle 1: Statistik zu Untersuchungszeitraum 05/2016 bis 01/2018; q, Mittlere Abflussspende; d, Dauer der Beprobung des Ereignisses; AFS; AFS<sub>63</sub>; AFS<sub>63</sub>/AFS

Parameter	Einheit	n	Min	0,25-Quantil	Median	Mittelwert	0,75-Quantil	Max
q	l/(s·ha)	23	1,6	3,4	5,7	8,1	7,2	26,1
d	min	23	33	62	80	94	103	421
AFS	mg/L	23	7	32	82	123	166	433
AFS <sub>63</sub>	mg/L	15	8	18	73	121	140	394
AFS <sub>63</sub> /AFS	-	15	0,25	0,53	0,78	0,68	0,85	0,91

Die Median-Werte von AFS und AFS<sub>63</sub> sind mit der Untersuchung von Hilliges et al. (2017) vergleichbar. Jedoch wurden im Winter mit 394 mg/L deutlich höhere AFS<sub>63</sub>-Konzentrationen gemessen als bei Hilliges et al. (2017) (186 mg/L).

Während des Untersuchungszeitraums wurde der überwiegende Teil der partikulären Stoffe in der Fraktion AFS<sub>63</sub> aufgefunden (vgl. Abbildung 2). In 87 % der Proben war der Anteil der feinpartikulären Fraktion  $\geq 60$  %. Dies unterstreicht die Relevanz dieser Fraktion, zusammen mit der festgestellten erhöhten Schadstoffkonzentration (Kayhanian et al., 2012b; Lau und Stenstrom, 2005; McKenzie et al., 2008).

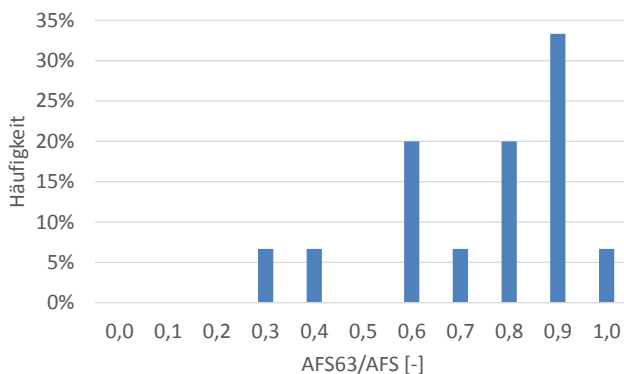


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung Verhältnis AFS<sub>63</sub>/AFS; Untersuchungszeitraum von 05/2016 bis 01/2018

### 3.1 Saisonale Einflüsse

Die AFS bzw. AFS<sub>63</sub> Konzentration variiert stark saisonal. Abbildung 3 zeigt die Messdaten im Zulauf von 05/2016 bis 01/2018. Im Sommer (Juni-August) wurden die geringsten Konzentrationen von 16 mg/L AFS<sub>63</sub> im Median gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Winter (Dezember-Februar) mit 365 mg/L AFS<sub>63</sub> im Median bestimmt. Die Datenlage für Herbst und Winter ist zwar derzeit noch sehr gering, die Beprobung wird jedoch fortgesetzt. Entsprechende Ergebnisse wurden aber auch von Helmreich et al. (2010) und Westerlund et al. (2003) in anderen Studien veröffentlicht.

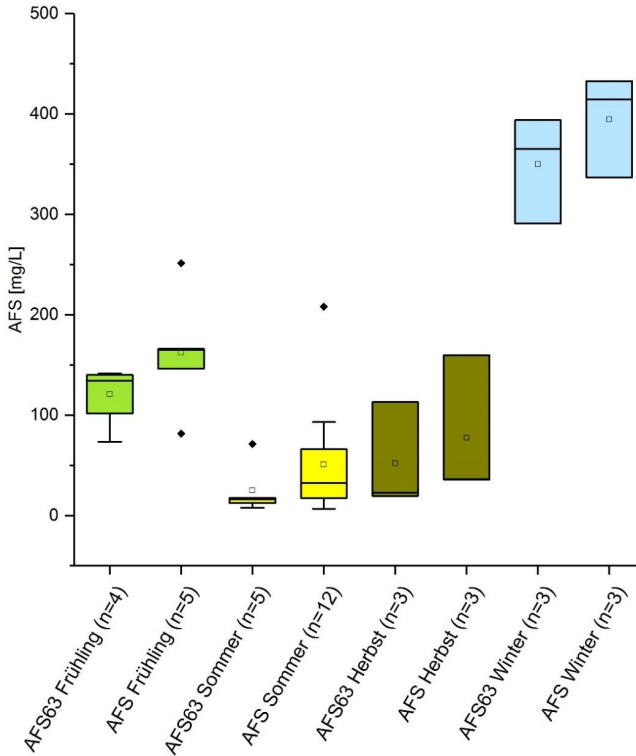


Abbildung 3: AFS und AFS<sub>63</sub> im Zulauf; Untersuchung von 05/2016 bis 01/2018; Frühling (März-Mai), Sommer (Juni-August), Herbst (September-November), Winter (Dezember-Februar) (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Quadrat entspricht Mittelwert)

### 3.2 Rückhalteleistung

Während der Untersuchung wurde durch den Absetzschacht im Median ein AFS bzw. AFS<sub>63</sub> Rückhalt von 51 bzw. 37% erreicht. Jedoch unterliegt die Leistungsfähigkeit einer starken Schwankung (vgl. Abbildung 4). Der Rückhalt der feinpartikulären Stoffe (AFS<sub>63</sub>) war geringer als der gesamten AFS. Dies zeigt, dass AFS<sub>63</sub> schlechter durch Sedimentation zurückgehalten werden kann. Die AFS und auch AFS<sub>63</sub>-Konzentration im Ablauf des Absetzschachts verhielt sich linear zur Zulaufkonzentration. Somit werden bereits zurückgehaltene Partikel nur in geringem Umfang ausgetragen. Die negativen

Rückhalteleistungen wurden bei geringen Zulaufkonzentrationen festgestellt, hierbei können geringe Differenzen zwischen Ablauf und Zulauf zu großen negativen Werten führen.

Mit Hilfe von Grubbs Tests (Signifikanzniveau 0,05) konnten zwei signifikante Ausreißer bei dem AFS-Rückhalt festgestellt werden. Diese Werte wurden entfernt.

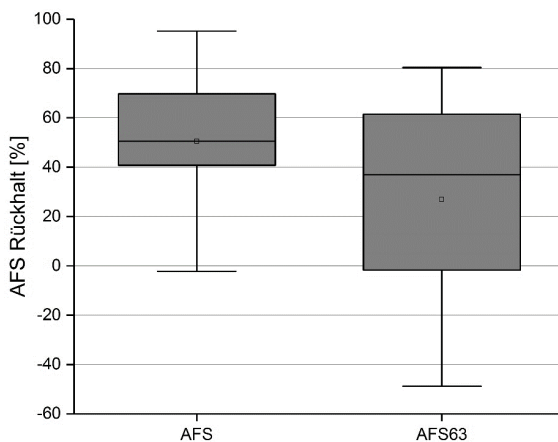


Abbildung 4: AFS bzw. AFS63 Rückhalt im Absetzschacht während der Untersuchung von 05/2016 bis 01/2018; Zwei Ausreißer des AFS-Rückhalts wurden entfernt (Box-Whisker-Plots: Oberes bzw. unteres Ende der Box entspricht 75 bzw. 25 % Quantil, Medianlinie in Box, Quadrat entspricht Mittelwert)

Zwischen mittlerer Abflussspende während des beprobten Regenereignisses und der AFS<sub>63</sub>-Rückhalteleistung ist keine Korrelation erkennbar (vgl. Abbildung 5). Hieraus lässt sich ableiten, dass die AFS<sub>63</sub>-Rückhalteleistung nicht durch die Verweilzeit limitiert ist. Daher ist davon auszugehen, dass eine größer dimensionierte Sedimentationsstufe keine erheblich bessere Leistung erreichen wird. Im Gegensatz dazu korreliert der AFS-Rückhalt mit der mittleren Abflussspende. Dies zeigt, dass die größeren Partikel stärker durch die Strömungszustände im Absetzschacht beeinflusst werden.

Durch die in der Sedimentationsstufe nicht zurückgehaltenen Partikel kommt es zu einer erhöhten stofflichen Belastung im Ablauf. Zum anderen können die Partikel im Ablauf der Sedimentation auch die Standzeit einer nachfolgenden Stufe, beispielsweise einer Filtrations- und/oder Adsorptionsstufe, herabsetzen. Die feinpartikulären Stoffe können zur Kolmation des Filtermaterials führen. Verbunden hiermit ist eine hohe Wartungsintensität der dezentralen Behandlungsanlagen und steigende Betriebs- und Wartungskosten.

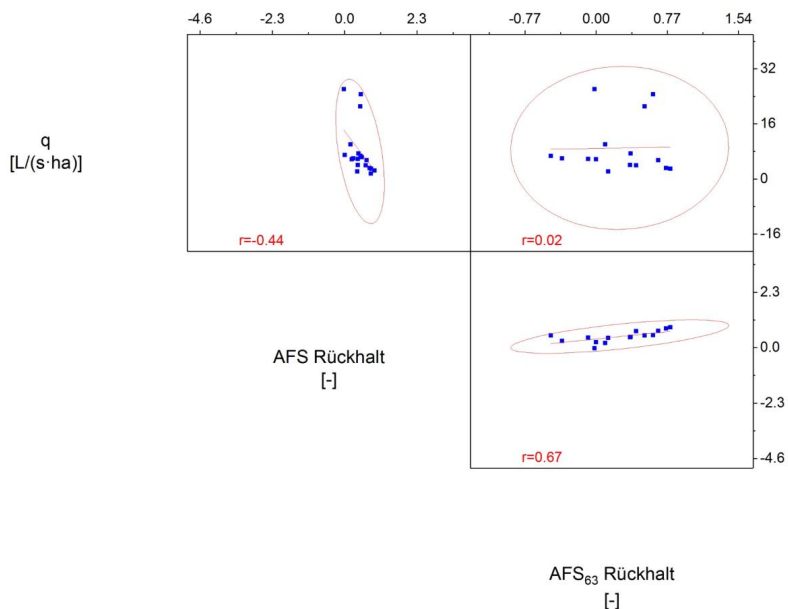


Abbildung 5: Streumatrix der untersuchten Regenereignisse von 05/2016 - 01/2018;  $q$ , mittlere Abflusspende;  $r$ , Pearson-Korrelationskoeffizient; Fläche innerhalb des Kreises entspricht 95 % Konfidenzintervall; rote Linie zeigt lineare Regression

#### 4 Zusammenfassung und Ausblick

Die feinputikuläre Fraktion AFS<sub>63</sub> spielt, unabhängig von der Einführung als zukünftiger Leitparameter im DWA-A 102, eine große Rolle zur Bewertung stofflicher Belastungen von Verkehrsflächenabflüssen. Durch den hohen Anteil der AFS<sub>63</sub> an den AFS sind reine Sedimentationsanlagen stark in ihrer Leistung limitiert. Des Weiteren wird die Standzeit nachgeschalteter Filtrationsstufen maßgeblich durch ein mit feinputikulären Belastungen verbundenes Kolmationsrisiko beschränkt. Derzeitige Laborversuche geben das Verhalten der feinputikulären Stoffe nicht ausreichend wieder. Die Standzeituntersuchungen basieren bisher lediglich auf dem Rückhalt gelöster Schwermetalle (DIBt 2017).

Das Monitoring von AFS und AFS<sub>63</sub> am Standort in München wird bis Mitte 2019 fortgesetzt und wurde im Rahmen des vom Bayerischen Landesamt für Umwelt finanzierten Forschungsvorhabens „Praxiserfahrungen zum Umgang mit dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse“ (AZ: 67-0270-96505/2016) um drei weitere Messstellen erweitert.

## 5 Danksagung

Die Messkampagne erfolgte im Rahmen des Forschungsprojekts „Wissenschaftliche Untersuchung der Effizienz der Kombination Absetzschacht und Versickerungsschacht zur Reduzierung der stofflichen Belastung von Verkehrsflächenabflüssen“, im Auftrag des Baureferats der Landeshauptstadt München.

## 6 Literatur

- Bäckström, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events *Water Science and Technology*, 45(7), 41-49.
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., & Karlsson, S. (2003). Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, & Soil Pollution*, 147(1-4), 343-366.
- Ball, J. E., Jenks, R., & Aubourg, D. (1998). An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Science of The Total Environment*, 209(2-3), 243-254.
- DIBt (2017): Zulassungsgrundsätze Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser, Fassung November 2017. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin.
- Dierschke, M., & Welker, A. (2015). Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. *gwf Wasser/Abwasser*, 156(4), 440-446.
- DIN 4220: Bodenkundliche Standortbeurteilung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten, Ausg. November 2008. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DWA-A 102/BWK-A 3 (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer (Entwurf). DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2016. ISBN: 978-3-88721-383-1.
- DWA-A 138 (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2005. ISBN: 3-937758-66-6.
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2007. ISBN: 978-3-939057-98-7.
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., & Horn, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80(9), 991-997.
- Hilliges, R., Endres, M., Tiffert, A., Brenner, E., & Marks, T. (2017). Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. *Water Science and Technology*, 75(5), 1169-1176.



- Huber, M., Helmreich, B., & Welker, A. (2015). *Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen- und Metalldachabflüsse: Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge* (Vol. 213): Technische Universität München Garching.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895-919.
- Kayhanian, M., Fruchtman, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012a). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46(20), 6609-6624.
- Kayhanian, M., McKenzie, E. R., Leatherbarrow, J. E., & Young, T. M. (2012b). Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of The Total Environment*, 439, 172-186.
- Kluge, B., & Wessolek, G. (2012). Heavy metal pattern and solute concentration in soils along the oldest highway of the world – the AVUS Autobahn. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11), 6469-6481.
- Lau, S.-L., & Stenstrom, M. K. (2005). Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research*, 39(17), 4083-4092.
- Legret, M., & Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment*, 235(1-3), 143-150.
- McKenzie, E., Wong, C., Green, P., Kayhanian, M., & Young, T. (2008). Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Science of The Total Environment*, 398(1-3), 145-153.
- Sansalone, J. J., & Buchberger, S. G. (1997). Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 155-160.
- Thomson, N. R., McBean, E. A., Snodgrass, W., & Monstrenko, I. B. (1997). Highway stormwater runoff quality: Development of surrogate parameter relationships. *Water, Air, & Soil Pollution*, 94(3-4), 307-347.
- Westerlund, C., Viklander, M., & Bäckström, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology*, 48(9), 93-101.

## Korrespondenz an:

Steffen Rommel, M.Sc.

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, TU München

Am Coulombwall 3, 85748 Garching

Tel.: +49 89 / 289 13733

E-Mail: s.rommel@tum.de

# Behandlung von Gleisabwasser unter besonderer Berücksichtigung von Glyphosat

Michael Burkhardt<sup>1</sup>, Alexander Englert<sup>1</sup>, Gunther Adolph<sup>2</sup>

<sup>1</sup> HSR Hochschule für Technik, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Rapperswil, Schweiz

<sup>2</sup> SBB Schweizerische Bundesbahnen AG, Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Mit abfließendem Niederschlagswasser können Glyphosat sowie Stoffemissionen aus dem Bahnbetrieb in Boden oder Gewässer gelangen. Ein entwickeltes, modulares Anlagenkonzept mit Adsorbersubstrat wurde unter realen Feldbedingungen erprobt. Das neue Mischsubstrat hielt in Laborversuchen > 90 % Glyphosat zurück. In der Anlage erreichte der Glyphosat-Rückhalt wiederum > 90 %. Dabei nahmen die Zulaufkonzentrationen von 2.7 µg/l Glyphosat innerhalb von drei Monaten bis unterhalb der Bestimmungsgrenze ab. Die Konzentrationen von Kupfer und Zink waren im Zulauf so gering, dass die Ablaufkonzentrationen ohne spezifische Verfahrensoptimierung nahe der Anforderungswerte für Gewässer lagen. Hohe Zulaufkonzentrationen von AFS traten bei Regen- und Trockenwetter auf. Die Ablaufkonzentrationen ergaben, dass der Feinanteil aber das Mischsubstrat passierte.

**Key-Words:** Gleisabwasser, Stoffemissionen, Glyphosat, Adsorberanlage

## 1 Einleitung

Im Betrieb und beim Unterhalt von Gleisanlagen können Schadstoffe mit dem Gleisabwasser in Boden und Gewässer gelangen. Im Wesentlichen sind Pflanzenschutzmittel aus dem Gleisunterhalt und partikuläre Stoffemissionen aus dem Betrieb zu erwarten [Osborne 2005, Burkhardt 2008, Myers 2011, Braun 2013].

Um die Gleise frei von Pflanzen zu halten, setzen die Schweizerischen Bundesbahnen (SBB) das Herbizid Glyphosat ein. Die Applikation von Glyphosat punktuell auf die Einzelpflanzen erfolgt im Frühling und Spätsommer mit einer Rückenspritze [BAV 2016]. Die regelmäßige chemische Vegetationskontrolle der Bahnanlagen gilt aus sicherheitsrelevanten und betriebstechnischen Gründen vorläufig als unverzichtbar.

Glyphosat ist ein nicht-selektives Blattherbizid, das sich durch hohe Wasserlöslichkeit (12 g/l bei +25 °C) und ionischen Charakter auszeichnet. Der Wirkstoff liegt zwischen pH 3 und 12 als Anion in ein-, zwei- oder dreiwertiger Form vor und bindet vor allem

an Aluminium- und Eisenoxiden (Vereecken 2005). Der Rückhalt nimmt aber mit steigendem pH-Wert ab.

Bei Regenwetter wurden zwischen 1 bis 120 µg/l Glyphosat im Gleiswasser nachgewiesen [Pfeffer 1996, Ehses 2008]. Eine Beeinträchtigung durch Kupfer, Zink und Chrom ist ebenfalls für kleine Fließgewässer (<10 l/s) zu erwarten.

Den Behandlungsbedarf von Gleiswasser definiert in der Schweiz eine Richtlinie unter Berücksichtigung der Lage der Gleise (Bahnhof oder offene Strecke), den Gesamtbruttoregister-tonnen pro Tag und Gleis und bei Höhenlage (Vegetationsdruck) [BAV 2014]. Abschnitte mit > 100'000 BRT und Pflanzenschutzmittelausbringen führen zu einer mittleren bis hohen Belastung. Im Gelbdruck vom Arbeitsblatt DWA-A A102 wird sogar Gleisabwasser per se als stark belastet eingestuft.

Die Gleiswasserbehandlung ist vor allem dort sinnvoll, wo Belastungsschwerpunkte an kleinen Fließgewässern zu erwarten sind. Um über eine technische Option zur Minimierung des Eintrags von Glyphosat, aber auch von Kupfer, Zink und AFS, zu verfügen, wurde für die SBB ein Anlagenkonzept entwickelt und getestet. Für die Behandlung von Niederschlagswasser mit Adsorberanlagen ist in der Schweiz eine neues Prüfverfahren festgelegt worden [Burkhardt 2017b].

## 2 Labortests

### 2.1 Säulenversuche

Ein bekanntes Substrat AD-R (D-Rainclean CH, Funke Kunststoffe, Hamm-Uentrop) ist bereits erfolgreich in einer Regenwasseranlage im Einsatz und wurde als Referenzmaterial genutzt [Burkhardt 2017a]. Enthalten sind u.a. granuliert Aktivkohle (GAK) und granuliertes Eisenhydroxid (GEH). Das zweite Substrat stellt eine Neuentwicklung für die Gleisentwässerung dar (AD-N), die gezielt auf den Rückhalt von Glyphosat sowie die betriebstechnischen Anforderungen ausgerichtet ist. Spezielle Substratbestandteile sichern die Leistungsmerkmale und Wirtschaftlichkeit. Die gesättigte Wasserdurchlässigkeit ist mit  $K_f 2.3 \times 10^{-3}$  m/s als hoch einzustufen.

In Säulenversuchen wurden in Anlehnung an die neue Leistungsprüfung die Materialien in drei Testabschnitten bei 8.95, 2.15, 0.895 m/h beschickt. Die Testlösung enthielt 0.5 mg/l oder 0.05 mg/l Glyphosat und je VSA-Leitsubstanz (Kupfer, Zink, Diuron, Mecoprop) und war bei pH 6 oder pH 8 gepuffert.

In Aliquoten der Sammelproben wurden pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Glyphosat, AMPA, Diuron und MCPP wurden mit LC-MS/MS bei einer Bestimmungsgrenze von 0.02 µg/l quantifiziert. Der Gesamtgehalt und die gelöste Fraktion von Kupfer und Zink wurden mit ICP-MS bestimmt.

## 2.2 Laborresultate

Das Referenzmaterial AD-R erreichte 50 % Glyphosat-, 80 % Diuron/MCPP- und 70 % Kupfer/Zink-Rückhalt (Fig. 1). Das neue Mischsubstrat AD-N weist eine deutlich höhere Leistungsfähigkeit bezogen auf die Pestizide auf. MCPP, eine polare Substanz mit ungünstigem Bindungsverhalten, stach mit 80 bis 99 % Rückhalt besonders hervor. Generell ließ sich Glyphosat bei der geringen Konzentration (0.05 mg/l) mit pH 6 um einen Faktor 100 (99 %) und pH 8 noch um einen Faktor 10 (90 %) entfernen. Auch bei der höchsten Filtergeschwindigkeit mit 8.95 m/h wurden auf 15 cm Säulenlänge rund 93 % Glyphosat zurückgehalten. Damit ist das neue Substrat beim Glyphosat-Rückhalt, bezogen auf die jeweiligen Testabschnitte und unter gleichen Versuchsbedingungen, rund 50 % leistungsfähiger als das bereits sehr leistungsstarke Adsorbermaterial AD-R.

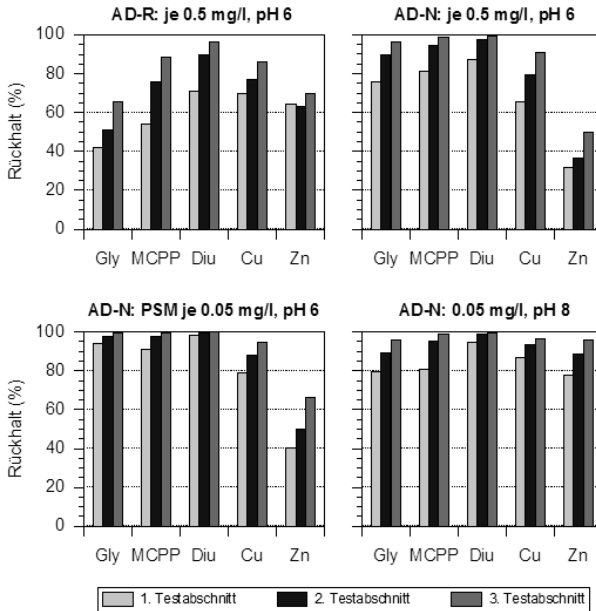


Abbildung 1: Rückhalt von Glyphosat (Gly), Mecoprop (MCPP), Diuron (Diu), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) in den vier Säulenversuchen mit folgenden Filtergeschwindigkeiten: 1. Testabschnitt 8.95 m/h, 1. Testabschnitt 2.15 m/h, 3. Testabschnitt 0.895 m/h. Material AD-R: Referenzmaterial (links oben), AD-N: neues Adsorbersubstrat.

Die Bindung von Kupfer war für beide Materialien mit ca. 70 bis 95 % gleich gut. Zink wurde bei pH 6 nur zwischen 32 und 50 % zurückgehalten. Hierbei kommt zum Tragen, dass kein Karbonat zugesetzt ist, welches den pH-Wert anhebt und Zink folglich

ausfällt. Bei pH 8 verbessert sich der Schwermetallrückhalt für AD-N auf > 90 %, weil im leicht alkalischen Milieu das gelöste Kupfer vollständig und Zink zu mehr als Zweidritteln ausfallen. Dadurch liegen die Metalle ungelöst vor und werden vermutlich durch das Mischsubstrat herausgefiltert.

### **3 Behandlungsanlage**

#### **3.1 Standort und Projektierung**

Der Standort für die Pilotinstallation befindet sich beim Bahnhof Gelterkinden im Kanton Basel-Landschaft. Ein Zugverkehrsaufkommen von täglich 102'000 Gesamtbruttotonnen und der Einsatz von Glyphosat lassen eine hohe Belastung im Gleisabwasser erwarten.

Die dränierte Gleisfläche umfasst 5'280 m<sup>2</sup>. Der berechnete Abfluss von 46 l/s ist aus der angeschlossenen Fläche mit einem angenommenen Abflussbeiwert von 0.5 für Niederschlagsereignisse mit 2-Jährlichkeit und 15 min Dauer hergeleitet.

Die entwickelte Behandlungsanlage für einen bestehenden unterirdischen Betonschacht (2 x 2.5 x 3 m, L x B x H) umfasste acht Gitterboxen mit neuartigen Filtertaschen. In die Taschen wurde das neue Adsorbersubstrat AD-N rund 40 cm hoch eingefüllt (je 100 l). Die Substratoberfläche umfasste 0.32 m<sup>2</sup> pro Box. Das modulare Anlagenkonzept ist so ausgelegt, dass es sich auf andere neue oder bestehende Gleiswässerungsanlagen anpassen lässt.

Um eine „Worst-Case“ Situation bezogen auf die hydraulische und stoffliche Belastung zu untersuchen, erfolgte die Zuführung des Gleiswassers ungedrosselt und ohne Vorabscheidung.

Die Zuflussmenge der Anlage wurde in einem Doppelrechteckgerinne mit Ultraschall erfasst (STEBATEC, Brügg). Zwei automatische Probenehmer waren am Zu- und Abfluss der Filterboxen positioniert. Je 1 m<sup>3</sup> Zufluss wurde eine Teilprobe in eine Sammelflasche überführt. Insgesamt wurden sieben Sammelproben vom Zu- und Abfluss genommen. Die Anlage wurde mit dem Prozessleitsystem ARAbella (STEBATEC, Brügg) überwacht, die Probenahmen ausgelöst und der Zufluss in Echtzeit dargestellt.

Der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit und die Temperatur wurden vor Ort manuell mit Feldmessgeräten gemessen. In Stichproben vom Zufluss sowie sechs Sammelproben des Zu- und Abflusses wurden AFS gravimetrisch und die Stoffe Glyphosat, AMPA, Kupfer und Zink mit den gleichen Methoden wie die Laborproben analysiert.

Vor der Glyphosat-Applikation wurde eine Referenzsammelprobe entnommen, die einen Abfluss von rund 11 m<sup>3</sup> über vier Tage repräsentiert, um eine mögliche Hintergrundbelastung zu erfassen. Diese Referenzmessung ergab Glyphosat- und AMPA-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

### 3.2 Feldresultate

Über 142 Versuchstage (1.5. bis 20.9.2017) wurden rund 1070 m<sup>3</sup> Gleisabwasser behandelt, davon seit der Glyphosat-Anwendung während 115 Tagen rund 550 m<sup>3</sup> Abwasser (Abb. 2). In dieser Zeitspanne fielen 270 mm Niederschlag.

In der Versuchsdauer wurden 10 eindeutig messbare Abflussereignisse mit 0.5 bis 1.0 l/s aufgezeichnet, die je 20 bis 57 m<sup>3</sup> und zusammen rund 70 % des Gesamtabflusses umfassten (Abb. 2, Tab. 1). Bei sieben Ereignissen lagen Spitzenabflüssen von 5 bis 7 l/s vor. Die zeitliche Verzögerung der Abflussbildung, ca. 1 h nach Regenbeginn, und das lange Nachklingen unterstreichen die Retentionswirkung des Gleiskörpers und die langen Fließwege mit geringem Gefälle bis zur Behandlungsanlage.

Der Zufluss zur Anlage lag im Mai stets zwischen 0.06 und 0.1 l/s und sank im Juni auf <0.02 l/s (Fig. 5). Dieser Zufluss war für rund 30 % des gemessenen Gesamtzuflusses verantwortlich und dürfte einerseits auf die Retentionswirkung, andererseits auch auf Hangwasser von Böschungen entlang der Gleise zurückzuführen sein. Erst ab Juli war aufgrund der geringen Niederschlagsmengen und höheren Lufttemperaturen (= höhere Verdunstung) kein Trockenwetterzufluss messbar.

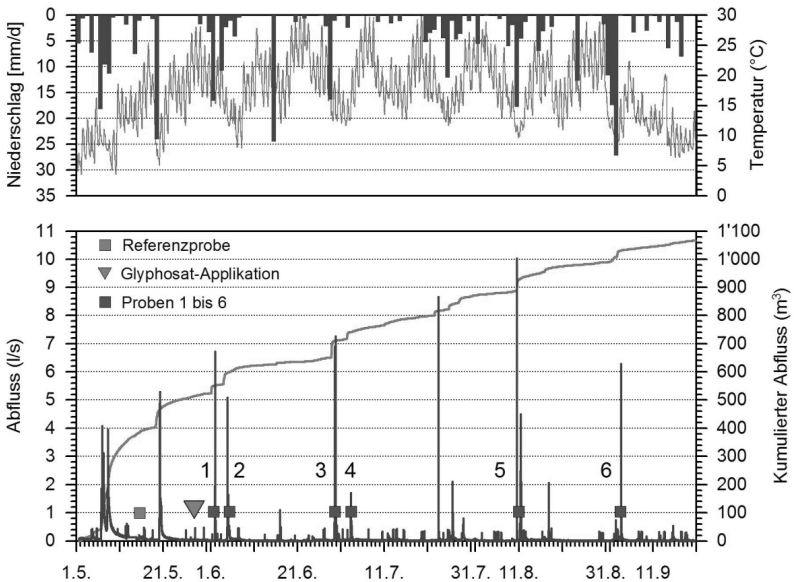


Abbildung 2: Niederschlag (mm/d) und Temperatur (°C/h) (oben), Abfluss (l/s) und kumulierter Abfluss (m<sup>3</sup>) (unten) über die Versuchsdauer.

Die mittlere Filtergeschwindigkeit, berechnet aus dem Zufluss der Abflussereignisse auf der Filterfläche von allen Boxen, lag bei rund 1.5 m/h. Diese Geschwindigkeit liegt im Bereich vom zweiten Testabschnitt des Säulenversuchs mit 2.15 m/h.

Die Wasserdurchlässigkeit von zwei Substratboxen ging durch oberflächennahe, ockerfarbene Ablagerungen zurück. Durch Kamerabilder liess sich nachweisen, dass bei zwei Abflussspitzen zwei Boxen kurzzeitig überliefen (2./4. Probenahme). Deshalb wurden die Ablagerungen manuell aufgelockert, sodass das Wasser wieder ungehindert versickerte. Der hydraulische Wirkungsgrad der Anlagen betrug trotz der zwei Überlaufereignisse > 90 %.

Mit den analysierten sechs Sammelpunkten nach der Applikation wurden rund 50 % der gesamten und rund 80 % der regengetriebenen Abflussmenge erfasst. Ein größeres und drei kleinere Abflussereignisse wurden nicht analysiert (Abb. 3).

Die Zulaufkonzentrationen in den Sammelpunkten starteten mit 2.7 µg/l Glyphosat im ersten Abflussereignis drei Tage nach der Applikation und nehmen über die weiteren fünf analysierten Ereignisse bis in den Bereich der Bestimmungsgrenze ab (6. Probe 0.03 µg/l) (Abb. 3). Die erste Probe deckte rund 50 % der Gesamtfracht von 127 mg Glyphosat ab. Durch die drei letzten Ereignisse kamen weniger als 5 % Fracht hinzu.

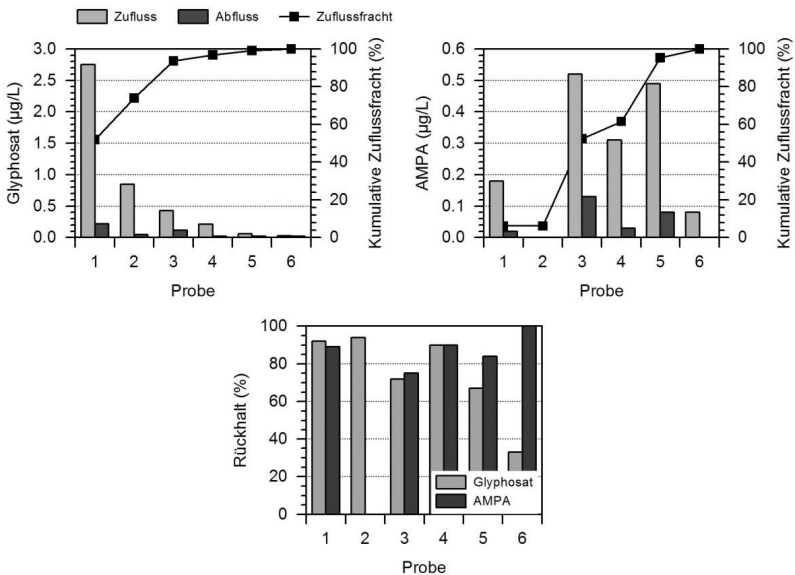


Abbildung 3: Konzentrations- und Frachtverlauf (oben) und Rückhalt von Glyphosat und AMPA (unten) über sechs analysierte Abflussereignisse.

Anders hingegen verlief der Konzentrations- und Frachtverlauf vom Abbauprodukt AMPA. Der mikrobielle Abbau von Glyphosat im Gleisbett ließ die Konzentrationen vom ersten Ereignis zum zweiten zunächst steigen und diese gingen erst mit dem letzten Ereignis, rund drei Monate nach der Applikation, in den Bereich der Bestimmungsgrenze zurück (Abb. 3). Alleine die dritte Abflussprobe umfasste rund 45 % der ausgetragenen Fracht in Höhe von 65 mg AMPA.

In anderen Untersuchungen wurde bis 120 µg/l Glyphosat nachgewiesen. Diese Konzentrationen wurden stets im ersten Abflussereignis gefunden, insbesondere nach Starkregen. Auch wenn derart hohe Konzentrationen in Gelterkinden nicht nachweisbar waren, trat die höchste Konzentration bzw. Fracht ebenfalls in der ersten Abflussprobe auf.

Der Stoffrückhalt (in Prozent) der Anlage ergibt sich aus der Differenz von Zu- und Ablaufkonzentration. Der Glyphosat-Rückhalt erreichte beim ersten, zweiten und vierten Abflussereignis > 90 % und bei AMPA vergleichbar hohe Rückhalte (Abb. 3). Die geringeren Eliminationen beim dritten und fünften Ereignis hängen mit dem Überlaufen der zwei Filterboxen zusammen (s.o.), wodurch unbehandeltes Gleisabwasser in den ablaufseitigen Probenehmer gelangte. Beim sechsten und letzten analysierten Ereignis liegen die Glyphosat-Konzentrationen im Zu- wie auch Ablaufwasser im Bereich der Bestimmungsgrenze, sodass der analytische Fehler eine verlässliche Bilanzierung nicht mehr zulässt. Die berechneten 33 % Rückhalt sind folglich nicht aussagekräftig für die Leistungsfähigkeit.

Nach der Vollstrombehandlung lag die Ablaufkonzentration des ersten Ereignisses mit 0.22 µg/l Glyphosat bereits vor der Einleitung ins Gewässer im Bereich des Anforderungswerts der Schweizer Gewässerschutzverordnung von 0.1 µg/l pro Pesticid. In allen weiteren Proben wurde ablaufseitig diese Anforderung unterschritten. Auch für AMPA, dem Abbauprodukt des Glyphosats, wurde dieser Anforderungswert stets erreicht.

Die mit sechs Abflussereignissen auf die Anlage transportierte Fracht von 127 mg Glyphosat übersteigt die AMPA-Fracht (65 mg) um das Doppelte (Tab. 1). Unter Berücksichtigung der Adsorptionskapazität von der eingebauten adsorptionsrelevanten Substratmenge lassen sich bei 5 % Bindung theoretisch rund 12 kg Glyphosat zurückhalten. Die Kapazität würde Jahrzehnte ausreichen. Folglich ist eine lange Standzeit möglich, sofern nicht andere Stoffe, wie gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), durch übermäßige konkurrierende Sorption die Kapazität deutlich herabsetzen. Um demnach die stoffliche Leistungsfähigkeit für lange Zeit sicherzustellen, ist bei hohen AFS-Frachten – die bei Gleisabwasser die Ausnahme darstellen – eine gute Vorabscheidung wichtig.

Die Zulaufkonzentrationen von Kupfer mit 10 bis 50 µg/l und Zink mit 50 bis 170 µg/l Gesamtgehalt waren gering (Abb. 4), sodass die Ablaufkonzentrationen im Bereich der numerischen Anforderungen für Oberflächengewässer von 5 µg/l Kupfer (gesamt) und 20 µg/l Zink (gesamt) lagen.



Der pH 8 im Gleisabwasser unterstreicht, dass der wesentliche Anteil vom Kupfer, teilweise auch vom Zink, ungelöst vorlag. Außerdem ist bekannt, dass Zink und Kupfer als Abrieb des rollenden Bahnverkehrs emittieren. Aus diesem Grund wirkt das grobkörnige Mischsubstrat AD-N nicht nur als Adsorber, sondern auch als Filter zum Rückhalt solcher Partikel. Aufgrund dessen schwankte der Schwermetallrückhalt deutlich und erreichte maximal rund 70 % (Abb. 4).

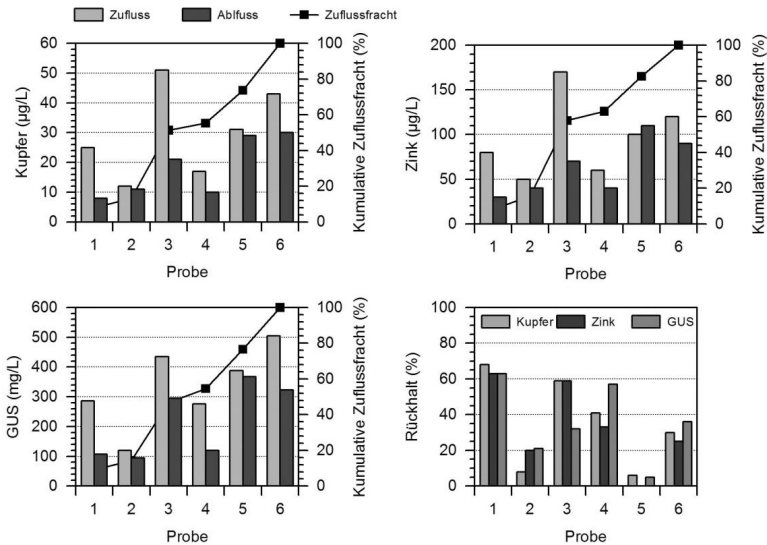


Abbildung 4: Konzentrations- und Frachtverlauf von Kupfer (links oben), Zink (rechts oben) und AFS (rechts) über sechs analysierte Abflussereignisse.

Im Gleisabwasser ist in der Regel mit einem sehr geringen AFS-Gehalt zu rechnen (<20 mg/l) [Burkhardt 2008]. Die Zulaufkonzentrationen von ca. 100 bis 500 mg/l AFS sind deshalb für Gleiswasser unerwartet hoch (Abb. 4). Anzunehmen ist, dass die Partikelmenge einerseits durch Hangwasser herangeführt, andererseits durch Stopfarbeiten im Gleis (Abrieb vom Schotter) erzeugt wurde. Die Partikelgrößenverteilung zwischen 1 bis 100 µm (D<sub>50</sub> 10 µm) unterstreicht den hohen Feinanteil.

Bei einer mittleren Konzentration von 240 mg/l AFS in rund 1070 m<sup>3</sup> Zulaufwasser und durchschnittlich 36 % Rückhalt wurden rund 95 kg AFS, bei Einzelereignissen bis 25 kg AFS, zurückgehalten (Tab. 1). Im Ablaufwasser waren dennoch hohe AFS-Konzentrationen nachweisbar, weil der Feinanteil vom AFS durch die grobkörnige Struktur des Filtermaterials hindurch transportiert wurde. Die Zulaufkonzentrationen von AFS korrelierten dabei mit den Schwermetallkonzentrationen.

Tabelle 1: Berechnete Fracht für die analysierten sechs Zuflussereignisse.

Probe	Zufluss (m <sup>3</sup> )	Glyphosat		AMPA		Zink		Kupfer		AFS	
		(µg/l)	(mg)	(µg/l)	(mg)	(µg/l)	(g)	(µg/l)	(g)	(mg/l)	(kg)
1	24	2.75	66	0.18	4	80	1.9	25	0.6	286	7
2	33	0.85	28	<0.02	<1	50	1.7	12	0.4	120	4
3	57	0.43	25	0.52	30	170	9.7	51	2.9	436	25
4	20	0.21	4	0.31	6	60	1.2	17	0.3	276	6
5	45	0.06	3	0.49	22	100	4.5	31	1.4	388	17
6	36	0.03	1	0.08	3	120	4	43	2	504	18
<b>Gesamt</b>	<b>215</b>		<b>127</b>		<b>65</b>		<b>23</b>		<b>7.6</b>		<b>77</b>

Anders verhielt es sich bei der hydraulisch limitierenden Ablagerung auf den zwei Filterboxen, die den AFS-Rückhalt erhöhte. Nachdem diese zweimal entfernt wurden, nahm die Durchlässigkeit wieder zu und der AFS-Rückhalt sank auf 21 % bzw. 5 %.

#### 4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Mit dem modularen Anlagenkonzept (Boxen, Filtertaschen) und neuen Adsorbermaterial AD-N lässt sich Gleisabwasser erfolgreich behandeln. Der Glyphosat-Rückhalt von > 90 % im Labortest bedeutet, dass die Schweizer VSA-Anforderung „Erhöht“ (grün) erfüllt ist. Im Feldtest wurde auf Grundlage des frachtgemittelten Wirkungsgrads der hohe Rückhalt > 90 % für Glyphosat und AMPA selbst ohne Vorabscheidung und bei ungedrosselter Beschickung der Anlage bestätigt.

Der Rückhalt vom gelösten Kupfer (80 %) und Zink (40 %) im Labortest ist mit dem eingesetzten Substrat befriedigend, weil die Metalle im Gleisabwasser überwiegend aus Abrieb in partikulärer Form und geringen Konzentrationen auftreten. Durch pH 8 im Gleisabwasser wird zudem ein Teil der gelösten Metallfraktion in die ungelöste Form überführt und wie Abriebpartikel im Mischsubstrat teils zurückgehalten.

Damit ist die neue Technologie nicht nur für die SBB eine attraktive Technologie, sondern auch für andere Eisenbahngesellschaften. Bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit einer solchen technischen Maßnahme ist zu berücksichtigen, dass sich diese Anlage mit geringem Aufwand erstellen und betreiben lässt. Die reinen Materialkosten für 100 L Mischadsorber, entsprechend einer Boxfüllung mit 40 cm Schichthöhe, liegen zusammen mit der Box und Filtertasche bei rund 1000.- Euro (Funke Kunststoffe GmbH, Hamm-Uentrop).

Um Unterhalt und Betriebskosten bei Anlagen zum ausschließlichen Glyphosat-Rückhalt weiter zu minimieren sowie die Standzeit zu verlängern, kann eine temporäre Beschickung, beispielsweise nur für vier Monate nach Applikation (die Termine sind bekannt), vorgesehen werden.

Das Mischsubstrat ist gemäß Hersteller geeignet, Gleisabwasser bis rund 100 mg/l AFS ohne Vorabscheidung zu behandeln. Höher belastetes Gleisabwasser ist dagegen vorzubehandeln, um die Kolmation zu reduzieren und die hydraulische Leistungsfähigkeit zu erhalten.

## 5 Literatur

- BAV (2014): Richtlinie Entwässerung von Eisenbahnanlagen. Schweizer Bundesamt für Verkehr, Bern.
- BAV (2016): Richtlinie - Chemische Vegetationskontrolle auf und an Gleisanlagen. Schweizer Bundesamt für Verkehr, Bern, 19 Seiten.
- Braun C., Gälli R. und Kammer C. (2013): Belastung durch Gleisabwasser. Aqua und Gas, 7/8:40-49.
- Burkhardt M., Rossi L. und Boller M. (2008): Diffuse release of environmental hazards by railways. Desalination, 226:106-113.
- Burkhardt M., Schmidt S., Gohl M., Zenker A., Schmocker M., Zbinden D., Loretz A., Bigler R. und Boller M. (2017a): Behandlung von Regenwasser - Grosstechnische Erfahrung mit unterirdischer Retention und nachgeschaltetem Adsorberfilter. Aqua und Gas, 4:78-85.
- Burkhardt M., Schmidt S. und Bigler R. (2017b): VSA-Leistungsprüfung – Leistungsermittlung im Labor- und Feldtests für Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung . Aqua & Gas, 11:33-41.
- Ehse H., Schmidt B., Urban P. und Zietz E. (2008): Langzeitstudie: Auswirkungen des Herbizideinsatzes im Gleisbereich der DB AG unter besonderer Berücksichtigung des Grundwasserschutzes (1993 - 1998). Institut Fresenius, Taunusstein, 170 Seiten.
- Hanke I., Bohnenblust S., Singer H., Stamm C. und Müller A. (2009): Pflanzenschutzmittel im Gleisabwasser. Gas, Wasser, Abwasser GWA, 7:1-8.
- Myers B. und Pezzaniti D. (2011): The Nature and Significance of Runoff Pollution in Railway Corridors – Literature Review. University of South Australia, 48 Seiten.
- Osborne M. und Montague M. (2005): The potential for water pollution from railways. Report CIRIA C643, CIRIA, London/UK, 20 Seiten.

Pfeffer M. (1996): Prüfung der Umweltbelastung durch den Herbizideinsatz auf Gleisanlagen der ÖBB. Bericht, 5/673, Institut für Bodenforschung und Baugeologie, Wien, 76 Seiten.

Vereecken H. (2005): Mobility and leaching of glyphosate: A review. Pest Management Science 61(12):1139-1151.

### **Korrespondenz an:**

Michael Burkhardt, Prof. Dr.  
Oberseestrasse 10

Tel.: +41 55 222 4870

E-Mail: michael.burkhardt@hsr.ch



# In-situ-Monitoring der Reinigungsleistung großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Dominik Leutnant, Jonas Kleckers, Jens Haberkamp, Mathias Uhl

Institut für Infrastruktur-Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU)  
Fachhochschule Münster

**Kurzfassung:** Große dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen werden mittels kontinuierlicher Gütemesstechnik hinsichtlich ihrer Frachtwirkungsgrade an Standorten mit hohem Stoffaufkommen untersucht. Die Bilanzierung der Zulauf- und Abauffrachten basiert auf dem Zusammenhang zwischen den abfiltrierbaren Stoffen (AFS) und der Trübung. Erste Ergebnisse der Installation der Messtechnik, des Datenmanagements und Frachtwirkungsgrade werden vorgestellt.

**Key-Words:** Regenwasserbewirtschaftung, Dezentrale Anlagen, Kontinuierliche Gütemessung, Messdaten, AFS/AFS63

## 1 Einleitung

Die Behandlungsbedürftigkeit urbaner Niederschlagsabflüsse regelt in NRW der „Trennerlass“ (MKULNV NRW 2004). Gemäß Herkunftsfläche werden Abflüsse demnach in die Kategorien i) unbelastet, ii) schwach belastet und iii) stark belastet unterteilt. Stark belastete Abflüsse der Flächenkategorie III müssen bislang einer zentralen Anlage zugeführt werden (Kläranlage, Retentionsbodenfilter). Große dezentrale, technische Behandlungsanlagen könnten hierzu eine Alternative darstellen, wenn sie eine vergleichbare Reinigungsleistung zu den zentralen Anlagen aufweisen. Im Forschungsprojekt „Leistungsfähigkeit großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unter realen Betriebsbedingungen (DezNWBA)“ werden derzeit große dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (NWBA) an Standorten mit hohem Stoffaufkommen untersucht. Mittels kontinuierlicher Gütemessungen und paralleler Beprobung (AFS/AFS63, Cu, Zn, MKW, PAK) werden Ereignis- und Langzeitwirkungsgrade ermittelt sowie das In-situ-Verhalten unterschiedlicher Anlagen im Dauerbetrieb untersucht. Der vorliegende Beitrag stellt das Forschungsvorhaben vor und berichtet über erste Ergebnisse. Es werden sowohl Messstandorte als auch die zu untersuchenden dezentralen Anlagen vorgestellt.

## 2 Material und Methodik

### 2.1 Einzugsgebiete und Behandlungsanlagen

Das Einzugsgebiet „Am Stadtgraben“ ( $A_u = 2,3$  ha) liegt im Zentrum Münsters. Eine Hauptverkehrsstraße ( $A_u = 1,4$  ha) mit einer Verkehrsbelastung von 30.000 KFZ/24 h dominiert die Flächennutzung im Einzugsgebiet. Die Reinigung des Regenwassers erfolgt durch eine im Bypass installierte SediPipe XL 600/12 (Fränkische Rohrwerke), die mit bis zu  $6 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$  aus dem Regenwasserkanal mittels Peristaltikpumpe beschickt wird. Die SediPipe besteht aus einem Start- und Zielschacht und einem im Gegengefälle verlaufenden, dauereingestauten Rohr, das der Sedimentation von Feststoffen dient. Ein Strömungstrenner in Sohlnähe soll die Remobilisierung unterbinden und so das Depot sedimentierter Stoffe sichern. Ein Tauchrohr vor dem Ablauf dient der Rückhaltung von Schwimmstoffen und Leichtflüssigkeiten.

Das Messgebiet „Mecklenbecker Straße“ ( $A_u = 5$  ha) besteht vornehmlich aus Wohngebieten und zwei Hauptverkehrsstraßen. Hauptemittenten sind die Mecklenbecker Straße (13.000 KFZ/24 h) und die Boeselagerstraße (9.000 KFZ/24 h). Zur Niederschlagswasserbehandlung wurde ein Lamellenklärer ViaTub 18R 63 (Mall) im Hauptschluss vor dem Gebietsauslass installiert. Der Zu- und Ablaufbereich des Stahlbeton-Rundbehälters mit 3 m Innendurchmesser wird durch eine Trennwand mit integrierten Lamellen geteilt. Die Lamellen sollen die absetzirksame Fläche der Sedimentationsanlage erhöhen. Im Zulauf soll ein Tauchrohr der Strömungsberuhigung dienen. Der eingetauchte Ablauf soll Leichtstoffe zurückhalten.

### 2.2 Messdaten: Management und Aufbereitung

Im Zu- und Ablauf der Anlagen werden die Parameter Trübung, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit mittels Online-Sensoren kontinuierlich erfasst (VisoTurbIQ700, SensoLyt700IQ, TetraCon700IQ, alle WTW). Die Trübung dient als Surrogatparameter zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS). Eine Durchflussmessung (POA bzw. CSM, NIVUS) im Anlagenzulauf steuert die automatische Probenahme (ASP Station, Endress+Hauser). Das Analytikprogramm umfasst die Parameter AFS/AFS63, Cu, Zn, MKW und PAK. Mess- und Analysedaten werden mithilfe des Messdatenmanagementsystems OSCAR (Leutnant et al. 2015) verarbeitet. Zeitreihendaten werden mit quelloffenen Komponenten gespeichert (InfluxData 2017) sowie über ein Web-Interface (Grafana Labs 2017) visualisiert. Datenaufbereitung und -analyse erfolgen mit der Skriptsprache R (R Core Team 2017). Die Datenaufbereitung umfasst die Schritte i) Prüfung, ii) Korrektur (z. B. Kalibrierung von Durchflüssen durch experimentell erfasste Rauigkeiten) iii) Transformation (z. B. Trübung zu AFS), iv) Ereignis Selektion und v) Berechnung von Ereigniskenngrößen (Niederschlag, Abfluss, Stofffracht, mittlere Ereigniskonzentration). Im Zuge der Datenanalyse werden Ereigniskenngrößen aggregiert und statistisch ausgewertet.

### 2.2.1 Ereignisauswahl, Frachtermittlung und Wirkungsgrade

Zur Bestimmung der Ereignisganglinien für Zulauf- und Ablaufkonzentrationen der AFS wurden in einem ersten Schritt relevante Niederschlagsabflussereignisse automatisch selektiert. Es gelten die Kriterien i) minimale Niederschlagshöhe  $h_N > 2$  mm oder ii) minimale Niederschlagsintensität im 60-Minuten-Intervall  $i_{N,max60} > 2$  mm h<sup>-1</sup>. Ausgewählte Ereignisse werden anschließend visuell überprüft und hinsichtlich Plausibilität bewertet. Kontextbezogene Informationen, wie z. B. außerordentliche Systemzustände (Rückstau), werden final berücksichtigt und können die Anzahl verwertbarer Ereignisse reduzieren.

Durch die begründete Annahme eines Zusammenhangs zwischen Trübung und AFS-Konzentration (Bertrand-Krajewski 2004) kann die kontinuierliche Trübungsmessung als Grundlage zur Ermittlung einer AFS-Konzentrationszeitreihe genutzt werden. Dies bedarf der Herleitung einer matrix- und standortspezifischen Umrechnungsfunktion, die häufig auf einer linearen Regression zwischen AFS-Konzentration und Trübung basiert (Hannouche et al. 2011, Métadier und Bertrand-Krajewski 2012, Leutnant et al. 2016a). Ereignisgerechte Beprobungen der Anlagenzu- und -abläufe werden hierzu im Labor auf die Parameter AFS (DIN 38409-2 1987), AFS63 (Dierschke und Welker 2014) und Trübung analysiert und hinsichtlich des angenommenen, linearen Zusammenhangs untersucht. Im Ergebnis liegen ortsspezifische Umrechnungsfunktionen zur weiteren Verwendung vor.

Basierend auf den kontinuierlichen Durchfluss- und Stoffkonzentrationszeitreihen können für jedes Niederschlag-Abfluss-Ereignis i) Abflussvolumen  $V_{QE}$ , ii) Stofffrachten  $B_E$  und iii) mittlere Ereigniskonzentration  $C_{E,m}$  bestimmt werden (Gleichungen 1-3).

$$\text{Abflussvolumen (m}^3\text{): } V_{QE} = \sum_{i=1}^n Q_i \Delta t \quad (1)$$

$$\text{Stofffracht (kg): } B_E = \sum_{i=1}^n Q_i C_i \Delta t \quad (2)$$

$$\text{mittlere Ereigniskonzentration (mg/l): } C_{E,m} = \frac{B_E}{V_{QE}} \quad (3)$$

mit  $i$  = Index der Zeitreihe,  $n$  = Anzahl der Zeitschritte eines Ereignisses,  $Q_i$  = Abfluss zum Zeitpunkt  $i$ ,  $\Delta t$  = Messintervall (d. h. 1 min), und  $C_i$  = AFS-Konzentration zum Zeitpunkt  $i$ .

Ereignisspezifische Frachtwirkungsgrade  $\eta_{E,B}$  werden aus der Frachtsumme im Zulauf  $B_{E,zu}$  und im Ablauf  $B_{E,ab}$  gemäß Gleichung 4 berechnet.

$$\text{Frachtwirkungsgrad (\%): } \eta_{E,B} = 1 - \frac{B_{E,ab}}{B_{E,zu}} * 100 \quad (4)$$



### Besonderheit zur Frachtermittlung am Standort SediPipe

Die SediPipe wird im Bypass betrieben und mittels Peristaltikpumpe beschickt. Der Pumpvorgang beginnt ab einem Wasserstand im Kanal von 2 cm. Die Pumpenleistung ist konstant und beträgt  $6 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Der Zufluss zur SediPipe wird als konstant angenommen. Zur weiteren Ereignisbewertung wird daher das Volumenverhältnis  $\delta$  berechnet, das durch den Quotienten aus Beschickungsvolumen  $VQ_{\text{Pump}}$  und Abflussvolumen im Kanal  $VQ_E$  ausgedrückt wird (Gleichung 5).

$$\text{Volumenverhältnis (\%): } \delta = \frac{VQ_{\text{Pump}}}{VQ_E} * 100 \quad (5)$$

### **3 Ergebnisse**

Die SediPipe wurde im November 2017 in Betrieb genommen und mit Gütemesstechnik ausgestattet. Der Lamellenklärer ist seit Dezember 2017 angeschlossen. Aufgrund organisatorischer Komplikationen im Bauablauf sowie Wintereinflüsse konnte die Gütemesstechnik erst im März 2018 installiert werden. Im vorliegenden Beitrag werden daher die Messdaten am Standort SediPipe vorgestellt. Abbildung 1 zeigt beispielhaft die Installation der Gütemesstechnik für das Einzugsgebiet „Am Stadtgraben“, Abbildung 2 zeigt einen Screenshot der web-basierten Visualisierung von Messdaten.

Im Dezember 2017 führten zwei langanhaltende Niederschlagsereignisse zu erhöhten Abflüssen in der Münsterschen Aa, die zu einem Rückstau im Regenwasserkanal führten. Durch die wasserstandsabhängige Beschickung der Anlage wurde folglich Flusswasser in die Anlage gefördert. Ereignisse in dieser Periode wurden daher von der Analyse ausgeschlossen.

Weiterhin wurden Ereignisse nicht verwendet, die einen erhöhten Lückenanteil in der Trübungsmessung aufzeigten. Bedingt durch einen hohen Lufteintrag im Zulauf der Anlage fiel während der initialen Beschickungsphase unregelmäßig die Messung aus, so dass eine Bilanzierung dieser Ereignisse nicht möglich ist. Eine Optimierung der Positionierung wurde im März 2018 durchgeführt. Bei einigen Ereignissen wurde eine Verschlamung der Trübungsoptik während des Ereignisses festgestellt, die die interne Ultraschallreinigung nicht lösen konnte. Die Wirkung einer nachträglich installierten Druckluftspülung konnte aufgrund einer längeren Trockenwetterperiode noch nicht final geprüft werden.

Zur Herleitung der Umrechnungsfunktionen konnten bis April 2018 29 Proben im Anlagenzulauf und 20 Proben im Anlagenablauf genutzt werden (Tabelle 1). Eine Übersicht der als valide erachteten Ereignisse ist Tabelle 2 zu entnehmen. Für die Auswertung der Frachtwirkungsgrade wurden 11 Ereignisse ausgewählt. Abbildung 3 stellt exemplarisch ein Ereignis vom 05.04.2018 dar. Die Grafik verdeutlicht die Beschickungsphase der Anlage, ausgelöst durch das Wasserstandssignal im Regenwasserkanal.

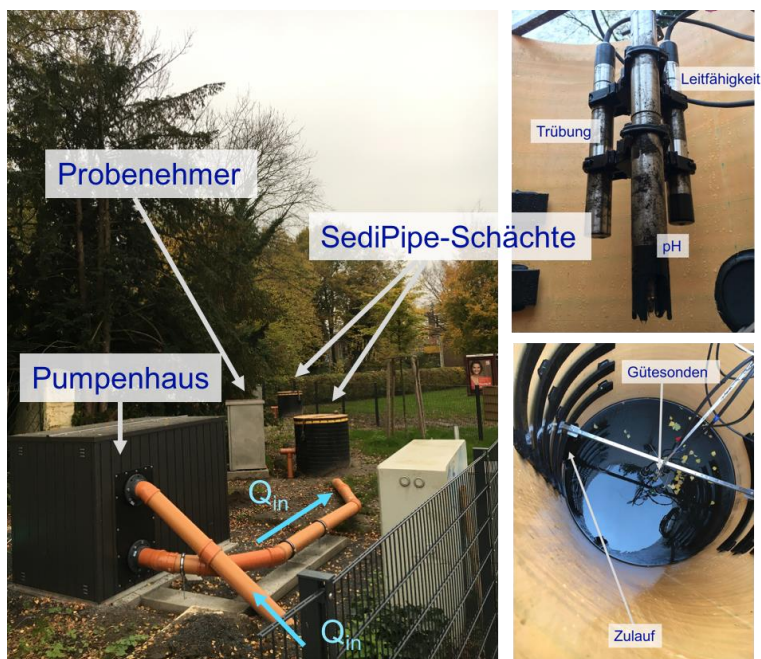


Abbildung 1: Messstation „Am Stadtgraben“ (links: Pumpenhaus, SediPipe-Schächte und Probenehmer; rechts unten: Anordnung der Gütesonden im Startschacht; rechts oben: Gütemesseinheit nach erstem Ereignis)



Abbildung 2: Web-basierte Visualisierung der Messdaten am Standort „Am Stadtgraben“

Tabelle 1: Parameter der linearen Regressionsfunktion zwischen Feststoffgehalt (AFS) und Trübung

Probenahmeort	Anzahl Proben	Regressionsterm	Wert	R <sup>2</sup> (angepasst)
Startschacht	29	Achsenabschnitt $a_{zu}$	18,87	0,73
		Steigung $b_{zu}$	0,80	
Zielschacht	20	Achsenabschnitt $a_{ab}$	6,79	0,68
		Steigung $b_{ab}$	0,81	

Tabelle 2: Übersicht der Niederschlag-, Abfluss- und Beschickungseigenschaften ausgewählter Ereignisse (Niederschlagsdauer  $D_N$ , -höhe  $h_N$  und -intensität  $i_{N,mittel}$ ,  $i_{N,max60}$ ;  $D_Q$ ,  $Q_{max}$ ,  $VQ_E$ : Abflussdauer, -spitze und -volumen;  $D_{Pump}$ ,  $V_{Pump}$ ,  $V_{Pump}/VQ_E$ : Beschickungsdauer, -volumen und Verhältnis Beschickungsvolumen zum Abflussvolumen)

Start dd.mm.JJ HH:MM	Niederschlag				Abfluss			Beschickung			AFS-Fracht		
	$D_N$ h	$h_N$ mm	$i_{N,mittel}$ mm·h <sup>-1</sup>	$i_{N,max60}$ mm·h <sup>-1</sup>	$D_Q$ h	$Q_{max}$ L·s <sup>-1</sup>	$VQ_E$ m <sup>3</sup>	$D_{Pump}$ h	$V_{Pump}$ m <sup>3</sup>	$V_{Pump}/VQ_E$ -	Zulauf kg	Ablauf kg	$\eta$ -
24.11.17 03:15	3,85	9,96	2,59	4,64	4,88	26,55	101,78	4,43	57,03	56 %	10,2	3,3	67 %
07.12.17 17:11	4,15	6,41	1,54	2,39	5,08	10,89	56,97	4,48	50,83	89%	9.1	3.7	59 %
13.12.17 09:26	6,88	7,93	1,15	2,27	7,92	9,35	82,15	7,17	77,97	95 %	35.1	25.9	26 %
13.12.17 19:15	4,13	8,52	2,06	4,53	5,15	46,14	113,63	4,27	49,09	43 %	17.9	15.7	12 %
14.12.17 04:23	2,95	3,43	1,16	2,10	3,92	11,58	128,81	3,97	86,04	67 %	10.3	6.9	33 %
29.12.17 15:10	2,80	3,30	1,18	1,31	3,73	5,74	23,32	3,22	23,32	100%**	12.0	8.2	32 %
31.12.17 02:32	4,67	7,71	1,65	2,71	5,73	7,93	62,18	4,87	60,59	97 %	8.2	5.6	31 %
31.12.17 16:29	4,13	15,82	3,83	6,40	5,17	36,98	186,77	4,95	80,92	43 %	11.6	9.3	20 %
01.01.18 16:31	9,98	5,98	0,60	1,21	10,98	5,24	73,98	9,53	73,98	100%**	21.1	13.6	36 %
05.04.18 06:51	0,65	1,40*	2,15	2,15	1,68	5,93	10,25	1,23	10,25	100%**	4.5	2.6	43 %
12.04.18 16:57	0,37	5,77	15,74	15,74	1,43	62,45	37,07	1,07	10,48	28 %	4.0	2.6	35 %
Summe											143.9	97.4	32 %

\* Ereignis berücksichtigt, obwohl minimale Niederschlagshöhe  $h_N < 2$  mm. \*\* Rechnerisch ermittelt: Aufgrund des Pumpvorgangs und einer Systemlatenz kann der anfängliche Abfluss nicht gänzlich erfasst werden. Der tatsächliche Wert liegt immer unter 100 %.

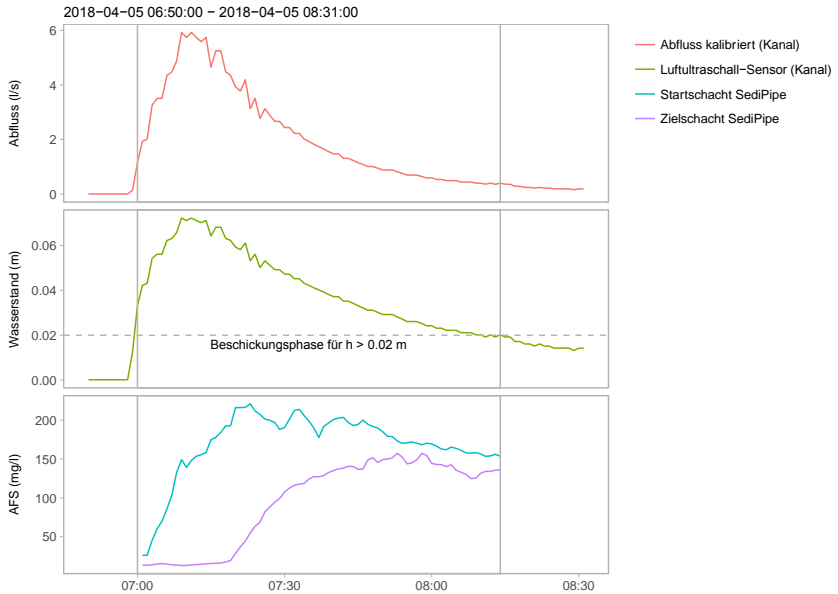


Abbildung 3: Ganglinien eines Beschickungsereignisses der SediPipe vom 05.04.2018. Niederschlagsabfluss einer stark frequentierten Verkehrsfläche wird aus einem Regenwasserkanal ab einem Wasserstand von 2 cm mittels Peristaltikpumpe ( $Q_{max} = 6 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ) gepumpt. Im Start- und Zielschacht der SediPipe sind Trübungssonden installiert, deren Messsignale mittels Umrechnungsfunktion in eine kontinuierliche AFS-Zeitreihe konvertiert werden.

## 4 Diskussion

### 4.1 Zusammenhang zwischen AFS und Trübung

Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  der linearen Regression im Anlagenzulauf von 0,73 und im Anlagenablauf von 0,68 lässt auf eine gute Anpassung schließen, die eine Verwendung zur Herleitung kontinuierlicher AFS-Zeitreihen zulässt. Es fällt auf, dass die Steigungen der Kennlinien für den Zu- und den Ablauf sehr ähnlich sind. Die Trübung basiert auf einer Streulichtmessung und wird durch vielfältige Umgebungs- und Partikeleigenschaften beeinflusst. An Versuchen mit dem Quarzmehl Millisil konnten Leutnant et al. (2016b) den Einfluss der Partikelverteilung verdeutlichen. Es konnte gezeigt werden, dass Proben mit einem höheren Feinanteil bei gleicher Konzentration höhere Trübungen hervorrufen, dass auf eine Zunahme der spezifischen Partikeloberfläche zurückzuführen ist. In der SediPipe wird das Wasser nach dem Sedimentati-

onsprinzip behandelt. Innerhalb der Anlage verändert sich somit die Partikelverteilung hin zu einem höheren Feinanteil am Zielschacht. Vor diesem Hintergrund wurde ein höherer Einfluss auf die Trübung am Zielschacht erwartet, der sich jedoch noch nicht beobachten lässt.

## 4.2 Stofffrachten und Anlagenwirkungsgrade

Die gemessenen AFS-Zulauffrachten der 11 Ereignisse liegen im Bereich von 4 kg und 35 kg. Im Ablauf wurden AFS-Ereignisfrachten zwischen 2.6 kg und 26 kg ermittelt. Der höchste Wirkungsgrad liegt bei 67 %, der kleinste wurde zu 12 % errechnet. Bei 3 Ereignissen beträgt das Verhältnis zwischen Beschickungsvolumen zum Niederschlags-Abfluss-Volumen nahezu 100 %, dass einer Vollstrombehandlung entspricht. Hier liegen die Wirkungsgrade bei 32 %, 36 % und 43 %. Der Gesamtwirkungsgrad, der sich aus der Summe der Zu- und Ablauffrachten aller Ereignisse berechnet, beträgt 32 %.

Tabelle 2 zeigt weiterhin, dass die Zulauffracht mit zunehmender Niederschlagsdauer zunimmt. Das Datenmaterial lässt jedoch noch keine Bewertung zu, ob bei einem Ereignis das zur Verfügung stehende Stoffpotenzial vor Ereignisbeginn gänzlich ausgeschöpft wurde („frachtlimitiertes Ereignis“, Zhao et al. (2016)). Weiterhin ist anzumerken, dass die Ereignisse lediglich eine stark begrenzte Periode berücksichtigen (überwiegend Dezember 2017). Die Wirkung der Anlage bei z.B. chloridhaltigen Niederschlagsabflüssen der Winterperiode kann noch nicht beurteilt werden.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Mittels kontinuierlicher Gütemesstechnik werden Wirkungsgrade von großen dezentralen Anlagen in-situ bestimmt. Zwei marktverfügbare Anlagen vom Typ SediPipe XL 600/12 (Fränkische Rohrwerke) und Lamellenklärer ViaTub 18R 63 (Mall) sind bereits installiert und werden messtechnisch erfasst. An einem dritten Standort wird eine weitere Anlage installiert und den zuvor genannten Anlagen vergleichend gegenübergestellt.

Die Korrelation zwischen Trübung und AFS lässt eine Umrechnung des Trübungssignals zu, so dass AFS-Ereignisfrachten mittels kontinuierlichen Messdaten bestimmt werden können. Für den Standort „SediPipe“ beträgt das Bestimmtheitsmaß der Regression für den Anlagenzulauf 0.73 und für den Anlagenablauf 0.68. Für den Standort „Lamellenklärer“ liegen noch keine ausreichenden Daten vor.

Die anfängliche Anordnung der Trübungssonden im Zu- und Ablauf der Anlagen war den Messbedingungen nicht bestmöglich angepasst, da i) Luftblasen und ii) Verschlammung der Optik zu erhöhten Lücken im Datenmaterial führten. Durch eine nachträgliche Lageänderung der Sonde und eine zusätzliche Druckluftspülung wird eine Verbesserung der Messkontinuität erwartet.

Für den Standort „Lamellenklärer“ konnten noch nicht ausreichend belastbare Daten erhoben werden, da die Installation der Gütemesstechnik aufgrund von organisatorischen Komplikationen auf der Baustelle erst im März 2018 erfolgen konnte.

Für den Standort „SediPipe“ wurden 11 Ereignisse ausgewertet. Hier zeigte sich ein Gesamtwirkungsgrad von 32 % für den Parameter AFS. Die Auswirkung saisonaler Einflüsse auf Reinigungsprozesse und das Verhalten der Anlagen im Langzeitbetrieb sind zentrale Fragestellungen des Forschungsprojektes, können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht belastbar bewertet werden. Als Ursache gelten Verzögerungen im Bauablauf, Messtechnische Ausfälle und längere Trockenperioden im Frühjahr 2019.

## 6 Danksagung

Das Projekt wird gefördert durch das MUNLV des Landes NRW. Die Autoren danken dem MUNLV des Landes NRW für die Förderung des Projektes sowie der Stadt Münster für die Finanzierung und Bau der Anlagen und die tatkräftige Unterstützung bei der Installation der Messeinrichtungen.

## 7 Literatur

Bertrand-Krajewski, J.-L. (2004): *TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables*. In: *Water Science and Technology*, 50(11), S. 81–88.

Dierschke, D.-I. M. und Welker, A. (2014): *Anleitung zur Bestimmung von (feinen) Feststoffen in Niederschlagsabflüssen*.

DIN 38409-2 (1987): *Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2)*.

Grafana Labs (2017): *Grafana*. New York, NY / Stockholm, Sweden.

Hannouche, A., Chebbo, G., Ruban, G., Tassin, B., Lemaire, B. J., und Joannis, C. (2011): *Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system*. In: *Water Science and Technology*, 64(12), S. 2445–2452.

InfluxData (2017): *InfluxDB*. San Francisco, CA.

Leutnant, D., Henrichs, M., Muschalla, D., und Uhl, M. (2015): *OSCAR - An online supervisory control and urban drainage data acquisition system with R*. In: T. Maere, S. Tik, S. Duchesne, und P. Vanrolleghem (Hrsg.): *Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage Modelling*. , S. 135–138, Quebec, Kanada.

Leutnant, D., Muschalla, D., und Uhl, M. (2016a): *Stormwater Pollutant Process Analysis with Long-Term Online Monitoring Data at Micro-Scale Sites*. In: *Water*, 8(7), S. 299.

Leutnant, D., Schleifenbaum, R., Rickert, G., Grüning, H., und Uhl, M. (2016b): *Stofftransport und -behandlung in der Siedlungshydrologie (STBMOD)*. Schlussbericht. BMBF Förderkennzeichen 03FH033PX2 Münster: Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU).

Métadier, M. und Bertrand-Krajewski, J.-L. (2012): *The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes*. In: *Water Research*, 46(20), S. 6836–6856.

MKULNV NRW (2004): *Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren („Trennerlass“)*.

R Core Team (2017): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Zhao, H., Chen, X., Hao, S., Jiang, Y., Zhao, J., Zou, C., und Xie, W. (2016): *Is the wash-off process of road-deposited sediment source limited or transport limited?*. In: *Science of The Total Environment*, 563–564, S. 62–70.

## **Korrespondenz an:**

Dominik Leutnant  
IWARU, FH Münster, Corrensstr. 25, 48149 Münster  
Tel.: +49-251-8365274  
E-Mail: leutnant@fh-muenster.de





# Einflüsse auf die Einstau- und Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken

U. Dittmer<sup>1</sup>, A. Bachmann-Machnik<sup>1</sup>, W. Lieb<sup>2</sup>, B. Giebl<sup>2</sup>, G. Weiß<sup>3</sup>, C. Wöhrle<sup>3</sup>

<sup>1</sup> ISWA, Universität Stuttgart; <sup>2</sup> Wolfgang Lieb Ingenieurberatung, Mühlacker;

<sup>3</sup> UFT Dr. H. Brombach, Bad Mergentheim

**Kurzfassung:** Das betriebliche Verhalten von Regenüberlaufbecken wurde in Deutschland lange Zeit nicht systematisch kontrolliert und überwacht. Erst in den letzten Jahren hat sich in einigen Bundesländern die Erfassung der Einstau- und Entlastungsaktivität (Dauer und Häufigkeit) durchgesetzt. Auf der Basis umfangreicher Messdaten, ergänzt durch Simulationsrechnungen, zeigt der vorliegende Beitrag den Einfluss der Randbedingungen auf das Betriebsverhalten auf. Die Ergebnisse deuten in der Mehrzahl der Fälle auf große Reserven in der Regenwasserbehandlung hin. Eine Bewertung des Verhaltens ist nur im Zusammenhang des Gesamtsystems sinnvoll.

**Key-Words:** Messdaten, Regenüberlaufbecken, Entlastung, Einstau

## 1 Einführung

Seit den 1970er Jahren wurden in Deutschland sehr große Summen in den Bau von Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanälen investiert. Bis 2010 wurden ca. 24.000 solcher Bauwerke mit einem Gesamtvolumen von knapp 15 Mio. m<sup>3</sup> errichtet. Das entspricht einem Investitionsvolumen von etwa 10 Mrd. € (geschätzt nach Haller, 2009). Seither ist der Ausbau der Regenwasserbehandlung weitgehend abgeschlossen. Im Gegensatz zur Situation der Überwachung von Kläranlagen wird jedoch das betriebliche Verhalten von Regenüberlaufbecken bislang nicht systematisch überwacht. Über die tatsächliche Wirksamkeit dieser Investitionen ist daher wenig bekannt. Das gilt für die Bewertung einzelner Anlagen ebenso wie für die Gesamtbetrachtung auf Landes- oder Bundesebene.

Seit 2007 forciert die Wasserwirtschaftsverwaltung in Baden-Württemberg die Ausrüstung von Regenbecken mit Messeinrichtungen für den Höhenstand und die Protokollierung des Einstau- und Überlaufgeschehens. Es wird erwogen, langfristig die Erhebung entsprechender Daten flächendeckend an allen Regenüberlaufbecken zu fordern. In Nordrhein-Westfalen sind entsprechende Vorgaben bereits seit 2013 in der Selbstüberwachungsverordnung Abwasser verankert.

Ungeklärt ist jedoch die Frage, nach welchen Kriterien und welchen Maßstäben das Verhalten eines Regenbeckens sinnvollerweise bewertet werden sollte. Das Verhalten jedes Beckens wird von einer Vielzahl von Einflussfaktoren geprägt (z. B. angeschlossene Fläche und deren Abflusswirksamkeit, Drosselabfluss, Speichervolumen von Becken und Kanalnetz, Lage im Gesamtsystem), die von Fall zu Fall sehr stark variieren. Eine aussagekräftige Bewertung des Betriebsverhaltens muss diese Randbedingungen angemessen berücksichtigen. Dazu soll die hier vorgestellte Studie einen Beitrag leisten. Die Einflüsse auf die Einstau- und Entlastungsaktivität werden in dieser Studie durch statistische Auswertungen beobachteter Daten und durch den Vergleich mit Simulationsergebnissen untersucht. Aus den Ergebnissen werden Empfehlungen für die Verwendung der erhobenen Daten abgeleitet.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungskonzept

Der Einfluss der Randbedingungen auf das Einstau- und Entlastungsverhalten wurde auf zwei Wegen untersucht: Durch Auswertung von Messdaten und durch Langzeitsimulationen mit idealisierten Modellsystemen.

Messdaten geben das tatsächliche Verhalten realer Systeme wieder. Aus der Auswertung dieser Daten im Zusammenhang mit den zugehörigen Stammdaten (z. B. Einzugsgebietsfläche, Speichervolumen, Drosselabfluss) lassen sich daher die real feststellbaren Einflüsse der Randbedingungen abschätzen. Der Nachteil realer Beobachtungsdaten ist jedoch, dass diese Zusammenhänge mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Das beobachtete Verhalten eines RÜB ergibt sich stets aus dem Zusammenwirken einer Vielzahl von Einflussgrößen, die sich nicht alle quantifizieren lassen.

Im Gegensatz dazu beschreibt die Simulation das Verhalten eines Systems unter eindeutig gegebenen Bedingungen. Einzelne Parameter (z. B. Flächengrößen, Einstauvolumina, Fremdwasserabfluss) können gezielt variiert werden, um ihren jeweiligen Einfluss zu beschreiben. Die Simulationen dienen hier vor allem als Vergleichsmaßstab für die Einordnung des beobachteten Verhaltens der Regenüberlaufbecken.

### 2.2 Erhebung von Mess- und Stammdaten

Die wesentliche Grundlage für eine Analyse des Einstau- und Entlastungsverhaltens ist eine gut abgesicherte Basis von Messdaten und zugehörigen Stammdaten. Für die vorliegende Studie wurden Daten von 137 RÜB aus sechs Entwässerungssystemen in Baden-Württemberg erhoben. Es wurden jeweils nur Messdaten von zwei Jahren (2015 und 2016) verwendet, um Verfälschungen durch langfristige Entwicklungen in den Einzugsgebieten auszuschließen und Einflüsse unterschiedlicher Jahresniederschläge gering zu halten.

Die Messdaten wurden vor ihrer Verwendung auf Plausibilität geprüft. Ausgewertet wurden die Häufigkeiten und Dauern von Einstau und Entlastung ( $n_{\text{ein}}$ ,  $n_{\text{über}}$ ,  $T_{\text{ein}}$ ,

T<sub>über</sub>), wie sie entsprechend den landesspezifischen Vorgaben für Jahresberichte ermittelt werden (UM-BW, 2007). Demnach werden die Häufigkeiten jeweils als Anzahl der Kalendertage mit Einstau oder Entlastung gezählt. Ereignisse werden registriert, wenn der kontinuierlich aufgezeichnete Wasserstand einen zuvor gewählten Grenzwert für Einstau oder Entlastung überschreitet. In der Praxis sind die Daten dieser Jahresberichte (auch als RÜB-Protokolle bezeichnet) oftmals durch ungünstig oder falsch gewählte Grenzwerte verfälscht. In der hier vorgestellten Studie wurde die Lage der Grenzwerte aus dem Verlauf der Ganglinien und der Häufigkeitsverteilung der Höhenstandswerte abgeleitet. Die Grenzwerte wurden jeweils so gewählt, dass bei Trockenwetter kein Einstau registriert wird. Hinweise zu dieser Methode finden sich in Baumann et al., 2017.

Zusätzlich zu den Messdaten und den darauf aufbauenden Protokollen wurden Daten der relevanten hydrologischen Randbedingungen erfasst (Stammdaten). Dies sind insbesondere Angaben zum hydraulisch wirksamen Volumen (inkl. Kanalvolumen), zum Drosselabfluss, zur angeschlossenen Flächen sowie zum Schmutz- und Fremdwasserabfluss. Da in den meisten Fällen keine Informationen für den aktuellen Ist-Zustand vorlagen, wurden die Daten überwiegend aus den jeweiligen Eingangsdaten der jüngsten Schmutzfrachtberechnung übernommen.

Zuverlässige Niederschlagsaufzeichnungen lagen nicht in allen Einzugsgebieten vor. Die Auswertung der Daten nahegelegener Standorte zeigte, dass 2015 in allen Gebieten ein niederschlagsarmes Jahr war. Im Mittel über die betrachteten Stationen wurden mit Niederschlagshöhen zwischen 500 und 600 mm etwa 70 % des langjährigen Mittels erreicht. Das Jahr 2016 lag mit Werten zwischen 720 und 780 mm bei etwa 95 % des langjährigen Mittelwertes.

### 2.3 Niederschlag-Abfluss-Simulation

Die Simulationen wurden mit dem Schmutzfrachtmodell KOSIM durchgeführt. Es wurden jedoch lediglich die mengenbezogenen Ergebnisse ausgewertet. Die Langzeitsimulation hatte nicht das Ziel konkrete reale Systeme nachzubilden. Es ging lediglich darum, einen Vergleichsmaßstab für das beobachtete Verhalten zu generieren. Zur Vereinfachung und um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde mit einheitlichen Einzugsgebieten (EZG) gearbeitet. Alle Gebiete haben eine vollständig befestigte Fläche von  $AU = 15$  ha. In jedem der Gebiete wurden 3.000 Einwohner mit einem spezifischen Wasserverbrauch von  $130 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d})$  angesetzt. Der durchschnittliche Schmutzwasserabfluss liegt somit bei  $4,51 \text{ l/s}$ . Der Fremdwasserzuschlag wird als konstant angenommen und auf 50 % festgelegt und entspricht somit  $2,26 \text{ l/s}$ .

Es wurde angenommen, dass die Einstau- und Entlastungsaktivität von RÜB primär durch die beiden Größen Regenabflusssspende  $q_R$  und spezifisches Volumen  $V_S$  geprägt ist. Die Regenabflusssspende bezeichnet den Regenabfluss der im zeitlichen Mittel pro direkt angeschlossener undurchlässiger Fläche durch die Drossel abgeführt werden kann (Einheit in der Regel:  $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ ). Das spezifische Speichervolumen be-

zeichnet das verfügbare Speichervolumen je angeschlossener undurchlässiger Fläche (Einheit:  $\text{m}^3/\text{ha}$ ).

In der Simulationsstudie wurde jeweils einem Einheits-EZG ein RÜB nachgeschaltet. Dabei wurden 20 Fälle mit unterschiedlichen  $q_R$  und  $V_S$  betrachtet. Die betrachteten Varianten sind in Tabelle 1 zusammengestellt. In einem weiteren Schritt wurden auch wechselseitige Beeinflussungen mehrerer RÜB innerhalb eines Systems bei Anordnung in Reihe oder parallel zueinander untersucht. Auf diese Untersuchungen wird im Folgenden nicht näher eingegangen.

Für alle Simulationen wurde eine real gemessene Regenreihe der Messstation Holzgerlingen, Schnapseiche verwendet. Die Daten liegen in einer zeitlichen Auflösung von fünf Minuten über einen Zeitraum von 16 Jahren vom 01.01.1977 bis zum 31.12.1992 vor. Die mittlere Jahresniederschlagshöhe beträgt 712 mm/a.

Tabelle 1: Untersuchte Kombinationen von Regenabflussspende  $q_R$  und spezifischem Speichervolumen  $V_S$  (grau unterlegt sind Werte außerhalb des Anwendungsbereichs des Bemessungsverfahrens nach ATV-Arbeitsblatt A 128)

	10 $\text{m}^3/\text{ha}$	20 $\text{m}^3/\text{ha}$	40 $\text{m}^3/\text{ha}$	80 $\text{m}^3/\text{ha}$
0,25 l/(s*ha)	RÜB 1	RÜB 6	RÜB 11	RÜB 16
0,5 l/(s*ha)	RÜB 2	RÜB 7	RÜB 12	RÜB 17
1,0 l/(s*ha)	RÜB 3	RÜB 8	RÜB 13	RÜB 18
2,0 l/(s*ha)	RÜB 4	RÜB 9	RÜB 14	RÜB 19
4,0 l/(s*ha)	RÜB 5	RÜB 10	RÜB 15	RÜB 20

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Ranking-Kurven aus Messdaten und Vergleich mit Simulation

Abbildung 1 (schwarze gestrichelte Linie) zeigt die Summenhäufigkeiten der in 2015 und 2016 protokollierten Entlastungshäufigkeiten und –dauern sowie den Mittelwert über beide Jahre. In Anlehnung an frühere Veröffentlichungen wurden die Daten für Fang- und Durchlaufbecken separat ausgewertet. Die Beckenart selbst hat jedoch keinen Einfluss auf die Einstau- oder Entlastungsaktivität. Die Unterschiede im Verhalten beider Beckenarten ergeben sich vielmehr aus dem Abflussprozess im Einzugsgebiet und im Gesamtzusammenhang des Entwässerungssystems. Durchlaufbecken haben in der Regel größere Einzugsgebiete in denen oftmals auch weitere RÜB liegen. Fangbecken werden dagegen meist in kleineren, kompakteren Gebieten angeordnet.

Die Darstellungsweise orientiert sich am Ranking-Verfahren das erstmals von Brombach und Wöhrle, 1997 vorgeschlagen wurde, um das Entlastungsverhalten von RÜB einzuordnen. Dieses Verfahren basiert auf dem Vergleich der gemessenen Entlastungsdauer und -häufigkeit des zu beurteilenden RÜB mit den entsprechenden Daten

eines großen Kollektivs über mehrere Jahre und viele Becken. Der Vorteil dieses Verfahrens ist, dass es ausschließlich auf den gemessenen Daten basiert und somit keine Erhebung ergänzender Daten des Einzugsgebietes oder des Entwässerungssystems erfordert.

Das Verfahren wurde in weiteren Untersuchungen und Veröffentlichungen modifiziert (z. B. Anpassung des Zählkriteriums „Häufigkeit“ an Kalendertage mit Entlastung) und die Datengrundlage wurde fortgeschrieben. Die durchgezogene schwarze Linie in Abbildung 1 zeigt den Stand des Datenkollektivs, der in UM-BW, 2007 für die Beurteilung der Entlastungsaktivität empfohlen wird. Demnach entspräche beispielweise bei Fangbecken eine Entlastungshäufigkeit zwischen 19 und 32 d/a einem „durchschnittlichen“, also unauffälligen, Verhalten. Bei Durchlaufbecken läge der entsprechende Bereich bei 27 bis 49 d/a.

Grau dargestellt sind in Abbildung 1 die Ergebnisse einer neueren umfangreichen Erhebung, die überwiegend auf Daten beruht, die von 2006 bis 2015 erhoben wurden (Baumann et al., 2017). Im Vergleich der Linien fällt auf, dass die aktuellen Kurven weiter links liegen. Die Entlastungshäufigkeiten sind in diesen Datensätzen also wesentlich geringer. Die als „durchschnittlich“ (mittlere 20 %) eingestuftes Fangbecken weisen bei Baumann et al., 2017 Häufigkeiten von 16 bis 22 d/a auf. Für Durchlaufbecken liegt der Bereich zwischen 19 bis 27 d/a. Eine Entlastungshäufigkeit von 45 d/a bei einem Durchlaufbecken würde nach UM-BW, 2007 noch als „durchschnittlich“ eingestuft, nach den neueren Daten jedoch als „sehr häufig“.

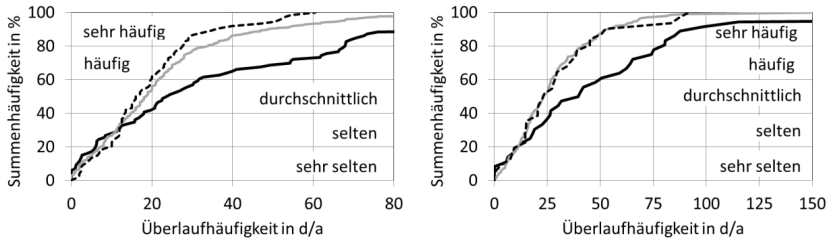


Abbildung 1: Rankingkurven der Entlastungshäufigkeit nach UM-BW, 2007 (schwarz), Baumann et al., 2017 (grau) und aktuellem Datensatz (schwarz gestrichelt) für Fangbecken (links) und Durchlaufbecken (rechts)

Die Verschiebung der Kurven macht ein grundsätzliches Problem des Ranking-Verfahrens deutlich: der Vergleichsmaßstab ist nicht statisch. Er entwickelt sich mit dem Ausbaugrad sowie mit der Planungs- der Betriebspraxis. Es lässt sich nicht klären, ob die geringeren Entlastungsaktivitäten der jüngeren Datensätze das Verhalten korrekt bemessener und betriebener Systeme widerspiegeln.

Als unabhängiger Vergleichsmaßstab können dagegen die Ergebnisse der Simulationen dienen. In Abbildung 2 werden die für die verschiedenen Kombinationen von Speichervolumen und Drosselabflüssen ermittelten Überlaufhäufigkeiten mit den Werten des aktuellen Rankings für Fangbecken nach Baumann et al., 2017 verglichen. Der Anwendungsbereich des vereinfachten Bemessungsverfahrens für RÜB nach ATV, 1992 reicht bis zu  $q_R = 2 \text{ l/(s*ha)}$  und  $V_S = 40 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Die Darstellung zeigt, dass in der Simulation eine - im Vergleich zu den Messdaten - „durchschnittliche“ Entlastungshäufigkeit nur erreicht wird, wenn  $V_S$  und  $q_R$  am oberen Rand oder außerhalb dieses Bereichs gewählt werden. Dies deutet im Umkehrschluss darauf hin, dass die Mehrzahl der RÜB deutlich auf der sicheren Seite geplant ist und somit erhebliche Reserven aufweisen aufweist.

	10 m <sup>3</sup> /ha	20 m <sup>3</sup> /ha	40 m <sup>3</sup> /ha	80 m <sup>3</sup> /ha	Bewertung	n in d/a
0,25 l/(s*ha)	RÜB 1	RÜB 6	RÜB 11	RÜB 16	sehr selten	< 8
0,5 l/(s*ha)	RÜB 2	RÜB 7	RÜB 12	RÜB 17	selten	8 bis 15
1,0 l/(s*ha)	RÜB 3	RÜB 8	RÜB 13	RÜB 18	durchschnittl.	16 bis 22
2,0 l/(s*ha)	RÜB 4	RÜB 9	RÜB 14	RÜB 19	oft	23 bis 34
4,0 l/(s*ha)	RÜB 5	RÜB 10	RÜB 15	RÜB 20	sehr oft	> 34

Abbildung 2: Einordnung der Simulationsergebnisse für die Entlastungshäufigkeit in das Ranking für Fangbecken nach Baumann et al., 2017

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass ein alleiniger Vergleich mit anderen Becken als Bewertungsmaßstab, ohne ergänzende Informationen, problematisch ist. Wenn in der Gesamtheit aller Becken eine systematische Verzerrung vorliegt (hier: eine Überdimensionierung), so stellt das mittlere Verhalten aller Anlagen keinen geeigneten Bezugsfall dar.

### 3.2 Simuliertes Verhalten in Abhängigkeit von $q_R$ und $V_S$

Im Rankingverfahren werden RÜB ohne Berücksichtigung der hydrologischen Randbedingungen miteinander verglichen. Diese können jedoch zwischen den einzelnen Fällen sehr stark variieren. Abbildung 3 zeigt für die wichtigsten Einflussgrößen  $V_S$  und  $q_R$  den Zusammenhang mit Einstau- und Entlastungshäufigkeit, wie er sich aus der Simulation ergibt. Für die entsprechenden Dauern zeigen sich ähnliche Zusammenhänge. Dargestellt sind für alle 20 betrachteten Fälle jeweils die Mittelwerte über den Simulationszeitraum von 16 Jahren.

Die Simulationsergebnisse bestätigen das erwartete Verhalten. Das Einstauverhalten hängt vor allem von der Regenabflussspende  $q_R$  ab. Je weniger Regenabfluss (pro angeschlossener Fläche) durch die Drossel weitergeleitet werden kann, desto häufiger und länger sind die Becken eingestaut. Je größer das spezifische Beckenvolumen ist, desto länger dauert die Entleerung nach einem Entlastungsereignis. Die Einstauhäufigkeit wird in Kalendertagen pro Jahr gezählt. Bei größeren RÜB mit relativ kleiner Regenabflussspende tritt häufiger der Fall auf, dass sich ein Ereignis über zwei Tage

erstreckt und somit doppelt gezählt wird. Dies wirkt sich jedoch erst bei  $q_R < 1 \text{ l/(s*ha)}$  signifikant auf die gezählte Einstauhäufigkeit aus.

Die Entlastungsaktivität hängt neben  $q_R$  auch vom spezifischen Speichervolumen  $V_S$  ab. Bei der Überlaufhäufigkeit dominiert der Einfluss des Speichervolumens. Ausgehend vom Referenzfall  $q_R = 1 \text{ l/(s*ha)}$  und  $V_S = 20 \text{ m}^3/\text{ha}$  (mittlere Werte des Anwendungsbereichs von ATV-Arbeitsblatt A 128) bewirken ein Verdopplung und Halbierung von  $V_S$  Veränderungen von ca. + 32 % und – 40 %. Eine Veränderung von  $q_R$  in derselben Bandbreite verändert die Entlastungshäufigkeit dagegen nur um + 18 % und – 30 %. Die Überlaufdauer (nicht dargestellt) wird dagegen stärker von der Regenabflussspende  $q_R$  beeinflusst. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Differenz des zu- und abfließenden Regenwassers nur während der Füllphase einen Einfluss darauf hat, ob es bei einem Regenereignis zur Entlastung kommt. Wie lange das jeweilige Ereignis entlastet, hängt jedoch davon ab, wie lange der Regenzufluss  $q_R$  übersteigt.

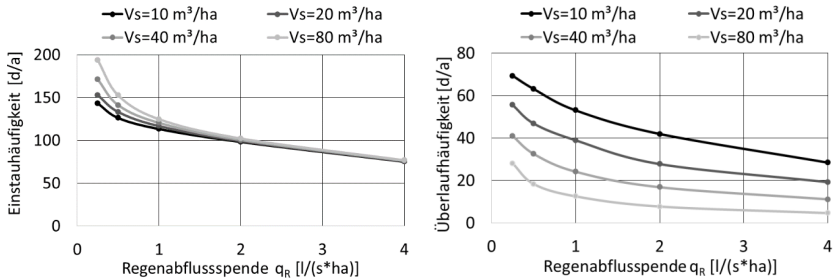


Abbildung 3: Simulationsergebnisse für Einstau- (links) und Überlaufhäufigkeit (rechts) in Abhängigkeit von  $q_R$  und  $V_S$

### 3.3 Vergleich des Verhaltens in Simulation und Beobachtung

Für den Vergleich mit den Simulationsergebnissen wurden ausschließlich Beobachtungsdaten von RÜB verwendet, die wie die simulierten Systeme keine Vorentlastung aufweisen. Es handelt sich ausschließlich um Fangbecken.

Für die weitere Auswertung wurden aus den Beobachtungsdaten alle Fälle, die ein auffälliges Verhalten zeigten, aussortiert. Als auffällig wurden RÜB mit einer im Vergleich zum Gesamtdatensatz extrem hohen Einstauaktivität ( $T_{\text{ein}} > 3.000 \text{ h/a}$  oder  $n_{\text{ein}} > 200 \text{ d/a}$ ) oder Entlastungsaktivität ( $T_{\text{über}} > 800 \text{ h/a}$  oder  $n_{\text{über}} > 60 \text{ d/a}$ ) eingestuft. Außerdem wurde das Verhalten in beiden Jahren miteinander verglichen. Es wurden jeweils die Einstau- und Entlastungskenngrößen zwischen beiden Jahren linear korreliert. Aus den Ergebnissen von 2015 ergibt sich somit jeweils ein Erwartungswert für 2016. Becken, bei denen eine der Kenngrößen ( $n_{\text{ein}}$ ,  $n_{\text{über}}$ ,  $T_{\text{ein}}$ ,  $T_{\text{über}}$ ) um mehr als 100 % vom Erwartungswert abweicht, wurden als auffällig eingestuft. „Auffällig“



bedeutet dabei nicht, dass die Daten falsch wären, sondern dass sie vermutlich nicht repräsentativ für den regulären Betrieb sind.

Insgesamt wurde die Hälfte aller RÜB als auffällig eingestuft. Ursachen für die Auffälligkeiten waren Umbaumaßnahmen und Betriebsumstellungen zwischen beiden Jahren, vorübergehend übermäßig erhöhter Fremdwasseranfall sowie Rückstau durch Hochwasser. In der Hälfte der Fälle konnte jedoch keine Ursache benannt werden.

Abbildung 4 zeigt den Zusammenhang zwischen Einstauhäufigkeit und Regenabflussspende  $q_R$  wie er sich aus den Simulationen ergibt (beispielhaft für  $V_S = 20 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) und wie ihn die Messdaten zeigen. Aus der Gesamtheit aller Messdaten ist kein eindeutiger Zusammenhang erkennbar. Die unauffälligen Daten alleine (rechts) zeigen jedoch einen ähnlichen Verlauf wie die Ergebnisse der Simulation, allerdings auf einem deutlich niedrigeren Niveau.

Die Messdaten zeigen eine um etwa 1/3 geringere Einstauhäufigkeit als es die Simulation bei gleichem  $q_R$  erwarten ließe. Aus den Beobachtungsdaten ergibt sich bei einer Regenabflussspende von  $q_R = 1 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$  eine Einstauhäufigkeit von ca. 75 d/a. Eine derart niedrige Einstauaktivität erreicht die Simulation nur bei einer Regenabflussspende von 4  $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ . Der Vergleich von Messung und Simulation legt daher nahe, dass die Regenabflussspenden in der Praxis deutlich höher sind, als sie es nach den aus der Planung übernommenen Stammdaten sein sollten. Dies ist vermutlich teilweise dadurch bedingt, dass Drosselorgane aufgrund fehlerhafter Einstellungen oftmals zu hohe Abflüsse weiterleiten. Hinzu kommt, dass die angeschlossenen Flächen und deren Abflusswirksamkeit in der Planung häufig überschätzt wurden.

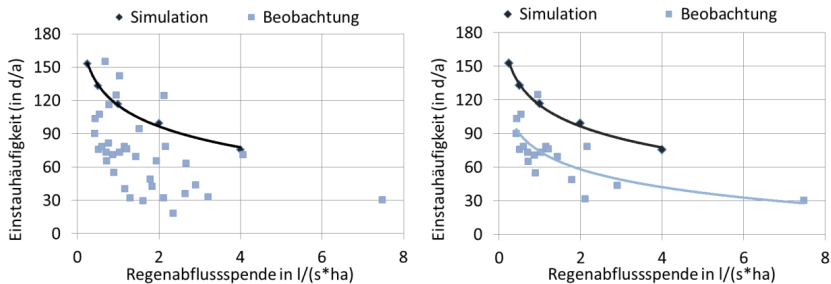


Abbildung 4: Simulationsergebnisse Einstauhäufigkeit für  $V_S = 20 \text{ m}^3/\text{ha}$  in Abhängigkeit von  $q_R$  und entsprechende beobachtete Daten aller RÜB (links) und der unauffälligen RÜB (rechts)

Eine ähnliche Tendenz lässt sich bei den Überlaufhäufigkeiten erkennen (siehe Abbildung 5). Hier wurden die aus der Simulation abgeleiteten Trendlinien bis zu einer Regenabflussspende von 8  $\text{l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$  extrapoliert. Der Gesamtdatensatz der Beobach-

tungsdaten wurde nach  $V_s$  in vier Klassen so gruppiert, dass die Anzahl der RÜB in jeder Klasse etwa gleich groß war. Dargestellt sind hier nur die unauffälligen RÜB.

Aus der Simulation ergibt sich bei  $q_R = 1 \text{ l/(s*ha)}$  und  $V_s = 20 \text{ m}^3/\text{ha}$  eine Überlaufhäufigkeit von ca. 40 d/a. Legt man jedoch eine logarithmische Trendlinie durch die beobachteten Überlaufhäufigkeiten der entsprechenden Klasse (15 bis 30  $\text{m}^3/\text{ha}$ ), so ergibt diese eine Häufigkeit von nur 20 d/a.

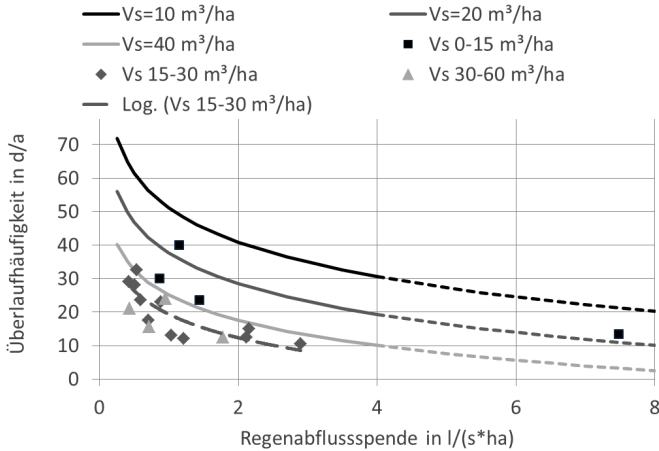


Abbildung 5: Simulationsergebnisse Überlaufhäufigkeit in Abhängigkeit von  $q_R$  und  $V_s$  und entsprechende beobachtete Daten der unauffälligen RÜB

Wie bei den Einstauhäufigkeiten lässt sich auch hier die Abweichung teilweise durch eine Unterschätzung von  $q_R$  in den zu den Messdaten gehörenden Stammdaten erklären. Zusätzlich zur Regenabflussspende beeinflusst aber auch das spezifische Speichervolumen  $V_s$  die Entlastungsaktivität. Auch diese Größe ist umgekehrt proportional zu Größe und Abflusswirksamkeit der angeschlossenen Flächen. Darüber hinaus wird in der Planung das Retentionsvolumen der oberhalb liegenden Kanalisation meist nicht vollständig berücksichtigt. Es ist davon auszugehen, dass in den Stammdaten  $A_j$  im Mittel überschätzt und  $V$  unterschätzt wird. Beides führt dazu, dass das tatsächlich wirksame spezifische Volumen  $V_s$  deutlich größer ist als aus den Stammdaten ermittelt.

Die eindeutig gerichteten Abweichungen bei der Einstau- und Entlastungsaktivität lassen sich nicht durch Abweichungen im Niederschlagsgeschehen zwischen Beobachtung und Simulation erklären. Im Mittel der beiden Jahre lagen die Niederschlagshöhen in den betrachteten Gebieten um 5 % bis 10 % unter dem Mittelwert der für die Simulation verwendeten Regenreihe. Die Auswertung der Jahresdaten aus



schnitt der Becken im Teilsystem entsprach. Das oberhalb liegende RÜB 45 zeigte dagegen ein Entlastungsverhalten das in beiden Jahren 60 % über dem Mittel aus allen RÜB lag. Das unterhalb liegende RÜB 49 entlastete in beiden Jahren um 50 % bis 60 % seltener. Hier wäre zu prüfen, ob diese Ungleichmäßigkeit gewollt ist und ob sie sich ggf. durch eine Anpassung der Drosselabflüsse beheben ließe.

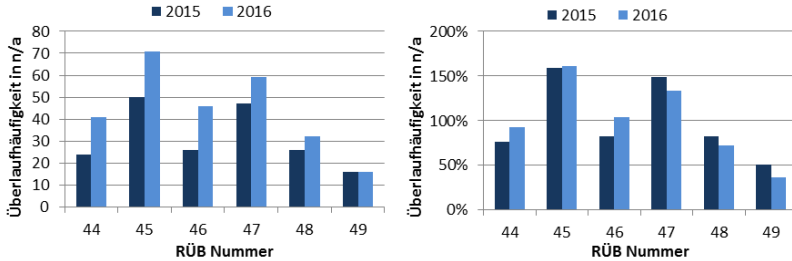


Abbildung 7: Entlastungshäufigkeit der RÜB im betrachteten Teilsystem in 2015 und 2016 (links: absolut, rechts: normiert auf Mittel aller RÜB)

#### 4 Schlussfolgerungen

Daten zur Einstau- und Entlastungsaktivität von RÜB sind immer im Systemzusammenhang zu interpretieren. Auffälliges Verhalten einzelner RÜB im Vergleich zu benachbarten Becken macht betriebliche Probleme und Optimierungspotenziale am deutlichsten sichtbar. Die Qualität des Betriebs lässt sich nicht durch zusammenfassende ordinale Größen (d. h. Größen, die sich sinnvollerweise nach ihrem Rang ordnen lassen) beschreiben. Repräsentative Aussagen zu absoluten Dauern und Häufigkeiten von Einstau und Entlastung einzelner RÜB erfordern außerdem mehrjährige Messreihen. Der Vergleich von Betriebsdaten ( $n_{\text{ein}}$ ,  $n_{\text{über}}$ ,  $T_{\text{ein}}$ ,  $T_{\text{über}}$ ) mit einem vom jeweiligen Entwässerungssystem unabhängigen Datenkollektiv ist daher nicht zielführend.

Der Vergleich von Simulationsergebnissen und beobachtetem Verhalten der RÜB zeigt, dass in den meisten Fällen die tatsächliche Gewässerbelastung deutlich geringer ist als es nach den einschlägigen emissionsbezogenen Regelungen erforderlich wäre. Die Reserven in den Systemen sind allerdings nicht explizit in der Planung berücksichtigt, sondern entstehen durch die Wahl der Planungsgrundlagen auf der sicheren Seite. So werden angeschlossene Flächen und deren Abflusswirksamkeit systematisch überschätzt und das aktivierbare Speichervolumen systematisch unterschätzt. Hinzu kommt, dass die in der Planung angenommene Gebietsentwicklung oftmals (noch) nicht eingetreten ist.

Simulationsrechnungen, die die Grundlage einer systembezogenen Planung bilden, basieren jedoch auf diesen Grundlagendaten. Sie sind somit nicht in der Lage, die bestehen Reserven und Lösungen zur Optimierung aufzuzeigen. Hierzu müssen Messda-

ten herangezogen werden. Eine naheliegende Forderung wäre es, die Modellparameter im Rahmen einer Kalibrierung so anzupassen, dass Messergebnisse und Simulation übereinstimmen. Dies ist jedoch mit einem erheblichen Aufwand für die Datenerhebung verbunden, der sich nicht flächendeckend umsetzen lässt. Eine vollständige Deckungsgleichheit ist außerdem nicht zu erreichen, da die Modelle die Realität nur unvollständig und nur den Zustand zum Zeitpunkt der Erhebung abbilden.

Messdaten geben zwar den jeweils aktuellen Ist-Zustand wieder, sind aber nicht geeignet die Auswirkungen von Maßnahmen zu prognostizieren. Für Simulationsmodelle gilt dies umgekehrt. Es ist Aufgabe des planenden Ingenieurs mit beiden Informationsquellen sachgerecht umzugehen.

## 5 Literatur

ATV (1992): Arbeitsblatt ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.

Baumann, P.; Lieb, W.; Weiß, G. (2017): Regenbecken im Mischsystem - Messen, Bewerten und Optimieren, Praxisleitfaden für den Betrieb von Regenbecken. 1. Aufl., Stand Februar 2017. Stuttgart: DWA, Landesverband Baden-Württemberg.

Brombach, H.; Wöhrle, C. (1997): Gemessene Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. Korrespondenz Abwasser 44, Heft 1, S. 44 – 66

Haller, B. E. (2009): Messung des Entlastungsverhaltens an Regenüberlaufbecken. Vortrag bei der Lehrer- und Obleute-Tagung des DWA Landesverbandes Baden-Württemberg.

UM-BW (2007): Arbeitsmaterialien zur fortschrittlichen Regenwasserbehandlung in Baden-Württemberg. Umweltministerium Baden-Württemberg.

## Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Ulrich Dittmer  
ISWA Universität Stuttgart, Bandtäle 2, 70569 Stuttgart  
Tel.: 0711 685-69350  
Fax: 0711 685-63729  
E-Mail: [ulrich.dittmer@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:ulrich.dittmer@iswa.uni-stuttgart.de)

# Regenwasserbehandlung im Bereich von Bundesfernstraßen

Ulrich Kasting

Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr, Hannover

## Kurzfassung:

Im Bereich von Bundesfernstraßen sind im Bestand viele Regenbecken vorhanden, die der Behandlung und der Retention von Straßenabflüssen dienen. In den letzten Jahrzehnten sind durch unterschiedliche Vorgaben aus den Regelwerken, Zwangspunkte aus der Planung und Entscheidungen des jeweiligen Planers unterschiedliche Beckentypen entstanden, die von der Auftragsverwaltung des Bundes betrieben werden müssen.

Die Vielzahl der unterschiedlichen Anlagen und deren verstreute Lage entlang des Straßennetzes macht es notwendig, die Standorte und die Funktionsprinzipien in einer Bestandsdatenbank zu erfassen. Dabei ist u. a. zwischen Anlagen, die durch Sedimentation bzw. Filtration eine Behandlung der Straßenabflüsse bewirken und Anlagen, die nur der Retention dienen, zu unterscheiden. Die unterschiedlichen Anlagen ziehen unterschiedliche betriebliche Anforderungen nach sich. Durch die naturnahe Gestaltung etlicher Beckenanlagen sind die Belange des Artenschutzes bei der Unterhaltung zu beachten.

Im Rahmen der Erhaltungsplanung wird zukünftig geprüft werden müssen, ob eine Anpassung der Entwässerungsbecken an den Stand der Technik erforderlich ist. Die neuen Entwicklungen im Bereich des Regelwerkes werden dazu führen, dass zukünftige vermehrt Filtrationsanlagen eingesetzt werden.

**Key-Words:** Regenwasserbehandlung, Entwässerungsbecken, Straßenentwässerung

## 1 Übersicht

Der Standardfall für die Straßenentwässerung ist die breitflächige Versickerung der ablaufenden Niederschläge über die Böschung. Nur wenn im Straßenseitenbereich nicht genügend Platz (z.B. im Bereich von Lärmschutzwänden) vorhanden ist bzw. die Untergrundverhältnisse oder der zu geringe Abstand zum Grundwasserleiter eine Versickerung nicht zulassen, wird eine Ableitung der Abflüsse erforderlich. Auch bei Straßen (häufig bei Autobahnen) mit einem Sägezahnprofil, die eine Entwässerung am Mittelstreifen aufweisen, erfolgt eine Ableitung in einem Regenwasserkanal.

Folgende Inhaltsstoffe treten unter anderem im Straßenabfluss auf:

- abfiltrierbare Stoffe (AFS)
- Schwermetalle: Cadmium (Cd) Kupfer (Cu), Blei (Pb), Zink (Zn), Palladium (Pd), Platin (Pt)
- Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Methyl-Tertiär-Butyl-Ether (MTBE)
- chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)/ gesamter organ. gebundener Kohlenstoff (TOC)
- Chlorid

Als Herkunftsbereiche sind u.a. Abgase, Bremsen-, Reifen-, Straßenabrieb, Korrosion, Tropfverluste und Tausalzstreuung zu nennen. Neben den aufgeführten Emissionen, die im normalen Betrieb der Straße anfallen, kann es durch Unfälle zu einer Belastung mit weiteren Stoffen (insbesondere Leichtflüssigkeiten) kommen.

Bei der Versickerung der Straßenabflüsse über Bankette/bewachsene Böschung ist eine ausreichende Regenwasserbehandlung gegeben. Bei der Einleitung in Oberflächengewässer muss geprüft werden, ob eine Regenwasserbehandlung erforderlich ist. Für Außerortsstraßen erfolgt die Entwässerungsplanung nach RAS-Ew (FGSV 2005). Dabei wird von einer Behandlungsbedürftigkeit ausgegangen, wenn die Straße eine Verkehrsbelastung von  $> 2.000$  Kfz/24 h aufweist. Eine Regelung zur Auswahl des geeigneten Behandlungsverfahrens ist in der RAS-Ew nicht enthalten. Lässt sich nachweisen, dass eine Versickerung bis zu einem kritischen Abfluss von  $15 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$  erfolgt, so ist eine ausreichende Regenwasserbehandlung gegeben, da über 90% der Abflüsse bei kleineren Regenpenden abfließen und somit einer Regenwasserbehandlung zugeführt werden.

Derzeit wird von den Unteren Wasserbehörden noch das Merkblatt DWA-M 153 zur Bewertung der notwendigen Regenwasserbehandlung herangezogen, welches zukünftig durch das derzeit im Entwurf vorliegende DWA-A 102 abgelöst werden soll. Die Entwicklung des DWA-A 102 wird derzeit auch von der FGSV auf die Belange der Entwässerung von Außerortsstraßen angepasst und in der Überarbeitung der RAS-Ew (zukünftig REwS) aufgenommen.

Innerhalb von Wasserschutzgebieten sind zusätzlich zur RAS-Ew zur Begrenzung der Gefahr durch Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen noch die RiStWag (FGSV 2016) zu berücksichtigen. Neben bautechnischen Maßnahmen an der Straße in Abhängigkeit von der Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung und der Verkehrsbelastung sind bei der Einleitung auch Vorgaben zu Dimensionierung und Bau der RiStWag-Anlagen erarbeitet worden.

Im Laufe der Jahre ist es immer wieder zu einer Weiterentwicklung des Regelwerks gekommen, bei der unterschiedliche Anforderungen an die Planung von Entwässerungsbecken berücksichtigt wurden (siehe Abbildung 1 und 2). Durch unterschiedliche Anforderungen der zuständigen Unteren Wasserbehörden, die unterschiedlichen Planungsgrundsätze der jeweiligen Planer und die unterschiedlichen örtlichen Gegebenheiten sind in der Vergangenheit eine Vielzahl von unterschiedlichen Beckentypen und Bauformen entstanden, die vom Betreiber der Straße jetzt zu unterhalten sind.

<p><b>bis 1971: Keine Vorgaben zur Regenwasserbehandlung</b> (Merkblatt für die Entwässerung von Straßen 1964)</p> <p><b>bis 1987: Absetzeinrichtungen nur vor Versickerungsanlagen</b> (Merkblatt für die Entwässerung von Straßen 1971)</p> <p><b>bis 2005: - Grundsatz Versickerung vor Ableitung in Vorflut</b> - Regenwasserbehandlung u. -rückhaltung nur bei Forderung der Wasserwirtschaftsverwaltung (Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung RAS-Ew, 1987)</p> <p><b>seit 2005: - Regenwasserbehandlung bei <math>DTV \geq 2000</math> Kfz/24h</b> - Dimensionierungsgrundsätze für Behandlungsanlagen Absetzbecken, Regenklärbecken, Retentionsbodenfilter (Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung RAS-Ew, 2005)</p>
--

Abbildung 1: Entwicklung Regelwerk für die Entwässerungsplanung außerhalb von Wasserschutzgebieten



<p><b>bis 1971: Keine Vorgaben zur Regenwasserbehandlung</b> (Merkblatt für die Entwässerung von Straßen 1964)</p> <p><b>bis 1982: Ölabscheider (vor der Einleitung in Wasserschutzgebieten)</b> (Merkblatt für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten 1971)</p> <p><b>bis 2002: Leichtflüssigkeitsabscheider</b> (Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten, RiStWag 1982)</p> <p><b>bis 2016: Abscheideanlage</b> - zusätzliche Funktion als Absetzanlage Dauerstautiefe <math>\geq 2\text{m}</math> (Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten, RiStWag 2002)</p> <p><b>ab 2016: RiStWag-Anlage</b> - optimierte Zulaufgestaltung (Vermeidung Aufwirbelung abgelagerter Sedimente) (Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten, RiStWag 2016)</p>
--

Abbildung 2: Entwicklung Regelwerk der Entwässerungsplanung in Wasserschutzgebieten

Vor der Einleitung in ein Gewässer gibt es verschiedene Verfahren, die Abflüsse zu behandeln. Grundsätzlich lassen sich die Anlagen nach dem Behandlungsprinzip unterscheiden. Sedimentationsanlagen (Absetzbecken, Regenrückhaltebecken mit Dauerstau, Regenklärbecken, RiStWag-Anlagen) behandeln das Regenwasser durch Dichtentrennung, indem Feststoffe mit den angelagerten Schadstoffen als Schlamm/Sediment an die Sohle des Sedimentationsbereichs absinken. Bei den Versickerungsbecken, -mulden, -gräben und dem Retentionsbodenfilter findet hingegen eine Filtration der Abflüsse statt. Zusätzlich kommt es auch zu einer anteiligen Sorption von gelösten Inhaltsstoffen und teilweise auch zu einer biochemischen Umwandlung. Zukünftig werden voraussichtlich vermehrt Filtrationsverfahren eingesetzt werden, da durch die höhere Reinigungsleistung die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie besser eingehalten werden können. Mit den vorgenannten Verfahren lässt sich jedoch nicht das gut lösliche Chlorid aus den Straßenabflüssen verringern, das im Winterbetrieb der Straßen in hohen Konzentrationen auftritt.

## 2 Regenwasserbehandlung an Bundesfernstraßen (Niedersachsen)

An den Außerortsstraßen in Niedersachsen sind nach Abbildung 3 rund 1.000 Entwässerungsbecken vorhanden. Knapp 70% dieser Beckenanlagen weisen einen Dauerstau auf. Diese Angaben werden derzeit überprüft.

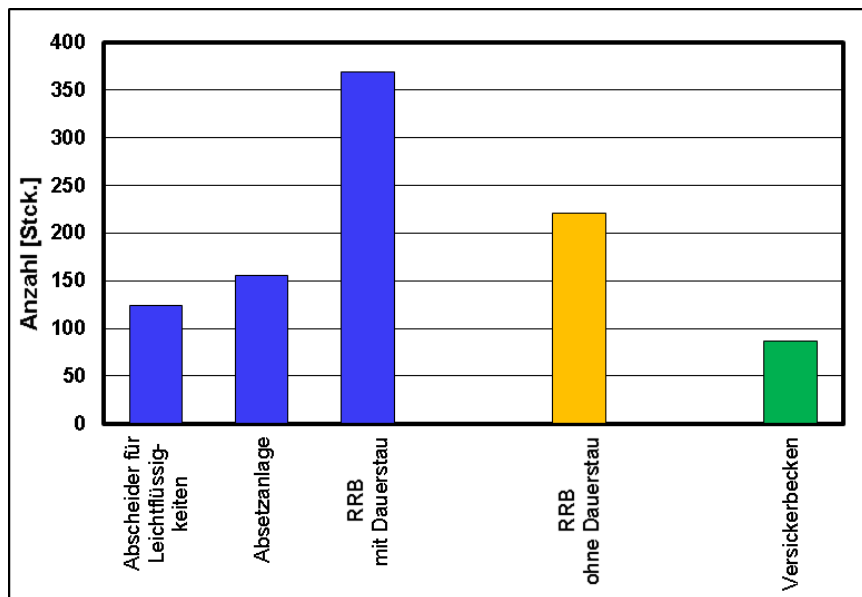


Abbildung 3: Entwässerungsbecken an Außerortsstraßen in Niedersachsen (Stand 2017)

Tabelle 1 gibt eine Übersicht, wie viele Streckenkilometer des Straßennetzes in Wasserschutzzonen liegen. Die Angaben zeigen, dass die besonderen Anforderungen von Wasserschutzgebieten regelmäßig durch den Planer berücksichtigt werden muss.

Tabelle 1: Straßenlängen (km) innerhalb von Wasserschutzgebieten in Niedersachsen

	WSG oder HQSG oder TWGG			
	Zone I	Zone II (II, IIa, IIb)	Zone III (III, IIIa, IIIb, IIIc)	Zone IV, V
Bundesautobahnen	0	3	214	2
Bundesstraßen	1	93	463	46
Landesstraßen	3	101	827	92
Kreisstraßen	2	85	1.346	107

Derzeit wird die Erfassung der Entwässerungsbecken nach einem einheitlichen Vorgehen überprüft und es werden nach den Empfehlungen des H KWES (FGSV 2011) Betriebsanweisungen (sog. Beckenbücher) erstellt. Diese enthalten u.a. folgende Angaben zu den Behandlungsanlagen:

- Lagebeschreibung
- Beckentyp
- Planungsdaten
- Funktionsweise
- Einzugsgebiet
- Bestandspläne
- Kriterium zur Entschlammung und Dokumentation der Schlammhöhe (bei Sedimentationsanlagen)

Die Entwässerungsbecken werden in einer Bestandsdatenbank aufgenommen. Die Beckenbücher werden bei den Meistereien und den zuständigen Geschäftsbereichen archiviert. Weiterhin werden die Beckenbücher digital in der Bestandsdatenbank aufgenommen. Die Bestandsdaten lassen sich in einem GIS-System darstellen (siehe Abbildung 4).

Bei der Nacherfassung der Beckenanlagen wird nach den in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführten Beckentypen unterscheiden. Auf einige Besonderheiten dieser Anlagen wird nachfolgend eingegangen.

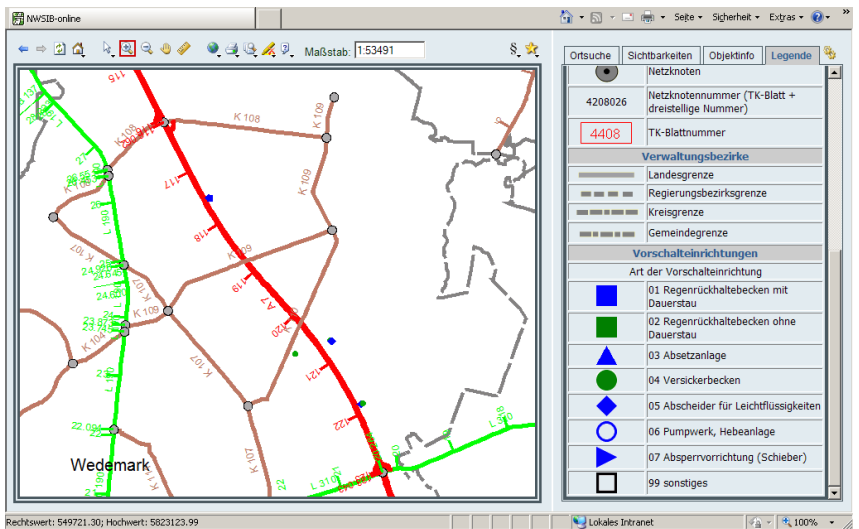


Abbildung 4: Darstellung des Straßennetzes und der Entwässerungsbecken im GIS

## 2.1 Versickerungsbecken

Versickerungsbecken sind teilweise Absetzbecken im Zulaufbereich vorgeschaltet. Diese Absetzbecken weisen die Besonderheit auf, dass sie hauptsächlich dem Kolmationsschutz der Versickerungsbecken dienen (ggf. noch ergänzt mit einer Tauchwand für den Rückhalt von Leichtflüssigkeiten bei Unfällen). Die Reinigung der Absetzbecken muss nur so häufig erfolgen, dass die Versickerungsleistung der nachgeschalteten Versickerungsbecken erhalten bleibt.

Einige Versickerungsbecken weisen kein vorgeschaltetes Absetzbecken auf, da dies früher nicht Stand der Technik war. Die wirksame Regenwasserbehandlung erfolgt über die Versickerung über die bewachsene Bodenzone.

## 2.2 Regenrückhaltebecken mit Dauerstau (RRBmD)

Bei Regenrückhaltebecken mit Dauerstau reicht der Dauerstau über die gesamte Grundfläche des Beckens, so dass dort eine Sedimentation erfolgen kann. Das spezifische Dauerstauvolumen dieser Anlagen weist häufig sehr große Werte von  $150 - 500 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{A}_{\text{U}})$  auf. Gegenüber den Absetzbecken (ca.  $90 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{A}_{\text{U}})$ ) bzw. Regenklärbecken (ca.  $15 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{A}_{\text{U}})$ ) sind die Aufenthaltszeiten und damit die Sedimentationsmöglichkeiten deutlich höher. Die Dauerstautiefen liegen häufig zwischen  $1 - 1,5 \text{ m}$ . Großvolumige Dauerstaubereiche wurden in der Vergangenheit geplant, um eine Biotopfunktion der Beckenanlagen zu fördern, was auch noch den derzeitigen Empfehlungen der RAS-Ew entspricht. Jedoch hat sich in der Planungspraxis durchgesetzt, dass Sedimentationsanlagen als technisch abgegrenzte Bereiche mit einer gepflasterten Sohle ausgebildet werden, um den Betrieb der Becken zu erleichtern. Dies wird auch in der Überarbeitung der RAS-Ew berücksichtigt. Damit ist bei einer Schlammennahme die Dichtung des Beckens besser geschützt und die Sohle des Beckens ist klar gegenüber dem Boden abgegrenzt.

Teilweise wird der Straßenabfluss den RRBmD über Böschungen und Gräben zugeführt, so dass eine Teilversickerung der Regenabflüsse und damit eine Regenwasserbehandlung auf dem Fließweg erfolgt. Ist eine ausreichende Versickerung ( $15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$ ) und damit Regenwasserbehandlung im Zulauf zur Anlage gegeben, muss eine Entschlammung des Dauerstaubereichs des RRBmD nicht erfolgen.

Dient das RRBmD der Regenwasserbehandlung, ist eine regelmäßige Feststellung des Schlammspiegels im Becken erforderlich, um den Zeitpunkt einer notwendigen Entschlammung festzulegen. Eine repräsentative Schlammspiegelmessung kann häufig nicht mit einfachen Mitteln direkt vom Betriebsdienst vorgenommen werden, so dass dies vergeben werden muss. Für den Füllstand mit Sediment, ab wann eine Entschlammung erforderlich ist, gibt es im Regelwerk bislang keine Angaben. Hier sind dringend Hinweise zu ergänzen. Derzeit wird in Anlehnung an eine Untersuchung von Grotehusmann et al. (2006) für Becken mit einer Dauerstautiefe von über  $2 \text{ m}$  davon ausgegangen, dass eine Reinigung ab einer Schlammspiegelhöhe von  $1,7 \text{ m}$  unter Dauerwasserstand erforderlich ist. Bei Dauerstautiefen kleiner  $2 \text{ m}$  wird von einer

Entschlammung ausgegangen, wenn 15% der Dauerstautiefe mit Schlamm gefüllt ist, wobei ein Mindestwert von 20cm Schlammhöhe gegeben sein muss.

Zu dieser Thematik wird derzeit von der Bundesanstalt für Straßenwesen ein Forschungsvorhaben durchgeführt, welches Empfehlungen geben soll, ab welchem Füllstand mit Sedimenten ein Dauerstaubecken geräumt werden soll.

### **2.3 Regenrückhaltebecken ohne Dauerstau**

Dieser Anlagen sind mit keiner Behandlungsanlage ausgestattet. Teilweise sind die Drossel- und Überlaufbauwerke so gebaut, dass im Bauwerk ein Dauerstau mit einer Tauchwand vorhanden ist, so dass im geringen Umfang Leichtflüssigkeiten bei einem Unfall zurückgehalten werden können. Der Betriebsdienst muss die Anlage regelmäßig freischneiden und die Drosseleinrichtung kontrollieren.

### **2.4 RiStWag-Anlagen**

Die Dauerstaubecken liegen in oder am Rand von Wasserschutzgebieten. Die Anlagen sind häufiger in konstruktiver Bauweise (Stahlbetonbecken) gebaut worden, wobei es auch geböschte Erdbecken gibt. Die Anlagen weisen in jedem Fall Tauchwände auf, um bei einer Havarie Leichtflüssigkeiten zurückhalten zu können. Als Sedimentationsanlagen dienen sie auch der Regenwasserbehandlung. Für die Entschlammung gelten die Hinweise wie bei den RRBmD.

### **2.5 Absetzbecken**

Absetzbecken nach RAS-Ew werden häufig in Kombination mit einem nachgeschalteten RRB gebaut. Gegenüber den in der Stadtentwässerung bekannten Regenklärbecken, weisen Absetzbecken keine Vorentlastung über ein Trennbauwerk auf. Die Bemessung erfolgt auf einen Bemessungsabfluss der Häufigkeit  $n=1$ , so dass deutlich größere spezifische Dauerstauvolumina vorhanden sind, als bei Regenklärbecken. Neuere Anlagen weisen eine Pflasterung der Sohle auf und sind mit einer Tauchwand zum Leichtflüssigkeitsrückhalt ausgestattet. Bei ältere Anlagen sind die Sohlen nicht befestigt. Für die Entschlammung gelten die Hinweise wie bei den RRBmD.

### **2.6 DIN-Abscheider**

Abscheider nach DIN EN 858 und DIN 1999-100 werden für die Regenwasserbehandlung an Straßen bei neuen Planungen nicht eingesetzt. Sie kommen zum Einsatz auf den Betriebshöfen im Bereich von Waschanlagen / Tankstellen. In der Vergangenheit wurden diese Anlagen aber auf Anforderung der Unteren Wasserbehörden auch zur Regenwasserbehandlung an Straßen gefordert und gebaut.

Die Anlagen bestehen aus einem vorgelagerten Schlammfang und dem nachgeschalteten Abscheider. Sie bestehen meist aus Fertigteilen und sind nur über Schachteinstiege zugänglich. Eine Entschlammung des Sandfangs erfolgt in Anlehnung an DIN

1999-100 bei einer Füllhöhe mit Sediment von 50%. Für den Abscheider wird zur Entschlammung das Kriterium wie bei den RRBmD angesetzt.

## **2.7 Retentionsbodenfilter**

Retentionsbodenfilter zur Regenwasserbehandlung werden in Niedersachsen derzeit nur vereinzelt eingesetzt. Bei Neuplanungen werden Retentionsbodenfilter inzwischen gegenüber Absetzbecken aufgrund der höheren Reinigungsleistung und der betrieblichen Vorteile bevorzugt. Jedoch lässt sich bei den teilweise knappen Gefälleverhältnissen ein Bodenfilter nur mit einer Pumpanlage betreiben. In diesen Fällen muss geprüft werden, ob eine Pumpanlage verhältnismäßig ist.

## **2.8 Kompaktanlagen**

Kompaktanlagen (oder sog. dezentrale Behandlungsanlagen) werden derzeit nur vereinzelt zur Regenwasserbehandlung eingesetzt. Die Anlagen sind üblicherweise nur durch Schachteinstiege zugänglich, was das Auffinden in der Örtlichkeit erschwert. Bei diesen Anlagen ist eine punktgenaue Erfassung in der Bestandsdatenbank erforderlich, damit der Betriebsdienst auch bei Personalwechsel über den Standort der Anlage informiert ist. Gegenüber offenen Beckenanlagen ist in den Beckenbüchern somit eine genaue Lagebeschreibung erforderlich. Weiterhin muss die Funktionsweise und die Betriebsanforderungen der Anlagen in den Beckenbüchern genau beschrieben werden.

## **2.9 Sandfänge**

Sandfänge oder auch Geschiebeschächte dienen nicht der Regenwasserbehandlung (Rückhalt von Feinsedimenten und angelagerten Schadstoffen). Aufgrund der hohen hydraulischen Belastung können die Anlagen nur grobe Sedimente zurückhalten. In der RAS-Ew sind Sandfänge bislang nicht definiert.

## **3 Anforderungen an den Betrieb der Behandlungsanlagen**

Der Normalbetrieb von Straßen ist von Einzelereignissen wie Unfällen zu unterscheiden, bei denen kurzzeitig lokal größere Mengen an gefährlichen Stoffen austreten können. In diesen Fällen erfolgt in der Regel eine sofortige Aufnahme und Entsorgung der ausgetretenen Stoffe, verbunden mit einer Kontrolle der Entwässerungseinrichtungen.

Wesentlich für einen funktionssicheren Betrieb der Behandlungsanlagen ist eine regelmäßige Wartung. Die Empfehlungen für den Betrieb richtet sich nach H KWES (FGSV 2011). Funktionsbedingt lagert sich in den Sedimentationsanlagen Schlamm ab, der in regelmäßigen Abständen entnommen werden muss, um die Reinigungsleistung der Anlagen zu erhalten. Um den Zeitpunkt für eine notwendige Entschlammung festzulegen, ist für jede Sedimentationsanlage zunächst ein Kriterium (Füllgrad) festzulegen, ab dem eine Entschlammung erfolgen soll. Nach H KWES soll der Füllstand der

Anlage einmal pro Jahr ermittelt werden. Die Entschlammung muss i.d.R. von einer Fachfirma unter Beachtung der abfallrechtlichen Belange durchgeführt werden.

Bei Unterhaltungsarbeiten ist der Artenschutz zu berücksichtigen. Insbesondere bei Mahdarbeiten bei Dauerstaubecken mit großen Röhricht-Pflanzenbeständen (z.B. Schilf) kann es erforderlich werden, als Vermeidungsmaßnahme einen Rückschnitt bzw. Beräumung des Beckens nur außerhalb von Schutzzeiten (§39 BNatSchG einschließlich länderspezifischer Regelungen) durchzuführen.

#### **4 Ausblick**

Ein sinnvoller Betrieb der Regenwasserbehandlungsanlagen an Außerortsstraßen macht die Erfassung der Anlagen in Datenbanken mit einer GIS-Anbindung erforderlich. Hier müssen die in den vergangenen Jahrzehnten gebauten Anlagen erfasst und dokumentiert werden. Die Entschlammung von Sedimentationsanlagen ist mit großem finanziellem Aufwand verbunden, da ein wässriges Schlammgemisch entnommen wird, das vor einer Deponierung behandelt (entwässert) werden muss. Hier werden durch ein laufendes Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Straßenwesen Hinweise erwartet, wann eine Räumung der Sedimente aus Gewässerschutzgründen erforderlich ist. Im Rahmen der Erhaltungsplanung wird sich zukünftig die Frage stellen, ob vorhandene Regenwasserbehandlungsanlagen umgebaut werden müssen.

#### **5 Literatur**

- FGSV (2005): RAS-Ew, Richtlinien für die Anlage von Straßen – Teil Entwässerung, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
- FGSV (2011): H KWES –Hinweise zur Kontrolle und Wartung von Entwässerungseinrichtungen an Außerortsstraßen, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
- FGSV (2016): RiStWag, Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
- Grotehusmann D., U. Kasting, M. Hunze (2006): Optimierung von Absetzbecken, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 944, 2006

#### **Korrespondenz an:**

Dr. Ing. Ulrich Kasting  
Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr,  
Göttinger Chaussee 76 A, 30453 Hannover  
Tel.: 0511 / 3034 – 2115  
Email: Ulrich.Kasting@nlstbv.niedersachsen.de

# Technische Regenwasserfiltration an zentralen Standorten

Helmut Grüning<sup>1</sup>, Klaus H. Pecher<sup>2</sup>, Christian Massing<sup>3</sup>

<sup>1</sup>FH Münster, Steinfurt; <sup>2</sup>Dr. Pecher AG, Erkrath; <sup>3</sup>WSW Energie & Wasser AG, Wupper

**Kurzfassung:** Die Behandlung von Oberflächenabflüssen mit technischen Regenwasserfiltern beschränkt sich derzeit auf kompakte Anlagen an dezentralen Standorten. Bislang liegen nur eingeschränkte Erfahrungen mit großformatigen technischen Regenwasserfiltern zur zentralen Regenwasserbehandlung (TRF) vor. In Wuppertal ist im Mai 2014 der TRF Fleute in Betrieb genommen worden. Im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens wurde das Betriebsverhalten dieses zentral angeordneten Filters untersucht. Die Erfahrungen sind Grundlage für die Konzeption weiterer Filteranlagen im zentralen Maßstab. Eine Herausforderung bildet dabei der Kompromiss zwischen Wartung und Wirkung. Systembedingt führt ein hoher Stoffrückhalt im Filterkörper zu kürzeren Wartungsintervallen. Die Filteranlage muss so konzipiert sein, dass im Filter in erster Linie feine Partikel (AFS63) und gelöste Stoffe zurückgehalten werden.

**Key-Words:** Oberflächenabfluss, technische Regenwasserfiltration, Feinanteil AFS63, Schwermetalle

## 1 Technische Regenwasserfiltration

### 1.1 Entwicklungen und Anforderungen

Oberflächenabflüsse können in erheblichem Umfang partikuläre und gelöste Inhaltsstoffe transportieren. Der Rückhalt molekular bis grob disperser Abwasserinhaltsstoffe kann nur durch Behandlungssysteme erfolgen, die neben rein sedimentativen Rückhalteeffekten auch physikalisch-chemische Wirkmechanismen, wie z. B. Fällung und Flockung, aufweisen oder adsorptiv wirken. Möglichkeiten diese Stoffe durch herkömmliche Regenbecken zurückzuhalten, begrenzen sich auf die anschließende Behandlung des Beckeninhaltes in der Kläranlage. Die hydraulische Aufnahmekapazität der Kläranlage ist aber aus verfahrenstechnischen Gründen begrenzt. Eine weitergehende Behandlung innerhalb des Ableitungssystems beschränkt sich auf die Filtration von Oberflächenabflüssen. Möglichkeiten der Regenwasserfiltration bieten derzeit Retentionsbodenfilter und dezentral angeordnete Kompaktsysteme, die mit Fil-



terelementen ausgerüstet sind. Diese Filtersysteme weisen unterschiedliche system-spezifische Merkmale auf:

- Retentionsbodenfilter ermöglichen eine sehr weitgehende Reinigung, sind aber auch durch einen nennenswerten Betriebsaufwand sowie durch einen hohen Flächenbedarf gekennzeichnet. Im eng bebauten urbanen Raum sind die erforderlichen Flächen meist nicht verfügbar. Darüber hinaus können dauerhafte Fremdwasserzuflüsse zu einer Kolmation der Anlagen führen.
- Dezentral angeordnete Kompaktsysteme führen systembedingt zu einer höheren Anzahl von Betriebspunkten. Hier besteht das Risiko, dass die Systeme nur eingeschränkt überwacht und gewartet werden. Vorteilhaft ist bei dezentral angeordneten Systemen die Vermeidung der Vermischung unterschiedlich belasteter Abflüsse. Für die inzwischen hohe Anzahl verschiedener Systeme fehlen jedoch teilweise langfristige Wirknachweise und Betriebserfahrungen.

Durch Ergänzung der bisherigen Praxis der Regenwasserbehandlung mit technischen Regenwasserfiltern im zentralen Maßstab (TRF) können diese systemspezifischen Einschränkungen vermindert werden. Allerdings beschränken sich die Möglichkeiten zur Regenwasserbehandlung durch TRF an zentralen Standorten mit Einzugsgebietsgrößen von mehreren Hektar noch auf Einzelfälle.

## 1.2 Prozesse in Technischen Regenwasserfiltern

Wasserinhaltsstoffe lassen sich über die Kriterien „Durchmesser“ und „typischer Konzentrationsbereich“ einteilen. Die Matrix der Wasserinhaltsstoffe umfasst die drei Hauptgruppen „gelöst“, „kolloidal“ und „suspendiert“. Die molekulardispersen Stoffe (Moleküle, Ionen) liegen in gelöster Form vor. Die Grenzen der jeweiligen Stofffraktionen sind in der Literatur unterschiedlich festgelegt. Für kolloiddisperse Stoffe (z. B. Huminstoffe, Silikat), die als fein verteilte Teilchen oder Tröpfchen vorliegen gilt ein Grenzdurchmesser von 0,45 bis 1  $\mu\text{m}$ . Stoffe mit noch größerem Durchmesser sind Suspensa, Trübstoffe oder abfiltrierbare Stoffe (AFS). Das Spektrum der Wasserinhaltsstoffe reicht also von echt gelösten Stoffen bis zu groben Suspensionen. Neben gelösten Salzen und Gasen können organische Stoffe und auch feine Tonminerale bis zu Geröll im Oberflächenabfluss enthalten sein. Eine besondere Bedeutung haben Kolloide ( $10^{-7}$  bis  $10^{-5}$  m), die durch abstoßende elektrische Kräfte entgegen der Schwerkraftwirkung suspendieren, so dass auch nach längerer Zeit kein Absatzvorgang eintritt. Kolloide lassen sich auch durch eine normale Filtration nicht abscheiden, da sie durch die üblichen Filterporen hindurchwandern. Im Entwurf des Arbeitsblattes DWA-A 102 (DWA, 2016) werden der Feinanteil der Feststoffe  $< 63 \mu\text{m}$  als Zielgröße ausgewählt. Der zugehörige Parameter wird als AFS63 bezeichnet. Die analytische Bestimmung bei Niederschlagswasser erfolgt über eine Filtration mit einer

Porengröße 0,45 µm nach einer Siebung über ein 63 µm Sieb (Dierschke und Welker, 2015).

Bei der Filtration durchläuft das zu trennende Gemisch, je nach Art der Filtration, ein Vlies bzw. Gewebe oder einen Füllkörper. Das Filtermedium ist ein durchlässiges Porensystem. Der Stoffrückhalt kann durch chemische, physikalische und biologische Wirkmechanismen an der Oberfläche erfolgen. Häufig liegt eine Kombination von Wirkmechanismen vor. Das Filtermaterial stellt einen Widerstand gegenüber den Partikeln des zu trennenden Gemisches dar. Weitere Mechanismen sind Partikelträgheit, Diffusionseffekte, Elektrostatik oder Sperrereffekte. Daher werden grundsätzlich auch Partikel abgeschieden, die deutlich kleiner als die Porengröße des Filters sind. Größere Partikel werden beispielsweise durch Trägheit und Sperrereffekte zurückgehalten.

Grundsätzlich wird bei der Filtration zwischen einer Oberflächenfiltration und einer Tiefenfiltration unterschieden. Bei einer Oberflächenfiltration entspricht die Filterwirkung einem Siebeffekt. Hier werden die Partikel an der Oberfläche zurückgehalten, sofern die Porenweite des Filtermittels kleiner als die Größe der Partikel ist. Bei der Oberflächenfiltration kommt es zu einer Kuchenbildung, so dass der Filterwiderstand des Filters mit der Standzeit sehr schnell abnimmt. Auch Partikel, die kleiner sind als die Porengröße des Filtermediums werden durch den gebildeten Filterkuchen zurückgehalten. Der Filter muss häufig regeneriert werden.

Bei der Tiefenfiltration lagern sich die Feststoffe innerhalb der Filterschüttung an den Oberflächen der Filtersubstrate an. Es können hierbei auch Partikel aufgehalten werden, welche deutlich kleiner sind als die Poren der Filterschüttung. Dies geschieht vor allem durch chemische und physikalische Wirkmechanismen an der Oberfläche der Filtersubstrate. Ist die Oberfläche vollständig beladen kommt es zu einer Reduzierung der Partikelabscheidung, die Durchlässigkeit ändert sich jedoch entgegen der Oberflächenfiltration nur langsam. Der Zeitpunkt, ab wann der Filter in seiner Wirksamkeit nachlässt, ist dadurch schwerer zu erkennen. Wird der Filter zu früh getauscht resp. regeneriert, kostet das Geld, erfolgt die Maßnahme zu spät, wird das Gewässer belastet.

Für den Filteraufbau steht eine umfangreiche Materialpalette zur Verfügung. Ihr Anwendungsfeld reicht vom reinen Partikelrückhalt bis zum adsorptiven Rückhalt von Mikroverunreinigungen. Der Anspruch an die Reinigungsleistung eines Filters beschränkt sich aber nicht auf den Rückhalt partikulärer Stoffe (AFS63). Auch gelöste Schwermetalle müssen zurückgehalten werden, da diese zu einem nennenswerten Anteil durch Oberflächenabflüsse in aquatische Ökosystem eingetragen werden. Dazu werden üblicherweise Eisenhydroxide oder Zeolithe verwendet. Diese werden je nach Filteraufbau in unterschiedlichen Korngrößen oder als Substratmischungen in den Systemen eingesetzt. Darüber hinaus nutzen die Hersteller häufig eigene Entwicklungen oder modifizierte Substrate mit höheren Adsorptionskapazitäten oder reduzierter Rücklösung unter Tausalzeinfluss. Untersuchungsergebnisse zur Wirkung von Cal-

ciumsilikat und Eisenhydroxid liefern Huber et al. (2017). Substrate zum Rückhalt organischer Spurenstoffe, wie Herbizide und Pestizide, stehen bisher kaum im Fokus der Betrachtung. Mit den klassischen Substraten sind diese Mikroverunreinigungen jedoch nur unzureichend aus dem Oberflächenabfluss zu entfernen. Besser geeignet wären Aktivkohle oder technische Spezialadsorber. Diese Materialien sind aber teuer und die feinen Poren setzen sich durch die stark verunreinigten Oberflächenabflüsse rasch zu.

## 2 Erste Erfahrungen mit dem TRF Fleute in Wuppertal

### 2.1 Dimensionierung und System TRF Fleute

Die Konzeptionierung eines technischen Regenwasserfilters in Wuppertal erfolgte im Rahmen der Planung für ein Regenklärbecken ohne Dauerstau. Problematisch war hier der dauerhafte Fremdwasserzufluss, der zu einem ständigen Beckeneinstau geführt hätte. Zur Lösung dieses Problems wurde eine kontinuierliche Parametermessung mit einer Bypasslösung geplant, um den kontinuierlichen Fremdwasserzufluss am Becken vorbei zu leiten und den behandlungspflichtigen Zufluss im Becken zu behandeln. Dieses Konzept wird in ähnlicher Form in Wuppertal bereits praktiziert. Die qualitätsabhängige Steuerung erfordert allerdings einen entsprechenden Betriebsaufwand. Im Rahmen der Ausschreibung wurde als Alternativvorschlag ein technischer Regenwasserfilter (TRF) konzipiert.

Die Anlage behandelt die Oberflächenabflüsse eines 27 ha großen Gebietes im Nordosten Wuppertals vor der Einleitung in die Schwelme. In NRW ist eine flächennutzungsspezifische Kategorisierung der befestigten Oberflächen in trennentwässerten Gebieten erforderlich. In Tabelle 1 sind die jeweiligen Flächenanteile dargestellt.

Tabelle 1: Nutzungsspezifische Aufteilung der abflusswirksamen Flächen

Kategorisierung der Flächen und Abflüsse	Flächengröße
Kategorie I (unbelastet)	$A_{u,I} = 7,5$ ha
Kategorie IIa (schwach belastet, noch nicht behandlungspflichtig)	$A_{u,IIa} = 5,8$ ha
Kategorie IIb (schwach belastet, behandlungspflichtig)	$A_{u,IIb} = 3,1$ ha
Kategorie III (stark belastet)	$A_{u,III} = 0,9$ ha
Summe befestigte Fläche	$A_{u,ges} = 17,3$ ha

Eine kurzfristige Beseitigung des kontinuierlichen Fremdwasserabflusses war aufgrund der komplexen Einflüsse nicht möglich. Der Fremdwasserabfluss wurde aufgrund der Messdaten für den Winter 2010/2011 im Mittel mit 2 l/s abgeschätzt. Nach mehrjährigem Betrieb sind Phasen ohne Fremdwasser, aber auch Zeiträume mit deutlich höherem Fremdwasserabfluss bekannt. Der kontinuierliche Fremdwasserabfluss und der behandlungspflichtige Niederschlagsabfluss führen zu einem behandlungspflichtigen Gesamtabfluss von  $Q_{\text{krit}} = 127,1 \text{ l/s}$ .

Zur kontinuierlichen Niederschlagswasserfiltration wurde ein rechteckiges Betonbecken als Großfilteranlage ausgerüstet. Das Bauwerk ist im Hauptschluss des Regenwasserkanals angeordnet. Vor dem eigentlichen Filter dient eine Vorkammer zur Sedimentation von Grobstoffen und dem Rückhalt von Schwimmstoffen. Weitere Sedimentationsräume sind unterhalb des Filters angeordnet. Ziel ist es, bereits einen möglichst großen Anteil der Feststofffracht sedimentativ zurück zu halten und den Filter in erster Linie für den Rückhalt kleiner schlecht absetzbarer Partikel zu nutzen. Die Reinigung des zufließenden Niederschlagswassers erfolgt in drei unabhängig voneinander angeordneten parallelen Filterstraßen. Durch Schieber ist es möglich, einzelne Filterstraßen beispielsweise zu Reinigungszwecken außer Betrieb zu nehmen.

Bei Niederschlagszuflüssen steigt der Wasserstand in der Zulaufkammer des Filters an, und das Wasser wird aufgrund des sich ausbildenden hydraulischen Gradienten durch die Filterschicht gedrückt. Der Filterkörper ist dreilagig aufgebaut und zwischen zwei Gitterrostelementen fixiert. Das Bauwerk ist bis zur Höhe der Ablaufweherschwellen ständig mit Wasser gefüllt. Abbildung 1 zeigt einen exemplarischen Filteraufbau und die drei Filterstraßen vor der Inbetriebnahme nach einer Wartungsmaßnahme.



Abbildung 1: Mehrstufiger Aufbau des Filters (links) und Blick auf die drei Straßen und das senkrecht angeströmte Wehr im Zulaufbereich des TRF Fleute (rechts)

## 2.2 Wartung und Wirkung des TRF Fleute

Ziel der Untersuchungen war in erster Linie die Entwicklung eines Filters mit akzeptablen Wartungszeiträumen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen insofern betriebliche Aspekte und die Optimierung der konstruktiven Gestaltung von technischen Großfilteranlagen. Das Umweltministerium des Landes NRW (heute: MULNV) hat im Zeitraum von 2013 bis 2016 die Untersuchung dieser Anlage gefördert. Die kostenintensive Untersuchung der Wirkung ist für Folgeprojekte vorgesehen. Die Kontrolle der Durchlässigkeit des Filters und des Stoffrückhaltes erfolgten mit

- Füllstandssonden im Zu- und Ablaufbereich zur Kontrolle der Durchlässigkeit des Filterkörpers
- Photometersonden zur Erfassung der äquivalenten Feststoffkonzentrationen im Zu- und Ablauf
- Mischprobenehmer zur Erfassung des Stoffrückhaltes für Einzelereignisse

Eine maßgebliche Information ist die Durchlässigkeit des Filters. Durch Bilanzierung des Füllstandes im Zulaufbereich und im Ablaufbereich kann die Durchlässigkeit überprüft werden (Abbildung 2). Wenn die Anpassung der Wasserspiegeldifferenz durch den hydrostatischen Druckausgleich zeitlich stark verzögert eintritt, liegt eine Kolmation des Filters vor. Das Material muss dann getauscht werden. In Abbildung 2 ist zu erkennen, dass der Füllstand im Zulaufbereich kurzfristig wieder absinkt und dann dem Niveau im Ablaufbereich entspricht. Der Filter ist also durchlässig.

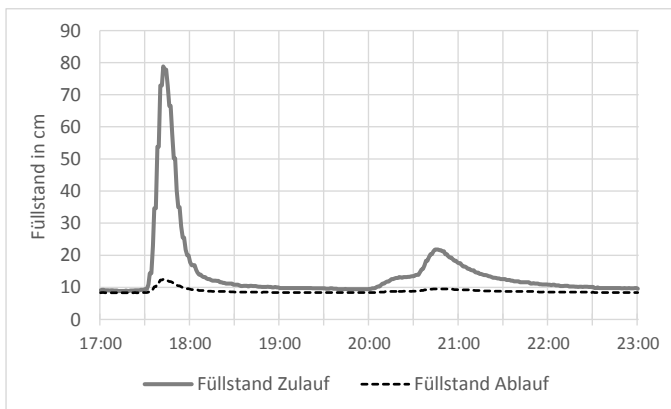


Abbildung 2: Änderung und kurzfristige Anpassung der Füllstände während des Regenwasserzulaufes im TRF Fleute

Im Rahmen der Bemessung des TRF Fleute wurde ein Feststoffrückhalt in einer Größenordnung von 80 % als realistische Zielgröße diskutiert. Bei der Entwicklung des Filters wurde nicht die Materialkombination mit dem größten Stoffrückhalt unter Laborbedingungen untersucht und ausgewählt, sondern ein Filteraufbau, der den hohen hydraulischen und stofflichen Anforderungen der Regenwasserbehandlung standhält und den betrieblichen Anforderungen entspricht. Die Erfahrungen zeigen, dass ein entsprechender Stoffrückhalt grundsätzlich möglich ist. Weitergehende Ansprüche sind mit höheren Kosten und zunehmendem Betriebsaufwand verbunden, die das in der Praxis akzeptierte Maß sehr wahrscheinlich überschreiten. Zu den maßgeblichen betrieblichen Herausforderungen zählen entsprechend lange Betriebsphasen bei hohem Stoffrückhalt. Ein hoher Stoffrückhalt im Filterkörper führt systembedingt zur Verstopfung der Porenräume. Der Filter muss dann getauscht oder gespült werden. Eine Rückspülung wie bei einem Sandfilter zur Trinkwasseraufbereitung ist für technische Regenwasserfilter allerdings nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich.

Die Untersuchungen des TRF Fleute erfolgte in vier Betriebsphasen. Nach jeder Betriebsphase wurde das Filtermaterial im gesamten Filter oder in einzelnen Filterstraßen getauscht. Neben der teilweise starken Verunreinigung der Oberflächenabflüsse zeigte sich beim TRF Fleute bereits in der ersten Betriebsphase ein weiteres Problem: Fehleinleitungen von Schmutzwasser in die Regenwasserkanalisation. Im Zeitraum von Mai bis Oktober 2014 nahm die Durchlässigkeit des Filters stark ab. Im Rahmen der Wartungen waren zahlreiche Hinweise auf Fehleinleitungen erkennbar. Die Fehleinleiter wurden von der WSW Energie & Wasser AG ermittelt und an das Schmutzwassernetz umgeschlossen. Im Februar 2015, nach der erfolgreichen Detektion der Fehleinleiter, nahm die Durchlässigkeit des Filtermaterials quasi automatisch ohne Wartungseingriff am Filter wieder zu. Vermutlich hatte der hohe Anteil organischer Inhaltsstoffe zu einer biologischen Kolmation des Filters geführt und die Durchlässigkeit stark reduziert.

Die zweite Betriebsphase begann im Juli 2015. Die beiden unteren Lagen sind auf dem unteren Gitterrost mit einer Höhe von je 4 cm als lose Mineralschüttung mit unterschiedlichen Korngrößen ausgebildet. Darüber liegend eine 4 cm hohe Schicht aus gebrochenem Tonmineral. Als weitere Maßnahme wurde die oberste Lage als Filtermatte ausgeführt, welche einen Austrag des Materials verhindert und durch die obere Gitterrostlage fixiert wird (Abbildung 3 und 4). Hierdurch sollte der Aufwand beim Ein- und Ausbau reduziert werden. Der  $k_f$ -Wert des Filters liegt bei diesem Materialaufbau im Neuzustand bei ca.  $9,7 \cdot 10^{-2}$  m/s. Im Vergleich zur Filterausrüstung in der ersten Betriebsphase wies der Filter eine deutlich höhere Wasserdurchlässigkeit auf.

Leider war eine durchgängige Durchflussbilanzierung bei diesem Projekt nicht möglich, da aus finanziellen Gründen auf eine dauerhafte Durchflussmessung verzichtet wurde. Für den Zeitraum vom 07.07.2015 bis zum 23.11.2015 wurde temporär eine Durchflusserfassung durchgeführt. Demnach sind für diesen Zeitraum insgesamt

64.225 m<sup>3</sup> über das Ablaufwehr abgeleitet worden. Davon wurden 93,0 % (59.704 m<sup>3</sup>) durch den Filter geleitet und behandelt. Lediglich 7,0 % (4.521 m<sup>3</sup>) sind über die Schwelle im Zulauf abgeschlagen und unbehandelt weitergeleitet worden. Die Bilanzierung der Volumenanteile veranschaulicht Abbildung 5.



Abbildung 3: Einbau der untersten beiden Filterschichten am 09.07.2015 (Betriebsphase II)



Abbildung 4: Einbau der oberen Filterschicht und der abschließenden Filtermatte am 09.07.2015 (Betriebsphase II)

Die Auswertungen der Feststoffkonzentrationsmessungen (AFS<sub>aq</sub>) mit Photometer-sonden im Zu- und Ablauf zeigen, dass bereits die Zulaufkonzentration sowohl für die Maximalwerte als auch für die mittlere Konzentration unterhalb der angegebenen Werte in der Literatur lagen. Ursache hierfür könnte die „Anlaufzeit“ des Systems aufgrund des vorhandenen Wasserkörpers und der damit verbundene schnelle Füllstandsanstieg im Zulauf und die Verdünnung durch nachfließenden „sauberen“ Oberflächenabfluss und nicht zuletzt zeitweise auch das Fremdwasser sein. Aktuelle Untersuchungen zu mittleren AFS-Konzentrationen größerer Einzugsgebiete zeigen

ebenfalls vergleichsweise geringe Konzentrationen (Fuchs und Eyckmanns-Wolters, 2016). Die Ursachen dafür sind noch nicht im Detail nachvollzogen. Der Schlammanfall und die Feststoffbelastungen in den Filterschichten belegen allerdings, dass nennenswerte Feststoffe angefallen sind und im Bauwerk zurückgehalten wurden (Abbildung 6).

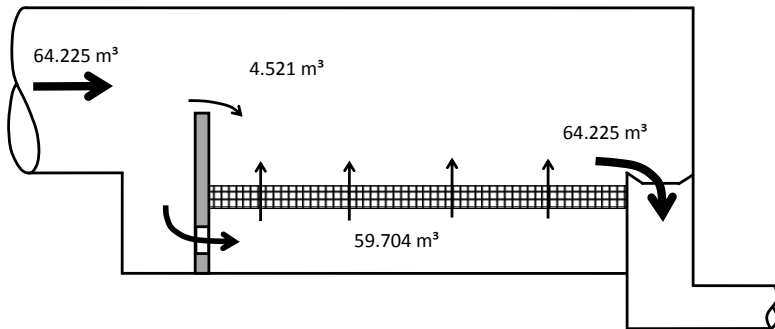


Abbildung 5: Bilanzierung des zugeflossenen und des behandelten Volumens in der Zeit vom 7. Juli bis zum 23. November 2015



Abbildung 6: Feststoffbelastung innerhalb der Filterschichten (links) und Schlammanfall in der Sedimentationsstufe (rechts)

Exemplarisch zeigt Abbildung 7 den Verlauf der  $AFS_{aq}$ -Werte während eines Regenerignisses. Die Reduktion der Feststoffkonzentrationen ( $AFS_{aq}$ ) zeigt die erwartungsgemäße Wirksamkeit des Filters. Bei der Ermittlung der Stoffkonzentrations- und Frachtbilanzen von Regenwasserbehandlungsanlagen ist die alleinige Darstellung er-



wartungsgemäßer bzw. erhoffter Ergebnisse kritisch zu hinterfragen. Messungen an Regenwasserbehandlungsanlagen sind äußerst komplex. Die hydrometrisch/hydraulischen Bedingungen und das Milieu sind für kontinuierliche Messungen häufig denkbar ungeeignet. Auch bei den Untersuchungen zum TRF Fleute bleiben noch zahlreiche offene Fragen und nur eingeschränkt zu interpretierende Messdaten.

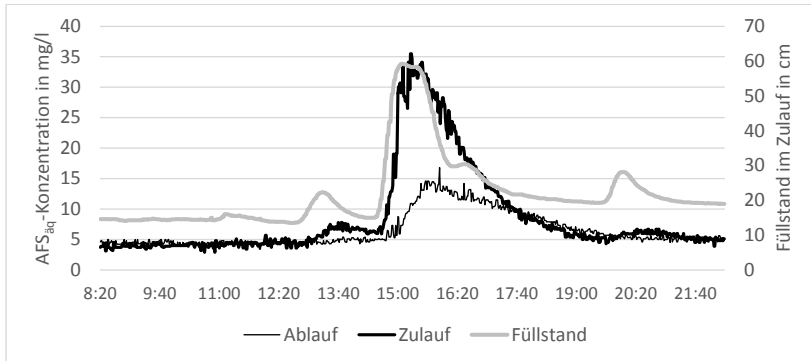


Abbildung 7: AFSäq-Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Filters "In der Fleute"

Ein maßgeblicher Vorteil der Regenwasserfiltration ist der Rückhalt partikulär gebundener und gelöster Schwermetalle. In Laborversuchen konnten hier bereits überdurchschnittlich hohe Rückhalteraten erzielt werden. Eine weitergehende Untersuchung der Wirksamkeit des Systems ist in Zukunft vorgesehen, um die Rückhalteraten für Schwermetalle in technischen Regenwasserfiltern zu steigern. Der Grad der Schwermetallreduzierung hängt dabei im Wesentlichen von drei Parametern ab:

- dem eingesetzten Filtermaterial,
- der Höhe der Filterschüttung und
- der Oberflächenbeschickung.

Für einzelne Ereignisse wurde die Wirksamkeit der Schwermetallreduktion der Anlage betrachtet. Die Beprobung von sechs Einzelereignissen ergab eine Reduktion von 46 % für Kupfer, 55 % für Blei und 50 % für Zink. In den bisherigen Untersuchungen wurde, wie bereits erwähnt, jedoch in erster Linie das Betriebsverhalten untersucht und optimiert. Die Maximierung des Stoffrückhaltes stand nicht im Vordergrund. Eine wahrscheinliche Ursache für die eingeschränkten Rückhalteraten, im Vergleich zu den Laborwerten, ist die Wirkung gelöster Ionen im Regenwasser.

### 3 Dimensionierung und Betrieb von Technischen Regenwasserfiltern

Für die Bemessung von technischen Regenwasserfiltern sind derzeit noch keine allgemeinverbindlichen Ansätze verfügbar. Bislang ist für die kritische Regenspende ein Wert von 7,5 bis 15 l/(s · ha) üblich. Im Entwurf des Arbeitsblattes DWA-A 102/BWK-A 3 wird darauf hingewiesen, dass im Trennsystem geringere Werte für  $r_{krit}$  sinnvoll sein können, wenn Behandlungsanlagen mit hohen Wirkungsgraden eingesetzt werden. Neben der hydraulischen Bemessung reagieren Filter systembedingt sensibel auf stoffliche Belastungen. Dabei ist ein pauschaler flächenspezifischer Stoffabtragsansatz wie in DWA (2016) nicht zu empfehlen (Tabelle 2). Die hier angegebenen Rechengrößen für den Stoffabtrag für AFS63 stehen nicht im kausalen Zusammenhang mit der Flächennutzung. Partikel wie feiner Sand können zu einem erheblichen Teil auf Wegen und Plätzen ohne stark verunreinigende Nutzung wie beispielsweise durch KFZ-Verkehr anfallen. Allein durch Abspülprozesse von geneigten unbefestigten Böden ist ein nennenswerter Feinpartikelanfall möglich. Insofern können die Stoffabtragsraten abhängig von der Flächenkategorie bei der Bemessung des Filterkörpers nur eingeschränkt zum Ansatz gebracht werden.

Tabelle 2: Rechenwert des flächenspezifischen jährlichen Stoffabtrags für AFS63 nach DWA (2016)

Kategorie	Flächenspezifischer Stoffabtrag $b_{R,a}$ für AFS63 in kg/(ha · a)
Kategorie I	280
Kategorie II	530
Kategorie III	760

Die Anforderungen an technische Regenwasserfiltrationsanlagen dürfen sich auch nicht auf den Rückhalt von Feststoffen beschränken. Folgendes Aufgabenspektrum muss ein Filter zur Regenwasserbehandlung erfüllen:

- Rückhalt der feinstpartikulären Stoffe (AFS63)
- Rückhalt maßgeblicher Inhaltsstoffe von Oberflächenabflüssen wie Phosphor und die zu einem nennenswerten Anteil an der feinen Stofffraktion adsorbiereten Schadstoffe wie Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe
- Rückhalt gelöster Stoffe (z. B. Schwermetalle) und organischer Schadstoffe
- Langfristiges stabiles Betriebsverhalten bei niederschlagsbedingt dynamischen Bedingungen und zeitweise hochgradig verunreinigten Zuflüssen

Zentrale Frage dabei ist, ob der Porenraum des Filters die rechnerische Fracht an Feststoffen über den Zeitraum möglicher Betriebsintervalle aufnehmen kann. Außerdem ist die Frage zu klären, ob trotz der vergleichsweise kurzen Kontaktzeit ein

Wechsel der ggf. im niedrigen pH-Wert-Bereich gelösten Schwermetalle in die partikuläre Form möglich ist.

Wie in Abschnitt 1.2 beschrieben, setzt sich das für den Rückhalt von Mikroverunreinigungen geeignete Filtermaterial rasch zu. Ziel muss es daher sein, die stofflich hoch belasteten Zuflüsse vorab wirksam zu reinigen. Beim TRF Fleute erfolgt dies durch:

- Sedimentationsstufen im Zulaufbereich und unter dem Filter.
- Eine Aufwärtsströmung, so dass sich kein Filterkuchen auf dem Filter bilden kann.
- Einen gestuften Filteraufbau, der in den unteren Lagen verstopfungsrelevante Stoffe (z. B. Laub und Pollen, Fasern, Hygieneartikel etc.) zurückhält.

Ein Vorteil der technischen Regenwasserfiltration liegt in der Flexibilität. Abhängig von Randbedingungen und Erfahrungen kann der Filteraufbau und das Filtermaterial nachträglich angepasst werden. Während der Untersuchungen des TRF Fleute wurde während der jeweiligen Betriebsphasen eine Optimierung des Filtermaterials vorgenommen. Die Untersuchungen erfolgten vorab mit einem 30 · 30 cm großen Filtermodell (Grundfläche) aus Acrylglas, das zu diesem Zweck konzipiert wurde (Abbildung 8). In dem Filtermodell war ein Filteraufbau wie in der großtechnischen Anlage möglich. Die Durchströmung erfolgte ebenfalls von unten nach oben. Zur Untersuchung der Filterwirkung wurden Trübungsmessungen und Partikelzählung durchgeführt. Aus einem Vorlagebehälter wurde der zu filtrierende Zufluss in die Anlage gepumpt. In der Laboranlage wurde untersucht, ob unterschiedliche Werkstoffe und Aufbaukombinationen folgenden Anforderungen genügen:

- Keine Auswaschung wassergefährdender Stoffe (Eluat) aus dem Material selbst
- Beeinflussung des pH-Wertes des vergleichsweise sauren Regenwassers zum Rückhalt gelöster Schwermetalle
- Hohe Adsorptionswirkung zum Rückhalt der Feinfraktion (AFS63)
- Möglichst einfacher Einbau und Wechsel des Filtermaterials

Ein maßgebliches Kriterium zur Bewertung des Filters ist die Aufnahmekapazität an feinstpartikulären Feststoffen. Dazu wurde der Filteraufbau (Betriebsphase II) über einen mehrstündigen Zeitraum mit einem Millisil-Wasser-Gemisch mit  $Q_{krit}$  beaufschlagt. In der Anfangsphase wurde für eine hydraulische Belastung bis zu 15 l/(s · ha) ein Rückhalt an Feinstpartikeln (Millisil W4) von über 31 % erreicht. Bei kontinuierlicher Beaufschlagung nahm die Ablaufkonzentration im weiteren Versuchsverlauf sukzessive zu, bis nach 10 Stunden kaum noch eine Rückhaltewirkung messbar war. Allerdings kolmatisierte der Filter durch die Beaufschlagung mit Feinstpartikeln nicht. Dementsprechend hat sich im Verlauf des Versuchs auch keine messbare Abnahme des  $k_f$ -Wertes, der bei  $9,7 \cdot 10^{-2}$  m/s lag, eingestellt.

Diese Beobachtung stimmt mit der Wirkung einer klassischen Tiefenfiltration überein. Bei der Tiefenfiltration erfolgt der Rückhalt überwiegend mechanisch und adsorptiv im Inneren eines Filtermediums. Hierbei wird ein beträchtlicher Anteil von Feststoffpartikeln zurückgehalten, der aufgrund seiner geometrischen Größenverhältnisse eigentlich durch das Filtermedium hindurch gelangen könnte (Gasper, 2004). Die Korngrößen des Filtermaterials der Laboranlage lagen zwischen 2 bis 20 mm. Daraus resultieren Porenräume zwischen dem Filterkorn, die wesentlich größer sind als die Partikelgrößen des Millisils, welche in einem Bereich von unter 2 bis 400  $\mu\text{m}$  liegen. Unter Berücksichtigung der Rückhaltmechanismen bei der Tiefenfiltration ist davon auszugehen, dass der Rückhalt von Millisil nur geringfügig mechanisch, sondern überwiegend adsorptiv erfolgte und nach der Beladung der Substratoberflächen kein Rückhalt mehr stattfindet. Ein Indiz hierfür ist die unveränderte Durchlässigkeit des Filters bei nachlassendem Stoffrückhalt.



Abbildung 8: Filtrationsversuche in einer aufwärts durchströmten Laboranlage zum Rückhalt von Feinpartikeln mit unterschiedlichen Substraten

Diese Ergebnisse mit synthetischer Beladung durch Millisil sind allerdings nicht auf Filterbelastungen mit realen Oberflächenabflüssen übertragbar. Hier liegt ein breites Spektrum an anorganischen und organischen Stoffen vor. Bei bisherigen Untersuchungen der Durchlässigkeit von Filtern in dezentralen Anlagen sind Änderungen des

$k_f$ -Wertes vom Systemzustand der Inbetriebnahme bis zum erforderlichen Filterwechsel in Größenordnungen von einer Zehnerpotenz bis hin zur vollständigen Kollimation ermittelt worden. Wie groß der Rückhalt feinpartikulärer Substanzen bei Betrieb mit Regenwasser tatsächlich ist, ist noch zu prüfen. Ebenso sollte in weiteren Untersuchungen geprüft werden, welche Mechanismen dazu führen, dass die Kapazität bei Betrieb mit Regenwasser so viel größer ist. Möglicherweise bewirken die Agglomerationsneigung von Partikeln oder auch die Ansiedlung von Mikroorganismen diese Effekte. Vor diesem Hintergrund ist eine zuverlässige Aussage der Standzeit des Filteraufbaus schwer zu treffen. Die Standzeit wird maßgeblich von Umfang und Art der stofflichen Belastung der Oberflächen beeinflusst.

#### **4 Künftige Entwicklungen**

Die bisherigen Betriebserfahrungen zeigen, dass eine Regenwasserfiltration auch im großtechnischen Maßstab gut möglich ist. Ein maßgebliches, häufig unterschätztes Kriterium, das die Wirkung von Regenwasserbehandlungssystemen beeinflusst, ist die Wartung der Systeme. Nur regelmäßig gewartete Systeme wirken langfristig. Betriebsphasen über mehrmonatige Zeiträume sind bei TRF möglich. Es hat sich gezeigt, dass insbesondere der manuelle Aufwand für den Ein- und Ausbau des Filtermaterials für das Betriebspersonal ungewohnt ist. Letztlich erfolgte der Filterwechsel bei der untersuchten Anlage aber innerhalb von zwei Tagen, wobei mit entsprechender Erfahrung künftig ein Arbeitstag realistisch erscheint, sodass der erforderliche Arbeitsaufwand mit der Reinigungsmaßnahme eines Regenklärbeckens durchaus vergleichbar ist. Vertreter der Betriebsabteilung der WSW schätzen den Aufwand im Vergleich zu einem Retentionsbodenfilter als deutlich geringer ein. Zur langfristigen Überwachung des Filters genügen Füllstandssonden zum Vergleich der Wasserstände im Zulaufbereich und über dem Filterkörper (hydrostatischer Druckunterschied). Erfolgt der Ausgleich der jeweiligen Wasserstände stark verzögert, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Wechsel des Filtermaterials erforderlich.

Im Rahmen des Projektes wurden eine Reihe konstruktiver Optimierungsmöglichkeiten erkannt und entwickelt, die dazu beigetragen haben, den betrieblichen Aufwand bei künftigen Filtern deutlich zu reduzieren bzw. zu vereinfachen. In Wuppertal wird kurzfristig ein weiterer technischer Regenwasserfilter gebaut. Die Bemessung und Konstruktion dieser Anlage berücksichtigt die Untersuchungsergebnisse und die zahlreichen Betriebserfahrungen während des Betriebs des TRF Fleute. Im neuen TRF Böhler Weg wird neben dem Stoffrückhalt durch Sedimentation eine weitere mechanische Vorbehandlung durch Lamellen unter dem Filterkörper stattfinden. Diese vergleichsweise sehr weitgehende Vorbehandlung soll sicherstellen, dass der Filter in erster Linie feine Partikel und gelöste Inhaltsstoffe zurückhält und die Dauer der Betriebsphase verlängert werden kann.

## 5 Literatur

- Dierschke M. und Welker A. (2015) Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: gwf Wasser Abwasser, Heft 4/2015, S. 440 - 446
- DWA (2016) Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Arbeitsblatt DWA-A 102/BWK-A3 (Entwurf), DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2016
- Fuchs S. und Eyckmanns-Wolters R. (2016) Wirksamkeit von Regenbecken im Bestand. Erfahrungsaustausch Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zum Thema Niederschlagswasserbeseitigung, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), am 14.01.2016 in Düsseldorf
- Gaspar H. (2004) Projektierung und Optimierung von Fest/Flüssigsystemen, Chemie Ingenieur Technik 2004, 76, No. 6, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, S. 746 bis 748
- Huber M., Welker A., Hilbig H., Wulff M. und Helmreich B. (2017) Vergleich zweier Filtermaterialien zur Entfernung von Phosphat und Schwermetallen aus Verkehrsflächenabflüssen. In: Herausforderung Regenwasser, gwf Praxiswissen, DIV Deutscher Industrieverlag GmbH, Essen, S. 71-83

### Korrespondenz an:

Prof. Dr.-Ing. Helmut Grüning  
FH Münster, Stegerwaldstraße 39, 48565 Steinfurt  
Tel.: 02551-9 62 163  
Fax: 02551-9 62 771  
E-Mail: [gruening@fh-muenster.de](mailto:gruening@fh-muenster.de)



## **POSTERPRÄSENTATIONEN**





## **Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung – Bürger\*innenakzeptanz und Verwaltungshandeln in interdisziplinären Planungsprozessen**

Lisa Bannert, Florenz König, Nicole Jackisch, Tim Freytag

Institut für Geographie und Umweltsozialwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität  
Freiburg; Umweltschutzamt Freiburg

Die Flächenversiegelung in dicht besiedelten Räumen und die Ableitung der Niederschlagsabflüsse haben Störungen des Wasserhaushaltes zur Folge, v.a. in Form erhöhter Abflussspitzen und Oberflächenabflüsse. Die damit verbundenen Probleme haben zu einem Paradigmenwechsel in der Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse in Siedlungen geführt, sodass heute die **naturnahe dezentrale Regenwasserbewirtschaftung** angestrebt wird - ein Ansatz, der die Vermeidung, Versickerung und Verzögerung der Niederschlagsabflüsse möglichst nah am Entstehungsort anstrebt und den Erhalt des naturnahen Wasserhaushaltes in den Mittelpunkt stellt. In der Praxis bedeutet dies, dass Anlagen der Regenwasserbewirtschaftung in den urbanen Raum integriert werden müssen, was bei Wohngebieten einen interdisziplinären Ansatz erfordert, der Freiraumplanung, Städtebau, technische Fachplanung und Bürger\*innen zusammenbringt, um möglichst optimale und nachhaltige Lösungen zu finden. Entscheidungsprozesse in Verwaltungs- und Planungsstrukturen müssen dabei ebenso betrachtet werden, wie die bisher kaum erforschte Akzeptanz bei Bürger\*innen.

Im Rahmen des Verbundprojektes WaSiG<sup>2</sup> (Wasserhaushalt siedlungsgeprägter Gewässer) hat die Humangeographie der Universität Freiburg mit sozialwissenschaftlichen Methoden die Akzeptanz von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung, speziell von Muldenversickerungsanlagen, Gründächern und durchlässigen Flächenbelägen, in Bevölkerung und Verwaltung untersucht. In den drei Städten Hannover, Münster und Freiburg wurde:

- (1) mit einer standardisierten Haushaltsbefragung die gesellschaftliche Zustimmung der Bürger\*innen für bestimmte Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erhoben und statistisch ausgewertet.
- (2) mit Experteninterviews, Entscheidungsstrukturen in Planung- und Verwaltungshandeln untersucht und qualitativ ausgewertet.

---

<sup>2</sup> Das WaSiG-Projekt ist ein Verbundprojekt und wird im Rahmen des Förderungsschwerpunktes Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM) durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert. Weitere Informationen unter: <https://bmbf.nawam-rewam.de> [letzter Zugriff am 03.05.2018]

Ausgehend von den wissenschaftlichen Ergebnissen wurde ein Leitfaden für die Akteur\*innen der Entwässerungspraxis erstellt<sup>3</sup>. Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse der beiden Forschungsbereiche zusammengefasst. Daran schließen sich Empfehlungen an, wie interdisziplinäre Planungsprozesse im Hinblick auf Regenwasserbewirtschaftung in Zukunft verbessert werden können.

### **Akzeptanz von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen bei Bürger\*innen**

Es wurde erstmals untersucht, wodurch die Akzeptanz von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen bei Bürger\*innen beeinflusst wird. Dafür wurden 1.613 Fragebögen einer Haushaltsbefragung aus 24 Stadtteilen der Städte Freiburg, Münster und Hannover ausgewertet. Im Mittelpunkt dieser Akzeptanzanalyse standen Fragen nach:

- der Bewertung verschiedener Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen durch Bürger\*innen
- dem Wissen der Bürger\*innen über Regenwasserbewirtschaftung
- der Einschätzung finanzieller Aspekte von Regenwasserbewirtschaftung durch Bürger\*innen.

Die **Ergebnisse** zeigen, dass die Bürger\*innen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen im Allgemeinen sehr positiv bewerten. Dabei schneiden durchlässige Bodenbeläge mit 93 % positiver Bewertung am besten ab. Im Gegensatz zu öffentlich betriebenen Versickerungsanlagen (89 % positiv) werden private Anlagen wie z.B. Mulden mit 73 % am wenigsten positiv bewertet. Dies liegt vor allem am Platzbedarf der Versickerungsanlagen, durch die die Nutzung von Gärten, insbesondere bei kleinen Grundstücken, eingeschränkt wird. Es zeigt sich außerdem, dass Personen, an deren Gebäude eine Regenwasseranlage vorhanden ist oder die in der Nähe einer Versickerungsanlage leben, diese signifikant positiver bewerten. Bei Bürger\*innen, die keine Kenntnisse über Regenwasserbewirtschaftung haben, existieren häufiger Vorbehalte. Als Begründungen für negative Bewertungen geben Bürger\*innen neben dem Platzbedarf auch Probleme infolge von Verunreinigung und Belästigungen durch stehendes Wasser an.

Das **Wissen der Bürger\*innen über die Funktion der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen** stellt einen wesentlichen Faktor bei der Akzeptanz der Maßnahmen dar. Die Auswertung der Befragung hat gezeigt, dass Bürger\*innen die ökologischen Vorteile der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung erkennen und diese für wichtig erachten. Beispielsweise stimmen 78 % aller Befragten der Aussage „*Regenwasseranlagen sind wichtig für das Stadtklima*“ zu. Zur Aussage „*Regenwasseran-*

---

<sup>3</sup> Siehe hierzu: Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung im Planungsprozess. Hintergründe, Problemfelder und Erfolgsfaktoren. Leitfaden. (Veröffentlichung Ende Mai 2018 unter [www.freidok.de](http://www.freidok.de))

*gen sind wichtig für den Wasserkreislauf“* fällt die Zustimmung mit 92 % sogar noch deutlicher aus.

Die wichtigste **Motivation für Bürger\*innen zur Einrichtung von Regenwasseranlagen** sind ökologische Gründe. 87 % der Befragten geben diese als Begründung zur Einrichtung von Anlagen an. Finanzielle Beweggründe hingegen werden nur von etwa der Hälfte aller Befragten – besonders von den Bewohner\*innen von Einfamilienhäusern – genannt. Dies mag u.a. daran liegen, dass Gebühreneinsparpotenziale nicht sehr bekannt sind. Nur etwa 35 % der Befragten wissen, was die gesplittete Abwassergebühr ist. Und nur etwa 45 % der Bürger\*innen meinen, dass sich mit naturnaher Regenwasserbewirtschaftung Einsparungen bei der Abwassergebühr erzielen lassen.

Ein wichtiges Ergebnis der Studie zur Akzeptanz von Regenwasserbewirtschaftungsanlagen ist, dass durch **eine multifunktionale Nutzbarkeit von Versickerungsanlagen** z.B. für Freizeitaktivitäten die Akzeptanz der Anlagen maßgeblich gesteigert werden kann. So bewerten 92 % der Personen, die öffentliche Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in ihrer Freizeit nutzen, diese positiv. 55 % der Befragten sprechen sich für eine Nutzbarkeit der Anlagen zu Erholungs- und Freizeit Zwecken aus. Dies betonen vor allem Personen, die in dicht bebauten Innenstadtkvartieren oder in Großwohnsiedlungen leben. Auch für Familien mit Kindern ist dies ein besonders wichtiger Aspekt. Ein weiterer relevanter Faktor für die Akzeptanz von öffentlichen Versickerungsanlagen ist deren **Gestaltung**. Knapp 60 % der befragten Bürger\*innen sind der Meinung, dass öffentliche Versickerungsanlagen parkähnlich gestaltet sein sollten. Die Bürger\*innen sprechen sich auch deutlich gegen eine Umzäunung der Anlagen aus. So widersprechen 83 % der Befragten der Aussage, Versickerungsanlagen sollten umzäunt sein und nicht betreten werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Bürger\*innen überwiegend zufrieden mit den verschiedenen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind. Es zeigen sich jedoch auch einige Verbesserungsmöglichkeiten. Ein wichtiger Punkt dabei ist, dass eine multifunktionale Nutzbarkeit und eine ansprechende Gestaltung die Akzeptanz der Anlagen steigern. Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass das Bewusstsein der Bürger\*innen für ökologische Aspekte der Regenwasserbewirtschaftung, wie beispielsweise Stadtklima oder Wasserhaushalt, gut ausgeprägt ist. Diese Erkenntnisse sollten daher in Planungsprozessen und bei der Entwicklung neuer Gebiete berücksichtigt werden.

### **Entscheidungsprozesse im Planungs- und Verwaltungshandeln**

Für eine Untersuchung der Entscheidungsstrukturen in der Regenwasserbewirtschaftung wurden 21 Interviews mit Expert\*innen in den Städten Hannover, Münster und Freiburg geführt. Dabei wurden Personen aus den folgenden Bereichen befragt:

- Stadtverwaltung (Stadtplanung, Entwässerungsplanung, Grünflächenpflege, Verkehrsplanung)

- private Planungsbüros (Stadtplanung, Ingenieurbüros)
- Wohnungsbaugesellschaften.

Hauptziel war es, Entscheidungsstrukturen und Faktoren im Planungs- und Verwaltungshandeln zu identifizieren, welche die Umsetzung von Innovationen im Sinne eines naturnahen Wasserhaushaltes fördern. Dazu wurde:

- der Ablauf des Planungsprozesses in der jeweiligen Kommune untersucht
- Konfliktfelder und deren Auswirkungen für das Planungsergebnis identifiziert, einschließlich der Kommunikationsstrukturen und Argumentationsmuster von Akteur\*innen.
- der Frage nachgegangen, was die Expert\*innen unter einem innovativen naturnahen Wasserhaushalt verstehen.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Ablauf des Planungsverfahrens und die Beteiligung von verschiedenen Akteur\*innen von grundlegender Bedeutung dafür sind, wie Entscheidungen zur Umsetzung der Regenwasserbewirtschaftung beeinflusst werden. Als ein grundlegendes Problem im Planungsprozess der Regenwasserbewirtschaftung konnte die **Trennung von Bebauungs- und Entwässerungsplanung** herausgestellt werden, bei der die Entwässerungsplanung der Bebauungsplanung im Planungsprozess nachgeordnet ist. Dies führt dazu, dass die Bauleitplanung zu verbindliche oder keine Vorgaben für die Entwässerung setzt und damit deren Handlungsspielraum für die spätere Umsetzung stark einschränkt. Besonders für die Realisierung von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung führt dies zu suboptimalen Ergebnissen (z.B. wenn kaum mehr Freiflächen für die Entwässerung vorhanden sind). Zudem werden der Arbeitsaustausch und die Kommunikation zwischen den Akteur\*innen durch diese Trennung im Planungsprozess erschwert.

Betrachtet man die Einstellung der verschiedenen Akteur\*innen zur naturnahen Regenwasserbewirtschaftung, lässt sich feststellen, dass eine oberflächige naturnahe Versickerung von den Befragten als ökologisch hochwertige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme angesehen wird. Unterschiedliche Auffassungen entstehen bei der Entscheidung und Umsetzung einer konkreten Entwässerungsanlage. Dabei konnten verschiedene **Konfliktfelder identifiziert** werden:

- (1) Ein Problemfeld liegt in den **vielfältigen Nutzungsansprüchen** an eine Siedlungsfläche durch die Stadt-, Verkehrs- und Grünflächenplanung. Verschärft wird dieser Nutzungskonflikt durch den bestehenden Siedlungsdruck, der sowohl in Neubaugebieten, als auch in Gebieten der Nachverdichtung besteht. Da Maßnahmen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in der Regel 10 bis 15 % eines Baugebietes benötigen, stellt dies eines der zentralen Hindernisse für eine Durchsetzung von naturnahen Maßnahmen dar.

- (2) Ein weiterer Bereich, der zu Kontroversen zwischen den Akteur\*innen führen kann, ist die Entscheidung zwischen **zentralen und dezentralen** Maßnahmen.<sup>4</sup> Fachämter beziehen hierbei zum Teil eine grundsätzliche Position, welches der beiden Konzepte bevorzugt angewendet werden soll, was somit Konfliktpotenzial birgt.
- (3) Einen weiteren Schlüsselaspekt für die Umsetzung stellen die **langfristige Pflege und Unterhaltung** der Anlagen dar. Diese werden in der Planung oft wenig beachtet, obwohl sie für den langfristigen Bestand der Anlagen und Flächen unerlässlich sind. Vor allem kleinteilige dezentrale Anlagen erhöhen den Unterhaltungsaufwand. Die Fachämter für Grünflächen, die für die Unterhaltung öffentlicher Flächen zuständig sind, werden am Planungsprozess nur marginal beteiligt. Dementsprechend haben sie kaum Einfluss auf die Wahl der Entwässerungsmaßnahme. Probleme entstehen nach der baulichen Umsetzung, wenn die Anlagen und Flächen so gestaltet sind, dass diese schwer zugänglich oder, beispielsweise auf Grund steiler Böschungswinkel, zeitaufwändig zu unterhalten sind. Zudem unterliegen öffentliche Flächen meist einer stärkeren Nutzung durch Bürger\*innen und erhöhen den Unterhaltungsaufwand. Bei privaten Flächen unterliegt die Verantwortung den Eigentümer\*innen, die oft nicht das entsprechende Fachwissen über die Pflege der Anlagen besitzen. Eine Kontrolle privater Versickerungsanlagen durch die Fachämter erscheint jedoch kaum leistbar.

Weiterhin wurden die **Kommunikations- und Argumentationsmuster** untersucht, mit denen Akteur\*innen die Entscheidungen über Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung begründen. Dabei zeigt sich, dass **technische und ökonomische Argumentationsmuster eine zentrale Bedeutung einnehmen** und begrenzend auf den Handlungsspielraum für die Planung und Umsetzung innovativer Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung einwirken. **Ökologische Argumente**, die über die gesetzlichen Mindeststandards hinausgehen, haben kaum Gewicht und werden den ökonomischen Zielen in der Regel untergeordnet. Dies liegt u.a. auch daran, dass es für die befragten Expert\*innen in der Stadtverwaltung schwierig ist, den ökonomischen Nutzen von Maßnahmen in Bezug auf Wasserbilanz, Wasserhaushalt und Mikroklima zu quantifizieren. Die Durchsetzungskraft von Argumenten, welche die **Vorteile einer ansprechenden Gestaltung** der Anlagen betonen, ist noch geringer zu bewerten. Ein Grund dafür ist, dass die Gestaltung der Anlagen im Zuge der baulichen Umsetzung

---

<sup>4</sup> Als dezentrale Regenwasserbewirtschaftung werden in diesem Textbeitrag Maßnahmen verstanden, bei denen das Regenwasser von individuellen, kleinräumigen Dach-, Verkehrs- und Grünflächen am Ort der Entstehung bewirtschaftet bzw. versickert wird. Im Gegensatz dazu werden als zentrale Regenwasserbewirtschaftung Versickerungsmulden, -becken oder -gräben verstanden, in welche das Regenwasser von mehreren Dach-, Grün- oder Verkehrsflächen zusammengeführt und versickert wird (diese werden manchmal auch als semizentrale Anlagen bezeichnet).

erfolgt und deshalb erst am Ende des Planungsprozesses berücksichtigt wird. Modellstadtteile und Bauprojekte, bei denen innovative Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung verwirklicht wurden, liefern aber Belege dafür, dass eine **politische Argumentation zielführend für die Umsetzung ökologisch hochwertiger Maßnahmen sein kann**. Eine politische Zielsetzung lässt sich zwar nur in wenigen Beispielen feststellen, kann aber dort den technisch-ökonomischen Diskurs dominieren und eine stärkere Berücksichtigung ökologischer und gestalterischer Aspekte bewirken.

Beim **Innovationsverständnis der Akteur\*innen** zeigen sich zwei **konträre Sichtweisen**. Zum einen wird Innovation als technische Weiterentwicklung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen verstanden, wie z.B. versickerungsfähige Pflastersteine und unterirdische Filtersysteme, die wenig Fläche einnehmen. Dem gegenüber wird von einem Großteil der Akteur\*innen innovative Regenwasserbewirtschaftung als eine konsequente dezentrale und oberirdische Rückhaltung und Versickerung beschrieben, die den Verdunstungsaspekt stärker in Entwässerungskonzepte einbezieht. Hier wird ein Gestaltungspotenzial erkannt, welches Wasser als Element in die Freiraumplanung integriert. Weiterhin wird das Potenzial von einer multifunktionalen Nutzung von einigen Akteur\*innen genannt, die eine Kombination der Flächen mit anderen Nutzungen, wie Freizeitflächen, Grünflächengestaltung oder Überflutungsschutz als innovativ betrachten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich **die Hindernisse bei innovativen naturnahen Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung in verschiedenen Konfliktformen äußern**. Zum einen bestehen **Ebenen-Konflikte** zwischen verschiedenen Institutionen durch unterschiedliche Verantwortungs- und Zuständigkeitsbereiche (z.B. zwischen den Akteur\*innen, welche die Anlagen planen, und denen, die sie im Anschluss unterhalten). Dazu können auch die Konflikte hinzugezählt werden, welche durch grundsätzlich unterschiedliche Positionen der Fachämter entstehen (z.B. bei der Position zu zentralen oder dezentralen Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung). Zum anderen bestehen **Verwertungs- und Nutzungskonflikte**, die sich auf die Fläche und die Nutzungsansprüche unterschiedlicher Akteur\*innen beziehen. Die Argumentationsmuster der Akteur\*innen verdeutlichen die grundsätzlichen Zielkonflikte der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung: Ökonomische und technische Ziele dominieren hierbei die ökologischen und gestalterischen Ziele.

Zielkonflikte konnten ebenso bei **multifunktional genutzten Flächen** identifiziert werden. Ungeachtet der positiven Bewertung solcher multifunktional angelegten Anlagen, werden diese in den untersuchten Städten kaum umgesetzt. Eine multifunktionale Nutzung kann zwar Flächenkonflikte entschärfen und im Idealfall verschiedene Ansprüche miteinander kombinieren. Eine Fläche, die nicht ausschließlich zur Regenwasserbewirtschaftung genutzt wird, verstärkt allerdings die Zielkonflikte. Auf der einen Seite stehen dabei die technischen und rechtlichen Vorgaben für Planung, Umsetzung und Unterhaltung, welche auf der anderen Seite jedoch dem Zugang, der Ge-

staltung und der Nutzung durch Bürger\*innen widersprechen oder diese zumindest einschränken.

### **Erfolgsfaktoren für interdisziplinäre Planungsprozesse**

Wie die Forschungsergebnisse zeigen, müssen wasserwirtschaftliche Belange immer im Kontext von gesellschaftlichen und politischen Ansprüchen betrachtet werden. Um diesem Umstand gerecht zu werden, braucht es einen interdisziplinär ausgerichteten Planungsprozess. Interdisziplinär bezieht sich hierbei auf die am Planungsprozess beteiligten Gruppen von Akteur\*innen und schließt ebenso (zukünftige) Anwohner\*innen mit ein. Im Folgenden werden einige Erfolgsfaktoren beschrieben, die sich als förderlich bei der Umsetzung von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung erwiesen haben. Diese Erfolgsfaktoren wurden von Modellprojekten und anderen innovativen Beispielen abgeleitet und sind in einem von der Forschungsgruppe herausgegebenen Leitfaden zusammengefasst. Sie sollen **Anregungen für Akteur\*innen der Wasserwirtschaft bieten, sodass das Potenzial von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung in standardisierten Planungsprozessen besser genutzt werden kann.**

Als ein grundlegendes Problem im Planungsprozess der Regenwasserbewirtschaftung hat sich die Trennung von Bebauungsplanung und Entwässerungsplanung herausgestellt. Um dieser Trennung entgegenzuwirken ist eine wechselseitige und gemeinsame Planung wichtig. Die Entwässerungsplanung muss sich dafür schon früh im Planungsprozess einbringen. So wurden als **entscheidendes Potenzial für die Umsetzung naturnaher Regenwasserbewirtschaftung die Planungsphasen** identifiziert, die zeitlich **vor dem Inkrafttreten des** Bebauungsplans **liegen:**

- Im Grundkonzept zu Planungsbeginn muss bereits eine Vernetzung der Akteur\*innen stattfinden und die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als gemeinsame Zielstellung festgelegt werden. Möglichst sollten dabei schon Zielgrößen für den Wasserhaushalt festgesetzt werden.
- Eine weitere zentrale Planungsphase ist die **Erstellung des städtebaulichen Konzeptes**. Schlüsselakteure hierbei sind die Fachämter der Stadtplanung, über die ein Austausch zu den weiteren beteiligten Akteur\*innen wie z.B. zur Bauherrschaft hergestellt werden kann, um einen gemeinsamen Konsens für ein Entwässerungskonzept zu erreichen.
- Als einen weiteren wichtigen Erfolgsfaktor, hat sich das **Vorhalten von Flächen für naturnahe Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen bereits in der Entwurfsphase des Bebauungsplans** herausgestellt. Auf diese Weise stehen bei der anschließenden Fachplanung der Anlagen noch Flächen für eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung zur Verfügung.

Wie bereits dargestellt, wirken die ökonomischen und technischen Argumentationsmuster in erster Linie begrenzend auf den Handlungsspielraum für die Planung und Umsetzung innovativer Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung. Eine Stärkung



der politischen, ökologischen und gestalterischen Argumente ist daher wichtig, um den Stellenwert von naturnaher Regenwasserbewirtschaftung im Planungsprozess und bei den Akteur\*innen zu erhöhen. Der entwickelte **Leitfaden stellt daher Argumentationshilfen zur Verfügung**, welche die ökonomischen und technischen Vorteile naturnaher Regenwasserbewirtschaftung betonen und die politischen und gestalterischen Vorteile darlegen.

Die **Ergebnisse der Akzeptanzanalyse** belegen, dass gestalterische Aspekte für die Akzeptanz durch Bürger\*innen eine besondere Bedeutung haben. Gleiches gilt für die multifunktionale Nutzung der Anlagen. Diese Erkenntnisse stützen die **Relevanz einer gestalterischen Argumentationslinie**. Darüber hinaus hat die Analyse gezeigt, dass bei den Bürger\*innen ein ausgeprägtes Bewusstsein für ökologische Aspekte von Regenwasserbewirtschaftung existiert. Bedenkt man die Tatsache, dass die Akzeptanz durch Bürger\*innen ein wesentlicher Aspekt bei der flächendeckenden Durchsetzung naturnaher Regenwasserbewirtschaftung ist, so wäre die stärkere Einbindung von Bürger\*innen in die Planungsprozesse eine mögliche Konsequenz. Bei städtischen Bürger\*innenbeteiligungsverfahren nimmt die Regenwasserbewirtschaftung jedoch bislang einen sehr geringen Stellenwert ein. Die Haushaltsbefragung hat gezeigt, dass 31 % der Befragten Interesse an Gesprächen zum Thema Regenwasserbewirtschaftung im Rahmen von Bürgerbeteiligungsverfahren haben. Es wäre daher empfehlenswert die Meinung von Bürger\*innen bei der Entwässerungsplanung stärker zu berücksichtigen, da die Integration der Bedürfnisse von Bürger\*innen maßgeblich zur Akzeptanz und somit zum Erfolg des Konzepts der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung beiträgt.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass für eine erfolgreiche Umsetzung von naturnahen innovativen Entwässerungskonzepten eine stärkere Verschränkung der verschiedenen fachlichen Akteur\*innen maßgeblich ist. Durch eine engere Zusammenarbeit und verbesserte Kommunikationsstrukturen können Synergien der Regenwasserbewirtschaftung mit anderen städtischen Themen, wie Grünflächengestaltung, Überflutungsschutz, Klimaanpassung und Bürger\*innenbeteiligung hergestellt werden.

### **Korrespondenz an:**

Lisa Bannert

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

Schreiberstraße 20 | 79085 Freiburg

Tel.: +49761203-9215

Fax: +49761203-3575

E-Mail: [lisa.bannert@geographie.uni-freiburg.de](mailto:lisa.bannert@geographie.uni-freiburg.de)

# Automatisierte Erfassung von Siedlungsentwässerungsinfrastruktur mittels Strassenbildern und eines künstlichen neuronalen Netzwerks

Dominik Boller<sup>1</sup>, Matthew Moy de Vitry<sup>1</sup>, Jan D. Wegner<sup>2</sup>, João P. Leitão<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft, Eawag, Dübendorf, Schweiz

<sup>2</sup>Institut für Geodäsie und Photogrammetrie, ETH Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Ein künstliches neuronales Netzwerk wurde darauf trainiert, Schachtdeckel und Einlaufschächte in sehr hochauflösenden Google Street View-Panoramen zu detektieren. Die Standorte der detektierten Objekte werden anschliessend anhand der Panorama-Metadaten und Annahmen über die Datenerhebung sowie das umgebende Gelände approximiert. Durch die Nutzung bereits gesammelter Daten ist der Ansatz kostengünstig und in Regionen, in denen Google Street View verfügbar ist, leicht umsetzbar.

**Key-Words:** Infrastrukturerfassung, Siedlungsentwässerungsinfrastruktur künstliches neuronales Netzwerk, Google Street View

## 1 Einleitung

Ein umfassendes Infrastrukturmanagement bildet die Grundlage für die mittel- bis langfristige Optimierung des bestehenden Systems sowie für dessen strategische Planung und Instandhaltung. Allerdings sind in vielen Ländern, auch in der Schweiz (Maurer et al. 2012), Informationen über die Siedlungswasserinfrastruktur oft nur selektiv verfügbar. Dieser Wissensmangel verhindert ein umfassendes Infrastrukturmanagement, was in Anbetracht des hohen Investitionsvolumens und der alternativen Infrastruktur besorgniserregend ist. Zudem ist die Topologie des Kanalnetzes ein wesentlicher Input für die Modellierung der Entwässerung und Überflutung im urbanen Raum. Beispielsweise spielen die Lage und der Reinigungszustand von Einlaufschächten eine wichtige Rolle für urbane Entwässerung bzw. Überflutung (Hürter and Schmitt 2016; Leitão et al. 2017). Der prognostizierte Anstieg der Hochwasserrisiken in vielen Regionen aufgrund des Klimawandels (Hirabayashi et al. 2013) und der Verschärfung dieser Risiken durch die fortschreitende Urbanisierung (Nirupama and Simonovic 2006) sowie der Anreicherung von in gefährdeten Zonen lebenden Menschen (Jongman, Ward, and Aerts 2012) verlangen eine zuverlässigere Modellierung von Hochwasserereignissen und folglich eine bessere Datengrundlage. Deshalb ist es

notwendig, einen skalierbaren und kostengünstigen Ansatz für die Erfassung von Siedlungsentwässerungsinfrastruktur zu entwickeln. In der Vergangenheit wurden mehrere Methoden zur Detektion von Schachtdeckeln publiziert. Die meisten Ansätze benutzten dabei Luftaufnahmen (Bartoli et al. 2015; Commandre et al. 2017; Pasquet et al. 2016) oder LIDAR Daten (Yu, Guan, and Ji 2015), wobei die letzteren aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Beschaffungskosten zum jetzigen Zeitpunkt nicht allzu skalierbar scheinen. Bei Luftaufnahmen erschwert die niedrige Bildauflösung von etwa 5 cm/Pixel das Detektieren von verhältnismässig kleinen Objekten ( $< 1$  m). Weiter bleiben viele Objekte von Bäumen oder Strassenverkehr verdeckt und damit nicht detektiert, während anderorts (z.B. auf Dächern) Objekte fälschlicherweise aufgrund eines uneingeschränkten Suchbereichs detektiert werden. Diese Probleme fallen bei der Verwendung von Strassenbildern komplett weg. In Strassenbildern kann dasselbe Objekt darüber hinaus in mehreren Bildern aus verschiedenen Richtungen beobachtet werden, wodurch die Wahrscheinlichkeit einer Erkennung erhöht wird (Timofte and Gool 2011).

## 2 Methoden

In diesem Beitrag stellen wir eine automatisierte Methode zur effizienten Erfassung von Einlaufschächten und Schachtdeckeln anhand von Strassenbildern und künstlichem neuronalem Netzwerk vor. Basierend auf dem Ansatz von Wegner *et al.* (2016) laden wir von einer Region (z.B. Stadt Zürich) alle öffentlich verfügbaren Bilder inklusive deren Metadaten von Google Street View herunter. In diesen Strassenaufnahmen detektieren wir mittels eines trainierten künstlichen neuronalen Netzwerks sämtliche Einlaufschächte und Schachtdeckel (Abbildung 1).



Abbildung 1: Detektion von Einlaufschächte (türkis) und Schachtdeckeln (grün) innerhalb eines Strassenbildes.

Dafür entschieden wir uns für die Verwendung von künstlichen neuronalen Netzwerken, da diese in jüngster Vergangenheit den Stand der Technik in der visuellen Objekterkennung drastisch verbesserten (LeCun, Bengio, and Hinton 2015). Anschließend projizieren wir die im Bild erkannten Objekte anhand der Bild-Metadaten in die

reale Welt und erhalten dadurch ihre geografische Position (Abbildung 2). Wie erwähnt ist teilweise dasselbe Objekt in mehreren Bildern sichtbar, wodurch sich für ein Objekt eine Gruppe an geografischen Positionen formt. Aus dieser Gruppe selektieren wir mittels einer Non-maximum Suppression die dominante geografische Position jedes einzelnen Objekts.



Abbildung 2: Projizierte geografische Position von Einlaufschächten (türkis) und Schachtdeckeln (grün) vor der Non-maximum Suppression.

### 3 Ergebnisse

Die ersten Resultate der Objektdetektierung anhand des Test-Datensatzes, der nicht für das Trainieren des künstlichen neuronalen Netzwerks verwendet wurde, sind vielversprechend. Die Detektion von Schachtdeckeln erreicht eine Trefferquote von etwa 80% mit einer Genauigkeit von etwa 82%. Im Vergleich ist das Ergebnis für Einlaufschächte mit einer Trefferquote von 76% und einer Genauigkeit von 80% nur geringfügig schlechter, was vermutlich auf die kleinere Größe sowie die höhere Variabilität im Erscheinungsbild zurückzuführen ist. Der momentane Schwachpunkt des vorgeschlagenen Ansatzes liegt beim Projizieren der Objekte in den realen Raum. Die dabei gemachten Vereinfachungen, die geschätzten Parameter und die lokal teils mangelhaften Metadaten verursachen Abweichungen bis zu mehreren Metern in der Lokalisierung.

### 4 Fazit

Der präsentierte Ansatz zur Erfassung von Siedlungsentwässerungsinfrastruktur ist leicht skalierbar, kostengünstig und liefert bereits erste erfolgsversprechende Resultate. In einem nächsten Schritt gilt es insbesondere das Projizieren zur Bestimmung der geografischen Position der Objekte weiter zu verbessern.

### 5 Literatur

Bartoli, Olivier et al. 2015. "Manhole Cover Detection Using a Geometrical Filter on Very High Resolution Aerial and Satellite Images." Pp. 1–4 in *Urban Remote Sensing Event (JURSE), 2015 Joint*. IEEE.

- Commandre, B. et al. 2017. "Manhole Cover Localization in Aerial Images with a Deep Learning Approach." *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* XLII-1/W1:333–38.
- Hirabayashi, Yukiko et al. 2013. "Global Flood Risk under Climate Change." *Nature Climate Change* 3:816.
- Hürter, Hagen and Theo G. Schmitt. 2016. "Die Bunte Welt Der Gefahrenkarten Bei Starkregen – Ein Methodenvergleich." *Aqua Urbanica* 1–5.
- Jongman, Brenden, Philip J. Ward, and Jeroen C. J. H. Aerts. 2012. "Global Exposure to River and Coastal Flooding: Long Term Trends and Changes." *Global Environmental Change* 22(4):823–35.
- LeCun, Yann, Yoshua Bengio, and Geoffrey Hinton. 2015. "Deep Learning." *Nature* 521(7553):436–44.
- Leitão, João P. et al. 2017. "Stochastic Evaluation of the Impact of Sewer Inlets' Hydraulic Capacity on Urban Pluvial Flooding." *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 31(8):1907–22.
- Maurer, Max., Fabienne Chawla, Jana von Horn, and Philipp Stauffer. 2012. *Abwasserentsorgung 2025 in Der Schweiz*. EAWAG.
- Nirupama, N. and Slobodan P. Simonovic. 2006. "Increase of Flood Risk due to Urbanisation: A Canadian Example." *Natural Hazards* 40(1):25.
- Pasquet, J. et al. 2016. "Detection of Manhole Covers in High-Resolution Aerial Images of Urban Areas by Combining Two Methods." *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 9(5):1802–7.
- Timofte, R. and L. Van Gool. 2011. "Multi-View Manhole Detection, Recognition, and 3D Localisation." Pp. 188–95 in *2011 IEEE International Conference on Computer Vision Workshops (ICCV Workshops)*.
- Wegner, Jan D., Steve Branson, David Hall, Pietro Perona, and Z. Eth. 2016. "Cataloging Public Objects Using Aerial and Street-Level Images – Urban Trees." *2016 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR)*.
- Yu, Yongtao, Haiyan Guan, and Zheng Ji. 2015. "Automated Detection of Urban Road Manhole Covers Using Mobile Laser Scanning Data." *IEEE Transactions on Intelligent Transportation Systems* 16(6):3258–69.

**Korrespondenz an:**

Dominik Boller

Eawag, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Schweiz

Tel.: +41 58 765 5970

E-Mail: dominik.boller@eawag.ch

## Bestimmung des Referenzzustandes für den urbanen Wasserhaushalt

M. Henrichs<sup>1</sup>, I. Scherer<sup>1</sup>, A. Steinbrich<sup>2</sup>, H. Leister<sup>2</sup>, T. Schuetz<sup>3</sup>, M. Weiler<sup>2</sup>,  
T. Brendt<sup>4</sup>, M. Uhl<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Fachhochschule Münster, Institut für Infrastruktur-Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU), Münster; <sup>2</sup>Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Professur für Hydrologie, Freiburg; <sup>3</sup>Universität Trier, Hydrologie, Trier; <sup>4</sup>BIT Ingenieure AG, Freiburg

**Kurzfassung:** In Siedlungsgebieten ist der Wasserhaushalt im Vergleich zur unbebauten Landschaft in der Regel erheblich verändert. Der Oberflächenabfluss ist erhöht, die Grundwasserneubildung sowie die Verdunstung sind verringert. Das neue DWA-A 102 fordert daher die Einführung des urbanen Wasserhaushaltes als Planungsgröße. Für den Nachweis der Wasserbilanz in Planungsgebieten ist es notwendig einen Referenzzustand zu definieren, mit dem die Wasserbilanz des (zu bebauenden) Planungsgebiets verglichen werden kann. Der vorliegende Beitrag erläutert daher ein konsistentes, nachvollziehbares Vorgehen zur Bestimmung des Referenzzustandes und präsentiert dieses anhand von fünf Beispielgebieten. Die Beispiele zeigen, dass der Direktabfluss eine untergeordnete Rolle spielt und sich somit im Wesentlichen nur die Anteile der Grundwasserneubildung und der Verdunstung unterscheiden.

**Key-Words:** Wasserhaushalt, DWA-A 102, water sensitive urban design, Wasserhaushaltsmodellierung, Urban RoGeR

### 1 Einführung

In Siedlungsgebieten ist der Wasserhaushalt im Vergleich zur unbebauten Landschaft in der Regel erheblich verändert. Der Oberflächenabfluss ist erhöht, die Grundwasserneubildung sowie die Verdunstung sind verringert. Die Folgen betreffen das hydrologische Regime, die Morphologie und die Ökologie stadtnaher Gewässer, das Grundwasser im Siedlungsbereich sowie das Stadtklima. Sowohl das WHG als auch die technischen Regelwerke fordern daher den lokalen Wasserhaushalt möglichst gering zu beeinträchtigen. Das neue DWA-A 102 (2016) wird die Abweichungen zwischen Wasserhaushalt des unbebauten und des bebauten Gebietes als Nachweisgröße beinhalten. Der Festlegung einer geeigneten Methode zur Bestimmung des Wasserhaushaltes eines unbebauten Referenzzustands kommt dabei als Zielgröße eine entscheidende Bedeutung zu.

Im BMBF Verbundprojekt WaSiG (<https://bmbf.nawam-rewam.de/de/projekt/wasig/>) (Scherer et al., 2017) wurde ein Ansatz entwickelt, mit dem der Referenzzustand aus dem Wasserhaushalt einer Landschaftsfläche der gleichen naturräumlichen Einheit mit heutiger Kulturlandnutzung hergeleitet wird. Die entwickelte Vorgehensweise berechnet den kleinräumigen nicht urban geprägten Wasserhaushalt auf Grundlage von im Bundesgebiet allgemein verfügbaren Daten. Als Datengrundlagen werden naturräumliche Einheiten, Bodenübersichtskarten, Flächennutzungsdaten sowie Niederschlags- und Klimadaten des DWD eingesetzt. Zur Berechnung des kleinräumigen Wasserhaushalts nicht urbaner Flächen dient das Wasserhaushaltsmodell RoGeR WHM, das im Projekt aus dem ereignisbasierten NA-Modell RoGeR (Steinbrich et al., 2016) weiterentwickelt wurde. Dabei wird auch die Variation des Wasserhaushaltes zwischen den verschiedenen Flächeneinheiten berücksichtigt.

## 2 Vorgehen

Das Vorgehen für die Bestimmung des Referenzzustandes des urbanen Wasserhaushaltes untergliedert sich in acht Schritte (vgl. Abbildung 1 für 1-4).

- 1) Ausgehend vom Planungsgebiet wird die naturräumliche Einheit NRE, in der sich das Planungsgebiet befindet, ermittelt. Als Datenquelle dienen die NRE des hydrologischen Atlas Deutschland.
- 2) Die im Planungsgebiet vorkommenden Böden werden auf Grundlage der Kartieranleitung 5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) bestimmt.
- 3) Die im Planungsgebiet vorkommenden Böden werden in der NRE ausgewählt.
- 4) Auf diesen Böden wird die nicht urbane Landnutzung aus den Corine-Daten ermittelt.
- 5) Zur Vereinfachung der Simulation werden Flächenanteile gleicher Kombination aus Boden und Landnutzung bestimmt.
- 6) Die Modellparameter werden aufgrund der Bodeneigenschaften (BÜK), Landnutzung, Topographie und Geologie festgelegt.
- 7) Für das Planungsgebiet wird eine repräsentative Klimastation (z. B. DWD-Station) ausgewählt.
- 8) Durch Anwendung eines für diesen Zweck validierten Wasserhaushaltsmodells (z. B. RoGeR WHM, Steinbrich et al., 2018) werden die Anteile für Direktabfluss, Grundwasserneubildung und Verdunstung flächengewichtet berechnet.

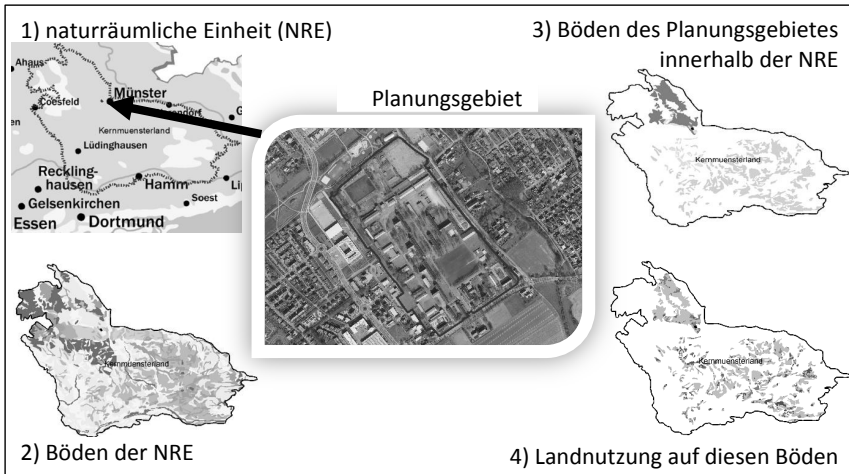


Abbildung 1: Vorgehen bei der Bestimmung der Datengrundlagen für das Planungs- und Referenzgebiet

### 3 Ergebnisse

Für die beispielhafte Anwendung der vorgestellten Methode wurden fünf Gebiete mit unterschiedlichen Ausprägungen der warm- und feucht-gemäßigten klimatischen Bedingungen in Deutschland ausgewählt. Die Spannweite der Jahresniederschläge  $P$  reicht von etwas über 550 mm/a bis zu knapp unter 1100 mm/a, während die potentielle Verdunstung  $ET_p$  in allen Gebieten zwischen 600 und 700 mm/a liegt (Tabelle 1). Für die fünf Gebiete wurden die Referenzzustände des Wasserhaushaltes mit der beschriebenen Methodik ermittelt.

In Tabelle 1 sind die Modellergebnisse für RoGeR WHM für die fünf Modellgebiete aufgelistet und in Abbildung 2 als Anteile des Wasserhaushaltes in einem Dreiecksplot dargestellt. In Abbildung 2 symbolisieren die großen Kreise den Mittelwert des gesamten Referenzgebietes und die kleinen die Mittelwerte der Teilflächen einheitlicher Böden- und Landnutzungen.

Es zeigt sich, dass der Oberflächenabfluss ( $QS$ ) anteilmäßig am Wasserhaushalt auf nicht urbanen Flächen eine untergeordnete Rolle spielt und sich somit im Wesentlichen nur die Anteile der Grundwasserneubildung ( $GWN$ ) und der Verdunstung ( $ET$ ) unterscheiden. Aufgrund gering durchlässiger Böden weist das Kernmünsterland die höchsten Direktabflüsse auf. Für die NRE Teltowplatte zeigen sich aufgrund hoher Grundwasserstände und einer negativen klimatischen Wasserbilanz die höchsten Anteile für die Verdunstung; wohingegen sich in der NRE „Bergische Hochfläche“ sehr hohe Grundwasserneubildungen ergeben.



Tabelle 1: Langjährige simulierte Mittelwerte der Wasserhaushaltskomponenten für die Referenzgebiete

	P	ETp	ET	QD	QS	QI	GWN	GWN (+ RI)
	(mm/a)							
Kernmünsterland	714	636	409	132	30	102	172	274
Braunschweig	656	647	450	57	2	55	174	229
Freiburger Bucht	856	709	606	81	16	65	166	231
Bergische Hochflächen	1080	626	479	114	20	94	529	623
Teltowplatte	556	699	490	80	9	71	108	179

P Niederschlag, ETp potentielle Verdunstung, ET simulierte tatsächliche Verdunstung, QD simulierter Direktabfluss, QS simulierter Oberflächenabfluss, QI simulierter Interflow, GWN simulierte Grundwasserneubildung

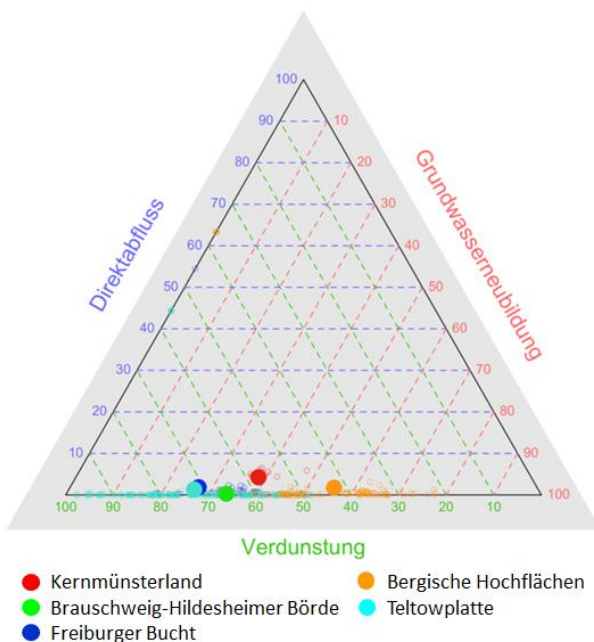


Abbildung 2: Anteile der Abflusskomponenten am Wasserhaushalt für die Referenzgebiete

## 4 Fazit

Künftige Planungen zu Siedlungsentwässerung verfolgen als eines der Emissionsziele, die Veränderung des natürlichen Wasserhaushaltes durch Siedlungsaktivitäten so gering wie ökologisch, technisch und wirtschaftlich vertretbar zu halten. Für den Nachweis der Wasserbilanz in Planungsgebieten ist es notwendig, einen Referenzzustand zu definieren, mit dem die Wasserbilanz des Planungsgebiets verglichen werden kann.

- Die Kulturlandschaft der naturräumlichen Einheit, ohne urbane Flächen, ist ein gut geeigneter Referenzraum zur Ermittlung des Referenzzustandes des Wasserhaushaltes.
- Die Kulturlandschaft ist eine realistischere Vorgabe als ein potentieller natürlicher Zustand.
- Die naturräumliche Einheit repräsentiert die Eigenschaften eines Planungsgebietes besser als z. B. ein hydrologisches Einzugsgebiet.
- Die vorgeschlagene Methode ist deutschlandweit einheitlich auf der Basis von frei verfügbaren Daten einsetzbar und gut geeignet um den langjährigen mittleren Wasserhaushalt als Referenzzustand zu ermitteln.

## 5 Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Auflage. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 438 S.
- DWA-A 102 (2016): *Arbeitsblatt DWA-A 102. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer*. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 102).
- Scherer, I., Henrichs, M., Uhl M., Schuetz, T., Weiler, M., Hackenbroch, K., König, F. und T. Freytag (2017): *Planungsinstrumente und Bewirtschaftungskonzepte für den Wasserhaushalt in Siedlungen*, *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 4 (17), S. 221-228.
- Steinbrich, A., Henrichs, M., Leistert, H., Scherer, I., Schuetz, T., Uhl, M., Weiler, M. (2018): *Ermittlung eines naturnahen Wasserhaushalts als Planungsziel für Siedlungen*. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (submitted).
- Steinbrich, A., Leistert, H., Weiler, M. (2016): *Model-based quantification of runoff generation processes at high spatial and temporal resolution*. *Environmental Earth Sciences*, 75 (1423), S. 1-16.

**Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Malte Henrichs  
Corrensstraße 25, 48149 Münster  
Tel.: 0251-8365286  
E-Mail: [henrichs@fh-muenster.de](mailto:henrichs@fh-muenster.de)

## Ermittlung gebäudebezogener Überflutungsgefahren bei Starkregen

Michael Jeskulke<sup>1,3</sup>, André Liebscher<sup>2</sup>, Holger Hoppe<sup>1</sup>, Theo G. Schmitt<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Dr. Pecher AG, Erkrath; <sup>2</sup>TU Kaiserslautern, Fachbereich Mathematik;

<sup>3</sup>TU Kaiserslautern, Fachbereich Bauingenieurwesen

**Kurzfassung:** Zur Ermittlung von Überflutungsrisiken empfiehlt das DWA Merkblatt M 119 (DWA, 2016) zum „Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen“ die Durchführung einer vereinfachten oder detaillierten Risikobewertung. Bei den Ansätzen gemein ist das Erfordernis einer gebäudebezogenen Aussage zur Überflutungsgefährdung.

Die Gefährdung eines Gebäudes kann aus den Ergebnissen hydrodynamischer 2D-Oberflächenabflussmodelle ermittelt werden. Verwendet werden hierzu meist einfache GIS-Methoden, mit denen der maximale Wasserstand an einem Gebäude oder in einem bestimmten Umkreis um ein Gebäude ausgehend von den Gebäudestrukturen aus dem Amtlichen Liegenschaftskatasterinformationssystem (ALKIS) ermittelt wird. Unberücksichtigt bleibt hierbei jedoch, dass Gebäudestrukturen im Modell nicht immer mit den Strukturen aus dem ALKIS übereinstimmen. Dies ist besonders bei rasterbasierten Modellen relevant, bei denen die Struktur eines Gebäudes im Modell von der Auflösung des Rechenrasters abhängt.

Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, wird eine neue Methode vorgestellt, die entsprechende Strukturunterschiede bei der Auswertung rasterbasierter Modellergebnisse berücksichtigt. Die Methode ist im vorliegenden Beitrag beschrieben.

**Key-Words:** Starkregen, Überflutungsgefahr, Risikomanagement, Gebäude

### 1 Anlass und Hintergrund

Das Überflutungsrisiko ergibt sich aus der Verknüpfung von Überflutungsgefährdung und Schadenspotenzial (DWA, 2016). Die Ermittlung von Überflutungsrisiken ist daher nur dann möglich, wenn Informationen zu beiden Verknüpfungselementen vorliegen. Während Informationen zur Überflutungsgefährdung mit Hilfe vereinfachter oder detaillierter hydrodynamischer Modelle für große Gebiete flächendeckend berechnet werden können (HSB, 2017), liegen entsprechende Daten zum Schadenspotenzial nicht vor (DWA, 2016).

Eine mögliche Datenquelle zur Abschätzung des Schadenspotenzials stellen jedoch die Angaben zur Gebäudenutzung aus dem Amtlichen Liegenschaftskatasterinformationssystem (ALKIS) dar. Ausgehend von der Gebäudenutzung können mit Hilfe festgelegter Bewertungskriterien Rückschlüsse auf das Schadenspotenzial gezogen werden.

Erfolgt die Bewertung des Schadenspotenzials gebäudebezogen, muss folglich auch für jedes Gebäude eine individuelle Aussage zur Überflutungsgefährdung, d. h., dem Wasserstand am Gebäude, getroffen werden. Mit Hilfe von Geoinformationssystemen können die berechneten Wasserstände (und Fließgeschwindigkeiten) dahingehend ausgewertet werden.

In der Praxis werden für entsprechende Auswertungen in der Regel einfache GIS-Methoden verwendet, mit denen der maximale Wasserstand an einem Gebäude oder in einem bestimmten Umkreis um das Gebäude ausgehend von den Gebäudestrukturen aus dem ALKIS ermittelt wird (s. Abb. 1). Unberücksichtigt bleibt bei diesen Methoden jedoch, dass die Gebäudestruktur aus dem ALKIS (ALKIS-Gebäude) nicht immer mit der Abbildung des Gebäudes im Modell (Modell-Gebäude) übereinstimmt. Dies gilt insbesondere für rasterbasierte Berechnungen, bei denen die Abbildung der Gebäude maßgeblich von der Auflösung des Rechenrasters abhängt. Im Zuge des Modellaufbaus werden die Gebäudestrukturen aus dem ALKIS an das Rechenraster angepasst. Wird das Modell in einer geringen Auflösung (z. B. auf einem 5 m x 5 m Raster) erstellt, geht dies zum Teil mit großen Strukturunterschieden zwischen ALKIS- und Modell-Gebäude einher (s. Abb. 1). Die Aussagekraft entsprechender Auswertungen ist daher kritisch zu hinterfragen.

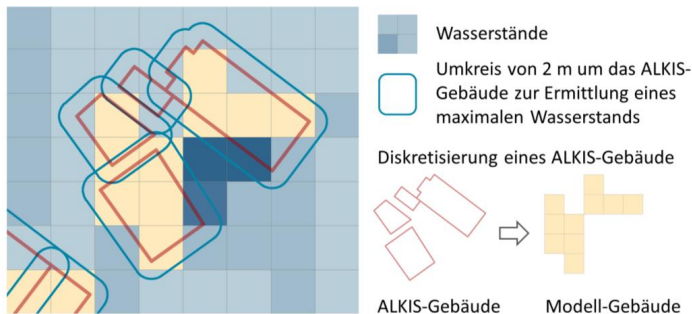


Abbildung 1: Unterschiede zwischen den Gebäudestrukturen im ALKIS und den Strukturen in einem rasterbasierten 2D-Oberflächenmodell mit der Auflösung von 5 m x 5 m

Aus diesem Grund wurde eine neue Methodik entwickelt, mit der Ergebnisse rasterbasierter Modelle unter Berücksichtigung von strukturellen Unterschieden zwischen ALKIS- und Modell-Gebäuden ausgewertet werden können. Die zweistufige Methode ist in Abschnitt 2 beschrieben.

## 2 Ermittlung gebäudebezogener Überflutungsgefahren

### 2.1 Methodik

Ziel der im Folgenden beschriebenen Methode ist die Ermittlung eines maximalen Wasserstands für jedes ALKIS-Gebäude als Eingangswert für die Ermittlung gebäudebezogener Überflutungsrisiken. Eine differenziertere Auswertung der Wasserstände ist nicht erforderlich, da auch das Schadenspotenzial für ein Gebäude in der Regel nur pauschal bewertet wird (s. Abschnitt 1).

Die Ermittlung des maximalen Wasserstands erfolgt in zwei Schritten. Im ersten Schritt wird für jede Gebäude-Rasterzelle ein maximaler Wasserstand  $W_{\max,1}$  aus den acht umliegenden Rasterzellen ermittelt (s. Abb. 2a). In Schritt 2 wird anschließend für jedes ALKIS-Gebäude der maximale Wasserstand  $W_{\max,2}$  aus den maximalen Wasserständen  $W_{\max,1}$  aller Gebäudezellen, die sich mit dem ALKIS-Gebäude überlagern, abgefragt (s. Abb. 2b).

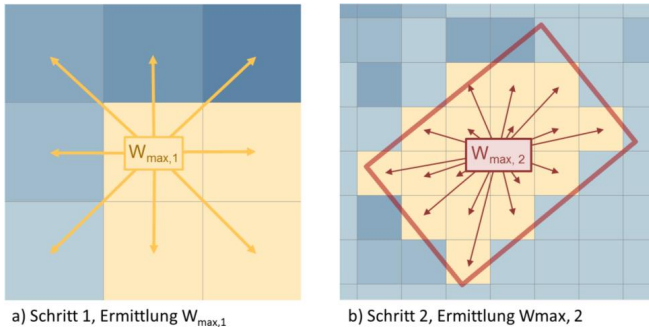


Abbildung 2: Ermittlung des maximalen Wasserstands für ein ALKIS-Gebäude in zwei Schritten

### 2.2 Praxistest

Innerhalb des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes KLASII (Az. 32372/01) wurde die vorgestellte Methode bereits erfolgreich eingesetzt. Ermittelt wurden gebäudebezogene Gefahrenpotenziale zur Bewertung von Überflutungsrisiken für Stromversorgungseinrichtungen im Bremer Stadtteil Findorff (Jeskulke et al., 2017).

Die Ergebnisse der Überflutungsberechnungen lagen in einer Auflösung von 5m x 5 m vor, sodass zum Teil große Unterschiede zwischen ALKIS- und Modell-Gebäuden bestanden. Mit Hilfe der vorgestellten Methode konnten diese Unterschiede berücksichtigt und sinnvolle Annahmen für die Gefährdung einzelner Gebäude getroffen werden. Auf Plausibilität wurden diese Stichprobenartig im Rahmen einer Ortsbegehung überprüft.

### 3 Fazit und Ausblick

Die in diesem Beitrag vorgestellte Methode ermöglicht gebäudebezogene Aussagen zur Überflutungsgefahr unter Berücksichtigung struktureller Unterschiede zwischen den vektorbasierten Gebäudestrukturen im ALKIS und den rasterbasierten Strukturen im Modell. Je nach Auflösung des Rechenrasters können diese stark abweichen. Einfachen GIS-Analysen, wie in Abschnitt 1 beschrieben, gereicht die vorgestellte Methodik damit zum Vorteil.

In weitergehenden Untersuchungen wurde bereits festgestellt, dass die ermittelten Wasserstände maßgeblich von der Auflösung des Rechenrasters abhängen. Zurückzuführen ist dies nicht allein auf veränderliche Gebäudestrukturen, sondern auch auf einen generellen Einfluss der Rasterauflösung auf die berechneten Wasserstände. Die Größe und Auswirkungen entsprechender Einflüsse werden zurzeit untersucht.

### 4 Literatur

DWA (2016): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen. DWA Merkblatt 119, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Dezember 2016, Henny, ISBN: 978-3-88721-392-3.

Jeskulke, M.; Hoppe, H.; Massing, C.; Stokman, A.; Koch, M.; Behnken, K.; Gatke, D.; Thielking, K.; Wurthmann, J. (2017) Flood risks in urban areas - data analysis, communication and mitigation. FIG Working Week 2017, 31. May 2017, Helsinki, Finnland

HSB (2017): Ermittlung von Überflutungsgefahren mit vereinfachten und detaillierten hydrodynamischen Modellen. Praxisleitfaden, erstellt im Rahmen des DBU-Forschungsprojekts „KLASII“. Lehrgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Hochschule Bremen, Oktober 2017, Bremen, Download unter: [www.klas-bremen.de](http://www.klas-bremen.de) (zuletzt abgerufen am 03.05.2018).

### Korrespondenz an:

Michael Jeskulke  
Dr. Pecher AG, Klinkerweg 5, 40699 Erkrath  
Tel.: 02104/939626  
Fax: (02104)33153  
E-Mail: [michael.jeskulke@pecher.de](mailto:michael.jeskulke@pecher.de)

## Regenwasserbewirtschaftung und Starkregenereignisse: Bewertet mit den freien DWD-Stations- und Radarniederschlagsdaten inkl. KOSTRA-DWD-2010R

Gerhard Langstädtler

aqua-plan IngenieurGmbH, Aachen

Der DWD veröffentlicht auf Basis des DWD-Gesetzes und § 3 der GeoNutzv mit letzter Aktualisierung in 2017 seit dem Sommer 2014 einen Großteil seines Datenbestandes an Stations- und Radarniederschlagsmessungen zur freien Benutzung auf seinem Portal <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC>. Seit 2017 ist auch der KOSTRA-DWD-2010R-Atlas frei zugänglich. Die Nutzung dieser Daten stellt den Planer und Betreiber eines Entwässerungssystems allerdings zunächst vor ein Problem: „Wie ziehe ich die relevanten Messdaten für mein individuelles Bewirtschaftungsgebiet aus dem gesamtdeutschen DWD-Datenpool heraus?“

Die **DWA** stellt mit der Software „**MDMS-Expert**“ und dem **Radarmodul** alle relevanten Messdaten aus dem DWD-Portal einfach zur Verfügung. Hierauf aufsetzend können automatisch alle Messdaten übernommen und dauerhaft aktualisiert werden. Bedeutend ist dieser große Mehrwert für alle Planungen entwässerungstechnischer Anlagen und Sie erzielen einen erheblichen Erkenntnisgewinn bei der Betriebsbegleitung. Zusammen mit den Starkniederschlagshöhen nach **KOSTRA-DWD 2010R** bewerten Sie sehr einfach Starkregenereignisse nach Jährlichkeiten und Starkregenindex (SRI12). Die DWD-Daten helfen entscheidend bei der Beurteilung des Abflussverhaltens Ihres Entwässerungssystems. In Abbildung 1 ist beispielhaft die Starkregenindex-Auswertung nach SRI12 auf Basis der Radarniederschlagsdaten flächendifferenziert visualisiert und statistisch bewertet.



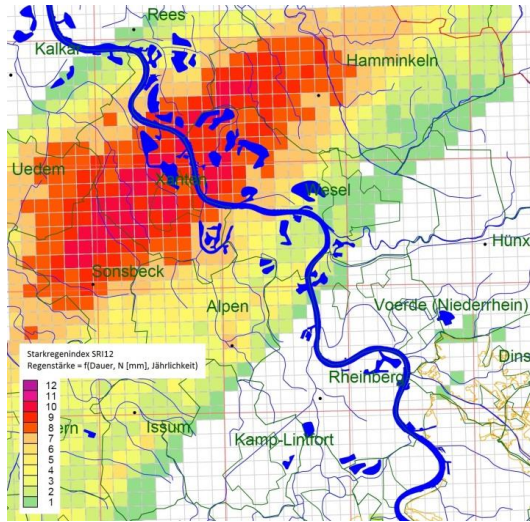


Abbildung 1: Starkregenereignis: Xanten, Juni 2016

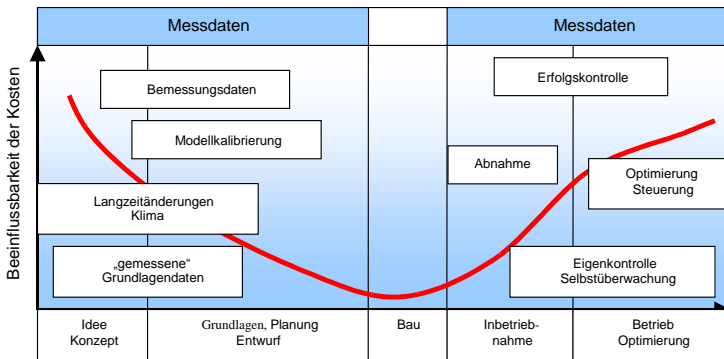


Abbildung 2: Die Motivation zur Nutzung der DWD-Daten erschließt sich vor allem durch die Beeinflussbarkeit der Kosten in Planung und Betrieb von Entwässerungssystemen (nach DWA-M 151)

Den praxisorientierten Mehrwert generiert ein solches Messdatenmanagementsystem wie der „**MDMS-Expert**“ mit dem **Radarmodul** in der Betriebsbegleitung u.a. durch folgende Leistungsmerkmale:

- Nutzung der kostenfreien DWD-Daten für die Belastungsermittlung Ihres Entwässerungssystems
- Bewertungen sowohl mit Stations- als auch mit Radarniederschlagsdaten
- Gewinnung belastbarer Grundlagen für eine bedarfsgerechte Planung und Dimensionierung neuer Bauwerke (Abb. 2)
- Umfassende statistische Einordnung von Einzelereignissen, u.a. Starkregenindex SRI12
- Optimierung des Netzbetriebs (Abb. 2)
- Vermeidung von Fehlinvestitionen, die sehr schnell eine Million € überschreiten
- Langzeitsimulation mit lokalem Wettergeschehen aus Stations- oder Radardaten
- Verfolgung der Systembelastung mit aktuellen Wetterdaten
  - an einzelnen Regenbecken
  - im gesamten Entwässerungsnetz
- Bewertung von Einstau- und Entlastungsereignissen an Regenbecken im Trenn- und Mischsystem nach Niederschlagsjährlichkeiten
- Hochwasserwarnungen durch flächendifferenzierte Modellbelastungen
- Sofortige Bewertung von Starkregenereignissen nach
  - Niederschlagssummen, Jährlichkeiten für gewünschte Dauerstufen
  - Zuordnung von Starkregenindex zur Kommunikation mit der Öffentlichkeit
- Identifikation der lokal relevanten Trockenwettertage für
  - Jahresschmutzwassermenge
  - Fremdwasseranalysen
- Zahlreiche Zusatzmodule, wie beispielsweise:
- Exakte Erstellung von Nachweisen zur **Selbstüberwachungsverordnungen**

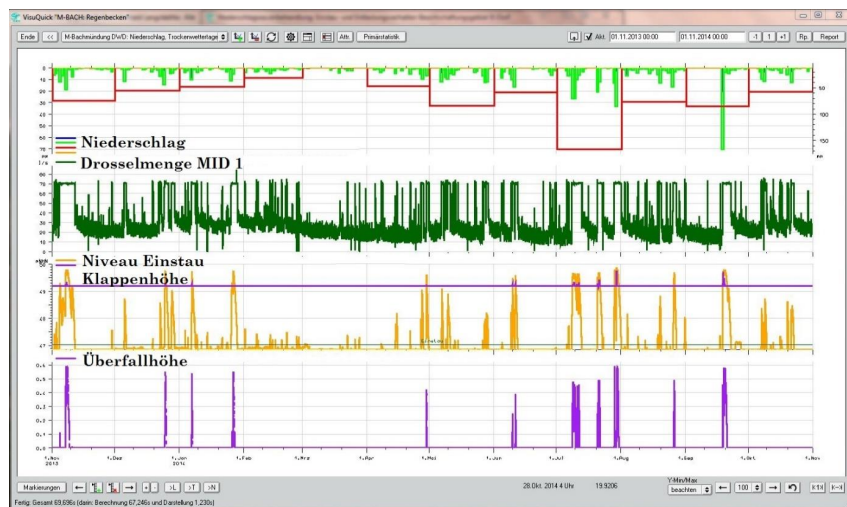


Abbildung 3: Grafische Kontrolle der Selbstüberwachung von Regenbecken

### Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gerhard Langstädtler  
 aqua\_plan Ing.-Ges. für Problemlösungen in Hydrologie  
 und Umweltschutz mbH  
 Amyastr. 126 | 52066 Aachen  
 Tel.: +49 (0)241 40070-10  
 E-Mail: gl@aquaplan.de

# Ermittlung von Oberflächenabflüssen im urbanen Raum mittels Videomaterial von Überwachungskameras

João P. Leitão<sup>1</sup>, Salvador Peña<sup>2</sup>, Beat Lüthi<sup>2</sup>, Matthew Moy de Vitry<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft, Eawag, Dübendorf, Schweiz

<sup>2</sup>Photrack AG, Zürich, Schweiz

**Kurzfassung:** Oberflächenabflüsse im urbanen Raum werden selten gemessen und fast nie für die Validierung von Siedlungsentwässerungsmodellen verwendet. In dieser Studie wird vorgeführt, wie die Fließgeschwindigkeit von Oberflächenabflüssen ausschließlich mit Videomaterial von Überwachungskameras und ohne Zusatz von Tracking-Partikeln ermittelt werden kann.

**Key-Words:** Oberflächenabfluss, Fließgeschwindigkeit, Überwachungskamera, Surface Structure Image Velocimetry (SSIV)

## 1 Einleitung

Es wird erwartet, dass Überschwemmungen unter dem Einfluss von Klimawandel und Urbanisierung im urbanen Raum immer schlimmere Konsequenzen haben werden. Durch lokale Regenereignisse verursachte Überschwemmungen stellen eine besondere Herausforderung an die Siedlungsentwässerung dar. Diese Überschwemmungen dauern höchstens einige Stunden, treten allerdings relativ häufig auf. Sie haben eine hohe räumliche Variabilität und werden beträchtlich vom lokalen Kanalnetz beeinflusst, was eine besondere Herausforderung für die Modellierung darstellt. Das Bedürfnis für Oberflächenabflussdaten besteht besonders darin, die Überschwemmungsmodelle zu bewerten und zu kalibrieren (Hunter et al., 2008).

Heute gibt es kein Messsystem, das gezielt für Oberflächenabflüsse im urbanen Raum und speziell für Strassen konzipiert wurde. Auch Radarsysteme, die öfters für Abflussmessungen in Fließgewässern eingesetzt werden, sind nicht geeignet, weil sie direkt über das Wasser installiert werden müssen. Kontaktbasierte Messsysteme wie Korrelations-Keilsensoren sind aus praktischen Gründen auszuschließen.

In dieser Arbeit zeigen wir, wie übliche Überwachungskameras dank einem speziellen Videodatenfilter und einer Korrelationsanalyse zur Ermittlung der Fließgeschwindigkeiten von Oberflächenabflüssen dienen können. Diese Lösung ist kostengünstig indem sie bestehende Infrastruktur verwendet.

## 2 Methoden

Die verwendete Methode dieser Studie ist Surface Structure Image Velocimetry (SSIV). SSIV ist eine robuste Art von Large Scale Image Velocimetry (LSPIV), jene wird öfters für Fließgewässer und bei Sturzfluten eingesetzt (Le Boursicaud et al., 2016; Muste et al., 2014). SSIV ist von der Firma Photrack AG entwickelt und zeichnet sich durch besondere Bilddatenfilter und Korrelationsalgorithmen aus. Die Bilddatenfilter ermöglichen es, ohne Tracking-Partikeln die Wasseroberfläche dank der visuellen Struktur von Wellen und Spiegelungen im Wasser zu verfolgen (Abbildung 1). In dieser Studie wird untersucht, inwiefern diese Methode für tiefe Abflüsse auf der Strassenoberfläche verwendet werden kann. Nur einmal zuvor wurde eine solche Untersuchung gemacht, und zwar mit Tracer-Partikeln und ohne quantitative Aussage über die Zuverlässigkeit der Methode (Branisavljević and Prodanović, 2006).



Abbildung 1: Ermittelte Fließgeschwindigkeitsvektoren von der SSIV-Methode.

## 3 Daten

Die Daten für die Studie wurden im Rahmen von erzeugten Überschwemmungsereignissen gesammelt. Diese Experimente fanden in einer Übungsanlage für Rettungstruppen statt, die eine Fläche von 625 m<sup>2</sup> und ihr eigenes Entwässerungssystem hat. Für diese Experimente wurde die Anlage mit konventionellen Messgeräten sowie Überwachungskameras ausgestattet. Alle Daten, die gesammelt wurden, sind in Moy de Vitry et al. (2017) dokumentiert und können frei heruntergeladen werden. Von den gesammelten Daten werden für diese Studie Abflussdaten von einem Radar-basierten Messgerät und Filmmaterial von zwei Überwachungskameras verwendet.

## 4 Ergebnisse

Die SSIV Methode wird unter der Bedingung von seichten Oberflächenabflüsse (0-10 cm) und verschiedenen Licht- und Kameraverhältnisse getestet. Die Resultate werden noch ausgewertet, aber die ersten Ergebnisse zeigen, dass im Tageslicht und mit einer Bildrate von 25 Bilder/Sekunde, vergleichbare Werte wie von einem Radarsystem erreicht werden können (Abbildung 2). Festgestellt wurde, dass sehr kleine Fließgeschwindigkeiten von unter 0.1 m/s und ungünstige Lichtverhältnisse für die SSIV eine Herausforderung darstellen, wenn in den Bildern keine visuelle Struktur mehr an der Wasseroberfläche zu erkennen ist.

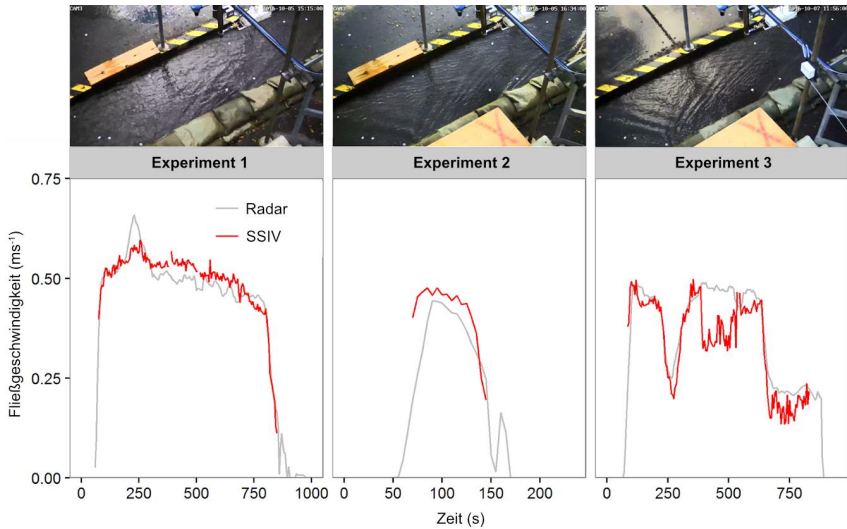


Abbildung 2: Radarbasierte Messung (grau) und SSIV-Messung (rot) der Wassergeschwindigkeit für ein Experiment im Tageslicht. Der wesentliche Unterschied zwischen den Experimenten ist das Lichtverhältnis.

## 5 Literatur

- Le Boursicaud, R., Pénard, L., Hauet, A., Thollet, F. and Le Coz, J. (2016): Gauging extreme floods on YouTube: application of LSPIV to home movies for the post-event determination of stream discharges, *Hydrol. Process.*, 30(1), 90–105, doi:10.1002/hyp.10532.
- Branisavljević, N. and Prodanović, D. (2006): Large Scale Particle Image Velocimetry – Measuring Urban Discharge, *Vodoprivreda*, 38(4–6), 233–238 [online] Available from: <http://www.vodoprivreda.net/large-scale-particle-image-velocimetry-merenje-urbanog-oticaja/> (Accessed 18 March 2016).
- Hunter, N. M., Bates, P. D., Neelz, S., Pender, G., Villanueva, I., Wright, N. G., Liang, D., Falconer, R. A., Lin, B., Waller, S., Crossley, A. J. and Mason, D. C. (2008): Benchmarking 2D hydraulic models for urban flooding, *Proc. Inst. Civ. Eng. - Water Manag.*, 161(1), 13–30, doi:10.1680/wama.2008.161.1.13.
- Moy de Vitry, M., Dicht, S. and Leitão, J. P. (2017): floodX: urban flash flood experiments monitored with conventional and alternative sensors, *Earth Syst. Sci. Data*, 9(2), 657–666, doi:10.5194/essd-9-657-2017.
- Muste, M., Hauet, A., Fujita, I., Legout, C. and Ho, H.-C. (2014): Capabilities of Large-scale Particle Image Velocimetry to characterize shallow free-surface flows, *Adv. Water Resour.*, 70, 160–171, doi:10.1016/j.advwatres.2014.04.004.

## Korrespondenz an:

João P. Leitão  
Überlandstrasse 133  
CH-8600 Dübendorf  
Tel.: +41 58 765 6714  
Fax: +41 58 765 5802  
E-Mail: joaopaulo.leitao@eawag.ch

# Kommunales Starkregenrisikomanagement – Der „Kölner Weg“

Eva Müggenburg, Marc D. Heintz, Frank Rüsing, Ingo Schwerdorst  
Stadtentwässerungsbetriebe Köln, AöR

**Kurzfassung:** Zunehmend häufige Starkregenereignisse sind keine abstrakte Bedrohung der Zukunft, sondern bereits Realität. So gab es 2016 erneut verheerende Schäden, die durch Überschwemmungen weitab von Flüssen entstanden sind (GDV 2017). Auch in Köln ereignete sich am 19. Juli 2017 ein großflächiges Regenereignis mit einer Jährlichkeit über 100.

In diesem Beitrag wird beschrieben, wie sich die Stadtentwässerungsbetriebe Köln (StEB Köln) und die beteiligten Fachdienststellen der Stadt Köln auf diese Herausforderung vorbereiten, d. h. welche Meilensteine und Herausforderungen es gab und welche Schritte noch bevorstehen.

**Key-Words:** Starkregen, Risikomanagement, Überflutungsvorsorge, Sensibilisierung, Muriel, StEB Köln

## 1 Kommunales Starkregenrisikomanagement – Der „Kölner Weg“

Nicht nur die Schäden durch Überflutungen im Jahr 2016, die weitab von Flüssen entstanden sind, verdeutlichen, dass Starkregenereignisse längst kein Phänomen der Zukunft mehr sind (GDV 2017). In Köln ereignete sich am 19. Juli 2017 ein heftiges Unwetter mit einer Jährlichkeit über 100, bei dem große Teile des Kölner Stadtgebietes betroffen waren.

Im Folgenden werden Meilensteine des Starkregenrisikomanagements in Köln vorgestellt und aufgezeigt wie die StEB Köln und die beteiligten Fachdienststellen der Stadt Köln sich auf zukünftige Starkregenereignisse vorbereiten und welche weiteren Schritte angestrebt werden.

### 1.1 Klimawandelgerechte Metropole und Handlungskatalog

Das Forschungsprojekt Köln 21 „Klimawandelgerechte Metropole Köln“ (2011-2013) mit seinen Prognosen und Maßnahmenvorschlägen für Köln stellte eine wichtige Grundlage für die Arbeiten im Bereich Klimaanpassung dar (LANUV 2013). Die StEB Köln haben die Projektergebnisse zum Anlass genommen die Thematik Starkregen prioritär zu behandeln. Die Ziele der Anpassungsstrategie gibt das Klimakonzept Was-



ser der StEB Köln vor. In Anlehnung an das Hochwasserrisikomanagement wurde ein umfassender Maßnahmenkatalog mit über 90 Maßnahmen entwickelt, der kontinuierlich überprüft und angepasst wird (Abbildung 1). Er dient somit als Leitlinie für ein zielgerichtetes Starkregenrisikomanagement und gibt die Aufgaben für die kommenden Jahre vor.

Maßnahmengruppen	Beschreibung der Teilmaßnahmen und Aufgaben	Maßnahmentypen (gemäß HWIM-RL)	Stand der Bearbeitung	Status	voraussichtliches Ende	Federführung	Beteiligte
Informationsbeschaffung, -Erstellung und Bereitstellung auf kommunaler Ebene	Langjährige Auswertungen zur Niederschlagsverteilung und Klimaentwicklung zur Anpassung vorhandener Reihen erstellen und vorhalten	Informationsvorsorge		fortlaufend	-	StEB	
	Planungshinweisakte Starkregen für Köln (Grobanalyse Oberflächenabfluss und Fließwegdarstellung) erstellen	Informationsvorsorge	100%	abgeschlossen	2015	StEB	
	Überflutunggefährdung im Rahmen einer Grobanalyse einstufen und priorisieren	Informationsvorsorge	95%	in Bearbeitung	2016	StEB	37
	Detailanalysen in Form gekoppelter Simulationen erstellen und bereitstellen	Informationsvorsorge	10%	in Bearbeitung	2020	StEB	
	Schadensmeldungen (Postprocessing von Überflutungssimulationen) mit Hilfe von geographischer Informationssysteme (GIS) erfassen, verwalten und auswerten	Informationsvorsorge		fortlaufend	-	StEB	
	Schadenspotentiale ermitteln und Risikopotentiale ableiten	Informationsvorsorge	100%	abgeschlossen	2015	StEB	15, 37,
	Flächen, die zukünftig multifunktional genutzt werden können (Grünflächen, s.u.) mit Hilfe geographischer Informationssysteme (GIS) erfassen, darstellen und auswerten	Informationsvorsorge	70%	in Bearbeitung	2017	StEB	15, 67
	Informationen für Feuerwehren, Polizei und andere Organisationen des Katastrophenschutzes bereitstellen	Informationsvorsorge	90%	in Bearbeitung	2017	StEB	
	Kompetenzen bei Fachkräften schaffen, schulen und erweitern	Informationsvorsorge		fortlaufend		StEB	15, 23, 26, 31, 57, 61, 63, 66, 69, RE
	Anrechner benennen	Informationsvorsorge	100%	in Bearbeitung	2016	StEB	15, 23, 26, 31, 57, 61, 63, 66, 69, RE
	Interdisziplinäre Zusammenarbeit bei der (wassersensiblen) Stadtentwicklung fördern	Informationsvorsorge	100%	in Bearbeitung	2016	StEB	15, 23, 26, 31, 57, 61, 63, 66, 69
	Überflutungshotspots, besonders gefährdeter Gebiete (Unterführung) und Rettungswege in			abgeschlossen	2015	StEB	37, Polizei

Abbildung 1: Ausschnitt des Kölner Maßnahmenkatalogs zum Starkregenrisikomanagement

Da der Handlungskatalog viele Maßnahmen enthält, werden nachfolgend beispielhaft die bisherigen Aktivitäten gezeigt.

## 1.2 Multifunktionale urbane Retentionsräume – von der Idee zur Realisierung (MURIEL)

Das Forschungsprojekt „MURIEL: Multifunktionale urbane Retentionsräume – von der Idee zur Realisierung“ (2015–2017) konnte an die bisherigen Betrachtungen der Starkregenvorsorge anknüpfen. Ergebnis sind Lösungsansätze zur interdisziplinären Planung und Gestaltung multifunktionaler urbaner Retentionsräume, die mit Hilfe verschiedener Fallstudien überprüft wurden (Benden et al. 2017).



Abbildung 2: Visualisierung zu einem möglichen Umbau des Pfarrer-Oermann-Platzes in Köln-Eil als multifunktionale Fläche bei Trockenwetter (links) und bei Unwetter (rechts) (Benden et al. 2017)

In der Fallstudie für Köln-Eil wurden mehrere Plätze in überflutungsgefährdeten Gebieten identifiziert, die derzeit zum Umbau vorbereitet werden (Abbildung 2).

### 1.3 Informationskampagne der StEB Köln

Ein weiterer Baustein des Starkregenrisikomanagement ist die Förderung privater Objektschutzmaßnahmen. Hier haben die StEB Köln zielgruppengerechtes Informationsmaterial entwickelt und Multiplikatoren identifiziert, um die Bevölkerung zu informieren. Der Leitfaden „Wassersensibel Planen und Bauen in Köln“ präsentiert Schutzmaßnahmen für oberirdische Überflutungen, Kanalrückstau und Sickerwasser (StEB Köln 2016) im Bestand und bei Neubauprojekten. Um die Bürgerinnen und Bürger Kölns weiter zu sensibilisieren, wurde eine großflächige Kampagne durchgeführt, die Großflächenplakate und auf Anfrage eine Wanderausstellung mit Exponaten und Informationsveranstaltung in den Stadtteilen beinhaltet (Abbildung 3).



Abbildung 3: Sensibilisierungskampagnen bei Bürgerinnen und Bürgern, im Kölner Zoo und durch Megalight-Einsatz

Neben der Einbindung der Bevölkerung war ein maßgeblicher Schritt die Entwicklung einer gemeinsamen Leitlinie für die Stadt Köln und ihre Arbeitsprozesse. Im Ergebnis wurde der „Leitfaden für eine wassersensible Stadt- und Freiraumgestaltung in Köln“ erarbeitet (Stadt Köln & StEB Köln 2017). Neben dem Leitfaden als konkretes Arbeitsprodukt mit zahlreichen Maßnahmen, deren Potentialen und planungsrechtlichen Hinweisen konnte durch die Zusammenarbeit in der Arbeitsgruppe die Thematik in allen Fachdisziplinen und somit in den städtischen Planungsprozessen verankert werden. Sie ist heute ebenso wie die Prüfung der Fluss- und Grundhochwassergefahr ein fester Bestandteil bei der Aufstellung von Bebauungsplänen und Prüfung von Bauanträgen (Abbildung 4).

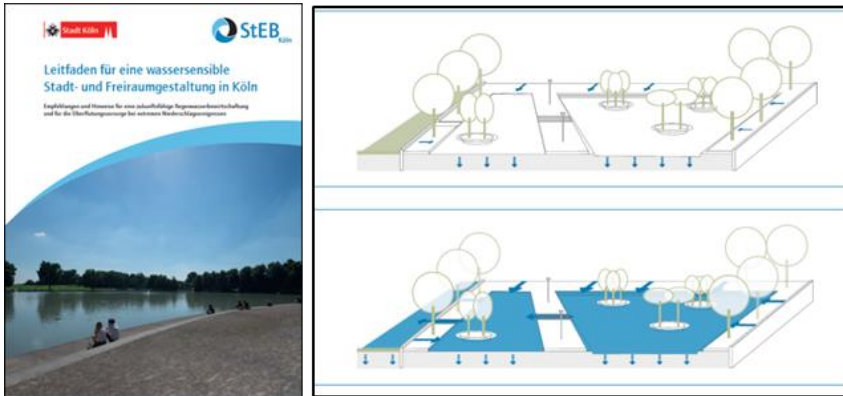


Abbildung 4: Leitfaden für eine wassersensible Stadt- und Freiraumplanung mit Planungsbeispielen

Da eine Grundvoraussetzung zum Ergreifen von Maßnahmen die Information über die individuelle Gefährdungssituation ist, haben die StEB Köln im März 2017 auf ihrer Internetseite eine interaktive Starkregengefahrenkarte für drei verschiedene Szenarien veröffentlicht (Abbildung 5). Die Karte basiert auf der Grundlage eines DGM (1x1m Raster) und zeigt das Ergebnis einer Oberflächenabflussberechnung ohne Berücksichtigung des Kanalnetzes. Die Karte verdeutlicht Gefahrenschwerpunkte. In Kombination mit der Karte kommen die o. a. Leitfäden ins Spiel. Gemeinsam bilden sie einen Ansatzpunkt für die Maßnahmenplanung.

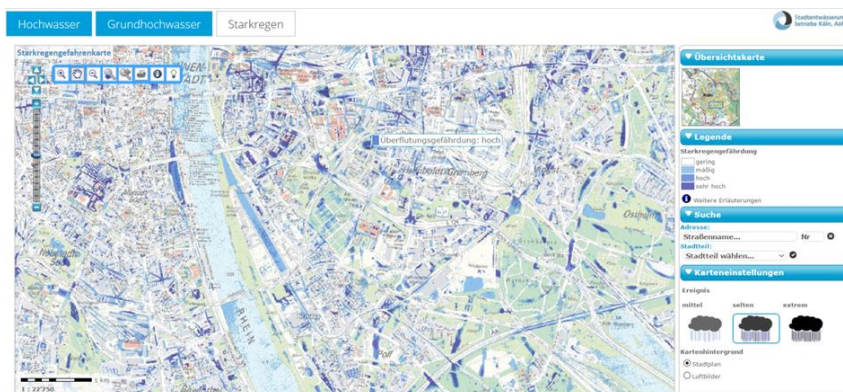


Abbildung 5: Öffentliche Gefahrenkarten zu Starkregen, Hochwasser und Grundhochwasser

## 1.4 Zusammenfassung und Ausblick

Vieles ist bereits im Bereich Starkregenrisikomanagement in Köln passiert. Dennoch müssen weitere Schritte ergriffen und Ideen umgesetzt werden, um Köln resilienter gegen künftige Starkregenereignisse zu machen. So haben die STEB Köln ein Beratungsangebot für Infrastrukturen in stadteigenem Besitz auf den Weg gebracht. Darüber hinaus soll ein strukturiertes Flächenkataster die Identifizierung weiterer multifunktionaler Flächen ermöglichen.

## 2 Literatur

Benden, J.; Broesi, R; Illgen, M.; Leinweber, U.; Lennartz, G.; Scheid, C.; Schmitt, T. G. (2017): Multifunktionale Retentionsflächen. MURIEL Publikation.

GDV (2017): Naturgefahrenreport 2017. Die Schaden-Chronik der deutschen Versicherer in Zahlen, Stimmen und Ereignissen.

LANUV (Hrsg.) (2013): Klimawandelgerechte Metropole Köln. Abschlussbericht. LANUV-Fachbericht 50.

Stadt Köln & StEB Köln (2017): Leitfaden für eine wassersensible Stadt- und Freiraumgestaltung in Köln.

StEB Köln (2016): Wassersensibel Planen und Bauen in Köln.

**Korrespondenz an:**

Schwerdorf, Ingo

StEB Köln

Ostmerheimer Straße 555, 51109 Köln

Tel.: 0221-221-24302

E-Mail: [Ingo.Schwerdorf@steb-koeln.de](mailto:Ingo.Schwerdorf@steb-koeln.de)

# Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg

Hans-Martin Waldner

Regierungspräsidium Tübingen

**Kurzfassung:** Die Starkregenereignisse im Frühjahr 2016 haben gezeigt, welche Gefahren und Schäden durch derartige Ereignisse entstehen können. Um Kommunen dabei zu unterstützen, die Gefährdung durch Starkregen zu minimieren, hat das Land Baden-Württemberg den Leitfaden „Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg“ veröffentlicht. Der Leitfaden beschreibt als konkrete Arbeitsanleitung die landesweit einheitliche, standardisierte Vorgehensweise für die Erarbeitung eines kommunalen Starkregenrisikomanagements. Das darin aufgezeigte Gesamtkonzept umfasst drei Schritte. Die Gefährdungsanalyse durch die Erstellung von Starkregengefahrenkarten bildet den ersten Schritt. Im zweiten Schritt werden im Zuge der Risikoanalyse kritische Bereiche und Objekte betrachtet, die entsprechend der Starkregengefahrenkarten einer Gefährdung ausgesetzt sind. Darauf aufbauend wird im dritten Schritt ein Handlungskonzept erarbeitet, das zukünftig Risiken durch Starkregenereignisse minimieren soll. Kommunen, die ein kommunales Starkregenrisikomanagement entsprechend den Vorgaben des Leitfadens erarbeiten, werden dabei über die Förderrichtlinie Wasserwirtschaft (FrWw 2015) durch das Land Baden-Württemberg gefördert.

**Key-Words:** Starkregen, Sturzflut, Hochwasserrisikomanagement, Starkregengefahrenkarte, RunOFF Generation Research Modell (RoGeR), Risikoanalyse

## 1 Gefährdungslage Starkregen

Spätestens nach den Starkregenereignissen Ende Mai / Anfang Juni 2016 wird diese neue Gefährdungslage in der Öffentlichkeit verstärkt wahrgenommen. In diesem Zeitraum sind in Baden-Württemberg quasi fast täglich, verteilt über die gesamte Landesfläche, Starkregenereignisse niedergegangen, die zum Teil erhebliche Schäden verursacht haben. Die Beobachtungen der letzten Jahre zeigen, dass die Problemlage Starkregen kein Einzelphänomen darstellt und letztlich jeder Landesteil auch fernab von einem Gewässer davon betroffen sein kann.

Auch in den Zahlen der Versicherungswirtschaft spiegelt sich diese neue Gefährdungslage wieder: die Hochwasserschadenssummen infolge von Starkregenereignissen bewegen sich in vergleichbarer Höhe zu Hochwasserschäden infolge ausufernder Gewässer.

Die Vorhersage für Starkregenereignisse ist derzeit nur regional möglich und kann nicht auf einzelne Ortslagen eingegrenzt werden. Die Vorwarnzeiten und Reaktionszeiten für die Bürgerinnen und Bürger sowie für kommunale Einrichtungen und das Krisenmanagement sind extrem kurz und erschweren dadurch die Gefahrenabwehr. Häufig fehlt das Risikobewusstsein, wenn sich solche Überflutungen durch Starkregen abseits von Gewässern ereignen.

## **2 Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg**

Starkregenereignisse lassen sich nicht verhindern und können in allen Regionen Baden-Württembergs auftreten. Durch entsprechende Vorsorgestrategien kann man sich jedoch im Vorfeld auf solche Ereignisse vorbereiten, um Schäden infolge Starkregenereignisse zu verhindern oder zumindest zu minimieren. Hier setzt die Vorgehensweise des kommunalen Starkregenrisikomanagements an, das im gleichnamigen Leitfaden der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg dargestellt ist. Dieser Leitfaden richtet sich an die Kommunen und die Ingenieurpraxis und stellt eine konkrete Arbeitsanleitung dar. Damit soll im Land eine einheitliche, standardisierte Vorgehensweise für die Ermittlung von Gefahren und Risiken durch Starkregenereignisse sowie die Erstellung von Handlungskonzepten erreicht werden.

### **2.1 In drei Schritten zum Kommunalen Starkregenrisikomanagement**

Das kommunale Starkregenrisikomanagement soll in drei wesentlichen Schritten bearbeitet werden. Zentrales Element und erster Schritt ist die Gefährdungsanalyse, bei der als Endprodukt in Starkregen Gefahrenkarten die Gefährdungslage dargestellt wird.

Die Starkregen Gefahrenkarten werden für seltene, außergewöhnliche und extreme Oberflächenabflussereignisse erstellt. In diesen Karten sind für die drei Abflussszenarien die maximalen Überflutungsausdehnungen, Überflutungstiefen und Fließgeschwindigkeiten dargestellt. Mit Hilfe einer digitalen Animation kann der zeitliche Verlauf der Überflutungen in 5-Minuten-Zeitschritten visualisiert werden.

In einem zweiten Schritt kann das Risiko als Kombination von Gefährdung und Schadenspotenzial durch eine Verschneidung der Starkregen Gefahrenkarte mit kritischen Bereichen und Objekten bestimmt und bewertet werden.

Die Starkregen Gefahrenkarten und die Risikoanalyse sind die wesentlichen Informationen, mit deren Hilfe dann in einem dritten Schritt ein Handlungskonzept Starkregenrisikomanagement für die Kommune erarbeitet werden kann.

### **2.1.1 Land stellt Grundlagendaten zur Verfügung**

Für die Analyse der Gefahren durch den Abfluss der Niederschlagsmengen an der Geländeoberfläche wurde eigens ein neues hydrologisches Verfahren entwickelt. Die hydrologischen Abflussgrößen für die Abflussszenarien (selten, außergewöhnlich, extrem) wurden für die gesamte Landesfläche von Baden-Württemberg mit Hilfe des bodenhydrologischen Modells RoGeR (RunOFF Generation Research Modell) der Universität Freiburg berechnet. Diese sogenannten Oberflächenabflusswerte bilden die hydrologischen Grundlagen für die Erstellung der Starkregengefahrenkarten und werden für die gesamte Landesfläche Baden-Württembergs zentral von der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) zur Verfügung gestellt. Zudem wird als Eingangsgröße ein digitales Geländemodell bereitgestellt. Mit diesen Eingangsgrößen (Oberflächenabflusswerte, digitales Geländemodell) können Kommunen in der Regel durch Vergabe an ein dafür qualifiziertes Ingenieurbüro die Berechnung der Überflutungssituation und deren Darstellung in den Starkregengefahrenkarten erarbeiten.

### **2.1.2 Starkregenrisikomanagement eine Gemeinschaftsaufgabe**

Auf Grundlage der Starkregengefahrenkarte sollen die Risikoanalyse und vor allem die Erarbeitung des Handlungskonzeptes als eine kommunale Gemeinschaftsaufgabe (u.a. Tiefbauabteilung, Stadtplanung, Ordnungsamt / Feuerwehr, politische Entscheidungsträger, Land-/Forstwirtschaft) begriffen werden. Die örtlichen Akteure, die die Situation vor Ort zuverlässig kennen, sollen das Risiko von kritischen öffentlichen Bereichen und Objekten einschätzen, bewerten und darauf aufbauend ein Handlungskonzept erarbeiten. Wichtig ist, dass die verschiedenen Fachkompetenzen und Wissensquellen an einem Tisch sitzen, um die Aufgabenstellung gesamtschaulich zu bearbeiten. Ziel ist es, ein Konzept von der Informationsvorsorge über bauliche Maßnahmen bis hin zum Krisenmanagement zu erarbeiten.

### **2.1.3 Endergebnis Handlungskonzept Starkregenrisikomanagement**

Als Endergebnis sollte das Handlungskonzept verschiedene Fragestellungen aufgearbeitet haben. Die Kommunikation der Ergebnisse, vor allem der Starkregengefahrenkarte, ist ein wichtiger Bestandteil, damit einzelne Betroffene - sei es der private Bürger oder aber Wirtschaft, Gewerbe, Land- und Forstwirtschaft - sich mit dem eigenen Risiko auseinander setzen und entsprechende Eigenvorsorge betreiben können.

Die Ergebnisse sollten auch in die jeweiligen Prozesse der Bauleitplanung einmünden (Kommunale Flächenvorsorge).

Für den Schadensfall sind die Handlungsfelder des Krisenmanagements anzusprechen, auf deren Grundlage dann im Nachgang der kommunale Alarm- und Einsatzplan Starkregen erarbeitet werden kann. Zur Unterstützung der Kommunen beim Krisenmanagement stellt das Land gegen eine Kostenbeteiligung das Flut- und Informationssystem FLIWAS 3 bereit.



Das kommunale Starkregenrisikomanagement sollte in erster Linie nicht ein „Bauprogramm“ sein, dennoch macht es durchaus Sinn sich in einem Konzept Gedanken zu machen, wie ggf. durch gezielte bauliche Maßnahmen die Gefährdungslage infolge von Starkregen entschärft werden kann. Bauliche Maßnahmen können ein Bündel von Vorkehrungen umfassen, um beispielsweise die Retention von Oberflächenwasser in der Fläche zu fördern, Außengebietswasser von den Siedlungsbereichen fernzuhalten, die gezielte schadensfreie oder schadensarme Ableitung von Oberflächenwasser im Siedlungsbereich zu ermöglichen oder konkrete Objektschutzmaßnahmen zum Schutz besonders kritischer Einrichtungen wie z.B. Pflegeheimen, Kindergärten oder notwendiger Infrastruktureinrichtungen zu gewährleisten.

### **3 Förderung über die Förderrichtlinie Wasserwirtschaft (FrWw 2015)**

Die erforderlichen Aufwendungen der Kommunen für die Erstellung von Starkregengefahrenkarten, die darauf aufbauende Risikoanalyse und die Entwicklung eines kommunalen Handlungskonzeptes können unter der Voraussetzung, dass nach den Vorgaben des Leitfadens vorgegangen wird, nach den Förderrichtlinien Wasserwirtschaft (FrWw 2015) durch das Land gefördert werden.

Aufbauend auf der Grundlagenermittlung können kommunale bauliche Maßnahmen (Schutz- / Leit- und Rückhaltemaßnahmen) zum Schutz vor Außengebietswasser in Baugebieten bei Vorliegen der in der FrWw 2015 genannten Voraussetzungen ebenfalls durch das Land gefördert werden.

### **4 Weitergehende Informationen**

Detaillierte Informationen können dem Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg und dessen Anhängen entnommen werden. Der Leitfaden kann bei der LUBW unter [Bibliothek@lubw.bwl.de](mailto:Bibliothek@lubw.bwl.de) bestellt werden oder mit den entsprechenden Anhängen unter <http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/261161> auf der Homepage heruntergeladen werden. Weitergehende Informationen zum Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg sind auch auf der Homepage des Regierungspräsidiums Tübingen unter <https://rp.baden-wuerttemberg.de/Themen/WasserBoden/Seiten/Starkregenrisikomanagement.aspx> einsehbar.

## 5 Literatur

- LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2016): Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg.
- Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2015): Richtlinien des Umweltministeriums für die Förderung wasserwirtschaftlicher Vorhaben (Förderrichtlinien Wasserwirtschaft 2015 – FrWw 2015).

### **Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Hans-Martin Waldner  
Konrad-Adenauer-Str.20, 72072 Tübingen  
Tel.: +49 7071 757 3543  
E-Mail: Hans-Martin.Waldner@rpt.bwl.de



# Betriebs- und Praxiserfahrungen zur Sicherstellung eines ordnungsgemäßen und wirtschaftlichen Betriebs von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen

Stephan Ellerhorst, Maximilian Huber

Sweco GmbH, Düsseldorf/München

**Kurzfassung:** Im Regelfall sind an dezentrale Anlagen Einzugsgebiete bis zu 3.000 m<sup>2</sup> zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen angeschlossen. Dies bedingt im Vergleich zu zentralen Lösungen eine deutlich größere Anzahl an Anlagen, wodurch sich die Anzahl der Wartungspunkte für den Betrieb deutlich erhöht. Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Systemen und deren individuellen Eigenschaften (z. B. Aufbau, Abmessungen, Wirkmechanismen) werden erhöhte Anforderungen an den Planer gestellt. Zur Sicherstellung einer ordnungsgemäßen Funktion müssen die Aspekte der Planung, des Baus und des Betriebs eng miteinander verzahnt werden. Für einen wirtschaftlichen Betrieb sind sowohl die Investitions- als auch die Betriebskosten maßgeblich. Aufgrund der wenigen bisher publizierten Erfahrungen und der spezifischen örtlichen Einflussfaktoren auf den Wartungsaufwand sind die Betriebskosten nur schwer greifbar. Betriebsuntersuchungen im laufenden Betrieb sind zu empfehlen, um Erfahrungen im Umgang mit den Anlagen zu gewinnen. Zusätzlich kann durch ein erweitertes Monitoring sichergestellt werden, dass ein ordnungsgemäßer Betrieb der Anlage in Bezug auf den Schadstoffrückhalt und den hydraulischen Wirkungsgrad erfolgt.

**Key-Words:** Betriebsuntersuchung, Monitoring, Niederschlagswasserbehandlung, Oberflächengewässer, Wartung

## 1 Einleitung

Deutschland befindet sich im zweiten Bewirtschaftungszeitraum (2016-2021) der EG-WRRL (2000). Im Duktus dieser Richtlinie ist gemäß Artikel 4 Absatz (1) Buchstabe a) der gute Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen. Somit sind aufgrund der EG-WRRL (2000) und dem nachgeordneten Bundes- und Landesrecht geeignete Lösungen zum Gewässerschutz zu ergreifen. Nicht zuletzt stärkte ein Urteil des EuGH

(2015) den Gewässerschutz hinsichtlich des Verschlechterungsverbotes. Dadurch steht die Behandlung von Niederschlagswasserabflüssen aufgrund der darin enthaltenen Schadstoffe vor Einleitung in die Gewässer immer mehr im Fokus.

Wesentlich zum Stoffeintrag in Oberflächengewässer tragen die niederschlagsbedingten Einleitungen aus Trennsystemen bei. Gemäß MKULNV (2012) liegen die Frachttanteile dieser Einleitungen in die Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen bei ca. 50 % beim TOC sowie bei über 75 % für die Schwermetalle Kupfer und Zink. Der Regenwasserbehandlung kommt somit eine erhebliche Bedeutung für den Gewässerschutz zu. Zuletzt wurde hierzu der Gelbdruck des DWA-A 102 (2016) veröffentlicht, in dem der kombinierte Bewirtschaftungsansatz der EG-WRRL mit einem Emissionsansatz (Teil 1) und einem Immissionsansatz (Teil 2) umgesetzt werden soll.

Die dezentrale Regenwasserbehandlung steht als Ergänzung zur klassischen zentralen Behandlung immer mehr im Fokus. Dabei müssen die dezentralen Anlagen trotz der sehr heterogenen Belastung der angeschlossenen Flächen für kleinere Einzugsgebiete bis ca. 3.000 m<sup>2</sup> einen ausreichenden Rückhalt der Schadstoffe sicherstellen. Bisher haben zahlreiche Anlagen durch Anstrengungen im Bereich der Genehmigungspraxis in Nordrhein-Westfalen und der Forschung bereits einen praxistauglichen Stand erreicht. Dabei ist aber zu beachten, dass aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Systemen und deren individuellen Eigenschaften (z. B. Aufbau, Abmessungen, Wirkmechanismen) erhöhte Anforderungen an die Planer gestellt werden. Auch die Anordnung der dezentralen Systeme im Trennsystem hat einen großen Einfluss auf die Planung und den Betrieb dieser Anlagen (Abbildung 1). Aufgrund der größeren Anzahl an Wartungspunkten im Vergleich zu den zentralen Anlagen kommt besonders dem Betrieb eine größere Bedeutung zu. Daher wird eine Kostenvergleichsrechnung, auch unter Berücksichtigung der Betriebskosten, während der Planung empfohlen, für die Betriebs- und Praxiserfahrungen vorliegen müssen.

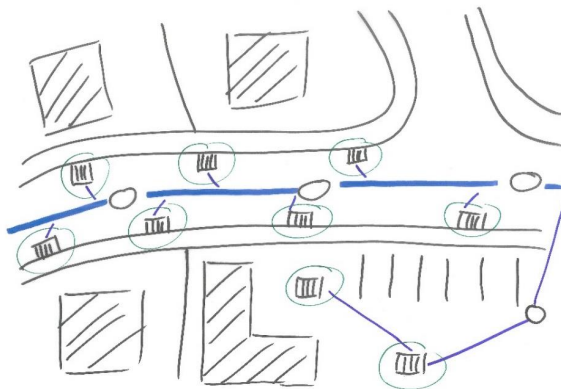


Abbildung 1: Dezentrale Regenwasserbehandlung im Trennsystem.

## 2 Betriebs- und Praxiserfahrungen

Regelmäßig entscheidet sich nach Planung und Inbetriebnahme der verschiedenen am Markt befindlichen dezentralen Anlagen der tatsächliche Erfolg dieser Anlagen in der betrieblichen Praxis. Hier ist festzustellen, dass eine regelmäßige Betriebsuntersuchung nicht immer im notwendigen Umfang stattfindet bzw. die bei neuen Anlagentypen notwendigen Monitoring-Phasen für das Einfahren der Anlagen ausgelassen werden. Nur unter Berücksichtigung dieser Aspekte kann ein ordnungsgemäßer Betrieb der Anlage in Bezug auf den Schadstoffrückhalt und die hydraulische Leistungsfähigkeit erfolgen.

Da der hydraulische Wirkungsgrad und damit auch der Gewässerschutz bei Anlagen mit Bypass von der entlasteten Wassermenge abhängig sind, kann eine Bestimmung der Entlastungsmengen mittels Durchfluss- oder Wasserstandmessung im Trennbauwerk zur Betriebsüberwachung sinnvoll sein. Beim Betrieb mehrerer baugleicher Anlagen kann mittels kostengünstiger Drucksonde mit Datenlogger eine Betriebsüberwachung der Hydraulik an einem repräsentativen Standort durchgeführt werden. Durch die Bestimmung des Anspringens des Bypasses kann zusätzlich, unter Berücksichtigung der Regendaten, die Kolmationsneigung bei Anlagen mit Filtern abgeschätzt werden. Außerdem können die Intervalle zur Wartung und Reinigung der Anlage, ggf. auch für den Filtermaterialaustausch, ortsspezifisch ermittelt und angepasst werden. Dies ermöglicht eine genauere Bestimmung der Wartungsintervalle im Vergleich zu reinen Schlammspiegelmessungen mit optischen Kontrollen. Weiterhin kann während des Betriebs von Anlagen im Dauerstau eine Untersuchung mittels Sonde für die Sauerstoffzehrung erfolgen, sodass auch für diese Anlagentypen mittels Messtechnik angepasste Betriebsüberwachungen durchgeführt werden können. Der Messumfang kann je nach Anforderungen durch die Wasserwirtschaftsbehörden angepasst werden. Beispiele für bisher erfolgte Betriebsüberwachungen durch die Sweco GmbH inklusive der dafür verwendeten Protokolle sind auf der Homepage des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen veröffentlicht (LANUV, 2018). Weitere Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass bei der Wartung anlagenspezifische Schwierigkeiten auftreten können. So ist beispielsweise zu berücksichtigen, inwieweit die bestehende Ausrüstung des Betreibers auf den Betrieb der dezentralen Anlagen vorbereitet ist. Bereits bei einem Schachtsystem für eine Anschlussfläche von ca. 500 m<sup>2</sup> kann der Filtereinsatz im nassen Zustand bis zu 350 kg wiegen, sodass für die Wartung ein geeignetes Hebezeug vorhanden sein muss. Bei der Reinigung von Straßenablaufsystemen und kompakten Schachtsystemen sind teilweise externe, auf die Anlagentypen spezialisierte Fachfirmen zu beauftragen. Die Öffnungsweiten für die Wartung können beispielsweise zu schmal für den vorhandenen Fahrzeugpark und die Geräte des Betreibers sein. Wichtige Hinweise zum Betrieb einzelner Anlagen können den Betriebsanleitungen der Hersteller entnommen werden, die beispielsweise im Rahmen von Zulassungsverfahren erstellt werden müssen. Diese sollten bereits bei der Planung berücksichtigt werden.

### 3 Zusammenfassung

Für die intensive Phase des Betriebs der dezentralen Anlagen bedarf es kluger Konzepte, um diese Anlagen von Anfang an ordnungsgemäß zu betreiben. Betriebsuntersuchungen im Allgemeinen sowie umfassende Monitoring-Phasen für neue Anlagentypen sind unabdingbar. So kann das Betriebspersonal, das in aller Regel keine umfangreiche Erfahrung für diese Anlagentypen mitbringt, an die Anforderungen der Überwachung herangeführt und gleichzeitig ein dauerhafter und wirtschaftlicher Betrieb sichergestellt werden. Die Möglichkeit, Überwachungssysteme, ggf. mit Fernmeldetechnik und Fernwirktechnik, in diese Anlagen zu integrieren, sollte berücksichtigt werden. Ausgehend von den zahlreichen bisher gewonnenen Betriebs- und Praxiserfahrungen wird deutlich, dass angesichts der verschiedenen Möglichkeiten von Anlagentypen und Betriebsweisen bereits in der Planungsphase Kreativität gefragt ist. Dafür müssen die Aspekte der Planung, des Baus und des Betriebs eng miteinander verzahnt werden. Aufgrund der unterschiedlichen örtlichen Randbedingungen ist es nicht möglich, ein allgemeingültiges Konzept für die Planung zu erstellen. Nicht zuletzt gilt es, den Betrieb und die notwendigen Überwachungszyklen mit den zuständigen Behörden abzustimmen und somit einen genehmigungsfähigen Einsatz der dezentralen Anlagen zu gewährleisten.

### 4 Literatur

- DWA-A 102 (Entwurf) (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- EG-WRRL (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000.
- EuGH vom 1. Juli 2015 (C-461/13) zum Vorlagebeschluss des BVerwG vom 1. Juli 2013 (Az.: 7 A 20.11) zur Weservertiefung.
- MKULNV (2012): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 16. Auflage, MKULNV Düsseldorf.
- LANUV (2018): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung  
<http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/ds/>

### Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Stephan Ellerhorst  
Sweco GmbH  
Münsterstraße 246-248 | 40470 Düsseldorf  
Tel.: +49.211.96473.0  
Fax: +49.211.96473.40  
E-Mail: [duesseldorf@sweco-gmbh.de](mailto:duesseldorf@sweco-gmbh.de)

# Charakterisierung des Rückhalts von Nassschlammfängen zur Abschätzung der Reinigungsleistung von bestehenden Straßenabläufen

Maika Beier, Kristina Elsner, Franziska Verworn, Stephan Köster

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH), Leibniz  
Universität Hannover

## Kurzfassung:

In beengten urbanen Räumen stellen Straßenabläufe häufig die einzige maßgebliche Barriere vor der Einleitung von Niederschlagsabflüssen ins Gewässer dar. Dennoch gibt es bislang kaum belastbare Angaben zu ihrer Reinigungsleistung. Daher hat das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) der Leibniz Universität Hannover gemeinsam mit der Stadtentwässerung Hannover wissenschaftliche Untersuchungen zur weitergehenden Bestimmung der Zusammensetzung von in Nassschlammfängen zurückgehaltenen Stoffen durchgeführt. Hierzu wurden Einsätze aus Acrylglas in den Nassschlammfang von Straßenabläufen (Modell Hannover) eingebracht. Die Auswertung der Schlammraumzusammensetzung ergab, dass Vegetationsbestandteile und ihre Zersetzungsprodukte volumetrisch den größten Anteil der im Nassschlammfang zurückgehaltenen Feststoffe ausmachen. Aus dem Sediment von Nassschlammfängen erhaltene Körnungslinien für den mineralischen Anteil  $> 0,125$  mm gleichen denen von Oberflächenabflüssen. Körnungslinien zeigen einen Anteil von ca. 20-30 %  $AFS_{\text{fein}}$ . Aus Messungen in der Flüssigphase von Nassschlammfängen wurde eine spezifische CSB-Fracht von  $1.845 \text{ mg}_{\text{CSB}}/\text{g}_{\text{OT5}}$  ermittelt.

**Key-Words:** Straßenablauf, Nassschlammfang, Bestandsoptimierung, Reinigungsleistung, Straßenbegleitgrün, Niederschlagswasserbehandlung

## 1 Einleitung

Im Hinblick auf die rechtlichen Vorgaben zum Gewässerschutz sind die Einleitung von Niederschlagswasser und der Eintrag damit verbundener stofflicher Verunreinigungen ein maßgeblicher Belastungspfad. Niederschlagswassereinleitungen aus Trennsystemen können Vorfluter in nicht unerheblichem Maß belasten. In Hannover entspricht die über diesen Pfad eingetragene CSB-Gesamtfracht rund 800 t pro Jahr (LHH HANNOVER, 2007). Im beengten urbanen Raum sind Straßenabläufe mit Nassschlammfang oft die einzige maßgebliche Barriere vor der Einleitung von Niederschlagsabflüs-



sen in Gewässer. Jedoch gibt es aktuell kaum belastbare Angaben zu ihrer Effizienz bzgl. des Stoffrückhalts. Offen ist, welche Stofffraktionen zurückgehalten werden und wie sich Vegetationsbestandteile und ihre Zersetzungsprodukte auf die Reinigungsleistung und die Gewässerbelastung auswirken. Dies war Anlass, über knapp zwei Jahre in-situ Untersuchungen durchzuführen, deren Ergebnisse nachfolgend dargestellt sind.

## 2 Studiengebiete und Methodik

Es wurden zwei Messkampagnen im Stadtgebiet von Hannover durchgeführt. Die erste Messkampagne wurde im Auftrag der Stadtentwässerung Hannover (SEH) im Studiengebiet Linden-Limmer durchgeführt. Der Fokus lag auf der Zusammensetzung des Inhalts der Nassschlammfänge, wobei die ausgewählten Straßenabläufe in einer stark verkehrsbelasteten Bundes- und einer weniger stark frequentierten Wohnstraße liegen (09/2014 bis 01/2016). Die zweite Messkampagne erfolgt im Rahmen des durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) finanzierten Projektes MoHaOrg (Az 33308/01), in Hannover-Ricklingen. Seit Oktober 2017 liegt der Untersuchungsschwerpunkt auf Fragestellungen hinsichtlich der organischen Belastungen der Vorfluter, die aus Einträgen des Straßenbegleitgrüns resultieren.

Je Messphase wurden jeweils in vier Straßenabläufe Acrylglaseinsätze eingebracht (Abbildung 1, rechts). Die Akkumulation des Inhalts wurde monatlich optisch dokumentiert (Abbildung 1, links). Hierzu wurde der Einsatz aus dem Straßenablauf entnommen und im Anschluss an die Dokumentation wieder eingesetzt. Nach ca. 600 Tagen ohne Leerung wurden die im Nassschlammfang zurückgehaltenen Stoffe für drei definierte Höhenbereiche vollständig entnommen und ihre Zusammensetzung analysiert. In der MoHaOrg-Messkampagne werden monatlich mit Hilfe eines PVC-Schlauchs aus drei Höhenbereichen Proben aus der Flüssigphase des Acrylglaseinsatzes entnommen.

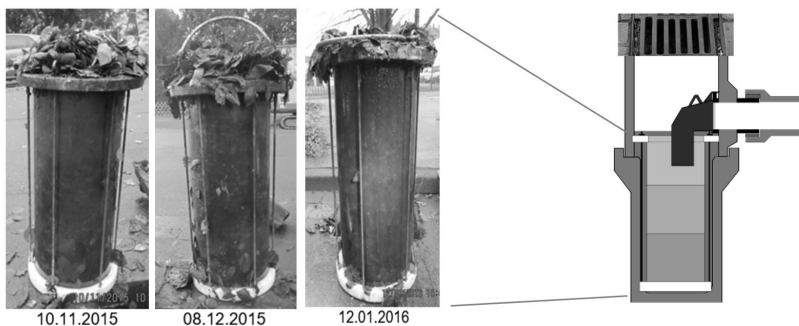


Abbildung 1: Chronologische Fotodokumentation der befüllten Acrylglaseinsätze aus den untersuchten Straßenabläufen (links), schematische Skizze des Straßenablaufs Modell Hannover mit Acrylglaseinsatz (rechts).

### 3 Ergebnisse

Zusammenfassend ist bzgl. der **Inhaltsstoffe von Nassschlammfängen** festzustellen: In den in der ersten Messkampagne betrachteten Straßenabläufen beträgt der Anteil der Vegetationsbestandteile und ihrer Zersetzungsprodukte 60 bis 80 V-% der zurückgehaltenen Feststoffe. Für zwei der untersuchten Straßenabläufe sind beispielhaft die Ergebnisse zur Schlammraumzusammensetzung in Abbildung 2 dargestellt.

Die ermittelten Körnungslinien des zurückgehaltenen *mineralischen Anteils*  $>0,125\text{ mm}$  zeigen vergleichbare Verteilungen, wie sie von VETTER et al. (2000) in Studien zur Korngrößenverteilung in Oberflächenabflüssen zusammengestellt wurden.

Der aus den Körnungslinien abgeleitete Anteil an AFS<sub>fein</sub> liegt bei 20-35 %. Damit ist es wahrscheinlich, dass Straßenabläufe mit Nassschlammfang auch einen Anteil AFS<sub>fein</sub> zurückhalten können. Ergänzend ausgewertete Untersuchungen der SEH aus dem Jahr 1997 bestätigen die ermittelten Werte für enthaltene Feinfraktionen. Die Studie der SEH belegt zudem, dass Schwermetallkonzentrationen für die Feinfraktion im Vergleich zu den anderen Fraktionen erhöht sind.

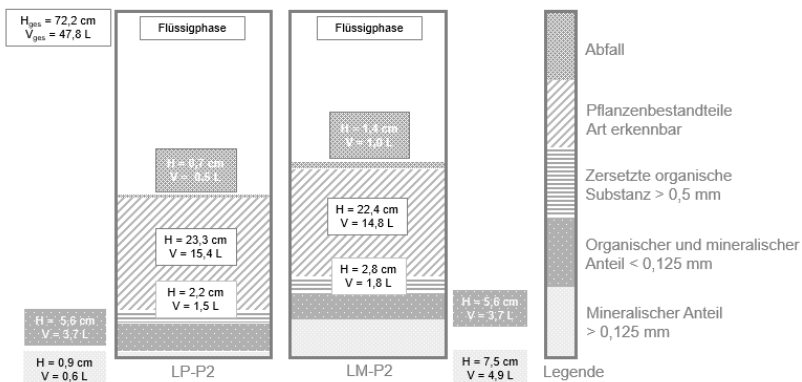


Abbildung 2: Ergebnisse zur Schlammraumzusammensetzung für zwei ausgewählte Straßenabläufe

Erste Ergebnisse der **MoHaOrg-Messkampagne** zeigen, dass das TOC:CSB<sub>filtriert</sub>-Verhältnis in der Flüssigphase von Straßenabläufen ca. 3:1 beträgt. Die gemessene homogenisierte CSB-Konzentration in den aus der Flüssigphase von Nassschlammfängen entnommenen Proben korreliert stark mit der enthaltenen organischen Trockensubstanz ( $n = 84, r = 0,95$ ). Bei Konzentrationswerten von 0 bis 5.000 mg CSB/L ergibt sich aus den erhobenen Daten eine spezifische CSB-Fracht von 1.845 mg<sub>CSB</sub>/g<sub>oTS</sub>.

#### 4 Ausblick

Die vorliegenden Untersuchungen weisen auf AFS<sub>fein</sub> im Nassschlammfang nach. Eine Reinigungsleistung konnte bei Versuchen im Teststand im Rahmen des Projektes MoHaOrg belegt werden. Damit können Nassschlammfänge für bestimmte Bereiche einen wichtigen Beitrag zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung leisten. Ziel des aktuellen Forschungsprojektes MoHaOrg ist, die Reinigungsleistung der Straßenabläufe zu verbessern. Nassschlammfänge bieten mit dem Rückhalt an organischen Feststoffen (Blätter etc.) eine betriebssichere Alternative zu Filtersystemen. Bislang ist jedoch noch offen, ob bzw. ab welchem Zeitpunkt Zersetzungsprozesse enthaltener Vegetationsbestandteile ggf. zu einer erhöhten stofflichen Belastung des Gewässers führen. So ist für das Vorhaben MoHaOrg geplant, eine Bilanzierung der Stofffraktionen vorzunehmen, sodass weitere Aussagen sowohl zum Stoffrückhalt in Straßenabläufen als auch zur Stofffreisetzung infolge von Zersetzungsprozessen ableitbar werden.

#### 5 Danksagung

Die hier vorgestellten Ergebnisse entstanden im Rahmen des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes MoHaOrg (AZ 33308/01) sowie im Auftrag und mit Unterstützung der Stadtentwässerung Hannover. Wir bedanken uns bei der DBU für die Förderung und bei der SEH für die sehr gute Zusammenarbeit.

#### 6 Literatur

- Landeshauptstadt Hannover, 2007: Informationsdrucksache: Das Kanalnetz der Stadt Hannover und dessen Einfluss auf die Gewässerbelastung von Ihme und Leine. Hannover.
- Stadtentwässerung Hannover, 1997: Gutachten im Auftrag der Stadtentwässerung Hannover: Test einer Aufbereitungsanlage für kommunale Reststoffe, unveröffentlicht.
- Vetter O., Krauth K. und Stotz G., 2000: Entwicklung und Erprobung von Straßenabläufen mit verbesserter Abscheidung mineralischer Stoffe Teil I - Entwicklung und Versuchsbetrieb: Schlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben O2WA9712/9, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.

#### Korrespondenz an:

Kristina Elsner, M. Sc.  
ISAH Leibniz, Universität Hannover  
Welfengarten 1, 30167 Hannover  
Tel.: +49 (0)511 762-2526  
Fax: +49 (0)511 762-2881  
E-Mail: elsner@isah.uni-hannover.de

# Stoffliche Belastung der Abflüsse von Nichtmetalldächern

Brigitte Helmreich, Luca Noceti

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Garching

**Kurzfassung:** Die Niederschlagsabflüsse von Nichtmetalldächern werden oftmals als gering stofflich belastet eingestuft, wenn sie sich nicht in Industrie- und Gewerbegebieten mit Produktion oder Güterumschlag und signifikanter Luftverschmutzung befinden. Eine Literaturstudie zeigt, dass insbesondere in den Abflüssen von Kiesflachdächern, Asbestbetondächern, Holzschindel- und Asphaltschindeldächern hohe Konzentrationen an Zink zu finden sind. Holzschindel- und Asphaltschindeldächer werden teilweise mit zinkhaltigen Fungiziden und Holzschutzmitteln imprägniert. Bei den Abflüssen von Gründächern sind Phosphatkonzentration bis zu 66 mg/l zu finden. Dies ist auf den Aufbau der Gründächer zurückzuführen. Vor allem die Vegetationsschicht des Gründaches hat je nach verwendetem Substrat einen erheblichen Einfluss auf die Abflussqualität, da sie häufig Phosphorverbindungen in sehr hohen Konzentrationen enthält.

**Key-Words:** Nichtmetalldächer, Zink, Phosphat, Dachabfluss

## 1 Einleitung

In deutschen Regelwerken werden Nichtmetalldächer stofflich als wenig belastet eingestuft. Im neuen DWA-A 102 (Entwurf, 2006) werden beispielsweise Dachflächen ohne Metalleindeckung ( $< 20 \text{ m}^2$ ) als stofflich gering belastet bewertet, wenn sie sich nicht in Industrie- und Gewerbegebieten mit Produktion oder Güterumschlag und signifikanter Luftverschmutzung befinden. Im DWA-A 138 (2005) gelten Dächer ohne Verwendung von unbeschichteten Metallen als unbedenklich und wenn sie einen üblichen Anteil an unbeschichteten Metallen aufweisen, als tolerierbar belastet. Bei den Nichtmetalldächern wird dabei nicht unterschieden, aus welchen Materialien sie bestehen. Es ist jedoch eine Vielzahl an Dachmaterialien im Einsatz, die auch potentielle Schadstoffbelastungen im Abfluss vermuten lassen. In Deutschland sind dies neben Tonziegeldächer beispielsweise Kiesflachdächer, Gründächer, Holzschindeldächer und Betonflachdächer.

Im Rahmen einer Bachelorarbeit wurde eine Literaturstudie zur stofflichen Belastung von Nichtmetalldächern durchgeführt. Neben den Schwermetallen Kupfer, Zink und Blei wurden auch andere Parameter der Grundwasserverordnung (GrwV, 2010) oder der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) (Prüfwert Boden-Grundwasser) in Betracht gezogen, beispielsweise Ammonium, Nitrat und Phosphat.

## 2 Ergebnisse und Diskussion

In der Literaturstudie wurden als Dacharten Tonziegeldächer (TZD), Gründächer (GD), Holzschindeldächer (HSD), Kiesflachdächer (KFD), Asphalttschindeldächer (ASD), Betonsteindach (BDS), Betonflachdach (BFD), Asbestbetondach (ABD), Bitumendach (BD) ausgewertet. Ebenso wurden angegebene Konzentrationen der Studien im reinen Regenwasser miterfasst. Leider liegen zu manchen Dacharten zu verschiedenen Parametern nur wenige Literaturdaten vor, so dass diese Werte nur bedingt belastbar sind.

Bei Phosphat beträgt der Schwellenwert der GrwV 0,5 mg/l. Dieser wird von fast allen untersuchten Dacharten im 75%-Perzentil-Wert überschritten (für Kiesflachdächer, Betondachsteindächer sowie Asbestbetondächer wurden hinsichtlich Phosphat keine Literaturwerte gefunden). Während bei Tonziegel- und Betonflachdächer der Medianwert im Bereich des Schwellenwertes der GrwV liegt, sind bei den Gründächern einige Ausreißer mit einer Phosphatkonzentration bis zu 66 mg/l zu finden. Diese sind auf den Aufbau der Gründächer zurückzuführen. Vor allem die Vegetationsschicht des Gründaches hat je nach verwendetem Substrat einen erheblichen Einfluss auf die Abflussqualität, da sie häufig Phosphorverbindungen in sehr hohen Konzentrationen enthält. Werden diese ausgewaschen, kommt es zu hohen Konzentrationen in den Abflüssen (Vijayaraghavan et al., 2012; Berndtsson et al., 2009; Berndtsson et al., 2006). Eine Studie, die in den handelsüblichen Substraten sehr hohe Anteile an Gesamtposphor (bis zu 1469 µg/g) nachweist, bestätigt diesen Befund (van Seters et al., 2009).

Die Auswertung für Zink in den Dachabflüssen (Abbildungen 1 und 2) zeigt, dass auch bei Nichtmetalldächern mit Zink gerechnet werden muss, da Zink auch bei den Nichtmetalldächern oftmals für Regenrinnen, Fallrohre, Verkleidungen usw. eingesetzt wird.

Dies wird in den ausgewerteten Studien der Kiesflach-, und Asphalttschindeldächer dargelegt (Quek und Förster, 1993; Chang et al., 2004). Der Prüfwert der BBodSchV beträgt für Zink 500 µg/l, in der GrwV ist kein Schwellenwert verankert. Die Konzentrationen in den Abflüssen von Holzschindel- und Asphalttschindeldächern sind um ein 10-faches höher als bei den anderen Dacharten, daher sind diese aus Gründen der Übersichtlichkeit in einem eigenen Diagramm (Abbildung 2) dargestellt. Eine Erklärung für die teilweise extrem hohen Konzentrationen in den Abflüssen der Holzschindeldächer (Konz. des Ausreißers: 110 mg/l) ist, dass diese teilweise mit zinkhaltigen

Fungizide (z.B. Zinknaphthenat) und Holzschutzmitteln (z.B. Zinksulfate) imprägniert werden (Chang et al. 2004). Die Ausreißer bei den Tonziegeldächern und dem Regenwasser selbst sind darauf zurückzuführen, dass in der Nähe dieser Probenahmen drei große zinkverarbeitende Unternehmen ansässig sind (Chang und Crowley, 1993).

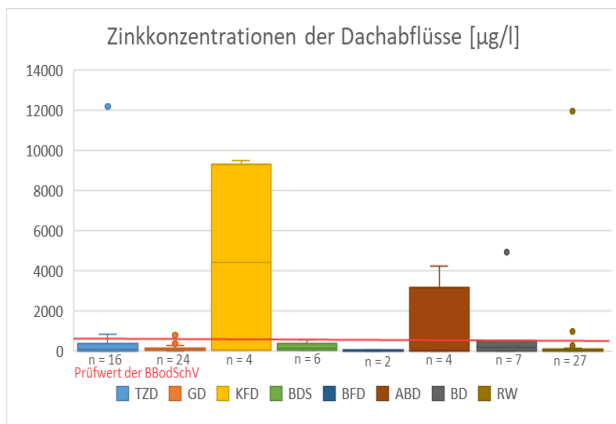


Abbildung 1: Literaturwerte in den Abflüssen von Nichtmetalldächern am Beispiel Zink; Dacharten: Tonziegeldächer (TZD), Gründächer (GD), Kiesflachdächer (KFD), Betonsteindach (BDS), Betonflachdach (BFD), Asbestbetondach (ABD), Bitumendach (BD)

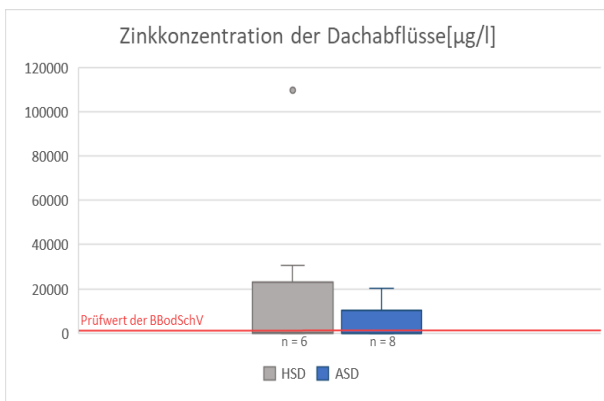


Abbildung 2: Literaturwerte in den Abflüssen von Nichtmetalldächern am Beispiel Zink; Dacharten: Holzschindeldächer (HSD), Asphalttschindeldächer (ASD)

Insgesamt ist festzustellen, dass die Anzahl an Veröffentlichungen zum Thema Abflüsse aus Nichtmetalldächern sehr dünn ist. Hier besteht dringender Forschungsbedarf, um auch hier zukünftig belastbare Werte zur Bewertung von Dachabflüssen zu haben.

### 3 Literatur

- BBodSchV: BBodSchV: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl.S. 1554), zuletzt geändert am 31. August 2015, BGBl. I S1474.
- Berndtsson, J. C.; Bengtsson, L.; Jinno, K. (2009): Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering* 35, 369–380.
- Berndtsson, J. C.; Emilsson, T.; Bengtsson, L. (2006): The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. In: *The Science of the Total Environment* 355, 48–63.
- Chang, M.; Crowley, C. M. (1993): Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs. *AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION* 29.
- Chang, M.; McBroom, M. W.; Scott Beasley, R. (2004): Roofing as a source of nonpoint water pollution. *Journal of Environmental Management* 73, 307–315.
- DWA-A 102 (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer - Entwurf (Oktober 2016), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2016, ISBN-13: 978-3-88721-383-1.
- DWA A 138 (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2005. ISBN: 3-937758-66-6.
- Grwv: GrwV: Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung) vom 09. November 2011 (BGBl. I S. 1513), zuletzt geändert am 04. Mai 2017, BGBl. I S. 1044.
- Quek, U.; Förster, J. (1993): Trace metals in roof runoff. In: *Water Air Soil Pollution* 68, 373–389.
- van Seters, T.; Rocha, L.; Smith, D.; MacMillan, G. (2009): Evaluation of Green Roofs for Runoff Retention, Runoff Quality, and Leachability. *Water Research* 44, 33–47.
- Vijayaraghavan, K.; Joshi, U. M.; Balasubramanian, R. (2012): A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water Research* 46, 1337–1345.

### Korrespondenz an:

Prof. Dr. Brigitte Helmreich  
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft  
Technische Universität München  
Tel.: +49 89 289 13719  
Fax: +49 89 289 13718  
E-Mail: b.helmreich@tum.de

# Urbane Regenwasserversickerung als Eintragspfad für Biozide und deren Transformationsprodukte ins Grundwasser

Birte Hensen, Jens Lange, Oliver Olsson, Klaus Kümmerer

Professur für Nachhaltige Chemie und Stoffliche Ressourcen  
Leuphana Universität Lüneburg

**Kurzfassung:** Biozide werden u.a. in Fassadenanstrichen verwendet, um Algen- und Schimmelbildung vorzubeugen. Durch Regenereignisse können die Biozide und deren Transformationsprodukte (TP) von Fassaden ausgewaschen werden und in den urbanen Wasserkreislauf gelangen. Diese Studie untersucht den Eintragspfad der Biozide Diuron, Terbutryn und Octylisothiazolinon und ihren TP in das Grundwasser über Regenwasserversickerungsanlagen. Dafür wurden Regenwasserabflussproben aus einem Mulden-Rigolen-System sowie Grundwasserproben im An- und Abstrom der Versickerungsanlage genommen und auf die Biozide und TP untersucht. Die Biozide und vier der TP konnten in Konzentrationen von maximal  $140 \text{ ng L}^{-1}$  im Regenwasserabfluss detektiert werden. Im Grundwasserabstrom der Versickerungsanlage wurde eine Zunahme von Konzentrationen und Positivbefunden festgestellt. Damit konnte die untersuchte Regenwasserversickerungsanlage als Eintragsquelle für Biozide und deren TP ins das Grundwasser identifiziert werden.

**Key-Words:** Biozide, Transformationsprodukte, Regenwasserversickerung, Grundwassereintragspfad

## 1. Einleitung

Biozide Wirkstoffe werden u.a. in Putzen oder Farben auf Fassaden und Schutzanstrichen eingesetzt, um diese vor Algen- und Schimmelpilzbefall zu schützen und damit ihre Lebensdauer zu erhöhen. Niederschlagsbedingte Auswaschung von Bioziden aus Fassaden führt dazu, dass städtische Flächen Eintragsquellen von Bioziden in urbane Oberflächengewässer darstellen (Burkhardt et al. 2012; Schoknecht et al. 2009). Zunehmend werden dabei auch Transformationsprodukte (TP) der ursprünglich verwendeten Ausgangssubstanzen Gegenstand der Betrachtung, die durch Abbauprozesse (z.B. Photolyse oder Bioabbau) entstehen. Viele dieser TP sind bisher unbekannt. Sie können teilweise toxischer und persistenter als die Ausgangssubstanz sein (Escher & Fenner 2011) und sind dementsprechend ein zusätzliches potentielles Risiko für Mensch und Umwelt.



In urbanen Gebieten können Regenwasserversickerungsanlagen einen Eintragspfad für Schadstoffe in das Grundwasser darstellen, sofern ihre Barrierewirkung für einen Rückhalt nicht ausreicht (Lange et al. 2017). Das BMBF-Projekt MUTReWa (Maßnahmen für einen nachhaltigen Umgang von Pestiziden und deren Transformationsprodukten im regionalen Wassermanagement; [www.mutrewa.de](http://www.mutrewa.de)) untersucht den möglichen Eintrag von Bioziden und deren TP in das Grundwasser am Beispiel der Wirkstoffe Diuron, Terbutryn und Octylisothiazolinon (OIT).

## 2. Untersuchungsgebiet und Methodik

Das untersuchte Regenwasserversickerungssystem befindet sich im Süden der Stadt Freiburg und ist Teil einer seit 1996 erschlossenen Konversionsfläche. Zentrales Element sind Kaskaden aus begrünten Mulden-Rigolen, die den gebildeten Oberflächenabfluss größtenteils aufnehmen und versickern lassen. Es wurden zwei Teileinzugsgebiete (TEG) beprobt, mit jeweils einer separat angeschlossenen Versickerungsmulde. An drei Niederschlagsereignissen wurde der Niederschlagsabfluss aus den TEG am Muldenzulauf und das versickerte Wasser im Rigolenkörper beprobt (zwei Probenahmen im Jahr 2016 und eine im Jahr 2017). Weiterhin wurden Proben aus insgesamt sieben Grundwassermessstellen gezogen, drei im Anstrom und vier im Abstrom der Versickerungsanlage (jeweils zwei im Jahr 2016 und 2017). Insgesamt wurden dabei sechs Mulden-, zehn Rigolen- sowie 28 Grundwasserproben (jeweils zwei Proben zur Doppelbestimmung) analysiert.

Das untersuchte Substanzspektrum umfasste die Muttersubstanzen Diuron, Terbutryn und OIT sowie die TP Diuron-Desmethyl (TP-219), Hydroxy-Terbutryn (TP-212), Terbutryn-Desethyl (TP-214) und Terbumeton (TP-226). Als interne Standards wurden Diuron-D6 und Terbutryn-D5 verwendet. Die Probenaufbereitung von jeweils einem Liter Wasserprobe erfolgte mittels Festphasenextraktion und anschließender Analyse der Muttersubstanzen und TP mittels LC-MS/MS.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Vorkommen der Substanzen in Versickerungsanlagen

Die Muttersubstanzen konnten im Niederschlagsabfluss am Zulauf der Mulde in Konzentrationen bis zu  $140 \text{ ng L}^{-1}$  nachgewiesen werden und stimmten damit mit Ergebnissen bisheriger Studien überein (Bollmann et al. 2014). Der Vergleich beider TEG zeigte, dass die mittleren Konzentrationen aller Substanzen des TEG 1 um einen Faktor 10 höher waren als in TEG 2 (Abbildung 1; links). Dabei dominierte Terbutryn die Niederschlagsabflussproben, seine TP (TP-212 und TP-214) konnten in mittleren Konzentrationen von  $20\text{-}40 \text{ ng L}^{-1}$  gemessen werden.

Die Wasserproben aus dem Rigolenkörper wiesen geringere Konzentrationen der Substanzen im Vergleich zum Niederschlagsabfluss auf (Abbildung 1; rechts). Dennoch wurde deutlich, dass eine Vielzahl der Substanzen und insbesondere die TP nachweisbar waren, was bedeutet, dass die Boden-Sand-Passage die untersuchten

Substanzen nicht vollständig eliminierte. Außerdem nahm die Anzahl der Substanzen im Rigolenwasser zu, was auf eine Remobilisierung der Substanzen von Bodenpartikeln hindeutet, die mit vorherigen Regenereignissen in das Mulden-Rigolen-System eingetragen wurden.

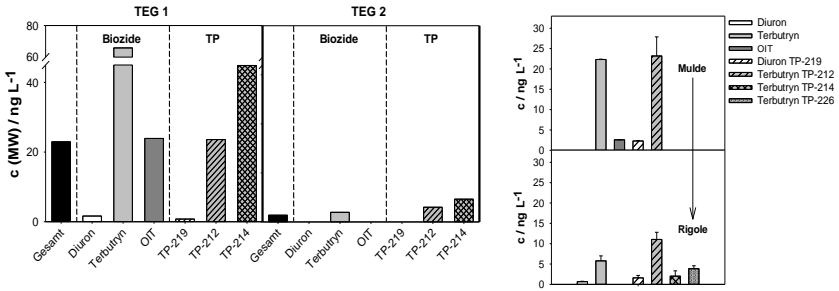


Abbildung 1: Links: Mittlere Konzentration der untersuchten Biozide und TP in ng L<sup>-1</sup> für zwei TEG im Muldenzulauf bei drei Niederschlagsereignissen. Rechts: Konzentration der Biozide und TP in der Mulde und in der Rigole nach Durchlaufen der Boden-Sand-Passage.

### 3.2. Eintrag der Substanzen in das Grundwasser

Die gemessenen Konzentrationen im Grundwasserabstrom waren höher im Vergleich zum Grundwasseranstrom. Einige Substanzen, wie z.B. Terbutryn und dessen TP wurden nur im Abstrom der Versickerungsanlage gemessen (Abbildung 2). Biozide und TP konnten damit zweifelsfrei im Grundwasser unter einem Stadtgebiet nachgewiesen und ihr Eintrag über die Versickerungsanlage belegt werden.

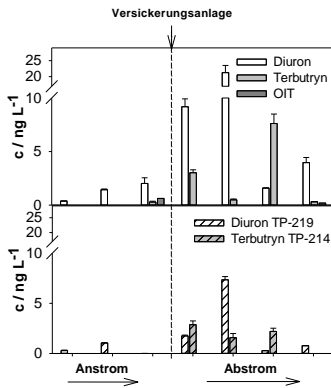


Abbildung 2: Konzentration der Biozide (oben) und TP (unten; gestrichelte Balken) im Grundwasseran- und -abstrom der Versickerungsanlage in ng L<sup>-1</sup>.

#### 4. Fazit

Die Ergebnisse der hier berichteten Untersuchungen zeigen, dass Gebäudebestandteile Quellen für Schadstoffe im aquatischen urbanen Raum sein können. Sie legen den Schluss nahe, dass die Barrierewirkung und Schutzfunktion des vorhandenen Mulden-Rigolen-Versickerungssystems bezüglich einer Schadstoffkontamination des Grundwassers unzureichend ist. Inwieweit andere Eintragspfade eine Rolle spielen und diese Befunde verallgemeinerbar sind, muss noch überprüft werden. Zieht man die üblichen Grenzwerte heran, ist für das Grundwasser von keiner akuten Gefährdung durch die Biozide auszugehen. Da die Toxizität der TP jedoch weitestgehend unbekannt ist, kann ein Risiko nicht ausgeschlossen werden. Darüber hinaus können Langzeiteffekte durch zunehmende Anreicherung der Substanzen das Risiko erhöhen. Die Studie verdeutlicht, dass die untersuchten Mulden-Rigolen-Systeme im Sinne einer Regenwasserbewirtschaftung nur in quantitativer Hinsicht und nicht im Hinblick auf einen Stoffrückhalt geplant und ausgelegt wurden. Da die Effizienz solcher End-of-pipe-Maßnahmen für den Rückhalt von Spurenstoffen im Regenwasserabfluss nicht eindeutig ist, sollten Maßnahmen zur Reduktion an der Emissionsquelle erfolgen.

#### 5. Literatur

- Bollmann, U. E., Vollertsen, J., Carmeliet, J., and Bester, K. (2014): Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment - concentrations, mass loads and emission processes. *Water Res.* 56, S. 66-76.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M., and Wangler, T. (2012): Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 46, 10, S. 5497-5503.
- Escher, B. I. and Fenner, K. (2011): Recent advances in environmental risk assessment of transformation products. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9, S. 3835-3847.
- Lange, J.; Olsson, O.; Jackisch, N.; Weber, T.; Hensen, B.; Zieger, F.; Schuetz, T.; Kümmerer, K. (2017): Urbane Regenwasserversickerung als Eintragspfad für biozide Wirkstoffe in das Grundwasser? *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 4, S. 198-202.
- Schoknecht, U., Gruycheva, J., Mathies, H., Bergmann, H., and Burkhardt, M. (2009): Leaching of biocides used in facade coatings under laboratory test conditions. *Environ. Sci. Technol.* 43, 24, S. 9321-9328.

#### Korrespondenz an:

Birte Hensen  
Universitätsallee 1  
21335 Lüneburg  
Tel.: 04131-677 2836  
E-Mail: birte.hensen@leuphana.de

# Dezentrale Regenwasserbehandlung an einer Müllumladestation / Einfluss organischer Stoffe im Regenabfluss

Claus Huwe

Hauraton GmbH & Co.KG, Rastatt

## Kurzfassung:

Mit einem Versuchseinbau wurde die Reinigungsleistung eines Regenwasserbehandlungssystems an einer Müllumladestation getestet. Auffällig zeigte sich der Einfluss gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC). Während bei hohen Abbauraten von DOC > 85% im trockenfallenden Retentionsrinnenfilter hohe Wirkungsgrade im Rückhalt der Schwermetalle Cu, Pb und Zn festgestellt wurden, bewirkte eine verlängerte Einstauperiode durch hohen Feststoffanfall bei kleiner Testanlagengröße ( $A_f/A_u - 0,8\%$ ) ein deutliches Absinken der DOC-Abbauraten auf 38,8%. Gleichzeitig ergaben sich negative Wirkungsgrade beim Rückhalt von gelöstem Blei und Kupfer. Der Rückhalt von Zink fand mit reduziertem Wirkungsgrad statt. Komplexierungsvorgänge zwischen Schwermetallen und verstärkt zur Verfügung stehendem DOC scheinen insbesondere bei Blei und Kupfer zur Rücklösung und zum Durchgang durch die Behandlungsanlage geführt zu haben. Da Dauereinstau unter permanent anaeroben Bedingungen vermehrt zur Bildung von DOC führt und der Abbau von DOC behindert wird, sollte ein Einsatz von dauereingestauten Systemen in Gegenwart organischer Kohlenstoffverbindungen vermieden werden. Trockenfallende Systeme sollten den Belastungen entsprechend in einem funktionierenden Verhältnis zwischen Anlagengröße und Wartungsaufwand dimensioniert werden, um negative Auswirkungen längerer Einstauperioden zu vermeiden.

**Key-Words:** Regenwasserbehandlung, Retentionsrinnenfiltersystem, gelöster organischer Kohlenstoff, Einstau

## 1 Situation

Für die Betriebsgenehmigung einer Müllumschlagsstation (Transfer Station) in Auckland Neuseeland wurde die Regenabflussbehandlung der am stärksten belasten Fläche vorgeschrieben (Bild 1). Die Müllsammel- und Umschlagsstation liegt im maritimen Gebiet des „Mangere Inlet“, dem Ende einer Bucht südlich von Auckland. Durch die Vornutzung des betroffenen Geländes als ehemalige Abfalldeponie mit bestehenden Altlasten im Untergrund fiel die Wahl der Regenabflussbehandlung auf ein dezentrales, trocken fallendes Retentionsrinnenfiltersystem, das neben der Behandlung auch die oberflächennahe Ableitung von Regenwasser ermöglicht und „minimalinvasiv“ durch geringe Einbautiefen in ein bereits bestehendes Entwässerungssystem integriert werden konnte (Finnegan, 2017).

Auf Grund der eher als industriell einzustufenden Nutzung der Entwässerungsfläche mit einer für Neuseeland neuen Behandlungstechnik wurde in Absprache zwischen Betreiber und Stadtverwaltung eine Testanlage auf der betroffenen Fläche errichtet.

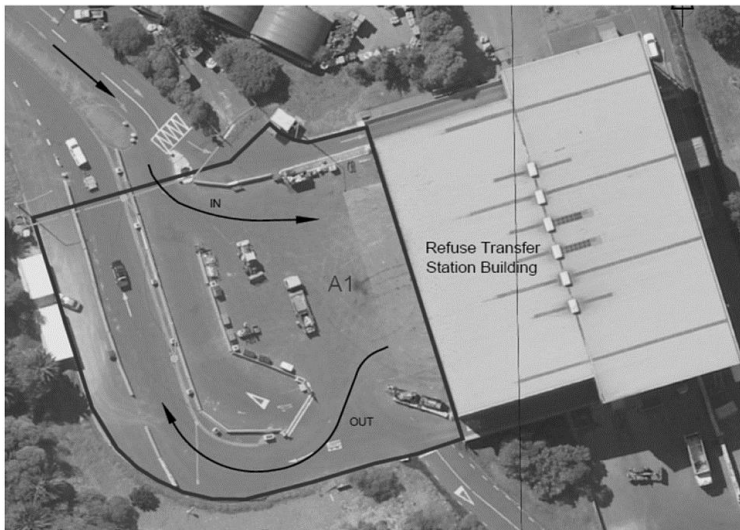


Abbildung 1: Müllumschlagsbereich, Finnegan (2017)

Als Bemessungsgrundlage für den Testaufbau wurde eine Stichprobe des Oberflächenabflusses der Fläche A1 vom April 2014 herangezogen (Tabelle 1). Diese wies auf eine vergleichsweise geringe Belastung mit Schwermetallen (Cu, Pb, Zn) und Feststoffen (AFS) hin.

Tabelle 1: Abflusskonzentrationen der Transfer Station (2014) im Vergleich zu frachtgewogenen Abflusskonzentrationen an Straßenabflüssen (Kasting 2002)

Parameter	Stichprobe April 2014 (Transfer Station)	Median Straßenabflüsse (Kasting 2002)	Anzahl Messprogramme
TSS (mg/l)	58	155	10
Total Copper (µg/l)	41	110	10
Dissolved Copper (µg/l)			
Total Lead (µg/l)	35	180	10
Dissolved Lead (µg/l)			
Total Zinc (µg/l)	178	460	10
Dissolved Zinc (µg/l)			
Oil and Grease (mg/l)	7		

## 2 Untersuchung

Gemäß behördlicher Vorgabe sollten mindestens 3 Niederschlagsereignisse mit Niederschlagshöhen zwischen 6 und 10 mm durch Zu- und Ablaufbeprobung nach jeweils vorangegangenen 72 stündigen Trockenwetterperioden erfasst werden. Da aber vor allem die geringeren Niederschlagsereignisse optisch stärker belastet schienen, wurden zusätzlich 4 geringere Niederschlagsereignisse ebenfalls auf pH-Wert, Schwermetalle (Cu, Pb, Zn) sowie BSB<sub>5</sub>, CSB, und MKW (DOC ab dem 25.08.2016) untersucht. Damit standen 7 Beprobungsergebnisse vom 22.06.2016 bis zum 25.09.2016 zur Verfügung.

## 3 Ergebnisse

Im Vergleich zur Stichprobe vom April 2014 zeigten sich in den beprobten Zuläufen der Pilotanlage wesentlich höhere Fest- und Schadstoffkonzentrationen. Die Medianwerte (n=7) der Zulaufkonzentrationen betragen für AFS 680 mg/l, Cu 310 µg/l, Pb 270 µg/l und Zn 1.590 µg/l. DOC wurde mit einem Median (n=4) von 155 mg/l gemessen. Zum Vergleich: DOC im Straßenabfluss findet sich mit 12 mg/l (Hahn, 2000) in deutlich geringeren Konzentrationen.

Tabelle 2: Zu- und Ablaufkonzentrationen am Retentionsrinnenfilter

Parameter	Konzentrationen der Anlagen - Zu- und Abläufe													
	22.06.2016		08.07.2016		14.07.2016		25.08.2016		15.09.2016		20.09.2016		25.09.2016	
	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.	Zul.	Abl.
TSS (mg/l)	680	18,0	1290	18	56	13	1290	20	1570	11	34	<3	470	4
Total Copper (µg/l)	270	34	330	31	183	28	490	70	510	26	56	5,3	310	15,2
Dissolved Copper (µg/l)	45	12,2	20	16,6	73	12,9	37	56	131	19,3	40	4	51	10
Total Lead (µg/l)	270	5,1	410	2,2	15,6	0,89	500	30	650	1,64	19,6	0,56	180	0,76
Dissolved Lead (µg/l)	4,7	0,9	1,63	0,4	2	0,39	20	28	1,67	0,57	0,65	0,12	1,59	0,12
Total Zinc (µg/l)	1520	103	3400	59	600	43	2800	590	5300	36	460	18	1590	26
Dissolved Zinc (µg/l)	880	53	1570	47	550	39	1230	570	990	31	410	16,8	810	17,6
cBOD <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /l)	450	19	430	57	300	60	480	144	620	55	116	3	270	7
COD (mgO <sub>2</sub> /l)	1030	136	1190	148	530	150	1420	360	2100	141	210	26	660	38
DOC (mg/l)	-	-	-	-	-	-	170	104	310	41	63	9,3	140	17,7

Am 25.08.2016 wurden im Gegensatz zu den guten Rückhalteleistungen aller anderen Niederschlagsabflussmessungen negative Wirkungsgrade (= Remobilisierung) beim Rückhalt der gelösten Schwermetallanteile Cu und Pb festgestellt (Tabelle 3).

Tabelle 3: Wirkungsgrad

Parameter	Wirkungsgrad beim Schadstoffrückhalt ermittelt aus Zu- und Ablaufkonzentrationen						
	22.6.16 η(%)	8.7.16 η(%)	14.7.16 η(%)	25.8.16 η(%)	15.9.16 η(%)	20.9.16 η(%)	25.9.16 η(%)
TSS	97,4	98,6	76,8	98,4	99,3	95,6	99,1
Total Copper	87,4	90,6	84,7	85,7	94,9	90,5	95,1
Dissolved Copper	72,9	17,0	82,3	-51,4	85,3	90,0	80,4
Total Lead	98,1	99,5	94,3	94,0	99,7	97,1	99,6
Dissolved Lead	80,9	75,5	80,5	-40,0	65,9	81,5	92,5
Total Zinc	93,2	98,3	92,8	78,9	99,3	96,1	98,4
Dissolved Zinc	94,0	97,0	92,9	53,7	96,9	95,9	97,8
cBOD5	95,8	86,7	80,0	70,0	91,1	97,4	97,4
COD	86,8	87,6	71,7	74,6	93,3	87,6	94,2
DOC	-	-	-	38,8	86,8	85,2	87,4

Gleichzeitig nahm die Abbaurrate gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen (DOC) von Werten > 85% auf 38,8% ab. Der negative Wirkungsgrad beim Schwermetallrückhalt kann über den Durchgang gelöster Komplexe aus Huminstoffen und Schwermetallen erklärt werden. An Stelle von Vegetationsresten stehen hier überwiegend gelöste Zersetzungsprodukte (Huminstoffe) aus Holz und Papier als Komplexierungspartner für Schwermetalle zur Verfügung. Nach Savric (2001) lassen sich Schwermetalle hinsichtlich ihrer Affinität zu Huminstoffen in zwei Gruppen einteilen: Hohe Affinität haben  $Fe_{3+}$ ,  $Pb_{2+}$  und  $Cu_{2+}$ ; geringe Affinität weisen  $Co_{2+}$ ,  $Cd_{2+}$ ,  $Ni_{2+}$ ,  $Zn_{2+}$  und  $Mn_{2+}$  auf. Die Anlagenpassage gelöster SM-Komplexe mit zusätzlicher Komplexierung (Remobilisierung) erhöhte sich offensichtlich mit der Abnahme der Abbaurrate von DOC als dem Resultat anaerober Verhältnisse bei zunehmenden Einstaudauern durch Abnahme der Filterdurchlässigkeit auf Grund des hohen Feststoffanfalls. Durch die im tatsächlichen Betrieb festgestellten bis zu 27-fach höheren Feststofffrachten ergaben sich kürzere Wartungsabstände als in der Planung vorgesehen. Durch diesen Umstand wurde die Einstaudauer als Einflussgröße für die Behandlung erkannt.

Abbauprozesse organischer Inhaltsstoffe führen zudem über Sauerstoffzehrung in länger eingestauten Systemen zu reduzierenden Bedingungen. Diese führen wiederum zu Rücklösungsprozessen von Eisenoxiden-/hydroxiden und daran gebundenen Schwermetallen und somit ebenfalls zur Remobilisierung von Schadstoffen.

## 4 Fazit

Regenwasserbehandlung sollte nicht im Dauereinstau (anaerob) betrieben werden, da damit verbunden reduzierte Abbauraten von gelösten organischen Verbindungen verstärkt zu Komplexierungsvorgängen zwischen DOC und Schwermetallen führen und damit den Durchgang durch die Behandlungsanlagen ermöglichen. Eine möglichst genaue Einschätzung der Belastung bildet die Voraussetzung für eine optimale Anlagendimensionierung. Einerseits wird dadurch der Behandlungserfolg gesichert und andererseits wirtschaftliche vertretbare Wartungsabstände ermöglicht. Die Wartung beginnt mit der Planung.

## 5 Literatur

Finnigan S. (2017): INNOVATIVE TREATMENT SYSTEM TRIAL ON INDUSTRIAL SITE. Water New Zealand's 2017 Stormwater Conference

Hahn M., Könnemann T., Mangold S., Ourfelli I., Preuß V., Schöpke R., Sonntag B. (2000): Literaturstudie zum Thema: Darstellung und Bewertung des Wissenstandes zum Schadstoffabbau und -transport in natürlichen Böden; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd. 4; ISBN 3-934294-03-0

Savric I. (2001): Einflussfaktoren auf die Bindung und Mobilität organischer und anorganischer Stoffe in kontaminierten Rieselfeldern, TU Berlin - Fakultät für Prozesswissenschaften

Kasting U. (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Universität Kaiserslautern, Fachbereich Architektur/Raum – und Umweltplanung/Bauingenieurwesen

## Korrespondenz an:

Claus Huwe  
Werkstraße 13, D-76437 Rastatt  
Tel.: 0049 (0)7222 958186  
Fax: 0049 (0)7222 95828186  
E-Mail: claus.huwe@hauraton.de





# Feinpartikelanteil abfiltrierbarer Stoffe als stoffbezogene Zielgröße zur Berücksichtigung von Spurenstoffen bei Behandlung von Regenabflüssen

Kai Klepiszewski, Florian Wolljung

NIVUS GmbH, Eppingen

## Kurzfassung:

Im Entwurf des Arbeitsblatts DWA-A 102, Teil A (DWA, 2016) werden abfiltrierbare Stoffe (AFS) als Referenzparameter bei Bewirtschaftung und Behandlung von Regenabflüssen, die in Oberflächengewässer eingeleitet werden, eingeführt. Dies soll der akkumulierenden Wirkung stofflicher Emissionen aus Entwässerungssystemen Rechnung tragen. Von besonderem Interesse ist dabei der Feinanteil der AFS mit einer Partikelgröße zwischen  $0,45\ \mu\text{m}$  und  $63\ \mu\text{m}$ , für den die Bezeichnung  $\text{AFS}_{63}$  eingeführt wird. Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass Partikel dieser Größenklasse den Hauptanteil partikulär gebundener Schadstoffe transportieren und wird anhand von Untersuchungen belegt. Die Ergebnisse dieser wie auch weiterer Untersuchungen legen jedoch den Schluss nahe, dass auch größere Partikel einen relevanten Beitrag zum partikulären Transport von Schadstoffen, insbesondere Spurenstoffen, leisten. Dieser Beitrag wird hier diskutiert und seine Relevanz hinterfragt.

## Key-Words:

Behandlung Regenabflüsse, abfiltrierbare Stoffe,  $\text{AFS}_{63}$ , Partikel in Regenabflüssen, partikelgebundene Schadstoffe

## 1 Einleitung

Das als Entwurf vorliegende Arbeitsblatt DWA-A 102, Teil A (DWA, 2016) setzt neue Maßstäbe auf dem Gebiet des Umgangs mit Regenabflüssen in Misch- und Trennkana-lisationen. Hierzu zählt unter anderem, dass abfiltrierbare Stoffe als Referenzpa-rameter für Emissionsbetrachtungen eine wichtige Rolle spielen werden. Dies ist durchaus sinnvoll, da an vielen Behandlungsbauwerken, die an Emissionspunkten von Entwässerungssystemen liegen, die Reinigung durch Sedimentation oder Filterung im Vordergrund steht. Die Eingrenzung auf den Anteil der AFS, die im Größenbereich  $0,45\ \mu\text{m}$  bis  $63\ \mu\text{m}$  liegen, trägt dem Umstand Rechnung, dass viele Schadstoffe, ins-

besondere Spurenstoffe, an Feinpartikel gebunden transportiert werden. Dies stellt einen Beitrag der Siedlungsentwässerung zur Einhaltung von Umweltqualitätsnormen der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) in Gewässern und damit zum Erreichen eines guten chemischen Zustands dar. Die Fokussierung auf Partikel, die unter dem Parameter  $AFS_{63}$  zusammengefasst sind, soll vor diesem Hintergrund anhand vorliegender Untersuchungsergebnisse betrachtet und bewertet werden.

## **2 Untersuchungen partikelgebundener Schadstoffe in Regenabfluss und Sedimenten**

Zahlreiche Studien befassen sich mit der Untersuchung partikelgebundener Schadstoffe in Oberflächenabflüssen und Sedimenten von Oberflächengewässern. So untersuchen beispielsweise Sansalone und Buchberger (1997) sowie Krein und Schorer (2000) den Abfluss von Verkehrsflächen. Daneben betrachten neben Krein und Schorer (2000) auch Schorer (1997) und Bathi et al. (2012) Sedimente in Oberflächengewässern. Baum und Dittmer (2017) befassen sich mit den Eigenschaften von Partikeln und an Partikel adsorbierte Stoffe im Oberflächenabfluss eines Trennsystems.

Resultate aus der Untersuchung von Autobahnabflüssen in den USA, die Sansalone und Buchberger (1997) durchgeführt haben, zeigen, dass sowohl Blei als auch Cadmium in hohen Konzentrationen an Partikel bis zu einer Größe von 250  $\mu\text{m}$  bzw. 150  $\mu\text{m}$  gebunden sind (s. Abb. 1). Die höchsten Cadmiumkonzentrationen werden in Partikeln der Größenklasse 4750  $\mu\text{m}$  bis 9500  $\mu\text{m}$  erreicht. Krein und Schorer (2000) beobachten, dass der prioritär gefährliche Stoff Anthracen seine höchsten stoffgebundenen Konzentrationen an Partikeln einer Größe von 63  $\mu\text{m}$  bis 630  $\mu\text{m}$  erreicht (s. Abb. 2). Dagegen liegen die höchsten Konzentrationen des PAK Benzo[g,h,i]-perylen im Größenbereich des Parameters  $AFS_{63}$ . Die Untersuchung von Krein und Schorer (2000) betrachten allerdings keine Partikel  $>630 \mu\text{m}$ . Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Baum und Dittmer (2017) bei der Untersuchung des Regenabflusses in einem Trennsystem. Bathi et al. (2012) finden im Sediment eines städtisch beeinflussten Gewässers auch höchste Konzentrationen an Anthracen und Benzo[g,h,i]-perylen sowie weiterer PAK an Partikeln  $>710 \mu\text{m}$ . Sie begründen dies mit hohen PAK-Konzentrationen in organischen Grobstoffen die beispielsweise in Laub und Gras gemessen wurden. Schorer (1997) beobachtet ebenfalls hohe Konzentrationen an Schwermetallen in der Kornfraktion 63  $\mu\text{m}$  bis 200  $\mu\text{m}$  von Flusssedimenten. Er begründet dies damit, dass bei der Probenaufbereitung durch Nasssiebung Partikel  $<63 \mu\text{m}$  noch an Partikel  $>63 \mu\text{m}$  gebunden sind oder mit organischem Material zu Partikeln  $>63 \mu\text{m}$  verklumpen. Eine Siebung nach zusätzlichem Dispergieren von Partikeln  $>63 \mu\text{m}$  ergab eine signifikante Erhöhung des Anteils an Partikeln  $<63 \mu\text{m}$ . Für die betrachteten organischen Stoffe PAK und PCB findet Schorer (1997) keinen Zusammenhang zwischen Partikelbeladung und –größenklasse. Feststoffgebundene Konzentrationen korrelieren hier allerdings mit dem organischen Anteil in Partikeln.

Feinpartikelanteil abfiltrierbarer Stoffe als stoffbezogene Zielgröße zur Berücksichtigung von Spurenstoffen bei Behandlung von Regenabflüssen

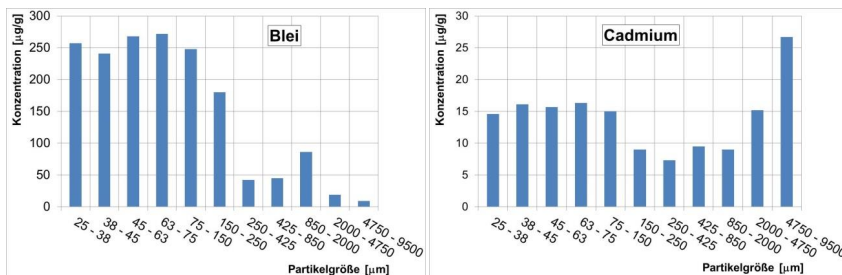


Abbildung 1: Beladung von Partikeln in Straßenabfluss mit Blei (links) und Cadmium (rechts) (Sansalone und Buchberger, 1999)

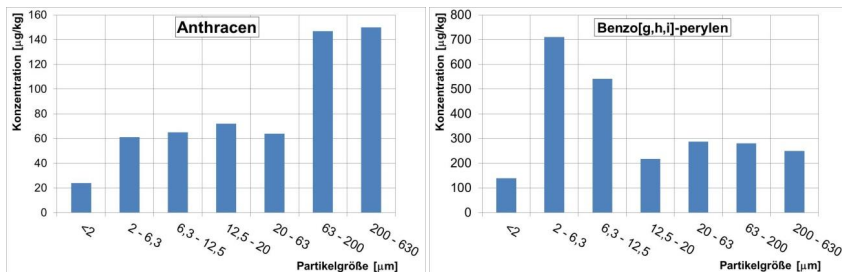


Abbildung 2: Beladung von Partikeln in Straßenabfluss mit Anthracen (links) und Benzo[g,h,i]-perylen (rechts) (Krein und Schorer, 2000)

### 3 Folgerungen

Vorliegende Untersuchungen ergeben hohe Schadstoffbelastungen der Partikel von Fein- und Mittelsanden bis 630 µm in Oberflächenabflüssen. Vor diesem Hintergrund ist der eingeführte Parameter AFS<sub>63</sub> zu hinterfragen und ggf. um größere Kornfraktionen zu erweitern. Eine weitere Diskussion des Themas muss auch unter dem Gesichtspunkt der plausiblen Effizienzeinschätzung von Regenwasserbehandlungsanlagen bei der Spurenstoffelimination erfolgen. Größere mineralische Partikel sind von geringerer Relevanz, da sie durch Sedimentation oder Filtration effizienter zurückgehalten werden. Auch der Beitrag organischer Partikel beim Schadstofftransport sollte näher berücksichtigt werden. Weiterhin sollte auch die Rolle an Feinpartikel gebundener Schadstoffe im Trockenwetterabfluss in Betrachtungen zur Mischwasserbehandlung einfließen. Neben weiteren Punkten ist auch die Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Partikeln zu standardisieren und zu verbessern. Relevante Informationen können evtl. auch Partikelsinkgeschwindigkeiten liefern.

#### 4 Literatur

- Bathi, J. R.; Pitt, R. E. und Clark, S. E. (2012) : Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban streams. *Journal of Advanced Civil Engineering*, Volume 2012, Article ID 372395.
- Baum, P. und Dittmer, U. (2017): Characteristics of particles and associated micropollutants in stormwater runoff. *Proceedings of 14th ICUD, Prague, Czech Republic*.
- DWA (2016): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Arbeitsblatt DWA-A 102, Teil A – Entwurf, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016, BGBl. I S. 1373.
- Krein, A.; Schorer, M. (2000): Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments. *Water Research*, Vol. 34, No. 16, pp. 4110-4115.
- Schorer, M. (1997): Pollutant and organic matter content in sediment size fractions. *Proceedings of international symposium S4 Freshwater contamination held at 5<sup>th</sup> scientific assembly of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS)*, Rabat, Marokko.

#### Korrespondenz an:

Kai Klepiszewski  
NIVUS GmbH  
Im Täle 2  
75031 Eppingen | Deutschland  
Tel.: +49 7262 9191 820  
Fax: +49 7262 9191 999  
E-Mail: [kai.klepiszewski@nivus.com](mailto:kai.klepiszewski@nivus.com)

# Modellierung der Freisetzung von Spurenstoffen aus Gebäuden und des Eintrags in Gewässer bei Regenwetter

Mirko Rohr, Olaf Tietje, Michael Burkhardt

HSR Hochschule für Technik, Rapperswil, Schweiz

**Kurzfassung:** Die wetterbedingte Auswaschung von Stoffen aus Gebäuden kann zu einer Belastung von Boden und Gewässern führen. Um die damit verbundene Umweltrisiko besser einschätzen zu können, wurde das Simulationsmodell COMLEAM (CONstruction Material LEAching Model) eingesetzt. COMLEAM ist eine Software, mit der der Transportpfad vom beregneten Bauteil bis zum Umweltkompartiment berechnet wird. In einer Sensitivitätsanalyse zur Höhe eines Gebäudes bzw. der Fassaden wurde gezeigt, dass die Ausrichtung einer Fassade als Eingangsgröße des Modells den größten Einflussfaktor für die Extrapolation von Daten sowie bei der abgeschätzten Gewässerbelastung darstellt.

**Key-Words:** Modellierung, COMLEAM, Bauprodukte, Gewässerbelastung

## 1 Einleitung

Mit dem Regenwasser können organische Spurenstoffe aus Gebäuden ausgewaschen, im Boden versickert, über die Kanalisation in Kläranlagen oder direkt in Oberflächengewässer eingetragen werden (Abb. 1) (Wittmer 2010, Clara 2014, Wicke 2017). Dazu gehören beispielsweise Biozide aus Dach-, Fassaden-, Holzfarben und Fassadenputzen, sowie aus Holzschutzmitteln (Burkhardt 2011, Kasser 2015). Die regengetriebene Auswaschung führt zu Stoßbelastungen in urban geprägten, kleinen Fließgewässern.

Einflussfaktoren auf die Auswaschmengen sind die Stoff- und Materialeigenschaften sowie die Wasserkontaktzeit. Durch zahlreiche Untersuchungen ist das grobe Muster, dem die Emissionen folgen, bekannt. Eine Emissionsfunktion beschreibt die von einem Gebäude kumuliert ausgewaschene Stoffmenge ( $\text{mg}/\text{m}^2$ ) als Funktion der kumulierten Menge von Ablaufwasser ( $\text{L}/\text{m}^2$ ).

Im vorliegenden Projekt wurde exemplarisch die Freisetzung von organischen Stoffen für verschiedene Gebäudehöhen und -ausrichtungen und deren Eintrag in Gewässer über mehrere Jahre modellgestützt abgeschätzt.

## 2 Modellierung

Die Modellierung stellt ein wichtiges Werkzeug zur Expositionsabschätzung dar. Daher wurde die modulare aufgebaute Modellierungs-Software COMLEAM (Construction Material Leaching Model), in Java, Angular und R realisiert, zur dynamischen Vorhersage der Stoffauswaschung und zur Beurteilung der Exposition in Gewässern entwickelt (Burkhardt 2018). Mit der Software lassen sich beispielsweise der Schlagregen an Gebäudefassaden, die Konzentrationen im Ablaufwasser von Gebäuden und die Belastung von Fließgewässern durch Einzugsgebietsflächen ermitteln (Hochstrasser 2016).

Der Kern der Software, der Calculator, berechnet die Stoffflüsse aus den vier Modulen Geometrie, Baumaterial, Emissionen und Wetter (Abb. 1). Der Calculator besteht aus Bilanzierungseinheiten, die die Abflüsse der Bauteile aufnehmen und an die Umweltkompartimente (z.B. Boden, Oberflächengewässer) verteilen.

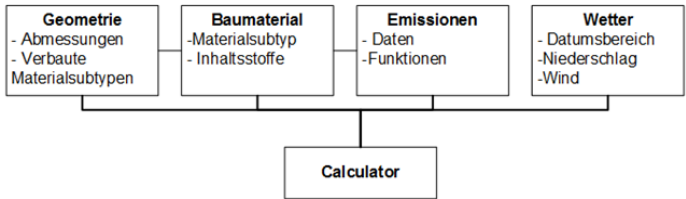


Abbildung 1: Modulstruktur in COMLEAM

Die Software stellt eine Plattform dar, mit der sich für vorgegebene Randbedingungen (z. B. Stoffe, Emissionsfunktionen) und Szenarien die Auswaschung und Umweltpexposition abschätzen lassen. Der Anwender kann die Modellparameter und die entsprechenden Anforderungen auch individuell festlegen u. Schnittstellen zu etablierten Boden- oder Netzmodellen dienen dazu, eine breite Nutzung zu ermöglichen.

Die Freisetzung und der Gewässereintrag des bioziden Wirkstoffs Terbutryn, ein Algizid in Farben und Putzen, wurden über 20 Jahre mit dem Wetterverlauf von Hamburg (1996-2016; Wetterdaten DWD) beispielhaft modelliert. Die Gebäudehöhen variierten lagen bei 2,5 m („OECD-Haus“), 7,5 m („DIBt-Haus“) und 21 m („Hochhaus“) (Tab. 1). An jedem Haus sind 20 % der Fassadenfläche mit Glas definiert. Diese Fläche emittiert kein Terbutryn. Die Dachfläche wird bei der Simulation dagegen durchweg nicht mitberücksichtigt.

Der verfügbare Felddatensatz (Terbutryn  $C_0$  2250 mg/m<sup>2</sup>, Emissions 28 mg/m<sup>2</sup>) über einen Messzeitraum von 369 Tage wurde zur Parametrisierung der gewählten logarithmischen Emissionsfunktion herangezogen. Die Auswertung von einer westorientierten Fassade mit Höhe 1,8 m, an der der Abfluss ereignisbezogen aufgefangen (56 L/m<sup>2</sup>) und chemisch analysiert wurde, ist Grundlage für die Vorhersage (Burkhardt 2012).

Tabelle 1: Fassadenanteile nach Exposition für das OECD-Haus mit 2,5 m Höhe, das DIBt-Haus mit 7,5 m Höhe und das Hochhaus mit 21 m Höhe

Exposition [°]	2,5 m Höhe		7,5 m Höhe		21 m Höhe	
	Fläche total [m <sup>2</sup> ]	Fläche mit Terbutryn [m <sup>2</sup> ]	Fläche total [m <sup>2</sup> ]	Fläche mit Terbutryn [m <sup>2</sup> ]	Fläche total [m <sup>2</sup> ]	Fläche mit Terbutryn [m <sup>2</sup> ]
0	18,75	15	56,25	45	157,5	126
90	43,75	35	131,25	105	367,5	294
180	18,75	15	56,25	45	157,5	126
270	43,75	35	131,25	105	367,5	294
<b>Total</b>	<b>125</b>	<b>100</b>	<b>375</b>	<b>292</b>	<b>1050</b>	<b>840</b>

### 3 Resultate

Entsprechend der Niederschlagsverteilung und in Abhängigkeit von der bevorzugten Windrichtung ergeben sich die höchsten Emissionen an der Westfassade (Abb. 2). Die höchsten Emissionen erfolgen in den anfänglichen Schlagregenperioden während des ersten Jahres nach der Fertigstellung. Auch an den weniger windexponierten Ost- und Nordfassaden treten bei Schlagregen relativ hohe Emissionen auf. Dabei ist die Abhängigkeit von der Expositionsrichtung bemerkenswert, die nicht linear auftritt. Eine Fassade mit doppelt so hohem Abfluss emittiert nicht doppelt so viel Substanzmenge.

Die gesamte Emissionsmenge an einer hohen Fassade bzw. einem hohen Gebäude ist größer als die an einer niedrigen Fassade bzw. einem niedrigen Gebäude. Wegen verschiedener Effekte (Verdunstung, Windprofil etc.) ist jedoch die Emissionsmenge je Quadratmeter Fassadenfläche an einem hohen Haus geringer. In den simulierten Szenarien ergibt sich eine Reduktion der Emission je Quadratmeter bei der Erhöhung der Gebäudehöhe von 2,5 auf 7,5 m von 6,6 % (Abb. 2). Beim Sprung von 7,5 auf 21 m Gebäudehöhe beträgt die Reduktion sogar 7,5 %. Der Unterschied zwischen der höchsten Emission an der Westfassade und der kleinsten Emission an der Ostfassade beträgt gerade etwa Faktor 1,5. Der Unterschied zwischen der höchsten Emission am Hochhaus mit der Höhe von 21 m und der kleinsten Emission bei der Höhe von 2,5 m beträgt etwa Faktor 1,13 (also 13 %). Die Unterschiede sind demnach <20 %.

Wegen der höheren gesamten Emissionsmenge aus dem Hochhaus, die sich aber auf eine geringere Ablaufwassermenge je Quadratmeter verteilt als beim OECD-Haus, sind die Konzentrationen von Terbutryn in dem kleinen Bach mit 50 L/s Abfluss größer (Abb. 3). Eine Überschreitung vom angenommenen allgemeinen Anforderungswert von 0,1 µg/l pro Biozidprodukt im Fließgewässer durch das niedrige OECD-Haus zeigt sich allerdings nur innerhalb des ersten Jahres bei entsprechenden Schlagregen-



ereignissen. An dem 21 m hohen Gebäude dagegen treten auch nach vielen Jahren noch Konzentrationen auf, die im Bereich des Grenzwertes oder darüber liegen.

Beim OECD-Haus werden nur 5 Überschreitungen mit 125 h Dauer erwartet. Beim Hochhaus, welches 8mal höher ist als das OECD-Haus, treten dagegen 30mal häufiger Überschreitungen (149) mit insgesamt 4844 h Dauer auf (38mal mehr). Das Hochhaus, in seiner Höhe und baulichen Charakterisierung durchaus typisch für viele Städte, ist somit von bedeutend größerem Einfluss auf die Gewässerqualität als das in der Biozid-Beurteilung etablierte OECD-Haus mit 2,5 m Höhe. Das DIBt-Haus liegt dazwischen und repräsentiert somit ein Durchschnittsgebäude.

Es sei darauf hingewiesen, dass in dieser exemplarischen Betrachtung mögliche Verdünnungseffekte durch nicht verschmutztes Regenwasser horizontaler Flächen (z.B. Platz-, Straßen-, Dachwasser) nicht einbezogen wurden. Diese Einflussfaktoren sollen in einer Nachfolgearbeit auch unter Berücksichtigung von einem Kanalnetzmodell berücksichtigt werden.

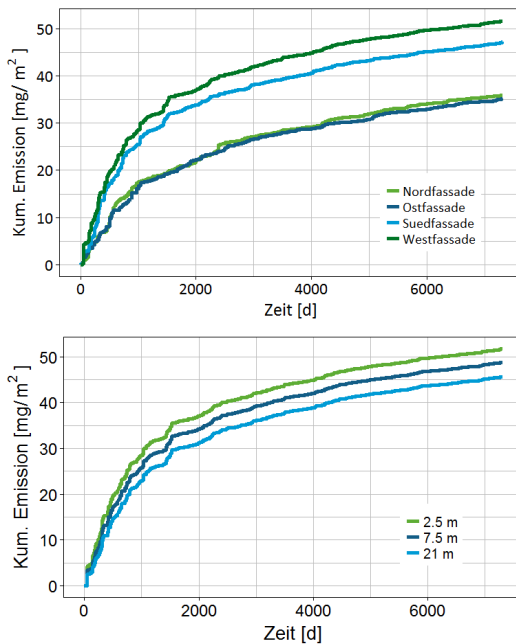


Abbildung 2: Terbutryn-Emissionen an den vier Fassaden des OECD-Hauses (links) und den Westfassaden für das OECD-Haus (Höhe 2,5 m), das DIBt-Haus (Höhe 7,5 m) und das Hochhaus (Höhe 21 m) (rechts).

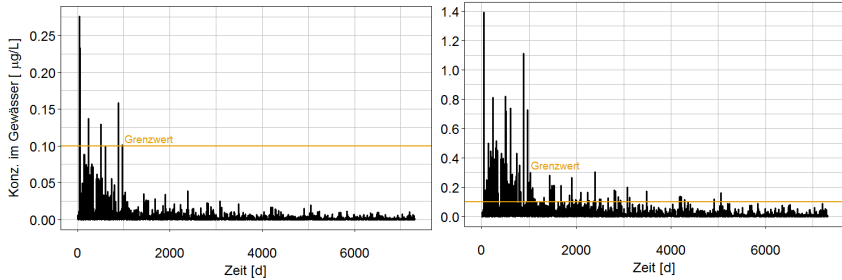


Abbildung 3: Konzentration von Terbutryn im Fließgewässer für ein Haus mit 2,5 m Höhe (links) und 21 m Höhe (rechts).

#### 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

In den Simulationen mit COMLEAM wurden die möglichen Auswirkungen auf ein kleines Gewässer dargestellt. Die Gebäudehöhe, die auf die gesamte Emissionsmenge nur einen kleinen Einfluss hat, hat auf ein solches Gewässer einen durchaus signifikanten Einfluss. Es zeigt sich, dass ein kleines Gewässer neben einem niedrigen Haus (Höhe 2,5 m) nur wenige Grenzwertüberschreitungen aufweist. Verläuft das Gewässer neben einem Hochhaus (Höhe 21 m), so nehmen die Anzahl, die Dauer und die Höhe der Konzentrationsspitzen (sog. Pulsbelastungen) zu.

Der Einfluss von Einzugsgebietsflächen, die den Abfluss von emissionsbehafteten Flächen verdünnen (z.B. Dächer, Parkplätze etc.), und der Gewässergröße im Vergleich zur Gebäudehöhe soll zukünftig ebenfalls abgeschätzt und beurteilt werden. Damit lassen sich die wesentlichen Variablen der Austrags- und Expositionsmodellierung auf wenige Größen eingrenzen.

#### 5 Danksagung

Die HSR-Simulationen wurden im Rahmen des UBA-Projekts „Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten“ durchgeführt (Tietje 2018). Für die Evaluation der Emissionsfunktionen und Mitarbeit im Projekt danken wir Ute Schoknecht, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin, und Nicole Borho, Dr. Robert-Murjahn-Institut (RMI), Ober-Ramstadt. Der Förderung zur Software-Entwicklung danken wir dem Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) in Bern/CH und zur Projektbearbeitung dem Umweltbundesamt in Dessau-Roßlau.

## 6 Literatur

- Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Schmid P., Hean S., Lamani X., Bester K. und Boller M. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science and Technology*, 63:1974-1982.
- Burkhardt M., Zuleeg S., Vonbank R., Bester K., Carmeliet J., Boller M. und Wangler T. (2012): Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Environmental Science & Technology*, 46:5497-5503.
- Burkhardt M., Engelke D., Gehrig S., Hochstrasser F., Rohr M. und Tietje O. (2018): Introduction and application of the software COMLEAM – Manual Version 1.0. HSR Hochschule für Technik Rapperswil, Schweiz, S. 50.
- Clara M., Gruber G., Humer F., Hofer T., Kretschmer F., Ertl T., Scheffknecht C. und Windhofer G. (2014): Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. BMLFUW Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Hochstrasser F., Burkhardt M. und Tietje O. (2016): Schlagregenerberechnung für Gebäudefassaden - Exemplarische Anwendung der Simulationssoftware COMLEAM. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart, S. 24.
- Kasser U., Savi D. und Klingler M. (2015): Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen. Stadt Zürich, Amt für Hochbauten, S. 281.
- Tietje O., Rohr M., Burkhardt M., Borho N. und Schoknecht U. (2018): Emissions- und Übertragungsfunktionen für die Modellierung der Auslaugung von Bauprodukten.
- Wangler T.P., Zuleeg S., Vonbank R., Bester K., Boller M., Carmeliet J. und Burkhardt M. (2012): Laboratory scale studies of biocide leaching from façade coatings. *Building and Environment*, 54:168-173.
- Wicke D., Matzinger A., Sonnenberg H., Caradot H., Schubert R.-L., Rouault P., Heinzmann B., Dünbnier U. und von Seggern D. (2017): Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 5:394-404

### Korrespondenz an:

Prof. Dr. Michael Burkhardt  
HSR Hochschule für Technik Rapperswil  
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)  
Oberseestrasse 10 | 8640 Rapperswil (Schweiz)  
Tel.: +41 55 222 4870  
E-Mail: michael.burkhardt@hsr.ch

# Freisetzung von Mecoprop aus Polymerbitumen-dachbahnen

Regina Schwerd, Sabine Hübner, Christoph Schwitalla, Christian Scherer  
Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP, Valley

**Kurzfassung:** Die Auswaschung von Mecoprop aus mit verschiedenen Mecoprop-Estern zum Schutz vor Durchwurzelung ausgerüsteten Polymerbitumendachbahnen wurde in einem 18-monatigen Freiland- und zwei verschiedenen Laborversuchen (DIN CEN/TS 16637-2 und DIN EN 16105) untersucht. In allen Ablaufwässern bzw. Eluaten wurden dabei teils erhebliche Konzentrationen an Mecoprop ermittelt. Dabei bestanden Abhängigkeiten von der Art des Mecoprop-Esters, der Einsatz-Konzentration, und im Freiland zusätzlich von der Ausführung der Probekörper mit oder ohne Substrat, den Witterungsbedingungen und der Bewitterungsdauer. Die Bewertung der Umwelteigenschaften eines Bauprodukts ist nur anhand von reproduzierbaren Laborverfahren möglich. Dazu müssen die Ergebnisse des Laborverfahrens in einem noch zu definierenden mathematischen Modell verarbeitet werden.

**Key-Words:** Mecoprop, Polymerbitumendachbahnen, Leaching, Umwelteigenschaften, DIN CEN/TS 16637-2, DIN EN 16105

## 1 Ausgangssituation

Polymerbitumenbahnen werden als Dachabdichtung, oft auch in Kombination mit einer Dachbegrünung, eingesetzt. Die Lebensdauer eines Gründachs kann durch die Beschädigung der Dachabdichtung durch Wurzelwuchs beeinträchtigt werden. Diese Beschädigung der Dachbahn durch das Wurzelwachstum und das Ausbreiten der Wurzeln im Bitumen wird durch den Einsatz von Produkten basierend auf der 2-(4-Chlor-2-methylphenoxy)-propionsäure (Mecoprop, MCPP) verhindert. Dabei weist nur das (R)-(+)-Enantiomer der Verbindung radizide Wirkung auf (Mecoprop-P, MCPP-P). Zum Einsatz kommt jedoch nicht der Wirkstoff selbst. Vielmehr wird Mecoprop in Form von unterschiedlichen Estern in die Dachbahn eingearbeitet. Durch Hydrolyse werden die Ester gespalten, die Säure wird freigesetzt und kann in gelöster Form über Pflanzenwurzeln aufgenommen werden. Durch ablaufendes Regenwasser kann auf diese Weise jedoch auch Mecoprop in die Umwelt gelangen [Bucheli et al. 1998, Riechel et al. 2015].

## 2 Vorgehensweise und Zielsetzung

Die Auswaschung von Mecoprop aus mit verschiedenen Mecoprop-Estern ausgerüsteten Polymerbitumendachbahnen wurde in einem Freiland- und zwei verschiedenen Laborversuchen quantitativ ermittelt. Verwendet wurden handelsübliche Dachbahnen mit jeweils zwei unterschiedlichen Konzentrationen der verschiedenen betrachteten Mecoprop-Ester (Mecoprop-Polyethylenglykolester, Mecoprop-P-n-octylester und Mecoprop-P-2-ethylhexylester). Als Laborverfahren kamen der Langzeittauchversuch nach DIN CEN/TS 16637-2 (Horizontale dynamische Oberflächenauslaugprüfung) und das intermittierende Tauchen nach DIN EN 16105 zum Einsatz. Zusätzlich wurden die Dachbahnen in einem 18-monatigen Freilandversuch in Form von realitätsnahen Probekörpern ohne und mit Gründachaufbau der Witterung ausgesetzt. Möglichst zeitnah nach jedem Regenereignis wurde das von den Dachaufbauten ablaufende Wasser asserviert und hinsichtlich Mecoprop analysiert. Als Ziel dieses praxisorientierten, systematisch angelegten Forschungsvorhabens sollte eine Datenbasis für eine spätere Risikoabschätzung der Umweltbelastung durch Mecoprop und dessen Ester im Ablaufwasser von begrünten Dachflächen, die mit einer radikal ausgerüsteten bituminösen Abdichtung versehen sind, erarbeitet werden.

## 3 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus der Freibewitterung zeigen, dass bei allen untersuchten Bitumenbahnen die resultierenden Mecoprop-Konzentrationen in den Ablaufwässern direkt an der Unterkante des Bauteils die geltende Umweltqualitätsnorm für Oberflächenengewässer von 0,1 µg/L [OGewV 2016] für Mecoprop (Racemat) bzw. die Geringfügigkeitsschwelle für Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP) von 0,1 µg/L [LAWA 2004] erheblich überschreiten. Die in den Ablaufwässern der Probekörper bestimmten Mecoprop-Konzentrationen zeigten Abhängigkeiten vom eingesetzten Mecoprop-Ester, von der Einsatz-Konzentration, von der Ausführung mit oder ohne Substrat, von den Witterungsbedingungen (Ablaufvolumen und Temperaturen) und von der Dauer der Bewitterung. Aus Dachbahnen mit Substrat wird dabei v. a. in der Anfangsphase der Nutzung mehr Mecoprop freigesetzt als bei Dachbahnen, die ohne weitere Auflage der Witterung ausgesetzt sind. Diese reagieren dafür stärker auf erhöhte Temperaturen im Jahresverlauf. So zeigten sich nach Regenereignissen bei sommerlichen Temperaturen in den Ablaufwässern der Probekörper ohne Substratschicht erhöhte Mecoprop-Konzentrationen. Die kumulierten Austräge beim Langzeittauchversuch (DIN CEN/TS 16637-2) lagen über denen des intermittierenden Tauchens (DIN EN 16105). Beim intermittierenden Tauchen nach DIN EN 16105 wurden mit Fortschreiten des Versuchs abnehmende Mecoprop-Konzentrationen in den Eluaten ermittelt. Beim Langzeittauchversuch nach DIN CEN/TS 16637-2 stiegen beim Mecoprop-Polyethylenglykolester die Mecoprop-Konzentrationen in den Eluaten mit der Zeit an. Die Eluate der Dachbahnen mit den anderen beiden Estern wiesen dagegen im Zeitverlauf abnehmende Konzentrationen auf.

#### 4 Schlussfolgerungen

Um einen ersten Eindruck über die Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf reale Verhältnisse zu erhalten, lassen sich die jeweils freigesetzten Mecopropmengen miteinander vergleichen. Es zeigte sich, dass die ausgetragenen Mecopropmengen im Freiland nach einem Jahr Bewitterung (Probekörper ohne Substrat) und in den Laborversuchen ähnliche Größenordnung aufweisen (Bild 1). So wurde weniger als 1 % des eingesetzten und somit grundsätzlich zur Verfügung stehenden Mecoprops aus den Dachbahnen freigesetzt. Daraus lässt sich ableiten, dass die verbleibende Menge noch über längere Zeiträume zwar die Widerstandsfähigkeit der Dachbahnen gegenüber Durchwurzelung gewährleistet, aber auch weiterhin freigesetzt werden kann. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage nach einer Möglichkeit, die Mecoprop-Ester so in der Matrix zu immobilisieren oder zu schützen, dass eine Freisetzung von Mecoprop erst bei beginnender Durchwurzelung erfolgt. Auf diese Weise könnte auch die eingesetzte Menge an Ester reduziert werden.

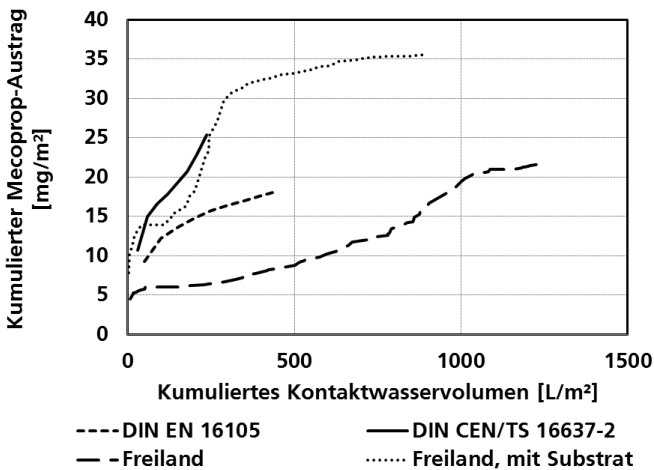


Abbildung 1: Entwicklung des kumulierten Mecoprop-Austrags bei den Laborversuchen und in der Freibewitterung (18 Monate) bezogen auf das kumulierte Kontaktwasservolumen (exemplarisch: 0,25 % Mecoprop-P-2-ethylhexylester).

Die Umwelteigenschaften von Bauprodukten können aus Gründen der Reproduzierbarkeit nur anhand standardisierter Laborverfahren bewertet werden. Der Bezug der Laborergebnisse zu definierten Grenzwerten muss dabei mit Hilfe eines mathematischen Modells hergestellt werden. Die zu verwendenden Modelle müssen sowohl Einbauszenarien als auch Transportmechanismen und Transformationsprozesse auf dem Weg in das interessierende Umweltkompartiment berücksichtigen. Konkrete

behördliche Vorgaben für die Bewertung der Freisetzung von Radiziden aus Polymerbitumendachbahnen existieren derzeit noch nicht. Erste Ansätze für die Entwicklung eines Bewertungsverfahrens liegen jedoch vor und werden gegenwärtig bearbeitet.

Danksagung: Unser Dank gilt dem Deutschen Institut für Bautechnik DIBt für die Förderung des Forschungsvorhabens.

## 5 Literatur

Bucheli, T., Müller, S., Vogelin und A., Schwarzenbach R. (1998): Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science and Technology* 32, pp. 3465-3471.

Hübner, S., Scherer, C., Schwerd, R., Schwitalla, C. (2018): Freisetzung von Durchwurzelungsschutzmitteln aus Dachabdichtungen. Abschlussbericht Bau-forschung, Band T 3352, Fraunhofer IRB Verlag, ISBN 978-3-7388-0111-8.

Riechel, M., Schubert, R.-L., Caradot, N., Sperling, K., Kahlert, P.-C., Heise, S., Köhler, M., Kaiser, D., Schmidt, M., Heinzmann, B., Joswig, K. und Matzinger, A.: Austrag und Rückhalt von Mecoprop durch Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung. Beitrag im Rahmen der 5. Aqua Urbanica vom 07. -08. Oktober 2015 in Stuttgart.

Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer – Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (OGewV, BGBl. I S. 1373)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Berlin: Kulturbuch-Verlag GmbH, 2004. ISBN 3-88961-250-4.

## Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Regina Schwerd  
Fraunhofer-Institut für Bauphysik  
Fraunhoferstr. 10 | D-83626 Valley  
Tel.: +49 (0)8024 643298  
Fax: +49 (0)8024 643366  
E-Mail: [regina.schwerd@ibp.fraunhofer.de](mailto:regina.schwerd@ibp.fraunhofer.de)

## **SPONSOREN**





# AQUABAU

Das Programm für ein  
zukunftsicheres  
Regenwassermanagement





## Aufgabengebiete:

### Projektentwicklung

- Projektkonzeptionen
- Standortanalysen, Machbarkeitsstudien
- Entwicklungs- und Erschließungsträgerschaft
- Bauträgerschaft
- Finanzierung

### Controlling

- Projektsteuerung und Projektmanagement
- Qualitätsmanagement
- Projektbezogenes Qualitätsmanagement
- Arbeitsschutz
- Betriebscontrolling
- Kommunalberatung

### Ingenieurleistungen

- Altlasten und Abfallwirtschaft
- Building Information Modeling/ BIM
- Beratungen / Studien
- Objektplanung / Bauüberwachung
- Verkehrsanlagen
- Flugbetriebsflächen
- Abwasserableitung
- Kanalsanierung
- Regenwasserbewirtschaftung
- Abwasserreinigung
- Wasserversorgung
- Städtebau und Raumplanung
- Umweltplanung, Artenschutz
- Landschaftspflege und -architektur
- Wasserbau und Gewässerpflege
- Ingenieurvermessung
- Energiekonzepte
- Gleisbau

### EDV-Dienstleistung

- EDV-Betriebskonzepte
- Schulung in Standardsoftware
- Schulung im Bereich CAD/GIS
- Aufbau und Pflege digitaler Informationssysteme
- Erstellung von Computermodellen, Visualisierungen

## Standorte:



### Hauptsitz

**igr AG**  
**Luitpoldstraße 60 a**  
**67806 Rockenhausen**

**Web:** [www.igr.de](http://www.igr.de)  
**Telefon:** **06361 919-0**  
**E-Mail:** [info@igr.de](mailto:info@igr.de)





# FORSCHUNG UND PRAXIS IN DER URBANHYDROLOGIE

## itwh:

### Institut für technisch- wissenschaftliche Hydrologie GmbH

- ▶ Seit über 30 Jahren am Markt als unabhängiges Planungs- und Beratungsbüro mit Niederlassungen in Dresden, Flensburg und Nürnberg
- ▶ Zusammenarbeit mit Universitäten sowie eigene Forschungs- und Entwicklungsprojekte, richtungweisende Projekte für kommunale Auftraggeber
- ▶ Mitglied in verschiedenen Vereinigungen und DWA-Arbeitsgruppen zur Gestaltung der Arbeitsblätter
- ▶ Fachspezifische, modulare Software für die Siedlungsentwässerung zur Optimierung der Projektarbeit der Anwender in verschiedenen Sprachen
- ▶ Internationale Ausrichtung durch Projektarbeit in China, Vietnam, den USA sowie im europäischen Ausland in den Bereichen Entwässerungsplanung, Überflutungsprüfung, Abflusssteuerung
- ▶ Regelmäßige Vortragstätigkeit bei Veranstaltungen an der TAH und bei der DWA
- ▶ Forschungssiegel „Innovativ durch Forschung“ für besondere Verantwortung gegenüber Staat und Gesellschaft



## PROJEKTSTEUERUNG UND BERATUNG

- : Projektsteuerung komplexer Vorhaben, Umsetzung von Workflows, Qualitätsmanagement
- : Kommunale Beratungsleistungen, Beratung für die Bauverwaltung des Bundes und der Länder, Beratung für Planungsbüros, Beratung in der Datenverarbeitung (Datenmodelle, Systemeinführung, Schulungen, kundenspezifische Softwareentwicklung und -anpassung).

## INGENIEURDIENSTLEISTUNGEN

- : Regenwasserbewirtschaftung
- : Abwasserableitung/-reinigung
- : Gewässergüte
- : Hochwasserschutz
- : Starkregenrisikomanagement
- : Integrale, systemübergreifende Ansätze
- : Objektplanung
- : Forschung und Entwicklung

## SOFTWARELÖSUNGEN

- .HYSTEM-EXTRAN:** Hydrodynamische Kanalnetz- und Schmutzfrachtberechnung, Langzeit-Seriensimulation
- .HYSTEM-EXTRAN 2D:** Überflutungsprüfung urbaner Sturzfluten nach DIN EN 752
- .GIPS:** Grafisches Informations- und Planungssystem auf AutoCAD®- /BricsCAD®-Basis
- .FOG:** Planung im GIS auf ArcGIS®-Basis
- .CONTROL:** Abflusssteuerung für Simulationen und Echtzeit-Betrieb
- .KOSIM:** kontinuierliche Simulation hydrologischer Prozesse
- .KOSTRA-DWD 2010R:** Niederschlagswerte für Deutschland nach Auswertungen des Wetterdienstes
- .NVIS:** Visualisierung, Analyse und Vorhersage von Radarregendaten
- .ATV-A138.XLS:** Dimension dezentraler Versickerungsanlagen





# REGENWASSER IN URBANEN RÄUMEN? **WIR HABEN DIE LÖSUNG.**

Unsere Experten im WASSERMANAGEMENT analysieren, entwickeln und berechnen Konzepte, damit Regenwasser in Ihrer Kommune nicht zum Risiko wird.



HOCHWASSERSCHUTZ | MOBILE HOCHWASSERSCHUTZSYSTEME | RETENTIONS-  
RÄUME | RÜCKHALTEBECKEN | HOCHWASSERSCHÖPFWERKE | REGENWASSER-  
BEWIRTSCHAFTUNG | HOCHWASSERVORSORGEKONZEPTE | NOTWASSERWEGE  
ÜBERFLUTUNGSMODELLIERUNG | AUSSENGEBIETSENTWÄSSERUNG | SIEDLUNGS-  
ENTWÄSSERUNG



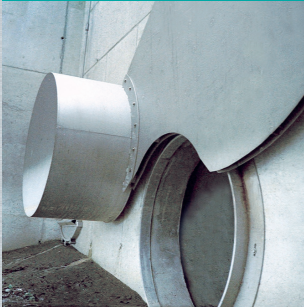




## Abflussdrosselorgane für eine nachhaltige Regen-, Misch- und Abwasserbehandlung

Steinhardt  
**HYDROSLIDE®**

Abflussregler Typ Mini



Kompakte Drehblendenregler –  
auch für größte Abflussmengen

Steinhardt  
**HYDROSLIDE®**

Abflussregler Typ V



1000fach bewährte Reglertechnik für  
garantiert konstante Abflüsse

Steinhardt  
**HYDROSLIDE®**

Abflussregler Typ GM



Fremdenergiefreier Automatikregler  
mit selbsttätiger Verlegungs-  
beseitigung

Steinhardt  
**HYDROSLIDE®**

Abflussregler Typ Combi



Fremdenergiefreie, kompakte  
Automatikregler mit selbsttätiger  
Verlegungs-beseitigung für Trocken-  
und Nassaufstellung

Steinhardt  
**HYDROLIMITER®**

Abflussbegrenzer



Aktive, robuste Abflussdrosselung  
zur Wasserspiegel-Einstellung und  
Kaskadenbildung

Steinhardt  
**ELECTROSLIDE®**

Abflussregelung



Intelligentes Abflussregelsystem  
mit hoher Genauigkeit von  
5–5000l/s – modular erweiterbar







