



aquaurbanica

Garching 2023

**„Die wasser- und schadstoffbewusste Stadt –
Klimaangepasstes Regenwassermanagement trifft
Schadstoffproblematik“**

Herausgeber:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich

M.Sc. Lea Rosenberger

M.Sc. Philipp Stinshoff

Berichte aus der
Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München

Berichtsheft Nr. 227

ISSN 0942-914X

2023

Alle Rechte vorbehalten.

Wiedergabe nur mit Genehmigung der Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für
Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München e. V.,

Am Coulombwall 3, 85748 Garching

Impressum

Der vorliegende Tagungsband beinhaltet die Beiträge der D-A-CH Veranstaltungsreihe Aqua Urbanica im Jahr 2023, welche gemeinsam mit dem Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München vom 9.10. – 10.10.2023 im Bürgerhaus Garching veranstaltet wurde. Der Inhalt der Beiträge unterliegt der Eigenverantwortung der Autorinnen und Autoren. Die redaktionelle Bearbeitung erfolgte durch Daniel Kick.

PROGRAMMKOMITEE

TU München: Brigitte Helmreich und Philipp Stinshoff, Eawag/ETH Zürich: Max Maurer und Jörg Rieckermann, OST Ostschweizer Fachhochschule Rapperswil: Michael Burkhardt und Christian Graf, TU Graz: Dirk Muschalla und Günter Gruber, TU Kaiserslautern: Ulrich Dittmer und Christian Scheid, Universität Innsbruck: Wolfgang Rauch und Manfred Kleidorfer

ORGANISATIONSKOMITEE

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich, M.Sc. Lea Rosenberger, M.Sc. Philipp Stinshoff

Urheberrecht und Lizenzierung

Für alle Artikel, die in dem Tagungsband der Aqua Urbanica veröffentlicht werden, liegt das Urheberrecht bei den Autor:innen. Die Artikel sind unter einer Open Access Creative Commons CC BY 4.0-Lizenz lizenziert, was bedeutet, dass jeder den Artikel kostenlos herunterladen und lesen kann. Darüber hinaus darf der Artikel wiederverwendet und zitiert werden, sofern die veröffentlichte Originalversion zitiert wird. Diese Bedingungen ermöglichen eine maximale Nutzung und Veröffentlichung der Arbeit und stellen gleichzeitig sicher, dass die Autor:innen eine angemessene Anerkennung erhalten.



Eine Beispiel-Zitierung könnte sein:

S. Hornig, A. Belli und K. Bauerfeld (2023), „Verschmutzungsdynamisierung von urbanen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen für eine ressourcenoptimierte Weiterentwicklung des Schwammstadtkonzeptes“ in Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München Aqua Urbanica 2023, Garching 09. – 10. Oktober 2023, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München e. V., Heftnummer 227, ISSN 0942-914X

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, richtungsweisende 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, Jordanien, 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
- : Generelle Entwässerungsplanung
- : Gewässergüte
- : Starkregenrisikomanagement
- : Intergrale, systemübergreifende Ansätze
- : Objektplanung

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 2020: Niederschlagswerte für Deutschland nach Auswertungen des Wetterdienstes

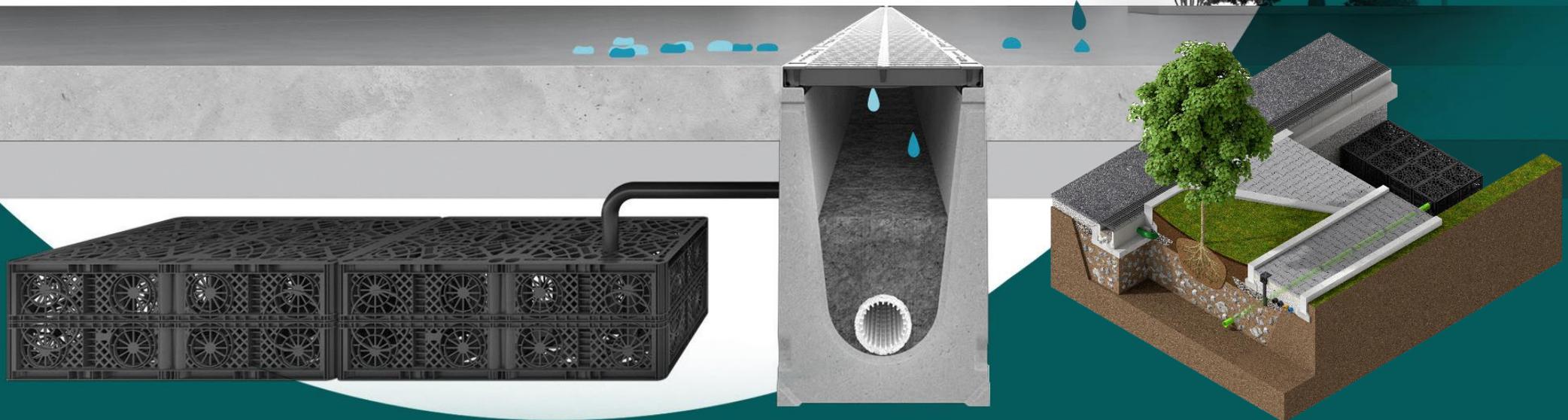
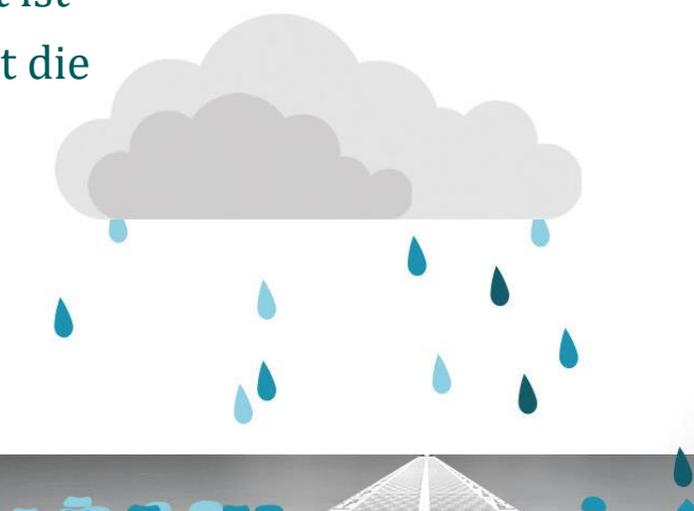
.NVIS: Visualisierung, Analyse und Vorhersage von Radarregendaten

.ATV-A138.XLS: Dimension zentraler Versickerungsanlagen



Ganzheitliches Regenwassermanagement ist keine Frage der Zukunft. Nehmen Sie jetzt die Herausforderungen an.

HAURATON bietet Ihnen dafür die passenden Lösungen. Gereinigtes Regenwasser, z.B. für die Baumbewässerung nutzen.



Ausstellerforum



BIRCO
ENTWÄSSERUNG
IN BESTFORM



FRÄNKISCHE



mall
umweltsysteme



BRUGG
Rittmeyer



Programm

Montag,

09. Oktober 2023

ab 08:00 Registrierung und Begrüßungskaffee

09:00 - 09:15 Begrüßung

09:15 - 10:15 **Block A: Schadstoffquellen und Stoffdynamik**

Moderation: Helmreich

Welche stofflichen Belastungen urbaner Gewässer kommen aus welcher Quelle?

Andreas *MATZINGER*,
Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Verschmutzungsdynamisierung von urbanen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen für eine ressourcenoptimierte Weiterentwicklung des Schwammstadtkonzeptes

Sören *HORNIG*,
TU Braunschweig

Hydraulische Kanalnetzmodelle als Teil eines integrierten Modellierungsansatzes zur Überwachung lokaler Dynamiken von Infektionskrankheiten

Andreas *HOFMANN*,
tandler.com GmbH

10:15 - 10:35 Fragen & Diskussion

10:35 - 11:10 Kaffeepause mit Posterausstellung und Austellerforum

11:10 - 11:50

Block B: Herausforderungen bei der Regenwasserbewirtschaftung

Moderation: Helmreich

Ergebnisse einer Literaturstudie zu Spurenstoffen aus Regenwasserkanälen und Mischwasserüberläufen

Thomas *ERTL*,
BOKU Wien

Behandlung von belastetem Niederschlagswasser: Ein Konzept für Hamburg

Jens *BREHM*,
Freie und Hansestadt Hamburg

11:50 - 12:05 Fragen & Diskussion

12:05 - 12:30

Posterflash - Teil 1

Eine modellbasierte Bewertung des Potenzials zur Überlaufreduzierung mit Hilfe eines Frachtbasierten Global Prädiktiven Controllers (GPC) im Abwasserverband Rheinfeldern

Stefan *SCHÖLPPLE*,
Rittmeyer

Einsatz von Geotextil-Filtersäcken zur Behandlung von Strassenabwasser

Hartmut *STIESS*,
Kanton Zürich, Baudirektion, Tiefbauamt

Bewirtschaftung des Gesamtsystems

Kanalnetz – ARA – Gewässer:

VSA-Richtlinie und Praxisbeispiele

Matthias *STÄHLES*,
HOLINGER AG

Strukturierter Planungsprozess Oberflächenabfluss: Anwendung der neuen VSA-Empfehlung am Beispiel der Stadt Schaffhausen

Katharina *SCHULTHESS*,
HOLINGER AG

Wasserbedarf und -verfügbarkeit an urbanen Baumstandorten unter Einfluss des Klimawandels am Beispiel Ingolstadt

Lea *ROSENBERGER*,
Technische Universität München

Rockflow Steinwolle – Ein innovatives Entwässerungssystem zur Filtration, Speicherung und Versickerung

Corinna *MAY*,
DEUTSCHE ROCKWOOL GmbH & Co. KG
ROCKFLOW

**Relevanz der Methanemissionen aus der
Regenwasserbewirtschaftung**

Carlo *MORANDI*,
Rheinland-Pfälzische Technische Universität
Kaiserslautern- Landau

**Interdisziplinäre Forschung zur Entwicklung multifunktionaler
Versickerungsmulden: Mesokosmos-Experiment**

Natalie *PAEZ-CURTIDOR*,
Technische Universität München

12:30 - 14:00

Mittagspause mit Posterausstellung und Austellerforum

14:00 - 15:00

Block C: Niederschlagswasserbehandlung – zentral

Moderation: Dittmer

**Vorgehensweise zur Bewertung der Absetzwirkung von
Regenbecken auf Basis eines "Beckenfaktors"**

Nina *ALTENSELL*,
FH Münster

**Direkte deterministische Simulation der Sedimentation zur
Bemessung von Regenklärbecken und Schrägklärern nach
DWA-A 102-2/BWK A 3-2**

Gebhard *WEIß*,
UFT GmbH

Gelingt es bei der Planung eines Retentionsbodenfilters soziale, ökologische und landschaftliche Aspekte zu berücksichtigen?

Britta *RATHMANN*,
Hamburg Wasser

15:00 - 15:20 Fragen & Diskussion

15:20 - 15:50 Kaffeepause mit Posterausstellung und Austellerforum

15:50 - 16:50 **Block D: Niederschlagswasserbehandlung – dezentral**

Moderation: Burkhardt

Schwermetallrückhaltevermögen von Filterschichten bei der Versickerung von Niederschlagsabflüssen

Bernd *HALLER*,
Regierungspräsidium Karlsruhe

Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit angepasster bewachsener Bodenzone

Philipp *STINSHOFF*,
TU München

Langjährige Betriebserfahrungen mit Rinnenfiltern an unterschiedlichen urbanen Standorten mit und ohne Vegetationseinfluss

Claus *HUWE*,
HAURATON GmbH & Co. KG

16:50 - 17:10	Fragen & Diskussion
17:10 - 18:00	Posterausstellung und Ausstellerforum
19:00 - 21:30	Galadinner

Dienstag,

10. Oktober 2023

8:30 - 8:40
08:40 - 09:20

Begrüßung und Einführung in den Tag

**Block E: Pflanzsubstrate für blau-grüne
Infrastruktur**

Moderation: Graf

Schadstoffrückhalt von Pflanzsubstraten im Straßenraum

Michael *BURKHARDT*,
OST Rapperswil

**Bodenaushub und Abfallziegel als Pflanzsubstrat für
nachhaltige urbane Grünflächen – Eine Fallstudie**

Sebastian KNOLL,
TU München

09:20 - 9:35 Fragen & Diskussion

09:35 - 10:00

Posterflash - Teil 2

Auswaschung von Mecoprop aus Einstau-Gründächern: Wie beeinflussen verlängerte Einstauzeiten und Gründachmaterialien die Auslaugung von Mecoprop aus Bitumendachbahnen?

Daniel *NIEß*,
Technische Universität München

Kopplung von grün-blauen Maßnahmen von der Planungsphase bis zur Umsetzung "Schwammstadt Stein" - Baumrigolen in der Erprobung

Jörg *JAROSZEWSKI*,
Stadt Stein

Auswirkungen von blaugrünen Klimaanpassungsmaßnahmen auf das Stadtklima und das menschliche Wohlbefinden: Ergebnisse aus dem Projekt cool-INN

Yannick *BACK*,
Universität Innsbruck

GIS-basierte Methodik zur Flächenkategorisierung nach DWA-A 102-2

Karim *SEDKI*,
RPTU Kaiserslautern-Landau

Urbane Wasserwirtschaft: Deutsche Expertise für kasachische Städte (TERESA)

Katharina *FUCHS*,
Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH,
Hannover

Entwicklung eines Konzeptes zur Nachrüstung von Regenklärbecken mit technischen Regenwasserfiltern

Eske *HILBRANDS*,
FH Münster

Evaluierung des Schadstoffrückhalts von Baumsubstraten mit unterschiedlichen Pflanzenkohleanteilen

Sebastian *RATH*,
Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt,
Bundesamt für Wasserwirtschaft

Leistungsprüfung von innovativen Adsorberanlagen: Rückhalt von Partikeln, Schwermetallen und Spurenstoffen

Fabian *KELLER*,
OST – Ostschweizer Fachhochschule

10:00 - 10:30

Kaffeepause mit Posterausstellung und Ausstellerforum

10:30 - 11:10

Block F: Stadtbäume in blau-grüner Infrastruktur

Moderation: Rauch

Straßenbäume als Schwammstadtelemente – Erkenntnisse aus dem Monitoring von BlueGreenStreets Pilotstandorten

Michael *RICHTER*,
HCU Hamburg

Divergierende Ziele bei der Bewirtschaftung von Baumrigolen

Nils *SIERING*,
FH Münster

11:10 - 11:25

Fragen & Diskussion

11:25 - 12:05

Block G: Wasserhaushaltsmodellierung

Moderation: Rauch

Empfehlungen zur stadthydrologischen Modellierung grau-blau-grüner Maßnahmenkombinationen

Birgitta *HÖRNSCHEMEYER*,
FH Münster

Quantifizierung des lokalen Wasserhaushalts im urbanen Raum

Lukas GUERICKE,

Kompetenzzentrum Wasser Berlin

12:05 - 12:25

Fragen & Diskussion

12:35 - 14:00

Mittagspause mit Posterausstellung und Austellerforum

14:00 - 15:00

Block H: Starkregenvorsorge

Moderation: Muschalla

Wirkungspotentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsanlagen zur Starkregenvorsorge

Jonas *NEUMANN*,
RPTU Kaiserslautern-Landau

Sensitivitätsuntersuchungen zur Gebietsaufteilung und Abflussbildung in der modellgestützten Starkregenvorsorge

Hendrik *JANSSEN*,
Dr. Pecher AG

**Dezentrale Siedlungsentwässerung zur Anpassung an
Klimawandelinduzierte Starkregenereignisse**

Fabian *FUNKE*,
Universität Innsbruck

15:00 - 15:20 Fragen & Diskussion

Block I: Mischwasserentlastung

15:20 - 16:00

Moderation: Gruber

**Dynamik von Mikroverunreinigungen in
Mischwasserentlastung und Implikation für Bewirtschaftung
von urbanem Regenabfluss**

Viviane *FURRER*,
Eawag, ETH Zürich

**Künftige Herausforderungen für städtische
Entwässerungssysteme in Bezug auf Emissionen aus
Mischwasserüberläufen**

Martina *HAUSER*,
Universität Innsbruck

16:00 - 16:15 Fragen & Diskussion

16:15 - 16:30 Zusammenfassung und Ausblick nach Graz

Austragungsort
Bürgerhaus Garching
Bürgerplatz 9, Telschowstraße 4
85748 Garching bei München

Vorwort

Wir freuen uns, dieses Jahr erstmalig die *Aqua Urbanica* am Standort der TU München veranstalten zu können. Die *Aqua Urbanica* ist eine wissenschaftliche- und praxisbezogene Veranstaltungsserie, die seit 2011 die Niederschlagswasser- und Mischwasserbewirtschaftung im urbanen Bereich in den Mittelpunkt stellt. Sie wird einmal jährlich von einem der sechs universitären D-A-CH-Kooperationspartner (TU München, RPTU Kaiserslautern-Landau, TU Graz, Universität Innsbruck OST Rapperswil und Eawag-ETH Zürich,) gemeinsam mit dem jeweiligen nationalen Verband (DWA, ÖWAV und VSA) rotierend organisiert.

Die diesjährige *Aqua Urbanica 2023* zum Thema „Die wasser- und schadstoffbewusste Stadt - Klimaangepasstes Regenwassermanagement trifft Schadstoffproblematik“ beschäftigt sich mit der Planung und Umsetzung der wasserbewussten Stadt. Dabei soll nicht übersehen werden, dass neben aller Diskussionen zur Klimaanpassung auch der Schutz unserer aquatischen Umwelt vor stofflichen Beeinträchtigungen essentiell ist. Der Schwerpunkt der diesjährigen Tagung liegt daher auf den wasserwirtschaftlichen Chancen und Risiken bei der Anpassung an den Klimawandel im urbanen Raum in Zusammenhang mit der Schadstoffthematik. Maßnahmen im Bereich der grauen, blauen und grünen Infrastruktur können neben positiven Auswirkungen auf das urbane Klima auch als Quellen und Senken für stoffliche Belastungen von Niederschlagsabflüssen fungieren. Der Gewässerschutz steht für eine wasserbewusste Stadt ebenso im Fokus wie der Erhalt des lokalen Wasserhaushalts und die Anpassung an zunehmende Klimaextreme.

Wir freuen uns sehr, dass wir durch die vielfältigen und spannenden Beiträge ein abwechslungsreiches Programm für die diesjährige *Aqua Urbanica 2023* in München zusammenstellen konnten und erwarten uns einen weitreichenden Erfahrungsaustausch und spannende Diskussionen über die einzelnen Ländergrenzen hinaus. Insgesamt werden aus der gesamten D-A-CH-Region Teilnehmer:innen aus Kommunen, Planungsbüros, universitären Einrichtungen und wasserwirtschaftlichen Behörden vertreten sein, sowie unterschiedliche Hersteller aus dem Bereich der Siedlungsentwässerung.

Wir freuen uns auf eine interessante und anregende Veranstaltung!

Garching, den 9./10. Oktober 2023

Prof. Dr. Brigitte Helmreich, Lea Rosenberger und Philipp Stinshoff
Für das Scientific Board der Aqua Urbanica

Inhaltsverzeichnis

Block A: „Schadstoffquellen und Stoffdynamik“

<i>Welche stofflichen Belastungen urbaner Gewässer kommen aus welcher Quelle?</i>	1
<i>Verschmutzungsdynamisierung von urbanen Niederschlags-Abfluss Ereignissen für eine ressourcenoptimierte Weiterentwicklung des Schwammstadtkonzeptes</i>	8
<i>Hydraulische Kanalnetzmodelle als Teil eines integrierten Modellierungsansatzes zur Überwachung lokaler Dynamiken von Infektionskrankheiten</i>	18

Block B: „Herausforderungen bei der Regenwasserbewirtschaftung“

<i>Ergebnisse einer Literaturstudie zu Spurenstoffen aus Regenwasserkanälen und Mischwasserüberläufen</i>	27
<i>Behandlung von belastetem Niederschlagswasser: Ein Konzept für Hamburg</i>	35

Posterflash – Teil 1

<i>Eine modellbasierte Bewertung des Potenzials zur Überlaufreduzierung mit Hilfe eines Frachtbasierten Global Prädiktiven Controllers (GPC) im Abwasserverband Rheinfelden</i>	43
<i>Einsatz von Geotextil-Filtersäcken zur Behandlung von Straßenabwasser</i>	48
<i>Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA – Gewässer: VSA-Richtlinie und Praxisbeispiele</i>	56
<i>Strukturierter Planungsprozess Oberflächenabfluss: Anwendung der neuen VSA-Empfehlung am Beispiel der Stadt Schaffhausen</i>	65
<i>Wasserbedarf und -verfügbarkeit an urbanen Baumstandorten unter Einfluss des Klimawandels am Beispiel Ingolstadt</i>	72
<i>Rockflow Steinwolle – Ein innovatives Entwässerungssystem zur Filtration, Speicherung und Versickerung</i>	79
<i>Relevanz der Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung</i>	87
<i>Interdisziplinäre Forschung zur Entwicklung multifunktionaler Versickerungsmulden: Mesokosmos-Experiment</i>	93

Block C: „Niederschlagswasserbehandlung – zentral“

<i>Vorgehensweise zur Bewertung der Absetzwirkung von Regenbecken auf Basis eines "Beckenfaktors"</i>	101
<i>Direkte deterministische Simulation der Sedimentation zur Bemessung von Regenklärbecken und Schrägklärern nach DWA-A 102-2/BWK A 3-2</i>	109
<i>Gelingt es bei der Planung eines Retentionsbodenfilters soziale, ökologische und landschaftliche Aspekte zu berücksichtigen?</i>	115

Block D: „Niederschlagswasserbehandlung – dezentral“

<i>Schwermetallrückhaltevermögen von Filterschichten bei der Versickerung von Niederschlagsabflüssen</i>	124
<i>Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit angepasster bewachsener Bodenzone</i>	132
<i>Langjährige Betriebserfahrungen mit Rinnenfiltern an unterschiedlichen urbanen Standorten mit und ohne Vegetationseinfluss</i>	139

Block E: „Pflanzsubstrate für blau-grüne Infrastruktur“

<i>Schadstoffrückhalt von Pflanzsubstraten im Straßenraum</i>	148
<i>Bodenaushub und Abfallziegel als Pflanzsubstrat für nachhaltige urbane Grünflächen – Eine Fallstudie</i>	155

Posterflash – Teil 2

<i>Auswaschung von Mecoprop aus Einstau-Gründächern: Wie beeinflussen verlängerte Einstauzeiten und Gründachmaterialien die Auslaugung von Mecoprop aus Bitumendachbahnen?</i>	164
<i>Kopplung von grün-blauen Maßnahmen von der Planungsphase bis zur Umsetzung "Schwammstadt Stein" -Baumrigolen in der Erprobung</i>	171
<i>Auswirkungen von blaugrünen Klimaanpassungsmaßnahmen auf das Stadtklima und das menschliche Wohlbefinden: Ergebnisse aus dem Projekt cool-INN</i>	179
<i>GIS-basierte Methodik zur Flächenkategorisierung nach DWA-A 102-2</i>	185
<i>Urbane Wasserwirtschaft: Deutsche Expertise für kasachische Städte (TERESA)</i>	192
<i>Entwicklung eines Konzeptes zur Nachrüstung von Regenklärbecken mit technischen Regenwasserfiltern</i>	199
<i>Evaluierung des Schadstoffrückhalts von Baumsubstraten mit unterschiedlichen Pflanzenkohleanteilen</i>	210
<i>Leistungsprüfung von innovativen Adsorberanlagen: Rückhalt von Partikeln, Schwermetallen und Spurenstoffen</i>	217

Block F: „Stadtbäume in blau-grüner Infrastruktur“

<i>Straßenbäume als Schwammstadtelemente – Erkenntnisse aus dem Monitoring von BlueGreenStreets Pilotstandorten</i>	225
<i>Divergierende Ziele bei der Bewirtschaftung von Baumrigolen</i>	232

Block G: „Wasserhaushaltsmodellierung“

<i>Empfehlungen zur stadthydrologischen Modellierung grau-blaugrüner Maßnahmenkombinationen</i>	244
<i>Quantifizierung des lokalen Wasserhaushalts im urbanen Raum</i>	252

Block H: „Starkregenvorsorge“

<i>Wirkungspotentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsanlagen zur Starkregenvorsorge</i>	260
---	-----

*Sensitivitätsuntersuchungen zur Gebietsaufteilung und Abflussbildung
in der modellgestützten Starkregenvorsorge* 269

*Dezentrale Siedlungsentwässerung zur Anpassung an
klimawandelinduzierte Starkregenereignisse* 277

Block I: „Mischwasserentlastung“

*Dynamik von Mikroverunreinigungen in Mischwasserentlastung und Implikation
für Bewirtschaftung von urbanem Regenabfluss* 286

*Künftige Herausforderungen für städtische Entwässerungssysteme in Bezug
auf Emissionen aus Mischwasserüberläufen* 291

Block A

„Schadstoffquellen und Stoffdynamik“

Welche stofflichen Belastungen urbaner Gewässer kommen aus welcher Quelle?

Andreas Matzinger¹, Daniel Wicke¹, Franziska Knoche¹, Malte Zamzow¹, Daniel Venghaus², Wolfgang Seis¹, Veronika Zhiteneva¹, Ulf Miehe¹

1 Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Cicerostraße 24, 10709 Berlin
2 TU Berlin, Siedlungswasserwirtschaft, Gustav-Meyer-Allee 25, 13355 Berlin

Kurzfassung: Untersuchungen des Schmutz- und Regenwasserabflusses der letzten 10 Jahre wurden für acht Stoffgruppen in einem Berliner Bilanzmodell zusammengeführt. Es zeigt sich, dass sowohl Regenwasserabfluss als auch Schmutzwasser für jeweils die Hälfte der betrachteten Stoffgruppen die dominante Quelle darstellen. Weiter ergeben sich der Klärwerksablauf und Regenwassereinleitungen aus dem Trennsystem als wichtigste Pfade dieser Stoffe in die Gewässer. Die höchsten akuten Konzentrationen im Gewässer werden dagegen bei Regenwetter erwartet, durch Regenwassereinleitungen oder Mischwasserüberläufe.

Key-Words: Emissionen, urbane Gewässer, Regenwasserabfluss, ABIMO, OgRe-Modell

1 Hintergrund

Urbane Gewässer sind unterschiedlichen stofflichen Belastungen aus Entwässerungssystemen ausgesetzt, sowohl durch schmutzwasser- als auch durch regenwasserbürtige Stoffe. Diese wiederum gelangen über die drei Pfade Kläranlagenablauf (KA), Mischwasserüberläufe (MWÜ) und Regenwassereinleitungen im Trennsystem (REG) in die Gewässer. Um geeignete Maßnahmen für unterschiedliche Stoffgruppen zu definieren, ist es in einem ersten Schritt wichtig, die relative Bedeutung (i) der Quellen Regenwasserabfluss und Schmutzwasser und (ii) der Pfade KA, MWÜ und REG zu betrachten. Die folgende Arbeit zeigt diese relative Bedeutung am Beispiel Berlins für jährliche Frachten von acht ausgewählten Stoffgruppen mit potenzieller Gewässerrelevanz. Die Berechnung basiert auf einem einfachen Bilanzmodell, sowie Messdaten aus verschiedenen Berliner Monitoringaktivitäten der letzten 10 Jahre.

2 Material und Methoden

2.1 Berlin

Berlin weist eine angeschlossene, versiegelte Fläche von 170 km² auf, wovon ca. 1/3 im Mischgebiet und 2/3 im Trenngebiet liegen. Die 3,6 Millionen Einwohner leben fast gleichverteilt zwischen Misch- und Trenngebiet. Der Großteil aller Einleitungen der drei Pfade KA, MWÜ und REG münden in Berliner Gewässer. Durch die starke Ausprägung von Trenn- und Mischgebiet und dem beinahe geschlossenen Bilanzraum eignet sich Berlin gut für einen generellen Vergleich der Bedeutung von Quellen und Pfaden für Gewässer.

2.2 Stoffgruppen

Acht Stoffgruppen (mit jeweils zwei Einzelparametern) wurden bezüglich der folgenden potenziellen Belastungen für Gewässer ausgewählt: (i) Überschreitung von akuten Grenzwerten (Biozide, PAK, Schwermetalle), (ii) Akkumulation und negative Wirkung auch flussabwärts (Nährstoffe, Schwermetalle, Mikroplastik, PAK), (iii) Einschränkung der Badegewässerqualität (Fäkalindikatoren) und (iv) chronische Belastung und Einschränkung der Nutzung (Pharmazeutika, Industriechemikalien). Tabelle 1 zeigt einen Überblick der bilanzierten Parameter.

Tabelle 1 Betrachtete Stoffgruppen und beispielhafte Einzelparameter

Stoffgruppe	Einzelparameter	Abkürzung	Monitoringprogramm/ Bilanzierung
Nährstoffe	Biologischer Sauerstoffbedarf	BSB	„OgRe“ (Wicke et al. 2021a, Wicke et al. 2021b)
	Gesamt-Phosphor	P _{ges}	
Schwermetalle	Kupfer	Cu	
	Zink	Zn	
Pharmazeutika	Carbamazepin	CMZ	
	Ibuprofen	IBU	
Biozide/Pestizide	Glyphosat	Gly	
	Mecoprop	MCP	
Industriechemikalien	Benzothiazol	BTH	
	Benzotriazol	BTR	
PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)	Benzo[b]fluoranthen	BbF	
	Benzo[k]fluoranthen	BkF	
Fäkalindikatoren	Escherichia coli	E. coli	„FLUSSHYGIENE“ (Knoche 2018)
	Intestinale Enterokokken	IE	
Mikroplastik	Polystirol	PS	„OEMP“ (Matzinger et al. 2019)
	Styrol-Butadien-Kautschuk	SBR	

2.3 Bilanzierung

Das „OgRe-Modell“ berechnet jährliche Frachten nach Quellen und Pfaden. Der Regenwasserabfluss wird dabei mit dem Modell ABIMO für alle ca. 25.000 Blockteilstrecken Berlins berechnet, je nach Standort mit Konzentrationen verknüpft und auf die drei Pfade verteilt (Wicke et al. 2015). Diese Aufteilung erfolgt in einem ersten Schritt nach Lage in Misch- oder Trenngebiet. Im Falle von Mischgebiet werden pro Pumpwerkseinzugsgebiet berechnete MWÜ-Mengen (Modellansatz siehe Riechel et al. (2016)) abgezogen und der Rest KA zugeschlagen. Für Schmutzwasser stammen Abflussmengen via KA aus gemessenen gereinigten Abwassermengen (unveröffentlichte Daten, Berliner Wasserbetriebe), für MWÜ wurde ein fester Schmutzwasseranteil von 9% angenommen (Wicke et al. 2015).

Bezüglich Stoffinformationen der Schmutzwasserseite liegen für Mikroplastik und Fäkalindikatoren Monitoringergebnisse zum Kläranlagenablauf vor (siehe Tabelle 1), Ablaufwerte weiterer Stoffe und Rückhalt in Kläranlagen wurden aus der Literatur zusammengetragen (wo verfügbar zu Berliner Klärwerken). Bei den Konzentrationen im

Regenwasserabfluss bestimmte der Detaillierungsgrad des Monitorings die Berücksichtigung im Bilanzmodell:

- für Mikroplastik liegen Einzelwerte aus dem Straßenabfluss vor, entsprechend wurde nur Abfluss von Straßenflächen mit einer Konzentration beaufschlagt.
- für Fäkalindikatoren liegt ein einjähriges Monitoring in zwei Regenkanälen vor, einmal mit und einmal ohne Fehlan Schlüsse. Hier wurden optimistisch die Werte ohne Fehlan Schlüsse für sämtliche Flächen angesetzt.
- für alle anderen Parameter liegt ein detailliertes Regenwasser-Monitoring im Trennkanal von fünf Stadtstrukturtypen vor. Entsprechend wurden bei der Bilanzierung Konzentrationen nach Stadtstrukturtyp der abflusswirksamen Fläche zugewiesen.

Das Wasserhaushaltsmodell ABIMO (KWB 2022) und das OgRe-Modell (KWB 2021) sind auch als R-Pakete frei verfügbar.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abflussbilanz

In Abbildung 1 ist die grobe Mengenaufteilung der Pfade nach Herkunft dargestellt. Sie zeigt, dass den Berliner Gewässern in etwa drei Mal mehr (gereinigtes) Schmutzwasser (B) als Regenwasserabfluss (A) zugeleitet wird. Letzterer stammt zu knapp 70 % aus dem Trenngebiet. Über Misch- und Trenngebiet werden 23 % des Regenwasserabflusses und 99,7 % des Schmutzwasseraufkommens in Kläranlagen gereinigt. MWÜ leiten dagegen „nur“ 9 % des Regenwasserabflusses und 0,3 % des Schmutzwassers (allerdings ungereinigt) in Gewässer ein.

Damit die Frachten aus Regenwasserabfluss und aus Schmutzwasser für einen konservativen Stoff (ohne Rückhalt in der Kläranlage) gleich sind, müsste dieser ein Konzentrationsverhältnis von 3:1 aufweisen. Bei Rückhalt in den Kläranlagen steigt die Bedeutung von Regenwasser im Vergleich zu Schmutzwasser und kann bereits deutlich unter einem Konzentrationsverhältnis von 3:1 die dominante Quelle eines Stoffes werden.

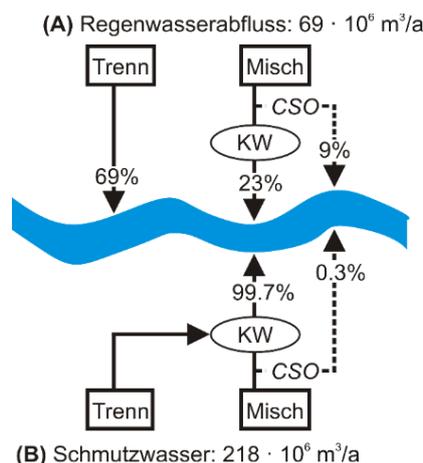


Abbildung 1 Berücksichtigte Einleitungen in die Berliner Gewässer (angepasst aus Wicke et al. (2015))

3.2 Jahresfrachten

Die Ergebnisse der Bilanzmodellierung zeigen deutliche Unterschiede für die betrachteten Stoffgruppen (Abbildung 2). Die Unsicherheiten in den berechneten absoluten Jahresfrachten

sind beträchtlich. Trotzdem ist die Abschätzung der dominanten Quellen / des dominanten Pfades relativ robust. Hinsichtlich Belastungsherkunft (linke Darstellung in Abbildung 2) dominiert Schmutzwasser die vier Gruppen Nährstoffe (v.a. für P), Pharmazeutika, Industriechemikalien und Fäkalindikatoren. Mit Schwermetallen, PAK, Bioziden und Mikroplastik haben ebenso vier Gruppen ihren Ursprung hauptsächlich im Regenwasserabfluss. Hinsichtlich der Pfade (rechte Darstellung in Abbildung 2) dominieren klar KA und REG, MWÜ haben nur einen geringen Anteil. Eine Ausnahme sind dabei Fäkalindikatoren. Durch den sehr hohen Rückhalt in Kläranlagen und vergleichsweise niedrige Werte im Regenwasserabfluss bekommt hier der Pfad MWÜ ein deutlich höheres Gewicht.

3.3 Bedeutung

Aus Gewässersicht ist wichtig, dass die Fracht über den Pfad KA kontinuierlich anfällt, während sie im Falle von REG auf ca. 100 Regenereignisse und bei MWÜ auf ca. 20-30 kurze Ereignisse verteilt ist. Dadurch ist die Belastung bei den Pfaden REG und MWÜ deutlich kürzer, die Konzentrationen können aber deutlich höher werden. Dies soll ein Rechenbeispiel anhand der vier Parameter BSB, IBU, BbF und BTR (Abkürzungen siehe Tabelle 1) verdeutlichen. Unter Berücksichtigung der berechneten Frachten und der Dauer der jährlichen Belastung pro Pfad sowie dem Gewässerdurchfluss flussabwärts der Stadt Berlin lassen sich fiktive mittlere Gewässerkonzentrationen bei Einleitung für jeden Pfad abschätzen.

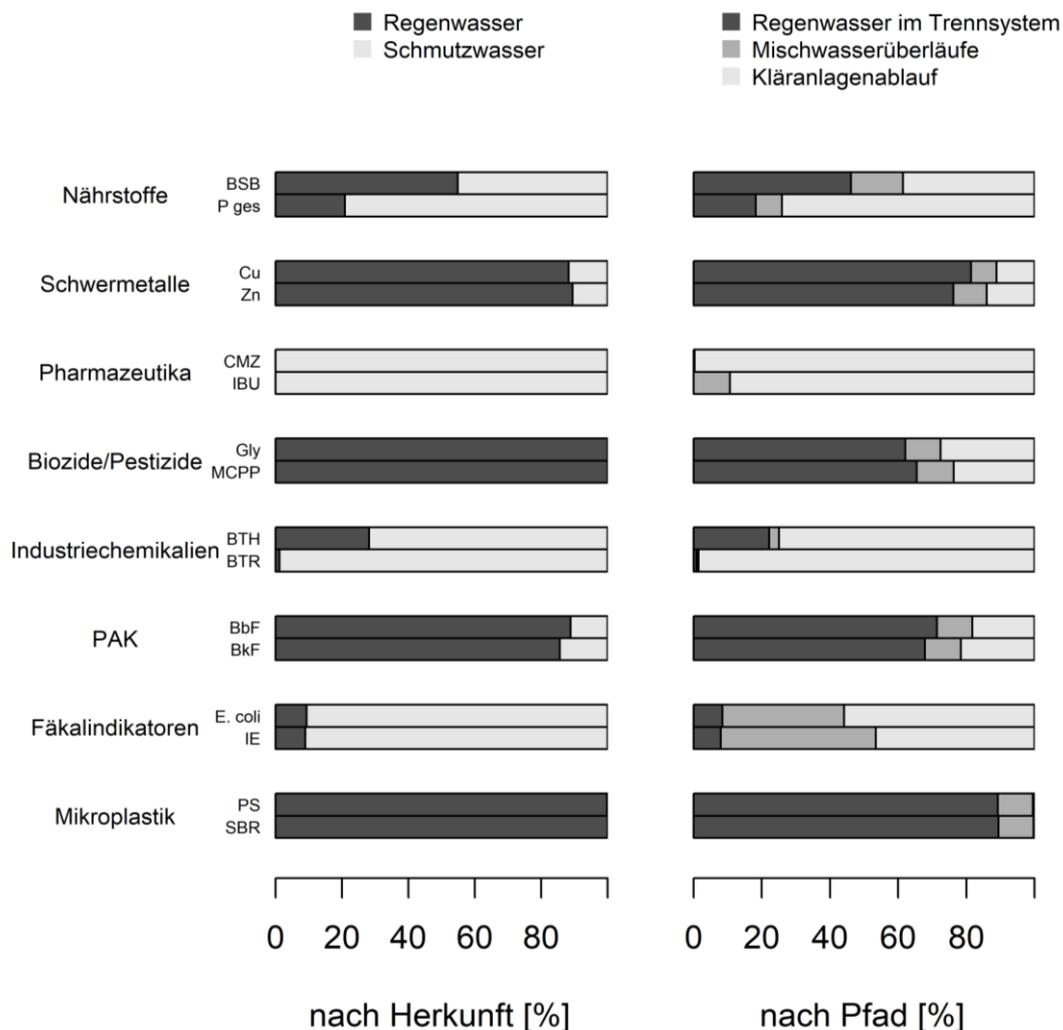


Abbildung 2 Ergebnisse des Stofffracht-Bilanzmodells: Mittlere relative Bedeutung der jährlichen Stofffrachten in Berliner Gewässer nach Herkunft und Pfaden. Für Abkürzungen der Einzelsubstanzen siehe Tabelle 1

Die Ergebnisse in Tabelle 2 zeigen deutlich, dass der bezüglich jährlichen Frachten dominante Pfad nicht immer zu den höchsten Konzentrationen führt. Obwohl MWÜ nur ca. 15% der jährlichen BSB-Fracht ausmachen führen sie im Mittel zu 3 bis 60-fach höheren Konzentrationen als REG und KA. Dies erklärt auch die Bedeutung von MWÜ für Fischsterben in den innenstädtischen Gewässern. Die Situation stellt sich ähnlich dar für IBU, welches wie BSB gut im Klärwerk zurückgehalten wird. Beim PAK BbF erreichen REG und MWÜ ähnliche Konzentrationen im Bereich der Grenzwerte, wobei REG deutlich häufiger auftreten. Lediglich bei BTR führt mit KA der deutlich größte Emittent auch knapp zu den höchsten Konzentrationen.

Während also die grobe jährliche Analyse in Abbildung 2 eine systemübergreifende Diskussion von Belastungen und möglichen Maßnahmen erlaubt, ist dagegen im konkreten Fall, insbesondere bezüglich akuter Belastungen, eine genauere Betrachtung des Gewässers notwendig.

Tabelle 2 Abschätzung fiktiver mittlerer Konzentrationen im Gewässer während aktiver Emission

	Einheit	Pfad		
		KA	REG	MWÜ
MQ Gewässer	Mio m ³ /a	1534 ^a		
Dauer der Emission	d/a	365	23 ^b	2,5 ^c
Fracht BSB	kg/a	754.748	902.021	297.878
Konzentration Gewässer	mg/L	0,5	9,3	28,4
Fracht IBU	kg/a	5,8	0,0	0,7
Konzentration Gewässer	µg/L	0,004	0	0,065
Fracht BbF	kg/a	1,9	7,5	1,1
Konzentration Gewässer	µg/L	0,001	0,08	0,10
Fracht BTR	kg/a	1.922	17	12
Konzentration Gewässer	µg/L	1,3	0,2	1,2

a MQ der Jahre 2010-2020 an den Messstellen Tiefwerder (Havel) und Lichterfelde (Teltowkanal), Wasserportal Berlin

b durchschnittliche jährliche Regendauer von abflusswirksamen Ereignissen > 0,8mm in Berlin (Basis: 30-jährige Regenreihe in Berlin-Dahlem, Trenndauer 6h)

c Annahme 30 Ereignisse pro Jahr mit einer durchschnittlichen Dauer von 2h

4 Schlussfolgerung und Ausblick

- Die Berücksichtigung der Ergebnisse stofflicher Monitoringprogramme in einem Bilanzmodell Berlins ermöglicht eine grobe Analyse und systemübergreifende Diskussion von Belastungen und möglichen Maßnahmen.
- Für acht Stoffgruppen mit potenzieller Gewässerrelevanz wurde entweder der Regenwasserabfluss (für vier Gruppen) oder das Schmutzwasser (für vier Gruppen) als dominante Quelle bezüglich Jahresemissionen identifiziert.
- Die Pfade KA und REG zeigen die höchsten Jahresfrachten, MWÜ machen außer bei Fäkalindikatoren weniger als 15 % der Gesamtemissionen aus.

- Die Jahresfrachten über die drei Pfade wirken sich unterschiedlich auf Konzentrationen im Gewässer aus. Ein Rechenbeispiel zeigt, dass die Konzentrationen bei Regenwetter (via REG und MWÜ) für viele Stoffgruppen ein Vielfaches der chronischen Konzentrationen durch KA erreichen können.
- Aktuell wird die Stoffpalette um die Stoffgruppe der PFAS erweitert, zu denen ein Monitoringprogramm im Rahmen des EU-Projektes PROMISCES angelaufen ist. In PROMISCES wird das Bilanzmodell um Industriegebiete / Indirekteinleiter erweitert und mit dem Gewässer verknüpft.

5 Literatur

- Knoche, F. (2018) Analyse der regenbedingten Belastungssituation Berliner Fließgewässer durch hygienisch relevante Einträge aus der Siedlungsentwässerung, Technische Universität Berlin.
- KWB (2021) Load Model Developed in OGRE Project, pp. <https://github.com/KWB-R/kwb.ogre.model>.
- KWB (2022) kwb.abimo - R Package with Functions for Working with Water Balance Model ABIMO pp. <https://github.com/KWB-R/kwb.abimo>.
- Matzinger, A., Jährig, J. and Mieke, U. (2019) Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf - Schlussbericht Verbundprojekt OEMP (Teilprojekt Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH), Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH.
- Riechel, M., Matzinger, A., Pawlowsky-Reusing, E., Sonnenberg, H., Uldack, M., Heinzmann, B., Caradot, N., von Seggern, D. and Rouault, P. (2016) Impacts of combined sewer overflows on a large urban river – Understanding the effect of different management strategies. *Water Research* 105, 264-273.
- Wicke, D., Matzinger, A. and Rouault, P. (2015) Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins - Abschlussbericht, p. 106, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin.
- Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Dick, R., Heinzmann, B., Dünnbier, U., von Seggern, D. and Rouault, P. (2021a) Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses. *Water* 13(9).
- Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Rouault, P., Dünnbier, U., Heinzmann, B. and von Seggern, D. (2021b) Data base: Organic micropollutants and heavy metals in stormwater runoff of five different catchment types in Berlin (Germany), p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4631696>.

Danksagung

Die Arbeiten basieren auf Monitoring-Kampagnen, welche durch das Umweltentlastungsprogramm II des Berliner Senats (Projekt OgRe), durch das BMBF (Projekte OEMP (FKZ 03XP0045C) und Flusshygiene (FKZ 02WRM1364A)) und durch die EU (EU Projekt PROMISCES - grant agreement N° 101036449) gefördert wurden. Wir bedanken uns auch für die tolle Zusammenarbeit mit den Partnern in all diesen Projekten.

Korrespondenz:

Andreas Matzinger
Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Cicerostraße 24, 10709 Berlin
Tel: + 49 (0)30 536 53 824
E-Mail: andreas.matzinger@kompetenz-wasser.de

Verschmutzungsdynamisierung von urbanen Niederschlags-Abfluss-Ereignissen für eine ressourcenoptimierte Weiterentwicklung des Schwammstadtkonzeptes

S. Hornig¹, A. Belli², K. Bauerfeld¹

1 TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Pockelsstraße 2a, 38106 Braunschweig, Deutschland

2 Stadtentwässerung Braunschweig GmbH, Taubenstraße 7, 38106 Braunschweig, Deutschland

Kurzfassung:

Die zeitliche Dynamik der Schadstoffbelastungen und Abflussmengen einzelner Ereignisse wird bei Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen bisher nicht berücksichtigt. Mit der Idee anfallende Schmutzfrachten in Abhängigkeit von (I) einzelnen Niederschlagsereignissen, (II) spezifischen Einzugsgebietscharakteristika und (III) weiteren Randbedingungen zu dynamisieren, wurde ein urbanes Bestandsgebiet hinsichtlich seiner Verschmutzungsdynamik untersucht. Wesentliche Ergebnisse sind zeitlich hochaufgelöste Verschmutzungsverläufe und erste Korrelationen zwischen Einzugsgebiet, Verschmutzungsdynamik und Randbedingungen.

Key-Words: Niederschlagswasserbehandlung, Spülstoß, Verschmutzungsdynamik, qualitätsbasierte Entwässerung

1 Einleitung

Regenwassermanagement, der Umgang mit Starkregenereignissen und Vorkehrungen gegen Überhitzung sind wichtige Faktoren einer Anpassungsstrategie an den Klimawandel, die zahlreiche Städte umsetzen müssen. Blau-grüne Infrastrukturen (BGI) können als wichtige Komponenten der Schwammstadt nur dann als kühlende Elemente im städtischen Raum wirken, wenn eine zuverlässige Wasserversorgung in ausreichender Menge und Qualität gewährleistet ist. Bisherige Studien zeigen deutlich, dass urbanes Regenwasser erheblich verschmutzt ist (Lundy et al. 2012; Sillanpää und Koivusalo 2015; Kozak et al. 2019). Das Ausmaß und die Art der Verschmutzung hängen stark von der jeweiligen Flächennutzung ab (Ellis und Mitchell 2006; Song et al. 2019; Wicke et al. 2021), so dass ggf. umfassende, angepasste Regenwasserbehandlungsmaßnahmen erforderlich sind.

Angesichts dieser Situation wäre es naheliegend, verschmutztes Niederschlagswasser über vorhandene Infrastruktur einer Behandlung zuzuführen, während gering verschmutztes Niederschlagswasser im Quartier verbleibt, dort ggf. aufbereitet, gespeichert und genutzt wird. Eine zeitliche Differenzierung der Abflussqualität kann innerhalb eines Niederschlags-Abfluss-Ereignisses oder in Abhängigkeit der Randbedingungen zwischen zwei Niederschlags-Abfluss-Ereignissen durchgeführt werden. Eine qualifizierte Differenzierung des präferierten Abflusses unter Berücksichtigung der Verschmutzungsart und ihrer räumlichen und zeitlichen Variation benötigt dabei zwingend ein Werkzeug zur „Verschmutzungsprognose“. Als Input für dieses Werkzeug kann der Parameter „Wasserqualität“ dienen, um einen entsprechenden Abflussweg zu priorisieren. Dabei sind für die Differenzierung zwischen verschmutztem und gering verschmutztem Niederschlagswasser allgemeine Trends der Verschmutzung und des Abflusses von größerer Bedeutung als absolute Werte der

(Schad)stoffkonzentrationen. Für eine qualitätsorientierte Entwässerung ist daher das Wissen um die Dynamik der urbanen Abflussbelastung und -menge von entscheidender Bedeutung. Im Allgemeinen kann die Verschmutzungsdynamik mit Hilfe des Spülstoßeffektes (engl. first-flush effect) abgebildet werden, für den es in der Literatur verschiedene Definitionen gibt (vgl. Hathaway et al. 2012). In Verbindung mit einer synergetischen Nutzung bestehender Infrastrukturen kann dieser Ansatz den Grundstein für einen ressourcen- und umweltschonenden Wandel hin zu einer zukunftsorientierten, belastbaren und wirtschaftlichen Stadtentwässerung legen. Für eine erste Einordnung dieser Idee wurde ein charakteristisches Teileinzugsgebiet in Braunschweig mit Wohnbebauung hauptsächlich aus den 1970er Jahren hinsichtlich seiner Verschmutzungs- und Abflussdynamik untersucht.

2 Spülstoßeffekt

Beim Spülstoßeffekt werden kumulierte Schmutzfrachten und kumulierte Abflussvolumina ins Verhältnis gesetzt. Ein Spülstoß liegt vor, wenn bei einem vergleichsweise niedrigen kumulierten Abflussvolumen bereits ein signifikanter Anteil der kumulierten Schmutzfracht abgeflossen ist. Beständig wird davon ausgegangen, dass Niederschlagswasser schon relativ früh während eines Niederschlags-Abfluss-Ereignisses eine signifikante Schadstoffbelastung aufweist. Häufig wird bei einer graphischen Darstellung die kumulative Schmutzfracht gegen das kumulierte Volumen aufgetragen (**Load-Volume-Kurve**, L-V-Kurve) (vgl. Abbildung 3).

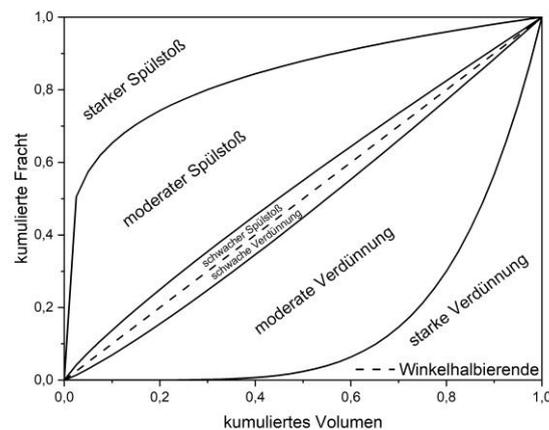


Abbildung 3: Beispielhafte Klassifizierung von L-V-Kurven hinsichtlich der Spülstoßintensität (eigene Darstellung in Anlehnung an Saget et al. (1996) und Hathaway et al. (2012))

Das Auftreten eines Spülstoßes kann dadurch definiert sein, dass die L-V-Kurve zu jedem Zeitpunkt oberhalb der Winkelhalbierenden liegt. Zusätzlich kann der Abstand zwischen der L-V-Kurve sowie die anfängliche Steigung berücksichtigt werden (Hathaway et al. 2012). Eine weitere Möglichkeit ist die L-V-Kurve mit Hilfe einer Exponentialfunktion (vgl. Gleichung 1) zu beschreiben, wobei der Parameter b die Stärke des Spülstoßeffektes charakterisiert. In Anlehnung an Saget et al. (1996) und Hathaway et al. (2012) kann dann eine Klassifizierung der Spülstoßstärke vorgenommen werden (vgl. Tabelle 3).

$$L = V^b \quad (\text{Gl. 1})$$

Tabelle 3: Klassifizierung der Stärke des Spülstoßeffektes in Anlehnung an Saget et al. (1996) und Hathaway et al. (2012)

Bereich der b-Werte	Stärke des Spülstoßeffektes
0,000 – 0,185	Starker Spülstoß
0,185 – 0,862	Moderater Spülstoß
0,862 – 1,000	Schwacher Spülstoß
1,000	Gleichmäßige Schadstoffbelastung*
1,000 – 1,159	Schwache Verdünnung
1,159 – 5,395	Moderate Verdünnung
5,395 - ∞	Starke Verdünnung

* Winkelhalbierende

Zu den wichtigsten Einflussfaktoren auf den Spülstoß gehören die Niederschlagsmenge und die Einzugsgebietsmerkmale. Niederschlagscharakteristika wie Gesamtniederschlagshöhe und -dauer in Verbindung mit der gesamten undurchlässigen Fläche, beeinflussen die Gesamtmenge des abgeleiteten Volumens und damit mittlere und maximale Abflusshöhen im Kanal. Darüber hinaus hat die Niederschlagsintensität einen Einfluss auf das Auswaschungsverhalten an der Oberfläche und im Kanal. Zusätzlich beeinflusst die Dauer der vorangegangene Trockenperiode in Verbindung mit der entsprechenden Flächennutzung durch Akkumulation von (auswaschbaren) Schadstoffen die Wasserqualität (Hornig et al. 2022).

Um eine erste Vorstellung von den Abflusseigenschaften verschiedener charakteristischer Einzugsgebiete zu erhalten, ist eine Einteilung der Flächen in Verschmutzungsklassen in Anlehnung an das Arbeitsblatt DWA-A 102-2 (DWA 2021) hilfreich.

3 Methoden

3.1 Einzugsgebiet

Ein Teileinzugsgebiet in Braunschweig (vgl. Abbildung 4) mit Trennkanalisation wurde hinsichtlich der zeitlichen Variation von Abflussverschmutzung und -menge untersucht. Die Gesamtgröße des Einzugsgebiets beträgt 5 ha, von denen ca. 1,8 ha bebaut und damit undurchlässig sind. Die Bebauung besteht im Wesentlichen aus Wohngebäuden aus den 1970er Jahren und Straßen. Folglich liegen in Anlehnung an DWA-A 102-2 (DWA 2021) hauptsächlich die Schadstoffklasse II (mäßige Verschmutzung) und Schadstoffklasse I (geringe Verschmutzung) vor. Mit dem Schwerpunkt auf der Ermittlung von Verschmutzungsprofilen für charakteristische Einzugsgebiete wurde dieses Gebiet ausgewählt, da es eine vergleichsweise klare Abgrenzung zu anliegenden, weiteren Flächennutzungsarten (Industrie, Gewerbe, gemischt) aufweist und folglich ortsunabhängige Ergebnisse zu erwarten waren.

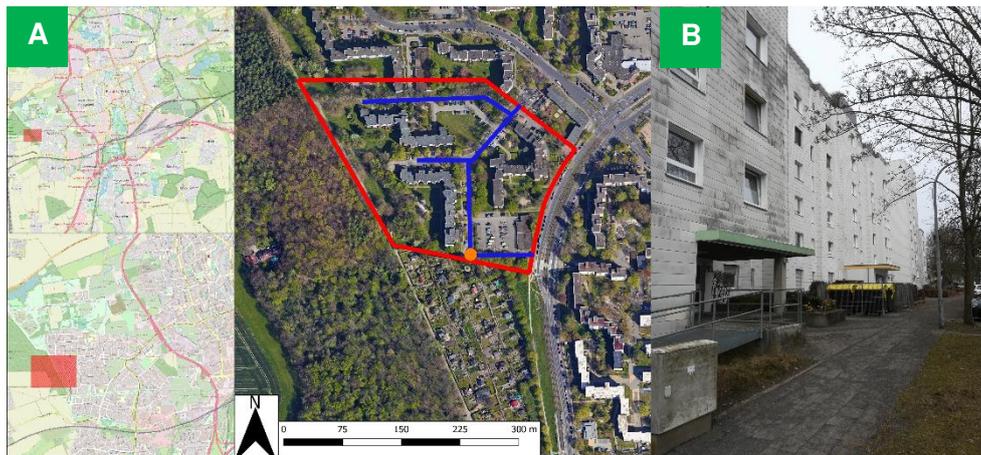


Abbildung 4: (A) Untersuchtes Einzugsgebiet mit Einzugsgebietsgrenzen (rot), Trennkanalisation (blau) und Messstelle (orange) (Bilder © 2022 AeroWest, CNES / Airbus, GeoBasis-DE/BKG, Maxar Technologies, Kartendaten © 2022 GeoBasis-DE/BKG (© 2009), bearbeitet) und (B) typische Wohnbebauung im Einzugsgebiet (eigene Darstellung, ISWW)

3.2 Beprobungsstrategie, Parameter und Datenanalyse

Für die ereignisgesteuerte zeitproportionale Beprobung des Niederschlagswasser aus dem Kanal wurde ein automatischer Probenehmer mit Durchflussmengenmessung und Fließgeschwindigkeitssensor verwendet. Genommene Proben wurden auf die abwassertechnisch relevanten Parameter CSB, AFS, P_{Ges} , $\text{PO}_4\text{-P}$, NO_3 , NH_4 , pH und Leitfähigkeit untersucht.

Für jedes beprobte Regenereignis wurde für alle stofflichen Parameter eine L-V-Kurve erstellt und ein entsprechender b-Wert sowie mittlere Ereigniskonzentrationen ermittelt. Darüber hinaus wurden die Gesamtniederschlagsmenge, mittlere Niederschlagsintensität, maximale Niederschlagsintensität, Dauer des Regenereignisses, Dauer der vorherigen Trockenperiode, mittlere Abflusshöhe im Kanal, maximale Abflusshöhe im Kanal und das gesamte Ablaufvolumen für eine Korrelationsanalyse genutzt.

4 Ergebnisse

Abbildung 5 zeigt beispielhaft den Verlauf von Durchflussvolumen sowie den Konzentrationen an CSB und AFS im Kanalabfluss über den Beprobungszeitraum eines Niederschlag-Abfluss-Ereignisses. Das Abflussregime folgt dem Verlauf des Niederschlags mit einem Anstieg des Abflusses unmittelbar nach Beginn des Regenereignisses und einer entsprechenden Abnahme bei nachlassendem Niederschlag bzw. zum Ende des Regenereignisses.

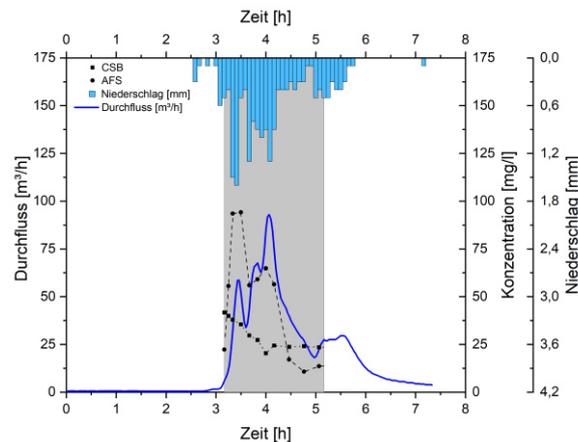


Abbildung 5: Beispielhafte Verschmutzungsdynamik für die Parameter CSB und AFS (eigene Darstellung, ISWW)

In diesem Beispiel nimmt die CSB-Konzentration während der gesamten Beprobung unabhängig vom Durchfluss kontinuierlich ab. Im Gegensatz dazu steigt die Konzentration an AFS zu Beginn deutlich an und ist im weiteren Verlauf stärker an den zeitlichen Verlauf des Durchflusses gekoppelt als die CSB-Konzentration. Folglich hat die anfängliche Niederschlagsintensität und das resultierende Abflussverhalten ausgereicht, um abgelagerte Feststoffe zu mobilisieren. Ob solche Verläufe charakteristisch für das Einzugsgebiet sind und welchen Randbedingungen diese determinieren können, wurde mit Hilfe einer Korrelationsanalyse untersucht.

Dafür wurden für jeden Verschmutzungsparameter Korrelationen zwischen dem berechneten Parameter b und den beschriebenen Einflussgrößen ermittelt. Zusätzlich wurden die mittleren Ereigniskonzentrationen und die gesamte emittierte Schadstofffracht miteinbezogen.

Die Visualisierung der Korrelation (vgl. Abbildung 6) umfasst rot und blau gekennzeichnete quadratische Muster. Rote Quadrate veranschaulichen dabei eine positive, blaue Quadrate eine negative Korrelation. Eine positive Korrelation ist als ein abnehmender Spülstoßeffekt, eine negative Korrelation als ein zunehmender Spülstoßeffekt zu interpretieren.

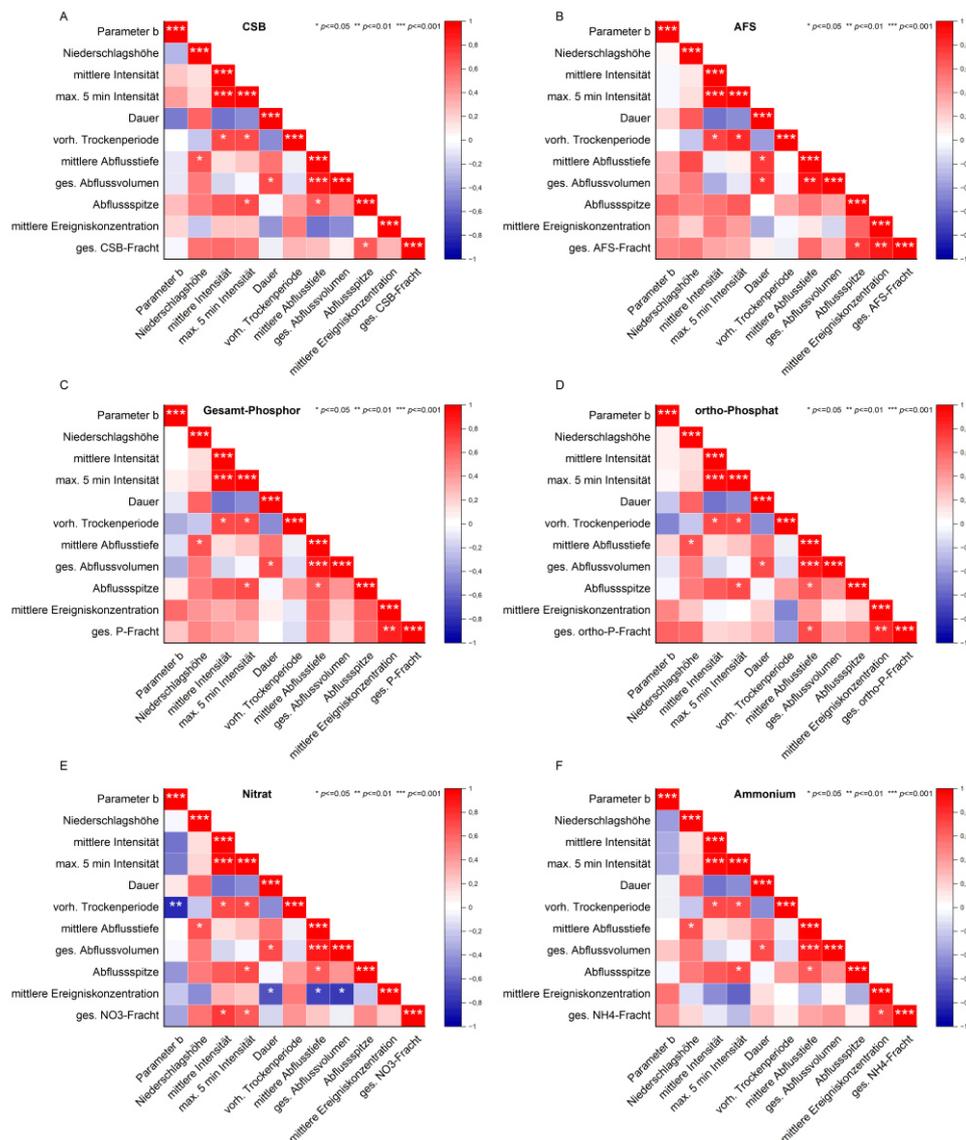


Abbildung 6: Korrelationsmuster für die untersuchten Verschmutzungsparameter CSB (A), AFS (B), Gesamt-P (C), ortho-P (D), Nitrat (E) und Ammonium (F) (eigene Darstellung, ISWW)

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse für die untersuchten Schadstoffe sind insgesamt sehr heterogen. Für die CSB-Fracht wurde kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Spülstoßintensität und den untersuchten Randbedingungen festgestellt. Einzig die Niederschlagsmenge und -dauer weisen tendenziell eine erkennbare negative Korrelation auf, was folglich auf ein intensiveres Spülstoßverhalten hinweist. Aus der Literatur ist im Vergleich dazu bekannt, dass mittlere CSB-Konzentrationen mit zunehmender Niederschlagsmenge ansteigen können (Costa et al. 2021).

Für abfiltrierbare Stoffe liegt die überwiegende Anzahl an untersuchten Randbedingungen entweder im neutralen Bereich oder weist eine tendenziell positive Korrelation auf, ohne dabei ein signifikantes Ausmaß zu erreichen. Positive Korrelationen mit den Randbedingungen Abflussvolumen, Abflussspitze und mittlere Ereigniskonzentration weisen auf eine Verdünnung der abfiltrierbaren Stoffe innerhalb des Abflussereignisses hin. Ähnliche Ergebnisse sind aus der Literatur bekannt (Egemose et al. 2020; Costa et al. 2021).

Die erfassten Frachten an Gesamtphosphor und ortho-Phosphat korrelieren vor allem negativ mit der Regendauer, der vorherigen Trockenperiode und der Gesamtabflussmenge. Daraus lässt sich zum einen die Tendenz ableiten, dass mit zunehmender Regendauer und Gesamtabflussmenge, der Spülstoßeffekt für Phosphorverbindungen zunimmt. Aus der Literatur sind signifikante Abhängigkeiten zwischen dem partikulären P-Transport und Niederschlagsseigenschaften bekannt (Egemose et al. 2020). Zum anderen kann eine gewisse Tendenz zur Akkumulation von Phosphorverbindungen, vor allem ortho-Phosphat, in der vorangegangenen Trockenperiode abgeleitet werden. Dies wird durch die Annahme von Yang und Toor (2017) unterstützt, die besagt, dass der überwiegende Teil an ortho-Phosphat in Einzugsgebieten mit Wohnbebauung aus Sedimenten und Bodenmaterialien stammt, die im Verlauf einer Trockenperiode im Einzugsgebiet akkumulieren.

Für die beiden untersuchten Stickstoffspezies wurde überwiegend die Tendenz einer negativen Korrelation mit den untersuchten Randbedingungen festgestellt. Im Vordergrund stehen dabei vor allem Niederschlagscharakteristika wie z.B. mittlere und maximale Regenintensitäten. Dies lässt den Schluss zu, dass für Stickstoff vor allem die Niederschlagsintensität zu einer intensiveren Spülstoßcharakteristik führt. Im Gegensatz dazu beobachteten Yang und Toor (2017) in vergleichbaren Untersuchungen keinen Zusammenhang zwischen Stickstoffparametern und der Niederschlagsintensität. Zusätzlich wurde in der vorliegenden Studie für Nitrat eine signifikante negative Korrelation zwischen der Spülstoßintensität und der vorherigen Trockenperiode ermittelt, was folglich zu dem Schluss führt, dass sich Nitratverbindungen im Einzugsgebiet akkumulieren. Wichtige Quellen für Stickstoff im Niederschlagswasser sind neben der atmosphärischen Deposition chemische Düngemittel und Sedimente (Yang und Toor 2017).

Auch eine Unterscheidung der untersuchten Schadstoffe in gelöst und ungelöst zeigt keine klare Tendenz. Für Schadstoffe, die partikulär oder teilweise partikulär vorliegen zeigt sich überwiegend eine negative Korrelation mit den meisten untersuchten Randbedingungen. Für Feststoffe zeigt sich hingegen eine überwiegend positive Korrelation mit den untersuchten Randbedingungen. Denkbar ist, dass sich für Parameter, die sowohl gelöst als auch ungelöst vorliegen, chemisch-physikalische Effekte für den Verbleib beider Fraktionen überlagern und als Resultat keine eindeutige Tendenz erkennbar wird. Für abfiltrierbare Stoffe ist darüber hinaus auffällig, dass Niederschlagscharakteristika und die vorangegangene Trockenperiode in einem neutralen Bereich liegen, obwohl die Vermutung nahe liegt, dass die Spülstoßintensität für Feststoffe aufgrund von intensiven Niederschlägen und langen Trockenperioden intensiv ausfallen könnte. Dieses Ergebnis wird durch Perera et al. (2019) unterstützt, die ebenfalls eine schwache Korrelation zwischen Feststoffen und der vorangegangenen Trockenperiode festgestellt haben. Die gelösten Parameter zeigen ebenfalls ein weitgehendes heterogenes Verhalten. Während die Spülstoßintensität für die Stickstoffspezies tendenziell negativ mit den überwiegenden Randbedingungen korreliert, zeigt die Spülstoßintensität für ortho-Phosphat nur mit der Niederschlagsdauer und der vorangegangenen Trockenperiode eine negative Korrelation.

Mit der Korrelationsanalyse konnten insgesamt erste Tendenzen für die Zusammenhänge der untersuchten Verschmutzungsparameter und Randbedingungen festgestellt werden. Sie zeigt jedoch auch deutlich, dass weitere Untersuchungen erforderlich sind, um spezifischere Beziehungen zwischen der Spülstoßintensität, den Schadstoffeigenschaften und den Randbedingungen zu ermitteln. Darüber hinaus ist ersichtlich, dass neben den Randbedingungen auch individuelle Schadstoffeigenschaften und Quellen berücksichtigt werden müssen. Ein wesentlicher Grund für die genannten Einschränkungen ist auf die geringe Datenmenge zurückzuführen. Für eine qualitätsbezogene Ableitung von Niederschlagswasser sind folglich vertiefte Messungen auch unter der Berücksichtigung von jahreszeitlichen Schwankungen notwendig.

5 Fazit und Ausblick

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass allgemeine Verschmutzungstrends für das untersuchte charakteristische Einzugsgebiet erkennbar sind und somit für die Verschmutzungsdynamisierung genutzt werden können. Die Verschmutzungsdynamisierung stellt wiederum einen Schlüsselparameter für die qualitätsbasierte Entwässerung, z.B. als Input für die Priorisierung des Abflussweges, dar. Die Versuche, den Spülstoßeffekt zu identifizieren, zu klassifizieren und zu beschreiben führen aufgrund der außerordentlichen Vielfalt der Einflussfaktoren häufig zu erheblichen Unsicherheiten. Die Variation von Schadstoffquellen, Einzugsgebiets-charakteristika, Niederschlagscharakteristika, physikalischen und chemischen Eigenschaften der Schmutzstoffe zeigen die Notwendigkeit weiterer Messungen der Niederschlagswasserqualität. Ziel dieser Untersuchungen könnte sein, alle charakteristischen Flächen mit dem Wissen über entsprechende zeitliche und räumliche Verschmutzungsverläufe zu erweitern und so ein Werkzeug zu entwickeln, das wie eine Schablone auf jedes beliebige urbane Einzugsgebiet gelegt werden kann. Folglich könnten mit sehr geringem Messaufwand in beliebigen Einzugsgebieten Verschmutzungsschwerpunkte identifiziert und Abflusswege priorisiert werden. Darüber hinaus können mögliche Behandlungsmaßnahmen optimiert werden und gering verschmutztes Niederschlagswasser im Quartier genutzt werden.

6 Danksagung

Die Autor*innen danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung des Verbundvorhabens „Ressourcenoptimierte Transformation von Misch- und Trennentwässerungen in Bestandsquartieren mit hohem Siedlungsdruck – TransMIT“ (Förderkennzeichen 033W105B). Weiterer Dank gilt der Stadtentwässerung Braunschweig GmbH (SE|BS) für den Zugang zur Trennkanalisation und der Bereitstellung von Hintergrunddaten.

7 Literaturverzeichnis

Bertrand-Krajewski, Jean-Luc; Chebbo, Ghassan; Saget, Agnes (1998): Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. In: *Water research* 32 (8), S. 2341–2356. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00420-X.

Costa, Maria Elisa Leite; Carvalho, Daniela Junqueira; Koide, Sergio (2021): Assessment of Pollutants from Diffuse Pollution through the Correlation between Rainfall and Runoff Characteristics Using EMC and First Flush Analysis. In: *Water* 13 (18), S. 2552. DOI: 10.3390/w13182552.

DWA (2021): Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. Dezember 2020, korrigierte Fassung: Stand Oktober 2021. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (DWA-Regelwerk, A 102-2/BWK-A 3-2).

Egemose, Sara; Petersen, Anne B.; Sønderup, Melanie J.; Flindt, Mogens R. (2020): First Flush Characteristics in Separate Sewer Stormwater and Implications for Treatment. In: *Sustainability* 12 (12), S. 5063. DOI: 10.3390/su12125063.

Ellis, J. Bryan; Mitchell, Gordon (2006): Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. In: *Water & Environment J* 20 (1), S. 19–26. DOI: 10.1111/j.1747-6593.2006.00025.x.

Hathaway, J. M.; Tucker, R. S.; Spooner, J. M.; Hunt, W. F. (2012): A Traditional Analysis of the First Flush Effect for Nutrients in Stormwater Runoff from Two Small Urban Catchments. In: *Water Air Soil Pollut* 223 (9), S. 5903–5915. DOI: 10.1007/s11270-012-1327-x.

Hornig, Sören; Bauerfeld, Katrin; Beier, Maike (2022): Dynamization of Urban Runoff Pollution and Quantity. In: *Water* 14 (3), S. 418. DOI: 10.3390/w14030418.

Kozak, Caroline; Fernandes, Cristovão Vicente Scapulatempo; Braga, Sérgio Michelotto; do Prado, Luciane Lemos; Froehner, Sandro; Hilgert, Stephan (2019): Water quality dynamic during rainfall episodes: integrated approach to assess diffuse pollution using automatic sampling. In: *Environmental monitoring and assessment* 191 (6), S. 402. DOI: 10.1007/s10661-019-7537-6.

Lundy, L.; Ellis, J. B.; Revitt, D. M. (2012): Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. In: *Water research* 46 (20), S. 6589–6600. DOI: 10.1016/j.watres.2011.10.039.

Saget, Agnès; Chebbo, Ghassan; Bertrand-Krajewski, Jean-Luc (1996): The first flush in sewer systems. In: *Water Science and Technology* 33 (9), S. 101–108. DOI: 10.2166/wst.1996.0186.

Sillanpää, Nora; Koivusalo, Harri (2015): Stormwater quality during residential construction activities: influential variables. In: *Hydrol. Process.* 29 (19), S. 4238–4251. DOI: 10.1002/hyp.10493.

Song, Haihong; Qin, Tingchao; Wang, Jianbin; Wong, Tony H. F. (2019): Characteristics of Stormwater Quality in Singapore Catchments in 9 Different Types of Land Use. In: *Water* 11 (5), S. 1089. DOI: 10.3390/w11051089.

Wicke, Daniel; Matzinger, Andreas; Sonnenberg, Hauke; Caradot, Nicolas; Schubert, Rabea-Luisa; Dick, Robert et al. (2021): Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses. In: *Water* 13 (9), S. 1312. DOI: 10.3390/w13091312.

Yang, Yun-Ya; Toor, Gural S. (2017): Sources and mechanisms of nitrate and orthophosphate transport in urban stormwater runoff from residential catchments. In: *Water research* 112, S. 176–184. DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.039.

Korrespondenz:

Sören Hornig (Hauptautor)
TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft
Pockelsstraße 2a
38106 Braunschweig
0531 391 7944
so.hornig@tu-braunschweig.de

Hydraulische Kanalnetzmodelle als Teil eines integrierten Modellierungsansatzes zur Überwachung lokaler Dynamiken von Infektionskrankheiten

A. F. Hofmann¹

¹ tandler.com GmbH, Am Griesberg 25-27, D-84172 Buch am Erlbach, Deutschland

Kurzfassung:

Rechtzeitige, gezielte Nicht-Pharmazeutische-Intervention (NPI), dämmt das Ausbreiten von Infektionskrankheiten ein und minimiert die Krankheitslast der Bevölkerung. Rechtzeitiges Agieren fordert ein frühzeitiges Wissen über Krankheitsausbrüche. Testkampagnen helfen, sind aber kostenintensiv und flächendeckend schwierig. Viele Infektionskrankheiten lassen sich in menschlichen Ausscheidungen und im Abwasser nachweisen. Mathematische Modelle erlauben Rückschlüsse von Messdaten im Kanal auf Infektionsgeschehen in einzelnen Stadtgebieten. So lassen sich NPIs frühzeitig und gezielt initiieren.

Key-Words: Hydraulische Kanalnetzmodellierung, Stofftransport, Epidemiologische Modellierung, Multi-Disziplinäre Modellintegration, Integration Abwasserdaten, Infektionskrankheiten-Frühwarnsystem

1 BMBF-Projekt “INSIDe” (INTEgrative Modeling of the Spread of Serious Infectious Diseases)

Wie Corona-Krise deutlich gezeigt hat, kann es notwendig werden, rechtzeitig gezielte Maßnahmen wie Kontaktbeschränkungen etc. zu ergreifen, um das Ausbreiten gefährlicher Infektionskrankheiten einzudämmen und die Krankheitslast, also den Schaden an Leib und Leben der Bevölkerung zu minimieren. Um „rechtzeitig“ agieren zu können, ist ein frühzeitiges Wissen um das Vorhandensein, die Ausdehnung und die zeitliche Entwicklung eines Krankheitsausbruchs unerlässlich. Im Falle von Corona wurde versucht, dieses Wissen durch umfangreiche Testkampagnen zu gewinnen. Personen zu testen ist allerdings sehr kostenintensiv und flächendeckend so gut wie unmöglich, selbst im Krisenfall. Auch die maximale, während der Corona-Krise erreichte Testintensität ist nicht ausreichend, um ein klares Bild eines Krankheitsausbruchs und dessen Verlauf zu zeichnen. Zudem werden im Normalfall, also ohne eine bereits bekannte Pandemie, Personentests überhaupt nicht durchgeführt. Es gibt aber eine Alternative zu Personentests: Viele Infektionskrankheiten lassen sich in den Ausscheidungen der Betroffenen nachweisen, was bedeutet, dass eine Quelle umfangreicher Daten jederzeit zugänglich ist: das Abwasser! Auch wenn Krankheitserreger im Abwasser nachgewiesen werden können, ist eine gezielte Maßnahmenplanung noch nicht möglich, da aus Konzentrationsverläufen von Krankheitserregern oder deren Abbauprodukten an Abwasser-Probenahmestellen (in der Regel in Kanalschächten) noch nicht direkt abgelesen werden kann, in welchen Stadtgebieten, Häuserzeilen oder konkreten Gebäuden genau ein Ausbruch erfolgt ist. Mittels mathematischer Modelle ist es möglich, diese Lücke zu schließen und Rückschlüsse von Messdaten im Kanal (also Erreger-Konzentrationskurven mit zeitlichem Verlauf) auf Infektionsgeschehen in entsprechenden Gebäuden zu ziehen.

Hier setzt das BMBF-Projekt “INSIDe” (INTEgrative Modeling of the Spread of Serious Infectious Diseases) an: Die Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (UBO), das Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), das Klinikum der Ludwig-Maximilians-

Universität München (KUM) und die tandler.com Gesellschaft für Umweltinformatik mbH (TAN) haben sich zusammengefunden, um mittels einer Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), diese Herausforderung anzugehen.

Generell müssen verschiedene Sachverhalte modelliert werden: 1) wie übertragen sich Erreger von Person zu Person? 2) Wie bewegen sich Personen innerhalb einer Stadt und darüber hinaus (zu Hause, Arbeit, Schule, öffentlicher Verkehr etc.)? 3) Wie werden Erreger nach dem Ausscheiden im Kanal transportiert und/oder chemisch bzw. biologisch ab- oder umgebaut?

Punkte 1) und 2) können durch bevölkerungstechnische, epidemiologische Transmissionsmodelle abgebildet werden. Im Rahmen des INSIDe-Projektes wird diese Aufgabe von den Partnern DLR und UBO wahrgenommen.

Der Punkt 3) hingegen, kann durch explizite, hydraulische Reaktions-Transportmodelle für chemische Substanzen im Kanalnetz abgebildet werden, welche innerhalb des INSIDe-Konsortiums durch den Partner TAN erstellt werden.

2 Hydraulische Kanalnetzmodellierung, Stofftransport und Graphenabstraktion im Rahmen des INSIDe-Projektes

Zu Beginn des Projektes wird untersucht, wie hydraulische Kanalnetzmodelle von Städten oder Stadtbezirken für die Überwachung von Infektionskrankheiten angepasst und verwendet werden können. Es werden zwei komplementäre Ansätze verwendet: Einzelne Stadtbezirke werden durch detaillierte, auf Daten aus Netzinformationssystemen basierende, objektgenaue Kanalnetzmodelle abgebildet. Zusätzlich werden grobkörnigere, aus Netzwerkabstraktion generierte Modelle erstellt, welche einzelne Stadtbezirke verbinden und Großstädte und deren Umland abbilden können.

Detaillierte hydraulische Kanalnetzmodelle, für den Trockenwetter- sowie den Regenwetterfall, werden in der Software ++SYSTEMS des Partners TAN entwickelt. In ++SYSTEMS können hydraulische Kanalnetzmodelle um Modelle chemischer Reaktionsnetzwerke ergänzt werden, um so auch Dynamiken nicht inerter gelöster Substanzen wie Viruspartikel abbilden und visualisieren zu können (Abbildung 1). Im Rahmen des INSIDe Projektes wird der Zerfall gelöster Viruspartikel berücksichtigt und dessen Relevanz untersucht: Es wird beispielhaft ein hydrodynamisches Reaktions-Transportmodell, basierend auf einem detaillierten Kanalnetzmodell, in der Größenordnung eines Stadtbezirkes einer deutschen Großstadt erstellt und kalibriert.

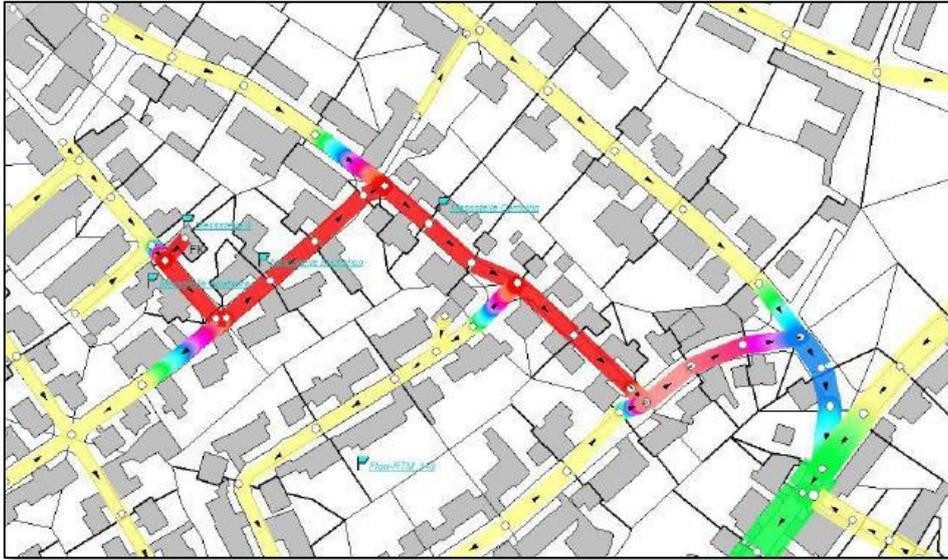


Abbildung 7: Simulierte Ausbreitung einer gelösten Substanz in einem hydrodynamischen Reaktions-Transportmodell in ++SYSTEMS

Je nach Größe der Stadt bzw. des zu modellierenden Gebietes kann die Rechenzeit für ein feinkörniges Kanalnetzmodell, welches das gesamte Gebiet abbildet, inakzeptabel hoch sein. In diesen Fällen kann es sinnvoll werden, ein oder mehrere aus dem Feinnetzmodell oder aus Feinnetzdaten abstrahierte Grobnetzmodelle zu verwenden. Im Rahmen des INSIDE-Projektes werden zu diesem Zweck, unter Federführung des Partners TAN, Algorithmen und Verfahren entwickelt, die es erlauben, automatisiert Kanal-Grobnetzmodelle aus Kanal-Feinnetzmodellen zu abstrahieren (Abbildung 2).

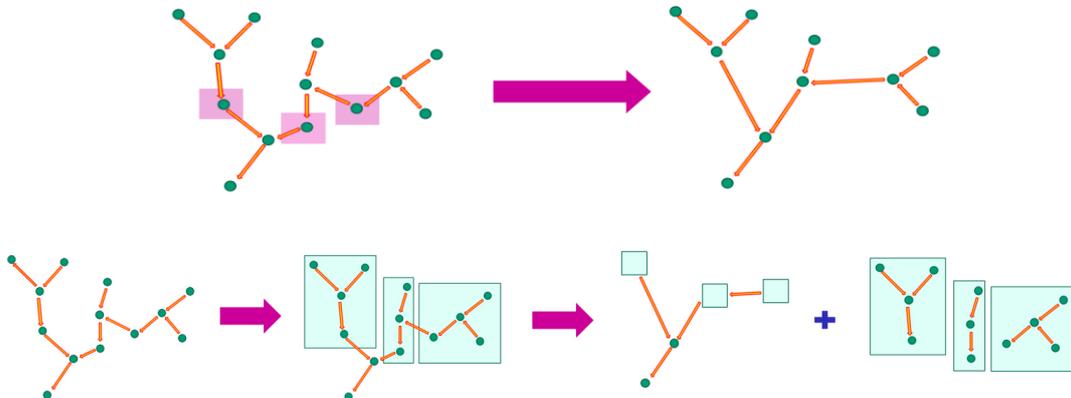


Abbildung 2: Mögliche Abstraktionsansätze für feinkörnige Kanalnetzmodelle: Knoten ohne Verzweigung werden entfernt (oben; bereits umgesetzt); Mehrere Feinkörnige Modelle, die durch ein grobkörniges Modell verbunden werden (unten).

3 Frühwarnsystem für Infektionskrankheiten durch Multi-Disziplinäre Modell- und Datenintegration

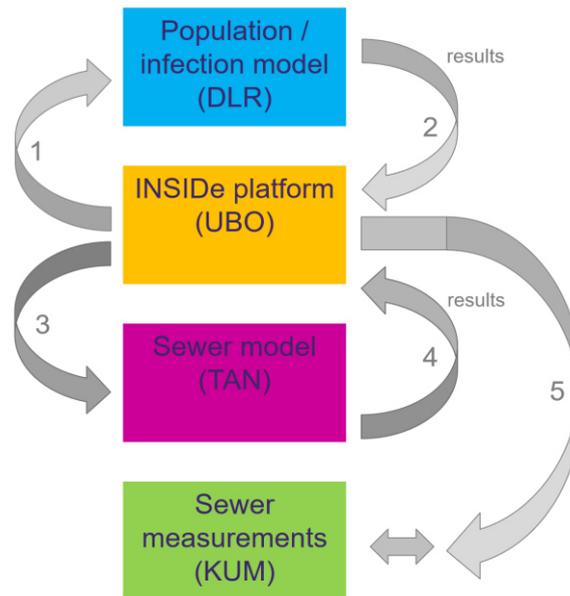


Abbildung 3: Schematischer Ablauf einer einzelnen Iteration des INSIDe-Vorgehens (Modellierung & Vergleich mit Messungen): 1 – Aufruf Bevölkerungsmodell durch INSIDe- Plattform, 2 – Rückgabe Ergebnisse an Plattform, 3 – Aufruf Kanalnetzmodell mit Ergebnissen Bevölkerungsmodell, 4 – Rückgabe Ergebnisse (Kanalnetzkonzentrationen) an Plattform, 5 – Vergleich simulierte und gemessene Konzentrationen => Anpassen der Annahmen im Bevölkerungsmodell: Schritte 1 – 5 werden iterativ wiederholt, bis simulierte und gemessene Konzentrationen genug übereinstimmen.

Eine geeignete Kombination fein- und grobkörniger hydrodynamischer Reaktions-Transportmodelle kann dann mittels einer zentralen „Schaltzentrale“, der „INSIDe-Plattform“, des Partners UBO mit den bevölkerungstechnische, epidemiologischen Transmissionsmodellen des Partners DLR verbunden werden, woraufhin simulierte Ergebnisse mit den an unterschiedlichen Stellen gemessenen Konzentrationen viraler Partikel des Partners KUM verglichen werden können. Durch einen regelmäßigen iterativen Durchlauf der Vorgänge: Simulation epidemiologisches Transmissionsmodell → Simulation des Transports und der Reaktion der erzeugten Viruslast im Kanal mittels hydrodynamischem Reaktions-Transportmodell → Vergleich der simulierten Konzentrationen mit gemessenen Konzentrationen viraler Partikel (Abbildung 3), können dann Rückschlüsse auf die Ausbreitung von Infektionsereignissen gezogen werden, welche den rechtzeitigen und gezielteren Einsatz nicht-pharmazeutischer Gegenmaßnahmen erlauben.

4 INSIDE Demonstrator Modell

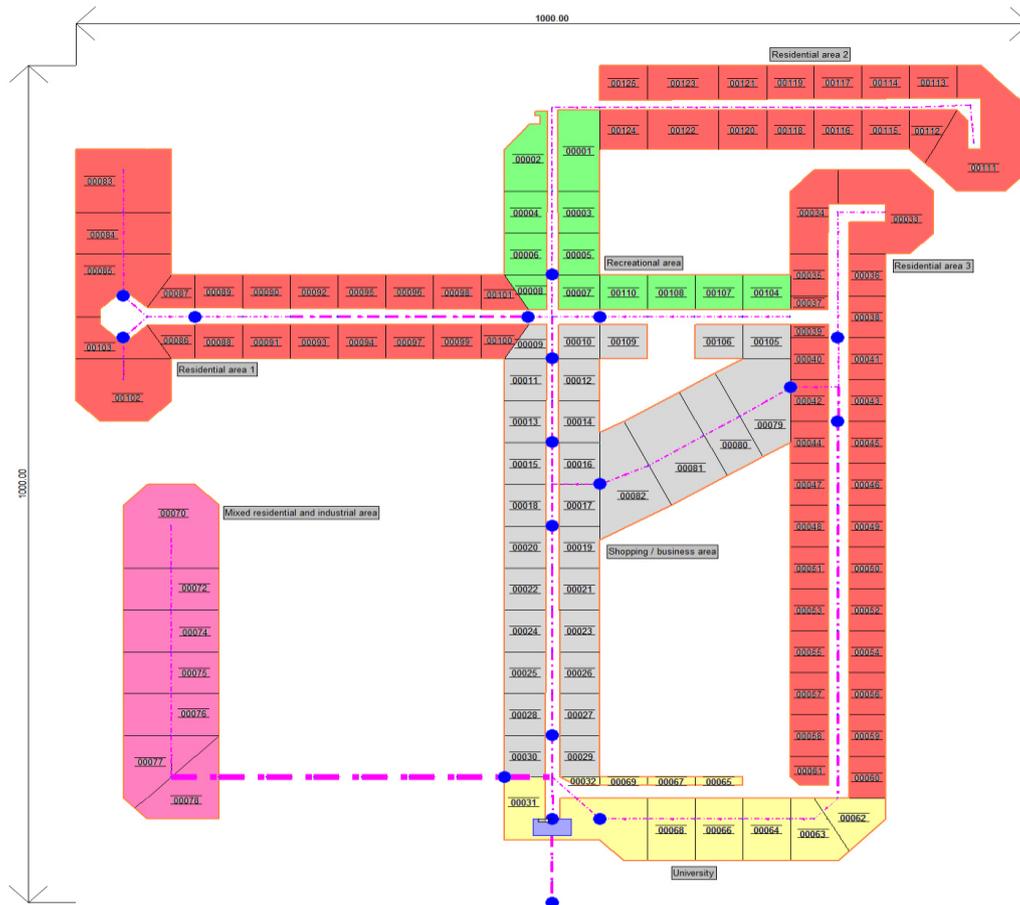


Abbildung 4: INSIDE-Demonstrator-Modell: Artifizierler Stadtbezirk mit Wohn-, Industrie-, und Mischgebieten, sowie Möglichkeiten zur Freizeitgestaltung, zum Einkaufen und einer Universität. Abgebildet ist das Kanalnetzmodell, Das bevölkerungstechnische Modell basiert auf den Flächen des Kanalnetzmodells, unterteilt diese aber noch in Untereinheiten (z.B. einzelne Wohnungen in einem Gebäude). Die blauen Punkte zeigen Probenahmestellen, an denen virtuell 24 h Mischproben, sowie stündliche Einzelproben aus den simulierten Konzentrationskurven generiert werden.

Um sowohl den technischen Ablauf der Schritte 1 bis 5 des INSIDE-Vorgehens (Abbildung 3) zu testen und zu verbessern, als auch um die Relevanz einzelner Modelleigenschaften, Annahmen und Vorgehensweisen für das Gesamtkonzept zu untersuchen, wurde ein Demonstrator-Modell-Ensemble entwickelt. Als Grundlage für diesen Demonstrator, wurde ein artifizielles Modell eines hypothetischen Stadtbezirkes (Abbildung 4) herangezogen und sowohl ein Kanalnetzmodell, sowie ein bevölkerungstechnisches Modell erstellt.

4.1 Modellbeschreibung

Für das INSIDE Demonstrator-Modell-Ensemble wurden zusammenfassend, ein artifizielles Kanalnetzmodell (TAN) und ein bevölkerungstechnisches, epidemiologisches Transmissionsmodell erstellt.

Das Kanalnetzmodell enthält ein einfaches, wenig verzweigtes Kanalnetzmodell mit angeschlossenen Flächen und kann berechnet werden. Einwohner können sich während der gesamten Simulationszeit oder auch nur anteilig auf den einzelnen Flächen befinden und

generieren dort häusliche Abwasserspendsen ins Kanalnetz mit einer entsprechenden Viruskonzentration. Die Viruskonzentration wird durch entsprechende Advektion, Mischrechnung und Reaktivität (Reaktions-Transport-Modellierung) durch das Modell propagiert. An jedem Kanalschacht wird so eine Konzentrations-Zeit-Kurve simuliert, aus der virtuell 24 h Mischproben, sowie stündliche Einzelproben (entsprechend des Vorgehens für real im Kanalnetz genommenen Proben) generiert werden.

Das bevölkerungstechnische, epidemiologische Transmissionsmodell basiert auf den Flächen des Kanalnetzmodells, übernimmt deren Flächennutzungsart (Wohngebiet, Industriegebiet, Mischgebiet, etc.), aber unterteilt einzelne Flächen nochmal in geeignete Nutzungseinheiten (z.B. einzelne Wohnungen/Wohneinheiten in Gebäuden), da die modellierte Infektionsdynamik innerhalb einzelner Untereinheiten anders sein kann, als über die ganze Kanalnetz-Fläche (z.B.: Mitglieder eines Haushalts infizieren sich gegenseitig mit einer höheren Wahrscheinlichkeit als andere Bewohner des selben Mietshauses) (Abbildung 5).

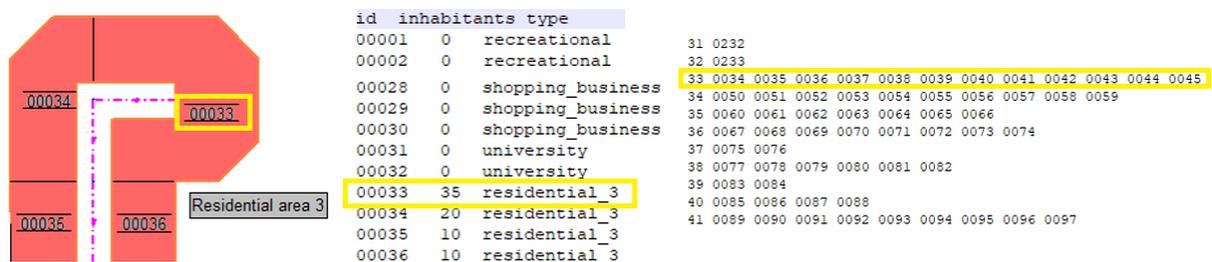


Abbildung 5: Flächenentsprechung Kanalnetzmodell – bevölkerungstechnisches Modell: z.B. die Kanalnetzfläche 33 (links), erhält im bevölkerungstechnischen Modell dieselbe Nutzungsart (Wohngebiet, Mitte), wird aber zusätzlich in 12 einzelne Wohneinheiten unterteilt (rechts).

Bei dem hier verwendeten bevölkerungstechnischen Modell des Partners DLR handelt es sich um ein „agentenbasiertes“ Modell, das heißt, es werden virtuell einzelne Einwohner (Agenten) simuliert, die sich mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten durch das Modell bewegen (z.B. vom Wohnort zu Arbeit, Schule, Freizeitaktivitäten etc.) und sich mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten gegenseitig infizieren. Die Infektion eines Agenten verläuft über definierte Infektionszustände, die mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten und Dauern durchlaufen werden können: S (susceptible – „anfällig“), E (exposed – in Kontakt mit dem Virus), I_{ns} (infected no symptoms – symptomfrei infiziert), I_{sy} (infected symptoms – mit Symptomen infiziert), I_{sev} (infected severe course – schwerer Verlauf), I_{cri} (infected critical – kritischer Verlauf: Intensivstation), R (recovered - genesen), D (dead - tot).

Anhand des Infektionszustandes und des Infektionsverlaufs (Dauer der in den einzelnen Zuständen verbrachte Zeit) wird für jeden Agenten (= Einwohner) ein entsprechendes „shedding“, also ein Ausscheiden von Viruslast, sowie ein möglicherweise über die Zeit veränderlicher Wasserverbrauch ermittelt und zwischen bevölkerungstechnischem und Kanalnetzmodell ausgetauscht. Die entsprechende Menge einzelner Agenten auf den Flächen des Kanalnetzmodells führen so zu über die Simulationszeit veränderlichen Abwasserspendsen und Viruskonzentrationen in diesen Spendsen.

Die so ins Kanalnetzmodell eingebrachte Viruslast wird per Stofftransport (Reaktions-Transport-Modellierung) durch das Kanalnetz propagiert. An geeigneten Probenahmestellen, momentan vor und nach Zusammenflüssen im Modell (blaue Punkte in Abbildung 4) werden im Kanalsystem hochaufgelöste Konzentrations-Durchgangskurven simuliert. Aus diesen

Kurven werden dann in silico Proben erstellt (24 h Mischproben, sowie stündliche Einzelproben, siehe oben).

4.2 Sensitivitätsanalyse: Simulationsstudien

Im Rahmen von Simulationsstudien wird nun eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt: der Einfluss einzelner Modelleigenschaften, Annahmen und Vorgehensweisen auf diese in silico Proben wird untersucht, um die entsprechende Relevanz für das Gesamtverfahren abzuschätzen.

Unter anderem werden im Rahmen der Simulationsstudie folgende Forschungsfragen gestellt:

- Ist der Abbau der Virusfragmente (Reaktion im Kanalnetz) für das Vorgehen relevant?
- Welchen Einfluss haben Regenereignisse während der Simulationszeit? (Untersucht werden die Szenarien Trockenwetter, leichter Dauerregen, vereinzelte stärkere Regenereignisse)
- Ist ein geändertes Wasserverbrauchsverhalten (Menge, Uhrzeit) der Einwohner bei Infektion relevant?
- Welchen Einfluss haben unterschiedliche Ausscheideverhalten von Agenten / Einwohnern („shedding curves“)?
- Sind 24 h Mischproben oder Einzelproben (und zu welchen Uhrzeiten) für das angedachte Vorgehen geeigneter?
- Welchen Einfluss hat die Infektiosität eines Virus (z.B. Wildvariante gegenüber neuen Virustypen)?
- Welchen Einfluss haben verschiedene modellweit unterschiedliche Infektionsdynamiken (steigende / sinkende Fallzahlen) auf das angedachte Gesamtverfahren?

Die Simulationsstudien werden momentan durchgeführt. Im zu diesem Artikel gehörenden Vortrag auf der AquaUrbanica 2023 am Montag dem 09.10. um 09:55 können möglicherweise bereits erste Ergebnisse vorgestellt werden.

GEFÖRDERT VOM

Die tandler.com GmbH bezieht für das Projekt INSIDe Fördermittel des Bundes. Dieses Projekt wird aus Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 031L0297D (tandler.com GmbH) gefördert.



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Korrespondenz:

Dr. Andreas F. Hofmann
Am Griesberg 25-27, D-84172 Buch am Erlbach
+49 (0) 8709 940 47
andreas.hofmann@tandler.com



Block B

**„Herausforderungen bei der
Regenwasserbewirtschaftung“**

Ergebnisse einer Literaturstudie zu Spurenstoffen aus Regenwasserkanälen und Mischwasserüberläufen

Th. Ertl¹, E. DeVito-Francesco¹, R. Allabashi¹

¹ Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien, Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz; Muthgasse 18, 1190 Wien; Österreich

Kurzfassung: Ziel des Projektes „Zukünftige stoffliche und mikrobiologische Herausforderungen für die kommunale Siedlungswasserwirtschaft“ war die Darstellung der Belastungen, die gegenwärtig und zukünftig aus der kommunalen Siedlungswasserwirtschaft zu erwarten sind und welche technischen Möglichkeiten zur Reduktion der Belastungen verfügbar sind. Als Belastungen wurden organische und anorganische Spurenstoffe, fäkalbürtige Mikroorganismen und Krankheitserreger, Mikroplastik, synthetische Nanopartikel, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene sowie Wirkmechanismen betrachtet. In diesem Beitrag für die Aqua Urbanica wird nur auf die Entwässerungssysteme und deren Austragspfade Regenwasserkanal und Mischwasserentlastungen eingegangen.

Key-Words: Austragspfade, Behandlungsmethoden, Emissionsminderung, Entwässerungssysteme, Kategorisierung, Siedlungswasserwirtschaft

1 Einleitung und Methodik

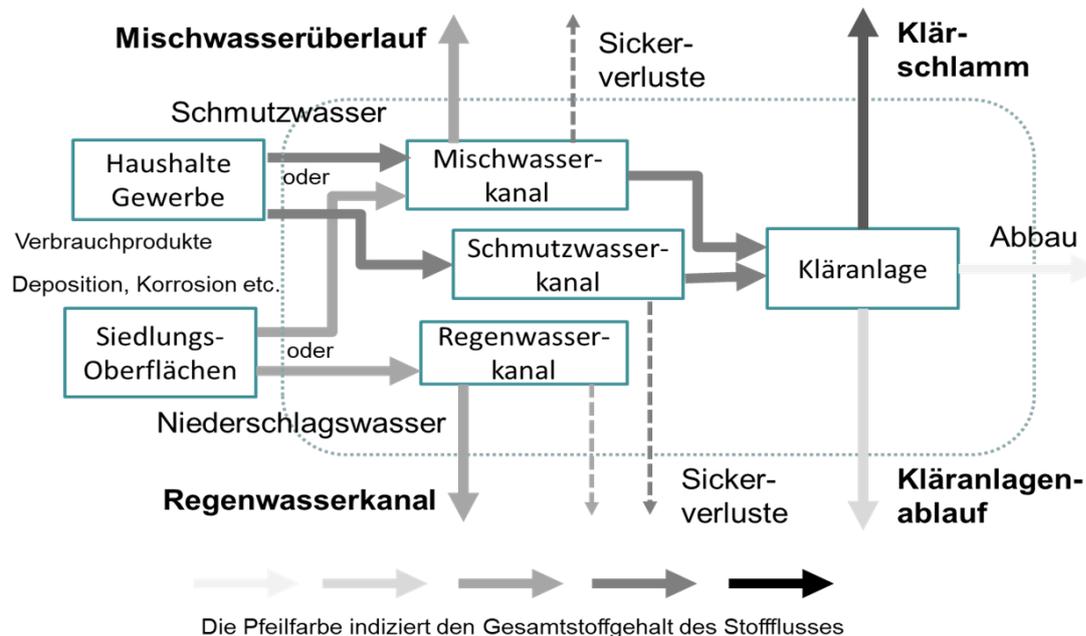


Abbildung 8 Konzeptionelles Modell (Quelle: TU Wien)

Basierend auf dem aktuellen Stand des Wissens zu u. a. Verwendung, chemisch/physikalischen Eigenschaften, Detektionshäufigkeit, Relevanz betreffend Grenzwerte, Umweltqualitätsnormen, effektbasierten Triggerwerten, Konzentrationen, Stoffflüssen etc. erfolgte, soweit möglich, eine emissionsseitige Priorisierung innerhalb der betrachteten Belastungen und eine Kategorisierung nach Eintragspfaden sowie Austragspfaden der Siedlungswasserwirtschaft (Sh. Abb. 1).

Tabelle 4 Kriterien zur Kategorisierung der Parameter Adsorbierbarkeit und Abbaubarkeit

Kategorie	Adsorbierbarkeit im Klärschlamm	Abbaubarkeit in der Kläranlage
Gut	Bindung an Feststoffe (gute Adsorbierbarkeit): <ul style="list-style-type: none"> • $\text{LogK}_{\text{ow}} > 5$ • $\text{LogK}_{\text{oc}} > 4,5$ 	Halbwertszeit DT_{50} beträgt weniger als 1 Tag (gute Abbaubarkeit)
Mittel	Werte die nicht in die Kategorie „gut“ oder „schlecht“ fallen wurden als „mittel“ bewertet.	Halbwertszeit DT_{50} beträgt mehr als 1 Tag und weniger als 5 Tage
Schlecht	Wasser als relevantes Transportmedium (= schlechte Adsorbierbarkeit) <ul style="list-style-type: none"> • $\text{LogK}_{\text{ow}} \leq 3$ • Wasserlöslichkeit $> 1 \text{ mg/l}$ 	Halbwertszeit DT_{50} beträgt mehr als 5 Tage (schlechte Abbaubarkeit)

Quelle: Dulio und von der Ohe (2013) in Kombination mit Wirth und Bunke (2017).

Für die Berechnung der Frachten in den unterschiedlichen Eintrags- und Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft wurde neben den Schwankungsbreiten auftretender Konzentrationen die Wasserbilanz typischer siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme zu Grunde gelegt. Dabei sollten sowohl Systeme mit überwiegend Mischwasserkanalisation als auch mit überwiegend Trennkanalisation betrachtet werden. In einem ersten Schritt lag zudem der Fokus auf urban geprägten Systemen, da der überwiegende Teil der Einwohnerwerte (EW) in Österreich über urbane Systeme entsorgt wird, zudem der Großteil der vorhandenen Daten zu Konzentrationen aus urbanen Gebieten stammt und eine Übertragung auf ländliche Gebiete problematisch erscheint. Aus dem Projekt SHTURM sind Abschätzungen zu den Wasserbilanzen für alle österreichischen Kläranlagen >2.000 EW bekannt (Clara et al., 2014a). Aus diesen Daten wurden die Kläranlagen Tulln als Beispiel für ein städtisches Gebiet mit überwiegend Mischkanalisation und Klosterneuburg als Beispiel für ein städtisches System mit überwiegend Trennkanalisation (sh Abb. 2) gewählt.-

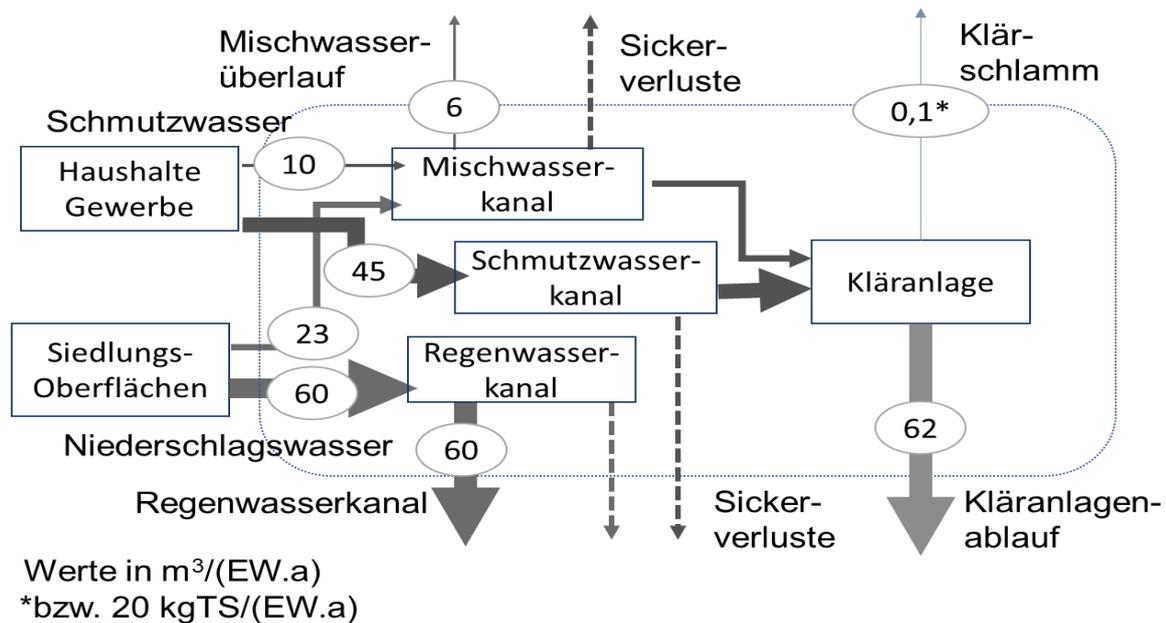


Abbildung 9 Mittlere Jahreswasserbilanz des Einzugsgebietes der ARA Klosterneuburg (städtisches Gebiet mit überwiegend Trennkanalisation) bezogen auf EW. Quelle: Clara et al., 2014a.

Abb.3 zeigt ein Beispiel der Frachtberechnung für Bisphenol A. Es ist das Verhalten in einem urbanen System mit überwiegend Trennkanalisation dargestellt. Es zeigt sich, dass die Annahme eines Eintrages über Schmutz- und Niederschlagswasser durch die Daten bestätigt wird. Allerdings deuten die Daten auch auf einen deutlichen Abbau auf der Kläranlage hin, welcher im Widerspruch zur ursprünglichen Zuordnung zu einer schlechten Abbaubarkeit steht, die sich aufgrund der Bewertung über die vorliegenden Halbwertszeiten ergeben hatte. Dass in Kläranlagen auch Stoffe abgebaut werden, die ursprünglich aufgrund von Halbwertszeiten aus Laboruntersuchungen in unterschiedlichen Medien als schlecht abbaubar eingestuft wurden, zeigt sich auch bei anderen Stoffen. Wird nun Bisphenol A der Kategorie „gut abbaubar und mittel adsorbierbar“ zugeordnet, zeigt sich wieder das vermutete Verhalten, wonach der Austrag aus der Siedlungswasserwirtschaft dominant über Regenwasserkanal (bzw. Mischwasserüberlauf in Mischkanalsystemen) erfolgt und der Austrag über Klärschlamm bzw. Kläranlagenablauf vergleichsweise gering ist.

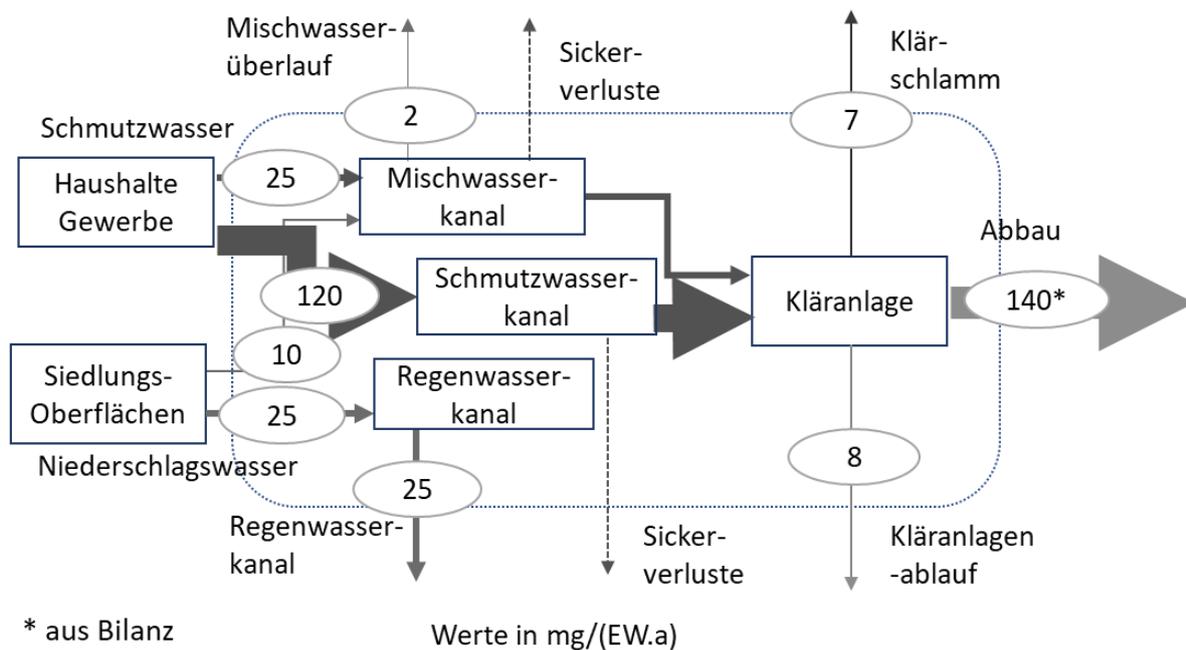


Abbildung 10 Mittlere Stoffbilanz für Bisphenol A in einem urban siedlungswasserwirtschaftlichen System mit überwiegend Trennkanalesation

Für diese relevanten Austragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft – Regenwasserkanal, Mischwasserüberlauf, Kläranlagenablauf und Klärschlamm – wurden Behandlungsmethoden zur Emissionsreduzierung zusammengestellt sowie deren Wirksamkeit und Kosten erhoben.

In diesem Beitrag für die Aqua Urbanica wird nur auf die Entwässerungssysteme und deren Austragspfade Regenwasserkanal und Mischwasserentlastungen eingegangen.

2 Ergebnisse

Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Ergebnisse für den Austragspfad Regenwasserkanal. Auf der linken Seite sind die Parameter oder gruppierten Parameter aufgelistet, bei denen als Austragspfad der Regenwasserkanal angenommen wird. Die grüne Schrift wird für Parameter verwendet, für die Behandlungsmethoden mit einer Reduktion von >80 % gefunden wurden; die schwarze Schrift für Parameter, für die Behandlungsmethoden gefunden wurden, aber mit einer Reduktion von <80 %; und schließlich rote Schrift für Parameter, für die in der Literatur keine Behandlungsmethoden gefunden wurden.

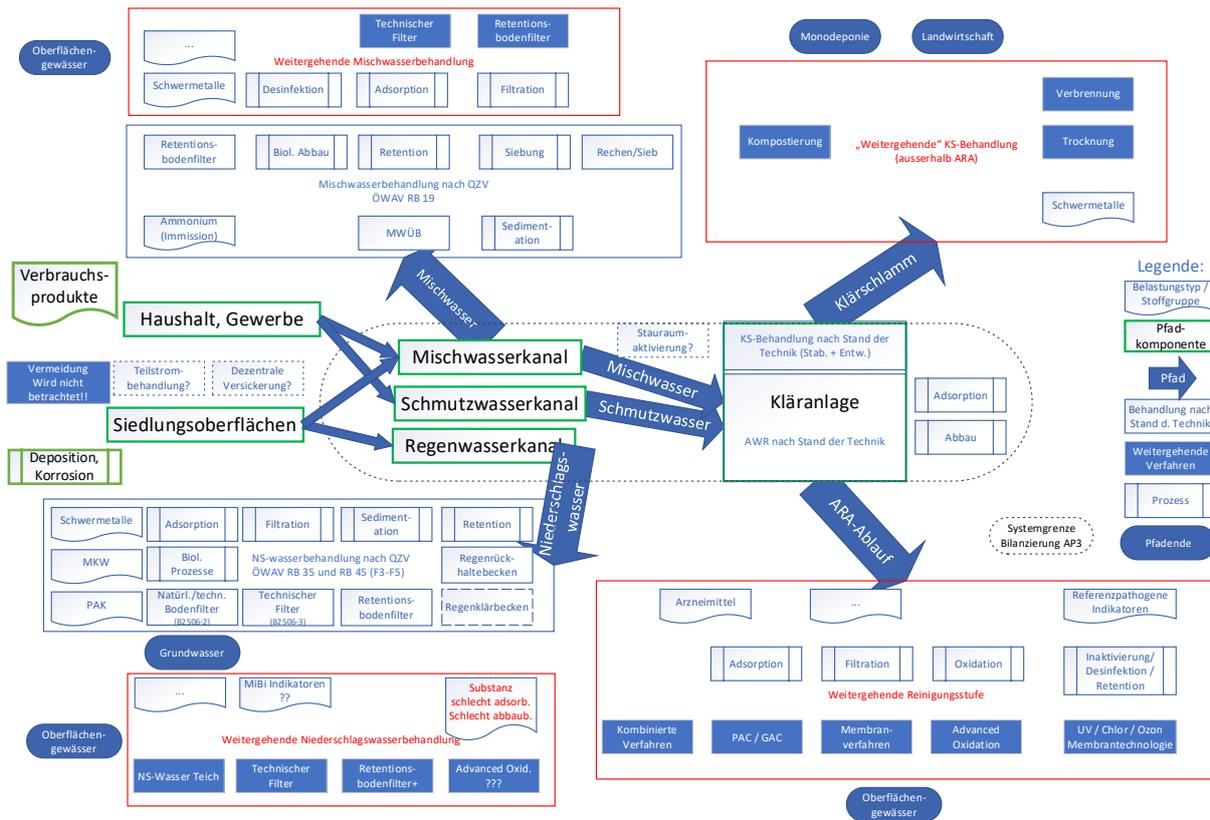


Abbildung 11 Grafische Darstellung der methodischen Vorgangsweise von AP4 anhand der Hauptaustragspfade, ausgewählter Parameter(-gruppen)/ Substanzen und deren potenzielle Behandlungsmethoden nach Stand der Technik und potenzieller weitergehender Verfahren (Status vor der detaillierten Recherche)

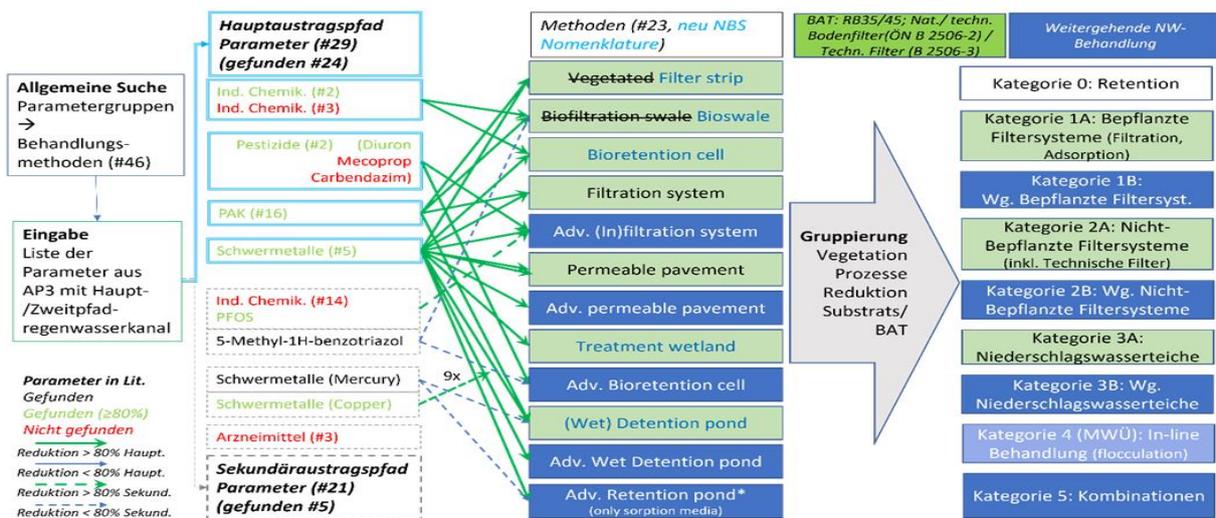


Abbildung 12 Schema der Ergebnisse für den Austragspfad Regenwasserkanal: eingeleitete Parameter, gefundene Behandlungsmethoden, Einstufung der Methoden.

Die Ergebnisse dieses Projektes zu emissionsseitigen Belastungen, Behandlungsmethoden und deren Kosten sollen die Basis für eine „Toolbox“ bilden, die Vorhersagen zum Verhalten neu zu beurteilender Belastungen ermöglicht. Dazu sind weitere Arbeiten notwendig, welche die (immissionsseitigen) Effekte der Emissionsreduktion im Gewässer betrachten und den Nutzen von Maßnahmen für die Verbesserung von Ökosystemen bewerten sollen.

3 Schlußfolgerungen

- Aus ca. 4.200 unterschiedlichen Spurenstoffen mit verfügbaren Daten, konnten 259 identifiziert werden, die in Hinblick auf Vorkommen in Gewässern und den Austragspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft als relevant eingestuft wurden. Diese Stoffe wurden einer Detailuntersuchung unterzogen, die dazu dienen sollte, über die Zuordnung zu Kategorien Abschätzungen über den Verbleib in der Siedlungswasserwirtschaft machen zu können.
- Für 61 Stoffe wurden ein Datenpool erarbeitet, der es ermöglichte über alle Ein- und Austragspfade in die Siedlungswasserwirtschaft zu quantifizieren und die Hypothesen anhand von Daten zu überprüfen.
- Kategorisierung der Verfahren für die Behandlung von Niederschlagswasser und Mischwasser anhand von Prozessen, Vegetation und Substrat als Vorschlag für eine einfachere Administration
- Einige Substanzgruppen (wie zB Schwermetalle und PAK) sind im Niederschlagswasser gut untersucht und mit Verfahren nach Stand der Technik auch gut rückhaltbar (>80% Reduktion)
- Einzelne Substanzen mit primärem Pfad NSW erfordern weitergehende Verfahren
- Die Bandbreite der Investitionskosten der Verfahren für Niederschlagswasser ist relativ hoch und steigert sich bei den Kapitalkosten um einen beträchtlichen Faktor aufgrund der unsicheren Nutzungsdauern.
- Die Forschung im Bereich der Behandlung von Mischwasser hinsichtlich der Spurenstoffe ist bedeutend geringer als bei NSW was in der geringeren Anzahl an Untersuchungen und Verfahren sichtbar wird. Wobei mit den angewandten Verfahren für einzelne Substanzen teilweise bereits gute Rückhalte erzielt werden.

4 Danksagung

Das Projekt wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft finanziert.

Besonderer Dank gilt an dieser Stelle den Co-Autorinnen und Co-Autoren des Endberichts: TU Wien: Matthias Zessner, Heidemarie Schaar, Ottavia Zoboli, Norbert Kreuzinger, Steffen Kittlaus; TU Graz: Dirk Muschalla, Bettina Neunteufel, Günter Gruber, Stefan Reinstaller, David Camhy; Meduni Wien: Regina Sommer, Michael Reiter, Sílvia Cervero-Aragó, Elisabeth Holzhammer; KL-Krems: Andreas Farnleitner, Sophia Steinbacher, René Mayer; BOKU: Alexander Pressl, Florian Kretschmer; Umweltbundesamt: Clemens Steidl, Katharina Lenz, Elena Soriano Jiménez, und ganz besonders Philipp Hohenblum, der das Projekt seitens UBA koordiniert hat.

5 Literatur

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (Hrsg., 2022) Zukünftige stoffliche und mikrobiologische Herausforderungen für die kommunale Siedlungswasserwirtschaft. SIWAWI – Endbericht.

<https://info.bml.gv.at/service/publikationen/wasser/zukuenftige-stoffliche-und-mikrobiologische-herausforderungen-fuer-die-kommunale-siedlungswasserwirtschaft.html>

Korrespondenz:

Thomas Ertl, Univ.Prof. DI Dr.
Muthgasse 18, 1190 Wien
+43 664 4416716
thomas.ertl@boku.ac.at

Behandlung von belastetem Niederschlagswasser: Ein Konzept für Hamburg

J. Brehm, C. Heß

Freie und Hansestadt Hamburg

Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Abteilung Abwasserwirtschaft
Neuenfelder Straße 19, 21109 Hamburg

Kurzfassung: Die Einleitung von Niederschlagswasser aus der Trennkanalisation in urbanen Räumen hat negative hydraulische und stoffliche Auswirkungen auf die Oberflächengewässer. Um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, muss in Hamburg deshalb eine Vielzahl von Regenwasserbehandlungsanlagen errichtet und betrieben werden. Dies bedarf eines behörden- und dienststellenübergreifenden Konzepts, damit die Niederschlagswasserbehandlung möglichst effektiv und effizient unter Beachtung der verschiedenen Rahmenbedingungen in Hamburg umgesetzt und nachhaltig betrieben werden kann.

Key-Words: Niederschlagswasserbehandlung, Konzept, Wasserrahmenrichtlinie, Straßenabwasser, Gewässerschutz, Trennkanalisation

1 Einführung

In Hamburg wird ein Großteil der Fläche über getrennte Regenwasserkanäle (in Hamburg Regensiele genannt) entwässert. Obwohl das Trennsystem wichtige Vorteile gegenüber dem Mischsystem aufweist, entstehen besonders im urbanen Raum negative hydraulische und stoffliche Auswirkungen auf die Gewässer. Auf Grund der starken Versiegelungen und die Konzentration der Einleitungen entstehen insbesondere in kleinen, urban geprägten Gewässern hydraulischer Stress und ungünstige Lebensbedingungen für Gewässerorganismen und morphologische Schädigungen der Gewässersohle und der Uferbereiche.

Die stofflichen Belastungen von Gewässern durch den Eintrag über Regenwassereinleitungen wurden vielfach untersucht und bestätigt (z.B. Grotehusmann et al. 2008, Schmitt et al. 2010, Barjenbruch et al. 2016, Wicke et al. 2021). Als Hauptquelle für Schadstoffe in urbanen Räumen gelten der Straßenverkehr inklusive zugehöriger Flächen wie Parkplätze, sowie Gewerbe- und Industrieflächen, deren Verschmutzung auch auf die Nutzung von Kfz (Hofflächen, LKW-Parkplätze usw.) zurückgeht.

Diese hydraulischen und stofflichen Belastungen der Oberflächengewässer beeinträchtigen die Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). In Hamburg wurde dieses Problem intensiv in dem Projekt RISA¹ im Rahmen des Handlungsziels *Weitergehender Gewässerschutz* bearbeitet (vgl. HSE und BUE 2015). Auf Grundlage der Ergebnisse von RISA wurde bei der damaligen Behörde für Umwelt und Energie (BUE) eine Projektstelle geschaffen, um ein Konzept zur Behandlung von belastetem Niederschlagswasser bzw.

¹ RegenInfraStrukturAnpassung

insbesondere Straßenabwasser (kurz: *Konzept Niederschlagswasserbehandlung*) in Hamburg zu erarbeiten (BUKEA 2023).

2 BEURTEILUNG UND PRIORISIERUNG VON NIEDERSCHLAGSWASSER-EINLEITUNGEN

2.1 Beurteilung der Behandlungsbedürftigkeit von Einleitungen

Als Leitparameter zur Bewertung der stofflichen Belastungen von Niederschlagswasser hat sich der Parameter AFS63 (Abfiltrierbare Stoffe, Feinfraktion 0,45 - 63 μm) durchgesetzt, da viele Untersuchungen gezeigt haben, dass sich ein signifikanter Teil vieler relevanter Schadstoffe (Schwermetalle und PAK) an der Feinfraktion der Feststoffe anheften (Welker und Dierschke 2016). Deswegen wurde im neuen Regelwerk DWA-A/M 102 / BWK-A/M 3 der Parameter AFS63 als Nachweisgröße für die Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagswasser in Gewässer eingeführt. Dabei werden unterschiedlichen Flächen in Abhängigkeit ihrer Nutzung pauschale spezifische Frachtwerte in kg pro ha und Jahr zugewiesen. Der Wert der Kategorie I wird als Mindestanforderung definiert. Das Niederschlagswasser von Flächen der Kategorie II und III ist damit grundsätzlich behandlungsbedürftig.

Für die flächendeckende, stoffliche Beurteilung von Niederschlagsabflüssen wurde von HAMBURG WASSER, auf Basis des DWA-A 102-2, eine GIS-basierte Emissionspotentialkarte (EPK) entwickelt. Darin wird für jedes Regenwassereinzugsgebiet der flächenspezifische sowie absolute Stoffabtrag bezogen auf AFS63 als Rechenwert dargestellt, sodass eine Abschätzung der Emissionen sowie ein Vergleich aller Regeneinzugsgebiete untereinander vorgenommen werden kann (Meinzinger et al. 2017).

2.2 Emissionsseitige Priorisierung von Einleitungen

In der EPK sind 1.601 Regenwassereinzugsgebiete (EZG) erfasst, von denen nach DWA-A 102-2 1.381 behandlungsbedürftig sind. Aufgrund der Vielzahl von behandlungsbedürftigen Einleitungen und der ungleichen Verteilung der AFS63-Frachten wurde eine emissionsseitige Priorisierung der Einleitungen erarbeitet, die einen wesentlichen Bestandteil des Konzepts darstellt. Als Leitparameter wurde der Parameter *zu reduzierende Fracht* (B_{red}) gewählt. Dieser Parameter resultiert aus belasteten Flächen der Kategorien II und III und gibt an, wie viel Fracht AFS₆₃ in kg/a in einem Einzugsgebiet durch Behandlungsmaßnahmen reduziert werden muss, um die emissionsseitige Mindestanforderung einer flächenspezifischen Fracht von 280 kg/(ha·a) zu erreichen (DWA 2020).

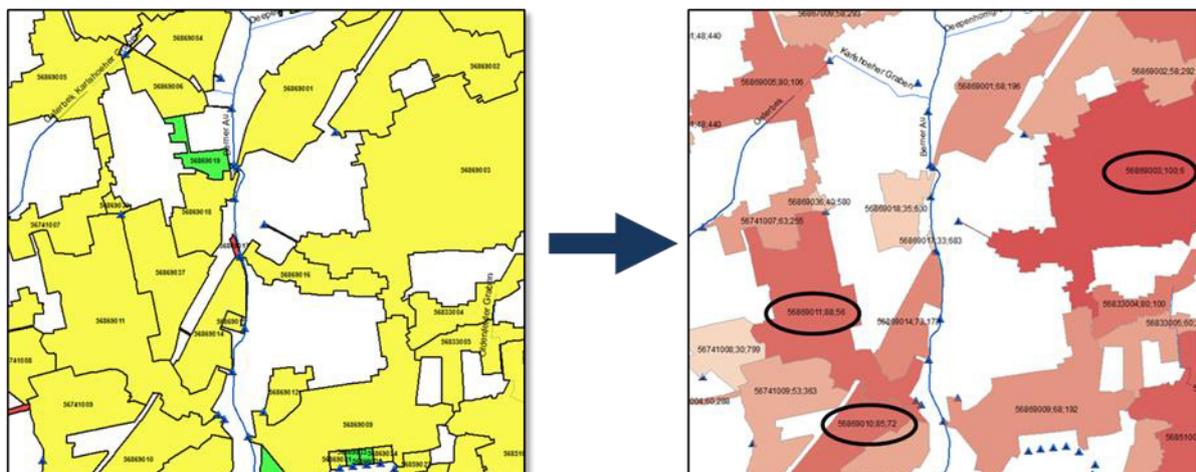


Abbildung 13: Datenbestand aus der EPK ohne (links) und mit emissionsseitiger Priorisierung (blaue Linien: Gewässer, blaue Dreiecke: Einleitungsstellen, farbige Flächen: Einzugsgebiete)

Des Weiteren wurden die Parameter *zu reduzierende Fracht von Straßen* ($B_{red, Straße}$) und *flächenspezifische Fracht von Straßen* ($b_{red, Straße}$) in die Bewertung mit einbezogen. Auf einer Punkteskala von 0 bis 100 wurden Punkte für die Einleitungen vergeben und eine Rangfolge erstellt. Die emissionsseitige Priorisierung dient dazu, „hot spots“ zu identifizieren und prioritäre Maßnahmen abzuleiten. Abbildung 1 zeigt ein Beispiel ohne und mit Priorisierung für ein Gewässer in Hamburg. Die Rangfolge ist nicht als starre Vorgabe zu verstehen, sondern dient vielmehr dazu, günstige Stellen zu identifizieren, an denen durch Behandlungsmaßnahmen möglichst viel erreicht werden kann. Die Realisierbarkeit von Maßnahmen wird dabei durch eine Reihe weiterer Randbedingungen beeinflusst und/oder eingeschränkt, wie z.B. Flächenverfügbarkeit, Baum- und Biotopstandorte, geplante Straßenbaumaßnahmen und die erwartete Kosten-Nutzen-Relation für geplante Behandlungsmaßnahmen. Die emissionsseitige Priorisierung wurde im Rahmen der Konzepterstellung durch eine immissionsseitige Priorisierung ergänzt.

3 Behandlungsanlagen

Mittlerweile bestehen einige Erfahrungen mit Regenwasserbehandlungsanlagen (RWBA). Die Herangehensweise zur Behandlung lässt sich in zwei Kategorien einsortieren: Zentral (an der Einleitungsstelle) oder dezentral. Als zentrale Anlagen haben sich Retentionsbodenfilter (RBF) bewährt. Sie erreichen sehr hohe Reinigungsleistungen und sind relativ unterhaltungsarm. Zudem leisten sie durch eine hohe Verdunstungsleistung einen zusätzlichen Beitrag zum naturnahen Wasserhaushalt. Dezentrale Systeme wie z.B. Lamellenklärer, Sedimentationsrohre oder Filtereinsätze für Straßenschächte können generell nur kleinere Flächen mit einem niedrigeren Reinigungsgrad reinigen und sind kostenintensiver in der Unterhaltung. Aus diesen Gründen sind zentrale Lösungen zu bevorzugen. Allerdings sind Flächen im urbanen Kontext vielfältigen Nutzungsansprüchen unterlegen, und in Hamburg stellt sich die Flächenverfügbarkeit immer wieder als Nadelöhr zur Errichtung zentraler Anlagen heraus. Bei unbebauten Grünflächen handelt es sich oft um Grünanlagen, geschützte Biotop, baumbestandene Flächen oder Naturschutzgebiete. Im Zweifel muss hier zwischen Gewässer- und Natur- bzw. Grünanlagenschutz abgewogen werden. Im innerstädtischen Bereich stehen oft überhaupt keine Flächen zur Verfügung, so dass hier nur dezentrale Systeme in Frage kommen.

Im Ergebnis wird es eine Mischung aus verschiedenen Anlagentypen sein, die den Randbedingungen und Möglichkeiten entsprechend ausgewählt werden müssen. Dabei ist es wichtig, übergreifende zentrale Lösungen an den Stellen anzustreben, an denen es möglich ist und gleichzeitig hohe Behandlungspotentiale bestehen (prioritäre Einleitungen), und den Zuwachs und die Anzahl der dezentralen RWBA an die vorhandenen Möglichkeiten anzupassen und durch die Aufstockung notwendiger Unterhaltungsmittel bei den zuständigen Dienststellen zu begleiten.

Im Zuge der Klimaanpassung kommen auch verstärkt blau-grüne Maßnahmen im Sinne des Schwammstadt-Prinzips in Betracht. Neben der positiven Wirkung auf den naturnahen Wasserhaushalt und dem Mikroklima entstehen bei der Entwässerung von Straßenflächen über die Bodenpassage - beispielsweise bei Mulden, Tiefbeeten und Baumrigolen - Synergien hinsichtlich der Reinigung des Straßenabwassers (BlueGreenStreets 2022, Burkhardt et al. 2022). Insbesondere bei der Planung von neuen Bebauungsgebieten und Straßen, bei denen im Gegensatz zum Bestand noch Möglichkeiten bestehen rechtzeitig Einfluss auf die Flächenzuschnitte zu nehmen, sollte das berücksichtigt werden. Unterstützende

Planungsbeispiele finden sich in der Toolbox des Projektes BlueGreenStreets (2022) und in dem von der Hamburger Verkehrsbehörde veröffentlichtem Wissensdokument „Hinweise für eine wassersensible Straßenraumgestaltung“ (BWVI 2015).

4 Machbarkeitsstudien

Ein wichtiges Element zur Vorauswahl der jeweils in Frage kommenden Anlagentypen sind Machbarkeitsstudien (MBS). Eine MBS ist eine Untersuchung zu Möglichkeiten der Behandlung und des Rückhalts von Niederschlagswasser in einem definierten Bereich unter gegebenen Randbedingungen. Die wesentlichen Bestandteile einer MBS sind:

- Defizitanalyse: Ermittlung der Notwendigkeit von Behandlung und Rückhalt
- Machbarkeit (inkl. technische Prüfung und Prüfung der Flächenverfügbarkeit): Welche Varianten sind umsetzbar?
- Vor- und Nachteile: Welche Varianten weisen im Hinblick auf die wasserwirtschaftlichen Ziele die beste Kosten-Nutzen-Relation auf? Als Maß für die Wirtschaftlichkeit wurde hierbei das Kostenäquivalent €/AFS63 eingeführt.

Für die Durchführung von Machbarkeitsstudien wurde ein Muster (Mstermachbarkeitsstudie) sowie eine Excel-Tabellenvorlage für die Kostenrechnung (inkl. Ermittlung des Kostenäquivalents in €/AFS63) erarbeitet, die in Hamburg für MBS in der Regel verwendet werden müssen.

Entscheidend für die Ergebnisse einer MBS ist der räumliche Umfang der Betrachtung. Oft werden Studien projektbezogen durchgeführt, z.B. im Rahmen von Straßenbaumaßnahmen oder bei der Erstellung für Entwässerungskonzepten für Neubaugebiete. Dabei sind die Betrachtungsgrenzen meistens sehr eng auf das jeweilige Bauvorhaben beschränkt und es besteht die Gefahr, dass eine Vielzahl von dezentralen Anlagen (Insellösungen) gebaut werden anstatt von vorneherein durch eine EZG-übergreifende Betrachtung eine zentrale Lösung zu prüfen. Denn isolierte dezentrale Behandlungsmaßnahmen, die aufgrund einer Baumaßnahme eher „zufällig“ realisiert werden als einem koordinierten Konzept zu folgen, sind nur bedingt zielführend um signifikante Verbesserungen für den betroffenen Wasserkörper zu erreichen. Die „Horizontenerweiterung“ ist insbesondere dann sinnvoll, wenn eine oder mehrere prioritäre Einleitungen oder auch Gewässer betroffen sind. Die emissionsseitige Priorisierung (siehe Kapitel 2.2) dient deshalb auch dazu, Bereiche für übergreifende MBS zu definieren. Ebenso erfordert die immissionsseitige Bewertung von Gewässern oft eine räumlich weiter gefasste Betrachtung.

Zur Sicherung von Flächen für die Behandlung von prioritären Einleitungen ist es darüber hinaus wichtig, dass frühzeitig bei Bebauungsplanverfahren der Bedarf eingebracht wird und entsprechende Flächen festgesetzt werden.

5 Institutioneller Rahmen und Finanzierung

Der institutionelle Rahmen betrifft vor allem Prozesse und Abläufe sowie die Zuständigkeiten der verschiedenen Dienststellen. Um z.B. Machbarkeitsstudien rechtzeitig veranlassen oder Mittel für größere Baumaßnahmen konzentrieren zu können, müssen die entsprechenden Dienststellen zu den richtigen Zeitpunkten in Planungen eingebunden werden.

Um die Finanzierung von Planung, Bau und nachfolgender Instandhaltung von RWBA sicherstellen zu können, sind eindeutige Zuständigkeiten unerlässlich. Die Zuständigkeiten sind in Hamburg auf unterschiedliche Dienststellen verteilt. Für RWBA in Straßenentwässerungsleitungen ist der jeweilige Straßenbaulasträger zuständig. Demgegenüber stehen (zentrale) RWBA im Sielnetz oder an Sielauslässen, die im

Zuständigkeitsbereich von HAMBURG WASSER liegen. Für in Gewässer integrierte Anlagen ist die jeweilige Wasserbehörde, in den meisten Fällen der Bezirk zuständig.

Ein wesentlicher Bestandteil des Konzepts ist deswegen, die Zuständigkeiten eindeutig zu klären und daraus Finanzbedarfe für die unterschiedlichen Dienststellen zu ermitteln, auf deren Grundlage Mittel im Haushalt der Stadt für zukünftige Maßnahmen eingefordert werden können. Umgekehrt ist es ebenso wichtig, die Behandlungsmaßnahmen an die vorhandenen finanziellen Möglichkeiten sowohl im investiven (Planung und Herstellung) als auch im konsumtiven (Betrieb und Instandhaltung) Bereich anzupassen.

6 Erhaltungsmanagement für Regenwasserbehandlungsanlagen

Mit der Herstellung einer Vielzahl von Behandlungsanlagen, die regelmäßig überprüft und gereinigt werden müssen, steigt die Bedeutung des Betriebs und der Instandhaltung. Das gilt insbesondere für dezentrale, aber natürlich auch für zentrale RWBA. In Hamburg wird deshalb ein zentrales Erhaltungsmanagement angestrebt, um die Unterhaltung dieser Anlagen zu organisieren und zu finanzieren. Alle öffentlichen RWBA sollen zukünftig zentral durch HAMBURG WASSER unterhalten werden. Derzeit befindet sich das Betreibermodell im Aufbau, um die notwendigen Grundlagen dafür zu schaffen. Auf Grundlage einer Bestandsaufnahme wurde zunächst eine Auswahl an Anlagen getroffen, die in das Betreibermodell aufgenommen werden sollen. Im nächsten Schritt wurde eine Statusklärung durchgeführt, um die notwendigen Unterhaltungsmaßnahmen für jede dieser Anlagen möglichst genau zu definieren. Auf dieser Grundlage werden Instandhaltungsverträge mit HAMBURG WASSER abgeschlossen, die vorübergehend aus Zusatzmitteln finanziert werden (Anschubfinanzierung). Das mittelfristige Ziel ist es diese Finanzierung im Rahmen des Erhaltungsmanagements in den Regelhaushalt zu überführen.

7 Literatur

- Barjenbruch, M., Heinzmann, B., Kober, P., Post, M., Remy, C., Rouault, P., Sommer, H., Sonnenberg H., Weiß, B. (2016) Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen. Abschlussbericht, Projekt-Nr. 11315 UEPII/2
- BlueGreenStreets (Hrsg.) (2022): BlueGreenStreets Toolbox – Teil A & B. Multifunktionale Straßenraumgestaltung urbaner Quartiere, März 2022, Hamburg. Erstellt im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Ressourceneffiziente Stadtquartiere für die Zukunft“. <https://repos.hcu-hamburg.de/handle/hcu/638>
- BUKEA, Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (2023): Konzept „Finanzierung, Herstellung und Unterhaltung von öffentlichen Behandlungsanlagen für belastetes Niederschlagswasser in Hamburg“. <https://www.hamburg.de/contentblob/17291042/b50ea1a86fdb1850775eac1b5637159/data/konzept-nwab-final-1-0-230616-internet.pdf>
- Burkhardt, M., Kulli, B., Saluz, A. (2022): Schwammstadt im Strassenraum - Herausforderungen und Lösungen für blau-grüne Massnahmen. Aqua und Gas, 10, 13-29
- BWVI, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation (2015): Wissensdokument - Hinweise für eine wassersensible Straßenraumgestaltung. <https://www.hamburg.de/contentblob/4458538/%20eb8ad86ca21cd3065bbe624605fb809/data/wassersensible-strassenraumgestaltung.pdf>
-

- DWA- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2020): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer, Teile 1 - 3, Hennef
- Grotehusmann, D., Lambert, B., Fuchs, S., Graf, J. (2008) Konzentrationen und Frachten organischer Schad-stoffe im Straßenabfluss, Schlussbericht zum BAST Forschungsprojekt FE-Nr. 05.152/2008/GRB
- HSE, BUE (2015): Strukturplan Regenwasser 2030 – Zukunftsfähiger Umgang mit Regenwasser in Hamburg, Juni 2015, Hamburg https://www.risa-hamburg.de/fileadmin/risa/Downloads/BUE_HSE_2015_RISA_Strukturplan_Regenwasser_2030.pdf
- Meinzinger, F., Bischoff, G., Schmid, E. (2017): Die Emissionspotentialkarte als Instrument für die Beurteilung von Niederschlagsabflüssen. 29. Hamburger Kolloquium zur Abwasserwirtschaft 6./7.09.2017, Tagungsband, GFEU, Hamburg
- Schmitt, T.G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C., Remmler F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. DWA, Hennef
- Wicke D., Matzinger A., Sonnenberg H., Caradot N., Schubert R.-L., Dick R., Heinzmann B., Dünnbier U., von Seggern D., Rouault, P. (2021): *Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses*. Water 2021, 13, 1312. <https://doi.org/10.3390/w13091312>
-

Korrespondenz:

Jens Brehm
Freie und Hansestadt Hamburg
Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft
Abteilung Abwasserwirtschaft
Neuenfelder Straße 19, 21109 Hamburg
Tel: +49 40 42840 - 3742
E-Mail: jens.brehm@bukea.hamburg.de

Posterflash – Teil 1

Eine modellbasierte Bewertung des Potenzials zur Überlaufreduzierung mit Hilfe eines Frachtbasierten Global Prädiktiven Controllers (GPC) im Abwasserverband Rheinfelden

A. Cornelissen¹, G. Schutz¹, R.S. Gesser², H.Voos², S. Schölppl³

1 RTC4Water S.a r.l., 62a Grand Rue, L-3394 Roeser, Luxembourg

2 University of Luxembourg, 29 Av. John F. Kennedy. Luxembourg City, L-1855, Luxembourg

3 Rittmeyer GmbH, Hohes Gestade 11, DE-72622 Nürtingen, Deutschland

Kurzfassung: Rittmeyer und RTC4Water haben gemeinsam einen Weg entwickelt, eine Echtzeit-Optimierung von Regenbecken in der Schweiz, Österreich und Deutschland durchzuführen. Gemeinsam mit unseren Kunden können wir das Einstauverhalten der Regenbecken optimieren und dadurch Entlastungen aus den Kanalnetzen reduzieren. Zwei solcher Systeme sind in der Schweiz bereits in Betrieb und zwei Weitere werden derzeit in der Schweiz implementiert. Als Erweiterung dieser Technologie werden in Zusammenarbeit mit der Universität Luxemburg derzeit frachtbasierte Optimierungsalgorithmen entwickelt und getestet. Es kann gezeigt werden, dass diese neuen Algorithmen in der Simulation erheblich besser abschneiden als volumenbasierte Algorithmen.

Key-Words: Echtzeitkontrolle, Kanalnetzbewirtschaftung, Entlastungen, Verbundsteuerung, Abflusssteuerung, GPC, Frachtbasierte Optimierungs-Algorithmen

1 EINLEITUNG

Das Hauptanliegen an Steuerungen von Kanalnetzen für die Stadtentwässerung ist die Reduzierung der Entlastungstätigkeit an den Sonderbauwerken. Die Entlastungen oder auch Überläufe werden hauptsächlich durch Niederschlagswasser verursacht, das in die Kanalisation fließt und ab einer bestimmten Regenintensitäten dessen Speicher überlastet (Garcia, 2015). Da die Trenn- und Speicherbauwerke in der Regel nur statisch wirken, sind diese Systeme zudem nicht in der Lage der natürlichen Variabilität des Niederschlag-Abflussgeschehens mit einem flexiblen Betriebsverhalten zu folgen. Ein guter Ansatz für eine nicht-intrusive und kosteneffiziente Lösung ist die Implementierung softwarebasierter Steuerungen, die zur besseren Nutzung der verfügbaren Kapazität, dem System ein dynamisches Verhalten aufzwingen, typischerweise durch die Verwendung logischer Regeln oder durch eine Optimierungsmethode (Rathnayake, 2019). Optimierungsmethoden verwenden gemessene oder geschätzte Informationen aus dem Abwassernetz, wie z. B. das Volumen, den Zufluss in, und Auslauf aus Regenüberlaufbecken (RÜB), und berechnen eine optimale Ausgabe angesichts eines Ziels, z. B. die Minimierung der Summe der Überläufe aus allen Speicherbauwerke im Netz. Eine gängige, auf Optimierung basierende Regelung, ist die **modellprädiktive Regelung**, zumeist **Model Predictive Control (MPC)** genannt. MPC ermöglicht die Berechnung des, entsprechend einer Gütefunktion, optimalen Eingangssignales, für den optimalen Output durch Minimierung einer Zielfunktion über einen Vorhersagehorizont unter Verwendung eines Modells des Systems (Cembrano, 2004 und Pleau, 2005). Die Forschung auf diesem Gebiet ist umfangreich, wie die Übersichtsarbeiten von Lund (2018) und Shishegar (2018) zeigen, aber die meisten Ansätze konzentrieren sich auf Ziele, die sich auf das Entlastungsvolumens innerhalb des Entwässerungssystems beziehen. Eine andere Lösung ist die Ableitung eines Problems, das auf Verschmutzungsaspekten basiert, indem die

Wasserqualität (Belastung oder Konzentration) bei der Optimierung berücksichtigt wird. Dies zeigt weitere Potenziale, um die Belastungen auf die Gewässer noch weiter zu reduzieren. Der Hauptgrund, warum diese Methoden vermieden werden, ist die Komplexität der Implementierung eines Modells, das die Wasserqualität in seine Formulierung einbezieht, da das Optimierungsproblem nichtlinear und folglich schwieriger zu lösen ist.

2 DAS MODELL

Das Modell des Abwassersystems Rheinfelden wurde mit der Software SWMM auf Grundlage der vom Betrieb übermittelten Informationen erstellt. Beim Erstellen des Modells wurde darauf geachtet, dieses, unter Berücksichtigung eines realistischen Systemverhaltens, so einfach wie möglich aufzubauen. Im Bild 1 ist die Modellsituation dargestellt, wobei die Grundlagendaten wie Einzugsgebiete, Einwohnergleichwerte, Drosselabflüsse und Regendaten vom Abwasserverband in hinreichender Genauigkeit in den Berechnungen berücksichtigt wurden.

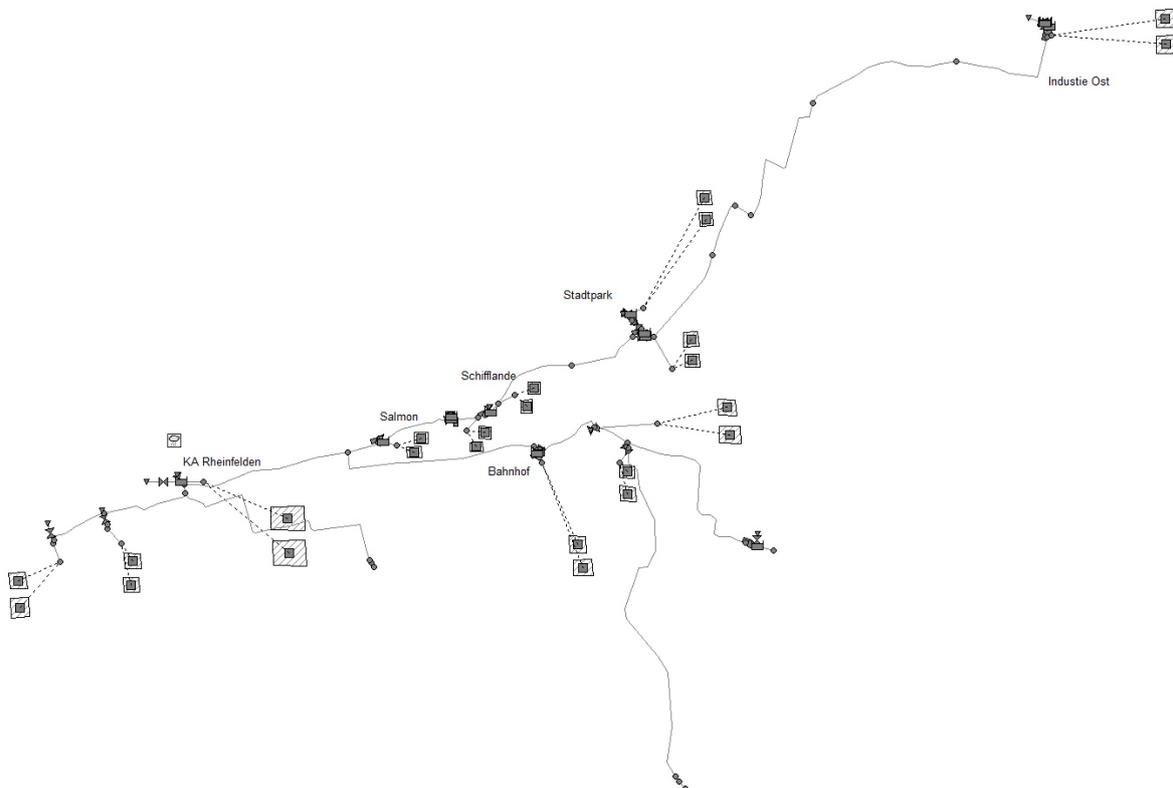


Abbildung 14: Modell des Abwassersystem Rheinfelden in SWMM

3 SIMULATIONEN

Es wurden insgesamt drei GPC-Simulationen durchgeführt. (Zeitspanne 1.1.2019-31.12.2019):

0. Entspricht der IST-Situation, mit statisch eingestellten Drosselabläufen bei den Entlastungsbauwerken (ohne GPC). Diese Model-Simulation gilt als Referenz für das mögliche Einsparpotential an Entlastungsmengen.
1. Volumenbasierte Regelung des Abflussgeschehens mit GPC bei Regenwetter. Dies zeigt den maximalen Effekt des momentan implementierte GPC.
2. Frachtbasierte Regelung des Abflussgeschehens mit GPC bei Regenwetter. Dies zeigt den maximalen Effekt des neue GPC (Nur Simulation).

RESULTATE

Tabelle 5: Ergebnisse der Simulationen für 2019

Simulation	Überlaufvolumen (1000 m ³)	Überlauffracht (10 ³ kg COD)
0	573	3264
1	477 (-17%)	1779 (-45%)
2	479 (- 16%)	1257 (-61%)

Wie in der Simulation 1 zu sehen ist, reduziert ein volumenbasierter GPC das Volumen des überlaufenden Wassers für ein Netz mit begrenztem Speichervolumen effektiv und die Ergebnisse für die Fracht sind auch sehr gut, siehe Tabelle 1.

Betrachtet man jedoch über die Simulation 2 die Ergebnisse der lastbasierten GPC-Regelung, so sind die Ergebnisse äußerst vielversprechend. Bei einer geringfügig schlechteren Reduzierung des Volumens, im Vergleich zum volumenbasierten System, beträgt die Reduzierung der Last sogar 61 %.

Außerdem ist die hier gezeigte lastabhängige Optimierung von begrenzter Komplexität: Zur Ausführung des Modells ist lediglich die Kenntnis des Personenäquivalents (EW) für jede betrachtete Abflussfläche erforderlich.

Es ist jedoch zu betonen, dass die erzielten Ergebnisse auf Simulationen beruhen. Wie diese fortschrittlicheren Algorithmen in der Realität abschneiden, bleibt abzuwarten. Wir sind jedoch jetzt in der Lage, diese Algorithmen in der Realität zu implementieren und deren Funktion zu bewerten. Alles, was es dazu braucht, ist die Erlaubnis der zuständigen Behörden und die Verfügbarkeit der erforderlichen Daten.

4 Literatur

Cembrano, G., (2004). Optimal control of urban drainage systems. a case study. Control Engineering Practice 12, 1–9.

Garcia, L., Barreiro-Gomez, J., Escobar, E., Tellez, D., Quijano, N., Ocampo-Martinez, C. (2015). Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. Advances in Water Resources 85, 120–132

Hong, G., Jeong, K., Lim, J., Jo, J., Kim, Y.M, Park J., Kim. J.H., Cho K.H., (2015). Prediction of effluent concentration in a wastewater treatment plant using machine learning models, Journal of Environmental Sciences 21, 90-101

Lund, N.S.V, Falk, A.K.V., Borup, M., Madsen, H., Mikkelsen, P.S. (2018). Model predictive control of urban drainage systems: A review and perspective towards smart real-time water management, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48:3, 279-339

Maciejowski, J.M. (2002). *Predictive Control with Constraints*. Prentice Hall.

Mahmoodian, M., Delmont, O., Schutz, G., (2017). Pollution-based model predictive control of combined sewer networks, considering uncertainty propagation. *International Journal of Sustainable Development and Planning* 12, 98–111.

Pleau, M., Colas, H., Lavallee, P., Pelletier, G., Bonin, R., (2005). Global optimal real-time control of the Quebec urban drainage system. *Environmental Modelling & Software* 20, 401–413

Rathnayake, U., Anwar, A.F. (2019). Dynamic control of urban sewer systems to reduce combined sewer overflows and their adverse impacts. *Journal of Hydrology* 579, 124150

Safeer, S., Pandey, R.P., Rehman, B., Safdar, T., Ahmad, I., Hasan, S.W., Ullah, A., (2022). A review of artificial intelligence in water purification and wastewater treatment: Recent advancements, *Journal of Water Process Engineering* 48, 102974.

Sharafati, A., Asadollah, S.B.H.S., Hosseinzadeh, M., (2020). The potential of new ensemble machine learning models for effluent quality parameters prediction and related uncertainty, *Process Safety and Environmental Protection* 140, 68-78.

Shishegar, S., Duchesne, S., Pelletier, G., (2018). Optimization methods applied to stormwater management problems: a review. *Urban Water Journal* 15, 276–286.

Lund, N.S.V, Falk, A.K.V., Borup, M., Madsen, H., Mikkelsen, P.S. (2018). Model predictive control of urban drainage systems: A review and perspective towards smart real-time water management, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48:3, 279-339

Korrespondenz:

Dr. Alex Cornelissen (Hauptautor)
RTC4Water S.a r.l., 62a Grand Rue, L-3394 Roeser, Luxembourg
+352 24836976
alex.cornelissen@rtc4water.com

Einsatz von Geotextil-Filtersäcken zur dezentralen Strassenabwasserbehandlung

H. Stuess¹

¹ Kanton Zürich Baudirektion Tiefbauamt, Walchestrasse 2, 8090 Zürich, Schweiz

Kurzfassung: Seit 2009 werden auf Züricher Kantonsstrassen Geotextil-Filtersäcke (GTS) zur dezentralen Strassenabwasserbehandlung eingesetzt. Messungen (2016) ergaben einen guten Rückhalt von GUS, von Kupfer und Zink jedoch weniger. Anstatt alle 2 Jahre werden Strassenabläufe mit GTS zweimal jährlich gereinigt. Absenkungsmessungen (2021) in gespülten GTS erbrachten eine Verlängerung der ursprünglich geplanten Einsatzdauer von 5 auf 10 Jahre. Mit Messungen (2023/2024) werden derzeit die optimalen Wartungsintervalle in Hinsicht auf Aufwand und Schadstoffrückhalt ermittelt.

Key-Words: Strassenentwässerung, dezentrale Strassenabwasserbehandlung, Strassenablauf (Schlammsammler), Geotextil-Filtersack, GUS, Absenkungs-/Überlauf-Messungen.

1 Ausgangslage und Problemstellung

Seit 2009 werden auf Züricher Kantonsstrassen (erstmalig an der Seestrasse in Männedorf) Geotextil-Filtersäcke (GTS) in Strassenabläufen/Schlammsammlern (SA) zur dezentralen Behandlung von stark belastetem Strassenabwasser eingesetzt. Im Jahre 2022 lag die Gesamtzahl im gesamten Kanton bei ca. 950 GTS, was einer durchschnittlichen, jährlichen Einsatzmenge im Zeitraum 2009 - 2022 von ca. 70 GTS entspricht.

Bei einem Durchschnittlichen Tages Verkehr (DTV) von mehr als 14'000 Fahrzeugen pro Tag ist eine Behandlung gesetzlich vorgeschrieben. Bei den Spezialfällen Seestrasse am Zürichsee (erhöhte Anforderung, da Trinkwasserreservoir) und Töss (keine direkte Versickerung über das Flussbett in den Untergrund zulässig) genügt bereits ein DTV von mehr als 5'000. Im Einzelfall ist dies mit dem AWEL (Amt für Wasser, Energie und Luft) abzuklären.

Alternative Behandlungsmöglichkeiten vor einer Einleitung in ein Gewässer wären SABA, Absetzbecken, Mulden-Rigolen oder Versickerung über die Schulter über eine belastbare Bodenschicht. Wenn dies aus ungenügenden Platz-/Gefällegründen nicht möglich ist, werden als letzte Alternative GTS eingesetzt. Diese zeichnen sich aus durch günstige Anschaffungskosten. Für den betrieblichen Unterhalt ist allerdings ein erhöhter Aufwand notwendig.

2 Geotextil-Filtersack (GTS)

Beim GTS handelt es sich um eines von 4 Bestandteilen des SK-Filterelements der Schöllkopf AG, welche Geotextil-Filtersack (GTS), Tragkonstruktion, Leiteinrichtung und Ansaugschutz heissen (Abbildung 1):

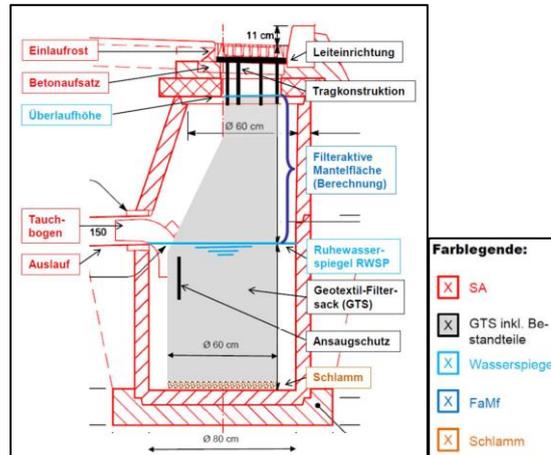


Abbildung 15: SA (Ø 800/600 mm) mit eingesetztem GTS inkl. Bestandteilen

Das Strassenabwasser durchfließt den **GTS** (Abbildung 2) von innen nach aussen und wird dadurch gereinigt, wobei sich der Schlamm am Boden und auch auf der Seite des GTS absetzt. Beim Filtergewebe handelt es sich um einen zweilagigen Geoverbundstoff mit Grobfilter (PP-Fasern) und Feinfilter (PES-Fasern). Die Schichtdicke ist 6.3 mm bei leichter Auflast und 8 mm im Ruhezustand. Der Wasserdurchlässigkeitswert im sauberen Zustand beträgt 5 mm/s.



Abbildung 2: Oberer, verstärkter Teil des GTS mit 4 Kauschen zum Einhängen an die Tragkonstruktion

Der GTS ist an einer **Tragkonstruktion** (Abbildung 3) aus rostfreiem Stahl mit rechteckigem Einlaufrost-Rahmen aufgehängt. Diese sorgt dafür, dass der GTS nicht an der Schachtwand anliegt, auch nicht beim Überlaufen des GTS.



Abbildung 3: Tragkonstruktion im Schlammsammler mit rechteckigem Einlaufrost-Rahmen und eingehängtem GTS

Die **Leiteinrichtung** (Abbildung 4) aus Aluminium, vormals Gummi, ist zwischen Einlaufrost und Einlaufrost-Rahmen eingelegt und sorgt dafür, dass das Strassenabwasser in den GTS fällt und nicht daran vorbei.



Abbildung 4: Leiteinrichtung auf rechteckigem Einlaufrost-Rahmen (Einlaufrost daneben) in einem Strassenablauf SA (links: Aluminium; rechts (vormals): Gummi)

Um ein Verschliessen des Tauchbogens durch den GTS zu verhindern, wird ein **Ansaugschutz** (Abbildung 5) aus rostfreiem Stahlblech, vormals aufgesteckter Stahldraht, auf den Tauchbogen verstärkter Bauart (Kunststoff) geschraubt

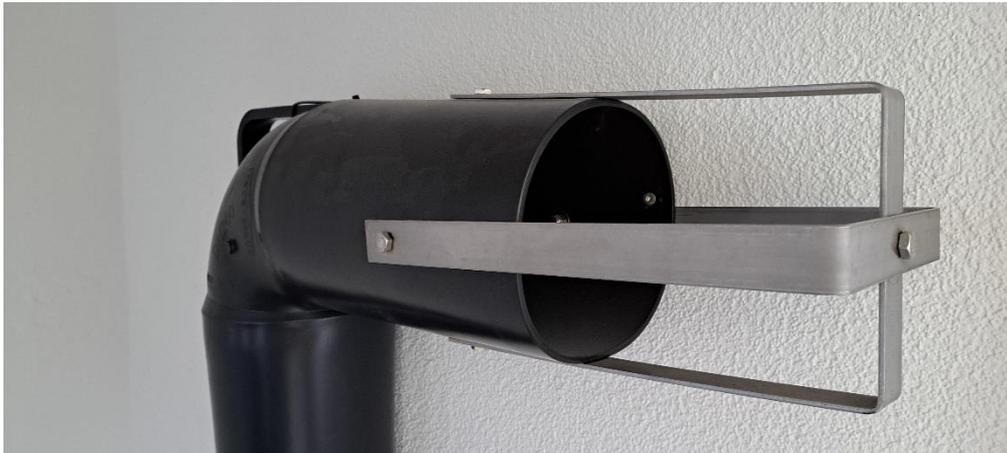


Abbildung 5: Auf Tauchbogen aufgeschraubter Ansaugschutz (an der Wand vor meinem Büro)

3 Bisherige Untersuchungen (2015-2020)

Bezüglich Leistungsfähigkeit des GTS wurden bereits in Stadt und Kanton Zürich am Mythenquai (2015), in Männedorf (2016) und in Meilen (2020) diverse Messungen durchgeführt:

Am Mythenquai in der Stadt Zürich wurden unterschiedlich dezentrale Filtersysteme getestet, wobei schlussendlich nur der GTS und das System 3-P vom TBA akzeptiert wurden. Die Schadstoffentfernung eines GTS erreichte die Anforderungsstufe «erleichtert». Dies bedeutet, dass hauptsächlich GUS (gesamte ungelöste Stoffe) zurückgehalten wird, Kupfer und Zink jedoch weniger. Auf einer Skala mit 5 als besten und 1 als schlechtesten Wert erzielt der GTS für GUS die Klasse 4 und für Kupfer und Zink die Klasse 1 (System 3-P: GUS-Klasse 3, Kupfer und Zink Klasse 1 (ASTRA 2021)). Somit sind GTS besonders für die Entfernung von GUS geeignet.

In Meilen an der Seestrasse wurden 4 GTS bezüglich hydraulischer Leistungsfähigkeit und Schadstoffrückhalt beprobt. Als Empfehlung wurde eine Erhöhung des Spülintervalls von 2 auf 3 Spülungen pro Jahr (März, Juni, September) genannt, um bessere Wirkungsgrade (weniger Überläufe) bei sommerlichen Starkregen zu erzielen.

4 Betrieblicher Unterhalt

SA ohne GTS werden normalerweise alle 2 Jahre geleert. Die Installation eines GTS erfordert dagegen einen mindestens zweimal jährlichen Unterhalt (Tabelle 1). Dazu wird der GTS mit einem Seier am Saugrohrende ausgesaugt, danach mit Wasserstrahl innen abgespritzt und nochmals ausgesaugt (Abbildung 6). Eine Entnahme aus dem SA ist dazu normalerweise nicht notwendig. Das mit Schlamm verunreinigte Spülwasser wird in einem Recycler (mobile Kläranlage) gereinigt und darf zur Wiederbefüllung des SA verwendet werden.

Tabelle 6: **Betrieb und Unterhalt**

Arbeit	Intervall: Bemerkungen
<ol style="list-style-type: none"> 1. Entfernen von Einlaufrost und Leiteinrichtung 2. Aussaugen des Schlammes 3. Abspritzen der Oberfläche im Innern des GTS von oben nach unten (mindestens 1.5 min) 4. Erneutes Aussaugen des Schlammes (nur 1-mal pro Jahr im April/Mai) 5. Installation von Leiteinrichtung und Einlaufrost 	<p>2-mal pro Jahr (April/Mai und Oktober/November):</p> <p>Für das Abspritzen ist ein normaler Schlauch ausreichend. Damit der GTS beim Aussaugen nicht angesaugt wird, ist ein Seier wichtig.</p>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Entfernen von Einlaufrost und Leiteinrichtung 2. Aussaugen des Schlammes 3. Herausnehmen des GTS 4. Gründliche Reinigung des GTS von innen und aussen 5. Reinigung des SA (Spritzen und Aussaugen des Schlammes) 6. Einbau des GTS 7. Installation von Leiteinrichtung und Einlaufrost 	<p>Voraussichtlich alle 5 bis 10 Jahre:</p> <p>Zur Feststellung von Kolmation und / oder Defekten am GTS; Auswechseln des GTS, falls irreversibel kolmatiert bzw. defekt; bei Bedarf auch Auswechseln der übrigen Bestandteile; Reinigung des SA, falls notwendig.</p>



Abbildung 6: Abspritzen des GTS, Aussaugen nur mit Seier

5 Absenkungsmessungen März 2021

Im März 2021 wurden bei 3 Strassenbauprojekten mit GTS an der Seestrasse am Zürichsee (Richterswil, Thalwil, Wädenswil), welche in den Jahren 2015 und 2016 realisiert wurden, diverse GTS bezüglich Filterdurchlässigkeit untersucht. Dazu wurden die ungereinigten GTS bis zur Überlaufkante mit Wasser aus dem Spülwagen gefüllt. Anschliessend wurde jede Minute die Absenkung gemessen und grafisch dargestellt. Erwartungsgemäss betrug diese nur wenige Zentimeter, aufgrund des kolmatierten GTS. Danach wurden die GTS komplett entleert und mit einem Wasserstrahl innen normal abgespritzt. Eine erneute Wiederbefüllung

und Absenkungsmessung ergab in sämtlichen untersuchten GTS sehr gute Werte, welche alle im Bereich von einem halben Meter in 5 Minuten betragen (Abbildung 7).

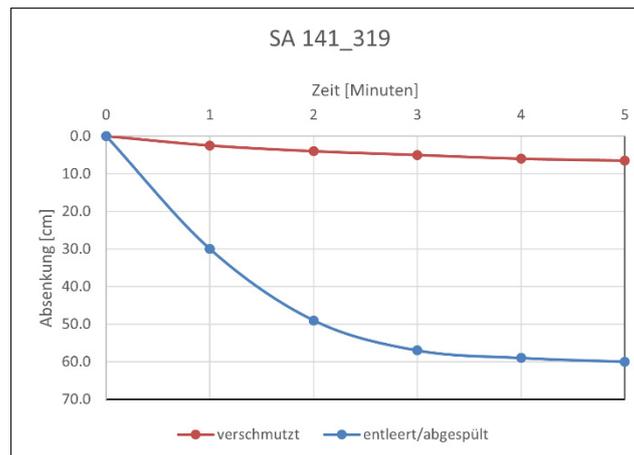


Abbildung 7: Absenkungsmessung am SA 141_319

Das ursprünglich geplante Vorhaben, die GTS aus den SA zu heben und extern zu reinigen bzw. sogar nach 5 Jahren bereits zu ersetzen, wurde fallengelassen. Aktuell ist der Einsatz der GTS nun für 10 Jahre vorgesehen, was die Gesamtkosten (Anschaffung, Unterhalt, **Ersatz**) reduziert.

6 Überlaufmessungen 2023/2024

Im Jahr 2023 wurden 12 GTS an 3 Standorten (Meilen, Schlieren und Birmensdorf) mit Messsonden ausgerüstet. Ziel ist, den Kolmationsverlauf und darauf basierend die Unterhaltsintervalle zu optimieren. Zu diesem Zweck werden am Standort Meilen auch die Schadstoffgehalte im Ablauf inklusive Überlauf von 4 GTS gemessen. Man erhofft sich daraus Hinweise für die Abstimmung der Wischintervalle der Strassen mit den Reinigungsintervallen der GTS, auch in Verbindung mit der zunehmenden Einsatzzeit.

7 Zusammenfassung und Ausblick

GTS werden im Kanton Zürich seit 2009 eingesetzt. Die ersten Exemplare hatten Probleme mit dem Überlauf, was einen Rückstau auf der Strasse verursachte. Es kam auch vor, dass der aufgeblähte GTS den Tauchbogen verschloss, was den Abfluss aus dem Strassenablauf verhinderte. Seit 2016 konnten diese Missstände behoben werden. In den letzten Jahren wurde dann noch der Ansaugschutz verbessert. Der nur aufgeklebte Stahldraht wurde durch aufgeschraubte rostfreie Blechstreifen ersetzt. Tauchbögen aus Gusseisen, Eternit und zu weichem Kunststoff wurden ersetzt durch Exemplare aus verstärktem Kunststoff. Später wurde dann noch das Material der Leiteinrichtung aus Gummi ausgetauscht durch Aluminium. Alle diese Massnahmen führten zu einer ständigen Verbesserung der Funktion wie auch des Unterhalts.

Die erfolgreichen Absenkungsmessungen im März 2021 waren Grund für eine Verlängerung der Lebensdauer des GTS von 5 auf 10 Jahre. Die befürchtete Verstopfung des Filtermaterials

durch Feinanteile des Schlammes fand nicht statt. Die unbekannte jährliche ungefilterte Überlaufmenge inkl. Verschmutzungsgrad ist Anlass der Untersuchungen von 2023/2024. Dabei sollen u.a. folgende Fragen beantwortet werden: Können Schadstoffe selbst bei einem stark kolmatierten GTS weitgehend zurückgehalten werden? Wie lange dauert es, bis nach einem abgespritzten GTS die zunehmende Kolmation zu vermehrten Überläufen führt? Wie verändern sich die Schadstoffe bei zunehmender Kolmation?

Die ersten GTS werden im Jahre 2025 nach 10 Jahren Einsatzdauer regulär ersetzt.

8 Literatur

ASTRA (2021): Strassenabwasserbehandlungsverfahren - Stand der Technik, ASTRA Dokumentation 88002 [Strassenabwasser Behandlungsverfahren \(admin.ch\)](#)

Schöllkopf AG, wst21 (2020): Dezentrale Behandlung von Strassenabwasser: Funktionsprüfung von Filtersäcken am Standort Meilen. Zürich

TAZ, ERZ, AWEL, TBA (2015): Strassenabwasserbehandlung Mythenquai, Dezentrale Filterschachtsysteme – Testeinbauten; vertraulich. Zürich

TBA, AWEL, ALN (2018): Gewässerschutz an Strassen, Strassenentwässerung Teil 2 Richtlinie Projektierung und Ausführung von Gewässerschutzmassnahmen. Baudirektion Zürich [Teil 2: Richtlinie Projektierung/Ausführung Gewässerschutzmassnahmen \(Aug 18\) \(zh.ch\)](#)

TBA (2016): Evaluation der Leistungsfähigkeit und Optimierung der Strassenabläufe (Schlammesammler) und Filtersäcke an der Kantonsstrasse in Männedorf. Schlussbericht. Zürich

Korrespondenz:

Hartmut Stuess Dipl. Bauing. TH
Kanton Zürich Baudirektion Tiefbauamt Strasseninspektorat Strassenregion II
Zugerstrasse 226
8620 Wädenswil, Schweiz
Tel: +41 (0)43 257 92 05
hartmut.stuess@bd.zh.ch

Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA – Gewässer:

VSA-Richtlinie und Praxisbeispiele

M. Brögli, HOLINGER AG – michael.broegli@holinger.com

R. Aerts, HOLINGER AG – robin.aerts@holinger.com

M. Mattle, HOLINGER AG – michael.mattle@holinger.com

M. Küng, HOLINGER AG – martina.kueng@holinger.com

M. Stähle, HOLINGER AG – matthias.staehle@holinger.com

Kurzfassung: Das Entwässerungssystem, die ARA und die aufnehmenden Gewässer im Einzugsgebiet bilden ein Gesamtsystem, welches eine integrale Bewirtschaftung erfordert. Dieser Gedanke soll mit der kommenden VSA-Richtlinie umgesetzt werden. Zwei Praxisbeispiele am Ende dieses Artikels zeigen, dass die Bewirtschaftung des Gesamtsystems wirkungsvoll ist.

Key-Words: Integrale Bewirtschaftung, Gesamtsystem, VSA-Richtlinie, verbindliche Aufgaben, dynamische Kanalnetzbewirtschaftung

Autor:innenteam der Richtlinie

Michael Brögli, Michael Mattle (HOLINGER AG), Simone Bützer (Hunziker Betatech AG), Markus Gresch (Hunziker Betatech AG und VSA), Stefan Hasler, Evelyn Mächler (VSA), Reto Manser (Amt für Wasser und Abfall, Bern), Arnold Mauchle (HOLINGER AG und Amt für Wasser und Energie, St. Gallen)

Hintergrund

Beim Aufbau der Schweizerischen Kanalisationsnetze steckte die Mess-, Steuer-, Regel- und Überwachungstechnik (MSRÜ) noch in den Kinderschuhen. Kanalnetz und ARA sind häufig historisch gewachsen und nicht optimal aufeinander oder auf die Gewässer abgestimmt. Vor allem bei hohen Reinigungsleistungen, wie sie heute auf modernen ARA erreicht werden, wird die Gewässerbelastung durch Einträge aus Mischabwasserentlastungen (für Ammonium beispielsweise liegt der Anteil bei 30 – 70 %) immer bedeutender. In den Abwasseranlagen schlummert deshalb ein Potenzial zur Verbesserung des Gewässerschutzes: Die bestehende Infrastruktur soll mit dem Einsatz moderner Steuerungstechnik für eine integrale und/oder dynamische Bewirtschaftung der Sonderbauwerke und der Abwasserreinigungsanlage optimal ausgenutzt werden. Dies erfordert eine gesamtheitliche Betrachtung des ARA-Einzugsgebiets (EZG) und der Gewässer, die von eingeleitetem gereinigtem Abwasser oder entlastetem Mischabwasser aus Regenüberlaufbecken (RÜB) und Regenüberläufen (RÜ) betroffen sind. Die kleinstmögliche Einheit der integralen Bewirtschaftung ist ein gesamtes ARA-Einzugsgebiet, unabhängig der politischen Grenzen.

Die ökologischen Ziele sowie die Anforderungen an Entlastungsbauwerke und ARA werden im Gewässerschutzgesetz (GSchG) und dessen Verordnung (GSchV) definiert. Bisher fehlen jedoch konkrete Handlungsanweisungen, dass und wie diese Ziele erreicht werden können. Die kommende VSA-Richtlinie Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA – Gewässer [1], die voraussichtlich 2024 publiziert wird, setzt hier an, hält Aufgaben fest und zeigt mögliche konkrete Massnahmen auf.

Dank der betrieblichen Optimierung der bestehenden und geplanten Abwasseranlagen soll bei Regenwetter der ökologische Einfluss auf die aufnehmenden Gewässer im gesamten ARA-Einzugsgebiet minimiert werden. Dieses übergeordnete Ziel kann beispielsweise durch die koordinierte Entleerung der Regenüberlaufbecken (RÜB) und die optimale Ausnutzung der hydraulischen und biochemischen Kapazität der ARA erreicht werden. Die Optimierung des Gesamtsystems hat eine Reduktion der durch Mischabwasserentlastungen eingetragenen Konzentrationen und Frachten bei gleichzeitiger Maximierung der ARA-Reinigungsleistung zum Ziel. Dabei sind die nachfolgenden Randbedingungen zu berücksichtigen:

- Einleitung in sensitive Gewässer so gering wie möglich halten.
- Tiefe gewässerspezifische Entlastungsfracht [(kg NH₄-N/a) / (m³/s)] und Vermeidung ökotoxikologisch kritischer Konzentrationen.
- Keine Verschlechterung des ökologischen Gewässerzustandes durch die Einleitung.
- Reduktion der belasteten Fliesstrecke (möglichst weit unten im EZG einleiten). Einleitung in sensitive Gewässer so gering wie möglich halten.

VSA-Richtlinie für einen verbesserten Gewässerschutz

Die kommende VSA-Richtlinie definiert sechs Aufgaben, welche die Kantone pro ARA-Einzugsgebiet für die ARA-Verbände und Gemeinden als verbindlich erklären kann. Diese Aufgaben werden nachfolgend erläutert. Als spätesten Umsetzungshorizont für die verbindlichen Aufgaben, welche in Figur 1 dargestellt sind, empfiehlt der VSA das Jahr 2035.

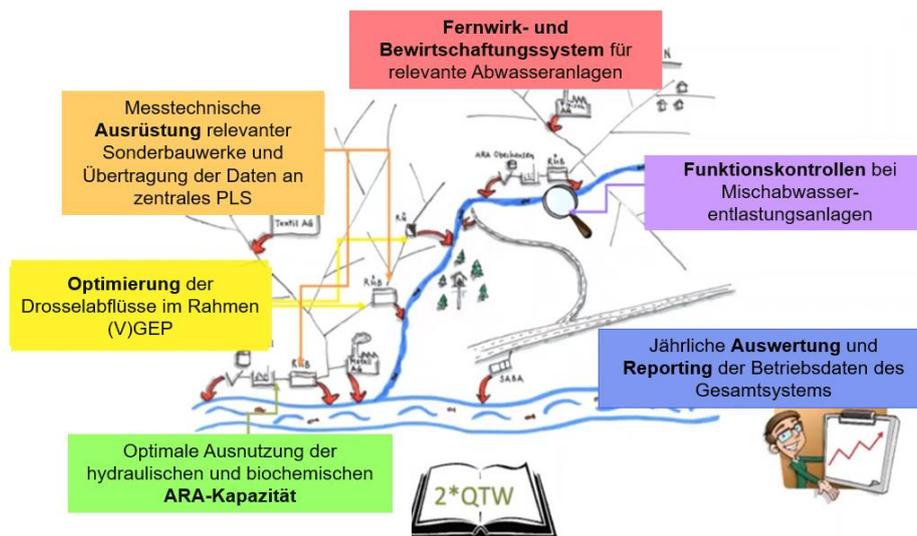


Fig. 1 Sechs Aufgaben, welche innerhalb eines ARA-Einzugsgebietes umgesetzt werden sollen.

Messtechnische Ausrüstung der Sonderbauwerke

Der VSA definiert in der kommenden Richtlinie minimale Ausrüstungsstandards für RÜB, RÜ, Regenrückhaltebecken, Pumpwerke und Notüberläufe. Unter Einhaltung dieser Standards sollen das Verständnis der aktuell ablaufenden Prozesse, die Betriebsüberwachung, die Optimierung des Gesamtsystems und die Erfolgskontrolle von Massnahmen ermöglicht werden. Die definitiven Standards befinden sich zurzeit im Rahmen der Vernehmlassung in Diskussion und werden daher noch nicht publiziert.

Die erhobenen Rohdaten müssen automatisch in das zentrale Messdatenmanagementsystem des ARA-Einzugsgebiets übertragen und dort nicht aggregiert für mindestens 10 Jahre erfasst werden.

Optimierung der Drosselabflüsse

Eine bessere Auslastung der Speichervolumina im Gesamtsystem und eine auf die Gewässer abgestimmte resp. gleichmässige Nutzung der Sonderbauwerke kann durch eine Abstimmung der Drosselabflüsse in einem Frachtmodell beispielsweise im Rahmen des (Verbands-) GEP erzielt werden. Dabei kann eine statische (fixe Einstellungen) oder dynamische Regelung der Drosselabflüsse gewählt werden. Die optimierten Drosselabflüsse sollten immer unter Berücksichtigung der Gewässersensitivität, der Anforderungen gemäss VSA-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter sowie der Vorgaben der Vollzugsbehörde festgelegt werden.

In der VSA-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter [2] wird einerseits eine Minimalanforderung ($\text{NH}_4\text{-N-Entlastungsfracht}/\text{NH}_4\text{-N-Jahresfracht} \leq 2.0 \%$) und andererseits ein Orientierungswert für die gewässerspezifische Entlastungsfracht abhängig vom mittleren jährlichen Abfluss eines Gewässers ($\text{N-Entlastungsfracht}/\text{MQ Gewässer} \leq 500 \text{ Ammonium-N (kg/J)}/(\text{m}^3/\text{s})$) vorgegeben. Diese Werte kann die Vollzugsbehörde verschärfen.

Fernwirk- und Bewirtschaftungssystem

Über ein zentrales Fernwirk- und Bewirtschaftungssystem sollen die relevanten Abwasseranlagen im Einzugsgebiet koordiniert gesteuert werden. Die Steuerung kann durch einen definierten Regelsatz für Befüllung und Entleerung oder allenfalls einen Algorithmus erfolgen. Die Wahl der optimalen Bewirtschaftungsstrategie ist einzugsgebietsabhängig, wie Figur 2 zeigt.

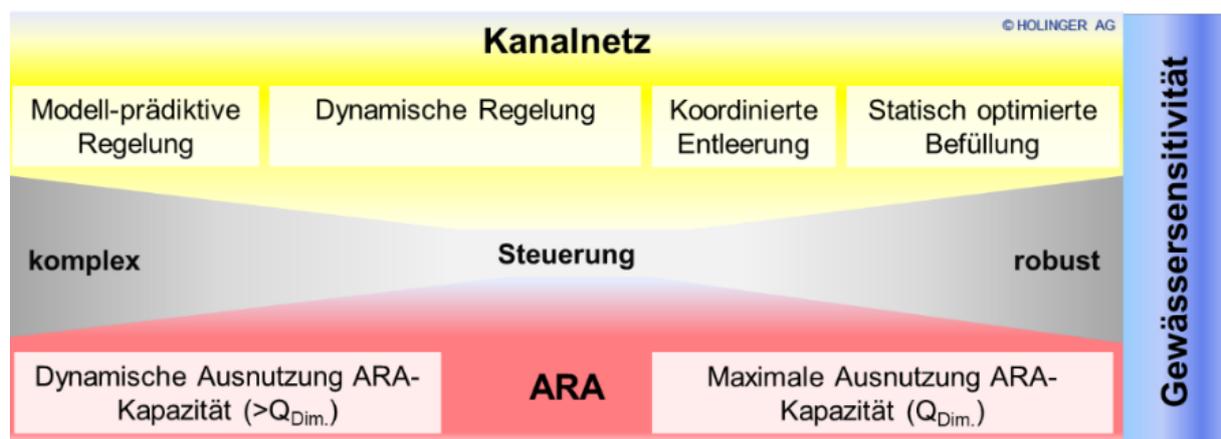


Fig. 2 Wahl der optimalen Bewirtschaftungsstrategie in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet der ARA (HOLINGER AG).

Die Bedienung des Fernwirk- und Bewirtschaftungssystems setzt eine zuverlässige Datenübertragung der instrumentierten Aussenbauwerke, eine zentrale Speicherung der hochaufgelösten Daten und motiviertes und fachlich versiertes Personal voraus.

Optimale Ausnutzung der ARA-Kapazität

Die optimale betriebliche Ausnutzung der hydraulischen und biochemischen Kapazität der ARA ist die kosteneffizienteste Massnahme für die Reduktion der Mischabwasserentlastungen bei Regenwetter. Der VSA empfiehlt die Nutzung der inneren Reserven der ARA, was unter Umständen eine temporär oder dauerhaft höhere Beschickung ($Q_{\max, ARA} > Q_{Dim}$) der ARA ermöglicht. Dies ist beispielsweise aufgrund vorhandener Dimensionierungsreserven, saisonal erhöhter bakterieller Aktivität im Sommer oder situativer Reserven im Zusammenspiel von Nachklärbecken und Biologie möglich. Der VSA legt als verbindlich fest, die ARA jederzeit mit dem maximal zulässigen ARA-Zufluss Q_{Dim} zu beschicken. Das Ausnutzen der inneren Reserven wird hingegen empfohlen.

Die gesetzlich vorgeschriebenen ARA-Einleitbedingungen müssen jedoch auch bei erhöhter Beschickung gewährleistet werden. Erleichterungen können gewährt werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass dadurch die Gesamtmenge der eingetragenen Schmutzstofffrachten in die Umwelt im ARA-Einzugsgebiet verringert wird.

Funktionskontrollen bei Mischabwasserentlastungsanlagen

Der VSA empfiehlt die gewässerökologischen Untersuchungen mittels regelmässiger Funktionskontrollen entsprechend Stufe 1 gemäss VSA-Richtlinie Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter [2] durchzuführen. Diese sollen gleichzeitig mit den Betriebskontrollen der Entlastungsanlagen durch das Unterhaltspersonal erledigt und dokumentiert werden.

Da es keine klaren gesetzlichen Anforderungen an das Gewässermonitoring bei Mischabwasserentlastungen gibt, sollen diese mit Gewässerökolog:innen und / oder Gewässerchemiker:innen abgesprochen werden. Die Beurteilung des Gewässers soll gemäss GSchV Anhang 2 immissionsbasiert sein, bewertet wird folglich die Wasserqualität im aufnehmenden Gewässer bei der Einleitstelle.

Jährliche Auswertung und Reporting der Betriebsdaten

Der VSA definiert in der kommenden Richtlinie [1] Minimalanforderungen an die jährliche Auswertung und das Reporting der hochaufgelösten Betriebsdaten des Gesamtsystems im Jahresbericht. Mögliche grafische Darstellungen, beispielsweise die Häufigkeitsverteilung im ARA-Zulauf (Fig. 3), sind im Anhang der neuen Richtlinie [1] aufgeführt. Das hier gezeigte Histogramm zeigt beispielsweise, ob das aktuell eingestellte $Q_{\max, ARA}$ auch den Werten aus dem VGEP (grüne Linie) entspricht und wie häufig entlastet wird, obwohl das $Q_{\max, ARA}$ noch nicht erreicht ist. Die rote Linie zeigt den durchschnittlichen Abfluss zur ARA während Entlastungen.

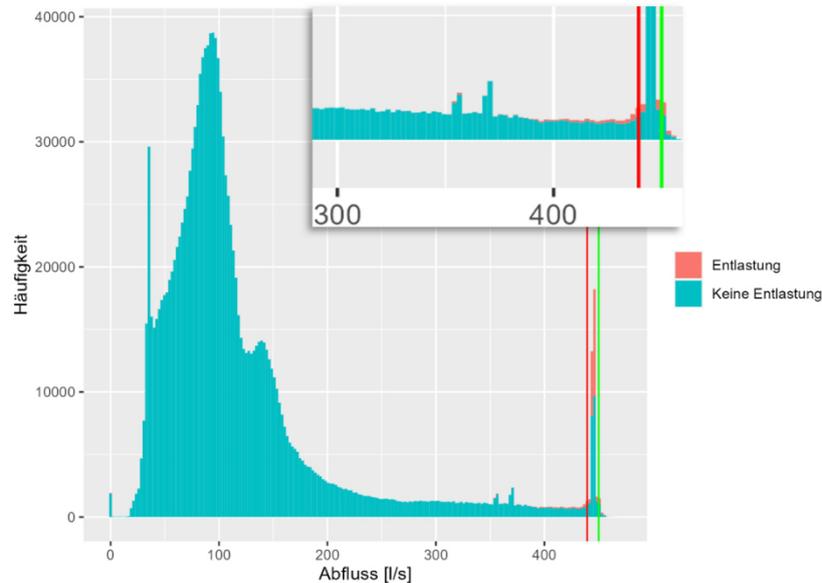


Fig. 3 Häufigkeitsverteilung eines ARA-Zulaufs (rote Linie = durchschnittlicher Abfluss während Entlastung, grüne Linie = $Q_{max\ ARA}$ gemäss VGEP).

Die kommende VSA-Richtlinie [1] schreibt zudem ein mehrjähriges Reporting bestimmter Betriebsdaten im Jahresbericht vor, um Trends und Handlungsbedarf zu verfolgen und gegebenenfalls die Bewirtschaftung des Gesamtsystems anzupassen.

Praxisbeispiele Bewirtschaftung Gesamtsystem

Um die Wirksamkeit der integralen Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz-ARA-Gewässer zu veranschaulichen, werden nachfolgend zwei Praxisbeispiele vorgestellt.

Erfolgskontrolle Kanalnetzbewirtschaftung ARA Meilen – Herrliberg – Uetikon am See (ZH)

Die ARA Rorguet reinigt das Abwasser der Zürcher Gemeinden Meilen, Herrliberg und Uetikon am See. Die Instrumentierung der Aussenbauwerke und der ARA nach dem Stand der Technik erlaubt eine dynamische Kanalnetzregelung, welche 2019 eingeführt wurde. Ob dadurch der Gewässerschutz verbessert und die Ausnutzung der vorhandenen Speichervolumina nachhaltig optimiert werden konnte, sollte im Rahmen der Erfolgskontrolle überprüft werden.

Ein Nachweis über die optimale Nutzung der vorhandenen Speicher im Entwässerungssystem kann beispielsweise eine Auswertung des Füllgrads der RÜB im ARA-Einzugsgebiet, bei Beginn der Entlastung der RÜB ARA, geben (Fig. 4). Falls aus den Betriebsdaten ersichtlich wird, dass die meisten Becken während der Entlastung des RÜB ARA noch nicht vollständig gefüllt waren, kann das Gesamtsystem unter Berücksichtigung der Gewässersensitivität weiter optimiert werden.

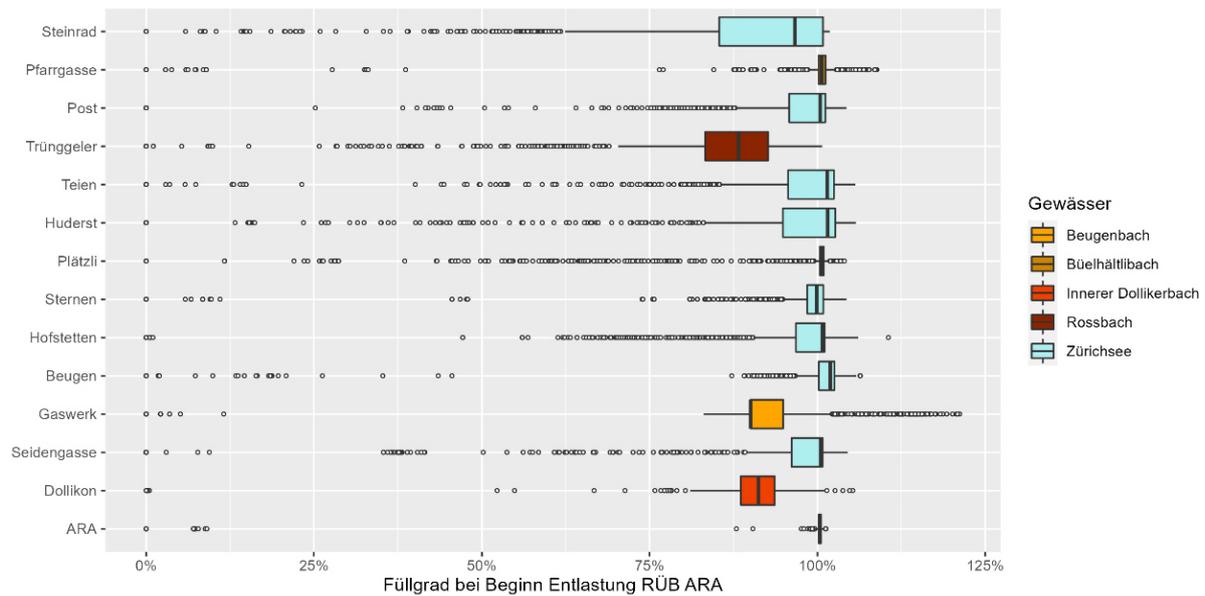


Fig. 4 Füllgrad der RÜB im Einzugsgebiet der ARA Rorguet bei Beginn der Entlastung beim RÜB ARA [3].

Ein Vergleich der jährlichen Entlastungsdauer der RÜB im Einzugsgebiet der ARA Rorguet zeigt den Effekt der dynamischen Regelung der Becken während einer Periode vor und nach der dynamischen Kanalnetzregelung (Fig. 5).

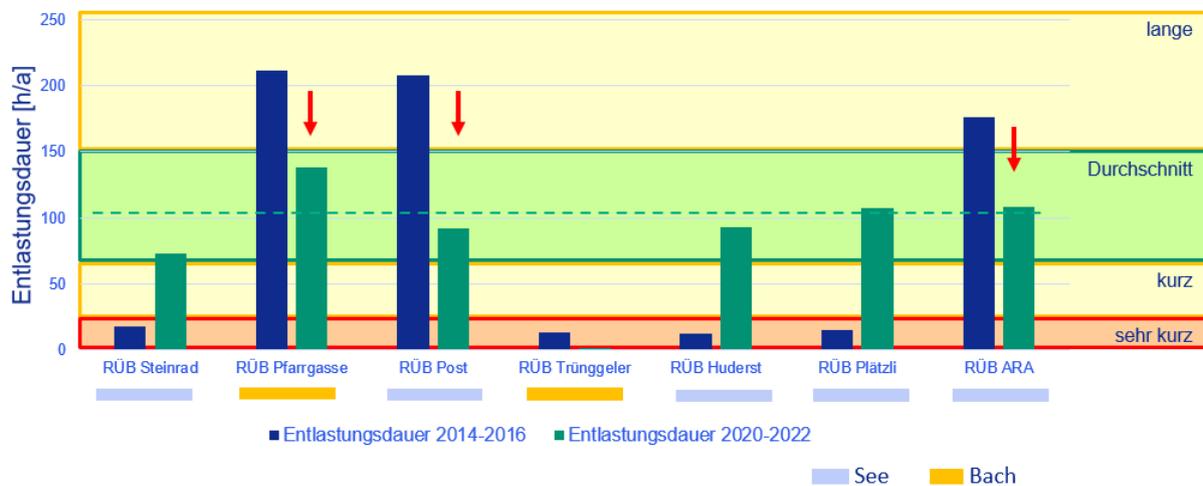


Fig. 5 Vergleich der Entlastungsdauer der RÜB im Einzugsgebiet der ARA Rorguet vor (2014 – 2016) und nach der Einführung der regelbasierten dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung (2020 – 2022) [3].

Es gilt zu beachten, dass die beiden Zeiträume meteorologisch nicht identisch waren. Der Sommer 2021 beispielsweise war in der Schweiz sehr regenreich. Trotzdem lässt sich erkennen, dass die hohe Entlastungsdauer bei den RÜB Pfarrgasse, Post und ARA reduziert werden konnte und die vor der dynamischen Kanalnetzregelung zu wenig genutzten Becken nun länger anspringen. Die bestehenden Abwasseranlagen konnten somit durch die

Kanalnetzbewirtschaftung auf die Gewässer abgestimmt resp. gleichmässiger genutzt und damit ihrem ursprünglichen Verwendungszweck zugeführt werden.

Die Wirksamkeit der dynamischen Kanalnetzbewirtschaftung im Einzugsgebiet der ARA Rorguet konnte dank einer Erfolgskontrolle aufgezeigt werden. Die Bewirtschaftung des Gesamtsystems erfordert jedoch eine laufende Überwachung der Entlastungen, Entleerungen und der Auslastung des ARA-Zulaufs sowie periodische Datenauswertungen, Justierungen und Erfolgskontrollen. Zudem sollten zukünftig nicht nur die Messdaten der Entlastungsbauwerke ausgewertet, sondern auch eine immissionsbasierte Erfolgskontrolle im Gewässer durchgeführt werden.

Erfolgskontrolle Bewirtschaftung Gesamtsystem ARA Schmittenbach (AG)

Im Verbandskanalnetz der ARA Schmittenbach wurde eine dynamische Bewirtschaftung umgesetzt. Sie verfolgt die Ziele, die Entlastungsaktivität der RÜB durch eine Erhöhung der Weiterleitmengen zu reduzieren und die unvermeidbaren Entlastungen im Einzugsgebiet flussabwärts zu verschieben. Weiter wurde eine kontrollierte Entleerung des Gesamtsystems ohne unterliegende Entlastung implementiert. Zusätzlich zu den Optimierungen im Entwässerungssystem wurde die Beschickung der ARA erhöht.

Im Rahmen der Erfolgskontrolle wurden unter anderem die Ammoniumfrachten im Zu- und im Ablauf der ARA Schmittenbach evaluiert (Fig. 6). Durch die Implementierung der regelbasierten Bewirtschaftung des Gesamtsystems konnte die ARA eine deutlich grössere Ammoniumfracht behandeln und die Einleitbedingungen wurden trotz erhöhter Abauffrachten eingehalten.

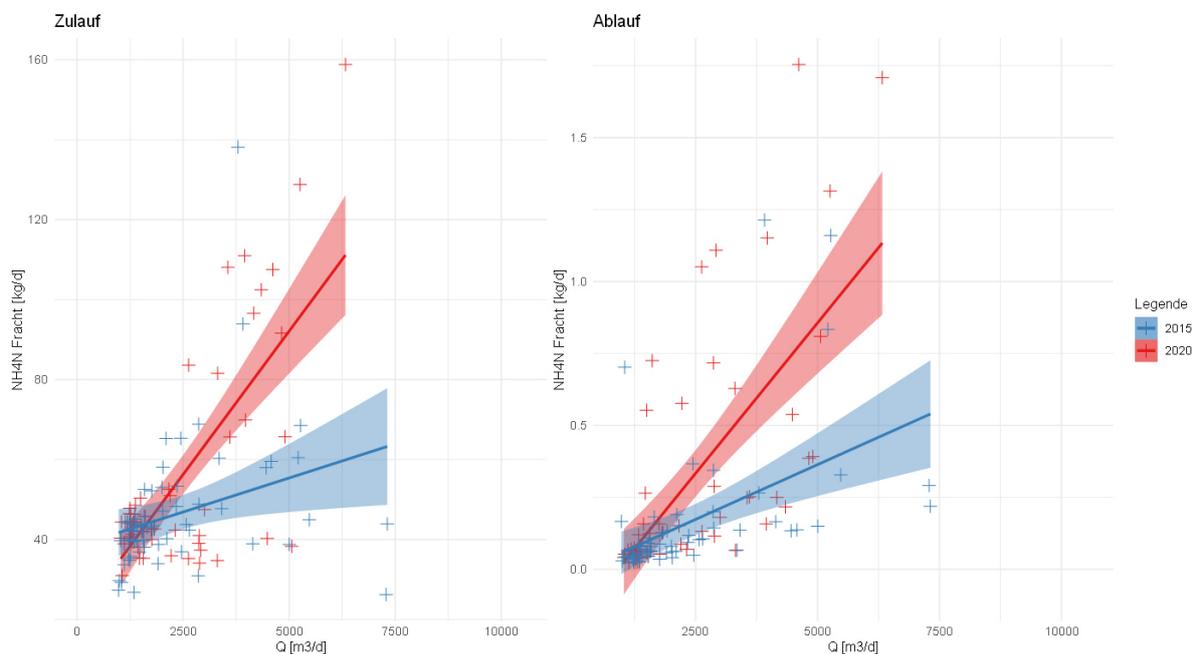


Fig. 6 Ammoniumfrachten im Zu- und Ablauf der ARA Schmittenbach in Abhängigkeit vom Zufluss vor (2015) und nach der dynamischen Bewirtschaftung (2020). Die roten und blauen Linien bilden jeweils die beste Geradengleichung ab [4].

Dank der Optimierung der Drosselabflüsse der Sonderbauwerke und der Einführung einer Kanalnetzbewirtschaftung konnte die Entlastungsaktivität der RÜB im ARA-Einzugsgebiet reduziert werden, obwohl die Niederschlagsmenge im Jahr 2020 diejenige im Vergleichsjahr

2015 um 42 % übertraf. Die Optimierungen im Entwässerungssystem ermöglichten zudem den Verzicht auf den im VGEP ursprünglich vorgesehenen Bau eines zusätzlichen Regenbeckens, womit hohe Investitionskosten vermieden werden konnten. Insgesamt konnten zusätzliche 15 % der jährlichen NH₄-N Zulaufmengen auf der ARA Schmitzenbach behandelt werden.

Zukünftig sollen weitere Optimierungen und jährliche Erfolgskontrollen den Gewässerschutz stetig verbessern.

Schlussfolgerungen

Die kommende VSA-Richtlinie Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA – Gewässer [1] soll das Silodenken aufbrechen und dazu beitragen, dass alle Abwasseranlagen (Entwässerungssystem und ARA) sowie die aufnehmenden Gewässer als ein Gesamtsystem verstanden werden. Die sechs in der kommenden VSA-Richtlinie definierten Aufgaben zeigen auf, was im Sinne einer integralen Bewirtschaftung zu tun ist.

Die beiden Praxisbeispiele beleuchten, dass die Bewirtschaftung des Gesamtsystems dazu beitragen kann, die bestehende Abwasserinfrastruktur auf die Gewässer abzustimmen bzw. gleichmässiger und damit effektiver auszunützen. Damit können die Entlastungsaktivität der RÜB im ganzen ARA-Einzugsgebiet reduziert und die behandelten Schmutzstoffmengen erhöht werden. Somit kann bei Regenwetter der negative Einfluss der Abwasseranlagen auf die aufnehmenden Gewässer reduziert werden.

Abschliessend darf festgehalten werden, dass die messtechnische Instrumentierung der relevanten Sonderbauwerke und der ARA das Fundament für die integrale Bewirtschaftung darstellt. Für die tatsächliche Optimierung des Gesamtsystems und Verbesserung des Gewässerschutzes müssen die Datenanalyse, Modellierung, Regelung und Erfolgskontrolle stattfinden. Auslöser können bestehende Gewässerschutzprobleme, identifiziertes Verbesserungspotenzial, eine VGEP-Überarbeitung, ARA-Zusammenschlüsse, grössere Sanierungen bzw. Neubauten oder Anpassung an den Klimawandel sein. Eine Betriebsoptimierung kann jederzeit angegangen und umgesetzt werden (vgl. Fig. 7).

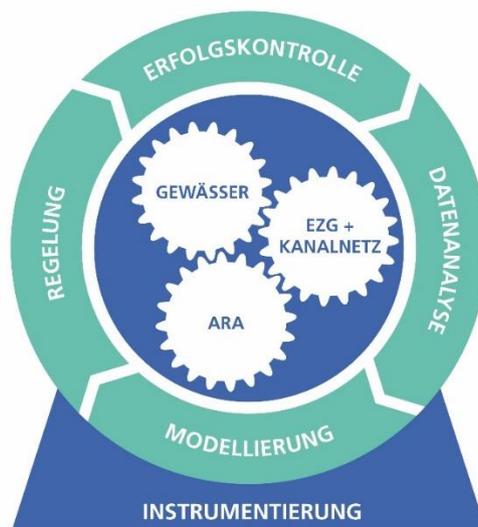


Fig. 7 Schwungrad zur Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA - Gewässer (HOLINGER AG)

Bibliographie

- [1] VSA (2023): Bewirtschaftung des Gesamtsystems Kanalnetz – ARA - Gewässer Richtlinie. Glattbrugg, in Erarbeitung.
 - [2] VSA (2019): Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter. Richtlinie. Glattbrugg.
 - [3] HOLINGER AG (2023): ARA Rorguet – Meilen, Funktionskontrolle Kanalnetzbewirtschaftung. Bericht HOLINGER AG.
 - [4] HOLINGER AG (2021): ARA Schmittenbach – Erfolgskontrolle Kanalnetzbewirtschaftung. Bericht. HOLINGER AG.
-

Strukturierter Planungsprozess Oberflächenabfluss: Anwendung der neuen VSA-Empfehlung am Beispiel der Stadt Schaffhausen

K. Schulthess¹, M. Brögli¹, L. Niederhauser¹, J. Laule², N. Bulant²

1 HOLINGER AG, Im Hölderli 26, 8405 Winterthur, Schweiz

2 SH Power, Rheinholdenstrasse 17, 8200 Schaffhausen, Schweiz

Kurzfassung:

Ein Grossteil der Überschwemmungsschäden in der Schweiz wird durch Oberflächenabfluss verursacht. Dennoch ist der Umgang mit dieser Gefahr bis heute nicht klar geregelt. Die neue VSA-Empfehlung "Hydraulische Beurteilung in der Siedlungsentwässerung" bietet hierzu eine neue Grundlage zur integralen Betrachtung des Oberflächenabflusses. Der vorgeschlagene Planungsprozess, inkl. der Durchführung einer Wet-Spot-Analyse, wurde in der Stadt Schaffhausen angewendet. Herausfordernd ist die interdisziplinäre Zusammenarbeit sowie die fehlenden gesetzlichen Grundlagen zum Thema Oberflächenabfluss.

Key-Words: Oberflächenabfluss, Differenziertes Schutzziel,
Massnahmenplanung, VSA-Empfehlung

1 Oberflächenabfluss – eine oft unterschätzte Naturgefahr

Oberflächenabfluss (OFA) ist Regenwasser, das besonders bei starken Niederschlägen nicht versickert und über das offene Gelände abfließt (BAFU, 2018). Im Siedlungsgebiet wird der Niederschlag in Entwässerungssystemen ab- und dem Gewässer zugeleitet. Diese Systeme sind auf eine Wassermenge von üblicherweise einem zehnjährigen Regenereignis (Z10) ausgelegt. Bei stärkeren Regenereignissen ist die Kanalisation entsprechend zu weiten Teilen ausgelastet, wodurch weiter anfallendes Regenwasser nicht abgeleitet werden kann und es somit zu Oberflächenabfluss kommt.

Rund 50% der Überschwemmungsschäden in der Schweiz werden gemäss Analysen von Gebäudeversicherungen nicht durch Hochwasser aus den Gewässern, sondern durch Oberflächenabfluss verursacht (BAFU, 2018). Im Kanton Schaffhausen liegt dieser Anteil gemäss der zuständigen Behörde «Tiefbau Schaffhausen» mit bis zu 70% sogar noch höher.

Aufgrund der topologischen Hanglage und der grossen umliegenden Einzugsgebiete ausserhalb des Siedlungsgebiets ist das Thema Oberflächenabfluss von grosser Bedeutung. Abbildung 16 zeigt Eindrücke von einem starken Ereignis von Oberflächenabfluss in Schaffhausen. Am 2. Mail 2013 kam es nach einem Gewitter zu massiven Mengen an Oberflächenabfluss, die durch ein Zusammenspiel von ungünstigen Faktoren verursacht wurden. Das Ereignis verursachte einen Schaden von schätzungsweise 20 bis 25 Millionen Franken. Die Hauptschadenursache bei 90% aller Gebäudeschäden kann auf Oberflächenabfluss zurückgeführt werden.



Abbildung 16: Eindrücke von Oberflächenabfluss in Schaffhausen nach Starkregen. (Quelle: Tiefbau Schaffhausen)

2 Anwendung der VSA-Empfehlung in der Stadt Schaffhausen

Bisher wurde das Thema Oberflächenabfluss schweizweit nicht oder nur am Rande betrachtet. Aufgrund der beschriebenen Problematik in Schaffhausen wurde der Oberflächenabfluss im Rahmen der Generellen Entwässerungsplanung (GEP) als separates Teilprojekt analysiert. Eine wichtige Grundlage für die Analyse ist die Gefährdungskarte Oberflächenabfluss, welche vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Jahre 2018 veröffentlicht wurde. Die Karte zeigt schweizweit welche Gebiete potenziell durch Oberflächenabfluss betroffen sind und welche Fliesstiefen bei einem Starkniederschlag (Wiederkehrperiode $Z = \text{ca. } 100$ Jahre) auftreten können.

Das Ziel der Analyse ist die Verminderung der Gefahr von Oberflächenabfluss bei Extremereignissen und die Vermeidung von dadurch verursachten Überschwemmungen und Rückstau über die Kanalisation (direkt oder indirekt). Für bekannte Gebiete mit Oberflächenabfluss sollen daher Massnahmen zur Verhinderung von Schäden vorgeschlagen werden. Damit soll die Stadt Schaffhausen aufgrund einer koordinierten Planung hinsichtlich Oberflächenabfluss besser auf zukünftige Starkregenereignisse vorbereitet sein und Schäden sollen verhindert werden.

Eine Grundlage mit methodischen Ansätzen zur integralen Betrachtung des Oberflächenabflusses ist die neue Empfehlung des VSA zur "Hydraulischen Beurteilung in der Siedlungsentwässerung", die derzeit in der Vernehmlassung ist. Das methodische Vorgehen stützt sich auf vier Phasen gemäss Abbildung 17. Im Folgenden werden die vier Phasen genauer erläutert.

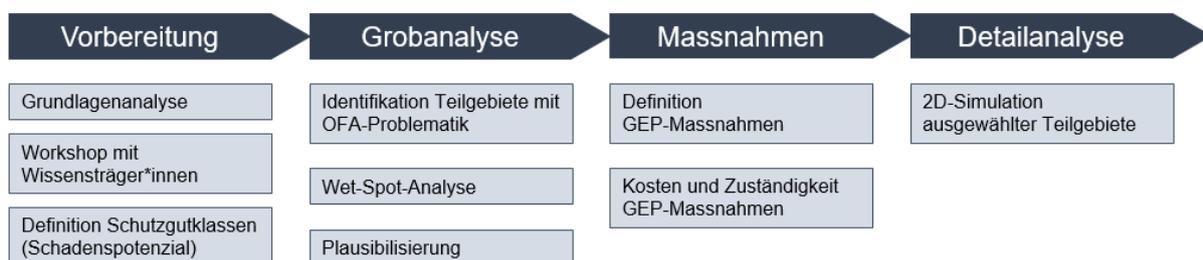


Abbildung 17: Methodisches Vorgehen für den Umgang mit Oberflächenabfluss, adaptiert von der VSA-Empfehlung "Hydraulische Beurteilung in der Siedlungsentwässerung" (VSA, 2022).

2.1 Vorbereitung

Die GIS-basierte Grundlagenanalyse berücksichtigt alle vorhanden Grundlagen, welche bezüglich Oberflächenabfluss von Relevanz sind, wie beispielsweise die Gefährdungskarte Oberflächenabfluss, der Leitungskataster, Angaben von den Sicherheitsbehörden u.v.m. (siehe VSA-Empfehlung). Weitere Informationen, welche nicht in digitaler oder schriftlicher Form vorliegen, wurden an einem Workshop mit den lokalen Wissensträgern gesammelt.

Die Grobanalyse stützt sich auf das Prinzip des Schadenspotenzials. Je grösser dieses ist, desto dringender sind Massnahmen zu definieren. Daher werden, je nach Flächennutzung, verschiedene Schutzgutklassen definiert (siehe Tabelle 1).

Tabelle 7: Definition der Schutzgutklassen in Anlehnung an die VSA-Empfehlung (VSA, 2022).

Schutzgutklasse		Schadenspotenzial
Klasse 1	Kleingärten, Parks, Grünflächen, Wald	gering
	Gemeinde- und Kantonsstrassen	
Klasse 2	Nationalstrassen	mässig
	Bahnlinien	
Klasse 3	Industrie, Gewerbe, Einzelhandel	hoch
	Wohngebäude	
	Rettungssachsen	
Klasse 4 (Sonderobjekte)	Schulen, Kita, Kliniken, Altersheime, Gefängnis	sehr hoch
	Trafostationen	
	Einsatzzentralen, Feuerwehr	
	Energie- und Wasserversorgung, Telekom, ARA	
	Zugang zu öffentlichen UG (aussen), Unterführungen	
	Störfallbetriebe, Lager mit gefährlichen Stoffen	

2.2 Grobanalyse

In einem ersten Schritt wurde anhand der Gefährdungskarte Oberflächenabfluss identifiziert, wo am Siedlungsrand Gebiete mit zufließendem Oberflächenabfluss bestehen. Die Auswahl wurde mit den Wissensträgern der Stadt besprochen und angepasst. In der Stadt Schaffhausen wurden neun Teilgebiete identifiziert, in welchen anschliessend die Wet-Spot Analyse durchgeführt wurde.

So genannte «Wet-Spots» sind Gebäude, Gebiete oder Strukturen, die potenziell durch Oberflächenabfluss betroffen und geschädigt werden können. Zu den Wet-Spots zählen auch Parzellen und Liegenschaften, die bereits einmal Schadensfälle verzeichneten. Ein weiteres Indiz für Wet-Spots sind die hydraulischen Engpässe aus dem GEP (rechnerische Überstausituationen bei Schächten). Für die definierten Teilgebiete werden mit einer GIS-Analyse jene Gebäude, Gebiete und relevanten Infrastrukturen identifiziert, die von Oberflächenabfluss potenziell betroffen sind oder in der Vergangenheit bereits Schadensereignisse verzeichneten. Ausserdem werden zukünftige Baugebiete hinsichtlich Oberflächenabfluss untersucht, damit Vorgaben für die zukünftigen Areal- und Liegenschaftsüberbauungen festgelegt werden können.

Abbildung 18 zeigt eine Wet-Spot Karte von einem Teilgebiet in Schaffhausen. Die aus der GIS-Analyse resultierenden Wet-Spots werden mittels einer Begehung plausibilisiert.

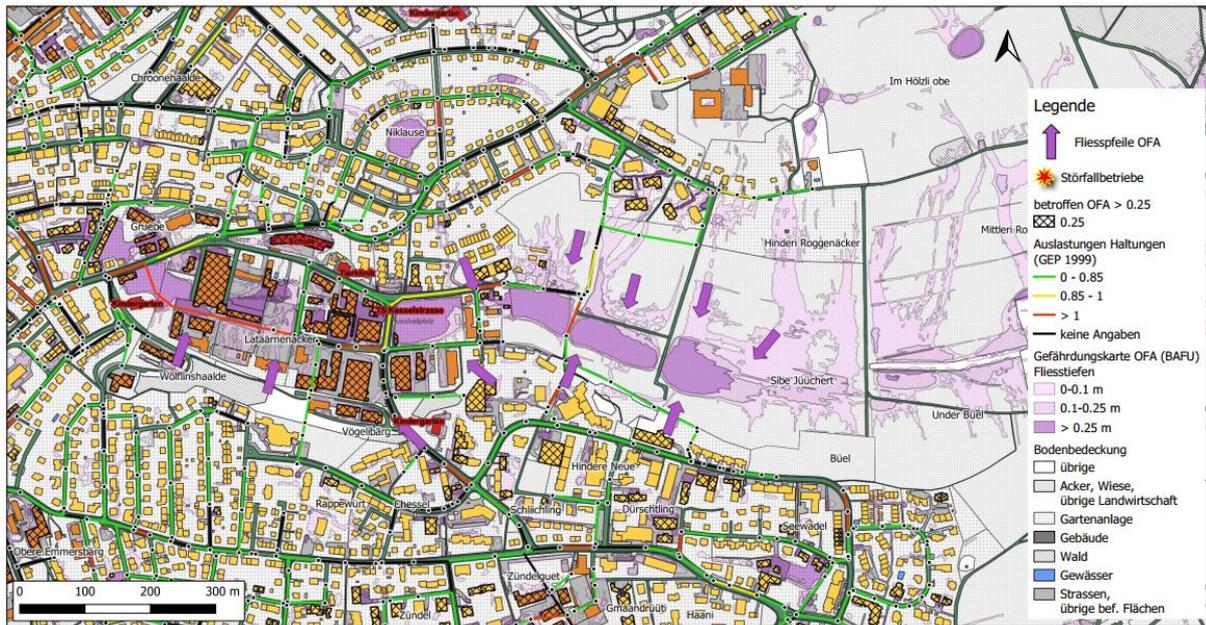


Abbildung 18: Wet-Spot Karte des Teilgebiet Gruben in Schaffhausen. Auch in die Analyse eingeflossene Daten wie Ereignisse von Schadensfällen oder sensible Infrastrukturen sind aus Gründen der Vertraulichkeit nicht dargestellt.

2.3 Massnahmen

Basierend auf der plausibilisierten Wet-Spot-Analyse wird der Handlungsbedarf abgeleitet und Massnahmen zur Behebung potenzieller und bestehender Problemstellen vorgeschlagen. Um die Massnahmenplanung gemäss dem integralen Risikomanagement zu strukturieren, wurde der Werkzeugkasten Massnahmen Oberflächenabfluss erarbeitet (Tabelle 2). Aus diesem kann für jeden Wet-Spot das passende Werkzeug gewählt werden, um die Problemstelle zu beheben.

Mithilfe des Werkzeugkastens konnten allgemeine, nicht vorortete Massnahmen sowie pro Teilgebiet spezifische Massnahmen geplant werden. Die Massnahmen wurden in einer Massnahmentabelle beschrieben und sowie auf einem Massnahmenplan dargestellt.

Tabelle 8: Strukturierter Werkzeugkasten Massnahmen Oberflächenabfluss.

Verortung	Bereich	Massnahmen (Auszug)
nicht verortet	Interventionsplanung	Notfallplanungskonzept
	Ausbildung	Schulung und Sensibilisierung Personal Bewilligungsbehörde
	Planerische Vorgaben	Gestaltungspläne, Anpassung Bau- und Zonenordnung
	Baubewilligungen	Zuständigkeiten im Bewilligungsverfahren, Objektschutznachweis
ausserhalb Siedlung	Hochwasserschutz	Rückhalteräume, Flutmulden, Landnutzung
	Revitalisierung	Bachrevitalisierungen mit Retentionsraum
innerhalb Siedlung	blau	Flutbare Grünflächen und Strassen, Wassergräben
	grün	Baumrigolen, Dachbegrünung inkl. Retention, durchlässige Beläge
	grau	Entwässerungstopografie, unterirdische Versickerungsanlagen
	Hochwasserschutz	Rückhalteräume, Abflusskorridore, temporärer und permanenter Objektschutz
	Revitalisierung	Bachrevitalisierungen mit Retentionsraum
	Baubewilligungen	Auflagen Schwammstadt-Massnahmen, Objektschutznachweise
	Detailabklärung	Detailmodellierung von Teilgebieten, Schutz besonders schützenswerte Objekte

Ein relevanter Schritt im Planungsprozess ist die Klärung der Zuständigkeiten, sowohl für den Anstoss und die Umsetzung der Massnahmen, als auch für deren Finanzierung. Durch die Priorisierung der Massnahmen und die Terminierung derer Umsetzung können diese in die Budgetplanung der Stadt Schaffhausen integriert werden. Die Festlegung eines Kostenteilers für die einzelnen GEP-Massnahmen des TP OFA ist zentral und wurde mit den betroffenen Fachstellen in einem partizipativen Vorgehen erarbeitet.

2.4 Detailanalyse

In Teilgebieten mit grossem Handlungsbedarf wurden die Ergebnisse der Grobanalyse mit einer 2D-Detailmodellierung validiert. Im Sinne einer integralen Risikobewertung wurden in ausgewählten Teilgebieten unterschiedliche Szenarien betrachtet. So kann der Schutz vor Oberflächenabfluss bei aktuell geplanten Bauvorhaben in diesem Gebiet sichergestellt werden. Ausserdem können Auflagen für zukünftige Bauvorhaben erlassen werden, um die Schutzmassnahmen frühestmöglich in die Planung zu integrieren.

3 Herausforderungen und Anpassungen für mehr Schutz vor Oberflächenabfluss

Das Thema Oberflächenabfluss stellt eine Schnittstelle zwischen diversen Fachbereichen dar. Eine interdisziplinäre Zusammenarbeit ist nötig, um alle relevanten Einflüsse und Grundlagen zu berücksichtigen und die Umsetzung von Massnahmen sicherzustellen.

In dieser interdisziplinären Zusammenarbeit ist es eine Herausforderung, die Zuständigkeiten zu klären. Eine klare Organisation der Verwaltung und der intern ablaufenden Prozesse erleichtert die Klärung der Zuständigkeiten.

Die gesetzlichen Grundlagen für die Umsetzung der Massnahmen zum Schutz vor Oberflächenabfluss sind derzeit meist noch nicht vorhanden. Es soll ein Anstoss zur Erarbeitung von entsprechenden Grundlagen gegeben werden, damit die Umsetzung der Massnahmen zukünftig erleichtert wird.

4 Literatur

BAFU. (2018). Gefährdungskarte Oberflächenabfluss - Technischer Bericht.

VSA. (2022). Vernehmlassungsexemplar Empfehlung Hydraulische Beurteilung in der Siedungsentwässerung.

Korrespondenz:

Katharina Schulthess
Im Hölderli 26, 8405 Winterthur
+41 52 267 09 57
katharina.schulthess@holinger.com

Wasserbedarf und -verfügbarkeit an urbanen Baumstandorten unter Einfluss des Klimawandels am Beispiel Ingolstadt

Lea Rosenberger¹, Jorge Leandro², Raul R. Wood³, Brigitte Helmreich¹

¹Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München

²Lehrstuhl für Hydromechanik und Wasserbau, Universität Siegen

³Department für Geographie, Ludwig-Maximilians-Universität München

Kurzfassung:

Gesunde Bäume in Siedlungsräumen tragen maßgeblich zur Kühlung des urbanen Raums bei und helfen zur Regulierung des lokalen Wasserhaushalts. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass die Wasserverfügbarkeit entscheidend für die Gesundheit von Bäumen ist. Unter aktuellen Klimabedingungen erfahren junge Bäume in verschiedenen Standortsszenarien kaum Trockenstress. Bei älteren Bäumen mit begrenztem Wurzelraum tritt jedoch starker Trockenstress auf, während Bäume in unversiegelter Fläche mit ausreichend Platz für ihre Wurzeln weniger betroffen sind.

Key-Words: urbaner Baumstandort, Verdunstung, Wasserbedarf, Klimawandel

1 Einleitung

Gesunde Bäume im urbanen Umfeld tragen durch ihre Verschattungs- und Verdunstungsleistung effektiv zur Kühlung von Quartieren bei und regulieren den lokalen Wasserhaushalt (vgl. u.a. Livesley et al. 2016; Berland et al. 2017). Im Rahmen des Forschungsprojektes „Begleitforschung: Klimagerechtes Bauen - Modellvorhaben“, das unter dem Dach des Zentrums für Stadtnatur und Klimaanpassung (ZSK) an der Technischen Universität München steht und vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanziert wird, wurde die Qualität geplanter Baumstandorte in Bezug auf Wasserverfügbarkeit und -bedarf mittels einer Wasserhaushaltsberechnung untersucht. Das Forschungsprojekt setzt auf dem Modellvorhaben „Klimaanpassung im Wohnungsbau“ des Experimentellen Wohnungsbaus im Bayerischen Staatsministerium für Wohnen, Bau und Verkehr auf. In diesem werden zehn reale Modellprojekte in Bayern im Hinblick auf urbane Klimaanpassung (Adaption) und Klimaschutz (Mitigation) im Wohnungsbau wissenschaftlich mit einem Team der Disziplinen Architektur, Landschaftsplanung, Siedlungswasserwirtschaft und Ökonomie begleitet.

Um auch in Zukunft vitale und klimawirksame Bäume zu haben, ist es entscheidend, dass ein Baumstandort unter zukünftigen Klimabedingungen, insbesondere in sehr trockenen und heißen Sommern, immer noch ausreichend mit Wasser versorgt wird. Rötzer et al. (2021) zeigen eindeutige Zusammenhänge zwischen den Standortbedingungen, dem Wachstum von Bäumen und den daraus resultierenden Ökosystemleistungen wie Kohlenstoffspeicherung, Verdunstung und Kühlung durch Transpiration. An stark versiegelten Standorten verlieren alle Baumarten signifikant an Ökosystemleistungen. Um eine ausreichende Versorgung mit Wasser und Platz für Wurzeln zu gewährleisten, sind ausreichend große, nicht unterbaute Pflanzgruben bereitzustellen. In der Landeshauptstadt München beträgt der durchwurzelbare Raum für einen Großbaum derzeit 36 m³ (Landeshauptstadt München 2016), was einer Baumgrube mit den Maßen 6 m x 4 m x 1,5 m (Länge x Breite x Tiefe) entspricht. Für

zukünftige Pflanzungen von Großbäumen entlang von Straßen und auf versiegelten Plätzen sollte dieses Volumen als das notwendige Minimum angesehen werden (Rötzer et al. 2021).

Neben dem Baumstandort ist auch die Wahl der Baumart für die Klimawirksamkeit entscheidend. Einer der häufigsten Stadtbaumarten ist die Winterlinde (*Tilia cordata*). Diese Baumart ist sehr gut in ihrem Wachstumsverhalten und Klimawirksamkeit untersucht (vgl. Rötzer et al. 2021). Die Winterlinde wurde in der „KlimaArten-Matrix“ (Roloff et al. 2009) als „geeignet“ bewertet. In der „KlimaArten-Matrix“ ist vor allem den Einfluss des Klimas auf das Wachstum der Baumarten beschrieben. Für diese Untersuchung wird daher beispielhaft die Winterlinde betrachtet.

Die Untersuchung soll zeigen, inwieweit Bäume auch in teilversiegelten Flächen unter zukünftigen Klimabedingungen mit einer globalen Erwärmung von etwa 2,7 °C (RCP4.5 im Jahr 2070) ausreichend Wasser zur Verfügung haben. Der Einfluss der Qualität des Baumstandortes auf die Klimawirksamkeit des Baumes wird dabei untersucht.

2 Standortszenerarien

Für die Analyse von Wasserbedarf und -verfügbarkeit der Bäume am Standort Ingolstadt wurde eine Pflanzung heute unter aktuellen Klimabedingungen angenommen. Der Baum wird dann 50 Jahre später unter zukünftigen Klimabedingungen bewertet. Für eine Neupflanzung wird ein Alter von 10 Jahren betrachtet, demnach hat diese eine Stammhöhe von 2 m und einen Kronendurchmesser von 3,3 m. Die Bäume in der zukünftigen Betrachtung sind 60 Jahre alt und haben eine Stammhöhe von 3,5 m und einen Kronendurchmesser von ca. 12 m (vgl. Rötzer et al. 2021, S. 45f).

Die aktuellen Klimabedingungen entsprechen dem historischen Klima der nahen Vergangenheit (1991 – 2021) mit Daten aus Deutscher Wetterdienst (2022). Für das zukünftige Klima werden Daten von Leduc et al. (2019) genutzt. Die Annahmen für zukünftige Klimabedingungen entsprechen dem RCP4.5 Szenario des IPCC für das Jahr 2070, was einer Erderwärmung in West- und Zentraleuropa von ca. 2,7 °C entspricht (vgl. IPCC 2023).

Ingolstadt liegt in der Donauregion in Oberbayern, Deutschland, und hat einen mittleren Jahresniederschlag von 775 mm. Der Niederschlag kann repräsentativ für einen Standort in Nordbayern angenommen werden, bei dem der mittlere Jahresniederschlag bei 790 mm liegt (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2023).

Für die Berechnungen wurden drei Standortszenerarien betrachtet:

1. Unversiegelte Fläche: Baumstandorte in einer Grünfläche können bei Neupflanzung durch ihre 1,5-fache Kronenprojektionsfläche Niederschlagswasser erhalten, wenn die Fläche nicht versiegelt ist. Damit entspricht der betrachtete Wurzelraum bei einer 10 Jahre alten Winterlinde ca. 6,8 m³ und 250 m³ bei einem 60 Jahre alten Baum.
2. Teilversiegelte Fläche mit Baumstandort gem. FLL-Richtlinie (vgl. FLL 2010) mit einem Wurzelraum von 12 m³. Von 8 m² Oberfläche sind 2/3 teilversiegelt (mit 50 % Durchlässigkeit) und 1/3 unversiegelt.
3. Teilversiegelte Fläche mit einer Baumgrube von 36 m³ gemäß dem Standard der Landeshauptstadt München für Großbäume (vgl. Landeshauptstadt München 2016). Von den 24 m² Oberfläche sind ebenfalls 2/3 teilversiegelt.

Die Tiefe des Wurzelraumes wird bei allen Standortszenerarien mit 0,8 m für die jungen Bäume und 1,5 m für die 60-jährigen Bäume angenommen.

3 Methodik

Die Wasserverfügbarkeit des jeweiligen Baumstandortes wurde mittels einer täglichen Wasserbilanz basierend auf DeGaetano (2000) ermittelt:

$$W[t] = W[t - 1] - WL[t] + R_e[t]$$

mit

t : Tag der Zeitreihe

$W[t]$: Täglich verfügbares Wasser

$WL[t]$: Täglicher Wasserverlust

$R_e[t]$: Täglicher effektiver Niederschlag

Eine Grundannahme ist, dass der Zulauf von Wasser nur durch Niederschlagswasser und Bewässerung möglich ist. Es wird keine horizontale Bewegung von Wasser in den Wurzelraum betrachtet und es wird angenommen, dass die Wurzeln vollständig im betrachteten Wurzelraum eingeschlossen sind.

Der tägliche Wasserverlust $WL[t]$, der die tatsächliche Verdunstung abbildet, hängt von den folgenden Parametern ab (vgl. Rötzer et al. 2019):

$$WL[t] = ET_p[t] * f_{red} * f_p[t]$$

mit

$ET_p[t]$: Potenzielle Verdunstung berechnet mittels der Penman-Monteith-Formel (vgl. Allen et al. 1998)

f_{red} : Reduktionsfaktor abhängig vom Bodenwassergehalt, der potenziellen Verdunstung und dem effektiven Niederschlag

$f_p[t]$: Pflanzenspezifischer Faktor, abhängig von der Jahreszeit und dem Blattflächenindex

Der effektive Niederschlag $R_e[t]$ ist abhängig vom Blattflächenindex (LAI), der artspezifischen Interzeptionskapazität sowie vom Niederschlag (vgl. Rötzer et al. 2019).

4 Ergebnisse

Für die Vitalität eines Baumes ist die Wasserverfügbarkeit ausschlaggebend. Abbildung 19 zeigt den Bodenwassergehalt der Szenarien für die Monate Juni, Juli und August. Für die jungen Bäume unter heutigen Klimabedingungen gibt es kaum Tage mit Trockenstress (Bodenwassergehalt < 30 % der nutzbaren Feldkapazität, vgl. Deutscher Wetterdienst 2021). Sind die Bäume jedoch 60 Jahre alt, ist bei den teilversiegelten Szenario mit minimalen Wurzelraum von 12 m³ ein starker Trockenstress bei einem Großteil der berechneten Tage zu erkennen, für Standorte mit 36 m³ Wurzelraum und teilversiegelter Fläche sind es im Vergleich dazu weniger Tage in starkem Trockenstress.

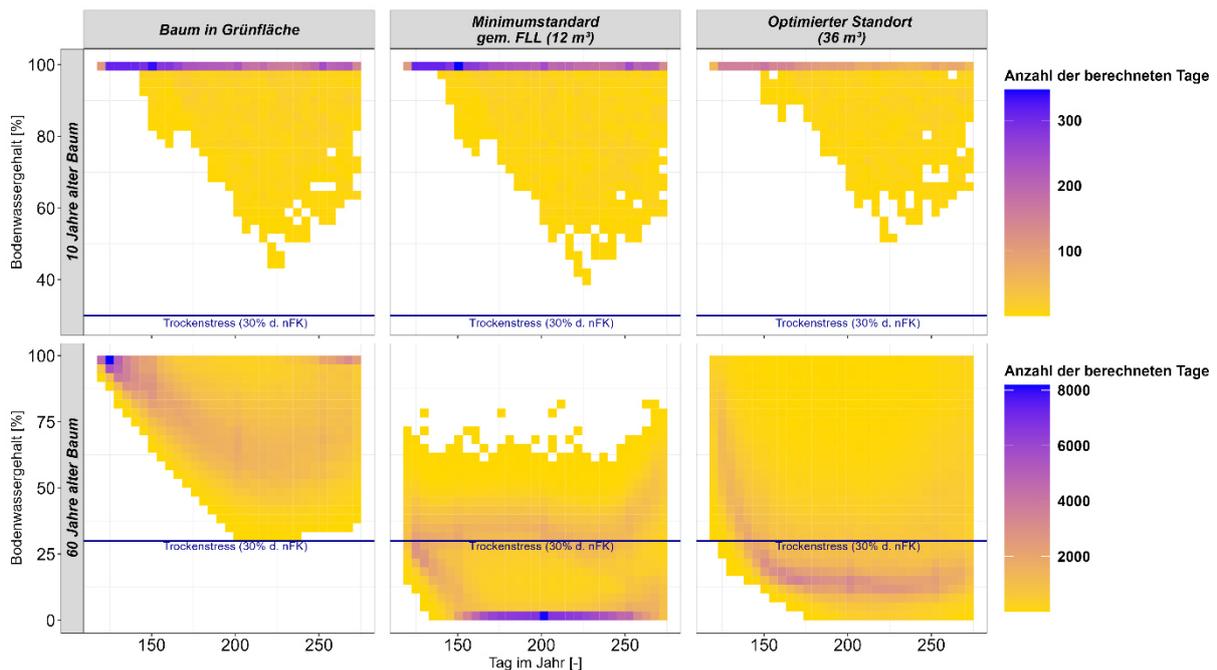


Abbildung 19: Bodenwassergehalt in den Sommermonaten

Hinsichtlich der Verdunstungskühlung zeigt sich, dass bei den neu gepflanzten Bäumen unter heutigen Klimabedingungen kaum Unterschiede zwischen den drei Standortszenarien vorhanden sind (vgl. Abbildung 20). Unter zukünftigen Klimabedingungen und bei gewachsenen Großbäumen hingegen unterscheidet sich die Verdunstungskühlung pro Baum stark. Der Baum unter den Minimumstandard von 12 m³ Wurzelraum und Teilversiegelung kann unwesentlich mehr Verdunstungskühlung leisten als der 50 Jahre jüngere Baum.

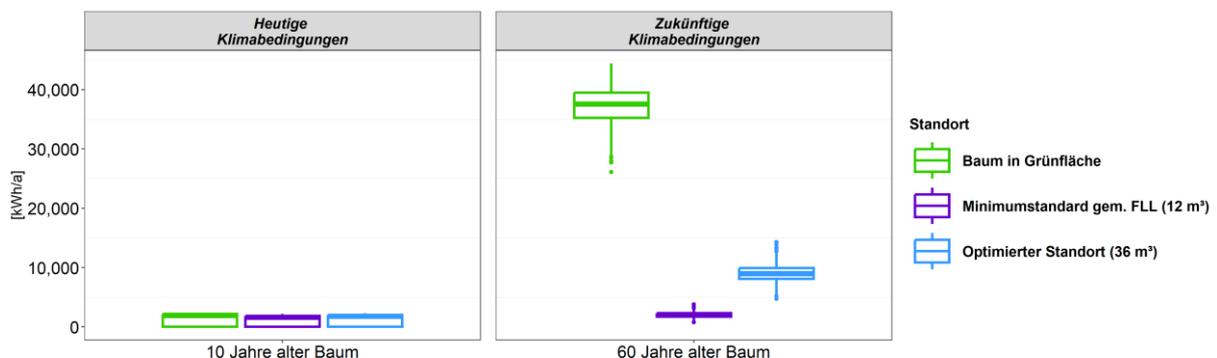


Abbildung 20: Verdunstungskühlung der Standortszenarien pro Jahr in der Vegetationsperiode (Mai bis September)

5 Fazit und Ausblick

Die Untersuchung zeigt, dass sich die Wahl des Standortes und der zur Verfügung stehende Wurzelraum sowie die Wasserzufuhr erheblich auf die Vitalität und die Klimawirksamkeit von Bäumen im urbanen Umfeld auswirkt. Wird nur unzureichend Wurzelraum und Wasser zur Verfügung gestellt, so steht der Baum unter Trockenstress und kann nur eingeschränkt Verdunstungskühlung leisten. Die Berechnungen wurden für den Standort Ingolstadt durchgeführt, der den Mittelwert des Jahresniederschlages in Nordbayern abbildet. An

trockeneren Standorten, wie z. B. Schweinfurt oder Nürnberg, kann die Wasserverfügbarkeit geringer sein. Die Untersuchungen werden auch für andere Standorte in Bayern durchgeführt, um die Auswirkung unter verschiedenen klimatischen Standortbedingungen zu prüfen. Wichtig ist für die Planung von Baumstandorten, dass zukünftige Szenarien und klimatische Veränderungen berücksichtigt werden, um den Baumstandort und damit die Klimatisierung durch Verdunstungskühlung möglichst lange aufrecht zu halten und wenig Ausfälle sowie geringe Kosten für die Pflege und Unterhalt der Bäume durch künstliche Bewässerung zu haben.

6 Danksagung

Die Autor:innen bedanken sich beim Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Finanzierung des Projektes (Kennzeichen TEW01C02P-76968).

7 Literatur

Allen, Richard G.; Pereira, Luis S.; Raes, Dirk; Smith, Martin (1998): Crop evapotranspiration. Rome (FAO irrigation and drainage paper, 56).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hg.) (2023): Niederschlag. Online verfügbar unter

https://www.lfu.bayern.de/wasser/hydrometeorologische_parameter/hydrometeorologie_auswertung/niederschlag/index.htm, zuletzt geprüft am 21.08.2023.

Berland, Adam; Shiflett, Sheri A.; Shuster, William D.; Garmestani, Ahjond S.; Goddard, Haynes C.; Herrmann, Dustin L.; Hopton, Matthew E. (2017): The role of trees in urban stormwater management. In: *Landscape and Urban Planning* 162, S. 167–177. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2017.02.017.

DeGaetano, Arthur (2000): Specification of Soil Volume and Irrigation Frequency for Urban Tree Containers Using Climate Data. In: *Journal of Arboriculture* 26 (3), S. 142–151. DOI: 10.48044/jauf.2000.017.

Deutscher Wetterdienst (Hg.) (2021): Bodenfeuchte. Offenbach am Main. Online verfügbar unter

https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/agrowetter/Bodenfeuchte.pdf?__blob=publicationFile&v=2, zuletzt geprüft am 22.08.2023.

Deutscher Wetterdienst (Hg.) (2022): CDC - Climate Data Center. Online verfügbar unter <https://cdc.dwd.de/portal/>, zuletzt geprüft am 25.02.2022.

FLL (2010): Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 2: Standortvorbereitungen für Neupflanzungen, Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate. 2. Ausg., Ausg. 2010. Hg. v. FLL. FLL. Bonn.

IPCC (Hg.) (2023): IPCC AR6-WGI Atlas. Online verfügbar unter <https://interactive-atlas.ipcc.ch/>, zuletzt aktualisiert am 17.01.2023, zuletzt geprüft am 08.03.2023.

Landeshauptstadt München (2016): Zusätzliche Technische Vorschriften für die Herstellung und Anwendung verbesserter Vegetationstragschichten. München (ZTV-Vegtra-Mü-2016).

Leduc, Martin; Mailhot, Alain; Frigon, Anne; Martel, Jean-Luc; Ludwig, Ralf; Brietzke, Gilbert B. et al. (2019): The ClimEx Project: A 50-Member Ensemble of Climate Change Projections at 12-km Resolution over Europe and Northeastern North America with the Canadian Regional Climate Model (CRCM5). In: *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 58 (4), S. 663–693. DOI: 10.1175/JAMC-D-18-0021.1.

Livesley, S. J.; McPherson, G. M.; Calfapietra, C. (2016): The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. In: *Journal of Environmental Quality* 45 (1), S. 119–124. DOI: 10.2134/jeq2015.11.0567.

Roloff, A.; Gillner, S.; Bonn, S. (2009): Die KlimaArten-Matrix für Stadtbaumarten (KLAM-Stadt). 2009. Haymarket Media, Braunschweig: 10-14. In: *Branchenbuch Baumschulwirtschaft*, S. 10–14.

Rötzer, T.; Rahman, M. A.; Moser-Reischl, A.; Pauleit, S.; Pretzsch, H. (2019): Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. In: *Science of the Total Environment* (676), S. 651–664. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.235.

Rötzer, Thomas; Reischl, Astrid; Rahman, Mohammad, Pretzsch, H.; Pauleit, Stephan (2021): Leitfaden zu Stadtbäumen in Bayern. Hg. v. Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung. Zentrum Stadtnatur und Klimaanpassung. Freising.

Korrespondenz:

Lea Rosenberger
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München
Am Coulombwall 3
85748 Garching
+49 89 289 13716
lea.rosenberger@tum.de

Rockflow Steinwolle – Ein innovatives Entwässerungssystem zur Filtration, Speicherung und Versickerung

D.J. Boudeling¹, C. May²

ROCKWOOL Rainwater Systems, Delfstoffenweg 2, 6045 JH Roermond, Niederlande

Kurzfassung: ROCKWOOL Rainwater Systems verwendet unterirdische Anlagen aus formstabiler Steinwolle, genannt Rockflow, um städtisches Regenwasser zu speichern, zu filtern und abzuleiten oder zu versickern. Die Rockflow-Anlagen werden zur Umsetzung von Schwammstadt-Konzepte eingesetzt. Im dänischen Pilotprojekt 'Risvang Allé' wird die Filterleistung von Feinstoffen (AFS₆₃) und die chemische Filtration einer Rockflow-Anlage erläutert. Die Ergebnisse von zwei Jahren in-situ-Messungen werden vorgestellt.

Key-Words: Regenwasser, Filter, Speicher, Steinwolle

1 Verbesserung des niederschlagsbedingten Wasserhaushaltes in urbanen Einzugsgebieten

Die anwachsende Bevölkerung bewirkt eine stetige Zunahme der städtischen Einzugsgebietsflächen und damit verbunden eine Zunahme der Flächenversiegelung. In einem dicht besiedelten Gebiet, wie z.B. Nordrhein-Westfalen, kommen täglich durchschnittlich fünf Hektar an undurchlässiger Fläche hinzu¹. Die niederschlagsbedingte Entwässerung der versiegelten Flächen wird häufig durch kanalisierte Regenwasserableitungen sichergestellt. Durch diese zunehmende Undurchlässigkeit und Kanalisierung wird der natürliche Wasserhaushalt in städtischen Gebieten gestört. Die Evapotranspiration, wie sie in der Natur vorkommt, wird eingeschränkt. Dies fördert das Entstehen von Hitzeinseln in Trockenzeiten. Dem gegenüber steht ein stetig wachsendes Überflutungspotenzial infolge von stets öfter auftretenden extremen Niederschlagsereignissen. Infolge der Klimaveränderungen nehmen extreme Niederschlagsereignisse und Trockenzeiten gleichzeitig zu. Aus diesen Gründen ist die Weiterentwicklung zu einem dezentralen Wassermanagement erforderlich.

Um den natürlichen Wasserhaushalt wiederherzustellen, ist es notwendig, Wasser in den Untergrund zu versickern. Durch die Versickerung von Regenwasser können die Grundwasserreservoirs wieder aufgefüllt werden. Bäume und städtisches Grün sind in der Lage, mehr Wasser aufzunehmen und zu verdunsten und tragen so zur Wiederherstellung der Evapotranspiration bei. Eine wirksame Maßnahme ist bekannterweise die Zwischenspeicherung des niederschlagsbedingten Oberflächenabflusses in den oberen Bodenschichten mit anschließender Versickerung in den Untergrund. Gleichzeitig wirken wir damit dem flächenhaften Absinken der Grundwasserstände entgegen. Die oberflächennahe Zwischenspeicherung kann auch zur Bewässerung von Bäumen und Grünflächen genutzt werden. Die Entwicklung geeigneter Entwässerungssysteme ist notwendig und stellt sich aber gleichzeitig als sehr komplex dar. Infrastrukturmaßnahmen sowie der Bau neuer Gebäude, Straßen, Wege und Plätze stehen in städtischen Einzugsgebieten immer im Wettbewerb zu den erforderlichen Grünflächen zur Umsetzung von Speicher- und Versickerungsmaßnahmen.

2 Verschmutzung des niederschlagsbedingten Oberflächenabflusses

Beim Auftreffen des sauberen Niederschlages auf die Oberfläche werden die dort vorhandenen Schmutz- und Schadstoffe aufgenommen und mit dem Regenabfluss beispielsweise einer Regenwasser-Versickerungsanlage oder einem Oberflächengewässer zugeführt. Schmutz- und Schadstoffe reichern sich dort an oder versickern in den Untergrund.

Die Anreicherung von Schadstoffen in unseren Gewässern und unseres Grundwassers stellt eine Gefahr für Mensch und Natur dar; Wasserverschmutzung gefährdet die Biodiversität in und entlang unserer Oberflächengewässer und erschwert das Sicherstellen ausreichender Trinkwasserreservoirs. Aus diesem Grund werden in mehreren Ländern und auch in Deutschland stoffbezogene Anforderungen an die Qualität des zu versickernden Regenwasserabflusses zum Schutz des Grundwassers und Oberflächengewässer gestellt. Beispielsweise sind im DWA-A102 Emissions- und Immissionsbezogene Hinweise zu flächenspezifischen Abflussverschmutzungen dokumentiert und kategorisiert.

2.1 Versickerung

Auch der aktuelle Gelbdruck des DWA Arbeitsblattes DWA-A138, mit dem Schwerpunkt auf Versickerungslösungen, thematisiert das Verschmutzungspotential in Abhängigkeit der Flächennutzung (Flächenkategorisierung) und dokumentiert Anforderungen zur Rückhaltung von Schmutz- und Schadstoffen. Die Versickerung über die belebte Bodenzone und auch die Filtration sind geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der Stofffracht. Vor der Versickerung müssen beispielsweise Regenabflüsse von Kategorie-I belasteter Flächen (gering belastet) so behandelt werden, dass Feinpartikel-Feststoffe AFS₆₃ (abfiltrierbare Stoffe <63µ.) sowie gelöste Metalle wie Kupfer und Zink um 40% reduziert werden. Öle müssen zu 50% rückgehalten werden.

2.2 Einleitung in Oberflächengewässer

Vor Einleitung in Oberflächengewässer schreibt die DWA-A102-2 u.a. eine Reduktion der AFS₆₃ von mindestens 80% für Kategorie II-Flächen (mäßig belastet) vor.

3 Steinwolle (Rockflow) als innovatives dezentrales Entwässerungssystem

ROCKWOOL Rainwater Systems ist Teil der Unternehmensgruppe ROCKWOOL. Rockflow ist ein von ROCKWOOL aus vollständig zirkulärer Steinwolle hergestelltes Produkt und repräsentiert ein innovatives, unterirdisches Entwässerungssystem zur Speicherung und Versickerung von Regenwasserabflüssen oder zur Speicherung und Einleitung in Oberflächengewässer. Das Produkt Rockflow besteht aus tragfähigen Steinwollelementen mit einem freiem Wasserspeichervolumen von bis zu 95%. Ein Steinwollelement hat die Abmessungen Breite = 0,15 m, Länge = 1,2 m und wahlweise Bauhöhen von 1,0 m, 0,66 m oder 0,5 m.

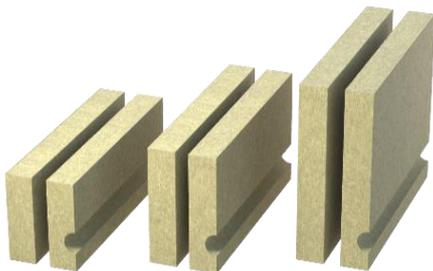


Abbildung 1: Rockflow Steinwollelemente in verschiedenen Bauhöhen.

Zur Beschickung des Systems werden die in der Steinwolle selbst vorgeformte Rohrkanäle genutzt. Sie haben die Funktion, das Wasser schnell in das System einzuleiten und zu verteilen. Darüber hinaus dient der Kanal auch als Kontaktfläche für das einströmende Wasser

mit der Steinwolle zum Zweck der Filtration. Ein zweiter Kanal sorgt für die Entlüftung des Systems, wenn die Hohlräume zwischen den Steinwollfasern sich mit Wasser füllen.

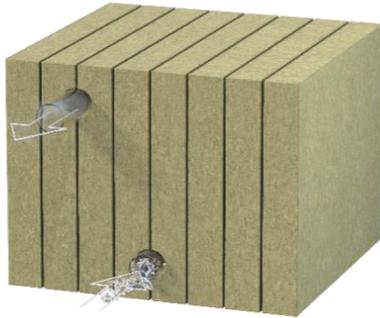


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Anlagenaufbaus mit Rockflow-Steinwolle, mit Wasserzufuhr und Entlüftung mittels gefräster Rohrkanäle in der Steinwolle

Eine Anlage wird aus mehreren solcher Steinwollelementen modular aufgebaut, bis das geforderte Speichervolumen realisiert wurde. Die Rockflow-Steinwolle ist formfest und druckbeständig und kann daher unterirdisch unter Straßen, Wegen, Parkplätzen, Gehwegen etc. verlegt werden. Rockflow-Produkte werden bereits in mehr als 300 Projekten in Europa in verschiedenen Konfigurationen zur Speicherung und Ableitung von Regenwasser eingesetzt. Die kombinierten Lösungen sind in der Lage große Mengen an städtischem Regenabflüssen zu bewältigen.

Rockflow-Systeme werden im Rahmen von Sanierungen von Abwasserkanälen, Abkopplung und Zwischenspeicherung von Regenabflüssen mit anschließender Einleitung in Oberflächenwasser und Schwammstadtinitiativen in städtischen Gebieten eingesetzt. Blaugüne Lösungen wie das 'Mulde-Rigole-System' und die 'Baumrigole' werden in Deutschland bereits erfolgreich erprobt.

3.1 Rockflow Steinwolle als effektive Filterlösung

Durch die Zusammensetzung der Steinwolle aus feinsten Mineralfasern ist Steinwolle sehr geeignet, um kleinste Feststoffe und die daran anhaftenden gelöste Schadstoffe aus dem Regenwasser zu filtern. In der nächsten Phase der Entwicklung von ROCKWOOL Rainwater Systems Regenwassersystemen werden die Filtereigenschaften des Materials in Pilotprojekten sowohl für die Reinigung von Regenabflüssen vor Versickerung als auch für die Einleitung in offene Gewässer weiter erforscht.

3.2 Aufbau und Ergebnisse des Filter-Feldtests "Risvang Allé"

In einem Filter in-situ Test namens "Risvang Allé" in der Nähe der Stadt Kopenhagen (Dänemark), wurde die Filtrationswirkung des Rockflow Entwässerungssystems über mehrere Jahre getestet. Für dieses Pilotprojekt wurde das System so konzipiert, dass es sowohl als Regenwasserspeicher als auch als Filter funktioniert. Die Anlage wird mit den verschmutzten Regenwasserabflüssen einer 1ha großen Straßenfläche beschickt. Die Verkehrsbelastung des Straßen-Einzugsgebietes beträgt ca. >18.000 Fz./d. Gemäß der im DWA-A102 dokumentierten Flächenkategorisierung entspricht die Verkehrsbelastung der Kategorie III – V3. Die Stoffbelastung des Abflusses wurde im Zu- und im Ablauf der Rockflow-Filteranlage gemessen.



Abbildung 3: Google Maps Impression des in situ Filteranlagentests in Dänemark: Rockflow Filteranlage und umliegende angeschlossene Verkehrsfläche

Die Filteranlage ist wie folgt aufgebaut:

Die Straßenabflüsse der angeschlossenen Verkehrsfläche werden einem Schacht zugeleitet (1). Vom Schacht aus gelangt das abfließende Oberflächenwasser über PVC Rohre in die vorgeformten Rohrkanäle in den Rockflow-Elemente (2). Die Rohrkanäle können von dem Schacht aus inspiziert und gereinigt werden. Das Wasser, das in die Einlaufkanäle eintritt, fließt zunächst durch die runden Rohrkanäle und sickert dann (aufgrund der Schwerkraft) vertikal durch die Steinwoll-Matrix nach unten. Die Kontaktfläche des Wassers und der Steinwolle in den Rohrkanälen und in der Steinwollmatrix ist die effektive Filterfläche der Anlage. Abfiltrierbare Feststoffe bleiben im Kanal als Schlamm oder ‚Filterkuchen‘ zurück. Ein Teil der gelösten Stoffe bindet sich an den feinen Teil der Feststoffe und bleiben daher im Filterkuchen in den Rohrkanälen zurück. Des Weiteren findet bei ausreichender Kontaktzeit des Wassers mit der Steinwolle eine chemische Reaktion statt, die einen weiteren Teil der gelösten Stoffe abfängt. Dieser Prozess findet während des vertikalen Absinkens des Wassers zum Boden der Steinwollmatrix bis zum Austritt des Wassers aus dem System statt.

In diesem speziellen Pilotprojekt basiert die Speicher-Filter-Anlage aus Steinwolle auf einer Sandschicht mit einem Standard-Abflussrohr. Das Wasser verlässt das System über das Drainagerohr (3) die Anlage Richtung des zweiten Schachts. Von hier aus gelangt das Wasser zu seiner Einleitungsstelle in das Oberflächenwasser (4). Ein Notüberlauf komplettiert diese Anlage (5).

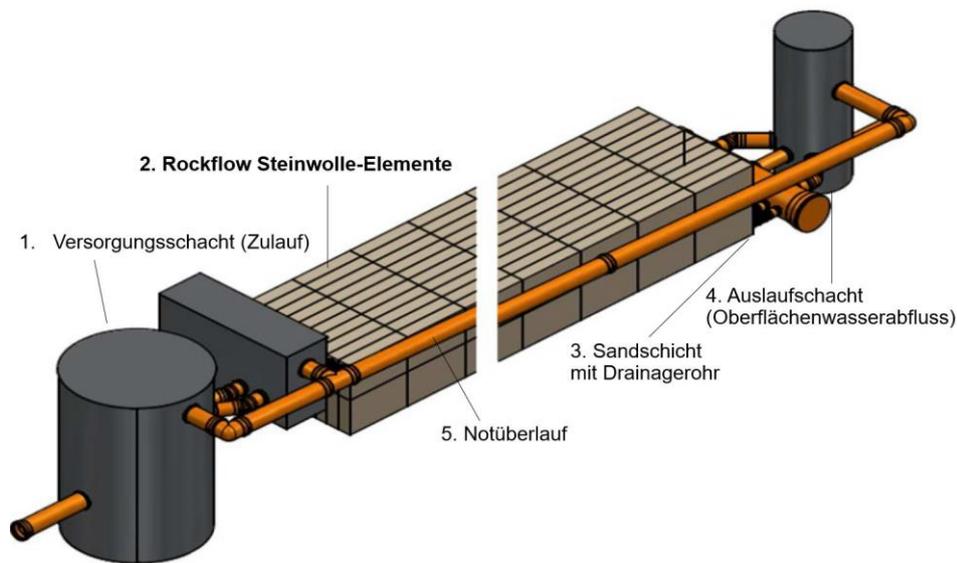


Abbildung 4: Skizze der Rockflow Filteranlage für das in situ Projekt Risvang Allé in Dänemark

4 Ergebnisse Pilotprojekt Risvang Allé

Die Ergebnisse dieses Projekts sind nach zwei Jahren vielversprechend; sowohl was den Rückhalt von Feststoffen als auch die Filtration von chemischen Verunreinigungen angeht. Die erreichte Reduktion der verschiedenen Schadstoffe ist in der nachfolgenden Tabelle im Detail aufgeführt.

Tabelle 9: Ergebnisse des in-situ Tests Risvang Allé in Dänemark²

Pollutant	Unit	Rockflow WM 2005	
		Mean outlet	% Removal
Suspended solids	mg/L	10	84%
Chemical oxygen demand (COD)	mg/L	17	73%
Biological oxygen demand (BOD)	mg/L	0.5	86%
Total; phosphor	mg/L	0.22	63%
Dissolved phosphate	mg/L	0.10	12%
Total; nitrogen	mg/L	1.3	37%
Total; copper	µg/L	13	65%
Total; zinc	µg/L	36	67%
PAHs, C5-C10	µg/L	<25	N/A
PAHs, C10-C25	µg/L	68	48%
PAHs, C25-C40	µg/L	220	55%
PAHs, C5-C40	µg/L	25	58%

4.1 Reinigung und Inspektion von Speicher-Filter-Anlagen

Die vorgeformten Rohrkanäle im der Rockflow Steinwolle ermöglichen eine Kamerainspektion, ausgehend von dem Zufluss- und/oder vom Abflussschacht. Die abgefangenen festen Schmutzstoffe bleiben an der Innenseite des Zufluss Kanals zurück und können dort mit allgemein verfügbarem Reinigungswerkzeug (Spülwagen) in den Schacht rückgespült und abgesaugt werden. Der Wasserdruck darf hierbei bis zu 80 bar betragen, die am Ende des Reinigungsschlauches angebrachte Umlenkdüse soll den Wasserstrahl in einem Winkel zwischen 0° und maximal 15° umlenken.



Abbildung 5: Visuelle Inspektion mittels einer Schiebekamera



Abbildung 6: Rückspülen des ‚Filterkuchens‘ in den Schacht

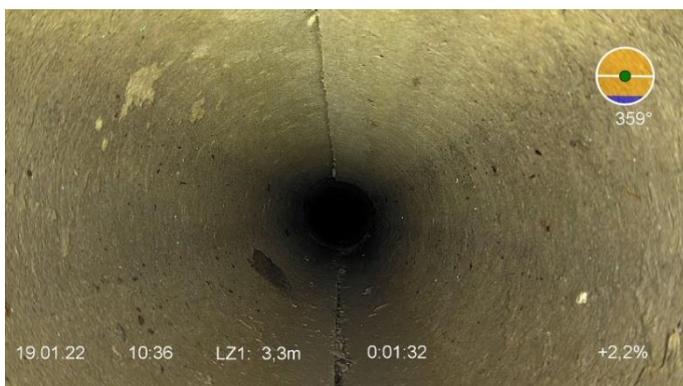


Abbildung 7: Beispiel für einen sauberen Kanal (nach erfolgter Reinigung)

5 Steinwolle als Teil des integralen Wassermanagements (*der Schwamm in der Schwammstadt*)

ROCKWOOL Rainwater Systems hat sich zum Ziel gesetzt, mit dem vielseitigen Produkt Steinwolle Lösungen für innovative Entwässerungssysteme zum Zwecke der Speicherung, Versickerung, Filtration und zur Anwendung in Blue-Green-Konzepten zu schaffen. Durch die Filterwirkung des Werkstoffes Steinwolle kann mehr qualitativ gutes Niederschlagswasser im Boden versickert werden oder in Oberflächengewässer eingeleitet werden. Die Ergebnisse des Pilotprojekts sind Grund genug, weitere Pilotprojekte zu starten und neue Konzepte für kombinierte Speicher-Filter-Anlagen und Filtern mit Steinwolle zu entwickeln. Mit unseren Lösungen wollen wir unseren Beitrag zu klimaresilienten Schwammstädten leisten.

6 Literatur

- ¹Spiecher A. (2021): Niederschlagswasserbewirtschaftung in NRW: aktueller Stand und wasserwirtschaftliche Anforderungen. BEW Seminar Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung, 26 April 2021
- ²Nørlem M. und Hauerberg T. (2023): Dokumentation for rensning af separat regnvand i Rockflow- feltmålinger udført i henhold til vejledning fra Teknologisk Institut, Bericht Vanman ApS & WSP

Korrespondenz:

Name	Dirk Jan Boudeling
Adresse	Delfstoffenweg 2, 6045 JH Roermond, Niederlande
Tel	+31 6 21 93 35 90
E-Mail	dirk.jan.boudeling@rockwool.com

Relevanz der Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung

C. Morandi¹, L. Rovelli², S. Fuchs³, A. Lorke², U. Dittmer¹

¹ RPTU Kaiserslautern-Landau, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern

² RPTU Kaiserslautern-Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau

³ KIT, Gotthard-Franz-Str. 3, 76131 Karlsruhe

Kurzfassung: Regenwasserinfrastrukturen in Deutschland können als Quelle für CH₄-Emissionen betrachtet werden. Diese Studie quantifiziert CH₄-Emissionen verschiedener Anlagentypen bei variablen Betriebsweisen mittels CH₄-Messungen und Emissionsfaktoren. Dauergestaute Becken emittieren mehr CH₄ als nicht gestaute. Betriebsanpassungen können Emissionen mindern. Hochgerechnet auf Deutschland entsprechen Regenklärbecken mit Dauerstau bis zu 60 % der CH₄-Emissionen aus Kläranlagen. Die Erkenntnisse unterstreichen die Relevanz der Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung.

Key-Words: Betriebsanpassungen, Emissionsfaktoren, Hochskalierung, Methanbildungsraten, Regenwasserinfrastruktur, Treibhausgasemissionen

1 Einleitung und Zielsetzung

In den letzten Jahren wurden Regenwasserteiche und Regenrückhaltebecken als potenzielle Hotspots für Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen), vor allem Methan (CH₄), identifiziert (Gorsky et al., 2019; McPhillips et al., 2018). Bislang existieren jedoch keine allgemein akzeptierten Ansätze zur Bewertung und Quantifizierung der CH₄-Emissionen aus unterschiedlichen Anlagentypen der Regenwasserbewirtschaftung unter variablen Betriebsbedingungen. Ebenfalls fehlen Hochrechnungen der potenziellen CH₄-Emissionen aus der Regenwasserinfrastruktur für Deutschland. Damit werden die Emissionen aus Regenwasseranlagen in nationalen Treibhausgasbilanzen, die für den Weltklimarat (IPCC) erstellt werden, bislang nicht berücksichtigt.

Die vorliegende Studie stellt einen vereinfachten Ansatz zur Abschätzung anlagenspezifischer CH₄-Emissionen und Methanpotenziale aus Regenwasserinfrastrukturen für Deutschland vor. Ziel dieser Studie ist es, eine Einordnung der Relevanz der CH₄-Emissionen aus solchen Infrastrukturen, zum Beispiel durch den direkten Vergleich mit Kläranlagen (vgl. Tauber et al., 2023), zu ermöglichen und Handlungsmöglichkeiten aufzuzeigen.

2 Datengrundlage und Methodik

Der vorgestellte Ansatz zur Einschätzung der Relevanz der Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung besteht im Wesentlichen aus drei Schritten: 1) In-situ- und Ex-situ-Messungen bzw. -Schätzungen von anlagenspezifischen CH₄-Emissionen, 2) Ermittlung von Emissionsfaktoren, wie diese zum Beispiel bereits für Kläranlagen ermittelt werden und 3) Hochskalierung der ermittelten CH₄-Emissionen und Emissionspotenziale für Deutschland [in t CO₂-Äquivalent (CO_{2e}) pro Jahr].

In-situ- und Ex-situ-Messungen von CH₄-Emissionen wurden mit Daten aus drei ausgewählten Regenbecken im Südwesten Deutschlands kombiniert, um erste Schätzungen zu

anlagenspezifischen CH_4 -Emissionen durchzuführen. Dabei wurden zwei unterirdische, nicht dauergestaute Regenrückhaltebecken (RRB) im Trennsystem (1) und Mischsystem (2) sowie ein oberirdisches, dauergestautes Regenklärbecken (RKB) zur Behandlung von Straßenabflüssen (3) betrachtet. Die Becken unterschieden sich im Bau und Betrieb deutlich voneinander. Die Primärdaten zu den potenziellen Methanbildungsraten, den CH_4 -Emissionen und dem Glühverlust wurden für die korrespondierenden Sedimente (siehe z. B. Abbildung 1) aus den oben genannten Becken gewonnen. Für die Hochrechnungen wurde teilweise auf zusätzliche Daten zurückgegriffen (vgl. Tabelle 1), wie den Gesamtbeckenabfluss, den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), den Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen und den Glühverlust im Beckenzufluss, sowie Abscheideleistungen bzw. Sedimentationswirkungsgrade für die jeweilige Infrastruktur.



Abbildung 21: Sediment einer Regenrückhalteanlage im Trennsystem.

3 Ergebnis und Ausblick

Der Schwerpunkt dieser Studie lag auf der Einordnung der Relevanz von Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung, da diese bislang die am wenigsten erforschte Quelle von Methanemissionen aus urbanen Wassersystemen darstellt.

Die anlagenspezifischen Methanemissionen und die Prognosen für Methanemissionen aus Regenwasserinfrastrukturen in Deutschland sind in Tabelle 1 dargestellt. Sie zeigt, dass insbesondere Regenbecken im Dauerstau deutlich höhere flächenspezifische CH_4 -Emissionen von bis zu $231 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ aufweisen als nicht dauergestaute Anlagen ($0,02 - 0,5 \text{ g CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$). Diese Diskrepanz deutet darauf hin, dass das Ausmaß der CH_4 -Emissionen durch die Gestaltung und den Betrieb von Regenwasserinfrastrukturen erheblich beeinflusst werden kann. Für die Minderung von CH_4 -Emissionen sollten in Zukunft nicht dauergestaute Becken bevorzugt eingesetzt werden, da diese die geringsten CH_4 -Emissionen und Bildungsraten aufweisen.

Die Ergebnisse in Tabelle 1 legen nahe, dass Emissionsfaktoren für nicht dauergestaute Regenbecken im Trenn- oder Mischsystem in derselben Größenordnung liegen wie bei konventionellen Kläranlagen, bei denen diese im Bereich von 10 g CH_4 pro kg zugeführtem CSB (CSB_{zu}) im Beckenzufluss liegen (vgl. z. B. Ye et al., 2022). Dagegen können dauerhaft gestaute Regenwasserbecken (z. B. RKB) einen Emissionsfaktor von bis zu ca. $70 \text{ g CH}_4/\text{kg CSB}_{\text{zu}}$ im Beckenzufluss aufweisen, wenn günstige Bedingungen für den

anaeroben Abbau vorliegen. Damit könnte zwar vergleichbar viel CH₄ pro Fläche emittiert werden wie aus natürlichen und anthropogen beeinflussten Binnengewässern (vgl. Rosentreter et al., 2021), jedoch sind die ermittelten Emissionsfaktoren höher als bei konventionellen Kläranlagen. Diese Werte deuten darauf hin, dass bezogen auf die Zulaufbelastung dauergestaute Regenwasserbecken im Mittel mehr Methan emittieren als konventionelle Kläranlagen.

Tabelle 10: Anlagenspezifische Methanemissionen und Prognosen für Methanemissionen aus Regenwasserinfrastrukturen in Deutschland.

Anlagenspezifische Methanemissionen für drei ausgewählte Regenbecken			
Typ	RRB	RRB	RKB
Standort	1	2	3
Entwässerung	Trennsystem	Mischsystem	Straßenabfluss
Betrieb	ohne Dauerstau	ohne Dauerstau	mit Dauerstau
Flächenspezifische CH ₄ -Emissionen in g CH ₄ /(m ² ·a)	0,02	0,5	231
CH ₄ -Emissionspotenzial, basiert auf potenzieller Methanbildungsrate, in g CH ₄ /(m ² ·a)	7 ^(a) 14 ^(b)	15 ^(a) 30 ^(b)	1,4·10 ³ ^(a) 2,7·10 ³ ^(b)
Projektionen für Methanemissionen aus der Regenwasserbewirtschaftung in Deutschland			
Geschätzte CH ₄ -Gesamtemissionen, in t CO ₂ e/a ^(c,d)	2,3	45	7,1 · 10 ³
Geschätztes CH ₄ -Gesamtemissionspotenzial, in t CO ₂ e/a	0,9·10 ³ ^(a) 1,3·10 ³ ^(b)	1,4·10 ³ ^(a) 2,8·10 ³ ^(b)	42·10 ³ ^(a) 260·10 ³ ^(b)
CH ₄ -Emissionsfaktor (g CH ₄ /kg CSB _{Zu})	0,003	0,04	6
CH ₄ -Emissionsfaktor (g CH ₄ /kg CSB _{Zu}), basiert auf potenzieller Methanbildungsrate ^(b)	3	2	70

a: Annahme: Becken wird einmal pro Jahr geleert.

b: Annahme: Becken wird nicht geleert.

c: Abgeschätzt unter Verwendung eines Prozentsatzes von 53,5% Mischwasserkanalisation (siehe Dettmar & Brombach, 2019)

d: Berechnet unter Berücksichtigung eines Erderwärmungspotenzials für CH₄ auf einer Zeitskala von 100 Jahren von 28 CO₂e (IPCC, 2021)

Die Hochrechnungen für Deutschland zeigen, dass RKB im Dauerstau 260 kt CO₂e/a CH₄-Gesamtemissionspotenzial (bezogen auf die Methanbildungsrate) aufweisen. Aus 435,5 kt CO₂e/a Gesamtmethanemissionen, die von deutschen Kläranlagen ausgehen (vgl. UBA, 2022), lässt sich ableiten, dass alleine RKB im Dauerstau trotz der vergleichsweise geringen Anzahl solcher Anlagen in Deutschland bis zu ca. 60 % der gesamten CH₄-Emissionen aus deutschen Kläranlagen entsprechen.

Insgesamt unterstreichen diese Ergebnisse die Relevanz der von Regenwasserinfrastrukturen ausgehenden CH₄-Emissionen. Die Ermittlung von Emissionsfaktoren für Regenwasseranlagen könnte zudem als Indikator für das Ausmaß von CH₄-Emissionen aus verschiedenen Abwasser- und Regenwasseranlagentypen sowie zur Abschätzung regionaler CH₄-Emissionen dienen. Weitere Erkenntnisse zu dieser Thematik können Rovelli et al. (2023) entnommen werden.

Als Ausblick lässt sich festhalten, dass die Ergebnisse dieser Arbeit die vermehrte Umsetzung von vermeintlich klimaschonenden blau-grünen Infrastrukturen, die oft wassergesättigte Elemente beinhalten, infrage stellen. Kombiniert mit dem Rückhalt organischer Stoffe wären prinzipiell optimale Bedingungen für den anaeroben Abbau bzw. die Methanbildung gegeben. Dieser Aspekt blieb bislang weitgehend unberücksichtigt. Zusätzliche Informationen zu diesem Thema sind in Rovelli et al. (2023) verfügbar.

4 Literatur

- Dettmar, J., Brombach, H., 2019. Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 66, 354–364.
- Gorsky, A.L., Racanelli, G.A., Belvin, A.C., Chambers, R.M., 2019. Greenhouse gas flux from storm-water ponds in southeastern Virginia (USA). *Anthropocene* 28, 100218.
- IPCC, 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- McPhillips, L., Goodale, C., Walter, M.T., 2018. Nutrient Leaching and Greenhouse Gas Emissions in Grassed Detention and Bioretention Stormwater Basins. *J. Sustain. Water Built Environ.* 4, 04017014.
- Rosentreter, J.A., Borges, A. V., Deemer, B.R., Holgerson, M.A., Liu, S., Song, C., Melack, J., Raymond, P.A., Duarte, C.M., Allen, G.H., Olefeldt, D., Poulter, B., Battin, T.I., Eyre, B.D., 2021. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources. *Nat. Geosci.* 14, 225–230.
- Rovelli, L.; Morandi, C.; Abusafia, A.; Fuchs, S.; Dittmer, U.; Lorke, A. (2023): The role of stormwater infrastructure in regional methane emissions. In: *Water research* 243, S. 120334. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120334.
- Tauber, J., Krampe, J., Parravicini, V., 2023. Klimarelevanz des Abwassersektors. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*.
- UBA, 2022. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2022, National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2020, Climate Change, Band 2022/25, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Ye, L.; Porro, J.; Nopens, I. (2022): Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems: IWA Publishing.

Korrespondenz:

Carlo Morandi
Siedlungswasserwirtschaft/
Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
Gottlieb-Daimler-Str. 47
Gebäude 67, Raum 325
67663 Kaiserslautern
+49 631 205-2948
carlo.morandi@rptu.de

Interdisziplinäre Forschung zur Entwicklung optimierter Versickerungsmulden: Verbesserung der Boden- und Pflanzengemeinschaften in einem Mesokosmos-Experiment

Natalie Páez-Curtidor¹, Lauren Porter², Nadja Berger³, Monika Egerer⁴, Brigitte Helmreich¹

1 Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Am Coulombwall 3, 85748 Garching, Deutschland

2 Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, Emil-Ramann-Str. 2/I, 85354 Freising, Deutschland

3 Lehrstuhl für Renaturierungsökologie, Technische Universität München, Emil-Ramann-Str. 6, 85354 Freising, Deutschland

4 Professur für Urbane Produktive Ökosysteme, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Deutschland

Kurzfassung:

Versickerungsmulden werden in Siedlungen zur Entwässerung und Entfernung von Stoffen aus Niederschlagsabflüssen eingesetzt. Der langfristige Rückhalt gelöster Stoffe und die Funktionalität von Versickerungsmulden als resiliente Hotspots für die biologische Vielfalt müssen jedoch noch verbessert werden. Diese Forschung zielt darauf ab, die Herausforderungen aus einer interdisziplinären Perspektive anzugehen, indem die Verwendung von Bodensubstraten aus Siedlungsabfällen (d. h. Biokohle, Kompost und Bodenaushub) bei gleichzeitiger Verwendung einheimischer Pflanzengemeinschaften in Versickerungsmulden untersucht wird.

Key-Words: Versickerungsmulden, Schadstoffentfernung, Pflanzengemeinschaften, Biokohle

1 Einleitung

Urbane blau-grüne Infrastruktur ist eine zunehmend beachtete Strategie für Stadtplaner, insbesondere im Bereich des Regenwassermanagements (Prudencio & Null, 2018; Taguchi et al., 2020). Die Vor-Ort-Bewirtschaftung von Niederschlagsabflüssen über Versickerungsmulden stellen einen einfachen, erschwinglichen und breit anwendbaren Ansatz dar, der aufgrund seines Potenzials zur Entwässerung und Rückhaltung von partikulären und gelösten Stoffen eingesetzt wird (Boehm et al., 2020). Neuere Forschungen haben jedoch gezeigt, dass manche gelösten Stoffe im Niederschlagswasser nicht zuverlässig über die gesamte Lebensdauer von Versickerungsmulden zurückgehalten werden (Boehm et al., 2020; Bork et al., 2021; Gavrić et al., 2019). Besonders beachtenswert in Bezug auf mögliche Umweltschäden sind bioverfügbare Schwermetalle wie Kupfer und Zink sowie hydrophile, polare organische Spurenstoffe (Trace Organic Compounds, TOrCs), die häufig in urbanem Niederschlagsabfluss vorkommen (LeFevre et al., 2015; Spahr et al., 2020). Außerdem fehlen bisher umfassende Untersuchungen zur Multifunktionalität von Versickerungsmulden als Lebensraum für einheimische Pflanzengemeinschaften. In aktuellen Systemen wird sich meist auf geeignete Substrat zur Funktionalität und artenarme, kurz gemähte Rasenflächen oder Zierstauden und -sträucher zur Bepflanzung konzentriert, wobei die Förderung der einheimischen Artenvielfalt weitgehend außer Acht gelassen wird (Muerdter et al., 2018).

In diesem interdisziplinären Forschungsprojekt testen wir den Aufbau einer optimierten Versickerungsmulde bzw. deren bewachsene Bodenzone unter dem Aspekt der Kreislaufwirtschaft und Pflanzenbiodiversität. Wir verwenden lokale Produkte aus dem städtischen Abfall der Stadt München wie Grünkompost und Bodenaushub von Baustellen als Grundlage für die Herstellung eines Versickerungsmulden-Substrats. Darüber hinaus verwenden wir Biokohle als hoch adsorbierenden, kohlenstoffreichen organischen Bodenzusatz, der die Bodenstruktur und den für die Pflanzen verfügbaren Nährstoffgehalt verbessern kann sowie gleichzeitig die Entfernung gelöster Stoffe fördert. Als untersuchte Stoffe werden repräsentativ die gelösten Schwermetalle Kupfer und Zink sowie die Biozide Terbutryn und Mecoprop untersucht. Zudem testen wir, wie unterschiedliche einheimische Pflanzengesellschaften frischer bis wechselfeuchter Standorte mit einem höheren Stoffeintrag und steigenden Temperaturen in der Stadt zurechtkommen. Vorteilhafte Wurzeigenschaften sowie Pflanzenentwicklung und -vitalität werden identifiziert und dienen als Grundlage für die weitere Artenauswahl.

2 Methoden

2.1 Verbesserung der Entfernung gelöster Stoffe durch den Einsatz von Biokohle

In Voruntersuchungen erfolgte die Auswahl geeigneter Biokohlen für die Verwendung als Zusatzstoffe bewachsener Bodenzonen durch die Untersuchung von Biokohlen aus verschiedenen Rohstoffen, Pyrolysetemperaturen und Partikelgrößenverteilungen (Abbildung 1). Alle Biokohlen verfügen über die Europäische Biokohle-Zertifizierung (EBC) und die EBC-Zertifizierung für Kohlenstoffsinken. Es wurden auch Biokohlemischungen getestet, um das Potenzial der Mischungen für die Behandlung eines breiteren Spektrums von Stoffen mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften zu bewerten. Die Leistung der Biokohle wurde mit granulierter Aktivkohle verglichen. Es wurden Labortests durchgeführt, um ihre Wirksamkeit bei der Entfernung der Schwermetalle Kupfer und Zink sowie der TOCs Diuron, Mecoprop und Terbutryn zu bewerten. Dazu gehörten isotherme und kinetische Batch-Experimente mit einer synthetischen Regenwassermatrix, die für gemischten städtischen Abfluss steht, wie von Spahr et al. (2022) ausgeführt.

BC1	<ul style="list-style-type: none"> • Hochtemperatur-Biokohle aus gemischten Forstabfällen • Wassergehalt: 25 % • Organischer Kohlenstoff (w/w%): 85% • H/C: 0.11 • Max. Pyrolyse-Temperatur: 850°C
BC2	<ul style="list-style-type: none"> • Mitteltemperatur-Biokohle aus Kakaoschalen • Wassergehalt: 20% • Organischer Kohlenstoff (w/w%): 60-68% • H/C: 0.26 • Max. Pyrolyse-Temperatur: 680°C
BC3	<ul style="list-style-type: none"> • Low-temperature biochar from mixed forest residues • Wassergehalt: 5% • Organischer Kohlenstoff (w/w%): 90% • H/C: 0.33 • Max. Pyrolyse-Temperatur: 540°C

Abbildung 22: Beschreibung der in den Voruntersuchungen getesteten Biokohlen

2.2 Bewertung der Bodenfunktionalität bei Verwendung von Substraten aus Abfallstoffen

Neben der Biokohle untersucht diese Forschung das Potenzial der Verwendung anderer Produkte aus städtischen Abfällen als Bodensubstrate, beispielsweise Grünabfallkompost zur Verbesserung der Bodenstruktur und den pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalt, ebenso Bodenaushub von Baustellen. Die Auswirkungen der Substrate auf die gesamte Kationenaustauschkapazität, dem pH-Wert und das Wasserrückhaltevermögen wurden für einzelne Materialien und Substratmischungen untersucht. Ein Teil der Forschung besteht darin festzustellen, ob diese Substratmischungen die Anforderungen des DWA-A 138-1 erfüllen (d.h., Humusgehalt von 2–3 %, Wasserdurchlässigkeit zwischen 10^{-6} und 10^{-3} m/s und Schlammkornanteil von max. 15 %) (DWA, 2020).

Die Eignung der verschiedenen Bodenkomponenten wurde durch Auslaugversuche nach DIN 19529 geprüft. Bei diesem Test wurde das Auslaugverhalten verschiedensten Stoffen gemessen, nachdem eine bestimmte Menge an Bodenmaterialien 24 Stunden lang mit ultrareinem Wasser (Milli-Q ®) geschüttelt wurde. Das Wasser-Substrat-Verhältnis betrug 2 L/kg für mineralische Materialien und 10 L/kg für organische Materialien. Um sicherzustellen, dass die Infiltration für die Verwendung in Versickerungsmulden geeignet ist, werden Versuche zur Messung der sättigenden hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Wasserdurchlässigkeitsmesser durchgeführt.

2.3 Pflanzengemeinschaften

In einem Gewächshausexperiment wurden die Auswirkungen von Überflutungen und Trockenheit, Schadstoffen und verschiedenen Substraten auf ausgewählte Pflanzenarten aus dem Münchner Raum untersucht. Fünf Arten aus der Familie der Süßgräser (*Poaceae*), die aus Lebensräumen mit niedriger bis hoher Bodenfeuchtigkeit stammen, wurden dazu ähnlichen Bedingungen wie in Versickerungsmulden ausgesetzt, und die ober- und unterirdischen Merkmale nach dreimonatiger Behandlung mit den oben genannten Stressoren gemessen. Darüber hinaus werden die Effekte dieser Faktoren in Kombination mit Szenarien des Klimawandels auf Pflanzengemeinschaften frischer bis wechselfeuchter Standorte in einer Ecotron-Anlage beobachtet (Abbildung 2).



Abbildung 2: Experimente mit Pflanzengemeinschaften unter kontrollierten Wetterbedingungen

3 Vorläufige Ergebnisse

Vorläufige Ergebnisse der Adsorptionsversuche (Abbildung 3) zeigen, dass Hochtemperatur-Biokohle (850°C) aus gemischten Forstabfällen (Biokohle 1) eine vergleichbare

Zinkentfernung wie körnige Aktivkohle (GAC) aufweist. Biokohle 1 zeigt eine höhere Kupferentfernung als GAC, und die Entfernung von Diuron und Terbutryn durch Biokohle 1 ist mit der von GAC vergleichbar.

In Bezug auf die Pflanzengemeinschaften wurde festgestellt, dass Gräser von Standorten mit wechselnder oder kontinuierlich höherer Bodenfeuchtigkeit besser überlebten, während der Substratzusatz (entweder Sand oder Ziegelsand) keine Auswirkungen hatte.

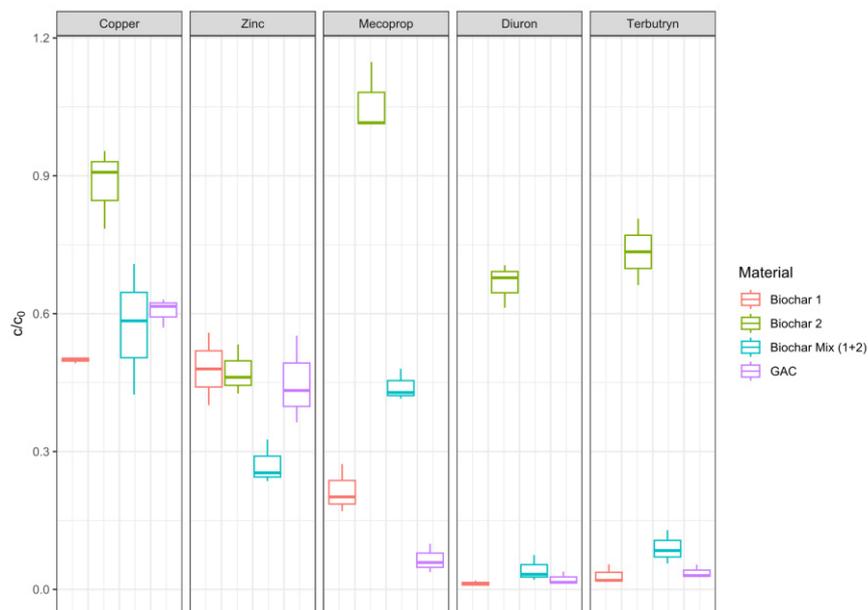


Abbildung 3: c/c_0 nach 6 Tagen Batch-Adsorptionsversuch in synthetischem Regenwasser ($c_0 = 100 \mu\text{g/L}$, $n=3$, Biokohlemenge = 0.5 g/L , [Huminsäure] = 7 mg/L)

4 Ausblick

Anschließend werden wir ein interdisziplinäres Mesokosmos-Experiment durchführen (Abbildung 4), das die leistungsfähigsten Substrate nach dem Stoffrückhaltepotenzial und der Entwässerungssicherheit bewertet. In dieses Experiment mit einbezogen werden die funktionalsten einheimischen Pflanzengemeinschaften aus den vorherigen Experimenten. Die Ergebnisse dieser Arbeit werden die Machbarkeit und das Skalierungspotenzial für den Bau optimierter Versickerungsmulden in der Stadt München aufzeigen, wobei der Schwerpunkt auf der Vergleichbarkeit mit realen Umgebungsbedingungen in Versickerungsmulden liegt.

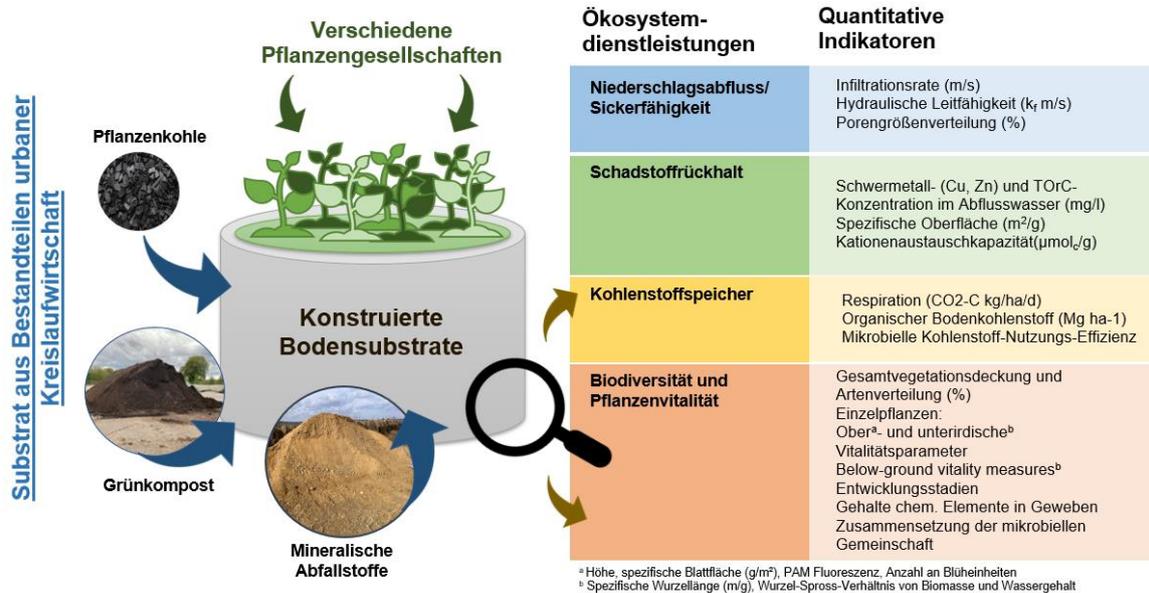


Abbildung 4: Konzeptionsplanung für ein Mesokosmos-Experiment zur Entwicklung optimierter Versickerungsmulden

5 Danksagung

Die Autorinnen bedanken sich bei der Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung des Projektes (GRK 2679/1-2022).

6 Literatur

Boehm, A. B., Bell, C. D., Fitzgerald, N. J. M., Gallo, E., Higgins, C. P., Hogue, T. S., Luthy, R. G., Portmann, A. C., Ulrich, B. A., & Wolfand, J. M. (2020). Biochar-augmented biofilters to improve pollutant removal from stormwater – can they improve receiving water quality? *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(6), 1520–1537. <https://doi.org/10.1039/D0EW00027B>

Bork, M., Lange, J., Graf-Rosenfellner, M., Hensen, B., Olsson, O., Hartung, T., Fernández-Pascual, E., & Lang, F. (2021). Urban storm water infiltration systems are not reliable sinks for biocides: Evidence from column experiments. *Scientific Reports*, 11(1), 7242. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86387-9>

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA). (2020). *Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil 1: Planung, Bau, Betrieb*.

Gavrić, S., Leonhardt, G., Marsalek, J., & Viklander, M. (2019). Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. *Science of The Total Environment*, 669, 431–447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.072>

LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in

Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 04014050. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000876](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876)

Muerdter, C. P., Wong, C. K., & LeFevre, G. H. (2018). Emerging investigator series: The role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(5), 592–612. <https://doi.org/10.1039/C7EW00511C>

Prudencio, L., & Null, S. E. (2018). Stormwater management and ecosystem services: A review. *Environmental Research Letters*, 13(3), 033002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa81a>

Spahr, S., Teixidó, M., Gall, S. S., Pritchard, J. C., Hagemann, N., Helmreich, B., & Luthy, R. G. (2022). Performance of biochars for the elimination of trace organic contaminants and metals from urban stormwater. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 8(6), 1287–1299. <https://doi.org/10.1039/D1EW00857A>

Spahr, S., Teixidó, M., Sedlak, D. L., & Luthy, R. G. (2020). Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: Occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(1), 15–44. <https://doi.org/10.1039/C9EW00674E>

Taguchi, V., Weiss, P., Gulliver, J., Klein, M., Hozalski, R., Baker, L., Finlay, J., Keeler, B., & Nieber, J. (2020). It Is Not Easy Being Green: Recognizing Unintended Consequences of Green Stormwater Infrastructure. *Water*, 12(2), 522. <https://doi.org/10.3390/w12020522>

Korrespondenz:

Natalie Páez-Curtidor
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München
Am Coulombwall 3
85748 Garching
+49 89 289 13717
natalie.paez@tum.de

Block C

**„Niederschlagswasserbehandlung
– zentral“**

Vorgehensweise zur Bewertung der Absetzwirkung von Regenbecken auf Basis eines „Beckenfaktors“

Nina Altensell^{1,2}, Eske Hilbrands^{1,2}, Maike Stover¹, Malte Henrichs¹, Gebhard Weiß³
1 FH Münster IWARU Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt,
Corrensstraße, 48149 Münster, Deutschland
2 Dr. Pecher AG Niederlassung Emscher-Lippe, Goldbergstraße 14, 45894
Gelsenkirchen, Deutschland
3 Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Steinstraße 7, 97980 Bad
Mergentheim, Deutschland

Kurzfassung:

Für die Bemessung sowie auch den Nachweis von Sedimentationsanlagen nach DWA - A 102 - 2 ist die anzusetzende Oberflächenbeschickung eine entscheidende Kenngröße und unter Ansatz der sedimentationswirksamen Fläche zu berechnen. Durch eine ungünstige Durchströmung kann jedoch die sedimentationswirksame Fläche A_{Sed} von der Brutto-Grundfläche A_{Grund} der Sedimentationskammer deutlich abweichen. Dieser Beitrag stellt eine Möglichkeit vor, diese Flächenreduktion mit einem Beckenfaktor f_B zu erfassen.

Key-Words: CFD, AFS63, Wirkungsgrad, Regenbecken, Sedimentation, DWA-A 102

1 Einführung und Problemstellung

Nach DWA-A 102-2 (DWA-A 102 2020) ist für die Bemessung von Regenklärbecken der erforderliche Rückhalt von feinen abfiltrierbaren Stoffen (AFS63) maßgebend. Dabei muss der Gesamtwirkungsgrad η_{ges} in der Anlage mindestens dem erforderlichen Wirkungsgrad η_{erf} entsprechen. Sowohl für die Bemessung als auch für den Nachweis mittels Langzeitsimulation gibt das DWA-A 102-2 funktionale Zusammenhänge als Pauschaldiagramm zwischen dem Gesamtwirkungsgrad η_{ges} bzw. dem Sedimentationswirkungsgrad η_{Sed} für AFS63 und dem Bemessungswert der Oberflächenbeschickung $q_{A,\text{Bem}}$ einer Anlage vor. Nach einer stichprobenhaften Analyse von Bestandsanlagen (Mohn et al. 2018) kann jedoch davon ausgegangen werden, dass eine Vielzahl (vermutlich mehr als 60 %) der bereits existierenden Anlagen den in DWA-A 166 (DWA-A 166 2013) definierten Gestaltungshinweisen nicht oder nicht vollständig entsprechen.

Müssen aber nun solche Bestandsanlagen, welche nicht den konstruktiven Vorgaben aus DWA-A 166 entsprechen, erneut genehmigt werden, so ist aus den Ausführungen in DWA-A 102-2 die Konsequenz zu ziehen, dass die dort gezeigten Pauschaldiagramme keine Anwendung finden dürfen. Die Absetzwirkung einer Anlage bei von DWA-A 166 abweichender Beckengestaltung ist entsprechend abzumindern. Auf welcher Basis eine solche Abminderung zu erfolgen hat, wird hingegen nicht weiter ausgeführt.

Im Folgenden wird der aktuelle Stand der Entwicklung einer Methodik vorgestellt, die es künftig ermöglichen soll, auf Basis der tatsächlichen konstruktiven Gestaltung (Zulaufgestaltung und Beckenproportionen) eines Beckens eine Abminderung der Sedimentationsleistung gegenüber den Angaben der Pauschaldiagramme in DWA-A 102-2 einer Anlage vorzunehmen. Hierzu wird ein neuer Beckenfaktor eingeführt, welcher die Oberflächenbeschickung als Eingangsgröße in die Pauschaldiagramme des DWA-A 102-2 über eine verminderte sedimentationswirksame Fläche anpasst.

2 Theoretische Grundlagen zu Sedimentationsprozessen in Regenbecken

Bei einer idealen Pfropfenströmung, d. h. mit blockförmiger An- und Durchströmung der Sedimentationskammer unter laminaren, stationär gleichförmigen Strömungsbedingungen, kann der Wirkungsgrad einer Sedimentationsanlage unmittelbar mit Hilfe der Hazen-Theorie (Hazen 1904) aus der Oberflächenbeschickung bestimmt werden. Sofern die Aufenthaltszeit eines ausgewählten Partikels mindestens der Dauer des Absetzvorganges dieses Partikels entspricht, so wird dieser Partikel in der Anlage zurückgehalten. In diesem Fall ist die Oberflächenbeschickung kleiner oder gleich der Sinkgeschwindigkeit des Partikels. Für diese Idealvorstellung ist die gesamte Sohle der Anlage absetzwirksam und ein Partikel gilt als abgeschieden, sobald er diese berührt.

In einer realen Sedimentationsanlage herrscht in aller Regel keine Pfropfenströmung, u. a., weil das durch die Zuläufe eintretende Wasser nicht gleichmäßig über den Beckenquerschnitt verteilt ist und zudem der Zulaufimpuls wirksam ist. Durch eine günstige Gestaltung des Zulaufes und der Proportionen eines Beckens soll eine gleichmäßige, einer Pfropfenströmung ähnliche und damit für Sedimentationsvorgänge günstige Durchströmungscharakteristik erreicht werden und so ein möglichst großer Anteil der Beckensohle absetzwirksam sein, vgl. DWA-M 109 (Entwurf 2023).

Der Einfluss der Zulaufgestaltung und der Beckenproportionen wurde von (Muth 1992) untersucht, auf welche die Konstruktionshinweise für Rechteckbecken nach aaRdT aus DWA-A 166 zurückzuführen sind. Daher kann bei Beckenkonstruktionen, die nicht gemäß den aaRdT ausgebildet sind, davon ausgegangen werden, dass nur ein verminderter Teil der Beckengrundfläche absetzwirksam ist. Das ist z. B. auf Kurzschlussströmungen, eine unvollständige Ausnutzung des Beckenvolumens oder zu hohe Sohlschubspannungen zurückzuführen. Rechnerisch resultiert dies dann schlussendlich in einer höheren Bemessungs-Oberflächenbeschickung $q_{A,Bem} = Q_{Bem}/A_{sed}$.

3 Zielsetzung und Vorgehensweise

Ziel ist die Entwicklung einer Bewertungsmethode für nicht DWA-A 166-konforme Bestandsanlagen, die es ermöglicht, die reduzierte Ausnutzung der Beckengrundfläche zu berücksichtigen. Hierzu wird ein Beckenfaktor $f_B = A_{Sed} / A_{Grund}$ definiert, der unmittelbar die Abminderung der absetzwirksamen Beckengrundfläche angibt. Die Bemessungs-Oberflächenbeschickung ermittelt sich mit diesem Faktor künftig zu $q_{A,Bem} = Q/(f_B \cdot A_{Grund})$ und dient so als Eingangsgröße für die Pauschaldiagramme in DWA-A 102-2. Die Vorgehensweise zur Entwicklung dieses Beckenfaktors gliedert sich in die folgenden Schritte:

1. **Kategorisierung von Regenbecken** auf Basis ihrer Zulaufgestaltung und Abmessungsverhältnisse in verschiedene Beckenklassen.
 2. Exemplarische CFD-Modellierung von Regenbecken der unterschiedlichen Klassen. Nutzung von **Strömungsindikatoren** zur Bewertung der Durchströmungscharakteristik der jeweiligen Beckenkonfiguration aus numerisch bestimmten Strömungsfeldern unter einer stationären hydraulischen Belastung mit $q_A = Q / A_{Grund}$.
 3. Bestimmung von **Beckenfaktoren** auf Basis der Strömungsindikatoren zur Abminderung der Beckengrundfläche $f_B = A_{Sed} / A_{Grund}$ für die Beckenklassen.
-

4 Schritte zur Entwicklung der Methodik

4.1 Kategorisieren von Regenbecken

Im späteren Anwendungsfall der Methode ist es nicht vorgesehen, dass für jedes Becken eine numerische CFD-Modellierung zur Bestimmung der beckenspezifischen Strömungsindikatoren erfolgt. Vielmehr soll die Zuordnung eines Beckenfaktors praxisnah rein auf Basis der konstruktiven Gestaltung eines Beckens erfolgen. Hierzu werden die Becken gemäß ihrer Zulaufgestaltung und ihrer Proportionen (Abmessungsverhältnisse) in verschiedene Klassen eingeteilt (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die aaRdT beziehen sich dabei auf die Vorgaben des DWA-A 166. Zunächst beschränkt sich die vorliegende Untersuchung auf Rechteckbecken.

Klasse-0: Becken weist eine Zulaufgestaltung und Proportionen (Länge : Breite : Tiefe) gemäß den aaRdT auf.

Klasse-I: Becken weist eine Zulaufgestaltung gemäß den aaRdT auf, weicht jedoch bei den Abmessungsverhältnissen +/- 25 % von den Grenzen der Spannweiten nach aaRdT ab.

Klasse-II: Becken hat keine Zulaufgestaltung gemäß den aaRdT, die Proportionen liegen jedoch innerhalb der Proportionen nach aaRdT.

Klasse-III: Becken hat keine Zulaufgestaltung gemäß den aaRdT und weicht bei den Proportionen im Rahmen einer Spannweite von +/- 25 % von den aaRdT ab.

Klasse-IV: Becken hat eine Zulaufgestaltung, die eine schlechte Durchströmungscharakteristik erwarten lässt, z. B. tiefliegend, asymmetrisch, hoher Energieeintrag und/oder Proportionen außerhalb der Spannweite. Unter diese Klasse fallen alle Becken, die nicht Klasse-0 bis Klasse-III zugehörig sind.

4.2 Bestimmung der Strömungsindikatoren zur Bewertung der Durchströmungscharakteristik

Für alle Variationen der Abmessungsverhältnisse gilt ein konstantes A_{Grund} . Es werden zwei unterschiedliche Oberflächenbeschickungen $q_{A, \text{Bem}}$ (2 m/h, 10 m/h) mit jeweils konstantem Zufluss Q_{Bem} gewählt.

Da eine direkte Bestimmung von Sedimentationswirkungsgraden im numerischen Modell nicht ohne weiteres möglich ist (zumeist nur durch Eigenprogrammierungen mit großen Unsicherheiten), werden die unterschiedlichen Becken mit Hilfe von Strömungsindikatoren bewertet. Diese werden auf Basis der Ergebnisse einer numerischen CFD-Modellierung errechnet und lassen bestimmen, inwieweit die Durchströmungscharakteristik in einem Becken von einer idealen Pfropfenströmung abweicht. Die Strömungsindikatoren bewerten, (i) wie weit die Strömungsgeschwindigkeit von der Pfropfenströmungsgeschwindigkeit abweicht, (ii) wie hoch der Anteil an Rezirkulationen im Becken ist, (iii) ob die Strömung Partikel beim Absinken behindert, da die horizontale höher als die vertikale Strömungsgeschwindigkeit ist und (vi) ob es zur Remobilisierung von Partikeln auf der Sohle kommt.

Die Indikatoren weisen jeweils für eine ideale Pfropfenströmung einen Wert von 1 auf. Je geringer die numerisch berechneten Indikatoren für ein Becken sind, desto geringer auch der absetzwirksame Anteil der Beckengrundfläche und desto geringer auch die Sedimentationsleistung des jeweiligen Beckens. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Mohn et al. (2018). Die Indikatoren wurden für Becken mit verschiedenen Beckenproportionen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) und mit sechs unterschiedlichen Zulaufkonfigurationen berechnet.

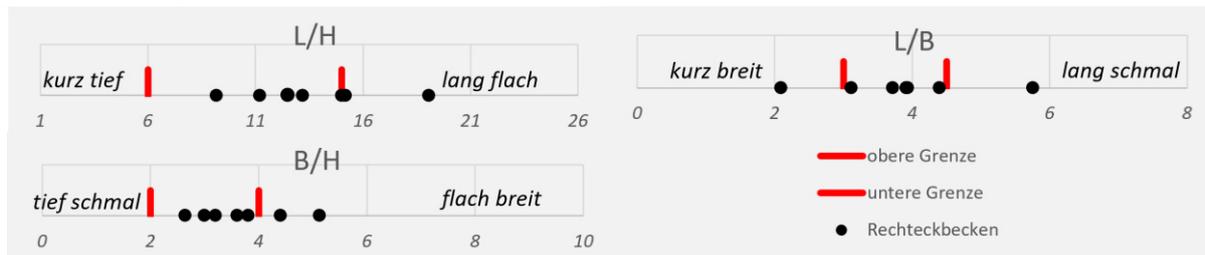


Abbildung 23: Einordnung von Rechteckbecken in die Abmessungsgrenzen gemäß aaRdT

5 Entwicklung von Beckenfaktoren für unterschiedlichen Klassen

Abbildung 24 zeigt beispielhaft für zwei ausgewählte Beckenkonfigurationen die im numerischen Modell bestimmte Durchströmungscharakteristik mit Hilfe von Stromlinien (schwarz), Sohlschubspannungen (blau) sowie der negativ durchströmten Anteile auf einem Querschnitt im Becken (orange).

Die vermeintlich einfache Prallplatte weist im Mittel die höchsten Indikatoren für Becken nach aaRdT (Klasse-0) auf. Erwartungsgemäß ergibt sich für das Becken ohne Einbau zur Energiedissipation im Zulauf die ungünstigste Durchströmungscharakteristik bzw. geringsten Indikatoren (Klasse-III). Ein transversal angeströmtes Becken mit Wehr und nachgeschalteter Tauchwand weist in der Klasse-0 hingegen die niedrigsten Indikatoren auf. Bei den Beckenproportionen sind die kurzen und breiten Becken als besonders ungünstig zu bewerten (z. B. bei transversaler Anströmung mit einem Wehr und einer nachgeschalteten Tauchwand (Klasse-I) oder bei einem Becken ohne Einbau (Klasse-III)).

Auch in Abhängigkeit der angesetzten Oberflächenbeschickung (2 m/h, 10 m/h) ergeben sich unterschiedliche Werte für die Strömungsindikatoren. Diese sind also nicht nur geometrieabhängig, sondern können auch in Abhängigkeit von der jeweiligen Oberflächenbeschickung variieren. Das ist folglich auch für den Beckenfaktor zu erwarten.

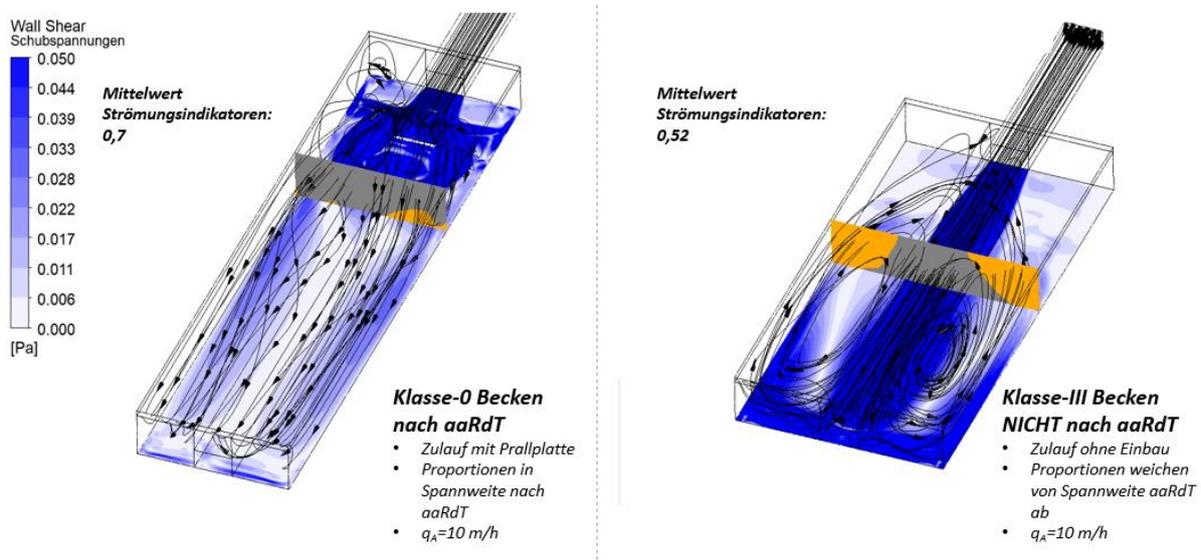


Abbildung 24: Durchströmungscharakteristik für ein Klasse-0-Becken (links) und ein Klasse-III-Becken (rechts) sowie den Mittelwerten der vier berechneten Strömungsindikatoren

Für die jeweilige Untergrenze der Beckenklassen werden Beckenfaktoren zur Abminderung der Beckensohlfläche errechnet. Direkt aus den mittels CFD berechneten Indikatoren lässt sich diese Größe jedoch nicht herleiten, so dass ein pragmatischer Ansatz getroffen werden muss. Da für die Pauschalogramme in DWA-A 102-2 keine Abminderung der Brutto-Beckengrundfläche dokumentiert ist, wird im Folgenden angenommen, dass es sich bei A_{Sed} für alle Becken nach den aaRdT um die gesamte Brutto-Beckengrundfläche A_{Grund} der Sedimentationskammer handelt. Dementsprechend erhält auch das schlechteste Becken der Klasse-0 noch einen Beckenfaktor von 1. Weiterhin wird für einen ersten Entwurf der Beckenfaktoren angenommen, dass sich für die Klasse-IV eine Abminderung für $q_A=2$ m/h von $f_B = 0,4$ und $q_A=10$ m/h von 0,6 ergibt. Diese Werte lassen sich aus der Theorie eines volldurchmischten Reaktors als mögliche Untergrenze der Sedimentationsleistung von Absetzanlagen herleiten. Die einzelnen Beckenklassen erhalten dann proportional zum Mittelwert der berechneten Indikatoren einen Beckenfaktor je nach Bemessungs-Oberflächenbeschickung zwischen 1 und 0,4.

Für die einzelnen Beckenklassen ergeben sich auf Basis der beschriebenen Vorgehensweise die in Abbildung 25 dargestellten Beckenfaktoren. Diese beziehen sich dabei auf die ursprüngliche Bemessungs-Oberflächenbeschickung $Q_{\text{Bem}}/A_{\text{Grund}}$. Die Darstellung enthält Rechenwerte, deren Charakter naturgemäß recht unscharf ist, und es darf interpoliert werden.

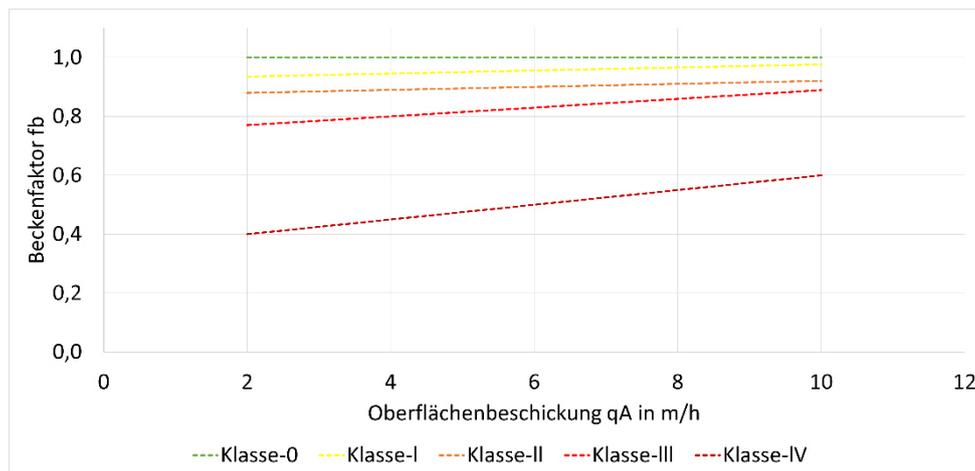


Abbildung 25: Beckenfaktoren für die unterschiedlichen Beckenklassen in Abhängigkeit von der Bemessungs-Oberflächenbeschickung

6 Beispielhafte Anwendung der Methodik

Ein Becken ist ursprünglich auf eine Oberflächenbeschickung $Q_{\text{Bem}}/A_{\text{Grund}} = 4$ m/h ausgelegt und weist zwei asymmetrisch liegende Zuläufe ohne Einbau zur Energiedissipation auf. Die Proportionen liegen zudem außerhalb der Grenzen nach aaRdT. Dieses Becken wird in Klasse-IV der Beckenklassen eingeordnet. Durch die Anwendung des Beckenfaktors $f_b = 0,45$ ergibt sich eine Reduktion von A_{Sed} auf 45 % von A_{Grund} , so dass sich die Oberflächenbeschickung $q_{A,\text{Bem}}$ von 4 m/h auf 8,9 m/h erhöht. Daraus folgt, dass der nach DWA A-102-2 anzusetzende Sedimentationswirkungsgrad von 40 % auf 27 % sinkt (Abbildung 26).

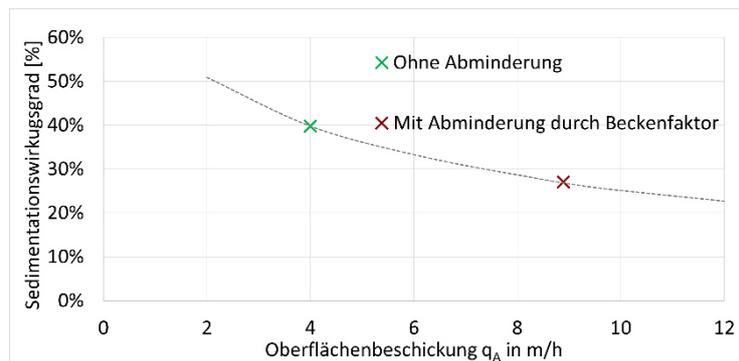


Abbildung 26: Beispielhafte Anwendung des Beckenfaktors für ein Becken der Klasse-IV

7 Zusammenfassung und Ausblick

Die Sedimentationsleistung von Durchlauf- und Regenklärbecken ist maßgeblich von deren Durchströmungscharakteristik abhängig. Der hier eingeführte Beckenfaktor stellt für die Überprüfung von Bestandsbauwerken, die nicht in allen Aspekten den aaRdT entsprechen, eine Möglichkeit dar, die aus dem DWA-A 102-2 zu entnehmenden Wirkungsgrade entsprechend der Durchströmungscharakteristik sinnvoll zu reduzieren.

Bestandsbecken werden hierzu entsprechend ihrer Abmessungsverhältnisse und Zulaufgestaltung in fünf Klassen eingeteilt werden. Für diese Klassen wird ein Beckenfaktor f_B , basierende auf CFD-Studien, abgeleitet. Mit diesem kann aus der Grundfläche des Beckens die abgeminderte sedimentationswirksame Fläche und eine dementsprechend erhöhte Oberflächenbeschickung berechnet werden. Dies ermöglicht die Anwendung des Pauschaldiagramms aus DWA-A 102-2 zur Bestimmung des Wirkungsgrades einer Bestandsanlage.

Mit dem Beckenfaktor ist eine Möglichkeit geschaffen, die Leistungsfähigkeit vieler Bestandsbauwerke in angemessener Hinsicht zu bewerten, um eine realistische Abschätzung von Emissionen aus Entwässerungssystemen vorzunehmen und diese im Rahmen von wasserwirtschaftlichen Einleitungserlaubnissen zu berücksichtigen.

Die in diesem Beitrag vorgestellten Strömungsindikatoren und Beckenfaktoren werden aktuell durch eine detaillierte Analyse und Kalibrierung der Strömungsindikatoren über physikalische Modelversuche im Labormaßstab validiert und ggfls. weiterentwickelt.

8 Danksagung

Ein besonderer Dank geht an die Mitglieder der DWA Arbeitsgruppe ES-3.4 für die fruchtbaren und konstruktiven Diskussionen und Tipps. Weiterhin danken wir auch dem LANUV NRW und dem MUNV NRW für die Bereitstellung von Fördermitteln sowie der auch inhaltlichen Unterstützung im Rahmen der Projekte.

9 Literatur

DWA-A 102-2 (2020): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. DWA-/BWK-Arbeitsblatt DWA-A 102-2/BWK-A 3-2.

DWA-A 166 (Hrsg.) (2013): Arbeitsblatt DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

Hazen, A. (1904): On Sedimentation. In: ASCE Transaction, 53(980), S. 45–71.

Mohn, R., Uhl, M., Grüning, H., Voßwinkel, N., Ebbert, S., und Schomaker-Loth, J. (2018): NRW MEREBEN: Maßnahmen zur Ertüchtigung von Regenklärbecken und Hinweise zu deren Neubau – Phase 1: Ertüchtigung des Bestandes. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt. Münster: FH Münster Institut für Wasser·Ressourcen·Umwelt (IWARU).

Muth, W. (1992): Regenüberlaufbecken-Strömungsuntersuchung an Durchlaufbecken. In: Korrespondenz Abwasser, 39(6), S. 910–915.

Korrespondenz:

Dr.-Ing. Nina Altensell
FH Münster IWARU Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt,
Corrensstraße, 48149 Münster, Deutschland

Dr. Pecher AG Niederlassung Emscher-Lippe, Goldbergstraße 14, 45894 Gelsenkirchen,
Deutschland
0170/7296170
altensell@fh-muenster.de / nina.altensell@pecher.de

Direkte deterministische Simulation der Sedimentation zur Bemessung von Regenklärbecken und Schrägklärern nach DWA-A 102-2/BWK A 3-2

Gebhard Weiß¹

¹ Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH, Bad Mergentheim, Deutschland

Kurzfassung: Zur Bemessung von Regenklärbecken und Schrägkläreranlagen im Trennsystem nach DWA-A 102-2 per Nachweisverfahren wird eine Methode zur direkten Simulation des Sedimentationsvorgangs für AFS63 vorgestellt. In A 102-2 werden die AFS63-Wirkungsgrade aus Diagrammen abgelesen. Ein Vergleich unter Anwendung dieses Verfahrens zeigt, dass die Kurve des Sedimentationswirkungsgrades A 102-2 Bild B.2 trotz einer Korrektur der Bemessungs-Regenspende nicht allgemeingültig, sondern von der Betriebsweise abhängig ist. Um Anwendungsfehler zu vermeiden, wäre eine Ergänzung dieser Graphik auf Merkblatt-ebene wünschenswert.

Key-Words: A 102-2, Sedimentationsanlagen, Nachweisverfahren, Schrägklärer, AFS63-Sedimentationswirkungsgrad, AFS63-Gesamtwirkungsgrad

1 Direkte deterministische Simulation des Sedimentationsvorgangs

Um Sedimentationsanlagen unterschiedlicher Art und Betriebsweise, speziell Regenklärbecken (RKB) und Schrägklärer (SK), mit demselben Tool berechnen zu können, wurde ein Nachweisverfahren mit direkter deterministischer Simulation des instationären Sedimentationsvorgangs entwickelt (Weiß 2014, 2023) und kürzlich verbessert. Das Modell simuliert die untersuchte Anlage mit dem hydrologischen Modell KOSIM per Langzeitsimulation und bildet ihre Betriebsweise ab. Es wird angenommen, dass der Wirkungsgrad im Wesentlichen durch den Sedimentationsprozess bestimmt wird; eine mögliche Remobilisierung wird vernachlässigt. Außerdem wird quasistationäres Verhalten angesetzt und das Sediment nur durch seine idealisierte Sinkgeschwindigkeit v_s charakterisiert. Dann kann der stationäre AFS63-Sedimentationswirkungsgrad η_{stat} zu einem bestimmten Zeitpunkt, zu dem die Oberflächenbeschickung q_A herrscht, mit einer Formel für stationäre Durchströmung berechnet werden. Hierfür wird die Formel nach Fair-Geyer angesetzt:

$$\eta_{stat} = 1 - \left(1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{v_s}{q_A}\right)^{-n} \quad (1)$$

Erweitert man die Berechnung auf m Sedimentfraktionen ($i = 1..m$) mit unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten $v_{s,i}$ und dem jeweiligen Massenanteil α_i im Zulauf, erhält man:

$$\eta_{stat} = 1 - \frac{C_{ab}}{C_{zu}} = \sum_{i=1}^m \left[\alpha_i \cdot \left(1 - \left(1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{v_{s,i}}{q_A}\right)^{-n}\right) \right] \quad (2)$$

Dabei sind c_{ab} die momentane Ablauf- und c_{zu} die momentane Zulaufkonzentration des Gesamtsediments. n ist ein fester Parameter, der die Absetzbedingungen charakterisiert, hier zu $n = 3$ gewählt.

Für AFS63 kann nun eine Verteilung der Sinkgeschwindigkeit (Fraktionierung) gemäß Weiß (2022) angesetzt werden sowie eine aus dem AFS63-Flächenabtrag berechnete konstante

Zulaufkonzentration. Abminderung der Entlastungskonzentration zu jedem Zeitpunkt mit dem stationären Wirkungsgrad nach Gl. (2) und zeitliche Integration liefert schließlich entweder direkt die nach A 102-2 nachzuweisende AFS63-Entlastungsfracht in kg/(ha·a) oder aber mittlere AFS63-Sedimentations- und Gesamtwirkungsgrade über die Gesamtzeit.

Zunächst wurde die Sinkgeschwindigkeitsverteilung mit einem Korrekturfaktor f_v kalibriert, indem Regenklärbecken ohne Dauerstau (RKBoD) simuliert wurden. Um das Modell zu validieren, wurde mit der direkten Simulation der AFS63-Gesamtwirkungsgrad berechnet. Dieser ist für die untersuchten Regenreihen unterschiedlich, stimmt aber in Größenordnung und Streubreite mit den Ergebnissen eines Standard-Nachweisverfahrens nach A 102-2 unter Verwendung des dortigen Diagramms des Sedimentationswirkungsgrads Bild B.2 („A 102-Methode“) und auch mit der Pauschalkurve des Gesamtwirkungsgrads in A 102-2 Bild 4 überein (Abbildung 27).

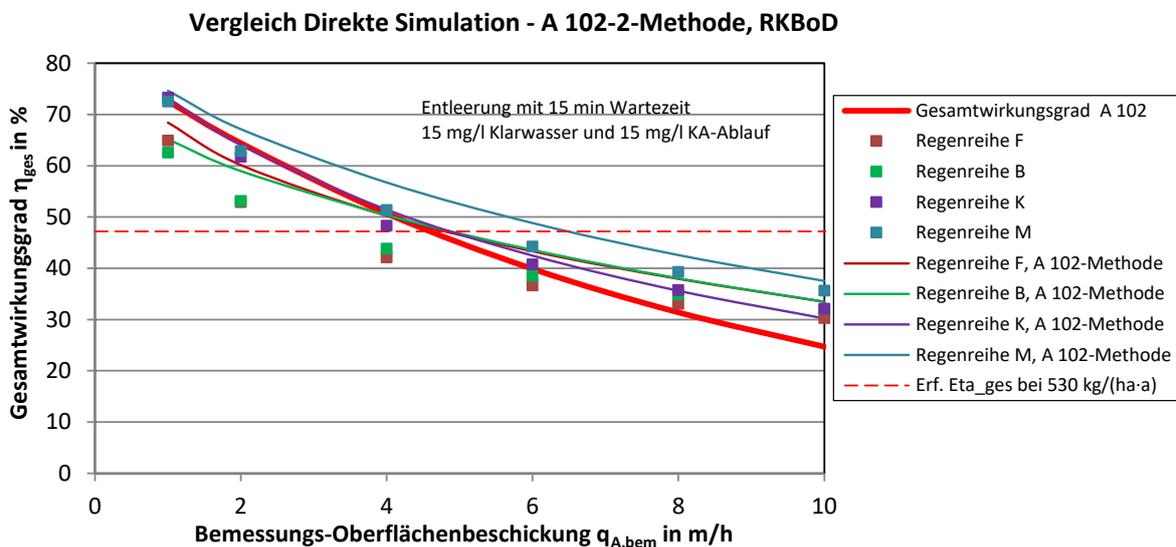


Abbildung 27: Gesamtwirkungsgrad = $f(\text{Bemessungs-Oberflächenbeschickung})$ für RKBoD. Simulationsresultate für vier verschiedene Regenreihen, kalibrierte Sinkgeschwindigkeitsverteilung. Vergleich mit A 102-2 Bild 4.

Hier nicht gezeigte Vergleichsrechnungen bestätigten auch eine direkte gute Übereinstimmung mit A 102-2 Bild B.2. Das Verfahren ist damit für den rechnerischen Vergleich verschiedener Anlagen hinsichtlich der AFS63-Entlastungsfrachten sowie ihrer AFS63-Sedimentations- und -Gesamtwirkungsgrade verwendbar.

2 Vergleich von RKB mit unterschiedlichen Bemessungsregenspenden

Nach Maßgabe von A 102-2 benötigen künftig zahlreiche traditionelle Trennsysteme eine Regenwasserbehandlung mittels Sedimentation. Das zur Bemessung von RKB mit spezieller Betriebsweise oder von Schrägklärern in A 102-2 vorgesehene Nachweisverfahren macht bisher standardmäßig von der bereits erwähnten Kurve A 102-2 Bild B.2 Gebrauch, die den mittleren AFS63-Sedimentationswirkungsgrad zur maximalen Oberflächenbeschickung der Anlage in Relation setzt. Dazu wird die Oberflächenbeschickung zwar mit der Bemessungs-Regenspende normiert, der Zusammenhang wird aber in Ermangelung differenzierterer Daten für RKBoD, RKBmD oder Schrägklärer und für alle Betriebsweisen angesetzt. Es ist aber zu

erwarten, dass Bild B.2 nicht universell ist. Daher wurde unter Anwendung der direkten Simulation des Sedimentationsvorgangs eine Vergleichsrechnung des Sedimentationswirkungsgrades für vier Sedimentationsanlagen mit unterschiedlicher Bemessungsregenspende und Betriebsweise durchgeführt: 1) ein Sedimentationsschacht mit Lamellen für Vollstrombehandlung, Bemessungsregenspende 130 l/(s·ha); 2) ein Schrägklärer mit Dauerstau (SKmD) mit Beckenüberlauf, 15 l/(s·ha), 3) ein SKmD hinter einem Regenrückhaltebecken (RRB), nur von dessen Drosselabfluss durchströmt (5 l/(s·ha)) und 3a) ein SKmD mit BÜ wie 2), aber mit 5 l/(s·ha) bemessen, ohne vorgeschaltetes RRB (Abbildung 28). Ergebnis ist der aus den berechneten AFS63-Frachten rückgerechnete mittlere Sedimentationswirkungsgrad η_{Sed} in der Definition nach A 102-2. Dieser kann dann direkt mit der Kurve Bild B.2 verglichen werden, wenn deren Bemessungs-Oberflächenbeschickung – wie in A 102-2 vorgeschrieben – mit der Regenspende auf 15 l/(s·ha) normiert wird.

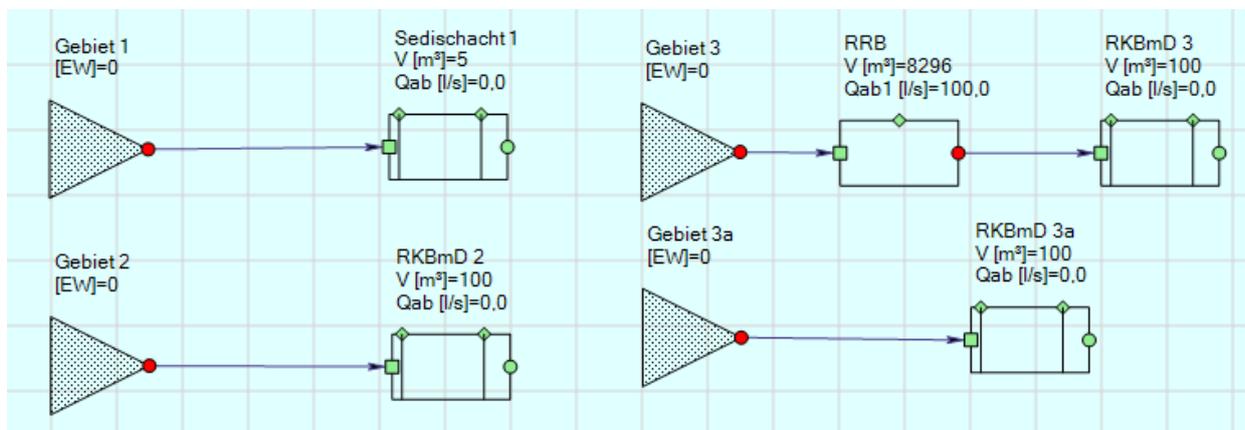


Abbildung 28: Untersuchte Systeme

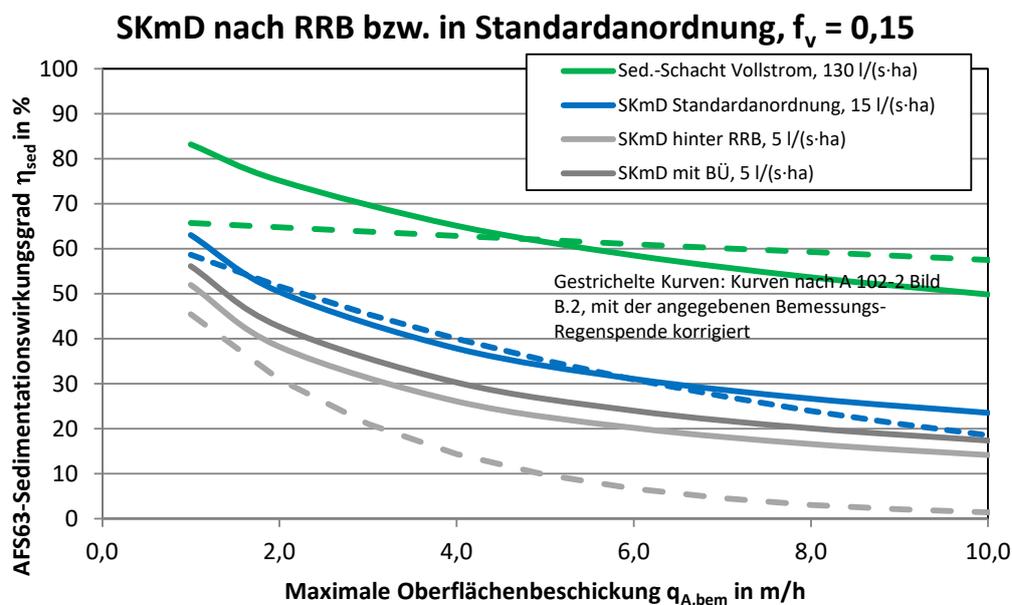


Abbildung 29: Sedimentationswirkungsgrad = $f(\text{maximale Oberflächenbeschickung})$. Die blau gestrichelte Kurve ist direkt aus A 102-2 Bild B.2 übernommen.

3 Ergebnisse

Abbildung 29 zeigt die simulierten mittleren Sedimentationswirkungsgrade zusammen mit der regenspendenkorrigierten Kurve aus Bild B.2 (gestrichelte Linien). Man kann sehen, dass die direkte Simulation für mit $15 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$ bemessene Schrägklärer mit BÜ (übliche Anordnung) die A 102-2-Vorgabe recht gut trifft, auch wenn der Grad der Übereinstimmung von der Regenreihe abhängig ist (nicht gezeigt). Bei Anlagen mit großen Bemessungsregenspenden (z.B. Schächte im Vollstrombetrieb) ist der Sedimentationswirkungsgrad größer als bei geringen. Durch die Korrektur der Oberflächenbeschickung mit der Bemessungsregenspende wird dieser Effekt in den gestrichelten Linien tendenziell erfasst, aber die per Simulation gewonnenen Wirkungsgrade weichen bei kleiner wie auch bei großer Bemessungsregenspende stärker ab. Wenn die Anlage einem RRB nachgeschaltet ist, reduziert das bei gleicher Bemessungs-Oberflächenbeschickung den Sedimentationswirkungsgrad.

Hier greifen gleichzeitig mehrere hydrologische Effekte. Einer davon ist die Durchflussabhängigkeit der Abscheidewirkung, daher spielen die stark unterschiedlichen Zeitdauern, in denen in den untersuchten Systemen Abflüsse in der Größenordnung des Bemessungsabflusses auftreten, eine große Rolle. Ein zweiter Effekt ist, dass A 102-2 Bild B.2 auch für sehr geringe Oberflächenbeschickungen keine größeren Sedimentationswirkungsgrade als 66,7 % liefert. Die direkte Simulation zeigt hier deutlich größere Werte.

Abbildung 29 ist, auch wegen der Beschränkung auf nur eine Regenreihe, nicht als quantitative Erweiterung des Bildes B.2 in A 102-2 geeignet. Für die Bemessungspraxis wäre jedoch die Entwicklung eines besser belegten erweiterten Diagrammes auf Merkblattebene wünschenswert, um eine einfache Anwendung des Nachweisverfahrens mit Ablesen des Sedimentationswirkungsgrades aus diesem Diagramm zu gestatten. Dabei sollte die Bemessungsregenspende ebenso wie die Dauerlinie, in geeigneter noch zu entwickelnder Form parametrisiert, eingehen.

Wünschenswert wäre auch eine generelle Empfehlung für die hier zum Nachweis angewandte Methode „Direkte Simulation des Sedimentationsvorgangs“. Das hätte zudem den Vorteil, dass auch andere spezielle Situationen, etwa eine Entleerung von RKBoD mit einigen Stunden Wartezeit (weil die Klarwasserzone ins Gewässer abgeleitet werden soll) oder pumpenbeschickte Schrägkläreranlagen, mit derselben Methode berechnet werden können.

4 Literatur

DWA-A 102-2 / BWK-A 3-2 (2021): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer - Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. DWA-/BWK-Arbeitsblatt. Korrigierte Fassung Oktober 2021.

Weiß, G. (2014): Ansätze zur Simulation von Sedimentationsanlagen zur zentralen Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Aqua Urbanica 2014, Innsbruck.

Weiß, G. (2022): Bemessung von Schrägklärern und Regenklärbecken nach dem Arbeitsblatt DWA-A 102-2: Erste Erfahrungen. *KA Korrespondenz Abwasser-Abfall*, Heft 5, S. 377-386.

Weiß, G. (2023): Direkte physikalische Simulation der Sedimentation zur Bemessung von Regenklärbecken und Schrägklärern nach DWA-A 102-2. *KA Korrespondenz Abwasser-Abfall*, zur Veröffentlichung eingereicht

Korrespondenz

Dr.-Ing. Gebhard Weiß
Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH
Steinstraße 7, 97980 Bad Mergentheim
Tel. +49 7931 9710-0
g.weiss@uft.eu

Abweichung vom wasserwirtschaftlichen Standard: Gelingt es bei der Planung eines Retentionsbodenfilters soziale, ökologische und landschaftliche Aspekte zu berücksichtigen?

B. Rathmann¹, P. Rouault¹, J. Döring¹, J. Brehm²

1 HAMBURG WASSER, Billhorner Deich 2, 20539 Hamburg, Deutschland

2 Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Neuenfelder Str. 19, 21109 Hamburg

Kurzfassung:

Insbesondere in Großstädten steht die Wasserwirtschaft auf Grund der hohen Flächenkonkurrenz vor der wachsenden Herausforderung, Standorte für Regenwasserbehandlungsanlagen zu finden. Die Realisierung einer Abwasseranlage anstatt z.B. eines Erholungsgebietes oder Schaffung von Wohnraum scheint unattraktiv. Vor diesem Hintergrund soll im Bezirk Hamburg Harburg ein Retentionsbodenfilter geschaffen werden, welcher soziale, ökologische und landschaftliche Aspekte berücksichtigt und vereint. Es soll so ein Vorzeigebispiel der Integration auch für andere Standorte geschaffen werden, um die Akzeptanz einer Behandlungsanlage in Natur- und Erholungsräumen zu erhöhen. Bei der Umsetzung zeigen sich diverse Herausforderungen.

Key-Words:

Retentionsbodenfilter, Regenwasserbehandlung, Wasserwirtschaft

1 Standortbedingungen

1.1 Einzugsgebiet

Der Bezirk Harburg im südlichen Hamburg gehört zu jenen Stadtteilen, die sozial als auch städtebaulich viele Entwicklungspotentiale bieten. Das Einzugsgebiet des hier betrachteten Standortes ist geprägt durch eine Hauptverkehrsstraße, welche als Route für Pendler:innen aus den Umlandgemeinden dient. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsbelastung liegt bei ca. 30.000 Kfz. Derzeit erfolgt die Entwässerung des Gebietes über das Rückhaltebecken „An de Geest“ mit Überlauf in ein kleines Gewässer, die Sandbek. Für das Regeneinzugsgebiet besteht nach der Beurteilung der Hamburger Emissionspotentialkarte eine hohe Priorität zur Behandlung des Regenwassers. Diese Karte zeigt die Behandlungsbedürftigkeit der Regenwassereinzugsgebiete im Stadtgebiet. Mehr Informationen dazu sind dem „Konzept Niederschlagswasserbehandlung“ der Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (BUKEA) zu entnehmen (BUKEA 2023). Dabei wurde dem Einzugsgebiet im Rahmen einer Priorisierung durch die BUKEA der Rang 65 von über 1600 Einzugsgebieten zugewiesen. Das zeigt, wie wichtig die Realisierung einer Regenwasserbehandlungsanlage an diesem Standort ist.

Das Einzugsgebiet hat insgesamt eine Fläche von ca. 15,9 ha ($A_{E,b,a} = 8,548$ ha). Gemäß der oben erwähnten Beurteilung der Emissionspotentialkarte fallen ca. 4.182 kg AFS63 pro Jahr an. Für die Erfüllung des Nachweises nach DWA-A 102-2 ist für das Einzugsgebiet eine Reduktion der spezifischen jährlichen Belastung von 489 kg/ha*a um ca. 43 % erforderlich, was derzeit durch die Funktionsweise des Rückhaltebeckens nicht erzielt werden kann. Die

folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Zusammensetzung der Belastung des Einzugsgebietes.

HAMBURG WASSER beabsichtigt daher einen Teil des Beckens als Retentionsbodenfilter auszugestalten, um die hydraulische und stoffliche Belastung der Sandbek zu reduzieren. Im gleichen Zuge soll die Anlage ökologisch aufgewertet, in den Stadtteil integriert und geöffnet werden, möglichst unter Einbeziehung lokaler Akteur:innen.

Tabelle 11: Übersicht Einzugsgebiet RWBA An de Geest

Gesamtfläche		15,93 ha	
Davon befestigt		8,548 ha	
Davon unbefestigt		7,382 ha	
Bel.-kategorie	Fläche	Spezifischer jährl. Stoffabtrag	Jährlicher Stoffabtrag
I	4,107 ha	280 kg/(ha*a)	1.150 kg/a
II	1,495 ha	530 kg/(ha*a)	792 kg/a
III	2,947 ha	760 kg/(ha*a)	2.240 kg/a
Summe/Mittelwert	8,548 ha	489 kg/(ha*a)	4.182 kg/a

1.2 Anlass

Aufgrund der hohen Flächenkonkurrenz ist es insbesondere im zentralen Stadtgebiet zunehmend schwieriger Standorte für Regenwasserbehandlungsanlagen zu sichern. Die Vereinbarkeit mehrere Belange unterschiedlicher Interessensträger gewinnt daher an Bedeutung. Durch die Realisierung einer Anlage, die mehrere Aspekte auch in sozialer und ökologischer Hinsicht berücksichtigt, soll die Akzeptanz insbesondere in der Gesellschaft gesteigert werden.

Erste Impulse lieferten zwei Workshops, die im Rahmen des EU-geförderten Projektes CLEVER Cities („Co-designing Locally tailored Ecological solutions for Value added, socially inclusive Regeneration in Cities“) stattfanden. Das Projekt verfolgt das Ziel der Förderung nachhaltiger und sozial integrativer Stadterneuerungen mittels von der Natur inspirierten Lösungen. Im Rahmen dessen wurden von der HafenCity Universität Hamburg zwei Workshops zur ko-kreativen Neugestaltung des Rückhaltebeckens angeleitet. Dabei waren Vertreter:innen von NABU, Loki-Schmidt-Stiftung, eines Jugendzentrums, der anliegenden Stadtteil- und Grundschule, sowie der Hamburger Behörden beteiligt. Unter Begleitung eines Planungsteams aus Ingenieur:innen und Landschaftsplaner:innen wurden in Kleingruppen die Schwerpunktthemen „Einbindung und Erlebbarkeit“, „Ökologie und Naturschutz“, sowie „Umweltbildung und Mitmachangebot“ bearbeitet. Zentrale Fragestellung dabei war, wie die bisher versteckte und unzugängliche Infrastruktur des Regenwasserrückhaltebeckens „An De Geest“ zu einem attraktiven, ökologischen und wertvollen Natur- und Grünraum für den Stadtteil werden kann. Die folgende Abbildung 30 zeigt diverse Ideen, die im Rahmen der Workshops des CLEVER Cities Projektes entstanden sind.

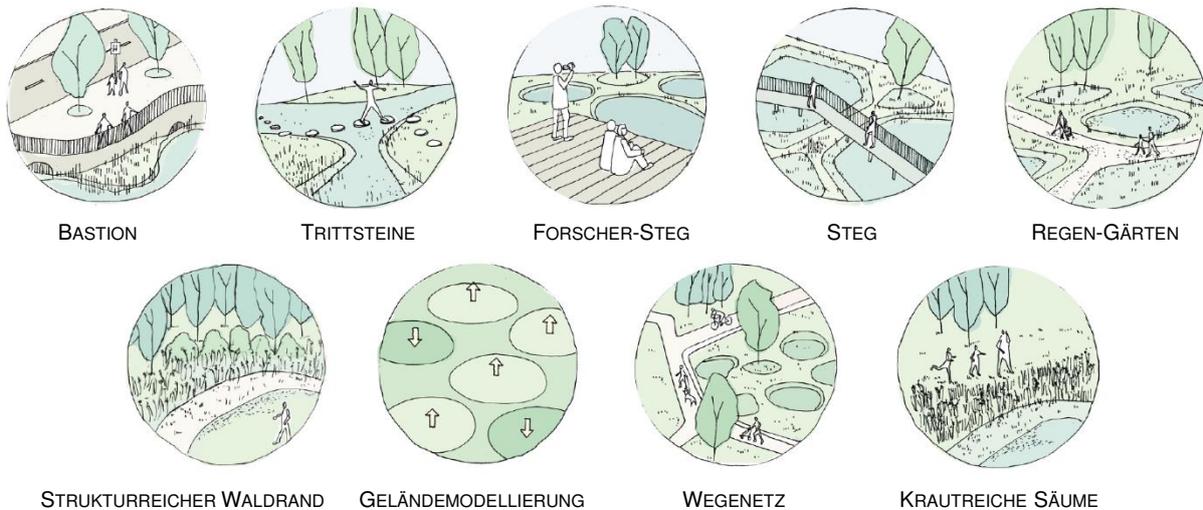


Abbildung 30 Ideen aus dem CLEVER Cities Projekt (Rabe Landschaften, Hamburg 2021)

2 Herausforderungen

2.1 wasserwirtschaftliche Funktionalität

Da eine Abwasseranlage monofunktional geplant wird, liegt die Herausforderung bei der integrativen Gestaltung des Beckens darin, funktionale und technische Rahmenbedingung einzuhalten. Zugänglichkeit und Betrieb muss gewährleistet sein, hygienische Gefahren, als auch die des Ertrinkens vermieden werden, sowie hydraulische Leistungsfähigkeit und Überflutungsschutz erhalten bleiben. Die Ergebnisse der Workshops zeigen, dass sich Wasserwirtschaft, Landschaftsplanung und Ökologie vereinen lassen könnten. Die Zusammenarbeit liefert diverse Ideen, wie z.B. eine Zonierung des Geländes für die Begünstigung weiterer Habitate, eine Diversifikation von Pflanzenbewuchs als Alternative zum klassischen Schilfröhricht, sowie weitere gestalterische Aspekte, wie Trittsteine, Forschersteg und Sitzstufen, die Interessierte insbesondere von den anliegenden Schulen locken sollen.

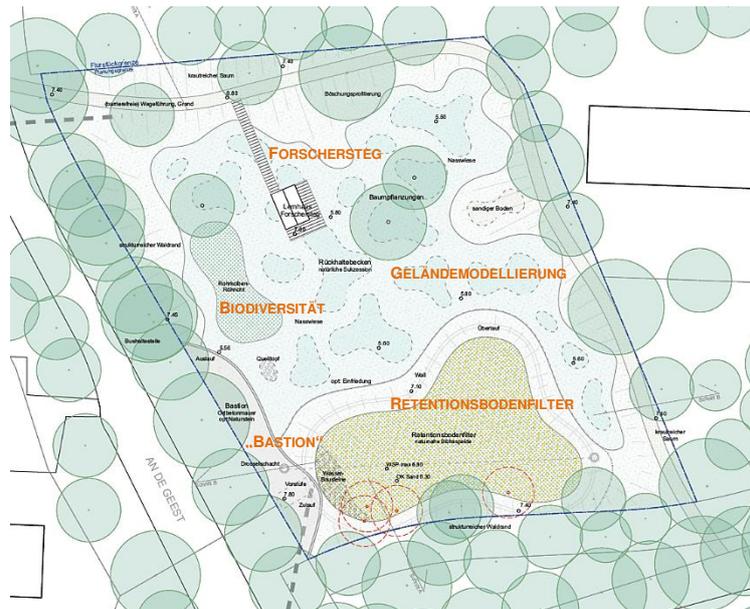


Abbildung 31: Platzierung des Retentionsbodenfilters im derzeitigen Regenrückhaltebecken und Darstellung einiger Ideen aus den Workshops

Die Gestaltung einer multicodierten Fläche unter Akzeptanz aller Beteiligten schien nach Leistungsphase 2 realistisch. Die größten Herausforderungen zeigen sich in der darauffolgenden Phase der Entwurfsplanung. Durch Abweichen von der klassischen Planung einer Anlage bedarf es der Klärung diverser Fragen in Hinblick auf Ausschreibung, Organisation, Zuständigkeit, Betrieb, Rechtslage, Sicherheit, Biotopschutz und Finanzierung. Diese werden im Folgenden beschrieben.

2.1.1 Ausschreibung

Die Entwurfsplanung wurde offen ausgeschrieben und an ein Ingenieurbüro vergeben, welches bis dahin nicht in die ko-kreative Gestaltung des Beckens eingebunden war. Es zeigte sich der Konflikt zwischen der Herstellung einer nach technischem Regelwerk einwandfreien Anlage und einer Gestaltung über den Standard hinaus, welches insbesondere für den Betreiber zusätzlichen Aufwand und Kosten bedeuten würde. Auch die Zusatzkosten für den Mehraufwand in der Planung für das Ingenieurbüro sind nicht ohne weiteres zu vergüten. Für das Planungsbüro besonders herausfordernd ist das nahtlose Anknüpfen an die Vorplanungsunterlagen. Diese waren so ausgearbeitet, dass möglichst viele der Clever Cities Ideen potentiell umgesetzt werden konnten. Die technischen Erfordernisse rückten dabei in den Hintergrund, weshalb es in der darauffolgenden Planungsphase noch verschiedene Grundlagenkorrekturen und Abstimmungsbedarfe gab.

2.1.2 Gestaltung der Anlage

Nach diversen Terminen und Überzeugungsarbeit können wenige der aus den Workshops entstandenen Ideen umgesetzt werden. Insbesondere ein hoher betrieblicher Aufwand und die Unsicherheit, dass eine aufwändige Gestaltung nicht angenommen werden könnte, sind die größten Hemmnisse bei der Umsetzung vieler der Ideen. Die Begründung liegt darin, dass die zentrumsferne Lage des Beckens an einer Hauptverkehrsstraße nicht zum Verweilen einlädt. Die Wohnrandlage bedingt außerdem ein gezieltes Ansteuern der Anlage, spontaner Zufallsverkehr ist dort weniger zu erwarten. Der erzielte Kompromiss für die Gestaltung der Anlage zwischen Umweltbehörde, Stadtentwässerung und dem Ingenieurbüro soll nun den

Zugang auf die Anlage über eine „Bastion“ und einen Forschersteg ermöglichen, die Besucher:innen und interessierten Schulklassen mithilfe von erläuternden Schildern die Reinigungsprozesse erklärt (siehe Abb. 1 und 2). Zusätzlich soll eine Geländemodellierung vorhandene Biotope erhalten und neue Habitate für weitere Flora und Fauna schaffen. Die folgende Auflistung zeigt, welche der Ideen nicht umgesetzt werden konnten.

Tabelle 12: Gegenüberstellung der geplanten Umsetzungsprojekte, sowie der nicht realisierbaren Ideen

In Planung	Nicht realisierbar	Begründung
Erhöhung der Artenvielfalt durch Schaffung neuer Habitate	Trittsteine	Gefahr für Leib und Leben (z.B. Ertrinken, Hygiene)
Forschersteg	Anschluss Wegenetz	Eigentumsverhältnisse (Weg würde über Privatgelände führen)
„Bastion“	Begehbarkeit	Gefahr für Leib und Leben, mögliche Beeinträchtigung des Betriebs durch z.B. Vandalismus
Geländemodellierung	Sitzstufen	Gefahr für Leib und Leben, ggfs. Vermüllung, etc.
Diversifikation von Pflanzenbewuchs	Steg	Der Bodenfilter kann von der Bastion besehen werden, Steg als Forschersteg für Bildungszwecke ausreichend



Abbildung 32: Beispiele von nicht umgesetzten Ideen des Wegenetzes und eines Stegs über das gesamte Becken (Rabe Landschaften, 2021)

2.1.3 Konflikt Biotopschutz und Betrieb

In den Wintermonaten erfolgte eine Biotoptypenkartierung bei der zwei Arten der Roten Liste und Florenliste der Gefäßpflanzen von Hamburg (Borstige Schuppensimse und Sumpfquendel) aufgefunden wurden. Diese sind als stark gefährdet und gefährdet eingestuft. Eine weitere Biotoptypenkartierung soll in den Sommermonaten erfolgen. Durch die beabsichtigte Schaffung weiterer Habitate werden sich voraussichtlich weitere schützenswerte Biotope bilden und Arten ansiedeln. Schon jetzt kann während des Betriebs der

Regenwasserbehandlungsanlagen ein Konflikt zwischen Unterhaltung der Anlage und Schutz der dort lebenden Arten festgestellt werden. Da dieses ein wiederkehrendes Problem insbesondere bei Wasserbiotopen ist, wird von der Umweltbehörde derzeit ein Leitfaden für naturnahe Rückhaltebecken erarbeitet, der die Pflege der Anlagen im rechtlichen Rahmen mit dem Biotopschutz vereinbaren soll. Die Veröffentlichung wird für dieses Jahr erwartet.

2.1.4 Rechtslage und Sicherheit

Wenn das Betreten der Anlage ermöglicht wird, muss die Haftung und Sicherheit für die Besucher vom Betreiber gewährleistet sein. Die Idee war ein auf Schulklassen zugeschnittenes Bildungsprogramm anzubieten. Dabei sollte eine zumindest temporäre Zugänglichkeit der Anlage möglich sein. Für den Betreiber sind dabei vor allem Aspekte der Sicherheit im Hinblick auf hygienische Gefahren und des Ertrinkens wichtig. Deswegen kann dies nur unter Aufsicht des Betreibers erfolgen.

Um für eine hohe Sicherheit sorgen zu können ist in der Regel die Einzäunung eines Rückhaltebeckens gefordert. Dies steht jedoch im Kontrast zu der gewollten „Öffnung und Zugänglichkeit“ der Anlage. Eine Einfriedung wirkt abschreckend, weshalb möglichst darauf verzichtet werden soll. Im Rahmen der Entwurfsplanung wird derzeit geprüft, ob dies durch die Böschungsmodellierung realisiert werden kann.



Abbildung 33: Projektgebiet des Regenrückhaltebeckens „An de Geest“ in Hamburg-Harburg (Hamburg Wasser, 2023)

3 Stand des Projektes

Das Vorhaben, ein bereits bestehendes Regenrückhaltebecken umzugestalten und es in dem Zuge zu öffnen und zu integrieren, scheint an dieser Stelle realistisch. Es kann festgestellt werden, dass seitens diverser lokaler Stakeholder großes Interesse an der Gestaltung einer blau-grünen Infrastruktur im Stadtgebiet besteht. Diverse kreative Ansätze der Integration konnten gesammelt werden und die Bereitschaft der Mitarbeit war überraschend hoch. Die größte Herausforderung zeigt sich jedoch in der Umsetzung, da wenige Erfahrungen und somit auch Unsicherheiten hinsichtlich Sicherheit, Betrieb, Akzeptanz und Kosten vorliegen. Der Baubeginn wurde auf 2024 verschoben.

4 Literatur

ALAND Landschafts- und Umweltplanung, Engwer & Stegmann Landschaftsarchitekten PartGmbH (2021): Bau eines Retentionsbodenfilters An de Geest unter

Berücksichtigung von besonderen ökologischen und landschaftsarchitektonischen Anforderungen. Erläuterungsbericht Vorplanung, S. 36 ff.

AquaPlaner Ingenieurgesellschaft für Wasserwirtschaft, Umwelt und Abwasser (2021): Bau eines Retentionsbodenfilters An de Geest unter Berücksichtigung von besonderen ökologischen und landschaftsarchitektonischen Anforderungen. Erläuterungsbericht Vorplanung.

Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (2023): Konzept „Finanzierung, Herstellung und Unterhaltung von öffentlichen Behandlungsanlagen für belastetes Niederschlagswasser in Hamburg“. S. 18 - 23

Abrufbar unter:

<https://www.hamburg.de/contentblob/17291042/b50ea1a86fdb1850775eac1b5637159/data/konzept-nwab-final-1-0-230616-internet.pdf> (Letzter Zugriff 14.08.2023)

Rabe Landschaften (2021): Regenrückhaltebecken An de Geest – Vorentwurf der landschaftsarchitektonischen Planung. Erläuterungsbericht Vorplanung.

Korrespondenz:

Britta Rathmann
Billhorner Deich 2, 20539 Hamburg
040 7888 83218
britta.rathmann@hamburgwasser.de

Block D

**„Niederschlagswasserbehandlung
– dezentral“**

Schwermetallrückhaltevermögen von Filterschichten bei der Versickerung von Niederschlagsabflüssen

Bernd Haller
Regierungspräsidium Karlsruhe

Kurzfassung:

Bei der Versickerung ist die Kenntnis der Leistung der eingesetzten Anlagen für einen vorsorgenden Grundwasserschutz elementar. So werden die Akteure durch § 48 Abs. 1 Satz 1 Wasserhaushaltsgesetz dazu verpflichtet, dass eine Erlaubnis für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser nur erteilt werden darf, wenn eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit nicht zu besorgen ist. Eine Erlaubnis ist zu versagen, wenn schädliche Gewässeränderungen zu erwarten sind (§ 12 Abs.1 Satz1 WHG).

Der (Landes-)Gesetzgeber kann eine Benutzung des Grundwassers z.B. durch die Versickerung von Niederschlagswasser von der Erlaubnispflicht ausnehmen. Dies ist in einigen Bundesländern erfolgt. Dazu sind Konstellationen und Randbedingungen zu identifizieren, bei denen eine schadlose Versickerung möglich ist. Hier ist u.a. die Flächenkategorie bzw. die Verschmutzung unterschiedlicher Abflüsse und das Leistungsvermögen der Behandlungsanlagen zu betrachten. Dazu wurde dem Potential der Schwermetallbindung in Böden/Filterschichten im Rahmen von systematischen Säulenversuchen untersucht.

Key-Words: Dachabfluss, Versickerung, Schwermetallbindung, Bewertung

1 Einführung

Die Versickerung von Niederschlagswasser stellt einen bewährten Bestandteil der Siedlungsentwässerung dar und ist auch seit 1990 – anfangs noch mit einer Begrenzung auf bestimmte Flächen - mit Erscheinen des Arbeitsblattes A 138 im technischen Regelwerk der ATV/DWA enthalten. Die Abkehr von dem historischen Ableitungsprinzip und die übergeordnete Zielsetzung, die Änderung des natürlichen Wasserhaushalts durch die Siedlungsentwicklung so gering wie möglich zu halten, lassen sich ohne den Baustein effektiver Versickerungsanlagen in der Praxis nicht umsetzen.

Diese Art der Bewirtschaftung des Niederschlagswassers ist inzwischen auch als Grundsatz im § 55 Abs. 2 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) des Bundes [1] festgeschrieben. Danach soll Niederschlagswasser ortsnah versickert, verrieselt oder direkt oder über eine Kanalisation ohne Vermischung mit Schmutzwasser in ein Gewässer eingeleitet werden. In § 46 Abs. 2 WHG wird die Möglichkeit eröffnet, das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser durch schadlose Versickerung erlaubnisfrei zu stellen, soweit dies in einer Rechtsverordnung nach § 23 Absatz 1 bestimmt ist. § 23 WHG ermächtigt, soweit und solange die Bundesregierung von ihrer Möglichkeit keinen Gebrauch macht, die Länder entsprechende Vorschriften zu erlassen. Nach Wasserrecht ist dabei der Besorgnisgrundsatz des § 48 WHG zu berücksichtigen. Abstrakt liegt eine Besorgnis bereits dann vor, wenn eine noch so entfernte Wahrscheinlichkeit des Eintretens einer nachteiligen Veränderung nach menschlicher Erfahrung gegeben ist.

In Baden-Württemberg wurden auf Grundlage des maßgebenden Landesrechtes bereits 1999 über eine Rechtsverordnung über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser bestimmte Konstellationen der Gewässerbenutzung erlaubnisfrei gestellt. Die Verordnung wurde durch eine Reihe von Fachpapieren begleitet. In diesem Zusammenhang wurden intensiv die Aspekte des vorsorgenden Boden- und Grundwasserschutz betrachtet und fachübergreifend diskutiert. Einen wesentlichen Aspekt stellte dabei das Schadstoffrückhaltevermögen von Bodenzonen bzw. Filterschichten dar. Dazu wurden u.a. Säulenversuche zur Schwermetallbindung in Böden durchgeführt, deren Methodik und Ergebnisse im Folgenden dargestellt werden. Die Untersuchung war auf Niederschlagswasserabflüsse von Dachflächen ausgelegt. Ergebnisse zu Niederschlagsabflüssen von Verkehrsflächen finden sich u.a. in Veröffentlichungen des bayrischen Landesamtes für Umwelt.

2 Ziele und Methodik

Ziel der Untersuchungen war es, die Kenntnisse zur Bindung von Zink, Cadmium, Kupfer und Blei in Filterschichten zu verbessern und die potentiellen Auswirkungen auf das Grundwasser beurteilen zu können. Dazu wurden in 24 Säulen (\varnothing 150mm) Filtermaterial (Rheinsand und verschiedenen Böden unterschiedlicher Ausstattung) eingebaut. Die ausgewählten Böden sollten die Spannweite von für Versickerungsanlagen eingesetzten Böden abdecken. Die Säulen hatten eine Gesamtstärke von 50 cm. Die Stärke der Oberbodenschichten betrug 15 bzw. 30 cm mit Rheinsandunterbau.

Es gab zwei identische Versuchsreihen (je 12 Säulen), die mit 300 bzw. 600 mm Wasser (innerhalb 30 s) beschickt wurden. Im Rahmen der Untersuchung fanden 120 Beschickungen über einen Zeitraum von etwas mehr als 2 Jahren statt.

Folgende Bedingungen wurden für die Untersuchung eingestellt:

- Dachabflüsse
 - 100% gelöste Schwermetalle
 - Hohe (aufdotierte) gleichzeitig vorhandene Schwermetallkonzentrationen (im Mittel: 2.275 $\mu\text{g Zn/l}$, 19 $\mu\text{g Cd/l}$, 667 $\mu\text{g Cu/l}$ und 299 $\mu\text{g Pb/l}$); \gg der 5 fachen Konzentrationen „normaler“ Dachabflüsse
 - Zulauffrachten: 163,8 g Zn/m², 1,3 g Cd/m², 48 gCu/m² und 21 gPb/m²
 - keine gelösten oder partikulären C_{org}-gehalte
 - geringe Pufferkapazität
- hohe Beschickungsgaben
- stark variierende Bodenausstattung bezüglich Feinanteil und Humus (ansteigend von Boden 1-6); darunter auch eine Säule mit SM-Vorbelastung
- Bodeneigenschaften (Versuchsbeginn):
pH: 5,5 - 7,6; T+U: 5,8 - 91,2%; Humusgehalt: 3,4 - 9,4 %; CaCO₃: 0,3 - 7,6%
Rheinsand: pH: 7,6; T+U: 1,3%; Humusgehalt: 0,2 %; CaCO₃: 5,8%

Diese Bedingungen sind für die Beurteilung des Schwermetallbindevermögens der Filterschichten insbesondere aufgrund der hohen gelösten Belastungen und des fehlenden Sediments als Worst-Case-Betrachtung anzusehen. Bei den Beschickungen wurden die Zu- und Ablaufkonzentrationen bestimmt. Am Ende der Untersuchungen wurde bei den stärker belasteten Säulen (schichtenweise) die Feststoffkonzentrationen ermittelt. Dadurch waren ergänzende Aussagen zum Schwermetallrückhalt in definierten Schichten möglich.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die mittleren Ablaufkonzentrationen über den gesamten Untersuchungszeitraum lagen insgesamt auf sehr niedrigem Niveau (s. Tabelle 1).

Tabelle 13: Mittlere Ablaufkonzentrationen (n = 19 – 45 > BG, Werte < BG gingen mit der BG ein) der untersuchten Filtersäulen

Säule Nr.	Aufbau	Beschickungshöhe Einzelgabe mm	Zn µg/l	Cd µg/l	Cu µg/l
1	Rheinsand	300	14	0,05	3,3
2	15 cm Boden 1/35 cm Rheinsand	300	15	0,05	6,0
3	15 cm Boden 2/35 cm Rheinsand	300	14	0,05	9,2
4	15 cm Boden 3/35 cm Rheinsand	300	16	0,05	8,0
5	15 cm Boden 4/35 cm Rheinsand	300	15	0,05	7,4
6	15 cm Boden 5/35 cm Rheinsand	300	15	0,05	7,5
7	30 cm Boden 6/20 cm Rheinsand	300	18	0,05	11,2
8	30 cm Boden 1/20 cm Rheinsand	300	15	0,07	12,9
9	30 cm Boden 2/20 cm Rheinsand	300	15	0,07	10,0
10	30 cm Boden 3/20 cm Rheinsand	300	14	0,06	18,1
11	30 cm Boden 4/20 cm Rheinsand	300	16	0,05	10,5
12	30 cm Boden 5/20 cm Rheinsand	300	14	0,07	7,8
13	Rheinsand	600	25	0,06	5,0
14	15 cm Boden 1/35 cm Rheinsand	600	15	0,05	6,4
15	15 cm Boden 2/35 cm Rheinsand	600	20	0,05	6,3
16	15 cm Boden 3/35 cm Rheinsand	600	23	0,06	10,7
17	15 cm Boden 4/35 cm Rheinsand	600	30	0,10	10,0
18	15 cm Boden 5/35 cm Rheinsand	600	22	0,08	8,4
19	30 cm Boden 6/20 cm Rheinsand	600	23	0,06	13,4
20	30 cm Boden 1/20 cm Rheinsand	600	17	0,06	5,1
21	30 cm Boden 2/20 cm Rheinsand	600	15	0,07	5,5
22	30 cm Boden 3/20 cm Rheinsand	600	15	0,06	10,3
23	30 cm Boden 4/20 cm Rheinsand	600	19	0,06	9,1
24	30 cm Boden 5/20 cm Rheinsand	600	26	0,13	10,3

Bei der Beurteilung des vorsorgenden Grundwasserschutzes wurden verschiedene Bewertungsansätze fachübergreifend diskutiert. Dabei wurde auch die Geringfügigkeitsschwellen (GFS) berücksichtigt. Die GFS wird definiert als Konzentration, bei der trotz einer Erhöhung der Stoffgehalte gegenüber regionalen Hintergrundwerten keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können und die Anforderungen der Trinkwasserverordnung oder entsprechend abgeleiteter Werte eingehalten wird. Für die Beurteilung des vorsorgenden Grundwasserschutzes gilt damit, dass bei Überschreitung der GFS-Werte im Grundwasser eine nachteilige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit vorliegt. Der Ort der rechtlichen Beurteilung liegt bei der Versickerung im Sickerwasser beim Eintritt in das Grundwasser. Werden die GFS-Werte (im Sickerwasser) erreicht oder überschritten, so bedeutet dies nicht, dass eine Erlaubnis nicht erteilt werden kann oder Besorgnis bestehen muss. Vielmehr ist bei einer möglichen Überschreitung der GFS-Werte im Grundwasser unter Einbeziehung der örtlichen bzw. regionalen Gegebenheiten, der Dauer und der räumlichen Ausdehnung der Überschreitung sowie der verlagerbaren Stofffrachten, weiter zu prüfen. Die GFS-Werte betragen aktuell Zn: 60 µg/l, Cd: 0,3 µg/l, Cu: 5,4 µg/l (zum Zeitpunkt der Untersuchungen waren für Zn: 58 µg/l; Cd: 0,5 µg/l, Cu: 14 µg/l in der Diskussion). Die Ableitungsmethodik der GFS ist bei der Bewertung (schädlich/nachteilig) zu beachten.

Ein Vergleich der im Grundwasser geltenden GFS und den mittleren Ablaufkonzentrationen der Untersuchung zeigen, dass die aktuell gültigen GFS-Werte für Zn und Cd in allen Säulen bereits am Ablauf deutlich unterschritten sind. Auch für Cu liegen die Rückhalteleistungen (Frachtbilanz Zulauf/Ablauf) der Säulen über 97%; bei den hochbelasteten deutlich über 98 %. Die Ablaufkonzentrationen direkt unterschreiten auch für Cu bei 3 untersuchten Säulen bereits die im Grundwasser aktuell geltenden GFS-Werte (die zum Zeitpunkt der Untersuchung geltenden Werte wurden nur bei einer Säule geringfügig überschritten). Die Überschreitungen liegen dabei max. Faktor 3,3. Allerdings beinhalten die Ablaufkonzentrationen auch eine mögliche zusätzliche Rückhaltewirkung des Rheinsandunterbaus (20 bzw. 35 cm).

Die Beurteilung des Schwermetallbindungsvermögens der eigentlichen Filterschichten erfolgte zusätzlich über eine (schichtweise) Feststoffanalytik der hochbelasteten Säulen. Die Ergebnisse der Feststoffanalytik sind in den nachfolgenden Tabellen 2 und 3 getrennt für Filterstärken von 15 und 30 cm nach 120 Beschickungen mit 600 mm Wasser für Kupfer dargestellt. Bei der Feststoffanalytik wurden die ersten 15 cm in 5 cm-Schichten aufgeteilt; dann 15-30 cm und 30-50 cm. Die Gesamtgehalte einzelner Schichten wurden aus den Einzelwerten errechnet. In den Tabellen 2 und 3 ist zudem der Anfangsgehalt je Schicht aufgeführt.

Tabelle 2: Kupfer-Feststoffgehalte am Ende der Untersuchungen (0-15 cm und > 15-50 cm)

Säule Nr.	Aufbau	0-15 cm mg/kg	>15-50 cm mg/kg	Anfangsgehalt mg/kg	
				0-15 cm	15-50 cm
13	Rheinsand*	263,7	15,6	2,5	2,5
14	15 cm Boden 1/35 cm Rheinsand	233,6	3,6	3,7	2,5
15	15 cm Boden 2/35 cm Rheinsand	193,2	5,4	5,0	2,5
16	15 cm Boden 3/35 cm Rheinsand	205,0	15,2	20,5	2,5
17	15 cm Boden 4/35 cm Rheinsand	188,0	13,8	21,7	2,5
18	15 cm Boden 5/35 cm Rheinsand	172,7	28,4	38,5	2,5

* Die Feststoffgehalte am Ende der Untersuchung für 30 cm Rheinsand betrug 147,6 mg/kg. Darunter (30 – 50 cm) fanden sind geringfügig erhöhte Werte von 3,7 mg/kg.

Tabelle 3: Kupfer-Feststoffgehalte am Ende der Untersuchungen (0-30 cm und > 30-50 cm)

Säule Nr.	Aufbau	0-30 cm mg/kg	>30-50 cm mg/kg	Anfangsgehalt mg/kg	
				0-30 cm	30-50 cm
19	30 cm Boden 6/20 cm Rheinsand	240,3	20,1	137	2,5
20	30 cm Boden 1/20 cm Rheinsand	84,6	3,7	3,7	2,5
21	30 cm Boden 2/20 cm Rheinsand	97,3	3,7	5,0	2,5
22	30 cm Boden 3/20 cm Rheinsand	115,4	13,0	20,5	2,5
23	30 cm Boden 4/20 cm Rheinsand	135,4	7,9	21,7	2,5
24	30 cm Boden 5/20 cm Rheinsand	138,9	18,3	38,5	2,5

Zur Quantifizierung des Bindevermögens wurden die Feststoffgehalte in g/m² umgerechnet und daraus für die Filterschichten Wirkungsgrade (s. Tabelle 4) bestimmt. So kann im Vergleich zu den Ablaufkonzentrationen der Säulen u.a. der Einfluss der Schichtdicke beurteilt werden. Die Feststoffanalytik zeigte, dass eine Rückhaltewirkung einer 5 cm mächtigen Schlämmschutzschicht aus carbonatreichem Feinkies vorhanden war. Hier waren allerdings nur sehr eingeschränkt Analysen durchgeführt worden. Bei der rechnerischen Ermittlung des Bindungsvermögens über die Feststoffwerte wurde die aufgrund ausreichender Analysen nicht

exakt zu quantifizierende Wirkung der Schlämmschutzschicht konservativ (~25% unter den Messwerten) mit einer Bindungswirkung von 10 gCu/m² und 10,7 gZn/m² bei allen Säulen berücksichtigt.

Zu Versuchsende war bei Rheinsand mit 15 cm Schichtstärke für Zink nur noch ein deutlich reduziertes Bindevermögen vorhanden. Auch andere Bodenschichten zeigten bei 15 cm ein deutlich reduziertes Bindungsvermögen. So auch bei der Bodenschicht 5 mit den höchsten bindigen (T+U 91,2%) und humosen Anteilen (9,4%). Da diese Bodenschicht aufgrund ihrer Ausstattung (pH und Humusgehalt) ein potentiell hohes Bindevermögen aufwies, dürften die Gründe hierfür im Grobporenfluss der sehr bindigen Bodenschicht liegen.

Bei der rechnerischen Ermittlung des Bindungsvermögens über die Feststoffwerte wurde die aufgrund ausreichender Analysen nicht exakt zu quantifizierende Wirkung der Schlämmschutzschicht konservativ mit einer Bindungswirkung von 10 gCu/m² und 10,7 gZn/m² bei allen Säulen berücksichtigt.

Tabelle 4: Bindungsvermögen der Filterschichten für Zink und Kupfer in %

Säule Nr.	Aufbau	Zink	Kupfer
13	Rheinsand 15 cm	45,1	> 99
14	15 cm Boden 1	81,8	> 99
15	15 cm Boden 2	76,0	89,2
16	15 cm Boden 3	59,6	87,4
17	15 cm Boden 4	52,6	78,7
18	15 cm Boden 5	42,0	63,7
13	Rheinsand 30 cm	90,9	> 99
19	30 cm Boden 6	68,9	97,9
20	30 cm Boden 1	75,5	76,6
21	30 cm Boden 2	84,3	87,4
22	30 cm Boden 3	73,6	89,9
23	30 cm Boden 4	89,7	> 99
24	30 cm Boden 5	73,3	95,0

Im Untersuchungszeitraum wurde bei den Bodensäulen ein Humusabbau (in den oberen 15 cm) und eine pH-Wert-Abnahme festgestellt, die sich aber nicht signifikant auf die Ablaufkonzentrationen der Säulen auswirkten.

4 Schlussfolgerungen

Untersuchungen der Ablaufqualität von großtechnischen Versickerungsanlagen erfordern hohen technischen Aufwand und müssten bereits bei der Anlagenplanung berücksichtigt werden. Deshalb wurden zur Beurteilung des Bindevermögens von Bodenschichten Säulenversuche gewählt. Dabei sollte u.a. untersucht werden, ob Boden-/Filterschichten für die Versickerung von Dachabflüssen ausreichen, um den Anforderungen eines vorsorgenden Grundwasserschutzes gerecht zu werden.

Die Untersuchung verdeutlichte, die hohe Bedeutung geeigneter Filterschichten bei der Versickerung, gerade bei Abflüssen mit hohen gelösten Anteilen und geringen Partikelgehalten. Durch die Säulenversuche wurden lange Zeiträume (> 100 Jahre) simuliert. Positiv war, dass sich unter den Worst-Case-Bedingungen (gelöste SM, partikelfrei), die in der Praxis nie vorkommen können, gezeigt hat, dass (Ober-)Bodenschichten mit 30 cm auch über solche Zeiträume ein hohes Bindungsvermögen erreichen können. Dies kann auch auf schon vorbelastete Böden zutreffen.

Die Ablaufkonzentrationen der Säulen (50 cm) erreichten für Zn und Cd, und bei einzelnen Säulen auch für Cu schon Werte unterhalb der im Grundwasser geltenden GFS-Werte. Auch bei Cu waren Konzentrationen so gering, dass bei einer Fracht- und Einmischbetrachtung des Sickerwassers ins Grundwasser bereits ab einem geringen Volumen die GFS unterschritten wären. Dazu sind die Worst-Case-Bedingungen und der in der Praxis vorhandene Grundwasserflurabstand zu beachten.

Alle Konzentrationen lagen unterhalb der für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser festgelegten Prüfwerte, die im Bereich der Nachsorge zur Gefährdungsabschätzung (z.B. auch bei vorbelasteten Böden) dienen. Dieser Wirkungspfad wird immer dann relevant, wenn sich Fragen der Gefahrenabwehr bei der Beurteilung von schädlichen Bodenveränderungen stellen.

Die errechneten Wirkungsgrade sind ein Weg um die Wirkung von Filter-/Bodenschichten unterschiedlicher Schichtstärke zu ermitteln, sind aber alleine zur Bewertung nicht ausreichend. Zusätzlich wurde die Veränderung der Feststoffgehalte über die Säulenhöhe in Verbindung mit den gemessenen Ablaufkonzentrationen berücksichtigt. So zeigten die Profile der hochbelasteten Säulen, dass der Stoffrückhalt überwiegend in den obersten 30 cm erfolgt ist. Die geringen Anstiege der Feststoffwerte unterhalb dieser Schicht lassen auch auf lange Betriebszeiten (Zielgröße Schwermetallrückhalt) von (schwachbelasteten) Versickerungsanlagen schließen. Diese können bei deutlich über 100 Jahren liegen.

Mit den Daten der Untersuchung wurde eine fachliche Grundlage geschaffen, um mit der geforderten Besorgnis bei der Versickerung von Niederschlagsabflüssen (von Dachflächen) umzugehen. Sie sind geeignet, die Bewertung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von Dachabflüssen der zwischenzeitlich eingeführten Kategorien D (und DI/DII) vorzunehmen.

Als Hinweis bei Verwendung von Oberboden sollte beachtet werden, dass eine Verbesserung von Bodenmaterial zur Erhöhung des SM-Bindevermögens ggf. bei zentralen Anlagen, z.B. durch Aufkalkung aufgrund möglicher Nebeneffekte (erhöhter Humusabbau, Verlagerung von SM (insbesondere Kupfer) und Abnahme der hydraulischen Leistungsfähigkeit) vor Inbetriebnahme der Anlage und unter fachkundiger Begleitung erfolgen sollte. Der untersuchte Rheinsand besitzt von der Ausstattung (T+U und Humus) nicht das höchste SM-Bindevermögen. Aufgrund der CaCO_3 -Ausstattung wurde bei entsprechenden Schichtstärken aber auch hier ein sehr hohes Bindungsvermögen festgestellt, ohne die bei bindigen Böden auftretende Problematik des Grobporenflusses oder ein Nachlassen der hydraulischen Leistungsfähigkeit berücksichtigen zu müssen.

5 Literatur

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31.07.2009 (GBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 5 des Gesetzes vom 3. Juli 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 176)

Bayrisches Landesamt für Umwelt, 2007; Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen; Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 – Oktober 2005, https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_was_00027.htm

Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2017; Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016, https://www.lawa.de/documents/geringfuegigkeits_bericht_seite_001-028_1552302313.pdf

DWA-Arbeitsblatt DWA-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser April 2005

DWA-Arbeitsblatt DWA-A 138-1 Entwurf November 2020 Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil1: Planung, Bau und Betrieb

Korrespondenz:

Bernd Haller
Markgrafenstraße 46
76235 Karlsruhe
0721/926-7539
Bernd.haller@rpk.bwl.de

Multifunktionale Versickerungsmulden im Siedlungsraum – Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit angepasster bewachsener Bodenzone

Philipp Stinshoff¹, Brigitte Helmreich¹

¹ TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Am Coulombwall 3,
85748 Garching bei München

Kurzfassung: Bewachsene Versickerungsmulden werden als besonders vielversprechende Maßnahme einer naturnahen, dezentralen Niederschlagswasserbewirtschaftung betrachtet und können einen Beitrag zur wassersensiblen Stadtentwicklung leisten. Die Eigenschaften der bewachsenen Bodenzone spielen dabei eine bedeutende Rolle. Im vorliegenden Forschungsprojekt wurden angepasste bewachsene Bodenzone mit Staudenbepflanzung in Versickerungsmulden auf ihren Rückhalt von Stoffen aus Verkehrsflächenabflüssen untersucht. Sowohl im halbtechnischen Maßstab als auch in der Pilotierung könnte bisher ein sehr guter Stoffrückhalt erreicht werden.

Key-Words: Blau-Grüne-Infrastruktur, Oberboden, Behandlung, Schwermetalle, Verkehrsflächenabflüsse, Versickerungsmulden

1 Hintergrund

Die fortschreitende Urbanisierung und die daraus resultierende Nachverdichtung und Neuerschließung führen im Siedlungsraum zu einer starken Verdrängung von Grünflächen. Die Flächenversiegelung hat negative Effekte auf den lokalen Wasserhaushalt (Qualität und Quantität), die Biodiversität und das Mikroklima. Diese Effekte werden durch die globale Klimaveränderung weiter intensiviert.

Die zunehmende Versiegelung und Nutzung von Flächen führen außerdem zur stofflichen Belastung von urbanem Niederschlagsabfluss mit einer Reihe von gewässerrelevanten Substanzen in umweltrelevanten Konzentrationen. Hierbei sind besonders Schwermetalle von Verkehrsflächen zu nennen (HELMREICH et al., 2010; HUBER et al., 2016). In Deutschland müssen Niederschlagswässer vor einer Versickerung abhängig von der Belastung(kategorie) behandelt werden. Dies kann dezentral über die bewachsene Bodenzone z. B. in Versickerungsmulden oder über technische Behandlungsanlagen erfolgen (DWA, 2020). Zur Unterstützung des lokalen Wasserhaushalts ist die oberirdische Behandlung und Versickerung über die bewachsene Bodenzone der Behandlung und Versickerung durch unterirdisch angeordnete Anlagen vorzuziehen. Versickerungsmulden sind daher ein wichtiger Bestandteil der Blau-Grünen Infrastruktur in Siedlungen. Ein guter Rückhalt von partikulären und gelösten Schwermetallen in Versickerungsmulden konnte in bestehenden Anlagen nachgewiesen werden (FARDEL et al., 2019; KLUGE et al., 2018).

Die primäre Anforderung an Versickerungsmulden sind Entwässerungssicherheit, Stoffrückhalt aus belasteten Niederschlagsabflüssen und geringer Aufwand im Betrieb. Versickerungsmulden werden nach technischem Regelwerk (DWA- A 138) daher vorzugsweise mit Rasensaat begrünt. Wegen der einhergehenden ästhetisch und ökologisch eingeschränkten Gestaltungsmöglichkeiten ist die planerische Akzeptanz zur Integration solcher Anlagen bisher niedrig. Der Bedarf nach Multifunktionalität – d. h. einer Erweiterung des Anforderungsprofils um Steigerung des Verdunstungspotentials, optisch ansprechende Bepflanzungsmöglichkeiten und verbesserte ökologische Vielfalt durch klimaangepasste

heimische Pflanzen – ist daher hoch. Die bewachsene Bodenzone ist hierbei der entscheidende Faktor, um sowohl die Anforderungen an die Entwässerungssicherheit und den Stoffrückhalt einzuhalten als auch den Mehrwert einer erhöhten Biodiversität durch Pflanzen und Insekten zu gewährleisten.

2 Material und Methoden

In einem vom Bayerischen Staatministerium für Umwelt und Verbraucherschutz geförderten und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) beauftragten Forschungsvorhaben wird an der Entwicklung und Evaluierung von multifunktionalen Versickerungsmulden mit bewachsener Bodenzone für den Siedlungsraum gearbeitet. Die Technische Universität München (TUM) forscht in Zusammenarbeit mit dem Bodeninstitut Prügl auf Grundlage des Gelbdruckes zum Regelwerk DWA-A 138-1 (DWA, 2020) an der Entwicklung einer mittels Substratbeimengung angepassten bewachsenen Bodenzone. Die Hochschule Weihenstephan-Triesdorf (HSWT) untersucht parallel im Rahmen des Vorhabens die Zusammensetzung einer angepassten und geeigneten Bepflanzung mit Stauden; dieser Aspekt sowie faunistische Untersuchungen sind jedoch nicht Bestandteil dieses Beitrags.

Für die bewachsene Bodenzone wurde eine Ober- (I) und Unterbodenmischung (II) getestet, welche in Anlehnung an das DWA-A 138-1 auf die folgenden Parameter eingestellt wurde:

- Humusgehalt: 2-3 M.-%
- hydraulische Durchlässigkeit: $\sim 5 \cdot 10^{-5}$ m/s
- pH: 6-8
- Korngrößenverteilung wie ein Schlämmerkornanteil von ~ 15 M.-%.

Der Humusgehalt wurde ggf. mit der Zugabe von Kompost (feinkörnigem RAL-gütesicherten Fertig- oder Substratkompost, Rottegrad V) eingestellt. Zur Erhöhung der Wasserspeicherkapazität wurde als Substratbeimengung Ziegelsand eingemischt. Mit der oberbodenfreien Variante soll getestet werden, ob ein deutlich niedrigerer Pflegeaufwand (geringeres Aufkommen von Unkräutern) erreicht werden kann und gleichzeitig der nötige Rückhalt von gewässerrelevanten Stoffen gewährleisten ist.

Mitte 2021 wurden zehn halbtechnische Versickerungsmulden mit je 1 m² Fläche und einer 30 cm mächtigen bewachsenen Bodenzone auf dem Freigelände der TUM errichtet und bepflanzt (vgl. Abbildung 34 - links). Nach der Setzungs- und Anwachsphase wurde im Frühjahr 2022 mit der regelmäßigen Beschickung von je 100 Liter realem Verkehrsflächenabfluss pro halbtechnischer Versickerungsmulde begonnen. Der Verkehrsflächenabfluss wird vor den Versuchen an einer stark befahrenen Straße (24.000 Kfz/d) gesammelt, um auch saisonale Einflüsse auf die stoffliche Belastung, z. B. Auftausalze im Winter zu erfassen. Zusätzlich zu der Ober- (I) und Unterbodenmischung (II) dient eine gewöhnliche Rasenerde ohne jegliche Zuschlagstoffe als Referenz für die bewachsene Bodenzone. Die Ober- und Unterbodenmischung wurden mit den gleichen Staudenarten bepflanzt und die Referenz mit einer klassischen Rasenansaat. Der Ablauf der halbtechnischen Versickerungsmulden wird auf relevante Parameter wie Kupfer, Zink, DOC, AFS, AFS63, Chlorid im Winter, elektrische Leitfähigkeit und pH untersucht. Zusätzlich werden mögliche Auslaugungen von Schad- und Nährstoffen aus den Beimengungen analysiert.

Im April 2022 startete zusätzlich die Pilotierung einer multifunktionalen Versickerungsmulde an einer stark befahrenen Straße in München im technischen Maßstab. Dafür wurden zwei Versuchsflächen mit je 8 m² mit Messtechnik (Klimastation, Bodenfeuchtesensoren und Sickerwasserbeprobung) ausgestattet (vgl. Abbildung 34 - rechts). Als bewachsene

Bodenzone wurde analog zu den halbtechnischen Versuchen eine Ober- (I) und Unterbodenmischung (II) verwendet, welche auf die gleichen Parameter eingestellt wurde, aber andere Ausgangsubstrate hatten. Die Flächen wurden auch mit Stauden bepflanzt. Mithilfe der Pilotierung soll der Stoffrückhalt aus Verkehrsflächenabflüssen und die Betriebsstabilität unter realen Bedingungen an den entwickelten bewachsenen Bodenzone getestet werden. Hierzu werden Ablaufproben unter der bewachsenen Bodenzone entnommen und auf die oben genannten Parameter untersucht.



Abbildung 34: Halbtechnische Versuche am Forschungsfreigeländer an der TUM (links) und Pilotierungsstandort an der Otto-Warburg-Str. in München (rechts)

3 Vorläufige Ergebnisse

In den bisher durchgeführten 21 Beschickungsversuchen der halbtechnischen Versickerungsmulden waren die Zulaufkonzentrationen von Zink und Kupfer vergleichbar mit gemessenen Konzentrationen anderer Studien zu Verkehrsflächenabflüssen (HUBER et al., 2016) und lagen im Median bei 425 $\mu\text{g/L}$ für Zink und 121 $\mu\text{g/L}$ für Kupfer. Im Folgenden werden die vorläufigen Ergebnisse für die zwei Parameter Kupfer und AFS63 präsentiert.

In Abbildung 35 und Abbildung 36 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen der halbtechnischen Versuche und der Pilotierung dargestellt. Insgesamt konnte sowohl für Kupfer als auch für AFS63 eine hohe Retention sowohl in den Substratmischungen als auch der Referenz festgestellt werden und lag bei allen ca. 88% für Kupfer und ca. 90 % für AFS bei den halbtechnischen Versuchen (vgl. Tabelle 14). Der Rückhalt wurde eventspezifisch für jeden Beschickungsversuch berechnet, außer für die Pilotierung, da diese aufgrund der Versuchsanordnung nicht direkt in Beziehung gesetzt werden konnten.

In den halbtechnischen Versuchen konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den drei getesteten bewachsenen Bodenzonen hinsichtlich der Median-Konzentrationen für Kupfer und AFS63 (siehe Tabelle 1) gefunden werden. Ähnliche Ablaufkonzentrations-Werte konnten bei der Pilotierung nachgewiesen werden, trotzdem die Median-Konzentration im Zulauf jeweils dreifach für Kupfer und doppelt für AFS63 höher lag. Die Oberbodenmischung I zeigte dabei niedrigere Ablaufkonzentrationen für Kupfer und AFS63 als die Unterbodenmischung II.

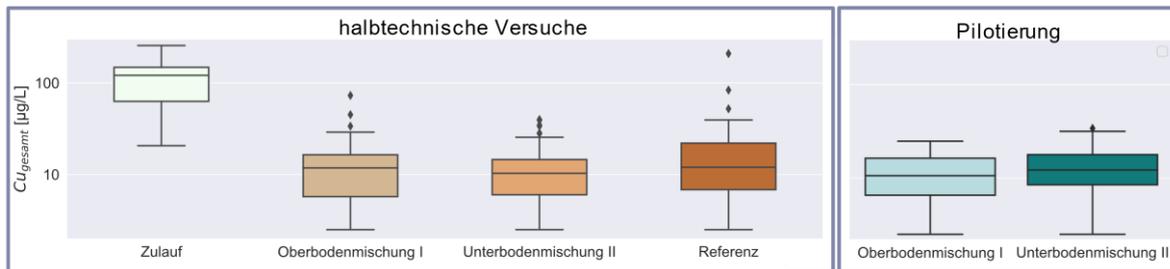


Abbildung 35: Boxplots der Kupferkonzentrationen (gesamt) im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche (links; n = 21) und der Pilotierung (rechts; n = 13) je Substratmischung; Beschickung mit realem Verkehrsflächenabfluss; log y-Achse

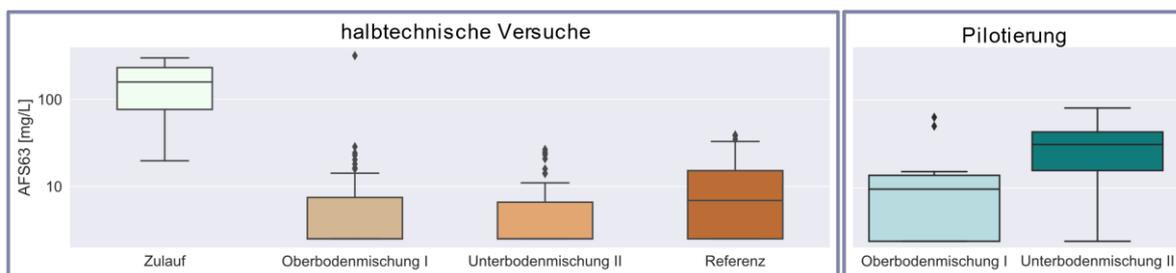


Abbildung 36: Boxplots der AFS63-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche (links; n = 21) und der Pilotierung (rechts; n = 13) je Substratmischung; Beschickung mit realem Verkehrsflächenabfluss; log y-Achse

Im Vergleich zu den halbtechnischen Versuchen sind die AFS63 Konzentrationen in der Pilotierung, insbesondere bei der Unterbodenmischung II, im Median höher. Als Grund hierfür wird eine Verfrachtung von Feinkorn aus den Substratmischungen vermutet, da aufgrund der niedrigen Schwermetallkonzentrationen im Ablauf eine Auswaschung von den partikulären Stoffen aus den Straßenabläufen auszuschließen ist.

Saisonale Einflüsse auf den Stoffrückhalt von Schwermetallen durch z.B. erhöhten DOC Eintrag durch Pollen im Frühling/Sommer oder Streusalz im Winter konnten bis jetzt noch nicht festgestellt werden (HELMREICH et al., 2010).

Auch negative Auswirkungen nach dem zweijährigen Betrieb hinsichtlich der Betriebsstabilität konnte durch Infiltrationsversuche ausgeschlossen werden.

Tabelle 14: Zusammenfassung der Ergebnisse für die Parameter Kupfer und AFS63 im Zu- und Ablauf der halbtechnischen Versuche und der Pilotierung je Substratmischung

Substratmischung	Standort	Zulauf (median)	Ablauf (median)	Rückhalt [%]
Kupfer [μg /L]				
Oberbodenmischung I	Halbtechnische	121	11,8	87,6
Unterbodenmischung II	Halbtechnische		10,3	88,4
Referenz	Halbtechnische		12	87,8
Oberbodenmischung I	Pilotierung	356	7,9	97,9 ²
Unterbodenmischung II	Pilotierung		11,9	96,6 ²
AFS63 [mg /L]				
Oberbodenmischung I	Halbtechnische	158	2,5 ¹	91,0
Unterbodenmischung II	Halbtechnische		2,5 ¹	90,9
Referenz	Halbtechnische		6,9	89,1
Oberbodenmischung I	Pilotierung	347	9,8	97,2 ²
Unterbodenmischung II	Pilotierung		31,3	91,0 ²
¹ Wert entspricht der halben Bestimmungsgrenze.				
² Aufgrund des Probenahmeverfahren kann nicht von einer direkten Beziehung zwischen Zu- und Ablaufkonzentration ausgegangen werden, deshalb ist ein theoretischer Rückhalt über den Median der Zu- und Ablaufkonzentration berechnet worden.				

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen mit einer angepassten bewachsenen Bodenzone mit Staudenbepflanzung für multifunktionale Versickerungsmulden zeigt einen sehr guten Stoffrückhalt für relevante Parameter. Für die zwei Substratmischungen zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen konnte im Untersuchungszeitraum kein Unterschied des stofflichen Rückhalts zu der Referenz mit Rasenansaat festgestellt werden. Auch ein negativer Einfluss der Staudenbepflanzung kann dadurch ausgeschlossen werden. Die saisonalen Einflüsse sowie grundlegende Unterschiede im Stoffrückhalt der Ober- und Unterbodenmischung konnten nicht nachgewiesen werden. Eine Auslaugung von Stoffen wie Fluorid aus den Beimengungen in der bewachsenen Bodenzone wurde teilweise nachgewiesen und darf auch bei zukünftigen Projekten nicht vernachlässigt werden.

Das Forschungsprojekt bildet die Grundlage für einen geplanten Leitfaden mit Handlungsempfehlungen für Betreiber und Planer, welcher neben geeigneten Substraten für die bewachsene Bodenzone und Staudenbepflanzung auch die ökologischen und ökonomischen Vorteile, sowie den Aufwand für den Unterhalt darlegt und so einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Blau-Grünen Infrastruktur im Siedlungsraum leistet.

5 Danksagung

Die AutorInnen bedanken sich bei dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) für die Finanzierung des Projektes (Az.: 67-0270-97540/2020).

6 Literatur

DWA: DWA-A 138-1: Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil 1: Planung, Bau, Betrieb - Gelbdruck, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.. November 2020. Hennef, 2020 — ISBN 978-3-96862-018-3

FARDEL, ALEXANDRE ; PEYNEAU, PIERRE-EMMANUEL ; BÉCHET, BÉATRICE ; LAKEL, ABDELKADER ; RODRIGUEZ, FABRICE: Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. In: Environmental Science and Pollution Research Bd. 26 (2019), Nr. 2, S. 1287–1302

HELMREICH, BRIGITTE ; HILLIGES, RITA ; SCHRIEWER, ALEXANDER ; HORN, HARALD: Runoff pollutants of a highly trafficked urban road--correlation analysis and seasonal influences. In: Chemosphere Bd. 80 (2010), Nr. 9, S. 991–997

HUBER, MAXIMILIAN ; WELKER, ANTJE ; HELMREICH, BRIGITTE: Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff. In: The Science of the total environment Bd. 541 (2016), S. 895–919

KLUGE, BJÖRN ; MARKERT, ARVID ; FACKLAM, MICHAEL ; SOMMER, HARALD ; KAISER, MATHIAS ; PALLASCH, MATTHIAS ; WESSOLEK, GERD: Metal accumulation and hydraulic performance of bioretention systems after long-term operation. In: Journal of Soils and Sediments Bd. 18 (2018), Nr. 2, S. 431–441

ZHANG, JIN ; HUA, PEI ; KREBS, PETER: The influences of dissolved organic matter and surfactant on the desorption of Cu and Zn from road-deposited sediment. In: Chemosphere Bd. 150 (2016), S. 63–70

Korrespondenz:

Philipp Stinshoff
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft Adresse - Technische Universität München
Am Coulombwall 3, 85748 Garching
+49 89 289 13717
philipp.stinshoff@tum.de

Langjährige Betriebserfahrungen mit Rinnenfiltern an unterschiedlichen urbanen Standorten mit und ohne Vegetationseinfluss

C. Huwe¹, B. Lambert²

¹ HAURATON GmbH & Co.KG, Werkstrasse 13, 76437 Rastatt

² BIOPLAN Landeskulturgesellschaft, Hebelstrasse 9, 74889 Sinsheim

Die Studie untersucht die Leistungsfähigkeit von Rinnenfiltern im Altbestand. Die hydraulische Filterleistung wurde über kf-Messungen geprüft. Die stoffliche Leistung wurde anhand von Stoffdepots erfasst. Bei Standorten mit Vegetationseintrag bewirkte der organische Eintrag eine dauerhaft gute hydraulische Durchlässigkeit, nach reversibler Anfangsdepression. An stark belasteten Standorten ohne Vegetationseintrag und hoher mineralischer Feinpartikelast zeigte sich eine hydraulische Leistungsminderung, jedoch kein Filterkurzschluss. Die Reinigungswirkung blieb bei allen Standorten vollumfänglich erhalten. Mit Hilfe von Feldprüfmethoden kann das Betriebsverhalten von Rinnenfiltern unter realen Einsatzbedingungen zu ermitteln.

Regenwasserbehandlung, Urbanes Grün, Filterdurchlässigkeit, Oberflächenfiltration, Filterkurzschluss

1 Einführung

Bisher wurden Rinnenfilter selten unter realen Feldbedingungen untersucht. Im Gegensatz zur einer Leistungsprüfung im Labor kann über eine Prüfung im Feld die tatsächliche Filterleistung festgestellt werden. Während der Schadstoffrückhalt dezentraler Filteranlagen zur Regenwasserbehandlung wesentlich von den Eigenschaften dafür verwendender Filtersubstrate abhängt, wird die hydraulische Leistung im Betrieb maßgeblich von den realen Partikelfrachten und angewandten Filterverfahren bestimmt. Insbesondere die Eigenschaften der Feinpartikel (AFS63) definiert als Partikel $\leq 63 \mu\text{m}$, beeinflussen die Filterleistung stark. Auf Grund der physikalisch-chemischen und biologischen Eigenschaften dieser, meist vegetationshaltigen Partikel, lässt sich die tatsächliche Leistung nur unter realen Bedingungen prüfen.

Wenn Flüssigkeiten mit hohen Feststoffmengen beladen sind, wird häufig die sog. „Kuchenfiltration“ als mechanische Filtrationstechnologie verwendet. Die Flüssigkeit passiert das Filtermedium, während die Feststoffe auf der Oberfläche eine Schicht bilden. Während des Filtrationszyklus hält diese Schicht andere Partikel zurück und wird dicker, wodurch der sog. „Filterkuchen“ entsteht.

Sobald sich Partikelbrücken bilden und sich auf dem Filtermedium aufbauen, werden sie zur Barriere für die weitere Partikelretention. Das Filtermedium wird somit zum Träger eines zusätzlichen leistungsfähigen Filters – des Filterkuchens – womit nunmehr eine Kuchenfiltration erfolgt. Der Filterkuchen bestimmt auch die hydraulische Leistungsfähigkeit.

Die stoffliche und hydraulische Filterleistung des Kuchens ergibt sich aus den Inhaltsstoffen im Oberflächenabfluss und den darin stattfindenden strukturierenden biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen. Für eine optimale und dauerhafte Wirkung ist die

atmosphärische Exposition dieser Filter unerlässlich. Eine gute Belüftung und die Möglichkeit des Abtrocknens bilden Grundvoraussetzungen hierfür.

Dezentrale Anlagen werden üblicherweise niederschlagsabhängig beaufschlagt, woraus sich zwangsläufig eine natürliche Form des „Batchbetriebes“ ergibt mit alternierenden Phasen von Beschickung und Abtrocknung. Im Gegensatz zu dauereingestauten oder kontinuierlich beaufschlagten Systemen ermöglicht dieser Anlagentyp leistungserhaltende Erholungs- und Strukturierungsprozesse. Durch das Trockenfallen werden sowohl Biokolmationen als auch nachteilige anaerobe Reaktionen vermieden.

Die Oberflächenfiltration (mit oder ohne zusätzlichen Filterkuchen) bietet ein dauerhaft hohes Maß an Reinigungsleistung. Im Gegensatz zur Tiefenfiltration muss bei der Oberflächenfiltration keine Beladungskapazitätsgrenze beachtet werden. Eine Überschreitung der Beladungskapazität wird bei Tiefenfiltern durch zunehmende Ablauftrübung bzw. Druckabfällen in geschlossenen Systemen angezeigt. Eine Überschreitung der Beladungskapazität ergibt sich durch eine Verengung der Strömungskanäle mit lokal erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten, welche zum Partikeldurchtrag und Partikelablösungen vom „Haftpartner“ führen. Alternativ zu Messungen von Ablauftrübung oder Druckabfall kann der Filterzustand auch mit Hilfe von „Tracern“ überprüft werden. Eine präferentielle Strömung durch ein Substrat wird mit Hilfe eines Tracers in Form eines sehr schnellen ersten Auftretens am Abfluss mit anschließend abklingenden Konzentrationen angezeigt.

2 Standortprüfung und Betriebsleistung

2.1 Material und Methoden

An 16 Standorten in Deutschland mit Betriebszeiten zwischen 3 und 9,5 Jahren (Tabelle 1) wurde eine neue Feldmethodik zur Leistungsprüfung untersucht. Zwei Standorte (Unterschleißheim und Salzburg), sind hochbelastete Industriestandorte (Sonderflächen) mit hohen mineralischen Feinpartikeleinträgen, während 14 Standorte verkehrsflächenübliche Belastungen aufweisen. 4 Standorte konnten wegen Corona bzw. begonnener Baumaßnahmen nicht abschließend stofflich und hydraulisch untersucht werden.

Die in den untersuchten Rinnenfiltern verwendeten Filterrinnensubstrate bestanden aus Filtersand der Korngrößen 0-2 mm. Die Untersuchung bezog sich im Wesentlichen auf die Leistungsprüfung an unveränderten Rinnen (V1, Abb. 1a) des Altbestandes, wodurch lange Betriebszeiten erfasst werden konnten.



a) Untersuchungsvarianten

b) kf-Wert Bestimmung

c) vertikale Stoffdepots

Abbildung 1: Untersuchungsvarianten und Methodik (Fotos: C. Huwe)

Erweitert wurde die hydraulische Untersuchung durch zwei zusätzlichen Versuchsvarianten. Zum einen wurde die hydraulische Leistung bei periodischem Aufbruch der Filteroberfläche

(V2, Abb. 1a) untersucht. Der Oberflächenaufbruch soll den Effekt temporären Harkens als Wartungsmaßnahme nachstellen. Bei Variante 3 wurde eine organische Decklage als künstlicher Filterkuchen aufgetragen (V3, Abb. 1a). Diese Variante sollte klären, ob bei Standorten ohne Filterkuchenentwicklung das Aufbringen einer organischen Deckschicht möglich und sinnvoll ist. Die Betriebsdurchlässigkeiten wurden über k_f -Messungen im Feld bei zuvor ungestörtem Filterprofil durchgeführt (Abb. 1b). Zum Vergleich mit der Ausgangsdurchlässigkeit wurden k_f -Messungen nach Entnahme der oberen Filterschicht (0-5 cm inkl. Filterkuchen) im Abschluss der Untersuchung vorgenommen. Die stofflichen Filterleistungen konnten anhand von vertikalen Stoffdepots erfasst werden (Abb. 1c).

Um in den Filtern der untersuchten Filterrinnen mögliche Kurzschlussgefahren zu erkennen, wurden Tracer verwendet. Für den Tracerversuch wurden 1,3 Liter Lebosol Nutriplant (4,7 M.-% NO_3^- -N; 3,6 M.-% NH_4^+ -N) mit 1000 Liter Trinkwasser verdünnt und 60 Liter dieser Lösung schwallartig in die Einstauvolumen der untersuchten Rinnenfilter gefüllt. Zudem wurde an einem Standort ein Rinnenfilter mit einem sandigen Filtersubstrat der Korngrößen 0–2 mm mit einem Filter mit Substrat der Korngrößen 0–4 mm hydraulisch vergleichend untersucht. Die Stoffbelastung dieses Standortes entsprach Kategorie III nach 2-jährigem Betrieb an einer verkehrsreichen Straße (DTV > 7.000) mit hoher Feststoffbelastung. Beide Filter wiesen eine mittlere Filterkuchenhöhe von ca. 2 cm auf. Unmittelbar ab Beginn des Ablaufs und nach jeweils 7,4 l Ablaufvolumens wurden Proben entnommen und die Ablaufkonzentrationen im zeitlichen Verlauf erfasst.

2.2 Hydraulik und Schadstoffrückhalt

Die Hydraulik zeigte an Standorten mit Vegetationseinfluss keine relevanten Minderleistungen. Bei zwei stark belasteten Sonderflächen (Industrie- und Werkstandorte) war eine Minderung in der hydraulischen Leitfähigkeit festzustellen, die jedoch nicht zum Filterkurzschluss führte. Weiterhin wurde festgestellt, dass es an 9 von 14 ausgewerteten Standorten zu einem signifikanten Aufbau eines vegetationsbürtigen Filterkuchens im Betriebsverlauf kam, während sich an 5 Standorten (einschließlich der 2 Sonderflächen in Unterschleißheim und Salzburg) aufgrund fehlender Grünumgebung kein Vegetationseintrag erkennen ließ.

Im Mittel wurden an den abschließend untersuchten Standorten mit Eintrag von Vegetationsresten keine betriebsbedingten Abweichungen festgestellt, während sich an Standorten ohne Vegetationseinfluss Abnahmen der Durchlässigkeit (Abb. 2) im Vergleich zu den Ausgangsdurchlässigkeiten zeigten.

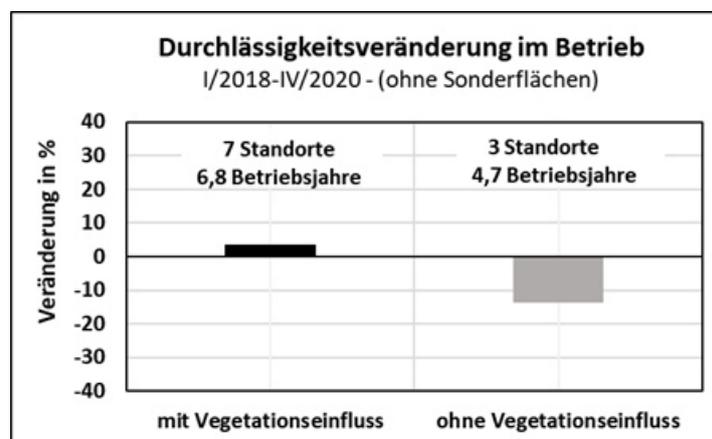


Abbildung 2: Entwicklung der Durchlässigkeit im Betrieb an Standorten mit und ohne Vegetation

Die Untersuchung der vertikalen Stoffdepots zeigte bei allen Standorten einen zuverlässigen Rückhalt der Schadstofffracht (Indikator Zink [Zn] Tabelle 1). Anhand der Untersuchungen der Filterprofile konnte ermittelt werden, dass der Schadstoffrückhalt primär in der obersten Filterschicht (0-5 cm, inklusive Filterkuchen?) stattfand. Die unterste Filterschicht (10-15 cm) war nur gering belastet.

Tabelle 1: Ausgewählte Standorte und Zinkgehalte (Zn in mg/kg) im vertikalen Filterprofil

Zinkgehalte der Rinnenprofile im Herbst 2020

Filtertiefe in cm	0 – 5		10 – 15		Regenwürmer	Vegetationseintrag
	Betriebsjahre	Zn in mg/kg	Zn in mg/kg	Δ in %		
Unterschleißheim	3	9772	60.1	99	-	-
Neuenstadt	5.5	1211	13.4	99	-	-
Salzburg	4.6	786	11	99	-	-
Landshuter Allee	1.8	675	12.8	98	+	+
Walldorf-K	9.5	437	10.6	98	Geotextil	+
Biblis	4	401	11.7	97	-	-
Augsburg-R	7.1	784	29.8	96	+	+
Heilbronn	8.1	261	10.4	96	-	-
Ihringen	5.3	325	17	95	+	+
Walldorf-S*	9.5	435	31.7	93	+	+
Großgerau**	5.3	51.6	6.6		+	+
Bochum, R3a*	8.2	299	49.9	83	+	+
Heitersheim*	6.2	171	37.7	78	+	+
Gottenheim**	5.1	10.7	6.4		+	+
$\bar{\Delta}$ n = 14	5.9	1100	22	94		

Δ : prozentualer Unterschied zwischen den Filterschichten 0 - 5 cm (mit Sediment) und 10 - 15 cm Tiefe

* Einmischung durch Regenwürmer führt zu höheren Konzentrationen in der Schicht 10 - 15 cm

** Durchschnittlicher Ausgangsgehalt des Filtermaterials 9,8 mg Zn/kg

2.3 Präferentielles Strömungsverhalten

Auf Grund der Besiedlung der Filter durch Mikroorganismen und Kleinlebewesen wie Regenwürmern, wurde ein stark von Regenwürmern besiedelter Rinnenfilter in Heitersheim (Abb. 3) auf Filterkurzschlüssigkeit untersucht.



Abbildung 3: Filteroberfläche mit Wurmlosungen (l) und Ablaufbeprobung (r) (Fotos: C. Huwe)

In keiner der untersuchten Varianten (V1, V2, V3) konnten präferentielle Strömungen durch Filterkurzschlüssigkeiten festgestellt werden. Bei allen 3 Varianten zeigten sich die geringsten Konzentrationen des Tracers zu Beginn mit einer stetigen Zunahme zum Ablaufende (Abb. 4).

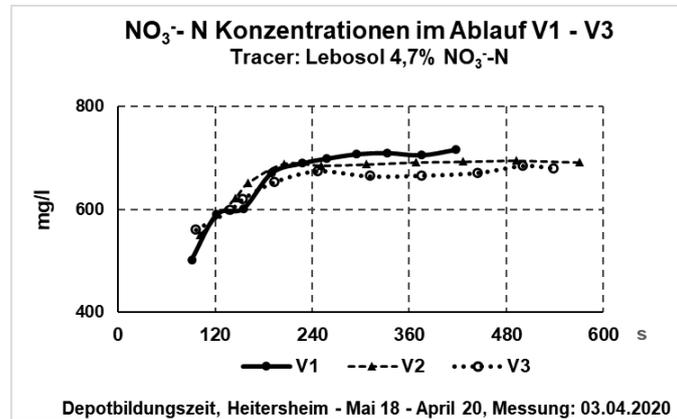


Abbildung 4: Ablaufkonzentrationen im zeitlichen Verlauf

Hingegen konnte ein präferentielles Strömungsverhalten bei einer Vergleichsuntersuchung an einem Substrat der Korngrößen 0–4 mm (Abb. 5) nach 2 Jahren Betrieb an einer stark befahren Straße mit hoher Feststoffbelastung in Augsburg festgestellt werden.

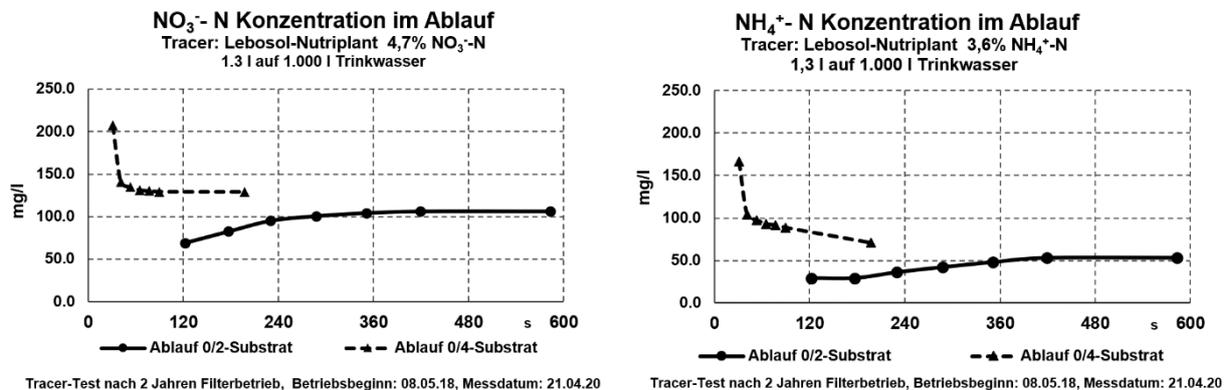


Abbildung 5: Vergleich der Ablaufkonzentrationen zwischen einem 0/2- und einem 0/4-Substrat

Der Filter mit Feinkiesanteil dürfte im Betrieb Vorzugströmungen entwickelt haben, da bereits 31 Sekunden nach Beaufschlagung mit dem ersten Flüssigkeitsaustritt die höchsten Konzentrationen gemessen werden konnten, während beim sandigen Filtersubstrat nach 122 Sekunden mit dem ersten Flüssigkeitsaustritt zu Beginn die niedrigsten Konzentrationen gemessen wurden (Bild 3). Dies lässt im 0/2-Substrat zunächst auf Verdrängungsprozesse noch vorhandenen Porenwassers schließen und damit auch auf eine gleichmäßige Durchströmung. Eine Entwicklung von präferentiellen Kurzschlussströmungen ist hier nach 2 Jahren Betrieb nicht erkennbar.

3 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass ein Filterkuchen bzw. eine aufgebrachte organische und ggf. bepflanzte Decklage die hydraulische Filterleistung der untersuchten Rinnenfilter erhöht hat. Eine vorübergehende hydraulische Depression ist durch die zeitlich verzögerte Wirkung eingetragener Vegetationsreste begründet. Fehlende Einträge von vegetationsorganischen Stoffen in Kombination mit hohen mineralischen Feinpartikellasten führten dagegen zu einer hydraulischen Leistungsminderung bei den Sonderstandorten Unterschleißheim und Salzburg. Bei den übrigen Standorten ergab sich der Filterkuchenaufbau durch die Vegetationseinträge naher Baumbestände. Die Kombination mit urbanem Grün stellte sich bei dem untersuchten System somit als vorteilhaft dar.

Bei vegetationsfreien Einzugsgebieten in Kombination mit hoher Feinpartikellast bietet ein angepasstes Anschlussflächenverhältnis oder das Auftragen einer organischer Decklage mit Bepflanzung eine wirksame Lösung, um den Wartungsaufwand zu verringern. Ohne Decklage könnte es zur dauerhaften Minderung der hydraulischen Filterleistung kommen. Da bei dem vorliegenden Filterwirkungsprinzip (alternierende Beschickung und Abtrocknung) jedoch keine Filterkurzschlüssigkeit entstehen kann, bleibt auch in diesem Fall die Reinigungswirkung vollumfänglich erhalten.

An den untersuchten Standorten hat sich gezeigt, dass die Schälung des Filterkuchens zur Aufrechterhaltung der hydraulischen Filterleistung auch bei hoher Feinpartikellast nicht notwendig ist. Die Räumung des Sekundärfilters kann sich an der Verfüllung des Retentionsraums orientieren. Es können dadurch Räumabstände von über 20 Betriebsjahren erreicht werden. Durch diese großen zeitlichen Räum-Distanzen kann der Sekundärfilter in hohem Umfang für die zusätzliche Bindung von Schadstoffen genutzt werden und damit einen wichtigen Beitrag zur nachhaltigen Gestaltung dezentraler Systeme leisten.

Die Untersuchung konnte zeigen, dass sowohl die vorgestellte Feldmethodik zur Erfassung der hydraulischen als auch der stofflichen Filterleistung sich als aussagekräftig erwiesen hat. Ebenfalls lässt sich feststellen, dass anhand des Einzugsgebietsindikators „Vegetation“ die Entwicklung der hydraulischen Leistung prognostiziert werden kann. Eine Feldprüfung könnte zukünftig verwendet werden, um die reale Leistung von dezentralen Regenwasserbehandlungssystemen im Bestand zu evaluieren. Die Ergebnisse können auch dabei helfen bestehende Rinnenfilterverfahren noch weiter zu optimieren.

4 Literatur

- Lambert, B., Huwe, C. (2022): Schlussbericht - Optimierung von Rinnenfiltern zur dezentralen Regenwasserbehandlung, BMBF - Förderkennzeichen 02WQ1380A und 02WQ11380B, Karlsruhe
- Helmreich, B., Rommel, S. (2021): Untersuchung der Filtersubstratrinne DRAINFIX® CLEAN 300 zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen im Praxisbetrieb; (AZ: 67-0270-96505/2016 und AZ: 67-0270-25598/2019) Technische Universität München
- Lambert, B., Fuchs, S. (2008): Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg
- Helmreich, B. (2014): Anforderungen an dezentrale Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse. In: König, K.W. (Hrsg.): Ratgeber Regenwasser. Mall (5. Aufl.), 2014, 30-33
-

- Lambert, B., Fuchs, S. (2013): Erhebungsuntersuchung zur Optimierung der Retentionsbodenfilter in Baden-Württemberg. Eigene Ergebnisse
- Deutsches Institut für Bautechnik (2011): Zulassungsgrundsätze für Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Berlin
- Deutsches Institut für Bautechnik (2002) Zulassungsgrundsätze für Koaleszenzabscheideranlagen, Berlin, Oktober 2002
- Lambert, B. (2015): Betriebserfahrungen zur Behandlung hoch belasteter Parkplatzabflüsse, Vortrag DWA - Regenwassertage, Hamburg, Juli 2015
- Lambert, B. (2015): Trocknungsversuche zur Aufrechterhaltung der hydraulischen Filterleistung von Laborsäulen. Eigene Ergebnisse
- Lambert, B. (2010): Reinigung von Verkehrsabflüssen durch Rinnenfilter der Fa. HAURATON, Versuchsanlage Derchingerstraße, Zeitraum 04/2009 – 03/2010, Bericht Juni 2010, ZIM Projekt
- Luckert, K. (2004) Handbuch der mechanischen Fest-Flüssig Trennung. Klaus Luckert. Vulkan-Verlag GmbH, 2004. ISBN. 3802721969, 9783802721960
- Heuzeroth F. (2016) Dissertation – Modelluntersuchungen zu Filtrationsmechanismen in Keramischen Schaumfiltern. Technische Universität Bergakademie Freiberg
- DVGW-Arbeitsblatt W 213-3 (A) 07-2017: Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 3: Schnellfiltration Brombach H.-J. und Fuchs S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. KA Abwasser, 50(4), 441-450
-

Korrespondenz:

Claus Huwe
HAURATON GmbH&Co.KG, Werkstrasse 13, 76437 Rastatt
Tel: 07222 958186
claus.huwe@hauraton.com

Block E

**„Pflanzsubstrate für blau – grüne
Infrastruktur“**

Schadstoffrückhalt von Pflanzsubstraten im Straßenraum

M. Burkhardt, M. Patrick, A. Englert

OST – Ostschweizer Fachhochschule, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Oberseestraße 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

Kurzfassung: Pflanzsubstrate kommen in Baumgruben entlang von Straßen zunehmend zum Einsatz, um der Bepflanzung optimale Standortbedingungen zu bieten. Substrate für die Straßenabwasserbehandlung (z.B. Boden, Sand-/Kiesfilter) dienen der schnellen Wasserableitung und -behandlung. In Säulentests wurde nachgewiesen, dass drei untersuchte Pflanzsubstrate einen eher geringen Rückhalt für gelöste Schadstoffe aufweisen, wenn der Feinkornanteil gering ist. Kompostierte Pflanzenkohle scheint dahingehend positiv zu wirken. Substrate für die Behandlung von Straßenabwasser und Oberboden sind sehr gut im Rückhalt von Schwermetallen, jedoch ebenfalls schwach beim Rückhalt von organischen Spurenstoffen, mit Ausnahme eines Oberboden-Sandgemischs. Sollen insbesondere Spurenstoffeinträge in die Gewässer vermieden werden, sind vermutlich Anpassungen in der Planung vorzusehen. Zudem ist bei einer effektiven Risikobetrachtung auch der Gesamtaufbau zu berücksichtigen.

Key-Words: Straßenabwasser, Pflanzsubstrate, Adsorbentmaterialien, Baumrigolen, organische Spurenstoffe, Gewässerschutz

1 Hintergrund

Der städtische Raum soll mit Schwammstadt-Elementen gegen die zunehmende Hitze und Starkregenereignisse vorbereitet werden. Aufgrund der konkurrierenden Flächenansprüche besteht ein hoher Druck auf Freiflächen. Natürliche Böden fehlen, sind anthropogen überprägt oder belastet. Deshalb werden in Pflanzgruben spezielle Substrate eingesetzt, die sich aus mineralischen Gerüstmaterialien und organischen Komponenten (z.B. Kompost) zusammensetzen.

Die Pflanzsubstrate halten Niederschlagswasser zurück, leiten es durch die Grobporen rasch ab, und bieten den Pflanzen einen Wurzelraum. Eingebaut werden die grobkörnigen, strukturstabilen Pflanzsubstrate schichtweise verdichtet in Pflanzgruben. Substrate in Anlagen zur Straßenabwasserbehandlung können in der Schweiz reiner Sand, Sand-Kiesgemische oder mit Sand gemagerte natürliche Böden sein. Eine wesentliche Gemeinsamkeit aller Substrate stellt die hohe gesättigte Wasserleitfähigkeit dar. In älteren Straßenabwasserbehandlungsanlagen wurden auch natürliche Böden eingesetzt. Diese weisen aber eine deutlich geringere Wasserleitfähigkeit aus.

Mit dem Straßenabwasser gelangen auch Schadstoffe in die Pflanzgruben. Aus Untersuchungen von Straßenabwasserbehandlungsanlagen ist bekannt, dass sich eine Filterschicht aufbaut, die die Schwermetalle gut zurückhält. Der hohe Rückhalt ist auch darauf zurückzuführen, dass mehr als 50 % der Schwermetalle an Partikeln gebunden vorliegen und diese herausgefiltert werden. Die partikulären Stoffe dürften durch Pflanzsubstrate deshalb ebenfalls mittels Filtration aus dem versickernden Niederschlagswasser entfernt werden. Zu den partikulären Stoffen gehören auch Reifenabrieb oder anderes Mikroplastik. Völlig unklar ist aber das Verhalten von organischen Spurenstoffen (in CH: Mikroverunreinigungen), die im

Straßenabwasser vorkommen können (z.B. 6PPD-Quinon, 2-Mercaptobenzothiazol und Benzothiazol aus Reifenabrieb). Welche Relevanz diese Stoffgruppe im Straßenabwasser und für den Grundwasserschutz effektiv darstellen, ist ebenfalls noch offen.

In Bezug auf den Grundwasserschutz sind Pflanzsubstrate kritisch zu beurteilen. Als Substratkomponenten werden zudem teilweise rezyklierte Bestandteile eingesetzt, welche Schadstoffe freigegeben könnten. Die heutigen Baumrigolen-Systeme sind auch nicht auf einen Schadstoffrückhalt ausgelegt. Die Eignung für mittlere und hohe Belastungen in Straßenabwässern ist daher zu klären.

In welchem Masse Substrate wassermobilisierbare Stoffe enthalten und wie gut Substrate partikuläre Stoffe sowie gelöste Schadstoffe zurückhalten, ist im Sinne des Grundwasserschutzes zu klären. Damit die Resultate vergleichbar sind, wäre ein standardisierter Versuchsablauf vorteilhaft.

2 Ziel

Drei Pflanzsubstrate und vier Substrate zur Straßenabwasserbehandlung wurden mit dem Ziel untersucht, den Rückhalt von gelösten Schadstoffen zu erfassen. Ein Säulentest diente dazu, reproduzierbare Ergebnisse zu erarbeiten und damit eine gemeinsame Datenbasis für nachfolgende Fragestellungen bereitzustellen.

Im Schweizer Merkblatt für Adsorberanlagen sind ein Säulentest zur Bestimmung des Rückhalts gelöster Schadstoffe durch Adsorbentmaterialien sowie ein Bewertungsschema für die Ergebnisse beschrieben, der nun für Substrate erstmals verwendet wurde (VSA, 2023). Die empfohlenen Säulenlänge umfasst 15 cm und der Durchfluss erfolgt unter gesättigten Bedingungen von unten nach oben. Im Säulentest sind drei Wasserkontaktzeiten (Durchströmungsgeschwindigkeiten), zwei Schwermetalle (Kupfer, Zink) und zwei Pestizide (Diuron, Mecoprop), sowie die Remobilisierung durch Tausalz berücksichtigt. Die Pestizide dienen als Leitsubstanzen für organische Spurenstoffe unterschiedlicher physikochemischer Eigenschaften. Diuron dient beispielsweise als Leitsubstanz für unpolare Stoffe mit ähnlichem Bindungsverhalten und kommt auch verbreitet im urbanen Niederschlagswasser als Biozid vor.

3 Vorgehen

In der Stadt Zürich werden zwei nichtüberbaubare Baumsubstrate (A1, A2) sowie ein überbaubares Baumsubstrat (B) eingesetzt (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, Tabelle 1). Sie enthalten eine Mischung aus Mischgestein/-schotter, Blähschiefer, Bruchsand, kompostierte EBC-Pflanzenkohle und Land- oder Schwarzerde.



Abbildung 37: Drei Pflanzsubstrate, die in der Stadt Zürich für Baumrigolen eingesetzt und im Labor auf deren Schadstoffrückhaltevermögen untersucht wurden. Von links nach rechts: A1, A1 und B (vergleichbar mit Stockholm-Substrat).

Der zugesetzte Blähschiefer und die Pflanzenkohle verbessern die Wasserhaltekapazität und Nährstoffzufuhr für die Bäume. Darüber hinaus sorgen die Land- und Schwarzerde, allenfalls die kompostierte Pflanzenkohle, für eine Bindungskapazität. Substrate A1 und A2 unterscheiden sich nur durch die Größe des Schotter. Das überbaubare Substrat B hingegen weist 60 % Steinanteil, den höchsten Pflanzenkohleanteil und einen Anteil an Schwarzerde auf (Tabelle 1).

Tabelle 15: Zusammensetzungen der drei Pflanzsubstrate von Zürich (GSZ, Merkblatt Baumgrube 1000-M-003).

Material	Substrat A1	Substrat A2	Substrat B
Mischgestein 64/125	-	-	30%
Mischgestein 32/64	-	-	30%
Mischgesteinsschotter 16/32	40%	-	-
Mischgesteinsschotter 8/16	-	45%	-
Bruchsand 1/4	10%	5%	10%
Blähschiefer 8/16	25%	30%	15%
EBC-Pflanzenkohle konditioniert mit z.B. Komposttee oder gleichwertig	5%	5%	10%
Landerde	10%	15%	-
Schwarzerde	-	-	5%

Von vier Standorten, an denen Straßenwasser versickert und behandelt wird, wurden weitere Substrate beprobt und gleichartig untersucht wie die Pflanzsubstrate. Dabei handelt es sich um Materialien aus zwei Straßenwasserbehandlungsanlagen (SABA Bülach West mit Sand-/Kiesfilter, SABA Egg mit sandigem Boden), einem Autobahnbankett (Kies-/Sand-Gemisch mit erhöhtem Mittelsandanteil) und einem Mulden-Rigolen-System (Oberboden-Sandgemisch).

Bei den SABAs und dem Mulde-Rigolen-System wurden ungestörte Proben für den VSA-Säulenversuch entnommen. Die vier anderen Substrate wurden homogenisiert in den Säulen eingebaut, wobei Baums substrat B vorgängig auf < 32 mm abgesiebt und an den Steinen anhaftender Feinanteil mit einer Bürste abgewischt wurde. Damit fehlen 60 bis 80 % Massenanteil im Substrat B, bzw. die Feinanteile mit der Pflanzenkohle und Schwarzerde treten überproportional stark auf.

4 Ergebnisse

Die vier Stoffe werden von den Pflanzsubstraten A1, A2 und B stoffspezifisch und in Abhängigkeit zur Kontaktzeit (Fließgeschwindigkeit) zurückgehalten (Abbildung 2).

Kupfer wird besser eliminiert als Zink, möglicherweise aufgrund von pH- und Löslichkeitseffekten, und Diuron stets besser als Mecoprop, was auf die Unterschiede in der Polarität der beiden Stoffe zurückzuführen ist.

Insbesondere fällt auf, dass bei geringerer Fließgeschwindigkeit die Elimination aufgrund der längeren Kontaktzeit höher ist. Dies ist deutlich sichtbar bei den verschiedenen Tests für Substrat A1 und A2. Zum Beispiel betrug die Elimination von Kupfer in Substrat A2 im Test 1 (Fließgeschwindigkeit 8.95 m/h) ca. 38 %, gefolgt von 48 % in Test 2 (2.15 m/h) und 63 % in

Test 3 (0.98 m/h). In der Realität ist die höchste Geschwindigkeit aufgrund der Anschluss-/Versickerungsflächenverhältnisse und der Sieblinien der Pflanzsubstrate eher nicht zu erwarten.

Die Elimination im Pflanzsubstrat B war mit mehr als 95 % für alle vier Stoffe deutlich höher als bei den beiden anderen Substraten (A1, A2). Dabei gilt es zu beachten, dass beim Substrat B nur der Feinanteil (< 32 mm) untersucht wurde. Das Gesamtsubstrat mit dem hohen Steinanteil (60 %) lässt folglich ein anderes Ergebnis erwarten.

Für alle Pflanzsubstrate wurde keine relevante Remobilisierung der Stoffe festgestellt. Damit ist nicht zu befürchten, dass durch den Einfluss von Tausalz die zurückgehaltenen Stoffe wieder freigesetzt werden.

Die Substrate A1 und A2 zeigen bei einer Schichtstärke von 15 cm einen geringen Schadstoffrückhalt und erfüllen die für Adsorber entwickelte geringste Anforderungsstufe "Standard" (70 – 90 %) nicht, weder für Schwermetalle noch für Spurenstoffe. Die eingesetzte Landerde und der Pflanzenkohleanteil (5 %) haben diesbezüglich keine wesentliche Bedeutung. Das Ergebnis bedeutet, dass der Schichtaufbau in Pflanzgruben unter Berücksichtigung der Belastungsklassen vom Straßenabwasser sorgfältig auszulegen ist. Die Feinfraktion des Substrats B hingegen weist einen sehr hohen Rückhalt für Schwermetalle und Pestizide (Mikroverunreinigungen) auf und erfüllt sogar die Adsorber-Anforderung "Erhöht" (>90 %). Diese Fraktion wird durch konditionierte Pflanzenkohle und Schwarzerde dominiert. Würde diese Art von Feinanteil auch in den beiden anderen Substraten stärker eingesetzt, dürfte sich auch dort der Stoffrückhalt verbessern lassen.

Die Säulentests sind Materialtests und spiegeln nicht den realen Einbau in den Baumrigolen direkt wider. Die frachtbezogene Rückhalteleistung des Gesamtaufbaus dürfte höher sein, weil je Substrat 30 bis 50 cm Schichtdicken eingebaut werden (Raumfilterwirkung). Zudem nimmt im Gesamtaufbau die Verweilzeit wegen höherer Transportdistanz deutlich zu, wodurch der Stoffrückhalt in der Summe ebenfalls steigt.

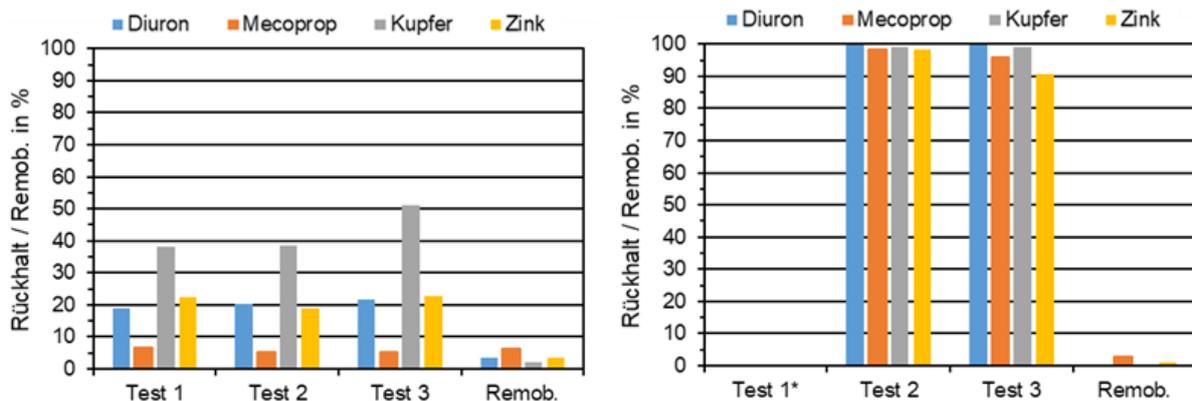


Abbildung 38: Pflanzsubstrat A1 (links) und Substratanteil von Substrat B (< 32 mm), die beide in der Stadt Zürich für Baumrigolen verwendet werden.

Die Resultate für die Substrate SABA Bülach West und Mulde-Rigole Wädenswil sind in Abbildung 3 dargestellt. Beide Materialien sind geeignet, Schwermetalle im Straßenabwasser zurückzuhalten. Die Spurenstoffe hingegen werden durch die SABA Bülach West kaum gebunden (< 5 % Rückhalt). Der geringe Rückhalt ist vermutlich auf einen geringen Tonanteil

zurückzuführen. Durch das Substrat der Mulde-Rigole werden dagegen Spurenstoffe stark gebunden, weil vermutlich erhöhte Anteile der Tonfraktion und/oder organischen Substanz vorliegen. Die Ergebnisse für die drei anderen Substrate weisen darauf hin, dass klassische Substrate für die Straßenabwasserbehandlung organische Spurenstoffe eher schlecht binden. Zum effektiven Rückhalt unter Einbaubedingungen liegen hierzu aber noch keine aussagekräftigen Resultate vor.

Die Remobilisierung für alle Stoffe ist gering. Die leicht erhöhte relative Remobilisierung von Diuron ist von untergeordneter Bedeutung, weil die absolut gebundenen Stoffmengen sehr gering sind.

Der Säulenversuch mit dem Material Mulde-Rigole konnte nur beim geringsten Durchfluss (Testabschnitt 3) und die Remobilisierung mit reduziertem Durchfluss (1 l/h) durchgeführt werden, weil das Material hydraulisch stark limitiert ist. Die gute Bindung von Schadstoffen geht folglich einher mit einer sehr geringen Wasserdurchlässigkeit, vermutlich auf einem erhöhten Tonanteil beruhend. Die Durchlässigkeit bei einem Sickerversuch mit Doppelring-Infiltrometer im Feld war hingegen hoch.

Die Substrate für die Straßenabwasserbehandlung halten Schwermetalle sehr gut zurück. Drei Substrate erfüllen die höchste Anforderungsstufe (> 90 % Rückhalt) und nur ein Substrat aus dem Bankettbereich lediglich die Anforderung "Standard" (70 – 90 % Rückhalt). Diese Substrate zeigten sich im Säulentest beim Spurenstoffrückhalt aber genauso schwach wie die Pflanzsubstrate. Eine Ausnahme bildet das gering durchlässige Substrat Mulde-Rigole Wädenswil, welches sowohl bei Schwermetallen als auch den Spurenstoffen die erhöhte Anforderung erfüllt (> 90 % Rückhalt).

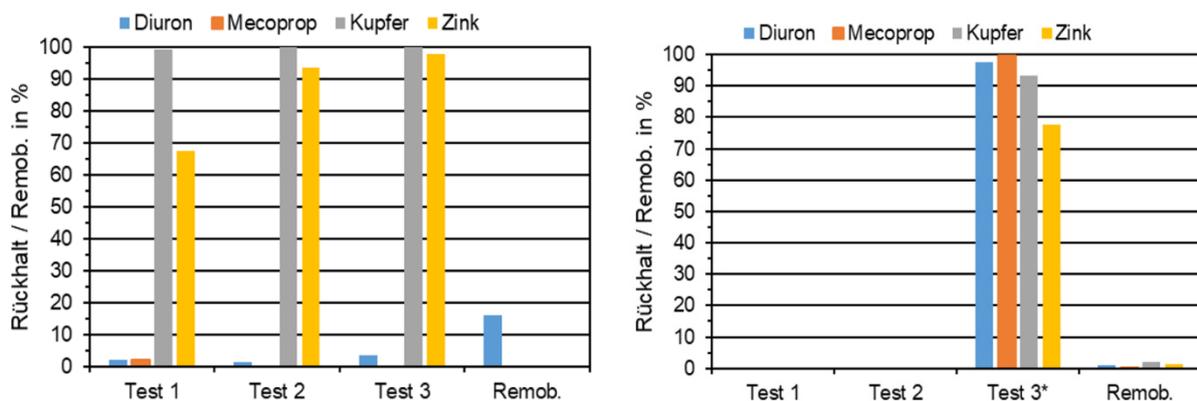


Abbildung 39: Rückhalt sowie Remobilisierung (%) von Kupfer, Zink, Mecoprop und Diuron in den Tests 1 bis 3 (drei Fließgeschwindigkeiten) für SABA Bülach West (links) und Mulde-Rigole Wädenswil (rechts). *Aufgrund der geringen Durchlässigkeit konnte nur Testabschnitt 3 und die Remobilisierung mit reduziertem Durchfluss von 1 l/h durchgeführt werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der VSA-Säulentest dient primär der Materialcharakterisierung und wurde für technische Adsorbentmaterialien konzipiert. Aufgrund der Versuchsbedingungen (Fließgeschwindigkeiten, Säulenlänge) sind die Resultate nicht unmittelbar auf eingebaute Substrate übertragbar. Dennoch bietet die Methodik einen guten Ansatz, um vergleichbare und vertiefte Ergebnisse zu erarbeiten und weitergehende Versuche zu priorisieren.

Die Pflanzsubstrate und Substrate aus dem Straßenraum weisen Ähnlichkeiten, aber auch deutliche Unterschiede auf. Die Pflanzsubstrate halten Schwermetalle nur halb so gut zurück wie die Substrate zur Straßenwasserbehandlung, stellen aber ausgezeichnete Pflanzenstandorte dar und dienen nicht prioritär als Schadstoffbarrieren. Daher erscheint der Schwermetallrückhalt bemerkenswert gut. Werden diese mit größeren Schichtmächtigkeiten eingebaut, dürfte sich der Schadstoffrückhalt verbessern. Kein wesentlicher Unterschied zu Straßensubstraten besteht bei den Spurenstoffen (Pestiziden). Alle untersuchten Substrate sind verglichen mit Adsorbersubstraten schwach beim Rückhalt. Damit reihen sich die Leistungsfähigkeiten der Pflanzsubstrate in die der Substrate zur Straßenabwasserbehandlung ein.

Eine Ausnahme bilden die Teilfraktion des Substrats B, welche durch Schwarzerde und kompostierte Pflanzenkohle beeinflusst ist, sowie das Substrat aus dem Mulden-Rigolen-System, die beide einen hohen Rückhalt für Schwermetalle und Spurenstoffe aufweisen. Die Ergebnisse zu Substrat B sind aber nur eingeschränkt übertragbar, weil dies zu mehr als 60 % aus Steinen besteht, die in den Tests unberücksichtigt blieben. Das Mulden-Rigolen Material wiederum weist eine geringe Durchlässigkeit auf und ist damit für die Versickerungsansprüche im Straßenraum eher ungeeignet.

Die Laborergebnisse pro Pflanzsubstrat werden nun in einem realen Pflanzgrubenaufbau überprüft, der rund 1.3 m Profilmächtigkeit aufweist. Damit soll der Gesamtaufbau einer Pflanzgrube bezogen auf den Stoffrückhalt noch realitätsnäher beurteilt und ein Übertragungsfaktor zum Labortest abgeleitet werden.

Relativ offen ist noch, welche Relevanz die organischen Spurenstoffe im Straßenabwasser überhaupt haben und ob dadurch eine Grundwasserbelastung zu erwarten ist. Solange entsprechende Untersuchungen nicht abgeschlossen sind, ist eine Gesamtrisikobewertung unsicher. Sofern Handlungsdruck bei organischen Spurenstoffen aber schon jetzt gesehen wird, könnten die Substrate entsprechend weiterentwickelt oder im Einbau durch leistungsstarke technische Adsorbermaterialien ergänzt werden. Zudem ist bei einer effektiven Risikobetrachtung auch der Gesamtaufbau zu berücksichtigen.

6 Danksagung

Das Projekt wurde unterstützt durch Grün Stadt Zürich, ERZ Entsorgung + Recycling Stadt Zürich, dem AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft sowie dem TBA Tiefbauamt des Kantons Zürich.

7 Literatur

Patrick, M., A. Englert, M. Burkhardt (2023): Schadstoffrückhalt von Baumsubstraten für Pflanzgruben und Substraten für die Behandlung von Strassenabwasser. Bericht im Auftrag von AWEL, ERZ, GSZ und TBA:

VSA (2023): Merkblatt - VSA Leistungsprüfung von Behandlungsanlagen: Simulierter Feldtest. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg, Schweiz.

VSA (2019): Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg, Schweiz.

Korrespondenz:

Michael Burkhardt, Prof. Dr.
OST – Ostschweizer Fachhochschule
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik
Tel: +41 58 257 4870
michael.burkhardt@ost.ch

Bodenaushub und Abfallziegel als Pflanzsubstrat für nachhaltige urbane Grünflächen – Eine Fallstudie

Sebastian Knoll^{1,2}, Johannes Prügl², Christian Uhl³, Brigitte Helmreich¹
1 TU München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Am Coulombwall 3,
85748 Garching bei München
2 Bodeninstitut Johannes Prügl, Moosburger Str. 5, 84072 Au/Hallertau
3 Landeshauptstadt München, Kommunalreferat, Denisstr. 2, 80335 München

Kurzfassung: Angesichts klimatischer Veränderungen muss immer häufiger in Städten Niederschlagswasser im Boden gespeichert und Stadtbäumen zur Verfügung gestellt werden. Um die Wasserspeicherkapazität von technologischen Substraten zu erhöhen, ist es Stand der Technik, diese mit Ziegelgranulaten zu versehen. Gem. deutscher Düngemittelverordnung ist dieses Ziegelmaterial auf Primärproduktionsabfälle der Ziegelindustrie limitiert. In der vorliegenden Fallstudie soll das Potential von nicht-sortenreinem Abfallziegel aus Bauschutt als Zuschlagstoff für Baumgrubensubstrate untersucht werden. Bisher zeigten alle Versuchsbäume gute Zuwächse und das Bodenwasserspeichervermögen kann teilweise verbessert werden.

Key-Words: Boden- und Bauschuttrecycling, urbanes Grün, Baumsubstrate, Bodenwasserspeicher, Wasserspeicherkapazität

1 Problemstellung

Um die Resilienz von Städten gegenüber Starkregenereignissen und Klimaerwärmung zu verbessern, sind Bäume im Straßenbegleitgrün in den Fokus der blau-grünen Stadtplanung gerückt. Dabei sollen Synergieeffekte genutzt werden, um Regenwasser schnell in den Untergrund abzuleiten, dort zwischenzuspeichern und Pflanzen in Trockenperioden zur Verfügung zu stellen (Kluge, 2022). Da häufig nur begrenzt Wurzelraum im Untergrund zur Verfügung steht, werden Substrate für Straßenbäume häufig mit porösen, wasserspeichernden Zuschlagstoffen natürlicher, aber auch industrieller Herkunft angereichert, um eine ausreichende Wasserspeicherkapazität zu gewährleisten. Die Verwendung rezyklierter Zuschlagstoffe wie z. B. Ziegelkörnungen kann dabei gleichzeitig zur Schonung natürlicher Ressourcen beitragen. Dies ist im Landschaftsbau Stand der Technik. Das kommerzielle Inverkehrbringen von Ziegelgranulat als Bodenhilfsstoff ist gem. DüMV (2012, Anlage 2, Tabelle 7) jedoch auf sortenreines Ausgangsmaterial und damit faktisch auf Ziegelabfälle aus der Primärproduktion beschränkt. Für die nicht-kommerzielle Nutzung im Rahmen öffentlicher Bauvorhaben könnte das Upcycling von ziegelhaltigem Bauschutt in Pflanzsubstraten des Landschaftsbaus eine wirtschaftliche und klimaschonende Möglichkeit darstellen, die Standortbedingungen für Stadtbäume zu verbessern und dabei Entsorgungskosten zu reduzieren.

So plant die Landeshauptstadt München im Rahmen des neu entstehenden Stadtquartiers „Neufreimann“ durch Baufeldfreimachung und Rückbau von Gebäudealtbestand auf dem Gelände der ehemaligen Bayernkaserne anfallende Bodenaushübe und Abbruchmaterialien aufzubereiten und vor Ort als Pflanzsubstrate im Landschaftsbau zu verwerten. Damit können

ca. 200.000 Tonnen mineralischen Abfalls vermieden und primäre Ressourcen geschont werden. Das Vorhaben dient als Modellprojekt und soll auf andere Großprojekte übertragen werden können.

Durch Laboruntersuchungen und einen Feldversuch sollen im Vorfeld die Schadlosigkeit der Verwertung als auch der ökologische Nutzen bewertet werden. Neben dem Stoffaustrag durch perkolierendes Sickerwasser ist durch die hohen pH-Werte im Feststoff eine Beeinträchtigung des Baumwachstums zu besorgen. Andererseits können die Ziegelbestandteile eine erhöhte Wasserspeicherkapazität erhoffen lassen.



Abbildung 40: Versuchsfläche mit Winterlinden *Tilia cordata* auf dem Gelände der ehemaligen Bayernkaserne / Neufreimann, München, im Juli 2023

2 Material und Methoden

Im Projekt Neufreimann entstehen zwei Sorten von Bauschutt, die für unsere Arbeit relevant sind: Zum einen handelsüblicher und im Erdbau häufig verwendeter RC-Mix (Gruppe b in Tabelle 1), eine Mischung aus Ziegelschutt, Beton, Mörtel und Putz. Zum anderen das sog. RC-Vegtra (Arbeitstitel; Gruppe a in Tabelle 1), das durch gesonderten Rückbau- und Sortierungsverfahren entsteht. Dieser ist in seiner stofflichen Zusammensetzung mit dem RC-Mix vergleichbar, weist jedoch einen erhöhten Ziegelanteil auf. Aus beiden Materialien wurden Baumschuttmischungen mit je 25, 50 und 75 % RC-Anteil konzipiert (siehe Tabelle 1). Mithilfe von Oberboden- und Unterbodenaushub sowie Kompost wurden Kornverteilung und Anteil organischer Substanz harmonisiert und gem. den Empfehlungen für Baumpflanzungen der FLL (2010, Teil 2) sowie den Vorgaben der ZTV Vegtra Mü (2018) eingestellt. Zusätzlich untersuchen wir eine Kontrollgruppe mit einem ebenfalls aus bauseitigen Materialien hergestellten FLL-Substrat.

Tabelle 16: Arten und Zusammensetzung der untersuchten Baumschuttmischungen. Gruppe a basiert auf RC-Vegtra, Gruppe b auf RC-Mix

Gruppe	Substrat	Bauschuttanteil	Zusammensetzung
a	a75	75 %	45 % Ziegel / 30 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
	a50	50 %	30 % Ziegel / 20 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
	a25	25 %	15% Ziegel / 10 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
b	b75	75 %	22,5 % Ziegel / 52,5 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
	b50	50 %	15 % Ziegel / 35 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
	b25	25 %	7,5 % Ziegel / 17,5 % Beton+Mörtel+Putz / Rest Boden
Kontrollgruppe	FLL Baumschutt BW 1 bzw. ZTV Vegtra Mü Typ A, ohne Bauschutt		

Im Jahr 2020 wurden auf dem Gelände der ehemaligen Bayernkaserne München in sieben Versuchsplots mit verschiedenen Baumsubstratmischungen Winterlinden *Tilia cordata* gepflanzt ($n = 5$ bis 7). Seitdem werden die Stammzuwächse als Indikator für Wuchsbeeinträchtigungen erfasst. Zudem werden für jede Vegetationsperiode die pH-Werte im Boden gemessen. Seit der Vegetationsperiode 2022 werden mittels Time Domain Reflectometry (TDR)-Sensoren die volumetrischen Bodenwassergehalte (VWC) erfasst.

Zur Bewertung der Grundwassergefährdung durch perkolierendes Sickerwasser werden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Schüttel-Eluate (abgeschlossen)
- Säulenversuch im Aufwärtsstrom (laufend)
- Feldversuch: Quantifizierung und Probenahme mittels Kippzähler (seit 2021, laufend)

Im Fokus der Untersuchung stehen bauschutttypische Anionen wie Sulfat und Chlorid. Zusätzlich werden relevante Metalle gem. Prüfwerten Wirkungspfad Boden-Grundwasser BBodSchV sowie DOC geprüft. Als Richtwert für die Beurteilung der Grundwassergefährdung wird das Wasser-Feststoff (WF)-Verhältnis 2:1 gem. BBodSchV (2021) angesetzt. Stand August 2023 beträgt das WF-Verhältnis im Feldversuch 0,4:1. Im Rahmen der Präsentation werden aktuelle Ergebnisse über relevante Stoffgruppen für die Substratmischung „a75“ (75% Bauschutt) vorgestellt. Zur Bewertung der Stoffausträge werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (2016, Anhang 2) sowie, falls vorhanden, die Prüfwerte der BBodSchV (2021, Anlage 2, Tabelle 1) herangezogen.

3 Vorläufige Ergebnisse und Diskussion

3.1 Entwicklung der pH-Werte im Boden

Die pH-Mittelwerte der Substratmischungen lagen zu Beginn des Versuchs in der Vegetationsperiode 2020 über dem Grenzwert 8,2 der ZTV Vegtra Mü (2018). Die pH-Werte der Substrate a75, a50 sowie b75 und b50 lagen zudem über dem Grenzwert 8,5 der FLL (2010). Bereits in Vegetationsperiode 2021 konnten starke Abnahmen der pH-Werte in ein pflanzenverträglicheres Niveau im Sinne der FLL und teilweise der ZTV Vegtra Mü gemessen werden. Ab Vegetationsperiode 2022 entsprachen die pH-Werte aller Substrate den Anforderungen sowohl der FLL als auch der ZTV-Vegtra Mü (vgl.

Abbildung 41).

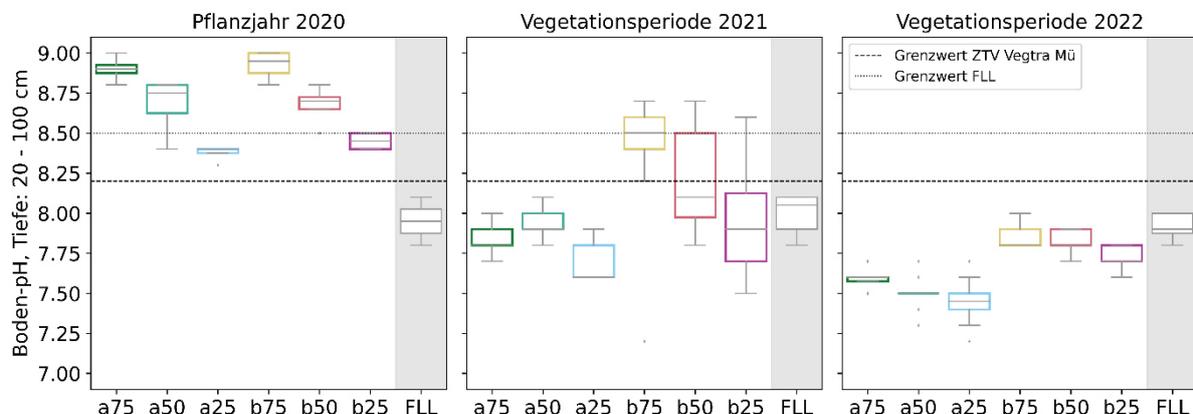


Abbildung 41: Entwicklung der Boden-pH-Werte in den Vegetationsperioden 2020 (=Pflanzjahr) bis 2022; Tiefe 20 - 100 cm u. GOK

3.2 Stammzuwächse der Versuchsbäume

In der Vegetationsperiode 2021 waren die Stammzuwächse der Versuchsbäume in allen Substraten einschließlich des Kontrollsubstrats gering. In der Vegetationsperiode 2022 konnten alle Versuchsbäume verhältnismäßig hohe Zuwächse verzeichnen. Mittels non-parametrischem Dunn's post-hoc test wurden signifikante Unterschiede der Stammzuwächse zwischen der bauschutthaltigen Substratmischung „a75“ im Vergleich zum FLL-Kontrollsubstrat festgestellt ($\alpha = 0,05$). In der Vegetationsperiode 2021 war der Stammzuwachs in der Gruppe „a75“ signifikant geringer als in der Kontroll-Gruppe, in der Vegetationsperiode 2022 war der Stammzuwachs der Gruppe „a75“ signifikant höher als in der Kontroll-Gruppe. Für alle anderen bauschutthaltigen Substrate wurden keine signifikanten Unterschiede im Vergleich zum Kontroll-Substrat festgestellt.

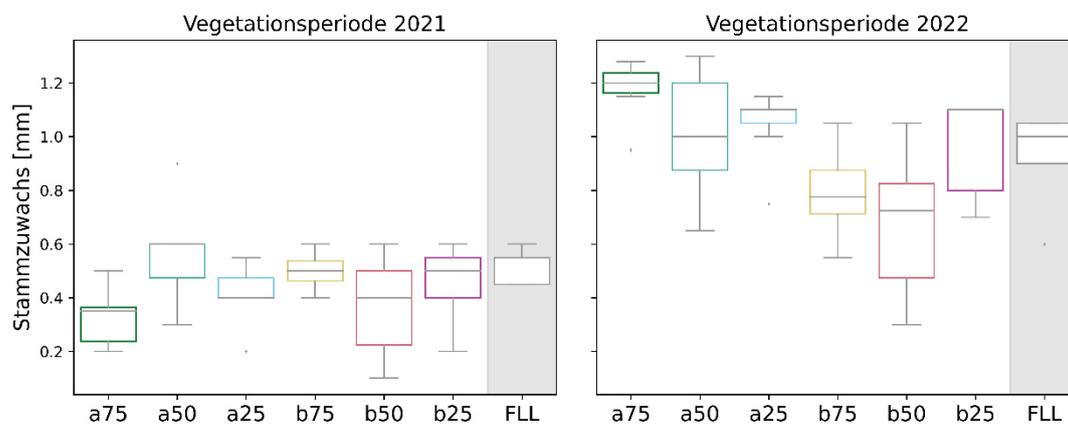


Abbildung 42: Stammzuwächse in den Vegetationsperioden 2021 und 2022

3.3 Stoffausträge

Die Diskussion der Stoffausträge erfolgt am Beispiel der Substratmischung „a75“ (75 % Bauschutt).

Organische Stoffe:

Der örtliche Verdachtssummenparameter PAK_{16} zeigte bereits zu Beginn des Feldversuchs weder Überschreitungen der Prüfwerte der BBodSchV noch der GFS.

Anionen:

Die Austräge von Sulfat bei geringen WF-Verhältnissen waren zu Beginn des laufenden Feldversuchs als auch im ausführlichen Säulenversuch hoch, die Konzentrationen überstiegen den GFS der LAWA. Mit zunehmendem WF-Verhältnis ließen sich jedoch rapide Abnahmen der Sulfat-Konzentrationen beobachten. Dies entspricht den Befunden der Schüttel-Eluat-Untersuchungen.

Die Austräge von Chlorid bei geringen WF-Verhältnissen waren zu Beginn des laufenden Feldversuchs als auch im ausführlichen Säulenversuch vergleichsweise hoch, jedoch unterhalb der GFS der LAWA. Mit zunehmendem WF-Verhältnis ließen sich schnell rapide

Abnahmen der Chlorid-Konzentrationen beobachten. Dies entspricht ebenso den Befunden der Schüttel-Eluat-Untersuchungen.

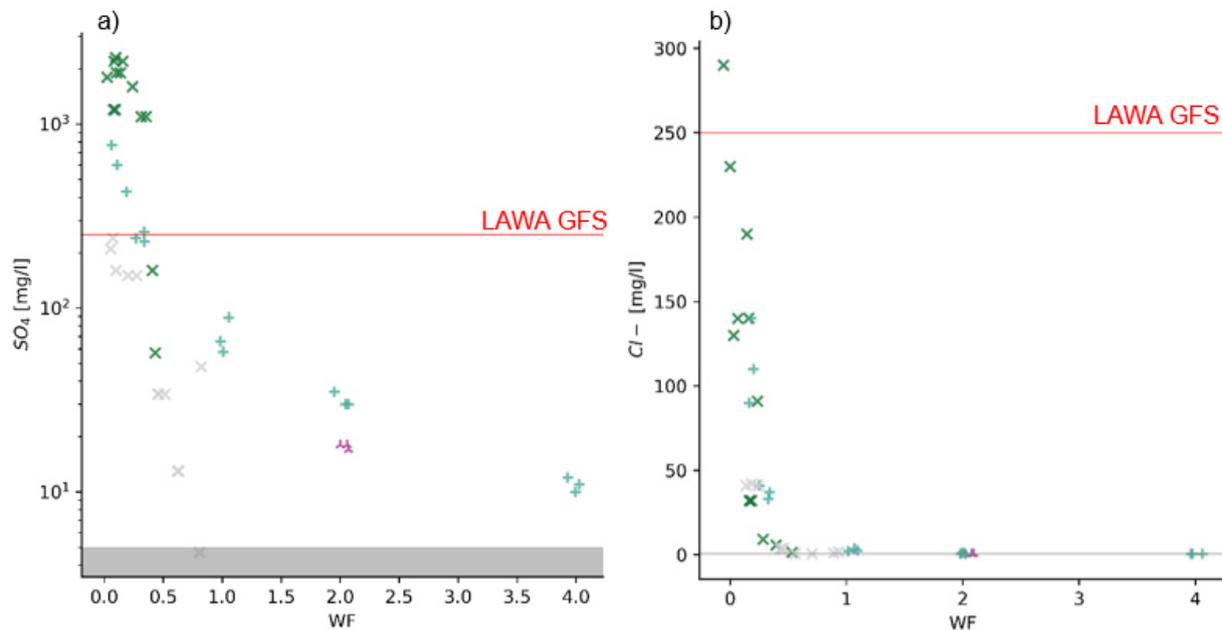


Abbildung 43: Substrat „a75“ (exemplarisch): Austräge von a) Sulfat, b) Chlorid im laufenden Feldversuch bis WF 0,4:1 (x-grün), ausführlichem Säulenversuch gem. DIN 19528 (+-blau) und Schüttel-Eluat gem. DIN 19529 im WF-Verhältnis 2:1 (^-lila) sowie zum Vergleich die Austräge des FLL-Kontroll-Substrats (x-grau)

Metalle:

Die Konzentrationen der meisten Metalle im untersuchten Säulen-Eluat und Sickerwasser im Feldversuch folgen den stofftypischen Abklingkurven mit zunehmendem WF-Verhältnis.

In den Schüttel-Eluat überstiegen bei WF 2:1 die Arsen- und Vanadium-Konzentrationen die GFS. Antimon, Bor, Chrom_{ges.}, Kupfer, Nickel und Zink waren jeweils unauffällig. Im ausführlichen Säulenversuch überschritten bei WF 2:1 die Antimon- und Arsen-Konzentrationen jeweils sowohl den GFS als auch den Prüfwert BBodSchV, die Vanadium-Konzentration überschritt den GFS. Im laufenden Feldversuch überschreiten die bisher (bis WF 0,4:1) gemessenen Antimon-, Bor-, Kupfer- und Vanadium-Konzentrationen den jeweiligen GFS.

3.4 Bodenwassergehalte

Die Bodenwassergehalte der untersuchten Substratmischungen weisen deutliche Unterschiede vor allem in trockenen Phasen mit erhöhten Lufttemperaturen auf (Abbildung 44). Mittels Tukey HSD post-hoc Test konnten im Substrat „a75“, also einem Substrat mit 75% Bauschuttanteil, für diese Phasen signifikant höhere Bodenwassergehalte im Vergleich zum FLL-Kontroll-Substrat nachgewiesen werden ($\alpha = 0,01$). Die Substrate „a50“ und „a25“ wiesen keine signifikanten Unterschiede auf. Die Bodenwassergehalte der Substrate der Gruppe b, also jene mit RC-Mix-Anteilen, waren durchweg niedriger im Vergleich zum FLL-Kontrollsubstrat.

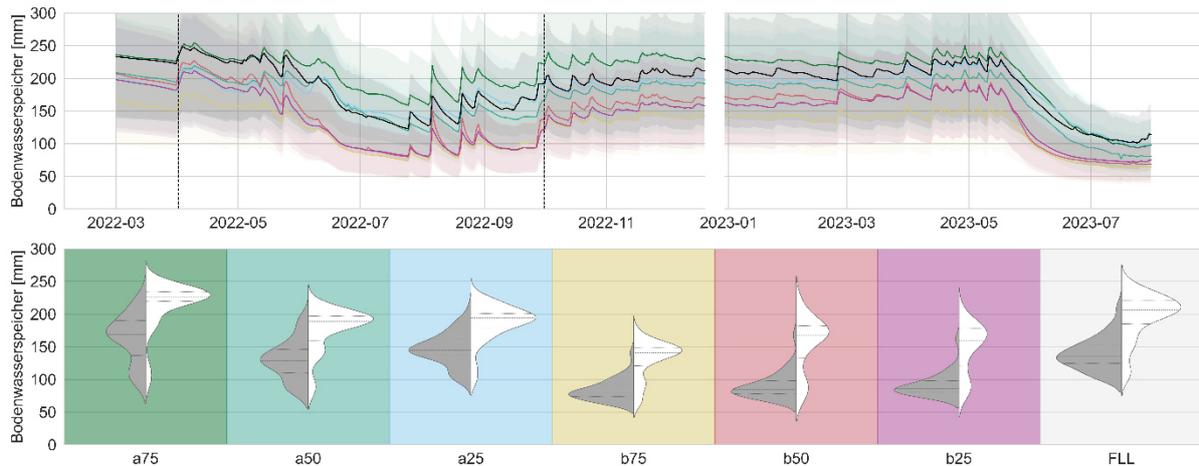


Abbildung 44: Bodenwasserspeicher über das gesamte Bodenkompartment 0 - 120 cm auf Tagesmittelwertbasis [mm]: Graue Flächen der Violinplots repräsentieren Tagesmittelwerte trockener Hitzewellen (Tagesmittel der Lufttemperatur > 22,1 °C, Tagesniederschlag < 1 mm), weiße Flächen alle anderen Tage.

4 Ausblick

Obwohl in den Substraten deutlich unterschiedliche Bodenwassergehalte festgestellt wurden, zeigen sich bisher keine signifikanten Unterschiede der Stammzuwächse der untersuchten Winterlinden in den bauschutthaltigen Substraten im Vergleich zum FLL-Kontroll-Substrat. Die zu Beginn des Versuchs stark erhöhten Boden-pH-Werte sanken binnen kurzer Zeit in pflanzenverträgliches Niveau. Eine schädliche Wirkung auf das Wachstum der etablierten Stadt- und Klimabaumart *Tilia cordata* kann daher nach bisherigen Erkenntnissen ausgeschlossen werden.

Die Stoffkonzentrationen in den Schüttel-Eluaten bei WF 2:1 waren im Vergleich mit den GFS der LAWA und Prüfwerten der BBodSchV größtenteils unauffällig. Eine Bewertung der Sickerwasserqualität im Feldversuch ist zum jetzigen Zeitpunkt aufgrund geringer Wasser-Feststoff-Verhältnisse noch nicht möglich. Allerdings lassen sich bei vielen Verbindungen bereits stofftypische Abklingkurven erahnen.

Der Feldversuch wird noch mindestens über die Vegetationsperiode 2023 hinweg durchgeführt und laufend um begleitende Laborversuche ergänzt.

Danksagung

Die vorgestellte Arbeit erfolgt im Auftrag der Landeshauptstadt München, Kommunalreferat, und entstand aus dem EU Urbact-Projekt „URGE“.

Literatur

BBodSchV Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, (2021).

Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist, (2012).

- FLL-Empfehlungen für Baumpflanzungen – Teil 2: Standortvorbereitungen für Neupflanzungen; Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate, (2010).
- Kluge, B., Pallasch, M., Geisler, D., Hübner, S. . (2022). Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung – Teil 1. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 69(5).
- LAWA, L. W. (2016). *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser - Aktualisierte und überarbeitete Fassung*. Stuttgart
- ZTV Vegtra Mü - Zusätzliche Technische Vorschriften für die Herstellung und Anwendung verbesserter Vegetationstragschichten, (2018).
-

Korrespondenz:

Sebastian Knoll
c/o Bodeninstitut Johannes Prügl
Moosburger Str. 5, 84072 Au/Hallertau, Deutschland
08752 / 9119
s.knoll@bodeninstitut.de

Posterflash – Teil 2

Auswaschung von Mecoprop aus Einstau-Gründächern: Wie beeinflussen verlängerte Einstauzeiten und Gründachmaterialien die Auslaugung von Mecoprop aus Bitumendachbahnen?

Daniel Nieß, Brigitte Helmreich – Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München, Am Coulombwall 3, D-85748 Garching

Kurzfassung: Wurzelfeste Dachabdichtungsbahnen sind fester Bestandteil jedes Gründachs. Der Wurzelschutz wird trotz chemiefreier Alternativen noch größtenteils durch Auxin-Herbizide wie Mecoprop sichergestellt. Dies führt zu hohen Auslaugungsraten dieser gewässerrelevanten Chemikalien. Das Einstau-Gründach ist eine neue an den Klimawandel angepasste Dachform. Durch den Einstau auf dem Dach ist das Regenwasser länger pflanzenverfügbar und ist somit ideal für lange Trockenperioden. Allerdings birgt die verlängerte Einstauzeit auch die Gefahr das höhere Mengen an Mecoprop ausgelaugt werden.

Key-Words: Mecoprop, Einstau-Gründächer, Auslaugung, Einstauzeiten, Bitumendachbahn, Biozide

1 Hintergrund

Die Urbanisierung mit fortschreitender Verdichtung der Städte und einer zunehmenden Zahl undurchlässiger Oberflächen verstärkt die negativen Auswirkungen des Klimawandels. So wird in manchen Regionen der städtische Heat-Island-Effekt gefördert und/oder das städtische Niederschlagsabflussvolumen nimmt zu. Low Impact Urban Design and Development (LIUDD) in Form von begrünten Dächern mindern diese negativen Einflüsse (Fletcher et al. 2015). Sie reduzieren die Dachttemperaturen durch Evapotranspiration und erhöhen die Rückhaltekapazitäten des Niederschlagswassers. Des Weiteren führt der verlangsamte Abfluss des Niederschlagswassers zu einem geringeren Spitzenabfluss (Shafique et al. 2018). Um diese Eigenschaften der Gründächer zu stärken, hat sich die Forschung in den letzten Jahren insbesondere auf die Wahl der Bepflanzung und des Gründachsubstrates fokussiert. Ein Thema einer möglichen Schadstoffauswaschung der ausgewählten Materialien oder der Einfluss, den diese Materialien auf das Auswaschungsverhalten des Gründachs haben können, ist wenig untersucht (Chenani et al. 2015).

Die Wurzelschutzbahn ist ein Teil des Gründaches, die immer verbaut werden muss. Sie schützt das Gebäude vor strukturellen Schäden durch eindringende Wurzeln, daher sind nur Wurzelschutzbahnen zugelassen, die durch die Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL), oder deren Verfahren, getestet wurden. Obwohl diese Schicht als physikalische Barriere hergestellt werden könnte wird sie aufgrund der einfacheren Herstellung, der geringeren Kosten und des zuverlässigeren Schutzes häufig mit Bioziden versetzt (Oh et al. 2007). Dabei gäbe es schon viele, von der FLL zugelassene, Biozid freie Alternativen wie die „BAUDER DIAMANT“, eine Bitumenbahn aus Plastomerbitumen mit einer glasverstärkten Polyesterbasis (Bauder 02.2021) die nur auf Grund ihres Kombinationsträgermaterials und des verstärkten Bitumenrezeptes Wurzelfestigkeit bietet.

Bei der chemischen Wurzelbarriere werden wiederum verschiedene Trägermaterialien, darunter vor allem verschiedene Bitumenarten, mit synthetischen Wachstumsregulatoren aus der Gruppe der Auxin-Herbizide behandelt. Eines der am häufigsten verwendeten Auxine ist Mecoprop (MCP), allerdings werden auch andere Stoffe wie 2-Methyl-4-

chlorphenoxyessigsäure (MCPA) eingesetzt. Die mit MCPA oder MCPA behandelten Bitumendachbahnen werden sowohl auf Flachdächern als auch Gründächern verbaut (Hachoumi et al. 2021). Wenn die Wurzeln mit der chemischen Wurzelsperre in Kontakt kommen, nehmen sie bestimmte Wachstumshormone auf, die das weitere Wurzelwachstum hemmen. Die Auswaschung der Herbizide wird hierbei hauptsächlich von der Verarbeitung in der Wurzelschutzbahn, sowie der Art der chemischen Verbindung beeinflusst. Die Herbizide können auf verschiedene Arten eingearbeitet werden, am weitesten verbreitet ist hierbei das Beimischen des Herbizids in den Bitumen. Wird diese Masse nun direkt auf eine Trägerschicht aufgebracht ist das Herbizid nun frei verfügbar und kann jederzeit ausgewaschen werden. Wenn allerdings eine weitere dünne Lage an Bitumen ohne Herbizid auf die Oberfläche aufgebracht wird, muss die Pflanze erst die oberste Bitumenschicht durchdringen, bis das Herbizid in der darunterliegenden Bitumenschicht freigesetzt wird. Dies führt zu einer Minimierung der Auslaugfläche und soll die Auswaschung stark reduzieren (Patentblatt EP 3 243 975 A1).

Eine weitere Form die Schadstoffauswaschung zu minimieren ist die Wahl der Herbizid Verbindung, diese können in reiner Form, als Vorstufe des gewünschten Herbizids sowie als Ester vorliegen. Vor allem letzteres hat den Vorteil, dass das Herbizid erst in Verbindung mit Wasser wieder freigesetzt wird und somit nicht direkt verfügbar ist. Unter anderem werden zur Wirkstoffdosierung auch sogenannte Mikrokapseln eingesetzt. Diese 10 bis 20 μm großen Kapseln bestehend aus einer organischen Polymermatrix steuern die Freisetzung diffusionskontrolliert, dadurch wird vor allem die Anfangsauswaschung der Stoffe stark abgesenkt (Schwerd et al. 2015). Die Technik der Verkapselung wird nach Angaben von swisspor auch in ihrem „swissporBIKUTOP PRO AQUA“ eingesetzt. Die dadurch verringerte Auslaugung führt nach der neuen Einstufung der BAFU zur Belastungsklasse „gering“ (BAFU, 2017; VSA, 2020)

Mecoprop und seine Transformationsprodukte sind persistent und können bis zu 2 Monate nach der Freisetzung in der Umwelt nachgewiesen werden. Da es sich nur schwer an Boden bindet und gut wasserlöslich ist, ist es sehr mobil und wird bei Infiltration durch die Bodenzone nicht durch Adsorption zurückgehalten. Die Transformation von MCPA erfolgt in erster Linie durch biologischen Abbau, dieser läuft wiederum am schnellsten im Boden ab. Die wichtigsten Einflussfaktoren für den Abbau sind die Temperatur, der Gehalt an organischen Stoffen oder anaerobe Bedingungen (Gómez-Ramírez & García-Fernández, 2014). Niedrigere Temperaturen und ein höherer Gehalt an organischen Stoffen führen zu einer Verringerung der Abbaurate. Daher könnte die lange Verweilzeit des in Einstau-Gründächern gespeicherten Niederschlagswassers in Kombination mit einer hohen organischen Belastung durch bestimmte Substratgemische, zu einer erhöhten Auswaschung von MCPA aus Bitumendachbahnen führen.

Ziel dieses Projekts ist es, den Einfluss langer Einstauzeiten und unterschiedlicher Gehalte an organischer Substanz auf das Auswaschungsverhalten von MCPA aus Bitumendachbahnen zu untersuchen und den Einfluss der Verweilzeit in Verbindung mit den verschiedenen Wassermatrizes auf die Auswaschung von MCPA aus der bituminösen Wurzelsperre zu bewerten.

2 Vorgehen

Das Projekt besteht aus Vorversuchen im Labor sowie Experimenten als Feldversuch. Bei den Laborexperimenten werden alle Gründachmaterialien, mit Ausnahme der Vegetation, auf ihr Auslaugverhalten nach DIN CEN TS 16637 untersucht (BAFU, 2017). Beim Dynamic Surface Leaching Test (DSLTL) werden die plattenförmigen Materialien des Gründachs für verschiedene Zeitintervalle in deionisiertes Wasser gelegt. Die schüttbaren Materialien werden

mit unterschiedlichen Volumina an deionisiertem Wasser durchströmt. Die so erhaltenen Proben werden auf MCPP untersucht. Zusätzlich wird Kupfer, Nickel, Vanadium, Zink, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Sulfat, Sulfit, Gesamtstickstoff, gelöster organischer Kohlenstoff, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert analysiert.

Über die Konzentrationsveränderung der ausgewaschenen Stoffe in Kombination mit pH-Änderungen wird das Auslaugverhalten und die Freisetzungsmechanismen der Gründachmaterialien unter Laborbedingungen bestimmt. Das berechnete Auslaugverhalten

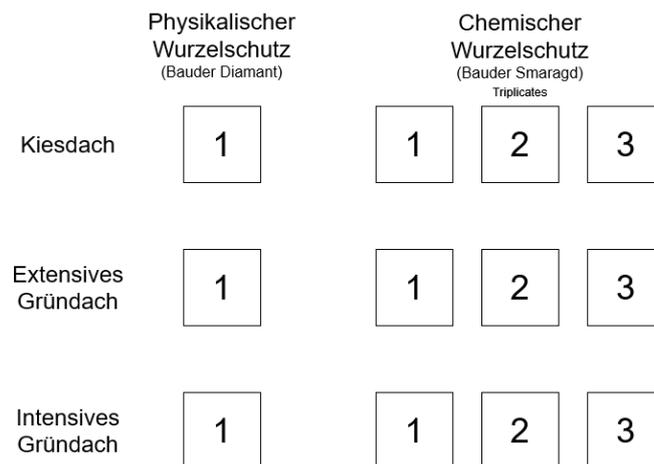


Abbildung 1: Aufbau des Versuchsaufbaus im Feldmaßstab

aus den Laborexperimenten wird in den Feldversuchen unter natürlichen Bedingungen weiter getestet, um andere Einflüsse der realen Regenwassermatrix zu erfassen, da das berechnete Auslaugverhalten aus den Laborexperimenten mit deionisiertem Wasser nur bedingt auf ein reales Gründach übertragbar ist.

Bei den im Feldmaßstab durchgeführten Versuchen handelt es sich um eine Kombination aus zwei Arten von Wurzelschutzbahnen und drei verschiedenen Dachstrukturen: einem Kiesdach, einem extensiv begrünten Dach und einem intensiv begrünten Dach, jeweils mit einer physikalischen Wurzelschutzbahn und einer mit Bioziden versehenen bituminösen Wurzelschutzbahn. Da es sich bei den verwendeten Dachstrukturen um Einstaudächer handelt, ist die Verweilzeit des Regenwassers auf der wasserundurchlässigen Wurzelschutzbahn stark erhöht. Dies steht im Verdacht die Auslaugung zu erhöhen (Burkhardt et al. 2017). Messungen haben Verweilzeiten von bis zu 1,5 Jahren ergeben. Ziel dieser Versuche ist es, den Einfluss der Wasserverweilzeit in Verbindung mit den verschiedenen Wassermatrizes auf die Auswaschung von MCPP aus der bituminösen Wurzelsperre zu bewerten. In den Vorversuchen hat sich gezeigt, dass von der physikalischen Wurzelschutzbahn keine Schadstoffe emittiert werden. Die Dächer, die diese Art von Wurzelschutz verwenden, dienen daher als Kontrollgruppen für die Dächer, die mit den MCPP-haltigen Bitumenbahnen ausgestattet sind.

3 Methodik

Für den DSLT wurden alle plattenförmigen Materialien, darunter alle verbauten Vliese, Retentionsboxen und Abdichtungsbahnen getestet. Da ein bestimmtes Volumen zu Oberflächenverhältnis von 25L/m² erreicht werden musste, wurden alle Materialien auf die vorgegebene Größe zugeschnitten, dabei wurde die Oberfläche der Retentionsboxen mittels des Oberflächenangleichsverfahrens, per Alufolie bestimmt. Die Materialien wurden nun in

sich verlängernden Intervallen in Bechergläser mit Milli-Q Wasser getaucht. Nach jedem Intervall wurde das Wasser gewechselt und eine Probe der Aliquote analysiert.

Bei der Horizontalen Perkolationsprüfung der schüttbaren Materialien, wurden sowohl die beiden Substrate als auch alle einzelnen Bestandteile der Substrate untersucht, dafür wurden von unten beschickte Säulen mit den einzelnen Substraten gefüllt und für einen bestimmten, substratspezifischen Zeitraum gleichmäßig durchströmt. Die vier Zeiträume wurden so gewählt, dass der Flüssigkeit zu Feststoffgehalt bei 0,3;1;2 und 4 liegt. Mit den so erhaltenen Werten können später die Auswaschungsrate sowie die Auswaschungsmechanismen bestimmt werden.

Für die Feldversuche wurden die in Abbildung 1 gezeigten Flachdächer nachgebaut. Jedes Dach besteht aus einer Holzbox, als Trägermaterial; einer Isolation, um starke Temperaturschwankungen auszugleichen; einer Schweißschicht, zum Schützen der Dämmung; sowie der wurzelfesten Abdichtungsbahn. Der weitere Aufbau ist Dachspezifisch, das Kiesdach besitzt über der Abdichtungsbahn lediglich eine 5 cm hohe 16/32 Rundkiesschicht, während die Gründächer noch aus Schutzvlies, Retentionsbox, Speichervlies, sowie dem spezifischen Substrat und der spezifischen Vegetation bestehen. Da die Einstaudächer oder auch 0°-Dächer immer waagrecht sein müssen, wurden höhenverstellbare Füße verbaut um mögliche Setzungen aus zu gleichen. Des Weiteren besitzt jedes Dach eine analoge Wasserstandsanzeige sowie einen Ablauf zur Probennahme und einen Notüberlauf auf 7,5 cm Höhe. Da diese maximale Einstauhöhe so vom Gründachhersteller vorgesehen ist, um eine Vernässung der Pflanzen zu vermeiden. Für den Auslaugversuch werden die Substrate der extensiv und intensiv begrünter Dächer gesättigt. Danach werden alle Dächer mit einer für den Standort definierten, immer gleichbleibenden Regenmenge beschickt. Nun wird das Dach überdacht, damit kein zusätzlicher Regen während des Versuchs die Messungen stört. Nun wird das in den Dächern gesammelte Wasser für verschiedene sich steigernde Zeitintervalle gespeichert. Nach jedem Zeitintervall wird das Dach geleert und eine Probe genommen. Die so entstehende Kurve soll Aufschluss über den Zusammenhang von Einstauzeiten und Biozidauslaugung liefern.

4 Ergebnisse

Die Probenanalyse aus dem DSLT-Versuch hat ergeben das nur die Bitumenbahn mit dem Wurzelschutzmittel MCPP oberhalb der Grenzwerte lag. Für die Grenzwerte wurden die Daten aus LAWA, der Neufassung der BBodSchV sowie anderer relevanter Schriften zur Einleitung von Regenwetterabfluss ins Grundwasser herangezogen.

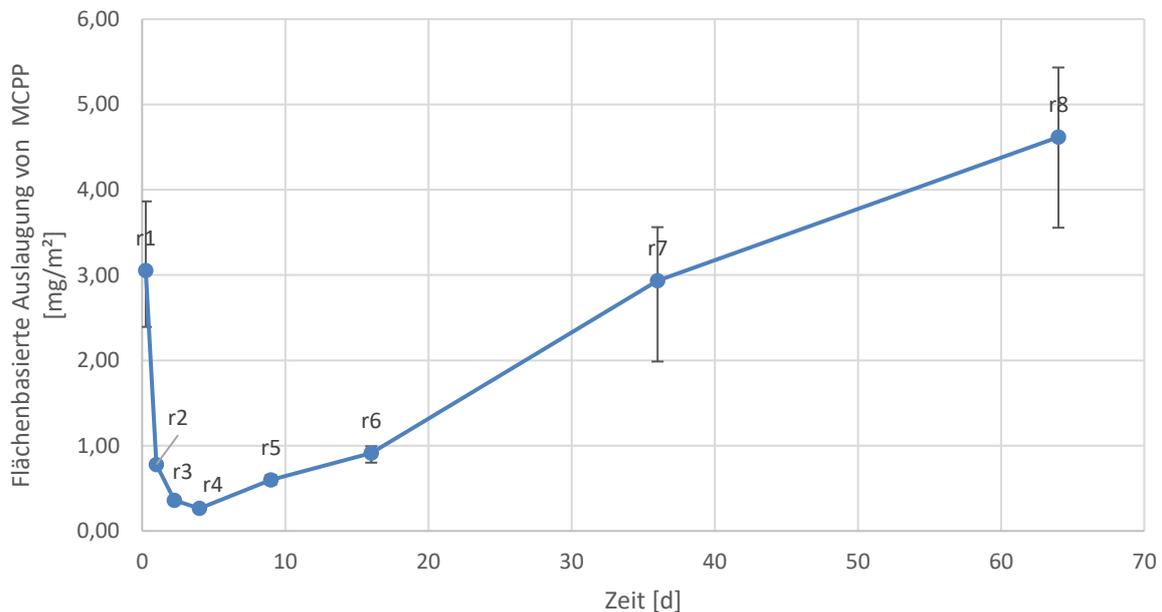


Abbildung 45: Analyseergebnisse der Flächenbasierten Auslaugung von MCP über den gesamten Zeitraum der DSLT-Prüfung

Die Analyse hat ergeben das besonders der erste Zyklus stark belastet ist, dies kann ein Indiz für eine Abwaschung sein. Dieses Phänomen tritt sehr häufig auf, da sich durch den Herstellungsprozess häufig hohe Konzentrationen auf der Oberfläche des Materials ansammeln. Im Weiteren sinkt die Konzentration, bis Zyklus 4 was ebenfalls noch Teil der Abwaschung sein kann, da keine aktive Durchmischung während der Zyklen stattgefunden hat. Ab Zyklus 5 sehen wir wieder einen Anstieg der Konzentration, bis auf einen Maximalwert von über 4,5 mg/m². Diese Werte stimmen mit den gesammelten Werten aus der Literatur überein. Auch wenn der Verlauf der Kurve nach einer Diffusion getriebenen Auslaugung aussieht, konnten dies die Werte des DSLT leider nicht eindeutig bestätigen. Weitere Untersuchungen zu den genauen Auslaugungsmechanismen müssen daher durchgeführt werden.

5 Literatur

Bauder (02.2021): Produktdatenblatt BauderDIAMANT Schiefer graphitschwarz. PDF.

Patentblatt EP 3 243 975 A1, 15.11.2017: Bitumenbahn mit Wurzelschutz.

Burkhardt, Michael; Schmidt, Stella; Gohl, Matthias; Zenker, Armin; Schmocker, Martin; Zbinden, Daniel et al. (2017): Behandlung von Regenwasser. Grosstechnische Erfahrung mit unterirdischer Retention und nachgeschaltetem Adsorberfilter (No 4).

Chenani, Sanaz Bozorg; Lehvavirta, Susanna; Hakkinen, Tarja (2015): Life cycle assessment of layers of green roofs. In: *Journal of Cleaner Production* 90, S. 153–162. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.11.070.

Fletcher, Tim D.; Shuster, William; Hunt, William F.; Ashley, Richard; Butler, David; Arthur, Scott et al. (2015): SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. In: *Urban Water Journal* 12 (7), S. 525–542. DOI: 10.1080/1573062X.2014.916314.

Hachoumi, Imane; Pucher, Bernhard; Vito-Francesco, Elisabetta de; Prenner, Flora; Ertl, Thomas; Langergraber, Guenter et al. (2021): Impact of Green Roofs and Vertical Greenery Systems on Surface Runoff Quality. In: *Water* 13 (19), S. 2609. DOI: 10.3390/w13192609.

01.11.2017: Information über chemische Durchwurzelungsschutzmittel in Bitumenbahnen - Stand 2017.

Oh, Sang-Keun; Kwak, Kyu-Sung; Sun, Yoon-Suk; Kwon, Shi-Won (2007): A Study on Test Methods for Performance Appraisal of Root Barrier Applying to Green Roofs. In: *Journal of the Korean Institute of Building Construction* 7 (1), S. 79–84. DOI: 10.5345/JKIC.2007.7.1.079.

Schwerd, Regina; Scherer, Christian; Breuer, Klaus (2015): Wirkstoff-Restgehalte verkapselter und freier Biozide in hydrophoben Fassadenbeschichtungen. In: *Bauphysik* 37 (6), S. 308–314. DOI: 10.1002/bapi.201510037.

Shafique, Muhammad; Kim, Reeho; Rafiq, Muhammad (2018): Green roof benefits, opportunities and challenges - A review. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90, S. 757–773. DOI: 10.1016/j.rser.2018.04.006.

VSA (2020): swissporBIKUTOP PRO AQUA.

Korrespondenz:

Daniel Nieß
Am Coulombwall 3
85748 Garching
+49.89.289.13780
daniel.niess@tum.de

Kopplung von grün - blauen Maßnahmen von der Planungsphase bis zur Umsetzung

„Schwammstadt Stein“ – Baumrigolen in der Erprobung

Jörg Jaroszewski¹

1 Stadt Stein, Hauptstraße 56, 90547 Stein, Deutschland

Kurzfassung: In Zeiten des Klimawandels nehmen die kommunalen Baumbeständen eine Schlüsselrolle ein, wenn es darum geht, Hitzeinseln in den Städten entgegenzuwirken. Insbesondere bei Neupflanzungen haben die Fachämter der Kommunen mit enormen Problemen zu kämpfen, um Grün in den Städten adäquat mit Wasser zu versorgen. Aus diesem Grund wurden in der Stadt Stein in Zusammenarbeit mit dem IB Siegle Baumrigolen realisiert, die einen Großteil der versiegelten öffentlichen Straßen-, Park- und Gehwegflächen zur Versorgung der Bäume mit dezentral gereinigten Oberflächenwasser nutzen.

Key-Words: Schwammstadt, Baumrigole, Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, Abwasserreinigung, Baumsubstrate

1 Grundsätzliches

Im Rahmen ihrer Planungshoheit regeln Städte und Gemeinden die Bauleitplanungen ihrer gemeindlichen Belange.

Die Bauleitplanung regelt die Nutzung des Bodens und die Bebauung einer bestimmten Region. Sie ist daher für die Städte das wichtigste Instrument, um eine geordnete und nachhaltige städtebauliche Entwicklung zu gewährleisten.

Zu den städtebaulichen Aspekten zählen u.a. auch Festsetzungen zur Grünordnung und Erschließung, z.B. der Entwässerung.

In städtebaulichen Verträgen kann dabei die Realisierung an private Träger vergeben werden.

Wichtig ist, dass Städte und Gemeinden grundlegende „Eigenschaften und Prinzipien“, gerade vor dem Hintergrund des Klimaschutzes, in der Bauleitplanung vorgeben können.

Damit kann in einer Bauleitplanung das „Prinzip Schwammstadt“ als wesentlicher Bestandteil umgesetzt werden.

Wer nach dem „Prinzip Schwammstadt“ handeln möchte, muss Wasser am Ort der Entstehung zwischenspeichern und zumindest teilweise wieder in den Kreislauf zurückführen können.

Dies geschieht durch unterschiedlichste Maßnahmen und Bauweisen. Grundsätzlich spielen jedoch Pflanzen (Gräser, Stauden, Sträucher) und besonders Bäume aufgrund der Verdunstungs-, Beschattungs- und Kühlleistung eine entscheidende Rolle. Als Schwamm dienen unter anderem speziell hergestellte Substrate.

2 Das Projekt

Im Jahr 2019 begann die Stadt Stein mit der Bauleitplanung zur Errichtung eines Wohngebiets in der Blumenstraße – Lilienstraße.

A



B



Abbildung 1 A/B: Baugebiet 8d Blumenstraße-Lilienstraße
 A = Auszug aus dem Bebauungsplan;
 B = Visualisierung der zukünftigen Bebauung, hier mit Darstellung der vorhandenen Entwässerungsstränge; Bilder Stadt Stein

Bauträger ist das Nürnberger Wohnbau-Unternehmen „Schultheiß Projektentwicklung AG“, die nach Rechtskraft des B-Planes die Erschließungsmaßnahme umsetzt.

Im Zuge der Vorplanungen zeichnete sich frühzeitig ab, dass der vorhandene Mischwasserkanal für die zukünftig zu erwartenden Oberflächenwasserabflüsse unterdimensioniert sein würde. Die Stadt Stein schlug dem Träger vor, eine innovative, bis dahin in Bayern noch nicht verbaute Form der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung einzusetzen: **Die Baumrigole.**

Das im gesamten öffentlichen Verkehrsraum anfallende Oberflächenwasser sollte zu 100% vor Ort versickern. Planerisch wurden hierfür 21 Baumrigolen vorgesehen.

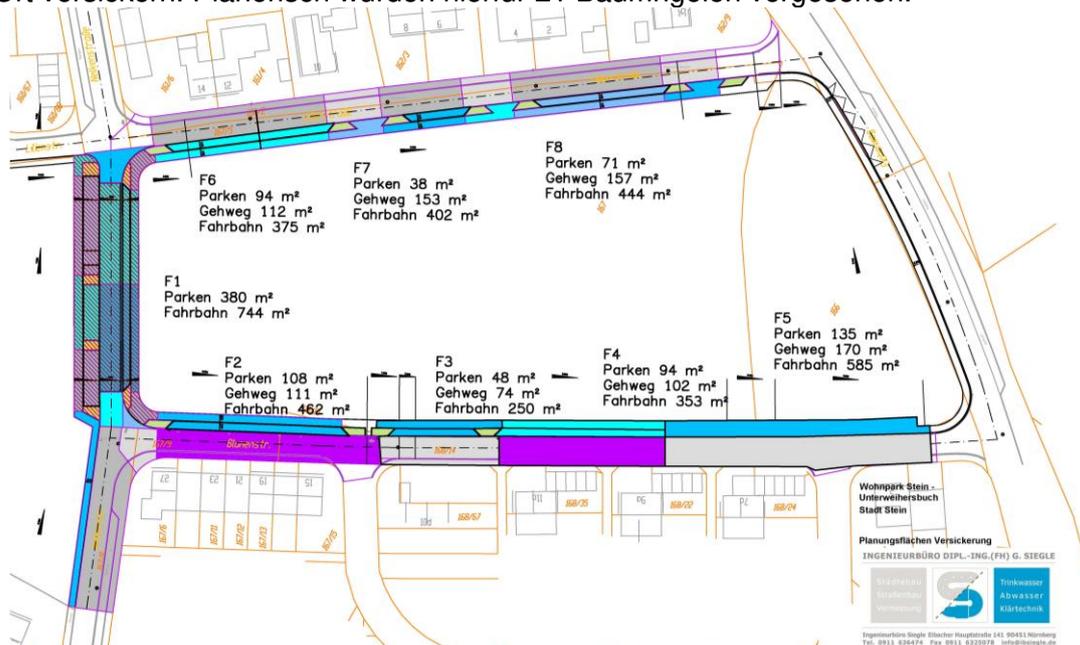
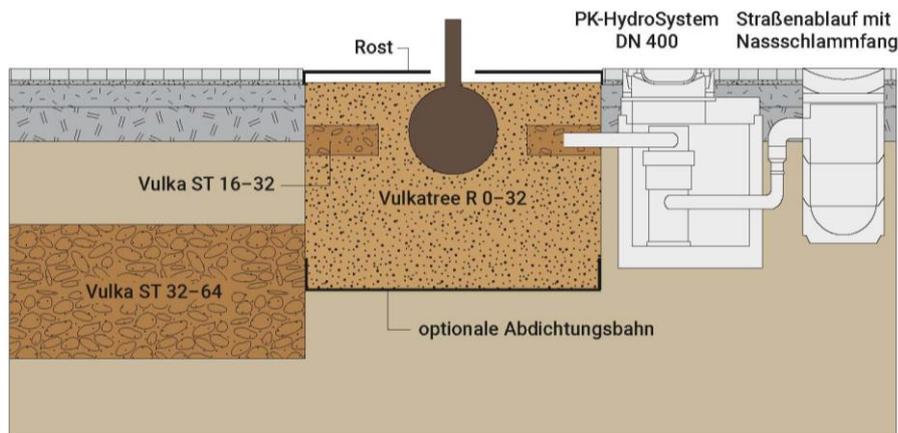


Abbildung 2: Planungsgrundlage, Versickerungsflächen, IB Siegle

Zum Thema Baumrigolen konnte das IB Siegle auf Informationen des Unternehmens Vulkatec Riebensahm GmbH aus Kretz bei Andernach zurückgreifen.

A



B



Abbildung 3 A/B: A= Planungsgrundlage, Abb. 10, Broschüre Baumrigolen;
B= Deckblatt Broschüre Baumrigolen, beides Vulkatec Riebensahm GmbH

Als besondere Herausforderung für das Planungsbüro Siegle ging es darum, die Vorgaben der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) und die Empfehlungen für Baumpflanzungen der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung und Landschaftsbau e.V. (FLL) in Einklang zu bringen.

Eine Lösung wurde durch die Ergänzung der Bauweise 10 aus Abb. 3A um einen Sicherheitsstraßenablauf AQUAFOEL der Firma AQUA CLEAN GmbH erreicht.

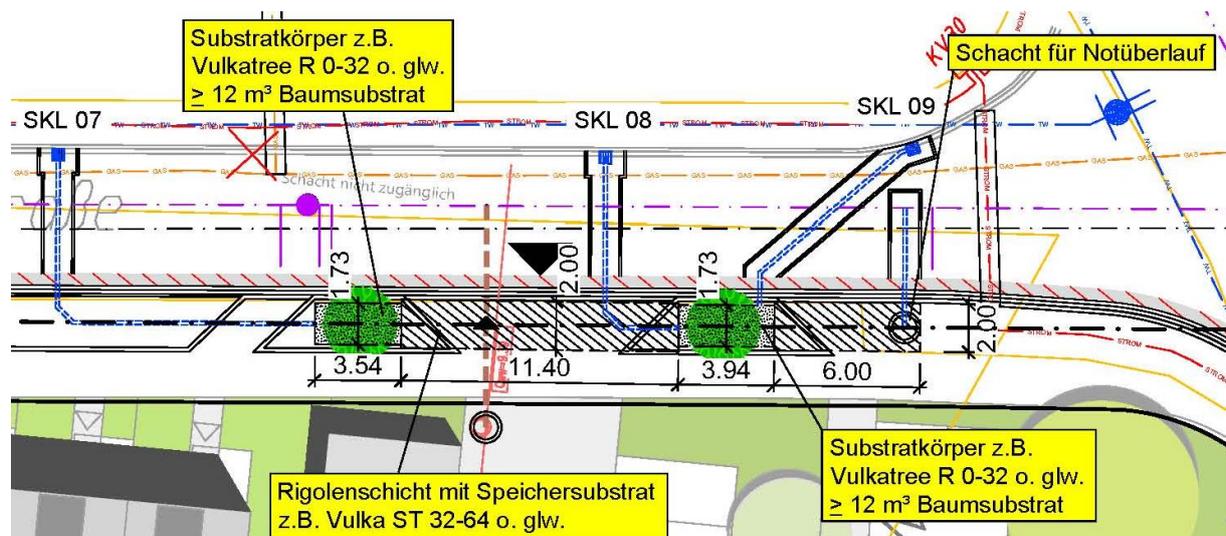


Abbildung 4: Fertiges Entwässerungssystem mit bepflanzten Baumrigolen mit Zu- und Überlaufleitungen, IB Siegle; (SKL= Sicherheitsstraßenablauf AQUAFOEL)

3 Funktion

Das System ist dezentral angelegt und jeder einzelne Sicherheitsstraßenablauf („AQUAFOEL“, Aqua Clean GmbH) kann, an diesem Standort, ein 5-jähriges Regenereignis auf einer Fläche von bis zu 400m² aufnehmen, reinigen und ableiten.

Die Reinigung des Oberflächenwassers erfolgt durch ein Mehrkammersystem (Abb. 5A), das in letzter Konsequenz auch den Eintrag von Öl und Benzin verhindern kann.

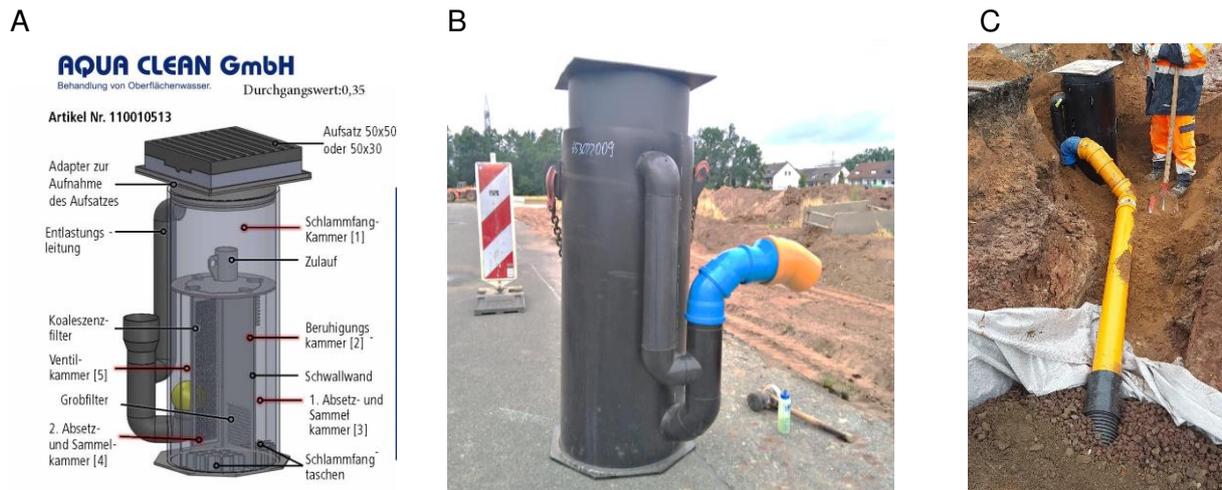


Abbildung 5 A/B/C: A = Zeichnung Aufbau AQUAFOEL, AQUA CLEAN GmbH
 B = AQUAFOEL vor Einbau,
 C = AQUAFOEL mit Zuleitung zum Wassertransport in die Schicht Vulka ST 16-32mm; Bilder IB Siegle / Stadt Stein

Ausschreibungstext der AQUA CLEAN GmbH (in Auszügen zur Verdeutlichung des Aufbaus):

Pos.2 PE-Sicherheits-Straßenablauf DA 500, für Aufsätze 500 x 500 mm, H= 1200 mm mit Wechselfilter-System, als dezentrale Behandlungsanlage für belastetes Oberflächenwasser:

PE-Sicherheits-Straßenablauf DA 500 mit Geruchsverschluss, Notüberlauf und Auftriebsicherung, Abscheide und Rückhaltetechnik über 5-Kammer-System mit Vorfilter und Koaleszenzfilter oder Aktivkohlefilter, inkl. Sicherheitsventil als Sperre für den Austritt von Leichtflüssigkeiten in die Kanalisation und zusätzlich mit Schlammfangtaschen und Drossel zur Vermeidung von Feststoffaustrag bei hoher hydraulischer Belastung und Entlastungsleitung als Behandlungsanlage für Oberflächenwasser ... Einzugsbereich: von 300-350 m , Abflussmenge: bis 9,5 l/s, Behandlungsleistung: 3,2 l/s... // Ende Ausschreibungstext.

Im geschlossenen Teil des Rohrleitungssystems (Abb. 5C) wird das gereinigte Wasser, ggf. unter den Verkehrsflächen hindurch (Abb. 4), zu den Baumrigolen transportiert.

Am Baumstandort angekommen, wird das Wasser über geschlitzte Rohre (Abb. 6A Zulauf) in eine grobe „Spülschicht“ (Vulka ST 16-32mm) eingeleitet.

Die „Spülschicht“ verhindert einen Rückstau zum Sicherheitsstraßenablauf und dient andererseits dazu, Wasser gleichmäßig in das „Schwammfähige Rigolensubstrat“ (Vulkatree R 0-32mm) einzuleiten.

Das Wasser soll hierbei gleichmäßig um die Wurzeln des Baumes verteilt werden. Die Einleitung findet in Höhe der Wurzeln statt, so dass ein Wasserabzug nach unten gewährleistet bleibt.

Das feine, schwammähnliche Rigolenssubstrat (Vulkatree R 0-32mm) dient dem Baum als durchwurzelungsfähiger Standraum.

A



B

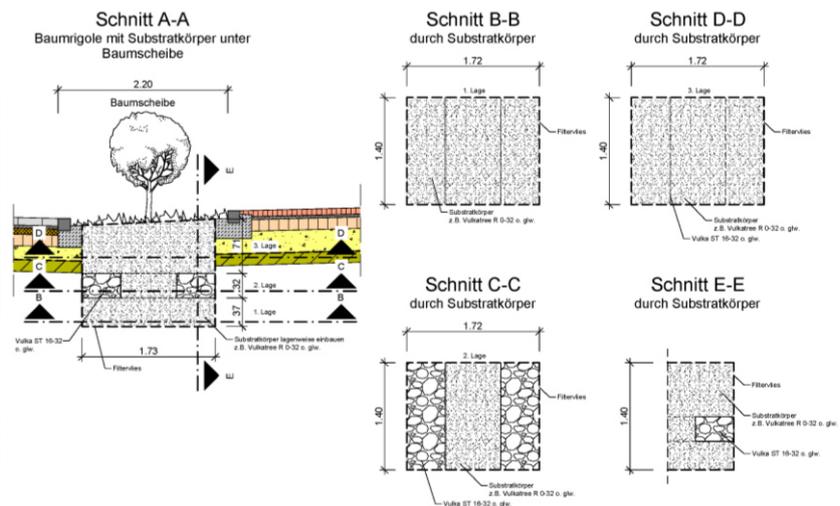


Abbildung 6 A/B: A = Detail Baumgrube, Ebene der Wassereinleitung, Bild IB Siegle
B = Baumscheibe/Grube mit Substratkörper, Plan IB Siegle

Ist das feine Rigolenssubstrat gesättigt, läuft das Wasser über in einen zusätzlichen Retentionsraum der aus grober LAVA (Vulka ST 32-64mm) besteht (Abb. 6A und 7).

Sobald auch dieser Retentionsraum gefüllt ist, läuft das überschüssige Wasser in einen Notüberlauf mit Anstauvorrichtung, der an den vorhandenen Mischwasserkanal angeschlossen ist. Im Idealfall läuft kein Wasser in den Kanal über.

Erreicht wird dies zusätzlich mit den nach unten offenen Substratkörpern, die eine Versickerung in den darunterliegenden Boden ermöglichen und eine Schädigung der Baumwurzeln verhindern. Der Untergrund muss daher für eine Versickerung geeignet sein.

Die Versickerungsfähigkeit des Bodens und der Retentionsraum aus Lava-Substrat, werden in den Berechnungen zur Entwässerung entsprechend berücksichtigt.

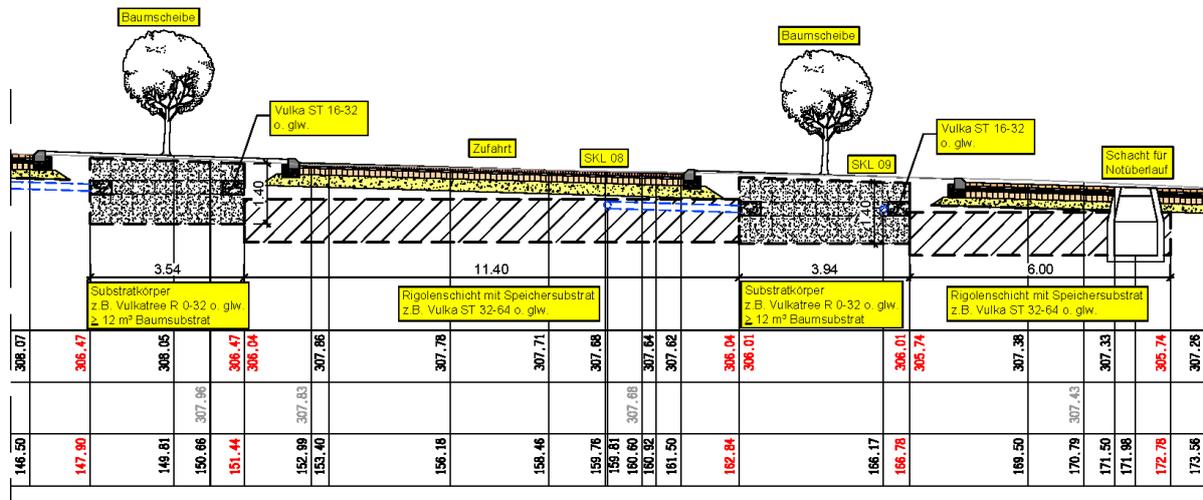


Abbildung 7: Verbindung der einzelnen Rigolen untereinander mit Zu- und Überlauf sowie groben „Stauraum“ zwischen den Baumstandorten, IB Siegle

Eine weitere Lösung für dieses Baugebiet stellt eine Linienentwässerung mit der Sickermulde D-Rainclean der Fa. Funke Kunststoffe GmbH dar, die mit einem speziellen Substrat zur Wasserbehandlung ausgestattet ist und ebenfalls in angrenzende Baumrigolen mit zusätzlichem Retentionsraum entwässert.

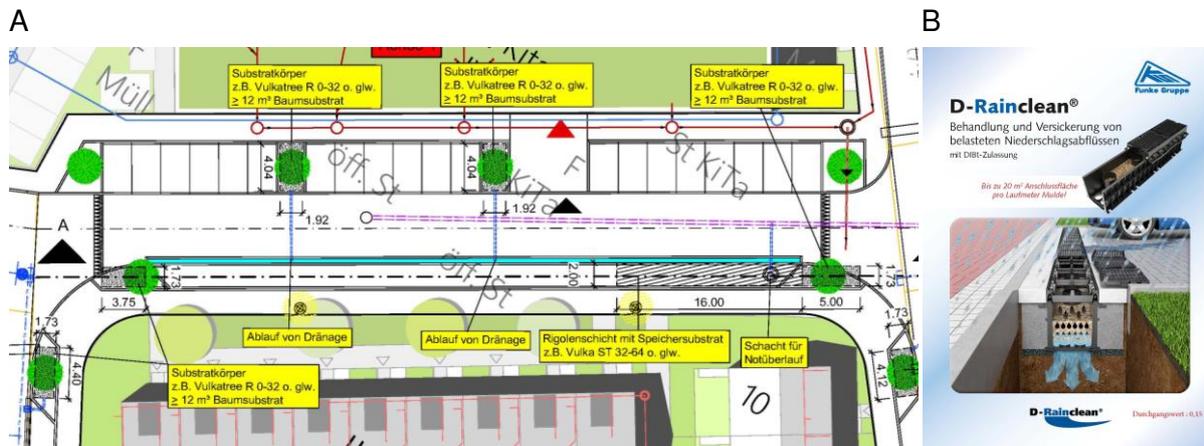


Abbildung 8 A/B: A = Linienentwässerung, Bild IB Siegle
 B = Flyer D-Rainclean, Bild Funke Kunststoffe GmbH

Um nun den Schwammstadteffekt zu komplettieren, fehlen die Bäume in den Feinsubstraten. Durch ihre Verdunstungsleistung entsteht, zumindest anteilig, der geforderte Kreislauf des Wassers. Der Schwamm gibt das gespeicherte Wasser wieder zurück.

Die Auswahl der Bäume erfolgt in Zusammenarbeit mit der Bayerischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG) Veitshöchheim, die durch den dort ansässigen Langzeitversuch „Stadtgrün 2021+: Neue Bäume braucht das Land!“ bereits wertvolle Vorarbeit geleistet hat.

Besonders interessant macht dieses Projekt, dass die Entwässerung aufgrund der bayerischen Niederschlagswasserfreistellungsverordnung erlaubnisfrei ist, da deren

Vorgaben beachtet werden! Es muss also kein langwieriges und kompliziertes Wasserrechtsverfahren durchlaufen werden.

4 Ausblick

Da diese Systeme kaum, und in dieser speziellen Zusammensetzung noch nie, verbaut wurden, beabsichtigt die Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau (LWG) Veitshöchheim, das Projekt langfristig mit einem Versuch zu unterstützen.

Die Versuchsfrage könnte lauten: Wie kommen unterschiedliche Stadtbäume mit der Rigolenbauweise zurecht und schaffen es die Baumrigolen für eine ausreichende Wasserversorgung zu sorgen?

Was wir heute schon wissen ist, dass Streusalz nicht in das System gelangen darf, da es schädlich für den Baum ist und durch die hier verwendeten Reinigungsanlagen nicht herausgefiltert werden kann. Daher findet auf den Fahrbahnen kein Winterdienst statt und Bürger werden entsprechend sensibilisiert, kein Streusalz zu verwenden.

Ein weiteres Baugebiet ist bereits nach dem „Prinzip Schwammstadt“ in Stein im „Krügelpark“ entstanden. Hier liegt der Fokus auf speziell verwendete Substrate im Bereich von Flachdachbegrünungen und Flächenversickerungen. Auch hier verschwindet kein Tropfen Wasser aus dem Quartier.

5 Literatur

DWA (2020): Arbeitsblatt DWA-A 138-1. Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser – Teil 1: Planung, Bau, Betrieb. Entwurf. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

DWA: Merkblatt DWA-M 153. Handlungsempfehlung zum Umgang mit Regenwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

FLL-Richtlinie Empfehlungen für Baumpflanzungen – Teil 2; Standortvorbereitungen für Neupflanzungen; Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate, 2. Ausgabe, 2010, Bonn.

Broschüre Baumrigolen, Nachhaltige Lösungen für die innerstädtische Baumpflanzung, Vulkatec-Riebensahm GmbH, Kretz.

Produktbeschreibung, Ausschreibungstexte, AQUAFOEL, AQUA CLEAN GmbH, Reichshof-Wehnrath

Produktbeschreibung, Broschüre D-Rainclean, Behandlung und Versickerung von belasteten Niederschlagsabflüssen, Funke Kunststoffe GmbH, Hamm-Uentrop

Korrespondenz:

Jörg Jaroszewski
Stadt Stein, Stadtgärtnerei, Hauptstraße 56, 90547 Stein, Deutschland
+49 911 6801-2248
j.jaroszewski@stadt-stein.de

Auswirkungen von blaugrünen Klimaanpassungsmaßnahmen auf das Stadtklima und das menschliche Wohlbefinden: Ergebnisse aus dem Projekt cool-INN

Yannick Back^{1*}, Florian Kretschmer², Trojer Michael³ & Manfred Kleidorfer¹

¹ Universität Innsbruck, Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich für Umwelttechnik, Österreich

² Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz, Österreich

³ IKB - Innsbrucker Kommunalbetriebe, Innsbruck, Österreich

Kurzfassung:

Im Rahmen des Projekts cool-INN wurde ein Stadtpark in Innsbruck, Österreich, mit Hilfe von blaugrüner Infrastruktur umgestaltet, um den Kühleffekt, die Lebensqualität und das Wohlbefinden in den Sommermonaten zu verbessern. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem blaue Infrastrukturen kühle Orte im Park schaffen, die in der Lage sind, den UTCI - Universal Thermal Climate Index um 10 °C zu senken und die geringste Anzahl von Hitzetagen, im Vergleich zu anderen Stellen im und außerhalb des Parks, zu verzeichnen. Die Ergebnisse des sozialen Monitorings bekräftigen die klimatischen Ergebnisse.

Key-Words: Blaugrüne Infrastruktur, Klimawandelanpassung, Stadtpark, Hitzestress, Wasserverfügbarkeit, Lebensqualität

1 Einleitung

Die Auswirkungen des Klimawandels beeinträchtigen die Lebensqualität in den Städten und stellen eine Bedrohung für StadtbewohnerInnen dar. Räumlich geplante und verwaltete Anpassungsmaßnahmen wie multifunktionale blaugrüne Infrastrukturen sind in der Lage, steigenden Temperaturen und häufigeren und extremeren Hitzewellen und Niederschlagsereignissen entgegenzuwirken (Almaaitah et al., 2021). Ein wichtiges Element in stadtweiten Anpassungsstrategien stellen städtische Parks dar, welche die lokalen Temperaturen und den städtischen Wärmeinseleffekt verringern können (Yao et al., 2022). Im Rahmen des Projekts cool-INN (Projektdauer: 2020-2023) wurde ein Stadtpark in Innsbruck, Österreich, mit Hilfe von blaugrünen Klimawandelanpassungsmaßnahmen umgestaltet (Abb. 1), um den Kühleffekt, die Lebensqualität und das Wohlbefinden in den Sommermonaten zu verbessern. Zudem stellt der Park auch ein Versuchsgebiet der Umsetzung und der Durchführung von Bewertungsstudien solcher Anlagen dar.

2 Parkumgestaltung

Um die im Vorfeld gesetzten Ziele zu erreichen, wurden folgende Maßnahmen in der Neugestaltung integriert: (1) Oberflächengestaltung mit durchlässigen Belegen, begrünten Flächen und Bäumen, (2) zentrale offene Wasserfläche, Brunnen, Nebelsystem und offene Wasserläufe und (3) ein kontrollierbarer Wasserkreislauf, der sowohl Trinkwasser als auch recyceltes Wasser enthält, um die blauen und grünen Elemente im Park zu versorgen. Die konkreten Maßnahmen beinhalten sowohl die Oberflächenumgestaltung, blaue Maßnahmen, als auch grüne Maßnahmen. Zur Minderung der Hitzebelastung eignen sich sowohl die

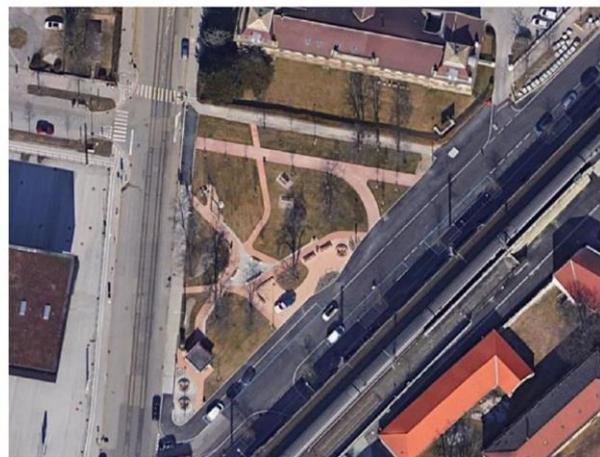
Sprühnebelinstallationen, als auch kleinere Bachläufe und das zentrale Wasserspiel. Eine Oberflächenumgestaltung hin zu durchlässigen Belegen, wie die verwendete Wassergebundene Wegedecke, nähern sowohl die Energie- als auch die Wasserbilanz an der Oberfläche wieder einem natürlicheren Zustand an und fördern somit die Verdunstung und den damit verbundenen Kühleffekt. Ihre Porosität lässt Wasser in den Untergrund versickern, wodurch dieses wiederum für die Pflanzen im Park zur Verfügung steht.

Vor der Umgestaltung



Credit: Land Tirol, 2019

Nach der Umgestaltung



Credit: Google Maps, 2022

Abbildung 46. Neugestaltung eines Stadtparks in der Stadt Innsbruck, Österreich. Links: Vor der Umgestaltung. Rechts: Nach der Umgestaltung.

3 Ergebnisse

Im Sommer 2022 wurden umfangreiche Messungen in dem neu gestalteten Park durchgeführt, um die Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, dass blaue Infrastrukturen (zentrales Wasserelement und Sprühnebel) kühle Orte im Park schaffen, die in der Lage sind, den UTCI - Universal Thermal Climate Index (ein Index zur Beurteilung des thermischen Wohlbefindens des Menschen) um 10 °C zu senken (Abb. 2) und die geringste Anzahl von Hitzetagen (Tageshöchsttemperatur > 30 °C) im Vergleich zu anderen Stellen im Park und außerhalb des Parks (Vegetationsflächen, durchlässige und versiegelte Flächen) zu verzeichnen (Abb. 3). Die oberflächennahe Bodentemperatur wurde mittels eines Sensors, welcher 2 cm unterhalb der Oberfläche eingebracht wurde, kontinuierlich an insgesamt 10 Standorten und vier verschiedenen Oberflächentypen (Asphalt, Wiese, Drainbeton und Wassergebundene Wegedecke) gemessen. Aus den Daten geht hervor, dass die Tages- und Nachtverläufe der Temperaturen der verschiedenen Oberflächentypen immer gleich auftreten. Am kühlpsten sind die Wiesenflächen. Am heißesten werden, wie zu erwarten, die Asphaltflächen. Interessant ist, dass die Wassergebundene Wegedecke und der Drainbeton nahe des zentralen Wasserelements niedrigere Temperaturen aufweisen, als ihr Pendant im Bereich der Trafik (am südlichen Ende des Parks). Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Bereich der Trafik sonnenreicher und schattenärmer ist und im Bereich des zentralen Wasserelements potenziell mehr Wasser zur Verfügung steht. Im Vergleich zeigt sich die Wassergebundene Wegedecke kühler als der Drainbeton, was wiederum auf deren Aufbau sowie das Material zurückzuführen ist. Der Drainbeton hat durch seine Offenporigkeit die Eigenschaft Wasser schnell versickern zu lassen. Dadurch kann er Wasser jedoch nicht halten, welches das Material bei Sonneneinstrahlung kühlen würde. Durch die Austrocknung heizt sich der Drainbeton in weiterer Folge auf. Die Wassergebundene Wegedecke hält anfallendes Niederschlagswasser länger in den unteren Aufbausichten und kühlt somit bis

zur Oberfläche bei nachstehender Sonneneinstrahlung, auch über einen längeren Zeitraum nach dem letzten Niederschlagsereignis.

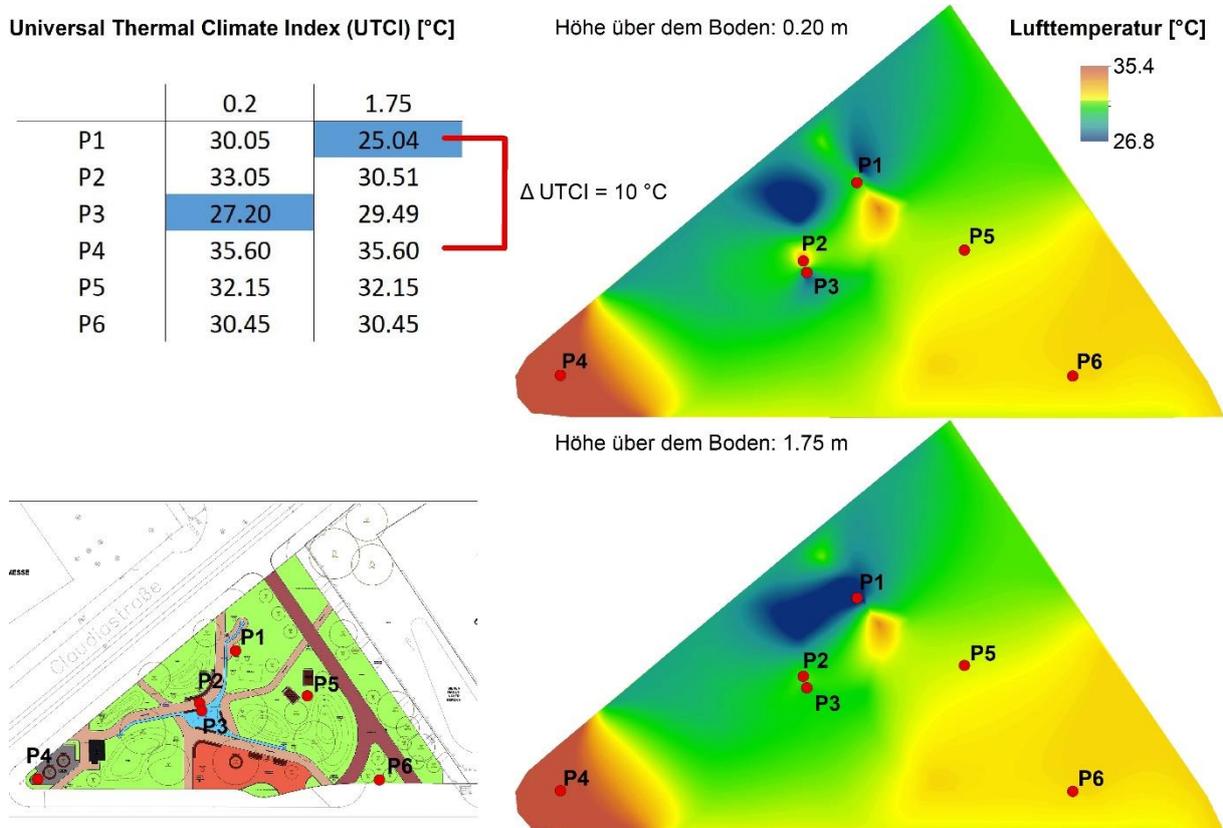


Abbildung 47. Lufttemperaturverteilung im neu gestalteten Park und UTCI-Werte für sechs spezifische Standorte in zwei verschiedenen Höhen (0,2 m und 1,75 m über dem Boden). Übernommen und verändert nach: Endbericht cool-INN 2023 (in Bearbeitung).

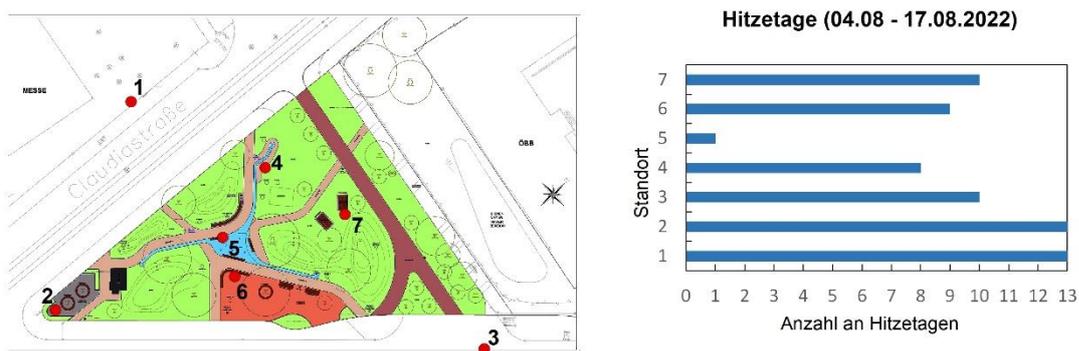


Abbildung 48. Anzahl der Hitzetage an sieben verschiedenen Standorten innerhalb eines Zeitraums von zwei Wochen im August 2022. Übernommen und verändert nach: Endbericht cool-INN 2023 (in Bearbeitung).

Die Ergebnisse des sozialen Monitorings stimmen mit den beobachteten und berechneten Klimadaten überein und zeigen, dass sich die Parkbesucher bevorzugt in der Nähe der Wasserflächen aufhalten. Sowohl das soziale Monitoring als auch das klimatische Monitoring

zeigen deutlich, dass eine zugängliche und wahrnehmbare blaugrüne Infrastruktur die klimatischen Bedingungen und das menschliche Wohlbefinden verbessern und einen erheblichen Nutzen für die Lebensqualität auf Stadtteilebene erbringen kann.

4 Erkenntnisse aus dem Projekt cool-INN

Die installierten Maßnahmen sorgen für eine spürbare und messbare Kühlwirkung. Die Kühlwirkung ist jedoch sehr lokal und außerhalb des Parks nicht mehr wirksam. An Ort und Stelle sorgt ein gut konzipierter Stadtpark, bestehend aus blauer und grüner Infrastruktur, für eine „Kühloase“ und einen Wohlfühl- bzw. Rückzugsort für Menschen, und ggf. auch deren Haustiere, deren Wohnungen keine Terrasse oder Balkon haben und sich im Sommer unerträglich aufheizen. Um den Kühleffekt auf eine stadtweite Ebene zu heben benötigt es mehrere solcher Kühloasen, welche im Idealfall noch mittels grüner oder blauer Korridore verbunden sind.

5 Schlussfolgerungen

Klimaangepasstes Bauen muss in die Stadtplanung verankert werden. Das Projekt cool-INN zeigt auf, dass die Maßnahmen lokal greifen und, wenn vermehrt in der Stadt installiert, auch einen entscheidenden Einfluss auf das Stadtklima haben können. Die Wiederherstellung einer möglichst naturnahen Wasser- und Energiebilanz fördert die Versickerung und die Verdunstung von Wasser, was wiederum die lokalen Temperaturen senkt. Berücksichtigt man nun jedoch die Aspekte durch den Klimawandel stärker ausgeprägter Trockenperioden und der früher einsetzenden Vegetationsperiode, wird ersichtlich, dass die Versickerung und die natürliche Speicherung von Wasser auf und innerhalb innerstädtischer Vegetationsflächen an Grenzen stoßen, um die Vegetation über die Sommermonate hinweg ausreichend mit Wasser zu versorgen. Eine trockene, unter Stress stehende Vegetation ist nicht mehr in der Lage, entscheidend zur Verdunstungskühlung beizutragen. Neben der Entsiegelung von Flächen, durch beispielsweise begrünte Dächer oder wasserdurchlässige Gehwege, muss ein strategisches Niederschlagsmanagement zur nachhaltigen Wasserversorgung der Vegetation angedacht werden. Eine dezentrale Behandlung des Niederschlagswassers auf dem eigenen Grund wird in Innsbruck bei Neubauprojekten seit 2001 mit dem Inkrafttreten des Tiroler Kanalisationsgesetzes (TiKG 2000) bereits durchgesetzt. Das heißt, Niederschlagswasser darf nicht in die Kanalisation eingeleitet werden. Diese Regelung ergibt sich jedoch rein aus der Reduktion der Abflüsse im Kanal bzw. in der Reduktion der Zuflüsse in die Abwasserreinigungsanlage. Eine Regenwasserspeicherung und -nutzung steht nicht im Fokus. Zusätzlich empfiehlt es sich daher die Regenwassernutzungen zur Bewässerung von öffentlichen, aber auch privaten Grünflächen zu forcieren. In Kombination mit der Versickerung zur Grundwasseranreicherung sollte so die natürliche Wasserbilanz eines unbebauten Gebiets bestmöglich nachgebildet werden. Die Speicherung kann, je nach verfügbarem Wasser und gebrauchtem Volumen, beispielsweise in Regentonnen, Zisternen oder unterirdischen Speichern erfolgen. Sie kann aber auch durch einen Teich oder andere integrierte Wasserlandschaften erfolgen, um so wieder einen Mehrfachnutzen zu generieren. Grüne Maßnahmen in der Stadt sollten nicht mehr ohne ein strategisches Niederschlagsmanagement zur nachhaltigen Bewässerung geplant werden.

6 Literatur

ALMAAITAH, T., APPLEBY, M., ROSENBLAT, H., DRAKE, J. & JOKSIMOVIC, D. 2021. The potential of Blue-Green infrastructure as a climate change adaptation strategy: a systematic literature review. *Blue-Green Systems*, 3, 223-248.

YAO, X., YU, K., ZENG, X., LIN, Y., YE, B., SHEN, X. & LIU, J. 2022. How can urban parks be planned to mitigate urban heat island effect in “Furnace cities” ? An accumulation perspective. *Journal of Cleaner Production*, 330, 129852.

Danksagung

Diese Arbeit entstammt dem Projekt cool-INN (Projekt Nr. KR19SC0F14953), Förderungszeitraum: Februar 2020 bis Januar 2023, gefördert aus Mitteln des Klima- und Energiefonds im Rahmen des Programms „Smart Cities Demo - Living Urban Innovation 2019“. Ein Endbericht wird im Laufe der zweiten Hälfte des Jahres 2023 unter folgendem Link abrufbar sein: <https://smartcities.at/projects/cool-inn-kuehle-urbane-lebensraeume-fuer-eine-resiliente-gesellschaft/>.

Korrespondenz

Dr. Yannick Back
Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck, Österreich
0043 512 507 62120
yannick.back@uibk.ac.at

GIS-basierte Methodik zur Flächenkategorisierung nach DWA-A 102-2

K. Sedki¹, C. Scheid¹, D. Giebler¹, U. Dittmer¹

¹ RPTU Kaiserslautern-Landau, Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern (D)

Kurzfassung: Zur Bewertung der AFS63-Flächenbelastung nach DWA-A 102-2 wurde eine (teil-) automatisierbare GIS-Methodik erarbeitet und in zwei Projektgebieten getestet. Amtliche Daten (ALKIS und DOP) zur Bewertung anhand der Flächennutzung wurden mit ortsspezifisch verfügbaren nicht-amtlichen Informationen (z. B. OpenStreetMap) ergänzt. Im Fokus der Standardisierung standen Dach- und Verkehrsflächen sowie die Abgrenzung von Grünflächen. Durch eine rasterbasierte Überlagerung konnten bis zu 86 % aller Einzelflächen stofflich nach DWA-A 102-2 kategorisiert werden. Für die übrigen Flächen ist eine manuelle Prüfung und Zuweisung erforderlich.

Key-Words: GIS, Flächenkategorisierung, ALKIS, AFS63, DWA-A 102

1 Veranlassung und Zielsetzung

Mit der Veröffentlichung der Arbeits- und Merkblattreihe DWA-A 102/BWK-A 3 (DWA, 2021) steht eine einheitliche Grundlage zur Bewertung der AFS63-Flächenbelastung von Niederschlagswasserabflüssen zur Verfügung. Bei der Erschließung oder Umgestaltung neuer Flächen ist die Festlegung der Belastungskategorie eine Einzelfallentscheidung, die sich an der neuen Flächennutzung und -befestigung orientiert und aufgrund des Umfangs häufig gut manuell im Planungsprozess umgesetzt werden kann. Auch für den erheblich größeren Anwendungsfall stadtgebietsweiter Bewertungen des Flächenbestands existieren bereits erste Studien (Wessels & Leutnant 2021, Schneider et al. 2022).

Mit dem vorliegenden Beitrag wird eine GIS-basierte Methodik zur individuellen Zuweisung von Flächenkategorien nach DWA-A 102-2 (Anhang A) vorgestellt, die im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität Rheinland-Pfalz (MKUEM) entwickelt und anhand von zwei ausgewählten Projektgebieten validiert wurde. Mit dieser allgemein anwendbaren, (teil-) automatisierbaren Methodik sollen Fragestellungen der Regen- und Mischwasserbehandlung aus der Ingenieurpraxis unterstützt und auf einer möglichst objektiven Datenbasis bearbeitet werden können.

2 Datengrundlage und Methodik

Der erste Schritt der in Abbildung 49 dargestellten Methodik umfasst die Datenakquisition. Diese fokussiert die in Rheinland-Pfalz (RLP) flächendeckend verfügbaren Grundlagendaten, die sich aus ortsspezifischen Datensätzen (z. B. Kanalkataster, Linienpläne ÖPNV, Baumkataster) und einem Basis-Daten-Pool zusammensetzen. Die Datensätze im Basis-Daten-Pool sind mit Ausnahme der OSM-Daten flächendeckend in RLP über das Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation RLP verfügbar. Für die GIS-basierte Vorgehensweise wurden ausschließlich Standard-Geoverarbeitungswerkzeuge genutzt, die in den meisten GIS-Softwarelösungen (z. B. QGIS, ArcGIS) verfügbar sind.

Im Zuge der Datenauswertung werden alle Datensätze mit relevanten Informationsgehalten vorverarbeitet. Hierzu zählt insbesondere eine umfassende Auswertung der in den ALKIS-

Objektarten codierten Flächennutzungsinformationen, aber auch die Ermittlung von Abflusswirksamkeiten und Befestigungsgraden. Zuerst wird anhand des RGBI-Farbspektrums der Digitalen Orthofotos (DOP) der Befestigungsgrad je Flurstück (ohne Verkehrs- und Gebäudeflächen) grob abgeschätzt. um Vegetationsflächen zu bestimmen, wird der Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) des RGBI-DOP berechnet. Anhand der DOP werden auch die Gebäudedachflächen über die ALKIS-Unterscheidung hinaus unabhängig von der Gebäudenutzung klassifiziert, um Dachflächen mit besonderer Belastung (SD1, SD2, z. B. Metalldächer) zu identifizieren. Im Bereich der Verkehrsflächen werden je nach Verfügbarkeit DTV-Angaben, OSM-Straßenklassen, Haltestellen- und Kreuzungsbereiche (mit erhöhter Flächenbelastung) berücksichtigt (vgl. Abbildung 49: runde Kategorie-III-Flächen in Ergebniskarte).

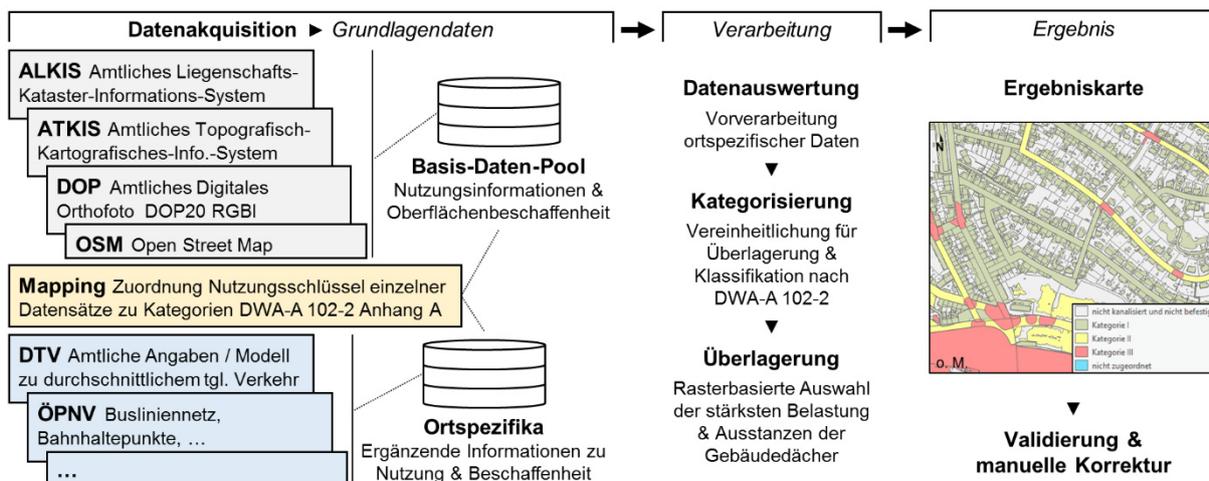


Abbildung 49: Ablaufschema der Methodik zur Flächenkategorisierung

Der vorverarbeitete Datenpool dient als Grundlage für die räumliche rasterbasierte Überlagerung. Dazu wird zuerst im Schritt der Kategorisierung jeder zu berücksichtigende Datensatz anhand eines Klassifizierungsschlüssels einer Flächengruppe nach DWA-A 102-2 (Anhang A) und somit auch den Belastungskategorien I bis III zugewiesen. Einen Sonderfall stellen dabei die Gebäudeumrisse (Dachflächen) dar: Da Dachflächen in den häufigsten Fällen der Flächengruppe D zuzuordnen sind, unterscheidet sich ihre Kategorisierung häufig von der nutzungsbezogenen Flächenkategorie des umgebenden Flurstücks. Die Dachflächen werden daher nach der rasterbasierten Überlagerung (Abbildung 49) in einem weiteren Schritt aus der Flurstücksfläche ausgestanzt.

Für die Überlagerung wurde je Rasterfeld der höchste Wert der Belastungskategorien der Einzeldatenraster aus den verschiedenen Informationsquellen in das Ergebnisraster übernommen. Im Anschluss an die Rückführung der überlagerten Informationen werden diese flurstücksscharf zusammengefasst und die Anteile der Belastungskategorien an der Gesamtfläche ausgewiesen. Eine Belastungskategorie für die Gesamtbewertung wird nur dann als maßgeblich übernommen, wenn ihr Anteil an einer Flurstücksfläche mehr als 70 % beträgt. Anderenfalls wird die automatisierte Bewertung als nicht ausreichend eindeutig angesehen und ein Ergebniswert zur gesonderten manuellen Prüfung ausgegeben.

Zusätzlich müssen alle Flurstücke mit fehlenden oder nicht eindeutigen Eingangsinformationen manuell ausgewertet und kategorisiert werden. Für die abschließende Validierung mit etwaiger Korrektur der Kategorisierung sind das DOP auszuwerten und/oder Ortsbegehungen durchzuführen. Validiert werden sollte überall dort, wo die methodische

Flächenzuordnung als unsicher gilt oder bei Flächen mit hohen AFS63-Frachtanteilen (großen Einzelflächen mit hoher Belastungskategorie). Nach Abschluss der Validierung liegt die Verteilung der potenziellen AFS63-Flächenbelastungen nach DWA-A 102-2 als Ergebniskarte vor (Abbildung 49).

3 Ergebnis und Diskussion

Mit der vorgestellten Methodik wurden zwei Untersuchungsgebiete bearbeitet, um deren Flurstücke (teil-) automatisiert einer Belastungskategorie nach DWA-A 102-2 Anhang A zuzuordnen. Das Gebiet „Stadt“ ist ein kompaktes Stadtgebiet mit ca. 84.000 Einwohnern auf einer Siedlungsfläche von ca. 23,8 km² mit einem mittleren Befestigungsanteil von ca. 55 %. Das Gebiet „Gemeinde“ ist ein ländlich bis kleinstädtisch geprägtes Gebiet mit ca. 20.000 Einwohnern (einschl. Umland), an dessen Entwässerungssystem die umliegenden Dörfer angeschlossen sind. Insgesamt hat es eine Siedlungsfläche von ca. 5,0 km² mit einem mittleren Befestigungsanteil von ca. 46 %.

Das Ergebnis der Zuordnung durch Anwendung der GIS-basierten Vorgehensweise (Abbildung 2) weicht von den erwarteten Aufteilungen ab. Die als Referenz in DWA-A 102-2 angesetzte Flächenaufteilung (BK I ca. 30 %, BK II ca. 60 % und BK III ca. 10 %) wird hinsichtlich der Gesamtbelastung unterschritten: In vielen TEZG liegt der Anteil von Kategorie-I-Flächen über 30 % und von Kategorie-II-Flächen unter 60 %. Für das zweite Gebiet „Gemeinde“ ist dieses Verhältnis stärker ausgeprägt. Im Gebiet „Stadt“ (Abbildung 2 oben) liegt westlich des Zentrums ein Industrie- und Gewerbegebiet. Entsprechend der erwarteten Nutzung sind die Flächenanteile der Kategorien II und III in den gewerbelastigen Teileinzugsgebieten höher. In den umliegenden Stadtteilen, z. B. im Norden und im Süden, ist die ländliche Prägung durch hohe Anteile der Kategorie I zu sehen. Für Flächen, die typisch für diese Gebiete sind, wurde von einer geringen Fluktuation und geringen Belastung durch partikulär gebundene Schadstoffe aus Umwelt, Verkehr und Gewerbe ausgegangen. Diese wird für das gewerblich und industriell geprägte Teileinzugsgebiet hoch eingeschätzt.

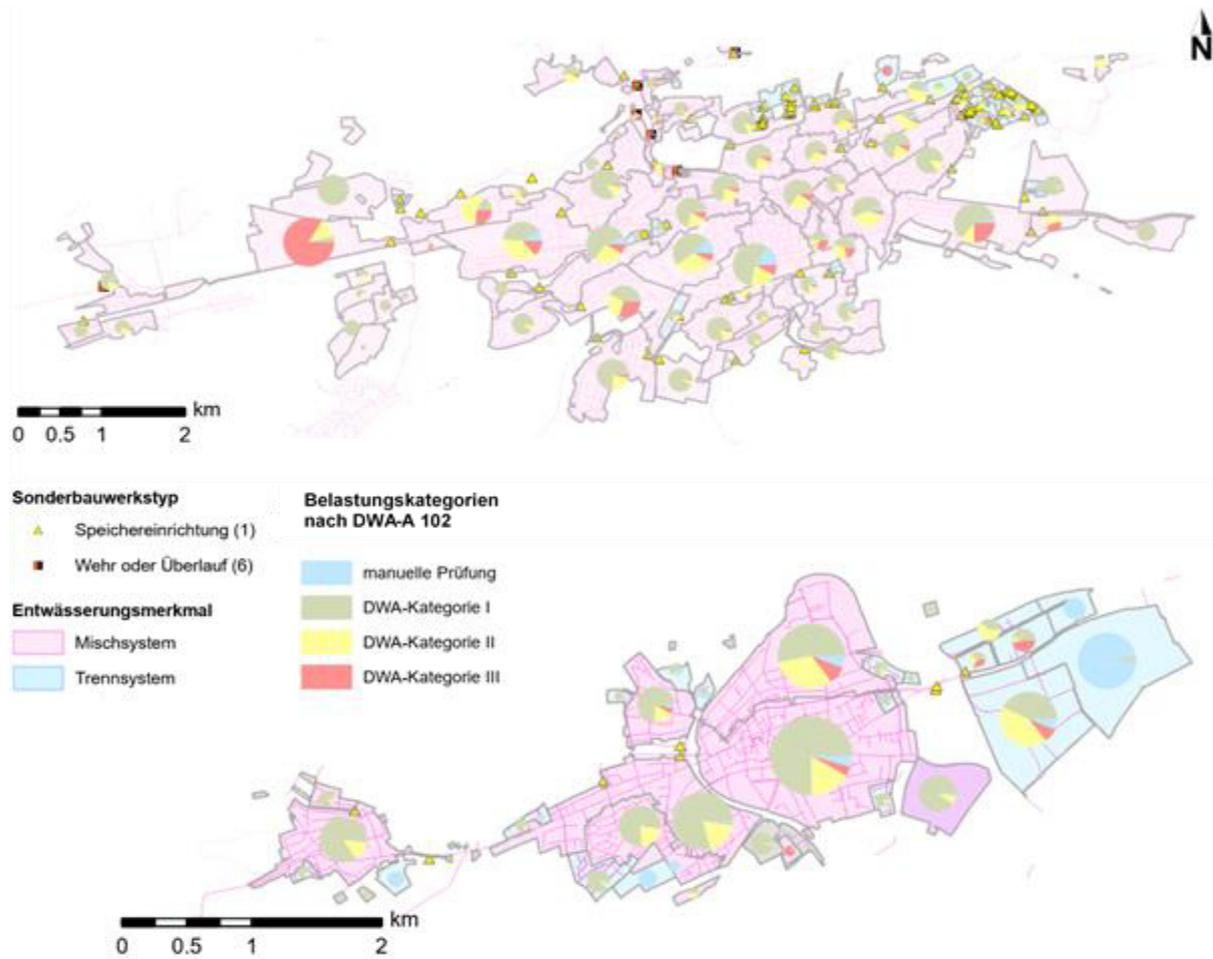


Abbildung 2: Ergebniskarten (o. Stadt, u. Gemeinde)

Die Aufteilung der Flächenanteile auf die Belastungskategorien I, II und III ergibt sich in Summe zu 60 % (I), 25 % (II) und 14 % (III) für das städtische Gebiet sowie zu 73 % (I), 22 % (II) und 5 % (III) für das Gemeindegebiet.

Die Aggregation der klassifizierten Einzelflächen weist nur sehr geringe Anteile (bis zu 14 % im Mischsystem (ein Ausreißer mit 21 %) und 12 % im Trennsystem) manuell zu prüfender und einzuordnender Flächen je Teileinzugsgebiet auf. Für 70 der 102 TEZG im Gebiet ist weniger als 1,0 % der TEZG-Fläche manuell zu kategorisieren.

Im Gebiet „Gemeinde“ fällt der Anteil manuell zu prüfender Flächen geringer aus. Eine Ausnahme ist das Gewerbegebiet im Osten. Hier gibt es einige Flächen, für die in keinem der verwendeten Datensätze eine einordnenbare Nutzung eingetragen war. Zudem wird das Gewerbegebiet im Trennverfahren entwässert und es ist daher von einer Detailuntersuchung zur Bemessung dezentraler Behandlungsmaßnahmen auszugehen. Die Aggregation der klassifizierten Einzelflächen weist nur sehr geringe Anteile (bis zu 10 % im Mischsystem mit sieben Ausreißern bis zu 43 % und 15 % im Trennsystem) manuell zu prüfender und einzuordnender Flächen je Teileinzugsgebiet auf.

Im Zuge einer Ortsbegehung im Zentrum des Stadtgebiets wurde festgestellt, dass die Ergänzung der Nutzungsinformationen aus dem amtlichen Datensatz (ALKIS) um ortsspezifische Informationen aus OpenStreetMap zu validen Ergebnissen führt. Bei der Nutzung öffentlich zugänglicher und veränderbarer Datensätze wie aus OSM ist zu beachten, dass diese nicht in regelmäßigen Abständen geprüft und aktualisiert werden. Zudem kommt es insbesondere im innerstädtischen Bereich häufig zu Nutzungsänderungen (Kleingewerbe) und lokal begrenzten Baumaßnahmen, die sich weitreichend auf die Nutzung umliegender Flächen auswirken.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus der Anwendung der GIS-basierten Methodik zur Flächenkategorisierung auf die zwei ausgewählten Projektgebiete gehen nachstehende Erkenntnisse hervor:

- Gebäudedachflächen wurden methodisch bedingt nahezu vollständig als gering belastet (Gruppe D → Kategorie I) kategorisiert. Zur Erfassung der Dachmaterialien wurden weitergehende Methoden (z. B. KI zur Bilderkennung) getestet. Der hier erzielbare Nutzen einer KI-Anwendung rechtfertigte den hohen manuellen Aufwand zur Datenaufbereitung für Training und Validierung nicht.
- Die gesondert klassifizierten Straßenkreuzungsbereiche und Bushaltestellen treten in der Ergebniskarte deutlich als hoch belastete Zonen (Kategorie III) hervor. Sie sollten daher sachgerecht anhand ihrer Frequentierung (z. B. durch Auswertung von ÖPNV-Fahrplänen) festgelegt werden.
- Der Flächenanteil der gesondert und manuell einzuordnenden Flurstücke beträgt für das Gebiet der Stadt ca. 20 %. Diese Größenordnung ist als zufriedenstellend und praxistauglich anzusehen. Die Anwendungserfahrungen zeigen, dass die manuelle Prüfung insbesondere für Kleingewerbeflächen (in situ), große Parkflächen sowie gekennzeichnete Sonderflächen erforderlich ist.
- Die Validierung zeigt, dass insbesondere Gebäudeflächen eines ALKIS-Datensatzes häufig nicht so differenziert codiert sind, wie es die Aufschlüsselung nach ALKIS ermöglicht. Wünschenswert ist eine Verbesserung der Informationsdichte, um lokale Unterschiede auszugleichen und die benötigte Verfügbarkeit sowie Qualität dieser (amtlichen) Datengrundlage sicherzustellen.
- Für die Bilanzierung der AFS63-Abtragsfrachten werden neben der typisierten Flächenbelastung auch die abflusswirksamen Flächenanteile benötigt. Dieser

vorausgehende Schritt (hier nicht beschrieben) wurde ebenfalls schematisiert, um die Methodik zu ergänzen.

Die erarbeitete GIS-basierte Methodik kann den Anwender bei der flächenhaften Bestimmung der AFS63-Belastungskategorien nach DWA-A 102-2 (Anhang A) unterstützen. Dabei ist die Validierung der Eingangsdatensätze und Klassifizierungsergebnisse unerlässlich. Die Methodik erfüllt die Anforderungen einer standardisierten und übertragbaren Vorgehensweise mit der Aussagetiefe eines übergeordneten Flächenscreenings, erfordert aber ortsspezifische Erweiterungen der amtlichen Datengrundlagen („Basis-Daten-Pool“). Die Bewertung von Flächen zum Anschluss an dezentrale Anlagen, sollten alle Einzelflächen manuell bewertet werden. Hierbei kann die Grundlage der automatisierten Zuordnung (Mapping) ebenfalls als Erweiterung und Entscheidungshilfe zur Anwendung von DWA-A 102-2 Anhang A genutzt werden.

5 Danksagung

Die Autoren danken dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität Rheinland-Pfalz (MKUEM) für die Projektförderung.

Literatur

AdV (2021): AFIS ALKIS ATKIS. Dokumentation zur Klassifizierung der Landbedeckung (LB) GeoBasis-DE. Ausleitung des Objektartenkataloges Landbedeckung (LB) Version 1.0.1: Arbeitsgem. d. Vermessungsverwaltungen.

DWA (2021): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. Arbeitsblatt DWA-A 102-2/BWK-A 3-2. Dezember 2020, korrigierte Fassung: Stand Oktober 2021. Deutsche Vereinigung f. Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Bund d. Ingenieure f. Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V., Hohenheim, Lüneburg.

Schneider, M.; Schilling, J.; Tränckner, J.; Winkler, U.; Berbig, J.; Sahlbach, T.; Krause, K. (2022): Erfahrungen bei der Nutzung von Geodaten zur stofffrachtbezogenen Flächenkategorisierung nach dem Merkblatt DWA-A 102-2. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (69)8, S. 660-670.

Wessels, K.; Leutnant, D. (2021): Niederschlagswasserabflüsse von befestigten Flächen. Regelbasierte Bewertung des AFS63-Belastungspotenzials. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (68)9, S. 722-728.

Korrespondenz

Karim Sedki, M. Sc.
Paul-Ehrlich-Straße 14, 67663 Kaiserslautern
+49 (0) 631 205-3018
karim.sedki@rptu.de

Urbane Wasserwirtschaft: Deutsche Expertise für kasachische Städte (TERESA)

K. Fuchs¹, J. Sallwey², C. Stefan², L. Fuchs¹, N. Ongdas²

- 1) Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover, Deutschland
- 2) TU Dresden INOWAS Gruppe, Pratzschwitzer Straße 15, 01796 Pirna, Deutschland

Kurzfassung: Im Projekt TERESA werden verschiedene Szenarien zur nachhaltigen Bewirtschaftung der urbanen Wasserressource in Kasachstan anhand eines virtuellen Stadtmodells untersucht. Das Modell konzentriert sich dabei auf die szenariobasierte Abschätzung der Wasserbilanz und setzt sich aus den zwei Hauptkomponenten urbanes Oberflächenwasser (Regenwassernetz, SUDS) und Grundwasser (Grundwasseranreicherung und Wasserversorgung) zusammen. Die beiden Teilkomponenten werden über die Schnittstelle Infiltration miteinander gekoppelt.

Key-Words: virtuelles Stadtentwicklungsmodell, Wasserbilanz Modell, Überflutungsmodell, MODFLOW, SUDS, Grundwasserneubildung

1 Einleitung

Kasachstan ist ein zentralasiatisches Land mit mittlerem Einkommen und einem starken Wirtschaftswachstum. Die wachsende Stadtbevölkerung hat Auswirkungen auf die natürlichen Ressourcen insbesondere auf das Wasserdargebot (FAO, 2012). Kasachstan wird häufig von Dürreperioden heimgesucht, die den Druck auf die Oberflächen- und Grundwasserressourcen erhöhen (Chen et. al., 2017). Umgekehrt sind die kasachischen Regionen auch anfällig für Überschwemmungen. Sowohl die häufigeren Starkregenereignisse als auch die zunehmende Anfälligkeit für die Trockenheit werden die Intensität von Überflutungen in Zukunft erhöhen (FAO, 2012; ADB & WBG, 2021). Kasachstan ist von kontinentalem Klima geprägt. In der Hauptstadt Astana beträgt die mittlere jährliche Niederschlagshöhe 326 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur 3,7 °C (ADB & WBG, 2021, WBG, 2021).

Das Gesamtziel des Projektes TERESA ist die Entwicklung von Konzepten für eine nachhaltige Bewirtschaftung der städtischen Wasserressourcen in Kasachstan. Zu diesem Zweck wird ein virtuelles Stadtmodell konzipiert und an einem ausgewählten Teststandort in Astana, der Hauptstadt Kasachstans, demonstriert. Das Modell konzentriert sich dabei auf die Szenario-basierten Abschätzungen von Wasserbedarf und -versorgung und auf alle natürlichen Zu- und Abflüsse und Änderungen der Speicherung im urbanen Einzugsgebiet.

2 Allgemein

2.1 Standort

Das gewählte Untersuchungsgebiet hat eine Größe von ca. 2,5 km² und liegt in einem ursprünglich moorigen, unbebauten Gebiet mit einem größeren, künstlich angelegten See und den kleineren, natürlichen Taldykol Seen. Diese Seen werden gemäß des Masterplans von Astana (vgl. Abbildung 50) im Bereich des Untersuchungsgebiets zugeschüttet, sodass dieser Bereich als Siedlungsfläche und im Osten als Erweiterung der Universität nutzbar gemacht werden kann.

Der Untergrund kann in drei Hauptbodenschichten aufgeteilt werden (Popov, 2016). Die erste Schicht ist ein Lehm (bis zu 1,5 m Tiefe), gefolgt von sandigem Lehm (bis zu 5 m Tiefe). Die dritte Schicht ist ein kiesiger Sand, der im Allgemeinen gesättigt ist und bis in 15 m Tiefe reicht.



Abbildung 50: Entwicklungsplan von Astana, Teststandort rot markiert (Foto: K. Fuchs, 2023).

2.2 Konzeptioneller Ansatz

Das virtuelle Stadtmodell besteht aus zwei Hauptkomponenten:

- a) ein Modul, dass das städtische Regenwassernetzes einschließlich der Oberfläche und Maßnahmen der blau-grünen Infrastruktur umfasst;
- b) ein Modul, dass das Wasserversorgungssystem und dezentrale Konzepte zur künstlichen Grundwasseranreicherung für saisonale Wasserspeicher und den Hochwasserschutz enthält.

Die beiden Modelle werden über eine Schnittstelle – die Infiltration – miteinander gekoppelt.

3 Das Oberflächenmodell

Das Teilprojekt A „Modellierung des urbanen Oberflächenwassers“ unterteilt sich dabei in zwei verschiedene Betrachtungsansätze. Zum einen in ein gekoppeltes 1D/2D Kanalnetz- und Überflutungsmodell (HYSTEM-EXTRAN 2D) zur Berechnung verschiedener Einzelereignisse. Und zum anderen in ein konzeptionelles, hydrologisches Modell (KOSIM) zur Berechnung der Wasserbilanz mit Niederschlagsreihen längerer Dauer. Für beide Modelle erfolgt eine Einteilung des Testgebiets in insgesamt 31 Teileinzugsgebiete plus Straßenflächen, welche sich an der geplanten Bebauungsstruktur orientieren (vgl. Abbildung 51). Der Befestigungsgrad des gesamten Teststandorts beträgt gemäß Bebauungsplan 67 %.

Mit beiden Modellen erfolgt die Simulation verschiedener Modellszenarien. Diese bestehen aus einer stufenweisen, modelltechnischen Implementierung von grüner Infrastruktur (durchlässiger Asphalt, Gründächer und Mulden-Rigolen-Elemente, etc.). Ein zusätzliches Szenario beschreibt die Erhaltung von einem der Taldykol Seen. Diese Szenarien werden anschließend mit dem Basisszenario (ohne grüne Infrastruktur) verglichen.

Für die Anpassung von Modellparametern werden Infiltrationsmessungen in einer Mulde und bei Rasengittersteinen an einem eigenen Messstandort durchgeführt.



Abbildung 51: Teileinzugsgebiete zur Modellierung des Testgebiets.

3.1 1D/2D Modell

Für das 1D/2D Modell erfolgte eine sehr detaillierte Abbildung der Oberflächen durch 31 Teileinzugsgebiete mit insgesamt 1472 Einzelflächen (Straßen-, Gebäude- und Grünflächen). Das Regenwassernetz wurde anhand der vorgesehenen Straßen erstellt und umfasst insgesamt 15,7 km. Die Dimensionierung erfolgte gemäß kasachischem Regelwerk. Als Grundlage für das 2D Modell diente ein DGM der Auflösung von 1 m. Mit diesem Modell werden anhand von Einzelereignissen verschiedene Szenarien betrachtet und der Einfluss der grünen Infrastruktur auf die Überflutung analysiert.

3.2 Hydrologisches Modell

Als Basis für die Kopplung des Oberflächenmodells und des Grundwassermodells dient das hydrologische Modell mit der Berechnung der Wasserbilanz in KOSIM. Dafür wurden die 31 Teileinzugsgebiete nach der Flächenart (Grün-, Gebäude- oder Straßenfläche) aufgeteilt. Das Regenwassernetz wird hier nur konzeptionell berücksichtigt. Als Eingangsdaten für dieses Modell dienen neben den Flächen Niederschlagsreihen, Temperatur, mittlere Windgeschwindigkeit, Verdunstungsverlauf und eine aktuelle Verdunstung.

Die gewählten Niederschlagsreihen für die Wasserbilanz umfassen jeweils ein Jahr und sind Klimaprojektionen gemäß der Methodik von Guo et. al. (2021) und den Verfahren nach RCP2.5 und RCP8.6. Für diese Projektionen wurde jeweils das Jahr mit dem höchsten und dem niedrigsten Niederschlag ausgewählt. Neben dem Niederschlag wurden ebenfalls Temperatur und Verdunstung nach diesem Verfahren berechnet und in stündlich Auflösung generiert.

Die Implementierung der verschiedenen Szenarien erfolgte in Teileinzugsgebieten, sodass die detaillierten Elemente der grünen Infrastruktur je Teileinzugsgebiet zusammengefasst wurden.

3.3 Ergebnisse

Erste Ergebnisse der 1D/2D Simulation mit einem Modellregen mit einer Niederschlagshöhe von 33,6 mm und der Dauerstufe 60 min zeigen, dass die Ausdehnung des maximalen Wasserstands durch Implementierung der Szenarien mit grüner Infrastruktur gesenkt werden kann. Für diesen Modellregen ergibt sich eine Verringerung dieser Überflutungsfläche von ca. 52,6 %.

4 Das Grundwassermodell

Die Grenzen des Grundwassermodells sind durch den Einfluss der nahe gelegenen Flüsse Yesil und Nura sowie des lokalen Seesystems gekennzeichnet. In der Literatur wird der Untergrund in dem Gebiet mit geringer Durchlässigkeit und Wasserausbeute beschrieben (BIO-SPHERA, 2014). Bei Frühjahrshochwasser gibt es einen erhöhten Zufluss in den Grundwasserleiter über die Fluss-Aquifer-Verbindung. Die allgemeine Grundwasserströmungsrichtung wird als parallel zum Fluss Yesil von Ost-Südost nach West-Nordwest beschrieben wird, dies steht im Einklang mit dem Oberflächengefälle der Stadt, das nach Osten hin ansteigt.

4.1 Model Set-Up

Das Grundwassermodell wurde mit MODFLOW (Harbaugh, 2005) über die INOWAS-Webplattform (Glass et al., 2022) erstellt.

Für die obere Randbedingung wurden die Teileinzugsgebiete aus Abbildung 51 übernommen. Jede Fläche erhält eine individuelle Grundwasserneubildungsrate in Abhängigkeit von ihrem Versiegelungsgrad und den Niederschlagsdaten. Die Niederschlagsdaten des kasachischen Wetterdienstes Kazhydromet werden dazu mit Daten zur Schneeakkumulation aus der Water Balance App (Esri Hydro, 2021) angepasst, um die vorübergehende Speicherung von Niederschlagswasser in der Schneedecke zu berücksichtigen. Verdunstungsraten (entnommen aus BIOSPHERA, 2014) sind für das gesamte Modellgebiet konstant.

Als südliche und nördliche Randbedingung werden die durchschnittlichen Wasserstände der Flüsse Nura und des Yesil verwendet. Für den See (westliche Randbedingung) wurden durchschnittliche Grundwasserstände verwendet, die aus interpolierten Grundwasserkarten geschätzt wurden. Sie spiegeln den Anstieg während der Schneeschmelze im Frühjahr, den leichten Rückgang während der trockenen Sommermonate und die Konstanz während der Monate mit gefrorenem Boden wider. Der lokale Bewässerungskanal wurde als Referenzhöhe für die Randbedingung im Osten verwendet. Während der Schneeschmelze im Frühjahr wird der Kanal mit Wasser aus dem Fluss Nura geflutet und trägt in dieser Zeit zur Grundwasserneubildung bei. Während der Frostmonate (Oktober bis März) wird der Grundwasserstand als Randbedingung verwendet.

Der untere Modellrand wird als undurchlässig (= „no flow“) behandelt. Die seitlichen Begrenzungen sind in Modflow so implementiert, dass Zu- und Abfluss über Referenzwasserstände und ihren Abstand zum Modellrand berechnet werden.

4.2 Ergebnisse der Modellierung

Zunächst wurde das Basisszenario mit den oben beschriebenen Einstellungen modelliert. Die resultierenden Grundwasserstände (Abbildung 52) zeigen höhere Grundwasserstände für Gebieten mit niedrigerem Versiegelungsgrad. Der Querschnitt zeigt zudem für die weniger versiegelten Bereiche eine Grundwassererhöhung von bis zu 20 cm. Die Modellierungsergebnisse zeigen weiterhin, dass der Wasserhaushalt durch den Einfluss der

Evapotranspiration und Grundwasserneubildung dominiert wird. Die Zu- und Abflussraten über die vertikalen Grenzen betragen weniger als 5 % der Verdunstungs- und Anreicherungsraten.

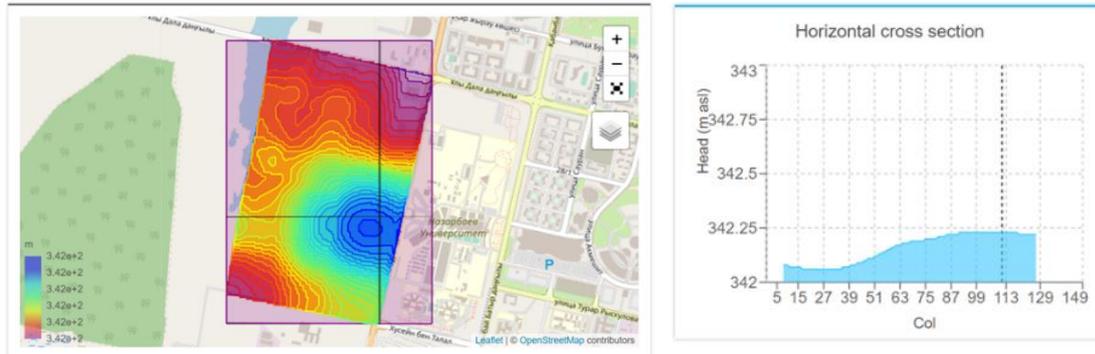


Abbildung 52: Links: Verteilung des modellierten Grundwasserspiegels (blau höchster und lila niedrigster Grundwasserspiegel). Rechts: Horizontaler Querschnitt.

Dann wurde das Szenario geändert, um die Integration von grüner Infrastruktur in den Business-Campus-Bereich zu berücksichtigen. Für das Szenario wurden alle Innenhöfe mit durchlässigen Belägen ausgestattet und das von den Dächern und Wegen gesammelte Wasser in Mulden abgeleitet. Diese Maßnahmen reduzieren die Oberflächenversiegelung im Campus-Bereich von 45 – 50 % auf 26 – 35 %. Dadurch erhöhte sich das Grundwasserneubildungsvolumen im Bereich des Campus um 30 % von 78.420 auf 111.542 m³/a. In Bezug auf den Grundwasseranstieg war die Auswirkung der erhöhten Grundwasseranreicherung gering. Das Modell prognostiziert einen Grundwasseranstieg bis 20 cm im Bereich des Campus (Abbildung 53).

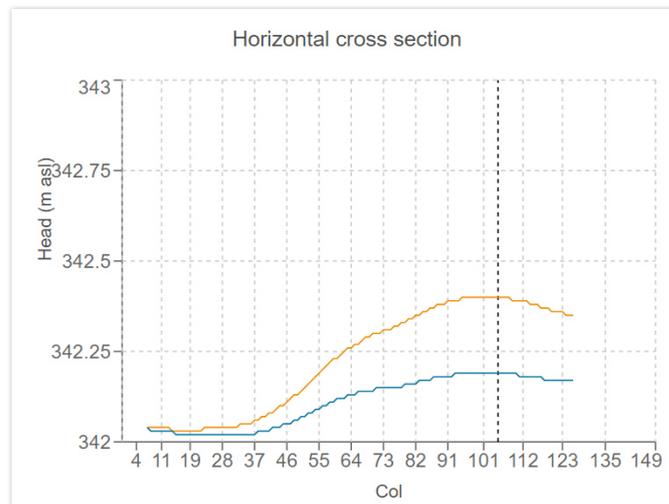


Abbildung 53: Grundwasserspiegel im horizontalen Querschnitt für das Basisszenario (blau) und das Szenario mit grüner Infrastruktur (orange).

5 Ausblick

Die nächsten Schritte im TERESA Projekt sind die Auswertung von lokalen Feldversuchen und damit einhergehend die Anpassung von Modellparametern. Auf Grundlage dessen erfolgen weitere Berechnungen mit den verschiedenen Modellszenarien und die finale Kopplung der beiden Module. Die Ergebnisse der Simulationen werden dann in Hinblick auf die

Wasserbilanz, die Überflutung und den Prozessen zur Grundwasseranreicherung ausgewertet.

6 Literatur

Asian Development Bank (ADB) und World Bank Group (WBG) (2021): Climate Risk Country Profile Kazakhstan.

BIOSPHERA (2014): ОСУШЕНИЕ оз.МАЛЫЙ ТАЛДЫКОЛЬ И ВОДОПониЖЕНИЕ ДАННОГО РАЙОНА (Drainage of lake Maly Taldykol and the surrounding area) (Project report). BIOSPHERA Research and Production Enterprise LLP, Pavlodar, Kazakhstan.

Chen, F., Mambetov, B., Maisupova, B., Kelgenbayev, N. (2017): Dürreschwankungen in Almaty (Kasachstan) seit 1785 n. Chr. anhand von Fichtenbaumringen. Stoch. Environ. Res. Risk Assess. 31, 2097-2105. <https://doi.org/10.1007/s00477-016-1290-y>

Esri Hydro (2021): Water Balance App [WWW Document]. Water Balance App. URL <https://livingatlas.arcgis.com/waterbalance/> (accessed 9.8.21).

FAO (2012): AQUASTAT Country Profile - Kazakhstan. Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO), Rom, Italien.

Glass, J., Junghanns, R., Schlick, R., Stefan, C. (2022): The INOWAS platform: A web-based numerical groundwater modelling approach for groundwater management applications. Environmental Modelling & Software 155, 105452. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105452>

Guo, H., Bao, A., Chen, T., Zheng, G., Wang, Y., Jiang, L., de Maeyer, P. (2021): assessment of CMIP6 in simulating precipitation over arid Central Asia. Atmospheric Research 252(2021), 1005451.

Harbaugh, A.W. (2005): MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular groundwater model: the ground-water flow process (No. 6-A16), U.S. Geological Survey Techniques and Methods. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA.

Popov, W.N. (2016): TECHNICAL REPORT of an engineering survey on the site: "Drainage of the construction site of the Nazarbayev University Science Park in Astana." KARAGANDAGIZ & Co* LLP, Karaganda, Kazakhstan.

World Bank Group (WBG) (2021): Climate Change Knowledge Portal – Kazakhstan. <https://climateknowledgeportal.worldbank.org/country/kazakhstan>

Korrespondenz:

Katharina Fuchs
Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH
Engelbosteler Damm 22
30167 Hannover
+49 511 9719375
k.fuchs@itwh.de

Entwicklung eines Konzeptes zur Nachrüstung von Regenklärbecken mit technischen Regenwasserfiltern

E. Hilbrands¹, F. Elsner¹, N. Altensell¹, H. Grüning¹
1 FH Münster, Stegerwaldstraße 39, 48565 Steinfurt, Deutschland

Kurzfassung: Durch eine Nachrüstung von Regenklärbecken mit Filtereinheiten können Beckenerweiterungen oder Neubaumaßnahmen vermieden und der Stoffrückhalt gesteigert werden. Im Projekt „NaReFil“ wurden verschiedene Filtereinbauvarianten exemplarisch für ein Bestandsbecken untersucht. Dabei zeigte die Variante mit horizontalem Filter, welcher etwa 75 % der Beckenoberfläche einnimmt, die besten Gesamtwirkungsgrade. Die Beurteilung der Varianten erfolgte unter Berücksichtigung der Wirkung und des Betriebs sowie der Kosten. Die Wirkung des Filters wird derzeit noch untersucht.

Key-Words: Technische Filter, Regenklärbecken, CFD, Bestandsbauwerke

1 Erfordernis einer weitergehenden Behandlung

1.1 Einordnung technischer Filter in den Stand der Technik

Das Arbeitsblatt DWA-A 102 schreibt eine gesteigerte Reinigungsleistung von Regenbecken vor (DWA, 2020). Die Reinigungsleistung von Regenbecken basiert auf dem Abscheideprinzip mittels Sedimentation von partikulären Stoffen (Abfiltrierbare Stoffe (AFS)) und Flotation von Schwimmstoffen (u. a. Öle, Fette, Leichtstoffe). Beide Prozesse erfordern eine ausreichend langsame und gleichmäßige Durchströmung des Beckens, weshalb die horizontale Fließgeschwindigkeit beim Bemessungszufluss auf $v_H \leq 0,5$ m/s und die Oberflächenbeschickung auf $q_A = 6$ m/h begrenzt werden soll (DWA, 2013 und DWA, 2020). Die Oberflächenbeschickung q_A ist der Quotient aus Zuflussvolumenstrom Q und der absetzwirksamen Fläche A des Beckens, welche in der Regel mit der Beckenoberfläche gleichgesetzt wird. Eine gesteigerte Reinigungsleistung erfordert eine Reduktion der Oberflächenbeschickung, was wiederum gleichbedeutend mit einer Verringerung des Zuflusses zum Becken (Abkopplung von angeschlossenen Flächen) oder einer Vergrößerung der absetzwirksamen Fläche des Beckens ist. Abkopplungsmaßnahmen sind im dicht besiedelten Raum und vor dem Hintergrund der Flächenkategorisierung gemäß Arbeitsblatt DWA-A 102 sowie Trennerlass NRW (Runderlass des MULNV „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ vom 26.05.05 („Trennerlass“)); derzeit in Fortschreibung in Bezug auf das DWA-A 102) nur eingeschränkt möglich. Gleichzeitig bedeutet eine Erweiterung der absetzwirksamen Fläche des Beckens mit hoher Wahrscheinlichkeit aufgrund von Um-/Neubaumaßnahmen hohe Kosten (Freistaat Thüringen, 2002) sowie zusätzlichen Platzbedarf.

Um die Reinigungsziele dennoch zu erreichen, stellen Zulaufoptimierungen zur Energiedissipation, Nachrüstungen mit Schrägklärereinheiten (Lamellen) sowie auch Nachrüstungen mit technischen Filtern mögliche Alternativen zu Beckenerweiterung oder Abkopplungsmaßnahmen dar. Der Einbau von Lamellen zur Erhöhung der absetzwirksamen Fläche kann günstiger ausfallen als eine Beckenerweiterung oder der Beckenneubau (Pinnekamp, 2010), jedoch sind auch hier der Reinigungsleistung Grenzen gesetzt. Hinzu kommt, dass für den Wirkungsgrad von mit Lamellen nachgerüsteten Becken nicht mehr der

Gesamtwirkungsgrad angesetzt werden darf, sondern lediglich der Sedimentationswirkungsgrad, da die (volumenabhängige) Speicherwirkung des Beckens durch die Nachrüstung mit Lamellen nicht verbessert wird. Gegenüber den Nachrüstungen zur besseren Durchströmung (Zulaufoptimierungen) oder Erhöhung der sedimentationswirksamen Fläche (Lamellen) haben technische Filter den Vorteil, dass sie neben Feinstpartikeln (AFS63) auch gelöste Stoffe (z. B. gelöste organische Spurenstoffe, Schwermetalle und Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)) zurückhalten können. Zudem ist davon auszugehen, dass sich im neuen Trennerlass auch neue Vorgaben zur Behandlung von Abflüssen von Kategorie III-Flächen finden werden, sodass für besagte Abflüsse die alleinige Reinigung durch Sedimentationseffekte nicht ausreichend ist und weitergehende Behandlungsmaßnahmen (Filtration, Behandlung in der Kläranlage) vorzusehen sind. Je nach Leistungsfähigkeit des vorliegenden Schmutzwasserkanals und der Kapazität der Kläranlage kann die Behandlung des abfließenden Niederschlagswassers in der Kläranlage technisch und wirtschaftlich machbar sein, gleichwohl würde dies eher einen „Rückschritt“ vom Trenn- zum Mischsystem darstellen.

Der Einsatz von technischen Regenwasserfiltern wird derzeit im Rahmen des Projektes „NaReFil“ (Nachrüstung von Regenklärbecken mit Filtereinheiten zur Optimierung des Stoffrückhaltes) an der FH Münster untersucht. In diesem vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW geförderten Projekt wird das Konzept zur Nachrüstung von Regenklärbecken mit technischen Filtern unter Berücksichtigung verschiedener Aspekte wie Filtergeometrie, Filteraufbau und Beckenbetrieb erprobt. Ziel ist die Entwicklung eines ausgewogenen Produktes hinsichtlich der Reinigungsleistung durch Sedimentation und Filtration. Dieser Beitrag befasst sich mit den bisherigen Erkenntnissen aus der numerischen Simulation zur Entwicklung einer Empfehlung für die geometrische Einbausituation des Filters.

1.2 Vorhandene Behandlungsanlage

Bei dem untersuchten Becken handelt es sich um ein Regenklärbecken mit einer angeschlossenen, befestigten Fläche von 6,32 ha ($Q_{krit} \approx 95$ l/s, Flächenkategorien IIa und IIb). Das Becken hat Abmessungen von (L x B x T) 13,3 m x 3,0 m x 2,0 m und wird im Dauerstau betrieben. Über einen vorgeschalteten Beckenüberlauf (Trennbauwerk) wird das Wasser direkt in das benachbarte Regenrückhaltebecken (RRB) abgeschlagen. Der Ablauf des Beckens führt ebenfalls in das RRB und von dort gedrosselt in das parallel verlaufende Gewässer.

2 Methodik

2.1 Versuchsaufbau und -inhalte

Zur Entwicklung eines filterbasierten Optimierungskonzeptes für das Becken wurden numerische Simulationen (Computational Fluid Dynamics, CFD) mit physikalischen Untersuchungen gekoppelt (hybride Modellierung). Zur Validierung der Numerik wurden die Fließgeschwindigkeiten im physikalischen Modell für ausgewählte hydraulische Belastungen mittels Particle Image Velocimetry (PIV) ermittelt und ausgewertet.

Die Entwicklung von Designvorschriften für die Nachrüstung von Filterelementen in Regenklärbecken basiert auf verschiedenen Einbauvarianten der Filtereinheit. Diese wurden im Rahmen des Projektes entwickelt und mittels CFD auf ihren Einfluss auf die Durchströmungscharakteristik im Becken untersucht (Abbildung 54).

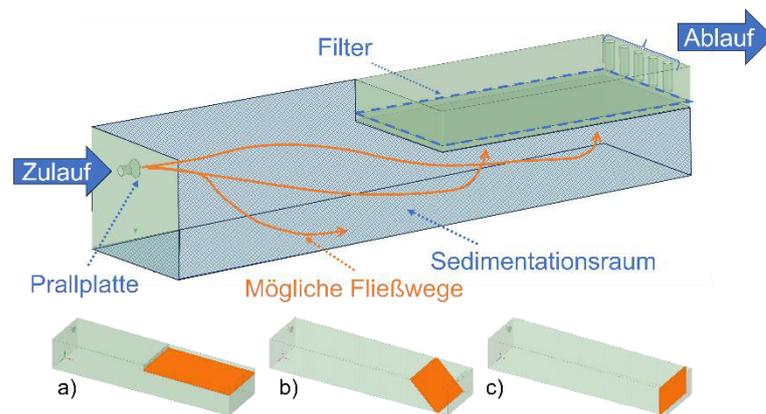


Abbildung 54: Übersicht über die Beckengeometrie (oben) sowie die untersuchten geometrischen Einbauvarianten des Filters im Regenklärbecken (a) horizontal, b) diagonal, c) vertikal)

2.2 Numerische Untersuchungen

Die Abbildung von Strömungsprozessen in und durch poröse Medien mittels CFD ist komplex. Grund dafür ist die Vielfalt der Prozesse und Mechanismen (Herzig et al., 1970). Um das Verhalten des Filters auf die Strömungscharakteristik im Gesamtsystem dennoch realitätsnah abzubilden, wurde eine Sensitivitätsanalyse numerisch relevanter Filterparameter durchgeführt. Als maßgebliche Parameter stellten sich der Trägheitswiderstand („inertial resistance“), Porosität („porosity“) und Permeabilität („permeability“) heraus, was mit den Untersuchungen von Stricker et al. (2022) einhergeht. Das numerische Gitternetz wurde auf Basis einer Netzstudie mit 2,01 Mio. Zellen generiert.

Die Validierung des numerischen Modells fand mittels PIV statt, wobei es sich um eine nicht-invasive, optische Messmethode handelt, mit der Strömungsfelder analysiert werden können (Mesenhöller et al., 2022). Hier wurden die Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen des numerischen Modells mit dem physikalischen Modell im Maßstab 1:10 verglichen. Die Skalierung fand nicht – wie im Wasserbau üblich – auf Basis von Froude statt (vgl. Strobl und Zunic, 2006), sondern unter Beibehaltung der Hazen-Zahl (Hazen, 1904). Damit wurde sichergestellt, dass die im Modell eingesetzten und untersuchten Partikel trotz der Skalierung ein ähnliches Absetzverhalten (abhängig von Sink- und Horizontalgeschwindigkeit) aufweisen.

Zur Beurteilung der Sedimentationsleistung des Beckens, d. h. gleichzeitig auch zur Quantifizierung der beim Filter ankommenden Partikel, wurden absetzbare, massenbehaftete inerte Partikel im Modell mittels Discrete Phase Model (DPM) verfolgt. Das DPM beschreibt die Partikelbewegungen im Lagrange'schen Bezugssystem. Dafür wurde ein mineralisches Partikelgemisch verwendet ($\rho = 2650 \text{ kg/m}^3$). Die verwendete Sieblinie war dem Prüfmedium Millisil W4 (Quarzwerke, 2016) angeglichen. Die Partikeleigenschaften des betrachteten Modells substrates enthält Tabelle 17.

Tabelle 17: Übersicht über die Sieblinie des im Modell verwendeten Kornsubstrates Millisil W4

Korndurchmesser in μm	Sinkgeschwindigkeit nach STOKES in m/h	Summenhäufigkeit in M.-%
1,0	0,0	4,0
3,0	0,0	7,0
5,0	0,1	9,0
7,0	0,1	12,0
12,0	0,4	20,0
24,0	1,7	30,0
36,0	3,7	34,0
51,5	7,6	49,0
81,5	19,1	70,0
112,5	36,3	78,0
142,5	58,3	90,0
180,0	93,0	96,0
257,5	190,3	99,8
357,5	366,8	100,0

2.3 Kriterien für den Filtereinbau

Für den Vergleich der in Abbildung 54 dargestellten Einbauvarianten wurden verschiedene Kriterien definiert und untersucht (Abbildung 55). Zu den Kriterien zählen Betrieb, Aufbau, Kosten, Standzeit und Wirkungsgrad.



Abbildung 55: Übersicht über die für den Filterbetrieb relevanten Kriterien

Die **Investitionskosten** werden maßgeblich von der Filterverankerung (Materialstärken), einer ggf. notwendigen Schichttrennung (bei Mehrschichtfiltern), dem Aufwand für den Einbau sowie den Mengen des Filtermaterials beeinflusst. Der **Wirkungsgrad** setzt sich aus dem Filterwirkungsgrad und dem Sedimentationswirkungsgrad des Beckens zusammen. Dabei

wird der Wirkungsgrad des Filters neben den komplexen Wirkmechanismen der Tiefenfiltration bei Substratfiltern von der Einbausituation (Art der Anströmung), dem Schichtaufbau, der hydraulischen Belastung und der Beckendurchströmung beeinflusst. Maßgebliche Kriterien für den Reinigungserfolg sind die Wirkzeit zwischen Stoff und Filter (Filtergeschwindigkeit) und die Art der am Filter ankommenden Stoffe und Partikel (Größe, gelöst/partikulär) (Liu et al., 2005). Bei einem diagonalen und vertikalen Filtereinbau könnten aufgrund der Schwerkraft unerwünschte Absetz- und Sortierprozesse des Schüttgutes einen negativen Einfluss auf die Filterwirksamkeit haben.² Der Sedimentationswirkungsgrad ist abhängig von der Durchströmung des Beckens, welche auch von der Anordnung des Filters im Becken beeinflusst werden kann. Beim **Betrieb** eines technischen Regenwasserfilters sind der Filterwechsel sowie die Reinigung der Beckenkammer maßgeblich. Der Filterwechsel und die Entnahme der sedimentierten Stoffe erfolgt teilweise manuell und durch ein Saug-Spülfahrzeug. Dafür ist erfahrungsgemäß ein Zeitaufwand von ein bis zwei Tagen erforderlich. Ein Klarwasserabzug ist empfehlenswert, um die Kläranlage zu entlasten. Hier müssen sowohl Betriebs- als auch Kostenaufwand berücksichtigt werden. Der **Schichtaufbau** und das gewählte Substrat sind für die Wirkung des Filters maßgeblich. Abhängig vom Filtermaterial können mehr oder weniger partikuläre und gelöste Stoffe zurückgehalten werden. Bei einem Mehrschichtfilter können unterschiedliche Stoffe wie gelöste Schwermetalle, Organik als auch partikuläre Stoffe zurückhalten werden. Der Schichtaufbau kann sich auf die Standzeit des Filters auswirken. Die **Standzeit** beschreibt die Kolmationswahrscheinlichkeit des Filters. Sie wird maßgeblich von der Art und Größe der ankommenden Partikel beeinflusst. Grundsätzlich wirkt sich die hier vorgeschaltete Sedimentation sowie die Durchströmungsrichtung von unten nach oben positiv auf die Standzeit des Filters aus. Negativ wirkt sich dagegen eine höhere hydraulische Belastung (größere angeschlossene Fläche) aus (Grüning und Schmitz, 2020). Die Vorhersage der Standzeit eines Filters ist bisher nur eingeschränkt möglich. Hierzu sind weitere Untersuchungen erforderlich.

3 Ergebnisse

3.1 Beeinflussung der Durchströmungscharakteristik durch Einbau des Filters

Die Reinigungsleistung von Regenklärbecken basiert in erster Linie auf Sedimentationsvorgängen. Der Gesamtwirkungsgrad setzt sich aus der Überlagerung von Absetzwirkung und Speicherwirkung eines Beckens zusammen (DWA, 2020 und Weiß, 2022). Ähnlich wie der nachträgliche Einbau von Lamellen, führt auch der nachträgliche Einbau eines Filters zu einem eingeschränkten Gesamtabsetzvolumen im Becken und kann damit potenziell den Gesamtwirkungsgrad beeinflussen. Aus diesem Grund wurden – ebenfalls im numerischen Modell und zusätzlich zur Analyse von Partikelwirkungsgraden – Stromlinien im Becken qualitativ miteinander verglichen. In Abbildung 56 sind exemplarisch die Fließgeschwindigkeiten und -richtungen über den Beckenquerschnitt mit und ohne Filter dargestellt. Es fällt auf, dass der Filter einen positiven Einfluss auf die Vergleichmäßigung der Fließgeschwindigkeiten im Nahbereich des Filters haben kann. Die grundsätzlichen Fließrichtungen – insbesondere die Rezirkulationen nach Zulauf sowie mittig im Becken – werden allerdings nicht signifikant durch den Einbau beeinflusst.

² Um diese Aussagen zu belegen, werden die genauen Auswirkungen der Einbauposition im Rahmen des Projektes noch in einem halbtechnischen Versuchsaufbau untersucht. Sie ergeben sich allerdings aus bisherigen, umfangreichen Projekterfahrungen.

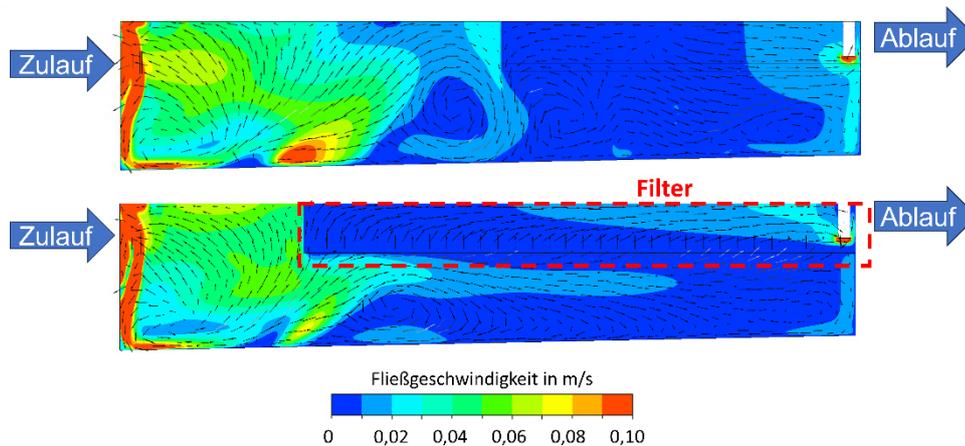


Abbildung 56: Fließrichtungsvektoren und -geschwindigkeiten über den Beckenquerschnitt ohne Filter (oben) und mit horizontalem Filter (unten) bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer horizontalen Filterfläche von 75 % (der Beckenoberfläche)

3.2 Qualitativer Variantenvergleich auf Basis von Einbaukriterien

Auf Basis bisheriger Betriebserfahrungen und vergangener sowie laufender Forschungsprojekte mit technischen Filtern in Wuppertal (Grüning und Schmitz, 2020 und Grüning et al., 2017) wurden die drei Einbauvarianten des Filters qualitativ bewertet. Dabei stellte sich die horizontale Ausrichtung bei allen Kriterien bis auf die „Reinigung der Beckenkammer“ als beste Variante heraus, während die vertikale Filtervariante in fast allen Kriterien signifikant schlechter eingestuft wurde (Tabelle 18). Auf die jeweiligen Hintergründe und Erläuterungen kann hier nur kurz eingegangen werden. Wesentliche Aspekte sind die positiven Effekte bei aufwärts durchströmten Filtern und die Möglichkeit des mehrlagigen Substrateinbaus bei horizontalem Filterbett.

Tabelle 18: Übersicht über die Bewertung der Einbauvarianten nach Kriterien

Kriterium		Horizontal	Diagonal	Vertikal
Kosten	Investition	+	-	o
Wirkungsgrad	Filter	+	o	-
	Sedimentation	+	o	-
Betrieb	Filterwechsel	+	-	-
	Reinigung der Beckenkammer	o	+	-
Schichtaufbau	Einschicht-/ Mehrschichtfilter	+	-	-
Standzeit	Wahrscheinlichkeit der Kolmation	+	o	-

3.3 Quantitativer Variantenvergleich auf Basis von Sedimentationswirkungsgraden

3.3.1 Einfluss der Einbaugeometrie

Im numerischen Modell wurden Sedimentationswirkungsgrade für die verschiedenen Einbauvarianten des Filters ermittelt (vgl. Kapitel 2.2). Dabei wurden AFS und AFS63 als Parameter betrachtet. In Abbildung 57 und Abbildung 58 sind die

Sedimentationswirkungsgrade für die drei Einbauvarianten dargestellt und außerdem der Wirkungsgrad ohne Filter. Hier wird deutlich, dass der Einbau eines horizontalen Filterelements (hier bei $q_A = 4 \text{ m/h}$ und einer Filterfläche von $A_{\text{Filter}} = 50 \% \cdot A_{\text{Becken}}$) den besten Sedimentationswirkungsgrad im Becken erzielt – sowohl für die AFS-Gesamtfraktion als auch für die Feinfraktion. Die geringeren Unterschiede für die Wirkungsgrade von AFS63 lassen sich auf die ohnehin eingeschränkte Sedimentationsfähigkeit dieser Partikelgrößen zurückführen. Ob und inwieweit der Filter einen grundsätzlich positiven Einfluss auf das Durchströmungsgeschehen hat, wird derzeit noch untersucht.

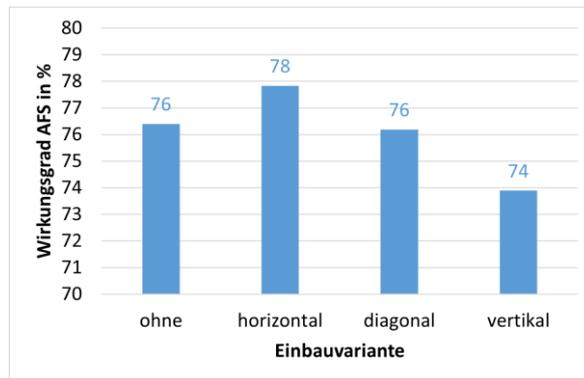


Abbildung 57: AFS-Sedimentationswirkungsgrade für verschiedene Einbauvarianten des Filters bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4 \text{ m/h}$ und einer horizontalen Filterfläche von 50 % (der Beckenoberfläche)

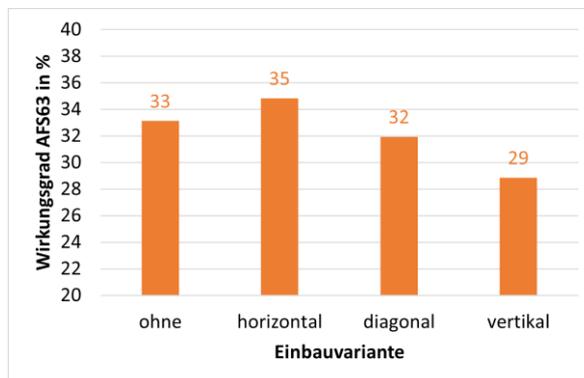


Abbildung 58: AFS63-Sedimentationswirkungsgrade für verschiedene Einbauvarianten des Filters bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4 \text{ m/h}$ und einer horizontalen Filterfläche von 50 % (der Beckenoberfläche)

Um in Hinblick auf die Zielsetzung des Projektes eine Empfehlung für die geometrische Einbausituation zu treffen, wurden weiterhin verschiedene Flächenanteile des Filters (in Bezug auf die Oberfläche des Beckens) hinsichtlich der resultierenden Sedimentationswirkungsgrade im numerischen Modell untersucht. Da die ersten Untersuchungen mit einem Filter gemacht wurden, der genau 50 % der Beckenoberfläche einnimmt, wurden vergleichbare Modelle aufgebaut, in denen der Filter 25 %, 75 % und 95 % der Beckenoberfläche einnimmt. Diese Untersuchungen ergaben, dass das Optimum der Sedimentationsleistung im Becken mit einem Filter erreicht werden kann, der etwa 75 % der Beckenoberfläche einnimmt (Abbildung 59).

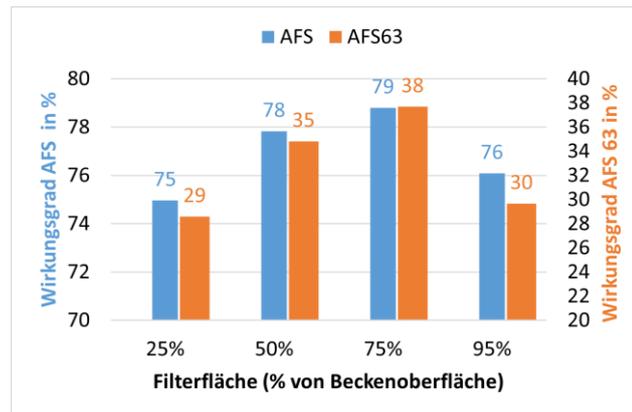


Abbildung 59: Sedimentationswirkungsgrade für AFS und AFS63 für verschiedene Filtergrößen (Anteil Filteroberfläche von Beckenoberfläche) bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4 \text{ m/h}$

3.3.2 Einfluss des Filterwiderstandes

Der Filterwiderstand repräsentiert den bei der Filtration auftretenden Druckabfall, d. h. den energetischen Aufwand für die Durchströmung des Filters. Um den Einfluss des Filterwiderstandes auf die Durchströmungscharakteristik zu beurteilen, wurden ebenfalls numerische Untersuchungen zum Partikelverhalten mit verschiedenen Filterwiderständen (hier angegeben in der Verlusthöhe, u. a. 0,1 mm, 2 mm, 10 cm) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Anwesenheit eines Filters, d. h. eine Verlusthöhe $> 0 \text{ mm}$, zu einer gleichmäßigeren Durchströmung und damit zu einem verbesserten Sedimentationswirkungsgrad führen kann. Ab mehreren Zentimetern Druckverlust ist keine positive Änderung des Wirkungsgrades mehr zu erwarten (Abbildung 60).

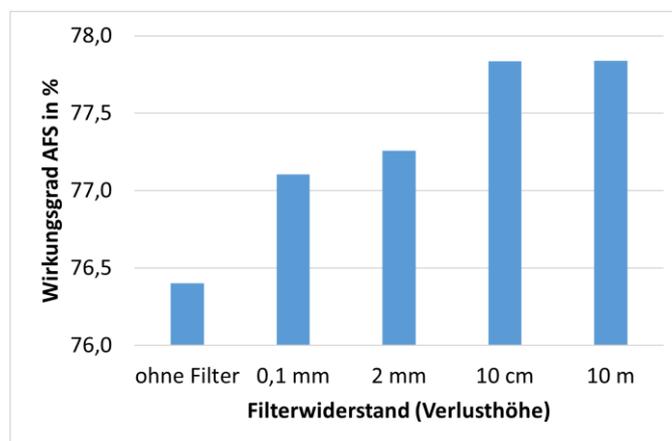


Abbildung 60: AFS-Sedimentationswirkungsgrade für verschiedene Filterwiderstände bei einer Oberflächenbeschickung von $q_A = 4 \text{ m/h}$ und einer horizontalen Filterfläche von 50 % (der Beckenoberfläche)

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die bisherigen Untersuchungen im Projekt „NaReFil“ zeigen, dass technische Regenwasserfilter sich zur Nachrüstung von Regenklärbecken eignen, um eine gesteigerte Reinigungsleistung mit moderatem Aufwand und Platzbedarf zu erreichen und der Einbau eines Filters die Sedimentationsleistung von Bestandsbecken nicht negativ beeinflussen

muss. Der Einbau eines horizontalen Filters, welcher von unten nach oben durchströmt wird und etwa drei Viertel der gesamten Beckenoberfläche (absetzwirksame Fläche) ausmacht, zeigt sich als wirksamste Variante im Hinblick auf den Rückhalt von partikulären Stoffen. Dabei kann sich der Einfluss des Filters positiv auf die Durchströmung im Becken auswirken und den Rückhalt von partikulären Stoffen durch Sedimentation sogar steigern.

Die hier beschriebenen aktuellen Ergebnisse des Projektes „NaReFil“ ermöglichen eine erste Einschätzung hinsichtlich des nachträglichen Einbaus von Filtereinheiten in bestehende Regenklärbecken. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Regenbecken wurde bis jetzt noch nicht geprüft, ist jedoch Teil des Forschungsprojektes und wird im Rahmen einer Beckenstudie im nächsten Schritt untersucht.

Technische Filtersysteme ermöglichen einen weitergehenden Rückhalt feinpartikulärer und auch gelöster Stoffe. Die Nachrüstung bestehender Regenklärbecken trägt damit zur Gewässerentlastung bei. Eine aufwändige Erweiterung oder sogar Neubaumaßnahme können so vermieden werden. Filter sind wirksam, stellen aber an das Betriebspersonal zusätzliche Anforderungen im Vergleich zu reinen Sedimentationsanlagen. Bisherige Erfahrungen zeigen, dass bereits durch Füllstandsvergleiche im Zu- und Ablaufbereich maßgebliche Informationen gewonnen werden können, um den Betriebsaufwand zu reduzieren.

5 Literaturverzeichnis

DWA (2013): Arbeitsblatt DWA-A 166. Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung - konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, A 166).

DWA (2020): Arbeitsblatt BWK-A 3-2/DWA-A 102-2, Dezember 2020. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer - Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen. Korrigierte Fassung: Stand April 2022. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag (BWK-Arbeitsblatt, A 3-2).

Freistaat Thüringen (2002): Kosten für Regenklärbecken in geschlossener Betonbauweise. Unter Mitarbeit von Harald Sommer. Hg. v. Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH. Online. Online verfügbar unter <https://www.sieker.de/fachinformationen/article/regenklaerbecken-270.html#:~:text=EUR%20bzw.%20spezifische%20Kosten%20von%20ca.%201.900%20EUR%2Fm%C2%B3,Regenkl%C3%A4rbeckens%20Dianasee%20liegen%20bei%20ca.%2010%2C50%20EUR%20%2Fm%C2%B2.>, zuletzt geprüft am 01.08.2023.

Grüning, Helmut; Pecher, Klaus Hans; Massing, Christian (2017): Regenwasserbehandlung in einer Großfilteranlage im Einzugsgebiet "In der Fleute". Projektbericht. Unter Mitarbeit von Thorsten Schmitz, Christian Schmidt, Andreas Giga, Katja Ines Fricke, Thorsten Gigl und Michael Kalz. Wuppertal.

Grüning, Helmut; Schmitz, Thorsten (2020): Abschlussbericht ReWaFil. Analyse und Optimierung des Rückhalts von feinpartikulären und gelösten Stoffen in Anlagen zur technischen Regenwasserfiltration (ReWaFil). Unter Mitarbeit von Marc Wichern, Eva Heinz, Mareike Evers, Klaus-Hans Pecher und Daniela Böckmann.

Hazen, Allen (1904): On Sedimentation. In: *T. Am. Soc. Civ. Eng.* 53 (2), S. 45–71. DOI: 10.1061/TACEAT.0001655.

Herzig, J. P.; Leclerc, D. M.; Goff, P. Le. (1970): Flow of Suspensions through Porous Media—Application to Deep Filtration. In: *Ind. Eng. Chem.* 62 (5), S. 8–35. DOI: 10.1021/ie50725a003.

Liu, Dingfang; Sansalone, John J.; Cartledge, Frank K. (2005): Comparison of Sorptive Filter Media for Treatment of Metals in Runoff. In: *J. Environ. Eng.* 131 (8), S. 1178–1186. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:8(1178).

Mesenhöller, Eva; Jacobs, Steffen; Vennemann, Peter; Hussong, Jeanette (2022): Unsteady Ventilation in a Scaled Room Model with Swirl Ceiling Diffusers.

Pinnekamp, Johannes (2010): Lamellenabscheider in der Mischwasserbehandlung. Teil 1: Literaturrecherche Teil 2: Messkampagne RÜB Homberg-Hakenfeld. Aachen: Linksrheinische Entwässerungs-Genossenschaft LINEG. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Messkampagne_RUEB_Homberg-Hakenfeld.pdf.

Quarzwerte (2016): Leistungserklärung und Sortenverzeichnis. Kennnummer 13139-2013. Online verfügbar unter https://www.quarzwerte.com/fileadmin/quarzwerte/Leistungserklaerungen/Leistungserkl-Sortenverz-EN13139-SMH_Revision_1.pdf, zuletzt geprüft am 24.07.2023.

Stricker, Max; Littfinski, Tobias; Heinz, Eva; Pecher, Klaus Hans; Lübken, Manfred; Grüning, Helmut; Wichern, Marc (2022): Design-oriented evaluation of the hydrodynamics in a full-scale combined filter-lamella separator for urban stormwater treatment. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 85 (10), S. 2854–2868. DOI: 10.2166/wst.2022.135.

Strobl, Theodor; Zunic, Franz (2006): Wasserbau. Aktuelle Grundlagen - Neue Entwicklungen. Berlin, Heidelberg: Springer.

Weiß, Gebhard (2022): Bemessung von Schrägklärern und Regenklärbecken nach dem Arbeitsblatt DWA-A 102-2. Erste Erfahrungen. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* (5).

Korrespondenz:

Eske Hilbrands M.Sc.
Stegerwaldstraße 39, 48565 Steinfurt
02551-9-62597
eske.hilbrands@fh-muenster.de

Fördermittelgeber:
Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Evaluierung des Schadstoffrückhalts von Baumsubstraten mit unterschiedlichen Pflanzenkohleanteilen

S. Rath^{1,2}, A. Zeiser^{1,2}, Peter Strauss¹, G. Klammler³, A. Leis³, T. Weninger¹

1 Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen, Österreich

2 Verein Land schafft Wasser, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen, Österreich

3 JR-AquaConSol, Steyrergasse 21, 8010 Graz

Kurzfassung: Urbaner Niederschlagsabfluss stellt für optimierte Baumstandorte eine wertvolle Ressource zur Wasserversorgung dar, wenngleich die enthaltenen Verunreinigungen problematisch sind. Die Überlegung zur Direkteinleitung von Straßenwässern in Baumscheiben wirft die Frage auf, welcher Schadstoffrückhalt von Baumsubstraten erwartet werden kann. Mit Hilfe von Säulenversuchen wurde dieser Frage nachgegangen. Alle drei untersuchten Substratvarianten wiesen eine hohe Entfernrungsrate für die ausgewählten Schadstoffe auf und entsprachen diesbezüglich den Anforderungen der ÖNORM B 2506-3 an Filtermaterialien.

Key-Words: Stadtbäume, naturnahes Regenwassermanagement, Baumsubstrate, Schadstoffrückhalt, Säulenversuche

1 Einleitung

Im Zuge von Klimawandelanpassungsmaßnahmen in Städten geraten optimierte Baumstandorte als blau-grünes-Infrastrukturelement vermehrt in den Fokus. Niederschlag von befestigten Flächen wird in diesen Systemen über unterschiedliche Wege in den Wurzelraum von Stadtbäumen geleitet. Als angestrebte Ziele sollen die Wuchsbedingungen von Stadtbäumen durch eine optimierte Wasserversorgung verbessert, sowie ein positiver Beitrag zur Überflutungsvorsorge im Starkregenfall geleistet werden (BlueGreenStreets, 2020).

Vor Einleitung des Oberflächenabflusses in den Wurzelraum ist je nach Herkunft und Verschmutzungskategorie im Sinne des Baum- und vor allem Grundwasserschutzes eine geeignete Reinigungsanlage vorzusehen (ÖWAV, 2015). Die populäre Variante der Reinigung über einen belebten Bodenfilter bedingt einen Einsatz von Mulden oder Becken, die im urbanen Straßenraum unter anderem der Problematik des beschränkten Platzangebots gegenüberstehen. Für solche Anlagen können, je nach Größe der urbanen hydrologischen Einzugsgebiete, die für eine Einleitung in die optimierten Baumstandorte vorgesehen sind, normgemäß beträchtliche Flächen erforderlich werden. Diese müssten zusätzlich zu den Baumscheiben im Straßenraum etabliert werden und sind mit einem gewissen finanziellen Aufwand verbunden. Vorteile einer solchen Anlage sind beispielsweise die biodiverse und gestalterisch ansprechende Gestaltungsmöglichkeit, sowie auch die Zufuhr des gesamten Oberflächenabflusses in den Wurzelraum.

Ein weiterer Ansatz beinhaltet die Abtrennung des stärker verunreinigten ersten Spülstoßes in den Kanal und die Einleitung des darüberhinausgehend anfallenden Oberflächenabflusses mit geringerem Schadstoffgehalt in den Wurzelraum. Die Trennung dieser beiden Kategorien kann aktiv – beispielsweise durch ein sensorgesteuertes Ventil – oder passiv, wie dies zum Beispiel bei der Wiener Drossel der Fall ist, erfolgen. Eine solche gänzliche Abtrennung des ersten Spülstoßes bestimmter Größenordnung führt allerdings zwangsläufig zu einer Reduktion des

den Bäumen zugeführten Wassers und kann unter Umständen zu Trockenstress und in weiterer Folge zu verminderter Baumvitalität führen (Pressl et al., 2021).

In Anbetracht der genannten Probleme geraten Überlegungen zur Direkteinleitung von städtischem Oberflächenwasser in die Baumscheibe in den Fokus, um räumliche und finanzielle Ressourcen zu schonen und dem Baum möglichst viel Wasser zur Verfügung zu stellen. Obwohl die derzeit zur Pflanzgrubenverfüllung eingesetzten Baumsubstrate oftmals nicht als Filtersubstrate konzipiert sind, stellt sich dennoch die Frage, welche Reinigungsleistungen bezüglich häufig anfallender Schadstoffe zu erwarten sind. Die Herausforderung hierbei besteht besonders darin, dass die Baumsubstrate sowohl die notwendigen Anforderungen für Baumstandorte laut FLL-Richtlinien (2010), als auch eine gewisse Reinigungsleistung für urbane Schadstoffe erfüllen sollen.

2 Material und Methoden

Mit Hilfe von Säulenversuchen wurden drei Baumsubstratvarianten auf den Rückhalt ausgewählter Schadstoffe aus Dach- und Straßenabwässern unter Laborbedingungen untersucht. Der Versuchsablauf und -aufbau sowie die Auswahl und Menge der Kontaminanten basierte auf den Vorgaben der ÖNORM B2506-3 (2018). Darin ist eine schrittweise Beschickung der Säulen mit Schadstoffen und eine anschließende Untersuchung der Eluate beschrieben. Die Versuche beruhen auf der Annahme eines Flächenverhältnisses von 1:15 (Sickerfläche zu Entwässerungsfläche).

2.1 Material

Die Untersuchungen wurden an drei Varianten eines im Rahmen eines Projektstandortes eingesetzten Baumsubstrats durchgeführt, wobei jede der drei Varianten mit drei Wiederholungen geprüft wurde. Bei Variante 1 handelt es sich um die „Standard-Variante“ eines Baumsubstrats, welches im Vorfeld auf ihre Tauglichkeit als Baumsubstrat gemäß FLL-Richtlinien (2010) geprüft wurde. Die Variante besteht aus fünf Volumenteilen mineralischer und einem Volumenteil organischer Komponenten. Der mineralische Teil setzt sich aus Kantkorn 0/32, Rundkornsand 0/16 und einem fluvialen Schwemmmaterial zusammen, während die organische Komponente von Kompost und Pflanzenkohle gebildet wird.

Bei Variante 2 wurde die „Standard-Variante“ abgeändert, indem auf die Beimengung des fluvialen Schwemmmaterials verzichtet wurde, während die restlichen Komponenten gleichblieben. Dadurch sollte der Einfluss des schluffigen Schwemmmaterials auf den Schadstoffrückhalt untersucht werden, sowie eine Baumsubstratvariante mit höherer hydraulischer Leitfähigkeit für eine effizientere Wasseraufnahme analysiert werden.

Bei Variante 3 wurde ebenfalls zur Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit kein Schwemmmaterial eingesetzt. Zusätzlich wurde der organische Anteil - insbesondere die Pflanzenkohle - erhöht, um wiederum deren Einfluss auf den Schadstoffrückhalt abbilden zu können. Das Substrat setzte sich aus 5 Volumenteilen mineralischer und 2,5 Volumenteilen organischer Bestandteile zusammen.

2.2 Methodik

In verschiedenen Teilprüfungen wurde der Rückhalt bezüglich Partikel, Schwermetalle (Kupfer, Zink, Blei) sowie Mineralöl mit Hilfe von Eluatanalysen untersucht. Das Filtersubstrat innerhalb der Säulen (Durchmesser: 10 cm; Höhe: 100 cm) wurde unterhalb (Höhe: 25 cm) und oberhalb (Höhe: 5 cm) durch eine Dränschicht (Rundkornkies 4/8) begrenzt. Die Beschickung der Säulen mit der jeweiligen Prüflüssigkeit erfolgte aus einem Vorratsbehälter

über eine Schlauchquetschpumpe. Der Ablauf wurde in einem separaten Behälter mit ausreichendem Fassungsvermögen gesammelt.

Zu Beginn wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit sowie anschließend die Infiltrationsrate des Substrats bestimmt. Auf der Basis der dort gewonnenen Werte konnte eine Abschätzung der Dauer der gesamten Versuchsreihe getroffen werden. Variante 1 wies eine gesättigte hydraulische Leitfähigkeit von rund $3,5 \cdot 10^{-5}$ m/s auf, weshalb von einer langen Versuchsdauer auszugehen war.

Der Versuchsaufbau wurde aufgrund dessen adaptiert, um die Versuche in absehbarem Zeitrahmen abschließen zu können. Es wurde die Einbauhöhe des Substrates bei allen Substratvarianten von 30 auf 15 cm halbiert, was die Durchflusszeit ebenfalls halbierte. Dadurch halbierte sich die aktive Oberfläche, an der Filtrervorgänge ablaufen können, weshalb auch die insgesamt aufgebrachte Fracht an Kontaminanten (bei Variante 1) sowie die aufgebrachte Wassermenge halbiert wurden. Als Folge der verringerten Substrathöhe wurde die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass präferenzielle Fließwege das Ergebnis verfälschen. Es wurde daher beim Einbau besonderes Augenmerk auf die Vermeidung von Inhomogenitäten gelegt. Angelehnt an die Elutionsnorm DIN 19528 (2009) wurden alle zu untersuchenden Substrate nach dem Einbau moderat verdichtet, um nachfolgende Setzungen zu vermeiden und einen möglichst realitätsnahen Lagerungszustand zu erzeugen. Hierfür wurde dreimalig eine Schicht von 5 cm Substrat eingefüllt und mit einem Gummihammer jeweils 10-mal vorsichtig an die Säulenaußenwand auf Höhe des Substrats geschlagen. Nach Untersuchung der Variante 1 wurde für Variante 2 und 3 die Kontaminanten bei gleichbleibender Wassermenge verdoppelt, um die Abstufungen zwischen den Varianten besser wahrnehmen zu können.

Die Untersuchung des Partikelrückhalts erfolgte durch dreimaliges Aufbringen von Quarzmehl, einer anschließenden Beregnung des Substrats und der Untersuchung der Eluate auf abfiltrierbare Stoffe mit Hilfe eines $0,45 \mu\text{m}$ -Filters. Als Prüfsubstanz wurde ein Quarzmehl mit einem hohen Feinanteil eingesetzt, mehr als 50 % der Partikel wiesen einen Durchmesser kleiner $63 \mu\text{m}$ auf.

Der Schwermetallrückhalt wurde bestimmt, indem die Substrate mit einer Prüflüssigkeit mit definierter Kupfer-, Zink- und Bleikonzentration beschickt wurden (Tab. 1). Die Herstellung der Prüflüssigkeit erfolgte durch Zugabe von entionisiertem Wasser zu einer, auf das Volumen der Prüflüssigkeit abgestimmten Mischung der einzelnen Schwermetalllösungen direkt im Zulaufbehälter. Ein eingestellter pH-Wert von $5,8 \pm 0,2$ sollte das Vorliegen der Schwermetalle in Lösung gewährleisten und eine Ausfällung verhindern. Die erste Konzentrationsstufe diente der generellen Eignungsüberprüfung des Substrats und die zweite Konzentrationsstufe entsprach einer mehrjährigen Fracht an Schwermetallen. Analysiert wurde die Schwermetallkonzentration der Eluate zu verschiedenen Zeitpunkten.

In einem weiteren Schritt wurden die Substrate auf ihre Mineralölrückhaltekapazität untersucht. Hierfür wurde viermalig eine definierte Menge Heizöl (EL) (Tab. 1) aufgebracht und anschließend mit entionisiertem Wasser beregnet. Die Konzentration des Kohlenwasserstoff-Indexes der im Säulenabfluss genommenen Proben wurde analysiert.

Am Ende wurde erneut die Infiltrationsrate bestimmt, um die prozentuale Abnahme zu evaluieren. Außerdem wurden die Substrate auf eine etwaige Partikel-Remobilisierung untersucht.

Tabelle 19: Beschickung und Grenzwerte der Kontaminanten

Kontaminant	Beschickung (Variante 1)	Beschickung (Variante 2 und 3)	Anforderungen lt. ÖNORM B 2506-3
Partikel (Quarzmehl)	15 g	30 g	Rückhalt >80 %
Mineralöl	210 mg	420 mg	Rückhalt >95 % bzw. <0,3 mg/l
Schwermetalle (Konzentrationsstufe 1)	Pb: 50 µg/l Cu: 100 µg/l Zn: 400 µg/l	Pb: 100 µg/l Cu: 200 µg/l Zn: 800 µg/l	Pb-Konzentration: <9 µg/l Cu-Entfernung: >80 % Zn-Entfernung: >50 %
Schwermetalle (Konzentrationsstufe 2)	Pb: 200 µg/l Cu: 400 µg/l Zn: 1600 µg/l	Pb: 400 µg/l Cu: 800 µg/l Zn: 3200 µg/l	Pb-Konzentration: <9 µg/l Cu-Entfernung: >80 % Zn-Entfernung: >50 %

3 Ergebnisse

3.1 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit und Infiltrationsrate

Die „Standard-Baums substratvariante“ (Variante 1) wies eine geringere gesättigte hydraulische Leitfähigkeit auf, als die Varianten 2 und 3 (Abb. 1). Verantwortlich hierfür war vor allem die Verwendung des schluffigen Schwemmmaterials bei Variante 1 im Gegensatz zu den anderen Varianten. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit war bei Variante 2 und 3 ähnlich, somit konnte diesbezüglich kein Einfluss des erhöhten organischen Anteils, vor allem der Pflanzenkohle, bei Variante 3 nachgewiesen werden. Werden die Werte mit den Anforderungswerten an Baums substrate der FLL-Richtlinien (2010) verglichen, ist ersichtlich, dass Variante 1 die Anforderungen erfüllt, während die Varianten 2 und 3 sich am oberen Grenzwert befinden (Abb. 1).

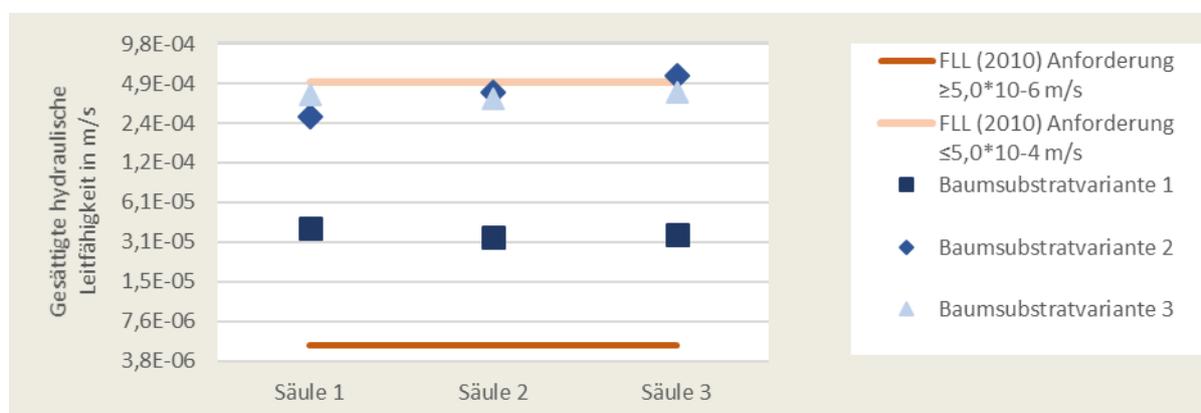


Abbildung 61: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der drei Baums substratvarianten zu Beginn des Versuchs

Für Variante 2 und 3 wurde jeweils die Infiltrationsrate der ungesättigten Säulen zu Beginn und am Ende des Versuchs bestimmt. Um die Anforderungen der ÖNORM B 2506-3 zu erfüllen, sollte die Infiltrationsrate zu Beginn über $1 \cdot 10^{-5}$ m/s liegen, bei einer prozentuellen Abnahme von maximal 50 % am Ende des Versuchs. Beide Varianten wiesen ähnliche Infiltrationsraten und ähnliche prozentuelle Abnahmen auf. Während die Infiltrationsrate zu Beginn dem Anforderungswert entspricht, liegt die prozentuelle Abnahme bei jeweils zwei Säulen mit rund 80 % deutlich über dem geforderten Wert von 50 % (Abb. 2).

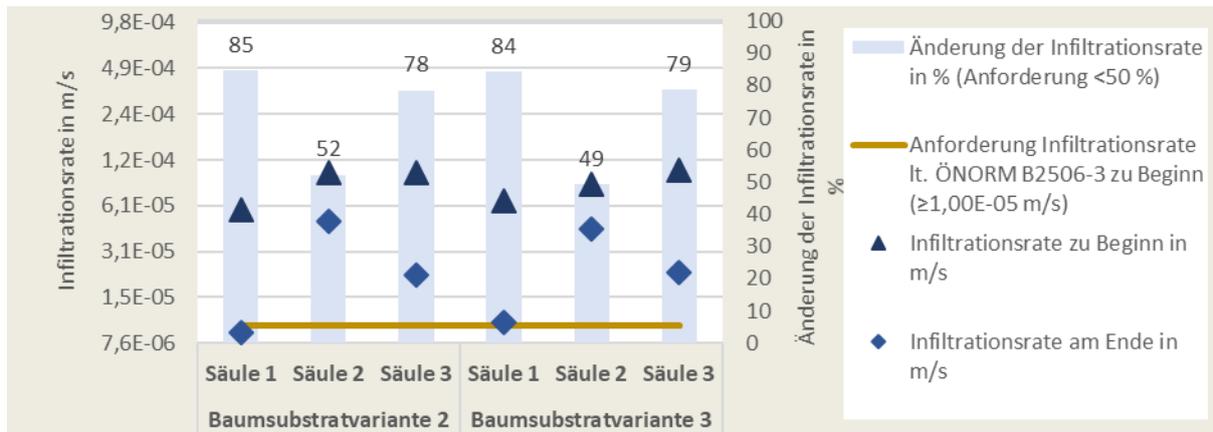


Abbildung 62: Änderung der Infiltrationsrate im Laufe des Versuchs für Variante 2 und 3

3.2 Partikelrückhalt

Bei allen drei Baumsubstratvarianten lag der Partikelrückhalt zwischen 98 und 100 %. Der Anforderungswert der ÖNORM B 2506-3 von mindestens 80 % wird damit von allen Proben erfüllt. Aufgrund der durchwegs hohen Entfernungsrates und den ähnlichen Werten hat ein Vergleich zwischen den Varianten wenig Aussagekraft.

Bezüglich der Partikelremobilisierung erfüllen ebenfalls alle Substratvarianten die gesetzten Anforderungen. Der Höchstwert an remobilisierten Partikeln betrug 34,4 mg und lag somit deutlich unter dem Grenzwert von 800 mg.

3.3 Mineralölrückhalt

Hinsichtlich des Mineralölrückhalts erfüllen alle Proben der drei Baumsubstratvarianten den Anforderungswert der ÖNORM B 2506-3. Die Entfernungsrates lag bei allen Proben über 98 %, lediglich eine Probe der Variante 1 wies einen Kohlenwasserstoff-Index von 0,3 mg/l auf, was exakt dem Grenzwert entsprach.

3.4 Schwermetallrückhalt

In ÖNORM B 2506-3 ist eine Schwermetallbeschickung der Säulen mit zwei Konzentrationsstufen vorgesehen. Für die Beurteilung wird die höhere Konzentrationsstufe 2 herangezogen, bei der alle Substratvarianten einen Rückhalt von mindestens 80 % für alle untersuchten Schwermetalle aufweisen.

Gemäß ÖNORM B 2506-3 sollte die Bleikonzentration in den Eluaten unter 9 µg/l liegen. Alle analysierten Proben wiesen eine Bleikonzentration von unter 2 µg/l auf, womit der diesbezügliche Anforderungswert erfüllt wird. Der Rückhalt von Kupfer lag bei allen Proben über den geforderten 80 % und der Zinkrückhalt über den geforderten 50 %.

4 Schlussfolgerung

Alle drei untersuchten Baumsubstratvarianten erfüllten die in ÖNORM B 2506-3 festgelegten Anforderungen hinsichtlich des Rückhalts der ausgewählten Schadstoffe. Aufgrund der hohen Rückhaltekapazität aller Substrate, kann ein aussagekräftiger Vergleich zwischen den Substratvarianten nicht gezogen werden. Somit ist auch keine Aussage zur bevorzugt zu verwendenden Mischung möglich. Das Kriterium der Änderung der Infiltrationsrate wurde nicht von allen untersuchten Säulen erfüllt. Auch bei beiden Varianten (2 und 3) mit erhöhter hydraulischer Leitfähigkeit und somit einer potenziell höheren Wasseraufnahmekapazität,

wurde ein ausreichend hoher Schadstoffrückhalt festgestellt. Zu klären wäre, ob diese beiden Varianten die Anforderungen der FLL (2010), beispielsweise bezüglich der Wasserhaltekapazität erfüllen würden.

Die Versuche haben gezeigt, dass im Sinne des Grundwasserschutzes, Baumsubstrate eine hohe Filterwirkung gegenüber den untersuchten Schadstoffen erzielen können. Dennoch würden Schadstoffe in den Wurzelraum gelangen und könnten Stadtbäumen in ihrem Wachstum beeinträchtigen. Zusätzlich stellt die notwendige Austauschbarkeit von Filtersubstraten im Wurzelraum eine Herausforderung dar. Denkbar wäre ein mehrschichtiger Aufbau in Baumscheiben, indem obere Schichten vorrangig eine Filterfunktion besitzen und austauschbar sind sowie untere Schichten auf optimales Baumwachstum im Sinne der FLL-Richtlinien (2010) ausgelegt sind.

5 Literatur

- BlueGreenStreets (2020): BlueGreenStreets als multicodierte Strategie zur Klimafolgenanpassung – Wissenstand 2020, April 2020, Hamburg. Statusbericht im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Ressourceneffiziente Stadtquartiere für die Zukunft“ (RES:Z).
- DIN 19528 (2009): Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. (DIN 19528:2009-01).
- FLL (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.) (2010): Empfehlungen für Baumpflanzungen. Teil 2: Standortvorbereitungen für Neupflanzungen. Pflanzgruben und Wurzelraumerweiterung, Bauweisen und Substrate. Bonn.
- ÖNORM B 2506-3 (2018). Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen. Teil 3: Filtermaterialien. Anforderungen und Prüfmethode. (ÖNORM B 2506-3:2018-07).
- ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband) (2015): Regelblatt 45. Oberflächenentwässerung durch Versickerung in den Untergrund. Wien.
- Pressl A., Allabashi R. und Ertl T. (2021). Monitoring eines dualen Entwässerungssystems für das Niederschlagswassermanagement im urbanen Raum. (S. 175–181). Tagungsbeitrag Aqua Urbanica 2021, Innsbruck: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV).
-

Korrespondenz:

Sebastian Rath
Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen, Österreich
+43 680 2310160
sebastian.rath@baw.at

Leistungsprüfung von innovativen Adsorberanlagen: Rückhalt von Partikeln, Schwermetallen und Mikroverunreinigungen

F. Keller¹, M. Patrick¹, A. Zenker², M. Burkhardt¹

1 OST – Ostschweizer Fachhochschule, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Oberseestraße 10, 8640 Rapperswil, Schweiz

2 FHNW - Fachhochschule Nordwestschweiz, Institut für Ecopreneurship, Hofackerstrasse 30, 4132 Muttenz, Schweiz

Kurzfassung: Für Adsorberanlagen, die zur Reinigung von Dach-, Fassaden-, Platz- und Straßenwasser eingesetzt werden, wurde ein sogenannter simulierter Feldtest als neues Schweizer Prüfverfahren entwickelt und erfolgreich angewendet. Ermittelt werden damit der stoffliche Rückhalt von Partikeln, Schwermetallen und Mikroverunreinigungen sowie deren Remobilisierung durch Tausalz. Sechs Anlagen haben die Standard-Prüfung bestanden, vier Anlagen die Dachwasser-Prüfung für Metallflächen und zwei für pestizidhaltige Flächen. Damit stehen neue Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbewirtschaftung zum Einsatz bereit.

Key-Words: Schwermetalle, Mikroverunreinigungen, Partikel, Regenwasserbehandlung, Adsorberanlagen, VSA-Leistungsprüfung.

1 Einleitung

Im Rahmen einer wasserbewussten Siedlungsentwicklung («Schwammstadt») ist die Bewirtschaftung von Niederschlagswasser von zentraler Bedeutung für den lokalen Wasserhaushalt. Deshalb sind bei der Versickerung oder Direkteinleitung die mögliche Belastung und das Behandlungsgebot stets zu beachten, um die Gewässer vor einer Verschmutzung zu schützen.

Niederschlagsabwasser von Dächern, Fassaden, Straßen, Plätzen und Eisenbahnanlagen ist je nach Nutzung, Einzugsgebiet oder Verkehrsbelastung mit Partikeln, Schwermetallen und Spurenstoffen belastet. Dazu zählen beispielsweise Kupfer von Dachflächen, der Anwendung als Fungizid gegen Moos und Pilze oder von Fahrleitungen (Oberleitungen), Pestizide aus dem Gleisunterhalt, Dach- und Fassadenbeschichtungen, sowie Reifenabrieb und darin enthaltene wasserlösliche Mikroverunreinigungen (z.B. 6PPD-Quinon, Benzothiazol).

Die Reduktion der diffusen Stoffeinträge durch Maßnahmen an der Quelle, dem Vorsorgeprinzip folgend, steht immer an erster Stelle der Planung (gemäß VSA "Priorität 0").

Ist das Niederschlagswasser so stark verschmutzt, dass weder die Versickerung über einen bewachsenen Bodenfilter ausreichend oder möglich noch die Einleitung in eine Kläranlage erwünscht sind, stellt eine dezentrale Behandlungsanlage mit Adsorbermaterial eine Alternative dar. Vor allem in städtischen Gebieten fehlen Flächen für die Versickerung über den Boden.

In der Regel umfassen die Anlagen eine Wasserretention, eine Abscheidung für Partikel und ein technisches Substrat primär zum Rückhalt gelöster Stoffe (Adsorbermaterial). Die

eingesetzten Materialien zur Stoffadsorption bestehen entweder aus einer einzigen Komponente, z. B. granuliertem Eisenhydroxid, Aktivkohle, Zeolith, oder aus der Mischung von mehreren Komponenten und sind lose oder in Behältnissen (z.B. Modulen, Kissen) verbaut. Durchströmt wird das Adsorbiermaterial vertikal oder lateral und liegt bei Trockenwetter wasserungesättigt oder wassergesättigt vor. Manchmal wird der pH-Wert dahingehend beeinflusst, dass gelöste Metalle ausfallen und aus dem Niederschlagswasser filtriert werden. Das Adsorbiermaterial kann in der Praxis auch der hydraulischen Drosselung und dem Rückhalt von partikulären Stoffen dienen (Filtrationswirkung).

In der VSA-Richtlinie «Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter» sind dafür Wirkungsgrade für die Direkteinleitung und Versickerung festgelegt (VSA, 2019). Eine Zuordnung solcher Anlagen mittels Feldprüfung in die Anforderungsstufen "erhöht" (>90 % Stoffrückhalt) oder "Standard" (70-90 %) erfolgte bisher aber nicht, weil die experimentellen Unwägbarkeiten (Witterungsverlauf, Stoffbelastung etc.) und Kosten des Prüfverfahrens die Hersteller abschreckten.

2 Ziele und Vorgehen

Entwickelt wurde daher ein simulierter Feldtest für Regenwasserbehandlungsanlagen. Das Vorgehen ergänzt die Feldprüfung (VSA, 2023a). Das Resultat der simulierten Feldprüfung ist dem der realen Prüfung gleichgestellt (VSA, 2023b).

Im simulierten Feldtest wird die hydraulische Leistungsfähigkeit, der stoffliche Rückhalt für die gesamte ungelöste Stofffraktion (GUS bzw. AFS), Schwermetalle (Kupfer, Zink) und Pestizide bzw. Mikroverunreinigungen (Diuron, Mecoprop), sowie die Remobilisierung bestimmt. Die beiden Pestizide stehen als Leitsubstanzen für gut adsorbierende und mobile organische Mikroverunreinigungen. Der Test berücksichtigt durchschnittliche Belastungssituationen, wie sie unter Anwendungsbedingungen auftreten können. Die Anlagen werden im Maßstab 1:1 im künstlich geschaffenen Umfeld (Labor, Halle Technikum) getestet.

Das neue Prüfkonzept wurde für sechs innovative technische Behandlungsanlagen angewendet, darunter vier Schacht- und zwei Rinnensysteme (Abbildung 1).



Abbildung 63: Aufbau der sechs Adsorbieranlagen im Technikum.

3 Neues Prüfkonzept

Der simulierte Feldtest setzt sich aus zwei Prüfungen zusammen.

- **Standard-Prüfung:** Die Standard-Prüfung umfasst drei Prüfböcke zum Stoffrückhalt (SP1, SP2, SP3), zwei hydraulische Kontrollen (HK1, HK2) und einen Test zur Remobilisierung (SR). Die Gesamtdauer umfasst minimal 6 Monate. Die Standard-Prüfung ist für jede Anlage obligatorisch. Mit der Standard-Prüfung sind die Einsatzbereiche 3, 4 und 5 abgedeckt (Tabelle 1).
- **Dachwasser-Prüfung:** Die Dachwasser-Prüfung (DP) dient der Bestimmung des Rückhalts ausschließlich gelöster Schadstoffe und deckt die Herkunftsflächen 1 und 2 ab. Die Unterschiede der Dachwasser- zur Standard-Prüfung liegen in den höheren Konzentrationen und der Anzahl Prüfreignissen (=Testdauer). Sie schließt an die Standard-Prüfung an. Da sie im Anschluss durchgeführt wird, ist das Material bereits vorbeladen.

Für das Prüfkonzept legt der Hersteller die Einsatzbereiche (Herkunftsflächen) der Anlage gemäß Flächenkategorien fest (Tabelle 1).

Tabelle 20: Fünf mögliche Anwendungsbereiche von Adsorberanlagen gemäß VSA-Leistungsprüfung.

Herkunftsfläche	Einsatzbereich der Anlage
1	Dächer und Fassaden mit erhöhtem Metallanteil (beschichtet, unbeschichtet)
2	Dächer und Fassaden mit pestizidhaltigen Materialien
3	Plätze und Straßen (Umschlag-, Lager-, Park- Sportplätze)
4	Gemischtes Siedlungseinzugsgebiet (Dächer, Fassaden, Plätze, Straßen)
5	Eisenbahnanlagen

Der Prüfplan basiert auf drei Prüfreignissen (Stark-, Land-, Kleinregen), die in unterschiedlicher Anzahl in der Standard- und der Dachwasser-Prüfung integriert sind (Tabelle 2). Die drei Prüfreignisse wurden aus Niederschlagsstatistiken empirisch hergeleitet.

In der Standard-Prüfung wird eine Wassermenge von 810 l/m² Anschlussfläche, basierend auf 3 Stark-, 15 Land- und 45 Kleinregen, der Anlage zugeführt. Wird für die Anschlussfläche als Abflussbeiwert 0.9 angenommen (z. B. für Straßen), repräsentiert die Zuflussmenge zur Anlage einen Jahresniederschlag von ca. 900 mm.

Bei der Dachwasser-Prüfung ergibt sich aus 3 Land- und 9 Kleinregen eine Zulaufwassermenge von 150 l/m² Anschlussfläche.

Die Gesamtzulaufmenge für beide Prüfungen kumuliert sich auf 960 l/m² Anschlussfläche.

Tabelle 21: Regenstatistik und Prüfreignisse in der Standard- und Dachwasserprüfung

Regenstatistik		Starkregen	Landregen	Kleinregen
Regenintensität	mm/h	40	20	5
Dauer	Min	20	60	120
Regenhöhe pro Ereignis	mm	13.3	20	10
Abflussmenge	l/(s*ha)	111	56	14

Standard-Prüfung		Starkregen	Landregen	Kleinregen
Anzahl Ereignisse	-	3	15	45
Prüfregenspende total	l/m ²	40	300	450

Dachwasser-Prüfung		Starkregen	Landregen	Kleinregen
Anzahl Ereignisse	-	-	3	9
Prüfregenspende total	l/m ²	-	60	90

Eine Anlage, welche für 500 m² Anschlussfläche ausgelegt ist, bekommt in der Standard- und der Dachwasser-Prüfung folglich kumuliert ca. 500 m³ Wasser zugeführt (Standard-Prüfung ca. 85 %, Dachwasser-Prüfung ca. 15 %).

Der Stoffrückhalt basiert auf einer Serie von festgelegten Zulaufmengen mit einem partikulären Stoff (Quarzmehl W4) und gelöstem Kupfer, Zink, Mecoprop und Diuron. Zulaufkonzentrationen von je 0.2 mg/L pro gelösten Stoff sowie 150 mg/L GUS (=AFS) wurden definiert für die Standard-Prüfung. In der Standard-Prüfung (63 Ereignisse) und Dachwasser-Prüfung (12 Ereignisse) werden mehrjährige Frachten aufgebracht. Bei der Dachwasser-Prüfung werden die gelösten Stoffe mit 1 mg/L dosiert und GUS (=AFS) bleibt unberücksichtigt.

Wird die GUS-Fracht mit dem flächenspezifischen Stoffabtrag für AFS63 gemäss DWA-A 102-2 verglichen, der zwischen jährlich 280 g/m² a (Kategorie I) und 760 g/m² a (Kategorie III) liegt, sind mit der GUS-Menge je nach Kategorie zwei bis vier Jahre abgedeckt.

4 Prüfergebnisse

Die Beurteilung des stofflichen Wirkungsgrads erfolgte hinsichtlich der Anforderungen "Standard" (70 - 90 % Wirkungsgrad) und "erhöht" (> 90 % Wirkungsgrad).

Von allen Ereignissen wurden 40 Ereignisse in die frachtgemittelte Bewertung einbezogen. Erfreulicherweise haben alle Anlagen in der Standard-Leistungsprüfung für die Herkunftsflächen "Straßen und Plätze", "gemischtes Einzugsgebiet" und "Eisenbahnanlagen" mindestens einen Wirkungsgrad «Standard» erreicht, bzw. alle haben einen GUS-Rückhalt "erhöht" (> 90 %) gezeigt (Abbildung 2). Zwei Anlagen erfüllen sogar für alle drei Stoffgruppen die höchste Anforderungsstufe, die bei hohen Belastungen gefordert ist.

Herkunft des Niederschlagswassers	Model / Produkt	Hersteller	Partikel (GUS)	Schwermetalle	Pestizide Mikroverunreinigungen
1) Dächer und Fassaden: Metallflächen	ViaTec	Mall AG		Erhöht	
	Heavy Traffic	Creabeton AG		Standard	
	StormClean	ACO AG		Erhöht	
	HydroClean Pro	REHAU Vertriebs AG		Erhöht	
	D-Rainclean Sickermulde	Funke Kunststoffe GmbH		Standard	
2) Dächer und Fassaden: Pestizidhaltige Bahnen und Beschichtungen	ViaTec	Mall AG			Erhöht
	D-Rainclean Sickermulde	Funke Kunststoffe GmbH			Standard
3) Strassen und Plätze (Umschlag-, Lager-, Park-, Sportplätze) 4) Gemischtes Einzugsgebiet (Dächer, Fassaden, Plätze, Strassen) 5) Eisenbahnanlagen	ViaTec	Mall AG	Erhöht	Erhöht	Erhöht
	Heavy Traffic	Creabeton AG	Erhöht	Erhöht	Standard
	StormClean	ACO AG	Erhöht	Erhöht	Standard
	HydroClean Pro	REHAU Vertriebs AG	Erhöht	Erhöht	Standard
	D-Rainclean Sickermulde	Funke Kunststoffe GmbH	Erhöht	Erhöht	Erhöht
	HydroDrain Adsorberinne	Creabeton AG	Erhöht	Standard	Standard

Abbildung 64: Erfüllte Anforderungsstufen (Standard 70-90 %, Erhöht >90 %) von den geprüften Anlagen. Anlagen mit einem Rückhalt <70 % werden durch den VSA nicht empfohlen, sind daher nicht dargestellt.

Um den Einfluss von Tausalz auf die Remobilisierung der zurückgehaltenen Stoffe abzuschätzen, wurde Tausalz am Ende der Standard-Prüfung dosiert (5 g/L). Alle Anlagen haben die Prüfung bestanden mit Mobilisierungsraten deutlich < 0.3 %.

Die Dachwasser-Prüfung hat ergeben, dass mehr Anlagen auf Schwermetalle ausgerichtet sind als auf Pestizide: Für Schwermetalle erfüllen drei die höchste Anforderungsstufe (Abbildung 2), für pestizidhaltige Flächenabflüsse hingegen stehen nur zwei Anlagen, davon eine für hohe Belastungen, die aber eher selten erwartet werden.

5 Schlussfolgerungen

Die geprüften Adsorberanlagen wurden in der Liste A "Technische Kompaktanlagen (Adsorber)" auf der [Homepage](#) des VSA aufgenommen. Das jeweilige Prüfergebnis gilt für eine Produktfamilie. Ein Stammdatenblatt beschreibt die technischen Anlagen und verweist auf den Hersteller, sodass Planer oder Gemeinden alle Informationen bekommen. Das Merkblatt zur neuen Leistungsprüfung steht kostenlos bereit.

Mit den geprüften Adsorbentien stehen technische Anlagen für den Einsatz im urbanen Raum zur Verfügung, die belastetes Dach-, Fassaden-, Platz- und Straßenabwasser sowie Niederschlagsabfluss von Eisenbahnanlagen wirksam reinigen. Das gereinigte Niederschlagswasser kann anschließend versickert, in Oberflächengewässer oder in Pflanzgruben eingeleitet werden, ohne dass die Gewässer und das Pflanzsubstrat belastet werden.

Die entwickelte simulierte Feldprüfung orientiert sich bei den Konzentrationshöhen der dosierten Stoffe und den simulierten Regenereignissen stark an der Realität. Damit soll eine hohe Übertragbarkeit der Resultate in die Praxis erreicht und hohe Akzeptanz bei bewilligenden Fachstellen erreicht werden.

Die Anforderungen wie Prüfdauer sowie hydraulische und stoffliche Belastungen gehen größtenteils über die Prüfbedingungen des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) hinaus.

Behandlungsanlagen sind regelmäßig zu kontrollieren und zu unterhalten. Die Hersteller stellen hierzu Informationen bereit, damit die Standzeit (Beladungskapazität) eingehalten und die hydraulische Leistung sichergestellt sind.

6 Danksagung

Das Projekt wurde durch das Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU), Umwelttechnologieförderung, und den Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) unterstützt und unter Beteiligung von den sechs Herstellern ACO AG, CREABETON AG, 3P Technik Filtersysteme GmbH, Funke Kunststoffe GmbH, Mall AG und REHAU Vertriebs AG durchgeführt.

7 Literatur

VSA (2023a): Merkblatt - VSA Leistungsprüfung von Behandlungsanlagen: Simulierter Feldtest. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg, Schweiz.

VSA (2023b): Merkblatt - VSA Leistungsprüfung für Behandlungsanlagen: Feldtest.
Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg,
Schweiz.

VSA (2019): Abwasserbewirtschaftung bei Regenwetter. Verband Schweizer Abwasser-
und Gewässerschutzfachleute, Glattbrugg, Schweiz.

Korrespondenz:

Michael Burkhardt, Prof. Dr.
OST - Ostschweizer Fachhochschule
Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC)
Tel: +41 58 257 4870
michael.burkhardt@ost.ch

Block F

**„Stadtbäume in blau – grüner
Infrastruktur“**

Straßenbäume als Schwammstadtelemente – Erkenntnisse aus dem Monitoring von BlueGreenStreets Pilotstandorten

M. Richter¹, W. Dickhaut¹

¹ Hafencity Universität, Henning-Voscherau-Platz 1, 20457 Hamburg, Deutschland

Kurzfassung: Seit 2019 wurden an unterschiedlichen Standorten im Rahmen von Pilotprojekten verschiedene Systeme von Baumrigolen geplant, gebaut und mit umfangreichen Monitoringsystemen ausgestattet. Die Systeme und deren Monitoring werden beschrieben und die gemessenen Faktoren während der ersten Standjahre verglichen, um deren wasserwirtschaftliche Effektivität und weitere Faktoren zur Bewertung der Standorteigenschaften und Baumvitalität wie Wassergehalte und -spannungen, O₂ Gehalte und Baumvitalitätsparameter zu bewerten.

Key-Words: Baumrigole, Schwammstadt, Straßenbäume, wassersensible Straßenraumgestaltung, Überflutungsschutz, Baumvitalität

1 Einführung

Straßenbäume reduzieren Regenabflüsse und Bodenerosion durch den direkten Rückhalt auf bzw. Benetzung von Blättern und Ästen mit Wasser (Interzeption), die Ableitung von Wasser über den Stamm (Stammabfluss) und Infiltration über die Baumscheibe. Straßenbäume bzw. deren Substrate können auch Schadstoffe aus dem Regenwasser filtern bevor dieses in das Grundwasser infiltriert (Kluge et al., 2022). Zunehmende Hitze- und Trockenperioden führten in den letzten Jahren bereits vermehrt zu Trockenstress und durch die Zunahme von Extremwetterereignissen kommt es zu Vitalitätseinbußen und zu einer erhöhten Mortalität von Straßenbäumen. Trockenstress stellt besonders für Jungbäume, die mit ihren Wurzeln noch keine tiefer liegenden Wasserquellen erschlossen haben, eine Gefahr dar. Demnach müssen Strategien und Maßnahmen (weiter)entwickelt werden, die den Erhalt der Stadtbäume in Zeiten des Klimawandels gewährleisten. Straßenbäume als Elemente der Schwammstadt sind in den vergangenen Jahren ein im deutschsprachigen Raum viel diskutiertes und beforschtes Thema. Die Nutzung des Regenwassers angrenzender Flächen zur Bewässerung der Bäume soll einerseits zur Vitalität beitragen und andererseits durch die Abkopplung von Flächen einen Beitrag zum urbanen Überflutungsschutz leisten. Das Mehrangebot an Niederschlagswasser kann zur Verbesserung der in Städten erheblich beeinträchtigten Wachstumsbedingungen des Straßengrüns beitragen. Das Trockenheitsrisiko soll damit verringert und mitunter das Baumwachstum und die Vitalität erhöht werden. Dadurch wird die Funktion der Bäume zur Klimafolgenanpassung urbaner Räume genutzt, indem die Verdunstungs- und Verschattungsleistung aufrechterhalten bzw. gestärkt wird und daraus ein höherer mikroklimatischer Kühlungseffekt resultiert (BlueGreenStreets, 2022; Kluge et al., 2022). Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es noch eine Vielzahl ungeklärter Fragen, u.a. hinsichtlich der Auswirkungen auf die Baumvitalität, Wasserversorgung in Trockenzeiten und Finanzierung und Unterhaltung solcher Systeme. Trotzdem sind in den letzten Jahren auch aufgrund des hohen Handlungsdrucks, den der Klimawandel mit sich bringt, in vielen Kommunen erste Projekte umgesetzt worden. Um solche Systeme in der Praxis flächendeckend anzuwenden und sowohl in der Wasserwirtschaft als auch in der Grün- und Verkehrsplanung zu etablieren bedarf es weiterer Erkenntnisse zur Funktionalität und des Betriebs. Die Kombination von Versickerungsanlagen und Bäumen bzw. die Etablierung der Baumstandorte als Schwammstadtelemente hat in den vergangenen Jahren unterschiedliche technische Ansätze

hervorgebracht. Diese haben sich mittlerweile in Deutschland unter dem Begriff „Baumrigole“ versammelt (BlueGreenStreets, 2022; Pallasch et al., 2022). In Österreich und Schweiz ist eher das „Schwammstadt-Prinzip für Stadtbäume“ (Grimm et al., 2022) etabliert, welches auf dem Stockholmer Modell (Embren et al., 2009) basiert. Das Spektrum der entwickelten Baumrigolen-Systeme bietet die Möglichkeit, Einstau- bzw. Wasserspeichermengen zu regulieren oder die Wasserqualität durch Filter zu verbessern, so dass es zu einer kontrollierten und verbesserten Wasserzufuhr für den Baum kommen kann.

Neben den wasserwirtschaftlichen Zielsetzungen wird zukünftig auch der langfristige Umgang der Bäume mit den veränderten Randbedingungen in den Pflanzgruben in den Fokus rücken. Zudem ist bisher nicht abschließend geklärt, ob mit den neuen Pflanzgrubenmodellen in Trockenzeiten wirklich mehr Wasser im Untergrund zur Verfügung steht, so dass der Trockenstress der Bäume reduziert werden kann. Weitere Fragen sind, ob der Baum mit dem höheren Wasserangebot in Regenzeiten und den eingetragenen Schadstoffbelastungen zurechtkommt.

2 Pilotstandorte in Hamburg

Während der ersten Phase des vom BMBF geförderten Projekts BlueGreenStreets wurden seit 2019 an unterschiedlichen Standorten verschiedene Systeme von Baumrigolen geplant, gebaut und mit umfangreichen Monitoringsystemen zur Bewertung der hydraulischen Wirkungen, des Bodenwasser- und Lufthaushalts, der Baumvitalität und der stofflichen Wirkungen ausgestattet. In diesem Beitrag soll der Fokus auf den Ergebnissen des Monitorings der ersten Vegetationsperioden von 2020 - 2022 liegen. Die Bauweisen der Pilotstandorte unterscheiden sich hinsichtlich der Substrate, Abdichtungen und der entwässernden Flächen. In der Hölertwierte in HH-Harburg wurden im März 2020 zwei Baumrigolen (+ 2 Referenzbaumgruben ohne zusätzliche Regenwassereinleitung) mit unterirdischer Bentonit-Abdichtung, FLL Typ 2 Baumsubstrat (0,50 m bis 2,00 m unter GOK) und einer unterirdischen Zuleitung von Regenwasser von Dachflächen gebaut (Abb. 1 links). Zwischen Baumgruben und Dachabläufen wurde ein Schacht gebaut, der als Pufferspeicher dient und einen Notüberlauf in den RW-Kanal bereitstellt. Einen ähnlichen Aufbau haben die Baumrigolen im Beckerkamp (3 + 3 Referenzstandorte), jedoch mit Zuleitung von Straßen-Regenwasser und einer an das Stockholmer Modell angelehnten Substratmischung („LSBG No. 5“). Diese werden hier nicht weiter betrachtet.

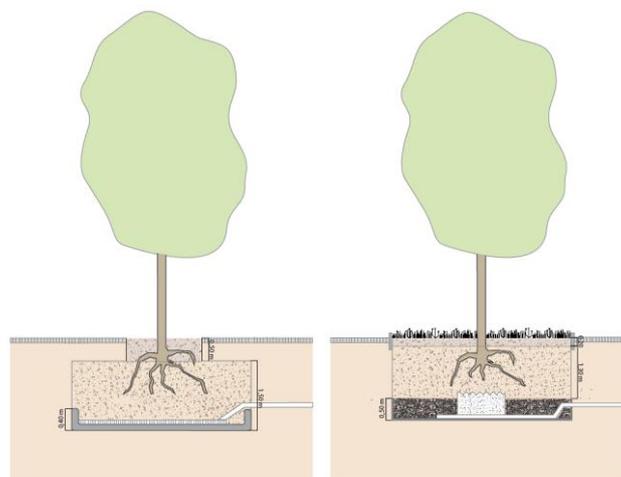


Abbildung 65: Skizzen der Baumrigolen in der Hölertwierte (links) und im Alten Postweg (rechts)(© BGS, HCU)

Ein dritter Typ mit einer 0,50 m hohen abgedichteten Kiesrigole als Speicherraum und einem Kapillarblock zur Gewährleistung des Wasseraufstiegs aus der Rigole, wurde ebenfalls in HH-Harburg, in zweifacher Ausführung im Alten Postweg gebaut (Abb. 1 rechts). Diese werden ebenfalls mit Regenwasser von angrenzenden Dachflächen bewässert. Oberhalb der Kiesrigole wurde der Wurzelraum der Baumgrube mit überbaubarem Baumsubstrat nach FLL Typ 2 hergestellt (ca. 1,50 – 0,20 m unter GOK). Zwischen Kiesrigole und Baumsubstrat wurde, um die Verlagerung von Feinmaterial zu verhindern, Geotextil eingebracht. Um das in den Kiesrigolen gespeicherte Regenwasser für die Bäume verfügbar zu machen bzw. in den Wurzelraum zu transportieren, wurde ein Kapillarblock eingebaut (2,00 – 1,20 m unter GOK), die den kapillaren Aufstieg des Wassers aus der Rigole nach oben in den Wurzelraum gewährleisten soll. Dieser Kapillarblock besteht aus einem dafür entwickelten Substrat mit den Bestandteilen Feinsand (37 vol.%), Lava 0-4 (24 vol.%), Lehm (20 vol.%), Bentonit (10 vol.%) und Diatopor (9 vol.%).

3 Monitoring

Um die wasserwirtschaftliche Wirksamkeit der Baumgruben zu monitoren und zu evaluieren wurden zu- und abgeleitete Wassermengen über Regen- und Pegelsensoren gemessen. Die Regendaten wurden von Hamburg Wasser und dem Institut für Wasserbau der TU Hamburg bereitgestellt. In unterschiedlichen Tiefen (0,10 – 1,20) und in unterschiedlicher Entfernung zum Ballen wurden die Parameter volumetrischer Wassergehalt, Wasserspannung, O₂ und CO₂-Gehalte (nach Heger et al. 2020) gemessen. Details der Sensorenanordnung in den Baumgruben sind in Abb. 2 dargestellt.

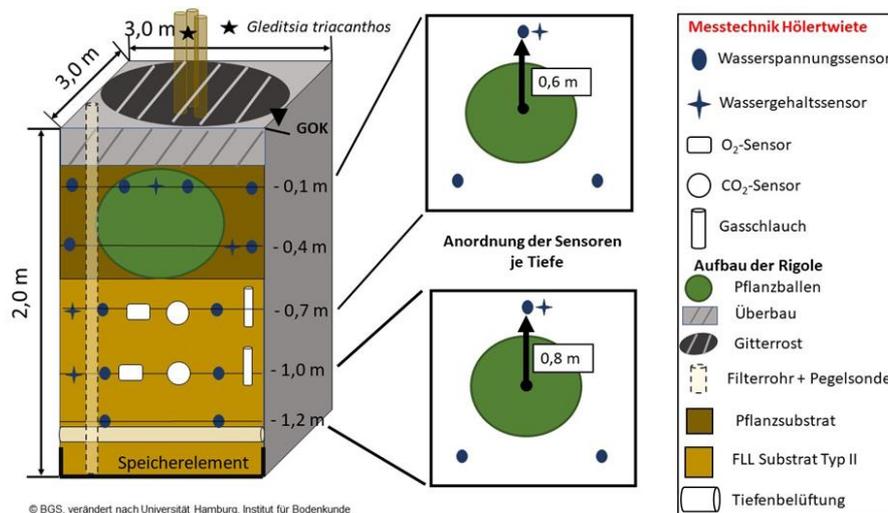


Abbildung 2: Systemskizze der in den Baumrigolen in der Hölertwiete gebauten Baumgruben mit Sensoren (© BGS, Institut für Bodenkunde Uni HH).

Die Baumvitalität wurde über die Parameter stomatäre Leitfähigkeit, Blattchlorophyllgehalt und -fluoreszenz, Delta-13C-Isotopenanalyse, Ast- und Stammzuwachs sowie eine Bonitur abgebildet. Die Messungen des Bodenluft- und Wasserhaushalts und der Baumvitalität in der Hölertwiete wurden vom Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg durchgeführt. Weiterhin wurden mit Hilfe des eingebrachten Standrohrs Sickerwasserproben genommen, um die Belastung des Regenwassers, die dadurch ggfs. notwendige Reinigung, und die eventuelle Reinigungsleistung der Substrate beurteilen zu können.

An den Baumrigolen mit Kapillarblock am Standort Alter Postweg wurden Pegelrohre zur Messung der Wasserstände in den Kiesrigolen und Sensoren zur Messung des

volumetrischen Wassergehalts und der Wasserspannung in den Tiefen 0,30 – 0,60 – 0,90 m (Abb. 3) eingebracht.

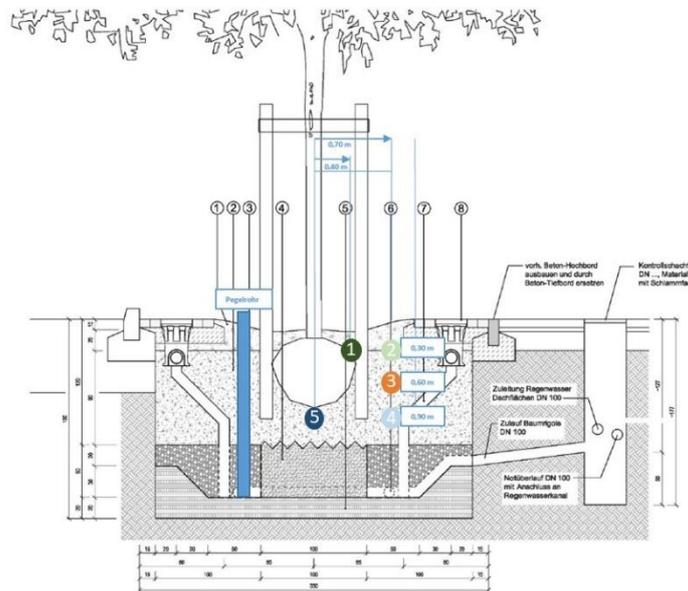


Abbildung 3: Systemskizze der in den Baumrigolen im Alten Postweg gebauten Baumgruben mit Messpunkten (© BGS, HCU).

4 Ergebnisse

Die wasserwirtschaftliche Wirksamkeit der Baumrigolen in der Hölertwiete wurde anhand der Pegelstände, Regensummen und die über den Notablauf abgegebenen Wassermengen erfasst. Das System aus zwei Baumrigolen und dem Bewässerungsschacht hat eine hohe hydrologische Effektivität. Über den gesamten abgebildeten Zeitraum wurden < 10% der auf die Dächer gefallenen Niederschläge an die Kanalisation abgegeben. Es kam nur an 47 von 859 (5%) Tagen zu einer Ableitung von Regenwasser über den Notüberlauf. Es konnte festgestellt werden, dass es im gemessenen Zeitraum nicht zum Überstau des Wurzelraums kam. Bei Vollfüllung des Speicherraums und weiterer Wasserzufuhr bzw. Pegelanstieg wurde überschüssiges Wasser in die umliegenden Bodenbereiche versickert. Die Pegelstände in den Pflanzgruben stiegen nicht über -1,40 m unter GOK. Ebenfalls ist zu erkennen, dass der Wasserstand in den Baumgruben nach Vollfüllung des Speicherraums innerhalb von 1 – 2 Wochen kontinuierlich absinkt.

Die Bodenwasserspannung von 1.200 hPa als Trockenstressgrenzwert wird in den Vegetationsperioden 2020 und 2021 in der Hölertwiete bis in die Tiefe von 40 cm im Pflanzsubstrat überschritten (Abb. 4 oben). Die niedrigen Wasserspannungen und hohen Wassergehalte in 2020 und 2021 in den Tiefen > 40 cm zeigen bei Baumrigolen und Referenzen nasse Bedingungen auf (Abb. 4 unten). Die Gehalte der Bodenluft von 15 und 10 % O₂ als Grenzwerte der uneingeschränkten Wurzelaktivität und des Pflanzenwachstums (Leh 1989, Sojka und Scott 2002) werden bei Rigolen und Referenzen in der jeweiligen Vegetationsperiode zeitweilig unterschritten. Bis 2021 zeigten somit beide Varianten am Standort Hölertwiete die gleiche Dynamik des Luft- und Wasserhaushaltes auf. Auch die Vitalitätsparameter stomatare Leitfähigkeit, der Blattchlorophyllgehalt und die -fluoreszenz sind bei den Baumrigolen und Referenzen im Jahr 2021 nicht signifikant unterschiedlich.

Im Jahr 2022 ist bei beiden Varianten am Standort Hölertwiete eine Austrocknung in der Tiefe 0,7 m aufgrund der beginnenden Wasserentnahme durch die Wurzeln zu beobachten. In den

Tiefen 0,7 – 1,0 m wird der Trockenstressgrenzwert bei der Rigole tageweise überschritten (Abb. 4 oben), was auf eine stärkere Auswurzelung in Richtung des Wasserspeicherelementes hindeuten könnte.

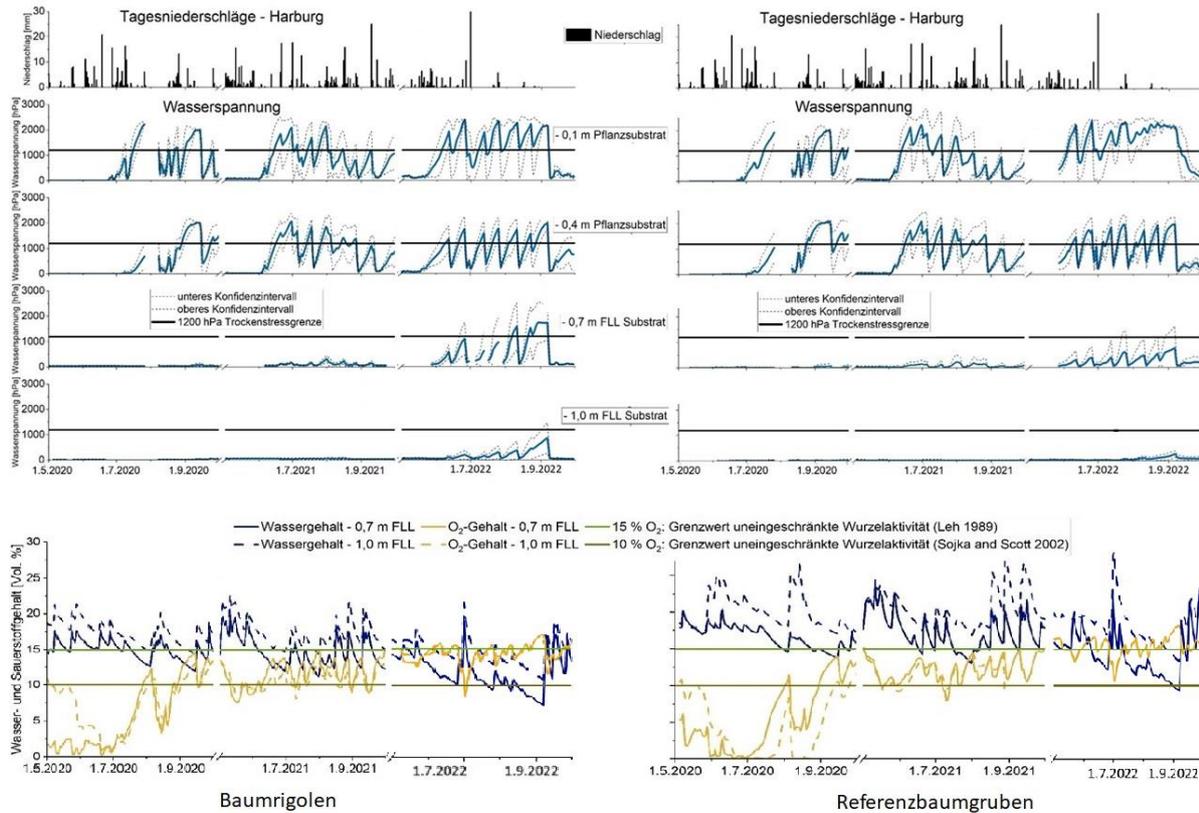


Abbildung 4: Verlauf der mittleren Tageswerte der Wasserspannungen in unterschiedlichen Tiefen (oben), der Wassergehalte (unten, blau) und O₂ Gehalte (unten, gelb) der Baumrigolen (links) und Referenzbaumstandorte (rechts) in der Höllertwiete in den Vegetationsperioden 2020 - 2022 (© BGS, Institut für Bodenkunde Uni HH).

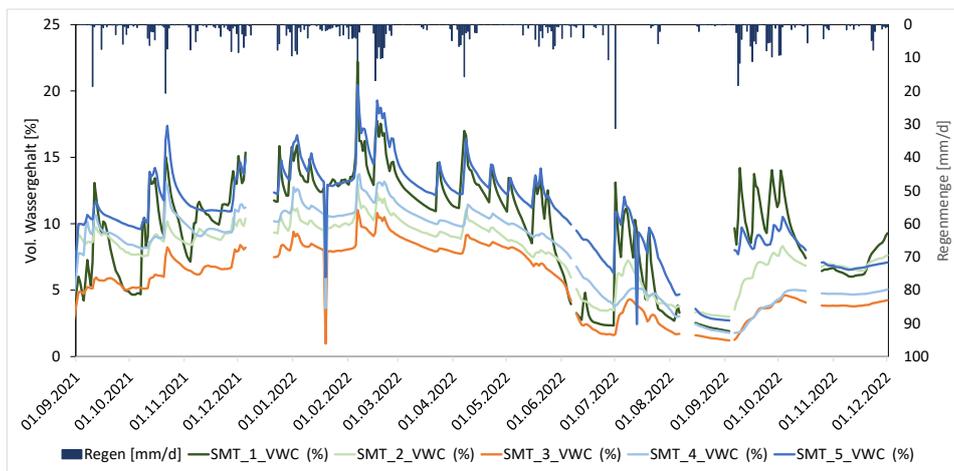


Abbildung 5: Verlauf der mittleren Tageswerte der Wassergehalte in unterschiedlichen Tiefen der Baumrigolen im Alten Postweg (© BGS, HCU).

Die Varianten mit Kapillarsäule im Alten Postweg zeigen bisher unterschiedliche Verläufe in unterschiedlichen Tiefen und Entfernungen von der Stammachse (Abb. 5, Messpunkte 1 – 5 siehe Abb. 3). Grundsätzlich wurden an Messpunkt 1 (Pflanzballen) und 5 (oberhalb der Kapillarsäule) stets die höchsten Wassergehalte gemessen, was auf eine bessere Wasserspeicherkapazität des Bodens im Ballen hindeutet und den Transport von Wasser aus der Rigole andeutet. An diesen Punkten wurden auch die wenigsten Tage mit Überschreitung des Trockenstressgrenzwerts (1200 hPa) gemessen, 9 bzw. 11 Tage im Gegensatz zu 33, 44 und 13 Tagen (Messpunkte 2, 3, 4).

5 Fazit

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass aufgrund des kurzen Etablierungs- und damit Messzeitraumes und der damit unvollständigen Auswurzelung nur vorläufige Aussagen bezüglich der Luft- und Wasserhaushaltsdynamik und der Baumvitalität getroffen werden können. Die Ableitung von Handlungsempfehlungen für zukünftige Neupflanzungen aus diesem Untersuchungskonzept wird erst nach einer längeren Messdauer möglich. Bisher zeigen die Ergebnisse zumindest einen positiven Effekt bezüglich der Überflutungsvorsorge und potenziell bessere Wasserversorgung der Standorte, ohne für die Bäume negative Auswirkungen wie Staunässe zu erzeugen.

6 Literatur

- BlueGreenStreets (BGS)(Hrsg.) (2022): BlueGreenStreets Toolbox – Teil A & B. Multifunktionale Straßenraumgestaltung urbaner Quartiere. März 2022, Hamburg. Erstellt im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme „Ressourceneffiziente Stadtquartiere für die Zukunft“ (RES:Z).
- Embrén, B.; Alvem, B. M.; Stål, A.; Orvesten, A. (2009): Planting Beds in the City of Stockholm. A Handbook. Stockholm.
- Grimm, K., Murer, E., Schmidt, S., Anna, Z. 2022: Das Schwammprinzip für Bäume. Entwicklung und Umsetzung in Österreich. Stadt+Grün 7/2022: 19-25.
- Heger, A.; Kleinschmidt, V.; Gröngröft, A.; Kutzbach, L.; Eschenbach, A. (2020): Application of a low-cost NDIR sensor module for continuous measurements of in situ soil CO₂ concentration. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science 183, S. 557-561.
- Kluge, B.; Pallasch, M.; Geisler, D.; Hübner, S. (2022): Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung - Teil 1. In: KA: Korrespondenz Abwasser, Abfall 69 (5), S. 358–377. DOI: 10.3242/kae2022.05.001.
- Leh, H.O. (1989): Innerstädtische Stressfaktoren und ihre Auswirkungen auf Straßenbäume. In: Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthof (Hrsg.): Kali-Briefe 19. Hannover. S. 719-742.
- Pallasch, M.; Geisler, D.; Kluge, B. (2022): Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung - Teil 2. In: KA: Korrespondenz Abwasser, Abfall 69 (9), S. 747–759.
- Sijka, R.E.; Scott, H.D. (2002): Aeration measurement. In: Lal, R. (Hrsg.): Encyclopedia of Soil Science. New York. S. 27-29.

Korrespondenz:

Michael Richter
HafenCity Universität, FG Umweltgerechte Stadt- und Infrastrukturplanung
Henning-Voscherau-Platz 1, 20457 Hamburg
Tel: 040/42827-5335
michael.richter@hcu-hamburg.de

Divergierende Ziele bei der Bewirtschaftung von Baumrigolen

N. Siering¹, H. Grüning¹,

¹ FH Münster, Stegerwaldstraße 39, 48565 Steinfurt, Deutschland

Kurzfassung: Baumrigolen wirken multifunktional. Neben der positiven Wirkung von Bäumen in innerstädtischen Räumen leisten Sie einen Beitrag zur Überflutungsvorsorge und ermöglichen die Bewässerung von Bäumen während niederschlagsarmer Zeiträume. Die Quantifizierung der Wirkung ist bislang noch nicht nachgewiesen. Bemessungsvorgaben fehlen. Am Beispiel eines Rigolensystems mit unterirdischen Speicherelementen an drei Standorten im Münsterland wurde nachgewiesen, in welchem Umfang die Abflüsse bei Starkregen zurückgehalten werden. Weiterhin wird das Bewässerungspotenzial von Baumrigolen quantifiziert.

Key-Words: Dezentraler Rückhalt, Bewässerung, Stadtklima, wasserbewusste Stadtentwicklung

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Zunahme ausgeprägter Trockenphasen mit Unterbrechung durch intensive Niederschläge während der Sommermonate stellt vor allem in hochverdichteten urbanen Räumen eine Herausforderung dar. Ein Element des Konzeptes der wasserbewussten Stadtentwicklung (häufig als „Schwammstadtkonzept“ bezeichnet) sind Baumrigolen. Das Speicher-Baum-System kombiniert dabei

- Bewässerung des Baumes mit gespeichertem Niederschlagswasser
- Kühlung durch Verschattung und Verdunstung
- Überflutungsvorsorge durch dezentrale Retentionsräume

Ergebnisse u. a. von Grey et al. (2018) zeigen, dass Baumrigolen das Wachstum von Bäumen deutlich erhöhen können, wenn Staunässe vermieden wird. Das auf den ersten Blick bestechend einfache Konzept erweist sich bei konkreter Umsetzung als komplex. Das zeigt bereits der Blick auf die beteiligten Bereiche und Institutionen im kommunalen Umfeld:

- Straße und Verkehr
- Grünflächen und Freiraumgestaltung
- Stadtentwässerung und Netzbetreiber
- Genehmigungsbehörden

Neben der baulichen Integration in den öffentlichen Verkehrsraum ist anschließend die dauerhafte Zuständigkeit inklusive der Finanzierungsfrage zu klären. Zudem fehlen bislang eindeutige Bemessungsvorgaben für Baumrigolen. Bei der Bemessung und Bewirtschaftung entsteht der grundlegende Nutzungskonflikt:

„freier Speicher (Überflutungsvorsorge) vs. voller Speicher (Baumversorgung)“.

Im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines Bewässerungskonzeptes von urbanem Grün während klimatisch bedingter Trockenphasen (BeGrüKlim)“ wurden Möglichkeiten und Grenzen von Baumrigolen als Speicher- und Bewässerungssysteme untersucht. Darüber

hinaus sind zahlreiche Detailfragen zu berücksichtigen, die nicht zu klassischen Wasserwirtschaftsaufgaben zählen, wie beispielsweise die optimale Wasserzuführung in den Wurzelraum und die generellen Bedürfnisse des Baumes (Nährstoffe, Wasser und Luft). Dabei sind mögliche Probleme wie Staunässe oder der Eintrag von Schadstoffen, zu berücksichtigen.

2 Systeme und Standorte

Insgesamt wurden im Rahmen des Forschungsprojektes BeGrüKlim an drei Standorten in Nottuln (Münsterland) Rigolensysteme untersucht. Davon befindet sich eines auf dem Firmengelände der Humberg GmbH (Standort „Humberg“) und zwei im Nottulner Stadtteil Appelhülsen in der Straße Am Pastorskamp. Der Standort „Am Pastorskamp“ repräsentiert Bäume, die als Straßenbegleitgrün im öffentlichen Verkehrsraum angeordnet sind. Dabei ist an ein System die Dachfläche eines Wohnhauses angeschlossen (Standort „Pastorskamp Wohnhaus“) und in das andere entwässert eine Parkplatzfläche (Standort „Pastorskamp Parkplatz“). An jedem Standort wird sowohl ein Baum mit dem Baumrigolensystem als auch zum Vergleich ein Referenzbaum untersucht. Der Referenzbaum entspricht dem klassisch gepflanzten Stadtbaum. Systeminformationen zu den drei Standorten enthält Tabelle 1. Wesentlicher Unterschied sind die Art und Größe der angeschlossenen Fläche sowie die Baumarten. Das Rigolensystem am Standort Humberg unterscheidet sich auch in der Bauweise von den Systemen am Pastorskamp. Grund ist die unterschiedliche Lage der Anschlussleitung und der verfügbare Platz. In diesem Beitrag werden exemplarisch das System und Untersuchungsergebnisse am Standort der Firma Humberg dargestellt.

Tabelle 22: Systemspezifikationen und Bedingungen an den verschiedenen Standorten

Standortname	Humberg	Pastorskamp Wohnhaus	Pastorskamp Parkplatz
k _r -Wert	$4,37 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$	$8,33 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$	$8,33 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$
Geländehöhe	92 müNN	69 müNN	69 müNN
Grundwasserflurabstand	8,94 m	3,38 m	3,38 m
Baumart	Liquidamber styraciflua Amerikanischer Amberbaum	Acer cappadocium Rubrum Kolchischer Blut-Ahorn	Liquidamber styraciflua Amerikanischer Amberbaum
Datum der Einpflanzung	28.02.2020 05.03.2021*	14.04.2021 15.11.2021**	14.04.2021
Substrat	Vulcatree® L 0-32	Vulcatree® L 0-32	Vulcatree® L 0-32
Angeschlossene Fläche	300 m ² Dachfläche	245 m ² Dachfläche	425 m ² Parkplatz
* Der Systembaum am Standort Humberg wurde für die Optimierung des Bewässerungssystems im Zeitraum vom 28.02.2021 bis zum 05.03.2021 temporär entnommen			
** Der ursprüngliche System- und Referenzbaum am Standort Pastorskamp Wohnhaus wurden am 15.11.2021 durch neue Bäume ausgetauscht, da diese vermutlich aufgrund eines Frostschadens nicht angegangen sind			

In Abbildung 1 ist das Prinzip des Baumrigolensystems auf dem Gelände der Humberg GmbH dargestellt. Das Niederschlagswasser von der 300 m² großen Dachfläche wird in die beiden oberen Speicher mit einem Gesamtvolumen V_O von 0,52 m³ geleitet. Von dort gelangt das Wasser über Perlschläuche in den Wurzelraum (V_W) des Baumes oder aber ab einem gewissen Füllstand über den Überlauf in den unteren Speicher (V_U). Das Niederschlagswasser im unteren Speicher wird von dort in den Untergrund versickert und steht dem Baum daher nicht unmittelbar zur Verfügung. Optional kann das Wasser aber auch über eine kleine Pumpe

in den oberen Speicher zurück gepumpt werden. Bei starken Regenereignissen, die das ganze Speichervolumen des Systems füllen, entlastet das System über einen Notüberlauf in den Abwasserkanal. Das Rigolensystem (Typ ALVEUS) wurde in Abstimmung zwischen der FH Münster und dem Systemhersteller, der Firma Humberg, im Rahmen des Projektes immer wieder optimiert. Ein Vorteil des Systems ist die Flexibilität, die eine individuelle Anpassung an unterschiedliche Standorte und Platzverhältnisse ermöglicht.

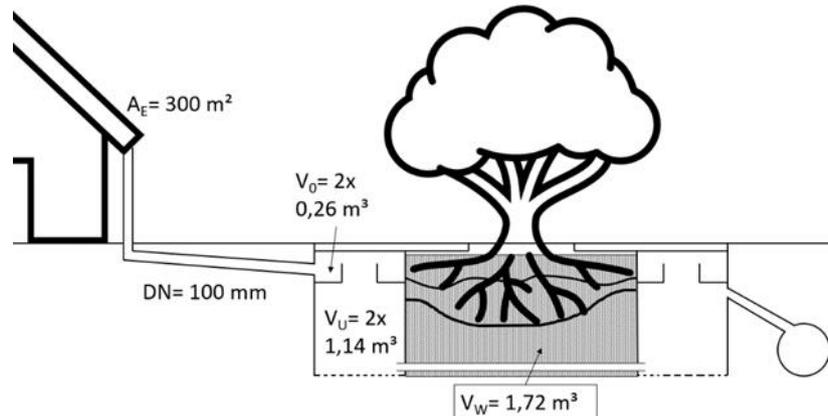


Abbildung 66: Prinzipskizze des ALVEUS-Systems auf dem Firmengeländer der Fa. Humberg GmbH

3 Messtechnik

An jedem Standort wurden der Niederschlag, die Bodenfeuchte und Bodentemperatur sowie die Füllstände der Füllstand im Speicher in einem fünfminütigen Messintervall kontinuierlich erfasst sowie die Niederschlagshöhe zur Ermittlung des Zuflusses in das System aufgezeichnet. Zur Niederschlagserfassung wurden ein Niederschlagsschreiber der Firma Campbell scientific Ltd. des Modells Kalyx-RG und ein Niederschlagsmessgerät der Firma NIVUS verwendet. Zum Nachweis der Bewässerungsleistung wurden in den Substratkörpern der Pflanzgruben der untersuchten Projektbäume jeweils fünf bis zehn Sonden der Firma TRUEBNER des Typs SMT 100 eingesetzt. Neben der Bodenfeuchte messen diese Sonden auch die Bodentemperatur in unterschiedlicher Lage innerhalb der Pflanzgrube. Über Time-Domain-Reflectometry (TDR) wurde die Dielektrizitätszahl des Bodens aus der Signallaufzeit ermittelt und wie bei der Frequency-Domain-Reflectometry (FDR) in eine Frequenz umgewandelt. Die Füllstandserfassung der Systemspeicher erfolgte mittels NTB-Brunnensonde der Firma KOBOLD Messring GmbH.

4 Bilanzierung des Bewässerungs- und Entlastungsverhaltens

4.1 Messdaten

Die gemessenen Füllstände, Niederschlag (Tagessummen) und Bodenwassergehalte (unterschiedliche Positionen) sind in Abbildung 67 für das erste und in Abbildung 68 für das zweite Messjahr dargestellt. Die Bodenwassergehalte sind dabei in %-REW (relative extractable water bzw. pflanzenverfügbarer Wassergehalt) angegeben.

Im Verlauf der Untersuchungen ist über die Bestimmung der in situ Feldkapazitäten nach einem Flutungsversuch, bei dem die Porenräume des Substrats im Wurzelbereich über 2 Stunden geflutet werden, festgestellt worden, dass die Einbausituation der Bodenwassergehaltssonden auf Grund der grobkörnigen Struktur des verwendeten

Substrates nicht einheitlich war. Grund dafür war ein ungleicher Kontakt der Messsonden zum umliegenden Substrat. Der Vergleich der gesamten Messwerte führte zu eingeschränkt interpretierbaren Werten. So lag über längere Zeiträume der Bodenwassergehalte unterhalb des Totwassergehaltes, allerdings ohne nachweisbare Vegetationsschäden an den Bäumen. Daraufhin wurde eine Sondenselektion durchgeführt, um nur Sonden mit vergleichbarer Einbausituation zu vergleichen.

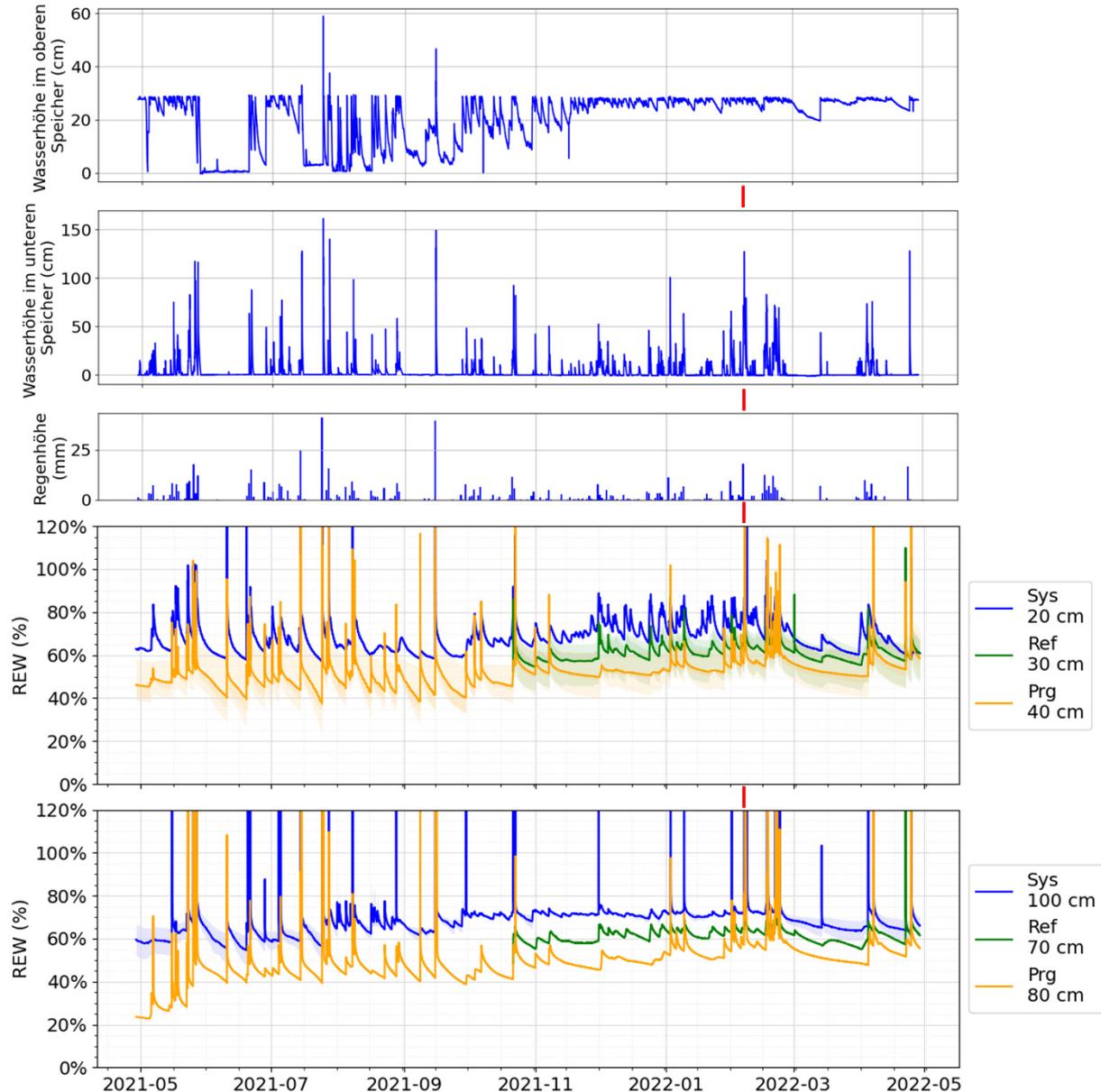


Abbildung 67: Füllstände und Niederschläge (Tagessummen) sowie Bodenwassergehalte im ersten Messjahr (29.4.2021 – 28.04.2022) - schattierte Bereiche zeigen die Spannweite der Einzelmessungen (REW: relative extractable water bzw. pflanzenverfügbarer Wassergehalt; Sys: Systembaum; Ref: Referenzbaum; Prg: Referenzbaum mit Schutzrostsystem) (Äußere Einflüsse: rot - Flutungversuch)

Im Untersuchungszeitraum wurden 13 Regenereignisse erfasst, die zu einer Entlastung des Systems in den angeschlossenen Regenwasserkanal geführt haben (Füllstand im unteren

Speicher oberhalb von 105 cm). Davon führten sechs Ereignisse zu einem Einstau des Systems oberhalb der Überlaufkante des oberen Speichers (29 cm). Es zeigte sich, dass sich für den oberen Speicher deutlich höhere Auslaufgeschwindigkeiten über die Perlschläuche in der Vegetationsperiode, die etwa zwischen Mai bis September liegt (Schütt et al., 2022) einstellen, als außerhalb der Vegetationsperiode. Dementsprechend wurden auch keine Zeiträume eines leeren oberen Speichers außerhalb der Vegetationsperiode festgestellt. Innerhalb der Vegetationsperiode wiesen die Ausflussgeschwindigkeiten ebenfalls eine hohe Variabilität auf. Ursache hierfür kann eine Verstopfung der Perlschläuche durch feine Partikel sein, die eine Reduktion der Auslaufgeschwindigkeit im zeitlichen Verlauf bewirken. Ebenfalls kann eine selbstregulierende Wirkung basierend auf den Saugspannungen im Substratgefüge hierfür eine Erklärung sein. Auf Grund der Problematik einer repräsentativen Bodenfeuchtemessung kann hierüber jedoch noch keine gesicherte Aussage getroffen werden.

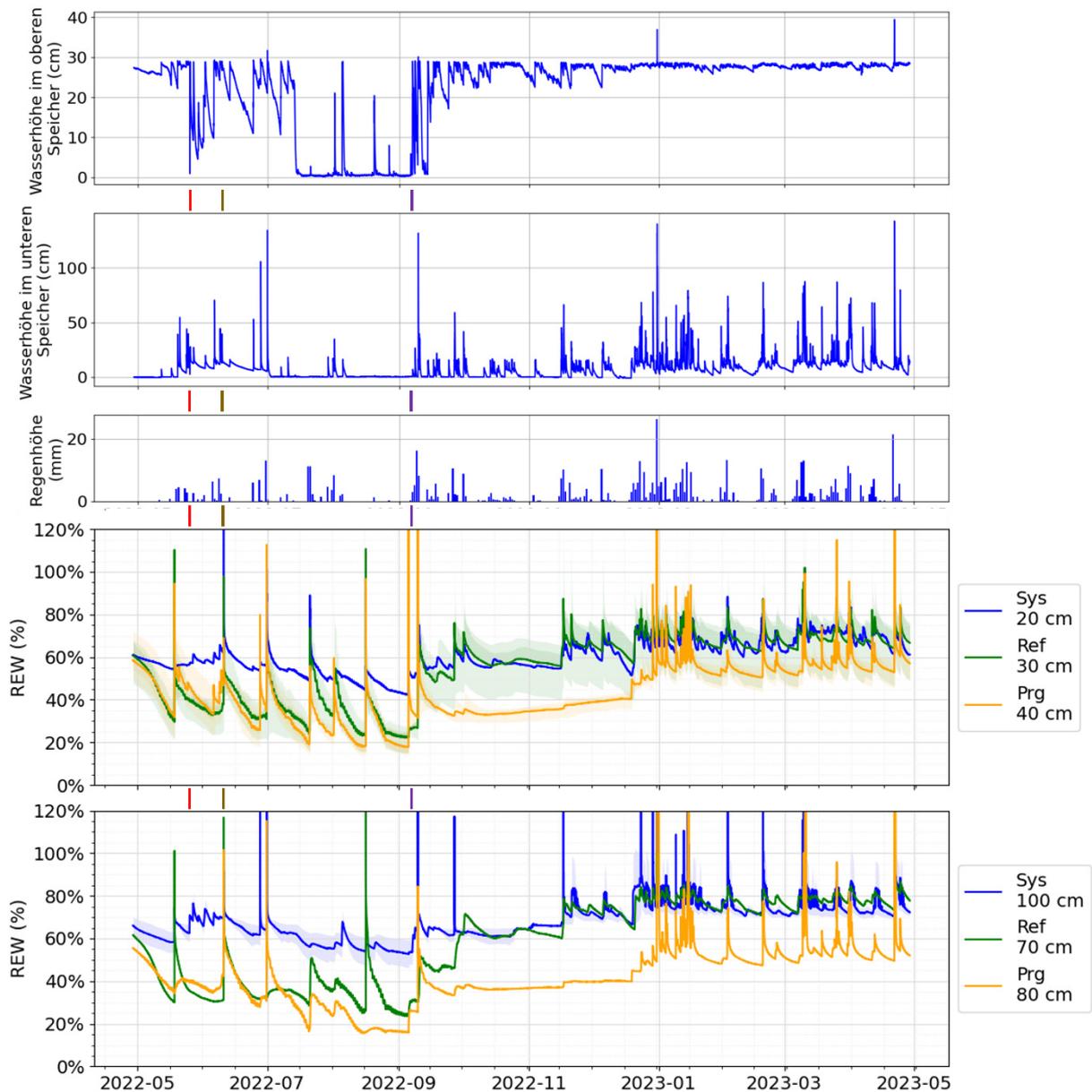


Abbildung 68: Füllstände, Niederschläge (Tagessummen) und Bodenwassergehalte im zweiten Messjahr (29.4.2022 – 28.04.2023) - schattierte Bereiche zeigen die Spannweite der Einzelmessungen (REW: relative extractable water bzw. pflanzenverfügbarer Wassergehalt; Sys: Systembaum; Ref: Referenzbaum; Prg: Referenzbaum mit Schutzrostsystem) (Äußere Einflüsse: rot - Reinigung der Perlschläuche; braun – temporäre Abdichtung der Zuläufe für Versuchszwecke; lila – externe Bewässerung der Bäume)

Die Messergebnisse der selektieren Bodenfeuchtesonden zeigen vor allem in den Vegetationsperioden einen höheren Bodenwassergehalt für den Systembaum. Dies lässt zunächst darauf schließen, dass durch die Rigole eine bessere Wasserversorgung erreicht wird, als an den Referenzstandorten. Der Systembaum musste jedoch für eine Anpassung des Systems ein Jahr nach Erstpflanzung temporär versetzt werden, wodurch die Wurzel ausbreitung des Systembaums weniger ausgeprägt ist als bei den Referenzbäumen

(vgl. Tab. 1). Die Werte der Referenzbäume zeigen einen deutlichen Einfluss der Vegetationsperiode erst im zweiten Messjahr. Demnach kann davon ausgegangen werden, dass die Wurzelsysteme der Referenzbäume den Einflussbereich der Messsonden erst dann erreicht haben. Dies bedeutet, dass belastbare Aussagen über den Einfluss der Bewässerung auf den Bodenwasserhaushalt des Systembaums erst mit den Daten des dritten Messjahres möglich sind.

4.2 Simulation des Systems

4.2.1 Aufbau des Modells und Kalibrierungszeiträume

Um fundiertere Aussagen über die Funktionalität des Systems als langfristiges quasinatürliches Bewässerungselement und als Element der Überflutungsvorsorge treffen zu können, wurden die Speicher des Systems (Systemauslegung am Standort Humberg) mit ihren Übergangsverläufen in den Untergrund und den Wurzelraum modelliert. Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, wurde ein erhöhter Ablauf über die Perlschläuche in der Vegetationsperiode festgestellt. Dies wird bei der Modellierung durch Anpassung des Ablaufs über eine angenommene Vegetationsperiode von Anfang Mai bis Ende September berücksichtigt. Als dynamische Eingangsgröße verwendet das Modell lediglich die Niederschlagshöhe. Durch die hohe Variabilität der Ausflussgeschwindigkeiten und äußeren Einflüssen der Systemoptimierung wurde der Zeitraum vom 29.04.2021 bis zum 30.11.2022 als Kalibrierungszeitraum gewählt. Dadurch bedingt konnte keine Validierung der Modellgüte für die Vegetationsperiode erstellt werden. Für die ersten beiden Messjahre wurde ein mittlerer quadratischer Fehler von 9,19 cm und 6,14 cm für den oberen bzw. unteren Speicher sowie ein mittlerer absoluter Fehler von 5,69 cm und 2,89 cm durch Modellanpassung erreicht. Einen Vergleich der gemessenen und der simulierten Füllstände für das erste Messjahr zeigt Abbildung 69.

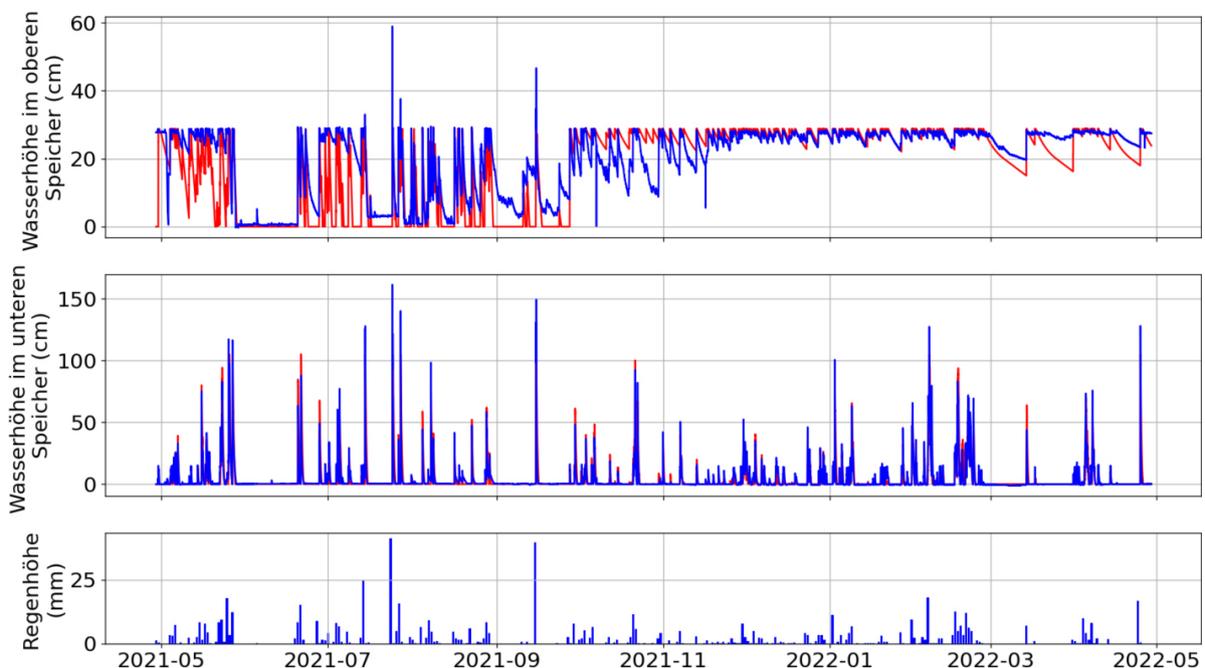


Abbildung 69: Gemessene (blau) und simulierte (rot) Füllstände im ersten Messjahr für das System am Standort Humberg

4.2.2 Speicher- und Bewässerungsverhalten

Mit dem in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Modell wurde die Volumenverteilung im System unter Verwendung von Niederschlagswerten der Wetterstation Flughafen Münster/Osnabrück (Distanz zum Standort Humburg: 32 km) in einer Messauflösung von 5 Minuten für die Jahre 1998 bis 2021 (Ausschluss von 2008 auf Grund von Formatierungsfehlern) berechnet (DWD 2021). Für die Bestimmung der Volumenverteilung wurden die negativen Differenzen der simulierten Füllstände (Berechnungsintervall: 5 min) im Zeitverlauf verwendet. Hierdurch ergibt sich ein Volumenverlust während Regenereignissen, der jedoch lediglich einen Anteil von 0,56 bis 1,43 % des Zuflussvolumens ausmacht. Die Ergebnisse dieser Bilanzierung sind als Jahressummen in Tabelle 6 dargestellt. Beispielhaft ist eine zeitliche Verteilung der jeweiligen Volumina im System für das Jahr 2015 in Abbildung 70 dargestellt.

Tabelle 2: Bilanzierung der simulierten Volumenverteilung im System für den Zeitraum 1998 bis 2021

Jahr	Volumina (m ³)				
	System-zufluss	Versickerungsvolumen	Wurzelraumzufluss	Entlastungsvolumen	Differenz
1998	297,6	240,7	32,7	22,5	1,7
1999	230,5	187,7	23,7	17,6	1,5
2000	237,7	183,6	30,7	22,1	1,3
2001	239,1	198,8	29,7	9,3	1,3
2002	255,6	202,1	28,2	23,4	1,9
2003	180,1	141,0	21,2	16,9	1
2004	234,2	190,6	29,3	12,9	1,4
2005	226,0	176,6	28,2	19,4	1,8
2006	169,1	142,2	23,4	2,3	1,2
2007	267,5	205,4	33,9	26,7	1,5
2009	210,8	165,7	26,9	16,8	1,4
2010	209,6	143,7	26,3	38,4	1,2
2011	156,9	123,5	27,5	4,8	1,1
2012	173,1	141,4	25,6	4,9	1,2
2013	166,4	129,5	24,2	11,7	1
2014	199,0	154,1	28,9	14,6	1,4
2015	225,4	165,0	31,2	27,7	1,5
2016	207,7	156,9	26,2	23,2	1,4
2017	202,9	163,7	28,3	8,0	2,9
2018	146,8	120,1	18,0	7,6	1,1
2019	192,8	162,9	20,8	7,8	1,3
2020	176,5	146,0	22,5	6,7	1,3
2021	179,6	140,3	26,5	11,5	1,3
Durchschnitt	208,0	164,4	26,7	15,5	1,4

Insgesamt wird der in die Kanalisation oder in ein Oberflächengewässer eingeleitete Anteil des abflusswirksamen Niederschlags durchschnittlich auf etwa 8 % reduziert. Damit liegt der Rückhalt des abflusswirksamen Niederschlags von über 90 % höher als bei vergleichbaren Retentionssystemen, die einen Rückhalt von 50 bis 70 % erreichen (Hunt et al. 2006, Li et al. 2009). Dem Wurzelraum werden dabei durchschnittlich 10 % des Zuflussvolumens (26,7 m³) zugeführt, womit ein Baum mit einer Höhe von 10 bis 18 m mit Wasser versorgt werden kann (Dickhaut et al. 2019). Der Wurzelraumzufluss erfolgt auf Grund der selbstregulierenden

Wirkung der Perlschläuche größtenteils in der Vegetationsperiode. Der restliche Volumenanteil von durchschnittlich 82 % wird in den Untergrund versickert.

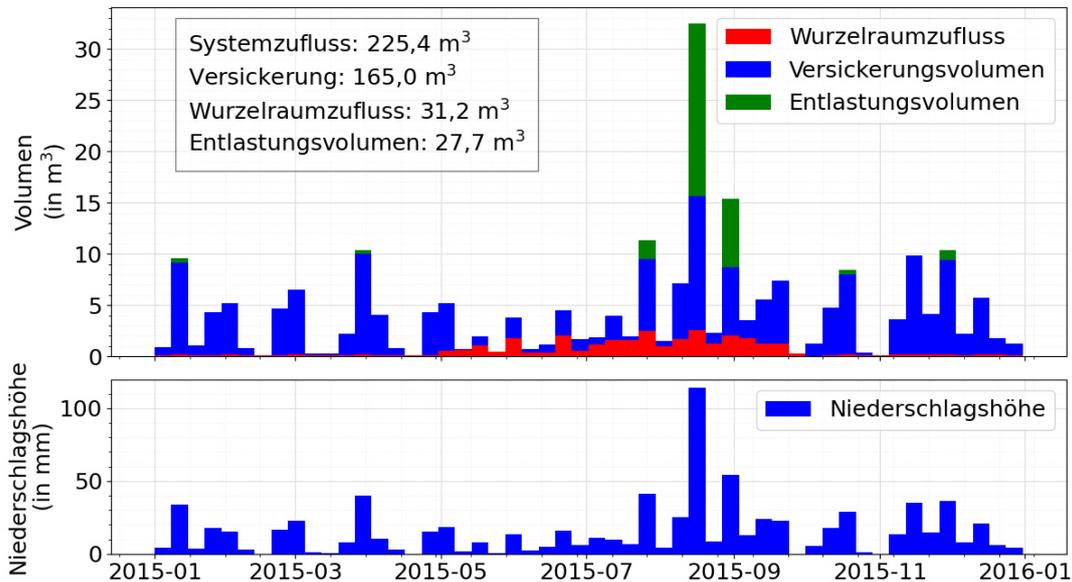


Abbildung 70: Jahresverlauf der simulierten Volumenverteilung und des Niederschlags des Jahres 2015 als Wochensummen

5 Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Beitrag wurde das Speicherverhalten des Rigolensystems ALVEUS beschrieben. Es zeigte sich, dass diese Art der Rigolen mit Speicherelementen als dezentrale Rückhalteräume wirken und das Zuflüsse in die Kanalisation deutlich reduzieren werden können. Die Verfügbarkeit des Niederschlagswassers zur Baumbewässerung hängt maßgeblich von der Einleitung der Oberflächenabflüsse in den Wurzelraum ab. Klassisch erfolgen die Zuflüsse von oben über die Baumscheibe. Das Wasser ist dann allerdings nur befristet für den Baum verfügbar. Ideal sind Speicherelemente, die eine längerfristige Baumbewässerung ermöglichen. Dazu muss das Wasser entweder oberhalb des Wurzelraumes gespeichert werden oder ggf. aus einem unteren Speicher in den Wurzelraum gelangen. Möglichkeiten der Speicherbewirtschaftung durch kleine Pumpen werden derzeit untersucht. Bei der direkten Wurzelraumbewässerung aus der oberen Speicherebene mit Perlschläuchen besteht die Gefahr der Verstopfung. Zugleich bieten Sie aber potenziell auch eine Möglichkeit der bedarfsangepassten Bewässerung, sollten sich die Vermutungen der selbstregulierenden Wirkung der passiven Perlschlauchbewässerung bestätigen. Systemoptimierungen sind Gegenstand aktueller Untersuchungen. In Grüning et al. (2021) sind weitere Informationen zu den Systemuntersuchungen in Nottuln enthalten. Neben den hier dargestellten Baumrigolen mit Speicherelement, sind weitere Varianten verfügbar. Einen Überblick über die verschiedenen Bauarten von Baumrigolen geben Pallasch et al. (2022) und Dickhaut et al. (2019).

6 Literatur

Dickhaut W., Doobe G., Eschenbach A., Fellmer M., Gerstner J., Gröngröft A., Jensen K., Lauer J., Reisdorff C., Sandner A., Titel S., Wagner A. und Winkelmann A. (2019) Entwicklungskonzept Stadtbäume - Anpassungsstrategien an sich verändernde urbane und klimatische Rahmenbedingungen. Abschlussbericht des Projektes Stadtbäume im Klimawandel (SiK), HafenCity Universität Hamburg

DWD Climate Data Center (CDC): Historische stündliche Stationsmessungen der Niederschlagshöhe für Deutschland, Version v21.3, 2021.

Grey V., Livesley S.J.; Fletcher T.D. und Szota C. (2018): Establishing street trees in stormwater control measures can double tree growth when extended waterlogging is avoided. *Landscape and Urban Planning* 178, 122–129, DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.06.002.

Grüning H, Schulte A. und Siering N. (2021): Möglichkeiten der Be- und Entwässerung durch Baumrigolen. In: *gwf-Wasser und Abwasser* 162(6), 69-77, ISSN 0016-3651

Hunt W.F., Jarrett A.R., Smith J.T. und Sharkey L.J (2006): Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. *J IRRIG DRAIN ENG* 132, 600-608. DOI:10.1061/(ASCE)0733-9437(2006)132:6(600)

Li H., Sharkey L.J., Hunt W.F., Davis A.P (2009): Mitigation of impervious surface hydrology using bioretention in North Carolina and Maryland. *J. Hydrol. Eng.* 14, 407-415. DOI:10.1061/(ASCE)1084-0699(2009)14:4(407)

Pallasch M., Geisler D. und Kluge B. (2022): Straßenbäume und dezentrale Versickerung als Beitrag wassersensibler Stadtentwicklung. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* (69), Br. 9, S. 747-759

Schütt, A., J. N. Becker, A. Gröngröft, S. Schaaf-Titel und A. Eschenbach (2022): Soil Water Stress at Young Urban Street-tree Sites in Response to Meteorology and Site Parameters. *Urban Forestry & Urban Greening* 75, 127692, ISSN: 16188667, DOI: 10.1016/j.ufug.2022.127692.

Korrespondenz:

Nils Siering (Hauptautor)
Stegerwaldstraße 39, 48565 Steinfurt
02551 962 501
nilssiering@fh-muenster.de

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Block G

„Wasserhaushaltsmodellierung“

Empfehlungen zur stadthydrologischen Modellierung grau-blau-grüner Maßnahmenkombinationen

Birgitta Hörnschemeyer¹, Malte Henrichs¹, Ulrich Dittmer², Mathias Uhl¹

¹ Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt (IWARU),
FH Münster, Corrensstr. 25, 48149 Münster

² Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen (WIR),
Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau (RPTU),
Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, Germany

Kurzfassung: Die Abbildung blau-grüner Infrastrukturen (BGI) in Niederschlags-Abfluss-Modellen ist ein wichtiger Ansatz zur integrierten Planung urbaner Entwässerungssysteme. Das Teil-Modell SWMM-UrbanEVA schließt die Entwicklungslücke einer komponentenscharfen stadthydrologischen Modellierung von BGI unter vollständiger Integration in das international anerkannte „Stormwater Management Model“ (SWMM). Der vorliegende Beitrag stellt die Entwicklung eines übertragbaren Parametersets zur Modellierung verschiedener BGI in SWMM-UrbanEVA vor. Es wurde eine übertragbare Kategorisierung von BGI-Typen entwickelt, auf deren Basis geeignete Wertebereiche der Modellparameter und deren Sensitivitäten hergeleitet wurden. In der praxisrelevanten Anwendung kann damit die übertragbare Abbildung von grau-blau-grünen Maßnahmenkombinationen in der Einzelbetrachtung bis hin zum Quartierskontext sichergestellt werden.

Key-Words: blau-grüne Infrastrukturen, stadthydrologische Modellierung, Parametrisierung, Maßnahmenkombinationen

1 Einleitung

Urbanisierung, Klimawandel und demografischer Wandel stellen Städte vor zunehmende Herausforderungen. Um diesen Herausforderungen zu begegnen, ist die Integration von blau-grünen Infrastrukturen (BGI) in das urbane Niederschlagswassermanagement entscheidend. Zur Unterstützung von Planer:innen bei der Entscheidungsfindung ist ein besseres Verständnis der hydrologischen Auswirkungen von BGI notwendig. Hierzu müssen präzise Analysen des Wasserhaushalts, Auswirkungen auf Kanalsysteme, auf Starkregenvorsorge und Reduktion von Stofffrachten durchgeführt werden.

In Modellstudien zur hydrologischen Wirkung von BGI in städtischen Gebieten ist die Berücksichtigung des Pflanzen-Boden-Atmosphäre-Systems zu empfehlen (Feng und Burian 2016). Physikalische Modelle bieten umfangreiche Möglichkeiten der vegetationsspezifischen Modellierung von BGI. Aufgrund ihrer hohen Komplexität und einhergehenden Modell- und Parameterunsicherheiten sowie hohen Rechenzeiten, sind sie jedoch nicht zur Modellierung urbaner Gebiete geeignet. Zudem fehlt die Möglichkeit zur Abbildung der grauen Entwässerungsinfrastruktur (Kanalnetz, Becken).

Die Integration von BGI in die weniger komplexen Niederschlag-Abfluss-Modelle befindet sich in der Entwicklung. Das weit verbreitete Niederschlag-Abfluss-Modell SWMM (Rossman und Huber 2016) wurde mit dem vollintegrierten Modell SWMM-UrbanEVA um die Möglichkeit der zeit-, standort- und vegetationsspezifischen Modellierung von BGI ergänzt (Hörnschemeyer et al. 2021). Empfehlungen zur Parametrisierung der BGI im urbanen Raum standen bisher aus.

Der vorliegende Beitrag widmet sich deshalb der systematischen Entwicklung eines Parametersets zur Abbildung unterschiedlicher BGI im urbanen Raum, um eine zuverlässige Grundlage für die weitere Anwendung und Validierung der Modellierung von BGI in urbanen Umgebungen zu bieten. Das entwickelte Parameterset soll der Anwendung im planerischen Kontext dienen und aufbauend auf einer übertragbaren Klassifizierung von BGI-Typen Empfehlungen zu ansetzbaren Wertebereichen, Sensitivitäten sowie praktischen Anwendungsempfehlungen enthalten.

2 Methoden

Die Untersuchung erfolgte in einem vierstufigen Verfahren. Der erste Schritt beinhaltete die übertragbare Definition von BGI-Typen, die auf die unterschiedlichen natürlichen und technischen BGI-Ausführungen flexibel anwendbar sind und eine konsistente Grundlage für zukünftige Untersuchungen bieten.

Im zweiten Schritt wurden für die vormals definierten BGI-Typen die Parametersensitivitäten hinsichtlich der Modelloutputs des Wasserhaushalts (Abfluss, Infiltration, Evapotranspiration) sowie des Spitzenabflusses von der Fläche untersucht. Die globale Sensitivitätsanalyse wurde mittels Latin-Hypercube-Sampling für eine 10-jährige Zeitreihe des Standorts St. Arnold, Deutschland (Harsch et al. 2009) durchgeführt. Die Bewertung der Parametersensitivitäten erfolgte mithilfe des Pearson-Korrelationskoeffizienten.

Im dritten Schritt wurde innerhalb zweier Teiluntersuchungen die Definition von möglichen Wertebereichen der Parametrisierung der BGI-Typen vorgenommen. Zunächst ordnete ein ausführlicher Literatur-Review in der Literatur angewendete Parameterwerte den BGI-Typen zu und stellte sie in Relation zu bisherigen Parameterempfehlungen des SWMM-Handbuchs (Rossman und Huber 2016). Anschließend erfolgte die gesonderte Ermittlung von vegetationspezifischen Parameterwerten, da diese in der bisherigen BGI-Modellierung mit SWMM noch nicht integriert waren und Literaturwerte entsprechend fehlten. Dazu wurden in bestehenden Datenbanken (u. a. IIO und ITO 2014; Kattge et al. 2020) Werte für die vegetationspezifischen Parameter Blattflächenindex (LAI), Wuchshöhe (H) sowie der stomatalen Leitfähigkeit (g_s) ermittelt. Unter Betrachtung von kombinierten Unsicherheiten wurde darauf aufbauend der modellrelevante Crop-Faktor K_C nach (Allen et al. 1998) berechnet, der die Grasreferenzverdunstung ET_0 in die potentielle, vegetationspezifische Verdunstung ET_C umrechnet.

Als Synthese der vorherigen Ergebnisse wurden im vierten Schritt Parametersets für die unterschiedlichen BGI-Typen unter Angaben von möglichen Wertebereichen zur Parametrisierung, Parametersensitivitäten sowie Anwendungsempfehlungen zusammengestellt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die definierten BGI-Typen (Abbildung 71) lassen die Unterscheidung von (i) technischen und natürlichen Systemen, (ii) Systemen mit und ohne Versickerungsfunktion, (iii) Systemen mit und ohne Speicherschichten und (iv) Systemen mit und ohne Drän- bzw. Drosselleitung zu. Die erarbeitete Typologisierung unterscheidet 2-Schicht- und 3-Schicht-Systeme. Die 2-Schicht-Systeme umfassen Versickerungsanlagen ohne Speicherschicht sowie natürliche Systeme ("01_2s_VS"). Die 3-Schicht-Systeme sind technische Systeme mit zusätzlicher Speicherschicht und unterscheiden Bewirtschaftungsanlagen zur Versickerung und/ oder Retention ("02_3s_BW") sowie Gründächer ("03_3s-GD"). Die Bewirtschaftungsanlagen wurden in drei Untertypen mit Infiltration in den Untergrund und/ oder Dränleitung unterteilt, während Gründächer extensive oder intensive Vegetationsformen abbilden können. Unterirdische oder nicht bepflanzte Systeme wurden nicht betrachtet.

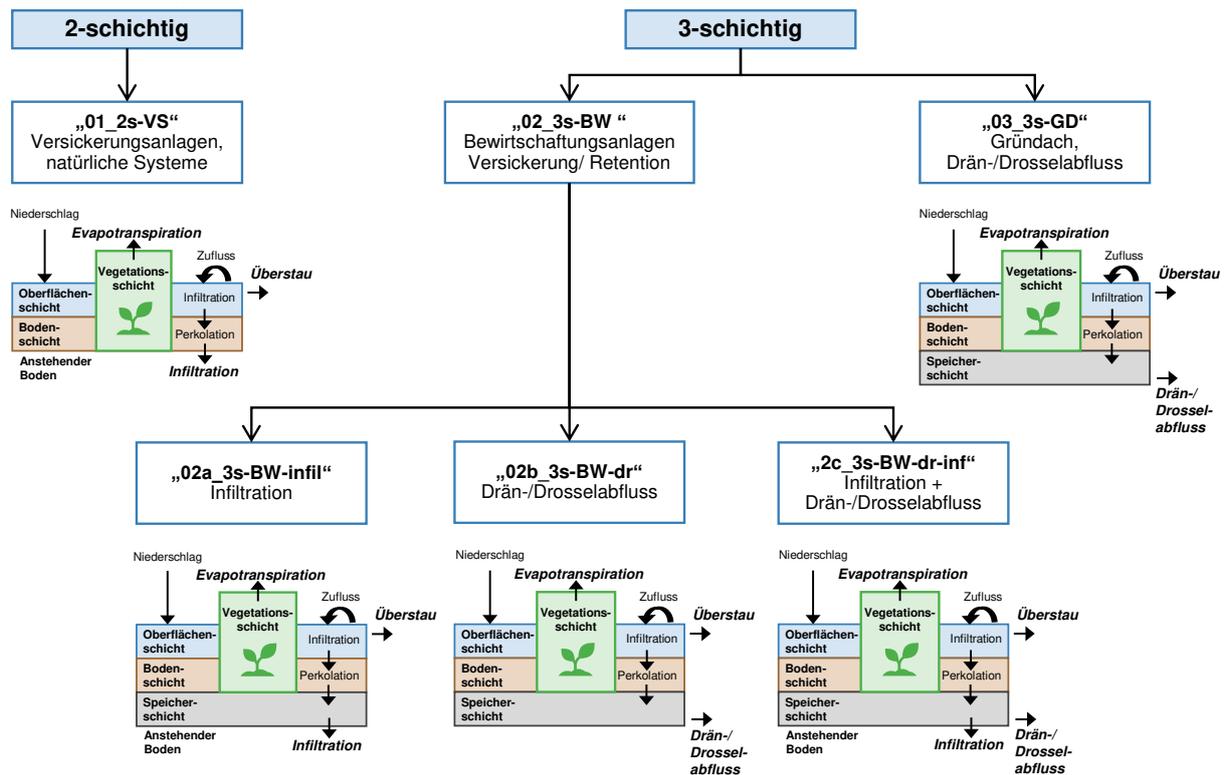


Abbildung 71: Definierte BGI-Typen zur Abbildung unterschiedlicher natürlicher und technischer BGI-Systeme

Die globale Sensitivitätsanalyse zeigte für alle BGI-Typen signifikante Sensitivitäten von Modellinputs und -outputs und stellte den Einfluss des Crop-Faktors sowie der Speicherkapazität des Bodens auf die Wasserbilanz und den Spitzenabfluss heraus. Diese Ergebnisse stimmen mit vorangegangenen Untersuchungen und Literaturwerten überein und unterstreichen die Bedeutung der vegetationspezifischer Evapotranspiration und der Bodeneigenschaften bei der BGI-Modellierung.

Der Literatur-Review bestehender BGI-Parametrisierung in SWMM ergab 132 Einträge unterschiedlicher BGI-Systeme aus 59 Quellen. 24 Einträge konnten dem zuvor definierten BGI-Typ 01_2s-VS zugeordnet werden, 59 Einträge zu 02_3s-BW und 49 Einträge zu 03_3s-GD Hörnschemeyer et al. (2023). Dabei wurden heterogene Quellen für die Auswahl der Parameterwerte identifiziert, u. a. (i) Messungen, (ii) das tatsächliche Systemdesign, (iii) das SWMM-Handbuch, (iv) die Literatur, (v) Kalibrierungen oder (vi) die Annahmen der Autoren. Die überprüften Werte lagen größtenteils im Bereich der Wertebereiche des SWMM-Handbuchs. Die empfohlenen Wertebereiche des SWMM-Handbuchs für die Bemessungsparameter der BGI (z. B.: Oberflächenneigung, Schichttiefen) repräsentierten jedoch nicht vollständig die tatsächlichen Bemessungsoptionen. Darüber hinaus konnten die SWMM-Angaben zur Charakterisierung der Boden- und Speicherschicht nicht die gesamte Bandbreite möglicher technisch hergestellter Substrate abdecken. Die Defizite wurden herausgearbeitet und Empfehlungen zur Erweiterung des SWMM-Wertebereichs für jeden BGI-Typ aufgestellt.

Die Ermittlung vegetationspezifischer Parameter konnte für die Vegetationsgruppen (i) Laub- und (ii) Nadelbäume, (iii) Gehölz < 2m, (iv) Stauden und Sträucher, (v) Gräser und Kräuter sowie (vi) Sedum- und Sukkulenten eine ausreichende Datendichte für die Parameter Wuchshöhe H, Blattflächenindex LAI, und stomatale Leitfähigkeit g_s sicherstellen. Die darauf

aufbauend ermittelten Werte für den Crop-Faktor K_C (Tabelle 23) lagen im plausiblen Bereich (u.a. Allen et al. 1998). Eine umfassendere Validierung durch hydrologische Messungen für verschiedene BGI-Typen steht aus.

Die beschriebene systematische Bestimmung vegetationsspezifischer Parameter hatte zum Ziel, eine ausreichend differenzierte, aber für Anwendung im planerischen Kontext nicht unnötig komplexe Gruppierung urbaner Vegetation bereitzustellen. Im Gegensatz zu einer weitergehend differenzierten bis hin zur artenspezifischen Bestimmung, konnte die gewählte Gruppierung gleichzeitig eine ausreichende Datendichte zur Erzielung aussagekräftiger Ergebnisse gewährleisten. Die Berechnung von K_C wurde durch die Elimination von Ausreißern und Ausweisung von Unsicherheiten mit bestmöglicher Präzision durchgeführt. Zeitliche, räumliche und artenspezifische Variabilität der zugrundeliegenden Daten konnten dabei allerdings nur bedingt abgebildet werden. Aus diesem Grund sollten die in dieser Studie ermittelten K_C -Werte als erste Annäherung entsprechend dem aktuellen Stand der Forschung betrachtet werden. Detailgenaue physikalisch basierte Dynamiken können zwar mit der hier präsentierten Methode nicht abschließend dargestellt werden, dennoch werden die ermittelten Werte für die Anwendung im planungspraktischen Kontext als zielführend bewertet.

Zur weiteren Hilfestellung bei der BGI-Modellierung wurden die vorherigen Erkenntnisse im letzten Schritt für alle BGI-Typen zu umfassenden Parametersets aggregiert, die für die typerelevanten Parameter Empfehlungen zum ansetzbaren Wertebereich (min- und max-Werte), deren Herleitung sowie die zugehörige Sensitivitäten gegenüber den untersuchten Modelloutputs Wasserbilanz und Spitzenabfluss enthalten (Tabelle 24).

Tabelle 23: Ergebnisse der vegetationsspezifischen Bestimmung des Crop-Faktors K_C einschließlich Unsicherheiten— $u(\bar{y})$: Standardunsicherheit von Wuchshöhe H , Blattflächenindex LAI und stomataler Leitfähigkeit g_s ; $u_c(K_C)$: kombinierte Standardunsicherheit von K_C .

Vegetationsgruppe	\bar{H} m	$u(\bar{H})$ m	LAI $m^2 \times m^{-2}$	$u(LAI)$ $m^2 \times m^{-2}$	\bar{g}_s $mm \times s^{-1}$	$u(\bar{g}_s)$ $mm \times s^{-1}$	K_C -	$u_c(K_C)$ -
(1) Laubbaum	11.52	0.780	4.8	0.06	3.29	0.012	1.60	0.0265
(2) Nadelbaum	10.97	1.093	4.1	0.08	3.03	0.009	1.37	0.0656
(3) Gehölz < 2m	0.94	0.069	5.5	0.15	3.13	0.013	1.17	0.0003
(4) Stauden, Sträucher	0.29	0.005	3.6	0.66	4.54	0.146	1.06	0.0093
(5) Gräser, Kräuter	0.21	0.006	3.9	0.46	3.76	0.080	1.05	0.0007
(6) Sedum, Sukkulente	0.07	0.005	5.0	0.49	2.38	0.107	0.94	0.0003

Tabelle 24: Exemplarischer Ausschnitt des neu definierten Parametersets aufbauend auf die vorherigen Ergebnisse

Parameter	Einheit	Wertebereich		Parameterwahl ¹			Sensitivität ²		
		Min	Max	Site-Specific	Plant-Specific	Fixed	WB ³	Q_{max} ⁴	
Vegetation	Crop-Faktor	-	1	1.6	✓		+++	o	
	Blattflächenindex	$m^2 \cdot m^{-2}$	1	10		✓	+	o	
	Blattflächenspeicherkapazität	-	0	1			0.29	+	o
Oberfläche	Freibord	mm	0	304.8	✓		o	+	
	Vegetationsvolumen	-	-	-			0	o	o
	Rauigkeit	$s \cdot m^{-1/3}$	0.001	0.8	✓		o	+	

Gefälle	%	0	10	✓	o	o
		...				
		...				

¹ Herkunft Parameterwahl;

² Sensitivität auf Modelloutput: +++ cor ≥ 0.5 ; ++ $0.5 < \text{cor} \geq 0.2$; + $0.2 < \text{cor} \geq 0.05$; o cor < 0.05 ;

³ Wasserbilanz; ⁴ Spitzenabfluss.

Um eine robuste Parametrisierung von BGI-Modellen weitergehend zu fördern, wurden darauf aufbauend folgende Empfehlungen für die Modellparametrisierung aufgestellt:

1. Im Allgemeinen trägt ein gutes Verständnis für Modell- und Parameterunsicherheiten dazu bei, dass Benutzer die Einschränkungen und Beschränkungen ihres Modells verstehen und die Plausibilität der Ergebnisse bewerten können. Es ermöglicht auch eine transparente Kommunikation von Unsicherheiten im Kontext von Modellanwendungen.
2. Die erstellten Parametersets stellen empfohlene Wertebereiche dar. Sie können auf der Grundlage plausibler Begründungen angepasst werden.
3. Die Sensitivität von Modellinputs und -outputs sollte während der Modellparametrisierung sorgfältig berücksichtigt werden.
4. Eine Kalibrierung der Parameter anhand von Messdaten wird empfohlen, wenn valide Messdaten vorhanden sind. Messprogramme an BGI sind stets zu empfehlen, um den Datenpool zu erhöhen. Mindestens eine Plausibilitätsprüfung der Simulationsergebnisse mit Literaturdaten sollte durchgeführt werden.
5. Das Verhalten des BGI-Modells sollte während der Parametrisierung immer im Hinblick auf die spezifischen Ziele der Studie (Betrachtung Wasserhaushalt/ Spitzenabfluss etc.) unter Beachtung der jeweiligen Parametersensitivitäten berücksichtigt werden.
6. Die folgenden Erkenntnisse zu Modelloutputs können hervorgehoben werden:
 - a. In den meisten Fällen wird das Verhalten des BGI-Modells hauptsächlich von zwei der drei Wasserhaushaltsgrößen beeinflusst.
 - b. Abfluss tritt insbesondere bei dünn-schichtigen Systemaufbauten (Gründach) und bei nach unten versiegelten BGI-Systemen auf. Für den Abfluss sind die Schichttiefen sowie die Luftkapazität des Bodens maßgebliche Größen.
 - c. Die Verdunstung wird hauptsächlich von der Definition des Crop-Faktors (K_c) beeinflusst. Andere verdunstungssensitive Parameter sind Bodenparameter zur Beschreibung der Luftkapazität und der nutzbare Feldkapazität.
 - d. Der Spitzenabfluss wird besonders von den Schichttiefen, der Luftkapazität und der Durchlässigkeit des Bodens beeinflusst.

Die vollständige Dokumentation der Ergebnisse kann Hörnschemeyer et al. (2023) entnommen werden.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die vorgestellte Studie bietet eine umfassende Vorlage für die Parametrisierung von BGI bei der Integration in Niederschlags-Abfluss-Modelle. Durch die resultierende Möglichkeit der detaillierten Analyse des hydrologischen Verhaltens wird das Wirk- und Prozessverständnis von BGI im urbanen Raum vertieft.

Im planerischen Kontext eines Bestandsquartiers können mit den Parametersets verschiedene Transformationsszenarien unter Anwendung unterschiedlicher BGI-Typen abgebildet und diskutiert werden. Die vollständige Einbindung von SWMM-UrbanEVA in SWMM ermöglicht zugleich die integrierte Betrachtung von BGI als Teil des grau-blau-grünen Entwässerungssystems. Die Verzahnung der Modellierung von Kanalnetz und dezentralen Elementen, die durch die Integration in SWMM geboten wird, ermöglicht eine effiziente

Planung des Gesamtsystems aus konventionellen Elementen und BGI. Das Modell kann damit maßgeblich die Fortentwicklung von BGI in der Stadt der Zukunft unterstützen und wichtiger Baustein einer ressourceneffizienten Strategieentwicklung werden. Als praxisrelevante Anwendung liegt der Betrachtungsrahmen dabei einerseits auf Quartiersebene, aber auch in der punktuellen Objektplanung. Die entwickelten Parametersets vereinfachen den Prozess der Modellerstellung weitergehend und stellen eine fachgerechte Anwendbar- und Übertragbarkeit sicher.

Aufbauend auf dem präsentierten Kenntnisstand sind weitergehende Untersuchungen hinsichtlich der Validität der entwickelten Parametersets notwendig. Laufende Untersuchungen fokussieren die Validierung und Unsicherheitsanalyse für die Modellierung unterschiedlicher BGI-Typen. Darüber hinaus werden weitergehende Anwendungsempfehlungen für die Modellierung urbaner Quartiere unter Beachtung von Untersuchungsziel und Detailschärfe des Modells entwickelt.

5 Literatur

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998): *Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements*. (FAO Irrigation and drainage paper).

Feng, Y., Burian, S. (2016): „*Improving Evapotranspiration Mechanisms in the U.S. Environmental Protection Agency’s Storm Water Management Model*“. In: *Journal of Hydrologic Engineering*. 21 (10), S. 06016007, doi: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001419.

Guidi, W., Piccioni, E., Bonari, E. (2008): „*Evapotranspiration and crop coefficient of poplar and willow short-rotation coppice used as vegetation filter*“. In: *Bioresource Technology*. 99 (11), S. 4832–4840, doi: 10.1016/j.biortech.2007.09.055.

Harsch, N., Brandenburg, M., Klemm, O. (2009): „*Large-scale lysimeter site St. Arnold, Germany: analysis of 40 years of precipitation, leachate and evapotranspiration*“. In: *Hydrology and Earth System Sciences*. 13 (3), S. 305–317, doi: 10.5194/hessd-5-2623-2008.

Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., Dittmer, U., Uhl, M. (2023): „*Parameterization for Modeling Blue–Green Infrastructures in Urban Settings Using SWMM-UrbanEVA*“. In: *Water*. 15 (15), S. 2840, doi: 10.3390/w15152840.

Hörnschemeyer, B., Henrichs, M., Uhl, M. (2021): „*SWMM-UrbanEVA: A Model for the Evapotranspiration of Urban Vegetation*“. In: *Water*. 13 (2), S. 243, doi: 10.3390/w13020243.

IIO, ITO (2014): „*A Global Database of Field-observed Leaf Area Index in Woody Plant Species, 1932-2011*“. In: ORNL Distributed Active Archive Center doi: 10.3334/ORNLDAAC/1231.

Kattge, J., Bönišch, G., Diaz, S. (2020): „*TRY plant trait database – enhanced coverage and open access*“. In: (*Glob Change Biol.*), S. 119–188, doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>.

Rossman, L., Huber, W.C., EPA U.S. Environmental Protection Agency (Hrsg.) (2016): *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III - Water Quality*. Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Laboratory, Office of Research and Development.

Treder, J., Treder, W., Klamkowski, K. (2017): „*Determination of Irrigation Requirements and Crop Coefficients Using Weighing Lysimeters in Perennial Plants*“. In: *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich / Infrastructure and Ecology of Rural Areas*. (III/2), S. 1213–1228, doi: 10.14597/infraeco.2017.3.2.093.

Korrespondenz:

Birgitta Hörschemeyer
Corrensstraße 25
49080 Münster
+49 251-83 65590
b.hoerschemeyer@fh-muenster.de

Quantifizierung des lokalen Wasserhaushalts im urbanen Raum

Lukas Guericke¹, Hauke Sonnenberg¹, Michel Gunkel², Leilah Haag³,
Andreas Matzinger¹

1 Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB), Cicerostrasse 24, 10709 Berlin

2 Berliner Wasserbetriebe, Cicerostrasse 24, 10709 Berlin

3 Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Bauen und Wohnen Berlin,
Fehrbelliner Platz 1, 10707 Berlin

Kurzfassung:

Siedlungsgebiete weisen im Vergleich zu natürlichen Flächen einen abweichenden Wasserhaushalt auf. Zur Quantifizierung dieser Differenz wurde ein einfacher Modellansatz verwendet und am Beispiel des Berliner Kanalmischgebietes für den Oberflächenabfluss validiert (NSE = 0,87 für 15 betrachtete Jahre). Die vorliegende Arbeit schlägt ein Abweichungsmaß ΔW des lokalen Wasserhaushalts von einem natürlichen Referenzzustand vor, welches in Stadtgebieten tendenziell niedrigere Werte ($\Delta W < 20 \%$) für Grünanlagen und erhöhte Werte ($\Delta W > 60 \%$) für verdichtete Innenstadtgebiete aufweist.

Key-Words: ABIMO, AMAREX, Extremwetterereignisse, Modellierung, urbanes Klima, Wasserhaushalt

1 Einleitung

Die Prognosen des Klimawandels lassen vermuten, dass klimatische Extremereignisse wie Starkregen und Dürren in Zukunft häufiger auftreten und an Intensität zunehmen werden. Diese Entwicklungen haben besonders gravierende Auswirkungen auf den urbanen Raum, welcher mit Einflüssen wie Überflutungen, Dürre und Hitzewellen konfrontiert ist. Die Erforschung des lokalen Wasserhaushalts kann hierbei eine zentrale Rolle bei der Untersuchung dieser Einflüsse, sowie deren Ursachen darstellen. Dabei weisen Siedlungsgebiete im Vergleich zu natürlichen Flächen, wie z.B. Flächen mit Wäldern oder Wiesen einen veränderten Wasserhaushalt auf (Uhl et al., 2013). Das Merkblatt DWA M102-4/BWK-M 3-4 (DWA, 2022) schlägt vor, diese durch Urbanisierung entstandene Abweichung in den drei Komponenten - Verdunstung, Grundwasserneubildung/Infiltration und Oberflächenabfluss - so gering wie möglich zu halten. Als Referenz wird der unbebaute Zustand als „gebietscharakteristische Kulturlandnutzung ohne Siedlungs- oder Verkehrsflächen“ (DWA, 2022; Henrichs et al., 2019) definiert. Für die Bilanzierung des Wasserhaushalts eines bebauten Zustands (inkl. Regenwasserbewirtschaftung) wird auf der Ebene einzelner Maßnahmen die Software WABILA bereitgestellt (Henrichs et al., 2016). Für eine umfassendere Skalierung bis hin zur gesamtstädtischen Bilanzierung des Wasserhaushalts wird in dieser Arbeit das ursprünglich von der Bundesanstalt für Gewässerkunde entwickelte und für den urbanen Raum angepasste Abflussbildungsmodell ABIMO zur Simulation des jährlichen Wasserhaushalts verwendet (Glugla and König, 1989). Die vorliegende Arbeit schlägt ein Maß ΔW zur Quantifizierung der Gesamtabweichung des lokalen Wasserhaushalts vom unbebauten Referenzzustand vor und zeigt dessen Anwendung auf ein gesamtstädtisches Gebiet am Beispiel Berlins. Zudem wird das zur Berechnung

verwendete Wasserhaushaltsmodell ABIMO mitsamt den im Rahmen des BMBF geförderten Projekts AMAREX durchgeführten Modellverbesserungen vorgestellt.

2 Material und Methoden

2.1 Bestimmung der Abweichung vom natürlichen Wasserhaushalt

Um die Abweichung des Wasserhaushalts eines städtischen Gebiets vom Wasserhaushalt desselben Gebiets im natürlichen Zustand zu bewerten, wird in Anlehnung an (DWA, 2022) ein neuer zusammenfassender Parameter ΔW vorgeschlagen:

$$\Delta W = \frac{1}{2} * (|ev_{nat} - ev_{urb}| + |ri_{nat} - ri_{urb}| + |rs_{nat} - rs_{urb}|) * \frac{100\%}{P * k} \quad (1)$$

Dabei ist P der gemittelte Jahresniederschlag (in mm/a) und k der Korrekturfaktor des jährlichen Niederschlags (einheitenlos), ev , ri und rs sind die drei Komponenten Verdunstung, Infiltration und Oberflächenabfluss (jeweils in mm/a). Die Werte für die natürliche Referenzfläche sind durch den Index „nat“ und die Werte für die urbane Fläche durch den Index „urb“ gekennzeichnet. Unter der Voraussetzung, dass der Niederschlag die einzige Wasserquelle einer Fläche darstellt, nimmt ΔW Werte zwischen 0 % (= natürliche Referenz) und 100 % (= maximale Abweichung) an.

2.2 Methodik des Wasserhaushaltsmodells ABIMO

Zur Simulation des lokalen Wasserhaushalts für einen urbanen Raum wird eine Software verwendet, die auf dem open source Wasserhaushaltsmodell Berlin ABIMO 3.2 (Glugla et al., 1999; Goedecke et al., 2019; Rachimow and Rachimow, 2009; Umweltatlas Berlin, 2022) basiert und die aktuell im Rahmen des Projekts AMAREX weiterentwickelt wird. Die weiterentwickelte Modellversion ABIMO 3.3 (KWB, 2022a), sowie ein R-Paket, mit Hilfe dessen die Software ABIMO aus der Programmiersprache R heraus angesteuert werden kann (KWB, 2022b), wird vom KWB ebenfalls als Open-Source-Projekt auf GitHub bereitgestellt. Das Modell berechnet die drei Komponenten des jährlichen lokalen Wasserhaushalts (Verdunstung, Grundwasserneubildung/Infiltration und Oberflächenabfluss) auf der Grundlage von Daten zu Niederschlag und potenzieller Verdunstung, Landnutzung, Versiegelungsgraden, Kanalanschlussgraden sowie Boden- und Grundwasserdaten. In einem ersten Schritt wird die reale Evapotranspiration mit Hilfe der Bagrov-Gleichung (Glugla et al., 1999) berechnet. In einem zweiten Schritt wird die Differenz zwischen der realen Evapotranspiration und dem Niederschlag in Infiltration und Oberflächenabfluss aufgeteilt, basierend auf den Boden- und Grundwasserbedingungen sowie der Versiegelung, der Art der Versiegelung (über 4 Belagsklassen) und dem Kanalanschlussgrad (Goedecke et al., 2019; Rachimow and Rachimow, 2009).

Alle geographischen Eingangsdaten basieren auf dem Geoportal Berlin (SenSBW, 2022). Für die Niederschlags- und potentiellen Verdunstungsdaten wurden monatliche 1x1 km Rasterdaten auf Basis von Interpolationen zwischen Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2022) für einzelne Jahre oder das 30-Jahres-Intervall von 1991-2020 aggregiert.

2.3 Szenarien

Das Wasserhaushaltsmodell ABIMO wurde auf die Stadt Berlin unter Einbezug der obigen Daten angewendet. Die gesamtstädtische Fläche Berlins war in 25.325 Blockteilmflächen unterteilt, für die mithilfe von ABIMO jeweils ein mittlerer jährlicher Wasserhaushalt für das 30-

Jahres-Intervall von 1991-2020 simuliert wurde. Es wurde zuerst der aktuelle Wasserhaushalt der Stadt Berlin (Szenario „Stadt“) anhand der aktuellen Daten des Geoportals berechnet. Daneben erlaubt ABIMO auch eine Berechnung dieser Flächen in einem natürlichen Referenzzustand. Beispielsweise können alle Blockteilflächen in Wald oder Ackerland verwandelt werden. Für die vorliegende Arbeit wurde der natürliche Referenzzustand (Szenario „Natur“) durch Entsiegelung aller Blockteilflächen, Anpassung des Nutzungstyps zu „Wald“ bei Beibehaltung lokaler Boden- und Grundwassereigenschaften definiert.

2.4 Validierung

Der Innenstadtbereich Berlins verfügt über eine ca. 60 km² an die Mischwasserkanalisation angeschlossene versiegelte Fläche, für die eine Bilanzierung des Regenwasserabflusses an den entsprechenden Kläranlagen möglich war. Mithilfe dieser Regenwasserbilanzierung sowie simulierter Mischwasserüberläufe wurde der Oberflächenabfluss des Modells ABIMO für die mischkanalisierte Fläche für die Jahre von 2007 bis 2021 validiert. Die Validierung dient damit einmal der großflächigen Prüfung des Modellansatzes. Zudem wird geprüft, inwiefern das Modell ABIMO, das für langjährige Mittelwerte ausgelegt ist auch für Einzeljahre anwendbar ist.

3 Ergebnisse

3.1 Validierung

Trotz der hohen Unsicherheiten sowohl in der Regenwasserbilanzierung an den Kläranlagen und Mischwasserüberläufen, als auch in den Modellberechnungen wies der Vergleich des Oberflächenabflusses im Mischkanalisationsgebiet Berlins eine hohe Genauigkeit auf. Abbildung 72 zeigt diesen Vergleich des simulierten jährlichen Oberflächenabflusses durch das Modell ABIMO auf der Abszissenachse mit der Regenwasserbilanzierung auf der Ordinatenachse für die Jahre 2007 bis 2021 als Punkte dargestellt. Der berechnete Mean Absolute Percentage Error (MAPE) von 5,89 % zur Quantifizierung der Modellabweichung weist auf eine geringfügige Abweichung der Punkte von der Identitätsdiagonalen in Abbildung 72 hin. Die Werte des Nash-Sutcliffe-Effizienzkoeffizienten (NSE) von 0,87 und des R² von 0,91 zeigen Ergebnisse nahe an 1, was auf eine hohe Vorhersageleistung des Modells hinweist.

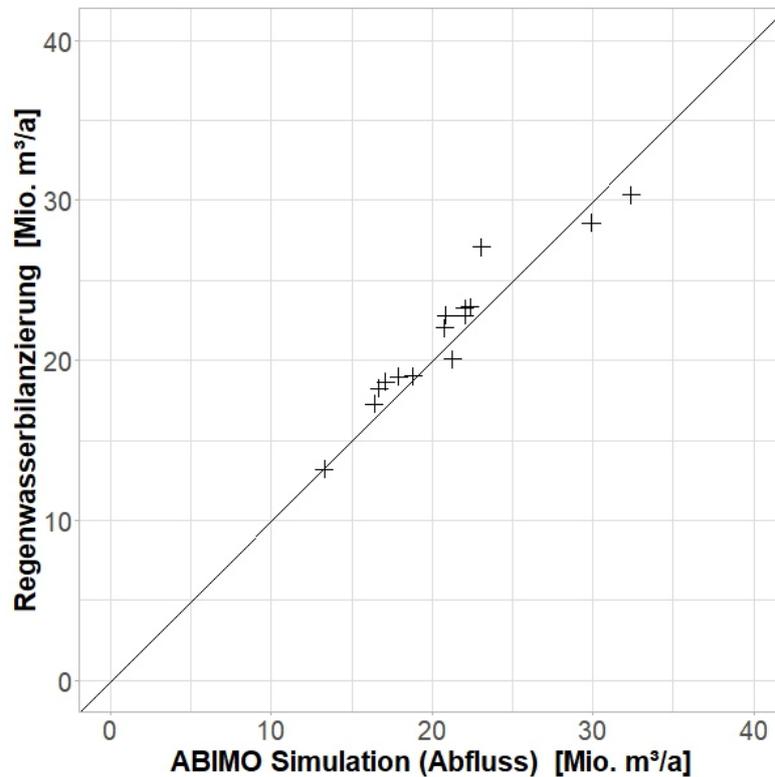


Abbildung 72: Validierung des jährlichen Oberflächenabflusses des Wasserhaushaltsmodells ABIMO (Abszisse) mithilfe einer Bilanzierung von Regenwasser des Mischkanalgebietes in Berlin (Ordinate) für die Jahre 2007 bis 2021

3.2 Vergleich der 3 Wasserhaushaltskomponenten mit der natürlichen Referenz

Abbildung 73 zeigt einen Vergleich zwischen den natürlichen („Natur“) und den derzeitigen städtischen („Stadt“) Bedingungen für alle 25.325 Blockteilflächen in Berlin (ohne Oberflächengewässer). Wie erwartet, führt die Verstädterung zu einem Anstieg des Abflusses auf Kosten der Verdunstung. Bei der Infiltration weist die städtische Fläche geringfügig höhere Werte auf, als die natürliche. Der Grund dafür sind halbdurchlässige Oberflächen (z.B. Pflastersteine) im Stadtgebiet, die eine Versickerung, aber nur eine sehr geringe Verdunstung ermöglichen. Die Boxplots spannen dabei die Unterschiede über die unterschiedlich bebauten Blockteilflächen auf. So weisen stark versiegelte Innenstadtbereiche einen Oberflächenabfluss > 40 % bei einer Verdunstung < 30 % auf. Dagegen sind aktuelle Park- und Waldflächen weitestgehend im natürlichen Zustand.

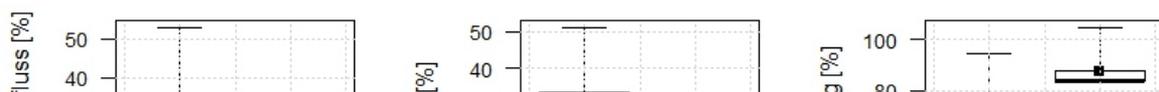


Abbildung 73: Vergleich der Stadt Berlin (Stadt) und einer natürlichen Referenz (Natur) für die drei Komponenten des Wasserhaushalts: Oberflächenabfluss, Infiltration und Verdunstung (in % auf mittlere jährliche Niederschlagshöhe bezogen); die Boxplots stellen einen 30-Jahres-Durchschnitt von 1991 bis 2020 dar und zeigen eine statistische Verteilung über 25.325 Blockteilflächen in Berlin

3.3 Berechnung des Abweichungsmaßes ΔW

Über das in Gleichung 1 beschriebene Abweichungsmaß ΔW kann, unter Berücksichtigung aller drei Wasserhaushaltskomponenten, der Wasserhaushalt einer urbanen Fläche mit dem Wasserhaushalt derselben Fläche in ihrem natürlichen Referenzzustand verglichen werden. Abbildung 74 zeigt das Ergebnis der Abweichungsberechnung bei Verwendung des 30-jährigen Niederschlagsmittels von 1991 bis 2020 für einen Ausschnitt von Blockteiflächen des Berliner Innenstadtbereichs. Auf mittlerer Höhe links ist in blau, der Farbe, die eine sehr geringe Abweichung vom natürlichen Wasserhaushalt anzeigt, der Berliner Tiergarten zu erkennen. Dabei handelt es sich um eine städtische Grünfläche mit Baumbestand, Sträuchern und Wiesen. Dagegen wird für den hoch versiegelten Innenstadtbereich, mittig in Abbildung 74, ein hohes $\Delta W > 60\%$ angezeigt, welches vor allem durch Gebäude verursacht wird.

4 Fazit & Ausblick

Die Simulation der Wasserhaushaltskomponenten mittels des Modells ABIMO ermöglicht eine Abschätzung des Wasserhaushalts für ein gesamtes Stadtgebiet sowie seiner Abweichung vom natürlichen Zustand auf Basis von Geodaten wie sie für Berlin vorliegen. Diese „natürliche“ Referenz wird direkt in ABIMO gerechnet und kann unterschiedlich definiert werden. Alternativ zu einem natürlichen Zustand ohne Bebauung könnte auch ein erwünschter Klimaanpassungszustand als Referenz definiert werden.

Es wurde gezeigt, dass sich die Abweichungen der Einzelkomponenten des Wasserhaushalts zu einem Gesamtparameter ΔW kumulieren lassen, dessen graphische Darstellung eine rasche Identifikation von Standorten mit hohen Abweichungen vom natürlichen Wasserhaushalt erlaubt. Im weiteren Verlauf des Projektes AMAREX ist zu prüfen, inwieweit die jährlichen Abweichungen in den drei Wasserhaushaltskomponenten und der neue Parameter ΔW ein geeignetes Maß für Klimafolgen (z.B. Dürre) sind. Um dieser Fragestellung gerecht zu werden, ist eine enge Zusammenarbeit mit Projektpartnern geplant, die sich auf die Simulation von Klimafolgen spezialisiert haben.

ABIMO soll zudem weiterentwickelt werden, um einfach auf andere Städte anwendbar zu sein und Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu integrieren. Dazu sind Umstrukturierungen und Erweiterungen im ABIMO-Quellcode vorgesehen. Ziel ist, mit ABIMO ein Werkzeug für die Grobplanung von Maßnahmen der hydrologischen Klimaanpassung innerhalb eines Stadtgebiets zur Verfügung zu stellen.



Abbildung 74: Innentadtausschnitt Berlins mit Darstellung ΔW je Blockteifläche, gerechnet mittels ABIMO 3.3 für ein 30-jähriges Mittel (1991-2020)

5 Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung des Verbundvorhabens "AMAREX" (Förderkennzeichen 02WEE1624C) sowie allen Projektpartnern (<https://amarex-projekt.de/de/partners>) für die tolle Zusammenarbeit.

6 Literatur

- DWA 2022 Merkblatt DWA-M 102-4/BWK-M 3-4: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 4: Wasserhaushaltsbilanz für die Bewirtschaftung des Niederschlagswassers, p. 56, German Water Association.
- DWD 2022 Climate Data Center of Deutscher Wetterdienst, p. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/.
- Glugla, G., Goedecke, M., Wessolek, G. and Fürtig, G. 1999 Langjährige Abflußbildung und Wasserhaushalt im urbanen Gebiet Berlin., pp. 34-42.
- Glugla, G. and König, B. 1989 Der mikrorechnergestützte Arbeitsplatz Grundwasserdargebot. Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 39.Jg.
- Goedecke, M., Gerstenberg, J. and Haag, L. 2019 Wasserhaushaltsmodell Berlin ABIMO 3.2 – Handreichung für Anwendende.
- Henrichs, M., Langner, J. and Uhl, M. 2016. Development of a simplified urban water balance model (WABILA). Water Science and Technology 73(8), 1785-1795.
- Henrichs, M., Steinbrich, A., Leistert, H., Scherer, I., Schuetz, T., Uhl, M. and Weiler, M. 2019 Model Based Estimation of a Natural Water Balance as Reference for Planning in Urban Areas, pp. 953–957.
- KWB 2022a ABIMO 3.3: Water Balance Model for Urban Areas, pp. <https://github.com/KWB-R/abimo>.
- KWB 2022b kwb.abimo - R Package with Functions for Working with Water Balance Model ABIMO pp. <https://github.com/KWB-R/kwb.abimo>.
- Rachimow, C. and Rachimow, M. 2009 ABIMO3.2 – Abflußbildungsmodell. Algorithmus zum BAGROV-GLUGLA-Verfahren für die Berechnung langjähriger Mittelwerte des Wasserhaushalts (Version 3.2). Beschreibung des Verfahrens zur Behandlung grundstücksbezogener Daten.
- SenSBW 2022 Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Bauen und Wohnen. Geoportal Berlin: <https://fbinter.stadt-berlin.de/fb/index.jsp>.
- Uhl, M., Langner, J. and Henrichs, M. 2013 Bilanzierung des Wasserhaushaltes in Siedlungen, p. 27.
- Umweltatlas-Berlin 2022 Wasserhaushaltsmodell Berlin ABIMO 3.2, p. <https://github.com/umweltatlas/abimo>.

Korrespondenz:

Lukas Guericke

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gemeinnützige GmbH

Cicerostraße 24, D-10709 Berlin

lukas.guericke@kompetenz-wasser.de



Block H

„Starkregenvorsorge“

Wirkungspotentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsanlagen zur Starkregenvorsorge

J. Neumann¹, C. Scheid¹, U. Dittmer¹

¹ RPTU, Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern, Deutschland

Kurzfassung:

Der vorliegende Beitrag untersucht anhand eines gekoppelten 1D/2D Modells, welchen Effekt ausgewählte dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsanlagen (Mulden, Grün- und Retentionsdächer) bei unterschiedlichen Implementierungsgraden zur Überflutungsminderung haben können. Es zeigt sich, dass je nach Implementierungsgrad das Überflutungsvolumen um bis zu ca. ein Drittel reduziert wird, was einer kompletten Abkopplung der Dachflächen gleichkommt. Lediglich extensive Gründächer sind weniger wirksam. Es zeigt sich zudem, dass der Effekt der RWBA räumlich auf den Überflutungsschwerpunkt begrenzt ist.

Key-Words: Starkregenvorsorge, Regenwasserbewirtschaftung, 1D/2D-Simulation, LID, SWMM

1 Einleitung und Zielsetzung

Die negative Wirkung des Wetterextrems „Starkregen“ als unmittelbare Auswirkung des Klimawandels (BR, 2015) ist besonders im urbanen Raum ausgeprägt. Hohe Versiegelungsgrade und die daraus resultierenden hohen Niederschlagsabflüsse verschärfen das Überflutungsrisiko im Starkregenfall. Hinzu kommt eine hohe gesellschaftliche und ökonomische Vulnerabilität im urbanen Raum. Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsanlagen (RWBA) als Elemente der blau-grünen Infrastruktur fördern u. a. die Abflussvermeidung durch Versickerung und Verdunstung und können so dem oben genannten Problem entgegenwirken. Allerdings werden sie in der Regel auf bemessungsrelevante Starkregen mit einer Jährlichkeit von $T = 5$ a dimensioniert und nicht auf „außergewöhnliche Starkregen“ mit einer Jährlichkeiten von $T = 100$ a und darüber hinaus. Die Wirkung von RWBA jenseits ihres üblichen Bemessungsniveaus (von $T = 5$ a) zur Starkregenvorsorge bei außergewöhnlichen Starkregen wird bislang ausschließlich konzeptionell und qualitativ bewertet (u. a. Benden et al., 2017). Im vorliegenden Beitrag wird die Wirkung sowohl von etablierten als auch funktionsspezifisch erweiterten dezentralen RWBA („RWB+“) zur Überflutungsminderung mit einem 1D/2D gekoppelten Oberflächenabflusssimulationsmodells untersucht.

2 Datengrundlage und Methodik

Hintergrund dieses Beitrags bildet das BMBF Projekt „AMAREX – Anpassung des Managements von Regenwasser an Extremereignisse“. Ziel des Verbundforschungsvorhabens ist es, Methoden zu entwickeln, die eine gezielte Anpassung von Regenwasserbewirtschaftungskonzepten an die Extremereignisse Starkregen, Hitze und Dürre auf kommunaler Ebene ermöglichen. In diesem Beitrag werden anhand eines Pilotgebiets Untersuchungsergebnisse aus dem AMAREX-Schwerpunkt „Anpassung von RWBA zur Starkregenvorsorge“ vorgestellt.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich bei flacher Topografie über ca. 3,4 km² Fläche (siehe Anhang 1) und ist sowohl über sein Kanaleinzugsgebiet als auch über im Norden, Osten und Süden angrenzende Gewässer hydraulisch abgegrenzt. Für das Gebiet wurde ein 1D/2D gekoppeltes Oberflächenabflusssimulationsmodell (InfoWorks ICM 2023.2, DOM1) aufgebaut, in dem neben den Schächten zusätzlich die Straßenabläufe als Kopplungspunkte zwischen Kanal und Oberfläche berücksichtigt werden. Dieses Modell ohne RWBA dient als Referenzmodell. Für die Abbildung von RWBA wird das Referenzmodell modifiziert und die RWBA mittels der Modellkomponente SWMM LID (SWMM 5.2) modelliert. Die unterschiedlichen RWBA werden dabei zum einen, wie in der Praxis üblich, auf eine Jährlichkeit von $T = 5$ a bemessen, aber zum anderen auch gezielt zur Überflutungsvorsorge auf außergewöhnliche Starkregen ($T = 100$ a) und darüber hinaus ausgelegt („RWB+“). Um die Wirkung der verschiedenen RWBA zur Überflutungsminderung zu beurteilen, werden die Simulationsergebnisse der einzelnen Modellansätze mit und ohne RWBA verglichen.

An RWBA werden Versickerungsmulden (dimensioniert auf $T = 5$ a und 100 a), extensive und intensive Gründächer sowie Retentionsdächer modelliert. Die auf $T = 5$ a dimensionierten Versickerungsmulden und extensiven Gründächer entsprechen dabei der etablierten Bemessung von RWBA. Die auf $T = 100$ a dimensionierten Versickerungsmulden (ca. um den Faktor 2 größere Muldenfläche als die auf $T = 5$ a bemessenen Mulden) sowie die intensiven Grün- und Retentionsdächer sind als „RWB+“-Anlagen funktionspezifisch gezielt auf außergewöhnliche Starkregen und darüber hinaus ausgelegt. In Tabelle 2-1 sind die modellierten RWBA kurz beschrieben, eine detaillierte Zusammenstellung der gewählten Modellparameter ist Anhang 2 zu entnehmen.

Tabelle 2-1: Kurzbeschreibung der modellierten RWBA

RWBA	SWMM LID	Dimensionierung/Aufbau und Auswahl der Modellparameter
Versickerungsmulde, dimensioniert auf $T = 5$ a und 100 a (RWB+)	<i>rain garden</i>	Vordimensionierung gemäß DWA-A 138-1 (2020, Entwurf), Kalibrierung der Modellparameter
Gründach extensiv und intensiv	<i>green roof</i>	Mehrschichtiger Aufbau, Dicke 15 cm (ext) und 35 cm (int), Auswahl der Modellparameter anhand Literaturangaben
Retentionsdach	<i>bio-retention cell</i>	Mehrschichtiger Aufbau, Dicke 35 cm mit 17,5 cm Retentionsschicht, Auswahl Modellparameter anhand Literaturangaben

Im Modell werden die Dachflächen an die jeweilige RWBA angeschlossen. Der Muldenüberlauf bzw. der Dachüberlauf und Drainageabfluss der Grün- und Retentionsdächer sind an den nächst gelegenen Schacht angeschlossen. Die „Umsetzungsverteilung“ (Implementierungsgrad) der RWBA wird modelltechnisch mit zwei unterschiedlichen Ansätzen durchgeführt (siehe Abbildung 2-1): Bei der heterogenen Verteilung der RWBA werden 50 % der Dächer als Gründach ausgeführt (Ansatz 1). In einem zweiten Ansatz erfolgt eine homogene Verteilung, bei der 50 % jeder einzelnen Dachfläche als Gründach ausgeführt werden. Dieser Ansatz ist eher theoretisch, für die modelltechnische Umsetzung aber von Vorteil. Die beiden Ansätze zur Implementierung sind grundsätzlich auch übertragbar auf andere RWBA, wie z.B. Mulden. Es werden auch die modelltechnischen Auswirkungen dieser beiden Ansätze anhand der Simulationsergebnisse verglichen (Abschnitt 3.3).

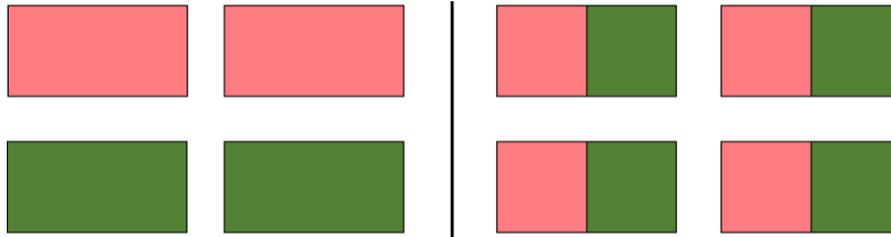


Abbildung 2-1: Links: Heterogene Verteilung der RWBA (50 % der Dächer als Gründächer ausgeführt); rechts: Homogene Verteilung der RWBA (50 % jeder Dachfläche als Gründach ausgeführt)

Als Niederschlagsbelastungen werden ein Euler-Modellregen Typ II (ETII, $T = 100$ a, $D = 60$ min) mit einer Niederschlagshöhe $h_N = 48,9$ mm und ein ETII Regen mit einer mehr als doppelt so großen Niederschlagshöhe von $h_N = 100$ mm ($D = 60$ min) verwendet. Der Regen mit einer Niederschlagshöhe von $h_N = 48,9$ mm wird im Folgenden mit R1 bezeichnet, der Regen mit einer Niederschlagshöhe von $h_N = 100$ mm mit R2. Die Simulationsdauer ist mit 75 min um 15 min länger als die die Regendauer gewählt, um die längere Entleerungsphase des Gesamtsystems nach Ende des Regenereignisses im Untersuchungsgebiet zu berücksichtigen.

3 Ergebnisse und Fazit

3.1 Einfluss der RWBA-Implementierung auf die Überflutungsminderung

Die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen wurden mit Implementierungsansatz 2 (homogene RWBA-Verteilung) durchgeführt. Abbildung 3-1 zeigt die akkumulierten, maximalen Überflutungsvolumina an der Oberfläche im Gesamtgebiet für das Referenzmodell ohne RWBA und bei verschiedenen Implementierungsgraden von Versickerungsmulden ($T = 5$ a) zur Bewirtschaftung der Dachflächen, jeweils im Vergleich für die Regen R1 und R2. Das Überflutungsvolumen wird dabei aus dem Wasserstand und der Fläche des zugehörigen Berechnungselements (~ 1 m²) berechnet, wobei nur potenziell gefährdungsrelevante Wasserstände ab 10 cm berücksichtigt werden. Erwartungsgemäß verringert sich das Überflutungsvolumen im Gesamtgebiet mit zunehmendem Implementierungsgrad von Mulden. Die Volumenabnahme verläuft jedoch allerdings nicht exakt linear für R1: Ein Anschluss von 25 % der Dachfläche an Mulden bewirkt eine Reduktion des Überflutungsvolumen von 12 %. Die Erhöhung der Implementierungsgrade von 75 % auf 100 % bewirkt hingegen nur noch eine Reduktion des Überflutungsvolumens um 3,6 % (von 70,0 % auf 66,4 %). Beim Regenlastfall R2 ist der Unterschied zwischen den Implementierungsstufen auf die Reduktion des Überflutungsvolumen deutlich geringer: Beim Implementierungsgrad von 25 % beträgt die Reduktion 8,7 %, zwischen den Implementierungsstufen 75 % und 100 % noch 6,9 % (von 74,2 % auf 67,3 %).

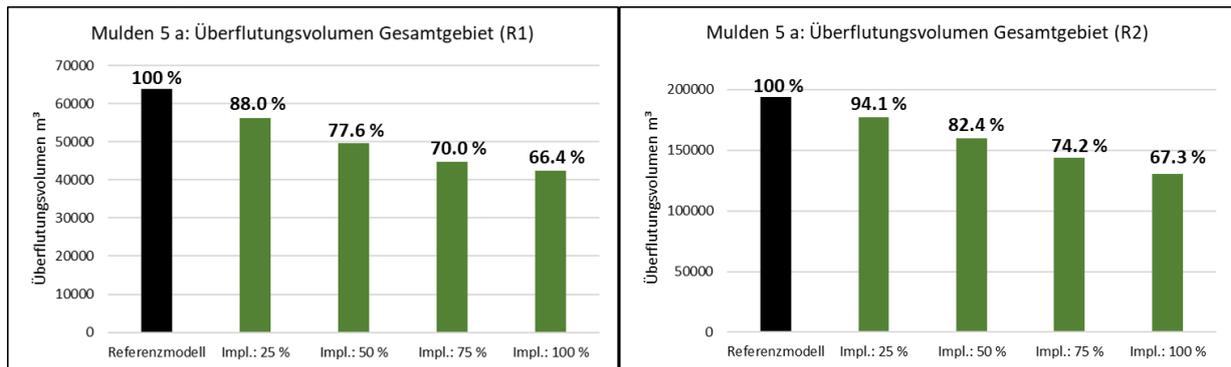


Abbildung 3-1: Überflutungsvolumen im Gesamtgebiet ohne RWBA (Referenzmodell) und bei unterschiedlichen Implementierungsgraden (Impl.) von Mulden (bemessen auf T = 5 a)

Abbildung 3-2 zeigt ergänzend die maximalen Wasserstände (Überflutungstiefen) ab einer Höhe von 10 cm im ausgewählten Überflutungsschwerpunkt (siehe Anhang 1) infolge R1, simuliert mit dem Referenzmodell sowie für die auf T = 5 a bemessenen Mulden bei Implementierungsgraden von 50 % bzw. 100 %. Anhand der Überflutungskarte ist eine deutliche Reduzierung der maximalen Wasserstände erkennbar. Im tiefsten Punkt im Straßenraum (durch schwarzen Pfeil markiert) liegen die maximalen Wasserstände bei 59 cm, 46 cm und 28 cm: Durch die Muldenversickerung reduziert sich der maximale Wasserstand um 13 cm bzw. 31 cm.



Abbildung 3-2: Maximale Wasserstände im Überflutungsschwerpunkt (siehe Anhang 1, roter Kreis) infolge R1. Von links nach rechts: Referenzmodell, Mulden (5 a): Impl. 50 % und 100 %

3.2 Einflüsse verschiedener RWBA auf die Überflutungsminderung

In Tabelle 3-1 sind vergleichend die Effekte unterschiedlicher RWBA auf die Überflutungsminderung dargestellt. Es sind darin jeweils die Simulationsergebnisse für R1 und einem RWBA Implementierungsgrad von 50 % für das gesamte Gebiet dokumentiert. Durch die RWBA wird das Überflutungsvolumen im Vergleich zum Referenzmodell um 21,2 % - 22,6 % reduziert. Die Reduktion des Überflutungsvolumens der auf T = 100 a bemessenen Mulden ist dabei vernachlässigbar größer (0,2 %) als bei den auf T = 5 a bemessenen Mulden. Die intensiv begrünten Gründächer haben gegenüber den extensiv begrünten Gründächern einen geringfügig positiveren Effekt (1,4 %) auf die Reduzierung des Überflutungsvolumen. Der Effekt der intensiven Gründächer und Retentionsdächern ist hingegen identisch, es kommt zu keinem Drainageabfluss. Das Überstauvolumen ist das über den Simulationszeitraum kumulierte Volumen, das aus den Schächten bzw. Straßenabläufen austritt.

Tabelle 3-1: Simulationsergebnisse (R1) gesamtes Gebiet, RWBA Implementierung: 50 %

Modell	Überflutungs- volumen	Reduktion	Überstau- volumen	Reduktion	Überlauf Mulde bzw. Dränageabfluss Gründach
	[m ³]	[%]	[m ³]	[%]	[m ³]
Referenzmodell	63.958	-	13.859	-	-
Mulden (5 a), 50%	49.643	22,4	3.467	75,0	1.501
Mulden (100 a), 50%	49.505	22,6	3.374	75,7	75
Gründächer (ext), 50%	50.407	21,2	4.084	70,5	7.556
Gründächer (int), 50%	49.489	22,6	3.359	75,8	0
Retentionsdächer, 50%	49.489	22,6	3.360	77,8	0

Tabelle 3-2 zeigt den analogen Effektvergleich anhand der Simulationsergebnisse für R2. Im Vergleich zum Referenzmodell wird das Überflutungsvolumen durch die RWBA um 7,2 % - 18,4 % reduziert. Der Unterschied zwischen der Reduktion des Überflutungsvolumen der auf T = 100 a und 5 a bemessen Mulden ist im Vergleich zu R1 geringfügig größer mit 0,6 %. Bei den extensiven Gründächern ist erkennbar, dass der Rückhalt stark zurückgeht: Lag die Reduktion des Überflutungsvolumens beim Lastfall R1 noch bei 21,2 % liegt sie bei R2 nur noch bei 7,2 %, was auch deutlich am gestiegenen Dränageabfluss von 32.296 m³ erkennbar ist. Im Gegensatz zum extensiven Gründach hält das intensive Gründach fast noch die gesamte Starkniederschlagsmenge zurück und reduziert das Überflutungsvolumen nur um 0,2 % weniger als das Retentionsdach.

Tabelle 3-2: Simulationsergebnisse (R2) gesamtes Gebiet, RWBA Implementierungsgrad: 50 %

Modell	Überflutungs- volumen	Reduktion	Überstau- volumen	Reduktion	Überlauf Mulde bzw. Dränageabfluss Gründach
	[m ³]	[%]	[m ³]	[%]	[m ³]
Referenzmodell	193.818	-	50.300	-	-
Mulden (5 a), 50%	159.783	17,6	22.752	54,8	7.462
Mulden (100 a), 50%	158.493	18,2	21.156	57,9	1.871
Gründächer (ext), 50%	179.897	7,2	39.668	21,1	32.296
Gründächer (int), 50%	158.494	18,2	21.190	57,9	2.187
Retentionsdächer, 50%	158.193	18,4	20.762	58,7	0

3.3 Einfluss des gewählten RWBA-Implementierungsansatzes auf die Überflutungsminderung

Abschließend erfolgt eine vergleichende Betrachtung der beiden modelltechnisch möglichen Implementierungsansätze (Abbildung 2-1).

Bei der heterogenen Verteilung (Ansatz 1) werden die RWBA konzentriert um den Überflutungsschwerpunkt verteilt, um den räumlichen Effekt einer schwerpunktnahen

Anordnung der RWBA zu untersuchen. Im Anhang 1 ist der Bereich, in dem die RWBA angeordnet werden, mit einer schwarzen Linie abgegrenzt. Diese abgegrenzte Fläche wurde so gewählt, dass sie ebenfalls ca. 50 % der Dachflächen des Gesamtgebiets umfasst.

Abbildung 3-3 zeigt die maximalen Wasserstände im Vergleich zwischen heterogener und homogener Verteilung von Retentionsdächern im Untersuchungsgebiet. Es wird deutlich, dass die Anordnung der RWBA im Untersuchungsgebiet einen großen Einfluss auf die Ausprägung des Überflutungsschwerpunkts hat: Der maximale Wasserstand im Tiefpunkt des Straßenraums (schwarzer Pfeil) beträgt bei der homogenen Verteilung 45 cm und bei heterogener Verteilung 31 cm. Dies belegt, welchen großen Einfluss die räumliche Anordnung der RWBA auf die Überflutungsausprägung hat: Mit einer räumlich konzentrierten Anordnung der RWBA in Nähe des Überflutungsschwerpunkts lässt sich der größte Effekt zur Überflutungsreduzierung erzielen.

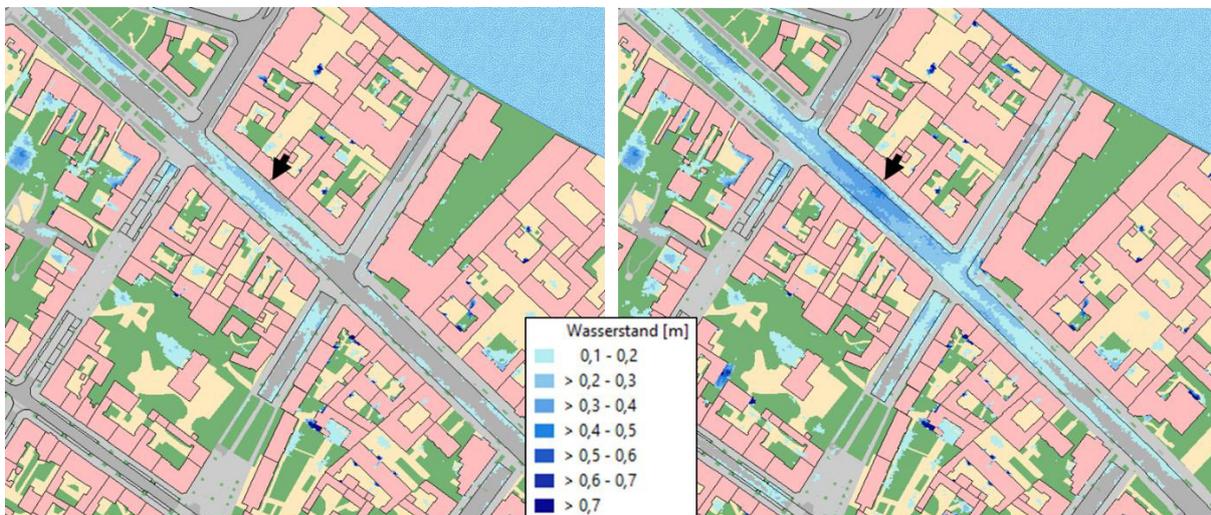


Abbildung 3-3: Maximale Wasserstände im Überflutungsschwerpunkt infolge R1. Links: Heterogene Verteilung der Retentionsdächer (Implementierungsansatz 1); Rechts: Homogene Verteilung der Retentionsdächer (Implementierungsansatz 2) jeweils Implementierungsgrad ca. 50 %

3.4 Zusammenfassung und Fazit

Bei einer homogenen Verteilung von RWBA im Untersuchungsgebiet reduziert sich wie zu erwarten mit zunehmendem Implementierungsgrad auch das Überflutungsvolumen. Der Vergleich zwischen R1 ($h_N = 48,9$ mm) und R2 ($h_N = 100$ mm) zeigt, dass bei einer geringeren Niederschlagsbelastung kleinere Implementierungsgrade bereits einen großen Effekt zur Überflutungsreduzierung haben. Mit zunehmendem Implementierungsgrad reduziert sich auch das Überflutungsvolumen, allerdings weniger stark im Vergleich zu den kleineren Implementierungsstufen. Dieser Effekt ist weniger ausgeprägt bei der stärkeren Niederschlagsbelastung, bei der mit zunehmendem Implementierungsgrad die Überflutungsreduktion eher linear ansteigt.

Der Vergleich der Wirkung der unterschiedlichen RWBA auf das Überflutungsgeschehen zeigt, dass infolge R1 und R2 die auf $T = 5$ und 100 a bemessenen Mulden fast den gleichen Effekt zur Überflutungsreduzierung haben. Bereits die auf $T = 5$ a bemessenen Mulden können den Abfluss bei extremen Starkregen zurückhalten. Bei den untersuchten intensiven Grün- und Retentionsdächern zeigt sich ein ähnliches Bild wie bei den Versickerungsmulden: Infolge beider Niederschlagsbelastungen kann fast der gesamte Abfluss zurückgehalten werden.

Lediglich beim extensiven Gründach lässt sich ein deutlicher Unterschied erkennen: Kann es infolge R1 fast allen Niederschlag zurückhalten, bricht die Leistung bei R2 stark ein.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Effekt zur Starkregenvorsorge der untersuchten RWBA einer Abkopplung der angeschlossenen Dachfläche gleichkommt, lediglich das extensive Gründach bietet keinen ausreichenden Rückhalt bei einem Niederschlagsereignis größer einer Jährlichkeit von $T = 100$ a. Die räumliche Verteilung der RWBA im Untersuchungsgebiet hat einen großen Einfluss auf die Überflutungsminderung: Die RWBA sollten möglichst nah am Überflutungsschwerpunkt angeordnet sein.

4 Ausblick

Da das untersuchte Modellgebiet eine sehr flache Topografie aufweist, ist geplant, die Methodik auf ein weiteres topografisch steiles Modellgebiet anzuwenden und dafür die Wirkung der RWBA zu Überflutungsvorsorge mit den bisherigen Ergebnissen zu vergleichen. Der Effekt der räumlichen Anordnung der RWBA soll vertieft untersucht werden, insbesondere vor dem Hintergrund der Topografie.

Es ist vorgesehen, weitere RWBA, wie Mulden-Rigolen-Elemente und Baumrigolen in die Modellierung zur Effektquantifizierung zu integrieren. Neben den Dachflächen können dann weitere befestigte Flächen an die RWBA angeschlossen werden: Beispielsweise Straßenflächen an Baumrigolen, womit dann auch Maßnahmenkombinationen verschiedener RWBA untersucht werden können. Des Weiteren sind die Modellunsicherheiten und Abbildungsdefizite der SWMM Parameter zur Abbildung der jeweiligen RWBA noch vertiefend zu untersuchen.

5 Danksagung

Das Forschungsvorhaben AMAREX wird durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 02WEE1624 im Rahmen der Fördermaßnahme WaX – Wasser-Extremereignisse gefördert. Die Autoren bedanken sich ganz herzlich für diese Projektförderung.

6 Literatur

- Benden, J.; Broesi, R.; Illgen, M.; Leinweber, U.; Lennartz, G.; Scheid, C.; Schmitt, T. G. (2017): Multifunktionale Retentionsflächen. MURIEL Publikation. Juni 2017.
Kostenloser PDF-Download verfügbar: <http://bibliothek.dbu.de/libero/WebOpac.cls>
- BR / Die Bundesregierung (2015): Fortschrittsbericht zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Stand 16. November 2015.
-

Anhang 1: Überflutungskarte Untersuchungsgebiet:

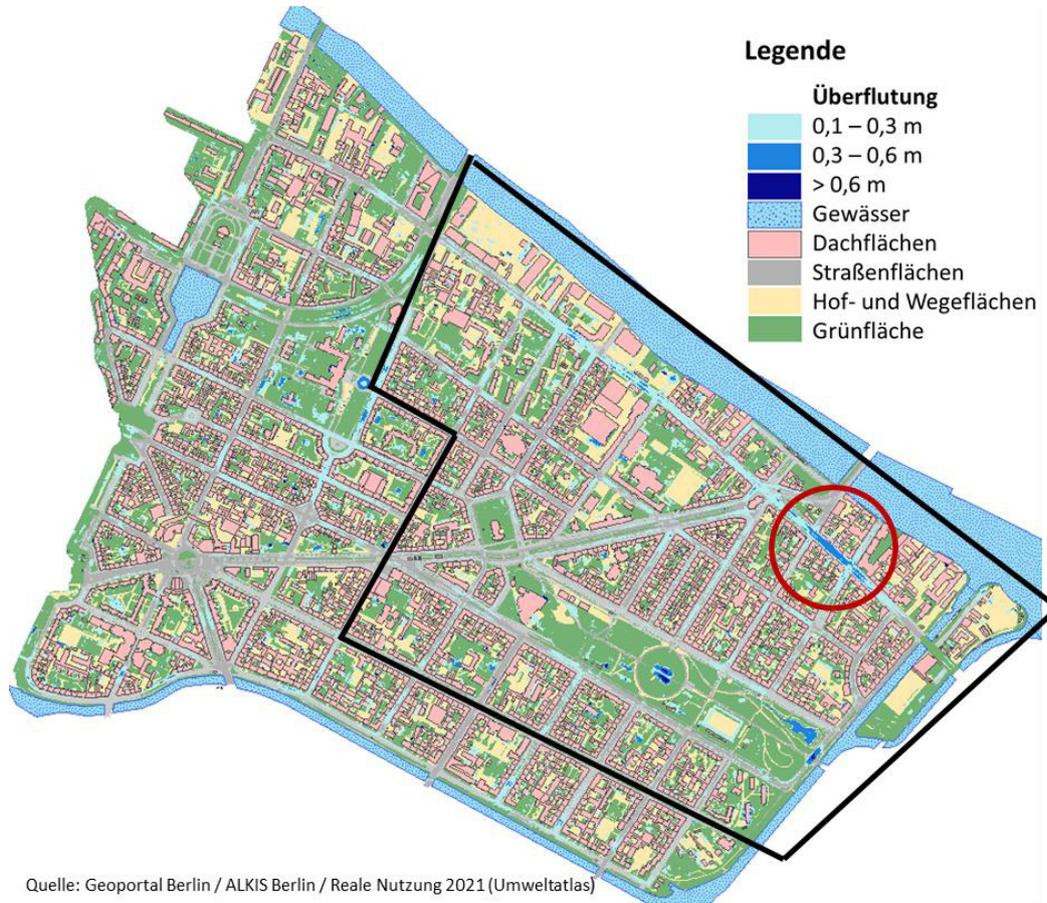


Abbildung: Mit dem Referenzmodell simulierte maximale Wasserstände im Untersuchungsgebiet infolge R1, keine Berücksichtigung von RWBA. Überflutungsschwerpunkt rot umkreist. Im schwarzen Polygon befinden sich ca. 50 % der Dachflächen

Anhang 2: Zusammenstellung der SWMM Modellparameter der RWBA

RWBA		Mulde	GD intensiv	GD extensiv		Retentionsdach	
Berm height	mm	300	10	10	10		
Vegetation volume fraction		0.1	0.1	0.2	0.1		
Surface roughness (Manning's n)	1/n	0.2	0.2	0.1	0.2		
Surface slope	m/m	0.02	0.02	0.02	0		
Soil thickness	mm	500	110	310	160	Storage thickness	mm
Soil porosity		0.3	0.45	0.45	0.45	Storage void ratio	0.9
Field capacity		0.185	0.3	0.3	0.3	Seepage rate	mm/h
Wilting point		0.083	0.05	0.05	0.05	Storage clogging factor	0
Conductivity	mm/h	12.040	881	881	881	Coefficient for flow	mm/h
Conductivity slope		10	50	50	50	Flow exponent	10
Suction head	mm	107.106	110	110	110	Offset height	mm
Seepage rate	mm/h	12.040	-	-	-		
Mat thickness	mm	-	25	25	-		
Mat void fraction		-	0.6	0.6	-		
Mat roughness (Manning's)	mm	-	0.03	0.03	-		

Korrespondenz:

Jonas Neumann
Paul-Ehrlich-Str. 14, 67663 Kaiserslautern
+49 631 205-3088
jonas.neumann@rptu.de

Sensitivitätsuntersuchungen zur Gebietsaufteilung und Abflussbildung in der modellgestützten Starkregenvorsorge

H. Janssen, A. L. Maaß, H. Hoppe
Dr. Pecher AG, Goldbergstraße 14, 45864 Gelsenkirchen

Kurzfassung: Für die Erstellung von Starkregengefahrenkarten auf Grundlage von numerischen Modellen gibt es in Deutschland keine einheitlichen Vorgaben. Die vorliegenden Leitfäden und Arbeitshilfen weisen in ihren Empfehlungen insbesondere im Bereich der Gebietseinteilung und Abflussbildung deutliche Unterschiede auf. Zusätzlich ergeben sich besondere Herausforderungen durch den Übergangsbereich von fluvialen Hochwasser- und pluvialen Starkregengefahren. Sensitivitätsuntersuchungen zeigen, dass es gebietsspezifisch deutlich unterschiedliche Wirkungen gibt und, dass weitergehende Betrachtungen zu den bisherigen Ansätzen erforderlich sind.

Key-Words: Starkregenrisikomanagement, Sensitivitätsanalyse, Starkregengefahrenkarten, Abflussbildung

1 Hintergrund und Zielsetzung

Insbesondere die Starkregen- und Hochwasserereignisse in der jüngeren Vergangenheit haben die Themen des Starkregenrisikomanagements nochmals stärker in das öffentliche Interesse gerückt. Dabei werden Starkregengefahrenkarten (SRGK) heute von der Quartiersebene bis hin zu kreis- und landesweiten Karten auf Grundlage von numerischen 2D-Oberflächenabflussmodellen erstellt. Hinsichtlich der Modellierung fehlen jedoch bislang einheitliche Mindeststandards und ein eindeutiger gesetzlicher Rahmen.

Die Bundesregierung strebt eine gesetzliche Verankerung zur Erstellung und Veröffentlichungen inklusive bundeseinheitlicher inhaltlicher Kriterien und Methodiken zur Erstellung von SRGK an (BMUV, 2023). Aktuell gibt es in wenigen Bundesländern länderspezifische Leitfäden oder Arbeitshilfen, die das jeweilige – häufig unterschiedliche – Vorgehen beschreiben (u. a. LUBW, 2016; MUNLV, 2018; Ruiz Rodriguez und Guthörl, 2021). Zentrale Unterschiede sind u. a. die Abbildung des Übergangsbereiches von (fluvialen) Hochwasser- und (pluvialen) Starkregengefahren, welcher aktuell auch durch eine neue DWA-Arbeitsgruppe ES-2.8 „Integrale Starkregen- und Hochwassergefahrenkarten“ betrachtet wird (Mudersbach et al., 2023), sowie insbesondere die Ansätze zur Festlegung der Berechnungsgebiete und der Abflussbildung.

Unterschiede bei der minimalen oder maximalen Größe, der zu berücksichtigen Einzugsgebiete und der Ansätze zur Abflussbildung (z. B. Berücksichtigung von Infiltrationsprozessen) führen zu deutlichen Unterschieden in der Volumenbilanz und den simulierten Überflutungstiefen. Aufgrund der angenommenen „kleinräumigeren Ausdehnung“ von Starkregenereignissen erfolgt in einigen Leitfäden eine Begrenzung der Berechnungsgebiete auf wenige Quadratkilometer (BMUV, 2023; LUBW, 2016; Ruiz Rodriguez und Guthörl, 2021). Werden zudem noch (deutliche) niederschlagsmindernde Effekte berücksichtigt, ergibt sich z. B. ein großer Unterschied zum Vorgehen in Nordrhein-Westfalen oder zu den landesweiten Hinweiskarten des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie (BKG, 2022). Hier wird eine vollständige Gebietsüberregnung ohne abflussmindernde Prozesse angesetzt. Zur Abgrenzung von den Hochwassergefahrenkarten (HWGK) wird

zudem in den BKG-Hinweiskarten den Hochwasserrisikogewässern (HWRG) eine „unendliche Leistungsfähigkeit“ zugeordnet.

Aufgrund der unterschiedlichen Empfehlungen und Vorgaben ergeben sich daher in der Praxis verschiedene Herausforderungen bei der Erstellung von SRGK. Bei der Betrachtung von großen Einzugsgebieten (landesweiten, kreisweiten SRGK) ist eine kleinräumige Identifikation und Simulation einzelner Einzugsgebiete zum einen kaum praktikabel und führt zudem zu einer Unterschätzung der Gefährdung (von Starkregenereignissen, deren Ausdehnung größer ist als die modellierten Berechnungsgebiete).

Auch eine pauschale Berücksichtigung einer unendlichen Leistungsfähigkeit bei „kleineren“ HWGK-Gewässern kann zu einer deutlichen Unterschätzung der Starkregengefährdung führen. Zudem werden die Ergebnisse in der Öffentlichkeit mit den bisherigen Erfahrungen und HWGK verglichen und insbesondere kleine Gewässer und extreme Ereignisse betrachtet. Des Weiteren zeigt die DWD-Datenbank CatRaRE bisherige Starkregenereignisse auf, die auch deutlich größere Ausdehnungen als 5 km² und eine entsprechende zeitliche und räumliche Dynamik besaßen (Lengfeld et al., 2021).

Diese (unvollständige) Liste an Beispielen für unterschiedliche Modellansätze zeigt den Forschungsbedarf auf, die Auswirkungen hinsichtlich unterschiedlicher Abflussbildungsansätze, Gebietseinteilungen und Berücksichtigungen von Hochwassergefahrgewässern im Rahmen von 2D-Oberflächenabflusssimulationen zur Erstellung von SRGK zu analysieren. Daher wurden auf Grundlage eines 2D-Oberflächenabflussmodell des Kreises Euskirchen (NRW) umfangreiche Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um die Modellparametrisierung für ergänzende Szenarien der zu veröffentlichenden Starkregen Gefahren zu identifizieren und die Aussagekraft der vorgegebenen Szenarien zu bewerten.

2 Untersuchungsgebiet

Das Kreisgebiet Euskirchen umfasst eine Fläche von rd. 1.249 km² und liegt im Süden Nordrhein-Westfalens. Im Süden ist das Kreisgebiet durch die Eifel geprägt und umfasst zahlreiche Waldgebiete. Der nördliche Teil des Kreisgebiets wird durch die Kölner Bucht geprägt und ist weniger topografisch bewegt. Im Kreisgebiet entspringen zahlreiche Gewässer und der Kreis teilt sich in zwei große Flusseinzugsgebiete (Rur und Erft). Zudem gehört ein Teil des südlichen Kreisgebiets zum Ahr-Einzugsgebiet. Das Gebiet ist geprägt von vielen Gewässerrläufen und ehemaligen Mühlengraben.

Der Kreis Euskirchen war am 14. und 15. Juli 2021 durch ein Hochwasserereignis betroffen, welches zu großen Schäden im Kreisgebiet geführt hat (Blindert, 2022). Als Teil eines resilienten Wiederaufbaus werden bzw. wurden u. a. integrierte Hochwasserschutzkonzepte und eine kreisweite SRGK entwickelt. Ziel der kreisweiten SRGK ist nicht nur die Unterstützung des Krisenmanagements, sondern auch eine einheitliche ortsbezogene Grundlage für die Maßnahmenentwicklung im Bereich der Starkregenvorsorge.

3 Material und Methoden

Die hier vorgestellten Sensitivitätsuntersuchungen zum Einfluss der Gebietsgrößen und Parameter zur Abflussbildung wurden ergänzend zum Erstellungsprozess der kreisweiten SRGK und parallel zur Modelloptimierung (Prüfung und Plausibilisierung) durchgeführt. Daher wurde als Grundlage ein Modellzwischenstand verwendet.

Ausgangslage für die Abbildung des hydrologisch maßgeblichen Einzugsgebiets mit einer Größe von rd. 1.976 km² war ein digitales Geländemodell mit einer Auflösung von 1x1 m. Dieses wurde um Fließhindernisse (Gebäude und Objekte) ergänzt. Der Modellstand umfasst

zudem zahlreiche Modelloptimierungen, sodass Durchlässe und Verrohrungen, Hochwasserrückhaltebecken, sowie zusätzliche Fließhindernisse abgebildet werden. Die Oberflächenrauheit wurde auf Grundlage der Flächennutzung in Anlehnung an LUBW (2016) abgebildet. Weitere Modellparametrisierungen waren Bestandteil der Sensitivitätsuntersuchungen.

Für die Sensitivitätsuntersuchungen wurden unterschiedliche Einzugsgebiete im Kreisgebiet betrachtet, die sich in ihrer Lage im Kreisgebiet und damit auch in ihren topografischen Gegebenheiten unterscheiden. Um neben dem Vergleich der Ergebnisse untereinander eine weitere Bezugsgröße zu erhalten, wurden insbesondere Einzugsgebiete betrachtet, die durch Pegel abgedeckt werden (Abbildung 1). Dabei wurden bei der Betrachtung vorrangig Einzugsgebiete untersucht, die im Bereich der „kleinen Einzugsgebiete“ nach Buchholz et al. (2021) liegen. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden im Rahmen der Sensitivitätsuntersuchen zunächst Abflussbeiwerte verwendet und die Abflussbeiwerte für nicht befestigte Flächen variiert. Anschließend wurden Teileinzugsgebiete betrachtet. Durch die Wahl einer Nachlaufzeit (bis zu 5 Stunden) und einer einheitlichen Niederschlagsbelastung können Aussagen bezüglich der Abflussprozesse in unterschiedlichen Einzugsgebieten getroffen werden. Die Bewertung erfolgte auf Grundlage der Modellergebnisse zu (maximalen) Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, sowie Abflussganglinien an Kontrollquerschnitten.

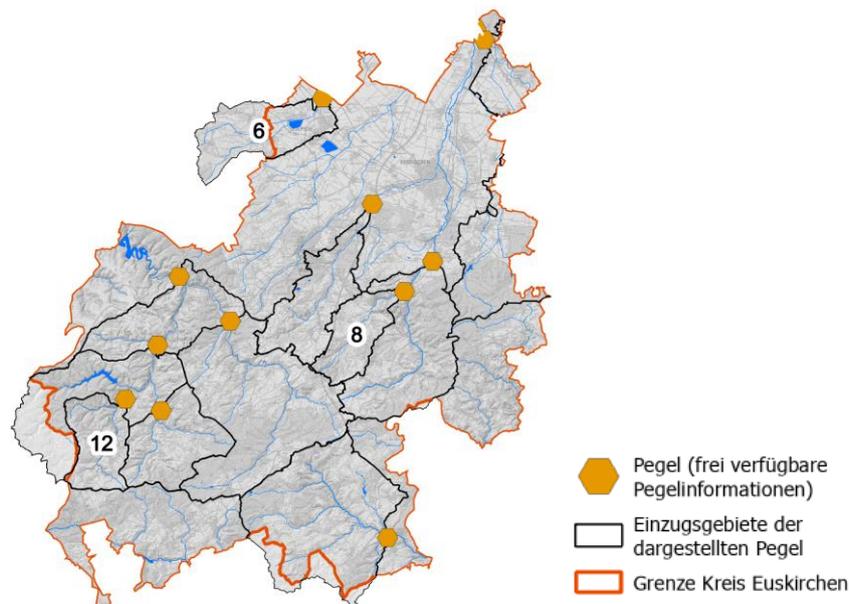


Abbildung 4: Darstellung ausgewählter Haupt-Einzugsgebiete im Kreisgebiet Euskirchen in denen Detailbetrachtungen erfolgt sind
 (Datengrundlage und Hintergrundkarte: © Land NRW, (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)
<https://www.elwasweb.nrw.de> <2023>; © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Datenquellen)

4 Ergebnisse und Diskussion

Das Modell zur Erstellung der SRGK für das Kreisgebiet Euskirchens wurde in ausgewählten Einzugsgebieten für die Betrachtung unterschiedlicher Modellparameter angepasst und detailliert untersucht. Die Ergebnisse für drei ausgewählte Einzugsgebiete werden in Abbildung 2 für unterschiedliche Parametrisierungen dargestellt. Abgebildet werden die Abflussganglinien für unterschiedliche Abflussbeiwerte (Variation der Abflussbeiwerte für unbefestigte Flächen) für einen außergewöhnlichen Starkregen (Blockregen, $h_N = 43$ mm,

D = 60 min), der für das Kreisgebiet als mittleres Ereignis mit einer Wiederkehrzeit $T = 100$ a ermittelt wurde (Grundlage KOSTRA-DWD 2020). Die dargestellten Abflussganglinien zeigen eine Nachlaufzeit von drei Stunden.

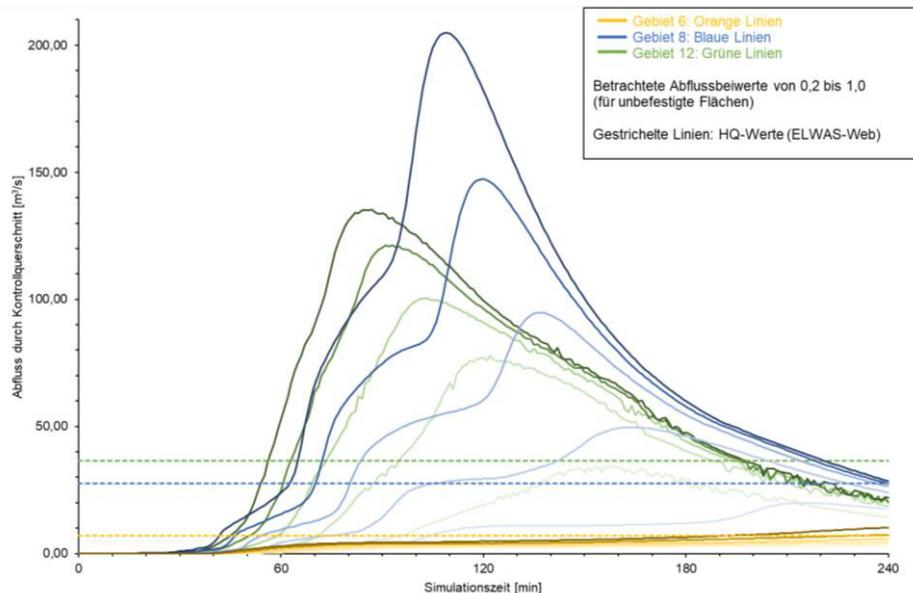


Abbildung 5: Exemplarische Darstellung ausgewählter Abflussganglinien für drei unterschiedliche Gebiete mit Betrachtung unterschiedlicher Abflussbeiwerte für unbefestigte Flächen im Vergleich zu HQ-Werten (Niederschlagsbelastung $h_N = 43$ mm, $D = 60$ min) (Vorliegende Pegelinformationen: © Land NRW, (www.govdata.de/dl-de/by-2-0) <https://www.elwasweb.nrw.de> < 2023 >)

Die dargestellten Einzugsgebiete weisen dabei unterschiedliche Charakteristika auf. Die maximalen Abflüsse nehmen erwartungsgemäß mit der Steigerung des Abflussbeiwerts zu, wobei der Kurvenverlauf, stark von den Eigenschaften des Einzugsgebiets abhängt. Pegel 8 und 12 zeigen einen schnellen Anstieg des Abflusses an den Kontrollquerschnitten. Mit steigendem Abflussbeiwert wird die Dauer bis zum Erreichen des Maximalwerts deutlich reduziert. Die Wirkung von Bauwerken (Hochwasserrückhaltebecken und Abflusshindernisse an Straßendämmen) ist für Pegel 6 deutlich identifizierbar.

Der Vergleich der Maximalabflüsse zeigt, dass die Abflüsse bei mittleren Abflussbeiwerten größer 0,2, deutlich größer sind als die aus gemessenen Pegeldaten ermittelten HQ-Werte. Auch durch übertragende Ansätze zur Regionalisierung von Hochwasserabflüssen können derartig hohe Abflüsse, die aus Modellen mit höheren Abflussbeiwerten theoretisch ermittelt werden, nicht erreicht werden. Modellierungen, wie sie in NRW gemäß Leitfaden (ohne Versickerungsansätze) erfolgen, betrachten damit kritische Randbedingungen und führen zu sehr hohen max. Wassertiefen. Dies gilt umso mehr, je größer die unbefestigten Außengebiete sind.

In den ausgewählten Einzugsgebieten wurden weitergehende Analysen mit kleineren Gebietsgrößen und weiteren Kontrollquerschnitten durchgeführt, die unterschiedliche Wirkungen verdeutlichen. Die Untersuchung von kleineren Beregnungsgebieten, die in vielen Leitfäden üblich sind, zeigen, dass die Maximalabflüsse deutlich reduziert werden. Ursächlich hierfür sind die reduzierten Überlagerungseffekte der unterschiedlichen Abflüsse. Bei diesem Vorgehen besteht jedoch die Gefahr einer deutlichen Unterschätzung der Abflüsse für größeren Niederschlagsausdehnungen.

Die Betrachtungen von unterschiedlichen Gebietsgrößen und Modellparametern zur Abflussbildung haben gezeigt, dass Überlagerungseffekte, die durch eine vollständige Gebietsüberregnung hervorgerufen werden können, durch eine Reduktion von Nachlaufzeiten wieder begrenzt werden können. Allerdings erfolgt bei Modellierungen ohne Versickerungsansätze dann weiterhin in Teilbereichen eine deutliche Überschätzung der Abflüsse in „kleinen Gewässern“ im Vergleich zu gemessenen Pegeldaten, sowie eine Unterschätzung der Gefahr durch Starkregen im Bereich von „größeren Gewässern“. Bei einem Ausschluss von abflussmindernden Prozessen (Verluste, Infiltration etc.) werden die Maximalabflusswerte bei einigen Einzugsgebieten schon kurz nach Regenende erzielt, sodass ggf. kürzere Nachlaufzeiten betrachtet werden könnten. Die Modellrechnungen ohne Versickerungsansätze sind für die Interpretation der Wirkung von Außengebieten und Szenarienbetrachtungen sehr hilfreich, jedoch z. B. für die Veröffentlichung von Starkregengefahrenkarten in vielen Gebieten weniger geeignet.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Gebietsgröße (Berechnungsgebiet), die Prozesse zur Abflussbildung (Infiltration und weitere Verluste) und die Nachlaufzeit einen deutlichen Einfluss auf die Simulationsergebnisse von 2D-Oberflächenabflussmodellen haben, die für die Erstellung von SRGK genutzt werden. Diese Parameter werden in der Praxis sehr unterschiedlich gehandhabt, so dass große Unterschiede zwischen den einzelnen SRGK entstehen. Die verwendeten Modellgrundlagen und Parametrisierungen sind bei der Bewertung und Interpretation der Ergebnisse zwingend zu berücksichtigen.

Einheitliche nationale bzw. landesspezifische Hinweise zur Qualitätssicherung sind für SRGK im Sinne der Informationsvorsorge und daraus gegebenenfalls zukünftig resultierenden Festsetzungen wichtig. Die jeweilige Festlegung der Modellparameter sollte jedoch projekt- und aufgabenbezogen erfolgen.

Die Bearbeitung von SRGK auf kreisweiter, regionaler oder landesweiter Ebene kann den Prozess der Starkregenvorsorge beschleunigen. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass eine „Vereinheitlichung“ der Modellvorgaben nicht in allen Bereichen sinnvoll ist und, dass zusätzliche, einzugsgebietsspezifische Betrachtungen mit einer Parametervariationen und zusätzlichen Szenarien notwendig sind, um das Verhalten der Abflussbildung zu verstehen, die Wirkung und Bedeutung unbefestigter Außengebiete abschätzen und effiziente Maßnahmen ableiten zu können. Aus den durchgeführten Betrachtungen lassen sich folgende Schlüsse ableiten:

Die in Teilen der Bundesrepublik angewendete Praxis zur festgelegten Abgrenzung über eine „Berechnungsfläche“ von $\leq 5 \text{ km}^2$ ist, angesichts ausgewerteter vergangener Ereignisse (Lengfeld et al., 2021) und der Schnittstellenproblematik von Hochwasser und Starkregen, zu gering. Empfohlen werden hier zukünftig Szenarienbetrachtungen auch für größere zusammenhängende Gebiete.

Die Gebietsabgrenzung über die pauschale Abbildung einer „unendlichen Leistungsfähigkeit“ auch für „kleine“ Hochwassergefahrgewässer führt zu einer Unterschätzung der Gefahren bei kleineren Hochwassergefahrgewässern. Es wird daher empfohlen, aufgabenspezifisch die räumliche Betrachtungsskalen und Modellrandbedingungen festzulegen.

Die grundsätzliche Vernachlässigung von Infiltrationsprozessen ohne weitere Parametervariation führt zu sehr kritischen Modellrandbedingungen, die bei großen unbefestigten Außengebieten die Abflüsse beobachteter Ereignisse um ein Vielfaches übertreffen. Dies führt in der Praxis zu einer sinkenden Akzeptanz der Ergebnisse insbesondere in der Bevölkerung. Auch für die Parameter zur Abflussbildung sind daher

Szenarienbetrachtungen (z. B. keine/geringere/mittlere Versickerungsleistung) unbedingt zu empfehlen und die Ergebnisse je nach Anwendungsbezug zu interpretieren. Ergebnisse sind mit entsprechenden Bandbreiten oder Vertrauensbereichen darzustellen.

6 Danksagung

Die Autor:innen danken dem Kreis Euskirchen (Stabstelle Wiederaufbau) für die gemeinsame Projektbearbeitung der SRGK für den Kreis Euskirchen und insbesondere die Freigabe zur Nutzung der Modelldaten im Rahmen dieser Veröffentlichung. Dabei liegt die Verantwortung für diese Veröffentlichung bei den Autor:innen.

7 Literatur

Blindert, A., (2022): Wiederaufbau im Kreis Euskirchen. 15 Jahre HKC – Fachtagung „Extreme nehmen zu – wie handeln?“. Zugriff am 19.01.2023. verfügbar unter: https://www.hkc-online.de/Downloads/Fachtagung%20Mai%2022/04_Blindert_Wiederaufbau_Kreis_Euskirchen.pdf. Köln.

BMUV (2023): Nationale Wasserstrategie - Kabinettsbeschluss vom 15. März 2023, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Zugriff am 19.03.2023. Verfügbar unter: https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nationale_wasserstrategie_2023_bf.pdf

Buchholz, O., Johann, G., Piroth, K., Ross, U. (2021): Die räumliche und zeitliche Überlagerung von Starkregen und Hochwassergefahren und ihre Darstellung, in: HKC-Werkstattbericht 2021 - Umgang mit Hydrologischen Belastungsgrößen in Zeiten des Klimawandels - Hochwasser Und Starkregen. Köln.

Lengfeld, K., Walawender, E., Winterrath, T. & Becker, A. (2021): CatRaRE: A Catalogue of radar-based heavy rainfall events in Germany derived from 20 years of data. Meteorologische Zeitschrift, 30 (6), 469–487. doi:10.1127/metz/2021/1088

LUBW (Hrsg.). (2016): Leitfaden Kommunales Starkregenrisikomanagement in Baden-Württemberg (Stand Dezember 2016.). Karlsruhe: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz.

Mudersbach, C., Buchholz, O. & Hoppe, H. (2023). Wege zu einer integralen Bewertung von Hochwasser- und Starkregengefahrenkarten. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (44.23). Tag der Hydrologie 2023, Nachhaltiges Wassermanagement - Regionale und Globale Strategien, Bochum.

MUNLV (Hrsg.). (2018): Arbeitshilfe kommunales Starkregenrisikomanagement - Hochwasserrisikomanagementplanung in NRW. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Zugriff am 29.6.2021. Verfügbar unter: https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/arbeitshilfe_kommunales_starkregenrisikomanagement_2018.pdf

Ruiz Rodriguez, E. & Guthörl, N. (2021): Hinweise zur Berechnung und Erstellung von Starkregengefahrenkarten in Hessen. Zugriff am 19.3.2023. Verfügbar unter: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/klima/klimprax/starkregen/Ausschreibungshilfe_Starkregen-Gefahrenkarten_Juni-2021.pdf

Korrespondenz:

Hendrik Janssen, M.Eng.
Dr. Pecher AG, Goldbergstraße 14, 45894 Gelsenkirchen
+49 1590 442 8896
hendrik.janssen@pecher.de

Dezentrale Siedlungsentwässerung zur Anpassung an klimawandelinduzierte Starkregenereignisse

F. Funke¹, S. Reinstaller², M. Kleidorfer¹

1 Universität Innsbruck, Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck, Österreich

2 Technische Universität Graz, Stremayrgasse 10/I, 8010 Graz, Österreich

Kurzfassung: Durch den Klimawandel ist mit einer Zunahme von Intensität und Häufigkeit von Starkregenereignissen auszugehen. Mithilfe eines gekoppelten 1D/2D Überflutungsmodells wurde untersucht, ob durch eine großflächige Umsetzung von blau-grünen Infrastrukturen die dadurch hervorgerufene zusätzliche Gefahr von urbanen Überflutungen kompensiert werden kann. Die Modellergebnisse zeigen für eine mittlere Gemeinde, dass die zusätzliche Überflutungsgefahr durch blau-grüne Anlagen nicht kompensiert werden kann. Es braucht eine Kombination aus mehreren Ansätzen, um einen gleichwertigen Überflutungsschutz zu gewährleisten.

Key-Words: Urbane Überflutungen, 1D/2D Modell, Klimawandel, Starkregen, Störfälle, blau-grüne Infrastrukturen

1 Hintergrund

Ausgehend vom Klimawandel ist in der Zukunft mit einer Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlägen zu rechnen (Maraun et al., 2022). Dies führt bei bestehenden Systemen der Siedlungswasserwirtschaft, die anhand von Niederschlagsereignissen aus der Vergangenheit bemessen wurden, zu einer zusätzlichen Belastung, welche nicht berücksichtigt ist. Um die Überstausicherheit und einen Überflutungsschutz zu gewährleisten müssen die Systeme an die neuen Bedingungen angepasst werden, was sich bei zentralen Anlagen der Entwässerung als schwierig und kostenintensiv gestaltet (Kourtis & Tsihrintzis, 2021). Vielfach werden dezentrale blau-grüne Infrastrukturen, großflächig im Siedlungsgebiet umgesetzt, als mögliche Maßnahme genannt um die Auswirkungen des Klimawandels auf die urbane Entwässerung zu kompensieren (Mugume et al., 2015). Da bei blau-grüne Infrastrukturen bezüglich Zuständigkeit, Wartung und Pflege oft Unklarheiten bestehen, muss jedoch nach langjähriger Nutzung von einer Reduktion der Leistungsfähigkeit ausgegangen werden (Langeveld et al., 2022). Ausgehend von dieser Fragestellung wurde mithilfe eines gekoppelten 1D/2D Überflutungsmodells das Potential von dezentralen blau-grünen Infrastrukturen zur Reduktion von urbanen Überflutungen bei Starkregenereignissen untersucht. Zusätzlich wurde die Veränderung der Wirksamkeit bei einem alterungsbedingten teilweisen Ausfall der Infrastrukturen analysiert.

2 Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Fallstudie dieser Untersuchung ist die Gemeinde Feldbach (13.000 Einwohner) in Österreich, welche einen kleinen Stadtkern im Norden und daran angrenzende städtische Randgebiete im Süden aufweist. Das untersuchte Gebiet ist 1,3 km² groß und wird im Norden vom Fluss Raab begrenzt. Aktuell finden sich im Untersuchungsgebiet nur vergleichsweise wenige dezentrale Anlagen der Siedlungsentwässerung (6 Gründächer, 3.000m² teilversiegelte Oberflächen, ein Retentionsbecken und 6 Retentionsschächte). Dies liegt unter

anderem an den schlecht sickerefähigen Böden, die eine Versickerung von Regenwasser im Stadtgebiet ausschließen.

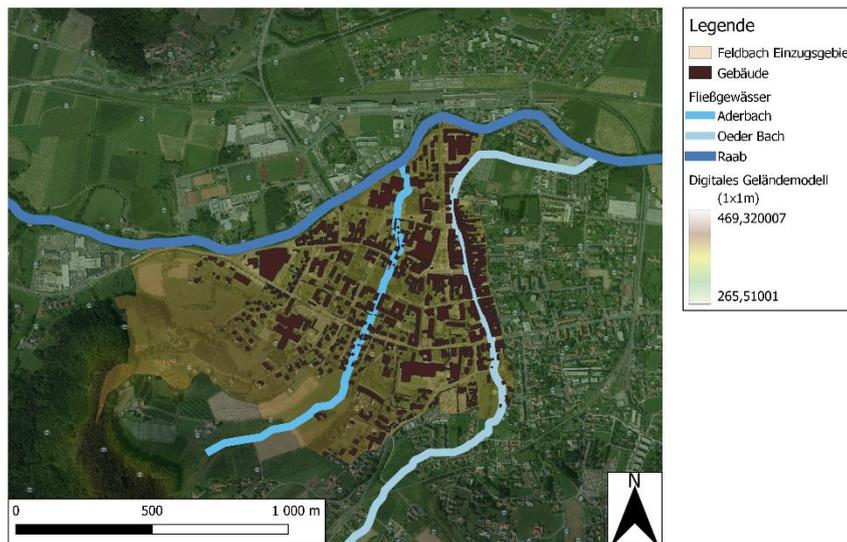


Abbildung 81: Übersichtskarte der Fallstudie Feldbach (Österreich) mit den drei relevanten Fließgewässern Raab, Aderbach und Oedter Bach (Funke et al., 2022).

2.2 Modellansatz

Das gekoppelte 1D/2D urbane Überflutungsmodell wurde mit der Software PCSWMM2D erstellt und ermöglicht, Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten in den Überflutungsflächen nachzubilden (Abdelrahman et al., 2018). Das Modell bildet dabei die hydraulischen und hydrologischen Prozesse auf drei Ebenen ab: i) das hydrologische Modell, welches aus dem Niederschlag die Abflussganglinie als Eingangsgröße für die hydraulischen 1D und 2D Modelle berechnet und dabei den Low Impact Development (LID)-Ansatz von SWMM 5.2 verwendet, ii) das hydraulische 2D Modell, welches die Fließprozesse an der Oberfläche abbildet und das iii) hydraulische 1D Modell, welches den Abfluss im Kanalsystem simuliert. Das Modell wurde anhand eines außergewöhnlichen Starkregenereignisses im Sommer 2020 (51-79mm/1h), welches zu umfangreichen Überflutungen im Stadtgebiet geführt hat an drei Punkten mittels Wasserstanddokumentation, sowie qualitative anhand von Einsatzprotokollen der lokalen Feuerwehr, evaluiert.

2.3 Klimawandel

Die Klimawandelszenarios wurden basierend auf den Untersuchungen von Maraun et. al. 2022 in der Region Feldbach erstellt. Für kurzzeitige sommerliche Starkregenereignisse ist in dieser Region von einer Zunahme der Niederschlagsintensität pro K Erwärmung bis zu der doppelten Clausius-Clapeyron-Gleichung (10%/K - 14%/K) auszugehen. Ausgehend von einem wahrscheinlichen Temperaturanstieg von 1,5K für die nahe Zukunft (2031-2060) und 3K für die ferne Zukunft (2071-2100) führt dies zu einer Zunahme der Niederschlagsintensität von 15-21 Prozent und 30-42 Prozent. Vereinfacht wird das gemessene Starkregenereignisses mit derselben Verteilung herangezogen und die Intensitäten um 18% (nahe Zukunft) und 37% (ferne Zukunft) erhöht (vgl. Tab. 1). Dies dient als erste Abschätzung hinsichtlich der Auswirkung des Klimawandels auf Starkregenereignisse. Beinhaltet jedoch noch nicht die Unsicherheitsbandbreite der Klimaprojektionen.

Tabelle 3: Eigenschaften des gemessenen Starkregenereignissen aus dem Jahr 2020 und der generierten zukünftigen Starkregenereignisse nahe und ferne Zukunft.

Niederschlagsereignis	Datum	Temperaturanstieg	Intensität (mm/h)
2020	22.08.2020	-	51-79
Klimawandel nahe Zukunft	Nahe Zukunft (2031-2060)	1,5°K	60-93
Klimawandel ferne Zukunft	Ferne Zukunft (2071-2100)	3°K	70-108

2.4 Szenarien

Insgesamt werden für die Fallstudie 17 unterschiedliche Szenarien untersucht: i) die drei Referenz Szenarien Ist-Zustand und Klimawandel nahe Zukunft und ferne Zukunft, die das Untersuchungsgebiet mit gemessenem und durch den Klimawandel verstärkten Starkregen abbilden, ii) vier Maßnahmenszenarien der blau-grünen Infrastruktur und iii) jeweils vier leichte und starke Störfallszenarien in den blau-grünen Infrastrukturen, die eine eingeschränkte Leistungsfähigkeit der Anlagen durch langjährige Nutzung oder fehlende Wartung und Pflege darstellen (vgl. Tab. 2). Als Störfallszenarien wurden folgenden Einschränkungen der blau-grünen Infrastruktur angenommen: i) eine Erosion des Gründachsubstrats mit einer Verringerung der Substratdicke um 50%, ii) eine Kolmation der teilversiegelten Oberflächen mit einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit um 90% und iii) eine Fehlnutzung der Retentionsschächte mit einer Verringerung des Einstauvolumens um 90% (Funke et al., 2022). Die Referenz, Maßnahmen- und Störfallszenarien werden jeweils einmal mit dem gemessenen Starkregen aus dem Sommer 2020 und mit den für ein zukünftiges Klima generierten Starkregenereignissen gerechnet. Alle Szenarien werden im Anschluss anhand der Überflutungsfläche mit einer Wassertiefe > 5cm untersucht.

Tabelle 4: Typ, Name und Beschreibung der Referenz- und Störfallszenarien, die in der Fallstudie untersucht werden.

Szenario Typ	Szenario Name	Beschreibung
Referenz Szenario	Ist-Zustand	Aktueller Zustand der Fallstudie Feldbach und Niederschlagsereignis 2020
	Klimawandel (nahe Zukunft)	Aktueller Zustand der Fallstudie und Niederschlagsereignis nahe Zukunft
	Klimawandel (ferne Zukunft)	Aktueller Zustand der Fallstudie und Niederschlagsereignis ferne Zukunft
Maßnahmenszenarien der blau-grünen Infrastruktur	Extensive Dachbegrünung (Flachdach)	Alle Flachdächer im Gebiet werden mit einer extensiven Dachbegrünung ausgestattet
	Extensive Dachbegrünung (alle Dächer)	Alle Dachflächen im Gebiet werden mit einer extensiven Dachbegrünung ausgestattet

	Teilversiegelte Oberflächen	Alle befestigten Oberflächen, die keine Straßen sind, werden mit Rasengittersteinen ausgestattet
	Retentionsschächte	Alle Dachflächen werden an einen vordimensionierten Retentionsschacht angeschlossen, der über eine Drossel an das Kanalnetz angeschlossen ist
Störfälle in der blau-grünen Infrastruktur	Leichtes Störfallszenario	15% der dezentralen Anlagen weisen eine Einschränkung ihrer Wirksamkeit auf
	Starkes Störfallszenario	50% der dezentralen Anlagen weisen eine Einschränkung ihrer Wirksamkeit auf

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zeigen durch den Klimawandel eine deutliche Zunahme der Überflutungsfläche und der zugehörigen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zum gemessenen Event 2020 (vgl. Abb. 2). Das Event nahe Zukunft führt zu einer Zunahme der Überflutungsfläche von 15% und das Event ferne Zukunft zu einer Zunahme von 30%.

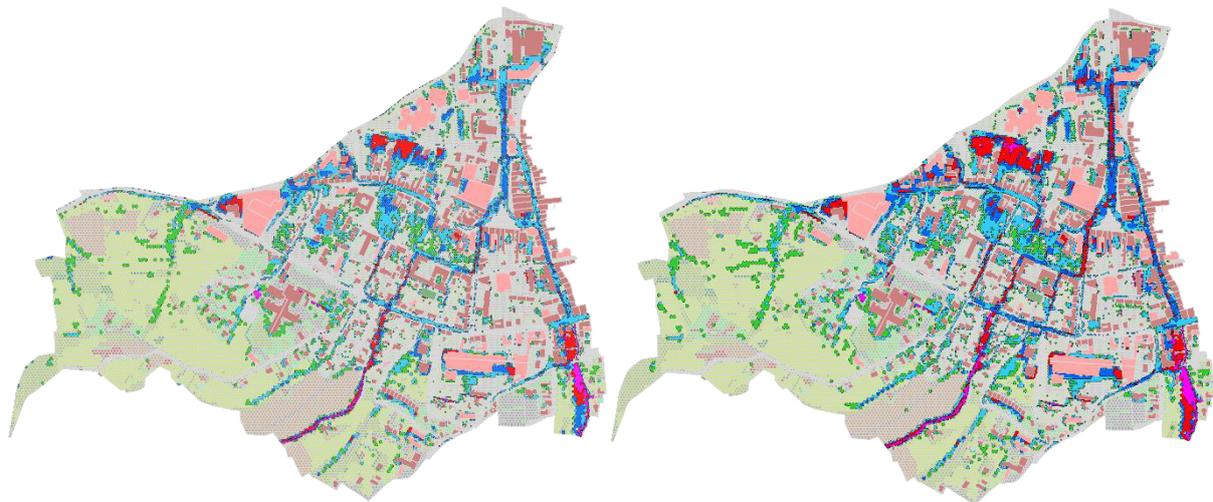


Abbildung 7: Modellierte Überflutungsflächen in der Fallstudie Feldbach für links das gemessene Starkregenereignis 2020 und rechts das generierte Starkregenereignis ferne Zukunft. Die Farben repräsentieren Gefahrenklassen der Überflutungen von gering bis extrem in Abhängigkeit von Wasserstand und Fließgeschwindigkeit.

Die Maßnahmenszenarien zeigen trotz einer großflächigen Umsetzung blau-grüner Infrastruktur nur eine kleine Verringerung der Überflutungsfläche während des Events 2020 (vgl. Abb. 3). Den größten Effekt erzielen die teilversiegelten Oberflächen, die die Überflutungsfläche um 10% reduzieren. Für die Ereignisse Klimawandel nahe und ferne Zukunft zeigt sich trotz der Umsetzung von blau-grünen Maßnahmen eine deutliche Zunahme der Überflutungsfläche im Vergleich zum Ist-Zustand der Fallstudie. Für das Event nahe Zukunft liegt die Zunahme zwischen 6-15%, wobei ebenfalls die teilversiegelten Oberflächen den größten Effekt erzielen. Beim Event ferne Zukunft kommt es zu einer Zunahme zwischen 21 und 29%. Zwischen den Maßnahmen Retentionsschächte, Dachbegrünung alle Dächer

und Dachbegrünung Flachdach besteht für die unterschiedlichen Niederschlagsereignisse kaum ein Unterschied. Alle drei erweisen sich bei den untersuchten Niederschlägen als wenig effektiv um Überflutungsflächen in der Fallstudie zu reduzieren. Einzig die teilversiegelten Oberflächen schneiden im Vergleich besser ab, können aber ebenfalls nicht die Zunahme des Niederschlags durch den Klimawandel kompensieren.

Die untersuchten Störfallszenarien zeigen für die drei Maßnahmen Retentionsschächte, Dachbegrünung alle Dächer und Dachbegrünung Flachdach einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Überflutungsflächen. Im Vergleich zu den normalen Maßnahmenzenarien zeigt sich eine Änderung zwischen 0-1%. Lediglich für die Maßnahme teilversiegelte Oberfläche zeigen die Störfallszenarien eine größere Auswirkung. Für das leichte Störfallszenario beträgt die Änderung jeweils 1% und für das starke Störfallszenario 4%.

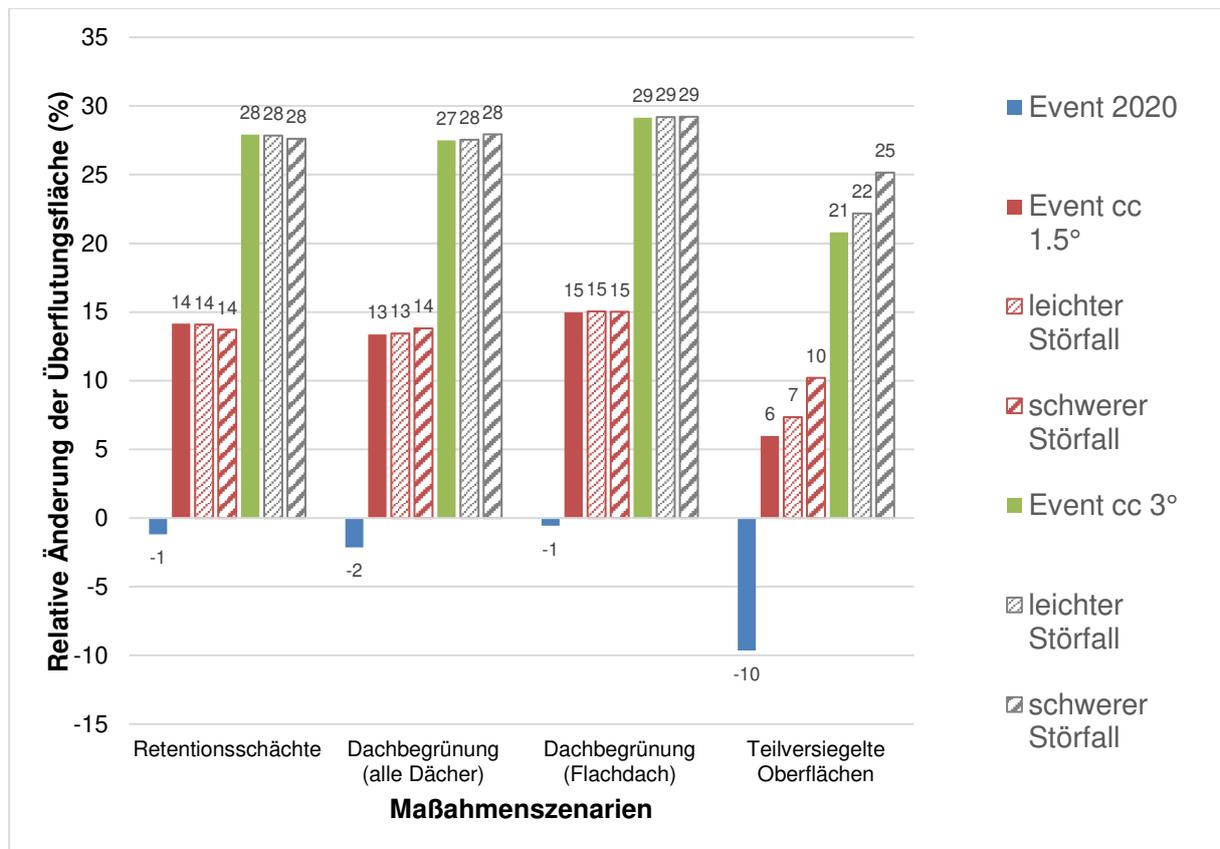


Abbildung 8: Relative Änderung der Überflutungsfläche (Wassertiefe > 5cm) für die Maßnahmen und Störfallszenarien im Vergleich zum Ist-Zustand der Fallstudie beim Event 2020.

4 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse des gekoppelten 1D/2D Modells für die Fallstudie Feldbach zeigen eine deutliche Zunahme von Überflutungsflächen durch Starkregenereignisse, die durch den Klimawandel verstärkt werden. Dies gilt sowohl für die nahe Zukunft (2031-2060) und ferne Zukunft (2071-2100), obwohl mit fortschreitender Erwärmung mit einer Verstärkung des Effekts zu rechnen ist. Um dieser zusätzlichen Gefahr zu begegnen, werden vielerorts ein weiterer Ausbau von blau-grüne Infrastrukturen diskutiert, die das Regenwasser dezentral bewirtschaften. Für die Fallstudie Feldbach zeigen die Modellergebnisse zwar einen positiven

Einfluss von großflächig umgesetzten blau-grünen Infrastrukturen auf urbane Überflutungen, dieser reicht jedoch bei weitem nicht aus, um die durch den Klimawandel hervorgerufene zusätzliche Überflutungsfläche zu kompensieren. Dies liegt zum einen an den hydrologischen Gegebenheiten der Fallstudie, dessen Überflutungsflächen stark von extern zufließendem Hangwasser beeinflusst werden, auf das innerorts umgesetzte blau-grüne Infrastrukturen keinen Einfluss haben. Zum anderen zeigt es, dass die Wirksamkeit von blau-grünen Infrastrukturen bei extremen Niederschlagsereignissen, die jenseits ihrer Bemessung liegen, begrenzt ist. Um der zusätzlichen Überflutungsgefahr durch den Klimawandel zu begegnen, braucht es in Feldbach neben der Umsetzung von blau-grünen Infrastrukturen auch eine Bewirtschaftung des Hangwassers mithilfe von zentralen Maßnahmen und einer Ableitung sowie Speicherung von Oberflächenwasser im Ortsgebiet durch Notwasserwege und multifunktionale Retentionsflächen. Da eine Maßnahme alleine die Zunahme des Niederschlags durch den Klimawandel nicht kompensieren kann, sind weitere Untersuchungen notwendig, welche eine Maßnahmenkombination aus zentralen und dezentralen Maßnahmen beinhalten. Eine regelmäßige Wartung und Pflege der blau-grünen Infrastrukturen und damit Aufrechterhaltung ihrer Leistungsfähigkeit sind zwar wichtig für den alltäglichen Betrieb, spielen zur Prävention von urbanen Überflutungen aber nur eine untergeordnete Rolle. In den gezeigten Untersuchungen wurde nur die Überflutungsgefahr an der Oberfläche als Zielgröße betrachtet. In weiterer Folge ist eine kombinierte Betrachtung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Überflutungsprävention geplant, die weitere Indikatoren enthält. Die Ergebnisse lassen sich gut auf vergleichbare Fallstudien von Gemeinden mit Hanglagen übertragen. Für innerstädtische Bereiche von größeren Städten müsste für eine klare Aussage eine eigene Fallstudie modelliert werden.

5 Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des vom Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus Österreich geförderten Projekt „BEJOND“ durchgeführt. Die Autoren danken außerdem Computational Hydraulics International (CHI), Kanada, für die Bereitstellung eines Universitätsstipendiums zur Nutzung von PCSWMM.

6 Literatur

- Abdelrahman, Y. T., El Moustafa, A. M., & Elfawy, M. (2018). Simulating flood urban drainage networks through 1D/2D model analysis. *Journal of Water Management Modeling*, 2018, 1–7. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C454>
- Funke, Fabian, Reinstaller, S., & Kleidorfer, M. (2022). Betriebsstörungen bei Anlagen der Siedlungsentwässerung und deren Einfluss auf urbane Überflutungen. *„Grün Statt Grau“ Tagungsband Der Aqua Urbanica 2022 Konferenz, Glatzfelden 14.-15. November 2022, Eawag, Abteilung für Siedlungswasserwirtschaft*. www.aqua-urbanica.org
- Kourtis, I. M., & Tsihrintzis, V. A. (2021). Adaptation of urban drainage networks to climate change: A review. *Science of the Total Environment*, 771, 145431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145431>
- Langeveld, J. G., Cherqui, F., Tscheikner-Gratl, F., Muthanna, T. M., Juarez, M. F. D., Leitão, J. P., Roghani, B., Kerres, K., do Céu Almeida, M., Werey, C., & Rulleau, B. (2022). Asset management for blue-green infrastructures: a scoping review. In *Blue-Green Systems* (Vol. 4, Issue 2, pp. 272–290). IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/bgs.2022.019>
- Maraun, D., Knevels, R., Mishra, A. N., Truhetz, H., Bevacqua, E., Proske, H., Zappa, G., Brenning, A., Petschko, H., Schaffer, A., Leopold, P., & Puxley, B. L. (2022). A severe landslide event in the Alpine foreland under possible future climate and land-use changes.

Communications Earth and Environment, 3(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00408-7>

Mugume, S. N., Gomez, D. E., Fu, G., Farmani, R., & Butler, D. (2015). A global analysis approach for investigating structural resilience in urban drainage systems. *Water Research*, 81, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.030>

Korrespondenz:

Fabian Funke (Hauptautor)
Arbeitsbereich Umwelttechnik, Technikerstraße 13, 6020 Innsbruck, Österreich
+43 512 507 62160
fabian.funke@uibk.ac.at

Block I

„Mischwasserentlastung“

Dynamik von Mikroverunreinigungen in Mischwasserentlastung und Implikation für Bewirtschaftung von urbanem Regenabfluss

V. Furrer^{1,2}, L. Mutzner¹, H. Singer¹, C. Ort¹

1 Eawag, Ueberlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Schweiz

2 Departement Bau, Umwelt und Geomatik, ETH Zürich, Schweiz

Kurzfassung: Mischwasserentlastungen (MWE) sind wichtige Eintragspfade von schädlichen Mikroverunreinigungen (MV) aus urbanen Flächen in Oberflächengewässer. Für einen gezielten Rückhalt von MV ist es wichtig, deren Dynamik über die Entlastungsereignisse zu kennen. Hier zeigen wir Daten von zeitlich hochaufgelösten (10 min) MV Messungen in einer MWE und testen die Effizienz verschiedener Rückhaltestrategien. Erste Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Dynamiken der verschiedenen regengetriebenen MV sehr variabel sind. Die Betrachtung der MV Dynamik birgt grosses Potenzial, um die Emissionen von MV durch optimierte Rückhaltmassnahmen zu reduzieren.

Key-Words: Polare Mikroverunreinigungen, Mischwasserentlastung, Dynamik, Regenwasserbewirtschaftung, Schadstoffreduktion

1 Ziel

Regenwasser, das von urbanen Flächen abfließt, enthält eine Vielzahl von Schadstoffen aus unterschiedlichsten Quellen. Eine prominente Gruppe sind organische Mikroverunreinigungen (MV), wie Pestizide aus urbanen Grünflächen (Rippy et al., 2017), Biozide aus Baumaterialien (Burkhardt et al., 2012) oder Substanzen aus dem Strassenabwasser (Johannessen et al., 2021). Organische MV können bereits im tiefen Konzentrationsbereich (ng/L) negative Auswirkungen auf aquatischen Ökosysteme sowie die menschliche Gesundheit haben (Schwarzenbach et al., 2006). Um eine nachhaltige Regenwasserbewirtschaftung zu gewährleisten, müssen wir verstehen, welche organischen MV vorkommen und wie sie zeitlich und räumlich auftreten. Messkampagnen von früheren Studien haben bereits gezeigt, dass Pestizide in kritischen Konzentrationen im urbanen Regenwasserabfluss vorkommen können (Spahr et al., 2020). Es gibt jedoch noch keine ausreichenden Untersuchungen zur zeitlichen Dynamik von organische MV während Regenereignissen. Das Ziel dieser Studie ist die MV Dynamik im urbanen Regenabfluss zu quantifizieren und damit eine wichtige Grundlage für die Optimierung von Reduktionsmassnahmen zu liefern.

2 Methodik

Wir haben eine Mischwasserentlastung (MWE) während 8 Regenereignissen (September 2021 – Juni 2022) auf regengetriebenen organische MV mit einer zeitlichen Auflösung von 10 Minuten untersucht. Da der Anteil an Regenabfluss in den untersuchten MWE hoch war (mind. 10x höher als Abwasser), gehen wir davon aus, dass die beobachteten Dynamiken der MV repräsentativ für urbanen Regenabfluss im Allgemeinen, nicht nur im Mischsystem, sind.



Abbildung 9: Probenahmeequipment zur Beprobung der Mischwasserentlastung: Zwei MAXX Probenehmer (gesteuert über Pegelsonde), Datenlogger, Modem für Fernzugriff.

Die untersuchte MWE befindet sich in einem Schweizer Dorf mit 2'700 Einwohnergleichwerten (EG) und einer hydraulisch reduzierten Fläche von 17 ha_{red}. Automatische Probenehmer entnahmen alle 2 Minuten eine Probe, die als 10 Minuten Mischproben gesammelt und analysiert wurden (Abbildung 9). Die chemische Analyse erfolgte mittels Flüssigchromatographie gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie (LC-HRMS), wobei wir unter anderem die Konzentrationen von 17 regengetriebene Substanzen (1,3-Diphenylguanidine, 2-4-D, 6PPD-Quinon, Atrazin, Boscalid, Carbendazim, Dicamba, Diuron, Epoxiconazol, Hexamethoxymethylmelamin, Isoproturon, MCPA, Mecoprop, Metolachlor, Metribuzin, OIT, Terbutryn) quantifiziert haben. Ergänzend dazu haben wir auch Substanzen aus dem häuslichen Abwasser quantifiziert (30 Medikamente, 3 Süsstoffe, Coffein).

Zusammen mit dem gemessenen Durchfluss in der MWE wurde aus den Konzentrationen die entsprechenden Frachten berechnet. Die Frachtdynamik wurde anschliessend verwendet, um die Wirksamkeit von Regenrückhaltebecken zu bewerten. Dazu haben wir die zurückgehaltene Masse der 17 regengetriebenen MV für zwei Szenarien berechnet: (1) Rückhalt der ersten 280 m³ (Fangbecken) und (2) Rückhalt der letzten 280 m³ (Durchlaufbecken). Das Volumen von 280 m³ (13.5 m³/ha_{red}) entspricht demjenigen des realen Regenbeckens bei der untersuchten MWE.

3 Resultate & Diskussion

Die organischen MV weisen unterschiedliche Dynamiken auf, was auf verschiedene Quellen und Austragsprozesse sowie Eintragspfade hinweist. In Abbildung 10 ist ein Regenereignis mit einer Auswahl an Substanzen aus verschiedenen Quellen dargestellt. Die Substanzen 1,3-Diphenylguanidin und 6PPD-Quinon, welche mit dem Strassenabwasser aus Reifenabrieb in das Kanalnetz eingetragen werden, weisen einen abnehmenden Trend während des Abflussereignisses auf. Die Konzentration von Mecoprop hingegen nimmt über das Ereignis zu. Mecoprop wird hauptsächlich aus Bitumenbahnen, die als Durchwurzelungsschutz auf Flachdächern dienen, ausgewaschen. Ein ähnlicher Verlauf wie Mecoprop zeigt sich bei der Substanz Coffein, welche aus häuslichem Abwasser stammt und mit abnehmendem Verdünnungsgrad zunehmende Konzentrationslevels aufweist.

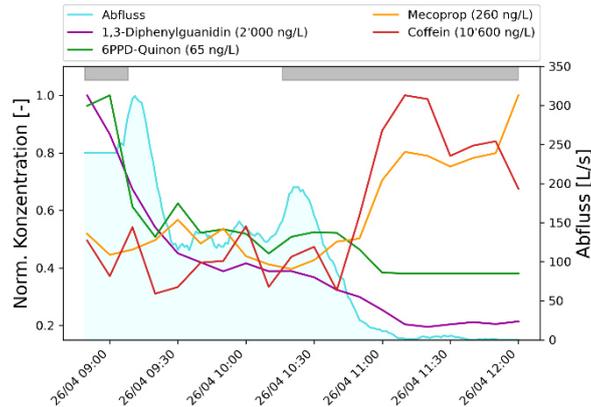


Abbildung 10: Normierte Konzentrationen ($C_i/\max(C)$, $\max(C)$ in Legende hinter Substanznamen angegeben) von organischen Mikroverunreinigungen in einer Mischwasserentlastung. Graue Balken: erste / letzte 280 m^3 des Abflusses.

Ein Vergleich der zurückgehaltenen Masse der betrachteten 17 Substanzen zeigt, dass der Rückhalt der ersten 280 m^3 bei diesem Regenereignis effektiver ist, da knapp die dreifache Masse im Vergleich zu den letzten 280 m^3 zurückgehalten werden kann (

Tabelle 5). Die beiden aus Strassenabwasser stammenden Substanzen 1,3-Diphenylguanidine und Hexamethoxymethylmelamin (HMMM) machen dabei rund 93% (Szenario 1) bzw. 86% (Szenario 2) der Gesamtmasse aus. Dies deutet darauf hin, dass die Substanzauswahl die Beurteilung der Massnahme stark beeinflusst.

Tabelle 5: Zurückgehaltene Masse der untersuchten MV in den ersten respektive letzten 280 m^3 Abfluss (nur top 5 MV, restliche Substanzen $< 2 \text{ mg}$) sowie totale Masse aller 17 gemessenen MV von Ereignis 26.4.2022. In Klammern ist für die jeweilige Substanz der Anteil der zurückgehaltenen Masse im Vergleich zur totalen Masse über den Event angegeben.

Substanz	CAS Nummer	Masse in ersten 280 m^3 [mg]	Masse in letzten 280 m^3 [mg]
1,3-Diphenylguanidin	102-06-7	538 (39 %)	202 (15 %)
HMMM	3089-11-0	443 (47 %)	137 (15 %)
Mecoprop	93-65-2	36 (25 %)	32 (21 %)
6PPD-Quinon	2754428-18-5	19 (37 %)	9 (18 %)
MCPA	94-74-6	5 (48 %)	2 (18 %)
Total der 17 Substanzen		1050 (41 %)	390 (15 %)

4 Ausblick

Erste Analysen der zeitlich hochaufgelösten MV Konzentrationen während MWE zeigen starke Dynamiken und unterschiedliche Trends der verschiedenen Substanzen. Diese Erkenntnisse dienen als Grundlage, um urbanes Regenwasser gezielter zurück zu halten. Im nächsten Schritt werden die Substanzen bezüglich deren Toxizität sowie Persistenz bewertet, um eine risikoorientierte Betrachtung zu ermöglichen. In Bezug auf die Toxizität gilt es, die Überschreitungen von Umweltqualitätskriterien zu verringern, während im Fall von Persistenz die emittierte Schadstofffracht reduziert werden soll. Dies kann jedoch zu Zielkonflikten führen, was ebenfalls zu prüfen ist. Weiter wollen wir die Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf andere Standorte untersuchen, in dem ein zweiter Standort beprobt wird sowie wichtige Einflussfaktoren auf die Schadstoffdynamik, wie z.B. Eintragspfad oder Verdünnung, vertieft betrachtet werden.

5 Literatur

- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M. and Wangler, T. 2012. Leaching of biocides from facades under natural weather conditions. *Environ Sci Technol* 46(10), 5497-5503.
- Johannessen, C., Helm, P. and Metcalfe, C.D. 2021. Detection of selected tire wear compounds in urban receiving waters. *Environ Pollut* 287, 117659.
- Rippy, M.A., Deletic, A., Black, J., Aryal, R., Lampard, J.L., Tang, J.Y., McCarthy, D., Kolotelo, P., Sidhu, J. and Gernjak, W. 2017. Pesticide occurrence and spatio-temporal variability in urban run-off across Australia. *Water Res* 115, 245-255.
- Schwarzenbach, R., Escher, B.I., Hofstetter, T., Johnson, A.C., von Gunten, U. and Wehrli, B. 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems.
- Spahr, S., Teixidó, M., Sedlak, D.L. and Luthy, R.G. 2020. Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. *Environmental Science: Water Research & Technology* 6(1), 15-44.
-

Korrespondenz:

Viviane Furrer
Überlandstr. 133, 8600 Dübendorf
+41 (0)58 765 6419
viviane.furrer@eawag.ch

Künftige Herausforderungen für städtische Entwässerungssysteme in Bezug auf Emissionen aus Mischwasserüberläufen

M. Hauser¹, Y. Back¹ & M. Kleidorfer¹

¹ Institut für Infrastruktur, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Universität Innsbruck

Kurzfassung: Veränderungen in den Niederschlagsmustern sowie Urbanisierung stellen moderne Entwässerungssysteme vor große Herausforderungen. Besonders das Entlastungsverhalten bei Mischwassersystemen könnte zukünftig an die einzuhaltenden Grenzen stoßen. Anhand eines konzeptionellen Modells der Stadt Innsbruck soll daher der Einfluss von zukünftigem Niederschlag und Urbanisierung sowie die räumliche Regenverteilung und der Effekt von Entkoppelungsmaßnahmen untersucht werden. Die Ergebnisse zeigen einen zukünftigen Anstieg an Entlastungen, wobei Entkoppelungsmaßnahmen dem in Teilen entgegenwirken.

Key-Words: Klimawandel, Mischwasserüberlauf, Mischwasserentlastung, Emissionen, Urbanisierung, Entkoppelung

1 Einleitung

Entwässerungssysteme wurden ursprünglich als Teil der städtischen Infrastruktur eingeführt, um Regen- und Abwasser aus städtischen Gebieten zu sammeln und abzuleiten (Chocat et al., 2007). Angesichts der Folgen des Klimawandels (IPCC, 2022), d.h. häufigere und extremere Niederschlagsereignisse, Hitzewellen und länger anhaltende Trockenperioden, wird die Bewirtschaftung des Regenwassers in Städten zu einer immer größeren Herausforderung. Neben der Verhinderung und Verringerung von pluvialen Überschwemmungen müssen städtische Entwässerungssysteme eine akzeptable Wasserqualität bei Mischwasserüberläufen (MÜs) gewährleisten, um die Verschmutzung im einzuleitenden Vorfluter gering zu halten. Zur Verringerung der Hochwassergefahr kann vermehrt Mischwasser über Mischwasserüberläufe abgeworfen werden. Dies steht jedoch im Widerspruch zur Verringerung der Emissionen und zur Verringerung der Häufigkeit von MÜs. Diese beiden gegensätzlichen Ansätze sind eine der großen zukünftigen Herausforderungen der Regenwasserbewirtschaftung im Hinblick auf die Anpassung an den Klimawandel.

Die österreichische Richtlinie „Regelblatt 19“ (ÖWAV-RB 19, 2007) für die Bemessung von Mischwasserüberläufen definiert einen Mindestwirkungsgrad für gelöste Stoffe in Mischwasserkanalisationen. Damit wird sichergestellt, dass 40 bis 60 % des jährlichen Regenwasserabflusses in die biologische Reinigung der Kläranlage gelangen. Überläufe, die durch stärkere Niederschlagsereignisse verursacht werden, werden über Mischwasserüberläufe in den nächsten Vorfluter abgeleitet. Dies führt zu einer Einleitung von verdünntem, aber unbehandeltem Abwasser und stellt neben der Regenwassereinleitung in die Trennkanalisation eine relevante Emissionsstelle für Schmutzstoffe in der Siedlungsentwässerung dar. Berücksichtigt man die Mindestwerte, so werden etwa 1 bis 3 % der jährlichen Schmutzfracht, die im Netz transportiert wird, über MÜs eingeleitet. Dieser Anteil kann im Falle einer Remobilisierung von Ablagerungen höher sein. Gemäß Regelblatt 19 wird der erforderliche Wirkungsgrad auf Grundlage der Regenkenzahl $r_{720,1}$ (mittlerer Niederschlag in 12 Stunden (=720 min) mit einer Wiederkehrperiode von 1 Jahr in mm/12h,

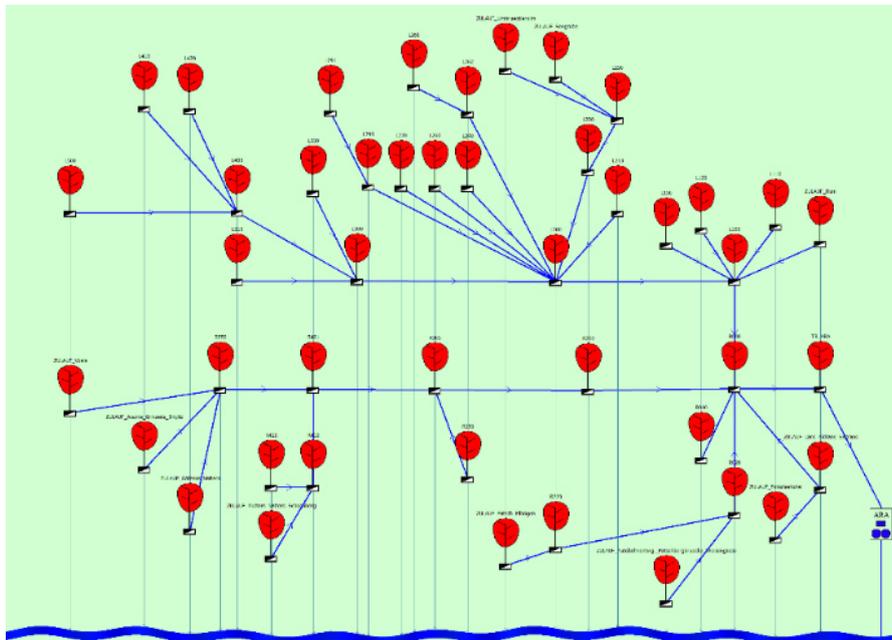
berechnet aus einer Langzeitreihe von mindestens 10 Jahren) berechnet. Gebiete mit höheren $r_{720,1}$ -Werten erlauben höhere Emissionen. (ÖWAV-RB 19, 2007)

Vor kurzem wurde von der Europäischen Kommission eine überarbeitete Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser vorgeschlagen (European Commission, 2022). Dieser Vorschlag sieht folgende Richtwerte vor, die sich von den Vorgaben der aktuellen Fassung des Regelblatts 19 in Österreich unterscheiden. Demnach darf der Regenwasserüberlauf nicht mehr als 1 % der jährlichen gesammelten kommunalen Abwasserfracht, die unter Trockenwetterbedingungen berechnet wird, ausmachen und es ist eine schrittweise Beseitigung unbehandelter Einleitungen von kommunalem Abwasser durch getrennte Systeme vorgesehen, es sei denn, es kann nachgewiesen werden, dass diese Einleitungen keine nachteiligen Auswirkungen auf die Qualität der einzuleitenden Gewässer haben (European Commission, 2022).

Ziel dieser Studie ist es, die Auswirkungen des Klimawandels auf die Siedlungsentwässerungssysteme zu analysieren, wobei der Schwerpunkt auf den Emissionen und den Mengen an Mischwasserentlastungen an Mischwasserüberläufen liegt, unter Berücksichtigung der derzeitigen österreichischen Richtlinie (ÖWAV-RB 19) und der neu vorgeschlagenen europäischen Richtlinie.

2 Methodik

Um die Effizienz eines Entwässerungssystems zu beurteilen wird die Software KAREN (Dotto et al., 2011), einschließlich eines konzeptionellen Modells, zur Vorhersage der Überlaufbedingungen in der Mischwasserkanalisation verwendet. KAREN ist eine einfache und schnelle Software zur Vorhersage und Simulation von Emissionsraten für Mischwasserkanalisationen. Das Modell (Abb. 1) umfasst verschiedene Einzugsgebiete, die zum Entwässerungsnetz gehören, und berücksichtigt Verluste (Anfangsverluste und Dauerverluste), effektive undurchlässige Flächen, Fließzeit, Trockenwetterabfluss, Volumen der Entlastungen an Mischwasserüberläufen, Drosselkapazität und Sedimentationsleistung.



Die Simulation wird für einen 10-jährigen Niederschlagszeitraum durchgeführt (Kleidorfer & Rauch, 2011). Betrachtet werden dabei sowohl aktuelle als auch zukünftige Szenarien.

Abbildung 11: schematische Darstellung des konzeptionellen Kanalnetzmodells von Innsbruck in der Software KAREN

2.1 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet dient die Stadt Innsbruck im Westen Österreichs. Das Kanalnetz ist, bis auf wenige Ausnahmen, ein Mischsystem, wobei die Abwässer in der Kläranlage im Osten der Stadt behandelt werden. Innsbruck ist die Hauptstadt des Bundeslands Tirol und wird sowohl im Süden als auch im Norden von Gebirgsketten eingerahmt. Das Kanalnetz von Innsbruck umfasst circa 257 km Kanallänge und 684.8 ha angeschlossenen Fläche. Das im Stadtgebiet gelegenen Kanalnetz sowie die Kläranlage Roßbau werden durch die Innsbrucker Kommunalbetriebe betrieben, wobei 14 Umlandgemeinden zusätzlich in das Kanalsystem der Stadt einleiten (IKB, 2022).

2.2 Modelluntersuchungen

Das konzeptionelle Modell wird verwendet, um die Anforderungen gemäß der aktuellen und zukünftigen Richtlinie (Regelblatt 19 und der neue Vorschlag der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser) zu analysieren. Daher werden Häufigkeit und Frachten von MÜ-Emissionen für die derzeitige Situation und zukünftige Klimaszenarien berechnet. Betrachtet man zukünftige Herausforderungen für urbane Entwässerungssysteme müssen zumindest zwei große Punkte berücksichtigt werden: veränderte Niederschlagsmuster und die Änderung der Flächennutzung. Letzteres wird im Modell über die Zunahme (Urbanisierung) oder Entkopplung (dezentrale Regenwasserbewirtschaftung) der undurchlässigen Flächen berücksichtigt. Dabei werden pauschal alle Flächen um einen bestimmten Prozentsatz (von -30% bis +30%) verringert/erhöht. Für die durch den Klimawandel verursachten Änderungen der Niederschlagsmuster (Intensität der Ereignisse, Änderungen der Trockenwetterperioden) werden Niederschlagsprojektionen aus regionalen Klimamodellen (RCM), unter der Berücksichtigung des „Business-As-Usual“ Szenario (Representative Concentration Pathway - RCP 8.5) verwendet. Innerhalb des Projekts EURO-CORDEX (<https://www.euro-cordex.net/060374/index.php.en>), eine Europäische Initiative für Ensemble-Klimasimulationen auf Grundlage mehrerer dynamischer und empirisch-statistischer „Downscaling“ Modelle, wurden die Daten einem statistischen „Downscaling“ unterzogen und stehen stationsbezogen auch für die Stadt Innsbruck zur Verfügung. Die Daten werden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) unter folgendem Link bereitgestellt: <https://esgf.dwd.de/search/dwd-cps/>. Die Niederschlagsdaten liegen stündlich für die Zeitreihen von 2031-2060 und 2071-2100 vor. Um die räumliche Variabilität der Niederschlagsmuster näher zu beleuchten, wurden sechs Messstellen im Modellgebiet untersucht. Die Auswertung erfolgt anhand verschiedener ausgewählter Parameter.

3 Ergebnisse und Interpretation

Für die Bewertung der zukünftigen Situation wurden folgende Parameter herangezogen:

- Mischwasserentlastungen (mm/a)
- Mischwasserentlastungen als Prozentsatz zum maximalen Trockenwetter (ME in %)
- Wirkungsgrade laut Regeblatt 19 (η_R und η_{AFS} in %)
- Stoffliche Belastung: Ammoniaktoxizität (mg/l)

Die Ergebnisse zeigen eine zukünftige Verschlechterung der Effizienz des Systems sowohl mit der derzeitigen Richtlinie, „Regelblatt 19“, als auch mit der neu vorgeschlagenen europäischen Richtlinie. Die Ammoniaktoxizität, welche im „Regelblatt 19“ folgendermaßen festgelegt wird: „NH₄-N-Konzentration infolge von Mischwasserentlastungen in der fließenden

Welle darf 2,5 mg/l auch kurzfristig (1h) nicht überschreiten“, erhöht sich ebenfalls, allerdings stets in einem unproblematischen Ausmaß.

Tabelle 6: Vergleich zwischen aktueller (IST) und zukünftiger Situation anhand der Wirkungsgrade laut Regelblatt 19 (η_R (%) und η_{AFS} (%)), der Mischwasserentlastung als Prozent des max. Trockenwetters (W_{EU}) und der Ammoniaktoxizität (NH₄-N).

Regenserie	η_R (%)	η_{AFS} (%)	W_{EU} (%)	NH ₄ -N (mg/l)
2012-2021 (IST)	57,79%	72,54%	5,07%	0,79 mg/l
2031-2060	53,85%	70,49%	8,23%	0,85 mg/l
2071-2100	50,81%	67,62%	9,31%	0,89 mg/l

Zudem zeigen die Untersuchungen ansteigende Entlastungen für die Betrachtung der beiden zukünftigen Niederschlagsperioden. Ebenso steigen die Entlastungen linear mit der Zunahme der angeschlossenen Flächen bzw. fallen mit zunehmender Entkoppelung. Die Betrachtung der räumlichen Regenverteilung zeigt klare Unsicherheiten bei der Verwendung eines einzelnen Regenschreibers für das gesamte Stadtgebiet. In der Gegenüberstellung als Boxplot (Abbildung 2) zeigt sich allerdings deutlich, dass der Einfluss der veränderten Niederschlagsmuster am höchsten ist. Weiters ist ersichtlich, dass sich Entkoppelungsmaßnahmen positiv auf das Entlastungsverhalten auswirken wohingegen Urbanisierung und die damit einhergehende Flächenzunahme zu einem Anstieg der Entlastungen führen.

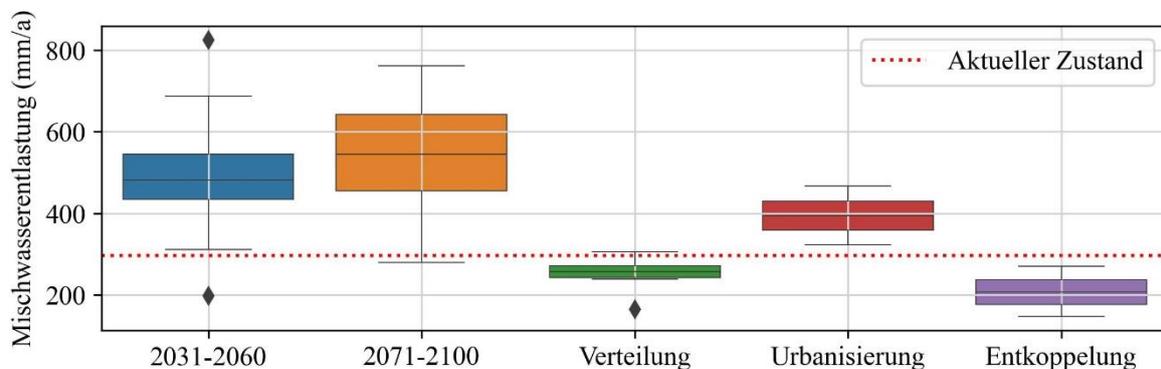


Abbildung 12: Boxplot der Ergebnisse für zukünftige Niederschlagsmuster, räumliche Verteilung, Urbanisierung und Entkoppelung von Flächen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die Berechnung mit zukünftigen Niederschlagsmustern lässt eine Verschlechterung der Effizienz des Systems für die Zukunft erwarten. Dies zeigt sich sowohl anhand der derzeitigen Richtlinie „Regelblatt 19“, als auch an der neu vorgeschlagenen europäischen Richtlinie und der Ammoniaktoxizität. Die räumliche Verteilung der Niederschlagsdaten lässt erkennen, dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Regenmessern auch zu deutlichen Unterschieden in den Entlastungsmengen führen. Dabei ist allerdings anzumerken, dass die Varianz der Verteilung ein geringes Ausmaß zeigt im Vergleich zu den Auswirkungen durch zukünftige Niederschlagsmuster und Urbanisierung bzw. Entkoppelung. Die Ergebnisse zeigen auch,

dass Mischwasserentlastungen in direktem Zusammenhang mit dem gefallenem Niederschlag stehen. Eine Zunahme der Niederschlagssummen aufgrund von zukünftigen Veränderungen der Niederschlagsmuster führt also ebenso zu steigenden Mischwasserentlastungen. Auch die Urbanisierung führt durch die zunehmenden Flächen zu erhöhten Mischwasserentlastungen. Durch kontinuierliche Entkoppelung kann dieser Zunahme entgegengewirkt werden, allerdings zeigen die Ergebnisse durch Entkoppelungsmaßnahmen (bis 30% Entkoppelung) deutlich geringere Auswirkungen als die Zunahme, die durch zukünftigen Niederschlag entsteht. Entkoppelungsstrategien wirken sich daher positiv auf das Entlastungsverhalten und die Effizienz des Systems aus, reichen aber allein nicht aus, um den zukünftigen Herausforderungen entgegenzuwirken. Es sollten zusätzliche auch andere Maßnahmen wie beispielsweise das Schaffen von mehr Speichervolumen im System betrachtet werden. Klar ist allerdings, dass die Anwendung verschiedener Anpassungsmaßnahmen unausweichlich ist, um das System für zukünftige Herausforderungen zu wappnen und die Einhaltung der geforderten Effizienzwerte sicherzustellen.

5 Danksagung

Die Autoren danken den Innsbrucker Kommunalbetrieben (IKB), für die Bereitstellung der Daten des Innsbrucker Kanalnetzes.

6 Literatur

Chocat, B., Ashley, R., Marsalek, J., Matos, M. R., Rauch, W., Schilling, W. et al. (2007). Toward the Sustainable Management of Urban Storm-Water. *Indoor and Built Environment*, 16 (3), 273–285. SAGE Publications Ltd STM. doi:10.1177/1420326X07078854

Dotto, C. B. S., Kleidorfer, M., Deletic, A., Rauch, W., McCarthy, D. T. & Fletcher, T. D. (2011). Performance and sensitivity analysis of stormwater models using a Bayesian approach and long-term high resolution data. *Environmental Modelling & Software*, 26 (10), 1225–1239. doi:10.1016/j.envsoft.2011.03.013

European Commission. (2022). Vorschlag für eine überarbeitete Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser. Zugriff am 19.12.2022. Verfügbar unter: https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-revised-urban-wastewater-treatment-directive_en

IKB. (2022). Homepage der Innsbrucker Kommunalbetriebe. <https://wwwwww.ikb.at>. Zugriff am 9.12.2022. Verfügbar unter: <https://www.ikb.at/wasser-abwasser>

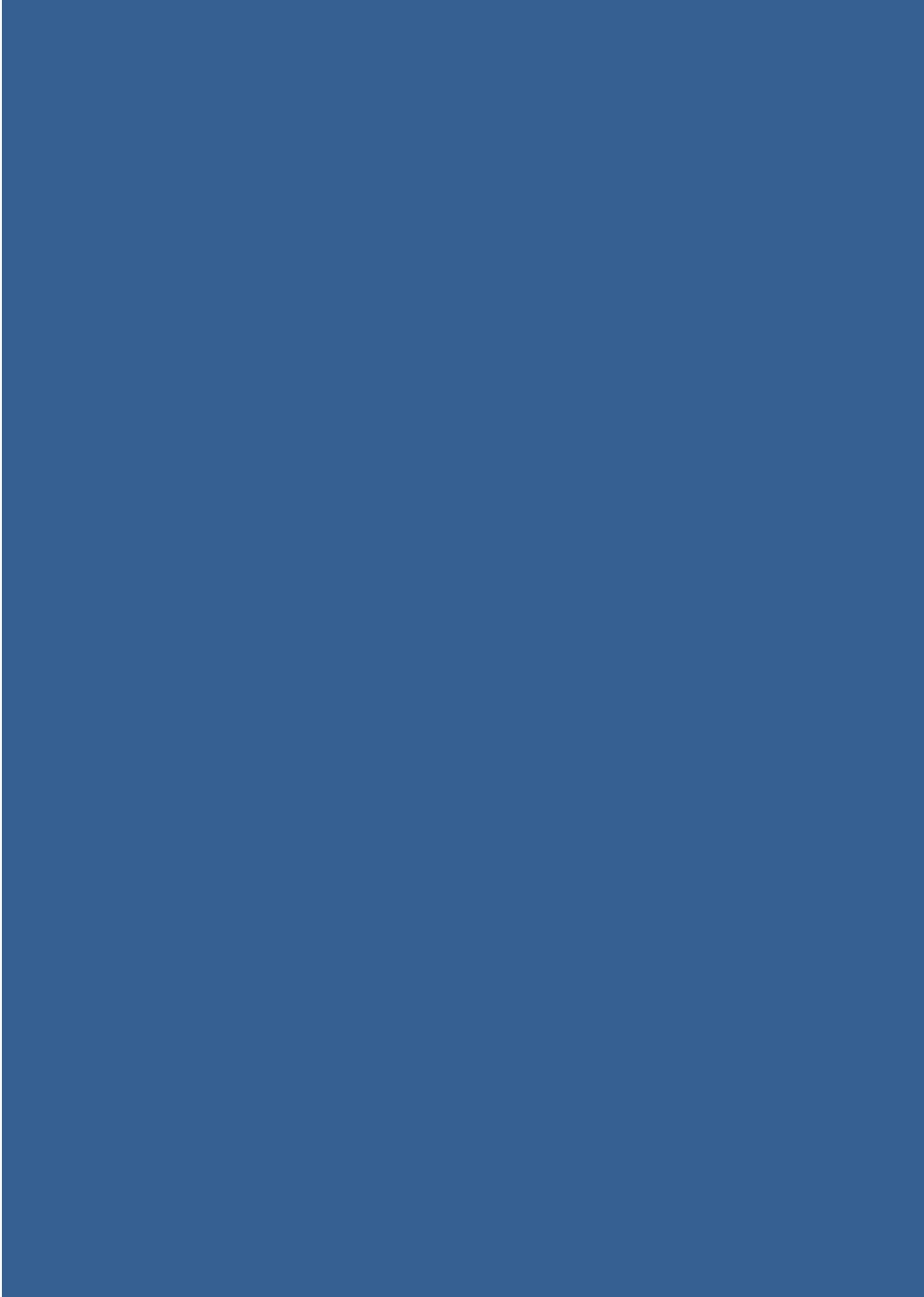
IPCC. (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability (Climate Change 2022). *Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA*, pp 3056.

Kleidorfer, M. & Rauch, W. (2011). Eine Anwendung der österreichischen gesetzlichen Bestimmungen für CSO-Emissionen. *Water Science and Technology*, 64 (5), 1081–1088. doi:10.2166/wst.2011.560

ÖWAV-RB 19. (2007). *ÖWAV-Regelblatt 19: Richtlinien für die Bemessung von Mischwasserentlastungen*, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV).

Korrespondenz:

Martina Hauser
Technikerstr. 13, 6020 Innsbruck
+43 512 507 62103
Martina.Hauser@uibk.ac.at



Verzeichnis Schriftenreihe

"Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität München"

Die Hefte können über die Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Am Coulombwall, 85748 Garching bezogen werden. Zahlreiche Hefte sind auch in elektronischer Form verfügbar.

Tel.: 089/289 13727, Fax:089/289 13718, Mail: foerderverein@bv.tum.de

Heft 1	Pecher, R.	Hilfstafeln zur hydraulischen Berechnung von offenen künstlichen Gerinnen (1969) 17 Seiten, 8 Beispiele, 6 Anlagen, Euro 2,--
Heft 2	Pecher, R.	Der Abflußbeiwert und seine Abhängigkeit von der Regendauer (1969) 140 Seiten, 18 Abb., 46 Anlagen, Euro 13,--
Heft 3	Pecher, R.	Die Bemessung von Regenbecken in der Stadtentwässerung (1970) 101 Seiten, 26 Abb., 19 Anlagen, vergriffen
Heft 4	1. Abwassertechnisches Seminar	Berechnungsmethoden für Abwasserkanäle, Regenüberläufe und Regenbecken (1970) 200 Seiten, 65 Abb., 4 Anlagen, vergriffen
Heft 5	2. Abwassertechnisches Seminar	Ausgewählte Kapitel zur Technik der Abwasserreinigung (1971) 217 Seiten, 80 Abb., vergriffen
Heft 6	3. Abwassertechnisches Seminar	Akute Probleme der Abwassertechnik und Abfallbeseitigung (1973) 144 Seiten, 38 Abb., Euro 12,--
Heft 7	4. Abwassertechnisches Seminar	Neue Aspekte zur Kanalbemessung und Leistungsverbesserung biologischer Kläranlagen (1974) 180 Seiten, 56 Abb., Euro 14,--
Heft 8	5. Abwassertechnisches Seminar	Entwicklung bei kleinen Kläranlagen und bei der Automation in der Abwassertechnik (1975) 193 Seiten, 83 Abb., Euro 14,--
Heft 9	Brunner, P.G.	Die Verschmutzung des Regenwasserabflusses im Trennverfahren. Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Niederschlagsverhältnisse im voralpinen Raum (1975) 200 Seiten, 18 Abb., 41 Anlagen, Euro 15,--
Heft 10	Bischofsberger, W.	Entwicklung und Tätigkeit des Lehrstuhls und Prüfamtes im Zeitraum 1966 – 1975 (1976) 52 Seiten, 7 Abb., 2 Tabellen, vergriffen
Heft 11	Neumann, W., Marr, G.	Der Niederschlagsabfluß in städtischen Einzugsgebieten (1976) 268 Seiten, 52 Abb., 9 Anlagen, Euro 18,--
Heft 12	6. Abwassertechnisches Seminar	Verbesserter Gewässerschutz durch Leistungssteigerung in der Klärtechnik (1976) 195 Seiten, 54 Abb., Anhang, Euro 14,--
Heft 13	Bischofsberger, W., Hegemann, W., Ruf, M., Overath, H.	Anwendungen von Fällungsverfahren zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit biologischer Anlagen (1976) 530 Seiten, 80 Abb., 56 Anlagen, Anhang, vergriffen
Heft 14	1. Wassertechnisches Seminar	Fernwasserversorgung (1977) 226 Seiten, 90 Abb., 8 Tafeln, Euro 15,--

Heft 15	Ottmann, E.	Untersuchungen über den Einsatz, die Bemessung und Leistung von Erdbecken und Oxidationsteichen (1977) 290 Seiten, 56 Abb., 94 Anlagen, Euro 18,--
Heft 16	Hruschka, H., Meyer, T.	Untersuchungen über den Einsatz von Prozeßrechnern auf Kläranlagen (1979) 218 Seiten, 24 Abb., 10 Tabellen, Euro 14,--
Heft 17	7. Abwassertechnisches Seminar	Planungsgrundlagen und Planungskonzepte in der Kanalisations- und Klärtechnik (1977) 190 Seiten, 62 Abb., Euro 14,--
Heft 18	Veits, G.	Einfluß der Vorklärung auf die biologische Stufe und auf die Wirtschaftlichkeit von Belebungsanlagen (1977) 160 Seiten, 38 Abb., 36 Anlagen, Euro 14,--
Heft 19	1. Mülltechnisches Seminar	Problematik der Ablagerung fester Abfallstoffe (1977) 133 Seiten, 12 Abb., 24 Tabellen, Euro 14,--
Heft 20	2. Wassertechnisches Seminar	Wasserspeicherung (1977) 195 Seiten, 120 Abb., 3 Tabellen, Euro 15,--
Heft 21	Billmeier, E.	Verbesserte Bemessungsvorschläge für horizontal durchströmte Nachklärbecken von Belebungsanlagen (1978) 180 Seiten, 36 Abb., 15 Tabellen, 25 Seiten Anhang, Euro 18,--
Heft 22	Bischofsberger, W., Ruf, M., Hruschka, H., Hegemann, W.	Anwendung von Fällungsverfahren zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit biologischer Anlagen Teil II. Eisen(II)-Salz und Kalk (1978) 220 Seiten, 38 Abb., 43 Tabellen, Euro 18,--
Heft 23	Göttle, A.	Ursachen der Regenwasserverschmutzung und Einflußgrößen auf die Abflußbeschaffenheit im Trennverfahren (1978) 405 Seiten, 42 Abb., 34 Tabellen, 41 Anlagen, Euro 23,--
Heft 24	Seminar aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft 1978	3. Wasser-, 8. Abwasser- und 2. Mülltechnisches Seminar - Institutseinweihung 1978 (1978) 477 Seiten, 149 Abb., 37 Tabellen, Euro 19,--
Heft 25	9. Abwassertechnisches Seminar	Erfahrungen mit der weitergehenden Abwasserbehandlung durch Fällungsreinigung (1979) 395 Seiten, 139 Abb., 36 Tabellen, Euro 21,--
Heft 26	3. Mülltechnisches Seminar	Abgasreinigung und Gewässerschutz bei der thermischen Abfallbehandlung (1980) 256 Seiten, 60 Abb., 29 Tabellen, Euro 21,--
Heft 27	4. Wassertechnisches Seminar	Wasserförderung - Planung, Bau und Betrieb von Pumpwerken (1980) 190 Seiten, 107 Abb., 1 Tabelle, Euro 18,--
Heft 28	10. Abwassertechnisches Seminar	Belüftungssysteme und Energiehaushalt bei der Abwasserreinigung (1980) 353 Seiten, 145 Abb., 35 Tabellen, Euro 21,--
Heft 29	Resch, H.	Untersuchungen an vertikal durchströmten Nachklärbecken von Belebungsanlagen - Neue Gesichtspunkte für Bemessung und Betrieb (1981) 250 Seiten, 49 Abb., 17 Tab., Euro 19,--
Heft 30	Dauschek, H., Bischofsberger, W.	Beeinträchtigung von Oberflächen und Grundwasser durch Auftausalze in Schutzzonen (1986) 150 Seiten, 36 Abb., 15 Tabellen, 264 Anlagen, Euro 26,--
Heft 31	5. Wassertechnisches Seminar	Wasserverteilung - Planung, Bau und Betrieb von Rohrnetzen (1981) 251 Seiten, 49 Abb., 7 Tabellen, vergriffen

Heft 32	4. Mülltechnisches Seminar	Behandlung und Verwertung von metallhaltigen Rückständen (1981) 208 Seiten, 38 Abb., 27 Tabellen, Euro 18,-
Heft 33	11. Abwassertechnisches Seminar	Biologische Stabilisierung von Schlämmen und hochkonzentrierten Abwässern (1981) 254 Seiten, 90 Abb., 40 Tabellen, Euro 19,-
Heft 34	Bischofsberger, W., Ruf, M., Winkler, R.	Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm (1981) 252 Seiten, 57 Abb., 108 Tabellen, vergriffen
Heft 35	Hruschka, H, Marr, G., Overath, H Trommsdorff, K.U.	Optimierung der chemischen Fällung mit Metallsalzen durch Steuerung der Fällmittelzugabe (1982) 173 Seiten, 58 Abb., 27 Tabellen, Euro 15,-
Heft 36	6. Wassertechnisches Seminar	Wasseraufbereitung - Planung, Ausrüstung und Betrieb von Wasseraufbereitungsanlagen (1982) 166 Seiten, 63 Abb., 3 Tabellen, vergriffen
Heft 37	5. Mülltechnisches Seminar	Gemeinsame Behandlung von Müll und Klärschlamm (1982) 202 Seiten, 36 Abb., 15 Tabellen, Euro 18,-
Heft 38	12. Abwassertechnisches Seminar	Schlammbehandlung unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffen im Klärschlamm (1982) 284 Seiten, 68 Abb., 34 Tab., Euro 21,-
Heft 39	Hruschka, H.	Prozeßführung auf Kläranlagen durch Einsatz elektronischer Rechner (1983) 178 Seiten, 30 Abb., 21 Tabellen, Euro 18,-
Heft 40	Neumann, W., Tränkler, J.	Kompostierung von Abfällen in einem Bio-Tunnel-Reaktor (1983) 166 Seiten, 43 Abb., 48 Tabellen, Euro 18,-
Heft 41	Sampson, G.,	Auswirkungen der Fällung und Flockung auf den Schlammanfall und die Kosten der Schlammbehandlung (1983) 211 Seiten, 48 Abb., 51 Tabellen, 84 Anlagen, Euro 21,-
Heft 42	7. Wassertechnisches Seminar	Automatisierung in Wasserwerken (1983) 204 Seiten, 51 Abb., 12 Tabellen, vergriffen
Heft 43	6. Mülltechnisches Seminar	Behandlung und Beseitigung von Sonderabfällen (1983) 234 Seiten, 51 Abb., 36 Tabellen, Euro 21,-
Heft 44	13. Abwassertechnisches Seminar	Das Niederschlags-Abflußverhalten städtischer Gebiete (1983) 404 Seiten, 146 Abb., 30 Tabellen, vergriffen
Heft 45	Hajek, P.-M., Neumann, W., Bischofsberger, W.	Untersuchungen zum Sauerstoffhaushalt in Fließgewässern (1983) 286 Seiten, 112 Abb., 64 Tabellen, Euro 26,-
Heft 46	8. Wassertechnisches Seminar	Grundwassergewinnung - Planung, Bau und Betrieb (1983) 198 Seiten, 72 Abb., 7 Tabellen, Euro 21,-
Heft 47	7. Mülltechnisches Seminar	Beseitigung von Reststoffen aus der Müll- und Klärschlammbehandlung (1984) 235 Seiten, 43 Abb., 35 Tabellen, Euro 23,-
Heft 48	Bischofsberger, W., Resch, H., Baumgart, P.	Schlämme aus Hauskläranlagen (1987) 163 Seiten, 28 Abb., 32 Tabellen, 25 Anlagen, Euro 21,-
Heft 49	Günthert, F.W.	Ein Beitrag zur Bemessung von Schlammräumung und Eindickzone in horizontal durchströmten runden Nachklärbecken von Belebungsanlagen (1984) 203 Seiten, 65 Abb., 20 Tab., 151 Anlagen, Euro 28,-

Heft 50	Geiger, W.F.	Mischwasserabfluß und dessen Beschaffenheit. Ein Beitrag zur Kanalnetzplanung (1984) 253 Seiten, 57 Abb., 41 Tabellen, 154 Anlagen, Euro 31,--
Heft 51	14. Abwassertechnisches Seminar	Leistungssteigerung und Leistungsgrenzen biologischer Kläranlagen (1984) 303 Seiten, 165 Abb., 19 Tabellen, Euro 26,--
Heft 52	Hajek, P.-M.	Stickstoffoxidation in Fließgewässern - Ein Beitrag zur Bedeutung, den Abhängigkeiten und der mathematischen Modellierung der Nitrifikation (1984) 230 Seiten, 55 Abb., 30 Tabellen, 78 Anlagen, Euro 26,--
Heft 53	Wechs, F.	Ein Beitrag zur zweistufigen anaeroben Klärschlammbehandlung (1985) 203 Seiten, 72 Abb., 68 Tabellen, 52 Anlagen, vergriffen
Heft 54	Lessel, T.	Optimierung des Verfahrens zur Gammabestrahlung von Klärschlamm (1985) 239 Seiten, 64 Abb., 17 Tabellen, 50 Anlagen, Euro 26,--
Heft 55	Zäschke, W.	Ermittlung optimaler Tragfähigkeitsreihen vorgefertigter Rohre für Abwasserkanäle (1985) 180 Seiten, 43 Abb., 35 Tabellen, 26 Anlagen, vergriffen
Heft 56	Bischofsberger, W., Seyfried, C.F., Lohse, M., Bischofsberger, F.	Wärmeentnahme aus Abwasser (1984) 331 Seiten, 59 Abb., 15 Tabellen, 12 Anlagen, Euro 26,--
Heft 57	9. Wassertechnisches Seminar	Rohrnetz und Rohrwerkstoffe (1985) 225 Seiten, 77 Abb., 23 Tabellen, Euro 21,--
Heft 58	8. Mülltechnisches Seminar	Umwelteinflüsse von Abfalldeponien und "Neue Konzepte und Verfahren in der Sondermüllaufbereitung" (1985) 412 Seiten, 95 Abb., 49 Tabellen, Euro 31,--
Heft 59	15. Abwassertechnisches Seminar	Kleine Kläranlagen - Planung, Bau und Betrieb (1985) 380 Seiten, 131 Abb., 33 Tabellen, vergriffen
Heft 60	Verschiedene Autoren	Berichte aus dem Forschungsbereich des Lehrstuhls für Wassergütwirtschaft (Festschrift für Prof.Dr.-Ing. W. Bischofsberger, 1985) 488 Seiten, 115 Abb., 23 Tabellen, vergriffen
Heft 61	2. Kalkseminar	Kostengünstige Verfahren in der Abwassertechnik unter Einsatz von Kalk - Einfluß des Energieeintrages auf Fällung und Flockung von kommunalen Abwässern (1985) 349 Seiten, 131 Abb., 33 Tabellen, Anhang, Euro 23,--
Heft 62	Leonhard, K., Pfeiffer, W., Hegemann, W.	Die Wirkung von Schwermetallen im Klärschlamm - Kupfer, Zink und Silber (1985) 160 Seiten, 41 Abb., 28 Tabellen, Euro 21,--
Heft 63	Bischofsberger, W., Weigelt, R., Klebe, S.	Ein Beitrag zur Entwicklung und den Ursachen des Chloridanstiegs im Grundwasser (1985) 194 Seiten, 93 Abb., 8 Tabellen, Euro 23,--
Heft 64	Lindner, P., Riederer, E., Bischofsberger, W.	Physikalischer Sauerstoffeintrag in gestaute Fließgewässer (1987) 148 Seiten, 31 Abb., 27 Tabellen, 21 Anlagen, Euro 21,--
Heft 65	10. Wassertechnisches Seminar	Projektierung von Wasserwerken (1985) 229 Seiten, 83 Abb., 9 Tabellen, vergriffen
Heft 66	9. Mülltechnisches Seminar	Konzepte für Gewinnung von Wertstoffen aus Hausmüll (1985) 346 Seiten, 77 Abb., 40 Tabellen, Euro 26,--

Heft 67	Temper, U., Pfeiffer, W., Bischofsberger, W.	Stand und Entwicklungspotentiale der anaeroben Abwasserreinigung (1986) 737 Seiten, 188 Abb., 180 Tabellen, Euro 31,--
Heft 68	Merkl, G., Huyeng, P.	Tauwasserbildung in Trinkwasserbehältern – Lüftungs- und wärmetechnische Maßnahmen (1986) 207 Seiten, 56 Abb., 9 Tabellen, 30 Anlagen, Euro 26,--
Heft 69	16. Abwassertechnisches Seminar	Abwasserbehandlung in mehrstufigen biologischen Kläranlagen (1986) 373 Seiten, 134 Abb., 52 Tabellen, 2 Anlagen, Euro 26,--
Heft 70	Bischofsberger, W.	Entwicklung und Tätigkeit des Lehrstuhles für Wassergütwirtschaft im Zeitraum 1976 – 1985 (1986) 176 Seiten, 19 Abb., 5 Tabellen, Euro 26,--
Heft 71	Neumann, W., Brummer, J.	Ermittlung von Niederschlagskenngrößen zur Beschreibung von Modellregen für die Bemessung von Kanalnetzen (1986) 236 Seiten, 75 Abb., 29 Tabellen, Euro 23,--
Heft 72	Hofmann, H.	Konzeption und Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation beim Belebungsverfahren (1986) 285 Seiten, 64 Abb., 47 Tabellen, 44 Anlagen, Euro 26,--
Heft 73	11. Wassertechnisches Seminar	Trinkwasserbereitstellung – Speicherung und Förderung (1987) 287 Seiten, 92 Abb., 14 Tabellen, vergriffen
Heft 74	10. Mülltechnisches Seminar	Energetische Nutzung von Abfallstoffen und 2. Fachgespräch: Konzepte und Verfahren in der Sondermüllbeseitigung (1987) 333 Seiten, 53 Abb., 27 Tabellen, Euro 26,--
Heft 75	17. Abwassertechnisches Seminar	Planung, Bau und Betrieb von Regenentlastungen und Fachgespräch: Kanalnetzsteuerung und Regenentlastungen (1987) 548 Seiten, 183 Abb., 19 Tabellen, Euro 28,--
Heft 76	Fachseminare	Chemische Fällung und Flockung mit Metallsalzen – Konditionierung und Entwässerung kommunaler Abwasserschlämme (1987) 399 Seiten, 156 Abb., 26 Tabellen, Euro 28,--
Heft 77	Becker, M., Brummer, J., Geiger, W.F.	Auswirkungen verschiedener Maßnahmen auf den Abfluß in Kanalnetzen (1987) 193 Seiten, 61 Abb., 28 Tabellen, 9 Anlagen, Euro 26,--
Heft 78	Geiger, W.F., Pflügler, H., Schindler, H.	Bewirtschaftung eines städtischen Entwässerungssystems durch Abflußsteuerung an einem Regenrückhaltebecken (1987) 260 Seiten, 128 Abb., 19 Tabellen, 22 Anlagen, Euro 28,--
Heft 79	12. Wassertechnisches Seminar	Schadstoffe im Grundwasser – Auswirkungen und Maßnahmen zur Entfernung (1988) 496 Seiten, 140 Abb., 55 Tabellen, Euro 28,--
Heft 80	Bischofsberger, W.	Siedlungswasserwirtschaft im Wandel der Zeiten (1987) 160 Seiten, 60 Abb., 2 Tabellen, Euro 10,--
Heft 81	11. Mülltechnisches Seminar	Integrierte Konzepte der Abfallentsorgung (1988) 168 Seiten, 22 Abb., 15 Tabellen, Euro 18,--
Heft 82	18. Abwassertechnisches Seminar	Wasserrechtlicher Vollzug – Mindestanforderungen, Sicherer Kläranlagenbetrieb (1988) 344 Seiten, 84 Abb., 12 Tabellen, Euro 28,--

-
- | | | |
|---------|--------------------------------------|---|
| Heft 83 | Rothmeier, F. | Ermittlung von Belastungen für die Kanalnetzberechnung – Stochastische Modelle und abflussorientierte Optimierung (1988)
230 Seiten, 29 Abb., 12 Tab., 26 Anlagen, Euro 21,-- |
| Heft 84 | Orth, P.,
Ebers, T. | Auswirkungen von Abwasser und Niederschlagsversickerung auf Boden und Grundwasser (1988)
304 Seiten, 73 Abb., 38 Tabellen, vergriffen |
| Heft 85 | 13. Wassertechnisches Seminar | Qualitätsüberwachung von Roh- und Trinkwasser – Messung, Analyse und Bewertung (1989)
268 Seiten, 66 Abb., 25 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 86 | 12. Mülltechnisches Seminar | Behandlung und Beseitigung organischer Abfälle und 3. Fachgespräch Sondermüll - Chemisch-physikalische Behandlung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien (1989)
352 Seiten, 75 Abb., 75 Tabellen, Euro 28,-- |
| Heft 87 | Pfeiffer, W. | Verfahrensvarianten der biologischen Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm – Leistungsvergleich (1990)
350 Seiten, 49 Abb., 38 Tabellen, 28 Anlagen, Euro 23,-- |
| Heft 88 | Steinmann, G. | Sedimentations- und Koagulationsvorgänge in Nachklärbecken von Tropfkörpern mit Vorschlägen für die Bemessung (1989)
278 Seiten, 113 Abb., 47 Tabellen, 148 Anlagen, Euro 28,-- |
| Heft 89 | Bischofsberger, W.,
Born, R. | Verfahrens- und umwelttechnische Analyse neuer thermischer Prozesse in der Abfallwirtschaft - Phase I: Pyrolyse (1989)
290 Seiten, 27 Abb., 60 Tabellen, 44 Anlagen, vergriffen |
| Heft 90 | Bischofsberger, W.,
Born, R. | Verfahrens- und umwelttechnische Analyse neuer thermischer Prozesse in der Abfallwirtschaft - Phase II: Wirbelschichtfeuerung (1989)
310 Seiten, 60 Abb., 47 Tabellen, vergriffen |
| Heft 91 | 19. Abwassertechnisches Seminar | Weitergehende Abwasserreinigung - Stickstoff- und Phosphorelimination (1989)
275 Seiten, 75 Abb., 39 Tabellen, vergriffen |
| Heft 92 | Ried, M. | Schwermetallelimination aus Klärschlamm - Kritische Beurteilung der Möglichkeiten eines Säureverfahrens, (1990)
208 Seiten, 95 Abb., 59 Tabellen, 107 Anlagen, Euro 28,-- |
| Heft 93 | Schönberger, R. | Optimierung der biologischen Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung (1990)
255 Seiten, 65 Abb., 28 Tabellen, vergriffen |
| Heft 94 | Bischofsberger, W.,
Steinmann, G. | Einfluß des Mischwasserzuflusses auf das Tropfkörperverfahren (1990)
116 Seiten, 48 Abb., 16 Tabellen, 18 Anlagen, Euro 15,-- |
| Heft 95 | 14. Wassertechnisches Seminar | Neuere Technologien in der Trinkwasseraufbereitung. (1990)
332 Seiten, 85 Abb., 29 Tabellen, Euro 26,-- |
| Heft 96 | 13. Mülltechnisches Seminar | Thermische Nutzung der Energieinhalte von Abfallstoffen (1990)
293 Seiten, 78 Abb., 22 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 97 | Rettinger, S. | Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolatation (1992)
289 Seiten, 47 Abb., 15 Tabellen, 6 Anlagen, Euro 26,-- |
| Heft 98 | Ebers, T.,
Bischofsberger, W. | Leistungssteigerung von Kleinkläranlagen (1992)
532 Seiten, 172 Abb., 35 Tabellen, 44 Anlagen, Euro 31,-- |

Heft 99	20. Abwassertechnisches Seminar	Abwasserbehandlung in den letzten 20 Jahren - Entwicklung und Zukunftsperspektiven (1990) 246 Seiten, 48 Abb., 14 Tabellen, Euro 23,-
Heft 100	Verschiedene Autoren	Beiträge aus dem Forschungsbereich des Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft (Festschrift Prof.Dr.-Ing. W. Bischofsberger, 1990) 517 Seiten, 113 Abb., 29 Tabellen, Euro 26,-
Heft 101	15. Wassertechnisches Seminar und 2. Wasserrechtliches Seminar	Sicherung der Trinkwasserversorgung - Aktuelle Fragen von der Gewinnung bis zur Verwendung Das Recht des Grundwasserschutzes, seine Konkretisierung durch technische Standards und seine Durchsetzung (1991) 375 Seiten, 63 Abb., 8 Tabellen, vergriffen
Heft 102	14. Mülltechnisches Seminar	Strategien und Möglichkeiten der Abfallvermeidung und -verwertung 4. Fachgespräch Sondermüll "Reststoffe aus Sondermüllbehandlungsanlagen - Anfall und Entsorgung" (1991) 402 Seiten, 54 Abb., 43 Tabellen, Euro 23,-
Heft 103	Brummer, J.	Kurzfristige Niederschlagsvorhersagen mit Zellschätzungen und ihr Einsatz bei der Abflußsteuerung (1991) 176 Seiten, 29 Abb., 7 Tabellen, 7 Anlagen, Euro 18,-
Heft 104	Bischofsberger, W., Deiningner, A.	Weitergehende Abwasserreinigung / Seminarvorträge zum Fortbildungsstudium (1991) 618 Seiten, 177 Abb., 62 Tabellen, vergriffen
Heft 105	21. Abwassertechnisches Seminar	Planung von Kläranlagen zur Nährstoffelimination. Verfahrenstechnische Umsetzung der Bemessungsrichtlinien (1991) 214 Seiten, 77 Abb., 17 Tabellen, Euro 21,-
Heft 106	Huyeng, P., Weigelt, R., Merkl, G., Bischofsberger, W.	Entfernung organischer Schadstoffe aus Abwasser mit pulverförmiger Aktivkohle und nachfolgender Flockungsfiltration (1991) 293 Seiten, 48 Abb., 12 Tabellen, 49 Anlagen, Euro 26,-
Heft 107	16. Wassertechnisches Seminar	Wasseraufbereitung bei kleinen Wasserwerken (1991) 167 Seiten, 67 Abb., 10 Tabellen, Euro 21,-
Heft 108	15. Mülltechnisches Seminar	Sanierung kontaminierter Böden (1991) 230 Seiten, 69 Abb., 29 Tabellen, Euro 21,-
Heft 109	Mitsdörffer, R.	Charakteristika der zweistufigen thermophilen / mesophilen Schlammfäulung unter Berücksichtigung kinetischer Ansätze (1991) 241 Seiten, 68 Abb., 13 Tabellen, 14 Anlagen, Euro 21,-
Heft 110	22. Abwassertechnisches Seminar	Konzepte und Methoden der Klärschlammverwertung (1992) 181 Seiten, 31 Abb., 53 Tabellen, vergriffen
Heft 111	Cichon, W.	Entwicklungspotential der Wirbelschichtfeuerung für die Emissionsminderung bei der thermischen Abfallbehandlung (1992) 222 Seiten, 32 Abb., Anlagen, Euro 23,-
Heft 112	17. Wassertechnisches Seminar	Wasserbehälter: Instandhaltung - Fertigteilbauweise (1992) 242 Seiten, 88 Abb., 8 Tabellen, vergriffen
Heft 113	16. Mülltechnisches Seminar	Die Deponie des 21. Jahrhunderts (1992) 186 Seiten, 30 Abb., 13 Tabellen, Euro 21,-

Heft 114	23. Abwassertechnisches Seminar	Abwassertechnik in Europa (1993) 150 Seiten, 23.Abb., 5 Tabellen, Euro 21,--
Heft 115	18. Wassertechnisches Seminar	Vorbeugende Instandhaltung in der Wasserverteilung unter Berücksichtigung moderner Rohrleitungstechnik, (1993) 214 Seiten, 50 Abb., 22 Tabellen, Euro 21,--
Heft 116	Tiefel, H.	Entsorgung von Reststoffen am Beispiel von Eindampfkristallisat einer Sickerwasser-Reinigungsanlage (1994) 160 Seiten+96 Seiten Anlagen, 27 Abb., 7 Tabellen, Euro 28,- -
Heft 117	24. Abwassertechnisches Seminar	Kostendämpfung in der Abwasserreinigung -Möglichkeiten und Grenzen (1994) 204 Seiten, 69 Abb., 22 Tabellen, Euro 23,--
Heft 118	17. Mülltechnisches Seminar	Inertisierung durch thermische Abfallbehandlung (1994) 169 Seiten, 41 Abb., 31 Tabellen, Euro 23,--
Heft 119	19. Wassertechnisches Seminar	Ausgleich und Verbund in der Wasserversorgung (1994) 191 Seiten, 71 Abb., 10 Tabellen, Euro 21,--
Heft 120	Steger, M. Th.	Untersuchungen zum Abbau halogenorganischer Verbindungen bei der Niedertemperaturkonvertierung von Klärschlamm (1994) 116 Seiten, 25 Abb., 30 Tabellen, Euro 21,--
Heft 121	18. Mülltechnisches Seminar	Praxis der biologischen Abfallbehandlung (1995) 159 Seiten, 43 Abb., 23 Tabellen, Euro 23,--
Heft 122	25. Abwassertechnisches Seminar	Additive in der Abwasserreinigung (1995) 158 Seiten, 63 Abb., 29 Tabellen, Euro 23,--
Heft 123	Netter, R.	Strömung in horizontal durchflossenen, bewachsenen Bodenfiltern und deren Einfluß auf die Abwasserreinigung (1995) 190 Seiten, 49 Abb., 16 Tabellen, Euro 26,--
Heft 124	20. Wassertechnisches Seminar	Praxisbezogene Forschung für die Wasserversorgung (1995) 250 Seiten, 92 Abb., 30 Tabellen, vergriffen
Heft 125	Festschrift zum 70. Geburtstag von em. Prof. Dr.-Ing. W. Bischofsberger	Wassergüte- und Abfallwirtschaft - Innovation zu jeder Zeit (1996) 145 Seiten, 57 Abb., 10 Tabellen, Euro 23,--
Heft 126	Fachtagung	Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung (1996) 147 Seiten, 60 Abb., 10 Tabellen, vergriffen
Heft 127	Borho, M.	Arsenentfernung in Grundwasserwerken durch optimierte Kopplung von Oxidations- und Fällungs-/Flockungsverfahren (1996) 119 Seiten, 42 Seiten Anhang, 41 Abb., 10 Tabellen, Euro 23,--
Heft 128	Kolb, F. R.	Biologische Reinigung von Xenobiotica-haltiger Abwässer in einem Aktivkohle-Festbett-Schlaufenreaktor mit Membran-Stoffübertrager (1997) 131 Seiten, 16 Seiten Anhang, 57 Abb., 9 Tabellen, Euro 23,--
Heft 129	Fachtagung	Altlastensanierung in Bayern (1997) 181 Seiten, 51 Abb., 13 Tabellen, Euro 26,--
Heft 130	26. Abwassertechnisches Seminar	Biofilm-Technologie zur Reinigung kommunaler Abwässer: Mode oder Moderne? (1997) 230 Seiten, 88 Abb., 38 Tabellen, Euro 26,--

-
- Heft 131 Deininger, A. Geschwindigkeits- und Feststoffverteilung in radial durchströmten Nachklärbecken (1997)
156 Seiten, 96 Seiten Anhang, 50 Abb., 23 Tabellen, **Euro 26,--**
- Heft 132 21. Wassertechnisches Seminar Kostensparende Maßnahmen in der Wasserversorgung (1997)
244 Seiten, 61 Abb., 15 Tabellen, **Euro 26,--**
- Heft 133 3. Wasserrechtliches Seminar Neue Weichenstellung bei der Abwasserreinigung - rechtliche und technische Fragen für heute und morgen (1997)
145 Seiten, 10 Abb., 4 Tab., **Euro 21,--**
- Heft 134 Adamietz, E. Einfluß der Prozeßführung bei biologischer Behandlung von Papierfabrikabwasser auf die Zusammensetzung organischer Stoffe im Ablauf und der Biomasse (1997)
113 Seiten, 31 Abb., 46 Tabellen, **Euro 21,--**
- Heft 135 Hellge, S. Mikrobieller Abbau schwerabbaubarer Verbindungen in niedrigen Konzentrationen am Beispiel von Dibenzofuran und Dibenzo-p-dioxin (1997)
125 Seiten, davon 30 Seiten Anhang, 33 Abb., 17 Tabellen, **Euro 21,--**
- Heft 136 Eisner, P. Steigerung des Wärmedurchgangs und der Destillatqualität bei der Eindampfung von hochbelasteten Abwässern (1997)
116 Seiten, 55 Abb., 14 Tabellen, **Euro 21,--**
- Heft 137 3. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung (1998)
554 Seiten, 163 Abb., 92 Tabellen, **Euro 61,--**
- Heft 138 27. Abwassertechnisches Seminar Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete (1998)
206 Seiten, 74 Abb., 28 Tabellen, **vergriffen**
- Heft 139 Eberl, H. Nichtlineare hydrologische Konzeptmodelle für den Kanalabfluß und ihre Kalibrierung (1998)
171 Seiten, 27 Abb., 35 Tabellen, **Euro 23,--**
- Heft 140 Schindler, U. Dioden-Faser-Laser-Doppler-Anemometrie zur Untersuchung der Strömung in Biofilmreaktoren (1998)
207 Seiten, 100 Abb., 17 Tabellen, **Euro 23,--**
- Heft 141 Kaballo, H.-P. Das Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR) Verfahren zur Reinigung von chlororganisch belasteten Abwässern im Leistungsvergleich mit einem baugleichen kontinuierlichen Biofilmverfahren (1998)
157 Seiten, 58 Abb., 21 Tabellen, **Euro 23,--**
- Heft 142 Döllerer, J. Biologische Behandlung von Sickerwässern aus Sonderabfalldeponien mittels schubweise beschickter, überstauter Festbettreaktoren (1998)
121 Seiten + 10 Seiten Anhang, 28 Abb., 29 Tabellen, **Euro 21,--**
- Heft 143 Borho, M., Merkl, G. Wiederverwendung von Filtrerrückspülwässern aus der Grundwasseraufbereitung (1999)
120 Seiten, 58 Abb., 11 Tab., **Euro 21,--**
- Heft 144 22. Wassertechnisches Seminar Planung und Bau von Trinkwasserbehältern im Hinblick auf die europäische Normung (1998)
280 Seiten, 88 Abb., 16 Tabellen, **Euro 26,--**
- Heft 145 Morgenroth, E. Enhanced Biological Phosphorus Removal in Biofilm Reactors (1998)
148 Seiten, 59 Abb., 18 Tabellen, **Euro 23,--**

-
- | | | |
|----------|--|---|
| Heft 146 | Dreher, P. | Comparability of Impact Categories in Life Cycle Assessment. Especially Toxicity and Reversibility (1999)
231 Seiten, 35 Abb., 42 Tabellen, Euro 26,-- |
| Heft 147 | Rehbein, V. | Nitrifikationsleistung belüfteter Biofilter zur kommunalen Abwasserreinigung (1998)
173 Seiten, 49 Abb., 12 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 148 | Christ, O. | Leistungscharakteristik der ein- und zweistufigen mesophilen und thermophilen Vergärung von Bioabfällen (1999)
137 Seiten, 67 Abb., 18 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 149 | Herb, S. | Biofilme auf mineralischen Oberflächen in Trinkwasserbehältern (1999)
158 Seiten, 64 Abb., 28 Tab., + 71 Seiten Anhang, Euro 26,-- |
| Heft 150 | 23. Wassertechnisches Seminar | Qualitative und Quantitative Analyse von Rohrleitungssystemen in der Trinkwasserversorgung (1999)
234 Seiten, 79 Abb., 20 Tab., Euro 26,-- |
| Heft 151 | Koralewska, R. | Naßchemische Behandlung von Rostschlacken aus der Hausmüllverbrennung (1999)
190 Seiten, davon 40 Seiten Anhang, 64 Abb., 24 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 152 | Huber, S. | Einfluß der Prozeßführung auf Menge und Zusammensetzung von Proteinen und Polysacchariden im Ablauf von Sequencing - Batch – Reaktoren (1999)
128 Seiten, davon 11 Seiten Anhang, 42 Abb., 9 Tabellen, Euro 21,-- |
| Heft 153 | Verschieden Autoren | Wassergüte- und Abfallwirtschaft, gestern - heute – morgen, (Festschrift für Prof. Dr.-Ing. Dr. h. c. Peter A. Wilderer, 1999)
124 Seiten, 31 Abb., 7 Tabellen, Euro 21,-- |
| Heft 154 | 28. Abwasser- und
19. Mülltechnisches Seminar | Prozessabwasser aus der Bioabfallvergärung (1999)
132 Seiten, 33 Abb., 30 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 155 | Schreff, D, | Nutzung interner C-Quellen zur Stickstoffelimination in mehrstufigen Kläranlagen (2000)
124 Seiten + 16 Seiten Anhang, 64 Abb., 25 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 156 | 24. Wassertechnisches Seminar | Betriebsführung unter Einsatz von GIS - Geographischen Informationssystemen (2000)
185 Seiten, 47 Abb., 18 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 157 | Statusseminar | Angewandte Membrantechnologie in Wasserwerken (2000)
124 Seiten, 46 Abb., 20 Tabellen, Euro 21,-- |
| Heft 158 | 29. Abwassertechnisches Seminar | Tropfkörper, Tauchkörper, Biofilter: Stand der Technik und neue Entwicklungen (2000)
209 Seiten, 63 Abb., 36 Tabellen, Euro 23,-- |
| Heft 159 | Gebert, W. | Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit kunststoffgefüllter Tropfkörper (2001)
108 Seiten, 65 Abb., 7 Tabellen, Euro 21,-- |
| Heft 160 | Merkel, G. | Trinkwasser-Notversorgung unter besonderer Berücksichtigung militärischer und ziviler Aspekte (2000)
102 Seiten, 16 Abb., 13 Tafeln, 1 Tabelle, Anhang 1-13, Euro 21,-- |
| Heft 161 | 30. Abwassertechnisches Seminar, 13. DECHEMA Fachgespräch Umweltschutz | DESAR
Kleine Kläranlagen und Wasserwiederverwendung (2001)
379 Seiten, 98 Abb., 54 Tabellen, Euro 31,-- |

Heft 162	6. Fachtagung	Thermische Abfallbehandlung (2001) 502 Seiten, 135 Abb., 63 Tabellen, Euro 38,--
Heft 163	25. Wassertechnisches Seminar	Wasserversorgung in der Zukunft unter besonderer Berücksichtigung der Wasserspeicherung (2001) 236 Seiten + 21 Seiten Anhang, 76 Abb., 13 Tabellen, Euro 26,--
Heft 164	Arnz, P.	Biological Nutrient Removal from Municipal Wastewater in Sequencing Batch Biofilm Reactors (2001) 107 Seiten, 44 Abb., 14 Tabellen, Euro 21,--
Heft 165	Jörgens, L.	Lösungs- und Optimierungsansätze bei der Altlastenbearbeitung in Mittel- und Osteuropa (2001) 226 Seiten, 86 Abb., 56 Tabellen, Euro 26,--
Heft 166	Kappen, J.,	Kennwerte als Werkzeuge zur Minimierung des Wasserbedarfs bei der Papiererzeugung – Ein Beitrag zum prozessintegrierten Umweltschutz (2001) 146 Seiten, 60 Abb., 45 Tabellen, Euro 23,--
Heft 167	Janknecht, P.	Characterization of Ozone Transfer into Water through Porous Membranes (2001) 97 Seiten, 42 Abb. 5 Tabellen, Euro 21,--
Heft 168	Burtscher, C.	Einsatz der Polymerasekettenreaktion (PCR) für den Nachweis pathogener Bakterien in Bioabfallproben (2002) 150 Seiten, 27 Abb., 31 Tabellen, Euro 23,--
Heft 169	Böhm, B.	Nitritbildung bei der Denitrifikation in Biofiltern mit externen Kohlenstoffquellen (2002) 102 Seiten + 10 Seiten Anhang, 45 Abb., 10 Tabellen, Euro 21,--
Heft 170	Graja, S.	Liquid Effluents from the Anaerobic Treatment of Biogenic Waste: Characterization and Treatment Options (2002) 157 Seiten, 67 Abb., 26 Tabellen, Euro 23,--
Heft 171	Hendrickx, L.	Natural Genetic Transformation in Acinetobacter SP.BD413 Biofilms: Introducing natural genetic transformation as a tool for bioenhancement of biofilm reactors (2002) 163 Seiten, 26 Abb., 6 Tabellen, Euro 23,--
Heft 172	Fall, P. A. D.	FISH zur Überwachung von Biogasreaktoren, (2002), 125 Seiten, 13 Abb., 9 Tabellen, Euro 22,--
Heft 173	26. Wassertechnisches Seminar	Benchmarking, Trinkwasserverordnung, Partikelentfernung – aktuelle Themen der Wasserversorgung (2002) 219 Seiten, 33 Abb., 16 Tabellen, Euro 25,--
Heft 174	Huber Technology Symposium	Water – The Essence of Life, But elusive to Many (2002) 213 Seiten, 60 Abb., 26 Tabellen, Euro 25,--
Heft 175	31. Abwassertechnisches Seminar	Regenwasserversickerung – eine Möglichkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung (2003) 220 Seiten, 113 Abb., 19 Tabellen, Euro 25,--
Heft 176	Tidden, F.	Leistungsmerkmale und Grenzen der mehrphasigen anaeroben Behandlung kommunaler Bioabfälle (2003) 133 Seiten + 35 Seiten Anhang, 50 Abb., 28 Tabellen, Euro 23,--
Heft 177	27. Wassertechnisches Seminar	Sanierung, Rückbau, Relining von Anlagen der Wasserversorgung (2003) 271 Seiten, 109 Abb., 26 Tabellen, Euro 27,--
Heft 178		entfällt

Heft 179	Nerger, Ch.	Hydrodynamische Charakterisierung und Einsatz der rotierenden Strahlschicht als Biofilmreaktor zur Denitrifikation von Abwässern (2004) 130 Seiten, 59 Abb., + 1 CD Rom, Euro 28,--
Heft 180	32. Abwassertechnisches Seminar	Abwasserreinigung ohne Biologie? zur Bedeutung chemisch-physikalischer Reinigungsverfahren (2004) 228 Seiten, 56 Abb., 26 Tabellen, Euro 26,--
Heft 181	Koetzle, T.	Rückgewinnung von Trinkwasser aus Filterspülwasser mittels getauchter Membrane (2004) 114 Seiten, 59 Abb., 19 Tabellen, Euro 26,--
Heft 182	Raizada, N.	Application of molecular-biological methods for the optimization of anaerobic reactors (2004) 115 Seiten, 27 Abb., 19 Tabellen, Euro 26,--
Heft 183	28. Wassertechnisches Seminar	Trinkwasserbehälter – Instandsetzung und Neubau - (2004) 226 Seiten, 127 Abb., 17 Tabellen, Euro 30,--
Heft 184	Davids. L.	Remobilisierung von Schwermetallen aus abwasserbelasteten Böden (2005) 164 Seiten, 3 Abb., 13 Tabellen + 20 Seiten Anhang, Euro 28,--
Heft 185	33. Abwassertechnisches Seminar	Niederschlagswasserbehandlung in urbanen Gebieten (2005) 183 Seiten, 63 Abb., 25 Tabellen, Euro 28,--
Heft 186	Schiegl, Ch.	Quantifizierung von Lignin aus Papierfabriks-abwässern mittels Py-GC/MS und UV/VIS (2006) 113 Seiten, 22 Abb., 14 Tabellen, Euro 28,--
Heft 187	Athanasiadis, K.	On-site Infiltration of Roof Runoff by Using Clinoptilolite as an Artificial Barrier Material (2006) 132 Seiten, 75 Abb., 34 Tabellen, Euro 35,--
Heft 188	34. Abwassertechnisches Seminar	Erhalt und Sanierung von Kanalnetzen (2006) 156 Seiten, 32 Abb., 16 Tabellen, Euro 28,--
Heft 189	29. Wassertechnisches Seminar	Arzneimittelrückstände im aquatischen Milieu (2006) 123 Seiten, 33 Abb., 8 Tabellen, Euro 38,--
Heft 190	Schwarzenbeck, N.	Aerobe Granula in der Behandlung industrieller Abwässer (2007) 99 Seiten, 37 Abb., 24 Tabellen, Euro 35,-
Heft 191	Schriewer, A.	Schadstoffpotentiale urbaner Niederschlagsabläufe mit Hinblick auf Behandlungsmöglichkeiten in dezentralen Systemen (2007) 135 Seiten, 42 Abb., 30 Tabellen, Euro 35,--
Heft 192	35. Abwassertechnisches Seminar	Ertüchtigung von Kläranlagen (2007) 215 Seiten, 90 Abb., 30 Tabellen, Euro 38,--
Heft 193	Hilliges, R.	Entwicklung eines dezentralen Behandlungssystems für hochbelastete Verkehrsflächenabläufe im urbanen Raum (2007) 187 Seiten, 122 Abb., 50 Tabellen, Euro 35,--
Heft 194	36. Abwassertechnisches Seminar	Energieeffiziente Abwasserbehandlung (2008) 207 Seiten, 94 Abb., 16 Tabellen, Euro 38,--
Heft 195	37. Abwassertechnisches Seminar	Perspektiven in der Siedlungswasserwirtschaft (2009) 150 Seiten, 28 Abb., 13 Tabellen, Euro 38,--

-
- | | | |
|----------|---------------------------------|---|
| Heft 196 | Reuter, H. | Entwicklung eines Gewässergütemodells unter Berücksichtigung der Wasserrahmenrichtlinie (2009)
108 Seiten, 77 Abb., 14 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 197 | Lübken, M. | Mathematical modeling of anaerobic digestion processes (2009)
110 Seiten, 31 Abb., 20 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 198 | Langenbach, K. | Slow sand filtration of secondary effluent for wastewater reuse: Evaluation of performance and modeling of bacteria removal (2010)
116 Seiten, 40 Abb., 22 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 199 | Helmreich, B. | Stoffliche Betrachtungen der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung (2010)
164 Seiten, 87 Abb., 28 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 200 | 38. Abwassertechnisches Seminar | Abwasseranlagen – Sanieren, Zentralisieren – Optimieren? (2010)
196 Seiten, 71 Abb., 20 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 201 | Koch, K. | Verfahrenstechnische Untersuchungen und mathematische Modellierung der Prozesse bei der Vergärung von Grassilage (2010)
122 Seiten, 46 Abb., 19 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 202 | Kieu, H. | Heavy metal removal by a heavy metal tolerant sulfidogenic consortium in anaerobic semicontinuous stirred tank reactors (CSTR): Changes of microbial community structure (2011)
93 Seiten, 23 Abb., 7 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 203 | 39. Abwassertechnisches Seminar | Gewässerschutz und Nährstoffe - Einträge, Bewertung, Elimination (2011)
196 Seiten, 71 Abb., 20 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 204 | Wagner, M. | Anwendung und Vergleich bildgebender Verfahren zur qualitativen und quantitativen Charakterisierung der Struktur von Biofilmen in der Mikro- und Mesoskala (2011)
168 Seiten, 69 Abb., 11 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 205 | Martinez, D. | Anaerobic Submerged Membrane Bioreactor (MBR) treating municipal wastewater under mesophilic and psychrophilic temperature conditions (2011)
113 Seiten, 32 Abb., 14 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 206 | Behle, C. | Sonnenlichtabhängige Inaktivierung und Akkumulation fäkaler Indikatorbakterien in Fließgewässern (2011)
99 Seiten, 33 Abb., 24 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 207 | Simstich, B. | Einsatz der getauchten MBR-Technologie zur thermophil aeroben Behandlung von Kreislaufwässern der Papierherstellung (2012)
111 Seiten, 49 Abb., 17 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 208 | 40. Abwassertechnisches Seminar | Weitergehende Abwasserreinigung – brauchen wir eine vierte Reinigungsstufe (2012)
146 Seiten, 51 Abb., 29 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 209 | Rocktäschel, T. | Treatment of municipal wastewater with aerobic granules- Influence of different feeding strategies (2013)
85 Seiten, 64 Abb., 13 Tabellen, Euro 38,- |
| Heft 210 | 41. Abwassertechnisches Seminar | Klärschlamm – Energie- und Wertstoffressource (2013)
162 Seiten, 52 Abb., 13 Tabellen, Euro 38,- |

Heft 211	42. Abwassertechnisches Seminar	Zukunftsfähige Bewirtschaftungskonzepte für Niederschlagsabwasser (2014) 209 Seiten, 67 Abb., 8 Tabellen, Euro 38,--
Heft 212	43. Abwassertechnisches Seminar	Energieeffiziente Verfahren zur Stickstoffelimination - Innovationen aus der Forschung und Erfahrungen aus der Praxis (2015) 219 Seiten, 72 Abb., 14 Tabellen, Euro 38,--
Heft 213	Huber, M., Helmreich, B., Welker, A.	Einführung in die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung für Verkehrsflächen- und Metaldachabflüsse: Schacht-/Kompaktsysteme, Rinnensysteme, Straßeneinläufe und Flächenbeläge (2015) 96 Seiten, 4 Abb., 3 Tabellen, Euro 38,--
Heft 214	44. Abwassertechnisches Seminar	Bedarfsgerechte Energiebereitstellung durch Kläranlagen als Baustein der Energiewende (2016) 156 Seiten, 53 Abb., 4 Tabellen, Euro 38,--
Heft 215	45. Abwassertechnisches Seminar	Weitestgehende Phosphorelimination auf kommunalen Kläranlagen – Möglichkeiten und Grenzen (2017) 170 Seiten, Euro 38,--
Heft 216	46. Abwassertechnisches Seminar	Innovative Strategien zum Umgang mit Klärschlamm (2018), 159 Seiten, Euro 38,--
Heft 217	30. Wassertechnisches Seminar	Strategien für den Umgang mit Grundwasserkontamination durch perfluorierte Verbindungen (PFCs), 86 Seiten, Euro 38,-
Heft 218	47. Abwassertechnisches Seminar	Weitergehende Abwasserbehandlung - Anforderungen, Finanzierung und Umsetzung, 185 Seiten, Euro 38,--
Heft 219	BMBF-Projekt TrinkWave Abschlussbericht	Planungsoptionen und Technologien der Wasserwiederverwendung zur Stützung der Trinkwasserversorgung in urbanen Wasserkreisläufen (TrinkWave), 266 Seiten, kostenlos
Heft 220	31. Wassertechnisches Seminar	Neue Anforderungen an die Trinkwasseraufbereitung durch perfluorierte Verbindungen (PFAS), 122 Seiten, Euro 38,--
Heft 221	48. Abwassertechnisches Seminar	Regenwasserbewirtschaftung in Zeiten des Klimawandels, 167 Seiten, Euro 38,--
Heft 222	LfU-Projekt 4. Reinigungsstufe Weißenburg Schlussbericht	Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Weißenburg, Erfahrungen im Regelbetrieb, 158 Seiten
Heft 223	SubµTrack Schlussbericht	Tracking von (Sub)Mikroplastik unterschiedlicher Identität – Innovative Analysetools für die toxikologische und prozesstechnische Bewertung, 243 Seiten

Heft 224	32. Wassertechnisches Seminar	Pathogene und antibiotika-resistente Bakterien im Wasserkreislauf, 118 Seiten, Euro 38,-
Heft 225	49. Abwassertechnisches Seminar	Wasserwiederverwendung – Potential und Anwendungen in Deutschland
Heft 226	50. Abwassertechnisches Seminar	Jubiläumsveranstaltung zu 50 Jahren Abwasserforschung – Impulse für die Zukunft
Heft 227	Aqua Urbanica 2023	Die wasser- und schadstoffbewusste Stadt – Klimaangepasstes Regenwassermanagement trifft Schadstoffproblematik
