

Schriftenreihe Band 6 | 2019

# wasser infrastruktur ressourcen



## Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'

Festschrift zur Verabschiedung  
von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

## wasser infrastruktur ressourcen



### Technische Universität Kaiserslautern

Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
tectraa, Zentrum für Innovative AbWassertechnologien e.V.

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



ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-104-0

Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'

6  
wir

Wasser Infrastruktur Ressourcen  
Technische Universität Kaiserslautern

**Siedlungswasserwirtschaft  
'from K'Town to KOSMOS'**

Festschrift zur Verabschiedung von  
Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt

Kaiserslautern, 22. Februar 2019

Herausgegeben von  
Prof. Dr.-Ing. H. Steinmetz

## **Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

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

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen · Band 6

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern  
Paul-Ehrlich-Straße 14  
67663 Kaiserslautern

Verfasser: Steinmetz, Heidrun (Hrsg.)

Verlag: Technische Universität Kaiserslautern

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

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen · Kaiserslautern 2019



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

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

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460

ISBN 978-3-95974-104-0







## Vorwort

Theo G. Schmitt wird im April 2019 nach über 26 Jahren als aktiver Professor an der TU Kaiserslautern in den Ruhestand treten. Er trat im Oktober 1992 als Nachfolger von Karlheinz Jacobitz die Leitung des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft an der damaligen Universität Kaiserslautern - heute TU Kaiserslautern - an.

1953 im südpfälzischen Ilbesheim bei Landau geboren, zog es den Pfälzer Sohn Theo Schmitt zu Studium des Bauingenieurwesens auf die rechte Rheinseite an die Universität Karlsruhe, wohin er nach seinem Studium des "Environmental Engineering" an der Stanford University, USA (1979-1980) als wissenschaftlicher Mitarbeiter zurückkehrte und schließlich 1986 bei Prof. Hermann H. Hahn promovierte. Im Anschluss leitete er bis zu seinem Ruf an die Universität Kaiserslautern die Abteilung Kanalnetzplanung und EDV des Ingenieurbüros ASAL & Partner, Kaiserslautern.

Seine persönlichen Schwerpunkte liegen im Bereich der Siedlungsentwässerung, er lässt sich mitnichten darauf reduzieren. Noch gut erinnern sich die bei seinem Dienstantritt in der Abwasserreinigung tätigen wissenschaftlichen MitarbeiterInnen an die völlig unberechtigte Sorge, ob denn noch Platz für Themen außerhalb der Siedlungsentwässerung und für die Naturwissenschaften am Fachgebiet bleibt. Schnell hat Theo Schmitt diese Bedenken zerstreut und es bestens verstanden, bestehende Forschungsschwerpunkte auszubauen und mit der Siedlungsentwässerung einen neuen Schwerpunkt aufzubauen, in dem die TU Kaiserslautern zu einer der führenden Forschungsinstitutionen in Deutschland geworden ist. Doch die Attitüde des Gelehrten im Elfenbeinturm ist ihm stets fremd und zuwider geblieben. Für Theo Schmitt steht die Problemlösung über der Person. Dies hat ihn zu einem breit geachteten Experten und Hochschullehrer gemacht, gleichermaßen geschätzt bei ProfessorenkollegInnen, WissenschaftlerInnen, Partnern aus Politik, Verwaltung und Ingenieurpraxis und Studierenden. Nicht von ungefähr hat er für seine Abschiedsvorlesung den Titel „Begegnungen über Wasser“ gewählt und bewusst vielfältig seine Gästeliste gestaltet.

Seine Arbeiten sind geprägt durch die Überzeugung, dass siedlungswasserwirtschaftliche Handlungsstrategien und Lösungskonzepte in die Zukunft gerichtet ‚Wandel und Ungewissheit‘ bedenken müssen. Daraus resultiert u. a. seine große Offenheit gegenüber neuen Herausforderungen und interdisziplinärer Vernetzung von Wissen und Sichtweisen. Schon früh hat das Fachgebiet beispielsweise mit der Technomathematik, der Elektrotechnik und der Informatik im Bereich der künstlichen Intelligenz fachübergreifend zusammen gearbeitet. Die Verzahnung von Ingenieur- und Naturwissenschaften hat häufig unmittelbar über seine MitarbeiterInnen am Fachgebiet stattgefunden. Dadurch ist eine große Breite an bearbeiteten Themen entstanden, die weite Bereiche der Siedlungswasserwirtschaft umfassen, von hydraulischen und stofflichen Fragestellungen zu urbanen Regenwasserabflüssen über den Systemwandel in der Abwasserentsorgung bis hin zu innovativen Verfahren der Abwasserreinigung und

Kläranlagen als Regelbaustein der Energiewende. Die insgesamt 14 Beiträge dieser Festschrift belegen diese Vielfalt, die sich insbesondere auch durch den Stil der Offenheit und Vielfältigkeit, mit der Theo Schmitt das Fachgebiet geleitet hat, entwickeln konnte.

Drei Generationen von SiedlungswasserwirtschaftlerInnen, angefangen bei Theo Schmitts Doktorvater Prof. Hermann H. Hahn, bis hin zu ehemaligen Doktorkindern und deren MitarbeiterInnen tragen mit ihren persönlichen Themen zur Festschrift bei. Hermann H. Hahn blickt mit dem Abstand des vor Jahren emeritierten Professors kritisch auf die aktuellen Entwicklungen in der siedlungswasserwirtschaftlichen Forschung. Die weiteren Beiträge promovierter Doktorkinder zeigen die enorme thematische Breite aktueller und abgeschlossener Forschungsprojekte und Doktorarbeiten, die Theo Schmitt initiiert und begleitet hat.

In der Zeit seines bisherigen Wirkens als Professor hat Theo Schmitt neben zwei externen Promotionen 21 seiner wissenschaftlichen MitarbeiterInnen zur Promotion geführt und eine Habilitation begleitet. Einige haben den Weg in die Praxis gewählt, anderen hat er sein Herzblut für das wissenschaftliche Arbeiten weitergegeben: Sieben seiner Doktorkinder sind inzwischen selbst ProfessorInnen; ein achter folgt in Kürze – ihm sogar nach. Die Hälfte davon sind Frauen, ein ungewöhnlich hoher Prozentsatz sowohl in der Siedlungswasserwirtschaft als auch unter den Professuren des Fachbereichs.

Seinen MitarbeiterInnen hat Theo Schmitt einen kritischen, jedoch unvoreingenommenen Blick auf die Sachverhalte und Zusammenhänge ebenso mit auf den Weg gegeben, wie die Verpflichtung zur Suche nach konstruktiven, umsetzbaren Lösungen, stets im Sinne der Sache und idealerweise im breiten Konsens der Beteiligten. Mit einem sehr großen entgegengebrachten Vertrauen hat er ihnen viele Freiheiten und Gestaltungsräume für Eigeninitiative gelassen, sei es bei der Wahl des Promotions-themas oder der Bearbeitung von Projekten. Dabei stand und steht er ungeachtet hoher zeitlicher Belastungen immer für Diskussionen und Gespräche zur Verfügung und gibt in seiner hoch konzentrierten und kritischen Art schlussendlich die wichtigen und wegweisenden Ratschläge. Durch den intensiven wissenschaftlichen Austausch und die zahlreichen Ratschläge und Anregungen förderte und forderte er alle in einer außergewöhnlichen und einzigartigen Art und Weise. Besonders geschätzt wird seine stets freundliche und kollegiale Art, die eine Zusammenarbeit mit ihm immer sehr angenehm macht.

Neben dem fachlichen ist es Theo Schmitt immer wichtig, auch den Mensch dahinter und das Team zu sehen; das Miteinander zu fördern und zu pflegen, den „wir-Gedanken“ zu leben und diesen z. B. durch die beliebten jährlichen „Familientreffen“ auch auf Familie und Partner auszudehnen.

Der etwas ungewöhnlich anmutende Titel dieser Festschrift ‚From K-Town to KOSMOS‘ spielt zum einen auf die von ihm entwickelte Software zur Kontinuierlichen

Schmutzfrachtmodellierung (KOSMO) an, die mit seinen modelltechnischen Ansätzen (u. a. hydrodynamischer Simulationskern, Schmutzstoffakkumulation- und Abtrag) seiner Zeit und kommerziellen Lösungen weit voraus war und die ihn bis heute zu dem deutschlandweit gefragten und geschätzten Spezialisten und Problemlöser auf diesem Gebiet macht. Zum anderen hebt der Titel darauf ab, dass Theo Schmitts Expertise in der Siedlungswasserwirtschaft von der TU Kaiserslautern aus nach außen wirkt. Seine von ‚K-Town‘ ausgehenden Arbeiten haben wegweisende Fachbeiträge für Deutschland geliefert und insbesondere das nationale Regelwerk weiter entwickelt. Dies sind hohe Verdienste, die die DWA durch die Verleihung der Max-Prüß-Medaille im Oktober 2018 gewürdigt hat. Seine stets auch auf die globalen Problemstellungen gerichtete Sicht, beispielsweise zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels, rechtfertigt schließlich die Erweiterung des Wortspiels zu ‚KOSMOS‘.

Der vorliegende Band 6 der Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen ist als Festschrift der Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt gewidmet. Band 6 hört sich noch jung an und ist nach 40 Bänden der Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft schlussendlich Ausdruck von Theo Schmitts Teamgeist und Vernetzungswerk. Er war Initiator und treibende Kraft bei der Etablierung des wir-Gedankens. Nur kurz vor seinem Ruhestand initiiert, gibt es mit Wasser- Infrastruktur- Ressourcen (wir) eine gemeinsame Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung und des Zentrums für Innovative AbWassertechnologien (tectraa). Auch das charakterisiert Theo Schmitt: Neues auf den Weg zu bringen und voran zu treiben.

Wir, die ehemaligen und derzeitigen MitarbeiterInnen möchten Theo Schmitt mit der vorliegenden Festschrift würdigen, ihm eine Freude bereiten und vor allem unseren Dank für eine hervorragende fachliche, vertrauensvolle und kooperative Zusammenarbeit ausdrücken, die wir in den letzten 26 Jahren erfahren durften. Auch wenn diese Festschrift zur Verabschiedung von Theo Schmitt erscheint, möchten wir unseren Dank mit dem Wunsch verbinden, auch weiterhin im intensiven fachlichen und menschlichen Austausch zu verbleiben!

Wir wünschen Theo Schmitt für den anstehenden Ruhestand alles Gute, die Erfüllung all seiner Wünsche und dass er diesen noch lange genießen möge!

Kaiserslautern im Februar 2019

Heidrun Steinmetz, Henning Knerr und Christian Scheid  
im Namen seiner ehemaligen und derzeitigen MitarbeiterInnen



# INHALTSVERZEICHNIS

Gibt es etwas wie eine ‘neue’ Siedlungswasserwirtschaft? <i>Hermann H. Hahn</i>	1
Towards Resilient Water Supply Systems using Data Analytics <i>Nazli Yonca Aydin; Md. Aktaruzzaman</i>	9
Prüfung von Drosseleinrichtungen an Regenüberlaufbecken <i>Kai Klepiszewski</i>	21
AFS63 – Herausforderungen bei der Bestimmung <i>Martina Dierschke; Antje Welker</i>	39
Einfluss der Abflusskonzentration auf die Ergebnisse bi-direktional gekoppelter 1D/2D-Überflutungsberechnungen <i>Hagen Hürter</i>	57
Kommunales Risikomanagement als Beitrag zu einer verbesserten Überflutungsresilienz <i>Christian Scheid; Marc Illgen; Ulla Leinweber</i>	73
Die Zukunft der ländlichen Abwasserentsorgung – Erhalt der konventionellen Systeme oder Systemwechsel? <i>Silja Baron; Inka Kaufmann Alves</i>	89
Die Gestaltung des Belüftungssystems für eine Belebungsstufe – eine komplexe Aufgabe <i>Ulrike Zettl</i>	103
Optimierung von Kläranlagen und Biogasanlagen durch Mess- und Automationstechnik <i>Jürgen Wiese</i>	123
Organischer Kohlenstoff im Abwasser – mehr als nur ein Energieträger <i>Heidrun Steinmetz; Thomas Uhrig; Stefanie Müller</i>	139

Von Effizienz bis Flexibilisierung – ein erfolgreicher Weg mit viel Energie <i>Michael Schäfer; Oliver Gretzschel; Joachim Hansen</i>	165
Mikroschadstoffe im Sauer-Einzugsgebiet: Lösungswege abseits der klassischen Eliminationsverfahren <i>Joachim Hansen; Henning Knerr</i>	193
Stoffflussmodellierung – Planungsinstrument zur Entwicklung von Gewässerschutzstrategien <i>Henning Knerr; Oliver Gretzschel; Gerd Kolisch; Yannick Taudien</i>	211
Konzentrationen von Mikroschadstoffen in urban geprägten Gewässern <i>Ulrich Dittmer; Anna Bachmann-Machnik; Marie Launay</i>	227

Für Theo Schmitt: ‚Was in Deiner  
Siedlungswasserwirtschaftszeit geschah‘

## Gibt es etwas wie eine ‚neue‘ Siedlungswasserwirtschaft?

Hermann H. Hahn  
Siedlungswasserwirtschaft KIT, Karlsruhe

**Kurzfassung:** Das Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft hat sich von einer Domäne des städtischen Ingenieurbaus hin zu einer Teamarbeit ingenieur- und naturwissenschaftlicher Wissenschaftler für den Umweltsektor entwickelt. Die typischen eher angewandten Fragestellungen interessieren nun auch Vertreter der Grundlagenwissenschaften. Schwierigkeiten in diesem Fachgebiet ergeben sich zum einen aus der Vielzahl der nicht immer streng angewandten Fachtermini der mitwirkenden Teammitglieder. Vor allem aber sind die ‚Verführungen‘ finanzieller Art zur Bearbeitung aktueller Probleme in einem solchen aktuellen Arbeitsgebiet groß. Dies kann dazu führen, dass solchermaßen angeregte Vorhaben aufgegriffen werden für die nicht immer Kompetenz und Sachwissen existiert. Es wäre für diese Fachdisziplin wünschenswert, dass nach der Anfangseuphorie für alle Arten dieses Umweltengagements nun in einer Art von Normalisierung mehr Ruhe in der Entwicklung von Forschungsideen, mehr Risikobereitschaft in der Bewilligung und der Ausführung von Vorhaben, mehr Kommunikation zwischen Wissenschaftlern und der Öffentlichkeit eintreten. Es bräuchte mehr Freude, ja sogar Emotion in den Labors und Büros und das Andenken und Ansteuern von neuen Horizonten.

**Key-Words:** städtischer Ingenieurbau, Umweltingenieurwesen, Kreislaufwirtschaft, Nanoprozesse, nachhaltige Konzepte



## 1 Ein (sehr) persönlicher Rückblick auf die Siedlungswasserwirtschaft der 1970-er Jahre<sup>1</sup>

Wir wollten Umweltfragen lösen auf einem „Marktplatz“, den Wissenschaftler, Entscheidungsfällende und vor allem auch ‚Praktisch-Tätige‘ bilden. Ein Blick weit zurück zeigt auch, dass es schon früher z.T. gravierendere Umweltprobleme gab, also weit vor Beginn der in den siebziger Jahren beginnenden Faszination für die Umwelt und ihren Erhalt. Unsere Arbeitsmethoden waren ursprünglich vom Bauingenieur aus seinem eigenen Fach entwickelt worden, vom Bauingenieur, der zunächst der Einzige war, der sich für städtebauliche Fragen verantwortlich fühlte und sie auch zu lösen versuchte. Erst später begannen sich andere Disziplinen, vor allem auch aus naturwissenschaftlichen Arbeitsbereichen, für diese Fragen, die weit entfernt von den sonst so exakt definierten naturwissenschaftlichen Systemen zu liegen schienen, zu interessieren und sogar zu engagieren. Arbeitsaufträge, wenn man dies denn so nennen kann, gab es für ‚uns Umweltingenieure‘ damals auch aus gelegentlich emotionalen Äußerungen der Öffentlichkeit. Denken wir nur an den Slogan: ‚Wir haben es geschafft auf dem Mond zu landen, aber unseren Hinterhof haben wir noch nicht in Ordnung gebracht‘, d.h. wir kümmern uns um prestigereiche Vorhaben statt um Probleme, die zunächst nur in unserer nächsten Nachbarschaft Aufsehen erregen würden.

Die folgenden knappen Anmerkungen zu einer möglicherweise veränderten Situation des Faches Siedlungswasserwirtschaft während der letzten Jahrzehnte erheben in keiner Weise einen Anspruch einer umfassenden Analyse. Sie sind Beobachtungen aus einiger Entfernung vom aktuellen Geschehen. Und sie sind, wie aus den Angfassungssätzen erkennbar, vorwiegend persönlicher Natur.

## 2 „Wird das Rad tatsächlich immer wieder neu erfunden“?

Außenstehenden, aber auch schon länger im Fach beheimateten Kollegen, scheint es immer wieder, dass Manches in gewisser Regelmäßigkeit vergessen wird und nach einer bestimmten Anzahl von Jahren wieder neu aufgegriffen, sogar entdeckt wird. Als ein Beispiel könnte man, wiederum vorwiegend für die Siedlungswasserwirtschaft, genauer für deren Teilbereich der Wasserversorgung, die Frage der Hygiene nennen, insbesondere den hygienischen Aspekt der Bereitstellung von Trinkwasser. Schon im ausgehenden 19. Jahrhundert hat Pettenkofer in München mit dieser Fragestellung weitreichende Planungen und Entscheidungen begründet. Doch die Bedeutung dieser Herausforderung geriet mit der zunächst vordergründigen oder scheinbaren Lösung in Vergessenheit. Hygieneforderungen tauchen erst in jüngerer Zeit wieder auf, wie auch aus den immer weiter spezifizierten supranationalen Richtlinien und internationalen Anstrengungen deutlich wird. Ist damit das (Hygiene)Rad

---

<sup>1</sup> Sätze aus einer (Antritts)Vorlesung von 1970, die man damals als eine Art Positionsbestimmung neuerer siedlungswasserwirtschaftlicher Arbeiten betrachten konnte.

wieder neu erfunden, oder wird seine bislang lautlose Bewegung wieder hörbarer, weil die Belastungen größer werden oder die Aufgaben noch schwergewichtiger geworden sind?

Aus der Vielzahl von möglichen Illustrationsbeispielen zur ‚Wiedererfindung des Rades‘ soll noch ein zweites, die Erkenntnis von einerseits sinnstiftenden und andererseits aber auch gefährlichen Kreisläufen nennen. Wir haben gelernt, dass es die Endlichkeit unserer materiellen Grundlagen gebietet, viele der Rohstoffe immer besser und immer intensiver weiter zu verwenden. Wir haben die sogenannte Kreislaufwirtschaft begründet oder sogar erfunden. Gleichermaßen zeigt sich aber auch immer deutlicher, dass enger und enger geschlossene Kreisläufe auch die Gefahr bergen, Schädliches zu behalten und nicht auszuschleusen, ja Schädliches sogar anzureichern. Kreislaufkonzepte in den verschiedensten Bereichen unseres materiellen Alltags sind also immer wieder aufzurufen und zu überprüfen.

### **3 Gibt es auch in den (Ingenieur)Wissenschaften zuweilen „Modevorgaben“?**

Viele schließen sich Themen oder Rahmenvorgaben häufig aus finanziellen Gründen an und dies oft ohne Not und noch gravierender, auch ohne Qualifikation. In den ersten Jahren der oft als Umwelteuphorie bezeichneten Phase konnte man sich mit Themen befassen, die einerseits interessant schienen und für die man sich andererseits qualifiziert hatte durch Wissen, Erfahrung und vorangehende Vorhaben. Später wurden dann, im Sinne einer wohlgemeinten Fokussierung von Forschungsanstrengungen, vermehrt Themen, z.B. vom BMFT später BMBF, ausgeschrieben. Mit der Zunahme der Bedeutung der sogenannten Drittmittelwerbung, wurde die Bewerbung um solche Mittel prestige- und statusrelevant und für die finanzielle Situation einer Forschungseinrichtung entscheidend. So haben sich viele um Fragestellungen bemüht, die solchermaßen aussichtsreich erschienen. Das war im ausgehenden zwanzigsten Jahrhundert in der Wassergütwirtschaft und der Siedlungsentwässerung z.B. der gesamte Komplex des Phosphorkreislaufes, einerseits in der Produktion von Lebensmitteln und Industriegütern und andererseits in der Rolle als aquatischer Nährstoff. Es wurden auch zunächst erfolgreich wirkende technische Maßnahmen entwickelt, administrative Regelungen getroffen und mit Beobachtungen belegte Erfolge erreicht. Heute scheint diese Diskussion aus guten Gründen wieder aufgegriffen zu sein. Wahrscheinlich ein sinnvolles Beispiel für mögliche ‚deja-vue‘ Erfahrungen. Es gibt aber auch andere, weniger sinnvolle Beispiele für die Setzung von Themenrahmen, die dann aus Gründen der notwendigen Gewinnung von weiteren Drittmitteln zu weniger glücklichen Verhaltensweisen von Forschungsnehmern führen. Der gesamte Themenkomplex Kohlendioxidproduktion, -vermeidung und -bindung bietet

vielfachen Anreiz sich nicht nur aus Qualifikationsgründen sondern auch aus Opportunitätsüberlegungen damit zu befassen.<sup>2</sup>

#### 4 „NANO“ – Mehr als ein Zauberwort oder eine Zauberwelt?

Der Begriff Nano und auch die Dimensionsbezeichnung ‚nano‘ tauchen heute vielfach auf, nicht nur in Fachdiskussionen, sondern auch in der engagierten Öffentlichkeit. Damit kann zum einen die Größendimension eines untersuchten Systems gemeint sein, also zum Beispiel nicht mehr eine gesamte Biozönose eines Gewässers, sondern detaillierte Strukturen und molekulare Reaktionsmechanismen eines einzelnen Bakteriums solcher Zönosen. Es kann aber auch die immer kleinräumiger werdende Betrachtungsweise einer größeren Fragestellung und folgerichtig damit auch die Struktur eines ganzen Fachgebietes, das sich damit befasst gemeint sein. Immer mehr Forscher an vielen Institutionen, in allen Altersgruppen, in immer mehr Ländern arbeiten an immer kleineren Ausschnitten von Detailfragen.

‚Nano‘ ist also in zweierlei Hinsicht zu interpretieren und vielleicht auch zu ‚bewerten‘. Zum einen als die sehr notwendige und heute instrumentell erst möglich gewordene Befassung mit Nanoteilchen und Reaktionen dieser sehr kleinen Teilchen, etc. in sehr kleinen Größenordnungen<sup>3</sup>. Aber Nano kann und muss auch so gedeutet werden, dass man sich mit Fragestellungen befasst, die in sich selbst und auch vielleicht nur zunächst, geringfügigste Bedeutung haben. Erst in der Summe vieler Arbeiten, z.B. vieler aufeinanderfolgender Publikationen werden sie von Bedeutung. Viele heute als erfolgreich geltende Wissenschaftler begnügen sich schon mit der Erarbeitung eines einzelnen dieser Aspekte, publizieren umgehend und sind auch ohne eine synoptische Analyse und Aussage zufrieden.

Hier mag nun die Gefahr oder auch der Nachteil einer derartigen ‚nano‘-Strukturierung eines Fachbereiches und damit die Möglichkeiten der Lösung einer Aufgabenstellung liegen: die integrierende Betrachtung einzelner Lösungsschritte, die Einordnung der Einzelergebnisse in ihrer Dimension und Bedeutung scheint weniger und weniger von Interesse zu sein. Ein Beispiel aus dem Bereich der Beschreibung von Wasserqualität von Oberflächengewässern nach den Vorgaben der Europäischen

---

<sup>2</sup> Ein besonders dramatisches Beispiel für derartige opportunitätsbedingte Orientierung war die Umkonzipierung eines Forschungsantrags für angemessene Abwasserreinigung für Großstädte der sich entwickelnden Regionen (z.B. Mumbai in Indien), bei dem eine Forschergruppe anfangs „gut im Rennen lag“ und dann durch ein „Bekanntnis“ des damaligen Fachministeriums zur Bedeutung der Kohlendioxidfrage zunächst herausfiel. Das betreffende Forscherteam hat den gesamten Antrag geringfügig umformuliert, sodass nicht die Abwasserreinigung sondern die CO<sub>2</sub>-Frage im Zentrum der Untersuchungen stand.

<sup>3</sup> So waren im 19. Jahrhundert Wasserfilter z. T. geschickt konfigurierte Reisigbündel. Heute sind es sogenannte Membranen, deren Öffnungen tatsächlich im Nanometerbereich liegen. Gleichmaßen wäre hier anzuführen, dass die bedeutend erweiterten analytischen Möglichkeiten dazu führen, dass wir heute mehr ‚erkennen‘ können im Hinblick auf Inhaltsstoffe des uns umgebenden und von uns genutzten Wassers. Daraus ergeben sich nicht selten Gefährdungen oder vermeintliche Gefahren, die von Fachleuten für die interessierte oder betroffene Öffentlichkeit zu bewerten sind. Diese Bewertungen sind allerdings nicht einfach und finden bedauerlicherweise zu wenig statt.

Gemeinschaft möge dies illustrieren: die Anzahl der hierfür zu verwendenden Messparameter und die Dimensionen der dazugehörigen Analyseverfahren und Standards nehmen zu. Eine integrale Beurteilung der Qualität durch Ermittlung der Wechselwirkungen der einzelnen Parameter und eine wie auch immer gestaltete Gesamtbewertung durch z.B. dimensionsunabhängige Kombination und additive oder sogar multiplikative Aggregation steht aber immer noch aus. Sie scheint sogar schwieriger zu werden, durch die enger werdenden Fachgrenzen und damit Facherkenntnisse.

## **5 Kann es sein, dass die Sprache eines Faches zu spezifisch und damit unklarer wird?**

Hört man heute einem Fachvortrag zu, so müsste man eigentlich viel häufiger nachfragen, fast wie ein Fachfremder nachfragen, was der Vortragende mit diesem oder jenem Begriff, den er vielleicht wie eine Abkürzung oder ein Symbol benutzt, meint.

Man denke zum Beispiel an Darstellungen aus dem Bereich der Technikwissenschaften. Hier ist bei der Trinkwasseraufbereitung der Prozess der Enthärtung gelegentlich einzusetzen. Dazu gibt es den Begriff der Säurekapazität, genauer der Säureneutralisationskapazität, der entscheidend für die betrieblich sinnvolle und auch stabile Enthärtung ist. Diese vielleicht in einer fokussierten Diskussion zur Enthärtung noch klar definierte Säurekapazität (als Säureneutralisationskapazität) wird als Fachwort nun häufig auch in anderen Erörterungen verwendet, in einigen Fällen wirklich als Säurekapazität im engeren Sinn, in anderen aber als Neutralisationskapazität. Und der Zuhörer ist allzu oft nur bedient mit dem bloßen Begriff ohne abzuklären, welche genaue Interpretation sich dahinter verbirgt.

So mag auch ein viel publizierender und von einer Großzahl der Fachkollegen geleiteter Forscher einen Begriff entwickelt haben, den er selbst mit klaren Vorstellungen verwendet. Nun wird er aber von seinen Lesern und nachfolgenden Fachkollegen auch oft ohne ‚Herkunftsangabe‘ stenographisch abgekürzt verwendet, in der Erwartung dass die gesamte Konnotation der Vorstellungen des „Erstautors“ impliziert ist. Besonders deutlich wird das vielleicht am Beispiel der Vorstellung der sogenannten ‚Nachhaltigkeit‘. Dieser Begriff ist in oder für die Forstwirtschaft entwickelt worden und damit wohl in abkürzender Form ohne Erläuterung dort auch noch zu verwenden. In der Wasserwirtschaft ist die Verwendung in einem fast ursprünglichen Sinn vielleicht sogar noch logisch. Aber in der Energiewirtschaft ist dies schon weniger definiert, wenn man an Wasserkraft- oder auch an Gaskraftwerke denkt.

Bei einer sog. nachhaltigen Trinkwasseraufbereitung müsste der Begriff weiter aushörend beschrieben oder auch ‚umdefiniert‘ werden, vor allem im Hinblick auf nachhaltige Aspekte etwa bei der Rohstoffgewinnung oder bei Chemikalienauswahl und -einsatz. Bei der Energieerzeugung in einem Wasserkraftwerk kann man von ‚nachhaltig‘ sprechen, wenn man sich auf den ‚Treibstoff‘ Wasser bezieht; andererseits sind etliche der dafür erforderlichen Baumaßnahmen, also Eingriffe in den Wasserhaushalt, nur sehr begrenzt im ursprünglichen Sinn als nachhaltig zu erkennen.

Noch diffuser ist der Bezug des Konzeptes der forstwirtschaftlichen Nachhaltigkeit zum Projekt eines Gaskraftwerkes. Der Vortragende, der diese Begriffe verwendet muss also entweder genau klären, mit welchem Aspekt der Nachhaltigkeit welche Komponente eines Gaskraftwerkes beschrieben werden soll. Oder der Zuhörer sollte ehrlicher Weise nachfragen, damit die Kommunikation nicht vage bleibt.

Es gäbe zweifelsohne viele Beispiele für solch eher unpräzise Kommunikationen auch oder gerade in einer vielleicht ‚neuen‘ Siedlungswasserwirtschaft, nicht zuletzt deshalb, weil die Zahl der mitwirkenden Disziplinen und Fachkollegen zunimmt. Vielleicht genügen aber auch die wenigen Illustrationsbeispiele in einer solch knapp gehaltenen Darstellung.

## **6 Was braucht es, dass die Siedlungswasserwirtschaft weiterhin erfolgreich arbeitet?**

Aus dem Blickwinkel eines nun eher von Ferne das eigene Fachgebiet Betrachtenden, und damit aus einer eher persönlichen Sicht, für manche Fachkollegen vielleicht viel zu persönlich, habe ich gewisse ‚Traumvorstellungen‘ für die weitere Entwicklung der Arbeit in dieser Disziplin, vor dem Hintergrund der zuvor dargestellten teils begrüßenswerten aber auch teilweise schwierigen Veränderungen. Es bräuchte vielleicht mehr Ruhe in der Entwicklung von Forschungsideen, mehr Risikobereitschaft in der Bewilligung und der Ausführung von Vorhaben, mehr Kommunikation zwischen Wissenschaftler und der Öffentlichkeit der er dient. Es bräuchte mehr Freude, ja sogar Emotion in den Labors und Büros und das Andenken und Ansteuern von neuen Horzonten oder Herausforderungen.

### **MEHR RUHE**

Forschungsfragen und vor allem auch die auf ihre Lösung abzielenden Forschungsvorhaben müssen in Konzipierung, Bearbeitung und vor allem in der Berichtsphase, die auch gut konzipierte Veröffentlichungen beinhaltet, mit mehr Ruhe oder besser Bedachtsamkeit erarbeitet werden.

### **MEHR RISIKOBEREITSCHAFT**

Generell müssen Finanziers sorgfältig Risiken erfassen und bei ihren Entscheidungen bedenken. Dies gilt auch - vielleicht in etwas veränderter Form - für denjenigen der Forschung fördert. Doch diese Risikobereitschaft ist im Zusammenhang mit der Dringlichkeit der Lösung von zahlreichen Alltagsaufgaben etwas verloren gegangen. Aber auch die mit den Forschungsförderern zusammenarbeitenden Forschungsnehmer könnten gewinnen, wenn sie ein wenig mehr wagnisorientiert vorgehen: Forschung muss nicht eine Fahrt vollständig ins Blaue sein, aber sie darf auch nicht nur sichere oder gar ausgetretene Wege verfolgen.

### **MEHR KOMMUNIKATION**

Forscher müssen untereinander mit ihren Fachkollegen, auch wenn die Fachgebiete teilweise weiter auseinanderliegen und das interdisziplinäre Sprechen mehr als aufwendig ist, viel mehr mit einander in Verbindung sein als bisher. Noch mehr gilt dies für eine Kommunikation mit den Entscheidungsfällenden, die die Erkenntnisse und Ergebnisse der Forschungs- und Entwicklungsarbeiten umsetzen sollen. Interdisziplinarität in dem Sinne dass viele ehemals nur Grundlagenforschung ausführende Wissenschaftler springen nicht nur auf diesen Zug der Siedlungswasserwirtschaft auf, sondern befassen sich mit ihrer eigenen Systematik mit Fragen der Siedlungswasserwirtschaft. Zuvörderst aber muss die Kommunikation mit der sog. Öffentlichkeit, also denjenigen, für die im weitesten Sinne die Arbeiten stattfinden, intensiviert und klar und verständlich gehalten werden. ‚Unsere‘ Arbeiten sind also noch mehr vom Menschen/Nutzer aus zu denken und auszuführen.

### **IMMER WIEDER NEUE ZIELE**

Viele haben die Erfahrung machen müssen oder machen dürfen, dass, als wir gedacht hatten, wir hätten ‚es‘ geschafft, sich unerwartet Neues auftut. Und wenn es zunächst auch nur der verständliche Wunsch nachfolgender Generationen ist, das bisher Vorliegende kritisch zu betrachten, ja vielleicht völlig in Frage zu stellen. Aus solchen Erfahrungen tun sich in den meisten Fällen neue Horizonte auf, neu in der Form der Fragestellung oder auch neu in der Art der Bearbeitung. Das führt bei den jüngeren Fachkollegen zu mehr Freude in der Arbeit und der Zusammenarbeit. ‚Freude an wissenschaftlichem Arbeiten‘ ist sicherlich ein bisher weniger beachteter Parameter in der Formulierung von Arbeitsvorhaben und vor allem in ihrer Durchführung. Und doch ist sie zum Erreichen hoher Ziele unverzichtbar, ja kann sogar Emotionen positiver Art auslösen. Nur lässt sich dies vielleicht im Alltag eines mit Antragstellung und Berichtschreiben eines mit Drittmitteln Forschenden wenig direkt einbringen.

### **Korrespondenz an:**

em-Prof. Dr. Dr.-Ing. eH Hermann H. Hahn  
Siedlungswasserwirtschaft KIT Karlsruhe  
Tel.: 0721 60842457  
E-Mail: hahn@kit.edu



# Towards Resilient Water Supply Systems using Data Analytics

Nazli Yonca Aydin<sup>1</sup>; Md Aktaruzzaman<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ETH-Zurich, Singapore-ETH Centre, Singapore; <sup>2</sup>Infosys, Berlin, Germany

**Kurzfassung:** Water supply systems are the major component of the critical infrastructures as it provides crucial services to societies. The consequences of stressors such as urbanization, population increase, climate change, and natural disasters showed that new planning and management approaches are needed for critical infrastructures to reduce the detrimental impacts of those natural or man-made catastrophic disruptions. Resilience-based management is one of the widely used and the most popular approach to cope with these challenges and reduce risks. As the concept of resilience is evolving, it is clear that the resilience of water supply systems will become an issue in the future. Here, the definition of resilience, its evolution as well as its practice on water resources are presented with some practical applications and literature examples.

**Key-Words:** Resilience, water supply systems, quantitative approaches, data analytics

## 1 Introduction

Modern societies depend on critical infrastructures such as water supply infrastructure, power grids, transportation networks. As technological innovations are improving, and new concepts such as smart cities emerging, these systems are becoming more and more connected. They constantly share information and provide resources to each other. Although this increases the efficiency of critical infrastructure performances, the connectedness creates a higher magnitude of consequences. When a disruption occurs on a single system, it will likely cascade throughout the entire connected group of infrastructures.

One real-world example to such phenomena occurred due to the blackout in 2004, New York, as explained in National Institute of Standards and Technology report (page; 2-12) from the U.S. Department of Commerce (Applied Technology Council, 2016);



*“Four hundred thousand people were trapped on New York subways when the power failed. The city lost all of its 11,000 traffic signals, and no mass transit was able to operate, except for water ferries and buses. There was congestion on streets, sidewalks, and bridges as residents and commuters tried to make their way home. Eight hundred people trapped in elevators had to be rescued. High-rise buildings lacked water because they lost pumping capacity. Raw sewage was released because of the loss of power at wastewater treatment plants (DOT, 2004<sup>1</sup>).”*

Cascading failures at interdependent infrastructure systems emphasize the need for innovative approaches and data analytics techniques to deal with disruptions. Resilience analysis is one of the best approaches to cope with this challenge and reduce risks. In the following sections, the definition of resilience will be presented together with examples to provide resilient water supply systems using data analytics.

## **2 The definition of resilience**

Resilience as a word is coming from the Latin word “resiliere” that the direct meaning refers to “jump back” (Masoomi & van de Lindt, 2019). While the direct meaning might give an indication of how it could be incorporated in the engineering and design fields, the definition of resilience in science and engineering fields is very broad. In fact, it was first defined in the ecological sense by Holling (1973) as the ability to absorb change and disturbance and still maintain the same performance and functions.

The United Nations Office for Disaster Risk Reduction (2007) defines resilience as “*the ability of a system, community or society exposed to hazards to resist, absorb, accommodate and to recover from the effects of a hazard in a timely and efficient manner, including through the preservation and restoration of its essential basic structures and functions*”. National Academy of Sciences (2012) is perhaps one of the most influencing reports on this field proposed the definition of resilience as “*...the ability to prepare and plan for, absorb, recover from, and more successfully adapt to adverse events*” (page: 1).

---

<sup>1</sup> DOT, 2004, Effects of Catastrophic Events on Transportation System Management and Operations: August 2003 Northeast Blackout, New York City, Report No. DOT-VNTSC-FHWA-04-04, Department of Transportation, John A. Volpe National Transportation Systems Center, Cambridge, Massachusetts.

One of the most widely accepted definitions for seismic resilience is given by Bruneau et al. (2003), where the seismic resilience is expressed in terms of four dimensions, namely, technical, organizational, social and economic. The technical dimension is related to the physical structure of critical infrastructure, while the organizational dimension is associated with its management. As the names imply the social and economic dimensions reflect societal and financial aspects of resilience. Resilience definition was also given in Holway (2009) as the ability to withstand and adapt to stressors. Butler et al. (2014) defined resilience as “the degree to which the system minimizes the level of service failure magnitude and duration over its design life when subject to exceptional conditions”.

In their extensive literature review, Francis and Bekera (2014) pointed out the key properties of resilience for infrastructures, safety management, organizational, socio-ecological, economic, and social systems separately. The key properties for infrastructure systems are identified as the ability to anticipate, ability to absorb, ability to adapt, coordinated planning, responsiveness, flexibility, timely recovery, an acceptable level of service while recovery.

### **3 Resilience evaluation methods**

The Sendai Framework (United Nations, 2015), which provides future directions on the disaster risk reduction between 2015 and 2030, calls for methodologies and strategies to assess and strengthen the resilience of new and existing critical infrastructures. It emphasizes that such methodologies and strategies are required for critical infrastructures of water, transportation and telecommunications, educational facilities, hospitals, and other health facilities so that they remain safe and operational during and after disasters to continue their service for effective emergency management and fast recovery.

One of the leading resilience quantification frameworks was provided by (Bruneau et al., 2003) who not only defined resilience but also specified quantitative measures for evaluating seismic resilience on a case study for acute care facilities (Bruneau & Reinhorn, 2006). The time-varying degradation, as well as response and recovery, were presented in functions (see Figure 1-A). According to Ganin et al. (2016), the definition of resilience emphasizes the importance of the temporal dimension which should be considered while evaluating the resilience. The authors focused on the critical functionality in other words, performance or quality of services in systems, and evaluated resilience for directed acyclic graphs. Threshold or acceptable level of services is important in a resilience evaluation since it represents a tipping point and is sensitive to each water system. Figure 1-B illustrates the resilience function that Ganin et al. (2016) proposed. Using a threshold, Hashimoto, Stedinger, & Loucks, (1982) defined an evaluation method for resilience as a dimension of sustainability for water supply reservoir. In their work, the resilient systems recover or bounce back from a failure quickly and return to the satisfactory state.

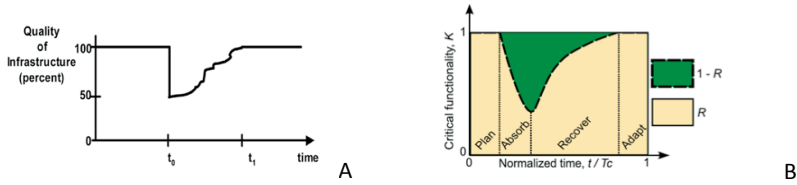


Figure 1: A. Resilience function adapted from (Bruneau & Reinhorn, 2006), B. System’s resilience adapted from (Ganin et al., 2016).

Perhaps the most comprehensive identification was given for infrastructure systems resilience in Heinimann and Hatfield (2017) who proposed a modification to the ISO standard 31,000 which is the commonly used risk management and assessment framework. The authors presented the following activities for the resilience of infrastructure assessment: establishing the context, identify disruptions (i.e., multi-hazard, regime shifts), analyze resilience, evaluate resilience, monitor resilience. Throughout these steps, constant feedback and communications with the stakeholders were defined by Heinimann and Hatfield (2017). It is emphasized here that resilient system behavior has three functions: biophysical core functions, enabling functions and cognitive functions. Each split into total of ten resilience functions as shown in Figure 2. Some of the quantitative resilience analysis tools were mentioned here as follows: Low-dimensional models which simulate “resist”, “re-establish” and “rebuild” functions and recovery models, flows on networks model, complex networks approach, multiphase models, agent-based modeling, systems of system simulations.

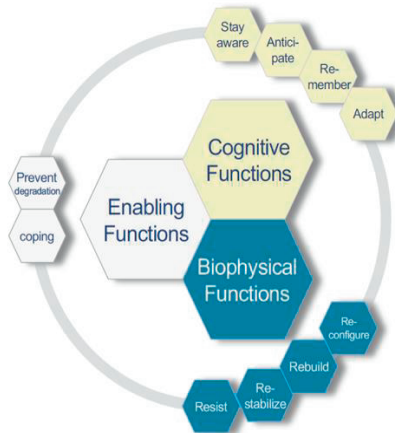


Figure 2: Three functions for resilient system behavior and their sub-classes called resilience functions (adapted from (Heinimann & Hatfield, 2017)).

#### 4 Resilience evaluation methods for water systems

It is well known that frequency and severity of natural hazards are increasing due to global warming and the losses from natural hazards are also rising due to the growing rate of urbanization, which the water infrastructure is one of the essential components. The major challenge with the resilience planning is to quantify and measure it for water supply systems. In order to improve systems' resilience and take adaptation measures, first, resilience needed to be evaluated and understood as a concept so that it could be incorporated into planning tools for water systems (the United States Environmental Protection Agency, 2015).

One of the most widely used resilience indexing for water supply system is proposed by Todini (2000) which focused on the excess energy as a performance measure for resilience. Wright et al. (Wright, Herrera, Parpas, & Stoianov, 2015) framed a resilience evaluation for water networks using reserve capacity and maximum demand multiplier. In this work, they calculated critical links at a hypothetical network, also evaluated the resilience of district-metered areas using reserve capacity to propose a locational based design for dynamic boundary valves.

Mugume, Gomez, Fu, Farmani, & Butler (2015) proposed a global resilience approach for evaluating the structural resilience of urban drainage systems. They emphasized the importance of creating safe-fail approaches instead of reliability-based fail-safe approaches meaning that systems are not just reliable under normal conditions but performs safely under extreme and unexpected conditions. They defined two main measures of performances for resilience evaluation of urban drainage systems: "mean duration of nodal flooding", "total flood volume". They focused on link failures so the structural resilience is evaluated by removing the links until all the links on the system are failed.

In the literature, resilience is considered and treated in relation to the reliability measure due to the fact that they both are strongly correlated. In a later study, Creaco, Franchini, & Todini (2016) stated that the resilience index should be treated as an overall performance parameter which gives an idea about the operational conditions of networks. However, authors stated that the resilience index by itself as a performance indicator cannot be used to resolve operational issues (i.e., segment isolation or open hydrants etc.) under baseline conditions as well as critical disruption scenarios.

Recently, Diao et al. (2016) proposed a global resilience analysis for water distribution systems in order to identify stress thresholds while systems are under different magnitudes of pipe breakages, excess demand and substance intrusion failures. In this study, authors searched for the threshold that systems collapse, the comparison metrics were identified as pressure and water demand deficiencies. They applied this methodology on 4 different hypothetical networks (i.e., Net3, BWSN Network, Alpine network, C-town). Authors concluded that increasing the capacity of water networks

not necessarily increase the resilience, quite the reverse, it might increase the recovery time to meet hydraulic requirements. In addition, it was emphasized that one network might be resilient in terms of one failure event might fail to sustain resilience in another event.

On a case study, Aydin (2018) focused on measuring topological and operational resilience and recovery of water distribution systems. This study specifically focused on investigating the recovery performance of water networks with different topologies. These systems with the same properties are tested under similar failure scenarios (i.e., fire flow/excess demand simulations) to observe the differences in recovery rates. A new "measure of performance" metric is identified which integrated the robust operation range for water networks into the recovery functions for two different water networks. A graphical representation of this study is given in Figure 3.

The proposed methodology presented in Aydin (2018) used two different networks which are widely used in water distribution systems research called Net2 which is from the EPANET manual (Rossman, 2000), and Fossolo network (Jolly, Lothes, Sebastian Bryson, & Ormsbee, 2014). The disruption simulations applied using an open source EPANET extension called EPANET-EMITTER (Pathirana, 2010) to apply pressure-dependent analysis. The results showed that the looped network topology is the most resilient in terms of their performance of recovery. This study aims to shed a light in the future for designing operationally and structurally resilient water distribution systems.

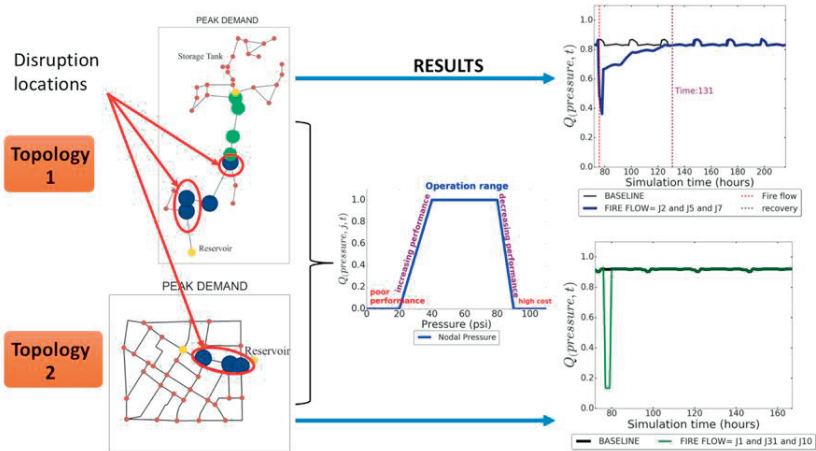


Figure 3: Recovery performance of water distribution systems with different topologies under fire flow disruptions (Adapted from (Aydin, 2018)).

The resilience computations were also incorporated into the optimizing an overall operations of water distribution systems by Khatavkar and Mays (2018). Here, authors specifically focused on a disruption scenario which focused on the limited water and energy availability. Therefore, authors were able to provide an insight into the interdependency of water and energy infrastructures. The increasing number of resilience of water infrastructure literature proves that the concept of resilience will be adapted into planning and managing water resources in the future. Still, the research shows that there is a need to use state of the art predictive data analytics techniques to solve scenarios that involves the disruption of water systems.

## **5 Predictive data analytics in water resources engineering**

Big data is somehow different compared to conventional data in terms of data volume, variety, and velocity. Handling big data requires not only sophisticated infrastructures to store, process and manage but also algorithms to derive hidden patterns. The field of hydrology, as well as hydro-informatics, can greatly be benefited from the world of big data that contains a massive volume of information about climate, environment and water resources. Advances in sensor and communication technology has facilitated continuous monitoring of water systems resulting in unprecedented volume of high-resolution temporal and spatial data from sources such as smart house meter and space and airborne earth observation sensors (Shafiee et al., 2018).

Markides (2016) studied the current and projected number of smart meters being deployed in household and water industry. According to the study, an estimated 2 million of smart metering were sold in 2015 and the number will only increase and double it by 2022. These massive number of smart meters and sensors are capable of sending measurement of flow, pressure and other water parameters in seconds, minutes and hours resulting in huge volume of data storage. Advanced technologies exist that facilitate the storage, process and analysis of such huge volume of big water data. Meng et al., (2016) elaborates how big data are stored in relational database system (e.g., SQL) and non-relational (e.g., Hadoop Distributed File System-HDFS) system and perform data analytics using both distributed and non-distributed computational platform. In addition to data collection and processing capabilities, they also developed machine learning technologies to facilitate analytical workflows and integrated them with distributed computing platform such as Apache Spark to run analytics at scale.

Chalh et al. (2015) discussed the concept of using big data structure in the field of water resources and environmental sciences. The authors specifically showed how big data platforms can be utilized to create analytical tools that allow water system managers to model complex water resources systems and make decisions regarding water resources problems. Such big data platforms collect and store heterogeneous

data format from various sources which can be analyzed with sophisticated tools to prevent an event such as flood or failure of hydraulic structures (Adamala, 2017).

Deep learning is a family of machine learning algorithms which uses a series of a conventional artificial neural network to capture information from highly nonlinear and heterogeneous data sources. Zheng et al. (2014) introduce the applications of deep learning algorithms for simulation, optimization and operation control of water distribution systems. They described the development of an efficient deep learning framework and how various sources of water-related data can be fed in such networks. Later, they performed a water system simulation and produced results such as detection of abnormal events from the recorded time series data (pressures, flows, and consumptions etc.), and water usage and quality prediction.

Hutchins et al. (2017) studied the importance of big data application in modeling integrated urban hydrology. They recognized the interconnected nature of the urban landscape and took into considerations both the natural and artificial water cycles. They elaborated the use of big data for land-use change modeling, rainfall-runoff, and urban drainage modeling. Ziman et al. (2016) developed a 'Water Quality Risk Assessment' tool in a big data platform and allowed the public and private agencies to identify various data sources in the platform. Users are able to process, analyze and visualize data in order to fulfill a specific user need.

The integration of big data into water resources modelling can bring a number of benefits. Water resources engineers and hydraulic modeler will need less model assumption with available big data. The uncertainty of model output is reduced due to availability of the detailed high-resolution temporal and spatial data. The integration of big data into models can be challenging as well. If the data is erroneous, full with missing values and highly unstructured, cleaning them to useable formats needs not only considerable time but also could provide misleading input for a model (Shafiee et al., 2018). Mining of big data can answer questions such as what happened, why an event happened and what will happen next. Having the answers of aforementioned questions in the context of hydrology and water resources engineering can secure the safety of people and ensure resilient and sustainable water supply systems.

## **6 Conclusion**

The velocity of increase in urbanization, climate change impacts, intensity and duration of natural disasters is unprecedented. The conventional reliability and risk assessment methodologies underestimate the intrinsic complexities to overcome the challenges. Therefore, a new and critical thinking is required to solve the issues that cities will face in the future. The resilience-based management is one of those applications that decision-makers and stakeholders can benefit to design and manage infrastructures. Currently, the governmental, non-governmental, and research-based organizations such as Centre for Liveable Cities, Singapore, Future Resilient Systems,

100 resilient cities (Ministry of National Development Singapore, 2018; Singapore-ETH Center, 2018; The Rockefeller Foundation, 2018) are focusing on building resilience on different dimensions (i.e., organizational, biophysical, community etc.) by developing new policies, applications and research methods.

Water systems are crucial parts of critical infrastructures and backbones of cities as it provides services that are not replaceable. Currently, new applications and research methods are emerging to characterize the resilience of critical infrastructures, including water systems. Yet, there is no consensus on how to measure the resilience. Instead of traditional methods, experts will soon require to integrate the resilience goals for designing water infrastructure.

Therefore, a review is presented here to investigate the existing resilience definitions and its evaluation methods for different infrastructure systems. While the definition of resilience in engineering and science varies, the literature agrees on the existence of resilience dimensions that each dimension is corresponding to the different components of societies and cities. We continue discussing the resilience concept in terms of its evaluation methods for water resources engineering. Since the beginning of the year 2000, the resilience has been used as an index to design water distribution systems and optimize the operations (i.e., Todini (2000)) and even as a component of sustainability before the year 2000 (i.e., Hashimoto, Stedinger, and Loucks (1982)). Subsequently, it has been referred together with robustness and reliability indices. Today, new methods are emerging to address the different components and dynamic properties of resilience for water supply infrastructure.

It is undeniable that today's technology and innovations in data analysis techniques will complement significantly to the resilience research in the future. The data access and availability, statistical analysis techniques such as machine learning, deep learning using big data are improving progressively. We mention some of those techniques here to address how those can complement to water resources engineering, resilience, and applications. This short summary provides a general insight into the changes towards more resilient water infrastructures. The future water supply systems can be planned considering resilience and using new data analytics techniques.



## 7 References

- Adamala S. (2017): An Overview of Big Data Applications in Water Resources Engineering. *Machine Learning Research*, 2 (1), 10-18.
- Applied Technology Council. (2016): Critical Assessment of Lifeline System Performance: Understanding Societal Needs in Disaster Recovery. Retrieved from <https://nvlpubs.nist.gov/nistpubs/gcr/2016/NIST.GCR.16-917-39.pdf>
- Aydin N. Y. (2018): Measuring Topological and Operational Resilience and Recovery of Water Networks for Planning and Management. *World Environmental and Water Resources Congress 2018: Hydraulics and Waterways, Water Distribution Systems Analysis, and Smart Water*, 370-379. doi:<https://doi.org/10.1061/9780784481424.039>
- Bruneau M., Chang S. E., Eguchi R. T., Lee G. C., O'Rourke T. D., Reinhorn, A. M., von Winterfeldt D. (2003): A Framework to Quantitatively Assess and Enhance the Seismic Resilience of Communities. *Earthquake Spectra*, 19(4), 733-752. doi:10.1193/1.1623497
- Bruneau M., & Reinhorn A. M. (2006): Overview of the resilience concept. Paper presented at the Proceedings of the 8th U.S. National Conference on Earthquake Engineering, San Francisco, California, USA.
- Butler D., Farmani R., Fu G., Ward S., Diao K., & Astaraié-Imani M. (2014): A New Approach to Urban Water Management: Safe and Sure. *Procedia Engineering*, 89, 347-354. doi:10.1016/j.proeng.2014.11.198
- Chalh R., Bakkoury Z., Ouazar D., Hasnaoui M. D. (2015): Big data open platform for water resources management. In *Cloud Technologies and Applications (CloudTech 2015)*, International Conference on IEEE, 1-8.
- Creaco E., Franchini M., & Todini E. (2016): Generalized Resilience and Failure Indices for Use with Pressure-Driven Modeling and Leakage. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(8), doi:Artn 0401601910.1061/(Asce)Wr.1943-5452.0000656
- Diao K., Sweetapple C., Farmani R., Fu G., Ward S., & Butler D. (2016): Global resilience analysis of water distribution systems. *Water Res*, 106, 383-393. doi:10.1016/j.watres.2016.10.011
- Francis R., & Bekera B. (2014): A metric and frameworks for resilience analysis of engineered and infrastructure systems. *Reliability Engineering & System Safety*, 121, 90-103. doi:10.1016/j.ress.2013.07.004
- Ganin A. A., Massaro E., Gutfrain A., Steen N., Keisler J. M., Kott A., Linkov I. (2016): Operational resilience: concepts, design and analysis. *Sci Rep*, 6, 19540. doi:10.1038/srep19540

- Hashimoto T., Stedinger J. R., & Loucks D. P. (1982): Reliability, Resiliency, and Vulnerability Criteria for Water-Resource System Performance Evaluation. *Water Resources Research*, 18(1), 14-20. doi:DOI 10.1029/WR018i001p00014
- Heinimann H. R., & Hatfield K. (2017): Infrastructure Resilience Assessment, Management and Governance – State and Perspectives. In *NATO Science for Peace and Security Series - C: Environmental Security, Resilience and Risk Methods and Application in Environment, Cyber and Social Domains*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Holling C. S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23.
- Holway J. (2009): Chapter 12: Adaptive Water Quantity Management: Designing for Sustainability and Resiliency in Water Scarce Regions. doi:10.1007/978-0-387-84891-412
- Hutchins M. G., McGrane S. J., Miller J. D., Hagen-Zanker A., Kjeldsen T. R., Dadson S. J., Rowland C. S. (2017): Integrated modeling in urban hydrology: reviewing the role of monitoring technology in overcoming the issue of ‘big data’ requirements. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4 (1).
- Jolly M. D., Lothes A. D., Bryson S. L., & Ormsbee L. (2014): Research Database of Water Distribution System Models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(4), 410-416. doi:10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000352
- Khatavkar P., & Mays L. W. (2018): Resilience Computations for Optimal Operation of Water Distribution Systems. *World Environmental and Water Resources Congress 2018: Hydraulics and Waterways, Water Distribution Systems Analysis, and Smart Water*, 357-369. doi:https://doi.org/10.1061/9780784481424.038
- Markides M. (2016): Water meters 2016 annual report. *Public Relations Review*.
- Masoomi H., & van de Lindt J. W. (2019): Community-Resilience-Based Design of the Built Environment. *ASCE-ASME Journal of Risk and Uncertainty in Engineering Systems, Part A: Civil Engineering*, 5(1), doi:10.1061/ajrua6.0000998
- Meng X., Bradley J., Yuvaz B., Sparks E., Venkataraman S., Liu D., (2016): Mllib:Machine learning in apache spark. *JMLR*, 17 (34), Pages 1–7.
- Ministry of National Development Singapore. (2018): A resilient Singapore. Retrieved from <https://www.clc.gov.sg/research-publications/publications/urban-systems-studies/view/a-resilient-singapore>
- Shafiee, M. E., Barker, Z., Rasekh, A. (2018): Enhancing water system models by integrating big data. *Sustainable Cities and Societies*, 37, 485–491.
- National Academy of Sciences. (2012): *Disaster Resilience A National Imperative*. Washington, D.C.: THE NATIONAL ACADEMIES PRESS.

- Pathirana A. (2010): EPANET2 DESKTOP APPLICATION FOR PRESSURE DRIVEN DEMAND MODELING. Paper presented at the Water Distribution System Analysis Tuscon, AZ, USA.
- Rossman L. A. (2000): EPANET 2 Users Manual. Retrieved from <https://www.epa.gov/water-research/epanet>
- Singapore-ETH Center. (2018): Future Resilient Systems. Retrieved from <http://www.sec.ethz.ch/research/frs.html>
- The Rockefeller Foundation. (2018): 100 Resilient Cities. Retrieved from <http://www.100resilientcities.org/>
- The United States Environmental Protection Agency. (2015): Systems Measures of Water Distribution System Resilience (EPA/600/R-14/383). Retrieved from Washington, DC, USA  
[https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?dirEntryId=305772&Lab=NHSRC](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=305772&Lab=NHSRC)
- United Nations. (2015): Sendai Framework for Disaster Risk Reduction 2015-2030. Retrieved from Sendai, Japan:  
[http://www.preventionweb.net/files/43291\\_sendaiframeworkfordrren.pdf](http://www.preventionweb.net/files/43291_sendaiframeworkfordrren.pdf)
- United Nations Office for Disaster Risk Reduction. (2007): Terminology. Retrieved from <https://www.unisdr.org/we/inform/terminology>
- Zheng Y.W., El-Maghraby M., Sudipta P. (2015): Applications of deep learning for smart water networks, 13th Computer Control for Water Industry Conference.
- Ziman M. (2016): Data intelligence for improved water resource management. Masters project: Nicholas School of the Environment of Duke University.

### **Corresponding author:**

Dr.-Ing. Nazli Yonca Aydin  
Future Resilient Systems  
Singapore-ETH Centre  
CREATE Tower, #06-01  
Singapore 138602  
Tel.: +65 8720 5045  
E-Mail: [Nazli.aydin@frs.ethz.ch](mailto:Nazli.aydin@frs.ethz.ch)

# Prüfung von Drosseleinrichtungen an Regenüberlaufbecken

Kai Klepizewski  
NIVUS GmbH, Eppingen

**Kurzfassung:** Meist unterhalb der Emissionspunkte von Mischsystemen in Gewässer gelegen limitieren Drosseleinrichtungen den Durchfluss in das nachgeschaltete Kanalnetz. Sie sollen gegebenenfalls im Zusammenwirken mit vorhandenem Speichervolumen die hydraulische Belastung unterhalb liegender Bauwerke und der Kläranlage beschränken, ohne hohe Entlastungsemissionen in Gewässer zu verursachen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Höhe des Drosselabflusses von Einzelbauwerken sowie ihr Zusammenwirken mit ungedrosselten Abflüssen aus angeschlossenen Einzugsgebieten und gedrosselten Abflüssen anderer Bauwerken in der Regel aufeinander abgestimmt ist. Drosselabflüsse wirken sich dabei entscheidend auf transportierte Volumen-, Stoffströme und damit den Betrieb des Gesamtsystems aus. Die entscheidende Rolle festgelegter Drosselabflüsse wird dadurch unterstrichen, dass sie Bestandteil der wasserrechtlichen Genehmigung der Bauwerke sind, an denen sie eingehalten werden müssen. Vor diesem Hintergrund gibt der Beitrag einen Überblick über rechtliche Rahmenbedingungen und Vorgaben zur Durchführung der Prüfung von Drosseleinrichtungen, die in einigen Bundesländern vorliegen. Weiterhin werden die Ergebnisse der Auswertung eines Datenpools überprüfter Drosseleinrichtungen vorgestellt.

**Key-Words:** Drosselorgan, Drosseleinrichtung, hydraulische Kalibrierung, Prüfung von Drosseleinrichtungen

## 1 Einleitung

### 1.1 Hintergrund

Drosselabflüsse von Anlagen der Mischwasserbehandlung sind eine wichtige hydraulische Belastungsgröße für Mischwasserkanalnetze und Kläranlagen. Verlässliche Angaben zu Drosselabflüssen bilden eine essentielle Grundlage bei der Planung einzelner Bauwerke wie auch gesamter Entwässerungssysteme. Da sie großen Einfluss auf das Verhalten des gesamten Abwassersystems und seine Emissionen haben, sind sie

Bestandteil der wasserrechtlichen Genehmigung von Entlastungsbauwerken. Eine Überschreitung des vorgegebenen Drosselabflusses führt zu einer reduzierten Überlauf-tätigkeit am betroffenen Bauwerk bei gleichzeitig höherer Beaufschlagung des Systems unterhalb. Dadurch werden in der Regel die Emissionen in Gewässer über Entlastungen unterhalb oder über die Kläranlage erhöht. Wird der vorgegebene Drosselabfluss an einem Bauwerk unterschritten, führt dies am betroffenen Bauwerk zu verlängertem Einstau sowie zu verlängerter und erhöhter Entlastungstätigkeit. Damit sind Drosselabflüsse wichtige Parameter bei der Betrachtung von Einzelbauwerken, aber auch im Zusammenhang mit der Bewertung der Funktionalität des gesamten Entwässerungssystems.

Vor diesem Hintergrund ist in den Bundesländern Baden-Württemberg, Hessen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen, Brandenburg und Bayern eine Prüfung des Drosselabflusses von Drosseleinrichtungen alle 5 Jahre vorgeschrieben.

Konkrete Vorgaben zur Durchführung einer solchen Überprüfung von Drosseleinrichtungen werden in Hessen (HLNUG, 2016) und Nordrhein-Westfalen (LUA, 2001a; LUA, 2001b) gegeben.

Die hydraulische Überprüfung von Drosseleinrichtungen ist, je nach Bundesland, von anerkannten Prüfstellen (Hessen) oder von sachkundigen Personen bzw. Dienstleistern oder Herstellern (z. B. Baden-Württemberg) durchzuführen. Bei der messtechnischen Überprüfung des Drosselabflusses sollten dabei einzelkalibrierte Messsysteme zum Einsatz kommen.

## 1.2 Rechtliche Grundlagen und Umsetzung

Die rechtlichen Grundlagen zur Überprüfung von Bauwerken, die der Regenwasserbehandlung dienen, bilden Landesverordnungen einzelner Bundesländern. Hierzu zählen beispielsweise die Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen (SüwVO Abw, 2013) in Nordrhein-Westfalen, die Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO H, 2010) des Landes Hessen sowie die Verordnung des Umweltministeriums über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (EKVO BW, 2014) des Landes Baden-Württemberg. Weitergehende Vorgaben und Hinweise zur Durchführung der Bauzustandsprüfung sowie zur betrieblichen und hydraulischen Prüfung von Drosseleinrichtungen in Nordrhein-Westfalen und Hessen enthalten die „Technischen Hinweise zur Drosselkalibrierung“ des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (LUA, 2003<sup>a,b</sup>) bzw. das Merkblatt D 2.10 „Durchflussmeseinrichtungen und Drosselorgane in Abwasseranlagen“ des hessischen Landesamts für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG, 2016).

In der nordrhein-westfälischen Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen (SüwVO Abw, 2013) werden in §2 in Verbindung mit Anhang 1 Angaben zu Umfang, Art und Häufigkeit der Überwachung der von Drosseleinrichtungen gemacht. Diese werden in den „Technischen Hinweisen zur Drosselkalibrierung“ (LUA, 2003<sup>a</sup>)

zusammengefasst und durch weitere Vorgaben ergänzt. Hier wird eine jährliche Inspektion von Drossel- und Messeinrichtungen gefordert. Zusätzlich wird eine Erstprüfung mit hydraulischer Kalibrierung neuer Drosselrichtungen verlangt. Je nach Randbedingungen ist diese alle 5 Jahre zu wiederholen (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht Überprüfungen von Drosselrichtungen (nach LUA, 2003<sup>a</sup>)

Erstprüfung	Folgeprüfung			
	Drosselanlagen ohne bewegliche Teile		Drosselanlagen mit beweglichen Teilen	
Alle Drosselanlagen	Inspektion Drossel- und Messeinrichtungen		Inspektion Drossel- und Messeinrichtungen	
Hydraulische Kalibrierung	Hydraulische Kalibrierung		Hydraulische Kalibrierung	
Erstmalig	Jährlich		Alle 5 Jahre	
Umfang nach LUA (2003) <sup>a</sup>	Nach SüwVO Abw (Betriebsanweisung)		Nach SüwVO Abw (Betriebsanweisung)	
Dokumentation Abflusskurve	Feststellung von Veränderungen		Feststellung von ordnungsgemäße Funktion	

\*) : kann entfallen, wenn keine relevanten Veränderungen an der Drosselanlage vorliegen

In Baden-Württemberg werden Vorgaben in Bezug auf Drosselüberprüfungen in einer Begründung zur Eigenkontrollverordnung konkretisiert, die mit Hinweisen für Betreiber kommunaler Abwasseranlagen in einer Publikation der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg zur Eigenkontrollverordnung zusammengefasst sind (LfU, 2001). Danach wird es als erforderlich angesehen, Drosselrichtungen alle 5 Jahre zu überprüfen und nötigenfalls zu justieren, um eine bestmögliche Nutzung des vorhandenen Beckenvolumens zu ermöglichen. Weiterhin wird der Einsatz von Dreiecksmesswehren in geeigneten Schächten zur Prüfung von Drosselrichtungen empfohlen. Zusätzlich wird die Möglichkeit erwähnt, bei absperbarem Beckenzufluss eine volumetrische Überprüfung der Drosselrichtung über Wasserspiegeldifferenzen durchführen zu können.

### 1.3 Begriffsdefinitionen, Typen und Aufstellung von Drosselorganen

Im Zusammenhang mit Drosseln werden in LUA (2003)a folgenden Bezeichnungen unterschieden:

- Drosselorgan: „Das Drosselorgan ist das den Abfluss begrenzende Bauteil, inklusive seiner Mess-, Steuer- und Regeltechnik“
- Drosselbauwerk: „Das Bauwerk (z.B. Schacht) in dem das Drosselorgan eingebaut ist.“

- Drosselanlage: „Die Drosselanlage beinhaltet das Drosselorgan und das Drosselbauwerk“
- Drosseleinrichtung: „Die Drosseleinrichtung umfasst das Drosselorgan, das Drosselbauwerk und die auf die Drossel einwirkende bauliche Umgebung.“

Je nach Eigenschaften von Drosselorganen wird zwischen verschiedenen Typen unterschieden. Unterscheidungsmerkmale sind dabei Organe mit/ohne bewegliche Teile, mit aktiver/passiver Durchflussbeeinflussung, mit/ohne Fremdenergiebetrieb und mit berechenbarer/nicht berechenbarer Abflussleistung (HLNUG, 2016). Tabelle 2 gibt einen Überblick über verschiedenen Klassifizierungen von Drosseltypen mit entsprechenden Beispielen für Drosselorgane.

Tabelle 2: Klassifizierung von Drosselorganen anhand unterschiedlicher Eigenschaften nach HLNUG (2016)

Mit beweglichen Teilen				Ohne bewegliche Teile				
Aktiv				Passiv				
Mit Fremdenergie		Ohne Fremdenergie						
Pumpen	Elektromechanische Steuerungen	Elektromechanische Regelungen	Mechanische Steuerungen	Mechanische Regelungen	Wirbelventile	Wirbeldrosseln	Drosselblenden, Drosselschieber	Rohrdrosseln, Drosselstrecken

Weiterhin wird zwischen verschiedenen Arten der Aufstellung von Drosselorganen unterschieden (siehe auch Abbildung 1):

- Nasse Aufstellung: Drosselorgan (D) ist vor Ablauföffnung im Einstaubereich der Regenwasserbehandlung (RB) aufgestellt.
- Halbtrockene Aufstellung: Drosselorgan ist in Schacht unterhalb des Regenwasserbehandlung angeordnet.
- Trockene Aufstellung: Drosselorgan ist in Drosselbauwerk (DBw) durch geschlossene Rohre mit Regenwasserbehandlung oberhalb und dem Kanalnetz unterhalb verbunden.

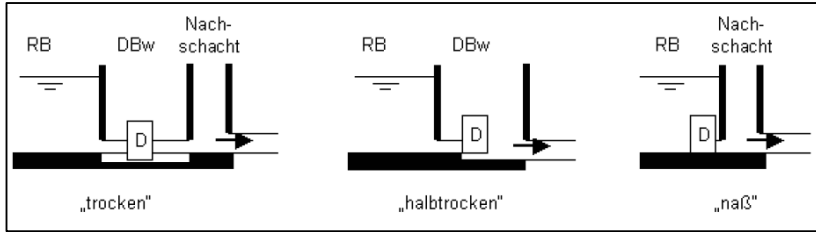


Abbildung 1: Möglichkeiten der Aufstellung von Drosselorganen (DWA, 2013)

Weitere detaillierte Informationen zu einzelnen Typen von Drosselorganen und der Funktionsweise gibt, neben den bereits erwähnten Publikationen, auch das Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken (DWA, 2012).

## 2 Messtechnische Überprüfung von Drosseleinrichtungen

In den „Technischen Informationen zur Drosselkalibrierung“ (LUA, 2003<sup>3</sup>) des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen wird das Vorgehen bei der Überprüfung (hydraulische Kalibrierung) von Drosseleinrichtungen genau vorgegeben. Die weiteren Ausführungen orientieren sich an den Inhalten dieses Dokuments. Einen näheren praxisbezogenen Überblick über Drosseleinrichtungen und deren Prüfung enthält Teil 2 dieses Dokuments (LUA, 2003b)

Die Überprüfung muss für Regenklärbecken, Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle und Regenrückhaltebecken durchgeführt werden. Sie beinhaltet neben einer Gesamtbeurteilung der Drosseleinrichtung sowie der Betriebsbedingungen eine messtechnische Kontrolle. Dabei ist das Ziel der messtechnischen Kontrolle die Abweichungen zwischen dem in der wasserrechtlichen Genehmigung festgelegten Drosselabfluss und dem Drosselabfluss unter realen Betriebsbedingungen. Weiterhin wird gefordert, dass Personen, die die Prüfung der Drosseleinrichtung vornehmen, entsprechende detaillierte Kenntnisse und Erfahrungen haben.

### 2.1 Beurteilung der Drosseleinrichtung

Im Rahmen der geforderten Gesamtbeurteilung werden insbesondere bei der Erstprüfung einer Drosseleinrichtung zahlreiche Informationen und Daten zur Drosseleinrichtung und den ober- und unterhalb liegenden Bauwerken benötigt:

- Beschreibung der Funktionsweise der Anlage
- Bedienungsanweisung, Wartungsanweisungen und –pläne
- Vorkehrungen gegen Betriebsstörungen und außergewöhnliche Betriebszustände sowie Anweisungen zu deren Beseitigung und zu entsprechenden Alarmmeldungen
- Hinweise zu spezifischen Unfallverhütungsvorschriften
- Verantwortliche Person für Betrieb



- Bauwerkspläne und Pläne zu Kanalverlauf

Auf der Grundlage dieser Informationen kann je nach Randbedingungen (z.B. Typ Drosselorgan, Absperr- und Einstaumöglichkeiten) eine Vorauswahl für geeignete Messmethoden zur Durchführung von Vergleichsmessungen (Referenzmessung) und begleitenden Maßnahmen getroffen werden.

Vor Ort sind danach folgende Punkte zu beurteilen und zu prüfen:

- Zustandsbeurteilung (z.B. Einbauvorgaben für Drosselorgan eingehalten?)
- Überprüfungen der Abmessungen, Höhenverhältnisse
- Bewertung vorliegender Betriebsbedingungen (z.B. Anzeichen von Rückstau, Einhaltung Wartungsintervalle)

Weiterhin beinhaltet die Prüfung vor Ort die Messung der Drosseldurchflüsse in Abhängigkeit vom Füllstand der oberhalb liegenden Regenwasserbehandlung.

## 2.2 Aufnahme der Abfluss-Füllstand-Beziehung der Drossleinrichtung

Die Aufnahme von Messwerten zur Feststellung der Füllstand-Abfluss-Beziehung kann entweder durch die Beobachtung des Systemverhaltens bei Regenereignissen oder mit Hilfe der Simulation einer Regenwetterbeaufschlagung durch Einstau des betrachteten Bauwerks mit Trockenwetterabfluss erfolgen. Um den zeitlichen Aufwand der Messungen zu reduzieren, wird in der Regel die Simulation einer Regenwetterbeaufschlagung vorgenommen.

Bei der Simulation des Regenwetterfalles bei Bauwerken im Hauptschluss gelten folgende Empfehlungen, um Aussagen über das Betriebsverhalten der Drossleinrichtung über den gesamten Einstaubereich treffen zu können:

- Mindestfüllung des Beckens:  
2/3 der maximalen Einstauhöhe
- Unterster Füllstand, der in Bewertung eingeht:  
2-facher Durchmesser ablaufendes Rohr der Drosselanlage

Bei dieser Simulation können Rückstauinflüsse des unterhalb liegenden Kanalnetzes nicht berücksichtigt werden. Nach der künstlichen Füllung des Beckens mit Trockenwetterabfluss wird das Drosselorgan wieder auf Automatikbetrieb gestellt. Danach werden zeitgleich voneinander unabhängige Messungen des Füllstands vor dem Drosselorgan und des Durchflusses durch das Drosselorgan vorgenommen.

Bei Bauwerken im Nebenschluss geht der Füllstand im Trennbauwerk in die Bewertung ein. Da das Stauvolumen im Trennbauwerk begrenzt ist, kann zur Simulation eine Teilfüllung des Beckens im Nebenschluss erfolgen. Zur Simulation wird dann die Beckenentleerung ausgelöst.

In jedem Fall ist bei der Simulation des Regenwetterfalls auf ein ausreichendes Freibord zum Überlauf zu achten, um Trockenwetterentlastung zu vermeiden.

### 2.3 Messung des Drosselabflusses

Mit Hilfe einer Referenzmessung des Drosselabflusses mit einer unabhängigen Durchflussmessung werden die Abweichungen des vorhandenen Drosselabflusses vom vorgegebenen Soll-Wert ermittelt. Dabei muss das gewählte Referenzmessverfahren an die Betriebsbedingungen angepasst sein. Außerdem dürfen die Abflussverhältnisse an der Drosseleinrichtung durch die Referenzmessung nicht beeinflusst werden.

Bei der Messung des Durchflusses werden folgende Verfahren unterschieden:

- Hydraulische Verfahren (Abfluss-Füllstand-Beziehung, z.B. Messwehre)
- Fließgeschwindigkeitsverfahren (Bestimmung über mittlere Fließgeschwindigkeit und Durchflussquerschnitt)
- Verdünnungsmessung (einmalige oder kontinuierliche Tracerzugabe)

Bei bekannter Durchflusscharakteristik des Drosselorgans kann die Prüfung des Drosselorgans auch über eine genaue Erfassung des Füllstands im Becken bei gleichzeitiger Kontrolle der Stellbewegungen des Drosselorgans durchgeführt werden.

Ist es möglich den Zufluss zum Bauwerk zu unterbrechen, dessen Drosseleinrichtung zu prüfen ist, kann der Drosselabfluss auch über eine Füllstand-Volumen-Beziehung erfolgen. Hierzu ist allerdings die genaue Kenntnis der Kennlinie des Speicherinhalts notwendig, die auf detaillierten Informationen zur Beckengeometrie beruht.

Ist die Einrichtung einer Referenzmessung des Durchflusses nur im weiter unterhalb liegenden Kanal möglich, ist darauf zu achten, dass weitere Zuflüsse, die zwischen Drosseleinrichtung und Referenzmessung eingeleitet werden, ebenfalls gemessen und vom Durchflusswert der Referenzmessung abgezogen werden.

### 2.4 Bewertung der ermittelten Durchfluss-Füllstand-Kennlinie

Maßgebend für die Bewertung einer Drosseleinrichtung ist immer der Vergleich gemessener Referenzdurchflüsse mit dem Durchfluss, der in der wasserrechtlichen Genehmigung festgelegt ist. Beträgt die maximale Abweichung der in der Kennlinie erfassten Durchflüsse vom gegebenen Sollwert nicht mehr als  $\pm 20\%$ , sind die Anforderungen an die Drosseleinrichtung in Nordrhein-Westfalen erfüllt (LUA, (2003a):

$$\left| \frac{(Q_{\text{Ist,max. Abw.}} - Q_{\text{Soll}})}{Q_{\text{Soll}}} \right| \cdot 100 \leq 20 \% \quad [1]$$

Als zusätzliches Kriterium darf in Hessen der Mittelwert der gemessenen Drosselabflüsse im relevanten Zeitraum nur um maximal  $\pm 12\%$  des genehmigten Sollwerts abweichen (HLNUG, 2016):

$$\left| \frac{(Q_{\text{Ist,Mittel}} - Q_{\text{Soll}})}{Q_{\text{Soll}}} \right| \cdot 100 \leq 12 \% \quad [2]$$

Enthält die wasserrechtliche Genehmigung eine Drosselkennlinie, gehen die Abweichungen für den jeweils gemessenen Füllstand vom Sollwert der Kennlinie in die Bewertung ein.

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Bewertung eines Drosselorgans exemplarisch dargestellt. Bei dem geprüften Drosselorgan handelt es sich um einen Drosselschieber, der über eine magnetisch-induktive Durchflussmessung (MID) geregelt wird (siehe Abbildung 2). Es begrenzt den Abfluss aus einem Becken im Nebenschluss. Die Vergleichsmessung wurde mit einer Ultraschall-Laufzeitmessung (Clamp-on-Sonden) durchgeführt (siehe Abbildung 3, links). Zur Erfassung des Füllstands im Becken wurde eine Sonde zur Messung des hydrostatischen Drucks verwendet (siehe Abbildung 3, rechts).

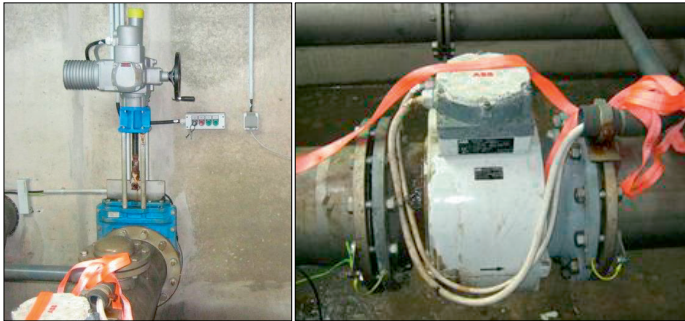


Abbildung 2: Geregelter Drosselschieber (links) und MID zur Erfassung des Drosselabflusses als Regelgröße Drosselabfluss (rechts)

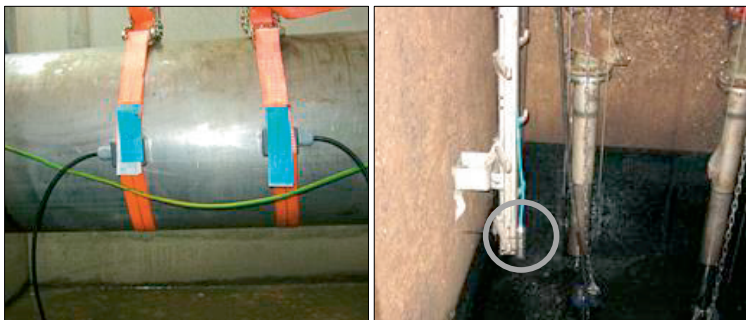


Abbildung 3: Vergleichsmessung Durchfluss (links) und Erfassung Beckenfüllstand (rechts)

In Abbildung 4 ist das Ergebnis der Aufnahme der Drosselabfluss-Füllstand-Kennlinie dargestellt. Es belegt, dass der vom Drosselorgan geregelte Drosselabfluss die Anforderungen erfüllt. Der durch die Referenzmessung erfasste Drosselabfluss liegt im Bereich relevanter Füllstände innerhalb des Bereichs von  $\pm 20\%$ , der für jeden Einzelwert einzuhalten ist. Weiterhin liegt der Mittelwert aller eingehenden Durchflusswerte innerhalb des Bereichs von  $\pm 12\%$ . Somit hat die Drossel sowohl die nordrhein-westfälischen wie auch die hessischen Vorgaben erfüllt.

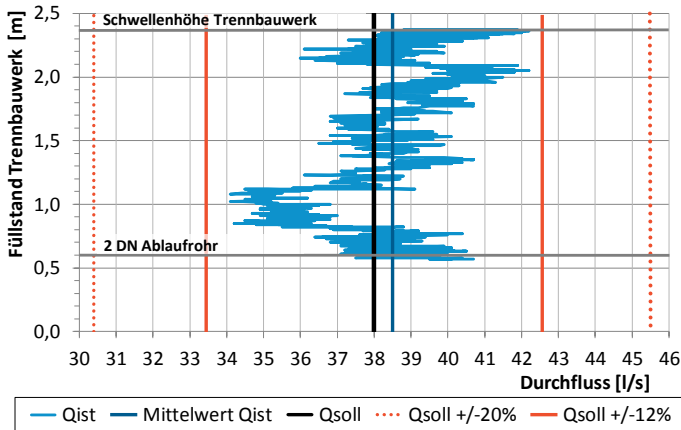


Abbildung 4: Durchfluss-Füllstand-Kennlinie Drosselorgan mit Bereichen zulässiger Abweichungen

## 2.5 Prüfbericht einer hydraulischen Kalibrierung

Der Bericht muss eine nachvollziehbare Dokumentation der Art der Überprüfung und der Prüfergebnisse beinhalten. Auf der Grundlage des Prüfberichts muss es sachkundigen Personen möglich sein, sich einen Überblick über die Drosseleinrichtung und ihre Funktionstüchtigkeit zu verschaffen.

Dabei muss der Bericht folgende Informationen enthalten:

- Bezeichnung und Lage der Drosseleinrichtung
- Genehmigungs- und Auslegungsdaten
- Aufmaß der Drosseleinrichtung
- Datum/Uhrzeit der Prüfung
- Hydrometrische Beurteilung
- Beschreibung der Art der Prüfung (Methode der Vergleichsmessung, Prüfung Stellbewegung)
- Füllstand-Durchfluss-Kennlinie

- Berechnung gemessener Drosselabfluss und Abweichung vom Sollwert
- Fazit mit Bewertung der Anlage und nötigenfalls Maßnahmenvorschläge zur Ertüchtigung der Drossleinrichtung

### 3 Überblick über Ergebnisse der Prüfung von Drossleinrichtungen

#### 3.1 Bewertung nach Vorgaben des Landes Nordrhein-Westfalen

Die im Folgenden präsentierten Ergebnisse der messtechnischen Überprüfung von Drossleinrichtungen basieren auf den Ergebnissen eines gemeinsamen Datenpools mit Ergebnissen von Drosselüberprüfungen der Firma Wolfgang Lieb Ingenieurberatung (Mühlacker) und der NIVUS GmbH (Eppingen). Die Bewertung der Messergebnisse beruht dabei zunächst ausschließlich auf dem in Nordrhein-Westfalen gültigen Kriterium einer für jeden Einzelmesswert der Referenzmessungen gültigen maximal zulässigen Abweichung vom genehmigten Drosselabfluss ( $Q_{\text{soll}}$ ) von  $\pm 20\% Q_{\text{soll}}$  (siehe Gleichung [1]).

Die ausgewertete Datenbasis beinhaltet die Ergebnisse von insgesamt 183 Drosselprüfungen. Einen Überblick über den Anteil unterschiedlicher Arten von Drosselorganen, die in die Auswertung eingegangen sind, gibt Abbildung 5. Durchflussgeregelter Drosselorgane sind dabei mit weitem Abstand am häufigsten geprüft worden. Danach folgen mit einem Anteil von jeweils 17% impulsgeregelter Drosseln (z.B. Strahldrosseln) und Drosselstrecken.

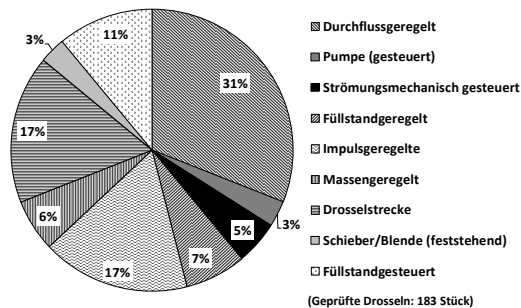


Abbildung 5: Anteil verschiedener Arten geprüfter Drosselorgane (Klepiszewski, Lieb, 2018)

Eine Gegenüberstellung der genehmigten Drosselabflüsse ( $Q_{\text{soll}}$ ) und den gemessenen Drosselabflüssen, die bei den Prüfungen maximal von  $Q_{\text{soll}}$  abweichen ( $Q_{\text{Ist,max. Abw.}}$ ), ist in Abbildung 6 dargestellt. Bei Übereinstimmung von genehmigtem und gemessenem Abfluss liegen die einzelnen Punkte auf der Geraden  $Q_{\text{soll}} = Q_{\text{Ist,max. Abw}}$  (schwarze Linie in Abbildung 6). Das transparente graue Feld in Abbildung 6 stellt den Bereich der

erlaubten Abweichung von  $\pm 20\%$   $Q_{\text{Soll}}$  dar. Es ist deutlich erkennbar, dass viele Drosseln die erlaubte Abweichung überschreiten.

Je nach Höhe der Beträge der Abweichung sind die einzelnen Werte Abweichungsklassen von  $\leq 20\%$ ,  $>20\%$  bis  $\leq 30\%$  und  $>30\%$  zugeordnet. Der Anteil an Drosselorganen, deren Durchfluss um maximal 20% vom genehmigten Drosselabfluss abweicht, beträgt rund 38%. Bei rund 14% der Drosseleinrichtungen belegen die Referenzmessungen eine Abweichung vom Sollwert zwischen 20% und 30%. Entsprechend liegt die Abweichung zwischen gemessenem und genehmigtem Drosselabfluss für rund 48% der geprüften Drosseleinrichtungen bei mehr als 30%.

Liegt also eine Abweichung des vorhandenen Drosselabflusses vom genehmigten Drosselabfluss vor, beträgt der Betrag dieser Abweichung sehr häufig mehr als 30%. Entsprechend kann eine Überprüfung von Drosseleinrichtungen einen großen Beitrag dazu leisten, Bauwerke der Regenwasserbehandlung und damit das gesamte betroffene Entwässerungssystem in den geplanten Betriebszustand zu versetzen.

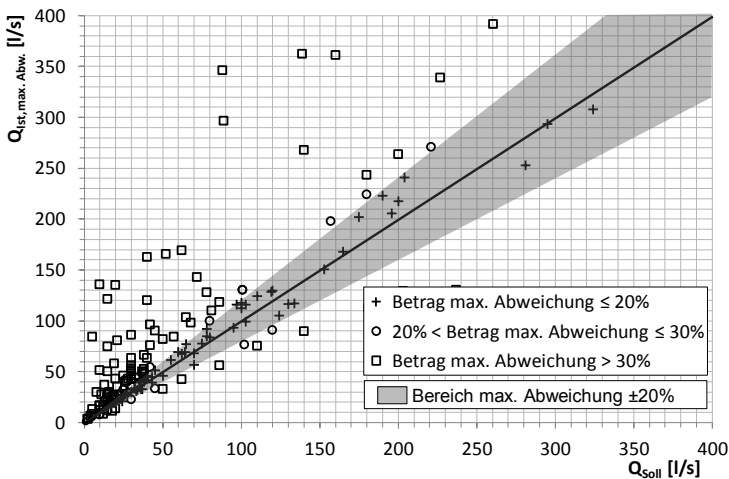


Abbildung 6: Vergleich  $Q_{\text{Soll}}$ -Drosselabflüsse mit maximal abweichenden Durchflusswerten der Vergleichsmessung für 183 Drosselorgane (Klepizewski, Lieb, 2018)

In Bezug auf die zuvor diskutierten Ergebnisse von Drosselüberprüfungen ist zu ergänzen, dass es sich bei den erfassten Daten fast ausschließlich um Erstprüfungen handelt. In vielen Fällen lassen Betreiber Drosseleinrichtungen prüfen, da sie aufgrund von Beobachtungen schon vermuten, dass die Einrichtungen nicht bestimmungsgemäß funktionieren.

Die Ursachen für ein Versagen von Drossleinrichtungen sind dabei sehr vielfältig:

- falsche Drosseldimensionierung  
(z.B. aufgrund falsch eingeschätzter Dimensionierungsparameter)
- fehlerhafte Parametrierung von Regelgrößen
- Falsch eingebaute Drosselorgane
- unzureichend gewartete Drosselorgane  
(z.B. Verschmutzung beweglicher Teile)
- Drosselorgane für vorhandene Betriebsbedingungen nicht geeignet  
(z.B. Rückstau)
- Drossleinrichtungen nicht an geänderte Randbedingungen angepasst  
(z.B. nachträgliche Erhöhung Überlaufschwelle des RÜB)
- Einbau Rohr mit falschem DN bei Drosselstrecke
- etc.

Zusätzlich kommt es häufig vor, dass mehrere Drossleinrichtungen eines Kanalnetzes über einen längeren Zeitraum unter normalen Betriebsbedingungen bei Mischwasserbeschickung geprüft werden. Dies gibt in der Regel den besten Überblick über das Verhalten der Einzelbauwerke und des Gesamtsystems. Dabei kommt es gelegentlich vor, dass ein System in Serie geschalteter Regenüberlaufbecken nach und nach in Rückstau gerät. Das kann beispielsweise als Folge eines falsch parametrierten Pumpwerks unterhalb passieren. Sind die betroffenen Drosselorgane nicht für den Betrieb unter Rückstau geeignet, haben sie die Prüfung nicht bestanden.

Berücksichtigt man dies und zieht dabei auch in Betracht, dass die Anzahl der in die Bewertung eingegangenen 183 Drossleinrichtungen im Vergleich zu der Gesamtzahl der 24.441 Regenüberlaufbecken in Deutschland (Rheinland-Pfalz 2.586 RÜB) im Jahr 2013 (Statistisches Bundesamt, 2015) relativ gering ist, wird klar, dass die Daten nicht repräsentativ sind. Die Stichprobe der ausgewerteten Drosselprüfungen weist allerdings darauf hin, dass allgemein ein hoher Handlungsbedarf besteht.

### **3.2 Bewertung nach Vorgaben des Landes Hessen**

Für 112 Drossleinrichtungen der zuvor genannten Datenbasis können die erfassten hydraulischen Referenzdaten im Vergleich zum genehmigten Drosselabfluss auch gemäß des im Bundesland Hessen zusätzlich vorhandenen Prüfkriteriums in Bezug auf den mittleren Drosselabfluss bewertet werden. Hier wird zusätzlich verlangt, dass der Mittelwert der bei der Prüfung gemessenen Drosselabflüsse nur um max.  $\pm 12\%$  von  $Q_{\text{soll}}$  abweichen darf (siehe Gleichung [2]).

Abbildung 7 gibt einen Überblick über die Verteilung der 112 geprüften Drossleinrichtungen auf verschiedene Arten von Drosselorganen. Mit einem Anteil von 28% sind Drosselstrecken unter den 112 geprüften Drossleinrichtungen am häufigsten vertreten. Danach folgen durchflussgeregelter Drosselorgane mit 23% und füllstandgesteuerte Drosselorgane mit 16%.

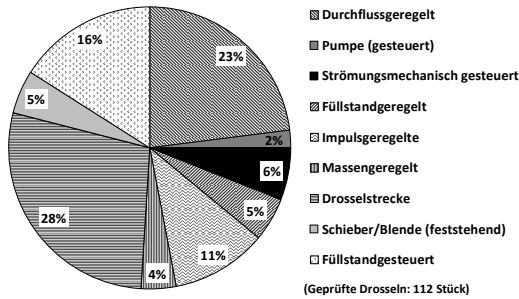


Abbildung 7: Anteil verschiedener Arten geprüfter Drosselorgane (Klepizewski, 2018)

Die festgestellten Abweichungen zwischen den Mittleren Drosselabflüssen und den Sollabflüssen der geprüften Drosselrichtungen sind in Abbildung 8 illustriert. Bei Übereinstimmung von genehmigtem und mittlerem, gemessenem Abfluss liegen die einzelnen Punkte auf der Geraden  $Q_{soll} = Q_{Ist,Mittel}$  (schwarze Linie in Abbildung 8). Das transparente graue Feld in Abbildung 8 stellt den Bereich der erlaubten Abweichung von  $\pm 12\% Q_{soll}$  dar. Insgesamt erfüllen 31 (28%) der 112 geprüften Drosselrichtungen dieses Kriterium.

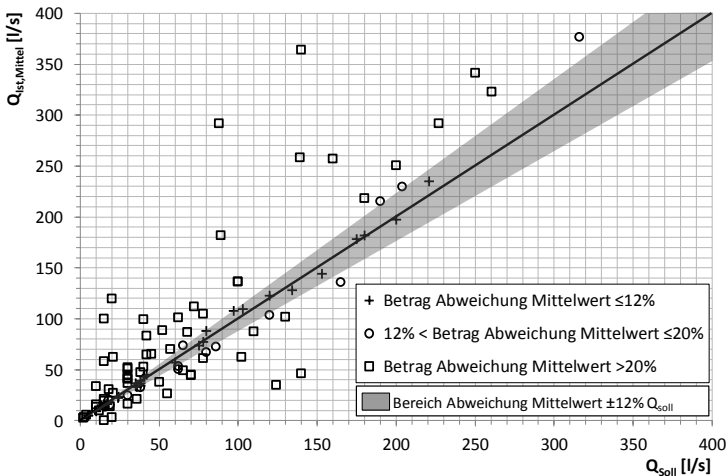


Abbildung 8: Vergleich  $Q_{soll}$ -Drosselabflüsse mit mittleren Durchflüssen der Vergleichsmessung für 112 Drosselorgane (Klepizewski, 2018)



Je nach Höhe der Beträge der Abweichung sind die einzelnen Werte Abweichungsklassen von  $\leq 12\%$ ,  $>12\%$  bis  $\leq 20\%$  und  $>20\%$  zugeordnet. Für etwa 57% der 112 geprüften Drossleinrichtungen liegt der Betrag der Abweichung des Mittelwertes vom Sollwert bei mehr als 20%. Wie schon für das Kriterium der maximalen Abweichung (s. Abschnitt 3.1) gilt auch hier: ist das Kriterium nicht erfüllt, liegen meist erhebliche Abweichungen des Ist-Werts vom Sollwert des Drosselabflusses vor.

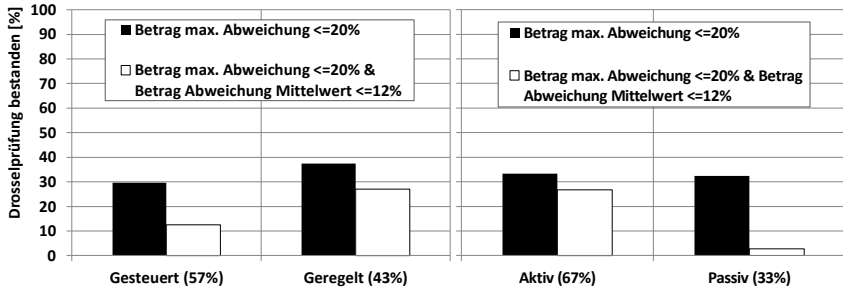


Abbildung 9: Anteil bestandene Drosselprüfung (NRW- / Hessen-Kriterium) für verschiedene Drosselklassen (gesteuert/geregelt, aktiv/passiv) (Klepiszewski, 2018)

Abbildung 9 illustriert den Anteil geprüfter der Drossleinrichtungen, die das Prüfkriterium NRW (Betrag max. Abweichung  $\leq 20\%$ ) bzw. die Prüfkriterien Hessen (Betrag max. Abweichung  $\leq 20\%$  & Betrag Abweichung Mittelwert  $\leq 12\%$ ) erfüllen. Der linke Teil der Abbildung bezieht sich auf die Unterteilung in gesteuerte und geregelte Drosselorgane. Mit 57% ist der größere Anteil der ausgewerteten Drosseln gesteuert. Während ca. 30% der gesteuerten Drosseln eine Prüfung nach den Vorgaben in NRW bestanden haben, liegt dieser Anteil für die geregelten Drosseln mit rund 35% etwas höher. Nach den hessischen Vorgaben haben dagegen 27% der geregelten und nur 12% der gesteuerten Drosseln die Überprüfung erfolgreich absolviert. Mit 33% und 32% liegt der Anteil an aktiven und passiven Drosselorganen, die eine Prüfung auf der Grundlage der Vorgaben aus NRW bestanden haben, nahezu auf gleichem Niveau. Bei einer Überprüfung nach den hessischen Vorgaben ergibt sich dagegen ein signifikanter Unterschied zwischen den besser abscheidenden aktiven Drosseln (rd. 27% bestanden) und den passiven Drosseln (ca. 3% bestanden).

Die in Abschnitt 3.1 getroffenen Aussagen bezüglich der Ursachen des Versagens von Drossleinrichtungen und der Repräsentativität der Auswertung gelten auch hier.

## 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Limitierung der Abflüsse an Regenüberlaufbecken in das unterhalb liegende Kanalnetz durch Drosselorgane gewährleistet eine verlässliche und vorhersagbare Reaktion von Einzelbauwerken und des gesamten Abwassersystems auf hydraulische Belastungen. Dies spielt auch im Zusammenhang mit der Quantifizierung und Reduzierung von lokalen und globalen Emissionen in Gewässer eine entscheidende Rolle.

Vor diesem Hintergrund ist die flächendeckende regelmäßige Prüfung von Drosselrichtungen ein wichtiger Baustein in Bezug auf eine Erfolgskontrolle nach Realisierung von Bauprojekten sowie zur regelmäßigen Prüfung des ordnungsgemäßen Betriebs von Einzelbauwerken und des gesamten Entwässerungssystems.

Wie sinnvoll die Überprüfung von Drosselrichtungen ist macht die Zusammenfassung der Ergebnisse von Drosselprüfungen deutlich. Unabhängig von der Art der betrachteten Drosselorgane hat ein sehr hoher Anteil der Drosselrichtungen die Überprüfung nach den zugrunde gelegten Vorgaben nicht bestanden. Dies ist keinesfalls alleine auf die Drosselorgane zurückzuführen, sondern hängt häufig mit anderen Faktoren, wie unzureichender Wartung oder Störeinflüssen von außen, zusammen. Dabei sei nochmals erwähnt, dass die Datenbasis der in die Auswertung eingehenden Drosselprüfungen nicht repräsentativ ist. Es ergibt sich aber eine Tendenz, der Beachtung geschenkt werden muss.

In vielen Bundesländern (z.B. Rheinland-Pfalz) existieren bisher keine rechtlichen Vorgaben in Bezug auf die Überprüfung von Drosselrichtungen. Hier wäre es sicherlich sinnvoll, wenn die relevanten Akteure die Einführung dieser sinnvollen und offensichtlich notwendigen Erfolgskontrolle der Umsetzung von Planungsgrundlagen und wasserrechtlichen Vorgaben in Betracht ziehen.

Weitere Bundesländer, wie beispielsweise Baden-Württemberg, fordern eine regelmäßige Überprüfung von Drosselrichtungen. Allerdings werden keine konkreten Vorgaben zu Kriterien bezüglich erlaubter Abweichungen des tatsächlichen Drosselabflusses vom genehmigten Drosselabfluss gemacht. Dies führt zur Anwendung unterschiedlicher technischer Vorgaben und kann zur Beurteilung anhand individueller Kriterien führen.

In den Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Hessen sind sowohl wasserrechtliche Grundlagen als auch konkrete Prüfungsvorgaben vorhanden. Es fehlen allerdings detaillierte Hinweise insbesondere zur Harmonisierung der Parametereinstellungen und Messdatenauswertung der Referenzmessung. Diese wären wichtig, um eine Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit von Prüfungen zu gewährleisten. Es wird beispielsweise nicht näher definiert, in welcher zeitlichen Auflösung gemessene Werte gespeichert werden. Weiterhin ist nicht näher vorgegeben, ob Mittelwerte über die betrachteten Zeitschritte gebildet oder Momentanwerte in die weitere Bewertung eingehen sollen. Hier könnten unterschiedliche Parametereinstellungen und Messda-

tenauswertungen, die durch ein und dieselbe Messtechnik durchgeführt werden, zu unterschiedlichen Prüfergebnissen führen.

Vor diesem Hintergrund wäre es sinnvoll, bundesweit einheitliche rechtliche und technische Vorgaben zur Durchführung der Überprüfung von Drosseleinrichtungen zu schaffen. Diese sollten auch ein wesentlicher Baustein der im DWA-A 100 (2006) „Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung“ aufgeführten Erfolgskontrolle im Rahmen der integralen Entwässerungsplanung sein.

## 5 Danksagung

Der Autor bedankt sich sehr herzlich bei Herrn Wolfgang Lieb (Wolfgang Lieb Ingenieurberatung, Mühlacker) für die Bereitschaft zur Erstellung einer gemeinsamen Datenbasis über durchgeführte Drosselüberprüfungen und die vielen fachlichen Gespräche, Diskussionen und Anregungen zum Thema Überprüfung von Drosseleinrichtungen.

## 6 Literatur

- DWA (2006): Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung, Arbeitsblatt DWA-A 100, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWA (2012): Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg - Fachliche Grundlagen und Empfehlungen für die Praxis, DWA - Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart.
- DWA (2013): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Arbeitsblatt DWA-A 166, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- EKVO BW (2014): Verordnung des Umweltministeriums über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung – EKVO). Baden Württemberg, in der Fassung vom 20. Februar 2001 (GBl. S. 309), zuletzt geändert durch Artikel 14 des Wassergesetzes für Baden-Württemberg vom 3. Dezember 2013, GBl. Nr. 17, S. 389.
- EKVO H (2010): Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO). Hessen, GVBl. I 2010 S. 257.
- HLNUG (2016): Durchflussmesseinrichtungen und Drosselorgane in Abwasseranlagen – Gestaltungsgrundsätze, Planungshinweise, Prüfmethode, im Hinblick auf die hessische Abwassereigenkontrollverordnung (EKVO), Merkblatt D 2.10, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie.
- Klepiszewski, K.; Lieb, W. (2018): Interne Auswertung der Überprüfungen von Drosseleinrichtungen, NIVUS GmbH (Eppingen) und Wolfgang Lieb Ingenieurberatung (Mühlacker), unveröffentlicht.

- Klepiszewski, K. (2018): Interne Auswertung der Überprüfungen von Drosseleinrichtungen, NIVUS GmbH (Eppingen), unveröffentlicht.
- LfU (2001): Die neue Eigenkontrollverordnung (EKVO) – Hinweise für Betreiber kommunaler Abwas-seranlagen. Siedlungswasserwirtschaft, Heft 17, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1. Auflage, Karlsruhe.
- LUA (2003)<sup>a</sup>: Technische Informationen zur Drosselkalibrierung – Teil 1: Hydraulische Kalibrierung von Drosseleinrichtungen – Abschlussbericht. Landesumweltamt Nordrheinwestfalen, Essen.
- LUA (2003)<sup>b</sup>: Technische Informationen zur Drosselkalibrierung – Teil 2: Praxisbezogener Überblick über Drosselanlagen und ihre technische Überprüfung – Abschlussbericht. Landesumweltamt Nordrheinwestfalen, Essen.
- Statistisches Bundesamt (2015): Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Strukturdaten zur Wasserwirtschaft. Fachserie 19 Reihe 2.1.3 Umwelt, Wiesbaden.
- SüwVO Abw (2013): Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen - Selbstüberwachungsverordnung Abwasser (SüwVO Abw) vom 17. Oktober 2013, GV. NRW. S. 602.

### **Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Kai Klepiszewski  
NIVUS GmbH, Im Täle 2, 75031 Eppingen  
Tel.: 07262 9191 820  
Fax: 07262 9191 999  
E-Mail: kai.klepiszewski@nivus.com



## AFS63 – Herausforderungen bei der Bestimmung

Martina Dierschke; Antje Welker  
Frankfurt University of Applied Sciences, Frankfurt a. M.

**Kurzfassung:** Der Parameter AFS63 stellt eine wichtige Grundlage zur Bewertung von Niederschlagsabflüssen dar. Eine Bestimmungsmethode mit exakt definierten Untersuchungsbedingungen existiert derzeit noch nicht. Feststoffe in Niederschlagsabflüssen neigen abhängig von ihrem organischen Anteil zur Agglomeration. Um Agglomerate aufzulösen und einen Minderbefund zu vermeiden, ist eine Dispergierung erforderlich. Bei einer zu starken mechanischen Dispergierung vor der Siebung können Feststoffe jedoch so stark zerkleinert werden, dass sie kolloidal oder sogar gelöst vorliegen. Eine Modellvorstellung zur Auswirkung der Dispergierung auf die AFS63-Bestimmung unterschiedlicher Matrices sowie erste Laborergebnisse werden vorgestellt. Als Alternative zur Laborbestimmung wird eine theoretische Herangehensweise an eine AFS63-Ermittlung dargelegt, die ausführliche Kenntnisse der örtlichen Randbedingungen eines Einzugsgebietes erfordert.

**Key-Words:** AFS63, Feststoffe, Laborbestimmungsmethode, Niederschlagsabflüsse

### 1 Einleitung

Niederschlagsabflüsse können abhängig von der Herkunftsfläche verschmutzt sein und müssen dann vor Einleitung in ein Gewässer (Grundwasser oder Oberflächengewässer) behandelt werden. Je nach Herkunftsfläche und Belastbarkeit des Gewässers sind dabei unterschiedliche Inhaltsstoffe problematisch. Bei Einträgen aus dem Verkehr wirken z.B. unabhängig vom nachfolgenden Gewässer insbesondere Schwermetalle aus Abriebprodukten und PAK aus Verbrennungsrückständen langfristig negativ.

Abfiltrierbare Feststoffe (AFS) werden oft als Maß für die Verschmutzung herangezogen, da sie sämtliche partikulär vorliegenden Stoffe umfassen. Vor allem die feine Fraktion der Feststoffe gilt als überproportional mit Schwermetallen oder organischen Schadstoffen beladen [Sansalone und Kim, 2008]; [Gunawardana et al., 2014].

Im neuen, derzeit noch nicht veröffentlichten Arbeitsblatt der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall - DWA A 102 „Anforderungen an Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse“ - wird daher erstmalig der Parameter AFS63 (Abfiltrierbare Stoffe mit einer Korngröße von  $> 0,45 \mu\text{m}$  und  $\leq 63 \mu\text{m}$ ) als maßgebliche

Bewertungsgröße definiert [DWA, 2016]. Die für eine Einleitung tolerierbare Fracht an AFS63 in  $[\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})]$  aus einem durch die Beschreibung der Nutzung definierten nicht behandlungsbedürftigen Gebiet wurde mit  $280 [\text{kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})]$  festgelegt [DWA, 2016]. Die Herleitung dazu erfolgte unter der Annahme, dass als „nicht behandlungsbedürftig“ geltende Dachabflüsse (z.B. aus einem reinen Wohngebiet) eine AFS-Konzentration von  $50 \text{ mg/l}$  mit einem Feinanteil von 100 % aufweisen.

Es sind jedoch nach wie vor Wissenslücken vorhanden, da zum einen wenig in gering belasteten Abflüssen gemessen wird. Zum anderen ist das Messen in Niederschlagsabflüssen im Vergleich zu z.B. kontinuierlich mit geringen Mengenschwankungen fließenden Schmutzwasserzu- oder -abläufen erschwert. Für die Angabe des Jahresmittelwertes müssten möglichst viele Niederschlagsereignisse eines Jahres erfasst werden. Oft werden jedoch nur 10 oder 20 % aller Niederschlagsereignisse beprobt, in sehr ausführlichen Messprogrammen 60 % bis maximal 82 % [Grotehusmann et al., 2017], [Welker et al., 2018]. Auch werden Probennahme, Probenaufbereitung sowie die Datenauswertung häufig unterschiedlich durchgeführt. Ein weiteres ungelöstes Problem ist, dass es keine einheitliche Analysevorschrift oder Norm gibt, die zu vergleichbaren Ergebnissen an AFS63 führt [Baum et al., 2018]. Die Interpretation der Ergebnisse von Messkampagnen liefert daher nur eingeschränkt verlässliche Informationen.

Alternativ ist eine theoretische Näherung an die Bestimmung einer Jahresfracht an AFS63 denkbar, die mit Hilfe einer ausführlichen Beschreibung der Örtlichkeit und den vorliegenden Randbedingungen des Einzugsgebietes abgeschätzt werden kann.

Im folgenden Beitrag werden daher zwei Themen behandelt. Zum einen werden anhand von Modellvorstellungen die Auswirkungen der Art der Dispergierung auf den AFS63-Gehalt erläutert sowie erste systematische Laborversuchsergebnisse zur Bestimmung von AFS63 gezeigt und diskutiert.

Zum anderen wird die theoretische Herangehensweise an einen Jahresmittelwert (spezifische Fracht oder Konzentration) einer Einzugsgebietsfläche als Alternative zu aufwändigen Messprogrammen vorgestellt.

## 2 AFS63-Bestimmung / Dispergieren

Die AFS63-Bestimmung im Labor kann gemäß [Dierschke und Welker, 2015] so durchgeführt werden, dass nach der

- Entfernung grober Bestandteile (1-mm- bzw. 2-mm- Sieb)
- Probenteilung
- Dispergierung

etwa 1 l Probe über ein Sieb mit einer Siebweite von  $63 \mu\text{m}$  direkt auf einen  $0,45 \mu\text{m}$ -Filter gegeben wird und die Masse auf dem Filter als AFS63 ausgewogen und angegeben wird. Die auf dem Sieb zurückgehaltenen Feststoffe können zurückgespült und in

Ergänzung zu den gesamten AFS als AFS<sub>grob</sub> ebenfalls mittels Filtration über einen 0,45- $\mu$ m-Filter bestimmt werden.

Niederschlagsabflüsse bestehen jedoch nicht aus einer einheitlichen Matrix, je nach Zusammensetzung, organischem Anteil und Lagerung beeinflusst vor allem die Dispergierart und -intensität das Ergebnis in unterschiedlichem Maße [Baum et al., 2018]. Dies sei an Abbildung 1 veranschaulicht.

Die Ideal-Variante einer dispersen Suspension ergibt unabhängig von der Vorbehandlung einen bestimmten AFS63-Wert (links). Neigen die Partikel weder zu einer Agglomeration, noch sind sie durch drastisches Dispergieren zu zerkleinern, wird der Sollwert an AFS63 wiedergefunden (zweites Bild von links). Dies ist bei überwiegend mineralischen Materialien z.B. Straßenabflüssen mit geringem Glühverlust der Fall.

Abflüsse mit höherem organischen Anteil neigen zur Agglomeration, ohne eine Dispergierung oder mit zu schwacher Dispergierung erhöht sich die Masse auf dem 63- $\mu$ m-Sieb und es kommt zu Minderbefunden an AFS63 (drittes Bild von links). Sind hier die Dispersionsmaßnahmen zu drastisch (viertes Bild von links), werden wiederum Partikel über das Primärkorn hinaus zerschlagen und zu viel AFS63 detektiert.

Das rechte Bild schließlich zeigt, dass bei hohem organischen Anteil und einer drastischen Dispergierung Feststoffe so stark zerkleinert werden, dass sie entweder kolloidal (< 0,45  $\mu$ m) oder echt gelöst vorliegen. Dies lässt sich als erhöhter löslicher CSB im Filtrat nachweisen.

Dieser Effekt ist auch aus Abbildung 2 zu erkennen. Hier sind die Ergebnisse eines Versuchs zur AFS63-Wiederfindung nach unterschiedlicher Vorbehandlung künstlich zusammengesetzter Stäube dargestellt. Die Stäube wurden aus fraktioniertem Straßenstaub und organischem Material (gemörsertes Laub oder Blüten) in straßenabflusorientierter Zusammensetzung (0 - 40  $\mu$ m: 31,25 %, 40 - 63  $\mu$ m: 31,25 %; 63 - 100  $\mu$ m: 12,5 %; 100 - 125  $\mu$ m, 125 -160  $\mu$ m, 160 - 200  $\mu$ m und 200 - 250  $\mu$ m je 6,25 %) hergestellt. Damit ist die Sollkonzentration sowohl der gesamten Menge an Feststoffen (Grundlage zur Berechnung des Verlustes) als auch die erwartete Wiederfindung an AFS63-Partikeln (0,45 - 63  $\mu$ m) mit 62,5% und AFSgrob-Partikeln (63 – 250  $\mu$ m) mit 37,5 % bekannt und dient als Vergleichsmaßstab. Der Glühverlust der Stäube betrug zwischen 17 % und 96 %. Jeweils 160 mg des Materials wurden in 1 L deionisiertem Wasser eindosiert und mittels kräftigem Schütteln 2 min lang (Abbildung 2, oben) oder Ultra-Turrax und Schneidwerkzeug (IKA T50 digital mit Schneidwerkzeug S 50 N - G 45 M) bei 10.000 U/min 2 min lang (Abbildung 2, unten) dispergiert.



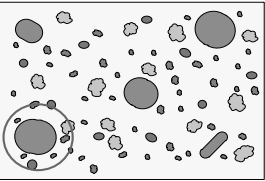
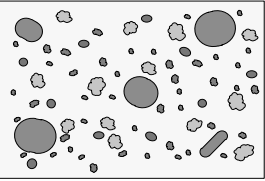
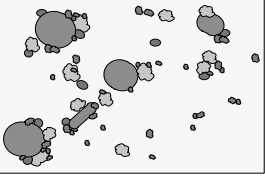
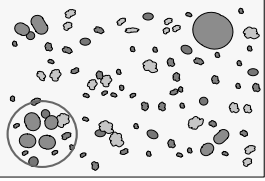
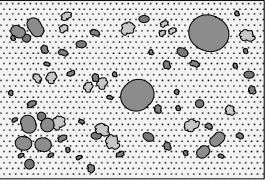
		Ideal-Variante	Varianten: Eigenschaften Partikel, Art der Dispergierung, Auswirkung auf AFS63-Bestimmung							
<p><b>Modellvorstellung</b>                      Aufkommen und                      Verteilung Partikel in                      Probe</p>		<p>dispers</p>		<ul style="list-style-type: none"> <li>organischer Anteil gering</li> <li>Dispergierung mit hoher Intensität (ohne Zerschlagung Partikel)</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>Agglomerations- neigung hoch ohne Dispergierung bzw. geringe Intensität</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>organischer Anteil moderat</li> <li>Dispergierung mit hoher Intensität (Zerschlagung Partikel)</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>organischer Anteil hoch</li> <li>Dispergierung mit hoher Intensität (Auflösung Partikel)</li> </ul>

Abbildung 1: Modellvorstellung zur Auswirkung der Dispergierung auf die AFS63-Bestimmung  
 Organischer Anteil in Feststoffen: gering = ca. 15 %, moderat = ca. 20 – 30%, hoch = > 50%  
 Art der Dispergierung: geringe Intensität = z.B. kräftiges Schütteln, Ultrasonicsonde, Dissolver; hohe Intensität = z.B. Nutzung von  
 Schneidwerkzeuge (z.B. Ultra-Turax) mit 10.000 U/min, 2 min

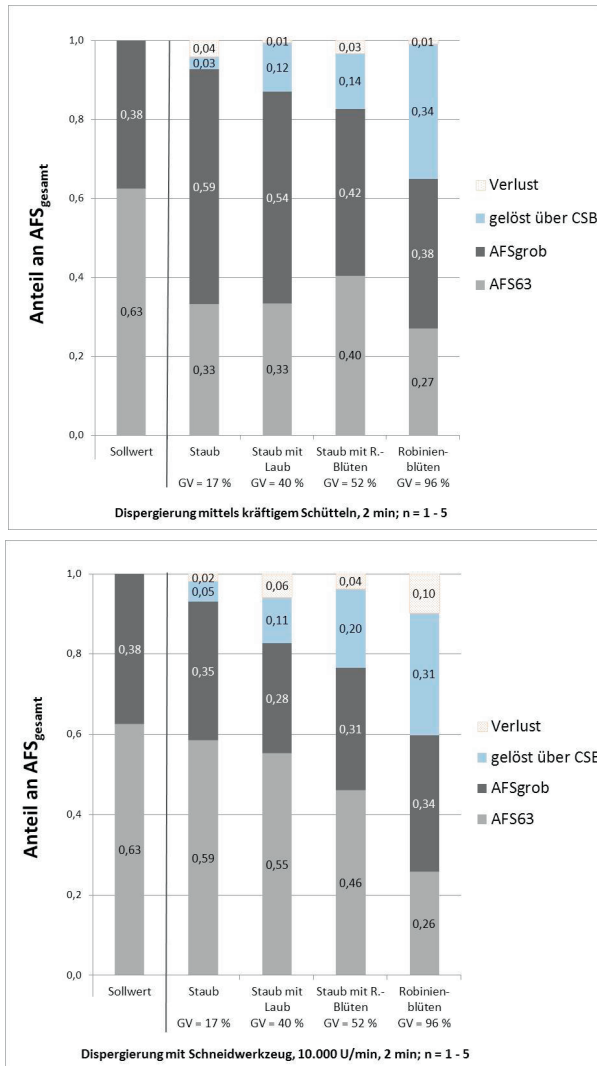


Abbildung 2: Wiederfindung von Grob- und Feinteilen (< 63 µm, > 63 µm) nach unterschiedlicher Dispergierung in Matrices mit aufsteigendem Glühverlust (organischer Anteil) in einer definierten Kornzusammensetzung von 0 – 250 µm; Summenwerte ≠ 1 ergeben sich aus Rundung

Die AFS-Verluste liegen mit Ausnahme der Dispergierung von Robinienblüten mittels Schneidwerkzeug immer unter 6 %, was die gute Wiederfindung der eindosierten Stoffe bei dem Versuchsssetup dokumentiert. Im oberen Bild (Abbildung 2) ist die Neigung zur Agglomeration zu erkennen, die mittels kräftigem Schütteln nicht aufgelöst werden kann. Der AFSgrob-Anteil steigt bei Materialien mit Glühverlusten von 17 %, 40 % und 52 %, gleichzeitig sinkt der AFS63-Anteil. Mit zunehmendem organischem Anteil steigt außerdem der Anteil, der als gelöstes CSB im Filtrat wiedergefunden wird. Bei dem rein organischen Material wird zwar der grobe Feststoffanteil wiedergefunden (letzter Balken). Der AFS63 ist jedoch nur noch zu weniger als der Hälfte nachweisbar. Er liegt zu etwa einem Drittel kolloidal vor bzw. hat sich gelöst. Zur Abschätzung der gelösten Anteile dient die Bestimmung des CSB im Filtrat (photometrischer Schnelltest der Fa. Hach). Obwohl der CSB als Summenparameter alle potenziell organischen Substanzen ermittelt und durch die Bestimmungsmethode (Schnelltest) Ungenauigkeiten aufweist, lässt er sich zur ersten Ermittlung der gelösten organischen Verbindungen heranziehen.

Im unteren Bild (Abbildung 2) sind die Ergebnisse der AFS63-Wiederfindung nach einer Dispergierung mittels Schneidwerkzeug dargestellt. Hier ist zu erkennen, dass die erfolgte Agglomeration wieder aufgelöst werden kann. Der AFSgrob-Anteil liegt jeweils unterhalb dem des eingewogenen Materials. Das Material wird jedoch in ähnlicher Größenordnung wie beim händischen Schütteln in Kolloide zerkleinert bzw. gelöst, so dass abhängig vom Glühverlust ein zunehmender AFS63-Minderbefund vorliegt.

Weitere noch nicht komplett ausgewertete Versuche im Labor ergaben, dass gröbere Feststoffe ( $> 250 \mu\text{m}$ ) auch ohne wesentlichen organischen Anteil durch das Schneidwerkzeug zerschlagen werden können.

Zum jetzigen Zeitpunkt kann somit noch keine zufriedenstellende Analysenmethode zur Bestimmung von feinen Feststoffen in Niederschlagsabflüssen empfohlen werden. Veröffentlichte Werte müssen, bevor es eine einheitliche Vorschrift geben wird, genauestens hinterfragt werden, siehe hierzu auch [Baum et al., 2018]. Mit einer zu sanften Dispergierung (Schütteln, Magnetrührer), so wie es derzeit standardmäßig in vielen Labors durchgeführt wird, ist in vielen - nicht in allen - Matrices von Minderbefunden auszugehen. Ein drastisches Dispergieren mittels Ultra-Turrax mit Schneidwerkzeug, wie es bei vielen Bestimmungsmethoden vorgesehen ist, führt dagegen in einigen Matrices - nicht in allen - zu Überbefunden, da die Bestandteile über das Primärkorn hinaus zerschlagen werden, in anderen Matrices jedoch zu Minderbefunden, da die Bestandteile in Kolloide (Partikel kleiner als  $0,45 \mu\text{m}$ ) zerkleinert werden oder sich auflösen.

Hier sind noch einige systematische Untersuchungen an den vielen unterschiedlichen Matrices, die in der Regenwasserbehandlung vorkommen können, durchzuführen. Insbesondere ist bei Niederschlagsabflüssen auf den organischen Anteil (zu unter-

scheiden in verkehrsbürtig oder vegetationsbedingt) und in Mischwasserabflüssen darüber hinaus auf Anteile aus dem Schmutzwasser wie z.B. Toilettenpapier zu achten.

Bis es eine einheitliche Vorschrift oder sogar DIN zur Bestimmung von AFS63 in Niederschlagsabflüssen gibt, stellt möglicherweise die theoretische Herangehensweise eine Alternative zur Abschätzung einer mittleren Jahresfracht oder -konzentration dar, die in Kapitel 3 erläutert wird.

### **3 Theoretische Abschätzung einer AFS63-Konzentration oder Fracht im Jahresmittel**

Um sich theoretisch einer AFS-Konzentration bzw. einer Fracht im Jahresmittel nähern zu können, sind die vielen Randbedingungen in einem Einzugsgebiet, die das Aufkommen und das Verhalten von Feststoffen maßgeblich beeinflussen, zu ermitteln. Sie werden hier kurz dargestellt. Details und Quellenangaben dazu sind [Dierschke, 2015] zu entnehmen.

#### **3.1 Einflussfaktoren auf das Feststoffaufkommen**

Abbildung 3 zeigt Einflussmöglichkeiten auf das Feststoffaufkommen anhand des Beispiels eines Verkehrsflächenabflusses. Maßgeblich für das Feststoffaufkommen ist im Wesentlichen die Verkehrsbelastung durch Abrieb von Fahrbahn, Bremsen und Reifen. Je ruhiger der Verkehr fließen kann, desto weniger Abriebprodukte entstehen. Liegt dagegen gestörter Verkehr vor (Stop-and-go-Verkehr oder häufiges Bremsen und Anfahren an einer Ampelkreuzung) so kann das Feststoffaufkommen auf das 10-fache steigen [ASTRA, 2009], [Helmreich, 2012]. Schwerlastverkehr trägt fahrzeugspezifisch zu einem weitaus höheren Abrieb (Faktor 5 bis 10) als normaler PKW-Verkehr bei [ASTRA, 2009], [Nielsen et al. 2003].

Je nach Örtlichkeit stammen weitere Einträge aus dem Staubbiederschlag, aus der Vegetation, aus der Bodenerosion von nicht kanalisierten Außengebietsflächen, landwirtschaftlichen Einträgen oder Bautätigkeiten.

Die Art der Randbebauung beeinflusst den Verbleib von Feststoffen auf der Oberfläche. Wind oder Turbulenzen durch den Verkehr können insbesondere feine Feststoffe in die Umgebung verfrachten [ASTRA, 2009], [Fuchs et al., 2010b]. Im freien Feld landet daher ein hohes Maß an Feststoffen in der Umgebung und nicht im Straßenabfluss [Boller et al., 2005b]. Lärmschutzwände oder geschlossene Häuserfronten dagegen verhindern ein Verwehen oder Verspritzen von Feststoffen [Kaufmann, 2008].

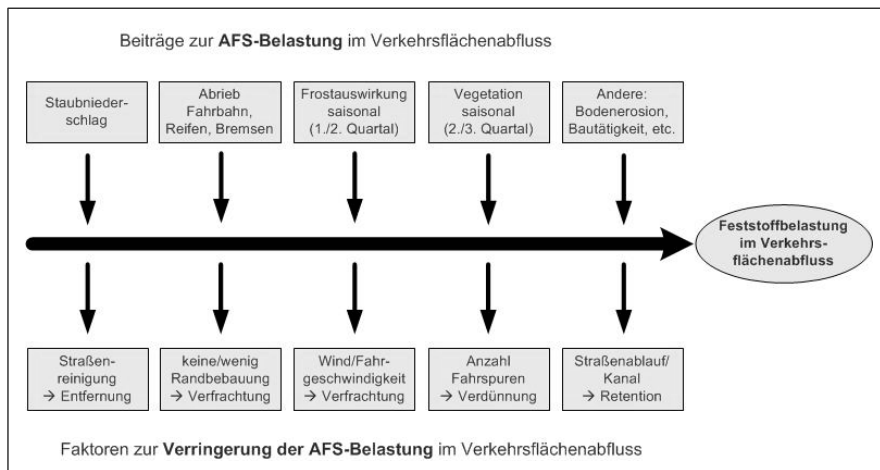


Abbildung 3: Beiträge zum Aufkommen und Faktoren zur Verringerung von AFS im Verkehrsflächenabfluss

Die Anzahl der Fahrspuren und Standstreifen beeinflusst zwar nicht das Feststoffaufkommen per se, ist jedoch zu berücksichtigen, da die DTV (durchschnittlich tägliche Verkehrsbelastung in Kfz/d) unabhängig von der Anzahl der Fahrspuren angegeben wird und somit auf eine größere Fläche zu beziehen ist.

Je kleiner das Einzugsgebiet, desto größer ist das auf die Fläche des Einzugsgebietes bezogene Feststoffaufkommen in  $[\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})]$ , vgl. Abbildung 4. Direkt an einem Straßenablauf mit geringen Anschlussflächen ( $< 500 \text{ m}^2$ ) sind mehr Feststoffe enthalten als in Sammelkanälen größerer Einzugsgebieten. Auch nimmt die Schwankungsbreite des Feststoffaufkommens mit Zunahme der Einzugsgebietsgröße ab.

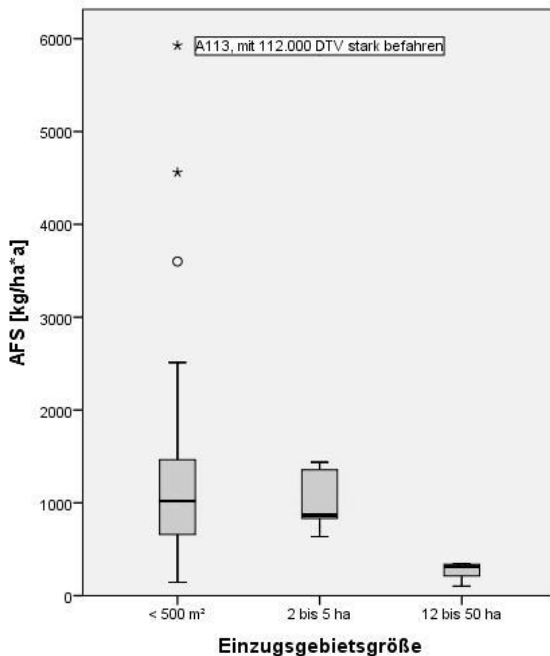


Abbildung 4: AFS-Austrag aus Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe. Box: oberes/unteres Quartil; schwarzer Strich in Box: Median; Länge Whisker: 1,5-fache des Interquartilabstandes (IQR); Kreise: Ausreißer (> 1,5-fache des IQR), Sterne: Extremwerte (> 3-fache des IQR)

Werte für Straßenabläufe (< 500 m<sup>2</sup>, 21 Einzugsgebiete) aus [Pick et al., 2002], [Nadler u. Meißner, 2004], für Straßenabläufe aus [Xanthopoulos und Hahn, 1993], [Pitt et al., 1995; aus Pitt et al., 2005], [Pitt et al., 2005], [Hilliges et al., 2007], [Barret und Stanard, 2008], [Bian et al., 2011], [Leutnant et al., 2016], [Grotehusmann et al., 2017], [Hilliges et al., 2017] wurden aus den angegebenen Konzentrationen abgeschätzt mit einheitlichem Ansatz für ein Jahresabflussvolumen von 600 l/m<sup>2</sup>, Werte für mittlere Einzugsgebiete (2 bis 5 ha, 5 Einzugsgebiete) aus [Rossi et al., 1997], für größere Einzugsgebiete (12-50 ha, 6 Einzugsgebiete) aus [Fuchs et al., 2010a]

Je größer ein Einzugsgebiet ist, desto mehr Möglichkeiten bestehen, dass Feststoffe entnommen werden. Überwiegend grobe Feststoffe können durch Straßenreinigungen entfernt [Vaze und Chiew, 2002], in Straßenabläufen [Stein, 2008] oder Geröllfängen [Dörr und Fritz, 2015] zurückgehalten oder durch Kanalreinigungen entfernt werden [Berliner Wasserbetriebe, 2012]. Im Laufe der Zeit findet darüber hinaus eine Zerkleinerung durch Traktierung durch den Straßenverkehr und eine Zersetzung

durch biologische Abbauprozesse insbesondere von Feststoffen aus der Vegetation statt. Am Ende eines Trennkanals, an denen große Einzugsgebiete angeschlossen sind, finden sich daher oftmals weniger Feststoffe, aber mit einem höheren Anteil an AFS63 als in Straßenabläufen oder Sammelkanälen kleiner Einzugsgebiete.

### 3.2 Abschätzung des AFS-Aufkommens

In [Dierschke, 2015] wurde die Vorgehensweise und Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Feststoffaufkommens detailliert beschrieben. Die Methode mündet in drei Formeln für Dach-, Verkehrsflächen- und Trenngebietsabflüsse mit Vorschlägen zur individuellen Eingabe von Parametern in eine Excel-Tabelle. Bei Verkehrsflächenabflüssen beispielsweise sind Parameter für den Staubbiederschlag (hoch, mittel, niedrig) mit Berücksichtigung der Belastung aus der Vegetation, das Verkehrsaufkommen (DTV und Anteil Schwerlastverkehr), Belastung durch den Winter (Frostzone, Streusalzaufbringung), Verkehrsart (Ampelkreuzung, Stop-and-go oder ruhiger Verkehr, Parkplätze mit/ohne LKW-Verkehr), Anzahl der Fahrspuren und sonstige Belastungen (Baustellen, Bodenerosion) zu berücksichtigen. Weiterhin werden Faktoren für die Randbebauung (freies Feld, Lärmschutzwände, Bordsteine) sowie für Straßenreinigungsintervalle vorgegeben. In Tabelle 1 sind beispielhaft die Auswahlparameter für eine städtische Straße mit 5.000 DTV (10 % LKW-Anteil) und mittleren bzw. normalen Bedingungen (Spalte „Eingabe“) und die Vorschläge zur Eingabe je nach Randbedingung (Spalten „Vorschläge“) dargestellt.

Die AFS-Deposition wurde zu 620 kg/(ha-a) berechnet, die AFS63-Deposition zu 139 kg/(ha-a). Unter der Annahme eines jährlichen Niederschlags von 800 mm und eines Verlustbeiwertes von 0,8 betragen die Gesamtfeststoffkonzentration 97 mg/l und die AFS63-Konzentration 22 mg/l im Jahresmittel. Dies entspricht einem Feinanteil der Feststoffe von 22 %.

Die Verifizierung der AFS-Gesamtkonzentrationen (Vergleich berechneter mit in Messprogrammen tatsächlich gemessenen Werten) ergab gute Übereinstimmungen in fünf Messprogrammen in Bayreuth, Burgdorf, Augsburg, Brisbane und München, im Messprogramm Karlsruhe dagegen einen großen Unterschied.

Ein systematischer Fehler wurde ausgeschlossen, da die Abschätzung sowohl Minderals auch Überbefunde ergab. Die Unterschiede zwischen gemessenen und abgeschätzten Werten sind vermutlich auf die Erfassung zu weniger Niederschlagsereignisse oder auf die Qualität der Beschreibung der Randbedingungen zurückzuführen, die zur Berechnung des zu erwartenden Feststoffgehaltes wesentlich sind. Aus den Studien gingen die Randbedingungen teilweise nicht hervor und sind möglicherweise als nicht zutreffend geschätzt worden.

Tabelle 1: Auswahlparameter zur Berechnung des Feststoff- und AFS63-Gehaltes in Straßenabflüssen, Referenzstraße mit DTW 5.000 Kfz/d

	Anteil	Einheit	Eingabe Wert	Vorschläge		
Staub und Vegetation	<b>Staubniederschlag</b>			ländlich	städtisch	Industrie
	Wert	kg/(ha-a)	<b>71</b>	38	71	343
	<b>Pollen</b>			normal	hoch	
	Wert	kg/(ha-a)	<b>400</b>	400	750	
	<b>Anteil AFS63 in Staubniederschlag und Pollen</b>			normal	individuell anpassen	
	Wert	-	<b>0,8</b>	0,8		
Verkehrsbelastung	<b>Jahreszeitfaktor für Pollen</b>			Jahresmittel	Vegetationszeit	individuell
	Wert	-	<b>0,33</b>	0,33	1	
	<b>Vegetationsfaktor</b>			keine Vegetation	normal	komplett belaubt
	Wert	-	<b>0,33</b>	0	0,33	1
	<b>Verkehrsbedingter Abrieb</b>			normal	individuell anpassen	
	Wert PKW	kg/(ha-a)-PKW	<b>0,1</b>	0,1		
Wert LKW	kg/(ha-a)-LKW	<b>0,5</b>	0,5			
Verkehrsbelastung	<b>Verkehrsbelastung</b>			normal	individuell	
	DTV	Fahrzeuge/d	<b>5.000</b>			
	Anteil LKW		<b>0,10</b>	0,10	0 bis 0,20	
	PKW	Fahrzeuge/d	<b>4.500</b>			
	LKW	Fahrzeuge/d	<b>500</b>			
	<b>Anteil AFS63 Verkehrsabrieb</b>			normal	individuell anpassen	
Wert	-	<b>0,22</b>	0,22			
Einträge winterbedingt	<b>Grundbelastung<sub>Winter</sub></b>			Frostindexzone I	Frostindexzone II	Frostindexzone III
	Wert	kg/(ha-a)	<b>1.000</b>	500	1.000	1.500
	<b>DTV-bezogener Fahrbahnabrieb, Winter</b>			normal	individuell anpassen	
	Wert	kg/(ha-a)-DTV	<b>0,03</b>	0,03		
	<b>Anteil AFS63 Verkehrsabrieb Winter</b>			bei Salzstreuung	ohne Streuung	
	Wert	-	<b>0,22</b>	0,4	0,22	
Verkehrsart	<b>Jahreszeitfaktor <math>f_{jw}</math></b>			normaler Winter	individuell anpassen	
	Wert	-	<b>0,25</b>	0,25		
	<b>Faktor Verkehrsart <math>f_{Verkehr}</math></b>			Autobahn	normal	Stop-and-Go/ Ampel bis 5
	Wert	-	<b>1</b>	0,5	1	
	<b>Faktor Anzahl Fahrsuren</b>			2	4	6
	Wert	-	<b>1</b>	1	0,5	0,33
sonstige Einträge	<b>Bodenerosion/Landwirtschaft/Bautätigkeiten</b>			Bodenerosion	Bau/LW bis über 10.000	Sonstiges bis über 10.000
	Wert	kg/(ha-a)	<b>2.500</b>	2.500		
	<b>Fläche mit Bodenerosion etc.</b>					
	Wert	% von ha	<b>0</b>			
	<b>Zeitfaktor <math>f_{Zeit}</math> besondere Belastungen</b>					
	Wert	-	<b>0</b>			
Randbebauung, Straßenreinigung, Retention	<b>Anteil AFS63 besondere Belastungen</b>			normal	individuell anpassen	
	Wert	-	<b>0,33</b>	0,33		
	<b>Faktor bei fehlender Randbebauung <math>f_{RB}</math></b>			keine und ohne Standstreifen	niedrige Randsteine/ Seitenstreifen	Lärmschutzwände etc.
	Wert AFS <sub>ges</sub>	-	<b>0,75</b>	0,5	0,75	1
	Wert AFS63	-	<b>0,5</b>	0,17	0,5	0,9
	<b>Faktor Straßenreinigung <math>f_{SR}</math></b>			täglich	wöchentlich	keine
Wert AFS <sub>ges</sub>	-	<b>0,75</b>	0,5	0,75	1	
Wert AFS63	-	<b>0,9</b>	0,8	0,9	1	
Nieder-schl./A bfl.	<b>Faktor Retention im Gully-/Kanalsystem <math>f_{Ret}</math></b>			zentral	dezentral	
	Wert AFS <sub>ges</sub>	-	<b>1</b>	0,6	1	
	Wert AFS63	-	<b>1</b>	0,8	1	
	<b><math>h_N</math></b>			Mittelwert D	individuell anpassen	
	Wert	mm/a	<b>800</b>	800		
	<b>Benetzungs-, Mulden-, Verdunstungsverlust</b>			normal	individuell anpassen	
Wert	-	<b>0,8</b>	0,8			
Ergebnis		<b>Einheit</b>	<b>AFSges</b>	<b>AFS63</b>		
	<b>Deposition</b>	kg/(ha-a)	620	139		
	<b>Konzentration</b>	mg/l	97	22		



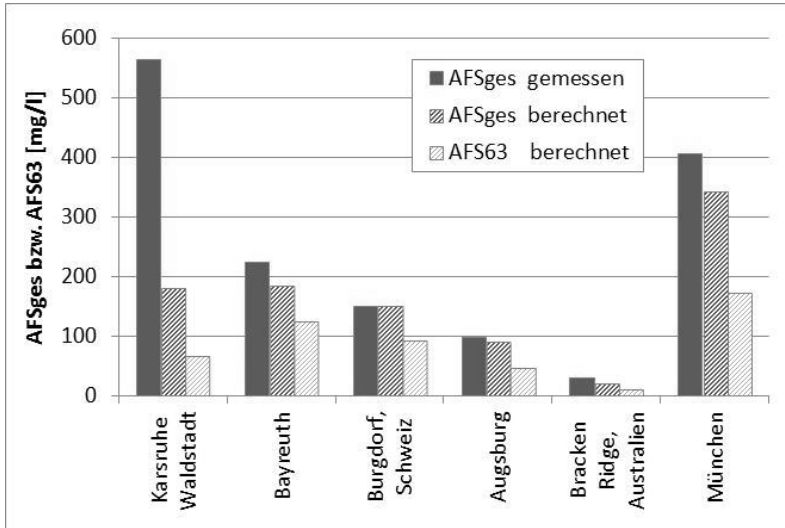


Abbildung 5: Verifizierung zur Berechnung von Straßenabflüssen. Karlsruhe [Xanthopoulos und Hahn, 1993], Bayreuth [Kern et al., 1992], Burgdorf [Boller et al., 2005a und b], Augsburg [Nadler und Meißner, 2008], Bracken Ridge [Hatt et al., 2009], München [Hilliges et al., 2007]

Für die jeweilige Belastungsart wurden Vorschläge für den Anteil an AFS63 gemacht. Dies war beim Staubbiederschlag oder der Straßenreinigung z.B. möglich, da hier detaillierte Kenntnisse über Korngrößenverteilungen vorliegen. Für andere Anteile liegen dagegen wenige Untersuchungen vor. Hier konnte nur eine Näherung durch z.B. das Abschätzen des Aufkommens von Brems- und Reifenabrieb in Kombination mit der Korngrößenverteilung von verkehrsbedingtem Staubbiederschlag erreicht werden. Die Verifizierung konnte nicht durchgeführt werden, da im Jahr 2014 ausreichende und verlässliche Messprogramme (vgl. Kap. 2) noch nicht veröffentlicht waren.

Seit 2014 sind weitere Untersuchungen zum AFS63 durchgeführt worden, siehe [Baum et al., 2018]. Daraus wird jedoch deutlich, dass die Vorbehandlung bei der Bestimmung unterschiedlich durchgeführt wurde und somit das Ergebnis des Verhältnisses von AFS63 zu AFS<sub>ges</sub> stark beeinflusst. In zwei betrachteten Studien lagen die AFS63-Anteile in Verkehrsflächenabflüssen bei einer Bestimmung ohne Dispergierung zwischen 18 und 86% [Schriefer, 2017], [Leutnant et al., 2016]. In zwei weiteren Studien schwankten die AFS63-Anteile bei der Bestimmung mittels intensiver Dispergierung zwischen 81 % und 100 % [Grotehusmann et al., 2017], [Hilliges et al., 2017].

Der mit Hilfe der Angaben in Tabelle 1 ermittelte Feinanteil von 22 % scheint demnach im Vergleich zu den Ergebnissen der Studien unabhängig von der Dispergiermethode zu niedrig zu sein. Möglich sind mehrere Fehlerquellen:

- Die Abriebprodukte sind in der Summe feiner als angenommen.
- Der Effekt der Zerkleinerung von Feststoffen durch den Verkehr oder durch biologische Zersetzung ist zu berücksichtigen.
- Die Dispersionswirkung von Salzen ist größer als angenommen.
- Ein Verwehen von feinen Feststoffen ist geringer als angenommen.
- Durch die Straßenreinigung werden nur Partikel > 63 µm entfernt.

Auch wenn die AFS63-Bestimmung im Labor derzeit noch Ungenauigkeiten enthält (bis zu etwa 70 % mehr bei einer drastischen Dispergierung im Vergleich zum kräftig Schütteln, vgl. Abbildung 2 und Ergebnisse aus Graz in [Baum et al., 2018, Abbildung 2 oben]) wäre es sinnvoll, die neuen Studien und Erkenntnisse zur Überprüfung und Anpassung der oben genannten Faktoren zur theoretischen Bestimmung des AFS63-Anteils zu nutzen.

#### 4 Ausblick

Die Bestimmung eines AFS63 als Bewertung von Niederschlagsabflüssen ist in Zukunft wichtig, um über das Einordnen über die Beschreibung der Nutzung auf der Fläche hinaus, Flächen in Behandlungskategorien einteilen zu können. Auch ist eine Bewertungen des Behandlungserfolges von In-situ-Anlagen ohne eine Bestimmungsmethode kaum zutreffend möglich. Beachtet werden muss allerdings unabhängig von der Art der Ermittlung, dass für eine Bewertung immer die Konzentrationen bzw. Fracht in [kg/(ha·a)] im Jahresmittel herangezogen werden muss. Einzelereignisse sind für eine Bewertung nicht geeignet, dies gilt sowohl für eine Bestimmung im Labor als auch für eine theoretische Ermittlung.

Es stellt sich grundsätzlich die Frage, ob es tatsächlich gelingen kann, den korrekten Feinanteil an Feststoffen in Niederschlagsabflüssen anzugeben, da er abhängig von den Randbedingungen in situ (Agglomerations-, Deagglomerations-, Fällungs-/Flockungsprozesse, biologische Zersetzung, Dispergierung durch den Eintrag von Salzen), von den Lagerungs- und Transportbedingungen (Dauer des Lagerns im Probennahbehälter, Temperatureinflüsse, Tiefgefrieren von Proben) und nicht zuletzt durch die Vorbehandlung im Labor veränderlich ist.

Denkbar als Zwischenlösung für eine Bewertung von Niederschlagsabflüssen ist - abhängig von der Örtlichkeit - einen festen AFS63-Anteil am Gesamtfeststoffaufkommen als worst case festzulegen (z.B. 90 % in großen Trenngebieten). Der AFS-Gehalt (gesamt), auf der sich der AFS63-Anteil bezieht, sollte dazu mit einer definierten Kornobergrenze von z.B. 0,5 mm, 1 mm oder 2 mm und ohne drastische Dispergierung, um keine Stoffe zu lösen, bestimmt werden.

Die vorhandenen Wissenslücken können letztendlich nur im Labor beantwortet werden. Als zukünftige Aufgabe bleibt, mehr und systematische Untersuchungen zu den oben genannten Prozessen durchzuführen und Gesetzmäßigkeiten zu ergründen, um schließlich eine zufriedenstellende, matrixabhängig Bestimmungsmethode festlegen zu können.

Die in Zukunft durchgeführten Messprogrammen mit dem AFS63 im Fokus können erst dann (mit einer abgesicherten Bestimmungsmethode) hinsichtlich der Anpassung der Parameter zur theoretischen Abschätzung des AFS63-Gehaltes herangezogen werden.

## 5 Literatur

- ASTRA (Bundesamtes für Straßen, Schweiz) (2009): PM10-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, August 2009
- Barret, M.; Stanard, C. (2008): Effects of the Permeable Friction Course (PFC) on Highway Runoff. Proceedings, 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK
- Baum, P.; Benisch, J.; Blumensaat, F.; Dierschke, M.; Dittmer, U.; Gelhardt, L.; Gruber, G.; Grüner, S.; Heinz, E.; Hofer, T.; Kemper, M.; Leutnant, D.; Nickel, J. P. (2018): AFS63 - Harmonisierungsbedarf und Empfehlungen für die labor-technische Bestimmung des neuen Parameters. Proceedings „aqua urbana - Regenwasser in urbanen Räumen“. In: Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, Bd. 1, 153–168. ISBN: 978-3-95974-086-9
- Berliner Wasserbetriebe (2012): Die Berliner Kanalisation. Broschüre, Mai 2012
- Bian, B.; Cheng, X.-J.; Li, L. (2011): Investigation of urban water quality using simulated rainfall in a medium size city of China. Environ Monit Assess (2011) 183, 217 – 229. DOI: 10.1007/s10661-011-1916-y
- Boller, M.; Kaufmann, P.; Ochsenbein, U. (2005a): Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Straße und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbentmaterial. Schlussbericht Forschungsprojekt in Zusammenarbeit mit eawag, Dübendorf, FH Bern, GSA, Bern, ASTRA, Bern, BUWAL, Bern. Dübendorf 2005
- Boller, M.; Kaufmann, P.; Ochsenbein, U. (2005b): Bankette bestehender Straßen. Untersuchung der Versickerung von Straßenabwasser über Straßenrandstreifen an einer bestehenden Straße. Schlussbericht Forschungsprojekt in Zusammenarbeit mit eawag, Dübendorf, FH Bern, GSA, Bern, ASTRA, Bern, BUWAL, Bern. Dübendorf 2005

- Dierschke, M. (2015): Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM<sub>63</sub>) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Bd. 37. ISBN 978-3-943995-74-9
- Dierschke, M.; Welker, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. In: *gwf Wasser - Abwasser* (156), 440–446. ISSN: 0016-3651
- Dörr, A.; Fritz, R. (2015): Einsatz von Kleingeröllfängen als Fertigteilschächte. *Korrespondenz Abwasser, Betriebs-Info* (45), April 2015, 2332 - 2335
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102. Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Entwurf Oktober 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, A 102)
- Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010a): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. *Umweltwiss Schadst Forsch* (2010) 22, 661-667, Springer-Verlag online. DOI: 10.1007/s12302-010-0161-2
- Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010b): Eigenschaften und Behandlung von Regenabflüssen aus Trennsystemen; zentrale Behandlung. Hauraton Seminar „Dezentrale Behandlung von schadstoffbelastetem Niederschlagswasser auf Verkehrsflächen“ am 6.10.2010 in Frankfurt
- Fuchs, S. (2013): Persönliche Mitteilung. Leiter des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wasser-gütewirtschaft am Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
- Grotehusmann, D.; Lambert, B.; Fuchs, S.; Graf, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST)*, Heft V 295, Dezember 2017. ISBN: 978-3-95606-246-6
- Gunawardana, C.; Egodawatta, P.; Goonetilleke, A. (2014): Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. In: *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 184, 44–53. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.08.010
- Hatt, B.E.; Fletcher, T.D.; Deletic, A. (2009): Pollutant Removal Performance of Field-scale Stormwater Biofiltration Systems. *Water Science & Technology – WST* 59.8, 2009. 1567 – 1576. DOI: 10.2166/wst.2009.173
- Helmreich, B. (2012): Einfluss der Verkehrsstärke und anderer Randbedingungen auf die stoffliche Belastung von Versickerungsanlagen, 11. DWA Regen-wassertage in Berlin, 11./12. 6. 2012

- Hilliges, R. (2007): Entwicklung eines dezentralen Behandlungssystems für hochbelastete Verkehrsflächenabläufe im urbanen Raum. Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft 193, TU München
- Hilliges, R.; Endres, M.; Tiffert, A.; Brenner, E.; Marks, T. (2017): Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. In: *Water Sci Technol* 75 (5-6), 1169–1176. DOI: 10.2166/wst.2016.576
- Kaufmann, P. (2008): Straßenabwasser – Filterschacht. Schlussbericht des Forschungsauftrags ASTRA 2005/202 der Berner Fachhochschule Architektur, Holz und Bau, Biel und Burgdorf, Juli 2008
- Kern, U.; Wüst, W.; Daub, J.; Striebel, T.; Herrmann, R. (1992): Abspülverhalten von Schwermetallen und organischen Mikroschadstoffen im Straßenabfluss. In: *gwf Wasser – Abwasser* (133), 567-574
- Leutnant, D.; Schleifenbaum, R.; Rickert, G.; Grüning, H.; Uhl, M. (2016): Modelle für Stofftransport und -behandlung in der Siedlungshydrologie. Schlussbericht. BMBF Förderkennzeichen 03FH033PX2. Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWA-RU)
- Nadler, A.; Meißner, E. (2004): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. 3. Zwischenbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München
- Nadler, A.; Meißner, E. (2008): Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hrsg., Augsburg
- Nielsen, M.; Winther, M.; Illerup J. B.; Mikkelsen, M. H. (2003): Danish emission inventory for particulate matter (PM). Research Notes from NERI (National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark) No. 189, Kopenhagen, 2003
- Pick, V.; Fettig, J.; Miethe, M.; Stüben, K. (2002): Dezentrale Behandlung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen in einer Schachtanlage. *Korrespondenz Abwasser* (49), 312 – 320
- Pitt, R; Voorhees, J. (1995): Source loading and management model (SLAMM). Seminar publication: National Conference on Urban Runoff Mangement. Enhancing Urban Watershed Management at the Local, County, and State Levels. March 30 - April 2, 1993. Center for Environment Research Information., EPA,/625/R-95/003. Cincinnati, Ohio. 225 - 243, April 1995

- Pitt, R.; Bannermann, R.; Clark, S.; Williamson, D. (2005): Sources of Pollutants in Urban Areas; (Part 2) Chapter 24: Recent Sheetflow Monitoring. Journal of Water Management Modeling R 223-24. DOI: 10.14796/JWMM.R223-24
- Rossi, L.; Kryenbuehl, L.; Froelich, J.-M.; Fischer, Y.; Khim-Heang, S.; Reyfer, G.; Vioget, P. (1997): Étude de la contamination induite par les eaux de ruissellement en milieu urbain. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1996, 1997, 179 – 202
- Schriefer, T. (2017): Mehrjähriges Beprobungsprogramm an einer DIBt-zugelassenen Behandlungsanlage. 16. DWA Regenwassertage in Bad Kissingen, 27. - 28. 06.2017
- Sansalone, J. J.; Kim, J.-Y. (2008): Transport of particulate matter fractions in urban source area pavement surface runoff. In: Journal of Environment Quality 37 (5), 1883–1893. DOI: 10.2134/jeq2007.0495
- Stein, R. (2008): Auswirkungen optimierter Straßenabläufe auf Feststoffeinträge in Kanalisationen. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, April 2008
- Vaze, J.; Chiew, F. H.S. (2002): Experimental Study of Pollutant Accumulation on an Urban Road Surface. Urban Water 4 (2002) 379 – 389. DOI: 10.1016/S1462-0758(02)00027-4
- Welker, A.; Dierschke, M.; Heusch, S. (2018): Semizentrale Anlage zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen – Messprogramm an der A 485 in Gießen; angenommener Beitrag in der Zeitschrift „Straße und Autobahn“, Dezember 2018
- Xanthopoulos, C.; Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen. Phase 1 - Teilprojekt 2, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

### **Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Martina Dierschke  
Nibelungenplatz 1  
D - 60318 Frankfurt am Main  
Tel.: +49 (0)69 1533-3628  
E-Mail: martina.dierschke@fb1.fra-uas.de



# Einfluss der Abflusskonzentration auf die Ergebnisse bi-direktional gekoppelter 1D/2D-Überflutungsberechnungen

Hagen Hürter

Abwasserbeseitigungsbetrieb der Stadt Pirmasens, Pirmasens

**Kurzfassung:** Für zwei Modellgebiete, die sich hinsichtlich relevanter Gebietseigenschaften stark unterscheiden, wurden bi-direktional gekoppelte 1D/2D-Abflussmodelle zur Überflutungsberechnung mit einer Referenzkonfiguration erstellt und mithilfe von Daten zu historischen Überflutungsereignissen bestmöglich plausibilisiert. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse an den beiden Referenzmodellen wurden Auswirkungen auf die Simulationsergebnisse durch abweichende Ansätze zur Abflusskonzentration identifiziert und quantifiziert. Um eine anwendungsbezogene Einschätzung zu gewährleisten wurden Vergleichsindikatoren entwickelt, die neben der Berücksichtigung berechneter Wasserstände auch eine Bewertung der Einflussgrößen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die überflutungsbezogene Gefährdungsaussage ermöglichen.

**Key-Words:** Starkregen; Überflutung; Gefährdungsanalyse; Sensitivitätsanalyse; Simulation

## 1 Einleitung

Die Lokalisierung und Bewertung urbaner Gefährdungsbereiche im Kontext überflutungsrelevanter Starkregenereignisse rückt vor dem Hintergrund einer Häufung schadensträchtiger Ereignisse in den letzten Jahren (GDV 2015) in den Fokus von Kommunen und Fachwelt. Die mögliche Zunahme außergewöhnlicher Niederschlagsereignisse im Zusammenhang mit dem Klimawandel bekräftigt diese Entwicklung zusätzlich (IPCC 2014).

Parallel zu der zunehmenden Brisanz des Problems urbaner Starkregenüberflutungen schreitet die Entwicklung von Werkzeugen zur Gefährdungsanalyse fort. Durch den hohen Anstieg von Rechenleistung, Datenspeicherkapazitäten sowie Datenverarbeitungsmöglichkeiten in den letzten Jahren und der stark zunehmenden Verfügbarkeit überflutungsrelevanter Geodaten, wächst das Rüstzeug zur Identifizierung von Ge-



fährdungslagen, von Bereichen hohen Schadenspotenzials und deren Verschneidung zum Überflutungsrisiko an.

Aufgrund der gleichzeitigen Steigerung des Bedarfs und der verbesserten Möglichkeiten bei der Durchführung von Gefährdungsanalysen zur urbanen Starkregenüberflutung werden selbige bereits auf unterschiedlichste Art und Weise, meist unter Zuhilfenahme von Simulationsmodellen, durchgeführt. In der Regel werden die Ergebnisse der Analysen in einer Karte dargestellt, mittels derer gefährdete Bereiche lokalisiert werden können. Ziele der Gefährdungsanalysen sind neben dem Nachvollzug historischer Ereignisse und Ursachenanalysen, die Informationsbildung für Kommunen und Bürger, die Erstellung von Einsatzplänen für Entwässerungsbetrieb, Feuerwehr und Rettungsdienst auch die Erstellung von Maßnahmenkonzepten und Maßnahmenplanungen.

### **1.1 Veranlassung und Problemstellung**

Derzeit existieren unterschiedliche Methoden der Gefährdungsanalyse, die auch im bereits 2016 erschienenen Regelwerk DWA-M 119 beschrieben werden (DWA 2016). Es mangelt jedoch noch an konkreten Empfehlungen oder gar Festlegungen zur anwendungsspezifischen Auswahl und zur Aussagekraft dieser Methoden. Auch innerhalb der Methoden besteht noch Konkretisierungsbedarf z.B. hinsichtlich der erforderlichen Datengrundlagen oder der konkreten Modellkonfiguration. Der Bedarf an Informationen zur Gefährdungslage einerseits und die methodische Unschärfe im Bereich der Gefährdungsanalyse andererseits, führt zur Erzeugung heterogener Gefährdungskarten. Je nach verwendetem Modellansatz und Detaillierungsgrad, je nach verwendeter Datengrundlage und Darstellungsart und letztlich auch je nach Bearbeiter bzw. Anwender können die Aussagen zur Gefährdungslage stark differieren. Im Vergleich zur konventionellen Kanalnetzberechnung ist eine Kalibrierung oder Validierung aufgrund der unzureichenden Messbarkeit und der Seltenheit von Überflutungsereignissen „im Betrachtungsraum“ oft nur sehr schwer oder gar nicht möglich. Erste vergleichende Untersuchungen mit unterschiedlichen Modellansätzen lassen auf eine nicht zu vernachlässigende Auswirkung der genannten Faktoren auf die Analyseergebnisse schließen (Fuchs & Schmidt 2015a). Diese Umstände führen zu der Annahme, dass bei unterschiedlichen, bisher noch nicht ausreichend festgelegten, Herangehensweisen, auch unterschiedliche Gefährdungsaussagen, je nach Datengrundlage, Modellansatz, Klassifizierungsansatz, Darstellungsart etc. möglich sind. Die Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse ist somit nicht garantiert, weshalb der Bedarfsträger (Entscheidungsträger, Bürger, Planer u.a.m.) zurzeit nicht in der Lage ist, die Belastbarkeit der Analyseergebnisse zu bewerten.

In dieser Unsicherheit bezüglich der Vergleichbarkeit der Ergebnisse und Gefährdungsaussagen bei Anwendung unterschiedlicher methodischer Ansätze besteht die Veranlassung für die vorliegende Untersuchung.

## 1.2 Zielsetzung und Schwerpunkt der Arbeit

Um eine Erhöhung der Vergleichbarkeit von Ergebnissen aus Überflutungssimulationen zu erzielen, müssen die Auswirkungen relevanter Einflussgrößen auf die Simulationsergebnisse und die daraus ableitbaren Gefährdungsaussagen mithilfe von gefährdungsbezogenen Indikatoren quantifiziert werden. Aus den gewonnenen Erkenntnissen können dann Anwendungsempfehlungen zur Durchführung simulationsgestützter Gefährdungsanalysen abgeleitet werden.

Die Methoden zur Gefährdungsanalyse sind vielfältig und beruhen größtenteils auf Modellansätzen unterschiedlicher Komplexität und Aussagekraft. Mit zunehmender Komplexität der Modellansätze nehmen sowohl die Aussagekraft zur Überflutungsgefährdung als auch der erforderliche Datenbedarf sowie die erforderliche Rechen- und Speicherkapazität und die Anzahl der möglichen unterschiedlichen Einflussgrößen zu. Die praktikable Methode mit der derzeit höchsten Komplexität beruht auf einem Ansatz, der eine eindimensionale Berechnung des Abflusses im Kanalnetzmodell und eine zweidimensionale Berechnung im Oberflächenmodell mit Abbildung der Kopplung zwischen diesen beiden Teilmodellen beinhaltet (bi-direktional gekoppelte 1D/2D-Abflussberechnung).

Das Phänomen urbaner Starkregenüberflutungen ist aufgrund des Zusammenwirkens von Abflussprozessen auf der Oberfläche, im Entwässerungssystem und an den Schnittstellen hochkomplex. Zur Durchführung einer Gefährdungsanalyse bedarf es daher, aus Sicht des Autors, der Anwendung bi-direktional gekoppelter 1D/2D-Abflussmodelle. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn kleinräumige, objektspezifische Gefährdungsaussagen erforderlich sind, was sich u.a. aus entsprechenden, aktuellen Anpassungen im Regelwerk (DIN EN 752:2017-07) ableiten lässt.

Unter der Annahme eines weiterhin hohen Anstiegs der Rechenleistung, der Datenspeicherkapazität und der Verfügbarkeit überflutungsrelevanter Geodaten, wird sich die Methode der bi-direktional gekoppelten 1D/2D-Abflussberechnung in den nächsten Jahren voraussichtlich weiter durchsetzen, während die weniger komplexen Ansätze an Relevanz verlieren werden.

Aus den dargelegten Gründen beschränkt sich die vorliegende Untersuchung auf die Analyse von Einflussgrößen und die Ableitung von Anwendungsempfehlungen innerhalb der Methode der bi-direktional gekoppelten 1D/2D-Abflussberechnung.

Diese Methode weist eine Vielzahl an Modellstellgrößen auf, denen ein deutlicher Einfluss auf die Simulationsergebnisse unterstellt werden kann. Hierzu zählen aus Sicht des Autors die folgenden Modellstellgrößen:

- die Auflösung des triangulierten Oberflächenmodells
- die Abbildung des Kopplungspunktes zwischen dem 1D- und dem 2D-Abflussmodell (Verortung und hydraulische Ansätze)
- die Abbildung der Abflusskonzentration

- die Abbildung der Oberflächenrauheit
- der Ansatz zur Abflussbildung
- die Modellierung abflussrelevanter Oberflächenstrukturen

Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf die Betrachtung der Einflussgröße „Abbildung der Abflusskonzentration“.

Hierzu werden in Kapitel 2 zunächst die theoretischen Grundlagen und der Kenntnisstand zum Einfluss dieser Modellstellgröße dargelegt. Zur Quantifizierung des Einflusses der Modellstellgrößen wurden gefährdungsbezogene Vergleichsindikatoren entwickelt, mit deren Hilfe im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verschiedene Konfigurationen zur Abflusskonzentration mit einer Referenzkonfiguration verglichen wurden (Kapitel 3). Die vergleichende Betrachtung erfolgt an zwei unterschiedlichen Modellgebieten. Die Simulationsergebnisse der unterschiedlichen Modellkonfigurationen sind in Kapitel 4 dargestellt. Abschließend erfolgt eine Bewertung der Einflussgröße „Abbildung der Abflusskonzentration“ auf die Gefährdungsaussage von bidirektional gekoppelten Überflutungsberechnungen und eine Ableitung entsprechender Anwendungsempfehlungen für zukünftige Modellanwendungen (Kapitel 5).

## **2 Theoretische Grundlagen und Kenntnisstand**

### **2.1 Modelle mit Abbildung der Kopplung zwischen Oberfläche und Kanalnetz**

Mit herkömmlichen Ansätzen ist eine getrennte Berechnung des Abflussgeschehens im Kanalnetz und an der Oberfläche möglich. In der Realität sind jedoch gerade im überflutungsrelevanten Starkregenfall deutliche Interaktionen zwischen dem unterirdischen und oberirdischen Abfluss zu erwarten und auch häufig zu beobachten.

Zur Abbildung dieser Interaktion existieren gekoppelte Modelle, die simultan den oberirdischen und unterirdischen Abfluss berechnen sowie über definierte Kopplungspunkte einen Austausch zwischen den beiden Teilmodellen ermöglichen. Diese sind, wie in der Einleitung dargelegt, Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Arbeit. In Djordjevic et al. (1999) und Schmitt et al. (2004) ist ein solches Modell beschrieben. Die folgende Abbildung 1 zeigt das Prinzip in schematischer Darstellung.

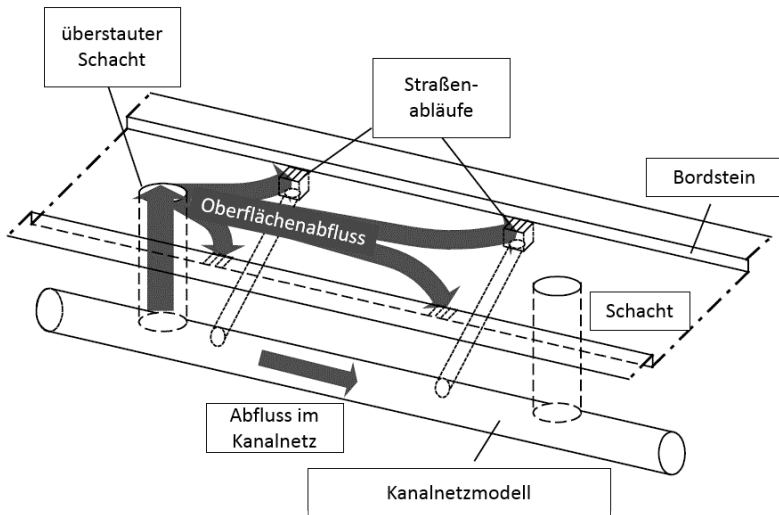


Abbildung 1: Interaktion zwischen Kanalnetz- und Oberflächenabfluss (nach Schmitt et al. 2004)

Ist ein Austausch in beide Richtungen (Kanalnetz  $\rightarrow$  Oberfläche bzw. Oberfläche  $\rightarrow$  Kanalnetz) möglich, spricht man von sogenannten bi-direktional gekoppelten 1D/2D-Abflussmodellen.

Durch die Kopplung der beiden Teilsysteme sind bi-direktional gekoppelte Abflussmodelle geeignet die komplexen Abflussvorgänge im Kanalnetz und an der Oberfläche für den überflutungsrelevanten Starkregenfall abzubilden. Gleichzeitig erhöht sich durch die zunehmende Komplexität des Modells die Zahl an Einflussgrößen auf die Simulationsergebnisse. Unterschiedlichen Ansätzen im gekoppelten Modell wird eine Auswirkung auf die Simulationsergebnisse unterstellt. Nachfolgend werden unterschiedliche Ansätze hinsichtlich der Abflusskonzentration näher untersucht.

## 2.2 Unterschiedliche Ansätze zur Abflusskonzentration bei gekoppelten Überflutungsberechnungen

Ansätze zur Abbildung der Abflusskonzentration bei gekoppelten 1D/2D-Abflussmodellen lassen sich prinzipiell in zwei Hauptvarianten unterscheiden.

Zum einen besteht die Möglichkeit der Beregnung über die Teileinzugsgebiete des (konventionellen) 1D-Kanalnetzmodells. Dabei wird der Niederschlagsabfluss von den Teileinzugsgebieten (z.B. einzelne Hof-, Dach-, Straßenflächen) den Knotenpunkten des Kanalnetzmodells (i.d.R. Schächte) übergeben („hydrologischer Ansatz“). Bei einer ausschließlichen Beregnung mittels dieser Variante kommt es im 2D-Modell nur

zu Abfluss auf der Oberfläche bei vorangegangenem Austritt aus dem 1D-Kanalnetzmodell infolge Rückstau.

Zum anderen besteht die Möglichkeit das 2D-Oberflächenmodell direkt zu berechnen, so dass sich der Niederschlagsabfluss direkt auf der Oberfläche bildet und erst in das Kanalnetz gelangt, wenn er auf einen entsprechenden Kopplungspunkt (Schacht/Straßenablauf) trifft („direkte Berechnung“).

Fuchs und Schmidt (2015b) haben zwei Ansätze mit bi-direktional gekoppelter Abflussberechnung, aber unterschiedlichen Ansätzen zur Abflusskonzentration (BA1 und BA2) sowie eine ausschließliche 2D-Abflussberechnung (BA3) miteinander verglichen. In Berechnungsansatz 1 (BA1) erfolgt die Abflusskonzentration ausschließlich hydrologisch. Der gesamte Niederschlagsabfluss wird dem 1D-Kanalnetzmodell zugegeben. Es kommt im 2D-Oberflächenmodell nur bei Überstau des Kanalnetzes zu oberflächigem Abfluss. In Berechnungsansatz 2 (BA2) erfolgt nur auf den Dachflächen eine hydrologische Abflusskonzentration, auf den übrigen Flächen geht der Niederschlagsabfluss direkt in den Abflusstransport im 2D-Oberflächenmodell über. In Berechnungsansatz 3 (BA3) erfolgt die Abflussbildung ausschließlich direkt auf den Elementen des 2D-Oberflächenmodells. Das Kanalnetz wird nur über eine entsprechende Verringerung der Niederschlagsbelastung berücksichtigt. Fuchs und Schmidt (2015b) stellen klare Unterschiede zwischen den Simulationsergebnissen der verschiedenen Berechnungsansätze fest. Berechnungsansatz 1 führt zu deutlich höherem Überstau und dementsprechend deutlich höheren Wasserständen in den Straßenbereichen. Berechnungsansatz 2 scheint nach Fuchs und Schmidt (2015b) dem wirklichen Abflussverhalten am nächsten zu kommen. Nach Fuchs und Schmidt (2015b) ist der flächenhafte Wasserstand und Abfluss auch außerhalb der Straßenflächen für eine sachgerechte Beurteilung der Gefährdung erforderlich. Diesem wird nur mit Berechnungsansatz 2 und 3 ausreichend Rechnung getragen. Berechnungsansatz 3 zeigt ein ähnliches Fließverhalten wie Berechnungsansatz 2, durch die Vernachlässigung des Kanalnetzes werden jedoch gegebenenfalls Überlastungsschwerpunkte nicht erkannt. Nach Meinung von Fuchs und Schmidt (2015b) sind die Abschätzung der Leistungsfähigkeit des Kanalnetzes und die daraus resultierende Verringerung der Niederschlagsbelastung sehr kritisch zu bewerten.

Die vorliegende Untersuchung erweitert diese Betrachtung um die Durchführung einer Gefährdungsbewertung mittels Verschneidung berechneter Wasserstände mit der anstehenden Bebauung und der zusätzlichen Untersuchung des Einflusses der Implementierung von Straßen- und Hofabläufen in das Modell.

### **3 Material und Methoden**

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden für zwei topografisch sehr unterschiedliche Gebiete Referenzmodelle erstellt und anhand historischer Daten zum Überflutungsgeschehen validiert. Daraufhin wurden zwei hinsichtlich der Abflusskonzentration abweichende Modellvarianten erstellt. Als Niederschlagsbelastung werden

Modellregen auf Grundlage der KOSTRA-Datenbank angesetzt (KOSTRA-DWD-2010 2010). Die statistische Wiederkehrzeit der ausgewählten Niederschlagsbelastungen beträgt 50 Jahre. Sie ist damit der Kategorie der „außergewöhnlichen Starkregenereignisse“ nach dem DWA-Merkblatt 119 (DWA 2016) zuzuordnen. Die maßgebende Dauerstufe wurde gebietspezifisch ermittelt. Die Modellgebiete, Referenzkonfiguration, Modellvarianten und Vergleichsindikatoren sind nachfolgend näher beschrieben.

### 3.1 Modellgebiete

Modellgebiet 1 zeichnet sich durch eine sehr flache Topografie aus (mittlere Geländeneigung: 0,15%). Es liegt im innerstädtischen Bereich und befindet sich am Ende des ca. 30 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiets eines Abwasserpumpwerks.

Infolge der flachen Topografie und der Lage an diesem abflussbegrenzenden Element besteht eine erhöhte Rückstauproblematik im Starkregenfall. Das Gebiet ist dicht bebaut, die vorherrschende Bebauungsart ist Block- und Blockrandbebauung. Dieser Umstand schlägt sich zum einen in einem hohen Schadenspotential (hohe Bevölkerungsdichte, hohe Dichte von Materialwerten) und zum anderen in einem hohen Anteil der bebauten Fläche und damit einer hohen Abflussbereitschaft der Gebietsoberfläche nieder. Die Abgrenzung des Gebiets basiert auf der Generierung einer Wasserscheide anhand eines digitalen Geländemodells. Die Fläche des 2D-Oberflächenmodells beträgt 15,5 ha. Im Gebiet existieren 284 Haltungen mit einer Gesamtlänge von 6,7 km. Das Gebiet beinhaltet 96 Schächte und 127 Straßenabläufe. 54 Hofabläufe wurden nachträglich modelliert.

Modellgebiet 2 liegt im ländlichen Raum im Bereich einer Talsenke. Die Bebauung befindet sich sowohl im Bereich der Talsenke als auch in Hanglage. Die mittlere Geländeneigung beträgt 4,6%. Die Straßen verlaufen sowohl parallel als auch senkrecht zum Hang und weisen teilweise deutlich höhere Neigungen auf. Das Gebiet liegt in einem Außenbereich des Entwässerungssystems und wird im Bereich der Talsenke von einer Bachverrohrung durchkreuzt. Große Teile des Kanalnetzes im Betrachtungsgebiet sind nicht von Rückstau betroffen. Die Talsenke füllt sich im außergewöhnlichen Ereignisfall vorrangig durch oberflächlich zufließendes Wasser aus der Hanglage. Die vorherrschende Bebauungsart ist hauptsächlich durch Einzelhausbebauung geprägt. Diese ist teilweise mit Reihenhausbauung durchsetzt. Oberhalb des bebauten Bereichs befinden sich landwirtschaftliche Nutzflächen sowie ein kleines Waldstück. Diese Flächen bewirken im Starkregenfall Außengebietszuflüsse zum Siedlungsgebiet. Im nördlichen Bereich des Siedlungsgebiets wurde eine Sperrmauer errichtet, die ein oberirdisches Rückhaltebecken in der Talsenke unterhalb einer Landstraße generiert.

Die Abgrenzung des Gebiets basiert auf der Generierung einer Wasserscheide anhand des digitalen Geländemodells. Die Fläche des gesamten Einzugsgebiets beträgt 78 ha. Die Fläche des Siedlungsgebiets beträgt 16,2 ha. Es existieren 406 Haltungen mit ei-

ner Gesamtlänge von 8,4 km. Das Gebiet beinhaltet 134 Schächte und 128 Straßenabläufe. 135 Hofabläufe wurden nachträglich implementiert. Das oberirdische Rückhaltebecken ist über ein Einlaufbauwerk an eine vom übrigen Kanalnetz getrennte Entwässerungsleitung angeschlossen.

### **3.2 Referenzkonfiguration**

Bezüglich der Abflusskonzentration wurde für die Referenzmodelle in beiden Modellgebieten ein kombinierter Ansatz gewählt. Dachflächen werden „konventionell“ beregnet, indem der Niederschlagsabfluss auf den (Dachflächen-)Teileinzugsgebieten gebildet und dem nächstgelegenen Knoten (Schacht) zugeordnet wird. Hierdurch wird eine mögliche Überlastung der Dachentwässerung im Starkregenfall vernachlässigt. Alle übrigen Flächen (Straßen-, Hof-, Grün- und Außengebietsflächen) werden direkt im 2D-Oberflächenmodell berechnet. Der Eintritt des von diesen Flächen abfließenden Wassers in das 1D-Kanalnetzmodell ist nur über die Kopplungspunkte zwischen Oberflächenmodell und Kanalnetzmodell möglich. In den Referenzmodellen sind neben den Schächten auch Straßen- und Hofabläufe als Kopplungspunkte implementiert.

### **3.3 Variante 1**

In Variante 1 wird der komplette Niederschlagsabfluss direkt dem Kanalnetzmodell zugeordnet. Im Referenzmodell ist dies nur für die Dachflächen der Fall. Das Oberflächenmodell wird in Variante 1 nicht direkt berechnet. Zu Wasserständen und Abfluss auf der Oberfläche kann es in diesem Modellansatz nur durch austretendes Wasser aus dem überlasteten Kanalnetz an die Oberfläche kommen. Diese Variante entspricht dem konventionellen Ansatz der gekoppelten 1D/2D-Abflussberechnung. Neben dem Ansatz einer rein hydrologischen Abflusskonzentration findet die Kopplung zwischen dem 1D-Kanalnetzmodell und dem 2D-Oberflächenmodell ausschließlich über die Schächte statt. Straßenabläufe und Hofabläufe werden im Gegensatz zum Referenzmodell nicht modelliert. Zu deren Kompensation werden die Schächte als offen (ohne Schachtdeckel) angenommen. Der hydraulische Zusammenhang an den Schächten wird über die Überfallformel abgebildet.

### **3.4 Variante 2**

Auch in Variante 2 wird eine rein hydrologische Abflusskonzentration angesetzt. In dieser Variante bleiben die Straßenabläufe und Hofabläufe jedoch im Modell enthalten. Der hydraulische Zusammenhang wird an allen Kopplungspunkten analog dem Referenzmodell gewählt. Während in Variante 1 schwerpunktmäßig der Vergleich zwischen dem konventionellen Ansatz mit dem Referenzmodell im Fokus steht, ist das Ziel der Betrachtung von Variante 2 die alleinige Quantifizierung des Einflusses der rein hydrologischen Abflusskonzentration.

### 3.5 Vergleichsindikator „Wasserstandsbedingte Gefährdung“

Ein wichtiger Aspekt bei der Bewertung und Kommunikation von Überflutungsgefahr, Überflutungsgefährdung, Schadenspotenzial und Überflutungsrisiko ist die jeweilige Klassifizierung. Diese ist notwendig um Schwerpunkte und Prioritäten ableiten zu können. Zur Bewertung der Überflutungsgefahr wird häufig der Wasserstand über Gelände oder auch die Fließgeschwindigkeit oberirdischer Abflusswege herangezogen. Aufgrund der Komplexität des Phänomens Überflutung und der Vielfältigkeit der Schadensarten und Schadensursachen ist eine allgemeingültige Klassifizierung schwierig. Eine gewählte Klassifizierung sollte nur als Orientierung dienen und nicht als allgemeingültig betrachtet werden.

Seit kurzem existieren verschiedene Vorschläge zur Klassifizierung von Überflutungsgefahren auf Basis berechneter Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten.

So ist im DWA-Merkblatt 119 ein Vorschlag zur Festlegung von Gefahrenklassen in Abhängigkeit ermittelter Wasserstände auf der Oberfläche aus Überflutungsberechnungen enthalten. Es ist davon auszugehen, dass bei zukünftig durchgeführten Gefährdungsanalysen Klassifizierungen entsprechend der genannten Empfehlungen durchgeführt werden.

Zur Untersuchung der Einflussgröße wird daher der nachfolgend näher beschriebene Indikator „wasserstandsbedingte Gefährdung“ verwendet, der den Einfluss der Modellkonfiguration auf diese Art der Gefahren-/Gefährdungsbewertung zulässt.

Für diesen Indikator ist den Gebäuden innerhalb der Modellgebiete der unmittelbar angrenzende, maximale berechnete Wasserstand zugeordnet. Dazu ist der maximale Wasserstand aller Oberflächenelemente, die sich bis zu 10 cm von der Gebäudekante entfernt befinden, ermittelt. Die maximalen Wasserstände werden entsprechend des Vorschlags aus DWA-M 119, wie in Tabelle 1 ersichtlich, klassifiziert. Dadurch wird eine Bewertung der Einflussgröße ermöglicht, die die Vergleichbarkeit hinsichtlich der ableitbaren Gefährdungsaussage miteinschließt.

Tabelle 1: Klassifizierung des Vergleichsindikators „wasserstandsbedingte Gefährdung“

Wasserstand (h)	Gefährdungsklasse (GK <sub>h</sub> )
< 10 cm	1
10 cm – 30 cm	2
30 cm – 50 cm	3
> 50 cm	4



Die Auswertung im Rahmen der Sensitivitätsanalyse erfolgt zum einen über die entsprechend der Gefährdungsklassen farblich abgestufte Darstellung der Gebäude in den Gefährdungskarten. Zum anderen erfolgt ein quantitativer Vergleich der Varianten nach der Anzahl der Gebäude (x) je Gefährdungsklasse ( $x_1$  [GK<sub>h</sub> 1],  $x_2$  [GK<sub>h</sub> 2] etc.).

In Abbildung 2 ist beispielhaft das Simulationsergebnis für Modellgebiet 1 unter Verwendung des Indikators wasserstandsbedingte Gefährdung in der Referenzkonfiguration dargestellt.

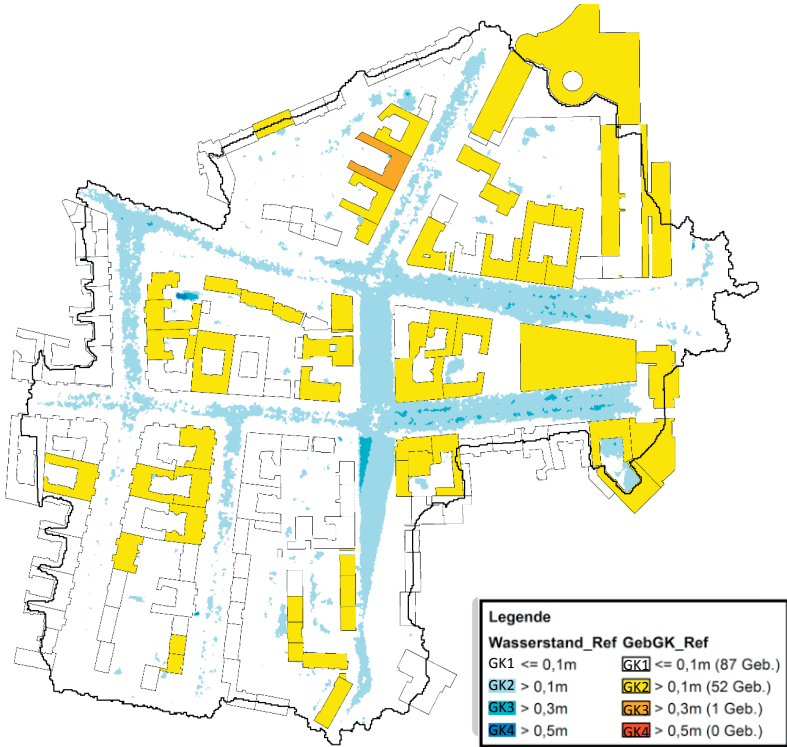


Abbildung 2: Simulationsergebnis zu Wasserständen und Gebäudegefährdung für Modellgebiet 1 in der Referenzkonfiguration

Entsprechende Simulationsergebnisse wurden für die Modellvarianten in beiden Gebieten sowie die Referenzkonfiguration in Modellgebiet 2 erstellt.

Des Weiteren sind Simulationsergebnisse zum Austauschverhalten an den Koppelpunkten sowie zur maximalen Wassermenge an der Oberfläche Bestandteil der Sensitivitätsanalyse.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Einfluss auf das Austauschvolumen an den Kopplungspunkten

#### Variante 1 (hydrologische Abflusskonzentration ohne Straßen-/Hofabläufe)

Wie aus den Säulendiagrammen in Abbildung 3 ersichtlich ist, haben die Modellanpassungen in der Variante 1 große Auswirkungen auf das Austauschvolumen an den Kopplungspunkten. Der Vergleich in Abbildung 3 zeigt einen deutlichen Rückgang des Kanaleintritts in beiden Gebieten. Dieser ist durch die direkte Zuordnung des Niederschlagabflusses zum Kanalnetzmodell zu begründen. Bei dem an den Kopplungspunkten bilanzierten Kanaleintritt handelt es sich in Modellgebiet 1 ausschließlich um wiedereintretendes Wasser. In Modellgebiet 2 kommen noch die Außengebietszuflüssen hinzu, die dem Siedlungsgebiet oberirdisch im Oberflächenmodell zufließen. Der Kanalaustritt nimmt in beiden Modellgebieten in den Varianten infolge der stärkeren Auslastung des Kanals zu. Aufgrund der Entfernung von Straßen- und Hofabläufen erfolgt der gesamte Kopplungsprozess in beiden Gebieten über die Schächte.

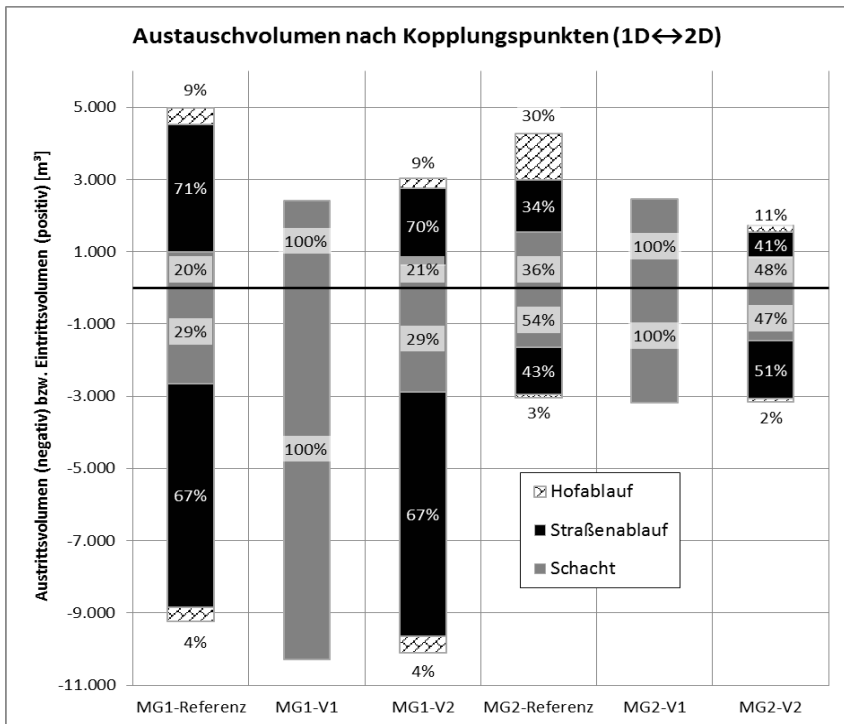


Abbildung 3: Austauschvolumen nach Kopplungspunkten

### **Variante 2 (hydrologische Abflusskonzentration mit Straßen-/Hofabläufen)**

Die veränderte Abflusskonzentration in der Variante 2 hat ebenfalls große Auswirkungen auf das Austauschvolumen an den Kopplungspunkten. Der Vergleich zum Referenzmodell in Abbildung 3 zeigt, wie in Variante 1, einen deutlichen Rückgang des Kanaleintritts in beiden Gebieten. Im Unterschied zu Variante 1 reduziert sich der Kanaleintritt jedoch in Modellgebiet 1 in geringerem Maße und ist in Modellgebiet 2 stärker ausgeprägt.

Der Grund für die geringere Reduzierung in Modellgebiet 1 liegt in dem im Vergleich zu Variante 1 gestiegenen Kanaleintritt, der sich durch die implementierten Straßenabläufe und Hofabläufe einstellt.

In Modellgebiet 2 kommt es in der Hanglage zu einem Anstieg des Kanaleintritts durch die Implementierung der Straßen- und Hofabläufe. In den Bereichen mit Souterrainwohnungen der Talsohle, in denen auch im Referenzmodell hauptsächlich die Schächte für den Kanaleintritt verantwortlich sind, kommt es in Variante 2 durch den geänderten hydraulischen Ansatz an den Schächten zu einem deutlich geringeren Kanaleintritt als in Variante 1, bei der die Schächte als offen angesetzt werden.

Der Kanalaustritt nimmt gegenüber dem Referenzmodell in beiden Modellgebieten infolge der stärkeren Auslastung des Kanals zu. Die Zunahme ist etwas geringer als in der mit geöffneten Schächten angelegten Modellvariante 1.

Die Zunahme verteilt sich in Modellgebiet 1 gleichmäßig auf Straßenabläufe und Schächte. In Modellgebiet 2 nimmt der Anteil der Schächte zu Gunsten des Anteils der Straßenabläufe leicht ab.

## **4.2 Einfluss auf die maximale Wassermenge auf der Oberfläche**

### **Variante 1 (hydrologische Abflusskonzentration ohne Straßen-/Hofabläufe)**

Durch die direkte Zuordnung des Niederschlagsabflusses zum Kanalnetzmodell reduziert sich die maximale Wassermenge auf der Oberfläche in beiden Gebieten (siehe Tabelle 2). Da das überflutungsrelevante Wasser zunächst vollständig über das Kanalnetz austreten muss, verschiebt sich der Zeitpunkt der maximalen Wassermenge auf der Oberfläche in beiden Gebieten nach hinten. In dem auch im Referenzmodell stark von Rückstau geprägten Modellgebiet 1 ist diese Verzögerung im Vergleich zu Modellgebiet 2 geringer.

### **Variante 2 (hydrologische Abflusskonzentration mit Straßen-/Hofabläufen)**

Im Vergleich zu Variante 1 erhöht sich in Variante 2 die maximale Wassermenge auf der Oberfläche in beiden Gebieten leicht. In Modellgebiet 1 begründet sich dies durch den in Variante 2 auftretenden Rückstau in einzelne Hofbereiche. In Modellgebiet 2 erhöht sich die maximale Wassermenge auf der Oberfläche der Talsohle aufgrund des geringeren Kanaleintritts an den Schächten in den tieferliegenden Bereichen der Souterrainwohnungen infolge des Ansatzes der „geschlossenen Deckel“.

Der Zeitpunkt der maximalen Wassermenge auf der Oberfläche verschiebt sich wie in Variante 1 gegenüber dem Referenzmodell in beiden Gebieten nach hinten.

Tabelle 2: Werte der Vergleichsindikatoren im Referenzzustand und Varianten

		MG1			MG2		
		Ref	V1	V2	Ref	V1	V2
<b>Maximale Wassermenge Oberfläche</b>	[m <sup>3</sup> ]	4.795	4.152	4.348	5.008	3.979	4.213
			- 13,4%	- 9,3%		- 20,6%	- 15,9%
<b>Zeitpunkt maximale Wassermenge Oberfläche</b>	[min]	110	112	114	52	56	60
			+ 1,8%	+ 3,6%		+ 7,7%	+ 15,4%
<b>Summenindikator Gefahr (Wasserstand in der Fläche)</b>	[m <sup>2</sup> ×#GK]	21.842	19.929	20.432	21.747	13.774	13.903
			- 8,8%	- 6,5%		- 36,7%	- 36,1%
<b>Summenindikator Gefährdung (Wasserstand am Gebäude)</b>	[n <sub>Geb</sub> ×#GK]	54	15	22	573	323	297
			- 72,2%	- 59,3%		- 43,6%	- 48,2%
<b>Gebäudekantenlänge GK 2-4</b>	[m]	350	118	210	1.938	973	955
			- 66,3%	- 40,0%		- 49,8%	- 50,7%
<b>Betroffene Gebäudefläche</b>	[m <sup>2</sup> ]	50	16	32	710	371	372
			- 68,0%	- 36,0%		- 47,7%	- 47,6%

### 4.3 Einfluss auf die wasserstandbedingte Überflutungsgefahr und Überflutungsgefährdung

#### Variante 1 (hydrologische Abflusskonzentration ohne Straßen-/Hofabläufe)

In Modellgebiet 1 steht aufgrund der fehlenden direkten Beregnung des Oberflächenmodells und der fehlenden Hofabläufe keinerlei Oberflächenwasser in den Hofbereichen an. Aufgrund leicht erhöhter Wasserstände im Straßenraum, erhöht sich der Überstau im Gebiet durch die direkte Zuordnung des Niederschlagsabflusses zum Kanalnetzmodell. Entsprechend reduziert sich der Summenindikator Gefahr (siehe Tabelle 2). Alle Gefährdungslagen, die auf Wasserständen im Hofbereich basieren, verschwinden in Variante 1. Dies macht sich durch eine drastische Abnahme des Gefährdungsindikators bemerkbar.

In Modellgebiet 2 reduzieren sich die Indikatoren zur wasserstandbedingten Überflutungsgefahr und Überflutungsgefährdung ebenfalls deutlich. Grund hierfür sind geringere Wasserstände in der nicht rückstaubelasteten Hanglage sowie in der Talsohle infolge geringerer Zuflüsse aus der Hanglage. Die übrigen Wasserstände in der Hanglage sind Folge von Außengebietszuflüssen.

### **Variante 2 (hydrologische Abflusskonzentration mit Straßen-/Hofabläufen)**

In Modellgebiet 1 reduzieren sich aufgrund der fehlenden direkten Beregnung des Oberflächenmodells die Wasserstände in den Hofbereichen deutlich. Lediglich in Bereichen mit Kanalaustritt aus den Hofabläufen kommt es zu Wasserständen in den Hofbereichen. Die Wasserstände in den Straßenbereichen verändern sich nicht. Entsprechend reduzieren sich die Indikatoren zur wasserstandbedingten Gefahr und Gefährdung gegenüber dem Referenzmodell (Tabelle 2). Der Großteil der Gefährdungslagen, die auf Wasserständen im Hofbereich basieren, verschwindet in Variante 2 und schlägt sich in einer drastischen Abnahme des Summenindikators zur Überflutungsgefährdung nieder.

In Modellgebiet 2 reduzieren sich die Indikatoren zur wasserstandbedingten Überflutungsgefahr und Überflutungsgefährdung ebenfalls deutlich. Grund hierfür sind geringere Wasserstände in der nicht rückstaubehafteten Hanglage sowie in der Talsohle infolge geringerer Zuflüsse aus der Hanglage.

## **5 Bewertung**

### **Variante 1 (hydrologische Abflusskonzentration ohne Straßen-/Hofabläufe)**

Durch die im Vergleich zum Referenzmodell veränderte Abflusskonzentration und die fehlenden Straßenabläufe und Hofabläufe kommt es in der Variante 1 in beiden Modellgebieten zu starken Abweichungen hinsichtlich der Gefährdungsaussage gegenüber dem Referenzmodell. Die Gründe hierfür unterscheiden sich für die beiden Modellgebiete:

Im flachen Modellgebiet 1 lässt sich der Unterschied ausschließlich auf die fehlenden Wasserstände im Innenhofbereich zurückführen. Die Wasserstände im Straßenraum werden in der Variante 1 kaum beeinflusst. Sie erhöhen sich minimal.

Im steileren Modellgebiet 2 liegt die Ursache in den stark reduzierten Hangabflüssen infolge fehlender direkter Beregnung des Oberflächenmodells. Diese wirken sich sowohl auf die Wasserstände in der Hanglage als auch auf die Wasserstände in der Talsohle aus.

Der Zeitpunkt der maximalen Überflutung wird durch die hydrologische Abflusskonzentration verzögert.

Mit der rein hydrologischen Abflusskonzentration unter Ansatz geöffneter Schächte als den einzigen Kopplungspunkten ist eine Information zu möglichen Gefährdungslagen in abgeschlossenen Hofbereichen nicht möglich. In rein rückstaubedingten Gefährdungslagen, die nur gering durch den Zufluss oberflächlich abfließenden Wassers beeinflusst werden, sind die Ergebnisse vergleichbar. Bei stärkerer Hangneigung kommt es zu einer massiven Unterschätzung des Hangabflusses im Vergleich zum Referenzmodell. Durch die geöffneten Schächte kommt es darüber hinaus zu einer

erheblichen Überschätzung des Kanaleintritts und des Kanalaustritts. Dies kann zu einer starken Beeinflussung der lokalen Gefährdungsaussage führen.

Bei Anwendung einer gekoppelten 1D/2D-Abflussimulation, muss eine direkte Berechnung des Oberflächenmodells außerhalb der Dachflächen erfolgen. Wenn keinerlei Informationen zu Hofabläufen vorliegen, kann eine rein hydrologische Abflussbildung im Bereich der Hofflächen empfehlenswert sein. Eine Aussage zur Gefährdung im Hofbereich kann dann aber nicht erfolgen. Zudem führt die hydrologische Abflussbildung der Hofflächen bei starker Hangneigung zu einer Unterschätzung des Hangabflusses und kann so die Gefährdungsaussage für die Tieflagen deutlich beeinflussen.

### **Variante 2 (hydrologische Abflusskonzentration mit Straßen-/Hofabläufen)**

Durch die im Vergleich zum Referenzmodell veränderte Abflusskonzentration kommt es in der Variante 2 in beiden Modellgebieten zu starken Abweichungen bzgl. der Gefährdungsaussage. Die Ursachen hierfür sind je nach Modellgebiet verschieden.

Im flachen Modellgebiet 1 begründet sich der Unterschied allein durch die fehlenden Wasserstände im Innenhofbereich. Die Wasserstände im Straßenraum werden in der Variante 2 nicht beeinflusst. Dies begründet sich durch den hohen Anteil der unterirdischen Zuflüsse des umliegenden Einzugsgebiets, die in der Hauptsache für den Überstau in Modellgebiet 1 verantwortlich sind.

Im steileren Modellgebiet 2 liegt die Ursache in den stark reduzierten Hangabflüssen infolge fehlender direkter Berechnung des Oberflächenmodells. Diese wirken sich sowohl auf die Wasserstände in der Hanglage als auch in der Talsohle deutlich aus.

Für steilere Gebiete und bei Bedarf an differenzierten Informationen außerhalb des Straßenraums, ist eine direkte Berechnung des Oberflächenmodells (außerhalb der Dachflächen) zur Abbildung der Hangabflüsse unbedingt notwendig. In sehr flachen, von starkem Rückstau geprägten Modellgebieten führt die hydrologische Abflusskonzentration zu einer Verschärfung des berechneten Rück- und Überstaus. Außerdem werden Hofflächen, die im Referenzmodell mit hohen Wasserständen belegt sind, aufgrund der fehlenden direkten Berechnung nicht identifiziert.

Im Vergleich zu Variante 1 wird die dortige starke Überschätzung von Kanaleintritt und Kanalausritt an den Schächten durch die in Variante 1 implementierten Hof- und Straßenabläufe deutlich gemindert.

Für weitergehende Beschreibungen zur Thematik wird auf die zugehörige Dissertation mit dem Titel „Erarbeitung gebietspezifischer Anwendungsempfehlungen für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen“ (Hürter 2018) verwiesen.

## 6 Literatur

- DIN EN 752 (2017): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Deutsche Fassung EN 752:2017.
- Djordjevic, S.; Prodanovic, D.; Maksimovic, C. (1999): An approach to simulation of dual drainage. *WatSciTech* 39 No 9, 1999, pp. 95 – 103. IWA, London, UK.
- DWA (2016): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen. DWA-Merkblatt 119, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Dezember 2016, Hennef.
- Fuchs, L.; Schmidt, N. (2015a): Vergleich von 2-dimensionalen Berechnungsansätzen für die Gefährdungsanalyse in urbanen Gebieten. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Heft 5-6, S.187-196.
- Fuchs, L.; Schmidt, N. (2015b): Was taugen die gebräuchlichen Berechnungsansätze zur Gefährdungsanalyse in urbanen Gebieten? Konferenzbeitrag zur *Aqua Urbanica 2015 (AU 2015)* und zum 90. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium der Universität Stuttgart, 07.-08. Oktober 2015, Stuttgart.
- GDV (2015): *Naturgefahrenreport 2015 – Die Schadens-Chronik der deutschen Versicherer mit Zahlen, Stimmen und Ereignissen*. GDV Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V., Berlin.
- Hürter, H. (2018): *Erarbeitung gebietsspezifischer Anwendungsempfehlungen für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen*. Dissertation am Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen Band 2.
- IPCC (2014): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Working Group II Contribution to the IPCC 5th Assessment Report – Changes to the Underlying Scientific/Technical Assessment, 2014*.
- KOSTRA-DWD-2010 (2010): *Starkniederschlagshöhen für Deutschland (1951-2010)*. Deutscher Wetterdienst, 2015, Offenbach am Main.
- Schmitt, T. G.; Thomas, M.; Ettrich, N. (2004): Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems. *J. Hydrol.*, 299, 300–311, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.012>, 2004.

### Korrespondenz an:

Dr.-Ing. Hagen Hürter  
Schützenstraße 16  
66953 Pirmasens  
Tel.: 06331/84-2472  
E-Mail: [hagenhuerter@pirmasens.de](mailto:hagenhuerter@pirmasens.de)

# Kommunales Risikomanagement als Beitrag zu einer verbesserten Überflutungsresilienz

Christian Scheid<sup>1</sup>; Marc Illgen<sup>2</sup>; Ulla Leinweber<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern

<sup>2</sup>Hochschule Kaiserslautern

<sup>3</sup>Dahlem Beratende Ingenieure, Darmstadt

**Kurzfassung:** Das kommunale Starkregenrisikomanagement etabliert sich immer mehr als fundamentales Werkzeug eines risikobezogenen Umgangs mit Überflutungsgefahren und ist - auch durch eindringliche Schadensereignisse der jüngsten Vergangenheit – noch stärker in den Fokus der Umweltpolitik gerückt. Parallel dazu gewinnt das Leitbild der resilienten Siedlung in Bezug auf Hochwasser und Starkregenüberflutungen eine immense Bedeutung, wenngleich Resilienz im Kontext des Risikomanagements noch nicht breit thematisiert und bestenfalls als Schlagwort verwendet wird. Vor diesem Hintergrund wird vorliegend die Fragestellung erörtert, wie weitreichend und über welche Aspekte des Risikomanagements sich die kommunale Resilienz gegenüber urbanen Starkregenüberflutungen verbessern lässt bzw. wie weit das Instrumentarium des kommunalen Starkregenrisikomanagements dem übergeordneten Leitbild der Überflutungsresilienz bereits folgt.

**Key-Words:** Resilienz, Starkregenrisikomanagement, Überflutungsvorsorge

## 1 Hintergrund

Der Begriff der Resilienz hat, u. a. getrieben durch die Wahrnehmung und Diskussion der vielfältigen Auswirkungen des Klimawandels, in den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen. Insbesondere im Bereich der Naturgefahren- und Katastrophenvorsorge hat sich das zentrale und international gültige Leitbild der Entwicklung hin zu einer katastrophenresilienten Gesellschaft („*disaster resilient society*“, gemäß Hyogo-Protokoll der UNISDR 2005) etabliert. Damit geht u.a. auch die nachdrückliche Forderung nach integralen, disziplinübergreifenden Strategien zur Resilienzverbesserung unserer Siedlungen gegenüber Hochwasser und Starkregenüberflutungen einher, sodass sich inzwischen diverse Forschungsvorhaben mit Ansätzen zur Beschreibung und Bewertung von Überflutungsresilienz beschäftigt haben (siehe u. a. Kluck et al. 2010; Djordjević et al. 2011; Schelfaut et al. 2011; Leandro et al. 2012).



Tatsächlich sind die Fortschritte der letzten Jahre im Umgang mit Risiken aus Flusshochwasser und Starkregenüberflutungen eindeutig im Zielkontext einer Resilienzsteigerung zu verstehen. Mit der Einführung und Umsetzung der EU-Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL 2007) hat sich eine Abkehr vom technisch geprägten Hochwasserschutz hin zum integrierten Hochwasserrisikomanagement manifestiert. Auch im Umgang mit urbanen Starkregenabflüssen hat sich längst eine Neuausrichtung der Siedlungsentwässerung vollzogen: Das in Arbeitsblatt DWA-A 100 (DWA 2006) definierte Schutzziel des „Überflutungsschutzes“ wurde lange Zeit und oftmals unsachgerecht auf die bloße Einhaltung bemessungstechnischer Vorgaben und Standards reduziert. Es hat sich zu einer modernen Überflutungsvorsorge erweitert, die bestehende Überflutungsrisiken erkennt und ganzheitlich managt, sachgerechte und angepasste Vorsorgemaßnahmen entwickelt und umsetzt und sich zuletzt bewusst mit den Konsequenzen verbleibender Restrisiken auseinandersetzt. Dass diese Entwicklung im deutschsprachigen Raum maßgeblich durch das Wirken von Prof. Theo G. Schmitt vorbereitet und befördert wurde (u. a. Schmitt 2006, 2011, 2015) und schließlich mit dem Merkblatt DWA-M 119 (DWA 2016) auch im Regelwerk Ausdruck findet, sei an dieser Stelle gerne würdigend betont.

Bislang wird im Anwendungskontext Starkregenrisikomanagement die Forderung nach mehr Resilienz noch kaum und höchstens als reines Schlagwort genannt. Daher widmet sich dieser Beitrag den Fragestellungen, inwieweit das derzeit konzipierte Starkregenrisikomanagement als methodisches Instrumentarium, das bewusst auf eine fortschrittliche Bewältigung von Risiken ausgerichtet ist, dem übergeordneten Leitbild der Überflutungsresilienz bereits gerecht wird und worin Entwicklungsdefizite oder Schwierigkeiten bei der Operationalisierung der Resilienz bestehen.

## **2 Überflutungsresilienz – Definitionen und Bewertungsansätze**

### **2.1 Definitionen und Sichtweisen**

Zunächst ist zu klären, was unter Überflutungsresilienz zu verstehen ist. Die erste Definition von Resilienz wurde von Holling (1973) für ökologische Systeme formuliert. Sie beschreibt die Fähigkeit eines Ökosystems, angesichts unvorhersehbarer Änderungen (Schocks oder Stresssituationen) zu überleben, sich daran anzupassen und / oder sich unter den dadurch veränderten Randbedingungen weiterzuentwickeln. Aus der Definition geht hervor, dass zwischen unterschiedlich ausgeprägten Resilienzstadien unterschieden werden kann (Abbildung 1). Längst hat ein Transfer des Resilienzbegriffs auf die verschiedensten Themenfelder des menschlichen Daseins (Soziologie, Wirtschaft, Technik und Ingenieurwesen, etc.) stattgefunden, mit dem eine große Vielfalt an Sichtweisen, Interpretationen und folglich an Definitionen entstanden ist. Entsprechende Zusammenstellungen finden sich beispielsweise in (Thywissen 2006; Zhou et al. 2010).

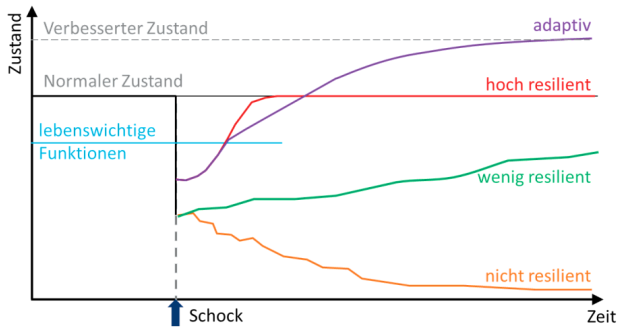


Abbildung 1: Reaktion unterschiedlich resilienter Systeme auf ein Schockereignis (Munich Re 2017, verändert)

Resiliente Systeme werden häufig mit Attributen wie „widerstandsfähig“, „regenerationsfähig“, „anpassungsfähig“, „innovationsfähig“ oder „improvisationsfähig“ charakterisiert (vgl. Djordjević et al. 2011; Gleich et al. 2010). Nach (de Bruijn et al. 2017) sind drei grundsätzliche Interpretationen und Sichtweisen von Resilienz erkennbar: Die ingenieurtechnische, die ökologische und die evolutionäre oder sozio-ökologische Resilienz. Diese betonen unterschiedlich stark die Adaptionsfähigkeit der Systeme.

Die **ingenieurtechnische Sichtweise** der Resilienz ist vergleichsweise eng gefasst. Sie fokussiert den Funktionserhalt und die Leistungsstabilität eines Systems, also die Fähigkeit sich möglichst rasch und vollständig von einer Störung wieder zu erholen (u.a. Davoudi et al. 2012; Folke 2006). Dadurch wird eine grobe Quantifizierung von Resilienz möglich (siehe Abschnitt 2.3). Wichtige Bewertungs- und Quantifizierungsgrößen sind das Ausmaß der Störungseinwirkung, der Leistungseinbruch oder –ausfall des Systems sowie die Zeitspanne bis zur vollständigen Regeneration der Systemleistung.

Die **ökologische Sichtweise** der Resilienz betont die Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Randbedingungen. Auch hier sind zunächst unter Störungseinwirkung das Beharrungsvermögen in einem stabilen Systemzustand und das Widerstehen als bestehenden Systemeigenschaften erkennbar. Allerdings werden diese dann ab einem bestimmten Schwellenwert der Störung reorganisiert und in einen neuen, besser angepassten Systemzustand überführt (Davoudi et al. 2012). Es steht somit mehr die (dynamische) Funktionsweise als der starre Funktionserhalt im Vordergrund.

Mit Bezug auf soziologische Systeme ist eine dritte, **evolutionäre Sichtweise** von Resilienz entstanden, die durch eine kontinuierliche Neuanpassung eines Systems an sich wandelnde Bedingungen gekennzeichnet ist, ohne dass neue stabile Systemzustände erkennbar sind (Davoudi et al. 2012). Flexibilität und Anpassungsfähigkeit sind derart ausgeprägt, dass durch Transformation gänzlich neue Systeme möglich werden (Folke

2006). Systeme, die dieser Resiliensichtweise entsprechen, sind hoch adaptiv und lassen sich mit den Attributen „lernfähig“ oder „innovationsfähig“ beschreiben.

Unabhängig von der Sichtweise bedarf es zur Bewertung der Überflutungsresilienz zunächst der gesonderten Festlegung des betrachteten „Systems“. Eine Literaturstudie von Balsells et al. (2015) zur Operationalisierbarkeit von Resilienz zeigt, dass sich die Systembezüge in Untersuchungen gravierend unterscheiden. Dies gilt sowohl für die räumliche Betrachtungsebene (Gewässereinzugsgebiete, Städte, Ortsteile, Blöcke, Gebäude), als auch für die Systemdimension (physisch/materiell, sozial, ökonomisch).

## 2.2 Resilienz und Vulnerabilität

Die Begriffe Resilienz und Vulnerabilität sind eng miteinander verknüpft und in einem gemeinsamen Kontext zu sehen. Auch die Vulnerabilität ist auf vielfältige Weise definiert. Nach (UNISDR 2004) versteht man darunter die „durch physische, soziale, ökonomische und ökologische Faktoren und Prozesse determinierten Bedingungen, die die Anfälligkeit einer Gemeinschaft gegenüber den Auswirkungen von Naturgefahren erhöhen“. In Bezug auf den Klimawandel wird die Vulnerabilität eines Systems oder einer Gemeinschaft nach (IPCC 2007) als Gegenteil von Resilienz beschrieben, das durch die Komponenten Anfälligkeit und Exposition sowie der entgegenwirkenden Anpassungskapazität definiert wird. In der Naturrisikoforschung findet man anstelle der Anpassungskapazität die eher kurzfristig und ereignisbezogen ausgerichtete Bewältigungskapazität (Birkmann et al. 2013; BBK 2013). Andere Ansätze fassen wiederum Resilienz als abmindernde, entlastende Komponente der Vulnerabilität auf (u.a. Balica et al. 2009; Villordon und Gourbesville 2014). Gleich et al. (2010) sehen in der Resilienz ein Gestaltungsleitbild und in der Vulnerabilität eine „analytische Kategorie“, die nicht gemeinsam und einheitlich operationalisierbar sind. Demnach führt eine Verringerung der Vulnerabilität nicht zwangsläufig zu einer Resilienzsteigerung.

In der Naturrisikoforschung, so auch im Kontext Hochwasser und Starkregenüberflutung, gilt Vulnerabilität als Risikokomponente (vgl. Birkmann 2008). Naturrisiken entstehen, wenn sich Gefährdung und Vulnerabilität räumlich und zeitlich überlagern. Vulnerabilität steht damit im Gegensatz zur ereignisbezogenen Gefährdung für die schadensobjektbezogene Seite des Risikos (siehe u. a. auch Scheid 2008).

## 2.3 Bewertungs- und Quantifizierungsansätze der Resilienz

Die zuvor aufgezeigte Komplexität des Resilienzbegriffs deutet an, dass es ausgesprochen schwierig ist, Resilienz umfassend zu bewerten und zu quantifizieren. Die bislang entwickelten Bewertungsansätze fokussieren zumeist die technische Resilienz einzelner, eng definierter Systeme, wie z. B. Anlagen oder Sektoren kritischer Infrastrukturen. Deren Systemleistung ist vergleichsweise einfach parametrisierbar und lässt sich anhand einer Systemleistungskurve darstellen (Abbildung 2). Sie beschreibt den zeitlichen Verlauf der Systemleistung, die unter Schockeinwirkung absinkt und die sich dann in einer definierten Erholungsphase wieder der Ausgangsleistung annä-

hert bzw. zu dieser zurückkehrt. Das Flächenintegral über der Leistungskurve bestimmt als „Schwere“ (*severity*) des Leistungsausfalls den Resilienzwert.

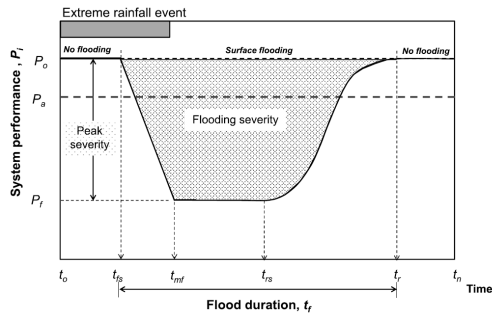


Abbildung 2: Theoretische Systemleistungskurve für ein Kanalnetz (Mugume et al. 2015)

Nach (Juan-García et al. 2017) bestimmen vier wesentliche Beschreibungselemente der (technischen) Resilienz den Verlauf der Systemleistungskurve: Die störende Einwirkung (*stressor*), die Systemeigenschaften (*properties*), die Quantifizierungsgrößen (*metrics*) zur Bewertung der Systemleistung während des Betrachtungszeitraums sowie die Einflussnahmemöglichkeiten (*interventions*) zur Resilienzsteigerung. Diverse Publikationen zeigen, dass solche Quantifizierungsansätze auf die verschiedensten Systeme anwendbar sind (u. a. Mugume et al. 2015; Sweetapple et al. 2018; Matzinger et al. 2018)<sup>1</sup>. Allerdings bleibt der so ermittelte Resilienzindex ein abstrakter Wert, der stark vom betrachteten Zeitintervall abhängt und der selbst nach Normierung kaum mit anderen Anwendungsfällen vergleichbar ist (Matzinger et al. 2018).

Eine auf Gesamtsysteme ausgedehnte Resilienzbewertung erfordert eine stärkere Abstraktion der Systemleistung anhand geeigneter Indikatoren, die qualitativ bzw. über ein abstraktes Punktesystem bewertet werden. Eine entsprechende Methodik ist in (Batista et al. 2013) beschrieben, wo anhand des „flood resilience index (FRI)“ die Integration einer indikatorbasierten Resilienzbewertung in das Risikomanagement für Überflutungen aufgezeigt wird. Der FRI wird auf insgesamt vier verschiedenen Betrachtungsebenen (Stadtgebiet, Stadtbezirk, Block, Flurstück) ermittelt. Dabei werden verschiedene urbane Funktionen und Dienste als Indikatoren über Verfügbarkeitsgrade klassifiziert (von „Totalausfall“ bis „volle Verfügbarkeit“), woraus sich in der Zusammenfassung ein Resilienzmaß ergibt. Das Anwendungsbeispiel zeigt, dass es erforderlich ist, die einzelnen Betrachtungsebenen unterschiedlich zu behandeln. Auch sind starke Abhängigkeiten des FRI von subjektiven Annahmen und Festlegungen, beispielsweise der Verfügbarkeitsgrade, erkennbar (Batista et al. 2013).

<sup>1</sup> Siehe dazu auch den Beitrag von Aydin und Aktaruzzaman in dieser Festschrift.

### 3 Starkregenrisikomanagement als Weg zur Überflutungsresilienz

#### 3.1 Status quo

Das kommunale Starkregenrisikomanagement widmet sich dem sachgerechten Umgang mit starkregenbedingten Überflutungsrisiken im Siedlungsraum. Methodisch eng an das Hochwasserrisikomanagement angelehnt (vgl. Schmitt 2011), umfasst es den kompletten Prozesszyklus vor, während und nach einem starkregenbedingten Überflutungsereignis. Dieser besteht aus einer fundierten Gefährdungs- und Risikoanalyse, der anschließenden Konzeption von Vorsorgemaßnahmen, einer optimierten Gefahrenabwehr sowie einer effektiven Ereignisbewältigung und umfassenden Schadensbehebung. Die zu konzipierenden Vorsorgemaßnahmen zielen primär auf eine Reduzierung der Vulnerabilität der „Risikoobjekte“ (Bevölkerung, Gebäude, Infrastrukturen) ab. Über diese Schnittstelle wird somit auch ein Beitrag zur Überflutungsresilienz geleistet, ohne dass dies explizit zum Ausdruck kommt.



Abbildung 3: Risikomanagementzyklus Starkregen (Illgen 2016, verändert)

Charakteristisch ist, dass verschiedenste Handlungsfelder in das Risikomanagement einzubeziehen und viele unterschiedliche Akteure dazu aufgerufen sind, ihren Beitrag zur Überflutungsvorsorge zu leisten. Entsprechend anwendungsbezogen, konkret und „praxisnah“ ist der Risikomanagementzyklus dargestellt (Abbildung 3). Im Übrigen bezieht sich die geschlossene Darstellung als Zyklus nur auf die zeitliche Abfolge der Prozessphasen, nicht auf deren Ergebnisse: Tatsächlich soll kontinuierlich ein höheres Niveau der Überflutungsvorsorge bzw. Risikoreduzierung erreicht werden, sodass die Darstellung als aufwärts rotierende Spirale hin zu einem resilienten Endzustand zu verstehen ist.

Das kommunale Starkregenrisikomanagement hat sich in Deutschland erst in den letzten Jahren abseits des Anwendungsbezugs der Europäischen Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL 2007) entwickelt. Es ist inzwischen methodisch fundiert und umfassend ausgearbeitet und über das Merkblatt DWA-M 119 (DWA 2016) im technischen Regelwerk verankert. Insgesamt zeigen die letzten Jahre deutliche Fortschritte hinsichtlich seiner Etablierung. Allerdings ist erkennbar, dass aktuell der Arbeitsfokus des Starkregenrisikomanagements (noch) auf der Gefährdungsanalyse und Erstellung von Gefahrenkarten liegt, wohingegen erhebliche Schwierigkeiten in der Bewertung von Vulnerabilität und Schadenspotenzialen existieren (siehe u. a. Scheid 2018).

Auffällig ist, dass bestehende Überflutungsrisiken zwar zunehmend in den Kommunen erkannt und mögliche Vorsorgemaßnahmen ins Auge gefasst werden, es bislang aber nur sehr zögerlich zur konkreten Umsetzung von Vorsorgemaßnahmen kommt. Dieses Umsetzungs- bzw. Vollzugsproblem hat vielfältige Ursachen (Zuständigkeiten, Kosten, Erfahrungsmangel, rechtliche Unsicherheiten usw.) und ist sicher auch der Komplexität der Aufgabenstellung „kommunale Gemeinschaftsaufgabe“ geschuldet. Es stellt sich dennoch die Frage, ob und wie durch das betriebene Risikomanagement eine zufriedenstellende Überflutungsresilienz erreicht werden kann. Wie ist diese konkret zu definieren und inwieweit wird der methodische Ansatz des Starkregenrisikomanagements dem übergeordneten Leitbild einer Resilienzsteigerung gerecht?

### **3.2 Resilienzbezogene Bewertung des Starkregenrisikomanagements**

Wie oben erläutert, beschränken sich die Ansätze zur Resilienzquantifizierung auf eng definierte, vorzugweise technische Systeme, deren Leistung einfach quantifizierbar ist. Eine Übertragung auf den Gesamtprozess des Starkregenrisikomanagements ist kaum vorstellbar. Zum einen gibt es derzeit noch keine zufriedenstellenden Ansätze, das Gesamtspektrum an Überflutungsschäden ganzheitlich zu bewerten oder zu quantifizieren. Schließlich würde sich die Verbesserung der Resilienz an einer positiven Entwicklung, sprich dem Rückgang der Gesamtschäden zeigen. Zum anderen fehlt die Vergleichbarkeit realer Überflutungsereignisse, die für den objektiven Nachweis einer positiven Schadens- bzw. Resilienzentwicklung erforderlich wäre. Aufgrund ihrer großen räumlich-zeitlichen Variabilität können Starkregenereignisse gleicher statistischer Ausprägung sehr unterschiedliche Schadensauswirkungen haben. Aktuell lassen sich die Effekte schadensmindernder Maßnahmen nur modelltechnisch anhand definierter Bezugslastfälle, wie in DWA-M 119 vorgeschlagen, untersuchen.

Dennoch wird es in der Zukunft dringend geboten sein, Resilienz in der realen Ingenieur- und Planungspraxis greifbar zu machen. Gelingt dies nicht, wird es bei einer allenfalls indirekten Berücksichtigung im Kontext der Überflutungsvorsorge bleiben.

Wenn auch die Quantifizierung der Resilienz einzelner, von Überflutung potenziell betroffener Teilsysteme schwierig ist, so lässt sich doch auf übergeordneter, konzeptioneller Ebene bewerten, inwieweit in der Methodik des kommunalen Starkregenri-

sikomanagements bereits Ansätze zur Resilienzverbesserung verankert und erkennbar sind. Hierzu werden fünf von (de Bruijn et al. 2017) formulierte „Resilienzprinzipien“ gegenüber extremen Naturgefahren (nachfolgend in *kursiver Schrift* erläutert) auf ihre Anwendbarkeit und Relevanz für das kommunale Starkregenrisikomanagement überprüft und Empfehlungen für eine entsprechende Ausgestaltung abgeleitet.

### **Prinzip 1: Resilienz bedarf eines ganzheitlichen Systemverständnisses**

*Maßgeschneiderte Maßnahmen und Handlungsstrategien für eine bessere Überflutungsresilienz bedürfen eines ganzheitlichen Systemverständnisses, das die verschiedenen Teilsysteme sowohl in ihren unterschiedlichen räumlichen und funktionalen Dimensionen (physisch, sozial, ökonomisch, etc.) als auch mit ihren gegenseitigen Abhängigkeiten berücksichtigt. Die isolierte, ereignisbezogene Betrachtung einzelner Teilsysteme greift in der Regel zu kurz. (de Bruijn et al. 2017)*

Interdisziplinäre (gemeinschaftliche) Lösungs- und Handlungsstrategien, die eine koordinierte, ganzheitliche Zielsetzung verfolgen, sind im Starkregenrisikomanagement explizit empfohlen und erforderlich. Die komplexen Randbedingungen des urbanen Siedlungsraums machen es in der Regel im Sinne einer Problemlösung zwingend erforderlich, einzelne, ggf. konkurrierende Positionen und Handlungen in Einklang zu bringen. Dies betrifft in besonderem Maße den gestalterischen Zugriff auf urbane Freiräume, die vielfältigen Nutzungsansprüchen unterliegen (Illgen et al. 2018). Dennoch haben in der „kommunalen Gemeinschaftsaufgabe“ auch eigenständige, auf Einzelressorts begrenzte Lösungen und Maßnahmen ihre Berechtigung und sind entsprechend zu fördern, sofern nachteilige Auswirkungen auf andere Teilsysteme ausgeschlossen sind.

Dieses Handlungsprinzip findet sich in sehr hohem Maße im Starkregenrisikomanagement wieder, gestaltet sich jedoch in der praktischen Anwendung schwierig umsetzbar. Deshalb ist die Installation eines kommunalen Verantwortlichen als Koordinierungs- und Kommunikationsinstanz („Kümmerer“) für alle beteiligten Akteure ein wichtiger Erfolgsschlüssel.

### **Prinzip 2: Berücksichtigung von Ereignissen jenseits definierter Bemessungsgrenzen**

*Resiliente Systeme berücksichtigen die gesamte Breite an – auch künftig - möglichen Ereignisausprägungen und –stärken. Schwache Ereigniseinwirkungen (impacts), die noch nicht die Schwelle der Systemrobustheit überschreiten, sind damit ebenso relevant wie Extremereignisse, die über das Maß der Regenerationsfähigkeit hinausgehen. In jedem Falle verbieten sich Grenzwertbetrachtungen für Referenz- oder Bemessungsereignisse ohne Versagensanalysen. (de Bruijn et al. 2017)*

Dieses Resilienzprinzip deckt sich vollumfänglich mit dem von Schmitt (2011) formulierten Paradigmenwechsel in der Überflutungsvorsorge, der dem bisher vorherrschenden, auf Bemessungsvorgaben basierenden „Sicherheitsdenken“ eine klare Absage erteilt und letztlich das kommunale Starkregenrisikomanagement begründet.

Dieses schließt zwar die Risikobewertung für definierte Referenzereignisse und Gefährdungslagen nicht aus (vgl. DWA 2016), bedeutet jedoch, sich konsequent mit verbleibenden Risiken und potenziellen Schadensauswirkungen im Sinne von Was-wäre-wenn-Betrachtungen auseinanderzusetzen.

Das Prinzip ist zudem eine Absage an die klassische, mathematisch begründete Risikobewertung über das Produkt „Eintrittswahrscheinlichkeit x (tangible) Schadenskonsequenz“ als Grundlage von Kosten-Nutzen-Betrachtungen. Insbesondere ein „mittleres“ Risiko, das sich aus der Kombination eines extrem schadensträchtigen, jedoch dafür sehr seltenen Ereignisses ergibt, ruft bei Beobachtern und Betroffenen ein überhöhtes Vorsorge- und Schutzbedürfnis hervor, was bestätigt, dass unter Betroffenheit oder unmittelbarer Ereigniswahrnehmung die „subjektive“ Risikoeinschätzung verstärkt vulnerabilitätsbezogen erfolgt (Scheid 2018).

### **Prinzip 3: Resiliente Infrastrukturen folgen dem ‚remaining functioning‘-Prinzip**

*Nach diesem Resilienzprinzip sind (kritische) Infrastrukturen so zu konzipieren, dass deren Ausfall keine katastrophalen Auswirkungen hat und noch gemanagt werden kann, auch weil ihre Funktion zumindest in reduziertem Umfang aufrechterhalten bleibt. (de Bruijn et al. 2017)*

Bei resilienten Infrastrukturen wird von einem sicheren Versagen (ab einer definierten extremen Gefährdungssituation) ausgegangen und dieses bestmöglich gemanagt. Solche „safe-fail systems“ sind gegenüber Systemen mit hohen Versagenssicherheiten und jedoch katastrophalen Versagenskonsequenzen („fail-safe systems“) im Vorteil (Jones et al. 1975; Ahern 2011).

Dieses Prinzip ist eng verbunden mit der planmäßigen Berücksichtigung von Systemüberlastungen (siehe Prinzip 2). Allerdings liegt hier der Fokus auf (kritischen) Infrastrukturen und der Vermeidung von nicht kompensierbaren Totalausfällen. Auch im kommunalen Starkregenrisikomanagement gelten gesonderte, höhere Anforderungen an den Schutz von kritischen Infrastrukturen, insbesondere bzgl. der Aufrechterhaltung von Stromversorgung und Telekommunikation im Überflutungsfall. Die Zielvorstellung eines „unkritischen Teilversagens“ gilt auch hier, muss jedoch angesichts der immensen Herausforderung an eine reale Umsetzung als schwer erreichbare Idealvorstellung eingestuft werden. Dennoch verpflichtet dieses Prinzip die Betreiber kritischer Infrastrukturen zur unvoreingenommenen Risiko- und Schwachstellenanalyse mit dem Auftrag, Anlagenredundanzen zu schaffen.

### **Prinzip 4: Verbesserung von Bewältigungs- und Regenerationskapazitäten**

*Das Ausmaß einer Schadenseinwirkung, wie z. B. eines Hochwasserereignisses oder einer Starkregenüberflutung, wird maßgeblich von der Fähigkeit zur Regeneration bestimmt. Ein resilientes System verfügt über eine hohe Regenerationskapazität, die es ihm ermöglicht, möglichst schnell und vollumfänglich wieder zum vorherigen Systemstatus zurückzukehren. Die Regenerationskapazität wird bestimmt von dem sozio-*



*ökonomischen Entwicklungsstand des Systems bzw. der betroffenen Gesellschaft und wird als Funktion des sozialen, des institutionellen und des wirtschaftlichen Leistungsvermögens angesehen. (de Bruijn et al. 2017)*

Dieses Resilienzprinzip bezieht sich originär auf die Phase der Wiederherstellung und Regeneration nach einem Schadensereignis, kann jedoch auf die unmittelbare Ereignisbewältigung (Gefahrenabwehr, Soforthilfe) ausgedehnt werden. Im Falle der meisten Starkregenüberflutungen sind die Ereignisdimensionen räumlich deutlich eingrenzter und damit auch die Prozessphasen der Bewältigung und Regeneration vergleichsweise kürzer als bei Hochwasser. Dementsprechend wird in der Darstellung des Starkregenrisikomanagement-Zyklus nicht zwischen beiden Phasen unterschieden (siehe Abbildung 3). Das Starkregenrisikomanagement sieht ebenso wie das Hochwasserrisikomanagement vor, potenziell Betroffene wie auch Einsatzkräfte von Feuerwehr, Katastrophenschutz und Bereitschaftsdiensten des Kanalbetriebs bestmöglich auf ein kommendes Überflutungsereignis vorzubereiten und zur effektiven Gefahrenabwehr zu befähigen. Dies geschieht durch Maßnahmen der Informations- und Verhaltensvorsorge bzw. durch die Erstellung und Erprobung von Alarm- und Einsatzplänen.

Ergänzend bezieht sich das Prinzip auf den Bereich der Risikovorsorge, in dem die administrativen, organisatorischen und wirtschaftlichen Grundlagen für eine möglichst rasche und umfassende Regeneration gelegt werden (z. B. Elementarschadenversicherungen, Eigenvorsorge durch Rücklagen, Förderprogramme zur Eigenvorsorge). Entscheidend hierbei ist, dass die Bewältigungs- und Regenerationskapazität nachhaltig verfügbar ist und nicht durch Schadensereignisse erschöpft wird. Diese Anforderung erscheint mit Blick auf begrenzte finanzielle Ressourcen und Gestaltungsmöglichkeiten Betroffener durch das Aufzehren von Rücklagen oder schwindender Versicherbarkeit von Objekten sehr ambitioniert, insbesondere wenn es um Adaptionen an künftig extremere Schadensereignisse geht.

### **Prinzip 5: Resiliente Systeme bleiben auch zukünftig resilient**

*Die Erkenntnis, dass die bestehende Resilienz eines Systems durch sich künftig veränderte, ungewisse Randbedingungen erschöpft werden kann, machen ein bestimmtes Mindestmaß an Anpassungsvermögen, Lernfähigkeit, Innovationskraft und ggf. Transformationsvermögen erforderlich. Diese Fähigkeiten zu Wandel und Anpassung werden auf allen Systemebenen (technisch, sozio-kulturell, administrativ) benötigt, um die Systemresilienz zu erhalten. Die Entwicklung zukunftsfähiger Anpassungsstrategien ist jedoch noch Gegenstand der Forschung. (de Bruijn et al. 2017)*

Dieses Prinzip, das die langfristige Anpassungsfähigkeit möglichst adaptiver Systeme fokussiert, verdeutlicht, dass das Leitbild der Resilienz mehr umfasst als das Instrumentarium des Starkregenrisikomanagements, das vorrangig auf einen sachgerechten Umgang mit Überflutungsrisiken, wie wir sie heute wahrnehmen und bewerten, ausgerichtet ist. Tatsächlich schließt dieses Prinzip die Adaption des Risikomanage-

ments selbst an sich künftig in noch nicht absehbarer Weise ändernde Randbedingungen mit ein. Die Bedeutung und Relevanz einzelner Prozessphasen kann sich verändern. Möglicherweise muss aber auch erkannt und akzeptiert werden, dass Handlungs- und Anpassungsspielräume ausgeschöpft sind und die Adaptionkapazität limitiert ist. Auf die Maßnahmenebene projiziert ist es von großer Bedeutung, dass durch die im Starkregenrisikomanagement und allgemein in der Siedlungswasserwirtschaft propagierten „no-regret“-Strategien die Chancen zur Systemanpassung gewahrt bleiben.

Die Analyse der fünf Resilienzprinzipien zeigt, dass das Leitbild einer überflutungsresilienten Siedlung mehr umfasst, als unmittelbar über das Starkrisikomanagement abgedeckt ist, beispielsweise hinsichtlich der Steigerung von Bewältigungs- und Anpassungskapazitäten. Es ist jedoch auch erkennbar, dass einzelne Komponenten und Elemente des Starkregenrisikomanagements wesentliche Resilienzprinzipien aufgreifen und zur Resilienzsteigerung beitragen können, ohne dass dies bei deren Entwicklung im Vordergrund stand. Ein konkretes Beispiel hierfür ist die multifunktionale urbane Freiraumnutzung.

### 3.3 Überflutungsresilienz konkret: Beispiel Multifunktionale Freiraumnutzung

Bei der multifunktionalen Freiraumnutzung sind städtische Freiräume wie Grünflächen, Plätze oder Straßen so zu gestalten, dass sie neben ihrer Hauptnutzung im Starkregenfall als temporärer Retentionsraum dienen. Dieser Ansatz, der ausführlich im Rahmen des Forschungsvorhabens MURIEL (Benden et al. 2017) untersucht wurde, ist inzwischen zu einem Synonym einer wassersensiblen, überflutungsresilienten und zukunftsgerichteten Stadtgestaltung geworden, die zuletzt auch unter dem Leitbild der „Schwammstadt“ oder „*sponge city*“ breiten Anklang findet.

Auch in diesem Ansatz, der letztlich eine kleinräumige lokale Maßnahme zur Überflutungsvorsorge darstellt, lassen sich die o. a. Resilienzprinzipien deutlich erkennen:

- Die multifunktionale Freiraumnutzung stellt einen ganzheitlichen Handlungsansatz dar, der – ganz im Sinne des Resilienzprinzips 1 – system- und ressortübergreifend zu konzipieren und zu realisieren ist. Dieser Lösungsansatz kann als Paradebeispiel für die Herausforderungen, aber auch die Chancen, die das kommunale Starkregenrisikomanagement darstellt, angesehen werden.
- Für multifunktionale urbane Retentionsräume gelten keine fest definierten Bemessungsvorgaben. Es wird lediglich die hydraulische Effektivität ihrer Retentionswirkung abgeschätzt und bewertet. Sie sind damit entsprechend dem Resilienzprinzip 2 als „safe-fail systems“ anzusehen, deren Versagen ab einem gewissen Belastungsniveau eingeplant und bzgl. der damit verbundenen Restrisiken für Überflutungsschäden bewertet wird.
- Darüber hinaus sind solche Anlagen trotz einer nicht-wasserwirtschaftlichen Hauptnutzung auf eine weitgehend schadensfreie temporäre Überflutung aus-

gelegt, womit sie dem Resilienzprinzip 3 des „*remaining functioning*“ in hohem Maße entsprechen.

- Multifunktionale Retentionsräume sind als Gestaltungselemente des Siedlungsraums einfacher als andere Vorsorgemaßnahmen als adaptive Elemente auszubilden. Als „no-regret“-Lösungen können sie sich bezogen auf das einzelne Starkregenereignis schnell regenerieren. Perspektivisch gesehen sind sie anpassungsfähig für geänderte Randbedingungen (Niederschlagscharakteristik, umliegende Bebauung, veränderte Primärnutzung, etc.) und leisten damit ein Beitrag zur Überflutungsresilienz gemäß der Prinzipien 4 und 5.

Es zeigt sich also am Beispiel der multifunktionalen Freiraumnutzung, dass sich mehr Überflutungsresilienz bereits durch einzelne Bausteine des Starkregenrisikomanagements erreichen lässt, auch wenn sich die hier aufgezeigten Resilienzbezüge nicht allgemeingültig sind und sicherlich noch Optimierungspotenziale existieren.

#### 4 Zusammenfassung

Das Leitbild der überflutungsresilienten Stadt hat in Zeiten des Klimawandels und der Urbanisierung einen sehr hohen Stellenwert eingenommen und steht im Einklang mit den schon seit einigen Jahren propagierten Zielen der wassersensiblen Stadtentwicklung und integralen Siedlungsentwässerung (DWA 2006). Das kommunale Starkregenrisikomanagement kann bereits heute bei entsprechend ganzheitlicher, integraler Bearbeitung im Sinne des von Schmitt (2011) formulierten Paradigmenwechsels einen wichtigen Beitrag zu mehr Überflutungsresilienz leisten, auch wenn systemische Grenzen erkennbar sind.

Bei der Interpretation des Starkregenrisikomanagement-Zyklus als Spirale ist Resilienz daran erkennbar, wie ausgeprägt diese Spirale während der Regenerations- und Vorsorgephase nach oben auf ein höheres Niveau gehoben wird. Dieser Prozess ist limitiert, d. h. es wird sicherlich einen (nahezu resilienten) Endzustand des Starkregenrisikomanagements geben. Dieser ist gekennzeichnet durch ein reduziertes Maß an noch erforderlichen und leistbaren adaptiven Vorsorgemaßnahmen sowie durch eine minimierte Bewältigungsphase.

Sicherlich ist das Leitbild der Resilienz noch breiter zu verinnerlichen und handelnden Akteuren zu vermitteln. In diesem Kontext sind vor allem auch die politische und administrative Ebene aufgefordert, entsprechend günstige Randbedingungen für die Umsetzung des Starkregenrisikomanagements hin zu mehr Resilienz zu schaffen.

Gelingt es in Zukunft nicht, Resilienz in der Ingenieur- und Planungspraxis greifbar, d.h. auch quantifizierbar zu machen, wird es bei einer allenfalls indirekten Berücksichtigung im Kontext der Überflutungsvorsorge bleiben, die uns möglicherweise durch zu viel Unverbindlichkeit im Handeln nur unzureichend den künftigen Herausforderungen entgegen treten lässt.

## 5 Literatur

- Ahern, J. (2011): From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. In: *Landscape and Urban Planning* 100 (4), S. 341–343.
- Balica, S. F.; Douben, N.; Wright, N. G. (2009): Flood vulnerability indices at varying spatial scales. In: *Water Science & Technology* 60 (10), S. 2571–2580.
- Balsells, M.; Barroca, B.; Becue, V.; Serre, D. (2015): Making urban flood resilience more operational: current practice. In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management* 168 (2), S. 57–65.
- Batica, J.; Gourbesville, P.; Hu, F.-Y. (2013): Methodology for flood resilience index. In: International Conference on Flood Resilience (ICFR). 5-7 September 2013. University of Exeter. United Kingdom.
- BBK / Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe (Hg.) (2013): Abschätzung der Verwundbarkeit gegenüber Hitzewellen und Starkregen. BBK-Reihe Praxis im Bevölkerungsschutz, Band 11.
- Benden, J.; Broesi, R.; Illgen, M.; Leinweber, U.; Lennartz, G.; Scheid, C.; Schmitt, T. G. (2017): Multifunktionale Retentionsflächen. Teil 1: Wissenschaftliche Grundlagen. Teil 2: Fallstudien Teil 3: Arbeitshilfe für Planung, Umsetzung und Betrieb. MURIEL Publikation.
- Birkmann, J. (2008): Globaler Umweltwandel, Naturgefahren, Vulnerabilität und Katastrophenresilienz. Notwendigkeit der Perspektivenerweiterung in der Raumplanung. In: *Raumforschung und Raumordnung* (1), S. 1–18.
- Birkmann, J.; Böhm, H. R.; Buchholz, F.; Büscher, D.; Daschkeit, A.; Ebert, S.; Fleischhauer, M.; Frommer, B.; Köhler, S.; Kufeld, W.; Lenz, S.; Overbeck, G.; Schanze, J.; Schlipf, S.; Sommerfeldt, P.; Stock, M.; Vollmer, M.; Walkenhorst, O. (2013): Glossar Klimawandel und Raumentwicklung. 2. überarbeitete Fassung. Akademie für Raumforschung und Landesplanung. E-paper, Band 10. Hannover.
- Davoudi, S.; Shaw, K.; Haider, L. J.; Quinlan, A. E.; Peterson, G. D.; Wilkinson, C. et al. (2012): Resilience: A Bridging Concept or a Dead End? “Reframing” Resilience: Challenges for Planning Theory and Practice Interacting Traps: Resilience Assessment of a Pasture Management System in Northern Afghanistan Urban Resilience: What Does it Mean in Planning Practice? Resilience as a Useful Concept for Climate Change Adaptation? The Politics of Resilience for Planning: A Cautionary Note. In: *Planning Theory & Practice* 13 (2), S. 299–333.
- de Bruijn, K. M.; Buurman, J.; Mens, M.; Dahm, R.; Klijn, F. (2017): Resilience in practice: Five principles to enable societies to cope with extreme weather events. In: *Environmental Science & Policy* 70, S. 21–30.

- Djordjević, S.; Butler, D.; Gourbesville, P.; Mark, O.; Pasche, E. (2011): New policies to deal with climate change and other drivers impacting on resilience to flooding in urban areas: the CORFU approach. In: *Environmental Science & Policy* 14 (7), S. 864–873.
- DWA (2006): Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE). Arbeitsblatt DWA-A 100. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. DWA-Regelwerk. Dezember 2006. Hennef.
- DWA (2016): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge - Analyse von Überflutungsgefährdungen und Schadenspotenzialen zur Bewertung von Überflutungsrisiken. Merkblatt DWA-M 119. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. DWA-Regelwerk. November 2016. Hennef.
- Folke, C. (2006): Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. In: *Global Environmental Change* 16 (3), S. 253–267.
- Gleich, A. von; Gößling-Reisemann, S.; Stührmann, S.; Woizeschke, P.; Lutz-Kunisch, B. (2010): Resilienz als Leitkonzept – Vulnerabilität als analytische Kategorie In: Fichter, K., Gleich, Arnim von et al. (Hg.): Theoretische Grundlagen für erfolgreiche Klimaanpassungsstrategien. Projektkonsortium nordwest2050; Metropolregion Bremen-Oldenburg im Nordwesten e.V. (MRNW). nordwest2050 Berichte, Heft 1. S. 13–49. Bremen, Oldenburg
- Holling, C. S. (1973): Resilience and Stability of Ecological Systems. In: *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 4 (1), S. 1–23.
- Illgen, M. (2016): Das neue DWA-Merkblatt 119: "Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge" In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hg.): 15. Regenwassertage. 05. - 06. Juli 2016. Darmstadt.
- Illgen, M.; Leinweber, U.; Benden, J.; Broesi, R.; Scheid, C.; Schmitt, T. G.; Lennartz, G. (2018): Multifunktionale urbane Retentionsräume. Ergebnisse und Erkenntnisse aus dem praxisorientierten Forschungsprojekt MURIEL. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* 11 (2), S. 94–99.
- IPCC / Intergovernmental Panel on Climate Change (Hg.) (2007): Climate change 2007. Impacts, adaptation and vulnerability: contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Jones, D. D.; Holling, C. S.; Peterman, A. M. (1975): Fail-safe vs. safe-fail catastrophes. International Institute for Applied Systems Analysis. Working Paper. S. 75-93. Laxenburg, Austria.

- Juan-García, P.; Butler, D.; Comas, J.; Darch, G.; Sweetapple, C.; Thornton, A.; Corominas, L. (2017): Resilience theory incorporated into urban wastewater systems management. State of the art. In: *Water Research* 115, S. 149–161.
- Kluck, J.; Claessen, E. G.; Blok, G. M.; Boogaard, F. C. (2010): Modelling and mapping of urban storm water flooding - Communication and prioritizing actions through mapping urban flood resilience. In: GRAIE (Hg.): Proceedings 7e Conférence internationale NOVATECH 2010. Lyon, France, June 28-30, 2010.
- Leandro, J.; Santos, B.; Leitão, J. P.; Siekmann, T.; Urlich, C. (2012): Towards mOre Resilient Cities (ToRC) In: International Water Association (IWA): 9<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage Modelling (9UDM). Belgrade.
- Matzinger, A.; Zamzow, M.; Riechel, M.; Pawlowsky-Reusing, E.; Rouault, P. (2018): Quantitative Beschreibung der Resilienz urbaner Wassersysteme. In: Schmitt, T. G. (Hg.): Tagungsband aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018. Landau in der Pfalz, 18./19. Juni 2018. Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern, Band 1, S. 119–127.
- 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. In: *Water Research* 81, S. 15–26.
- Munich Re (Hg.) (2017): TOPICS GEO. Naturkatastrophen 2016 - Analysen, Bewertungen, Positionen. Ausgabe 2017 (Bestellnummer 302-09005).
- HWRM-RL (2007): Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken in der Fassung vom 23.10.2007. Fundstelle: Amtsblatt der Europäischen Union L288/27 vom 06.11.2007.
- Scheid, C. (2018): GIS-basierte Starkregen-Risikoanalyse unter besonderer Berücksichtigung von Datenerfordernissen und methodischer Aussagefähigkeit. Dissertation. Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern, Band 4.
- Schelfaut, K.; Pannemans, B.; van der Craats, Irene; Krywkow, J.; Mysiak, J.; Cools, J. (2011): Bringing flood resilience into practice: the FREEMAN project. In: *Environmental Science & Policy* 14 (7), S. 825–833.
- Schmitt, T. G. (2006): Klimaveränderungen - Konsequenzen für die Siedlungsentwässerung? In: *gwf - Wasser / Abwasser* 147 (3), S. 2–6.
- Schmitt, T. G. (2011): Risikomanagement statt Sicherheitsversprechen. Paradigmenwechsel auch im kommunalen Überflutungsschutz? In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 58 (1), S. 40–49.

- Schmitt, T. G. (2015): Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge. Werkstattbericht zum Merkblatt DWA-M 119. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 62 (2), S. 114–120.
- Sweetapple, C.; Fu, G.; Farmani, R.; Meng, F.; Ward, S.; Butler, D. (2018): Attribute-based intervention development for increasing resilience of urban drainage systems. In: *Water Science & Technology* 77 (5-6), S. 1757–1764.
- Thywissen, K. (2006): Components of risk. A comparative glossary. Bonn, UNU Institute for Environment and Human Security, Studies of the University: Research, Counsel, Education, Band 2.
- UNISDR / United Nations International Strategy for Disaster Reduction (Hg.) (2004): Living with risk. A global review of disaster reduction initiatives. Volume I. United Nations Office for Disaster Risk Reduction, United Nations.
- UNISDR / United Nations International Strategy for Disaster Reduction (Hg.) (2005): Hyogo Framework for Action 2005-2015: Building the Resilience of Nations and Communities to Disasters. World Conference on Disaster Reduction. Kobe, Hyogo, Japan, 18-22 January 2005.
- Villordon, M. B. B. L.; Gourbesville, P. (2014): Vulnerability index for urban flooding: Understanding social vulnerabilities and risks In: International Water Association (IWA): 11<sup>th</sup> International Conference on Hydroinformatics (HIC 2014). 17 - 21 August 2014. New York City, USA.
- Zhou, H.; Wang, J.'a.; Wan, J.; Jia, H. (2010): Resilience to natural hazards: a geographic perspective. In: *Nat Hazards* 53 (1), S. 21–41.

### **Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Christian Scheid  
Technische Universität Kaiserslautern  
Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen  
Paul-Ehrlich-Str. 14  
67663 Kaiserslautern  
E-Mail: christian.scheid@bauing.uni-kl.de

# Die Zukunft der ländlichen Abwasserentsorgung – Erhalt der konventionellen Systeme oder Systemwechsel?

Silja Baron<sup>1</sup>; Inka Kaufmann Alves<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Dr. Pecher AG, Bingen

<sup>2</sup> Fachgebiet Wasser- und Siedlungswasserwirtschaft, Hochschule Mainz

**Kurzfassung:** Die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum steht derzeit vor vielfältigen Herausforderungen, die einen Anpassungsbedarf und ein Überdenken der vorherrschenden zentralen Konzepte erfordern. Bei der Analyse von Abwassersystemen sollten verschiedene Handlungsoptionen wie dezentrale und ressourcenorientierte Systeme betrachtet werden. Die Einbeziehung ökonomischer, ökologischer und sozialer Ziele in den Entscheidungsprozess und deren Gewichtung ist essenziell. Eine erste Einschätzung zu möglichen Systemoptionen kann anhand lokaler Randbedingungen und Bewertungskriterien abgeschätzt werden. Durch die Anwendung von multikriteriellen Bewertungsverfahren können Systemvarianten verglichen oder durch die Anwendung von z.B. mathematischen Modellen optimale Lösungen ermittelt werden. Eine zukunftsfähige Abwasserentsorgung im ländlichen Raum setzt politische Unterstützung und gesellschaftliche Akzeptanz voraus.

**Key-Words:** Abwasserentsorgung, Demografischer Wandel, Ländlicher Raum, Mathematische Optimierung, Transformation

## 1 Abwassersituation im ländlichen Raum

Das im städtischen Bereich bewährte Konzept der zentral ausgerichteten Abwasserentsorgung wurde in der Mitte des 20. Jahrhunderts auf den ländlich strukturierten Raum übertragen. Eine zentrale Abwasserableitung und -behandlung ist durch eine hohe Ver- und Entsorgungssicherheit, eine gute Überwachbarkeit und eine hohe Betriebsstabilität gekennzeichnet. Für den Gewässerschutz sind zentrale Systeme vorteilhaft, da nur eine geringe Anzahl an Einleitungen ins Gewässer erfolgt und zentrale Kläranlagen gute Reinigungsleistungen aufweisen. Insbesondere bei mittleren und hohen Siedlungsdichten haben zentrale Systeme betriebliche und ökonomische Vorteile gegenüber dezentralen Strukturen.



Der hohe spezifische Investitionsbedarf zentraler Systemlösungen im ländlichen Raum führte im Vergleich zu städtischen Gebieten zu höheren Abwassergebühren und -beiträgen. Die in dünn besiedelten Räumen größeren Auswirkungen von Bevölkerungsschwankungen fordern flexible und anpassungsfähige Systeme. Die hohe Pfadabhängigkeit aufgrund der langen Nutzungs- und Abschreibungsdauern ist hier von Nachteil. Obwohl Untersuchungen gezeigt haben, dass dezentrale Systeme im ländlichen Raum langfristig vorteilhaft sein können, ist ihre Einbeziehung als Systemalternative insbesondere in den westlichen Bundesländern gering.

Gerade in ländlichen Regionen sind vielerorts die Auswirkungen des demografischen Wandels sehr deutlich und führen zu unterausgelasteten Systemen bis zum Überschreiten von funktionalen oder ökonomischen Funktionsgrenzen. In Überlagerung mit gestiegenen Anforderungen an Abwassereinleitungen oder den Betrieb und die Überwachung der Anlagen werden zwischenzeitlich vielerorts Abwasserentsorgungssysteme nicht mehr nach dem Stand der Technik betrieben. Die Finanzlage vieler Kommunen verschärft die Situation und schränkt die Möglichkeiten ein.

Unabhängig von der Größe der Systeme ist zusätzlich die geringe Ressourceneffizienz durch die Vermischung von Abwässern ein negativer Aspekt von zentralen Systemen. Frühere Lösungsansätze werden in Frage gestellt und eine ganzheitliche Betrachtung der Wasser- und Stoffströme tritt in der Abwasserwirtschaft in den Vordergrund. Vor dem Hintergrund des Klimawandels und knapper werdender Ressourcen ist es essenziell ökologische Kriterien zu betrachten und diesen mehr Gewicht zu geben.

Die genannten Entwicklungen sind von Unsicherheiten geprägt, bewirken aber einen großen Anpassungsbedarf bestehender Systeme. Um diesen Anpassungsbedarf abzuschätzen und Lösungen zu finden, ist es erforderlich, Systemalternativen unter Berücksichtigung verschiedener Ziele aufzuzeigen und Handlungsstrategien zu entwickeln.

## **2 Handlungsoptionen für den ländlichen Raum**

### **2.1 Technische und organisatorische Optionen**

Die Erarbeitung von Strategien und Maßnahmen zur erforderlichen Anpassung von Systemen setzt die Kenntnis eines breiten Spektrums möglicher Lösungen voraus (vgl. Abbildung 1).

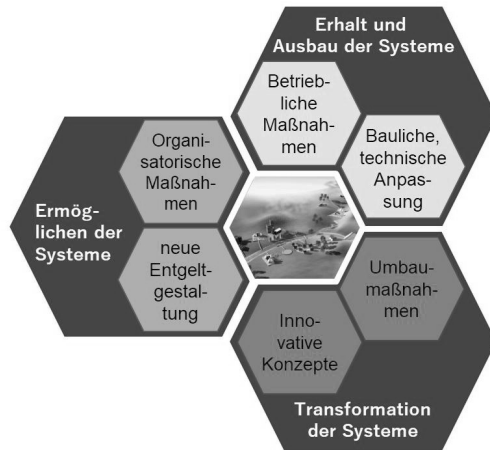


Abbildung 1: Möglichkeiten der Anpassung und Weiterentwicklung von Abwassersystemen (nach Kaufmann Alves, 2015)

Es sollten insbesondere auch innovative Ansätze (bspw. neuartige Sanitärsysteme (NASS), alternative Entwässerungssysteme, innovative Organisationsstrukturen) geprüft werden und auch ein Systemwechsel (bspw. Umstellung von zentraler auf dezentrale Entsorgung oder Wechsel von Misch- zu Trennsystem) innerhalb des Betrachtungszeitraums erwogen werden. Je nach Veranlassung für eine Systemanpassung können unterschiedliche Möglichkeiten zielführend sein. Ebenso können Ziele mit verschiedensten Ausgestaltungen der Abwasserentsorgung erreicht werden (DWA-AG KA 1.5, 2018).

Zum Erreichen der festgelegten Ziele sind vielfältige Maßnahmen (-kombinationen) möglich, die zu flexibleren und nachhaltigen Systemlösungen führen sollen. Eine sektorenübergreifende Betrachtung, die nicht nur den Abwasserbereich, sondern auch die Wasserversorgung, die Abfallentsorgung, die Energiewirtschaft und die Landwirtschaft berücksichtigt, ist zukünftig sinnvoll.

Bei einer Veränderung des technischen Systems ist zu überprüfen, welche Anpassungen beim institutionellen Rahmen (z. B. Verantwortlichkeiten, Überwachung und Wartung) sowie bei Gebühren- und Finanzierungsstrukturen notwendig sind (DWA-FA KA-10, 2014). Es können zwischenzeitlich Übergangslösungen, Restsysteme und Mischformen resultieren, die eine Zuordnung zum geltenden Regelwerk und zu Bewertungsmaßstäben schwierig machen.

Vor diesem Hintergrund ist die Erforschung und Verbreitung von Methoden zu Systemtransformationen notwendig, damit die Abwasserentsorgung in ländlichen Gebieten auch in Zukunft funktionsfähig und wirtschaftlich bleibt.

## 2.2 Bewertungskriterien

Konzepte für die Abwasserentsorgung unterliegen verschiedenen Zielstellungen. Neben gesetzlichen Anforderungen (z. B. Qualität der Gewässer (EU, 2000) oder Mindestanforderungen zur Abwasserreinigung (AbwV, 2004)) sind auch länderspezifische Vorgaben oder Anliegen lokaler Akteure maßgeblich.

Bei der Auswahl von Konzepten zur Abwasserentsorgung empfiehlt es sich, mindestens die folgenden Hauptziele analog DWA-A 272 (2014) zu berücksichtigen:

- Umwelt- und Ressourcenschutzziele (Ziele im Bereich Gewässer-, Boden- und Klimaschutz sowie Ressourceneffizienz)
- Hygiene- und Gesundheitsschutzziele (Umwelthygiene, Nahrungsmittelsicherheit)
- Ökonomische Ziele (betriebs- und volkswirtschaftliche Kostenoptimierung)
- Soziale Ziele (Akzeptanz bei der Bevölkerung, Schaffung qualifizierter Arbeitsplätze, Schaffung von Umweltbewusstsein)
- Technische Ziele (Betriebssicherheit, Anpassungsfähigkeit / Erweiterbarkeit, Integrierbarkeit in andere Infrastruktursystemen)

Für die Bewertung verschiedener Alternativen zur Abwasserentsorgung ist aufgrund der Vielzahl der zu berücksichtigen Aspekte der Einsatz multikriterieller Bewertungsverfahren notwendig, um eine nachvollziehbare und belastbare Entscheidung für eine Vorzugsvariante herbei zu führen (vgl. DWA, 2018).

## 2.3 Methodische Ansätze für Systemtransformationen

Um zukunftsfähige Lösungen zu finden, ist die Betrachtung längerer Zeithorizonte erforderlich. Es können Zeitpunkte für Entscheidungen, bspw. wann oder in welchen Bereich der Siedlung mit einem Systemwechsel begonnen werden sollte, identifiziert werden. Methodische Ansätze können die komplexen Wirkungszusammenhänge in der Abwasserwirtschaft berücksichtigen, unterschiedliche Bewertungskriterien und -maßstäbe kombinieren und so eine optimale Entscheidungsunterstützung liefern.

Es gibt verschiedene Ansätze, Transformationsprozesse zu untersuchen. Insbesondere das DWA-A 272 zu Neuartigen Sanitärsystemen und das sich derzeit in Überarbeitung befindende DWA-A 200 zur Abwasserentsorgung im ländlichen Raum stellen wichtige Grundlagen dar. Im Leitfaden zum DWA-A 272 (DWA-AG KA 1.4, 2018) wird vorgestellt, wie mithilfe einer Nutzwertanalyse mehrere Systemvarianten unter Berücksichtigung von verschiedenen Zielen untereinander verglichen werden können.

Detaillierte Untersuchungen zu Systemtransformationen können mit methodischen Ansätzen, z.B. mit mathematischen Optimierungsmodellen erfolgen. Eine Methodik zur Optimierung des Weges zu einer nachhaltigen Abwasserbewirtschaftung wurde beispielsweise in Kaufmann Alves (2012) entwickelt. Basierend auf einem mathematischen Optimierungsmodell (vgl. Kaufmann Alves, 2013), in dem als Zielfunktionen der optimierte Einsatz finanzieller Mittel und die Minimierung von negativen Umwelt-

auswirkungen formuliert wurden, werden Transformationsstrategien zu unterschiedlichen nachhaltigen Zielzuständen ermittelt. Dabei wird die zeitliche und räumliche Abfolge erforderlicher Umbau- und Anpassungsmaßnahmen nach funktionalen, ökonomischen und ökologischen Kriterien bis zum Erreichen des nachhaltigen Zielzustandes festgelegt (s. Abbildung 2).

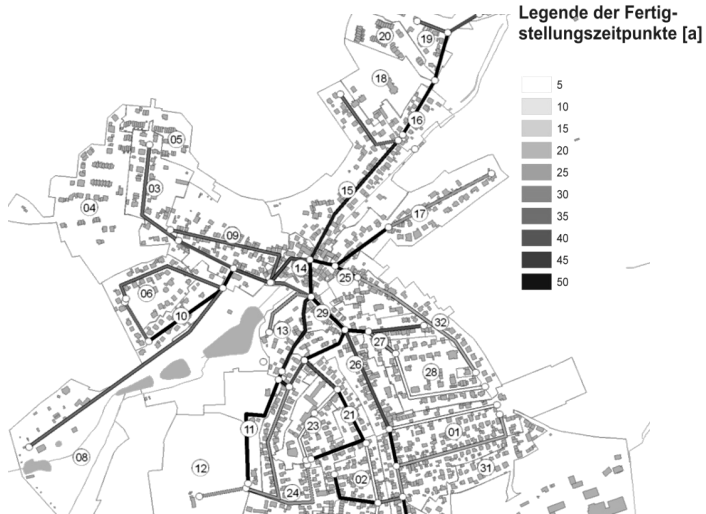


Abbildung 2: Beispiel einer Umsetzungsstrategie für den Umbau von Ableitungselementen bei der Einführung getrennter Grau- und Schwarzwasserbehandlung (Kaufmann Alves, 2012)

Im Projekt „SinOptiKom“ wurde ein mathematisches Entscheidungs- und Optimierungssystem entwickelt, das optimale Anpassungsmöglichkeiten aufzeigt (vgl. Schmitt et al., 2016). Das gemischt-ganzzahlige lineare Optimierungsmodell berechnet für unterschiedliche Gemeinden in Abhängigkeit von einem ausgewählten Szenario und vorgegebenen Zielen den optimalen Transformationspfad mit seiner zeitlichen und räumlichen Umsetzung. In den Szenarien werden zukünftige Entwicklungen der Bevölkerung, der Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen und des Klimawandels berücksichtigt. Die Zielfunktion bildet sich aus der gewichteten Summe ökonomischer, ökologischer und sozialer Bewertungskriterien. Von Baron (2018) wurde das Modell evaluiert und angepasst. Ein Beispiel eines Transformationspfades mit der zeitlichen und räumlichen Umsetzung von einem zentralen Mischsystem zu einem dezentralen System mit Kleinkläranlagen ist in Abbildung 3 dargestellt.

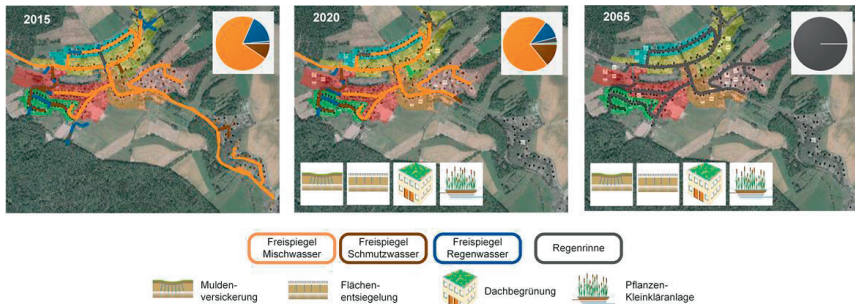


Abbildung 3: Beispiel eines Transformationspfades für den Umbau eines Mischsystems zu einem dezentralen System mit Kleinkläranlagen (Baron, 2018)

### 3 Randbedingungen zur Auswahl von Systemalternativen

Bevor detaillierte Untersuchungen durchgeführt werden, ist es hilfreich eine erste Abschätzung für geeignete Systeme anhand spezifischer Randbedingungen und weiterer Kriterien der zu untersuchenden ländlichen Gemeinde vornehmen zu können. Damit können Systemalternativen erarbeitet werden und basierend darauf detaillierte Untersuchungen mit vergleichenden Bewertungen, z.B. nach DWA-A 272 folgen.

In Baron (2018) wurden aus Sensitivitätsbetrachtungen Kriterien für eine erste Abschätzung der Systemwahl abgeleitet. Diese Kriterien beziehen sich auf die gewählten Ziele (Bewertungskriterien) und die jeweiligen Randbedingungen der Gemeinde, da diese einen großen Einfluss auf die Systemwahl haben (siehe Tabelle 1). Die folgenden Ausführungen sind Baron (2018) entnommen.

Die Einbeziehung und Gewichtung der Bewertungskriterien Flexibilität, Erhalt einer naturnahen Wasserbilanz und Wasserrecycling zur Entwicklung von Strategien zu zukunftsfähigen Systemen führt tendenziell zu dezentralen zukünftigen Systemen mit Kleinkläranlagen. Die Berücksichtigung der Kriterien Wasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz begünstigt die Umsetzung ressourcenorientierter Systeme (siehe Tabelle 1).

Unter dem Begriff ressourcenorientiertes System wird hier ein System mit Stoffstromtrennung in Schwarz- und Grauwasser, Grauwasserwiederverwendung im Haushalt sowie Nährstoff- und Energierückgewinnung zusammengefasst.

Im verwendeten Modell muss gereinigtes Abwasser aus Kleinkläranlagen immer in oberirdischen Rinnen oder Freispiegelkanälen ins Gewässer abgeleitet werden. Diese Rinnen bzw. Kanäle verlaufen auf der ursprünglichen Trasse der Misch- bzw. Regenwasserkanäle und enden am nächsten Fließgewässer. Die Berücksichtigung alternativer und kürzerer Ableitungswege oder die Versickerung von gereinigtem Abwasser auf dem Grundstück würde dezentrale Systeme begünstigen.

Tabelle 1: Auswahlkriterien für die Systemwahl in Abhängigkeit von den Zielen und Randbedingungen der Gemeinde (+ = fördernder Faktor; o = neutral, mittel; – = hemmender Faktor) (Baron, 2018)

	Zentrales System (technische Kläranlage)	Zentrales System (Pflanzenkläranlage)	Dezentrales System (Kleinkläranlagen)	Ressourcenorientiertes System
<b>Bewertungskriterien</b>				
Kosten	+	+	-	-
Flexibilität	-	+	+	+
Wasserbilanz	-	+	+	o
Emissionen	+	o	o	+
Wasserrecycling	-	+	+	+
Nährstoffrecycling	+	o	-	+
Energieeffizienz	+	-	-	+
Akzeptanz	+	+	-	-
<b>Randbedingungen der Gemeinde (bei Bevölkerungsrückgang)</b>				
Größe der Gemeinde < 1000 E	o	+	+	o
Hohe Siedlungsdichte, kompakte Struktur der Gemeinde	+	+	-	+
Niedrige Siedlungsdichte, weitläufige Struktur der Gemeinde	-	-	+	+
Baujahr Kanäle < 30 Jahre	+	+	-	-
Baujahr Kanäle > 30 Jahre	o	o	+	+
Kanallänge pro Einwohner > 10m/E	-	o	+	o/+
Anteil Mischsystem > 50 %	-	o	+	+

Der Zustand des Entwässerungssystems wie der Anteil alter Kanäle, ein großer Anteil Mischsystem, große Durchmesser und eine große Kanallänge pro Einwohner sowie eine weitläufige Struktur und ausgeprägte Topografie der Gemeinde fördern dezentrale Strukturen und sind geeignete Voraussetzungen für einen Systemwechsel.

Im ländlichen Raum ist die Umsetzung einer Stoffstromtrennung im Bestand immer mit einem hohen Umbaubedarf auf Gebäudeebene verbunden. Eine Umsetzung bietet sich an, wenn innerhalb eines Transformationsraums ein hoher Sanierungsbedarf der bestehenden Gebäude vorliegt, Leerstände zu verzeichnen sind oder Eigentümerwechsel anstehen. Allerdings trifft dies immer nur auf einem Teil der Gebäude zu. Die Umsetzung einer Grau- und Schwarzwassertrennung in bestehenden Gebäuden wird wahrscheinlicher, wenn eine doppelte Leitungsführung im Haus vermieden werden kann, z.B. durch eine sensorbasierte Trennung von Grau- und Schwarzwasser im Hausanschlussschacht (vgl. Londong et al., 2016) oder durch den Einbau eines Vaku-um-Inliners als Doppel-Inversion in die vorhandenen Hausleitungen (vgl. Vesper und Londong, 2017).

Die Bewertungen sind nur als erste Anhaltspunkte zu verstehen, um einen Überblick zu bekommen, unter welchen Voraussetzungen dezentrale und ressourcenorientierte Systeme sinnvoll sein können.

## **4 Analyse von Abwasserentsorgungssystemen**

### **4.1 Allgemeine Vorgehensweise**

Zur Weiterentwicklung und Anpassung von Wasserinfrastrukturen im ländlichen Raum sind auf den jeweiligen Anwendungsfall angepasste technische Lösungen zu erarbeiten, die den definierten Zielen (vgl. Kap. 2.2) gerecht werden. Hierbei sollte ein breites Spektrum möglicher Systemvarianten identifiziert werden, um vorhandene Gestaltungsspielräume zu erkennen und zu nutzen (DWA, 2014). Umsetzungsschritte und -herausforderungen der Varianten (Beteiligung verschiedener Akteure, Abstimmung mit weiteren Fachplanungen, zur Verfügung stehende finanzielle und zeitliche Ressourcen) sind bereits bei der Konzeption von Lösungen zu berücksichtigen (DWA-AG KA 1.4, 2018).

Hierbei können sich Technologien weiterentwickeln und neue Kombinationen und Adaptionen von Anlagen und Systemen möglich werden. Wechselwirkungen und Rückwirkungen auf bestehende, verbleibende Systemstrukturen erfordern Sorgfalt bei der Entwicklung der Varianten, die auch über die Grenzen der Abwasserentsorgung hinaus sinnvoll und erforderlich sein können (DWA-AG KA 1.4, 2018).

Veränderungen der Rahmenbedingungen, die zukünftig die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum beeinflussen könnten, sollten durch Szenarien abgebildet werden, deren Einfluss auf die Bewertungskriterien und Zielvorstellungen analysiert werden muss. In Szenarien können beispielsweise Entwicklungen der Bevölkerung, der Siedlungsstruktur, des Wasserbedarfs, der Kosten technischer Anlagen und des Klimawandels berücksichtigt werden.

## 4.2 Kostenbetrachtungen

Die zukünftigen Zielvorstellungen haben einen Einfluss auf die Systemwahl und die Kosten während der Anpassung und Umgestaltung von Abwassersystemen. Zur Veranschaulichung des Einflusses der gewählten Bewertungskriterien ist in Abbildung 4 der Projektkostenbarwert [€/E] für vier ländliche Kommunen für unterschiedliche Kriterienzusammenstellungen und Zielgewichtungen dargestellt (Baron, 2018). Die betrachteten Kommunen weisen unterschiedliche Größen und Randbedingungen auf. Die Gemeinden Neuhemsbach und Mehlingen sind an eine Gruppenkläranlage mit Kohlenstoff- und Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung angeschlossen. Gerbach und St. Alban entwässern zu einer gemeinsamen Pflanzenkläranlage.

In der Variante „konservativ“ werden die Kriterien Kosten, Flexibilität, Emissionen und Akzeptanz priorisiert. In dieser Variante bleiben die zentralen Systeme, ergänzt durch dezentrale Komponenten der Regenwasserbewirtschaftung erhalten. Die Zielfunktion der Variante „ökologisch-ökonomisch“ setzt sich aus den Kriterien Kosten, Flexibilität und Wasserbilanz zusammen. In der Variante „ökologisch-ökonomisch“ resultieren je nach Randbedingungen der Gemeinde und der Kläranlagenart zentrale oder dezentrale Systeme. In der Variante „Rückgewinnung“ werden die Kriterien Kosten, Wasser- und Nährstoffrecycling sowie Energieeffizienz priorisiert. Ein System der Stoffstromtrennung wird umgesetzt und in Abhängigkeit von den Randbedingungen der Gemeinde weist dieses System mehr zentrale oder dezentrale Komponenten auf.

Der Vergleich der Projektkostenbarwerte in Abbildung 4 zeigt, dass die Wahl der Bewertungskriterien einen großen Einfluss auf die resultierenden Kosten hat. Allerdings haben auch die spezifischen Randbedingungen der Gemeinde wie der Zustand des Entwässerungsnetzes einen erheblichen Einfluss.

Eine entscheidende Rolle bei den Gesamtkosten spielt auch die zukünftige Kostenreduktion von derzeit neuen bzw. neueren Technologien und deren Weiterentwicklung. Insbesondere in der Variante Rückgewinnung beeinflussen die priorisierten Ziele die Umsetzung am stärksten, denn ohne den politischen und gesellschaftlichen Willen Wasser, Nährstoffe und/oder Energie zurückzugewinnen ist eine Umsetzung nicht möglich.



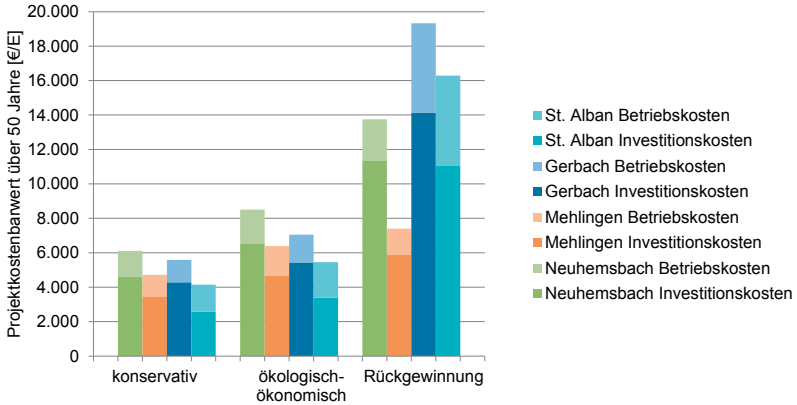


Abbildung 4: Projektkostenbarwert [€/E] über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren für drei Varianten und vier Gemeinden (Baron, 2018)

### 5 Hinweise zur Umsetzung in der Praxis

Ein geringer Handlungsdruck zu einer konzeptionellen Neuausrichtung von Abwassersystemen entsteht, wenn „konventionelle“ Bewertungsschwerpunkte für Systemlösungen bestehen bleiben oder innovative Techniken teuer bleiben. Viele neue Zielvorgaben (bspw. Erhalt eines lokalen Wasserhaushalts, Vermischungsverbot von Schmutz- und Regenwasser) gelten derzeit nur für Neuerschließungen und beziehen sich nicht auf bestehende Systeme.

Ein weitreichender Systemwechsel kann hingegen notwendig werden, wenn neue Leitbilder in der Planungspraxis verankert werden und neue Bewertungsvorgaben Pflicht werden, die die Berücksichtigung unterschiedlicher Ziele fordern (vgl. Kapitel 2.2). Sind der wirtschaftlicher Betrieb und Erhalt bestehender Ver- und Entsorgungsstrukturen in Frage gestellt oder Funktionsgrenzen dauerhaft überschritten, werden weitreichende Anpassungsmaßnahmen erforderlich.

Ein großes Hemmnis bei der Prüfung von Systemalternativen bei anstehenden Sanierungen ist, dass ländlichen Kommunen oftmals die finanziellen Mittel für Vorstudien zur Untersuchung des geeigneten Abwassersystems fehlen und / oder die Sensibilisierung für das Thema in den Kommunen bzw. Abwasserverbänden nicht vorhanden ist. Daher werden in den meisten Fällen Kanalsanierungen oder -erneuerungen beauftragt ohne die Prüfung von Alternativen.

Ein Anreiz kann durch Förderprogramme geschaffen werden. Hier ist eine erste Erstellung eines Sonderförderprogramms mit wissenschaftlicher Begleitung und dann

Überführung in eine Regelförderung eine Möglichkeit. Die ausgewählten Gemeinden für das Sonderförderprogramm können dann intensiv begleitet werden, Schwierigkeiten dokumentiert und die besten Methoden identifiziert werden. Somit können die Förderinhalte angepasst und in eine Regelförderung umgesetzt werden, die dann allen betroffenen Kommunen offen steht.

Entscheidend für die Prüfung von Systemalternativen in der Praxis sind insbesondere die Sensibilisierung und das frühzeitige Einbinden aller beteiligten Akteure und Entscheidungsträger sowie der Informationsaustausch mit der Bevölkerung zur Akzeptanzschaffung.

## **6 Schlussfolgerungen und Ausblick**

Zur Sicherstellung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum ist die Untersuchung von Systemalternativen unter Einbeziehung verschiedener Bewertungskriterien bzw. Ziele erforderlich. Dezentrale und ressourcenorientierte Systeme sollten als Varianten zu den bestehenden Systemen untersucht werden. Über die Randbedingungen der betrachteten Gemeinden und der gewählten Ziele können erste Abschätzungen über mögliche Systemvarianten identifiziert werden. Mit multikriteriellen Bewertungsmethoden können dann die ausgewählten Varianten bewertet oder über Modelle die unter festgelegten Kriterien optimale Variante gefunden werden. Eine sektorenübergreifende Betrachtung, die nicht nur den Abwasserbereich, sondern auch die Wasserversorgung, die Abfallentsorgung, die Energiewirtschaft und die Landwirtschaft berücksichtigt, ist zukünftig sinnvoll.

Um die Untersuchung von Handlungsalternativen bei der Anpassung von Abwasserentsorgungssystemen in der Praxis einzubeziehen, ist eine stärkere politische Unterstützung und Sensibilisierung der zuständigen Akteure notwendig.

## 7 Literatur

- AbwV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV), vom 2004 in der Fassung der Bekanntmachung vom 17.06.2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 02.05.2013 (BGBl. I S. 973) geändert worden ist
- Baron, S. (2018): Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. Dissertation, Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, Technische Universität Kaiserslautern, Band 3.
- DWA (2014): Arbeitsblatt DWA-A 272 - Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef
- DWA-AG KA 1.4 (2018): Nachhaltigkeitsbewertung von Wasserinfrastruktursystemen - Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef
- DWA-AG KA 1.5 (2018): Entwurfsstand Arbeitsblatt DWA-A 200 – Strategien zur Anpassung der Abwasserinfrastruktur für den ländlichen Raum, Dezember 2018, unveröffentlicht
- DWA-FA KA-10 (2014): Standortbestimmung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-10 „Standortbestimmung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2014 (61), Nr. 6, 518-526
- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Kaufmann Alves, I. (2012): Strategieentwicklung zur Realisierung ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung. Dissertation, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 34.
- Kaufmann Alves, I. (2013): A mathematical approach to find long-term strategies for the implementation of resource-orientated sanitation. In: Water Science & Technology 67, (7), S. 1442. DOI: 10.2166/wst.2013.691.
- Kaufmann Alves, I. (2015): Demographie und Infrastruktur – Weiterentwicklung kommunaler Infrastrukturen, Fachtagung RWE Power , 12. März 2015, Jülich

- Londong, J.; Aicher, A.; Alfen, H.; Lück, A.; Maier, K.; et al. (2016):  
Transitionswege WasserInfraSTRuktursysteme: Anpassung an neue  
Herausforderungen im städtischen und ländlichen Raum. Abschlussbericht  
TWIST++ der Bauhaus-Universität Weimar (Förderkennzeichen 033W011B).
- Schmitt, T.; Wölle, J.; Dilly, T.; Baron, S.; Knerr, H. et al. (2016): SinOptiKom – Sek-  
torübergreifende Prozessoptimierung in der Transformation kommunaler  
Infrastrukturen im ländlichen Raum. Projektbericht zum BMBF-Verbundvor-  
haben SinOptiKom (Förderkennzeichen: 33W009). Oktober 2016.
- Veser, S.; Londong, J. (2017): EVaSENS - Einsatz von Vakuum-Inlinern im Bestand.  
Integration von Unterdruck-Sanitärtechnik im bestehenden Gebäude zur  
Etablierung von NASS-Systemen, Forschungsinitiative Zukunft Bau, F 3038,  
Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.

### **Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Silja Baron  
Dr. Pecher AG

Am Ockenheimer Graben 30  
55411 Bingen  
Tel.: 06721 7909-16  
Fax: 06721 790999  
E-Mail: silja.baron@pecher.de

Prof. Dr.-Ing. Inka Kaufmann Alves  
Fachgebiet Wasser- und Siedlungswasser-  
wirtschaft Hochschule Mainz  
Holzstraße 36  
55116 Mainz  
Tel: 06131 628-1331  
Fax: 06131 628-91331  
E-Mail: inka.kaufmann.alves@hs-mainz.de



# Die Gestaltung des Belüftungssystems für eine Belebungsstufe – eine komplexe Aufgabe

Ulrike Zettl  
Hochschule Biberach

**Kurzfassung:** Ein Belüftungssystem für eine Belebungsstufe zu gestalten ist eine komplexe Aufgabe. Viele Fachdisziplinen greifen ineinander und müssen gut aufeinander abgestimmt sein, um mit einem energieeffizienten und wirtschaftlichen Belüftungssystem selbst bei großen Belastungsschwankungen die Reinigungsanforderungen im Kläranlagenablauf jederzeit sicher einzuhalten. Dabei hängt die Gestaltung des Belüftungssystems auch von den Gewässeranforderungen, dem gewähltem Verfahrenskonzept und der Reaktorkonfiguration ab. Die Prozessautomation soll den sicheren Betrieb der Reinigungsanlage ermöglichen und die sichere Einhaltung der Reinigungsanforderungen bei gleichzeitig hoher Energieeffizienz gewährleisten. Die wesentlichen Bausteine eines Belüftungssystems werden dargestellt und anhand von Praxisbeispielen aufgezeigt, welches Potenzial in einem intensiven Zusammenwirken der Fachplaner über alle Planungs- und Ausführungsphasen hinweg steckt.

**Key-Words:** Belüftungssystem, Gewässeranforderungen, Reaktorkonfiguration, Prozessautomation, Messtechnik, Regelarmaturen

## 1 Einleitung

Das Belüftungssystem besteht aus einer Vielzahl an Komponenten, angefangen von der Druckluftherzeugung über die Luftleitungen hin zu den eigentlichen Belüfterelementen. Um die Luftmengen dem aktuellen Luftbedarf in den einzelnen Beckenzonen anzupassen, bedarf es zahlreicher Messgeräte, Armaturen und Reglern. Betriebliche Einstellungen wie  $O_2$ -Sollwerte, Biomassenkonzentration  $TS_{BB}$  und das belüftete Volumen  $V_N$  beeinflussen die Reinigungsleistung der Belebungsstufe.

Die Gestaltung des Belüftungssystems stellt somit eine komplexe Aufgabe dar. Eine „schlechte Ausstattung“ kann aber selbst durch eine sehr gute Automatisierung nie zu einem „guten System“ werden (Baumann und Zettl 2015).

Die meisten Veröffentlichungen zu Belüftungssystemen fokussieren sich auf einen Schwerpunkt wie die Verdichterstation, die Auswahl und Anordnung von Belüf-

terelementen, dem Sauerstoffeintrag, der Energieeffizienz, den Regelkonzepten etc. Dem komplexen Zusammenspiel der einzelnen Komponenten wird dagegen wenig Aufmerksamkeit geschenkt.

In Abhängigkeit der (weitergehenden) Reinigungsanforderungen und der Belastungscharakteristik des Einzugsgebiets ist bereits die Wahl des Verfahrenskonzepts zur gezielten Stickstoffelimination und die damit verbundene Reaktorkonfiguration bzw. Beckengeometrie ein entscheidender Schritt. Dies beeinflusst wiederum die Auslegung und Abstufung der Verdichter, die Auswahl und Anordnung der Belüfterelemente und die Luftverteilung. Bei der Ausarbeitung des passenden Automatisierungskonzepts sind die unterschiedlichen Anforderungen an die Messtechnik und Stellarmaturen frühzeitig zu beachten. Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Inbetriebnahme des Belüftungssystems und des Automatisierungskonzepts.

Die einzelnen Themenkomplexe werden kurz erläutert und anhand von Praxisbeispielen das komplexe Zusammenwirken veranschaulicht.

## **2 Wie weitergehende Gewässeranforderungen, Wachstumskinetik, Verweilzeitverhalten in Reaktoren und Regelungsentwurf zusammenhängen**

### **2.1 Gewässeranforderungen**

Die Überwachungswerte für kommunale Kläranlagen resultieren aus einem kombinierten Ansatz aus Emissions- und Immissionsanforderungen. Ausgehend von einer generalisierenden Emissionsbetrachtung sind die Mindestanforderungen nach dem Stand der Technik zugrunde gelegt und in der Abwasserverordnung konkretisiert. Im Einzelfall werden weitergehende Anforderungen aus der Immissionsbetrachtung abgeleitet. Gewässerökologischen Untersuchungen können Defizite in den Gewässern aufzeigen und Grundlage für strengere Anforderungen an die Ablaufqualität kommunaler Kläranlagen sein (LUBW 2015).

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) wirkt bereits bei niedrigen Konzentrationen für viele Gewässerorganismen toxisch, wobei die schädigende Wirkung von der Konzentration, der Einwirkdauer und der Belastungshäufigkeit abhängt. Da das stark fischtöxische  $\text{NH}_3$  mit Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) in einem Dissoziationsgleichgewicht vorliegt, kommt dem  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert eine besondere Bedeutung zu. Viele Kläranlagen haben bei Abwassertemperaturen  $> 12^\circ\text{C}$  einen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswert von 5 mg/l einzuhalten. Abhängig von den lokalen Gewässerrandbedingungen (Mischungsverhältnis gereinigtes Abwasser zu Gewässerabfluss, Temperatur, pH-Wert, gewässerökologische Defizite, etc.) werden vereinzelt  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte bis 2 mg/l oder  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte für Abwassertemperaturen  $< 12^\circ\text{C}$  festgesetzt. Um bei Dauerbelastung eine chronische Toxizität zu vermeiden, sind auch Anforderungen als (Jahres-)Mittelwert mit nochmals deutlich niedrigeren  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werten denkbar.

Um diese weitergehenden Anforderungen an die Nitrifikation einzuhalten, sollte die Belebungsstufe ganzjährig nach dem Minimalprinzip betrieben werden (einzuhalten als Jahresmittelwert in der 24h-Mischprobe). Zum anderen muss bei Belastungsspitzen das vorhandene Nitrifikationspotenzial schnell zu Spitzenleistungen aktiviert werden. Um nun den Spagat zwischen wirtschaftlicher Auslegung und Betrieb sowie der sicheren Einhaltung weitergehender Anforderungen hinzubekommen, sind Grundkenntnisse zur Wachstumskinetik und zu Reaktorformen hilfreich. Die (flexible) Gestaltung des Belüftungssystems ist sowohl für den energieeffizienten Betrieb als auch für die erforderliche Spitzenleistung zum richtigen Zeitpunkt grundlegend.

## 2.2 Wachstumskinetik

Abbaugeschwindigkeiten und Wachstumsverhalten werden in Abwasser-Belobtschlamm-Gemischen in grober Näherung durch enzymkinetische Ansätze beschrieben. Dabei wird der Einfluss der Substratkonzentration auf die Geschwindigkeit der Teilung von Mikroorganismen mit dem einfachen, empirisch mathematischen Ansatz nach Monod beschrieben. Der Kurvenverlauf stellt bei diesem Ansatz eine Hyperbel dar (siehe Abbildung 1).

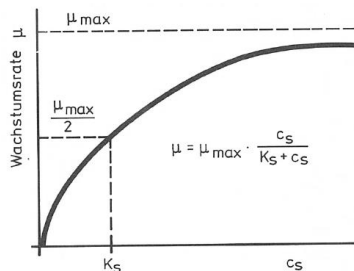


Abbildung 1: Wachstumsrate und Substratkonzentration nach MONOD (Mudrack und Kunst 1994)

Die Wachstumsrate  $\mu$  gibt an, wieviel Biomasse pro Zeiteinheit produziert wird, bezogen auf die Biomasse, die im System ist. Mit Hilfe der Monod-Kinetik wird eine mathematische Beziehung zwischen Wachstumsgeschwindigkeit  $\mu$  und maximaler Wachstumsgeschwindigkeit  $\mu_{\max}$  hergestellt, bei der einerseits die Wachstumsgeschwindigkeit gegen Null geht wenn die Substratkonzentration gegen Null geht, und andererseits die aktuelle Wachstumsrate  $\mu$  die maximale Wachstumsgeschwindigkeit  $\mu_{\max}$  nicht übersteigt.

Der Sättigungsbeiwert  $K$  gibt an, bei welcher Wachstumsrate  $\mu$  die Hälfte der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{\max}$  erreicht ist. Ein hoher Sättigungsbeiwert bedeutet, dass eine hohe Substratkonzentration erforderlich ist, um die halbe maximale Wachstumsrate zu erreichen. Ein niedriger Sättigungsbeiwert beschreibt dagegen eine hohe Affinität des Substrats zur Wachstumsreaktion, sodass die Kurve bereits bei niedrigen



Substratkonzentrationen eine hohe Steigung hat bzw. die Wachstumsreaktion schon bei niedrigen Substratkonzentrationen hohe Wachstumsraten aufweist.

Einstufige Belebungsbecken werden nach DWA-A 131 ausgelegt. Dem geforderten aeroben Mindestschlammalter liegt eine maximale Wachstumsrate für die Nitrifikanten  $\mu_{A,max}$  zugrunde. Für die Nitrifikation stellen sowohl  $NH_4-N$  als auch  $O_2$  Substrate dar, weshalb die Gesamtreaktion als doppelte Monod-Funktion beschrieben werden kann. Für die Nitrifikation können folgende Sättigungsbeiwerte angesetzt werden (Gujer et al. 2000):

- $K_{S,O_2}$             0,5 mg/l
- $K_{S,NH_4-N}$         1,0 mg/l

Damit überall in den belüfteten Zonen und im Inneren der Schlammflocken eine ausreichende Sauerstoffversorgung herrscht, wird eine Sauerstoffsollkonzentration von 2 mg/l empfohlen (Wagner und Stenstrom 2014, S. 143). Im novellierten DWA-A 131 wird dagegen nur auf eine ausreichende Sauerstoffzufuhr hingewiesen und diese im DWA-M 229-1 nicht näher konkretisiert.

Bei einer mittleren Belastung kann davon ausgegangen werden, dass der  $NH_4-N$  praktisch vollständig nitrifiziert wird, unabhängig davon ob sich die Nitrifikanten dabei mit maximaler oder mittlerer Wachstumsrate vermehrt haben. Die Anzahl der Nitrifikanten im belebten Schlamm ist dann letztlich von der  $NH_4-N$ -Fracht abhängig, die in den vergangenen Wochen nitrifiziert wurde. Bei Stoßbelastungen ist es nun wichtig, die Leistung der vorhandenen Nitrifikanten kurzfristig zu steigern, indem die Substratkonzentrationen erhöht werden und/oder die Anzahl der aktiven Nitrifikanten durch Vergrößern der belüfteten Zone gesteigert wird (s.a. Zettl 2001). Insbesondere bei sehr tiefen Abwassertemperaturen ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung wichtig, um ein langsames Ausschwemmen der Nitrifikanten infolge zu niedriger Wachstumsraten zu vermeiden.

### 2.3 Reaktorkonfiguration

In der chemischen Reaktionstechnik wird für den kontinuierlichen Betrieb zwischen zwei idealisierten Reaktorformen unterschieden:

- **Ideal durchmischter Rührkessel:** im Rührkessel liegt eine ideale Vermischung vor, sodass überall im Rührkessel die gleiche (Substrat-)Konzentration vorhanden ist. Bei der Nitrifikation wird im Reaktorablauf eine niedrige  $NH_4-N$ -Konzentration  $< 1$  mg/l angestrebt. Folglich liegt überall im Reaktor diese niedrige Ablaufkonzentration vor und die Wachstumsrate der Nitrifikanten ist überall und jederzeit  $< \mu_{A,max}/2$ .
- **Ideales Strömungsrohr:** es liegt eine sog. Pfropfenströmung vor, die man sich als Wanderung einer sehr langen Reihe von dünnen Scheiben Reaktionsmasse vorstellen kann. Die Stoffumwandlung findet hier entlang des Fließweges statt. Die  $NH_4-N$ -Konzentration sinkt somit mit zunehmender Fließstrecke ab. Am

Reaktoranfang liegt für die Nitrifikation die maximale Wachstumsrate  $\mu_{A,max}$  vor (sofern ausreichend  $O_2$  eingetragen wird). Die Wachstumsrate  $\mu_A$  nimmt zum Beckenende hin ab und kann bei vollständiger Nitrifikation bereits während des Fließwegs ihr Minimum erreichen.

Diese idealisierten Reaktorformen dienen der mathematischen Modellierung, wobei das Verweilzeitverhalten realer Reaktoren immer vom Ideal abweicht. In der Praxis entstehen durch die strömungstechnische Gestaltung von Zu- und Ablauf sowie der gewählten Beckengeometrie und Anordnung von Strömungsrichtern solche Abweichungen. Es können Bereiche mit sog. Totzonen (Gefahr von Ablagerungen, Verkleinern des Reaktorvolumens) oder Kurzschlussströmungen entstehen.

Durch das Anordnen mehrere Rührkesselkaskaden, durch den Rücklaufschlamm und ggf. eine interne Rezirkulation entstehen Mischformen wie Rührkesselkaskaden und Schlaufenreaktoren. Während der Weiterentwicklung des Belebtschlammverfahrens zwischen 1930 und 1970 entstanden zahlreiche unterschiedliche Beckenkonfigurationen (Stensel und Makinia 2014). Für die gezielte Stickstoffelimination kristallisierten sich geeignete Kombinationen heraus, die in der DWA-A 131 anschaulich dargestellt sind. Beispielsweise wird die vorgeschaltete Denitrifikation bevorzugt in längsdurchströmten Becken oder Rührkesselkaskaden (Strömungsrohr) realisiert, die simultane Denitrifikation im Umlaufbecken (Schlaufenreaktor) und die intermittierende Denitrifikation in Rundbecken (Rührkessel).

Das Verweilzeitverhalten realer Reaktoren kann experimentell durch eine Erhöhung der Zulaufkonzentration untersucht werden. In der Reaktortechnik unterscheidet man zwischen einer dauerhaften Erhöhung der Zulaufkonzentration (Sprungfunktion) und einer Erhöhung innerhalb sehr kurzer Zeit (Impulsfunktion). Beim Anstieg der Ablaufkonzentration unterscheiden sich die verschiedenen Reaktorformen maßgeblich.

Das Wissen um das unterschiedliche Verweilzeitverhalten in Kombination mit dem Verfahrenskonzept zur Stickstoffelimination gilt es nun zu nutzen, um für die vorherrschende Belastungscharakteristik der Belebungsstufe die (weitergehenden) Ablaufanforderungen sicher einzuhalten. Des Weiteren sind Verfahrenskonzept, Reaktorkonfiguration und das resultierende Verweilzeitverhalten beim Regelungsentwurf sowie bei der Auswahl und Anordnung der Messtechnik zu beachten (s. a. DWA-A 268, S. 33ff).

Bei Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung wird daher gerne die intermittierende oder simultane Denitrifikation gewählt. Aufgrund der kleineren Siedlungs- bzw. Ausbaugrößen sind Belastungsschwankungen im Zulauf stärker ausgeprägt. Diese Belastungsschwankungen werden durch das größere Belebungsbeckenvolumen (höheres Schlammalter zur Stabilisierung) und die Reaktorkonfiguration (Rührkessel bzw. Schlaufenreaktor) bei gleichzeitig niedrigem Regelaufwand auch

durch eine Verdünnung im Becken abgefangen. Diese Anlagen können meist ohne erhöhten Aufwand  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerte von 5 mg/l einhalten.

Für größere Kläranlagen mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung wird dagegen gerne die vorgeschaltete Denitrifikation oder sogar die Kaskaden-Denitrifikation gewählt. Beide Verfahrenskonzepte führen bemessungstechnisch zu kleineren spezifischen Beckenvolumina, sind also gegenüber Belastungsschwankungen per se empfindlicher. Hier wird der mess- und regelungstechnische Aufwand nun größer. Aber auch der strömungstechnischen Gestaltung von Zu- und Ablauf sowie der Anordnung der Belüfter muss größere Beachtung geschenkt werden, um Totzonen und Kurzschlussströmungen zu vermeiden. Hierfür kann die CFD-Simulation hilfreich eingesetzt werden.

Vereinzelte wird bei Modernisierungen ein neues Verfahrens- oder Automatisierungskonzept mit bestehenden Bauwerken umgesetzt und dabei beispielsweise in längsdurchströmten Becken eine intermittierende Belüftung vorgesehen. Hier ist zunächst die Auslegung der Verdichterstation zu überprüfen, aber auch die verfahrenstechnische Bemessung der Belebungsbecken. Schließlich wird  $\text{NO}_3\text{-N}$  während der Belüftungsphase entlang der Fließstrecke gebildet. Während der anschließenden Belüftungspause fließt der leicht abbaubare CSB erst dem Becken zu, während das gebildete  $\text{NO}_3\text{-N}$  das Becken schon wieder verlässt. Hier wäre der Umbau des Beckens hin zu einem Schlaufenreaktor zielführender.

#### **2.4 Regelungs- und Steuerungsentwurf für Automatisierungskonzept**

Der Regelungs- und Steuerungsentwurf ist Grundlage für die Auslegung des Automatisierungssystems. Oberstes Ziel ist die Stabilität des Reglers, d.h. das Vermeiden von Schwingungen. Da sich im Unterschied zu einer chemischen Produktionsanlage die Zulauf- und Reaktionsbedingungen laufend verändern, ist insbesondere auf eine regelungstechnische Robustheit zu achten.

Im Zuge des Regelungsentwurfs sind gemäß DWA-A 268 folgende Aufgaben zu lösen:

- Definition der Regel-, Mess- und Stellgrößen, um das Automatisierungsziel zu erreichen
- Festlegen der Orte für Messungen und Stelleingriffe unter Beachtung verfahrenstechnischer, apparatetechnischer und regelungstechnischer Aspekte
- Zuordnung von Regel- und Stellgrößen, Festlegung der Regelkreise und Signalaufschaltungen
- Auswahl des Reglertyps für jeden Regelkreis (2-Punkt-Regler, PI, PID, etc.)

Anhand der Beispiele für Anlagen zur Stickstoffelimination lassen sich aus DWA-A 268 geeignete Regelkonzepte und Anordnungen für die Messtechnik entnehmen. Da sich jedoch in der Praxis die zu automatisierenden Belebungsstufen hinsichtlich Reinigungsanforderungen, Reaktorkonfigurationen, Bauwerksgeometrie etc. unterscheiden, sind hier entsprechende Anpassungen vorzunehmen. Eine individuelle Analyse

der jeweiligen Situation kann durchaus zu anderen als den hier vorgeschlagenen Lösungen führen (s.a. Zettl et al. 2013).

Regelungskonzepte mit der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration als Störgrößenaufschaltung zur Variation des  $\text{O}_2$ -Sollwertes sind bei Becken mit intermittierender Denitrifikation zielführend, bei längsdurchströmten Becken jedoch nicht geeignet, da hier der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Peak schon durch das Becken hindurch in den Ablauf gelangt ist und eine Erhöhung des  $\text{O}_2$ -Sollwertes den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Peak nicht mehr beeinflussen kann (Tschepezki und Seick 2008). Andererseits lässt sich bei einem sehr niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwert der  $\text{O}_2$ -Sollwert senken, um Energiekosten zu sparen (s.a. Alex et al. 2017).

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist das dynamische Verhalten der Prozesse. Wie schnell verändert sich die insgesamt angeforderte Luftmenge oder die benötigte Luftmenge im jeweiligen Beckenabschnitt? Die einzelnen Regelkreise können hier unterschiedliche Dynamiken entwickeln. Die Dynamik bestimmt die Regelhäufigkeit und auch die Stellgeschwindigkeit der Antriebe für die Stellglieder (s.a. Kapitel 3.4.3). Dies kann bei gekoppelten Regelkreisen problematisch werden. Als einfach umzusetzendes Konzept können die Regelkreise so geschachtelt werden, dass verschiedene Aufgaben unterschiedlich schnell geregelt werden (Braun et al. 2012, Kohler 2009, Ingildsen und Ols-son 2001, S. 156).

### 3 Auslegung und Gestaltung des Belüftungssystems

#### 3.1 Luftbedarf

Nach DWA-A 131 wird die benötigte Sauerstoffmenge OV abhängig vom gewähltem Verfahrenskonzept für verschiedene Lastfälle berechnet. Anschließend wird nach DWA-M 299-1 die im Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch notwendige Sauerstoffmenge SOTR ermittelt, wobei hier lokale Randbedingungen wie Salzgehalt, geodätische Standorthöhe, Abwassertemperatur etc. einfließen. Je nach gewählter Verfahrensvariante und Lastfall sind unterschiedliche  $\alpha$ -Werte zu wählen. Der erforderliche Luftbedarf  $Q_{L,N}$  berechnet sich dann unter Verwendung der spezifischen Standard-Sauerstoffausnutzung SSOTE gemäß den Kennwerten des jeweiligen Belüfterherstellers. Da zu diesem Planungszeitpunkt der Belüfterhersteller noch nicht endgültig feststeht, können Richtwerte für SSOTE in Abhängigkeit der Anordnung und Randbedingungen herangezogen werden.

Sofern die Durchmischung des Beckeninhalts durch das Belüftungssystem erfolgen soll, ist die hierfür erforderliche Mindestluftmenge abzuschätzen. Tiefe Becken benötigen zur Belüftung einen geringeren Luftvolumenstrom infolge der besseren Sauerstoffausnutzung. Dadurch wird aber das beim biologischen Abbau entstehende  $\text{CO}_2$  weniger stark ausgestrippt. Dieses kann sich im Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch anreichern und zu einem Absinken des pH-Wertes sowie vermehrter Betonkorrosion führen.

### 3.2 Verdichterstation: Auswahl, Anzahl und Abstufung der Verdichter

Zur Druckluftherzeugung stehen verschiedene Verdichter zur Verfügung, die sich hinsichtlich Funktionsweise (Verdrängermaschinen, Strömungsmaschinen) aber auch ihrer Einsatzbedingungen (Luftmenge in  $\text{Nm}^3/\text{h}$  und Druck in mbar) unterscheiden. Während bei größeren Luftmengen und Drücken Turboverdichter zum Einsatz kommen, finden Schraubenverdichter und Drehkolbenverdichter bei kleineren Luftmengen ihre Anwendung.

Da der Regelbereich der Verdichter begrenzt ist, müssen mehrere Aggregate gekoppelt werden, um den erforderlichen Arbeitsbereich abzubilden, der sich aus der Lastfallbetrachtung ergibt. Dies wirkt sich unmittelbar auf den Platzbedarf und die Investitionen für die Verdichterstation aus.

Die zum Zwecke der Durchmischung benötigte Luftmenge überschreitet i.d.R. die Mindestluftmenge für die endogene Atmung (Lastfall 3). Zu Schwachlastzeiten kann daher die  $\text{O}_2$ -Istkonzentration im Belebungsbecken ansteigen und bei einer vorgeschalteten Denitrifikation über die  $\text{O}_2$ -Rückverschleppung die Denitrifikation beeinträchtigen. Gelegentlich wird im nächtlichen Schwachlastbetrieb auf eine intermittierende Belüftung umgestellt, hierfür sind die für die Verdichter zulässigen Schaltheufigkeiten einzuhalten.

### 3.3 Auswahl, Anordnung und Abstufung der Belüfterelemente

Für Belüfterelemente sind eine Vielzahl von Bauformen und Material verfügbar. Neben der spezifischen Standard-Sauerstoffzufuhr SSOTE unterscheiden sie sich auch hinsichtlich verfahrenstechnischen Anforderungen (Eignung zur intermittierenden Belüftung), Standzeiten und Platzbedarf. Auch die Anordnung der Belüfterelemente im Becken ist für die spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung SSOTE von Bedeutung. Beispiele für günstige Anordnungen sind DWA-M 229-1 zu entnehmen.

Je nach Bauform und Material sind unterschiedliche Luftbeaufschlagungen möglich. Typische Beaufschlagungen von Belüfterelemente können DWA-M 229-1 entnommen oder direkt bei den Herstellern abgefragt werden.

Die Anzahl der Belüfterelemente ergibt sich aus der Lastfallbetrachtung (einschließlich Revisionslastfälle) und dem Bereich für die zulässigen Belüfterbeaufschlagungen. Hier ist auch zu prüfen, inwieweit bei der minimal erforderlichen Luftmenge (Lastfall 3 mit endogener Atmung oder Durchmischung) die Mindestbeaufschlagung der Belüfterelemente gewährleistet ist.

In längsdurchströmten Becken nimmt die Zehrung der Mikroorganismen entlang des Fließweges ab. Folglich ist eine Abstufung der Belüfterelemente sinnvoll, d.h. im vorderen Bereich mit hoher Zehrung viele Belüfterelemente und im hinteren Beckenbereich mit niedriger Zehrung deutlich weniger Belüfterelemente. Sollte im vorderen Bereich nicht ausreichend Sauerstoff eingetragen werden, sinkt dort die  $\text{O}_2$ -Istkonzentration ab. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die Wachstumsrate der

Nitrifikanten (s. Kapitel. 2.2). Ggf. wird fadenförmigen Mikroorganismen durch den (dauerhaft) niedrigeren Sauerstoffgehalt ein Selektionsvorteil geboten und der Schlammindex ISV steigt.

Die erforderliche Abstufung orientiert sich am Luftbedarf entlang der Fließstrecke. Dieser kann durch Simulationsrechnungen abgeschätzt werden (s. Abbildung 2). Die erforderlichen Luftmengen können durch eine Kaskadierung der O<sub>2</sub>-Sollwerte beeinflusst werden.

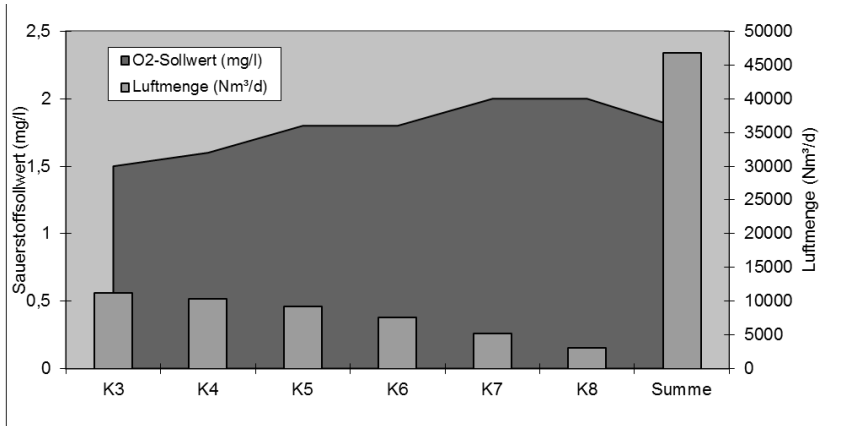


Abbildung 2: Abschätzen der erforderlichen Luftmengen entlang des Fließweges eines längsdurchströmten Beckens (Baumann und Zettl 2015)

### 3.4 Verteilung von Abwasser und Druckluft

#### 3.4.1 Aufteilung des Abwassers auf mehrere Becken

Der Luftvolumenstrom aus der Verdichterstation ist i.d.R. auf mehrere Belebungsbecken oder –straßen aufzuteilen. Der Luftbedarf in den einzelnen Belebungsstraßen wird durch die Abwasseraufteilung beeinflusst. Abwasser kann durch Zungenverteiler, Verteilerrinnen, geometrische Aufteilung von Gerinnen, Kreisverteiler oder Pumpen aufgeteilt werden. Je nach Güte der Aufteilung können die einzelnen Belebungsstraßen unterschiedlich belastet werden, woraus ein unterschiedlicher Luftbedarf resultiert.

Sollte durch bestehende Verteilerbauwerke eine ungleiche Aufteilung der Belastung auf die Belebungsstraßen bekannt (und bautechnisch nicht lösbar) sein, sollte dies bei der Gestaltung des Belüftungssystems beachtet werden.

### 3.4.2 Rohrleitungen für Druckluft

Die verdichtete Luft wird von den Verdichtern über Transport- und Verteilungen zu den Belüfterelementen geleitet. Die Eigenfrequenz des Rohrleitungssystems und die vorhandenen Erregerfrequenzen sind aufeinander abzustimmen, um Lärmprobleme mit Resonanzfrequenzen zu vermeiden.

### 3.4.3 Regelarmaturen in Luftleitungen

Die Aufteilung der Druckluft auf unterschiedliche Rohrleitungen erfolgt über entsprechende Absperr- und Regelarmaturen. Die Regelarmaturen dienen als Stellglied für die Luftverteilung auf die Becken, Straßen und ggf. auch Belüftungsgitter. Wünschenswert ist hier ein linearer Zusammenhang zwischen Stellgröße (Hub des Stellantriebs) und Regelgröße (Luftmenge) zumindest im relevanten Betriebsbereich. Die Stellarmaturen weisen jedoch ganz unterschiedliche Kennlinien auf (s. Abbildung 3).

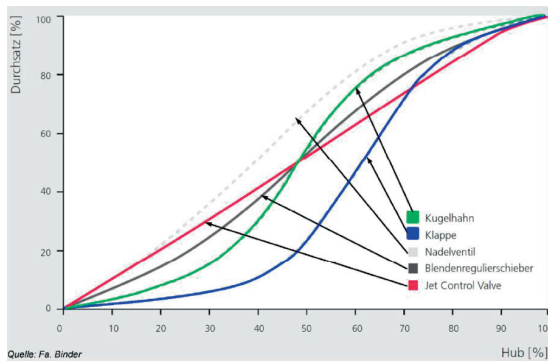


Abbildung 3: Kennlinien von Regelarmaturen (Binder und Talkenberger 2015)

Je nach Prozessdynamik sind die Stellarmaturen und ihre Antriebe entsprechend auszuwählen. Die Stellgeschwindigkeiten der Stellglieder sind regelungstechnisch zu berücksichtigen (s.a. Illing 1999). Weiterhin wichtig sind die Einstellungen der Stellantriebe, die Ermittlung der Reglereinstellungen und die Streckenadaption (Hertlein 1999).

### 3.5 Messtechnik

Zur Regelung der Sauerstoffzufuhr sind Messungen der O<sub>2</sub>-Istkonzentration, des Drucks und der Luftmenge (Gasdurchfluss) erforderlich. Die O<sub>2</sub>-Konzentration im Belüftungsbecken verändert sich innerhalb mehrerer Sekunden bis weniger Minuten, dementsprechend schnell müssen die Messwerte verfügbar sein.

Sollte zur Regelung der Belüftungszeit (intermittierende Denitrifikation), zur Aktivierung von Wechsellaskaden oder zur Anpassung der O<sub>2</sub>-Sollkonzentration eine NH<sub>4</sub>-N-

Messung erforderlich sein, ist das Messverfahren entsprechend den verfahrenstechnischen Anforderungen an die Messgenauigkeit und Messintervalle auszuwählen.

#### **4 Energetische Optimierung des Belüftungssystems**

Die kommunalen Kläranlagen sind i.d.R. die größten kommunalen Stromverbraucher. Rund 60 % des Stromverbrauchs einer Kläranlage sind auf die Belüftung der Belebungsstufe zurückzuführen. Daher ist die energieeffiziente Gestaltung des Belüftungssystems von großer Bedeutung. Die energetische Effizienz ist häufig mit einer verfahrenstechnischer Optimierung verbunden (s.a. Zettl und Klomen 2008).

##### **4.1 Sauerstoffertag in Reinwasser (SAE)**

Die Energieeffizienz eines Belüftungssystems kann über der Sauerstoffertag in Reinwasser (Standard Aeration Efficiency SAE) bewertet werden. Dieser Wert sollte bei der Ausschreibung des Belüftungssystems als Garantiewert für die mittlere Belastung abgefragt und bei dessen Abnahme mittels eines Sauerstoffeintragsversuchs durch einen Dritten auch abgeprüft werden. Im Vorfeld ist die Schnittstelle zur Leistungsabnahme (z.B. Klemmenleistung Motor) mit dem Leistungsumfang des Gewerks abzustimmen.

Durch die Auswahl und Gestaltung von Verdichterstation sowie der Belüfterelemente lässt sich der SAE schon in der Planungsphase maßgeblich beeinflussen (s.a. Untsch 2014). Auch die Druckverluste in den Rohrleitungen, Mess- und Stellarmaturen sind in diesem Kennwert enthalten.

##### **4.2 Spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung (SSOTE) und spezifische Standard-Sauerstoffzufuhr (SSOTR) der Belüfterelemente**

Beide Kenngrößen stellen Bezugsgrößen für den Vergleich von Druckluft-Belüftungseinrichtungen dar und können über den Sauerstoffgehalt in der Luft ( $300 \text{ g/m}^3$ ) ineinander umgerechnet werden.

Die Werte sind von der Luftbeaufschlagung der Belüfterelemente abhängig und bei den jeweiligen Herstellern abzufragen. In der Ausschreibung sollten Garantiewerte vereinbart und diese vor der Abnahme des Belüftungssystems mittels Sauerstoffeintragsversuche überprüft werden.

Über diese Kenngrößen wird aus dem Sauerstoffbedarf der Luftbedarf berechnet. Sollten die Garantiewerte wesentlich von den Auslegungsdaten abweichen, ist die Gestaltung der Verdichterstation zu überprüfen.



### 4.3 Druckverluste der Belüfterelemente

Druckverluste treten im Korpus der Belüfterelemente und zur Öffnung der Membranen auf. Mit steigender Beaufschlagung der Belüfterelemente steigen die Druckverluste. Je nach Belüftertyp, Material und Beaufschlagung fallen Druckverluste zwischen 15 und 70 hPa an.

Mit zunehmendem Alter der Belüfterelemente versprödet das Material und die Druckverluste steigen an. Durch eine Reinigung der Belüftermembranen kann der Druckverlust wieder gesenkt werden, jedoch nicht auf das Ausgangsniveau neuer Belüfterelemente.

### 4.4 Druckverluste in den Luftleitungen und Regelarmaturen

Die Rohrleitungen sind so zu dimensionieren, dass die Druckverluste im gesamten Leitungssystem (einschließlich der Mess- und Regelarmaturen) einen Wert zwischen 40 und 50 hPa nicht überschreiten.

Die Regelarmaturen teilen den Luftvolumenstrom durch Querschnittsveränderungen auf mehrere Rohrleitungen bzw. Beckenabschnitte auf. Dieses Eindrosseln verursacht jedoch weitere Druckverluste. Um die Druckverluste und damit die Energiekosten möglichst niedrig zu halten, ist auf eine strömungstechnisch günstige Form der Regelarmatur im typischen Regelbereich zu achten (DWA-M 229-1).

Ungünstige Rohrleitungsführungen oder Belüftereinbauten sind bei der Luftverteilung durch Eindrosseln auszugleichen und führen zu unnötigen Energiekosten. Wird beispielsweise die Druckluft über eine längere Leitung zum zweiten Becken geführt, fallen in der längeren Leitung höhere Druckverluste an (s.a. Fröse 2015). Um eine gleichmäßige Luftverteilung herzustellen, müssen die höheren Druckverluste in der längeren Leitung durch zusätzliches Eindrosseln in der kürzeren Leitung wieder ausgeglichen werden. Auch eine ungleiche Abwasserverteilung auf mehrere Becken führt zu zusätzlichen Druckverlusten bzw. zur Energievernichtung bei der Luftverteilung. Ebenso sind unterschiedliche Einblastiefen oder unterschiedliche Druckverluste der Belüfterelemente durch ein Eindrosseln der Regelarmaturen „auszugleichen“.

### 4.5 Wirkungsgrade der Verdichter

Die erforderliche Druckstufe und Luftmengen bilden die Grundlage zur Auswahl der Verdichter. Die Verdichter der einzelnen Bauarten und Hersteller weisen ganz unterschiedliche Kennlinien für spez. Leistung und Luftmenge auf.

Bei bestehenden Kläranlagen kann anhand statistischer Auswertung der anforderten Luftmengen nach Betriebszeiten und den Kennlinienfeldern der Verdichter die geeignetsten Aggregate ausgewählt werden (Seibert-Erling 2015, Frey 2016). Unterschiedliche Aggregate, u.U. von verschiedenen Herstellern, erhöhen allerdings auch den Aufwand für die betriebliche Wartung.

#### 4.6 Betriebseinstellungen

Um Energie zu sparen, kann bei freien Kapazitäten (Unterlast, höhere Abwassertemperaturen) die Biomassenkonzentration  $TS_{BB}$  gesenkt werden (Jardin 2001). Ebenso lässt sich mit einem niedrigeren  $O_2$ -Sollwert der Energieverbrauch senken.

Allerdings dürfen solche energiesparenden Betriebseinstellungen niemals zu Lasten der Reinigungsleistung und Betriebsstabilität gehen (s.a. Zettl 2014). Auch sei an dieser Stelle auf die mögliche Gefahr eines höheren Schlammindex bis hin zur Blähschlammbildung hingewiesen. Im Winter oder bei strengeren Anforderungen an die Nitrifikation sollte der  $O_2$ -Sollwert ausreichend hoch sein (s.a. Kapitel 2.2).

### 5 Automatisierung von Belüftungssystemen

In Abhängigkeit des gewählten Verfahrenskonzepts zur gezielten Stickstoffeliminierung, der Gestaltung der Verdichterstation und dem mehrstrahligen Aufbau der Belebungsstufe sind meist mehrere Regelkreise erforderlich. Zum einen muss der Gesamtbedarf an Luft bereitgestellt und zum anderen die Luft auf die einzelnen Becken, Straßen oder Kaskaden verteilt werden. Oft ist der Regelkreis für die Verdichterstation mit dem Regelkreis zur Luftverteilung gekoppelt. Bei intermittierend belüfteten Becken wird häufig jedem Becken eine Verdichtergruppe zugeordnet (Regelung eines Einzelbeckens, die Luftverteilung entfällt).

#### 5.1 Regelkreis Verdichtergruppe

Je nach aktuellem Sauerstoffbedarf in der Belebungsstufe muss der Luftvolumenstrom erhöht oder vermindert werden. Da zur Abdeckung des erforderlichen Arbeitsbereichs mindestens zwei Verdichter benötigt werden, besteht die Regelungsaufgabe darin, durch Veränderung der Drehzahl oder Diffusorstellung sowie durch Zu- oder Abschalten von weiteren Aggregaten die angeforderte Luftmenge zu liefern.

Für das Rauf- und Runterfahren der Verdichter selbst kommen interne (herstellereigene) Regelkreise zum Einsatz. Hierbei kann die Stellgeschwindigkeit entscheidenden Einfluss auf die Regelgüte bzw. Trägheit des Belüftungssystems haben. Einige Verdichter fahren so langsam hoch, dass bei Stoßbelastungen durchaus längere Zeiträume mit Sauerstoffdefiziten in der Belebungsstufe auftreten können. Oft ist die Stoßbelastung an ein beginnendes Regenereignis gekoppelt. Aufgrund der höheren hydraulischen Belastung verkürzen sich die Aufenthaltszeiten in den belüfteten Zonen und gleichzeitig wird die Nitrifikationsgeschwindigkeit durch das Sauerstoffdefizit verlangsamt. Folglich steigt die  $NH_4$ -N-Ablaufkonzentration. Insbesondere bei strengen Anforderungen an die Nitrifikation ist ein schnelles Hochfahren der Verdichtergruppe anzustreben. Auch ein vorzeitiges Hochfahren über eine Störgrößenaufschaltung (z. B. Regenradar) ist denkbar.

Das Zu- und Abschalten der einzelnen Verdichter ist über Hysteresen zu programmieren, um bedingt durch einen schwankenden Luftbedarf nicht fortlaufend Zu- und Abschaltvorgänge hervorzurufen. Dafür sind die Förderleistungen der Verdichter derart überlappend auszulegen, dass in den Schaltpunkten eine Hysterese ermöglicht wird. Unzureichende Überlappungen können durch diese Schaltvorgänge ebenfalls zu temporären Sauerstoffdefiziten führen. Deutlich wurde dies in einer zweistraßigen Belebungsanlagen mit getrennten Schlammkreisläufen während der Winterzeit. Die Nitrifikationsleistung in der betroffenen Straße ging merklich zurück und die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte klafften dauerhaft um 6 mg/l auseinander (Zettl 2009-2016).

Sind bei Normalbetrieb mehrere Verdichter gleichzeitig aktiv, können mit einer übergeordneten Regelung die Verdichter bei optimalem Wirkungsgrad eingesetzt werden.

## 5.2 Verteilung der Druckluft

Zur Luftverteilung kommen folgende Regelkonzepte zum Einsatz (s.a. DWA-M 229-1):

- Konstantdruckregelung
- Gleitdruckregelung
- Verteilregelung

Bei der Konstant- und Gleitdruckregelung wird die Luftanforderung über den Druck geregelt, während die Luftverteilung über Sauerstoffmessungen erfolgt. Dadurch sind die Sauerstoffregelungen von der Verdichterregelung abgekoppelt und die Schalthäufigkeit der Verdichter kann vermindert werden. Nachteilig ist, dass der erforderliche Überdruck durch die Regelarmaturen abgedrosselt und dadurch Energie vernichtet wird.

Bei der Verteilregelung werden sowohl die Verdichtergruppe als auch die Luftverteilung über die Sauerstoffkonzentrationen geregelt (Kohler 2009). So werden die Regelarmaturen von der Abdrosselung des Anteils für die Druckhaltung in der Sammelleitung entbunden und folglich kann das System mit einem niedrigeren Druck gefahren werden. Allein durch die Umstellung des Regelkonzepts auf eine Verteilregelung konnten bei einer Kläranlage 26 % der bisher benötigten Energie gespart werden (Zettl et al. 2015).

Da es sich bei der Verteilregelung regelungstechnisch um ein theoretisch überbestimmtes System handelt, muss immer mindestens eine der Regelarmaturen vollständig geöffnet sein. Die einzelnen Regelkreise sind durch den Aufbau von Regelkaskaden mit unterschiedlichem Zeitverhalten weitgehend zu entkoppeln (Kohler 2009).

Für die erforderliche Stellgeschwindigkeit und Kennlinie der Regelarmatur ist das Verfahrenskonzept zur Stickstoffelimination und die Reaktorkonfiguration entscheiden. Wird beispielsweise die Luft auf mehrere parallel beschickte Becken mit einem Verweilzeitverhalten ideal durchmischerter Rührkessel verteilt, ist mit geringen Änderun-

gen bei der Luftaufteilung zu rechnen (eine gute Aufteilung des Abwassers vorausgesetzt). Anders verhält sich dagegen die Luftaufteilung in einem längsdurchströmten Becken oder einer Rührkesselkaskade. Je nach augenblicklicher Belastung ist die Luftverteilung entlang des Fließweges laufend nach zu justieren. Hier sollten Regelarmaturen mit entsprechender hoher Stellgeschwindigkeit eingesetzt werden, die auch für hohe Stellhäufigkeiten geeignet sind.

### 5.3 Weitere Regelbausteine

Zum Schutz der Stelleinrichtungen sind zusätzliche Regelungen vorzusehen (Belüfterelemente vor zu hoher Beaufschlagung, Stellarmaturen vor permanenter Bewegung, Verdichter vor Überdrücken etc.).

Zur betrieblichen Wartung sind die Belüfterelemente nach Vorgaben der Hersteller turnusmäßig voll zu beaufschlagen (Flexing) oder es ist eine Druckentlastung vorzusehen. Der Regelbaustein für das Flexing wäre auch zum CO<sub>2</sub>-Ausstrippen bei tiefen Becken nutzbar.

### 5.4 Parametrierung der Regler und Steuerungen

Für die Regelgüte ist nun von Bedeutung (Illing 1999):

- Stationäre Genauigkeit, d.h. dass im stationären Zustand die Regelgröße (Istwert) der Führungsgröße (Sollwert) angeglichen werden kann (keine Regeldifferenz)
- Ausregelzeit, d.h. in welcher Zeit die gewünschte Regelgenauigkeit erreicht werden kann.

Die erreichbare Regelgüte hängt im Wesentlichen von der Regelstrecke (Prozessdynamik und Reaktorkonfiguration) selbst, aber auch den Störungen (Belastungsschwankungen), den Messeinrichtungen, den Stelleinrichtungen, dem Regelungsentwurf und der Parametrierung der Regler ab. Prozesse mit unterschiedlichen Zeitverhalten sind durch den Aufbau von Regelkaskaden voneinander zu entkoppeln. Basis für eine hohe Regelgüte bildet somit die Zusammenstellung der einzelnen Komponenten, passend zum Verfahrenskonzept, zur Reaktorkonfiguration und dem Regelungsentwurf.

Ein weiterer wichtiger Schritt ist die Einstellung der Regler. In der regelungstechnischen Praxis werden die Parameter für den P-, I- und D-Anteil häufig nach Erfahrungswerten vorgewählt und dann variiert. Diese Optimierung im laufenden Betrieb wird bei Kläranlagen erschwert, indem keine gleichbleibenden Reaktionsbedingungen vorliegen, wie es beispielsweise in der chemischen oder biologischen Verfahrenstechnik Voraussetzung ist. Die biologischen Reinigungsprozesse sind temperaturabhängig, je nach Jahreszeit ist die Prozessdynamik anders. Zusätzlich können Wechselwirkungen zwischen einzelnen biologischen Reinigungsprozessen oder Verände-

rungen bei der Abwasserzusammensetzung auftreten. Die erreichbare Regelgüte sollte daher als Kompromiss angesehen werden.

Komplexe Regelungen im laufenden Betrieb einer Kläranlage einzustellen, fordern neben regelungstechnischem Knowhow ein systematisches Vorgehen und daran geknüpft eine geeignete Visualisierung der Mess- und Stellgrößen:

- Die Erfahrungswerte lassen sich auch aus einer Simulation der Regelstrecke und seiner Stellglieder gewinnen. Einstellvorschläge für einige Standardvarianten können Alex et al. 2015 entnommen werden.
- Zunächst sollte der Regelkreis für die Verdichtergruppe eingestellt werden, dann der für die Luftverteilung und zuletzt ggf. erforderliche Störgrößenaufschaltungen.
- Anhand der Visualisierung von Messgrößen und Zustandsmeldungen für die Stellglieder lassen sich die Einstellungen der Regler bzw. die Regelgüte bewerten und optimieren.

## 5.5 Visualisierung

Zur laufenden Kontrolle der Reinigungsprozesse und der technischen Anlagen benötigt das Betriebspersonal Informationen über die Messgrößen und Zustandsmeldungen der einzelnen Stellglieder. Der zeitliche Verlauf dieser Informationen lässt sich gut in Grafiken darstellen und somit die Prozessdynamik nachvollziehen. Die Gruppierung der Informationen in einzelnen Grafiken folgt oft betrieblichen Belangen oder auch einfach alten Gewohnheiten.

Zur Inbetriebnahme und Überwachung der Regelkreise sollten Informationen über Messgrößen, Zustandsmeldungen oder auch Rechenwerte (die intern für einzelne Regelungen benötigt werden) sinnvoll und übersichtlich gruppiert werden. Komplexe Regelungen sind in einzelne Regelkreise aufzulösen und deren Werte in mehreren Grafiken zu visualisieren. Schnell kann hier eine große Anzahl an Werten in einer Grafik zusammenkommen und die Grafik für die betriebliche Überwachung zu unübersichtlich werden, für die Inbetriebnahme, Optimierung und Kontrolle der Regelkreise aber wertvolle Informationen zusammenführen.

## 6 Die menschliche Komponente

Aufgrund der Komplexität der Aufgabenstellung ist eine intensive Zusammenarbeit aller Fachplaner über alle Planungsphasen hinweg zielführend. Auch das Betriebspersonal ist mit seiner Erfahrung zur Belastungscharakteristik des Einzugsgebietes und als Betreiber der Anlage frühzeitig einzubinden. In DWA-A 268 werden die Verantwortlichkeiten für die beteiligten Projektpartner über den gesamten Projektverlauf hinweg dargestellt. Sehr wichtig ist die aktive Zuarbeit der jeweiligen Fachplaner, die

nicht nur als bloße Zuarbeit sondern als aktive Zusammenarbeit verstanden werden sollte.

Bereits in der Entwurfsplanung sind viele (kostenrelevante) Entscheidungen zu treffen, beispielsweise zur Anzahl und Qualität der Messtechnik und Regelarmaturen. Grundlage sollte ein umfassendes Wissen über die Prozesse selbst und ihre Dynamik sowie auch Wechselwirkungen mit anderen Prozessen, die regelungstechnischen Grundlagen und die maschinentechnische Ausstattung (Kennlinien, zulässige Stellhäufigkeiten und Stellgeschwindigkeiten) sein. Funktionsbeschreibungen sind frühzeitig zu formulieren, mit dem Betriebspersonal und den Fachplanern abzustimmen und über die Planungs- und Ausführungsphasen hinweg fortzuschreiben. Die regelungstechnischen Anforderungen an die Messgüte und Stellgeschwindigkeiten der Antriebe sind bereits bei der Kostenberechnung zu berücksichtigen und spätestens zur Ausschreibung zu präzisieren. Auch ist das Lastenheft mit dem beauftragten Programmierer durchzusprechen, um Missverständnisse zu vermeiden und von weiteren Praxiserfahrungen zu profitieren.

## **7 Zusammenfassung und Ausblick**

Die Gestaltung des Belüftungssystems umfasst nicht nur die maschinentechnische Ausstattung, sondern auch die Wahl des Verfahrenskonzepts und die Reaktorkonfiguration. Insbesondere bei weitergehenden Anforderungen an die Nitrifikation mit  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Überwachungswerten  $< 5 \text{ mg/l}$  gilt es, das Wissen um die Reaktorformen und deren Verweilzeitverhalten für die Gestaltung der Becken, des Belüftungssystems und des Regelungsentwurfs auszunutzen.

Die Prozessautomatisierung ist dabei ein integraler Bestandteil des Auslegungsprozesses der gesamten Belebungsstufe (Olsson et al. 2014). Die ständig wechselnden Reaktionsbedingungen, Belastungscharakteristiken und Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Reinigungsprozessen sowie Anforderungen an einen energieeffizienten Betrieb machen die Gestaltung des Belüftungssystems zu einer anspruchsvollen Aufgabe. Wichtig ist dabei die frühzeitige und offene Kommunikation der beteiligten Fachplaner, des Betriebspersonals und der Mitarbeiter ausführender Firmen. Bildhaft lässt sich dies als ein Mannschaftsspiel gegen „Gewässerverunreinigung und Unwirtschaftlichkeit“ darstellen.

Auch in der Optimierung bestehender Belüftungssysteme steckt ein großes Potenzial. Viele Kläranlagen sind mit einer umfassenden Messtechnik ausgestattet. Mittels einer strukturierten Visualisierung der verschiedenen Regelkreise lassen sich die Transparenz und damit auch das Verständnis für die Prozessdynamiken erhöhen und schlussendlich die Regelgüte und Energieeffizienz verbessern.

## 8 Literatur

- Alex, J.; Morck, T.; Cybulski, B. (2017): Simulationsgestützter Entwurf, Analyse und virtuelle Inbetriebnahme von Ammoniumregelungen für Belebtschlammkläranlagen. Korrespondenz Abwasser, Abfall, Vol. 64, No. 6, 515 - 525, 2017
- Alex, J.; Morck, T. und Zettl, U. (2015): Modelltechnische Überprüfung energieeffizienter Luftverteilerregelungen bei Druckbelüftungen. 10. Fachtagung Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen am 9.- 10. Juni 2015 in Kassel.
- Baumann, P. und Zettl, U. (2015): Energieeinsparung durch Automatisierung von Belüftungssystemen. 5. Infotag IWAR Abwassertechnik am 26.11.2015 an der TU Darmstadt, S. 75-92.
- Binder, R. and Talkenberger, J. (2015): Energy efficient Optimization of Air Distribution in WWTP. 12<sup>th</sup> IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants in Prague, pp. 104-107. [www.lwwtp2015.org](http://www.lwwtp2015.org)
- Braun, D.; Sturzenegger, L.; Gresch M. und Gujer, W. (2012): Robuste und leistungsfähige Regelungskonzepte für Kläranlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (59) Nr. 8 2012, S. 725-729
- DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA, Hennef 2016
- DWA-A 268 (2016): Automatisierung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA, Hennef 2016
- DWA-M 229-1 (2017): Systeme zur Belüftung und Durchmischung von Belebungsanlagen, Teil 1: Planung, Ausschreibung und Ausführung. DWA, Hennef 2017
- Frey, W. (2016): Aktuelle Technologien zur Regelungen der Sauerstoffzufuhr. In Wiener Mitteilungen (2016), Band 232, Institut für Wassergüte an der TU Wien
- Fröse, G. (2015): Was haben wir aus durchgeführten Sauerstoffeintragsmessungen bezüglich Bemessung, Konstruktion und Betrieb von Belüftungssystemen gelernt?. 5. Infotag IWAR Abwassertechnik am 26.11.2015 an der TU Darmstadt, S. 39-47.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino T.; Van Lossdrecht, M.: Activated Sludge Model No. 3. In: Scientific and Technical Report No. 9: Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing, London, 2000.

- Hertlein, K. (1999): Alles ganz einfach – oder doch nicht? Zur Umsetzung von Regelkonzepten für den Sauerstoffeintrag. VDI Berichte Nr. 1516, S. 13-27
- Illing, F. (1999): Auslegung einer Regelstrecke unter Berücksichtigung der betrieblich zulässigen Regelabweichung. VDI Berichte Nr. 1516, S. 29-43
- Ingildsen, P. and Olsson, G. (2001): Get out more of your wastewater treatment plant – complexity made simple. Danfoss Analytical A/S 2001
- Jardin, N. (2001): Auswirkungen der neuen ATV-DVWK Arbeitsblätter A 131 und A 198 (Entwurf) auf die Berechnung des Sauerstoffs. In WAR-Schriftenreihe Nr. 134, 64. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik an der TU Darmstadt, 2001
- Kohler, J. (2009): Automatisierungslösungen für Belüftungssysteme. MSR-Technik in abwassertechnischen Anlagen (Hsg. Baumann, P.), Kontakt & Studium Band 664, expert Verlag 2009
- LUBW (2015): Leitfaden Gewässerbezogene Anforderungen an Abwassereinleitungen. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hsg) 2015.
- Mudrack, K. und Kunst, S. (1994): Biologie der Abwasserreinigung. 4. überarbeitete Auflage, Gustav Fischer Verlag 1994
- Olsson, G.; Yuan Z. and Kim C. (2014): Automation and Controll. In: Activated Sludge - 100 years and Counting. IWA Publishing, London, UK
- Seibert-Erling, G. (2015): Auslegung und Abstufung von Druckluftherzeugern zur Energieoptimierung. 5. Infotag IWAR Abwassertechnik am 26.11.2015 an der TU Darmstadt, S. 28-38.
- Stensel, H. and Makinia, J. (2014): Activated sludge process development. In: Activated Sludge - 100 years and Counting. IWA Publishing, London, UK
- Tschepetzki, Ralf; Seick, Ingo (2008): Entwicklung von energiesparenden und umweltschonenden Belüftungsstrategien für längsdurchströmte Belebungsbecken unter Berücksichtigung von Industrieabwasser. Abschlussbericht über ein FuE-Projekt, gefördert unter dem AZ: 21499 – 23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, 2008
- Untsch, M. (2014): Masterarbeit an der Hochschule Darmstadt HDA, zitiert in Haberkern, B. (2015): Optimierung von Belüftungssystemen durch Energieanalysen nach DWA-A 216. 5. Infotag IWAR Abwassertechnik am 26.11.2015 an der TU Darmstadt, S. 28-38.
- Wagner, M. and Stenstrom, M. (2014): Aeration and Mixing. In: Activated Sludge - 100 years and Counting. IWA Publishing, London, UK



- Zettl, U. (2001): Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugemeinden. Dissertation an der Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft Nr. 13, 2001
- Zettl, U. (2009-2016): Ammonium im Ablauf erhöht. In: Kläranlagenbetrieb - Aufbaukurs Funktionsstörungen (Modul 5), DWA-Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart
- Zettl, U. (2014): Einfluss energieoptimierender Belüftungsregelungen auf die Reinigungsleistung und Prozessstabilität. Expertenforum Energie des DWA-Landesverband Baden-Württemberg am 1. 7.2014 in Korntal
- Zettl, U.; Baumann, P.; Diehm, B. und Hauck, Th. (2015): WWTP Stuttgart – Mühlhausen – changeover to air distribution control system (ADC). 12<sup>th</sup> IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants in Prague, pp. 108-112. [www.lwwtp2015.org](http://www.lwwtp2015.org)
- Zettl, U. und Klomen, K. (2008): Energieeinsparungen durch verfahrenstechnische und betriebliche Optimierungen – Fallbeispiele. Fachtagung „Energieeinsparungen bei abwassertechnischen Anlagen“ am 28. Oktober 2008 Emmelshausen
- Zettl, U.; Körber, W. und Cybulski, B. (2013): Steuerungskonzept für die Kohlenstoffdosierung für eine nachgeschaltete Denitrifikation im Belebungsverfahren. Fachtagung Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen am 15.-16. Oktober 2013 in Fulda

**Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. Ulrike Zettl  
Hochschule Biberach  
Karlstraße 11  
88400 Biberach  
Tel: +49 7351 582 303  
Fax: +49 7351 582 119  
E-Mail: [zettl@hochschule-bc.de](mailto:zettl@hochschule-bc.de)

# Optimierung von Kläranlagen und Biogasanlagen durch Mess- und Automationstechnik

Jürgen Wiese  
Hochschule Magdeburg-Stendal

**Kurzfassung:** Moderne Klär- und Biogasanlagen sind verfahrenstechnisch komplexe Systeme, trotzdem muss die Anlagenverfügbarkeit auf einem möglichst hohen Niveau gehalten werden. Die Belastung dieser Anlagen unterliegt großen Schwankungen, die zudem schnell von statten gehen können (z.B. Regenereignisse, Änderung von Gärs substraten). Bei Kläranlagen werden die Überwachungswerte immer weiter abgesenkt, sodass Betriebsfehler nach Möglichkeit vermieden werden müssen. Der Einsatz moderner Mess- und Automationstechnik ist geeignet, um diese Anforderungen zu erfüllen; dieser Beitrag veranschaulicht dies anhand ausgewählter Beispiele.

**Key-Words:** Messtechnik, Automationstechnik, Kläranlagen, Biogasanlagen, Betriebsoptimierung

## 1 Einleitung

Klär- und Biogasanlagen gewinnen weltweit immer mehr an Bedeutung, da sie wesentliche Bestandteile der Zukunftsthemen „Umweltschutz“ und „Erneuerbare Energien“ sind. Gleichzeitig steigen die Anforderungen an den Anlagenbetrieb,

- da immer strengere Grenzwerte eingehalten werden müssen,
- die technische Komplexität der Anlagen immer mehr zunimmt,
- der Fachkräftemangel in vielen Ländern bereits Realität ist und
- die Investitions- und Betriebskosten möglichst geringgehalten werden sollen.

In diesem Zusammenhang wird der Einsatz von Mess- und Automationstechnik immer wichtiger. Nachfolgend sollen einige Beispiele aus verschiedenen Anwendungsbereichen vorgestellt werden, um das Potenzial zu veranschaulichen:

- Flexibilisierung des Anlagenbetriebs
- Reduzierung der Phosphatmissionen aus Kläranlagen
- Entscheidungsunterstützende Systeme
- Big Data – Aus Daten wird Wissen
- Zustandsbasierte Wartung

## 2 Flexibilisierung des Anlagenbetriebs

Eine wesentliche Herausforderung des Anlagenbetriebs besteht darin, flexibel und schnell auf Belastungsschwankungen (z.B. Regenereignisse, Änderung der Gärsubstrate) sowie externe Anforderungen (z.B. Regelenergie) reagieren zu können.

### 2.1 Dynamische Regelung von SBR-Kläranlagen

Sequencing Batch Reaktor-Kläranlagen (Aufstaubelebung), die in den letzten Jahrzehnten nicht nur in Deutschland, sondern weltweit populär geworden sind, basieren meist noch immer auf zeitbasierten Schrittkettensteuerungen, die wenig flexibel auf Belastungsänderungen reagieren (Abbildung 1). Damit bleibt die hohe Flexibilität, die das SBR-Verfahren prinzipiell bietet, oft ungenutzt. Durch die Einbindung von Messgeräten (z.B. Ammonium, Nitrat, Phosphat) konnten zwar bei mehreren Anlagen Verbesserungen erzielt werden, dennoch zeigen auch diese Konzepte noch Schwächen.

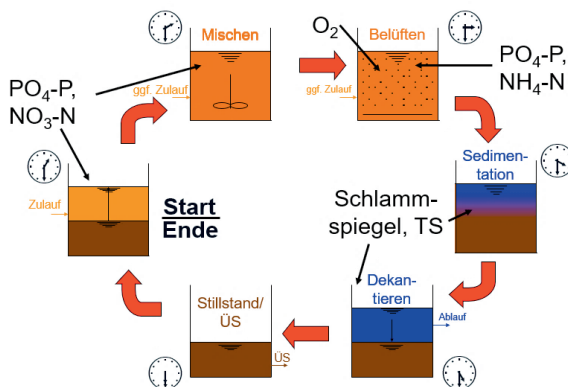


Abbildung 1: Ergänzung einer Schrittkettensteuerung einer SBR-Anlage durch Regelungskomponenten auf Basis von online-Messungen (Bildquelle: Wiese)

Wiese (2005) berichtet über die Entwicklung und Erprobung einer belastungsabhängigen Zyklussteuerung auf einer großtechnischen SBR-Kläranlage mit ca. 4.000 Einwohnerwerten: Die dynamisierte Zyklussteuerung beruht – wie schon die alte Steuerung – auf einer zeitbasierten Schrittkettensteuerung, die aber durch zahlreiche Sollwertgeber und Regelungskonzepte je nach aktueller Belastung (z.B. Hochlast) und Situation (z.B. Regenwetter) nahezu beliebig gestaucht oder verlängert werden kann; sie wurde daher Ziehharmonikasteuerung getauft (Abbildung 2). Weiterhin wird nicht nur die Dauer der belüfteten und unbelüfteten Phasen mittels  $\text{NH}_4\text{-}$  und  $\text{NO}_3\text{-}$ -online-Messungen angepasst, sondern auch die Dauer der Sedimentation und des Klarwasserabzugs mittels Schlammspiegel- und TS-Messungen; das Schlammalter kann

schwankenden Abwassertemperaturen angepasst werden. Auch die PO<sub>4</sub>-Konzentration wird online gemessen, um den Prozess der biologischen Phosphorelimination zu überwachen.

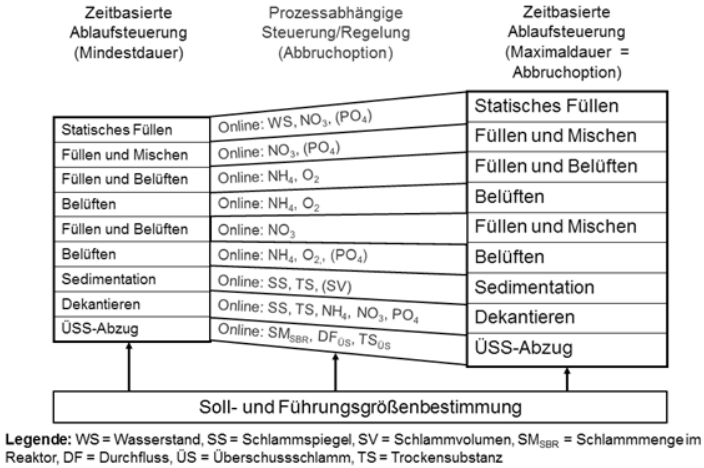


Abbildung 2: Grundprinzip der dynamischen Zyklussteuerung (Bildquelle: Wiese, 2005)

Die Praxisergebnisse (Tabelle 1) der dynamischen Zyklussteuerung sprechen für die Vorteilhaftigkeit dieses Ansatzes, da sowohl die Behandlungskapazität deutlich erhöht als auch die Stickstoff- und Phosphoremissionen stark reduziert werden konnten.

Tabelle 1: Betriebsergebnisse mit der alten zeitbasierten Ablaufsteuerung (AS) versus der neuen Prozessregelung (PR) auf einer SBR-Kläranlage mit ca. 4.000 Einwohner-werten (\*nur biologische Phosphorelimination) (Wiese, 2005)

Parameter	Einheit	AS (alt)	PR (neu)	Wirkung
Max. Behandlungskapazität	m <sup>3</sup> /d	4.800	7.200	+ 50 %
Mittlere N <sub>ges</sub> -Ablaufkonzentrationen	mg/l	6,8	2,7	- 60 %
Mittlere PO <sub>4</sub> -P-Ablaufkonzentrationen*	mg/l	2,8	1,5	- 45 %

## **2.2 Flexibilisierung der Biogasproduktion**

### **2.2.1 Veranlassung**

Die Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen steht und fällt mit einer hohen Anlagenauslastung; dies setzt voraus, dass eine konstante Biogasproduktion auf hohem Niveau stattfindet. Faktisch gibt es aber immer wieder Produktionseinbrüche, die unter anderem aus den wechselnden Eigenschaften der Gärsubstrate (z. B. unterschiedliche Trockenmasse- bzw. Wassergehalte) resultieren. Leider ist bis heute eine Echtzeitanalyse der Gärsubstrate nur sehr aufwändig möglich. Mit zunehmender Verbreitung von Photovoltaik- und Windstrom steigt außerdem der Wunsch, mit Biogasanlagen nicht nur Grundlastenergie, sondern auch Regenergie zu produzieren. Beide Aspekte sprechen dafür, die Biogasproduktion kurzfristig zu flexibilisieren, um entweder Regenergie zu erzeugen und/oder plötzliche Einbrüche der Biogasproduktion zu kompensieren.

### **2.2.2 Praxisbeispiel**

Auf einer Biogasanlage in Nordhessen, die mit nachwachsenden Rohstoffen betrieben wird, wurde eine halbtechnische Versuchsanlage zur Reinigung und anschließender Zermusung von Zucker- und Futterrüben getestet, die einen Durchsatz von ca. 1 Mg/h hat; die Testanlage wurde automatisiert und in die Anlagensteuerung eingebunden. Das zerkleinerte Material wurde in einem Lagertank zwischengespeichert, sodass bei Bedarf auch kurzfristig größere Substratmengen in den Anaerobreaktor dosiert werden können. Insbesondere aufgrund der leicht abbaubaren Inhaltsstoffe kann die Zucker-/ Futterrübe sehr gut zur Feineinstellung der Fütterung bzw. einer belastungsabhängigen Regelung der Biogasproduktion (z.B. in Abhängigkeit von Gasfüllstand und Gasdruck) verwendet werden. Die Versuche zeigten, dass die zu Mus zerkleinerte Zucker- oder Futterrüben innerhalb von nur zwei Stunden zu einem signifikanten Anstieg des Füllstands im Gasspeicher des Nachgärreaktors führte (Abbildung 3).

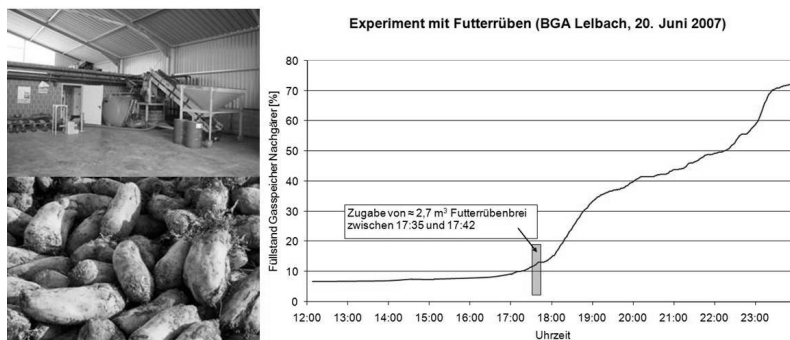


Abbildung 3: Experiment einer Dosierung von Futterrüben in den Nachgärer einer landwirtschaftlichen Biogasanlage (Bildquelle: Wiese und Kujawski, 2007)

### 3 Reduzierung der Phosphatmissionen aus Kläranlagen

#### 3.1 Veranlassung

Zu hohe Phosphatkonzentrationen in den Gewässern stellen nach wie vor ein Problem für den Gewässerschutz dar. Einzelne Bundesländer haben bereits darauf reagiert und die Überwachungswerte im Kläranlagenablauf massiv heruntergesetzt, andere Bundesländer werden absehbar folgen. Für Kläranlagen der Größenklasse 4 (10.001 bis 100.000 EW) gelten nach Hofmann (2016) zum Beispiel in Hessen ab 2019 sehr viel strengere Überwachungswerte als eigentlich nach Anhang 1 der Abwasserverordnung vorgesehen (dort:  $P_{\text{ges}} = 2 \text{ mg/l}$ ):  $0,7 \text{ mg/l } P_{\text{ges}}$  in der 2 h-Mischprobe,  $0,5 \text{ mg/l } P_{\text{ges}}$  Betriebswert im Monatsmittel (24 h-Mischprobe) und  $0,2 \text{ mg/l}$  ortho-Phosphot-P in der 24 h-Mischprobe.

Derartige Überwachungswerte lassen sich nicht alleine durch biologische Phosphorelimination und/oder eine konstante Fällmitteldosierung sicher einhalten. Wie man derartige Herausforderungen auch bei problematischen Kläranlagen lösen kann, verdeutlicht das nachfolgende Beispiel.

#### 3.2 Praxisbeispiel

Die Kläranlage Neuenhaßlau (Baujahr 1973, 17.500 EW) des Abwasserverbands Freigericht behandelt bei einem maximalen Mischwasserzufluss von 200 l/s ca. 2,1 Millionen  $\text{m}^3/\text{a}$  Abwasser (Jahresschmutzwassermenge: ca. 1,6 Millionen  $\text{m}^3/\text{a}$ ). Es handelt sich um eine anaerob-stabilisierende Kläranlage, die aber zwei Besonderheiten aufweist: Zum einen verfügt die Anlage über keine Vorklärung, zum anderen erfolgte die Schlammbehandlung zentralisiert auf der benachbarten Kläranlage Niedermittlau.

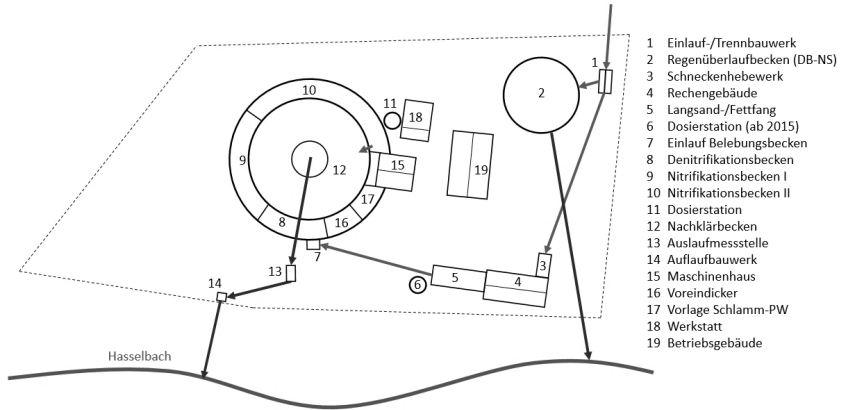


Abbildung 4: Prinzipalskizze der Kläranlage Neuenhaßlau (Bildquelle: Wiese)

Kernstück der Anlage ist ein Kombibecken (Abbildung 4): Der äußere Ring umfasst im Wesentlichen die beiden in Reihe geschalteten Belebungsbecken (Becken 1:  $715 \text{ m}^3$ , Becken 2:  $650 \text{ m}^3$ ), wobei ein Teil des Beckens 1 ausschließlich der Denitrifikation ( $215 \text{ m}^3$ ) dient und daher nicht belüftet, sondern nur gerührt wird. Die Belebungsstufe mit einer Breite und Tiefe von je 4 m hat somit einem Volumen von  $1.365 \text{ m}^3$ , wobei der Anteil der Denitrifikationszone nur 16 % beträgt. Das Belebungsvolumen entspricht etwa  $0,08 \text{ m}^3_{\text{BB}}/\text{EW}_{\text{Plan}}$ , was selbst für eine anaerob-stabilisierende Kläranlage ein geringer Wert ist. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass Anfang der 1970er Jahre an eine gezielte Stickstoffelimination noch nicht zu denken war. Problematisch ist weiterhin, der ausgeprägte Pfropfenstromcharakter der Belebungsstufe, der aus einem ungünstigen Länge-Breite-Tiefe-Verhältnis (21:1:1) resultiert. Pfropfenstromreaktoren weisen zwar bei vergleichbaren Betriebsbedingungen höhere Umsatzraten auf als Rührkessel, sie besitzen jedoch den Nachteil, dass Belastungsspitzen im Extremfall bis in den Auslauf durchschlagen können, da sich der Stofftransport nur begrenzt beeinflussen lässt. Durch das Einziehen einer Holztrennwand in das Belebungsbecken 1 und die bauliche Trennung von Belebungsbecken 1 und 2 wurde dieses Problem zwar abgemindert, aber nicht vollständig beseitigt; die Ausprägungen eines Tagesganges lassen sich – wenn auch im gedämpften Maße – noch im Zulauf zur Nachklärung beobachten. Die Phosphorelimination erfolgte zunächst über eine konstante Dosierung von aluminiumhaltigen Fällmitteln in den Auslauf des Belebungsbeckens 2 (Wiese und Hilfenhaus, 2016).

Im Hinblick auf die absehbare Verschärfung der Überwachungswerte für Phosphor sowie der hohen Auslastung der Kläranlage (und damit einhergehender temporärer Probleme bei der Nitrifikation/Denitrifikation) erfolgte daher eine grundlegende Änderung des Verfahrenskonzeptes (Abbildung 5).

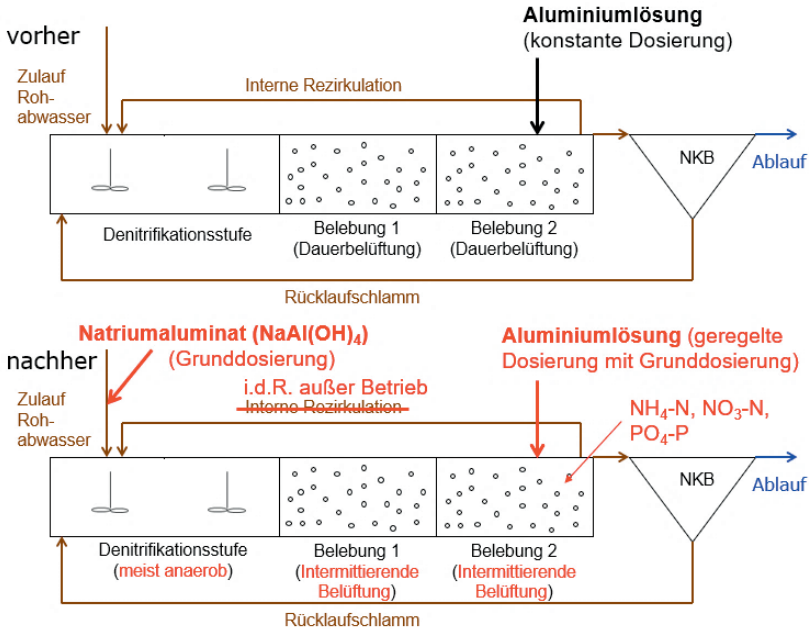


Abbildung 5: Verfahrenskonzept vor (oben) und nach Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen (unten) (Bildquelle: Wiese)

Neben der geringeren Effizienz der alten Belüfter erwies sich als problematisch, dass weniger als die Hälfte der Beckensohle belegt war, sodass ein intermittierender Betrieb nicht möglich war. Neben dem Ausbau der alten Belüfterelemente wurde auch eine mittig angebrachte Wute entfernt, um eine flächige Belüftung durch großformatige Plattenbelüfter zu realisieren. Weiterhin wurde eine ionen-selektive Ammonium-Nitrat-Elektrode (Typ: AN-ISE SC, Fa. Hach) im Belebungsbecken 2 installiert. In Kombination mit einem Standardregler (Typ: RTC-N/DN, Fa. Hach) war es nun möglich, die bis dato dauerhaft belüfteten Zonen auch intermittierend zu belüften; die Stickstoffelimination verbesserte sich hierdurch deutlich. Parallel dazu begannen die Arbeiten an einer Verbesserung der Phosphorelimination: Durch die Umstellung auf intermittierende Belüftung konnte weitgehend auf den Einsatz der Rezirkulation verzichtet werden. Dies führte nicht nur zu einer Reduzierung des Energieverbrauchs, sondern begünstigt auch die biologische Phosphorelimination, da sich in der Deni-Zone nun auch anaerobe Phasen ausbilden. Weiterhin wurde ein Phosphatanalysator (Typ: PHOSPAX SC, Fa. Hach) im Belebungsbecken 2 installiert. In Kombination mit einem Standardregler (Typ: RTC-P, Fa. Hach) wurde eine Regelung der Fällmitteldosiermenge (Aluminiumhydroxidchlorid) implementiert, die neben der online gemessenen



Phosphatkonzentration auch auf der Ablaufmengenmessung basierte. Schließlich wurde ein zweiter Dosierpunkt im Zulauf zum Belebungsbecken implementiert: Hier erfolgt eine konstante Grundzugabe einer Natriumaluminatlösung. Bei besonderen Betriebszuständen (z. B. bei der Entleerung der Regenbecken) erfolgt eine temporäre Anpassung der Fällmittelmenge.

Durch diese Maßnahmen konnte nicht nur der absolute und spezifische Stromverbrauch, sondern auch die Stickstoff- und Phosphoremissionen deutlich reduziert werden. Lag die mittlere  $P_{\text{ges}}$ -Ablaufkonzentration vor dem Umbau noch bei ca. 0,9 mg/l, so können mit dem modifizierten Konzept die neuen, strengen Überwachungswerte sicher eingehalten werden. Abbildung 6 zeigt die Ganglinie der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Ablauf des Belebungsbeckens über eine Dauer von fast einem Monat im Spätsommer 2015: Es ist deutlich erkennbar, dass hier der 24 h-Mittelwert unter 0,1 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  lag. Unabhängig davon, dass es auch in einer Nachklärung zu Rücklöseprozessen kommen kann, wurden während dieses Zeitraums im Kläranlagenablauf ebenfalls nur 0,11 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  gemessen; der Maximalwert in der 2 h-Mischprobe lag hier bei 0,36 mg/l.

Die Betriebsergebnisse der Jahre 2016 und 2017 – die Mittelwerte für Gesamtphosphor und Orthophosphat in der 24 h-Mischprobe lagen jeweils  $< 0,2$  mg/l – bestätigten diese Erkenntnisse, d.h. durch die Verfahrensumstellung und das dazugehörige neue Mess- und Automationskonzept konnte die betagte Kläranlage auch ohne bauliche Erweiterungen (z. B. Flockungsfiltration) kostengünstig an die neuen Anforderungen angepasst werden.

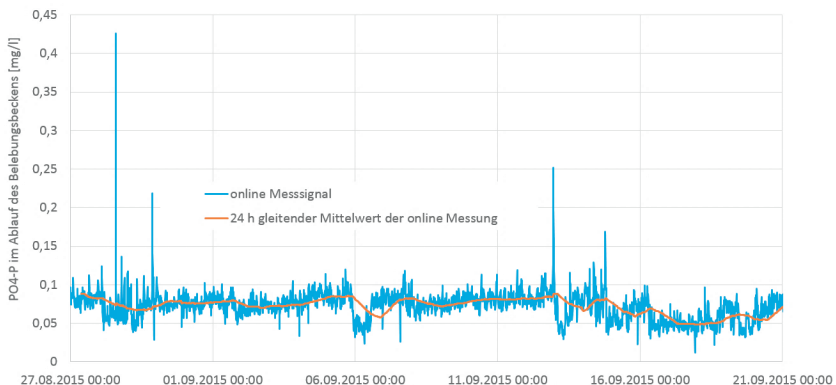


Abbildung 6: Ganglinie der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Ablauf des Belebungsbeckens bei einer 2-Punkt-Fällung mit Regelung und Grunddosierung gemäß Abbildung 5 (Bildquelle: Wiese und Hilfenhaus, 2016)

## 4 Entscheidungsunterstützende Systeme

Auch wenn der Einsatz von Mess- und Automationstechnik immer mehr an Bedeutung gewinnt, so darf man den Menschen dabei nicht vergessen, denn trotz des technischen Fortschritts ist der Mensch der Maschine noch immer in vielen Bereichen überlegen. Dies gilt z.B. nicht nur für einzelne Sinne (z. B. Geruch, Haptik), sondern auch für das Erfahrungswissen. Die Praxis zeigt zudem, dass viele Automationskonzepte dauerhaft nicht den gewünschten Erfolg bringen, weil es nicht gelingt, die Menschen (von Anfang an) zu integrieren und es den Lösungen an Transparenz mangelt (z. B. Neuronale Netze). Es gab daher in der Vergangenheit viele Fälle, bei denen ein grenzenloses Vertrauen in die Automatisierung zu großen Problemen geführt hat.

Eine zentrale Herausforderung der Digitalisierung unserer Klär- und Biogasanlagen ist daher die Integration des Menschen in die neuen Automationskonzepte und die Nachvollziehbarkeit der Lösung. Ein möglicher Schlüssel hierfür sind Expertensysteme zur Lösung von Problemen, die auf einer Kombination von menschlicher Erfahrung und konsequenter Datennutzung aufbauend, nachvollziehbare Diagnosen erstellen und Lösungsvorschläge anbieten.

In der Literatur finden sich verschiedene Arbeiten, die sich mit der Diagnose von Fehlern und der Ableitung geeigneter Lösungsvorschläge für Probleme auf Klär- und Biogasanlagen beschäftigen. Gerardi (2010) gibt zum Beispiel praktische Hinweise zur Diagnose von Betriebsproblemen auf SBR-Kläranlagen, wobei er ausgehend von der Abgrenzung einzelner Problemfelder (z. B. Probleme mit der Nitrifikation, der Denitrifikation oder mit Bläh- und Schwimmschlamm) eine strukturierte Vorgehensweise zur Problemidentifikation mit Hilfe von Checklisten entwickelt hat.

Der nächste logische Schritt ist, derartige Ansätze in (teil-)automatisierte Expertensysteme zu übertragen, zumal viele der zur Diagnose erforderlichen Parameter bereits heute entweder in Echtzeit oder regelmäßig im Labor ermittelt werden. Wie so etwas aussehen könnte ist exemplarisch am Problem „Ungenügende Nitrifikationsleistung“ in Abbildung 7 dargestellt.

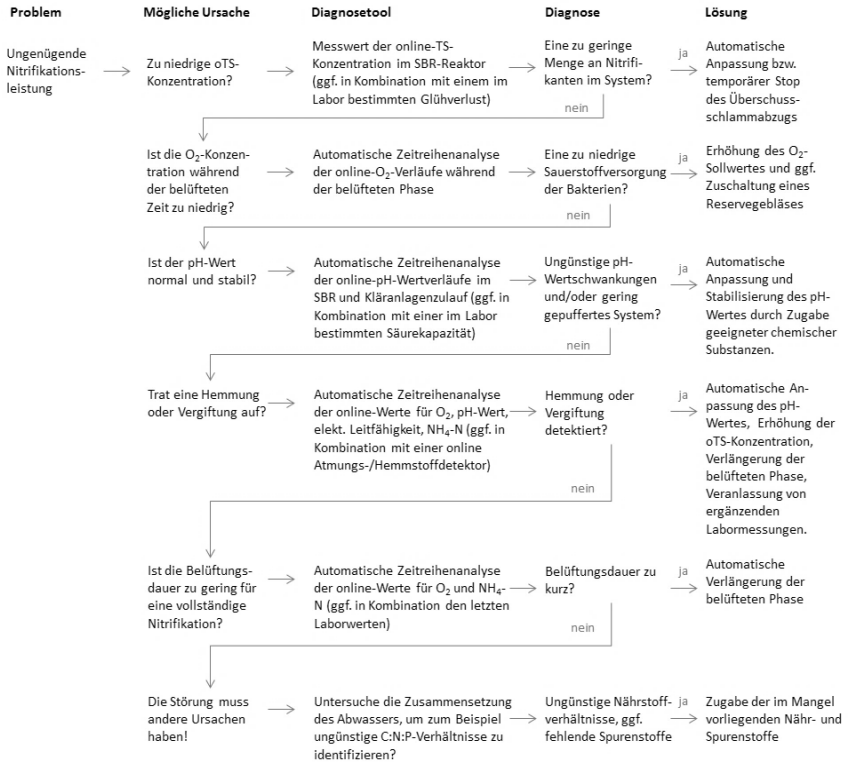


Abbildung 7: Schematischer Ablauf einer (teil-)automatisierten Fehlerdiagnose am Beispiel „Ungenügende Nitrifikationsleistung“ (Bildquelle: Wiese, 2014, modifiziert und erweitert nach einer Checkliste von Gerardi, 2010))

Einen Ansatz zur Integration von vom Menschen erhobenen organoleptischen Parametern (z.B. Geruch, Aussehen, Haptik) in integrale Mess- und Automationskonzepte für Biogasanlagen gibt Weitzte et al. (2017). Die organoleptischen Parameter, die zum Beispiel vom Betriebspersonal arbeitstäglich ermittelt werden könnten, können wertvolle Rückschlüsse auf die Charakteristika von Gärsubstraten und Gärprodukten liefern, die wir bisher noch nicht durch Messgeräte in Echtzeit erfassen können.



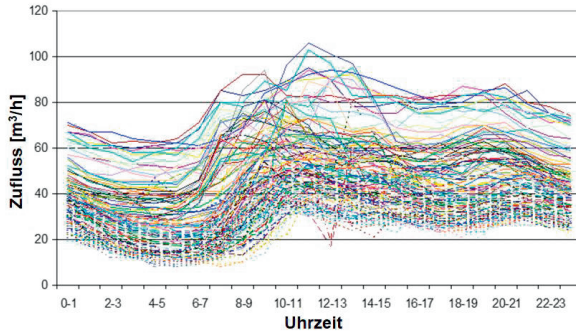


Abbildung 9: Trockenwettertagesgänge einer Kläranlage mit ca. 4.000 Einwohnerwerten – die große Variationsbreite resultiert u.a. aus dem stark schwankendem Fremdwasserzuflüssen im Jahresverlauf (Bildquelle: Wiese et al., 2005)

Mit Hilfe von Case-Based Reasoning wurde ein Modell entwickelt, das den Tagesgang prognostizieren soll (Wiese et al., 2005): Die Eingangsparameter für das Prognosesystem sind das 21 Tage-Minimum des Tageszuflusses (u.a. als Indikator für den Anteil des Fremdwasseranfalls), der Wochentag, das Auftreten eines Feier- oder Ferientags (ja/nein) und die Sommerzeit (ja/nein). Das Modell wählt auf dieser Basis die drei ähnlichsten historischen Tagesgänge aus und legt den Prognose-Tagesgang als Mittelwert aus ihnen fest; hierdurch können einzelne Ausreißer kompensiert werden. Abbildung 10 verdeutlicht, dass mit derartigen Ansätzen eine gute Prognosegüte mit überschaubarem Aufwand erzielt werden kann.

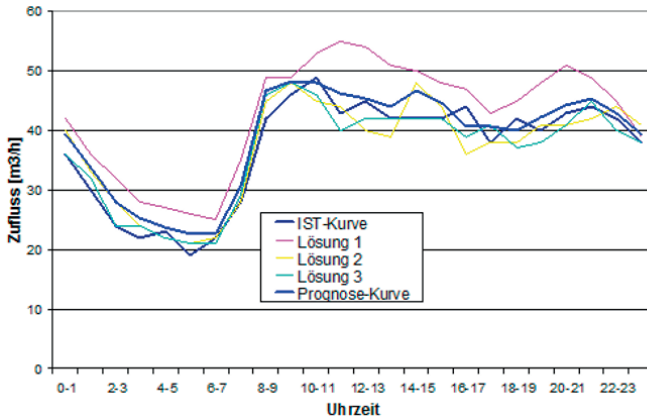


Abbildung 10: Beispielhaftes Ergebnis einer CBR-basierten Tagesgang-Prognose im Zulauf zu einer Kläranlage (Bildquelle: Wiese et al., 2005)

## 6 Zustandsbasierte Wartung

Kläranlagen müssen 24 Stunden am Tag, 7 Tage die Woche zuverlässig arbeiten! Bei Biogasanlagen ist eine hohe technische Verfügbarkeit die Grundlage für einen wirtschaftlichen Betrieb. Zurzeit dominieren bei beiden Anlagentypen noch zwei Wartungskonzepte:

- Die **vorbeugende Wartung** (z.B. Ölwechsel alle 1.000 Betriebsstunden) führt aufgrund des Sicherheitsdenkens zu höheren Personal- und Materialkosten, da Teile präventiv gewartet und ausgetauscht werden.
- Die **ausfallorientierte Wartung** („Run to break“) kann zwar den Personaleinsatz reduzieren, birgt aber die Gefahr, dass die Leistungsfähigkeit der Anlage während der Ausfallzeit negativ beeinflusst wird oder es gar zum Maschinenbruch kommt.

In diesem Zusammenhang gilt es zu beachten, dass für Ersatzteile heute Lieferzeiten von 8 bis 12 Wochen üblich sind; eine Lagerhaltung wichtiger Ersatzteile ist möglich, aber teuer. Bei ganzen Ersatzaggregaten muss im Einzelfall bereits mit Lieferzeiten von mehr als einem Jahr gerechnet werden. In vielen Industriebranchen findet daher die **zustandsbezogene Wartung** immer mehr Verbreitung, d.h. man orientiert sich bei der Wartung der Maschinen an den Betriebsdaten und ihren Veränderungen (z. B. Durchfluss, Druck, Schaltzahlen, Stromaufnahme). Ein Beispiel für eine zustandsbezogene Wartung ist in Abbildung 11 dargestellt: In diesem Beispiel werden Wärmebilder und Vibrationsmessungen, die auch online erfasst werden können, benutzt, um frühzeitig Rückschlüsse auf den Zustand zweier, hintereinander angeordneter Vertikalrührwerke in der Denitrifikationsstufe einer Kläranlage zu ziehen.



Abbildung 11: Einsatz einer Wärmebildkamera und einer Vibrationsmessung zur Zustandsüberwachung von Rührwerken (Bildquelle: Wiese und Hilfenhaus, 2016)

Es ist erkennbar, dass das Vertikalrührwerk 1 sowohl eine höhere Temperatur als auch eine höhere Vibration am E-Motor/Getriebe-Block aufweist als das Rührwerk 2. Aus früheren Beckenentleerungen ist bekannt, dass die Verzopfungen am Rührwerk 1 größer waren als am Rührwerk 2; dies ist eine Erklärung für die unterschiedliche Belastung der Antriebsstränge. Derartige Konzepte zur Zustandserfassung, die auf Verknüpfung verschiedener Informationen basieren, sind somit geeignet, um frühzeitig auf maschinelle Betriebsprobleme aufmerksam zu werden.

## 7 Zusammenfassung und Ausblick

Heute sind wir in der Lage, eine Vielzahl von wichtigen Prozessmessgrößen in der Abwasser- und Biogastechnik zu vertretbaren Kosten in Echtzeit zu erfassen. Bei der Automatisierung von Klär- und Biogasanlagen kann zudem auf eine Vielzahl von Komponenten aus der Industrieautomation zurückgegriffen werden, die sich in anderen Branchen bereits über Jahre bewährt haben. Damit lassen sich bereits heute nahezu beliebig komplexe Mess- und Automationskonzepte realisieren. Zahlreiche Praxisbeispiele zeigen, dass man durch konsequenten Einsatz dieser Technologien die Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit von Klär- und Biogasanlagen deutlich erhöhen kann.

## 8 Literatur

- Aamodt A. und Plaza E. (1994): Case-Based Reasoning: Foundational Issues, Methodological Variations, and System Approaches. *AI Communications*, Vol. 7, No. 1, pp. 39-59, IOS Press, Niederlande
- Bergmann R., Breen S., Göker M., Manago M. und Wess S. (1999): Developing Industrial Case-Based Reasoning Applications, *The INRECA-Methodology*, LNAI 1612, Springer, Heidelberg
- Gerardi M. H. (2010): *Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor*. Wastewater Microbiology Series, ISBN 978-0-470-05073-6, John Wiley & Sons Inc. Publication, Hoboken, USA
- Hofmann G. (2016): Maßnahmenprogramm 2015-2021 – Stand der Umsetzung WRRL, vermehrte P-Elimination aus dem Abwasser in Hessen, Regierungspräsidium Darmstadt, URL: [https://umwelt.hessen.de/sites/default/files/media/hmuelv/hofmann\\_phosphordialog\\_22.11.2016.pdf](https://umwelt.hessen.de/sites/default/files/media/hmuelv/hofmann_phosphordialog_22.11.2016.pdf)
- Weitze L., Schröder H. und Wiese J. [2017]: Biogas Plant 4.0 – Opportunities and requirements for existing facilities. Progress in Biogas IV, International Conference organised by IBBK and University of Hohenheim, Stuttgart
- Wiese J. (2005): Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen – Simulation und Großtechnik, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Band 19, TU Kaiserslautern

- Wiese J., Stahl A. , and Hansen J. (2005): Applying and Optimizing Case-Based Reasoning for Wastewater Treatment Systems. AI Communications, Vol. 18, No. 4, pp. 269 – 279, IOS Press, Niederland
- Wiese J. and O. Kujawski O. (2007): Operational results of an agricultural biogas plant equipped with modern instrumentation and automation. 24. 11.2007, 11<sup>th</sup> IWA Specialist conference on anaerobic digestion "Bio-energy for our future - Renewable Energy from Waste", Brisbane, Australien
- Wiese J. und Hilfenhaus R. (2016): Ideen statt Beton: Kontinuierliche Optimierung der Kläranlage Neuenaßlau. wwt Modernisierungsreport 2016/2017, S. 19-23, HUSS Medien GmbH, Berlin
- Wiese J. (2014): Transparente Prozessüberwachung von Biogas- und Kläranlagen durch Einsatz moderner Mess- und Automationstechnik, Habilitationsschrift, Fakultät Maschinenbau, Helmut-Schmidt-Universität der Bundeswehr, Hamburg, URL: [https://www.hs-magdeburg.de/fileadmin/user\\_upload/Fachbereiche/WKW/AG\\_Siedlungswasserwirtschaft\\_Abwasser/PDF\\_Dateien/Habilitation\\_Juergen\\_Wiese\\_17032014\\_1.pdf](https://www.hs-magdeburg.de/fileadmin/user_upload/Fachbereiche/WKW/AG_Siedlungswasserwirtschaft_Abwasser/PDF_Dateien/Habilitation_Juergen_Wiese_17032014_1.pdf)

### **Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. habil. Jürgen Wiese  
Hochschule Magdeburg-Stendal  
Fachbereich Wasser, Umwelt, Bau und Sicherheit  
Professur Siedlungswasserwirtschaft – Schwerpunkt Abwasser  
Breitscheidstraße 2  
39114 Magdeburg  
Tel: 0391-8864373  
E-Mail: [juergen.wiese@hs-magdeburg.de](mailto:juergen.wiese@hs-magdeburg.de)  
URL: [www.hs-magdeburg.de/abwassergruppe](http://www.hs-magdeburg.de/abwassergruppe)





# Organischer Kohlenstoff im Abwasser – mehr als nur ein Energieträger

Heidrun Steinmetz; Thomas Uhrig; Stefanie Müller  
Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern

**Kurzfassung:** Organische Abwasserinhaltsstoffe werden im Zuge der Abwasserreinigung unter Energieeinsatz biologisch abgebaut und bestenfalls ein Teil in Anlagen mit anaerober Klärschlammbehandlung zu Methan umgesetzt und energetisch genutzt. Durch verfahrenstechnische und betriebliche Maßnahmen zur Steigerung der Faulgasproduktion kann in Kombination mit Maßnahmen zur Verringerung des Stomverbrauchs ein energie-neutraler Betrieb von Kläranlagen erreicht werden. Darüber hinaus zeigen erste Studien, dass Kläranlagen als Regelbaustein in Verteilnetzen mit erneuerbarer Energieerzeugung eingebunden werden können.

Eine gezielte stoffliche Verwertung des organischen Kohlenstoffs findet bislang außer in der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nicht statt. Versuche mit Primärschlamm und organisch hoch belasteten industriellen Abwässern zeigen jedoch, dass diese von Belebtschlamm Bakterien für die Synthese von Biopolymeren genutzt werden können. In einem zweistufigen biologischen Prozess werden die organischen Verbindungen zunächst versäuert, um anschließend unter aeroben Bedingungen zu Polyhydroxyalkanoaten synthetisiert und in den Bakterienzellen gespeichert zu werden. Potenzialabschätzungen verdeutlichen, dass die Nutzung kommunaler Primärschlämme wesentlich zur Produktion abbaubarer Biokunststoffe beitragen könnte.

**Key-Words:** Biopolymere, abbaubarer Kunststoff, Versäuerung, Biogas, Stoffstromtrennung, Stoffkreisläufe

## 1 Einleitung

Die Abwasserreinigung ist in Deutschland seit Jahrzehnten etabliert. Bereits in den 60er Jahren hat die Zielsetzung, Gewässer vor Sauerstoffmangel zu bewahren, dazu geführt, dass Kläranlagen mit biologischen Behandlungsstufen ausgestattet wurden, in denen der organische Kohlenstoff (bestimmt als CSB oder BSB<sub>5</sub>) abgebaut wurde. Zu dem anfänglichen Reinigungsziel der Kohlenstoffelimination kamen Ende der 80er Jahre Anforderungen an die Entfernung von Stickstoff und Phosphor hinzu, um Eutrophierungsprozesse weitgehend zu vermeiden. In der Folgezeit standen in den 90er

Jahren und den frühen 2000ern die Umstellung des Kläranlagenbetriebs auf Nährstoffelimination sowie deren Bemessung und betriebliche Optimierung im Fokus der Abwasserreinigung, wozu auch am Fachgebiet für Siedlungswasserwirtschaft in Kaiserslautern zahlreiche Studien und Forschungsarbeiten durchgeführt wurden (siehe z.B. Hansen, 1997; Zettl, 2000; Wiese, 2005). Inzwischen ist die Entfernung der Nährstoffe und der organischen Kohlenstoffverbindungen aus dem Abwasserstrom ein seit Jahrzehnten etablierter Prozess, bei dem insgesamt eine sehr gute Elimination erreicht wird, sodass beim CSB über 95% der Zulauffracht eliminiert werden (DWA, 2018).

Bei der biologischen Abwasserreinigung wird etwa die Hälfte der organischen Kohlenstoffverbindungen zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt. Ein kleiner Anteil verlässt mit dem gereinigten Abwasser die Kläranlage, der Rest wird zum Biomasseaufbau genutzt (siehe Abbildung 1). Bei Anlagen mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung wird ein Teil des im Rohschlamm enthaltenen Kohlenstoffs zu Faulgas umgesetzt, welches für Heizzwecke verwendet oder über Blockheizkraftwerke verstromt werden kann. Abbildung 2 verdeutlicht, dass so ca. 30% des energetischen Potenzials vom Zulauf der Kläranlage genutzt werden können.

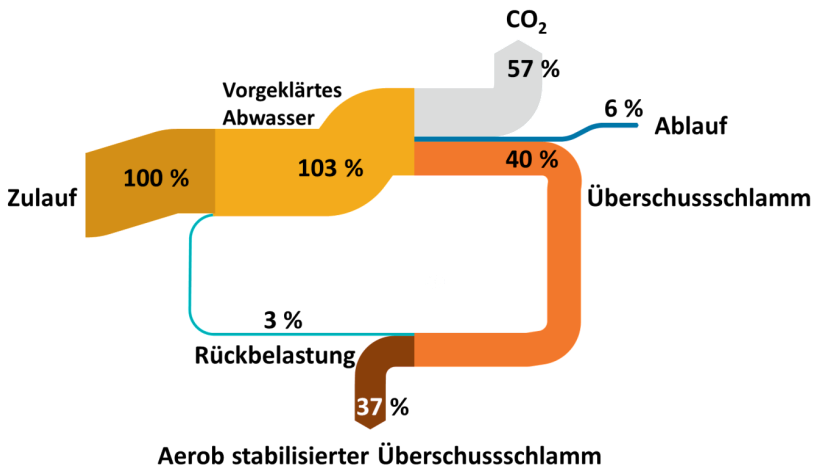


Abbildung 1: Beispielhafte Bilanz zum Verbleib des organischen Kohlenstoffs (Basis CSB) bei simultan aerober Schlammstabilisierung (eigene Abbildung Morandi und Steinmetz)

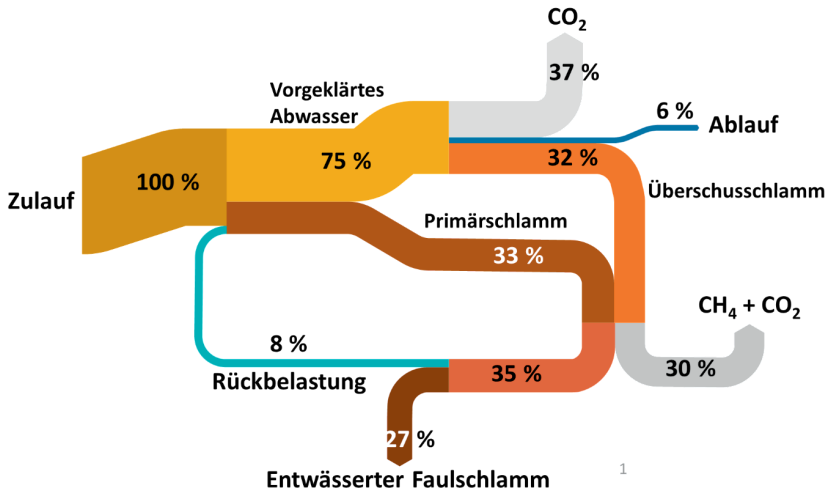


Abbildung 2: Beispielhafte Bilanz zum Verbleib des organischen Kohlenstoffs (Basis CSB) bei getrennt anaerober Schlammstabilisierung (eigene Abbildung Morandi und Steinmetz)

Inzwischen rückt das Thema Energieeffizienz auf Kläranlagen und damit auch die Bedeutung des Abwassers bzw. des Klärschlammes als Energieträger zunehmend in den Fokus vielfältiger, auch am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern durchgeführter, Studien und Projekte (z.B. Schmitt et al., 2014 und Schmitt et al., 2018) und hat länder- und bundesweit Eingang in verschiedene Leitfäden (Steinmetz et al., 2015), Handbücher (Pinnekamp et al., 2017) und das Regelwerk DWA A 216 (DWA, 2015) gefunden.

Bislang weitgehend unbeachtet sind Möglichkeiten, den im Abwasser und Klärschlamm enthaltenen organischen Kohlenstoff gezielt stofflich zu verwerten, wenn man die zunehmend eingeschränkte Praxis, Klärschlämme in der Landwirtschaft auszubringen, außer Acht lässt.

Was könnte Veranlassung sein, über eine stoffliche Nutzung nachzudenken, da die energetische Nutzung bereits etabliert ist und derzeit viele Projekte zur Steigerung der energetischen Nutzung des organischen Kohlenstoffs durchgeführt werden?

Im Energiesektor dominieren noch die fossilen Quellen Erdöl, Erdgas und Kohle. Es ist jedoch absehbar, dass bei entsprechendem politischem Willen die fossilen Ressourcen durch regenerative Energie wie Sonne, Wasserkraft, Wind oder nachwachsende Rohstoffe ersetzt werden können. Allerdings werden in Deutschland ca. 6% der des Erdöls in der chemischen Industrie für die Herstellung polymerer Werkstoffe und

2,6% (ca. 9 Mio. t) für die Kunststoffproduktion genutzt (Bonten, 2014). Dies ist zwar prozentual nur ein kleiner aber nicht unbedeutender Anteil am Erdölverbrauch. Damit verbunden sind alle Probleme der Erdölnutzung wie Endlichkeit der Ressource, Klimaschädlichkeit und Umweltverschmutzung bei Förderung und Transport des Rohstoffs. Vor allem stellt die hohe Beständigkeit der Kunststoffe gegenüber natürlichen Zersetzungsprozessen (chemisch/physikalischer oder biologischer Abbau) ein erhebliches Umweltproblem dar und sorgt für eine zunehmende Anreicherung von weggeworfenen Kunststoffmaterialien in der Umwelt. So werden nach Schätzungen des United Nations Environmental Programs (UNEP) jährlich 6,4 Millionen Tonnen Müll im Meer entsorgt, welche zu 90% bis 95% aus Plastik bestehen. Dies führt dazu, dass bis zu 13.000 Plastikteile pro Quadratkilometer in den Ozeanen schwimmen (UNEP, 2005).

In Binnengewässern rückt Mikroplastik, das nach einer häufig gebrauchten Definition Teilchen von weniger als 5mm Durchmesser umfasst, zunehmend in den Fokus wissenschaftlicher Betrachtungen. Bannick et al. (2015) schätzen die Einsatzmenge von primären Mikrokunststoffen (z. B. Bestandteile von Kosmetika, Zahnpasten und Peelings), die direkt über den Abwasserpfad in die Umwelt gelangen, auf jährlich ca. 500 t, während sekundäre Mikrokunststoffe (Kunststoffabfälle, die im Lauf der Zeit infolge äußerer Einflüsse zu Mikrokunststoffen werden) mit schätzungsweise 50.000 bis 100.000 t ab.

Um die genannten Probleme einer auf Erdöl basierenden Wirtschaft zu mindern, muss zum einen die Abhängigkeit von der Ressource Erdöl drastisch reduziert und zum anderen das Recycling von Kunststoffprodukten sowie die Abbaubarkeit der in die Umwelt gelangenden Kunststoffe zum weltweiten Standard werden. Dazu ist im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung die Entwicklung neuer, umwelt- und ressourcenschonender Herstellungsverfahren erforderlich, die Erdöl durch nachhaltig gewonnene Rohstoffe substituieren. Daher stellen sich die Fragen, ob die organischen Kohlenstoffverbindungen im Abwasser, in Klärschlämmen oder in Abwasserteilströmen als sekundäre Rohstoffquelle für die Polymerchemie geeignet sind, welche Potenziale vorhanden sind und welche verfahrenstechnischen Möglichkeiten bestehen, um Rohstoffe für die chemische Industrie aus Abwasser zu produzieren.

Im Rahmen des Artikels soll zunächst der bisherige Umgang mit organischem Kohlenstoff in der Abwasserreinigung beleuchtet und dann Alternativen und bisherige Forschungsansätze zur stofflichen Nutzung von organischen Kohlenstoffverbindungen aufgezeigt werden.

## 2 Organischer Kohlenstoff im Abwasser

### 2.1 Verbleib bei der Abwasserreinigung

Der organische Kohlenstoff im Zulauf einer Kläranlage hat bei angenommenen 120 g CSB/(E\*d) einen Energiegehalt von ca. 152 kWh/(E\*a). Dem steht ein Strombedarf bei der Abwasserbehandlung von im Mittel 32 kWh<sub>el</sub>/(E\*a) (DWA, 2018) und ein etwa gleichgroßer Bedarf an thermischer Energie bei Anlagen mit Schlammfäulung entgegen. Tabelle 1 verdeutlicht, dass der einwohnerbezogene Energiebedarf im Vergleich zum Verbrauch in Haushalten gering ist. Dennoch bieten Kläranlagen aufgrund der vielen angeschlossenen Einwohnerwerte einen guten Ausgangspunkt, um durch Maßnahmen zur Effizienzsteigerungen einen Beitrag zur Kostenreduzierung und zum Klimaschutz zu leisten.

Die Abbildungen 1 und 2 verdeutlichen, dass der organische Kohlenstoff bei Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung bis auf einen geringen inerten, überwiegend gelösten Anteil im gereinigten Abwasser nahezu vollständig in CO<sub>2</sub> und Biomasse überführt wird. Bei Anlagen mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung werden dagegen ca. 30% des CSB zu nutzbarem Faulgas umgesetzt. Bei einem angenommenen Wirkungsgrad für die Verstromung von ca. 33% können somit etwa 15 kWh<sub>el</sub> Strom erzeugt und damit ca. 50% des Bedarfs einer Kläranlage gedeckt werden.

Tabelle 1: Energiebedarf von Abwasserentsorgung und Haushalten sowie Energiepotenziale im Abwasser

<b>Energiebedarf</b>		
Abwasserbehandlung	ca. 30 kWh <sub>el</sub> /(E*a)	ca. 30 kWh <sub>th</sub> /(E*a)
Endverbraucher (Haushalt)	ca. 1.100 kWh <sub>el</sub> /(E*a)	ca. 950 kWh <sub>th</sub> /(E*a) (Warmwasser)
<b>Energiepotenziale im kommunalen Abwasser</b>		
Chemisch gebundene Energie (CSB)	CSB ca. 120 g/(E*d)	152 kWh/(E*a)
Thermische Energie	40 l/(E*d); ΔT = 15°C (Ablauf Dusche)	254 kWh/(E*a)
	200 l/(E*d); ΔT = 2-3°C (Ablauf Kläranlage)	170-254 kWh/(E*a)
Lageenergie	122 l/(E*d), h=50m	6 kWh/(E*a)

Soll die Eigenproduktion verbessert werden, so kann dies durch Einsparungen beim Stromverbrauch und/oder durch eine Erhöhung der Biogas- und Stromproduktion erfolgen. Ansatzpunkte hierzu könnten z.B. eine Nutzung der thermischen Energie im Abwasser (beispielhafte Potenziale siehe Tabelle 1) oder vielfältige Maßnahmen zur der Steigerung der Faulgasmenge, zur Verbesserung der Verstromung oder zur Erhöhung des Anteils an Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung sein. Möglichkeiten hierzu können Abbildung 3 entnommen werden. Darüber hinaus können regenerative Energiepotenziale, wie Photovoltaik, außerhalb des Abwasserstroms auf Kläranlagen genutzt und so eine Energieneutralität erreicht werden.

Große Potenziale zur verbesserten Nutzung des Energiegehaltes im Abwasser bestehen bei der Umstellung von aerober auf anaerobe Schlammstabilisierung. Bei Anlagengrößen von bereits unter 10.000 EW konnten Schmitt et al. (2014) für Rheinland-Pfalz (RLP) aufzeigen, dass eine Umstellung wirtschaftlich sein kann. Würden alle Anlagen ab 7.000 EW in RLP auf Faulung umgestellt, so könnten bis zu 50% des derzeit auf diesen Anlagen benötigten Stroms aus Faulgas produziert und zusätzlich der Wärmebedarf fast komplett abgedeckt werden. Eine zusätzliche Energieeinsparung von ca. 5 kWh<sub>el</sub>/(E-a) würde einen weiteren Beitrag zur Verminderung des Einsatzes fossiler Energieträger bewirken (Schmitt et al., 2014). Darauf aufbauend wurden von Schmitt et al. (2018) ebenfalls für RLP Handlungsempfehlungen und Checklisten erarbeitet, um Optimierungspotenziale der Faulung und Faulgasverwertung auf Kläranlagen zu identifizieren.

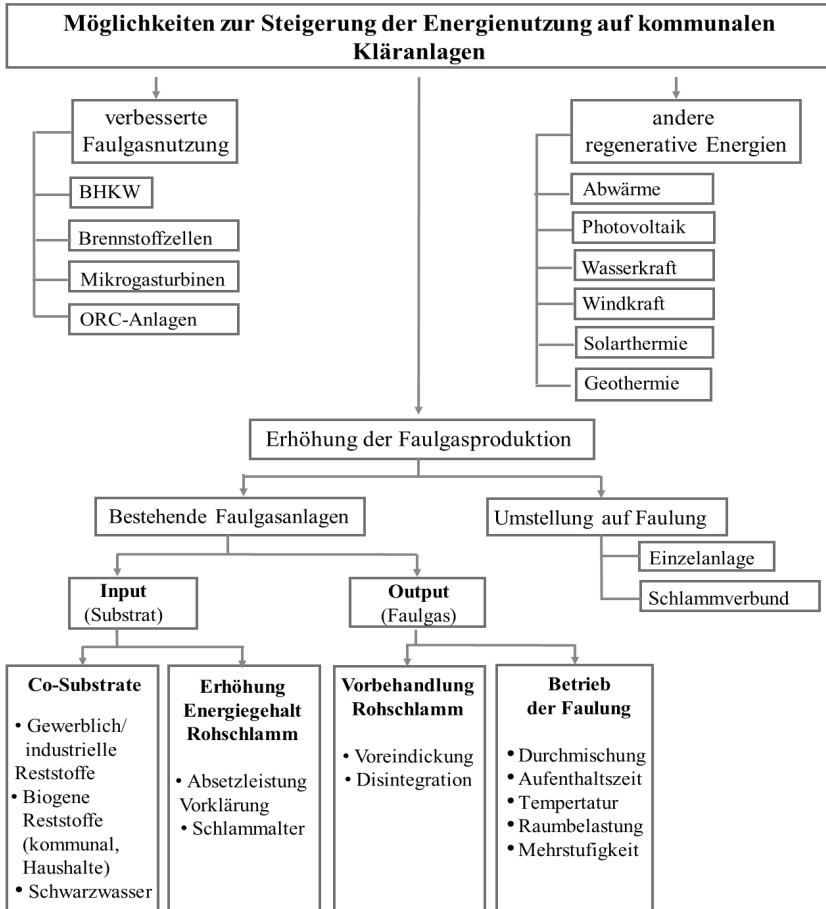


Abbildung 3: Möglichkeiten zur Steigerung der energetischen Nutzung auf Kläranlagen (nach Steinmetz et al., 2017)

Über RLP hinaus haben sich zahlreiche Projekte im Rahmen der Fördermaßnahme ERWAS des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (<https://bmbf.nawam-erwas.de>) befasst. So wurden im Projekt „Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende“ (E-Klär, 2017) Verfahren untersucht, die einen erhöhten Eintrag von organischem Kohlenstoff bzw. eine Verbesserung der anaeroben Umsetzung des eingetragenen Kohlenstoffs durch Desintegrationsverfahren anstreben. Durch Einsatz einer Feinstsiebung oder Vorfällung konnte bis zu 50% bzw. 63% des im



Zulauf der Kläranlage enthaltenen CSB direkt der anaeroben Behandlung zugeführt werden, durch eine Thermodruckhydrolyse wurde die Methanausbeute um weitere 20% gesteigert (E-Klär, 2017).

Schmitt et al. (2017) erweiterten in ihrem Projekt „Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligente Verteilnetzen mit erneuerbarer Energieerzeugung“ (arrivee) den Ansatz einer nachhaltigen Energienutzung über die Kläranlage hinaus. Dabei konnte sie zeigen, dass Faulungsanlagen als Energieverbraucher und -erzeuger in Flexibilitäts- und Speicherkonzepte integriert werden können, ohne dass der Reinigungsprozess negativ beeinflusst wird. Damit könnten Kläranlagen zukünftig einen Beitrag zur Stabilisierung der Stromnetze liefern, wodurch der Umstieg auf regenerative Energien befördert würde.

Die oben genannten Ausführungen zeigen, dass der im Abwasser enthaltene energie-reiche organische Kohlenstoff derzeit bestenfalls teilweise energetisch genutzt wird, wobei erhebliche Verbesserungspotenziale bestehen. Eine stoffliche Verwertung von organischem Kohlenstoff aus Abwasser oder Klärschlamm findet bislang nicht statt.

## **2.2 Abwasser und Klärschlamm als Rohstoff für Kunststoffsynthesen**

### **2.2.1 Was sind Kunststoffe?**

Kunststoffe sind organische Makromoleküle aus langen Polymerketten von fadenförmig miteinander verbundenen Monomeren (Bonten, 2014). Je nach Molekülgestalt und Anordnung der Polymere können Kunststoffe in Aufbau und Zusammensetzung und damit auch in ihren Eigenschaften sehr heterogen sein, was zahlreiche Einsatzgebiete erschließt. In Europa wurden 2016 knapp 40% der Kunststoffe für Verpackungsmaterialien verwendet, ca. 20% im Bauwesen, z.B. als Dämmmaterial, Rohrleitungsmaterial etc., 10% in der Automobilindustrie, 6% in der Elektroindustrie, über 3% in der Landwirtschaft und ca. 20% für sonstige Zwecke wie Möbel, Spielzeuge, Materialien für Freizeit und Sport, Textilien, Medizintechnik etc. (PlasticsEurope, 2018). Dabei sind die jeweils an die Kunststoffe gestellten Anforderungen sehr heterogen. So erfordern die für den Leichtbau von Fahrzeugen und Flugzeugen genutzten Materialien ebenso wie Baumaterialien eine sehr lange Lebensdauer von meist weit über 10 Jahren sowie eine hohe Stabilität. Für Verpackungen und in der Landwirtschaft eingesetzte Folien oder Pflanztöpfe werden meist nur kurzfristig benötigt und können oftmals nicht vollständig in den Recyclingprozess zurückgeführt werden. Für diese Produkte, die als Abfallstoffe leicht in die Umwelt gelangen, ist eine gute Abbaubarkeit wünschenswert.

Kunststoffpolymere können prinzipiell synthetisch hergestellt werden oder durch natürliche Prozesse bzw. Umwandlung von Naturprodukten entstehen. Bislang werden die für die konventionelle Kunststoffproduktion erforderlichen Monomere überwiegend aus Erdöl und Erdgas gewonnen (Hopmann et al., 2015).

### 2.2.2 Biokunststoffe

Biopolymere können über chemische Reaktionen der Monomere, über biologische Syntheseprozesse oder eine Mischung chemischer und biologischer Vorgänge hergestellt werden. 2017 betrug der Anteil an Bioplastik mit gut 2 Mio. t von insgesamt ca. 320 Mio. t produziertem Kunststoff weniger als 1% der weltweiten Kunststoffproduktion (European Bioplastic, 2018). Allerdings liegt den meist synonym verwendeten Begriffen „Bioplastik, Biopolymer oder Biokunststoff“ keine eindeutige Definition zugrunde. Laut European Bioplastics e. V. muss Biokunststoff entweder zu einem Teil aus nachwachsenden Rohstoffen bestehen und/oder durch natürlich vorkommende Mikroorganismen zu natürlichen Substanzen wie Wasser, Kohlenstoffdioxid oder Biomasse abbaubar sein (European Bioplastics e.V., 2018).

Somit zählen in einer weit gefassten Definition sowohl Kunststoffe dazu, die aus fossilen Rohmaterialien hergestellt aber biologisch abbaubar sind als auch solche, die zwar aus erneuerbaren Rohmaterialien hergestellt werden, aber z.B. durch die Zugabe von Additiven als fertiges Produkt nicht mehr biologisch abbaubar sind. Abbildung 4 verdeutlicht, dass nur ein kleiner Anteil an Kunststoffen die strenge Definition von Pittmann erfüllt, wonach diese sowohl aus erneuerbaren Rohstoffen hergestellt und biologisch abbaubar sein sollten (Pittmann, 2015).

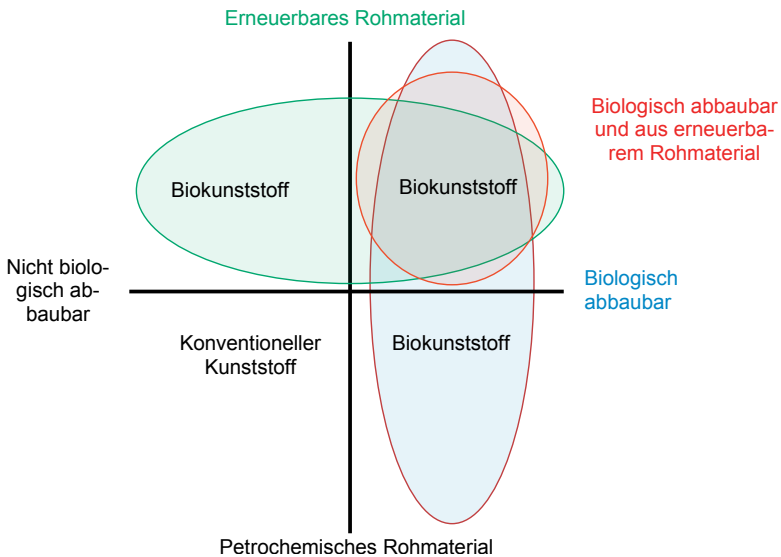


Abbildung 4: Ausgangsstoffe und Abbaubarkeit bei konventionellen und bei Biokunststoffen (Pittmann, 2015)

Abbaubar sind derzeit nur ca. 43% der Biokunststoffe, wie Marktdaten von 2017 zeigen. Dabei ist der Begriff „abbaubar“ nicht eindeutig definiert. Laut DIN EN 13432 kann darunter zum einen der aerobe Abbau von 90 % des Ausgangsmaterials zu Wasser, Kohlenstoffdioxid und Biomasse innerhalb von sechs Monaten oder der anaerobe Abbau innerhalb von zwei Monaten zu mindestens zu 50 % zu Kohlenstoffdioxid, Methan, ggf. Mineralsalzen und Biomasse verstanden werden (DIN EN 13432). Die gleiche DIN verweist aber auch auf Tests, welche lediglich den Nachweis des Verschwindens der Ausgangssubstanzen umfassen, die Desintegration (DIN EN 13432). Da Polymere als hochmolekulare Verbindungen in einem insgesamt komplexen Prozess in mehreren Schritten abgebaut werden (Burgstaller et al., 2018) ist bei der Desintegration unklar, welche Zwischenprodukte jeweils entstehen und wie deren Umweltverhalten oder deren toxische Eigenschaften sind. Jedoch selbst, wenn eine Mineralisierung gefordert wird, müssen nur 90% des Ausgangsmaterials mineralisiert werden, wird eine Zeitspanne von mehreren Monaten benötigt und die Randbedingungen der Tests entsprechen meist nicht den Bedingungen in der Umwelt. Burgstaller et al. (2018) ermittelten in Abbauversuchen von Biopolymeren unter natürlichen Bedingungen (Böden, Süßwasser, Salzwasser) dass die Zeit, in welcher Kunststoffe abgebaut werden von verschiedenen Faktoren, wie z.B. von der Materialzusammensetzung und Materialdicke aber auch von Umweltfaktoren, wie pH-Wert oder Temperatur beeinflusst wird. Je dünner ein Material ist, desto besser kann es im Boden zersetzt werden (Burgstaller et al., 2018). Meist dauerte die Zersetzung in der Umwelt wesentlich länger als unter Testbedingungen.

Entscheidend für die Abbaubarkeit ist die Art der Polymerbindung. Weist diese Strukturen auf, die ähnlich in der Natur vorkommen, wie Ester oder Amidbindungen, so begünstigt dies die biologische Abbaubarkeit (Bitter et al. 2010). Daher können auch entsprechende erdölbasierte Kunststoffe, die naturähnliche Verbindungen aufweisen, biologisch abgebaut werden (Trabert 2010).

Zu den weltweit am weitesten verbreiteten biologisch abbaubaren Kunststoffen gehören abbaubare Stärke, Polymilchsäure (PLA), Polybutylensuccinat (PBS) und Polybutylenadipat-Terephthalat (PBAT) (Burgstaller et al., 2018).

Während PBS und PBAT weitgehend erdölbasierte Co-Polymere sind (Burgstaller, 2018), und Stärkeblends oft Mischprodukte, so sind Polylactide (PLA oder auch Polymilchsäure) und Polyhydroxyalkanoate (PHA) meist sowohl aus erneuerbaren Rohmaterialien synthetisiert als auch in Reinform (ohne Zugabe von Additiven bei der Produktherstellung) biologisch abbaubar (Burgstaller et al., 2018) und entsprechen damit der engen Definition von Biokunststoffen, die sowohl aus regenerativen Materialien hergestellt als auch biologisch abbaubar sein sollten (Pittmann, 2015).

Unter den biobasierten Biopolymeren spielt bislang Stärke einen wichtige als Ausgangsstoff der Polymersynthesen, z.B. für die Produktion chemisch hergestellter thermoplastischer Stärke, von Stärkeblends sowie von durch einen kombinierten bio-

logischen/chemischen Prozess hergestellte Polymilchsäure (PLA). Ausgangsstoffe sind stärkehaltige Pflanzen wie Mais (European Bioplastics, 2018), die damit in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion stehen. Auch wenn der Flächenbedarf für den Pflanzenanbau für die Biopolymerproduktion nach European Bioplastics (2018) derzeit nur ca. 0,02% der landwirtschaftlichen Fläche beträgt, könnte es lokal bei steigendem Bedarf an Bioplastik sowie der gleichzeitig zunehmenden Weltbevölkerung mit erhöhtem Bedarf an Lebensmitteln zu einer Konkurrenz um Flächennutzungen kommen. PHAs als biobasierte und abbaubare Kunststoffe hatten im Jahr 2017 nur einen Marktanteil von 2,4% der weltweit produzierten Biokunststoffe (European Bioplastics, 2018).

Von den inzwischen mindestens 100 bekannten PHA Monomeren (Rodriguez-Perez et al., 2018) werden Polyhydroxybutyrat (PHB) und Polyhydroxybutyrate-cohydroxyvalerate (PHBV) in industriellem Maßstab produziert (Kessler et al., 2001). PHB wurde bereits 1926 entdeckt (Lemoigne 1926) und besitzt vergleichbare Eigenschaften zu Polypropylen (PP) und Polyethylen (PE). Es hat eine Schmelztemperatur von 175°C und eine niedrige Durchlässigkeit für Wasserdampf (Plackett, 2011), ist aber durch sekundäre Kristallisation spröde, so dass es nur eingeschränkt verarbeitet werden kann. Durch eine Co-Polymerisation mit anderen Monomeren wie Polyhydroxyvalerat (PHV) kann die Verarbeitung erleichtert werden. Anwendung findet es für Verpackungen und Folien in der Landwirtschaft und für medizinische Anwendungen, wie Wundnahten und Tissue Engineering (Bugnicourt, 2014).

Zahlreiche Bakterienarten können unter geeigneten Umweltbedingungen und in Gegenwart geeigneter Monomere PHA synthetisieren und in den Zellen als Speicherstoffe verwenden. Außer pflanzenbasierten Rohstoffen enthalten auch Abwasser bzw. Klärschlamm hohe Frachten an organischen Stoffen, die als Substrate für die Polymersynthese genutzt werden könnten. Des Weiteren finden sich im Belebtschlamm zahlreiche Mikroorganismenarten, die in der Lage sind PHA zu produzieren und in den Zellen anzureichern (Pittmann, 2015).

Zu den bislang bekannten PHA-akkumulierenden Bakterien, die im Belebtschlamm vorkommen zählen z.B. die Spezies *Variovorax* sp., (AB051691), *Acidovorax facilis*, (AF078765), *Comamonas nitrativorans*, (AJ251577), *Zoogloea ramigera*, (D14254) und *Paracoccus aminophilus*, (AY014176) (Oshiki, 2013). Zudem können auch Vertreter der Gattungen *Thauera* PHA akkumulieren (Thomsen et al., 2007). Bis heute aber ist noch wenig bekannt, welche dieser Organismen tatsächlich die dominanten Stämme in der PHA-Akkumulation aus Abwasser sind. Erste Untersuchungen zur mikrobiellen Zusammensetzung in gemischten Kulturen mit synthetischem Substrat führte Huang et al. (2018) durch. Diese zeigten, dass die Artenvielfalt innerhalb eines Reaktors im Laufe der Selektionsphase abnahm und sich wenige dominante PHA-akkumulierende Stämme im Verlauf der Selektionsphase in ihrer relativen Abundanz abwechselten. Dabei konnten PHA Gehalte von 50% Glühverlust nach 40 Tagen erreicht werden. Zudem wurde festgestellt, dass sich die Artenzusammensetzung im

Verlauf der Selektionsphase stärker voneinander unterschied als zwischen Vergleichsreaktoren, die mit verschiedenen Substraten gefüttert wurden. In realen Systemen ist bislang wenig bekannt ist, welche Organismen eine dominante Rolle einnehmen und ob und inwieweit die Substratzusammensetzung die Populationszusammensetzung und damit ggf. auch die Art der produzierten PHA beeinflusst. Hier besteht erheblicher Forschungsbedarf.

### **2.2.3 Verfahrenstechnische Möglichkeiten der PHA-Produktion aus Abwasser und Klärschlamm sowie Einflussfaktoren auf die PHA- Anreicherung**

Voraussetzung für die PHA Produktion ist die Verfügbarkeit von biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen, die in höheren Konzentrationen z.B. im Primärschlamm kommunaler Kläranlagen aber auch in verschiedenen industriellen Abwässern vorhanden sind. Unterschiedliche Forschergruppen haben in den letzten Jahren aufzeigen können, dass Polyhydroxyalkanoate (PHA) über einen zweistufigen Prozess aus Abwasser bzw. Klärschlamm produziert werden können. In einer ersten Stufe werden unter anaeroben Bedingungen aus den im Abwasser bzw. Klärschlamm enthaltenen Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten leichtflüchtige organische Säuren (kurzkettige Fettsäuren oder volatile fatty acids (VFA)) als Monomere produziert, die in einer zweiten aeroben Stufe durch PHA-akkumulierende Bakterien zu Polymeren (PHA) aufgebaut werden (Bengtsson et al. 2017; STOWA 2017; Ben et al. 2016; Morgan-Sagastume et al. 2015; Pittman und Steinmetz 2013a; Jia et al. 2013; Bentsson et al. 2010; Albuquerque et al. 2010a; Chen et al. 2010)

Für zahlreiche industrielle Abwässer wie Zuckerrohrmelasse, Käseolme, Zellstoff, Olivenöl, Milch- und Eiscremeabwasser sowie für Primärschlamm von kommunalen Kläranlagen ist bekannt, dass sie sehr gut versäuerbar sind (Pittmann, 2015) und damit prinzipiell geeignete Ausgangsmaterialien für die PHA-Synthese darstellen.

Abbildung 5 verdeutlicht, dass zur Anreicherung der organischen Säuren der mehrstufige anaerobe Abbauprozess nach der Versäuerungsstufe unterbrochen werden muss. Dies gelingt z.B. durch die Einstellung eines kurzen Schlammalters und eines pH-Wertes von ca. 6, wodurch die Entwicklung von Methanbakterien verhindert wird (Pittmann, 2015).

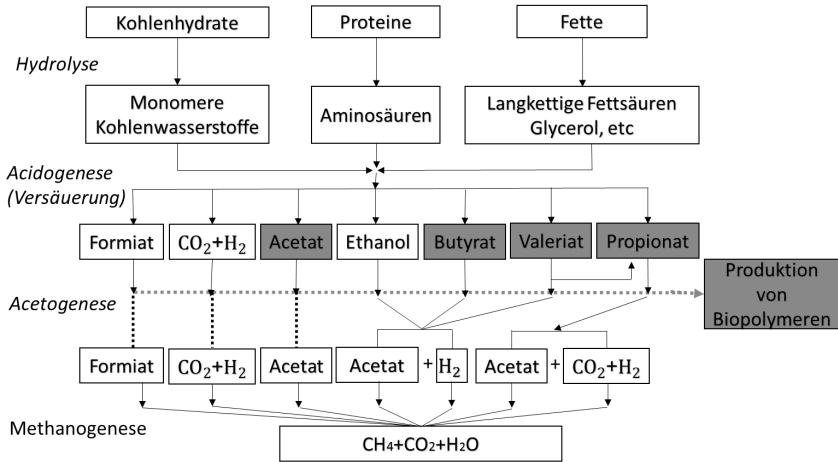


Abbildung 5: Schritte des anaeroben Kohlenstoffabbaus und Monomere für die Biopolymerproduktion (eigene Darstellung modifiziert nach Rosenwinkel et al., 2015)

Obwohl die Versäuerung ein lang bekannter Prozessschritt ist, kann es im Gesamtverfahren bedeutsam sein, den Prozess so zu beeinflussen, dass die jeweiligen Anteile der unterschiedlichen organischen Säuren (Acetat, Propionat, Butyrat und Valerinat) bekannt oder nach Möglichkeit beeinflussbar sind, da dies auf die Art und Struktur der Polymere einen Einfluss haben könnten. Ausführliche Untersuchungen hierzu fehlen bislang, allerdings deuten die Ergebnisse des Projekts PHARIO daraufhin, dass die PHA-Zusammensetzung durch Variation der Substratzusammensetzung beeinflusst werden kann (STOWA, 2017).

Wesentlich für die Bildung der PHA im zweiten Prozessschritt ist das Vorhandensein geeigneter Bakterien, die in der Lage sind, unter bestimmten Randbedingungen PHA zu akkumulieren. Eine Anreicherung dieser Bakterien kann durch einen Wechsel der Milieubedingungen erreicht werden, indem einem aeroben Reaktor (Reaktor 2a in Abbildung 6) zyklisch flüchtige Fettsäuren (VFA) als leicht abbaubares Substrat zugegeben werden. In der Phase der Substratverfügbarkeit (feast-Phase) finden die Bakterien bei Zugabe von Stickstoff und Phosphor gute Wachstumsbedingungen vor. Alle im Belebtschlamm vorkommenden heterotrophen Bakterien nutzen nun das Substrat zur Zellatmung und zum Biomasseaufbau, einige sind außerdem in der Lage das Substrat zum Aufbau interner Kohlenstoffspeicher in Form von Polymeren zu verwenden. Wenn das Substrat verbraucht ist, sind die Bakterien einem Substratmangel ausgesetzt (famine-Phase). In dieser Phase können die PHA-akkumulierenden Bakterien die zellinternen Kohlenstoffspeicher als Energie- und C-Quelle nutzen, was ihnen Wachs-

tumsvorteile verschafft, so dass bei mehrfacher Wiederholung der Zyklen mit feast- und famine-Phasen eine Anreicherung der polymerspeichernden Bakterien stattfindet (Pittmann, 2015).

Nach erfolgter Selektion kann die Biomasse mit hohem PHA-Speichervermögen für die eigentliche Polymerproduktion genutzt werden. Dazu wird ein zweiter Reaktor eingesetzt (Reaktor 2b in Abbildung 6). Auch dieser wird im batch-Modus mit stoßweiser Substratzugabe betrieben und belüftet. Um allerdings einen Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen möglichst weitgehend zu unterdrücken und stattdessen die Einlagerung von PHA als Speichersubstanz zu fördern, werden die Bakterien einem Nährstoffmangel bezüglich N und P ausgesetzt. Durch den Substratstoß wird das System zunächst auch Sauerstoff limitiert betrieben. Ist das externe Substrat weitgehend verbraucht, steigt die Sauerstoffkonzentration an. Dies ist der Zeitpunkt, an dem die Bakterien den nach derzeitigem Kenntnisstand annähernd höchsten Anteil an Polymeren in den Zellen enthalten, so dass die Biomasse dem Reaktor entnommen und entwässert werden muss (Pittmann, 2015).

Eigene Untersuchungen (Pittmann und Steinmetz, 2013 und 2014), die im Rahmen eines von der Willy-Hager Stiftung geförderten Projektes durchgeführt wurden, haben belegt, dass die beschriebenen Verfahrensstufen geeignet sind, um ausschließlich mit Stoffströmen einer kommunalen Kläranlagen aus Primärschlamm PHA mit Belebtschlamm Bakterien anzureichern. Allerdings wurden die Prozesse im Labor nacheinander betrieben und noch nicht direkt gekoppelt. Das Projekt PHARIO ist bereits einen Schritt weiter gegangen, indem frisch aus verschiedenen Abwässern und Schlämmen produzierte Fettsäuren unmittelbar dem zweiten Verfahrensschritt zugeführt wurden (STOWA, 2017). Allerdings wurden auch in diesem Projekt Zwischenschritte manuell durchgeführt. Eine regelungs-/steuerungstechnische Kopplung der Verfahrensstufen ist bislang noch nicht realisiert worden, dies wird nun in eigenen Forschungsansätzen verfolgt.

Bisherige Versuche wurden überwiegend im Labormaßstab und oftmals mit synthetischem oder sehr einfach zusammengesetztem Abwasser durchgeführt (z.B. Bengtsson et al., 2010; Albuquerque et al., 2010b). Komplexe Medien wie Primärschlamm wurden z.B. von Pittmann und Steinmetz (2013 und 2014) sowie industrielles Abwasser aus der Papier- und Pappe-Herstellung von Yan et al. (2006), Abwasser aus der Olivenölherstellung von Dionisi et al. (2005), Abwasser aus der Bierbrauereiindustrie von Ben et al. (2016) und Abwasser aus der Stärke- und aus der Käseproduktion von Yan et al. (2006) untersucht. Im halbtechnischen Maßstab wurden im Projekt PHARIO 52 Batch-Versuche zur PHA-Produktion durchgeführt, 20 mit synthetischer VFA-Zusammensetzung, 5 mit Primärschlamm und 27 mit Süßigkeitenabwasser. Damit fehlt trotz durchgeführtem Up-Scaling Schritt auch in diesem Projekt der Nachweis einer konstanten Produktion über einen langen Zeitraum.

Besonderes Augenmerk wurde bei den Versuchen von Pittmann und Steinmetz (2013; 2014) auf den Einfluss der Randbedingungen auf die Versäuerung und anschließende die Polymerproduktion gelegt. Durch Variation der Prozessparameter Temperatur, pH-Wert, Aufenthaltszeit, Entnahmemenge und Reaktorbetriebsweise konnte mit Primärschlamm eine maximale VFA-Raumproduktion von 1.913 mgVFA/(L·d) bei einer VFA-Konzentration von 7.653 mg/L erzielt werden. Dabei konnten bis zu 39% des Primärschlamm-CSBs in Fettsäuren umgewandelt werden (Pittmann und Steinmetz, 2013). Die produzierten VFAs wurden zunächst zur Selektion PHA-produzierender Mikroorganismen aus dem Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage nach oben beschriebener Verfahrensweise eingesetzt. Die derart angereicherte Biomasse wurde dann zur Produktion von PHAs genutzt. Dabei konnten durch Variationen der Prozessparameter Substratkonzentration, Temperatur, pH-Wert und Zyklusdauer, PHA-Gehalte bis zu 28,4 Gew.-% bezogen auf die Zelltrockenmasse erzielt werden (Pittmann und Steinmetz, 2014).

In den o.g. Studien wurden jeweils nur einzelne Aspekte untersucht, z.B. zur prinzipiellen Eignung des jeweiligen Substrates. Bei allen genannten Substraten konnte erfolgreich PHA produziert werden. Bengtsson et al. (2010) konnten mit Melasse 31,6% PHA der Zelltrockenmasse produzieren und feststellen, dass bei hohen Acetat- und Valerat-Gehalten eine höhere Polymerproduktion erreicht werden kann als bei überwiegendem Vorliegen von Propionat und Butyrat Monomeren. Albuquerque et al. (2010b) haben die Einflüsse der Selektionsbedingungen (feast/famine-Zyklus, Nährstoff- und Substratkonzentration) bei Verwendung einer Mischkultur mit Melasse als Substrat untersucht und einen PHA-Gehalt von 74,6 % erreicht. Yan et al. (2006) haben beobachten können, dass die Kombination aus dem verwendeten Belebtschlamm (Schlamm aus kommunaler Kläranlage, Papier- und Zellstofffabrik, Stärkeproduktion oder Milchverarbeitung) und der Verwendung verschiedener Kohlenstoffquellen (Acetat, Glukose, Papier- und Zellstoffabwasser, Stärkeabwasser, Abwasser aus der Käseherstellung) großen Einfluss auf die PHA Produktion hat. Mit der Kombination aus Belebtschlamm einer Papierabwasserkläranlage und Acetat als Substrat, konnte der höchste PHA-Gehalt mit 43% erzielt werden. Die beste Kombination mit realen Abwasser war Papierabwasser mit Belebtschlamm aus einer Papierabwasserkläranlage mit ca. 18% PHA der Zelltrockenmasse. Dionisi et al. (2005) haben den Einfluss von unterschiedlichen Vorbehandlungsmöglichkeiten der Versäuerung untersucht. Demnach können durch eine vorherige Zentrifugation von Olivenölmühlenabwasser, sowohl die VFA-Ausbeute, als auch die VFA-Zusammensetzung beeinflusst werden. Durch die Zentrifugation stieg der Anteil an Propionat und Valerat, wodurch die Polymereigenschaften direkt beeinflusst werden können. Ben et al. (2016) konnten mit Brauereiabwasser und einer Selektionsphase einen PHA-Gehalt von 39% erzielen. Mit Erhöhung der Substratkonzentration konnten sie die PHA-Ausbeute steigern. Der pH-Wert und die Temperatur hatten keinen Einfluss auf die PHA-Speicherung. Im Projektbericht PHARIO wurde beschrieben, dass ohne ausgeprägte



Selektionsphase, allein durch eine verkürzte Akklimatisationsphase an das Substrat, bereits PHA-Gehalte von ca. 37% bei der Verwendung von kommunalen Überschussschlamm erreicht werden können (STOWA, 2017).

Obwohl somit viele einzelne Aspekte untersucht wurden, lassen sich die jeweiligen Erkenntnisse nur schwer zusammenführen, da alle Untersuchungen unter unterschiedlichen Randbedingungen stattfanden, verschiedene Untersuchungsschwerpunkte gesetzt und die Versuche häufig in kleinem Maßstab mit einem Arbeitsvolumen von ca. 1 Liter (Campanari et al., 2017; Carvalho et al., 2018; Burniol-Figols et al., 2018) durchgeführt wurden. Nur wenige Versuche erfolgten im Maßstab mehrerer Liter (z.B. Pittmann und Steinmetz, 2013 und 2014) bis hin zum halbtechnischen Maßstab von ca. 1 m<sup>3</sup> Reaktorvolumina (STOWA, 2017).

Für ein Up-Scaling und Schließen der gesamten Verfahrenskette müssen der Einfluss der Substratzusammensetzung auf die Bildung der organischen Säuren ebenso untersucht werden, wie der Einfluss von deren Zusammensetzung auf die Art der gebildeten PHA. Weiterhin ist die Frage, ob und ggf. unter welchen Randbedingungen eine gezielte Selektion von PHA akkumulierenden Bakterien aus Belebtschlamm erforderlich ist oder nicht, noch nicht abschließend geklärt. Ebenso zur Art der beteiligten Organismen liegen kaum Erkenntnisse vor.

Weitere derzeit in der eigenen Arbeitsgruppe durgeführte Forschungen haben darüber hinaus zum Ziel, Prozessschritte aufeinander abzustimmen und hierzu erforderliche Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik (MSR)-Strategien zu entwickeln.

#### **2.2.4 Potenziale im Abwasser**

Auf der Basis bisheriger Versuche lässt sich das theoretisch erzielbare Potenzial zur Substitution von synthetisch hergestellten Kunststoffen durch Primärschlamm abschätzen. Abbildung 6 zeigt eine Bilanz zur Potenzialabschätzung der Biopolymerproduktion aus Primärschlamm in Deutschland basierend auf den Ergebnissen zur Versäuerung und PHA Anreicherung von Pittman und Steinmetz (2016).

Grundlage der Kalkulation war die Annahme, dass zukünftig Primärschlamms von ca. 92 % der in Deutschland an Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 angeschlossenen EW, das sind gut 100 Mio. EW genutzt und der CSB entsprechend der Versuchsergebnisse von Pittmann und Steinmetz (2013) versäuert und wie in Pittmann und Steinmetz (2014) beschrieben, zu PHA umgesetzt werden kann. Die genauen Berechnungsgrundlagen können Pittmann und Steinmetz (2016) entnommen werden.

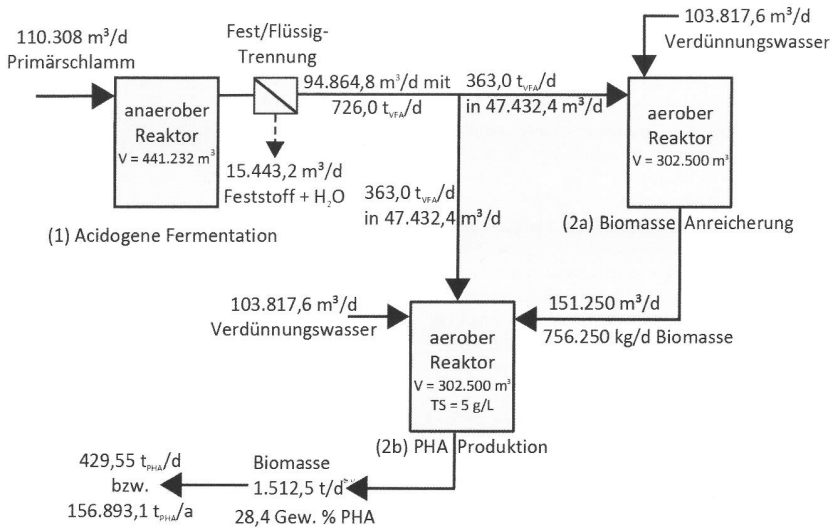


Abbildung 6: Theoretisch ermitteltes Potenzial zur PHA Produktion aus Primärschlamm sowie erforderlichen Gesamtreaktorvolumina auf Kläranlagen in Deutschland (nach Pittmann und Steinmetz, 2015)

Tabelle 2 zeigt zusätzlich die theoretisch erreichbare PHA Produktion in der EU sowie das Potenzial, wenn zukünftig durch Prozessverbesserungen doppelt so viel PHA produziert werden könnte, z.B. durch einen erhöhten Anteil an gespeichertem PHA in den Zellen (bis zu 60% PHA statt 30%). Diese Größenordnung ist nicht unrealistisch, da unter Laborbedingungen mit einfachen Substraten bereits PHA-Gehalte von knapp 75% erreicht wurden (Albuquerque et al., 2010b) und bei den Versuchen von Pittmann und Steinmetz (2014) 50% des Substrates für die Selektion verwendet wurden und somit für die PHA Produktion nicht mehr zur Verfügung standen.

Die in Tabelle 2 dargestellten Zahlen verdeutlichen, dass bereits der Primärschlamm kommunaler Kläranlagen eine wichtige Quelle auf dem Weg zu einer nachhaltigen Kunststoffproduktion sein kann, obwohl im Primärschlamm nur ca. ein Drittel des organischen Kohlenstoffs im kommunalen Abwasser enthalten ist.

Tabelle 2: Zusammenstellung der theoretisch ermittelten Potenziale aus Primärschlamm für Deutschland und die EU (nach Pittmann und Steinmetz, 2016 und 2017)

	Deutschland	EU
Theoretischer Primärschlammfall auf KA > 10.000 EW (inkl. Umstellung aerober Stabilisierungsanlagen)	ca. 100 Mio. EW mit 1,1 L PS/(EW*d) ca. 110.000 m <sup>3</sup> Primärschlamm/d	ca. 600.000 m <sup>3</sup> Primärschlamm/d
mg PHA/Jahr bei PHA-Gehalt ca. 30%	ca. 160.000	880.000
Anteil an weltweiter Biokunststoffproduktion (inklusive abbaubare erdölbasierte Biokunststoffe) von ca. 2 Mio. t in 2017 (European Bioplastics, 2018)	8%	44 %
Anteil an weltweiter Biokunststoffproduktion (inklusive abbaubare erdölbasierte Biokunststoffe) von ca. 2 Mio. t in 2017 (European Bioplastics, 2018) bei doppelter PHA Produktion (60% Anreicherung)	16%	88%
Substitutionspotenzial für konventionellen Verpackungskunststoffen in der EU (ca. 20 Mio. t/a (40% von 51 Mio. t) in 2017 (PlasticsEurope, 2018) bei 60% PHA	1.6%	8,8 %

### 2.2.5 Forschungs Herausforderungen und Aktivitäten an der TU Kaiserslautern

Obwohl die prinzipielle Eignung von kommunalen und industriellen Abwasser- und Schlammströmen für die Biopolymerproduktion inzwischen im Rahmen vieler Projekte belegt wurde, sind viele Fragen noch ungeklärt (siehe Abbildung 7). Es fehlen systematische Untersuchungen zum Einfluss der Betriebsbedingungen auf die VFA Produktion und auf Menge und Zusammensetzung der produzierten Polymere ebenso wie Kenntnisse über die Zusammensetzung und mögliche Beeinflussung der Bakterienbiozönose. Auch ist unbekannt, inwieweit der Gesamtprozess bei schwankender Abwasser- bzw. Schlammzusammensetzung langfristig stabilisiert werden kann. Bislang ist noch keine halbtechnische oder technische Umsetzung im automatisierten Langzeitbetrieb erfolgt.

Zur Beantwortung eines Teils der noch offenen Fragen, werden derzeit an der TUK die Prozesse zur Versäuerung und PHA Produktion aus Primärschlamm und aus industriellen Abwässern intensiv erforscht. Dabei wird die Eignung und der Einfluss unterschiedlicher einfacher und komplexer Substrate zur Versäuerung und PHA Produktion und Zusammensetzung ebenso untersucht, wie der Einfluss verschiedener Betriebsbedingungen wie pH-Wert, Zyklusdauer und Zykluseinteilung oder Raum- bzw. Schlammbelastung. Schwerpunkte eines von der Willy-Hager-Stiftung geförderten Projektes können als fett markierte Punkte Abbildung 7 entnommen werden.

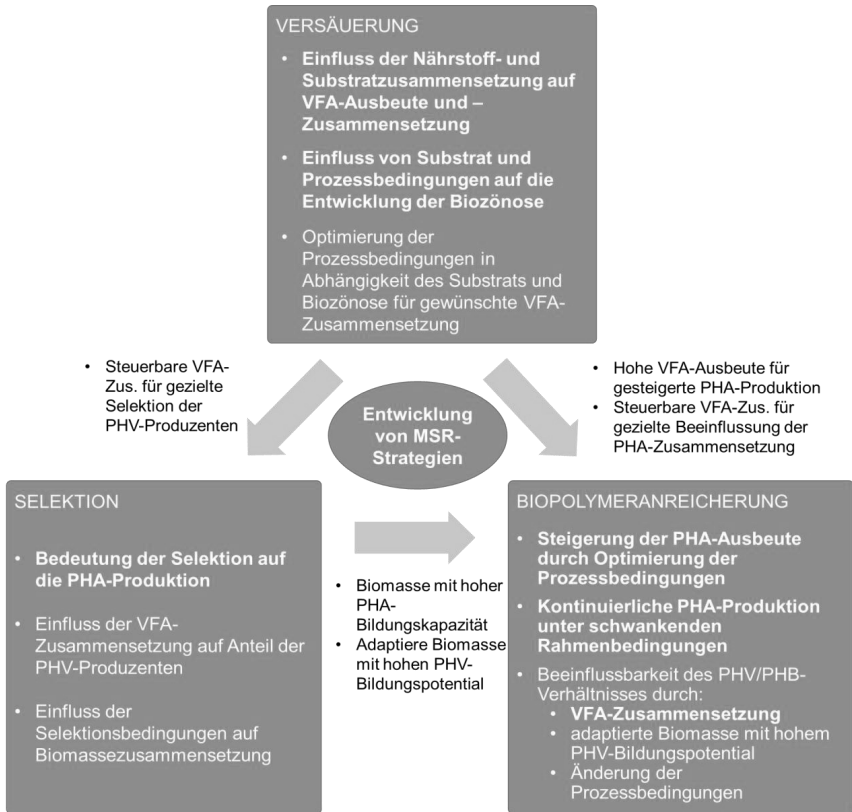


Abbildung 7: Offene Forschungsfragen und Arbeitsschwerpunkte (fett) in einem von der Willy Hager Stiftung geförderten Projekt

In dem EU-Projekt WOW! soll die Schließung der Verfahrenskette und deren Erprobung im halbtechnischen Maßstab (ca. 1 m<sup>3</sup> Reaktorvolumina) unter realen Anwendungsbedingungen auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen erprobt werden.

Für das kommunale Abwassersystem wird mit Verwendung von Primärschlamm nur ca. ein Drittel der organischen Fracht des Abwassers genutzt (siehe Abbildung 2). Um das Potenzial zur Biopolymerproduktion aus kommunalen Abwasserströmen zu erhöhen, könnte Schwarzwasser ein weiteres mögliches Substrat sein. In einigen Forschungsvorhaben konnte bereits gezeigt werden, dass Schwarzwasser ein geeignetes Substrat für den anaeroben Abbau ist und die Biogasproduktion durch Co-Vergärung von Küchenabfällen (Wendland et al., 2007) oder anderen Co-Fermenten deutlich gesteigert werden kann (Wasielewski et al., 2017). Anders als Primärschlamm ist

Schwarzwasser jedoch nährstoffreich, so dass die Eignung und die erforderlichen Verfahrenseinstellungen zur PHA Produktion noch untersucht werden müssen. Bislang gilt Nährstoffmangel als eine der treibenden Kräfte für die PHA Anreicherung aus Abwässern und Klärschlamm. Möglichkeiten aus Schwarzwasser PHA zu produzieren sollen im Rahmen eines beantragten BMBF-Projektes (RUN) bei Bewilligung in den nächsten Jahren erfolgen. Des Weiteren soll in dem geplanten Projekt untersucht werden, ob die Versäuerung von Schwarzwasser für die Rücklösung von Phosphor als wichtigem Teilschritt für die Phosphorrückgewinnung genutzt werden kann und ob und wie sich die Zielsetzungen Biopolymerproduktion und Phosphorrückgewinnung aus Schwarzwasser sinnvoll kombinieren lassen.

### **3 Zusammenfassung und Ausblick**

Organische Abwasserinhaltsstoffe werden heute teils unter Einsatz externer Energie - in Form von Strom für das Belüftungssystem - abgebaut und teils energetisch genutzt. Faulgaserzeugung und Eigenstromanteile können durch vielfältige Maßnahmen vom Umbau simultan aerober Stabilisierungsanlagen zu Faulungsanlagen bis hin zu zahlreichen betrieblichen Maßnahmen deutlich gesteigert werden. Zusammen mit Maßnahmen zur Energieeffizienz und ggf. der Produktion von Strom aus regenerativen Quellen auf dem Kläranlagengelände ist so zukünftig ein energieneutraler Betrieb von Kläranlagen möglich.

Eine stoffliche Verwertung des organischen Kohlenstoffs findet bislang nicht statt. Ansatzpunkte hierfür bietet die Produktion von Biopolymeren. Bisherige Versuchsergebnisse sind vielversprechend. Sowohl aus Primärschlamm als auch aus organisch hoch belasteten industriellen Abwässern konnten in Labor- und teilweise halbtechnischen Versuchen Polyhydroxyalkanoate als Biopolymere in einem zweistufigen biologischen Prozess hergestellt werden. Erste Potenzialabschätzungen verdeutlichen, dass die Nutzung kommunaler Primärschlämme einen wesentlichen Beitrag zur Produktion abbaubarer Kunststoffe liefern könnten.

Allerdings bedarf es noch weiterer Forschungen, um die Einflussfaktoren auf die PHA Produktion zu untersuchen und zu ermitteln, ob die Polymerzusammensetzung gezielt beeinflusst werden kann. Da PHA bis zum fertigen Endprodukt noch weiter bearbeitet werden müssen, sollten die Schnittstellen und Erfordernisse der nachfolgenden Schritte Extraktion der PHA und der eigentlichen Produktherstellung abgestimmt werden. Obwohl PHA biologisch abbaubar sind, muss für die Produkte der Nachweis der Abbaubarkeit noch erfolgen.

Eine Biopolymerproduktion aus Abwasser steht teilweise in Konkurrenz zur energetischen Nutzung. Allerdings kann die gezielte Versäuerung auch Vorteile bei der Biogasproduktion der abgetrennten Feststoffe bringen, hierzu liegen bislang allerdings keine Untersuchungen vor.

Generell ist eine stoffliche Verwertung einer energetischen vorzuziehen, zumal Energie zukünftig verstärkt aus regenerativen Quellen zur Verfügung stehen wird. Kläranlagen könnten durch flexiblen Betrieb und als Standorte für mit Überschussstrom betriebenen Elektrolyseuren und Methanisierungsstufen einen Beitrag sowohl zur Stabilisierung der Stromnetze als auch zur Speicherung regenerativ erzeugter Energien geeignet sein und gleichzeitig den organischen Kohlenstoff aus dem Abwassersystem für Syntheseprozesse nutzen. Damit würden die Entsorgungssysteme von heute zu Produktionsstandorten nachhaltig erzeugter Energieträger und Produkte.

#### 4 Literatur

- Albuquerque, M. G. E.; Martino, V.; Pollet, E.; Averous, L.; Reis, M. A. M. (2010a): Mixed culture polyhydroxyalkanoate (PHA) production from volatile fatty acid (VFA)-rich streams: effect of substrate composition and feeding regime on PHA productivity, composition and properties. In: *Journal of biotechnology* 151 (1), S. 66–76. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2010.10.070.
- Albuquerque, M. G. E.; Torres, C. A. V.; Reis, M. A. M. (2010b): Polyhydroxyalkanoate (PHA) production by a mixed microbial culture using sugar molasses: effect of the influent substrate concentration on culture selection. In: *Water Research* 44 (11), S. 3419–3433. DOI: 10.1016/j.watres.2010.03.021.
- Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., König, F., Miklos, D., Rechenberg, B. (2015): Kunststoffe in der Umwelt – Ein Beitrag zur aktuellen Mikroplastikdiskussion. *Korrespondenz Abwasser Abfall*, Jahrgang 62, Nr. 1, S. 34-39.
- Ben, M.; Kennes, C.; Veiga, M. C. (2016): Optimization of polyhydroxyalkanoate storage using mixed cultures and brewery wastewater. In: *J. Chem. Technol. Biotechnol.* DOI: 10.1002/jctb.4891.
- Bengtsson, S.; Karlsson, A.; Alexandersson, T.; Quadri, L.; Hjort, M.; Johansson, P. et al. (2017): A process for polyhydroxyalkanoate (PHA) production from municipal wastewater treatment with biological carbon and nitrogen removal demonstrated at pilot-scale. In: *New biotechnology* 35, S. 42–53. DOI: 10.1016/j.nbt.2016.11.005.
- Bengtsson, S.; Pisco, A. R.; Reis, M. A. M.; Lemos, P. C. (2010): Production of polyhydroxyalkanoates from fermented sugar cane molasses by a mixed culture enriched in glycogen accumulating organisms. In: *Journal of biotechnology* 145 (3), S. 253–263. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2009.11.016.
- Bitter, Thomas; Sommer, Bettina; Tompert, Alfred (2010): *Elemente Chemie 2*. Stuttgart: Ernst Klett Verlag GmbH.
- Bonten, C. (2014): *Kunststofftechnik*. Carl Hanser Verlag, München.

- Bugnicourt, E.; Cinelli, P.; Lazzeri, A.; Alvarez, V. (2014): Polyhydroxyalkanoate (PHA): Review of synthesis, characteristics, processing and potential applications in packaging. In: *Express Polym. Lett.* 8 (11), S. 791–808. DOI: 10.3144/expresspolymlett.2014.82.
- Burgstaller, M.; Potrykus, A.; Weißenbacher, J.; Kabasci, S.; Merrettig-Bruns, U.; Sayder, B. (2018): Gutachten zur Behandlung biologisch abbaubarer Kunststoffe. Hg. v. Umweltbundesamt (57/2018). Online verfügbar unter [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/18-07-25\\_abschlussbericht\\_bak\\_final\\_pb2.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/18-07-25_abschlussbericht_bak_final_pb2.pdf), zuletzt geprüft am 17.12.2018.
- Burniol-Figols, A.; Varrone, C.; Daugaard, A. E.; Le, S. B.; Skiadas, I. V.; Gavala, H. N. (2018): Polyhydroxyalkanoates (PHA) production from fermented crude glycerol. Study on the conversion of 1,3-propanediol to PHA in mixed microbial consortia. In: *Water research* 128, S. 255–266. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.046.
- Campanari, S.; Augelletti, F.; Rossetti, S.; Sciubba, F.; Villano, M.; Majone, M. (2017): Enhancing a multi-stage process for olive oil mill wastewater valorization towards polyhydroxyalkanoates and biogas production. In: *Chemical Engineering Journal* 317, S. 280–289. DOI: 10.1016/j.cej.2017.02.094.
- Carvalho, G.; Pedras, I.; Karst, S. M.; Oliveira, C. S. S.; Duque, A. F.; Nielsen, P. H.; Reis, M. A. M. (2018): Functional redundancy ensures performance robustness in 3-stage PHA-producing mixed cultures under variable feed operation. In: *New biotechnology* 40 (Pt B), S. 207–217. DOI: 10.1016/j.nbt.2017.08.007.
- Chen, G. G. Q. (2010): *Plastic from Bacteria, Natural Functions and Applications*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-642-03286-8
- DIN EN 13432, Dezember 2000: Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau.
- DWA (2018): 30. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef
- DWA (2015): DWA A- 216 – Energiecheck und Energieanalyse. Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef
- E-Klär (2017): Entwicklung und Integration innovativer Kläranlagentechnologien für den Transformationsprozess in Richtung Technikwende. Abschlussbericht. Online verfügbar unter <https://bmbf.nawam->

erwas.de/sites/default/files/abschlussbericht\_e-klaer\_geschuetzt.pdf,  
zuletzt geprüft am 31.10.2018

European Bioplastics (2018): Bioplastic Market data 2017, Report European Bioplastics e.V. <https://www.european-bioplastics.org/market/>, zuletzt geprüft am 31.10.2018

Hansen J. (1997): Der Einsatz von Fuzzy Control für Regelungsaufgaben im Bereich der Nährstoffelimination in kommunalen Kläranlagen. Dissertation. *Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, Band 10

Hopmann, C., Michaeli, W., Greif, H., Wolters L. (2015): Technologie der Kunststoffe. Carl Hanser Verlag München, 4. aktualisierte Auflage

Huang, L.; Chen, Z.; Wen, Q.; Zhao, L.; Lee, D.-J.; Yang, L.; Wang, Y. (2018): Insights into Feast-Famine polyhydroxyalkanoate (PHA)-producer selection: Microbial community succession, relationships with system function and underlying driving forces. In: *Water research* 131, S. 167–176. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.033.

Kessler B., Westhuis R., Witholt B., Eggink G. (2001): Production of microbial polyesters: fermentation and downstream processes, in: W. Babel, A. Steinbuchel (Eds.), *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology: Biopolyesters*, Springer, Berlin, 71, pp. 159–182.

Lemoigne, M. (1926): Produits de deshydratation et de polymérisation de l'acide B-oxybutyric. *Bull. Sot. Chim. Biol.* (Paris) 8, pp. 770-782

Oshiki, M.; Onuki, M.; Satoh, H.; Mino, T. (2013): Microbial Community Composition of Polyhydroxyalkanoate-Accumulating Organisms in Full-Scale Wastewater Treatment Plants Operated in Fully Aerobic Mode. In: *Microb. Environ.* 28 (1), S. 96–104. DOI: 10.1264/jsme2.ME12141.

Pinnekamp, J.; Schröder, M.; Bolle, F.-W.; Gramlich, E.; Gredigk-Hoffmann, S.; Koenen, S.; Loderhose, M.; Miethig, S.; Ooms, K.; Riße, H.; Seibert-Erling, G.; Schmitz, M.; Wöffen, B. (2017): Energie in Abwasseranlagen. Handbuch NRW 2. vollständig überarbeitete Fassung Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) Düsseldorf. Online verfügbar unter [https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/energie\\_abwasseranlagen.pdf](https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/energie_abwasseranlagen.pdf), zuletzt geprüft am 31.10.2018

Pittmann, T. und Steinmetz, H. (2013): Influence of operating conditions for volatile fatty acids enrichment as a first step for polyhydroxyalkanoate production on a municipal wastewater treatment plant. *Bioresour. Technology*, 148C, 270-276



- Pittmann, T. und Steinmetz, H (2013): Influence of operating conditions for volatile fatty acids enrichment as a first step for polyhydroxyalkanoate production on a municipal wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 148C, 270-276
- Pittmann, T. und H. Steinmetz: (2013 a): Produktion von Bioplastik auf kommunalen Kläranlagen. In: Wasser und Abfall 05/13 (05/13), S. 37 – 41
- Pittmann, T. und Steinmetz, H. (2014): Polyhydroxyalkanoate production as a side stream process on a municipal wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 167, 297-302.
- Pittmann, T. (2015): Herstellung von Biokunststoffen aus Stoffströmen einer kommunalen Kläranlage, Dissertation, Stuttgarter Bericht zur Siedlungswasserwirtschaft; Bd. 224, DIV Deutscher Industrie Verlag GmbH, München, ISBN-Nr. 987-3-8356-7280-2.
- Pittmann, T. and Steinmetz, H. (2015): Potenzial zur Biopolymerproduktion auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland. *gwf Wasser Abwasser*, DIV Deutscher Industrieverlag GmbH. Band 06/2015, Jahrgang 156: 670 - 676, ISSN 0016-3651.
- Pittmann, T., Steinmetz, H. (2016) Potential for polyhydroxyalkanoate production on German or European municipal wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, 214, pp. 9-15 DOI: 10.1016/j.biortech.2016.04.074
- Pittmann, T.; Steinmetz, H. (2017): Polyhydroxyalkanoate Production on Waste Water Treatment Plants: Process Scheme, Operating Conditions and Potential Analysis for German and European Municipal Waste Water Treatment Plants. *Bioengineering*, 4, 54; DOI: 10.3390/bioengineering4020054
- Plackett, D. V. (2011): *Biopolymers. New materials for sustainable films and coatings*. 1st ed. Chichester West Sussex UK: Hoboken NJ; Wiley
- Plastics Europe, 2018: *Plastics – the Facts 2018. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Online verfügbar unter [https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics\\_the\\_facts\\_2018\\_AF\\_web.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf), zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Rodriguez-Perez, S.; Serrano, A.; Pantión, A. A.; Alonso-Fariñas, B. (2018): Challenges of scaling-up PHA production from waste streams. A review. In: *Journal of environmental management* 205, S. 215–230. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.09.083.
- Rosenwinkel, K.-H.; Kroiss, H.; Dichtl, N.; Seyfried, C.-F.; Weiland, P. (Hg.) (2015): *Anaerobtechnik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. 3., neu bearb. Aufl. Berlin: Springer Vieweg.

- Schmitt T.G., Gretzschel O., Hansen J., Siekmann K., Jakob J. (2014): Umstellung von Kläranlagen auf Schlammfäulung. Energetisches und ökonomisches Optimierungspotenzial. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz(Hrsg.), Mainz. Online verfügbar unter [https://mueef.rlp.de/fileadmin/mulewf/Publikationen/Umstellung\\_von\\_Klaeranlagen\\_auf\\_Schlammfaulung.pdf](https://mueef.rlp.de/fileadmin/mulewf/Publikationen/Umstellung_von_Klaeranlagen_auf_Schlammfaulung.pdf), zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Schmitt, T. G.; Knerr, H.; Dilly, T. C.; Hansen, J.; Hien, S.; Siekmann, T. (2018): „Zukunftsorientierte Einbindung der Fäulung und Faulgasverwertung in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und Verwertung in Rheinland-Pfalz, ZEBRAS“. Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten (MUEEF) des Landes Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz. Online verfügbar unter <https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/Schlussbericht.pdf?command=downloadContent&filename=Schlussbericht.pdf>, zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Schmitt T.G., Schäfer M., Gretzschel O., Bislingmaier A., Hanke B., Hobus I., et al. (2017): Kläranlagen als Flexibilitätsoption im Stromnetz. Ergebnisse aus dem Verbundprojekt arrivee: Welchen Beitrag leisten Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung im Rahmen der Energiewende? Wwt-Wasserwirtschaft- Wassertechnik (5) S- 4-8. Online verfügbar unter <https://www.wwt-online.de/klaeranlagen-als-flexibilitaetsoption-im-stromnetz-0>, zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Steinmetz H., Reinhardt T., Gasse J., Meyer C., Maier W., Poppe B., Baumann P., Morck T., Kolisch G., Taudien Y. (2015): Leitfaden Energieeffizienz auf Kläranlagen. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (Hrsg.) Stuttgart. Online verfügbar unter [https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/mum/intern/Dateien/Dokumente/2\\_Presse\\_und\\_Service/Publikationen/Energie/151010\\_Leitfaden\\_Energieeffizienz\\_auf\\_Klaeranlagen.pdf](https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/mum/intern/Dateien/Dokumente/2_Presse_und_Service/Publikationen/Energie/151010_Leitfaden_Energieeffizienz_auf_Klaeranlagen.pdf), zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Steinmetz, H.; Schäfer, M.; Gretzschel, O. (2017): Fäulung optimieren! Flexibilität wagen! Wie geht es weiter?; Vortrag; Fachtagung: Kläranlagen in der Energiewende: Fäulung optimieren, Flexibilität wagen; 30. November 2017, Kaiserslautern.
- STOWA (2017): PHARIO. Stepping stone to a sustainable value chain for PHA bioplastic using municipal activated sludge. Amersfoort-Niederlande (15). Online verfügbar unter <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202017/STOWA%202017-15.pdf>, zuletzt geprüft am 31.10.2018
- Thomsen, T. R.; Kong, Y.; Nielsen, P. H. (2007): Ecophysiology of abundant denitrifying bacteria in activated sludge. In: FEMS microbiology ecology 60 (3), S. 370–382. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2007.00309.x.

- Trabert, A. (2010): Biologisch abbaubare Kunststoffe. Marburg. Online verfügbar unter [https://www.chids.de/dachs/expvotr/796BiologischAbbaubareKunststoffe\\_Trabert.pdf](https://www.chids.de/dachs/expvotr/796BiologischAbbaubareKunststoffe_Trabert.pdf), zuletzt geprüft am 19.12.2018.
- UNEP (2005): Marine Litter. An analytical overview (2005). Online verfügbar unter <http://www.cep.unep.org/content/about-cep/amep/marine-litter-an-analytical-overview/view>, zuletzt geprüft am 19.12.2018.
- Wendland C., Deegener S., Behrendt J., Toshev P. and Otterpohl R. (2007): Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR), *Water Science & Technology*, 55(7):187-94.
- Wasielewski, S., Morandi, C. G., Mouarkech, K., Minke, R. and Steinmetz, H. (2017): Impacts of blackwater co-digestion on biogas production in the municipal wastewater treatment sector using pilot-scale UASB and CSTR reactors. *Desalination and Water Treatment* (91) 121–128, DOI: 10.5004/dwt.2017.21236.
- Wiese J. (2005): Entwicklungen von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR Kläranlagen und Mischkanalisation. Simulation und Großtechnik. Dissertation. *Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, Band 19
- Yan, S.; Tyagi, R. D.; Surampalli, R. Y. (2006): Polyhydroxyalkanoates (PHA) production using wastewater as carbon source and activated sludge as microorganisms. In: *Water Science and Technology* 53 (6), S. 175–180. DOI: 10.2166/wst.2006.193
- Zettl U. (2000): Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugebieten. Dissertation. *Schriftenreihe Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, Band 13

### Korrespondenz an:

Prof. Dr.- Ing. Heidrun Steinmetz  
Technische Universität Kaiserslautern  
Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen  
Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung  
Paul-Ehrlich-Str. 14  
Tel.: +49 (0)632 205 2944  
Fax: +49 (0)632 205 3905  
E-Mail: [heidrun.steinmetz@bauing.uni-kl.de](mailto:heidrun.steinmetz@bauing.uni-kl.de)

## Von Effizienz bis Flexibilisierung – ein erfolgreicher Weg mit viel Energie

Michael Schäfer<sup>1</sup>; Oliver Gretzschel<sup>1</sup>; Joachim Hansen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern

<sup>2</sup>FG Siedlungswasserwirtschaft und Wasserbau, Universität Luxembourg

**Kurzfassung:** Der vorliegende Beitrag blickt auf 14 Jahre Energieforschung für die Praxis auf Kläranlagen am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und tectraa zurück. Beginnend mit der Erarbeitung von Grundlagen im Rahmen des ersten deutschlandweiten Projektes zum Thema Energieeffizienz als Partner des UBA richtete sich in den nachfolgenden Projekten der Fokus regelmäßig auf die Kläranlagen in Rheinland-Pfalz. Wesentliche daraus resultierende Hilfestellungen für die Kläranlagenpraxis waren dabei die Broschüren „Steigerung der Energieeffizienz auf Kläranlagen“ sowie „Umstellung auf Faulung“. Mit dem fortschreitenden Umbau der Energieinfrastruktur im Zuge der Energiewende stellte sich auch die Frage welche Rolle die Kläranlage in einem solchen erweiterten Umfeld einnehmen kann. Dazu wurden im Rahmen von „arrivee“ wesentliche Grundlagen und Handlungsempfehlungen für die Bereitstellung von Flexibilität erarbeitet. Zeitlich parallel wurden im Rahmen von „ZEBRAS“ Checklisten entwickelt, um den Faulungsbetrieb auf Kläranlagen systematisch zu prüfen und zu optimieren und somit den Ertrag an Speichergasen zu steigern. Die sechs in diesem Beitrag vorgestellten Leuchtturmprojekte fanden deutschlandweit Beachtung und leisteten und leisten weiterhin einen wichtigen Beitrag für einen zunehmend (energie-)effizienten Betrieb von Kläranlagen.

**Key-Words:** Energie auf Kläranlagen, Energieeffizienz, Flexibilität, Anaerobe Stabilisierung

### 1 Einleitung

Seit nun mehr über 14 Jahren werden am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft unter der Leitung von Theo G. Schmitt Projekte mit hohem Energieinhalt bearbeitet. Neben einer Vielzahl von durchgeführten Energieanalysen, wurden ebenfalls kontinuierlich energetische und verfahrenstechnische Optimierungs- und Machbarkeitsstudien angefertigt, die den Wissenstransfer fortlaufend i. b. in die kommunale Praxis sicherstellten. Die Grundlage dafür bilden die in der nachfolgenden Tabelle 1.1 aufgeführten Leuchtturmprojekte mit landes- und bundesweiter Strahlkraft, deren zeitliche

Abfolge und Bearbeitungszeiträume in Abbildung 1.1 dargestellt sind. Diese thematisch innovativen Projekte werden in diesem Beitrag zusammenfassend dargestellt<sup>1</sup> und in ihren inhaltlichen Zusammenhang gebracht. Der Einstieg in die Energie-Thematik war nicht unbedingt von zielgerichteter Akquise getrieben, aber dennoch ein gelungener Aufschlag zu einer erfolgreichen Serie von Projekten, die auch in Zukunft fortgeführt werden soll.



Abbildung 1.1: Zeitliche Abfolge der betrachteten Energieprojekte

<sup>1</sup> Die nachfolgenden Beschreibungen der Projekte wurden teilweise aus den entsprechenden Projektberichten, unter Einverständnis der Autoren, übernommen.

Tabelle 1.1: Herausragende „Energieprojekte am Fachgebiet“ der letzten 14 Jahre

Bearbeitung	Projekt	Mittelgeber	Projektpartner
2004 - 2005	UBA-Studie ‚Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen‘	UBA	<ul style="list-style-type: none"> <li>• iat-Ingenieurberatung für Abwassertechnik, Darmstadt und Stuttgart</li> <li>• Ryser Ingenieure, AG, Bern</li> <li>• Universität Stuttgart</li> </ul>
2006 - 2007	<b>Energieoptimierung auf Kläranlagen</b> (+ Broschüre)	MUEEF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft</li> </ul>
2008	<b>SBC - Energie- und Kostenoptimierung durch Schaffung von semizentralen Schlammbehandlungszentren</b>	MUEEF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft</li> </ul>
2010 - 2014	<b>NAwaS - Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation</b> (+ Broschüre)	MUEEF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dr. Siekmann + Partner mbH</li> <li>• Uni Luxembourg</li> </ul>
2013 - 2018	<b>ZEBRAS - Zukunftsorientierte Einbindung der Faulung und Faulgasverwertung in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung in Rhein-land-Pfalz</b>	MUEEF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Uni Luxembourg</li> <li>• Dr. Siekmann + Partner mbH</li> </ul>
2014 - 2017	<b>arrivee - Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligenten Verteilnetzen mit Erneuerbarer Energieerzeugung</b>	BMBF	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft</li> <li>• Wupperverband</li> <li>• Transferstelle Bingen</li> <li>• BBH Becker Büttner Held</li> <li>• iGas energy GmbH</li> <li>• Lehrstuhl für Elektrische Energieversorgungstechnik, Uni Wuppertal</li> <li>• Stadtwerke Radevormwald GmbH</li> </ul>

## 2 UBA-Studie „Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen“

### 2.1 Ausgangslage und Ziel

Zum ersten Energieprojekt „Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen“ im Auftrag des Umweltbundesamtes (Haber Kern et al. 2008) am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft/tectraa kamen die Beteiligten der TU Kaiserslautern sprichwörtlich wie „die Jungfrau zum Kinde“, lagen doch die bisherigen Kompetenzen der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter eher im Bereich der Verfahrenstechnik sowie der Prozessoptimierung von Kläranlagen.

Kurz nach der Jahrtausendwende kam es aufgrund eines erhöhten Bewusstseins für das Thema ‚Energieeinsparung‘, steigende Energiepreise sowie diverse Handlungsanleitung (u. a. das Handbuch ‚Energie in Kläranlagen‘ in Nordrhein-Westfalen) sowie gesetzliche Regelungen (u.a. die IVU-Richtlinie mit ihrer nationalen Umsetzung im

Wasserhaushaltsgesetz mit neuen Vorgaben bzgl. der Energieeffizienz) zu einer ‚Renaissance‘ eines Themas, welches Abwasserexperten bereits 10 bis 15 Jahre zuvor beschäftigte: der Thematik des Energieverbrauchs sowie der Energieerzeugung auf kommunalen Kläranlagen. Zwar sind Kläranlagen nur für ca. 1 % des bundesweiten Energieverbrauchs verantwortlich, in den Kommunen sind sie jedoch mit 20 – 30 % der größte Energieverbraucher.

Zur Konkretisierung der neuen Anforderungen, zur Sensibilisierung der Betroffenen sowie zur politischen Willenserklärung hat das Umweltbundesamt daraufhin im August 2005 das Ingenieurbüro IAT GmbH (Darmstadt und Stuttgart) beauftragt, im Rahmen eines Forschungsprojektes den Stand der Technik zu dieser Thematik zusammenzutragen. Die Idee war dabei, eine begleitende Fachgruppe einzurichten, die Kompetenzen in unterschiedlichen Bereichen aufweist. In diese Fachgruppe, in der sich neben so illustren Mitgliedern wie Dr. Roth von der Universität Stuttgart und Dr. Krampe (jetzt Professor an der TU Wien) auch einer der ‚Energiepäpste‘ aus der Schweiz, Beat Kobel, befand, wurden Heidrun Steinmetz und Joachim Hansen von tectraa ‚berufen‘.

## 2.2 Methodik

Ausgangspunkte für die Umsetzung der Aufgabenstellung und die hieraus resultierende, gewählte Methodik waren dabei:

- Es lag zwar relativ umfangreiches Datenmaterial zur Energiesituation auf Kläranlagen vor; dieses war jedoch nicht aktuell (stammte im Wesentlichen aus den 90er Jahren), so dass auch neuere Entwicklungen (wie bspw. der Einsatz von Membrananlagen, Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung, etc.) nicht berücksichtigt waren.
- Bei den vorhandenen Daten zeigten sich erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bundesländern, die z.T. auf die unterschiedliche Verteilung der Kläranlagen auf die einzelnen Größenklassen (GK), zum anderen aber auch auf verwendete Technologien, zurückzuführen waren. Bei den bisherigen Studien wurde dieser Aspekt nur unzureichend berücksichtigt.
- Es existierten deutliche Diskrepanzen zwischen den im Rahmen von Studien ermittelten und den tatsächlich realisierbaren Einsparpotenzialen.
- Die Einführung pauschaler, für alle Kläranlagen einer gegebenen GK anwendbarer, Zielwerte ist aufgrund der unterschiedlichen Standortvoraussetzung nicht zielführend.
- Bei allen Bemühungen zur Energieoptimierung steht das primäre Ziel der Kläranlagen, die Abwasserreinigung, weiterhin im Vordergrund.

Aufgrund der beschriebenen Methodik wurden im Rahmen der Bearbeitung des Projektes daraufhin folgende wesentlichen Arbeitsschritte umgesetzt:

- 1) Auswertung der verfügbaren statistischen Daten zur Häufigkeitsverteilung auf Größenklassen, technische Verfahren sowie spezifischem Energieverbrauch sowie -erzeugung.
- 2) Definition von anlagenspezifischen Energiekennwerten in kWh/(E x a); Differenzierung hierbei zwischen Anlagen mit simultan aerober Schlammstabilisierung sowie Anlagen mit Schlammfäulung.
- 3) Hochrechnung der Energiedaten auf die gesamte Bundesrepublik; Ableitung des Optimierungspotenzials.
- 4) Beschreibung neuer Technologien und deren Energierelevanz; Abschätzen von deren Einfluss auf Gesamtenergiebilanz.
- 5) Definition eines Standes der Technik als Kompromiss zwischen dem technisch Machbaren und den praktischen Einschränkungen.
- 6) Beschreibung repräsentativer Fallbeispiele.

Wesentliche Ergebnisse der durchgeführten Analysen werden nachfolgend beschrieben.

### 2.3 Ergebnisse und Wirkungen

Die wesentlichen Ergebnisse der Studie können wie folgt zusammengefasst werden:

- In Deutschland wurden zum Zeitpunkt der Untersuchungen (2004) rund 10.200 Kläranlagen betrieben, die einen Gesamtverbrauch von rund 4.400 GWh/a aufweisen und damit zu etwa 0,7 % am bundesweiten Stromverbrauch partizipieren. Bei etwa 126 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten entspricht dies einem mittleren spezifischen Verbrauch von 35 kWh/(E x a). Ca. 86 % des Gesamtverbrauchs entfällt hierbei auf die Kläranlagen der GK 4 und 5.
- In den etwa 1.150 Kläranlagen mit Schlammfäulung wurden rund 684 Mio. m<sup>3</sup>/a an Faulgas produziert; dies entspricht einer mittleren Produktion von 19,6 l/(E x a). Die Stromproduktion betrug hierbei 865 GWh/a, was einem mittleren Wirkungsgrad von (nur) 30 % entspricht. Hier zeigte sich ein erstes erhebliches Optimierungspotenzial.
- Die wesentlichen Verbraucher auf den Kläranlagen waren die Belüfter mit rund 50 % des Gesamtverbrauchs, gefolgt von Pump- und Rührwerken sowie den Einrichtungen zur Schlammbehandlung.
- Bei optimaler Energieeffizienz waren spezifische Verbrauchswerte von ca. 18 bis 25 kWh/(E x a) möglich, was einem theoretischen Einsparpotenzial von 30 bis 40 % entsprach. Aufgrund der anlagenspezifischen Gegebenheiten wurde das realisierbare Potenzial jedoch geringer eingeschätzt.



- Das Potenzial zur Erhöhung der Eigenstromerzeugung wurde mit +100 % im Vergleich zur Situation im Jahr 2004 als sehr hoch eingeschätzt (Erhöhung der Faulgasmenge, verbesserter Wirkungsgrad bei der Verstromung).

Die Ergebnisse der Studie belegten somit das erhebliche Potenzial für Maßnahmen zur energetischen Optimierung der Kläranlagen in Deutschland. Mit der UBA-Studie wurden vielfältige, z.T. heftige Diskussionen zu Potenzialen, Maßnahmen sowie insbesondere zu den in der Studie definierten Zielwerten angestoßen, aus denen zahlreiche Initiativen, Projekte sowie Aktivitäten im Bereich der DWA erwuchsen.

Die UBA-Studie `Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen` kann somit als eine der wesentlichen Initialprojekte für die Verbesserung der Energieeffizienz auf den bundesdeutschen Kläranlagen bezeichnet werden, und war nicht zuletzt auch die Initialzündung für zahlreiche Aktivitäten im Bereich `Energie` im FG Siedlungswasserwirtschaft und tectraa in den darauffolgenden Jahren.

### **3 Projekt „Energieoptimierung auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz“**

#### **3.1 Ausgangslage und Ziel**

Die neu erworbenen Kompetenzen sowie die aus dem UBA-Projekt resultierende Motivation, die Energieeffizienz von kommunalen Kläranlagen zu verbessern, mündeten in einem ersten Projekt in Rheinland-Pfalz im Jahr 2006.

Im Rahmen eines Termins zur Promotion des Energiethemas beim damaligen Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz (MUFV) Rheinland-Pfalz in Mainz, musste die Kaiserslauterer ‚Delegation‘ erfahren, dass bereits ein anderer Energieexperte wenige Tage zuvor mit dem gleichen Anliegen beim MUFV vorgesprochen hatte. Es handelte sich dabei um keinen geringeren als den Technischen Leiter der Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH WiW, Dr. Gerd Kolisch, der in den darauffolgenden Jahren ein ausdauernder, kompetenter und gern gesehener Partner am Fachgebiet wurde.

Die vom MUFV aufgetragene ‚Hausaufgabe‘, sich mit Vertretern des WiW abzustimmen, wurde unverzüglich angegangen und in einem Café in der Innenstadt von Mainz ein Konzept für ein auf Rheinland-Pfalz zugeschnittenes Projekt abgestimmt, welches in das Modellprojekt „Energieoptimierung auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz“ (Hansen et al. 2007) mündete.

#### **3.2 Methodik**

Im Rahmen des Modellprojektes sollte aufgezeigt werden, welches Potenzial zur Energieeinsparung und zur Energieerzeugung auf den Kläranlagen in Rheinland-Pfalz besteht. Hierzu sollten Untersuchungen an vier ausgewählten Referenzanlagen durchgeführt werden. Das Ziel dieser sollte es dabei sein, die im Rahmen der Untersuchungen auf den Beispielanlagen gewonnenen Erkenntnisse zur Erhöhung der Energieeffizienz auf möglichst viele andere Anlagen in Rheinland-Pfalz zu übertragen.

Zudem sollte das landesweite Potenzial aufgezeigt werden, welches unter der Prämisse der Einhaltung der Überwachungsanforderungen besteht, den Energieverbrauch zu verringern und die Eigenstromerzeugung zu erhöhen.

### 3.3 Ergebnisse und Wirkungen

In einem ersten Schritt wurde zur Auswahl der Referenzanlagen eine Kriterienliste in enger Abstimmung mit dem MUFV entwickelt und an die zuständigen Regionalstellen weitergeleitet. Auf der Basis der Rückmeldungen der Regionalstellen wurden daraufhin Ortstermine auf potenziell geeigneten Anlagen durchgeführt.

Letztlich wurden vier repräsentative Anlagen ausgewählt und detaillierte Untersuchungen durchgeführt:

- Kläranlage Oberes Fischbachtal (6.800 EW) als typische (kleine bis mittelgroße) Anlage mit simultan aerober Schlammstabilisierung
- Kläranlage Bad Ems (33.000 EW) als typische mittelgroße Anlage mit Schlammfäulung
- Kläranlage Speyer (95.000 EW) als große Anlage mit Schlammfäulung
- Kläranlage Billigheim (42.000 EW) als typische Anlage mit ausgeprägtem (Wein)-Kampagneneinfluss

Auf den genannten Anlagen wurden Energieanalysen in Anlehnung an das Handbuch ‚Energie in Kläranlagen‘ (Müller 1999) durchgeführt. Die ermittelten Energieverbrauchswerte wurden daraufhin mit den Richt- und Idealwerten verglichen, wobei sich bei allen untersuchten Anlagen ein teilweise erhebliches Einsparpotenzial zeigte (vgl. Abbildung 3.1).

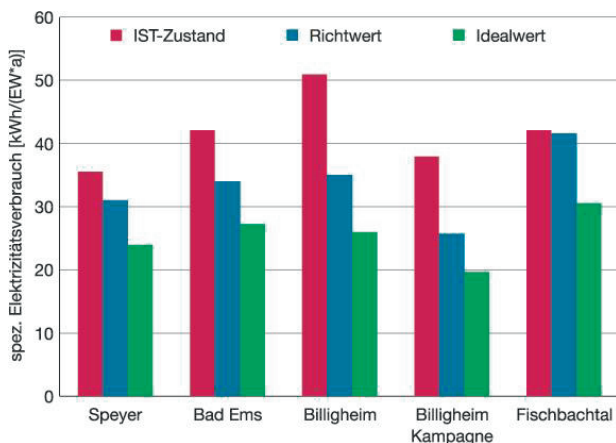


Abbildung 3.1: Spezifischer Energieverbrauch der Referenzanlagen im Vergleich zum Richt- und Idealwert

In einem nächsten Schritt erfolgte eine Differenzierung daraufhin, welcher prozentuale Anteil an Energie in den einzelnen Verfahrensgruppen verbraucht wird, und welche theoretischen Einsparpotenziale hierbei abzuleiten sind (vgl. Abbildung 3.2).

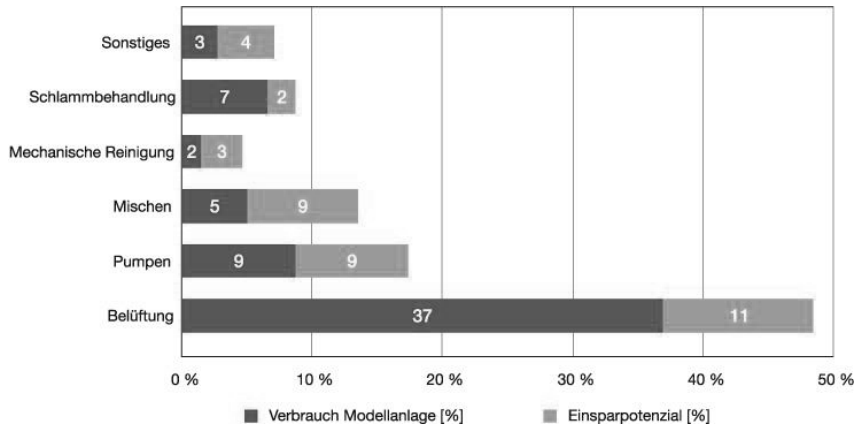


Abbildung 3.2: Anteil einzelner Verfahrensgruppen am Gesamtverbrauch und theoretisches Einsparpotenzial

Dabei zeigte sich, dass insbesondere die Belüftung mit rund 48 % den größten Anteil am Gesamtenergieverbrauch hatte, hier aber auch mit ca. 11 % im Mittel das höchste Einsparpotenzial bestand. Ein ähnlich hohes Einsparpotenzial bestand bei den Pumpen und den Einrichtungen zum Mischen mit jeweils 9 %. Das gesamte theoretische Einsparpotenzial bezogen auf den Gesamtenergieverbrauch lag bei den 4 untersuchten Anlagen zwischen 28 und 50 %.

In einem nächsten Schritt wurden dann die erforderlichen Maßnahmen in Sofortmaßnahmen, kurzfristige und abhängige Maßnahmen unterteilt. Hierbei zeigte sich, dass bereits die Umsetzung der Sofortmaßnahmen (also Maßnahmen, die ohne Umbauten der Anlage mit rein betrieblichen Mitteln umzusetzen sind) zu einer sehr deutlichen Reduzierung der Energieverbrauchswerte führen kann.

In einem abschließenden Schritt wurde dann das Gesamteinsparpotenzial für Rheinland-Pfalz bei Umsetzung der Optimierungsmaßnahmen hochgerechnet. Als realistisches Potenzial – erzielbar durch Kopplung diverser Maßnahmen (vgl. Abbildung 3.3) – wurden hierbei ca. 35 % abgeschätzt.

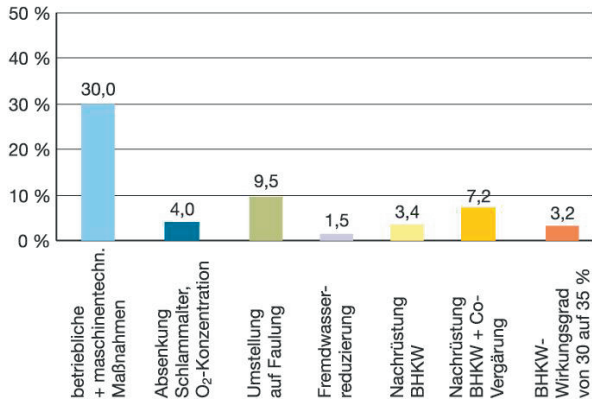


Abbildung 3.3: Einsparpotenziale bei Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen

Die Gesamteinsparpotenziale beliefen sich nach den vorgenannten Abschätzungen auf bis zu 120.000 – 130.000 MWh/a, was dem Energieverbrauch von rund 30.000 4-Personen-Haushalten entspricht.

Das im Jahr 2007 im Rahmen einer Tagung mit fast 150 Teilnehmenden abgeschlossene Projekt „Energieoptimierung auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz“ kann als Leuchtturmprojekt für das Thema Energie auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz bezeichnet werden. Die begleitende Broschüre fand großen Anklang und ist noch heute fester Bestandteil der ‚Fachbibliothek‘ auf zahlreichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz.

Das Projekt kann auch getrost als Signal für zahlreiche Kläranlagenbetreiber gesehen werden, sich mit der Energieeffizienz ihrer Kläranlagen näher zu befassen und es wurden – nicht zuletzt mit Hilfestellung durch tectraa – im Anschluss an das Projekt zahlreiche Energieanalysen auf rheinland-pfälzischen Kläranlagen durchgeführt. Gleichzeitig war das beschriebene Modellprojekt Anlass diverse Folgeprojekte zu initiieren, die nachfolgend beschrieben werden.

#### 4 Projekt: „Energie- und Kostenoptimierung durch Schaffung von semizentralen Schlammbehandlungszentren“ kurz SBC

##### 4.1 Ausgangslage & Ziel

Das Projekt „Energieoptimierung auf Kläranlagen“ hat deutlich gemacht, dass im Bereich der Optimierung von Stabilisierungs- und Faulungsanlagen sowie der Eigenstromerzeugung durch Klärgas noch ein erhebliches energetisches Einsparpotenzial besteht. Zudem betrug die mittlere Auslastung der Faulräume in Rheinland-Pfalz im Jahr 2007 nur etwa 84 %, so dass bei einer Gesamtfaulraumkapazität von rund 4,5 Mio. EW ca. 720.000 EW als Reserve (freie ungenutzte Kapazitäten) vorlagen.

Der Umbau aller Stabilisierungsanlagen der Größenklasse 4 in Rheinland-Pfalz hätte zu einer theoretischen Energieeinsparung von rund 25.000 MWh/a (entsprechend ca. 9,5% Reduzierung des Gesamtenergiebedarfes aller Belebungsanlagen) geführt; dem entgegen standen die beträchtlichen finanziellen Aufwendungen, die für den Umbau der insgesamt 82 Anlagen zu tätigen gewesen wären.

Es galt somit modifizierte Ansätze zu entwickeln um einerseits die bestehende Situation der Abwasserbehandlungsanlagen in Rheinland-Pfalz zu berücksichtigen, auf der anderen Seite aber auch die energetischen Vorteile von Faulungsanlagen nutzen zu können.

## 4.2 Methodik

Im Rahmen dieses Projektes wurden anhand zweier Beispielanlagen in Rhein-Hessen Ansätze entwickelt, um räumlich nahe zueinander liegende aerobe Stabilisierungs- und Faulungsanlagen gemeinsam und übergreifend zu betreiben, um hieraus sowohl betriebliche als auch energetische Vorteile zu gewinnen. Es handelte sich um die Kläranlagen Grolsheim (aerobe Stabilisierungsanlage) und die Kläranlage Welgesheim (Faulungsanlage). Die (ehemals) aeroben Stabilisierungsanlagen werden dann mit geringeren Schlammaltern als sog. ‚Satellitenanlagen‘ mit der alleinigen Aufgabe der Abwasserbehandlung (Kohlenstoff- und Nährstoffelimination) betrieben. Der nicht stabilisierte Schlamm dieser Anlagen wird einer Faulungsanlage mit der entsprechenden Infrastruktur (ausreichend großer Faulbehälter, Verstromung des Gases über BHKW, Wärmenutzung, Schlammmentwässerung, ggf. Vorbehandlung der Prozesswässer etc.) zugeführt, die dann als ‚Semizentrales Schlammbehandlungscen-ter‘ (SBC) betrieben wird (vgl. Abbildung 4.1).

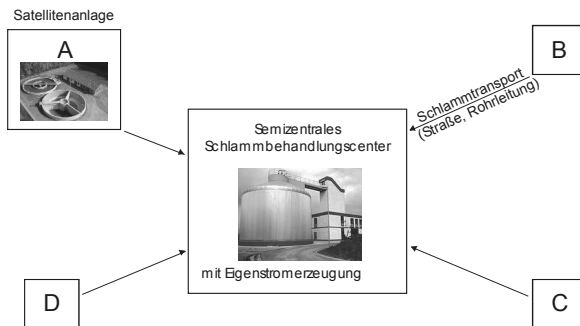


Abbildung 4.1: Prinzipschema eines semizentralen Schlammbehandlungscen-ter

Die Vorgehensweise im Rahmen des Projektes umfasste die folgenden Punkte:

- Durchführung von Energieanalysen auf den Anlagen zur Ermittlung des damaligen Energiebedarfs und Aufteilung auf die Verbrauchergruppen als Grundlage zur Abschätzung der (energetischen und ökobilanziellen) Auswirkungen der Maßnahmen.
- Entwicklung einer Konzeption zum Betrieb der KA Welgesheim als semizentrales Schlammbehandlungszentrum sowie von Konzepten zum Betrieb der KA Welgesheim als dezentrales Schlammbehandlungszentrum. Die KA Grolsheim würde dann als ‚Satellitenanlage‘ mit vermindertem Schlammgehalt und -alter und einem dann reduzierten Energieverbrauch für die Belüftung betrieben. Hierdurch würden sowohl die Belebungsstufe als auch die Nachklärung entlastet, das ‚freierwende‘ Beckenvolumen wurde abgeschätzt und könnten ggf. zum Anschluss zusätzlicher EW (z.B. neuer Baugebiete) genutzt werden. Der (nicht ausgefautete) Schlamm würde – ggf. nach einer maschinellen Eindickung – nach Welgesheim (ca. 7 km über die Straße) transportiert und dort in den Faulbehälter eingebracht. Auf der KA Welgesheim, die damals das anfallende Faulgas nur wärmetechnisch nutzte, würden sich die wirtschaftlichen Voraussetzungen für eine energetische Faulgasnutzung durch ein BHKW verbessern.
- Nachbemessung der Kläranlagen und Neuauslegung für das Schlammbehandlungszentrum: Die Belastungsdaten der Kläranlagen Grolsheim und Welgesheim wurden für den IST-Zustand anhand der statistischen Auswertung der Betriebsstagebücher nach ATV-DVWK A 131 bzw. A 198 erfasst und statistische Kenngrößen für die Belastung ermittelt. Ausgehend von den ermittelten Belastungsdaten wurden die Anlagen statisch nachgerechnet, um Schwachstellen bzw. Potenziale zu ermitteln. Hierbei wurden neben der Größe der biologischen Stufe auch die Nachklärung sowie insbesondere die Einrichtungen zur Schlammbehandlung miterfasst. Die sich ergebenden Belastungsänderungen wurden abgeschätzt und die Konsequenzen für den Anlagenbetrieb der beiden Referenzanlagen herausgearbeitet und erforderliche Nachbemessungen vorgenommen.
- Energetische und ökobilanzielle Bewertung der Szenarien: Die vorstehend beschriebenen Szenarien wurden energetisch (d.h. im Rahmen einer Energieanalyse) sowie ökobilanziell (anhand von CO<sub>2</sub>-Bilanzen) bewertet. Hierbei wurden die jeweiligen Vor- und Nachteile herausgearbeitet, um ggf. Modifikationen an der Gesamtkonzeption vornehmen zu können. Auch wurde untersucht, welche Einflussfaktoren (wie Transportentfernung, Größe des Faulbehälters, interne Rückbelastungen etc.) limitierend sein könnten.
- Ableitung einer übertragbaren Methodik zur Überprüfung und Umsetzung entsprechender Ansätze: Aus den vorstehend gewonnenen Erkenntnissen wurde eine für andere Anlagen in Rheinland-Pfalz übertragbare Methodik entwickelt, wie entsprechende Ansätze geprüft und in die Praxis umgesetzt werden könnten.

- Einbindung der Ergebnisse in das rheinland-pfälzische Energieprojekt: Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden in das rheinland-pfälzische Energieprojekt eingebunden, um die Erkenntnisse insbesondere für die Abschätzung des Potenzials für energetische Optimierungen in Rheinland-Pfalz zu vertiefen.

### 4.3 Ergebnisse und Wirkungen

Insgesamt ergaben sich in der Gesamtbetrachtung erhebliche energetische Vorteile beim Betrieb der KA Welgesheim als Semizentrales Schlammbehandlungszentrum. Einem erforderlichen Fremdenenergiebezug von ca. 810.000 kWh pro Jahr elektrischer Energie sowie ca. 55.000 kWh an thermischer Energie standen bei der Umstellung der Konzeption einem Fremdenenergiebezug von rund 430.000 kWh/a sowie rund 30.000 kWh/a für die Wärmeerzeugung entgegen.

Zur Abschätzung der Gesamtwirtschaftlichkeit wurde eine Kostenvergleichsrechnung durchgeführt, bei der der Jahresnutzen den Jahreskosten gegenübergestellt wurden. Der Jahresnutzen ergab sich aus der Einsparung an elektrischer Energie und Wärmeenergie, dem KKW-Bonus sowie der Einspeisung des überschüssigen Stroms in das Netz; hieraus resultiert ein Nutzen von rund 120.000 €/a. Demgegenüber ergaben sich die Jahreskosten aus dem Transport des Schlammes von Grolsheim nach Welgesheim (8 €/m<sup>3</sup>), den Kosten für die Anschaffung und den Betrieb des BHKW sowie sonstigen Kosten (Bezug von Strom zur Abdeckung von Stromspitzen vom EVU, erweiterte Schlammbehandlung etc.) zu ca. 140.000 €/a.

Im Falle des hier untersuchten Beispiels ergab sich damit zum Bearbeitungszeitpunkt (vor allem aufgrund des noch recht günstigen Strompreises in der Verbandsgemeinde von knapp 12 Cent/kWh !!!) noch kein Kostenvorteil alleine aufgrund der energetischen Betrachtung. Es war allerdings zu berücksichtigen, dass auf der KA Grolsheim das freie verfügbare Volumen zum Anschluss von Baugebieten (in zwei Ausbaustufen: 1.200 EW/3.000 EW) genutzt werden konnte und somit erhebliche Kosten für die Entsorgung und Behandlung dieser Abwässer eingespart werden konnten.

Zusammenfassend war festzustellen, dass ein gemeinsamer Betrieb von Anlagen im Rahmen einer Konzeption ‚Semizentrales Schlammbehandlungszentrum‘ eine durchaus lohnenswerte Alternative zum Umbau von aeroben Stabilisierungsanlagen zu Faulungsanlagen darstellen kann, sofern die Rahmenbedingungen auf den betroffenen Anlagen stimmen.

Die Potenziale in Rheinland-Pfalz wurden aufgrund der abwassertechnischen Strukturen als hoch eingeschätzt.

**Aus heutiger Sicht** wäre die Ausgangslage und Wirtschaftlichkeit neu zu bewerten. Die Rahmenbedingungen haben sich vielfältig geändert: Die Strompreise sind – auch auf Kläranlagen – deutlich höher als die damaligen 12 Ct/kWh, andererseits haben sich die Rahmenbedingungen für den Betrieb von neuen KWK-Anlagen auf Kläranlagen verändert. Gleichzeitig tun sich aber auch neue Handlungsfelder für einen sinn-

vollen und energiewendedenlichen Einsatz von KWK auf Kläranlagen auf, vgl. Kapitel 6. Energiewendedenlich bedeute dabei, dass das Faulgas nicht wie bisher weiterhin i. d. R. üblich kontinuierlich verstromt wird, sondern die Speicherpotenziale dieses regenerativen Gases aktiviert und dazu beitragen das Flexibilitätspotenziale in der regenerativen Energieerzeugung und -verbrauch gehoben werden (Gretzschel 2013).

Andere Projekte in Rheinland-Pfalz haben den Ansatz des SBC aufgenommen, so dass von einem etablierten Begriff gesprochen werden kann. Sie nutzen diesen jedoch nicht automatisch als Standorte für eine dezentrale Ausfaltung von Klärschlämmen, sondern erweitern den Begriff um die Funktionalität der dezentralen Entwässerung als Vorstufe zu einer thermischen Verwertung in einem sogenannten SVC (semizentralen Schlammverwertungscenter) (Kolisch et al. 2017).

An den Standorten der Beispielanlagen konnte sich das SBC-Konzept gegenüber einer zentralen Lösung letztlich jedoch nicht durchsetzen. Seit 2017 laufen die Umbaumaßnahmen am Standort der Kläranlage Unterer Wiesbach (Grolsheim) zur zentralen Abwasserreinigungsanlage Nahetal.

Anders stellt sich die Situation auf der Kläranlage Kaiserslautern dar, die Schlämme mehrerer kleiner umliegender Kläranlagen werden am Standort der Kläranlage Kaiserslautern ausgefaltet.

## **5 Projekt: „Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation“ kurz NAWaS**

### **5.1 Ausgangslage & Ziel**

Die mit Anfang des neuen Jahrtausends eingetretenen Entwicklungen - insbesondere die steigenden Energiepreise, veränderte gesetzliche Rahmenbedingungen sowie technische Neuentwicklungen im Zusammenhang mit Biogasanlagen - haben zu einer Verschiebung der bis dato üblichen Einsatzgrenze für die Schlammfäulung (vgl. Abbildung 5.1) geführt und machten somit eine Neubewertung der Einsatzbereiche erforderlich. Dies galt insbesondere für Rheinland-Pfalz, wo ca. 681 Kläranlagen mit Anschlussgrößen < 30.000 EW betrieben werden, davon liegen 440 Anlagen bei einer Anschlussgröße von mehr als 1.000 EW.

Dabei war auch die Fragestellung zu behandeln, wie Anlagen mit Klärschlammfäulung inkl. der erforderlichen Infrastruktur wie Faulbehälter, Gasspeicher, gegebenenfalls Prozesswasserbehandlung usw. im Bereich einer Ausbaugröße von 10.000 bis 30.000 EW kostengünstig, aber dennoch betriebssicher, umgesetzt werden können.

Ziel dieser Studie war es, das in Rheinland-Pfalz tatsächlich vorhandene und nutzbare Optimierungspotenzial bei Umstellung von Kläranlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung auf Anlagen mit anaerober Schlammfäulung im Sinne eines integrativen Ansatzes betreffend Energieeffizienz, Wasserwirtschaft / Gewässer-



schutz (Ablaufqualität), Abfallwirtschaft (Klärschlammmenge) und Wirtschaftlichkeit aufzuzeigen.

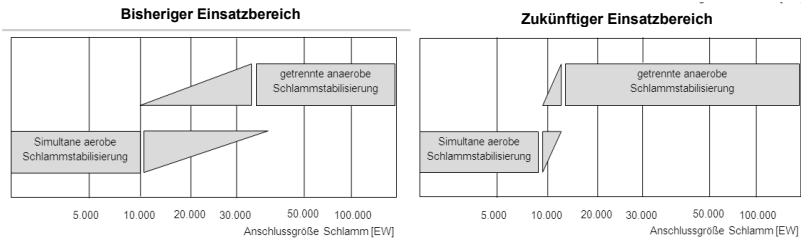


Abbildung 5.1: Einsatz der aeroben Schlammstabilisierung und der Schlammfäulung in Abhängigkeit von der Anlagengröße – bisher und in Zukunft (Jakob und Siekmann 2010)

## 5.2 Methodik

Die Projektbearbeitung war modular aufgebaut. So wurden in Modul 1 (Schmitt et al. 2010) wesentliche Grundlagenuntersuchungen vorgenommen, die sich den Rahmenbedingungen sowie der Anlagentechnik für eine Umstellung auf Faulung i. b. auf kleineren Kläranlagen gewidmet haben. Dazu gehörten u. a. gesetzliche Rahmenbedingungen sowie eine Anpassung der Klärschlammbehandlung. Des Weiteren wurde eine Vergleichende Betrachtung von aeroben Stabilisierungsanlagen und Faulungsanlagen vorgenommen, die deren i. b. energetischen Vorteile aufzeigt.

Modul 2 (Gretzschel et al. 2011) richtete den Fokus auf die Analyse der Rahmenbedingungen der einzelnen Verfahrensstufen auf der Kläranlage sowie der Beschreibung von (Um-)Nutzungsszenarien für freiwerdende Beckenvolumina im Rahmen der Umstellung sowie die Entwicklung von Behandlungstechniken zur Steigerung der Wirtschaftlichkeit. Weitere wesentliche Bearbeitungsinhalte des 2. Moduls waren die Entwicklung von Kostenfunktionen zur Prüfung einer Umstellung, die Erarbeitung einer Checkliste zu Prüfung und die Untersuchung einer Modellanlage.

## 5.3 Ergebnisse und Wirkungen

Die im Rahmen des Projektes durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt:

- Kläranlagen mit Faulung können mit einem wesentlich niedrigeren Primärenergiebedarf betrieben werden als Kläranlagen mit aerober Stabilisierung. Darüber hinaus liefern sie durch die **Klärgasverstromung** einen wichtigen Beitrag zur Eigenenergieversorgung des Kläranlagenstandorts (vgl. Abbildung 5.2).
- Die **Rahmenbedingungen**, die für eine Umstellung auf Faulungsbetrieb relevant sind, unterscheiden sich auf Kläranlagen z. T. deutlich, so dass keine Pauschalaussagen möglich sind und jede Kläranlage einer individuellen Betrachtung zu unterziehen ist.

- Bei einer **Verfahrensumstellung** sollte sinnvollerweise eine Reduzierung des zu bewirtschaftenden Belegungsvolumens auf das notwendige Maß durchgeführt werden. Idealerweise kann das freiwerdende Beckenvolumen als Vorklärung genutzt werden. Dies ist jedoch erfahrungsgemäß eher selten der Fall, so dass in der Regel ein neues Vorklärbecken mit einem vorgeschalteten Zwischenpumpwerk gebaut werden muss. Einstraßig ausgeführte Kläranlagen mit Rundbecken bieten eher schlechte Voraussetzungen. Selbst eine mögliche Volumenreduzierung scheitert an der Notwendigkeit der auch in der Umbauphase einzuhaltenen Ablaufwerte, so dass bei diesen Anlagen lediglich eine Anpassung des Schlammalters über die Absenkung des Feststoffgehalts im Belebungsbecken erfolgen kann. Da die Rahmenbedingungen auf jeder Kläranlage jedoch individuell verschieden sind, stellen die notwendigen Arbeiten zur Verfahrensumstellung sowie zur Weiternutzung nicht mehr benötigten Behandlungsvolumens planerische Herausforderungen an die beratenden Ingenieure in jedem Einzelfall dar.
- Am Markt sind für alle Bereiche, die eine Umstellung betreffen **Behandlungstechniken** verfügbar, die die Wirtschaftlichkeit weiter positiv beeinflussen. Innovative Faulbehälterkonstruktionen weisen einfache kompakte Formen auf, die kostengünstig, auch mehrstufig, betrieben werden können. Für den Bereich der Gasspeicherung haben sich in der Praxis beispielsweise kostengünstige Doppelmembrangasspeicher bewährt. Für die Verstromung stehen sowohl Blockheizkraftwerke als auch zunehmend Mikrogasturbinen zur Verfügung. Die Prozesswasserbehandlung spielt auf kleineren Kläranlagen i. d. R. keine Rolle. Verfahren, wie z. B. die Deammonifikation, sind aber bereits großtechnisch im Einsatz.
- Zur überschlägigen Prüfung der Wirtschaftlichkeit der Verfahrensumstellung auf Faulung wurden **Kostenfunktionen** entwickelt, anhand derer Kläranlagenbetreiber und Planer beurteilen können, ob weitergehende Untersuchungen für ihren speziellen Anwendungsfall grundsätzlich geboten sind.
- Mit dem entwickelten Instrumentarium der „**Checkliste**“ stand erstmals ein Werkzeug bereit, das von Betreibern und Planern genutzt werden konnte, um die Fragestellung nach Umstellung auf Faulung überschlägig beantworten zu können. Neben der wirtschaftlichen Abschätzung einer Umstellung werden auch damit einhergehende Änderungen in der Prozesskette aufgezeigt. Die Checkliste greift auf i. d. R. vorhandene Betriebsdaten zurück. Unter Umständen kann die Erhebung weiterer Daten erforderlich werden.

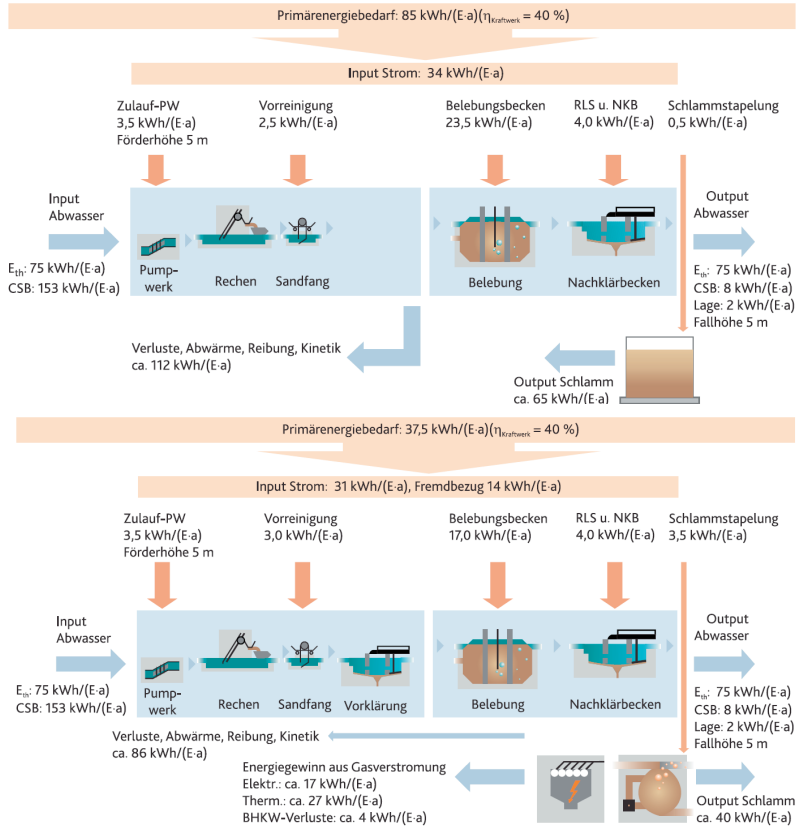


Abbildung 5.2: Energiebilanz einer Kläranlage für 20.000 E mit aerober Stabilisierung (oben) und mit Vorklärung und Schlammfäulung (unten) (Schmitt et al. 2014)

Eine Umstellung der Kläranlagen führt zu mehreren Effekten, die sich positiv auf die Energiewende und den Betrieb einer Kläranlage auswirken. Das **Optimierungspotenzial** stellt sich wie folgt dar:

- Effizienzsteigerung durch Prozessoptimierung und Energieeinsparung
- Erzeugung regenerativer Energie durch die Faulgasverstromung, die vor Ort verbraucht werden kann
- deutliche Reduzierung der zu entsorgenden / verwertenden Klärschlammmenge

Beide Prozesse entlasten die Stromnetze vor Ort. Darüber hinaus ergibt sich eine deutliche Primärenergieeinsparung.

Mit einem gewissen zeitlichen Abstand zum Abschluss des Projektes sowie der bundesweiten Reaktionen aus der Fachwelt kann behauptet werden, dass NAWaS einen wichtigen Grundstein und eine zentrale Hilfestellung für die bundesweit verstärkte Umstellung von Kläranlagen auf Faulung gelegt hat. In Rheinland-Pfalz hat sich die Anzahl der kommunalen Faulungsanlagen seit 2007 bis heute um 24 % erhöht, die Anzahl der Kläranlagen mit BHKW um 72 %, vgl. Abbildung 5.3.

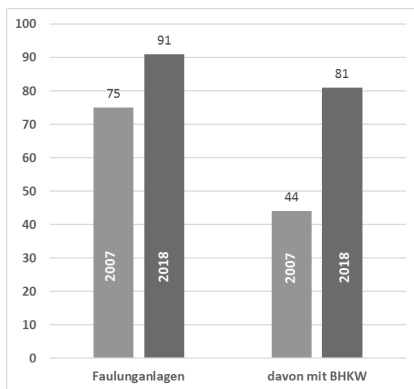


Abbildung 5.3: Entwicklung der Anzahl der Faulungsanlagen (mit BHKW) in Rheinland-Pfalz von 2004 bis heute (Angerbauer und Jung 2018).

Darüber hinaus wurde zu dieser Zeit in der Fachwelt erstmals die Flexibilisierung des energiewendedenlichen BHKW-Betriebs auf Kläranlagen thematisiert (Schmiedeskamp 2008). Somit waren die Projektergebnisse auch eine Voraussetzung um Kläranlagen heute und in Zukunft verstärkt in die Lage zu versetzen sich dem Thema Flexibilität widmen zu können und somit von möglichen Vorteilen, die sich durch eine aktive Einbindung in die Energiemärkte ergeben zu nutzen und auf eine energiewendedenliche Betriebsweise umzustellen.

Die zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung sehr günstigen Rahmenbedingungen haben sich in den Folgejahren verschlechtert (z. B. Änderung KWKG-Gesetz). Auch an dieser Stelle hat sich gezeigt, dass nichts so stetig ist wie der Wandel, leider auch in der Energiepolitik. Dadurch sind mit hoher Wahrscheinlichkeit mehrere Anlagen nicht auf Faulung umgestellt worden oder deren Umstellung verzögert worden. Insgesamt hat die Energiepolitik der letzten Jahre der Abwasserbranche das „Leben nicht leichter“ gemacht.

Die im Rahmen von NAWaS vorgenommenen Recherchen sowie die vorbereitenden Arbeiten zu (Gretzschel 2013) mündeten im Projekt arrivee, das den Schwerpunkt auf die Energiemarktintegration von Kläranlagen setzte.

## 6 2014 -2017: „Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligenten Verteilnetzen mit Erneuerbarer Energieerzeugung“ kurz arrivee

### 6.1 Hintergrund

Das BMBF-Verbundprojekt „Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligenten Verteilnetzen mit Erneuerbarer Energieerzeugung – arrivee“ untersuchte in den Jahren 2014 bis 2017 die Integration der in Deutschland flächendeckend vorhandenen Kläranlagen mit Schlammfäulung in ein optimiertes Flexibilitäts- und Speicherkonzept, um damit einen Beitrag zur Energiewende zu leisten. Die Energiewende beschreibt im Wesentlichen den Übergang von fossilen Energieträgern sowie der Kernenergie zu einer nachhaltigen Energieversorgung mittels Erneuerbarer Energien (EE). Durch einen stetig wachsenden Anteil volatiler erneuerbarer Stromerzeuger steigt der Bedarf an Flexibilität am Energiemarkt, da sich die Diskrepanz zwischen Erzeugung und Verbrauch stets im Gleichgewicht befinden muss.



Das Klärgas, das bei der anaeroben Schlammfäulung anfällt, wird üblicherweise mit Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen (KWK-Anlagen) nach Erfordernissen des Kläranlagenbetriebs weitestgehend zur Eigenversorgung verstromt. Kläranlagen mit Schlammfäulung bieten mit ihren vorhandenen KWK-Anlagen und den zugehörigen Gasspeichern hervorragende technische Voraussetzungen, um diese benötigte Flexibilität zur Verfügung zu stellen. Neben den vorhandenen KWK-Anlagen wurden in arrivee ebenfalls eine Betrachtung zur Einbeziehung weiterer vorhandener Aggregate auf der Kläranlage als auch innovativer neuer Anlagenkomponenten zur Bereitstellung von Flexibilität unter den Aspekten der Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit untersucht.

### 6.2 Projekthinhalte und Methodik

Der Stromverbrauch von Kläranlagen ist sehr unterschiedlich und variiert nach Art der Abwasserbehandlung, Anlagengröße, lokalen Randbedingungen und dem Einsatz der KWK-Anlagen zur Stromproduktion. Darüber hinaus sind stündliche, tägliche und saisonale Schwankungen gegeben. Durch die Analyse des Energiebedarfs, der Energieerzeugung und der unterschiedlichen Verfahrensprozesse von Faulungsanlagen wurde das Potenzial zur Bereitstellung von Strom und Flexibilität unter Berücksichtigung der bekannten Aufbereitungsprozesse ohne investiven Aufwand ermittelt (vgl. Tabelle 6.1). Die ermittelten Potenziale zeigen, dass Kläranlagen derzeit mit ihren KWK-Anlagen rund 215 MW<sub>el</sub> an flexibler Leistung bereitstellen können, die zukünftig auf bis zu 300 MW<sub>el</sub> ansteigen könnte (Schäfer et al. 2015).

Tabelle 6.1: Zusammenfassung der Flexibilitätspotenziale der bundesweiten Kläranlagen (Schäfer et al. 2017a).

	Leistung P		Zuschaltbare Energiemenge	Abschaltbare Energiemenge
	[MW <sub>a</sub> ]		[MWh/d]	[MWh/d]
NEA	(+) 98,0	-	48,3	-
KWK-Anlagen	(+ / -) 214,98		1.685,59	2.146,35
KA-Aggregate	(+) 337,8	(-) 122,90	∑ 34,01 – 323,25	∑ 184,25 – 244,91
<b>∑</b>	<b>(+) 650,78</b>	<b>(-) 337,88</b>	<b>1.767,90 – 2.057,14</b>	<b>2.330,60 – 2.391,26</b>

Dabei sind die Aggregateleistungen und die Dauer der Leistungserbringung (verschiebbare Energiemenge) die maßgebenden Faktoren. Neben den Stromerzeugungsanlagen können ebenfalls die Stromverbraucher sowie innovative Technologien auf der Kläranlage genutzt werden, vgl. (Schmitt et al. 2017).

Hierzu wurden Konzepte für eine optimierte und energieeffiziente Nutzung des Klärgases in Verbindung mit Überschussstrom aus EE sowie einem flexiblen Betrieb von Kläranlagenaggregaten und innovativer Anlagentechnik entwickelt. In diesem Rahmen erfolgte die Entwicklung des Aggregatemanagements sowie der technischen Anlagenkonzepte (Schäfer et al. 2017b). Zusätzlich wurden die Auswirkungen der sich verändernden Versorgungsaufgabe auf die Verteilungsnetze analysiert und erforderliche Anpassung in den Netzstrukturen bestimmt.

Aufbauend auf diesen Grundlagen wurde das Zusammenspiel zwischen Markt, Netz und Kläranlage überprüft. Hierfür wurden die entwickelten Flexibilitätskonzepte in ein dynamisches Simulationsmodell eingebunden (Hobus et al. 2017). Das individuelle Flexibilitätspotenzial wurde beispielhaft für die KA Radevormwald ermittelt. Um die Auswirkungen und Rückkopplungen mit dem vorgelagerten Verteilnetz zu bewerten wurde neben dem Kläranlagenmodell auch ein Netzmodell zur zeitreihenbasiereten Netzberechnung erstellt. Dadurch war eine Analyse der Regeleinriffe auf der Kläranlage sowie der Wechselwirkungen mit dem Netz möglich. Aufbauend auf den Simulationsergebnissen wurde die Regelsoftware zur Einbindung der Kläranlagenaggregate in ein virtuelles Kraftwerk angepasst. Die Einbindung der Kläranlage Radevormwald in ein virtuelles Kraftwerk wurde im realen Betrieb nachfolgend erfolgreich erprobt (Salomon D. et al. 2017).

Die aus den theoretischen Grundlagen, Simulationen sowie praktischen Erprobungen gewonnenen Erkenntnisse bildeten die Basis für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen. Wesentliche Punkte hier waren eine Analyse der Märkte sowie eine Kosten-Nutzen-Betrachtung. Dabei wurde untersucht, wie sich die Wirtschaftlichkeit unter derzeitigen Rahmenbedingungen darstellt und welche Bedingungen sich ändern müssten, um bestimmte Konzepte in einen wirtschaftlichen Bereich zu überführen. In diesem Zusammenhang erfolgte ebenfalls eine wirtschaftliche Bewertung des erforderlichen Netzausbaus und möglicher Handlungsalternativen.

Fortlaufend zur Projektbearbeitung wurden die für *arrivee* relevanten politischen wie auch rechtlichen Rahmenbedingungen untersucht. Dazu wurde die zum 31.12.2016 geltenden Rechtsgrundlagen zusammengestellt und bewertet. Des Weiteren wurden als Resultat eines projektinternen Workshops und von zwei Experten-Workshops sozialwissenschaftliche Szenarien entwickelt, um mögliche sowie wünschenswerte Entwicklungen der politischen Rahmenbedingungen in den kommenden zehn Jahren aus Sicht der Kläranlagenbetreiber zu erfassen.

### 6.3 Ergebnisse und Wirkungen

Die Projektergebnisse von *arrivee* haben u. a. dazu beigetragen zu zeigen, dass Kläranlagen mit geringen Investitionen in die Lage versetzt werden können einen Beitrag zur bedarfsgerechten Entlastung und Stabilisierung von Stromnetzen leisten. Sie verfügen dazu über ein signifikantes Potenzial. Damit können sie gleichzeitig an neuen Geschäftsmodellen und Produkten der Energieversorgung mit ihren vorhandenen Flexibilitäten teilhaben und davon profitieren. Ein wesentlicher Aspekt dabei ist, dass Kläranlagen technisch in der Lage sind ihre Betriebsweise temporär aufgrund externer (Strommärkte, Verteilnetze) sowie interner (Lastmanagement) Anforderungen anzupassen, ohne den Klärprozess negativ zu beeinflussen. Auf diese Weise tragen sie zur Kopplung von Sektoren der Ver- und Entsorgung (Schäfer et al. 2018) bei.

Um einerseits die Flexibilitätpotenziale von Kläranlagen für marktorientierte Anwendungen zu heben und andererseits einen system- und netzdienlichen Einsatz zu ermöglichen, müssen allerdings sowohl technische als auch politisch-rechtliche Anpassungen vorgenommen werden. Dazu wurden entsprechende Hinweise und Forderungen an Politik und Gesetzgeber formuliert (Schmitt et al. 2017).

Letzendlich konnte gezeigt werden, dass Kläranlagen Flexibilität im Rahmen unterschiedlicher Konzepte bereitstellen können. In diesem Rahmen sind sie auch in der Lage für die Verteilnetze eine zunehmend bedeutende Rolle zu spielen.

Insgesamt konnte mit dem Verbundvorhaben *arrivee* gezeigt werden, dass

- Kläranlagen ein nicht unerhebliches Potenzial sowohl zur Stromerzeugung als auch zur Bereitstellung von Flexibilität besitzen
- ein flexibler Anlagenbetrieb unter kontrollierten und erprobten Bedingungen möglich ist ohne Auswirkungen auf die Reinigungsleistung
- Flexibilitätsbausteine im Bestand und durch innovative Konzepte sehr gut nutzbar sind, um am Energiemarkt zu agieren und davon zu profitieren
- Kläranlagen einen positiven Beitrag zur Verringerung des Netzausbaus im Verteilnetz leisten können, damit dieser entfallen oder verzögert werden kann
- ein Beitrag zur bedarfsgerechten Entlastung und Stabilisierung von Stromnetzen geleistet werden kann

- Power-to-Gas viele Synergien auf der Kläranlage schafft und diese prädestinierte Standorte zur Kopplung der Sektoren Wasser/Abwasser – Wärme/Strom/Gas darstellen
- aus Ressourcen- und Effizienz- sowie volkswirtschaftlicher Sicht sinnvolle Standorte für Power-to-Gas-Anlagen sind.
- Politische und rechtliche Hemmnisse abgebaut werden müssen, um die vorhandenen Potenziale besser nutzen zu können

Die vielversprechenden Ergebnisse aus *arrivee* werden derzeit im Rahmen einer Machbarkeitsstudie und geplanter weiterer Projekte in die Praxis überführt.

## **7 2013 - 2018: „Zukunftsorientierte Einbindung der Faulung und Faulgasverwertung in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung in Rheinland-Pfalz“ kurz ZEBRAS**

### **7.1 Hintergrund**

Im Projekt „Zukunftsorientierte Einbindung der Faulung und Faulgasverwertung in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung in Rheinland-Pfalz - ZEBRAS“ wurden mit Blick auf die sich ändernden gesetzlichen, gesellschaftlichen und technologischen Rahmenbedingungen sowie die spezielle Ausgangssituation der Abwasserreinigung in Rheinland-Pfalz (RLP) nachhaltige Konzepte zur Faulung und Klärgasverwertung entwickelt. Neben einer detaillierten Bestandsaufnahme der Faulungsanlagen wurden die Möglichkeiten und Potenziale zur Steigerung der Stromproduktion im Bestand eruiert. Des Weiteren wurden Ansätze entwickelt, wie und unter welchen Rahmenbedingungen der Prozessschritt "Faulung" bei bestehenden Kläranlagen mit anaerober Klärschlammstabilisierung optimiert werden kann. Wesentliche Ziele sind die energetische Optimierung der Anlagen, die Reduzierung der Schlammengen für die Entsorgung und die Sicherstellung der Abwasserreinigung auf einem hohen Niveau.

### **7.2 Projektinhalte und Methodik**

Grundlage des Projektes stellt eine detaillierte Bestandsaufnahme der Basisdaten der Faulungsanlagen in RLP dar, anhand derer die erschließbaren Potenziale zur Steigerung der Faulgaserzeugung und -verwertung im Bestand abgeschätzt wurden (Knerr et al. 2016). Die im Projekt durchgeführte Bestandsanalyse und die Potenzialabschätzungen zur Steigerung der Faulgasproduktion und -verwertung zeigen deutlich, dass bei Faulungsanlagen in RLP erhebliche Optimierungspotenziale vorhanden sind. Das größte Potenzial liegt mit 8,6 GWh<sub>el</sub>/a bei der Ausnutzung der freien Faulraumkapazitäten vor. Durch Repowering alter KWK-Anlagen könnte die Stromerzeugung um 6,1 GWh<sub>el</sub>/a gesteigert werden und eine vollständige Verwertung des Klärgases zur Stromerzeugung würde theoretisch eine Steigerung der Stromerzeugung um 6,6 GWh<sub>el</sub>/a ermöglichen. Für die Maßnahmen Anpassung des Schlammalters, Etablierung einer mehrstufigen Faulung, die Nachrüstung von KWK-Anlagen, die Reduzie-



rung von Fackelverlusten und die Implementierung einer Klärschlamm- desintegration oder einer Vorfällung lassen sich Potenziale zwischen 0,5 und 4,4 GWh<sub>el</sub>/a abschätzen.

Darauf aufbauend wurden verfahrenstechnische Umstellungen, Verbesserungen der Anlagentechnik und Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen, die theoretisch ermittelten Potenziale nutzbar zu machen. Ziel war es Optimierungsstrategien für die Faulung und Faulgasverwertung abzuleiten und aufzuzeigen. Dabei wurden die Auswirkungen der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung sowie die unterschiedlichen Wechselwirkungen berücksichtigt. Als Ergebnis wurden Handlungsempfehlungen in Form von insgesamt 13 Checklisten zum Vorgehen bei der Identifizierung von Optimierungspotenzialen der Faulung und Faulgasverwertung erarbeitet (vgl. Abbildung 7.1).

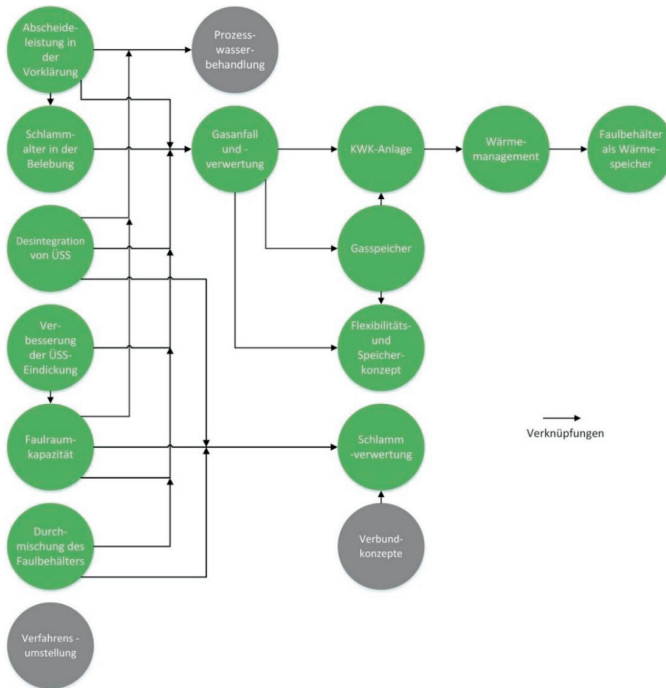


Abbildung 7.1: Übersicht und Verknüpfung der entwickelten Checklisten (Knerr et al. 2018).

Die Adressaten dieser Handlungsempfehlungen sind Kläranlagenbetreiber, Planer und Entscheidungsträger, die mit Hilfe der Checklisten ein individuelles Konzept zur Optimierung erstellen können. Parallel zu dieser grundsätzlichen Betrachtungsweise wurde die Anwendung der entwickelten Checklisten an Beispieldanlagen durchgeführt und dargestellt.

### **7.3 Ergebnisse und Wirkungen**

Im Projekt konnten die Potenziale bestehender Faulungsanlagen bei der Optimierung von Verfahrensschritten der Abwasserreinigung, Schlammfäulung und Faulgasverwertung verdeutlicht werden. Dazu wurden die Prozessschritte der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -entsorgung zusammen betrachtet, die Abhängigkeiten zwischen den Verfahrensstufen aufgezeigt, Optimierungsansätze abgeleitet sowie Vor- und Nachteile von Maßnahmen beschrieben.

Im Wesentlichen konnten folgende Erkenntnisse gewonnen werden:

- Die Potenzialabschätzung für RLP zeigt, dass die Stromproduktion auf den bestehenden Faulungsanlagen deutlich gesteigert werden kann.
- Durch die entwickelten Checklisten können systematisch Ansatzpunkte zur energetischen und verfahrenstechnischen Optimierung der Abwasserreinigung, der Schlammbehandlung und Faulgasverwertung aufgezeigt werden.
- Für bereits optimierte Anlagen (z.B. nach DWA A-216 (DWA 2015)) bieten die Checklisten die Möglichkeit, weitere Potenziale zu erkennen, da auch Umstellungen der Verfahrensführung und Ergänzungen von Aggregaten berücksichtigt und vorgeschlagen werden.
- Die erzielten Ergebnisse stellen eine gute Grundlage zur Umsetzung einer zukunftsfähigen Gestaltung der Schlammbehandlung und -entsorgung sowie Faulgasverwertung dar.

## **8 Fazit und Ausblick**

Nach 14 Jahren „Energieforschung“ kann festgehalten werden, dass durch die gewonnenen Erkenntnisse ein vielfältiges Portfolio an Grundlagen, Arbeitshilfen und Hinweisen für einen energieeffizienten Betrieb von Kläranlagen erarbeitet wurde. Die Ergebnisse wurden auf eigenen sowie externen Fachtagungen, Seminaren und Workshops der Fachwelt präsentiert und vielfältig publiziert. Sie tragen mit vielen anderen Veröffentlichungen und Dokumenten zu diesem Themenkomplex zu einem zunehmend effizienteren Betrieb der Kläranlagen bei.

Die offene Diskussion der Ergebnisse und Verbreitung der gewonnenen Erkenntnisse war immer Teil der Philosophie des Lehrstuhls. Die Entwicklung auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz bezüglich der Umstellung auf Fäulung und Erhöhung der Klärgasproduktion sowie der Stromerzeugung (vgl. Abbildung 8.1) zeigt, dass die Forschungsschwerpunkte dem jeweiligen Trend voraus wichtige Akzente und benötigte Beiträge lieferten.

Der von Theo G. Schmitt und seinem Team eingeschlagene, energiereiche Weg soll in den kommenden Jahren am Institut Wasser-Infrastruktur-Ressourcen WIR weiterhin so erfolgreich fortgeführt werden und die abwasserwirtschaftliche Praxis weiter „am Puls der Zeit“ begleiten.

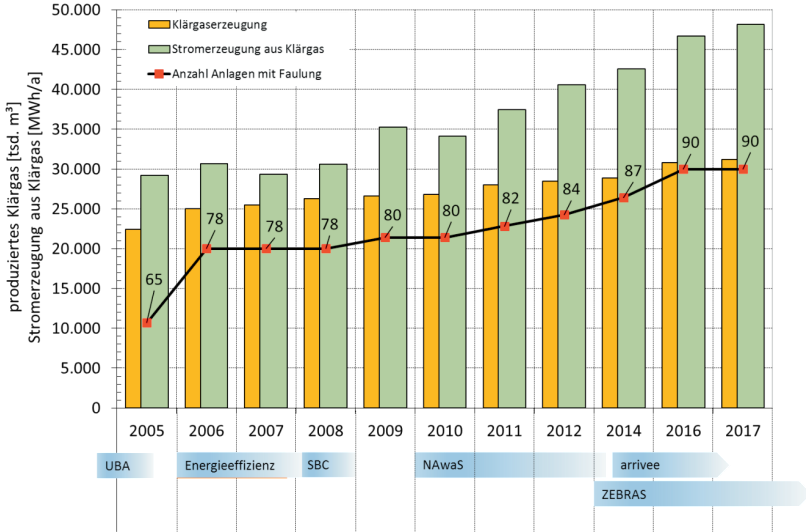


Abbildung 8.1: Entwicklung der Anzahl an Faulgasproduktion und Stromerzeugung auf Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (basierend auf Angerbauer und Jung 2018, ergänzt um eigene Angaben).

Erste Schritte hierzu sind geplant bzw. bereits in der Phase der Umsetzung:

- Kombination einer ressourceneffizienten Spurenstoffelimination mit energie-wendiedenlichem Einsatz der Wasserelektrolyse
- Kopplung der Ressourcen Strom-Gas-Wärme zur Schließung der Ressourcenkreisläufe
- Bereitstellung von Flexibilität und einer weitergehenden Interaktion von Kläranlagen mit dem Energiesektor

Unser großer Dank gilt den aktuellen und zukünftigen Mittelgebern, Unterstützern und Partnern des Fachgebiets. Dies gilt in besonderem Maße dem Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz für die langjährige Unterstützung und vertrauensvolle Zusammenarbeit.

WIR hoffen, auch in Zukunft auf unsere kompetenten Mitstreiter zählen zu können.

## 9 Literaturverzeichnis

- Angerbauer, Frank; Jung, Thomas (2018): Daten der Faulungsanlagen und BHKW in Rheinland-Pfalz, 24.10.2018. E-Mail.
- DWA (2015): Energiecheck und Energieanalyse. Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Dezember 2015. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, A 216).
- Gretzschel, Oliver (2013): Power-to-Gas - Visionen zur Stromspeicherung. Vom Wasser zum Strom – Visionen und Beiträge der Wasserwirtschaft. DWA. DWA Landesverband Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland. Mainz, 07.11.2013.
- Gretzschel, Oliver; Hansen, Joachim; Siekmann, Klaus; Jakob, Jürgen; Schmitt, Theo G. (2011): Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAWaS. Modul 2 - Weitergehende Untersuchungen. Kaiserslautern. Online verfügbar unter [https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/NAWAS\\_Modul2.pdf?command=downloadContent&filename=NAWAS\\_Modul2.pdf](https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/NAWAS_Modul2.pdf?command=downloadContent&filename=NAWAS_Modul2.pdf), zuletzt geprüft am 09.04.2018.
- Haberkern, Bernd; Maier, Werner; Schneider, Ursula (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (UBA-Texte, 11/08). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/steigerung-energieeffizienz-auf-kommunalen>, zuletzt geprüft am 26.10.2018.
- Hansen, Joachim; Wu, Kai; Kolisch, Gerd; Hobus, Inka; Schirmer, Gitta (2007): Steigerung der Energieeffizienz von Abwasseranlagen. Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft. Hg. v. Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz Ministerium für Umwelt. Mainz, zuletzt geprüft am 03.02.2010.
- Hobus, Inka; Taudien, Yannick; Pyro, Phillip.; Schäfer, Michael; Gretzschel, Oliver (2017): Dynamische Simulation von Regelenergie- und Speicherkonzepten auf Abwasserreinigungsanlagen. In: 11. DWA-Fachtagung MSR, zuletzt geprüft am 09.04.2018.
- Jakob, Jürgen; Siekmann, Klaus (2010): Umrüstung von aeroben Stabilisierungsanlagen in Anlagen mit Schlammfäulung. DWA-Lehrertagung. Stuttgart-Vaihingen, 25.03.2010.

- Knerr, Henning; Dilly, Timo; Schmitt, Theo G.; Hansen, Joachim; Hien, Sebastian (2016): Zukunftsorientierte Einbindung der Faulung und Faulgasverwertung in der Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung in Rheinland-Pfalz, ZEBRAS. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz. Hg. v. Zentrum für innovative Abwassertechnologien und Université de Luxembourg. Kaiserslautern.
- Knerr, Henning; Dilly, Timo; Schmitt, Theo G.; Hansen, Joachim; Hien, Sebastian (2018): Zukunftsorientierte Einbindung der Faulung und Faulgasverwertung in die Verfahrenskette der Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und -verwertung in Rheinland-Pfalz. Schlussbericht, Studie m Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten(MUEEF) des Landes Rheinland-Pfalz. Hg. v. Zentrum für innovative Abwassertechnologien und Université de Luxembourg. Kaiserslautern. Online verfügbar unter <https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/Schlussbericht.pdf?command=downloadContent&filename=Schlussbericht.pdf>, zuletzt geprüft am 06.11.2018.
- Kolisch, Gerd; Taudien, Yannick; Berg, Helmut; Pütz, Ralf, Guggemos, Harald (2017): Entwicklung und Bewertung von Szenarien zur Klärschlamm Entsorgung in Regionen – Klärschlammkonzept Region Trier. Online verfügbar unter [http://www.bueroberg.de/wp-content/uploads/2017/11/171024\\_KA-Beitrag\\_KS-Konzept-Region-Trier\\_final\\_korr.pdf](http://www.bueroberg.de/wp-content/uploads/2017/11/171024_KA-Beitrag_KS-Konzept-Region-Trier_final_korr.pdf), zuletzt geprüft am 26.10.2018.
- Müller, Ernst A. (Hg.) (1999): Handbuch Energie in Kläranlagen. Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt Raumordnung und Landwirtschaft NRW.
- Salomon D.; Schäfer M.; Hüesker F. (2017): Kläranlagen als Flexibilitätsanbieter in Stromverteilnetzen. Was ist technisch machbar, ökonomisch sinnvoll und politisch zu steuern? Poster. OTTI-Konferenz Zukünftige Stromnetze für Erneuerbare Energien. Berlin.
- Schäfer, Michael; Gretschel, Oliver; Schmitt, Theo G. (2018): Sektorkopplung und Speicherung Erneuerbarer Energien durch Kläranlagen. In: Wasser und Abfall 20 (10), S. 14–17.
- Schäfer, Michael; Gretschel, Oliver; Schmitt, Theo G.; Knerr, Henning (2015): Wastewater Treatment Plants as System Service Provider for Renewable Energy Storage and Control Energy in Virtual Power Plants – A Potential Analysis. In: Energy Procedia 73, S. 87–93. DOI: 10.1016/j.egypro.2015.07.566.

- Schäfer, Michael; Gretzschel, Oliver; Schmitt, Theo G.; Taudien, Yannick (2017a): Flexibilitätpotenziale von Kläranlagen am Energiemarkt. Welchen Beitrag können Kläranlagen in Deutschland mit ihrer Stromproduktion leisten? Eine Bestandsaufnahme. In: *wwt - Wasserwirtschaft Wassertechnik* (3), S. 8–12. Online verfügbar unter [http://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt0317-sp-schaefer\\_0.pdf](http://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt0317-sp-schaefer_0.pdf), zuletzt geprüft am 09.04.2018.
- Schäfer, Michael; Hobus, Inka; Schmitt, Theo G. (2017b): Energetic flexibility on wastewater treatment plants. In: *Water Sci Technol*, wst2017308. DOI: 10.2166/wst.2017.308.
- Schmiedeskamp, Christian (2008): Gemeinsam abschalten. Klärgas- BHKW ideal zur Bereitstellung negativer Minutenreserve. In: *BWK Das Energie-Fachmagazin* (12), S. 56–57.
- Schmitt, Theo G.; Gretzschel, Oliver; Hansen, Joachim; Siekmann, Klaus (2010): Neubewertung von Abwasserreinigungsanlagen mit anaerober Schlammbehandlung vor dem Hintergrund der energetischen Rahmenbedingungen und der abwassertechnischen Situation in Rheinland-Pfalz - NAWaS. Modul 1 - Grundlegende Untersuchungen. Kaiserslautern. Online verfügbar unter [https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/NAWAS\\_Modul1.pdf?command=downloadContent&filename=NAWAS\\_Modul1.pdf](https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/NAWAS_Modul1.pdf?command=downloadContent&filename=NAWAS_Modul1.pdf), zuletzt geprüft am 09.04.2018.
- Schmitt, Theo G.; Gretzschel, Oliver; Hansen, Joachim; Siekmann, Klaus; Jakob, Jürgen (2014): Umstellung von Kläranlagen auf Schlammfäulung. Energetisches und ökonomisches Optimierungspotenzial. Hg. v. Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz Ministerium für Umwelt (Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft). Online verfügbar unter <https://wasser.rlp-umwelt.de/servlet/is/1129/NAWaS.pdf?command=downloadContent&filename=NAWaS.pdf>, zuletzt geprüft am 09.04.2018.
- Schmitt, Theo G.; Gretzschel, Oliver; Schäfer, Michael; Hüesker, Frank; Salomon, Dirk; Bidlingmaier, Artur et al. (2017): Abwasserreinigungsanlagen als Regelbaustein in intelligenten Verteilnetzen mit Erneuerbarer Energieerzeugung - arrivee. Schlussbericht arrivee. Förderkennzeichen BMBF: 02WER1320A. Technische Universität Kaiserslautern. Kaiserslautern (Förderkennzeichen BMBF: 02WER1320A). Online verfügbar unter <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb17/899010695.pdf>, zuletzt geprüft am 13.12.2017.

**Korrespondenz an:**

Dipl.-Ing. Michael Schäfer; Dipl.-Ing. Oliver Gretzschel  
Technische Universität Kaiserslautern  
Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen  
Paul-Ehrlich-Straße 14, Raum 320  
D-67663 Kaiserslautern  
Tel.: 0631/205-4643  
E-Mail: michael.schaefer@bauing.uni-kl.de

# Mikroschadstoffe im Sauer-Einzugsgebiet: Lösungswege abseits der klassischen Eliminationsverfahren

Joachim Hansen<sup>1</sup>; Henning Knerr<sup>2</sup>

<sup>1</sup>FG Siedlungswasserwirtschaft und Wasserbau, Universität Luxembourg

<sup>2</sup>Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern

**Kurzfassung:** Der vorliegende Beitrag beschreibt erste Ergebnisse des IN-TERREG-Großregion-Projektes EmiSûre. Ziel des Projektes ist die Entwicklung eines abgestimmten, länderübergreifenden Handlungskonzepts zur weitergehenden Abwasserreinigung unter Anwendung eines georeferenzierten Bilanzierungsmodells und mit innovativen und energieeffizienten Reinigungsverfahren im Flussgebiet der Sauer (frz. Sûre) und in einem vergleichbaren Einzugsgebiet des Saarlandes.

Der Schwerpunkt im Rahmen des Beitrags liegt auf der Beschreibung der Ergebnisse von Untersuchungen im Labormaßstab mit dem Ziel, Mikroschadstoffe nachgeschaltet einer kommunalen Kläranlage mit Hilfe von naturnahen Reinigungsverfahren zu eliminieren. Verwendet werden dabei bewachsene Bodenfilter, die mit unterschiedlichen Substraten betrieben werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen auf ein hohes Potenzial zum Abbau dieser problematischen Stoffe schließen.

**Key-Words:** Mikroschadstoffe, Bilanzierungen, Bodenfilter

## 1 Einleitung

Mikroschadstoffe stellen im urbanen Wasserkreislauf ein zunehmendes Problem dar. Als Mikroschadstoffe werden organische Substanzen bezeichnet, die in den Gewässern im Konzentrationsbereich von wenigen Nanogramm- bis Mikrogramm pro Liter anzutreffen sind. Darunter fallen synthetische Substanzen, wie z. B. Pestizide, Arzneimittelwirkstoffe, Lebensmittelzusatzstoffe, Inhaltsstoffe von Kosmetika und Körperpflegemittel, aber auch Stoffe natürlichen Ursprungs, wie z. B. Hormone. Diese Stoffe gelangen punktuell über Anlagen der Siedlungsentwässerung wie bspw. kommunale Kläranlagen und Regenentlastungen sowie über diffuse Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer. Für viele Mikroschadstoffe stellt der Eintrag über das kommunale Abwassersystem den dominanten Eintragspfad dar.

Rechtliche Vorgaben für eine Nachrüstung der kommunalen Kläranlagen mit weitergehenden Reinigungsverfahren auf Basis stoff- oder stoffgruppenspezifischer Anforderungswerte bestehen bisher nicht. Allerdings sind in der EU-Richtlinie 2008/105/EG



Umweltqualitätsnormen (UQN) genannt, die als Maßstab für den geforderten guten chemischen Zustand der Gewässer dienen sollen.

Vor diesem Hintergrund wird europaweit die Ausrüstung kommunaler Kläranlagen mit einer sogenannten 4. Reinigungsstufe diskutiert, wobei derzeit jedes Land seine eigene 'Mikroschadstoff-Strategie' entwickelt. Als Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen werden die Ozonung oder die Aktivkohleadsorption mit nachgeschalteter Filtrationsstufe favorisiert, die jedoch den Energie- bzw. Ressourcenverbrauch der Kläranlagen deutlich erhöhen. Bei der Auswahl von geeigneten Maßnahmen spielen daher neben der Wirksamkeit insbesondere die damit verbundenen Kosten und Umweltbelastungen eine wesentliche Rolle.

Diese Auswahlkriterien sind von besonderer Bedeutung für kleinere bis mittlere Kläranlagen, wie sie häufig in den ländlichen Räumen der Großregion – v.a. in Teilen von Rheinland-Pfalz (bspw. Eifel und Hunsrück), dem nördlichen Saarland und Luxemburg (Ösling) sowie weiten Teilen der Wallonie (z.B. Region der Ardennen und Hohes Venn) und in Teil von Lothringen (z.B. Gebiet der Vogesen) - zum Einsatz kommen. Für Anlagen der Größenordnung bis 50.000 Einwohnerwerte (EW) fehlen bislang geeignete und erprobte Technologien zum Abbau von Mikroschadstoffen. Diese sollen im Rahmen des INTEREG- (Großregion) Projektes EmiSûre ‚Entwicklung von Strategien zur Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags in Gewässer im deutsch-luxemburgischen Grenzgebiet‘ durch Erprobung auf zwei Referenzanlagen (weiter-) entwickelt und erprobt werden. Die zur Erprobung vorgesehenen Technologien (bewachsene Bodenfilter mit speziellem Aufbau) bieten darüber hinaus die Möglichkeit, bakteriologische Belastungen (u.a. Fäkalkeime) sowie den Eintrag von Nährstoffen in die Gewässer zu vermindern. Die Technologien können dann – eine erfolgreiche Erprobung vorausgesetzt – auf einer Vielzahl von Anlagen in der Großregion eingesetzt werden.

Als für die Großregion repräsentatives Projektgebiet für die Entwicklung derartiger Strategien sowie zur Erprobung innovativer und nachhaltiger Technologien zum Umgang mit Mikroschadstoffen, wurde das Flusseinzugsgebiet der ‚Sauer‘ als grenzüberschreitendes Gewässer der Länder Belgien, Deutschland und Luxembourg ausgewählt.

Die Sauer (franz. Sûre) entspringt im Südosten von Belgien und weist eine Länge von insgesamt 173 km auf. Mit einem Einzugsgebiet von 4.259 km<sup>2</sup> und einem mittleren Abfluss von 54 m<sup>3</sup>/s ist die Sauer das größte linke Nebengewässer der Mosel. Auf ca. 50 km bildet die Sauer die deutsch-luxemburgische Grenze, bis sie bei Wasserbillig in die Mosel mündet. Die Sauer bildet auf ihrer gesamten Fließstrecke die Vorflut für zahlreiche Einleitungen aus Regenentlastungen und Kläranlagen, die neben sauerstoffzehrenden Stoffen und Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor auch zahlreiche Mikroschadstoffe einleiten; daneben erfolgt ein diffuser Eintrag unterschiedlichster Belastungen, insbesondere aus der Landwirtschaft. Eine weitere besondere Proble-

matik stellt der Eintrag von Fäkalbakterien durch eingeleitetes Abwasser dar; dies hat dazu geführt, dass in der ursprünglich als Badegewässer ausgewiesenen Sauer seit 2011 das Baden (nach luxemburgischer Rechtsprechung) offiziell verboten ist (Knerr et al. 2018).

Erste Ergebnisse des Projektes, das von Partnern aus Hochschulen (Technische Universität Kaiserslautern, Universität Luxemburg), Verwaltung (MUEEF RLP, AGE) und von Betreibern (SIDEN, SIDEST, EVS) im Auftrag der EU durchgeführt wird, werden im nachfolgenden Beitrag vorgestellt. Schwerpunkt ist hierbei die Vorstellung der ersten Versuchsergebnisse der bewachsenen Bodenfilter.

## **2 Bisherige Ergebnisse**

### **2.1 Situationsanalyse**

#### **2.1.1 Ausgangssituation/ Belastungslage**

Um einen ersten Überblick über die Belastungssituation im Flussgebiet der Sauer zu erhalten, wurden Daten der behördlichen Gewässerüberwachung zusammengestellt und bewertet. Darüber hinaus wurden Daten über die Gewässer, die Siedlungsstruktur und siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur im Bilanzraum erhoben und georeferenziert abgebildet. Ein Überblick des Einzugsgebietes sowie die räumliche Verteilung der Kläranlagen gibt Abbildung 1.

Das Einzugsgebiet der Sauer ist stark ländlich geprägt mit etwa 70-80 % Grünflächen und landwirtschaftlich genutzten Flächen. Die Bevölkerungsdichte zeigt regional eine sehr unterschiedliche Verteilung: von mehr als 700 Einwohnern je km<sup>2</sup> (Kanton Luxemburg) bis hin zu sehr dünn besiedelten Gebieten mit weniger als 60 Einwohnern je km<sup>2</sup> (Landkreis Bitburg-Prüm, Rheinland-Pfalz). Diese Struktur spiegelt sich auch in der Organisation der Abwasserbeseitigung wider, die durch eine Vielzahl kleiner Kläranlagen charakterisiert ist. Die Kläranlagen mit der Ausbaugröße bis 10.000 EW stellen dabei etwa 99 % der Anlagenanzahl (280), weisen jedoch nur 26 % der Ausbaupazität von rd. 1,1 Mio. EW auf.

Die behördliche Gewässerüberwachung der Sauer und ihrer Nebengewässer erfolgt durch Messungen an vier Überblicksmessstellen und über 80 operativen Messstellen. Infolgedessen liegen eine Vielzahl von Analysen zu Mikroschadstoffen im Bilanzraum vor. Insbesondere die in Europa derzeit wasserrechtlich nicht geregelten Arzneimittelwirkstoffe werden dabei allerdings länderspezifisch nach unterschiedlichen Strategien erhoben.

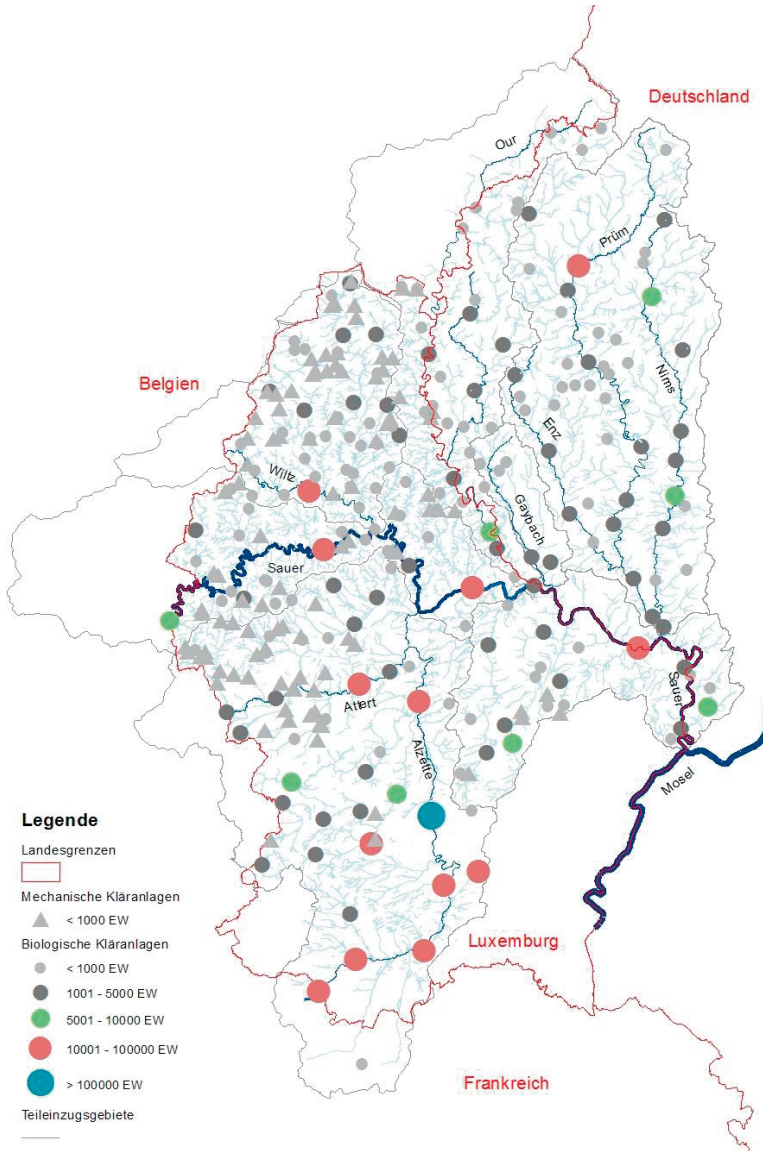


Abbildung 1: Räumliche Verteilung der kommunalen Kläranlagen im Flussgebiet der Sauer

Ein Beispiel hierfür stellt der Wirkstoff Carbamazepin (CBZ) dar, welcher in der Medizin zur Behandlung von Epilepsien und bipolaren Störungen eingesetzt wird. CBZ wird in Kläranlagen und in der Umwelt nicht bzw. schlecht abgebaut und daher in Umweltuntersuchung häufig als Indikator für Schmutzwassereinleitungen herangezogen (LAWA 2016, Knerr et al. 2015, Abbelgen und Siegrist 2012). In den Jahren 2012 - 2017 wurde CBZ an 52 Messstellen in Luxemburg, Deutschland und Frankreich im Rahmen der behördlichen Gewässerüberwachung im Flussgebiet der Sauer analysiert. Insgesamt stehen 1.174 Analyseergebnisse zur Verfügung. Dennoch kann keine flächendeckende Darstellung der Belastungssituation bzgl. CBZ erfolgen. So wird CBZ in Rheinland-Pfalz ausschließlich an der Überblicksmessstelle „Sauer-Mündung“ analysiert, wodurch keine separate Bewertung der Emissionen aus Rheinland-Pfalz möglich ist. In Luxemburg wurde CBZ dagegen an den beiden Überblicksmessstellen (Ettelbruck und Erpeldange) und zusätzlich an 48 operativen Messstellen, die alternierend beprobt werden, erhoben. Allerdings sind die Bestimmungsgrenzen der angewendeten Untersuchungsmethoden häufig nicht auf den zu erwartenden Konzentrationsbereich abgestimmt. So werden die untersuchten Arzneimittel in Haupt- und Nebengewässern in der Regel mit der gleichen Bestimmungsgrenze analysiert. Als Folge können selbst auch persistente Arzneimittel im Rahmen der behördlichen Gewässerüberwachung häufig nicht quantitativ nachgewiesen werden. CBZ bspw. konnte lediglich mit einer Häufigkeit von 47 % oberhalb der Bestimmungsgrenze analysiert werden (Knerr et al. 2018).

Auch variieren die untersuchten Substanzen in Abhängigkeit vom analysierenden Land. In Rheinland-Pfalz werden bspw. 19 Arzneimittelwirkstoffe und Diagnostika regelmäßig im Rahmen der Gewässerüberwachung analysiert. In Luxemburg sind es lediglich vier, wobei nur das Schmerzmittel Diclofenac und das Antiepileptikum Carbamazepin gleichzeitig bestimmt werden (Knerr et al. 2018).

### **2.1.2 Emissions-/Immissionsmodell**

Infolge der beschriebenen Ausgangssituation ist die Belastungslage im grenzüberschreitenden Flussgebiet der Sauer weitgehend unbekannt. Die Durchführung einer flächendeckenden Messkampagne mit adäquaten Bestimmungsgrenzen wäre enorm zeit- und kostenintensiv. Im Rahmen des Projektes wurde daher ein Emissions-/Immissionsmodells entwickelt, anhand dessen der Eintrag und der Verbleib von schmutzwasserbürtigen Mikroschadstoffen unter Berücksichtigung von Transformationsprozessen bei der Verbreitung und in den Gewässern für verschiedene Abflusssituationen statisch bilanziert werden kann. Die Ergebnisse der Berechnungen wurden mit Gewässermessungen, die im Rahmen des Projektes im Teileinzugsgebiet des Gaybachs erhoben wurden und mit Ergebnissen aus dem Projekt „Mikro\_N“ (Schmitt et al. 2016) verglichen (Knerr et al. 2018). Sie zeigen eine gute Übereinstimmung, auch bezüglich der räumlichen Verteilung der Belastungssituation für eine Vielzahl der untersuchten Substanzen.

## 2.2 Laborversuche zum Einsatz Naturnaher Verfahren

### 2.2.1 Bewachsene Bodenfilter zur Elimination von Mikroschadstoffen

Bewachsene (bepflanzte) Bodenfilter werden seit mehreren Jahrzehnten als effiziente und wirtschaftliche Alternative zu den klassischen Verfahren der kommunalen Abwasserbehandlung, wie bspw. das Belebungsverfahren, vorwiegend zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen (BSB und CSB), zur Stickstoff- sowie zur Phosphorelimination eingesetzt (Dordio, Carvalho 2013). Daneben finden Bodenfilter auch zur weitergehenden Reinigung von Mischwasser, angeordnet hinter Regenentlastungsanlagen, Anwendung (Dittmer 2006, Wozniak 2008). In der Regel werden die Bodenfilter mit einem Festbett aus grob sandigem Material gefüllt und sind mit Schilf oder Sumpfpflanzen bewachsen. Die Zufuhr des Abwasser erfolgt oberirdisch, die Durchströmung vertikal oder horizontal mit feststofffreiem Abwasser.

Die Reinigungsvorgänge sind sehr komplex und ein Zusammenspiel unterschiedlichster Prozesse wie bspw. Adsorption, bakterieller Abbau, Photodegradation (Abbau unter dem Einfluss von UV-Licht), Phytodegradation (Aufnahme bzw. Abbau durch die Pflanzen) sowie enzymatische Vorgänge.

Seit einigen Jahren werden bewachsene Bodenfilter, dann meist mit speziellen Substraten, auch zum gezielten Abbau von Mikroschadstoffen eingesetzt. Durchgeführte Untersuchungen werden bspw. in Janzen et al. (2009), Bester und Schäfer (2009) sowie Verlicchi und Zambello (2014) beschrieben. Ein interessanter Ansatz zum gezielten Einsatz von Bodenfiltern mit speziellen Substraten findet sich bei einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekt (Dobner, Siol 2013), bei dem Pflanzenkohle als Substratbeimischung dem Bodenfilter zugegeben wurde. Die hierbei erzielten, sehr positiven Ergebnisse waren Anlass, die Grundidee im Rahmen des hier beschriebenen Projektes EmiSure aufzugreifen und zielgerichtet weiterzuentwickeln. Schwerpunkt der Untersuchungen ist hierbei die weitergehende Elimination von ausgewählten Mikroschadstoffen nach der konventionellen Reinigung in einer kommunalen Kläranlage, als alternative Lösung zum Einsatz von Ozon oder Aktivkohle.

### 2.2.2 Versuchskonzeption

In einem ersten Arbeitsschritt werden dabei im abwassertechnischen Labor der Universität Luxembourg Untersuchungen unter Verwendung von Lysimetern durchgeführt. Ziel der Untersuchungen ist hierbei vor allem, das geeignetste Substrat für die geplanten großtechnischen Untersuchungen zu finden sowie erste Erkenntnisse zu einer möglichen Dimensionierung abzuleiten. Die Lysimeter werden mit unterschiedlichen Bodensubstraten befüllt und mit synthetischem Abwasser, welches unterschiedliche Konzentrationen an Mikroschadstoffen aufweist, beschickt. Neben der Wirksamkeit der Bodenfilter bezüglich des Abbaus von ausgewählten Mikroschad-

stoffen wird hierbei auch das Abbaupotenzial der für die Sauer ebenfalls relevanten Parameter ‚Keimbelastung‘ und ‚Phosphor‘ untersucht.

Der Versuchsaufbau besteht aus sechs Plexiglasbehältern (Europlex, Belgien) mit jeweils einem Durchmesser von 29 cm und einer Höhe von 115 cm. Die Behälter sind befüllt, von unten nach oben, mit einer 10 cm starken Kiesschicht (5 cm Grobkies mit 4-8 mm, 5 cm Feinkies mit 2-8mm) sowie einer Schicht aus 90 cm spezifischem Substrat (vgl. Abbildung 2).

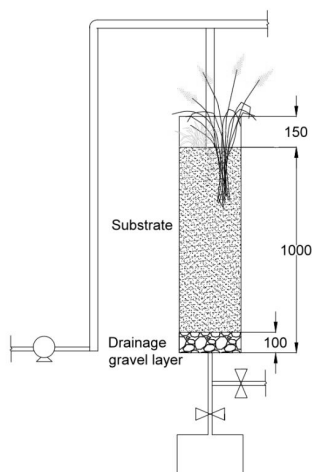


Abbildung 2: Schematischer Aufbau eines Versuchslysimeters

Jedes Lysimeter ist mit aus anderen Versuchen bewährten Pflanzen bepflanzt; im Einzelnen Phragmites australis sowie Iris pseudacorus, um die Vorteile von lang- und kurzwurzligen Pflanzen zu kombinieren.

Ein Hauptziel der Laboruntersuchungen ist die Auswahl der geeigneten Bodensubstrate; daher werden im Rahmen der Versuche zum Mikroschadstoffabbau unterschiedliche Substrate erprobt; die Auswahl der Substrate erfolgte in Anlehnung an die Publikation von Dordio, Carvalho 2013). Im Einzelnen handelt es sich hierbei um Biokohle (produziert von Palaterra, Deutschland) und Zeolithe (Zeobon, Deutschland). Diese ‚Zuschlagstoffe‘ werden mit Sand gemischt (Liapor, Deutschland). Die Zusammensetzung der Substrate der sechs Lysimeter sieht folgendermaßen aus: Lysimeter (Column) A: 100% Sand, Lysimeter B: 30% Biokohle + Sand, Lysimeter C: 15% Biokohle + Sand, Lysimeter D: 15% durch Fermentation aktivierte Biokohle, Lysimeter E: 15% Zeolithe + Sand, Lysimeter F: 30% Zeolithe + Sand.

Die Lysimeter werden von oben mit jeweils der gleichen Menge an synthetischem Abwasser beschickt, so dass sich gleiche Betriebsparameter hinsichtlich der Durch-

flusszeit sowie der hydraulischen Beschickung einstellen. Die hydraulische Beschickung (HLR: Hydraulic Loading Rate) beträgt dabei 100L/(m<sup>2</sup>·d); die Verteilung dieser Abwassermenge auf die Lysimeter erfolgt 3 mal pro Tag über einen Zeitraum von je 30 Minuten. Um die Photodegradation zu stimulieren wurden UV-Lampen über den Lysimetern installiert (Megaman LED), die 8 Stunden pro Tag aktiviert sind. Der Versuchsaufbau ist der nachfolgenden Abbildung 3 zu entnehmen.

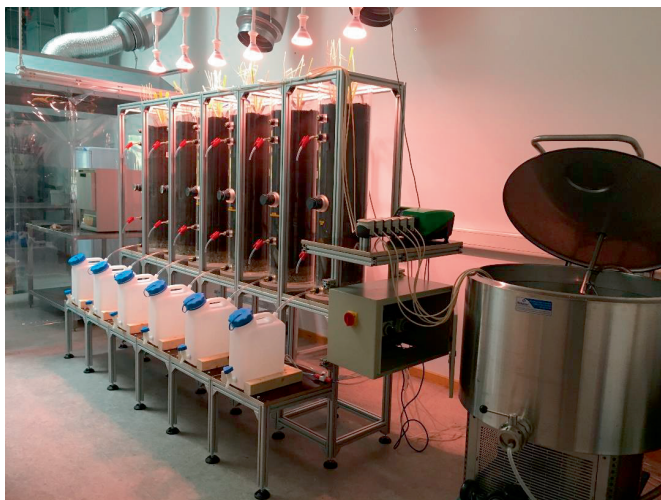
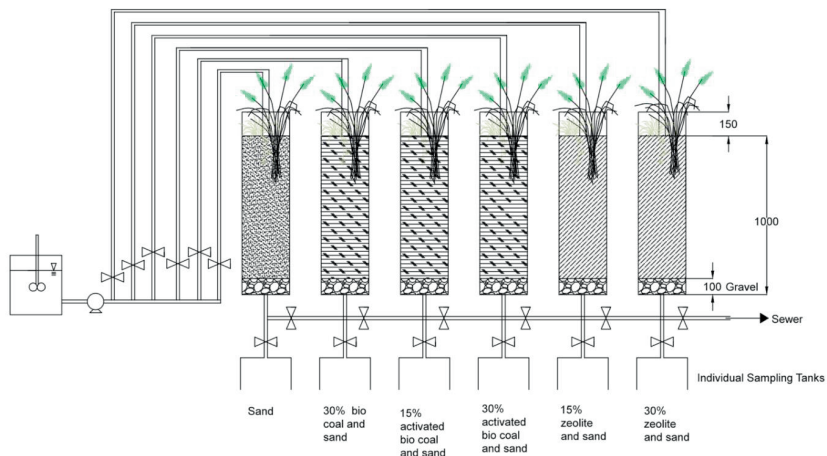


Abbildung 3: Schematischer Aufbau und Foto der Bodenfilter-Versuchsanlage

Das verwendete synthetische Abwasser entspricht dem Ablauf einer repräsentativen, mittelgroßen kommunalen Kläranlage mit einer CSB-Konzentration von 60 mg/l, einer Gesamtstickstoff (TN)-Konzentration von 15 mg/l bei einer Nitratkonzentration von 5 mg/l sowie einer Phosphor-(P) Konzentration von 7 mg/l. Das synthetische Abwasser wird bei einer Temperatur von 4°C in einem 225l-Speicherbehälter vorgehalten.

Für die Untersuchungen zum Mikroschadstoffabbau werden nach dem Einfahren der Anlage dem synthetischen Abwasser gezielt Xenobiotika zugegeben (Lieferant: Tech-Lab, Frankreich).

### 2.2.3 Untersuchte Substanzen

Die Auflistung der untersuchten Mikroschadstoffe findet sich in Tabelle 1; die Auswahl erfolgte dabei in enger Abstimmung aller Projektpartner nach den folgenden Kriterien: höchste verkaufte Mengen (im Fall der Pharmazeutika), höchste Ökotoxizität, gesetzliche Anforderungen bzw. unter Beobachtung sowie besondere Relevanz für das Untersuchungsgewässer Sauer.

Tabelle 1: Auflistung der getesteten Substanzen

Group	Substance	CAS number	Use	Chemical formula	Molar Mass
					g/mol
Pharmaceuticals	Atenolol	29122-68-7	Beta Blocker	C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	266.3
	Bezafibrate	41859-67-0	Lipid regulator	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> ClNO <sub>4</sub>	361.8
	Carbamazepine	298-46-4	Psychiatric drug	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	236.3
	Clarithromycin	81103-11-9	Antibiotic	C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>	748.0
	Ciprofloxacin	85721-33-1	Antibiotic	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	331.3
	Cyclophosphamide	50-18-0	Cytostatic	C <sub>7</sub> H <sub>13</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub> P	261.0
	Diclofenac	15307-86-5	Anti inflammatory	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>3</sub> NO <sub>2</sub>	296.1
	Erythromycin	114-07-8	Antibiotic	C <sub>27</sub> H <sub>47</sub> NO <sub>13</sub>	733.9
	Ketoprofen	22071-15-4	Anti inflammatory	C <sub>16</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	254.3
	Lidocaine	137-58-6	Anesthetic	C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> N <sub>2</sub> O	234.3
	Metoprolol	51384-51-1	Beta Blocker	C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>	267.4
	Propranolol	525-66-6	Beta Blocker	C <sub>16</sub> H <sub>21</sub> NO <sub>2</sub>	259.3
	N-acetyl sulfamethoxazole	21312-10-7	Metabolite of Sulfamethoxazole	C <sub>12</sub> H <sub>13</sub> N <sub>3</sub> O <sub>4</sub> S	295.3
Sulfamethoxazole	723-46-6	Antibiotic	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub> S	253.3	
Pesticides/Herbicides etc.	Carbendazim	10605-21-7	Fungicide	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	191.2
	Deet	134-62-3	Insect repellent	C <sub>12</sub> H <sub>17</sub> NO	191.3
	Diuron	330-54-1	Herbicide	C <sub>9</sub> H <sub>10</sub> Cl <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O	233.1
	Isoproturon	34123-59-6	Herbicide	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> N <sub>2</sub> O	206.3
	Terbutryn	886-50-0	Herbicide	C <sub>10</sub> H <sub>19</sub> N <sub>3</sub> S	241.4
	Mecoprop	7085-19-0	Herbicide	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> ClO <sub>3</sub>	214.6
	Tolyltriazole	29385-43-1	Fertilizer	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> N <sub>3</sub>	133.2
	Glyphosate	1071-83-6	Herbicide	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>5</sub> P	169.0
AMPA (Aminomethylphosphonic acid)	1066-51-9	Primary degradation product of Glyphosate	CH <sub>3</sub> NO <sub>3</sub> P	111.0	
Fluorosurfactants	Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)	1763-23-1	Surfactant	C <sub>8</sub> HF <sub>17</sub> O <sub>3</sub> S	500.0
	Perfluorooctanoic acid (PFOA)	335-67-1	Surfactant	C <sub>8</sub> HF <sub>15</sub> O <sub>2</sub>	414.0
Corrosion inhibitor	Benzotriazole	95-14-7	Corrosion inhibitor/Antiviral	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> N <sub>3</sub>	119.1
Flame retardant	Tris(2-chloroisopropyl)phosphate	13674-84-5	Flame retardant	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>4</sub> P	285.5



Zulaufproben aus dem Speichertank wurden 1mal pro Woche gezogen, um die gewünschten Konzentrationen zu verifizieren; Ablaufproben aus den Lysimetern wurden ebenfalls 1x pro Woche als 24 h-Mischprobe gezogen. Neben den Mikroschadstoffen wurden auch Standardparameter wie der Sauerstoffgehalt in unterschiedlichen Höhen der Lysimeter kontinuierlich gemessen (nicht-invasive Messung; PreSens, Deutschland); daneben wurden Parameter wie CSB, TN, P sowie die Stickstofffraktionen mithilfe von Hach Lange Testküvetten bestimmt. Der pH-Wert, das Redox-Potenzial sowie die Leitfähigkeit wurden ebenfalls kontinuierlich ermittelt (WTW, Deutschland). Die Analyse der Mikroschadstoffe erfolgte extern (LIST, Luxembourg).

#### **2.2.4 Erste Versuchsergebnisse - Makroschadstoffe**

Der Schwerpunkt der ersten Versuchsphase lag – nach dem Einfahren der Anlage und dem Erreichen des Steady-State - auf dem Abbau der ‚Makroschadstoffe‘ CSB, Stickstoff und Phosphor. Auf den Abbau der Mikroschadstoffe wird im Rahmen von weiteren Publikationen eingegangen. Die Elimination der Makroschadstoffe ist über eine Versuchsphase von 260 d in den Abbildungen 4 bis 6 dargestellt.

Die Eliminationsrate für den CSB (Abbildung 4) liegt von Anfang an bei rund 90%; zwischen den Versuchstagen 10 und 126 sogar bei rund 95%. Danach kommt es für die Dauer von ca. 30 Versuchstagen zu einem leichten ‚Einbruch‘ der Eliminationsrate, die aber immer noch bei über 80% liegt. Nach dem Tag 168 steigt die Eliminationsrate dann wieder auf deutlich mehr als 90% an. Im ersten Zeitraum der Untersuchungen dürfte vor allem die Sorption, also die Anlagerung der Stoffe an den Bodenkörper, für die sehr hohe Eliminationsleistung verantwortlich sein. Die Sorption lässt dann leicht nach (Tage 133 – 168), während gleichzeitig der bakterielle Abbau mit der Zeit intensiver wird und sich somit mit dem Tag 196 wieder eine sehr hohe Eliminationsrate einstellt. Erwähnenswert ist hierbei, dass sich während der gesamten Versuchsphase CSB-Konzentrationen < 10mg/l einstellen. Gravierende Unterschiede zwischen den einzelnen Substraten (Column A – F) zeigen sich für den Abbau des organischen Kohlenstoffs (hier: CSB) nicht.

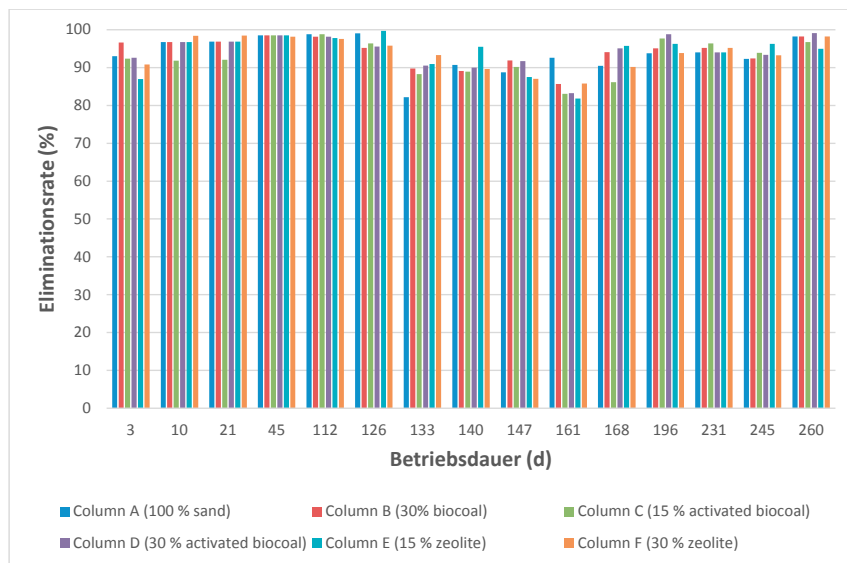


Abbildung 4: Eliminationsraten für den Chemischen Sauerstoffbedarf CSB

Die Eliminationsrate für den Gesamtstickstoff TN (Abbildung 5) liegt zu Beginn der Versuche bei rund 80%, steigert sich dann bis zum Versuchstag 45 auf Werte zwischen 85 und 90%, wobei zwischen den verwendeten Substraten keine gravierenden Unterschiede zu erkennen sind. Nach dem Tag 45 kommt es dann zu einem gravierenden Einbruch der Eliminationsrate (Tage 112 – 260), wobei hier die Eliminationsleistung zwischen <10% und 40% schwankt. Auffällig ist hierbei, dass der Einbruch nahezu zeitgleich mit dem Beginn der Zudosierung der Mikroschadstoffe (Tag 112) erfolgt.

Die Umsetzung von Ammoniumstickstoff zu Nitrat ist seit Erreichen des Steady state nahezu vollständig. In den oberen Zonen der Filter ist Sauerstoff vorhanden, der dann nach unten hin abgebaut wird. Die anoxische Zone ist jedoch sehr klein, so dass kein vollständiger Abbau des Nitrats über Denitrifikation stattfinden kann, zudem findet sich in diesen unteren Zonen auch nur ein sehr geringer Gehalt an abbaubarem Kohlenstoff. Die höchste Eliminationsleistung weist der Lysimeter mit 30% Biokohle auf, gefolgt von dem Lysimeter mit aktivierter Biokohle.

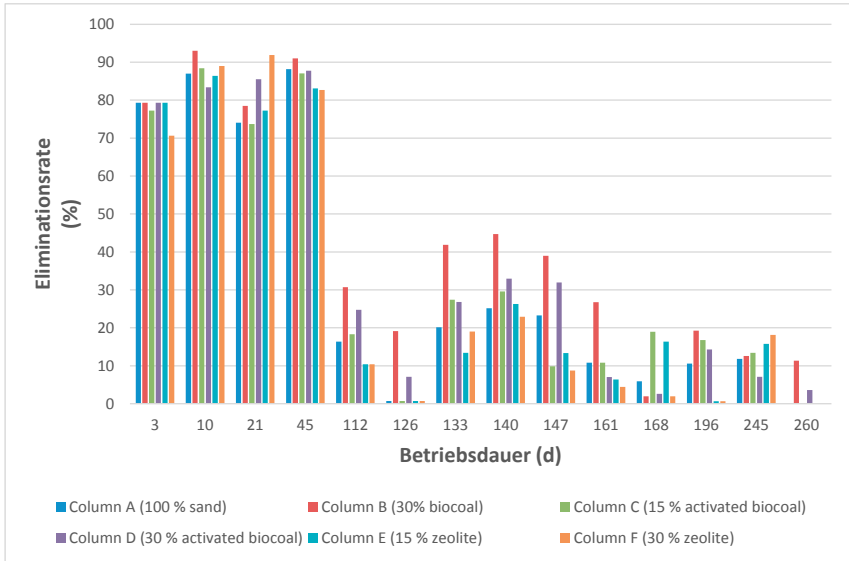


Abbildung 5: Eliminationsraten für den Gesamtstickstoff

Bei der Phosphorelimination (Abbildung 6) zeigen sich erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Substraten: die höchste Eliminationsleistung mit durchweg > 90% weist der Sand auf, der Beimischungen von Eisen enthält und somit zur Phosphorfällung im Bodenkörper beiträgt. Eine ebenfalls sehr gute Eliminationsleistung weisen die Lysimeter mit Zeolith (15 und 30% Beimischung) auf, deren Eliminationsleistung nahezu auf dem gleichen Niveau wie beim reinen Sand-Lysimeter liegt. Die Lysimeter mit der aktivierten Biokohle weisen stark schwankende Eliminationsgrade im Bereich von 5 bis 85% auf, wobei der Lysimeter mit dem höheren Anteil an aktivierter Biokohle (30%) deutlich schlechter abschneidet (Eliminationsleistung zwischen 5 und ca. 45%) als der Lysimeter mit einem 15% Anteil an aktivierter Biokohle (Eliminationsgrade zwischen ca. 50 und 85%). Der Lysimeter mit 30% Biokohle weist mit Abstand die schlechteste Phosphorelimination auf: während an den ersten Versuchstage 3 und 10 noch eine deutliche Elimination festzustellen war (Eliminationsgrade 70 und 40%), so kommt es in den Tagen 21 bis 161 sogar zu einer ‚negativen Eliminationsleistung‘, bedingt durch eine Rücklösung von Phosphor aus dem Substrat. Diese Erscheinung klingt ab dem Tag 196 ab, von da ab sind wieder positive Eliminationsraten von bis zu 30% festzustellen. Die aktivierte Biokohle weist diesen Effekt nicht auf, da hier durch die vorherige Fermentation (‘Aktivierungsprozess’) der Phosphor von den anaeroben Bakterien genutzt wird.

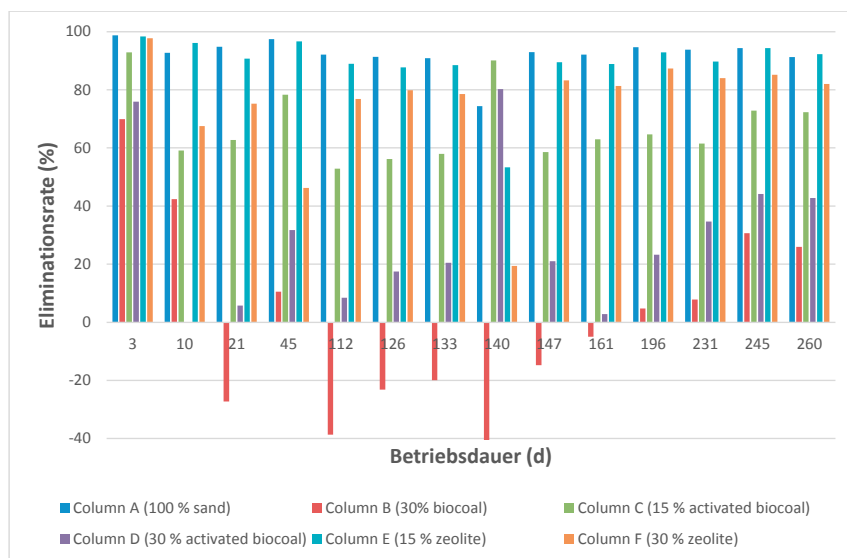


Abbildung 6: Eliminationsraten für den Gesamtphosphor

Zusammenfassend ist festzustellen, dass

- die verwendeten Bodenfilter einen sehr guten CSB-Abbau (für alle Substrate) mit CSB-Ablaufkonzentrationen  $< 10$  mg/l aufweisen. Den wesentlichen Abbauprozess stellt hierbei zunächst die Adsorption an das Substrat dar, mit zunehmender Versuchsdauer scheint der bakterielle Abbau eine stärkere Relevanz zu besitzen.
- mit einem entsprechenden Substrat ein sehr weitgehender Phosphorabbau mit niedrigen Ablaufkonzentrationen ( $< 0,5$  mg/l) erzielt werden kann. Insbesondere die Reaktoren mit hohem Sandanteil weisen hierbei – vermutlich bedingt durch im Bodenkörper ablaufende Fällungsreaktionen – einen hohen Abbaugrad auf.
- es nach anfänglich sehr guter Stickstoffelimination mit zunehmender Versuchsdauer zu einem deutlichen Einbruch der Eliminationsrate (u.a. durch Nachlassen der Sorptionsleistung) kommt. Die Nitrifikationsleistung ist über die gesamte Versuchsdauer sehr hoch.

### 2.2.5 Erste Versuchsergebnisse – Mikroschadstoffe

Abbildung 7 zeigt erste Ergebnisse der Untersuchungen an den Labor-Bodenfiltern mit zugespikten Mikroschadstoffen. Die Ergebnisse sind als Boxplot mit maximaler und minimaler Eliminationsrate, 25% und 75%-Unterschreitungshäufigkeit sowie dem Median der Eliminationsrate dargestellt. Dargestellt ist die mittlere Elimination über alle untersuchten Mikroschadstoffe nach Tabelle 1.

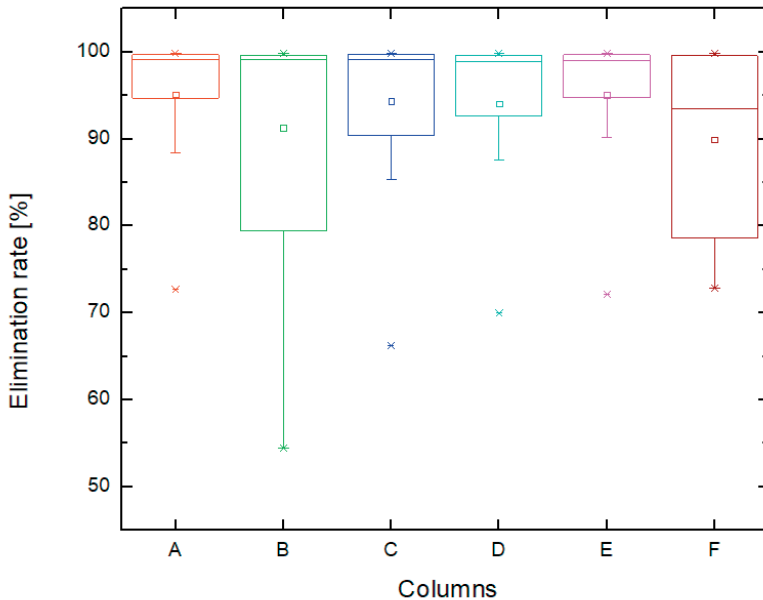


Abbildung 7: Eliminationsraten für die untersuchten Mikroschadstoffe

Auffallend ist, dass der Median der Eliminationsrate bei allen untersuchten Substraten deutlich höher als 95% liegt, die zugeführten Mikroschadstoffe somit (bis auf wenige Ausnahmen) nahezu vollständig über die im Bodenkörper ablaufenden Mechanismen entfernt werden. Die stabilsten Ergebnisse zeigen die Reaktoren A (Sand), C (Sand mit 15% aktivierter Biokohle), D (Sand mit 30% aktivierter Biokohle) sowie E (Sand mit 15% Zeolith). Deutlich am schwächsten performt der Reaktor B, der mit klassischer Biokohle (30% Beimischung) und Sand gefüllt ist. Hier liegt die Spannweite der Eliminationsraten mit minimal 55% bis maximal 99% am höchsten. Im Vergleich dazu weist bspw. Reaktor E nur eine Spannweite zwischen ca. 90 und 99% auf, baut somit weitaus stabiler die im Ablauf der konventionellen Kläranlage enthaltenen Mikroschadstoffe ab.

roschadstoffe ab. Insgesamt zeigen die verwendeten Substrate ein sehr gutes Abbauverhalten, das in weitergehenden Untersuchungen – u.a. auch unter Praxisbedingungen auf zwei realen Kläranlagen – noch detaillierter untersucht werden soll.

Auf detaillierte Ergebnisse bzgl. der Einzelstoffe soll in weiteren Publikationen eingegangen werden.

### **3 Fazit und weitere Vorgehensweise**

Insgesamt erscheinen nach den bislang durchgeführten Untersuchungen die erprobten Bodenfilter mit den unterschiedlichen verwendeten Substraten ein hohes Potential zur weitergehenden Reinigung von vorgereinigtem kommunalem Abwasser – sowohl hinsichtlich der untersuchten Makroschadstoffe CSB und Phosphor als auch bzgl. eines Großteils der ausgewählten Mikroschadstoffe – auf. Die orientierenden Laborversuche lassen jedoch noch zahlreiche Fragen offen, die im Rahmen von sich anschließenden halb- und großtechnischen Untersuchungen geklärt werden sollen; parallel finden im Labormaßstab weitergehende Untersuchungen mit einem Schwerpunkt auf der Elimination der Mikroschadstoffe statt.

Aufbauend auf den Erkenntnissen der Laborversuche werden Untersuchungen im `Containermaßstab` auf Referenzanlagen durchgeführt. Auf zwei repräsentativen Kläranlagen im Sauer-Einzugsgebiet (Kläranlage Echternach mit rund 20.000 angeschlossenen Einwohnerwerten und der Kläranlage Reisdorf/Wallendorf mit ca. 4.300 angeschlossenen Einwohnerwerten) wurden hierzu im ersten Schritt Daten als Grundlage für die weiteren Untersuchungen erhoben (Betriebsparameter wie Aufenthaltszeiten, Schlammalter etc. aber auch Abbauleistung für relevante Stoffe; u.a. auch ausgewählte Mikroschadstoffe). Bei beiden Kläranlagen handelt es sich um sogenannte ‚Internationale Kläranlagen‘, die sowohl von luxemburgischen als auch von deutschen Kommunen Abwasser verarbeiten. Die Anlagen sind von ihrer Charakteristik her repräsentativ für zahlreiche Anlagen in der Großregion, so dass eine hohe Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleistet erscheint.

Parallel zu den Untersuchungen an den Bodenfiltern erfolgt der Aufbau des georeferenzierten Bilanzierungsmodells für das gesamte Gewässersystem der Sauer. Zudem werden ergänzende Messungen an ausgewählten Kläranlagen und in der Sauer und deren Nebengewässern durchgeführt, um die Datenlage der Mikroschadstoffbelastung in Bilanzraum zu verbessern sowie das Modell zu validieren bzw. kalibrieren. Anschließend wird die Belastungssituation der Fließgewässer im Einzugsgebiet der Sauer anhand einer Bilanz überprüft. Unter Berücksichtigung der Erkenntnisse der Labor- und halbtechnischen Untersuchungen auf den Referenzanlagen werden anschließend anhand von Szenarien die Wirksamkeit von verschiedenen Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge von Mikroschadstoffen analysiert und im Vergleich zum Ist-Zustand bewertet.

## Literatur

- Abbelgen, C., Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU der Schweiz. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214). Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01661/index.html?lang=de>
- Bester, K.; Schäfer, D. (2009): Activated soil filters (bio filters) for the elimination of xenobiotics (micro-pollutants) from storm- and waste waters. *Water Research* 43 (2009) 2639 - 2646
- Dittmer, U. (2006): Prozesse des Rückhalts und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Schriftenreihe des Fachgebietes Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft. Band 23
- Doebner, I., Siol, A. (2013): Entwicklung eines innovativen Pflanzenfilters zur Eliminierung von Arzneimittelrückständen im Ablauf kleiner Kläranlagen und dezentraler Kleinkläranlagen (1. Phase). Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 28722 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt Dordio, A.V., Carvalho, A.J.P. (2013): Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *Journal of Hazardous Materials* 252-253 (2013) 272 - 202
- Janzen, N., Banzhaf, S., Scheytt, T., Bester, K. (2009): Vertical flow soil filter fort he elimination of micropollutants from storm and waste water. *Chemosphere* 77 (2009) 1358 - 1365
- Kevin S. Jewell, Per Falås, Arne Wick, Adriano Joss, Thomas A. Ternes: Transformation of diclofenac in hybrid biofilm-activated sludge processes. In: *Water Research*. 105, 2016, S. 559–567. doi:10.1016/j.watres.2016.08.002.
- Knerr, H., Gretzschel, O., Schmitt, T.G., Kolisch, G., Taudien, Y. (2016): Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern – Situationsanalyse und Maßnahmenzenarien am Beispiel der Nahe. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* (9) Nr. 10, 613-618
- Knerr H., Srednoselec I., Schmitt, T.G., Hansen, J., Venditti, S. (2018): Entwicklung von Strategien zur Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags in Gewässer im deutsch-luxemburgischen Grenzgebiet, *Wasser und Abfall* (20) Nr. 12, 22-28
- LAWA (Hrsg.) (2016): Mikroschadstoffe in Gewässern, Bund/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Magdeburg, 2016
- BMUB/UBA (Hrsg.) (2017): Policy-Paper Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs »Spurenstoffstrategie des Bundes« an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffein-

tragen in die Gewässer. Eds.: Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Bloser, M.; Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit/Dessau: Umweltbundesamt

Schmitt, T. G., Knerr, H., Gretzschel, O., Kolisch, G., Taudien, Y. (2016): Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro\_N. Pilotstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Schlussbericht, Mai 2016

Verlicchi P., Zambello E. (2014): How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. *Sci Total Environ.* 2014 Feb 1;470-471:1281-306. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.08

Wozniak, R. (2008): Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. Schriftenreihe des Fachgebietes Kaiserslautern, FG Siedlungswasserwirtschaft. Band 23

### **Korrespondenz an:**

Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft und Wasserbau  
Universität Luxembourg, Campus Kirchberg  
6, rue Coudenhove-Kalergi  
L-1359 Luxembourg  
Tel.: 00352-4666445283  
E-Mail: joachim.hansen@uni.lu





# Stoffflussmodellierung - Planungsinstrument zur Entwicklung von Gewässerschutzstrategien

Henning Knerr<sup>1</sup>; Oliver Gretschel<sup>1</sup>; Gerd Kolisch<sup>2</sup>; Yannick Taudien<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen, TU Kaiserslautern

<sup>2</sup>WiW mbH, Wuppertal

**Kurzfassung:** Zur strategischen Maßnahmenplanung zum Umgang mit Mikroschadstoffen aus der Abwasserentsorgung wird in Rheinland-Pfalz ein georeferenziertes Stoffflussmodell angewendet. Einzelsubstanzen können so hinsichtlich ihrer Eintragspfade und Verbreitung in Oberflächengewässern flächendeckend untersucht und bewertet werden. Um zielführende Maßnahmen und optimierte Strategien zur Mikroschadstoffelimination aus der Abwasserentsorgung vorschlagen zu können, wurde ein abgestuftes Vorgehen entwickelt, welches sowohl emissions- als immissionsorientierte Betrachtungen in unterschiedlichen Detaillierungsgraden beinhaltet.

**Key-Words:** Mikroschadstoffe, Stoffflussmodellierung, Diclofenac

## 1 Einleitung

Ziel der europäischen Umweltpolitik im Wasserbereich ist es, Stoffeinträge in die Gewässer zu reduzieren oder für bestimmte Substanzen ganz zu verhindern. Die Grundlage hierzu wurde im Jahr 2000 mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gelegt. Die Kernziele der WRRL stellen das Erreichen eines guten ökologischen sowie chemischen Zustands der europäischen Oberflächenwasserkörper dar (EU 2000). Durch die Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 2009) und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) wurden die Ziele der WRRL auf bundesdeutsche Ebene übernommen.

Ein überwiegender Teil der deutschen Oberflächengewässer erfüllt derzeit nicht die Anforderungen an einen guten Zustand im Sinne der WRRL (UBA 2017). In diesem Zusammenhang rücken zunehmend mit Mikroschadstoffen belastete Oberflächengewässer in den Fokus des Interesses. Als Mikroschadstoffe werden organische Substanzen bezeichnet, die in den Gewässern im Konzentrationsbereich von wenigen Nano- bis Mikrogramm pro Liter anzutreffen sind. Darunter fallen synthetische Substanzen, wie z. B. Arzneimittelwirkstoffe, Inhaltsstoffe von Körperpflegemittel, Pestizide und Biozide aber auch Stoffe natürlichen Ursprungs, wie z. B. Hormone. Diese

Stoffe gelangen punktuell über Anlagen der Siedlungsentwässerung und über diffuse Einträge in die Gewässer.

Für viele Mikroschadstoffe stellt der Ablauf kommunaler Kläranlagen der dominante Eintragungspfad in Oberflächengewässer dar (Bode 2010, UBA 2016). Insbesondere polare und persistente Substanzen gelangen so in die Gewässer. Von besonderer Bedeutung sind zudem Einträge aus Regen- und Mischwassereinleitungen (Welker 2007, Luo et al. 2014, Lanauy et al. 2016), aus denen Mikroschadstoffe i. d. R. unbehandelt eingeleitet werden.

Als Folge liegen einige Stoffe in den Gewässern bereits in Konzentrationen vor, die Effekte auf das Ökosystem ausüben können (UBA 2017). Durch die Interaktion Oberflächenwasser und Grundwasser, insbesondere aber durch die Interaktion Boden und Grundwasser wird auch das Grundwasser durch Mikroschadstoffe in seiner Qualität beeinflusst, wodurch einige Substanzen heute noch nachgewiesen werden können, obwohl ihre Anwendung bereits vor Jahren verboten wurde (Lorey 2015).

Inwieweit von den nachgewiesenen Mikroschadstoffen eine Gefährdung für die aquatische Umwelt oder für die menschliche Gesundheit abgeleitet werden kann, kann derzeit nicht für jede Substanz, insbesondere aber nicht für Substanzgemische beantwortet werden. Negative Auswirkungen können allerdings auch nicht ausgeschlossen werden (Mersmann 2003, Lorey 2015).

Zur Reduktion und Vermeidung der relevanten Emissionen können neben Minderungsmaßnahmen an den Quellen und in der Anwendung auch nachgeschaltete technische Maßnahmen auf kommunalen Kläranlagen ergriffen werden (Schmitt, Knerr 2015, BMUB/UBA 2017). Aufgrund der Stoffvielfalt und der unterschiedlichen Eintragungspfade sind die Abschätzung der Gesamtemissionen an Mikroschadstoffen und eine flächendeckende Bewertung der Gewässerbelastung für größere Gewässersysteme allein durch Monitoringprogramme nicht praktikabel.

Rechtliche Vorgaben für eine Nachrüstung der kommunalen Kläranlagen mit weitergehenden Reinigungsverfahren auf Basis stoff- oder stoffgruppenspezifischer Anforderungswerte bestehen bisher nicht. Allerdings sind in der EU-Richtlinie 2013/39/EU (EU 2013) für 45 Stoffe Umweltqualitätsnormen (UQN) genannt, die als Maßstab für den geforderten guten chemischen Zustand der Gewässer dienen sollen. Mit der Novellierung der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) im Jahr 2016, wurde die UQN-Richtlinie in deutsches Recht umgesetzt. Allerdings werden mit den Stoffen der OGewV (2016) bislang nicht alle relevanten Mikroschadstoffe berücksichtigt. Arzneimittelwirkstoffe sind nach wie vor nicht enthalten. Einige Arzneimittelwirkstoffe werden auf der sogenannten „Wach List“ (EU 2018) geführt und sollen in den nächsten Jahren beobachtet werden. Die Entwicklung einer Strategie zur Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags aus Abwassersystemen in Oberflächengewässer erfordert aber vertiefende Erkenntnisse zum Verbleib auch der bisher gesetzlich nicht geregelten Stoffe.

In Rheinland-Pfalz wird daher das Stoffflussmodell GREAT-ER (Geo-Referenced Regional Exposure Assessment Tool for European Rivers) zur Bilanzierung von Mikroschadstoffen, beispielhaft für das Gewässersystem der Nahe eingesetzt. Die Stoffflussanalyse erlaubt neben der Abbildung der gegenwärtigen Situation auch die Untersuchung von Maßnahmen zur Reduzierung der Mikroschadstoffeinträge in Fließgewässer (Knerr et al. 2016, Schmitt et al. 2016, Knerr et al. 2018).

Für die betrachteten Arzneimittelwirkstoffe Bezafibrat, Diclofenac und Metoprolol wurden die der ursprünglichen Bewertung zugrunde gelegte immissionsbasierten Qualitätsziele überarbeitet. Die Untersuchungen wurden daher mit den aktualisierten Qualitätszielen fortgeschrieben. Beispielhaft werden die daraus resultierenden Ergebnisse für Diclofenac dargestellt.

## 2 Stoffflussmodell

Zur Mikroschadstoffbilanzierung größerer Gewässersysteme sowie zur Analyse der Auswirkung verschiedener Maßnahmen, stehen eine Vielzahl unterschiedlicher Stoffflussmodelle bzw. Modellansätze zur Verfügung. Diese können grundsätzlich in zwei Kategorien eingeteilt werden: Modelle, die keine Abbau- bzw. Verlustprozesse in den Gewässern berücksichtigen, wie z. B. „MoRE“ (Fuchs et al. 2017) oder „Nationales Stoffflussmodell“ (Ort et al. 2009), und Modelle, die Abbau- bzw. Verlustprozesse in den Gewässern einbeziehen, wie z. B. „GREAT-ER“ (Feijtel et al. 1997) oder dessen U. S. Äquivalent „PhATE“ (Anderson et al. 2004).

Im Rahmen der Projekte „Mikro\_N“ (Knerr, Schmitt 2015, Knerr et al. 2016, Schmitt et al. 2016) und „Mikro-System“ (Knerr et al. 2017, Knerr et al. 2018) wird das Modellsystem GREAT-ER verwendet, welches zur Anwendung in Rheinland-Pfalz adaptiert wurde. Den Kern des Systems bildet ein Emissions- und Gewässermodell, anhand dessen der Eintrag und der Verbleib von Chemikalien in Oberflächengewässern georeferenziert, mit einer räumlichen Auflösung von maximal zwei Kilometern Flusslänge, abgebildet werden kann. Die Bilanzierung berücksichtigt neben punktuellen Einträgen, z. B. Kläranlagenabläufe auch diffuse Einträge, z. B. Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen (Klasmeier et al. 2011, Kehrein et al. 2014).

Die Stoffeinträge werden im Emissionsmodul als Frachten berechnet und dienen als Grundlage für die Berechnung der Konzentrationen im Gewässermodul. Die Ermittlung der emittierten Frachten erfolgt mittels stoffspezifischer Substanzdaten, wie z. B. pro-Kopf-Verbrauchswerte, Ausscheidungsraten und Abbauraten in Kläranlagen. Das Fließgewässernetz wird mit den resultierenden Frachten beaufschlagt und die Gewässerbelastung entlang der Fließstrecke berechnet.

Die Gewässerkonzentrationen (PEC = predicted environmental concentration) werden unter Annahme eines Fließgleichgewichts mit Massenerhaltung im Gewässermodul berechnet. Die Konzentrationen werden jeweils am Ende eines Gewässerabschnitts aus der Konzentration zu Beginn des Abschnitts zuzüglich der Veränderung

(Abbau, Sedimentation etc.) während des Aufenthalts ermittelt. Die Berechnung der Gewässerbelastung kann für verschiedene Abflusssituationen erfolgen und stellt für den jeweiligen Abfluss eine durchschnittliche Belastung dar (Feijt et al., 1997, Matthies et al. 2001, Klasmeier et al. 2011, Kehrein et al. 2014).

Insgesamt wurde im Flussgebiet der Nahe ein Gewässernetz mit einer Fließlänge von 1.515 km abgebildet, wovon etwa 60 % abwasserbeeinflusst sind. Es wurden alle 104 im Einzugsgebiet gelegenen Kläranlagen mit den zugehörigen Mischwasserentlastungen und die im Einzugsgebiet gelegenen Krankenhäuser, die ihr Schmutzwasser über die kommunalen Kläranlagen in die Gewässer einleiten sowie die Flächennutzung im Einzugsgebiet abgebildet. Vereinfacht wurde die Entwässerung für das gesamte Einzugsgebiet im Mischsystem angenommen.

Das der Stoffflussbilanzierung zugrunde liegende Fließgewässernetz wurde für einen mittleren Abfluss (MQ) und einen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) anhand der für das Gesamteinzugsgebiet verfügbaren Pegeldata der Zeitreihe 2007-2012 hydrologisch kalibriert.

### **3 Stoffflussanalyse**

Zur strategischen Maßnahmenplanung werden im Rahmen der Stoffflussanalyse Einzelsubstanzen hinsichtlich ihrer Eintragspfade und Verbreitung in Oberflächengewässern untersucht. Die grundsätzliche Vorgehensweise basiert dabei auf vier aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten. Zentraler Bestandteil und erster Arbeitsschritt ist die Abbildung und Analyse der gegenwärtigen Belastungssituation. Basierend auf den Ergebnissen der Situationsanalyse werden anschließend „Schwerpunktgewässer“ ausgewählt, für die detaillierte Emissions- und Immissionsbetrachtungen verschiedener Maßnahmen zur Reduzierung des Mikroschadstoffeintrags durchgeführt werden. Die Ableitung von Entwicklungsstrategien und die Priorisierung von Maßnahmen stellen die abschließenden Arbeitsschritte dar.

#### **3.1 Flächendeckende Situationsanalyse Mikroschadstoffe**

##### **Kennwerte Diclofenac**

Diclofenac (DCF) ist ein nichtselektives nichtsteroidales Antiphlogistikum (NSAID = non-steroidal anti-inflammatory drug) mit antirheumatischer, entzündungshemmender, schmerzlindernder und fiebersenkender Wirkung. Es gehört in Deutschland zu den meistverkauften Schmerzmitteln mit einem Jahresverbrauch der seit Jahren zwischen 80 und 90 Tonnen/a liegt (Lorey 2015). Etwa 16 % der oral verabreichten Dosis wird unverändert wieder ausgeschieden (Ort et al. 2009). 5 – 10 % der Substanz werden im menschlichen Körper in Konjugate umgewandelt (UBA 2011), die in der Abwasserreinigung wieder gespalten werden können (Ternes 2001). Etwa 80 % der topischen Anwendungsmengen (Salben etc.) gelangen durch Abspülung von der Haut ins Abwasser (Klasmeier et al. 2011). DCF wird vornehmlich im privaten Umfeld verwen-

det. Der Anteil öffentlicher Gesundheitseinrichtungen am Gesamtverbrauch liegt unter 5 % (Knerr et al. 2016, UBA 2016).

In Kläranlagen wird die Abbauleistung von DCF als moderat und das Adsorptionsverhalten an Klärschlamm als gering eingeschätzt. Literaturangaben zur Abbauraten reichen von 15 bis 55 % (Klasmeier et al. 2011, Abegglen, Siegrist 2012, LUBW 2014, Götz et al. 2015, Rau, Metzger 2017), weswegen DCF europaweit in vielen Oberflächengewässern in signifikanten Konzentrationen nachgewiesen werden kann. Die gemessenen Gewässerkonzentrationen liegen teilweise deutlich über der Konzentration, bei der in chronischen Test keine ökotoxikologische Wirkung auf Organismen beobachtet wurde, der sogenannten „No observed effect concentration“ (NOEC).

Mit einer NOEC von 0,5 µg/l (*Oncorhynchus mykiss*, 28 Tage) sowie einem Sicherheitsfaktor von 10, wurde ein Umweltqualitätsnorm-Vorschlagswert als Jahresdurchschnittswert (JD-UQN-V) von 0,05 µg/l abgeleitet. Aquatische Akutwerte liegen dagegen im mg/l Bereich. Auf die Ableitung eines Umweltqualitätsnorm-Vorschlagswertes als zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN-V) wurde daher verzichtet (UBA 2014, UBA 2017).

### **Bewertung der Gewässerbelastung**

Die Bewertung der Gewässerbelastung erfolgt flächendeckend über den sogenannten Belastungsfaktor (BF). Dieser wird als Quotient aus der je Gewässerabschnitt berechneten jährlichen Durchschnittskonzentration (PEC = Predicted Environmental Concentration) und der substanzspezifisch angesetzten Umweltqualitätsnorm (UQN), in Form eines Jahresdurchschnittswertes (JD) gebildet.

$$BF = PEC/JD-UQN \quad (1)$$

Ist  $BF < 1$ , bedeutet dies, dass die berechnete Konzentration im betrachteten Gewässerabschnitt kleiner als JD-UQN ist. Negative Langzeitfolgen für die Gewässerorganismen sind entsprechend des Verständnisses des JD-UQN, der die Konzentration ausdrückt bis zu der eine chronische Schädigung der Gewässerorganismen ausgeschlossen werden kann, nicht zu erwarten. Ein  $BF > 1$  zeigt dagegen die Überschreitung des JD-UQN an. Es kann folglich ein, je nach Zahlenwert des BF, (erhöhtes) Risiko für die Gewässerorganismen angenommen werden. Gewässerabschnitte mit  $BF = 0$  resultieren aus den Modellannahmen und bedeutet, dass in diese Gewässerabschnitte kein Abwasser eingeleitet wird. Als Bewertungsskala wurde eine 6-stufige Einteilung mit entsprechender farbiger Abstufung festgelegt (vgl. Abbildung 1).

### **Ist-Situation**

Abbildung 1 zeigt die Gewässerbelastung im Einzugsgebiet der Nahe für DCF bei MQ anhand der resultierenden BF-Karte. Ergänzend ist die relative Verteilung des BF, bezogen auf die im Gewässersystem der Nahe abgebildeten Fließkilometer, in Form eines Säulendiagramms dargestellt.

Es wird deutlich, dass in großen Teilen der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte die Belastung mit DCF im Jahresdurchschnitt zu einer Überschreitung des JD-UQN-V führt (gelb, orange und rote Gewässerabschnitte). Etwa 13 % der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte weisen eine Belastung auf, die um den Faktor vier oder höher über JD-UQN-V liegt. Die betroffenen Gewässerabschnitte zeichnen sich vor allem durch geringe Abflüsse und hohe Abwasseranteile bezogen auf MQ aus. Im Gegensatz zu diesen „hoch belasteten“ Gewässerabschnitten, liegt für den überwiegenden Anteil der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte (rd. 62 %) der BF zwischen eins und vier. Nur 25 % der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte weisen rechnerisch einen BF < 1 und damit eine Unterschreitung des JD-UQN-V auf (grüne Gewässerabschnitte).

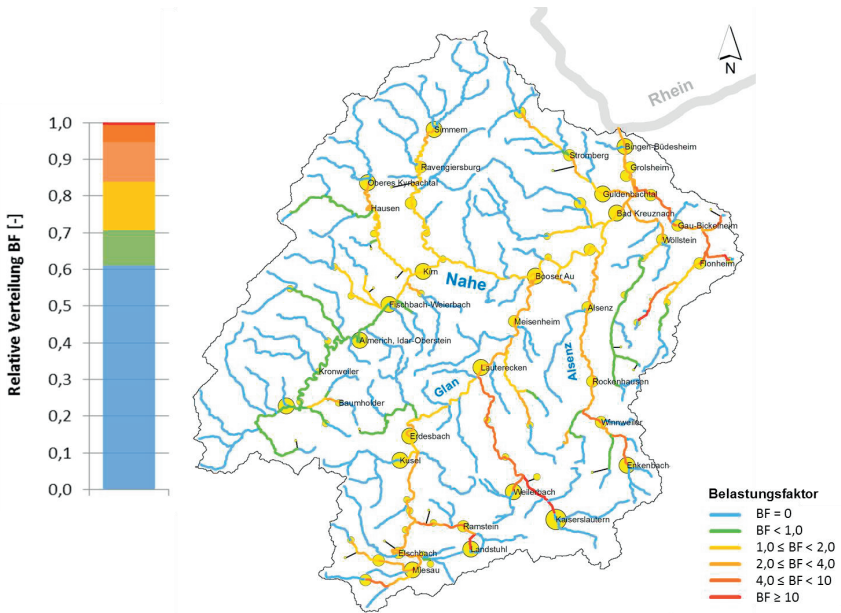


Abbildung 1: Ist-Zustand des BF im Einzugsgebiet der Nahe für DCF bei MQ; gelbe Punkte in der BF-Karte markieren die Kläranlagenstandorte

### 3.2 Flächendeckende Szenarienanalyse

In einem weiteren Schritt wird mit Hilfe des Modells überprüft, was verschiedene Maßnahmen bewirken würden, die die Stoffeinträge im Bilanzraum beeinflussen. Das Vorgehen wird am Beispiel des Ausbaus von ausgewählten Kläranlagen mit weitergehenden Reinigungstechniken (Ozonung, Aktivkohleadsorption) zur Mikroschadstoffelimination vorgestellt.

Mit dem Ziel eine möglichst große Frachtreduktion zu erreichen, werden in diesem Szenario alle Kläranlagen im Einzugsgebiet der Nahe mit einer Ausbaukapazität größer 10.000 EW berücksichtigt. Dies betrifft 34 der 104 Kläranlagen, wodurch mit rd. 84 % der überwiegende Teil der Kläranlagenkapazität im Bilanzraum mit einer Verfahrensstufe zur weitergehenden Mikroschadstoffelimination ausgestattet würde.

Diese emissionsorientierte Ausbaustrategie hätte eine Reduktion der an der Nahemündung in den Rhein emittierten DCF-Fracht von etwa 66 % zur Folge. Der Anteil der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte mit  $BF < 1$  könnte damit auf rd. 63 % gesteigert werden, wodurch insgesamt etwa 85 % der im Modell abgebildeten Gewässerabschnitte rechnerisch eine DCF-Konzentration kleiner JD-UQN-V aufweisen würden (Abbildung 2).

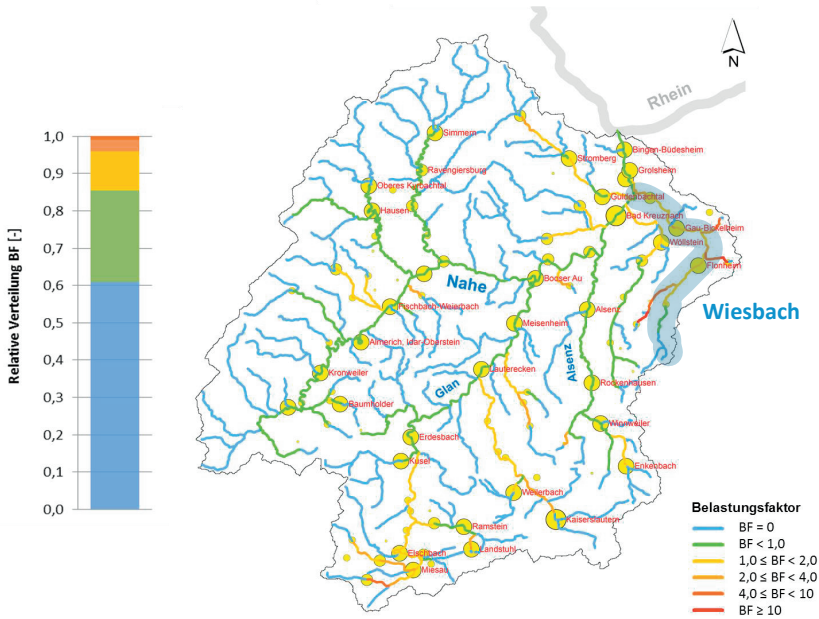


Abbildung 2: BF-Karte für DCF für das Ausbauszenario KA > 10.000 EW bei MQ. Die im Modell mit weitergehenden Reinigungsstufen ausgestatteten Kläranlagen sind rot beschriftet.

Es wird deutlich, dass größere Kläranlagen aufgrund der insgesamt emittierten Frachten eine große Gewässerrelevanz aufweisen. Eine hohe Abwasserlast im Gewässer oder eine hohe Vorbelastung aus stromaufwärts gelegenen Abwassereinleitungen können allerdings dazu führen, dass auch bei Integration einer weitergehenden Reinigungsstufe, das angesetzte Qualitätskriterium in den Gewässern nicht immer er-



reicht wird. Da einige hochbelastete Gewässerabschnitte auch bei kleinen Kläranlagen auftreten, die nicht unter das Ausbaurkriterium fallen würden, würden trotz des sehr weitgehenden Kläranlagenausbaus weiterhin rd. 37 % der abwasserbeeinflussten Gewässerabschnitte mit  $BF > 1$  bewertet werden.

Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 3 das resultierende DCF-Konzentrationsprofil am Beispiel des Wiesbachs (vgl. Abbinding 2) im Vergleich zum Ist-Zustand dargestellt.

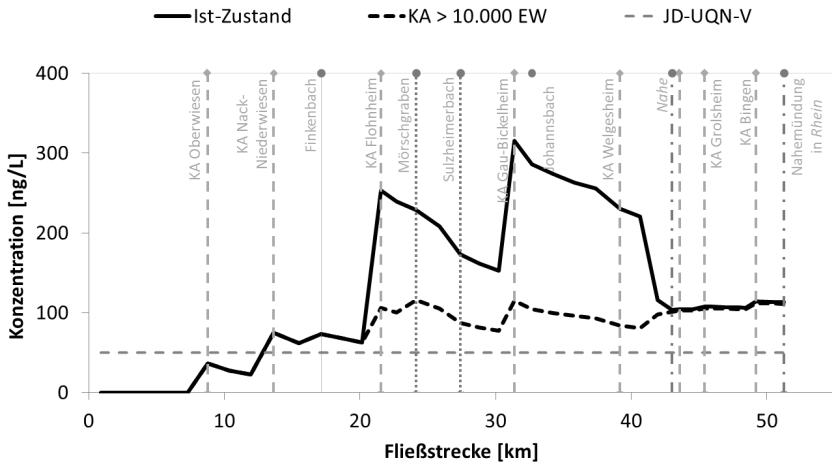


Abbildung 3: Konzentrationsverlauf der DCF-Konzentration des Wiesbachs von der Quelle bis zur Mündung in die Nahe bei MQ für den ist-Zustand und für das Kläranlagenausbauszenario KA > 10.000 EW

Charakteristisch für den Wiesbach ist die entlang des Fließweges vorherrschende Dynamik im Konzentrationsverlauf. Die Konzentrationsspitzen im Profil werden durch Einleitungen von Kläranlagenabläufen aber auch durch Zuflüsse belasteter Nebengewässer verursacht. Aufgrund der hohen Belastung aus den beiden Kläranlagen Flonheim (15.500 EW) und Gau-Bickelheim (13.000 EW), haben diese mit Blick auf eine größtmögliche Frachtreduktion schmutzwasserbürtiger Mikroschadstoffe, eine zentrale Rolle. Bezogen auf die ökotoxikologisch relevante Größe „Konzentration“ ist der alleinige Ausbau der beiden großen Kläranlagen allerdings nicht ausreichend, da es noch immer in über 80 % der abwasserbeeinflussten Fließstrecke des Wiesbachs zu einer Belastung mit  $BF > 1$  kommt. Damit ist in diesen Gewässerabschnitten mit negativen chronischen Effekten auf die aquatische Umwelt zu rechnen.

Die Nachrüstung kommunaler Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe an Gewässern mit „hoher Abwasserlast“ erfordert daher ergänzend eine Einzelfallprüfung. Hierbei

ist zu klären, was für das Gewässer mittels technischer Maßnahmen getan werden kann, um die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern.

### 3.3 Detailbetrachtung hochbelastete Gewässer

Um das Potenzial technischer Maßnahmen genauer bewerten zu können, wird in einem anschließenden Arbeitsschritt eine Variantenbetrachtung durchgeführt. Um die Einflüsse einzelner Maßnahmen auf die unterhalb liegenden Gewässerabschnitte zu untersuchen, erfolgt die Variantenbetrachtung gewässerspezifisch und von der Quelle beginnend flussabwärts.

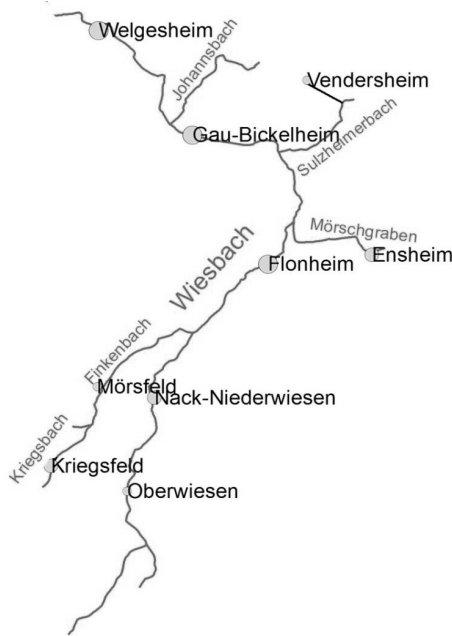


Abbildung 4: Gewässersystem des Wiesbachs

Für diese immissionsorientierte Betrachtung werden neben der Einführung weitergehender Reinigungstechniken auf kommunalen, auch die Effizienz von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung, bezogen auf die Mischwasserentlastungsfracht ausgewählter Kläranlageneinzugsgebiete, bilanziert. Ebenso werden Maßnahmen zur Zentralisierung (Überleitung des Abwassers zu größeren Kläranlagen, die mit einer weitergehenden Reinigungsstufe ausgestattet sind) betrachtet und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit bewertet (Knerr et al., 2017, Knerr et al. 2018). Die Erweiterung von Kläranlagen der Größenklasse 1 - 3 um weitergehende

Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination wird nicht betrachtet, da dies nach derzeitigem Stand mit überproportionalen Kosten verbunden ist.

Als Beispiel zeigt Abbildung 5 die für den Wiesbach (Abbildung 4) im Rahmen der immisionsorientierten Detailbetrachtung berechneten DCF-Konzentrationsprofile. Der Übersichtlichkeit wegen wurden hier einzelne Varianten zusammen dargestellt. Abbildung 6 zeigt die Ergebnisse anhand der resultierenden BF-Matrix. Die Variantenbetrachtung berücksichtigt dabei die in Planung befindlichen Schließungen der Kläranlagen Welgesheim (Überleitung zur Kläranlage Grolsheim außerhalb des Bilanzraums) und Vendersheim (Überleitung zur Kläranlage Gau-Bickelheim).

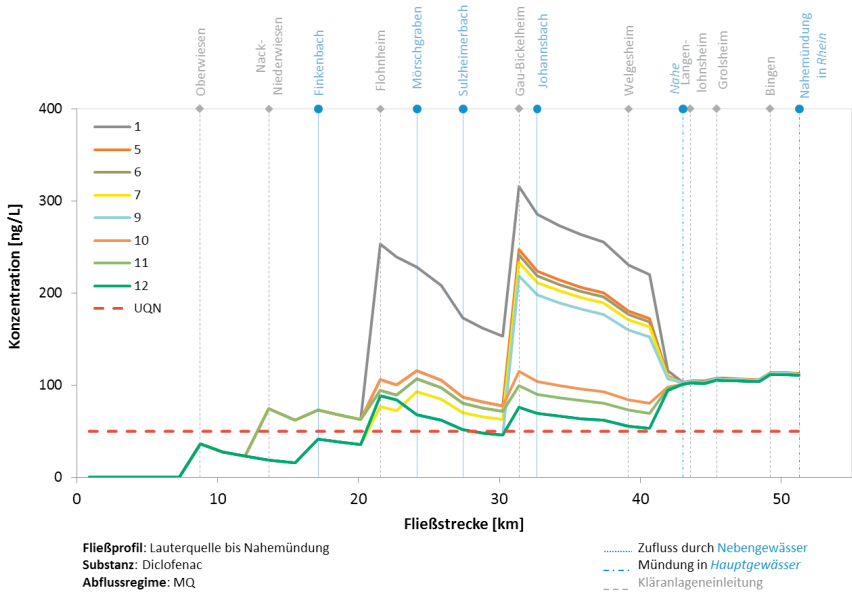


Abbildung 5: Konzentrationsverlauf der DCF-Konzentration im Gewässersystem Wiesbach – Nahe bei MQ für die im Rahmen der Detailbetrachtung untersuchten Maßnahmen, Nummerierung der Varianten vgl. Abbildung 6

Durch die zusätzlich Überleitung des Abwassers der Kläranlagen Ensheim (3.600 EW) und Nack-Niederwiesen (1.300 EW) zur Kläranlage Flonheim und Mitbehandlung in der im Modell dort vorgesehenen Reinigungsstufe und die weitergehende Mischwasserbehandlung an den beiden großen Kläranlagen (Variante 12), wird eine Frachtreduktion an der Mündung in die Nahe von rd. 4,3 auf rd. 0,7 kg DCF/a erreicht. Rechnerisch resultiert an der Mündung des Wiesbachs im Jahresdurchschnitt eine DCF-Konzentration von 52 ng/l. Im Vergleich zum Ist-Zustand kann damit eine Reduktion

der Gewässerkonzentration an der Mündung um 85 % erzielt werden. Allerdings verbleiben nach wie vor einige Gewässerabschnitte im Wiesbach mit einer BF-Bewertung deutlich über eins (Abbildung 6).

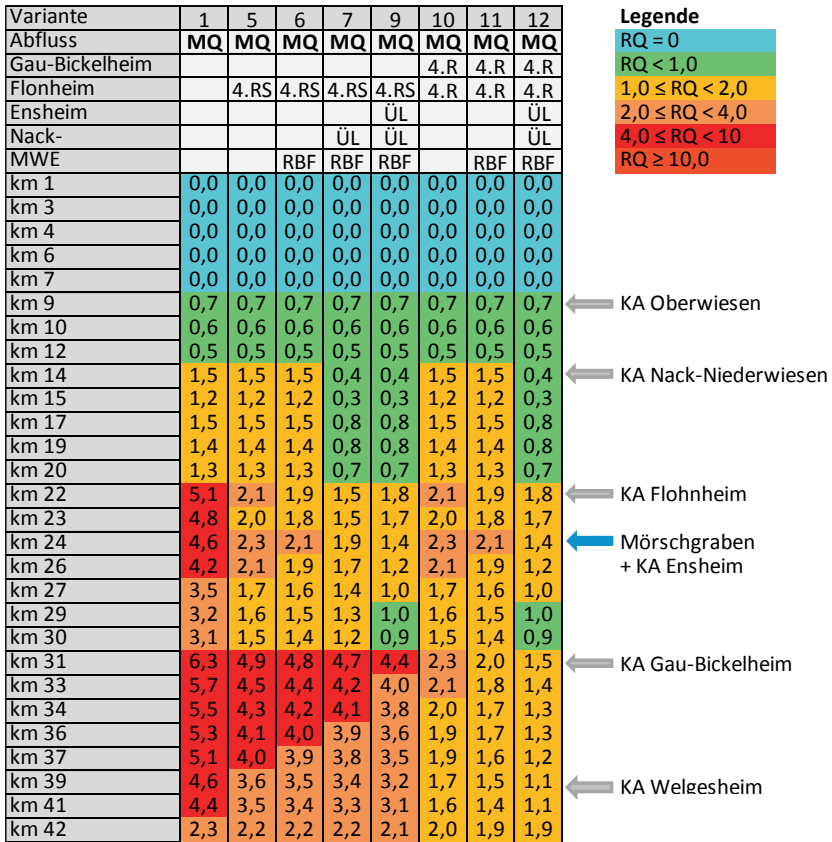


Abbildung 6: BF-Matrix für DCF für MQ ((4. RS = 4. Reinigungsstufe; RBF = Retentionsbodenfilter; ÜL = Überleitung; MWE = Mischwasserentlastung)

Dies bedeutet, dass die DCF-Belastung im Wiesbach bei MQ nicht alleine mittels technischen Maßnahmen in einen Zustand mit BF < 1 überführt werden könnte. Die Ergebnisse verdeutlichen damit den zusätzlichen Handlungsbedarf im Bereich quellenorientierter Vorsorgemaßnahmen. Diese lassen sich jedoch in der Regel nicht kurzfristig realisieren. Folglich wird der akute Handlungsbedarf unterstrichen, der nachge-

schaltete technische Maßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung als kurzfristige Optionen zur Verbesserung der Gewässerqualität erfordert.

Das beschriebene Vorgehen wird für das gesamte Flussgebiet wiederholt, womit die nach derzeitigem Wissenstand die maximal erzielbare Gewässerqualität ermittelt werden kann.

#### **4 Fazit und Ausblick**

Stoffflussmodelle auf der Grundlage von Jahresfrachten werden genutzt, um für größere Gewässersysteme flächendeckend die Herkunft der Stoffe aus unterschiedlichen Quellen, deren Verbreitung und Einträge in benachbarte Wasserkompartimente zu quantifizieren. Sie eignen sich, um Gewässerabschnitte mit hohen Konzentrationen an Schadstoffen zu identifizieren. Zudem können sehr einfach flächendeckend Auswirkungen unterschiedlicher Ausbaustrategien überprüft werden. Neben reinen Ausbauszenarien können auch Änderungen einzugsgebietsbezogener Größen (Demografie, Nutzerverhalten etc.) auf die emittierten Stofffrachten betrachtet werden. Durch Kombination der einzelnen Szenarien kann damit die Gewässerbelastung flächendeckend auch mittel- bis langfristig abgeschätzt werden (Schmitt et al. 2016).

Durch die Verwendung eines räumlich hoch aufgelösten Modells können die Konzentrationsverläufe der Schadstoffe entlang der Fließgewässerstrecken berechnet werden. Die Bilanzierung ergänzt damit die Informationen des Gewässermonitorings über die punktuelle Betrachtung an der Messstelle hinaus, wodurch auch die Einflüsse einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen auf sämtliche Gewässerabschnitte detailliert untersucht werden können, sich der Bedarf und die Wirksamkeit möglicher Maßnahmen gegeneinander abwägen lassen und damit eine strategische Maßnahmenplanung zur Reduktion der Mikroschadstoffeinträge in Oberflächengewässer ermöglichen. Das grundsätzliche Vorgehen hierzu kann auch auf andere abwasserbürtige Stoffe (z. B. Mikroplastik, Antibiotika resistente Keime, Nährstoffe) übertragen werden und wird derzeit in Rheinland-Pfalz für den Nährstoff Phosphor angewendet.

## 5 Literatur

- Abegglen, C., Siegrist H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214, 2012
- Bode, H., Grünebaum, T., Klopp, R. (2010): Anthropogene Spurenstoffe aus Kläranlagen, Teil 2: Maßnahmen bei der Abwasserbehandlungsmöglichkeiten, Notwendigkeiten und Voraussetzungen. In: Korrespondenz Abwasser 2010 (57) Nr. 3, 240–244
- BMUB/ UBA (2017): Policy-Paper, Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs „Spurenstoffstrategie des Bundes“ an die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau- und Reaktorsicherheit/ Umweltbundesamt (Hg.), Deassu
- Lorey, C. (2015): Elimination von Spurenstoffen bei der Abwasserreinigung, Dissertation, Leibniz Universität Hannover, Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Heft 153.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327
- EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, ABl. EU Nr. L 226.
- EU (2018): Durchführungsbeschluss (EU) 2018/840 der Kommission zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Durchführungsbeschlusses (EU) 2015/495 der Kommission, 5. Juni 2018.
- Feijtel, T., Boeije, G., Matthies, M., Young, A., Morris, G., Gandolfi, C., Hansen, B., Fox, K., Holt, M., Koch, V., Schroder, R., Cassanai, G., Schowanek, D., Rosenblom, J., Niessen, H. (1997): Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers – GREAT-ER contribution to GREAT-ER #1, Chemosphere 34(11), 2351-2373.
- Fuchs, S., Kaiser, M., Kiemle, L., Kittlaus, S., Rothvoß, S., Toshovski, S., Wagner, A., Wander, R., Weber, T., Ziegler, S. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-Source River Basin Management System, Water 2017, 9, 239; doi:10.3390/w9040239.
- Götz, C., Otto, J., Singer, H. (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts – Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In: Aqua & Gas N°2, S. 34-40.

- Kehrein, N., Berlekamp, J., Klasmeyer, J. (2015): Modelling the fate of down the drain chemicals in whole watersheds: New version of the GREAT-ER software. *Environ. Modell. Softw.*, 2014(64), 1-8.
- Klasmeyer, J., Kehrein, N., Berlekamp, J., Matthies, M. (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. USF - Institut für Umweltsystemforschung Universität Osnabrück. Osnabrück.
- Knerr, H., Gretzschel, O., Schmitt, T.G., Kolisch, G., Taudien, Y. (2016): Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern – Situationsanalyse und Maßnahmenzenarien am Beispiel der Nahe. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* (9) Nr. 10 , 613-618
- Knerr, H., Gretzschel, O., Schmitt, T.G.; Steinmetz, H., Taudien, Y., Kolisch, G. (2017): "Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer aus Abwassersystemen - Stoffflussmodellierung verschiedener Maßnahmen". In: *Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft der Technischen Universität Graz*, Bd. 75, T1-T18
- Knerr, H., Gretzschel, O., Schmitt, T.G., Steinmetz, H., Kolisch, G., Taudien, Y. (2018): "Modellbasierte Strategieentwicklung zur Reduktion des Mikroschadstoffeintrags in Gewässer aus Abwassersystemen". In: *Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Gewässerschutz, Wasser & Abwasser*, Bd. 247, 54/1-54/16
- Launay, M. A., Dittmer, U., Steinmetz, H. (2016): Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows - Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. *Wat. Res.* 2016(104), 82-92.
- LUBW (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg, Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hg.), August 2014, Karlsruhe
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 473-474 (2014), 619-641.
- Matthies, M., Berlekamp, J., Koormann, F., Wagner, J.O. (2001): Georeferenced regional simulation and aquatic exposure assessment. *Water Sci. Technol.* 43 (7), 231-238.
- Mersmann, P. (2003): Mobilität und Persistenz von Arzneimitteln im Grundwasser, Dissertation, Technische Universität Berlin

- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung-OGewV) vom 20. Juni 2016, BGBl. I S. 1373.
- Ort, C., Hollender, J., Schaerer, M., Siegrist, H. (2009): Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks, *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43 (9), 3214-3220.
- Rau, W., Metzger S. (2017): Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg, Untersuchungsbericht, Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW, UM-Vorhaben Nr. 367/2014, Juli 2017.
- Schmitt, T.G., Knerr, H. (Hg.) (2015): Mikroschadstoffe aus Abwasseranlagen in Rheinland-Pfalz, Technische Universität Kaiserslautern, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Band 20
- Schmitt, T. G., Knerr, H., Gretzschel, O., Kolisch, G., Taudien, Y. (2016): Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro\_N. Pilotstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Schlussbericht, Mai 2016.
- Ternes T. (2001): Vorkommen von Pharmaka in Gewässern. In: *Wasser & Boden* (53(4)), 9-14
- UBA (2011): Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf, Umweltbundesamt (Hg.), UBA Texte 46/2011, Dessau-Roßlau
- UBA (2014): EQS Datasheet, Environmental Quality Standard, Diclofenac - Draft, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, February 2014
- UBA (2016): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2, UBA Texte 60/2016, Dessau-Roßlau
- UBA (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung, Umweltbundesamt (Hg.), Dessau-Roßlau.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation, Technische Universität Kaiserslautern, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Band 20
- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) vom 31. Juli 2009, BGBl. I S. 2585.



**Korrespondenz an:**

Dr.-Ing. Henning Knerr  
Technische Universität Kaiserslautern  
Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen  
tectraa, Zentrum für innovative AbWassertechnologien  
Paul-Ehrlich-Str. 14  
67663 Kaiserslautern  
E-Mail: [henning.knerr@bauing.uni-kl.de](mailto:henning.knerr@bauing.uni-kl.de)

# Konzentrationen von Mikroschadstoffen in urban geprägten Gewässern

Ulrich Dittmer; Anna Bachmann-Machnik; Marie Launay  
Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA),  
Universität Stuttgart

**Kurzfassung:** Aus verschiedenen Studien liegen Daten zu Konzentrationen von Mikroschadstoffen in urban geprägten Gewässern vor. Diese stellen jedoch nur mehr oder weniger lange Ausschnitte aus einem dynamischen Gesamtgeschehen dar. Sie lassen keine unmittelbaren Rückschlüsse auf mittlere Konzentrationen, Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen oder langfristige Frachtströme zu. In der hier vorgestellten Simulationsstudie wurden am Beispiel eines einfachen idealisierten Einzugsgebiets die Verhältnisse von Regen- und Schmutzwasserabfluss und die Durchmischung mit dem Basisabfluss des Gewässers über einen Zeitraum von 9 Monaten analysiert. Die Ergebnisse machen deutlich, dass sowohl die Überwachung von Grenzwerten im unmittelbar betroffenen Gewässer, als auch die Ermittlung von langfristigen Stofffrachten eine gezielte Berücksichtigung des Regenwetterabflusses zwingend voraussetzt.

**Key-Words:** Mikroschadstoffe, Spurenstoffe, urbane Gewässer, Regenwasser, Mischwasser

## 1 Einführung

Abflussregime und Wasserqualität von Gewässern mit urban geprägten Einzugsgebieten sind stark vom unmittelbaren Niederschlagsabfluss befestigter Flächen bestimmt. Dieser Abfluss gelangt im Trennsystem über Regenauslässe, im Mischsystem über Mischwasserentlastungen in die betroffenen Gewässer. Urbane Gewässer sind durch eine hohe Abflussdynamik mit rasch auftretenden und stark ausgeprägten Abflussscheiteln gekennzeichnet. Sie sind stärker als andere Gewässer mit Schadstoffen belastet, die von befestigten Flächen abgespült werden. Die damit einhergehende Schädigung und Verarmung aquatischer Ökosysteme erfährt in der Fachwelt seit einigen Jahren unter dem Begriff „Urban Stream Syndrome“ weltweit Aufmerksamkeit (siehe u.a. Walsh et al. 2005).

Die regenbedingten Belastungen urbaner Gewässer mit Mikroschadstoffen sind dagegen weniger untersucht. In verschiedenen Veröffentlichungen sind Ergebnisse von

Stichproben dokumentiert (Phillips und Chalmers 2009; Petrie et al. 2015; Kasprzyk-Hordern et al. 2009), selten auch Ganglinien des Konzentrationsverlaufs bei Regenereignissen (Meyer et al. 2013; Launay et al. 2013; Launay et al. 2014). Die Daten ergeben allerdings oftmals kein schlüssiges Gesamtbild. In eigenen Untersuchungen wurde beispielsweise an der oberen Korsch (Stadt Stuttgart) bei mehreren Regenereignissen bereits oberhalb der ersten Kläranlageneinleitung massive Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen (Jahresdurchschnitt) für die Biozide Terbutryn und Mecoprop festgestellt (Launay et al. 2016). In der nahegelegenen Schwippe (Städte Böblingen und Sindelfingen), deren Einzugsgebiet ähnlich dicht besiedelt ist, traten dagegen in den beprobten Ereignissen keine kritischen Konzentrationen auf (Launay und Kuch 2014).

Bedingt durch die Dynamik des Abflusses und des Stofftransportes variieren die Konzentrationen in Regen- und Mischwassereinleitungen innerhalb kurzer Zeit in einer sehr großen Bandbreite. Das Verhalten von Schadstoffen in Entwässerungssystemen lässt sich im Detail nicht deterministisch beschreiben. Frachten und Konzentrationen im Regenwetterabfluss unterliegen daher einer sehr großen zufälligen Variation innerhalb jedes Regenereignisses aber auch zwischen den Ereignissen (Launay et al. 2017; Clara et al. 2017). Die Konzentrationen im aufnehmenden Gewässer ergeben sich durch die Überlagerung dieser Einleitungen mit dem Basisabfluss aus dem Landschaftswasserhaushalt. Dieser ist zwar ebenfalls mit dem Niederschlagsgeschehen verknüpft, allerdings reagiert das annähernd natürliche System wesentlich träger als das technische System der Siedlungsentwässerung.

Probenahmen in urban geprägten Gewässern geben daher stets nur einen kleinen, meist zufälligen, Ausschnitt aus einem kontinuierlichen hochdynamischen Geschehen wieder. Aus einzelnen Messungen lassen sich ohne zusätzliche Informationen weder langfristige Mittelwerte der Konzentrationen ableiten, noch können Stofffrachten ermittelt werden oder Häufigkeiten und Dauern möglicher Grenzwertüberschreitungen.

Der vorliegende Beitrag soll anhand einer einfachen Simulationsstudie aufzeigen, in welchem Ausmaß allein das Mischungsverhältnis der verschiedenen Abwasserkomponenten (Schmutzwasser und Regenwasser, jeweils mit und ohne Behandlung in der Kläranlage) untereinander sowie deren Überlagerung mit dem Basisabfluss die resultierenden Gewässerkonzentrationen beeinflusst. Aus den Ergebnissen werden Schlussfolgerungen für die Konzeption und Auswertung von Beprobungsprogrammen an urbanen Gewässern gezogen.

## 2 Methodik

### 2.1 Gesamtkonzept

An einem fiktiven Beispiel soll die Variation der Konzentrationen unterschiedlicher Mikroschadstoffe in urban geprägten Gewässern analysiert werden. Die Ganglinien der Emissionen aus dem Abwassersystem (Mischwasserentlastungen und Kläranlage) werden mit einem Schmutzfrachtmodell ermittelt. Die resultierenden Mischkonzentrationen im Gewässer ergeben sich aus der Überlagerung mit dem Basisabfluss aus dem Landschaftswasserhaushalt. Urban geprägte Einzugsgebiete liegen grundsätzlich im Oberlauf von Gewässern und sind deshalb in der Regel nicht mit Abflusspegeln ausgestattet. Der Basisabfluss ist also unbekannt. Ersatzweise wird daher die Ganglinie eines Pegels verwendet, dessen Einzugsgebiet weitgehend unbeeinflusst von Siedlungen ist (Pegel Erzgrube, Nagold, Nordschwarzwald). Abbildung 1 veranschaulicht diese Konstellation. Berechnet werden die Stoffkonzentrationen am Gebietsauslass.

Als Eingangsimpuls für die Schmutzfrachtberechnung wird die Datenreihe eines nahe gelegenen Niederschlagsschreibers (Station Simmersfeld) verwendet. Der gemessene Basisabfluss und die simulierten Emissionen gehen also annähernd auf denselben Niederschlag zurück. Die Größenverhältnisse von befestigter Fläche und Einzugsgebiet des Gewässers orientieren sich an der Situation der oberen Körtsch.

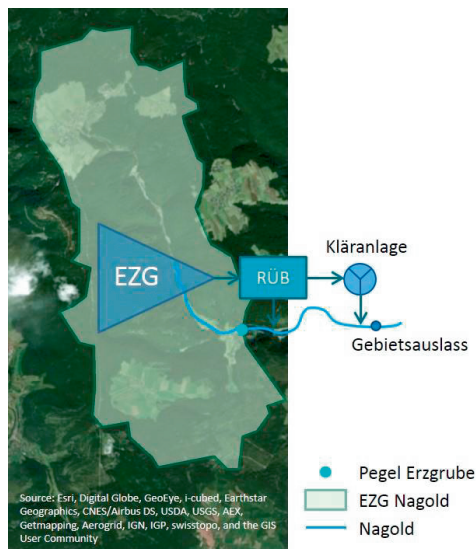


Abbildung 1: Schema der Überlagerung von Schmutzfrachtmodell und Basisabfluss

## 2.2 Modellierung des Entwässerungssystems

Die Schmutzfrachtberechnung wurde mit dem Programm KOSIM (itwh 2009) durchgeführt. Das Entwässerungssystem wurde zu einem Einzugsgebiet mit einem zentralen Regenüberlaufbecken zusammengefasst. Es handelt sich um ein reines Mischsystem. Aufenthaltszeit und Dispersion in der Kläranlage werden vernachlässigt, ebenso die Absetzwirkung des Regenüberlaufbeckens.

Im Schmutzfrachtmodell wurde den drei Abflusskomponenten Schmutzwasser  $Q_S$ , Fremdwasser  $Q_F$  und Regenabfluss  $Q_R$  jeweils eine Konzentration von 100 mg/l eines virtuellen Tracers (SW, FW, RW) zugeordnet. Die Konzentrationen dieser Tracer im Entlastungsabfluss und im Ablauf der Kläranlage geben somit den prozentualen Anteil der jeweiligen Komponente am Gesamtabfluss wieder. Durch Multiplikation mit den jeweiligen mittleren Konzentrationen jeder Komponente können somit die resultierenden Konzentrationen und Frachten in beiden Eintragspfaden ermittelt werden.

Die in Tabelle 1 angegebenen Kenngrößen des Abwassersystems wurden in Anlehnung an das System im Einzugsgebiet der Kläranlage Stuttgart-Möhringen an der oberen Körsch gewählt (Launay 2017). Der Trockenwetterabfluss wurde als konstant angenommen. Die Regendaten stammen vom Niederschlagsschreiber der Station Simmersfeld (Nordschwarzwald) und liegen in Stundenauflösung vor. Es wurde der Zeitraum vom 01.05.2016 bis 31.01.2017 simuliert, für den sowohl Niederschlags- als auch Pegeldaten verfügbar waren. Als Ausgabezeitschritt der Abfluss- und Konzentrationsganglinien wurden 15 min gewählt.

Tabelle 1: Kenngrößen des simulierten Entwässerungssystems

Befestigte Fläche	$A_{E,b}$	600 ha
Einwohnerzahl	EW	113.000
Schmutzwasseranfall	$w_d$	120 l/(E*d)
Fremdwasseranfall	$Q_F$	100 l/s
Mischwasserabfluss zur KA	$Q_M$	900 l/s

Das Volumen des Regenüberlaufbeckens wurde iterativ ermittelt. Zielgröße war die in Stuttgart-Möhringen ermittelte Abflussaufteilung, bei der 88 % des gesamten Abflusses zur Kläranlage weitergeleitet wurden und 12 % am Regenüberlaufbecken ins Gewässer entlastet wurden. Diese Aufteilung wurde im fiktiven Beispielgebiet mit einem Beckenvolumen von 10.000 m<sup>3</sup> erreicht. Das entspricht einem spezifischen Speichervolumen von 16,7 m<sup>3</sup>/ha.

### 2.3 Überlagerung mit dem Gewässerabfluss

Abflussdaten des Pegels lagen in einer Auflösung von 15 min vor. Nach Sichtung der Zeitreihe vom 01.05.2016 bis 31.01.2017 wurden offensichtlich unplausible Werte manuell eliminiert und durch lineare Interpolation aufgefüllt. Es handelte sich dabei um Zeitabschnitte < 1 Tag ohne unmittelbaren Niederschlagseinfluss.

Die Anteile der Abflusskomponenten aus dem Abwassersystem ergeben sich aus der Durchmischung mit den Abflussdaten des Pegels (Basisabfluss). Die resultierenden Zeitreihen wurden über eine Stunde gleitend gemittelt, um die Dispersion im Gewässer zu berücksichtigen. Es wurden ausschließlich Einleitungen aus dem Abwassersystem betrachtet. Konzentrationen im Basisabfluss wurden zu Null gesetzt. Eine eventuelle Vorbelastung aus dem natürlichen Einzugsgebiet wurde also vernachlässigt.

### 2.4 Verschmutzung der Abflusskomponenten

Unter den Begriffen Mikroschadstoffe oder Spurenstoffe wird eine Vielzahl von Substanzen mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften zusammengefasst. Pauschale Aussagen zum Aufkommen und Verhalten von Spurenstoffen sind daher grundsätzlich irreführend. Aufgrund der unüberschaubaren Anzahl potenziell schädlicher Substanzen muss sich jede Messung oder Modellierung auf eine Auswahl an Substanzen konzentrieren, die stellvertretend für verschiedene Gruppen stehen. Abhängig von der jeweiligen Fragestellung werden verschiedene Listen solcher Leit- oder Indikatorparameter diskutiert (Jekel und Dott 2013; KomS BW 2018). Kuch und Steinmetz 2012 schlagen eine Gruppierung vor, die neben der Herkunft (Schmutzwasser oder Oberflächenabfluss) auch die Neigung zur Partikelbindung berücksichtigt sowie die Abbaubarkeit in kommunalen Kläranlagen und das Verhalten in Anlagen zur gezielten Elimination von Mikroschadstoffen.

In der hier vorgestellten Studie ist die Partikelbindung nicht relevant, da der Partikeltransport (Sedimentation und Remobilisierung) nicht simuliert wird. Auch weitergehende Reinigungsstufen werden nicht betrachtet. Somit reicht eine Gruppierung nach den Kriterien Herkunft und Rückhalt in kommunalen Kläranlagen aus. Kriterien für die Auswahl der entsprechenden Indikatormaterialien waren eine möglichst deutliche Ausprägung dieser Eigenschaften und eine belastbare Datenbasis für die Abschätzung der Konzentrationen.

Die Schmerzmittel Ibuprofen und Diclofenac stehen hier als Leitparameter stellvertretend für Einträge mit dem Schmutzwasser. Der Unterschied liegt in der Elimination beider Substanzen in konventionellen kommunalen Kläranlagen. Der Frachtrückhalt von Diclofenac ist vernachlässigbar. Es wird hier angenommen, dass sich bei Regenwetter eine Reduzierung der Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage allein durch die Verdünnung ergibt. Ibuprofen ist dagegen leicht abbaubar und wird in der Kläranlage weitgehend eliminiert. Mit einer erhöhten Beschickung der Kläranlage geht jedoch auch die Reinigungsleistung zurück. Es wird hier angenommen, dass die Ablaufkonzentration durch den Regenwetteranteil nicht verändert wird.

Fluoranthen, aus der Gruppe der Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und das Urbanherbizid Mecoprop werden überwiegend mit dem Regenwasser in die Entwässerungssysteme eingetragen. Fluoranthen neigt stark zur Bindung an Partikel und wird somit in der Kläranlage weitgehend zurückgehalten. Mecoprop verhält sich dagegen weitgehend konservativ. Wie bei Diclofenac ergibt sich die Konzentration im Ablauf der Kläranlage aus der Durchmischung des Regen- und Schmutzwasserabflusses, allerdings in umgekehrter Richtung.

Tabelle 2: Konzentrationen ausgewählter Substanzen in den Abflusskomponenten Regenwasser (RW), Schmutzwasser (SW) im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage ( $KA_{SW}$  und  $KA_{RW}$ ) in ng/l

Substanz	Eintrag	Abbau	RW	SW	$KA_{RW}$	$KA_{SW}$
Fluoranthen	RW	+	400	160	2	2
Mecoprop	RW	-	500	30	500	30
Ibuprofen	SW	+	0	9000	40	40
Diclofenac	SW	-	0	1700	0	1700

In Tabelle 2 sind die Eigenschaften der ausgewählten Leitparameter und die angenommenen Konzentrationen in den Abflusskomponenten zusammengefasst. Die Konzentrationen wurden aus den Ergebnissen eigener Messungen und Daten aus der Literatur abgeleitet (Launay 2017; Wicke et al. 2017; Stauer und Ort 2012; LUBW 2014). Für die Abflusskomponenten Regen- und Schmutzwasser wurden jeweils konstante mittlere Konzentrationen angesetzt. Die Reinigungswirkung der Kläranlage wurde ebenfalls mit jeweils unterschiedlichen konstanten Ablaufkonzentrationen für den Regen- und den Schmutzwasseranteil abgebildet. Der Fremdwasserabfluss wurde als unverschmutzt angenommen.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Niederschlag und Basisabfluss

Die Zeitreihen des Basisabflusses sowie der Niederschläge sind in Abbildung 2 dargestellt. Kurzzeitige Spitzen im unmittelbaren Zusammenhang mit dem Niederschlag sind durch Niederschlagswassereinleitungen einer kleinen Ortslage im Einzugsgebiet bedingt. Der Verlauf des Basisabflusses ist stark geprägt von sehr ergiebigen Niederschlägen im Frühjahr 2017. Ohne die Abflüsse von befestigten Flächen betrug der maximale Basisabfluss im Betrachtungszeitraum etwa 1.000 l/s. Der mittlere Abfluss lag mit 310 l/s in derselben Größenordnung wie der Trockenwetterabfluss der Kläranlage (257 l/s). In urbanen Einzugsgebieten übersteigt der mittlere Kläranlagenabfluss bei Trockenwetter den Basisabfluss des Gewässers oftmals deutlich. Die hier untersuchte Situation stellt somit keinen Extremfall dar.

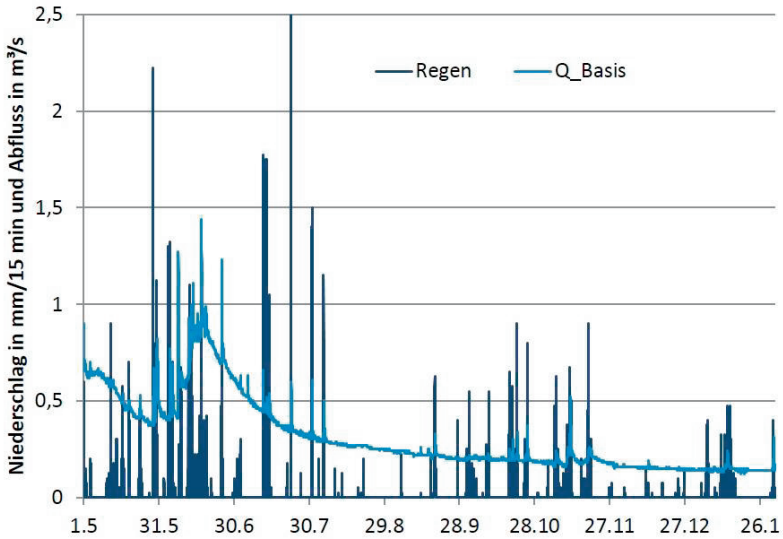


Abbildung 2: Ganglinien des Niederschlags und des Basisabflusses im Gewässer

### 3.2 Mischungsverhältnisse und resultierende Konzentrationen

Beispielhaft betrachten wir im Folgenden für den Ausschnitt von 09. bis 12.11.2017 die Überlagerung des Basisabflusses mit den Ergebnissen der Simulation des Abwassersystems. Abbildung 3 zeigt für diesen Ausschnitt im unteren Bereich die Ganglinien des Basisabflusses ( $Q_{\text{Basis}}$ ), der Summe von Basisabfluss und Kläranlagenabfluss ( $Q_{\text{Basis+ab}}$ ) sowie des Gesamtabflusses inklusive der Entlastung des Regenüberlaufbeckens. Das Becken füllt sich mit Erreichen des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage am 09.11. etwa ab 18:00 Uhr. Am Vormittag des 10.11. kommt es zu zwei Überlaufereignissen. Anschließend entleert sich das Becken und der Zufluss zur Kläranlage erreicht wieder kurzzeitig das Trockenwetterniveau. Das unmittelbar folgende Einstauereignis dauert bis zum Abend des 12.11. an. Während dieser Zeit kommt es zu einem langen und intensiven Überlauf am Morgen und Vormittag des 11.11. und zu einem kleineren Überlauf am Nachmittag.

Im mittleren Diagramm der Abbildung sind die prozentualen Anteile der Abflusskomponenten bezogen auf den Gesamtabfluss am Gebietsauslass ( $Q_{\text{ges}} = 100\%$ ) dargestellt. Bei Trockenwetter liegen der Basisabfluss (Basis) und der Schmutzwasserabfluss ( $SW_{\text{KA,ab}}$ ) mit etwa 38% auf demselben Niveau. Hinzu kommt der Fremdwasserabfluss im Ablauf der Kläranlage ( $FW_{\text{KA,ab}}$ ) mit etwa 24%. Mit dem Einsetzen des Niederschlagsabflusses erhöht sich der Durchsatz durch die Kläranlage um den Regen-



wetterabfluss ( $RW_{KA,ab}$ ). Die übrigen Abflüsse bleiben zwar konstant, ihre Anteile am Gesamtabfluss nehmen jedoch ab. Mit dem Entlastungsabfluss gelangt vor allem unbehandeltes Regenwasser in das Gewässer ( $RW_{über}$ ). Schmutz- und Fremdwasser machen dagegen nur einen kleinen Anteil am Entlastungsabfluss und damit auch am Gesamtabfluss aus ( $SW_{über}$ ,  $FW_{über}$ ). In der Spitze des Entlastungsereignisses am Morgen des 11.11. macht der über die Entlastung ausgetragene Regenwasserabfluss 70 % des Gesamtabflusses im Gewässer aus. Die über diesen Pfad ausgetragenen Schmutz- und Fremdwasseranteile liegen dagegen unter 5 %. Nach den ergiebigen Niederschlägen geht der Abfluss aus dem Entwässerungssystem vollständig auf den Ausgangszustand bei Trockenwetter zurück. Der Basisabfluss bleibt dagegen leicht erhöht. Entsprechend sind die Anteile aus dem Kläranlagenablauf mit 33 % (SW) und 20 % (FW) niedriger als vorher.

Die Mischkonzentrationen der Leitparameter am Gebietsauslass ergeben sich aus der Multiplikation der Abflussanteile im Ablauf der Kläranlage ( $SW_{KA,ab}$ ,  $RW_{KA,ab}$ ) und im Entlastungsabfluss ( $SW_{über}$ ,  $RW_{über}$ ) mit den jeweiligen Konzentrationen für diese Abflusskomponente. Basisabfluss und Fremdwasser werden als unverschmutzt angenommen.

Bei Trockenwetter wird die Konzentration von Diclofenac allein durch die Verdünnung des Schmutzwassers bestimmt, da sich die Substanz in der Kläranlage konservativ verhält. Die Schmutzwasserkonzentration von 1.700 ng/l führt, bei einem Anteil des Schmutzwasserabflusses von 38 % zu einer Gewässerkonzentration von etwa 650 ng/l am Gebietsauslass. Mit dem Einsetzen des Regenabflusses wird der Schmutzwasserabfluss weiter verdünnt. Die Gewässerkonzentration geht auf Werte zwischen 100 und 200 ng/l zurück. Der ausgetragene Frachtstrom (Masse pro Zeit) bleibt dabei unverändert.

Das Urbanherbizid Mecoprop wird in der Kläranlage ebenso wenig eliminiert wie Diclofenac. Aufgrund des überwiegenden Eintrags mit dem Regenwasser verhält sich diese Substanz allerdings gegenläufig. Mit dem Schmutzwasser wird bei Trockenwetter nur eine geringe Menge über die Kläranlage ausgetragen, die im Gewässer zu einer Konzentration von 11 ng/l führt. Mit zunehmendem Regenabfluss steigt diese Konzentration auf über 300 ng/l. Während der Mischwasserbeschickung der Kläranlage variieren die Konzentrationen von Mecoprop und Diclofenac mit dem Mischungsverhältnis von Regen- und Schmutzwasser gegenläufig zueinander. Entsprechend verhalten sich auch die entsprechenden Konzentrationen am Gebietsauslass. Da beide Substanzen in der Kläranlage nicht eliminiert werden, ist es unerheblich, ob der Eintrag ins Gewässer über die Entlastung oder über den Kläranlagenablauf erfolgt.

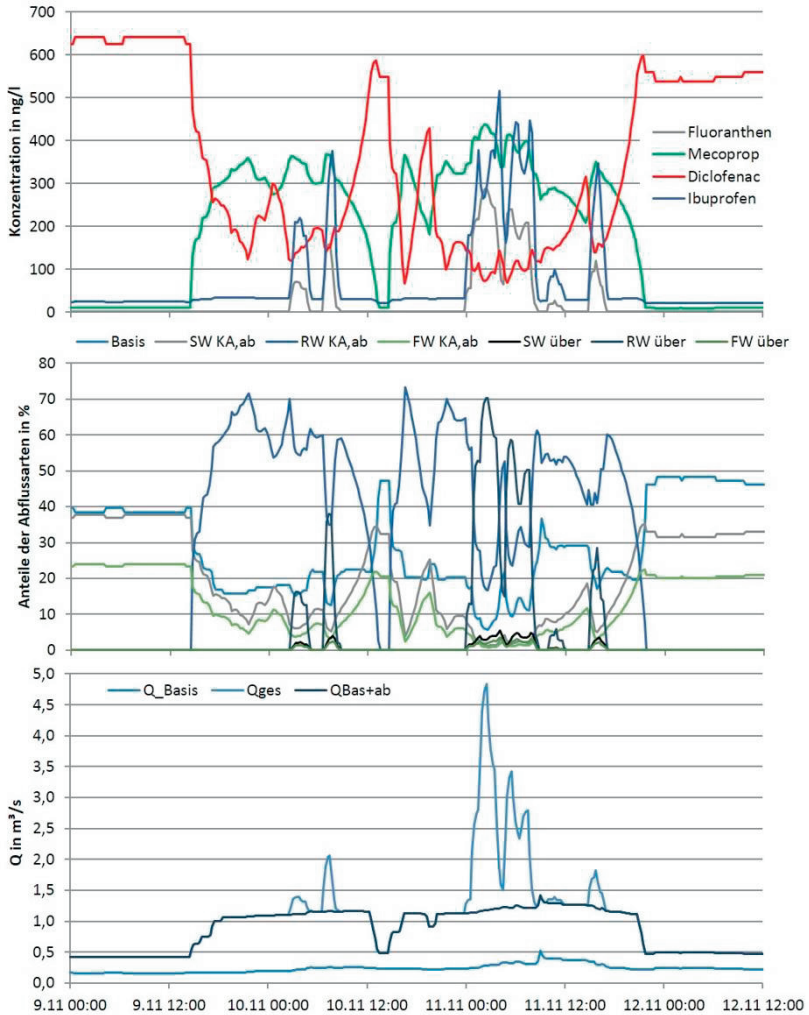


Abbildung 3: Ganglinien vom 09.11. bis 12.11.2016. Unten: Basisabfluss ( $Q_{Basis}$ ), Summe aus ( $Q_{Basis+ab}$ ), Gesamtabfluss ( $Q_{ges}$ ). Mitte: Prozentuale Anteile der Abflusskomponenten am Gewässerabfluss. Schmutzwasser (SW), Regenwasser (RW), Fremdwasser (FW) jeweils aus dem Ablauf der Kläranlage (KA,ab) und aus dem Entlastungsabfluss des RÜB (über). Oben: Resultierende Gewässerkonzentrationen am Gebietsauslass

Anders verhalten sich Ibuprofen und Fluoranthen, die beide in der Kläranlage effektiv zurückgehalten werden. Die Ablaufkonzentration von Fluoranthen wird durch die Mischwasserbeschickung nicht beeinflusst. Im Modell wird angenommen, dass der Partikelrückhalt in der Nachklärung unvermindert gut funktioniert. Der Entlastungsabfluss ist dagegen stark mit PAK wie Fluoranthen belastet. Das schlägt sich am Gebietsauslass in kurzfristigen Konzentrationsspitzen nieder. Trotz des anderen Transportweges (Regenwasser) verhält sich Ibuprofen ähnlich. Auch für diese Substanz sind Konzentrationsspitzen im Gewässer unmittelbar an Entlastungsereignisse gekoppelt.

Einen Überblick über das daraus resultierende Geschehen im gesamten Betrachtungszeitraum geben die Dauerlinien der Konzentrationen in Abbildung 4. Sie zeigen, wie lange eine bestimmte Konzentration erreicht oder überschritten wurde. Die höchsten Konzentrationen von Diclofenac treten am Gebietsauslass bei Trockenwetter und niedrigem Basisabfluss auf. Mit zunehmendem Basisabfluss gehen die Konzentrationen aufgrund der Verdünnung zurück. Definiert man den Zeitbereich, in dem im Entwässerungssystem kein Regenabfluss auftritt, als Trockenwetter, so variiert der Schmutzwasseranteil im Gewässerabfluss bei Trockenwetter zwischen 41 % und 17 %. Die Gewässerkonzentration von Diclofenac bei Trockenwetter variiert entsprechend zwischen 700 und 300 ng/l. Für die Gewässerkonzentrationen im Jahresdurchschnitt wird derzeit in Grenzwert von 100 ng/l diskutiert. Derart niedrige Konzentrationen werden nur erreicht, wenn bei intensiven Niederschlägen der Oberflächenabfluss von befestigten Flächen zu einer deutlichen Verdünnung führt.

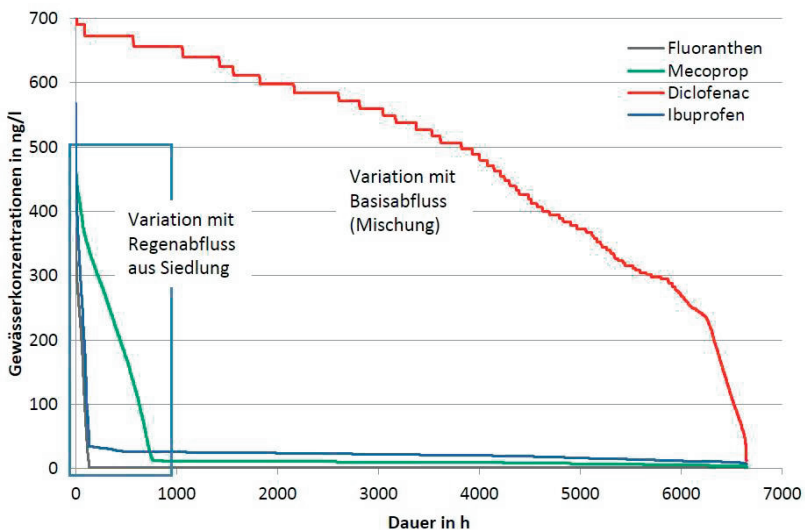


Abbildung 4: Dauerlinien der Gewässerkonzentrationen für die Leitparameter

Umgekehrt wirkt sich der Regenabfluss auf die Dauerlinie von Mecopop aus. Der Mischwasserzufluss zur Kläranlage  $Q_M = 900$  l/s wird im Betrachtungszeitraum an 900 Stunden erreicht. Das entspricht auch etwa der Dauer über die deutlich erhöhte Konzentrationen von Mecoprop im Gewässer ermittelt werden. Im Vergleich dazu sind die Variationen durch Veränderungen des Basisabflusses bei Trockenwetter marginal. Der Grenzwert der Oberflächengewässerverordnung (OGewVO 2016) für die Jahresdurchschnittskonzentration von 100 ng/l wird bei Regenwetter um ein Vielfaches überschritten.

Ibuprofen und Fluoranthen werden bei Mischwasserbeschickung in der Kläranlage zunächst noch sehr weitgehend eliminiert. Deutliche Konzentrationsspitzen im Gewässer treten daher nur bei Entlastungsereignissen auf. Im Betrachtungszeitraum betrug die Entlastungsdauer ca. 200 Stunden. Dies schlägt sich deutlich in der Dauerlinie der Konzentrationen nieder.

### 3.3 Frachtströme

Neben der Überwachung der Gewässerkonzentrationen als Umweltqualitätsnormen kann eine Beprobung auch zum Ziel haben, die aus dem Siedlungsgebiet ausgetragenen Stofffrachten zu ermitteln. Dabei ist weniger die Dauer entscheidend, während der eine bestimmte Konzentration überschritten wird, sondern der dabei herrschende Abfluss. Abbildung 5 zeigt den Zusammenhang von Gewässerkonzentrationen und Gesamtabfluss am Gebietsauslass. Hohe Konzentrationen des Arzneimittels Diclofenac treten bei geringem Gewässerabfluss auf, wenn der Schmutzwasserabfluss wenig durch andere Komponenten verdünnt wird.

Annähernd umgekehrt verhält sich Mecoprop. Da diese Substanz, wie Diclofenac, in der Kläranlage nicht zurückgehalten wird, ergibt sich die Gewässerkonzentration aus der Verdünnung des Regenabflusses aus dem Siedlungsgebiet mit Schmutzwasser, Fremdwasser und dem Basisabfluss des Gewässers. Im Bereich bis etwa 4 m<sup>3</sup>/s variieren die Konzentrationen in einer relativ großen Bandbreite, abhängig vom jeweiligen Basisabfluss. Mit steigendem Abfluss reduziert sich dieser Einfluss und die Konzentrationen nähern sich den Werten an, die für den Abfluss aus Siedlungen angesetzt wurden.

Wie Mecoprop werden auch die PAK (hier: Fluoranthen) überwiegend mit dem Regenabfluss transportiert. Trotzdem treten auch in Phasen mit Regenabfluss bei Abflüssen bis 2 m<sup>3</sup>/s sehr niedrige Konzentrationen auf. Dies ist durch die niedrige Konzentration im Ablauf der Kläranlage bedingt, die auch bei Mischwasserabfluss erreicht wird. Erst durch Entlastungen nimmt die Konzentration im Gewässer deutlich zu und nähert sich bei sehr großen Abflüssen der Konzentration von 400 ng/l an, die für den Oberflächenabfluss angesetzt wurde.

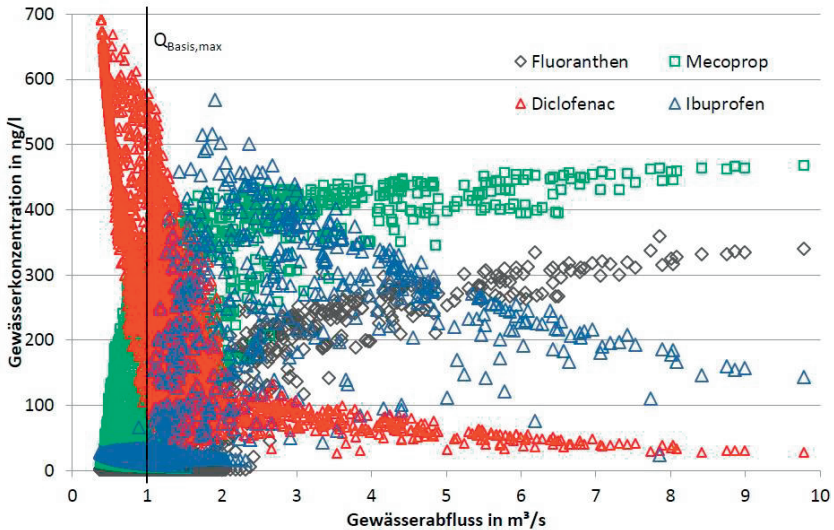


Abbildung 5: Gewässerkonzentrationen in Abhängigkeit vom Gesamtabfluss am Gebietsauslass

Auch beim Schmerzmittel Ibuprofen lässt sich die Häufung geringer Konzentrationen im Bereich bis  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  durch die gute Reinigungsleistung der Kläranlage erklären. Wenn es in diesem Abflussbereich zu Entlastungen kommt, führen diese jedoch zu deutlichen Konzentrationsspitzen im Gewässer. Im Bereich höherer Durchflüsse verhält sich Ibuprofen gegensätzlich zum Fluoranthen. Mit dem Mischungsverhältnis im Entlastungsabfluss geht die Konzentration des schmutzwasserbürtigen Ibuprofen zurück.

Abbildung 6 veranschaulicht die Konsequenzen, die sich aus diesen Zusammenhängen für die Ermittlung von Frachten aus Beprobungsdaten ergeben. Dargestellt sind die Dauerlinie des Gewässerabflusses und die zugehörigen kumulierten Frachtanteile. Ebenfalls markiert sind die Dauer der Entlastungen ( $D_{\text{über}} = 200 \text{ h}$ ) und des Regenabflusses im Entwässerungssystem ( $D_{\text{Regeneinfluss}} = 1.700 \text{ h}$ ) während des Betrachtungszeitraums. Der Frachtstrom (Fracht pro Zeit) des Arzneimittels Diclofenac ist unabhängig von Basisabfluss und Niederschlagsgeschehen konstant über die Zeit. Kumuliert über die Zeit nimmt die Fracht somit linear zu.

Der Frachtaustrag des ebenfalls schmutzwasserbürtigen Ibuprofen ist bei Trockenwetter ebenfalls konstant. Die kumulierte Fracht nimmt auch hier linear mit der Dauer zu (Bereich von  $1.700 \text{ h}$  bis  $6.700 \text{ h}$ ). Allerdings gelangen nur 30 % der Fracht bei Trockenwetter ins Gewässer. Fast 60 % werden in nur 3 % der Dauer (200 h) mit

höchstem Gewässerabfluss ausgetragen. Das entspricht der Dauer der Entlastung. Mit dem Überlauf gelangt Ibuprofen mit einer Konzentration von 9.000 ng/l in das Gewässer, während die Konzentration im Ablauf der Kläranlage mit 40 ng/l angesetzt wurde.

Im Gegensatz zu den zuvor betrachteten Arzneimitteln gelangt Mecoprop überwiegend mit dem Regenabfluss in das Abwassersystem. Über 60 % des Austrags erfolgt in den 200 h mit höchstem Abfluss. Es kann angenommen werden, dass dieser Prozentsatz ungefähr dem Anteil der Entlastung an den Gesamtemissionen entspricht. Über 30 % der Gesamtfracht werden danach bei Regenwetter über die Kläranlage ausgetragen und nur weniger als 10 % bei Trockenwetter.

Noch deutlicher ist der Einfluss der Entlastung beim PAK Fluoranthen. 90 % des Frachtaustrages finden bei Gewässerabflüssen über 2 m<sup>3</sup>/s statt. Diese Abflüsse treten ausschließlich bei Entlastungsereignissen auf.

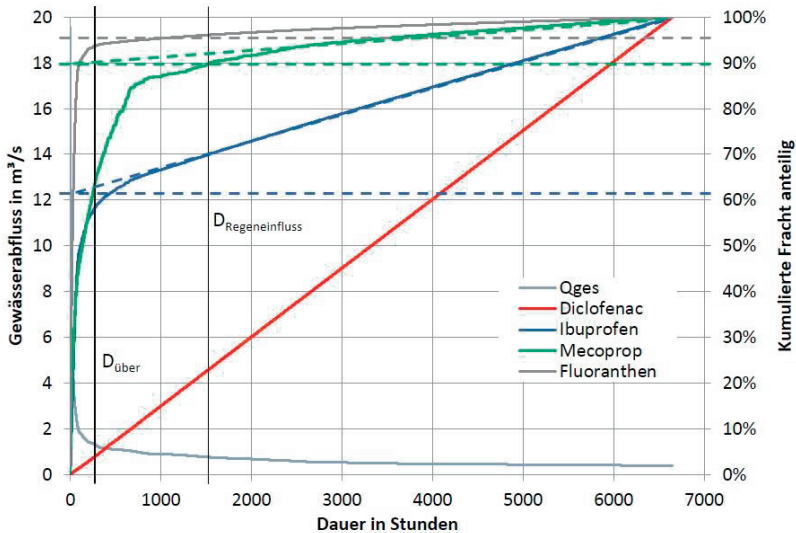


Abbildung 6: Dauerlinie des Gewässerabflusses (linke y-Achse) und zugehörige kumulierte Frachtanteile für die Leitparameter (rechte y-Achse)

In Deutschland beträgt die Regendauer in der Regel weniger als 10 % der Gesamtzeit. Regenwetterabfluss in Entwässerungssystemen tritt somit nur während eines geringen Anteils der Gesamtzeit auf (im Beispiel 25 %). In dieser Zeit wird aber ein überproportional großer Teil der Fracht in das Gewässer ausgetragen. Eine Ausnahme stellen nur Substanzen dar, die ausschließlich mit dem Schmutzwasser transportiert und in der Kläranlage nicht reduziert werden (im Beispiel: Diclofenac).

## 4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Simulation zeigen, wie stark das Verhalten von Mikroschadstoffen von deren Herkunft und Eigenschaften (hier: Rückhalt in der KA) abhängt. Pauschale Aussagen zum Verhalten dieser Stoffgruppe sind somit zwangsläufig irreführend. Das gilt insbesondere, wenn die Begriffe Mikroschadstoffe oder Spurenstoffe synonym mit Arzneimitteln verwendet werden. Für die Simulation wurden Leitparameter mit eindeutig ausgeprägten Eigenschaften ausgewählt. Die Ergebnisse können grundsätzlich auf andere Substanzen übertragen werden, wenn dabei deren spezifische Eigenschaften berücksichtigt werden.

Die dargestellten Auswertungen machen deutlich, in welcher Größenordnung das unmittelbare Niederschlagsgeschehen die Konzentrationen von Spurenstoffen in urbanen Gewässern prägt. Für die Bewertung des chemischen Zustandes sind gerade die Verhältnisse bei Regenwetter entscheidend, da der größte Teil der gesetzlich geregelten Substanzen aus dem Oberflächenabfluss stammt. Gewässerproben werden jedoch meist in festen Zeitintervallen oder zufällig über die Zeit verteilt gezogen. Regenwetterabflüsse werden somit selten erfasst. Das Gewässermonitoring zur Bewertung des chemischen Zustandes findet nicht nur zeitlich, sondern auch räumlich in einem größeren Maßstab statt. Urbane Einzugsgebiete werden nicht gezielt untersucht. Die Ergebnisse der Simulation legen nahe, dass häufig auch in Wasserkörpern, die auf der größeren Ebene unkritisch erscheinen, räumlich (urban geprägte Teilgebiete) und zeitlich (Regenwetter) begrenzt massive Überschreitungen zulässiger Höchstkonzentrationen auftreten. Es ist derzeit noch unklar, wie solche Belastungen aus Sicht der Gewässerökologie zu bewerten sind.

Die Vernachlässigung des Regenwetterabflusses führt auch zu gravierenden Fehlinterpretationen, wenn Stichproben verwendet werden, um langfristige Frachtströme abzuschätzen. Die Hochrechnung unterschätzt die Frachten von Bioziden und PAK, die überwiegend mit dem Regenabfluss transportiert werden, massiv. Aber auch schmutzwasserbürtige Substanzen, die in der Kläranlage teilweise abgebaut werden, gelangen bei Regenwetter verstärkt in die Gewässer.

Um die gemessenen Konzentrationen und den Einfluss des Abwassersystems angemessen einzuordnen und vergleichbar auszuwerten, sollten Gewässerbeprobungen in urbanen Einzugsgebieten grundsätzlich verstärkt bei Regenwetter stattfinden. Wenn die Anteile aller relevanten Abflusskomponenten zum Zeitpunkt der Probenahme bekannt wären, ließen sich die Einträge der einzelnen Pfade allein über die Beobachtung oder Simulation der Abflussmengen hochrechnen.

Eine vollständige messtechnische Erfassung aller Regen- und Mischwasserabflüsse aus Siedlungen ist jedoch nach derzeitigem Stand der Technik nicht mit vertretbarem Aufwand umsetzbar. Ersatzweise lassen sich die Anteile des Schmutzwasserabflusses, differenziert nach Austragspfad Kläranlage oder Entlastung, aus dem Vergleich mit

den Trockenwetterkonzentrationen aussagekräftiger Leitparameter im Zu- und Abfluss der Kläranlage abschätzen.

In der Simulation wurden die Konzentrationen von Schadstoffen im Oberflächenabfluss vereinfachend als konstant angenommen. Tatsächlich variieren sie aber abhängig von Standort und Ereignis sowie im Ereignisverlauf in einer solchen Bandbreite, dass eine Abschätzung der Abflüsse über die Verdünnung nicht möglich ist. Die Abschätzung ist somit zwangsläufig sehr unsicher. Zur Plausibilitätsprüfung können jedoch neben Niederschlagsdaten auch Aufzeichnungen des Entlastungsverhaltens der Regenüberlaufbecken herangezogen werden, die in verschiedenen Bundesländern bereits flächendeckend gefordert werden.

## 5 Literatur

- Clara, M.; Gruber, G.; Humer, F.; Hofer, T.; Kretschmer, F.; Ertl, T.; Scheffknecht, G.; Giselbrecht, G.; Windhofer, G. (2017): Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen in Österreich. In: Abwasserkolloquium 2017. Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss. Stuttgart, 26.10.2017, S. 59–76.
- itwh (2009): KOSIM 7.3. Modellbeschreibung. Kontinuierliche Simulation zur Bemessung von Speicherbauwerken in urbanen Entwässerungssystemen. Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH. Hannover.
- Jekel, M.; Dott, W. (2013): Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf. Ergebnisse des Querschnittsthemas "Indikatorsubstanzen". Leitfaden RiSKWa. Hg. v. Dechema. Frankfurt am Main.
- Kasprzyk-Hordern, B.; Dinsdale, R. M.; Guwy, A. J. (2009): The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. In: *Water Res* 43 (2), S. 363–380.
- KomS BW (2018): Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination.
- Kuch, B.; Steinmetz, H. (2012): Methodik zur Ableitung von Referenzparameter zur Bewertung des Verhaltens von organischen Spurenstoffen in Abwasseranlagen und Oberflächengewässern. In: *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* (Hg.). Stuttgart, 11.10.2012. ISWA, S. 21–38.
- Launay, M. (2017): Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather – Occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters. Dissertation. Stuttgart, Universität.



- Launay, M.; Dittmer, U.; Besier, H.; Haas, U.; Wacker, D.; Maier, W. (2016): Studie zur Verminderung des Eintrags von Spurenstoffen aus dem Abwassersystem in die Körsch. Schlussbericht.
- Launay, M.; Dittmer, U.; Steinmetz, H.; Kuch, B. (2013): Temporal variations of organic pollutants levels during Storm events in an urban receiving water body - Variations temporelles des teneurs en polluants organiques lors d'évènements pluvieux dans un milieu récepteur urbain. In: Novatech. 8th International Conference: Planning and Technologies for Sustainable Urban Water Management. Lyon, 23.-27.06.2013.
- Launay, M.; Kuch, B. (2014): Spurenstoffkonzentrationen in Gewässern mit stark urban geprägten Einzugsgebieten. Erfassung der Stoffströme und Bewertung von Eliminationsmaßnahmen auf Kläranlagen am Beispiel der Schwippe bei Sindelfingen. Abschlussbericht UM-Nr.: 315/2011. ISWA; Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- Launay, M.; Kuch, B.; Dittmer, U.; Steinmetz, H. (2014): Dynamics of selected micropollutants during various rain events in a highly urbanised catchment. In: IWA/IAHR (Hg.): 13th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Kuching, Malaysia, 07.-12.09.2014.
- Launay, M.; Steinmetz, H.; Dittmer, U. (2017): Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows (CSOs): what about inter- and intra-event variability? In: IWA/IAHR (Hg.): 14th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Prague, Czech Republic, 10.-15.09.2017.
- LUBW (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Unter Mitarbeit von Frank Sacher, Astrid Thoma, Markus Lehmann, Scherer Isabel und Katrin Stier. Stuttgart.
- Meyer, B.; Bierl, R.; Keßler, S.; Krein, A. (2013): Untersuchung von Niederschlagswassermanagementsystemen und deren stofflicher Wirkung auf den Vorfluter mittels hochaufgelöster Ereignisbeobachtung. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung / BfG – Jahrgang: 57.2013,4 - ISSN 1439-1783.
- OGewVO (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer - German Federal Surface Water Ordinance. BGBl. I S. 1373.
- Petrie, B.; Barden, R.; Kasprzyk-Hordern, B. (2015): A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. In: Water Res 72, S. 3–27.
- Phillips, P.; Chalmers, A. T. (2009): Wastewater effluent, combined sewer overflows, and other sources of organic compounds to Lake Champlain. In: J Am Water Resour Assoc 45 (1), S. 45–57.

- Stauer, P.; Ort, C. (2012): Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen. Faktenblatt "Diffuse Mikroverunreinigungsemissionen aus Siedlungen (DIMES)". eawag. Dübendorf.
- Walsh, C. J.; Roy, A. H.; Feminella, J. W.; Cottingham, P. D.; Groffman, P. M.; Morgan, R. P. (2005): The urban stream syndrome. Current knowledge and the search for a cure. In: Journal of the North American Benthological Society 24 (3), S. 706–723.
- Wicke, D.; Matzinger, A.; Caradot, N.; Schubert, R.-L.; Sonnenberg, H.; von Seggern, D.; Heinzmann, B.; Rouault, P. (2017): Spurenstoffemissionen im Regenwasserabfluss Berlins. In: Abwasserkolloquium 2017. Spurenstoffe im Regen- und Mischwasserabfluss. Stuttgart, 26.10.2017, S. 33–42.

### **Korrespondenz an:**

Ulrich Dittmer  
Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA)  
Universität Stuttgart  
Bandtäle 2  
70569 Stuttgart  
Tel.: 0711 685-69350  
Fax: 0711 685-63729  
E-Mail: [ulrich.dittmer@iswa.uni-stuttgart.de](mailto:ulrich.dittmer@iswa.uni-stuttgart.de)



## Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen

---

### bereits veröffentlicht wurden

- Band 1 **Tagungsband (2018)**  
Regenwasser in urbanen Räumen  
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018  
ISBN 978-3-95974-086-9
- Band 2 **Dissertation Hürter, Hagen (2018)**  
Erarbeitung gebietspezifischer Anwendungsempfehlungen  
für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen  
ISBN 978-3-95974-087-6
- Band 3 **Dissertation Baron, Silja (2018)**  
Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungs-  
empfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum  
ISBN 978-3-95974-096-8
- Band 4 **Dissertation Scheid, Christian (2018)**  
GIS-basierte Starkregen-Risikoanalyse unter besonderer Berücksichtigung  
von Datenerfordernissen und methodischer Aussagefähigkeit  
ISBN 978-3-95974-102-6
- Band 5 --
- Band 6 **Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt (2019)**  
Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'  
ISBN 978-3-95974-104-0