

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

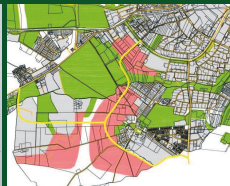
Band 88

Tagungsband

12. ROSTOCKER ABWASSERTAGUNG

EMISSIONSMINDERUNG VON PUNKTQUELLEN
IM LÄNDLICHEN RAUM

10. September 2019
an der Universität Rostock



PROFESSUR

Wasserwirtschaft

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

ISBN 978-3-86009-488-4

Schriftenreihe

∞ ∞
Bd.

Umweltingenieurwesen ■ Wasserwirtschaft

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Band 88

Tagungsband

12. ROSTOCKER ABWASSERTAGUNG

EMISSIONSMINDERUNG VON
PUNKTQUELLEN IM LÄNDLICHEN RAUM

am 10. September 2019
an der Universität Rostock

Professur
Wasserwirtschaft

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

**Universität
Rostock**



Traditio et Innovatio

Tagungsband zur 12. Rostocker Abwassertagung

HERAUSGEBER

Prof. Dr.-Ing. Jens Tränckner
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Wasserwirtschaft
18051 Rostock

CIP-KURZTITELAUFNahme

12. Rostocker Abwassertagung
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Rostock, 2019

© Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,
18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch,
18051 Rostock
Tel.: 0381/498-8639, Fax: 0381/498-8632
E-Mail: tausch.ub@uni-rostock.de

Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18059 Rostock
Tel.: 0381/498-3461, Fax: 0381/498-3462

ISBN 978-3-86009-488-4
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002583

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Programm.....	III
Vorwort (<i>Jens Tränckner</i>).....	V
600 Jahre Universität Rostock – 60 Jahre Umweltingenieurausbildung (<i>Friedrich-Karl Witt, Hartmut Eckstädt, Jens Tränckner</i>).....	1
Potential der P-Reduktion aus Punktquellen im Einzugsgebiet der Warnow: ein modelltechnischer Ansatz (<i>Andreas Bauwe</i>).....	20
Phosphorelimination in kleinen Kläranlagen durch nachgeschaltete alkalische Fällungsfiltration (<i>Simone Tränckner, Jens Niendorf</i>).....	29
Niederschlagswassermanagement für den neuen Stadtteil Groß Biestow (<i>Sven Schmeil</i>).....	39
Herausforderungen an den Umgang mit Regenwasserabflüssen von Verkehrsflächen aus planerischer Sicht (<i>Andreas Papay</i>).....	57
In-situ Monitoring großer dezentraler Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse (<i>Dominik Leutnant</i>).....	79

	Seite
Niederschlagswasser auf landwirtschaftlichen Betriebshöfen und Biogasanlagen (<i>Jens Tränckner</i>).....	86
Mikroplastik in der Umwelt – Eintrag, Verbleib und Konsequenzen (<i>Sarah Piehl</i>).....	104
Entfernung von Mikroplastik aus Abwasser unter besonderer Berücksichtigung des Reifenabriebs (<i>Matthias Barjenbruch</i>).....	116
Arzneimittelbefunde in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (<i>Angela Nawrocki</i>).....	131
GIS-basierte Stoffflussmodellierung zur Abschätzung der Gewässerbelastung mit Humanarzneimitteln in Mecklenburg-Vorpommern (<i>Alena Kaiser</i>).....	137
Einträge von Bioziden und Transformationsprodukten aus Fassaden- auswaschungen in urbane Oberflächengewässer und Grundwasser (<i>Oliver Olsson</i>).....	152

PROGRAMM

Dienstag, 10. September 2019

Block 1: Auftakt

- 9.00 Uhr Begrüßung
Prof. Dr. Jens Tränckner, Universität Rostock
- 9.10 Uhr Grußwort
Dipl.-Ing. Ute Hennings, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Abteilung Wasser und Boden
- 9.20 Uhr 600 Jahre Universität Rostock – 60 Jahre Umweltingenieurausbildung
Prof. Dr. Friedrich-Karl Witt (Professor 1983-1992)
Prof. Dr. Hartmut Eckstädt (Professor 1992-2014)
Prof. Dr. Jens Tränckner (Professor seit 2013)

Block 2: Nährstoffeliminierung

- 09.50 Uhr Potential der P-Reduktion aus Punktquellen im Einzugsgebiet der Warnow: ein modelltechnischer Ansatz
Dr. Andreas Bauwe, Professur für Bodenphysik, Universität Rostock
- 10.10 Uhr Phosphorelimination in kleinen Kläranlagen durch nachgeschaltete alkalische Fällungsfiltration
Dr. Simone Tränckner, Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock
Jens Niendorf, Nordwasser GmbH
- 10.30 Uhr Diskussion Block 2

10.40 Uhr Kaffeepause

Block 3: Niederschlagswasser

- 11.20 Uhr Niederschlagswassermanagement für den neuen Stadtteil Groß Biestow
Sven Schmeil, Hanse- und Universitätsstadt Rostock, Amt für Umweltschutz
- 11.40 Uhr Herausforderungen an den Umgang mit Regenwasserabflüssen von Verkehrsflächen aus planerischer Sicht
Dipl.-Ing. Andreas Papay, INROS Lackner

- 12.00 Uhr In-situ Monitoring großer dezentraler Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse
Dr. Dominik Leutnant, Fachhochschule Münster, IWARU
- 12.20 Uhr Niederschlagswasser auf landwirtschaftlichen Betriebshöfen und Biogasanlagen
Prof. Dr. Jens Tränckner, Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock
- 12.40 Uhr Diskussion Block 3
- 12.50 Uhr Mittagspause**
- Block 4: Mikroplastik**
- 13.50 Uhr Mikroplastik in der Umwelt – Eintrag, Verbleib und Konsequenzen
Sarah Piehl, Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde
- 14.10 Uhr Entfernung von Mikroplastik aus Abwasser unter besonderer Berücksichtigung des Reifenabriebs
Prof. Dr. Matthias Barjenburch, TU Berlin
- 14.30 Uhr Diskussion Block 4
- 14.40 Uhr Kaffeepause**
- Block 5: Spurenstoffe**
- 15.20 Uhr Arzneimittelbefunde in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns
Dipl.-Umweltwiss. Angela Nawrocki, LUNG M-V
- 15.40 Uhr GIS-basierte Stoffflussmodellierung zur Abschätzung der Gewässerbelastung mit Humanarzneimitteln in Mecklenburg-Vorpommern
M.Sc. Alena Kaiser, Professur für Wasserwirtschaft, Universität Rostock
- 16.00 Uhr Einträge von Bioziden und Transformationsprodukten aus Fassadenauswaschungen in urbane Oberflächengewässer und Grundwasser
Dr. Oliver Olsson, Leuphana Universität Lüneburg
- 16.20 Uhr Diskussion Block 5
- 16.30 Uhr Zusammenfassung und Abschluss

Vorwort

Emissionsminderung von Punktquellen im ländlichen Raum

Die diesjährige 12. Rostocker Abwassertagung findet außerplanmäßig statt. Denn üblicherweise haben wir einen zweijährigen Turnus. Grund hierfür ist der 600. Geburtstag unserer Universität, den wir auf diese Weise mitfeiern möchten. Unsere eigene Fachrichtung ist tatsächlich deutlich jünger und „erst“ seit ca. 60 Jahren fester Bestandteil unserer Universität. Die Anfänge lagen jedoch nicht in der Siedlungswasserwirtschaft, oder - wie man Anfang des 20. Jahrhunderts noch richtigerweise sagte - den „Gesundheitsingenieuren“, sondern im landwirtschaftlichen Wasserbau des damals eingerichteten Meliorationswesens. Drei Generationen von Hochschullehrern (91, 70, 51) werden Ihnen diese Entwicklungsgeschichte aufzeigen. Dies ist gleichzeitig ein Blick auf geänderte Notwendigkeiten, Wertevorstellungen und gesellschaftliche Systeme. Einige Lehren lassen sich auf die drängenden Fragen unserer Zeit übertragen.

Und einige dieser Fragen sind nach wie vor mit der Sicherung bzw. Erreichung einer guten Gewässerqualität verbunden. Als Kernthema dieser Tagung haben wir deshalb die Emissionsminderung von Punktquellen in unserem Umfeld, dem ländlichen Raum, gewählt.

Denn zur Erreichung eines guten Zustands in unseren Binnen- und Küstengewässern und der Ostsee sind weiterhin Maßnahmen zur Reduzierung punktueller stofflicher Belastungen erforderlich. Beispielhaft wird der Einfluss des „Hinterlandes“ auf die P-Einträge in die Warnow und die Ostsee in einer detaillierten Modellierung in diesem Tagungsband aufgezeigt. Damit lässt sich auch szenarienhaft die Wirksamkeit von Maßnahmen an den verschiedenen Eintragsquellen bewerten. Kläranlagen tragen im Einzugsgebiet der Warnow noch mit 13% und in ganz MV mit 18% zu den P-Emissionen bei. In einem kooperativen Abstimmungsprozess haben sich deshalb das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt und die Abwasserentsorger, vertreten durch BDEW und KOWA auf ein konkretes Vorgehen zur weiteren Reduzierung der Phosphoreinträge aus Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3 verständigt. Die Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen muss hier mit Augenmaß und einem sachorientierten Blick auf das sinnvoll Machbare erfolgen. Konventionelle Fällungsanlagen können hier schon aufgrund des Umgangs mit wassergefährdenden Stoffen zu erheblichen Mehraufwendungen bei überschaubarem Nutzen für die Umwelt verbunden sein. In einem Vortrag stellen wir Ihnen deshalb Ansätze für eine Nachreinigung durch einfache alkalische Fällung vor. In der begleitenden Fachtagung finden Sie weitere innovative Lösungen für kleine Kläranlagen.

Um wirksam die Emissionen in die Gewässer zu begrenzen müssen wir aber auch stärker andere Eintragspfade in den Blick nehmen. In einem Bundesland, welches mehrheitlich durch Trennkanalisation geprägt ist, betrifft dies vor allem das Niederschlagswasser. Hier sind die Belastungsparameter weniger Nährstoffe als vielmehr Schwermetalle, PAK und andere organische Schadstoffe, sowie Mikroplastik. Mit Ausnahme von hydraulischen Retentionsanlagen, werden in Mecklenburg-Vorpommern bisher kaum gezielte Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung errichtet und betrieben. Andere Bundesländer sind hier schon deutlich weiter, und auch das DWA-Regelwerk wird gerade überarbeitet und stellt künftig klare Emissions- und auch immissionsbasierte Anforderungen. Sie finden im Tagungsband sowohl Erfahrungen in der planerischen Umsetzung verschiedener Leitfäden und Regelwerke sowie zur Wirksamkeit konkreter Behandlungssysteme.

Spätestens mit der Einführung des DWA-A 102, sollten die Ausarbeitungen des Gelbdrucks weitgehend übernommen werden, wird aber ein grundsätzliches Umdenken bei der Neuerschließung von Siedlungs- und Verkehrsflächen erforderlich sein. Denn die Bewahrung eines weitgehend natürlichen hydrologischen Zustands erfordert die ausgewogene Bewirtschaftung der Wasserhaushaltskomponenten Oberflächenabfluss, Verdunstung und Versickerung. Doch auch ohne regulatorische Zwänge wird eine naturnahe dezentrale Niederschlagswasserbewirtschaftung mit Blick auf die begrenzte Kapazität bestehende Ableitungssysteme erforderlich. Ein Beitrag aus Rostock zeigt beispielhaft ein entsprechendes Niederschlagswassermanagement für einen neuen Stadtteil.

Schon länger in der Diskussion, aber immer noch Stand der Forschung, ist das Thema Mikroplastik. Wir zeigen Ihnen in einem Beitrag die Komplexität bei der Erfassung und Bilanzierung von Mikroplastik. Leider ist der Regenwasserkanal über die angeschlossenen Straßenentwässerungen ein Haupteintragspfad in Form von Reifenabrieb. Ergebnisse eines aktuellen Forschungsprojektes erklären die wesentlichen Prozesse und liefern konkrete Messwerte im Straßenablauf.

Spätestens mit Veröffentlichung der Ergebnisse aus dem Stakeholder Dialog „Spurenstoffstrategie des Bundes“ nimmt auch die Diskussion zur „4. Reinigungsstufe“ Fahrt auf. Während im hoch verdichteten Rhein-Ruhr-Raum bereits mehrere großtechnische Anlagen zur Reduzierung organischer Mikroschadstoffe betrieben werden, ist der Handlungsdruck in Mecklenburg-Vorpommern scheinbar geringer. Konkrete Aussagen lassen sich aber nur über belastbare Quantifizierungen ableiten. Wir geben ihnen einen Einblick in die mess- und bilanztechnischen Methoden zur Erfassung der Belastungssituation und bisher vorliegende Erkenntnisse. Nachdenklich sollte uns ein weiterer Beitrag stimmen, der zeigt, wie Klimaschutz und Gewässerschutz scheinbar kollidieren, wenn bautechnische Mängel durch Chemie kompensiert werden (Stichwort: Biozide in Fassadenfarben).

Wasserwirtschaft endet aber nicht in der Siedlung. Wir werden künftig in viel stärkerem Umfang Emissionsminderung in der Landwirtschaft einfordern müssen, dazu als Fachleute aber auch die Hand zur Unterstützung reichen. Jede einzelne Drainage und jede verschmutzte Hoffläche ist eine Punktquelle und damit Ansatzpunkt für eine Emissionsminderung. Gerade das Niederschlagswasser auf landwirtschaftlichen Betriebshöfen ist bisher in allen Bilanzierungen überhaupt nicht betrachtet. Anhand aktueller Forschungsergebnisse diskutieren wir die hohe organische Belastung und die komplexen Herausforderungen bei der sachgerechten Bewirtschaftung von Niederschlagswasser auf Fahrsiloanlagen.

Es gibt also weiterhin viele Herausforderungen aber auch zielführende Lösungsansätze zur Verbesserung der Gewässerqualität. Wir hoffen, Ihnen damit auch in diesem Jahr wieder ein interessantes Programm bieten zu können und wünschen Ihnen und uns eine gelungene Veranstaltung, sowie eine spannende Lektüre.

Jens Tränckner

600 Jahre Universität Rostock – 60 Jahre Umweltingenieurausbildung

Friedrich-Karl Witt, Hartmut Eckstädt, Jens Tränckner

Universität Rostock Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

1. Vorwort

Die Umweltingenieurausbildung an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock hat, wie alles Gewachsene, eine Geschichte. Sie hat sich aus wechselnden Erfordernissen und Gegebenheiten zu ihrem heutigen Stand entwickelt. Generationen von Hochschullehrern und Studierenden haben die Umweltingenieurausbildung in Rostock und damit auch die Umwelt in ihrem Wirkungsbereich geprägt. Die Entwicklung kann dabei nicht ohne die jeweiligen gesellschaftlichen und hochschulpolitischen Rahmenbedingungen gesehen werden. Dies führten zu deutlichen Veränderungen im Ausbildungsprofil, das grundlegende Konzept eines Umweltingenieurs für den ländlichen Raum und die damit verbundenen Kernkompetenzen waren und sind nach wie vor ein Alleinstellungsmerkmal für den Standort Rostock. Die nachfolgenden Beiträge dreier Generationen von Hochschullehrern zeigen Kontinuität und Brüche der Entwicklung und die beharrliche Konsequenz bei der Entwicklung einer jeweils zeitgemäßen und bedarfsorientierten Ausbildung für eine umweltgerechte Befriedigung gesellschaftlicher Bedürfnisse.

2. Meliorationswesen von 1962 bis 1990 (Friedrich-Karl Witt)

Der im Folgenden behandelte Entwicklungsabschnitt beinhaltet den allerersten Anfang, der durchaus noch keine klare Zielstellung auf Erhaltung unserer Umwelt hatte, sondern der vom jeweils Notwendigen ausging, nämlich die Menschen satt zu machen.

Eingriffe in die Umwelt haben die Menschen seit ihrer Existenz vorgenommen. Aber zu lösen ist immer wieder die Frage: Was zerstört unsere Umwelt und was verändert sie nur.

Als nach dem Ende des 2. Weltkrieges die Universität Rostock im Februar 1946 ihre Arbeit wieder aufnahm, war auch die Landwirtschaftliche Fakultät dabei. Sie wurde dringend benötigt, denn es fehlte an fast allem, vordringlich jedoch an Lebensmitteln. Umsiedler aus den ehemals deutschen Ostgebieten und andere Kriegsflüchtlinge suchten eine neue Heimat. Sie alle mussten neben der einheimischen Bevölkerung aus eigenem Aufkommen ernährt werden.

Zudem stand eine Bodenreform bevor, die einschneidende strukturelle Veränderungen nach sich ziehen würde und schnelle Ertragssteigerungen nicht erwarten ließ.

Die Ausbildung an der Landwirtschaftlichen Fakultät begann im Jahre 1946 mit 17 neu immatrikulierten Studenten. Die fachbezogenen Studieninhalte orientierten sich an dem, was ein akademisch gebildeter Landwirt für eine erfolgreiche Betriebsführung benötigte. Renommiertere Hochschullehrer wie Prof. Nehring leiteten den Prozess.

Die Staats- und Parteiführung in der damaligen DDR erkannte, dass eine wesentliche Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion unter diesen Mangelbedingungen nicht möglich war (es fehlten z. B. Dünger, Pflanzenschutzmittel, Maschinen, Ersatzteile und nicht zuletzt Fachkenntnisse bei den Neubauern u.a.). Ertragsreserven erkannte man aber auf dem meist als Kriegsfolge vernachlässigten Grünland und in der Beseitigung von Übernässung von Ackerflächen, weil vorhandene Entwässerungsanlagen infolge Wartungsmangel defekt oder überhaupt nicht vorhanden waren. Das traf vor allem auf gefälleschwache Moränenstandorte Norddeutschlands und auf verlandete Niedermoore zu.

Nun war es bei Kriegsende so, dass alle wasserwirtschaftlichen Aufgaben einschl. dem sog. Landwirtschaftlichen Wasserbau (Kulturtechnik, Hydromelioration) traditionell den Wasserwirtschaftsämtern zufielen. Der Landwirtschaft standen nur die genossenschaftlich organisierten Wasser- und Bodenverbände zur Verfügung, die es im Norden der damaligen DDR kaum gab. Die Landwirtschaft hatte also weder Instrumente noch Fachleute, um ihre Forderungen bezüglich der Verbesserung der Ländereien (Melioration) durchzusetzen. Das galt auch für solche Meliorationsmaßnahmen, die nicht dem Landwirtschaftlichen Wasserbau zuzuordnen waren wie z. B. Erosionsschutz- oder Tieflockerungsmaßnahmen.

Das Hinübergleiten des Meliorationswesens in die Kompetenz der Landwirtschaftsorgane erfolgte im Laufe der 1950iger Jahre. Die ersten bauausführenden Institutionen bei der Landwirtschaft entstanden bei den bereits vorhandenen Maschinen-Traktoren-Stationen (MTS), bei denen im Bedarfsfall sog. Grünlandabteilungen, die sich ggf. zu Meliorationsabteilungen entwickeln konnten, gebildet wurden. Sie arbeiteten bis zur Auflösung der MTS. Den MTS-Meliorationsabteilungen folgten bald die Meliorationsgenossenschaften als Instrumente der Landwirtschaftsbetriebe eines Territoriums zur Instandhaltung von Meliorationsanlagen sowie die VEB Gewässerunterhaltung und Meliorationsbau (GUM), aus denen dann später die bezirksgeleiteten VEB Meliorationsbau bzw. VE Meliorationskombinate hervorgingen. Damit verfügten die Landwirtschaftsorgane über bedeutende Baukapazitäten.

Eine wesentliche Voraussetzung für das erfolgreiche Wirken dieser neugeschaffenen Baukapazitäten war ihre personelle Besetzung mit gut ausgebildeten Fachleuten. Sie waren zunächst nicht vorhanden, denn ihre Ausbildung erfolgte bisher an Schulen der Wasserwirtschaft, den sog. Kulturbauschulen, die später in Ingenieurschulen für

Wasserwirtschaft und Kulturtechnik umbenannt wurden. Im Bereich der Technischen Hochschulen spielte in der Ausbildung der Kulturbau praktisch kaum eine Rolle. Erschwerend kam noch hinzu, dass die alten, renommierten Ingenieurschulen entweder im Westen Deutschlands z. B. Siegen und Suderberg oder in den abgetretenen Ostgebieten, wie Königsberg, lagen. Eine Ausnahme bildete die Ingenieurschule für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik in Schleusingen am Südhang des Thüringer Waldes. Sie wurde aber aus Raumgründen u. a. Anfang der 1950iger Jahre geschlossen.

Damit war eine Notsituation entstanden, die die Besetzung von Fach- und Leitungsfunktionen in den zu schaffenden Meliorationskapazitäten in Frage gestellt oder unmöglich gemacht hätte. Diese Ausbildungslücke versuchte man zu schließen, indem man im Jahre 1950 eine neue Ingenieurschule für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik in Greifswald-Eldena gründete. Als Räumlichkeit diente dafür ein frei gezogenes Gebäude der gerade aufgelösten Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Greifswald. Der Initiator dieser Neugründung war Prof. Heinz Janert, der dem Universitätsinstitut für Bodenkunde und Bodenmelioration vorstand.

Auch hier war ein Hauptproblem die Bildung eines geeigneten Lehrkörpers für die speziellen Fachthemen. Wohl oder übel musste diese Aufgabe fast ausnahmslos mit nebenberuflichen Fachleuten gelöst werden, was offensichtlich auch gelang. Der Autor dieser Zeilen, damals junger Mitarbeiter am Janert'schen Institut, wurde so in das „kalte Wasser der Lehrtätigkeit“ geworfen.

Die Gründung der Ingenieurschule in Greifswald-Eldena kann als Vorbereitung der Übernahme des Meliorationswesens in die Kompetenz der Landwirtschaft gesehen werden, denn sie existierte in ihrer Gründungsform nur 3 Jahre bis 1953. Dann wurden Ingenieure für Meliorationen ausgebildet und an die Belange der Landwirtschaft angepasst. Die ersten Absolventen wurden in Grünlandabteilungen der o. g. MTS vermittelt, dorthin, wo die praktische Arbeit des Meliorationswesens unter der Leitung der Landwirtschaftsorgane begann.

Es lag auf der Hand, dass eine kleine Ausbildungseinrichtung, wie die Ingenieurschule in Greifswald-Eldena den Bedarf an Fachleuten und Führungskräften für das Meliorationswesen der DDR nicht decken konnte. Somit war es folgerichtig, dass an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Rostock Anfang der 1960iger Jahre schrittweise die Meliorationsausbildung erweitert wurde.

Die Keimzelle dafür war das Institut für Meliorationswesen, das von Otto Möller und nach dessen Emeritierung von Manfred Olbertz geleitet wurde. 1962/63 wurden die ersten 29 Studenten der Fachrichtung Meliorationswesen immatrikuliert. Sogar ein Fernstudium im Rahmen einer postgradualen Ausbildung wurde eingerichtet.

Mit der 3. Hochschulreform wurden die Fakultäten aufgelöst und Sektionen gebildet. Im Zuge der Umstellung wuchs sich das Meliorationswesen zu einer eigenständigen Fachrichtung aus und wurde endgültig in der Sektion Meliorationswesen und Pflanzenproduktion installiert. Sie bildete Diplom-Meliorationsingenieure für den

Bedarf der DDR aus, der zunächst von zentraler Seite völlig überschätzt wurde. Die Immatrikulationszahlen schnellten 1969 von knapp 50 auf fast 200 (9. Matrikel) hoch, so dass Lehrkörper und Raumkapazität völlig überfordert waren, obgleich der Sektion zwei große Hörsäle und mehrere Seminarräume im neuen Campus Satower Str. zur Verfügung standen. Mit Hörsälen halfen zusätzlich die Kliniken aus.

Am Ende des Studiums stellte sich dann heraus, dass die Meliorationsbetriebe gar nicht in der Lage waren, eine so große Anzahl von Absolventen sinnvoll einzustellen, so dass ein Teil von ihnen in herkömmliche Landwirtschaftsberufe „umgeleitet“ werden mussten. Später folgende Jahrgänge wurden auf etwa 80 Studenten begrenzt (Abbildung 1).

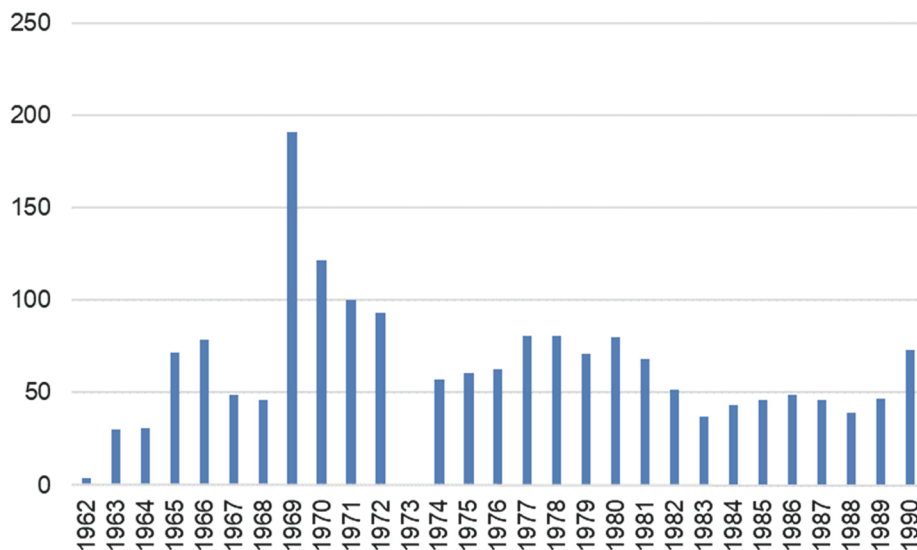


Abbildung 1: Immatrikulationen zum Studiengang Meliorationswesen

Nicht so einfach wie die Raumkapazitäten ließ sich die personelle Besetzung des Lehrkörpers bewerkstelligen. Man versuchte mit Erfolg geeignete Persönlichkeiten aus dem Meliorationswesen, der Wasserwirtschaft, dem Bauwesen, dem Maschinenbau, der Landwirtschaft und der Wissenschaft für Lehre und Forschung zu gewinnen und möglichst in die Sektion zu integrieren. Eine Reihe namhafter Professoren drückte der Fachrichtung ihren Stempel auf. Es sollen erwähnt werden: Günter Hummel (Hydromelioration), Albrecht Krummsdorf (Standortmelioration), Joachim Risse (Meliorationstechnische Bauwerke), Heinz Schinke (Meliorationsmaschinen) und Günter Wertz (Hydromelioration).

Hilfsreich war dabei die erweiterte Struktur der Fachrichtung in Wissenschaftsbereiche (WB), von denen es zunächst 2 gab, nämlich die WB Standortkunde und Standortmelioration sowie Hydromelioration, in denen alle anderen Teilgebiete untergebracht waren. Später wurden aus dem großen WB Hydromelioration die Teilgebiete Meliorationstechnische Bauwerke sowie Bauverfahrenstechnik (Technologie des Meliorationsbaues) herausgelöst und als eigenständige WB ausgestattet. Der WB Sozialistische Betriebswirtschaft spezialisierte sich mit dem Teil seiner Mitarbeiter auf die Betriebswirtschaft von Meliorationsbaubetrieben.

Neben der Gestaltung der Ausbildung waren die WB ebenso für die Forschungstätigkeit, wie es einer Hochschule zukommt, zuständig. Die Voraussetzungen dafür waren allerdings sehr unterschiedlich, meist jedoch dürftig. Es fehlte an technischen Ausrüstungen und an Experimentiermöglichkeiten, so dass sich die Bearbeitung mancher Themen auf Schreibtischarbeit und auf Erhebungen in Praxisbetrieben des Meliorationswesens beschränkte. Als Forschungsauftraggeber standen oft die sog. Erzeugnisgruppenleitbetriebe der VEB Meliorationskombinate bzw. des Meliorationsbaus zur Verfügung. Dennoch wurden viele Themen erfolgreich und nutzbringend bearbeitet.

Der Inhalt der Lehre orientierte sich an den Erfordernissen der Meliorationsbaupraxis sowie an den dazu nötigen Kenntnissen und Fähigkeiten, das Arbeitsgebiet weiterentwickeln zu können. Vor allem die Größe und die Komplexität der Meliorationsanlagen verlangten eine Integration von Teilen des Erd-, Wasser-, Beton-, Straßen- und Tiefbaues in die Ausbildung der Meliorationsingenieure. Diese Entwicklung wurde erzwungen, weil z. B. kaum noch einfache Wirtschaftswege, dafür aber Wirtschaftsstraßen für LKW von den Auftraggebern der Meliorationsbaubetriebe verlangt wurden. Da durch die „sozialistische Wirtschaftsweise“ die Ackerschläge immer größer wurden und hindernisfrei sein sollten, mussten auch die Dränsysteme immer umfangreicher werden. Das bedeutete aber auch immer tiefer auszubauende offene Vorfluter mit immer längeren und tieferen „Binnen-Vorflut-Gefällerohrleitungen“. Wasserhaltungsarbeiten, Baugrubensicherungen oder zusätzliche Rohrummantelungen waren an der Tagesordnung.

Einen merklichen Schub in der Ausbildungsbreite brachte das sog. Bewässerungsprogramm. Es forcierte in der Ausbildung z. B. erweiterte Kenntnisse im Erdbau, im Druckrohrleitungsbau sowie im Pumpwerksbau. Die Erweiterung des Erdbaus verlangte vor allem den Bau zahlreicher sog. Flachlandspeicher, die zur Wasserbereitstellung aus relativ kleinen fließenden Oberflächengewässern erforderlich waren. Eine Anpassung der Ausbildung an die Praxis bestand auch in der Einführung einer „Lehrstrecke Instandhaltung von Meliorationsanlagen“ die auf die Aufgaben der Meliorationsgenossenschaften zugeschnitten war. Die Ausbildung war so angelegt, dass sie auf alle Tätigkeitsfelder im Meliorationswesen passte, wie Standorterkundung, Planung (Projektierung), Bauausführung und Instandhaltung.

Eine inhaltliche Verbreiterung der Ausbildung der Meliorationsingenieure in Richtung allgemeiner Tiefbau bewirkte auch die Planwirtschaft, die der Landwirtschaft nur dann überplanmäßige Baukapazitäten z. B. aus dem Hochbau zur Verfügung stellte, wenn Baukapazität aus der Landwirtschaft an anderer Stelle für andere Wirtschaftszweige arbeiteten. Also wurden Meliorationskombinate zu Wohnungsbauerschließungsarbeiten und vielen anderen Arbeiten außerhalb ihrer Spezialisierung verpflichtet, so dass die Meliorationsingenieure auch dem gewachsen sein mussten.

Als Resümee kann gezogen werden, dass die umfassenden Meliorationsarbeiten grundsätzlich richtig waren, weil sie halfen, Grundbedürfnisse der Bevölkerung zu

befriedigen. Daran zweifelte damals wohl niemand. Es störte auch niemanden, wenn Wasserläufe begradigt wurden, um ihre Abflussleistung zu erhöhen. Auch dann nicht, wenn dabei einige im Wege stehende Bäume gerodet werden mussten oder wenn eine Wildblumenwiese umgebrochen wurde. Die Ernährung hatte Primat. Man wusste damals auch noch nicht, dass eines Tages der begradigte Wasserlauf Düngungs- und Pflanzenschutzreste in das Meer leiten oder der Versickerung in das Grundwasser überlassen würde. Auch die enorme Kohlendioxidabgabe einer entwässerten Moorschicht beunruhigte niemanden, man nahm an, dass in der Atmosphäre genügend Platz sei und ein leicht erhöhter CO₂ Gehalt in der atmosphärischen Luft den Assimilationsprozess der Kulturpflanzen nur fördern könne. Gefälleverluste infolge Sackung entwässerter Moore würden erst in vielen Jahren wirklich stören.

Und so bildeten wir fleißig Diplomingenieure aus, ohne zu wissen, dass eines Tages „das Maß voll“ ist und dass wir neben einer guten Bodenfruchtbarkeit unsere Umwelt gesund erhalten müssen. Diese Erkenntnis ist wiederum die Geburtsstunde des Umweltingenieurs im Agrarbereich.

3. „Landeskultur und Umweltschutz“ (1990 bis 2010) (Hartmut Eckstädt)

Politische Wende und Neuausrichtung des Studiengangs

Die politische Wende 1989/90 war auch für die Forschung und Lehre in Bereichen Agrarwissenschaft und Meliorationswesen mit tiefgreifenden inhaltlichen, personellen und auch strukturellen Veränderungen verbunden. Schnell wurde klar, dass große gesellschaftliche Umbrüche bevorstanden und die sozialistischen Produktionsbedingungen in der Landwirtschaft nicht mehr lange Bestand haben würden. Ebenso änderten sich die Zulassungsbedingungen für einen Studiengang von einer staatlichen Lenkung zur nun freien Wahl der Studienrichtung.

Auch strukturell konnten die bis 1990 bestehenden Sektionen Meliorationswesen und Pflanzenproduktion, Tierproduktion und Landtechnik der Universität Rostock nicht weitergeführt werden. Es bestand jedoch der Plan alle erhaltungsfähigen Bereiche in einer wiedergegründeten Agrarwissenschaftlichen Fakultät zu vereinigen.

Für den bisherigen Studiengang Meliorationswesen ergab sich die Notwendigkeit einer grundsätzlichen Neuausrichtung. Dies resultierte sowohl aus den geänderten Betriebsstrukturen und Produktionsbedingungen in der Land- und Bauwirtschaft aber auch aus veränderten Wertevorstellungen. Während in der DDR die landwirtschaftliche Ausbildung und das Meliorationswesen auf die Produktion von Nahrungs- und Nutzpflanzen fokussiert war, gewann nun der Aspekt der umweltgerechten und nachhaltigen Ressourcennutzung sowie Landschaftspflege zunehmend an Bedeutung [1]. Dem Meliorationswesen wurde (zu Recht, wenn auch thematisch verengt) die Entwässerung von Mooren und Feuchtgebieten, Zerstörung wertvoller Ökosysteme und der naturferne Gewässerausbau angelastet. In gleicher

Weise war auch die bisherige landwirtschaftliche Ausbildung für eine industrialisierte Großproduktion so nicht fortführbar.

In verschiedenen Kommissionen wurden deshalb Konzepte für die Neuausrichtung erarbeitet und die Studiengänge Agrarökologie (Ersatz für Tier-/Pflanzenproduktion) und Landeskultur und Umweltschutz (Ersatz für Meliorationswesen) entwickelt.

Der zum Wintersemester eingerichtete Studiengang Landeskultur und Umweltschutz qualifizierte zum akademischen Grad Diplom-Ingenieur. Basierend auf den Traditionen der kulturtechnischen Ausbildung wurde der Absolvent befähigt, durch eine profunde Standort- und Siedlungs-/Landschaftsanalyse Erfordernisse zur Landschaftsgestaltung, Landentwicklung unter gesellschaftlich/technischen und ökologischen Gesichtspunkten zu erkennen, ingenieurtechnische Lösungsvorschläge zu erarbeiten und umzusetzen.

Bereits im Jahr 1991, also noch in der Übergangsphase, wurde die Fakultät durch den Wissenschaftsrat evaluiert. Das bereits erarbeitete Konzept für den Studiengang „Landeskultur und Umweltschutz“ wurde dabei ausgesprochen positiv bewertet [2]:

„...Dieser Fachbereich ist ein Unikat an einer deutschen Universität....Der Fachbereich hat die Notwendigkeit der Veränderung seines Forschungs- und Ausbildungsprofils erkannt und bemüht sich um eine neue Kombination naturwissenschaftlicher Grundlagen mit landschaftsgestalterischen und technischen (Bauingenieurwesen) Gebieten. Der Wissenschaftsrat hält diese veränderte Ausrichtung von Forschung und Lehre für notwendig und in der Tendenz für richtig. Mit der geplanten, ansatzweise bereits realisierten Ausrichtung erhält der Fachbereich ein interessantes, in dieser Form einzigartiges Profil. Mit seinen Forschungs- Ausbildungs- und Dienstleistungsangeboten wird er auf eine große Nachfrage in den neuen Ländern und insbesondere im ländlich strukturierten Mecklenburg-Vorpommern treffen.....“

Diese Einschätzung bewahrheitete sich schnell. Unter den besonderen Bedingungen des ländlichen Raums und den umfassenden Anforderungen zur strukturellen Neugestaltung in der Landwirtschaft (Flurneuordnung), dem großen Entwicklungsbedarf in den Bereichen Verkehr, Siedlungswasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und sonstigen Infrastrukturen bestand ein riesiger Bedarf an entsprechend breit ausgebildeten Ingenieuren. Der Studiengang erfreute sich gleich nach der Wende so großer Beliebtheit, dass ein örtlicher Numerus Clausus eingeführt werden musste. Zeitweise kamen auf etwa 150 Studienplätze über 600 Bewerber, mit der Möglichkeit der Bestenauslese.

Parallel forderte allerdings der Wissenschaftsrat vor dem Hintergrund von Überkapazitäten im Westen Deutschlands und des Nichtbefolgens erster Empfehlungen zur Eingliederung von Einrichtungen der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, den Studiengang Agrarwissenschaften nicht fortzuführen [1, 2]. Dies hätte auch einen entscheidenden Einschnitt für den Studiengang Landeskultur und Umweltschutz mit seiner engen fachlichen Anbindung

an die Landwirtschaft bedeutet. Letztlich konnte durch den Einsatz vieler Aktivisten in und außerhalb der Fakultät auch die agrarwissenschaftliche Lehre und Forschung für das agrarisch geprägte Mecklenburg-Vorpommern erhalten werden, allerdings mit erheblichen Stellenreduzierungen.

Parallel schuf die Landesregierung zum Teil mit Stellen aus der Fakultät ein universitäres Bauingenieurstudium in Wismar. Leider gelang es in den folgenden Jahren nicht die Synergien der drei Fachbereiche: Agrarökologie, Landeskultur und Umweltschutz und Bauingenieurwesen durch eine gemeinsame Struktur zu nutzen. Das universitäre Bauingenieurwesen zerfiel letztlich mit nachhaltigen Folgen für den gesamten Bausektor im Land.

Neben den strukturellen Neuordnungen gab es tiefgreifende Veränderungen in den personellen Besetzungen. Das Hochschulerneuerungsgesetz und die Überleitungsverordnung legten fest, dass sich alle Universitätsbeschäftigten einem dreistufigen Verfahren unterziehen mussten. Dazu gehörten die Evaluierung durch eine Ehrenkommission, die fachliche Überprüfung und die Übernahme in die neue Personalstruktur. Das Übernahmeverfahren sorgte an der Universität für große Aufregung. Alle Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter konnten sich auf eine Planstelle bewerben. Verschiedene Übernahmekommissionen bereiteten danach die Übernahme vor. Ein großer Teil der bisherigen Beschäftigten konnte aus unterschiedlichen Gründen nicht übernommen werden.

Landeskultur und Umweltschutz ab 1993

Nach erfolgreicher Umstrukturierung des Studiengangs war der gleichnamige Fachbereich in neun Fachgebiete unterteilt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Fachgebiete im Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz

Fachgebiet	Leitung
Kulturtechnische Bodenkunde	Prof. Klaus Bohne
Standortkunde/Landeinrichtung	Doz. Dr. Hermann Könker
Landschaftsplanung/Landschaftsgestaltung	Dr. Klaus Janzen
Geodäsie und Fernerkundung	(komm.) Doz. Dr. Hermann Könker
Kulturtechnik	(komm.) Prof. Dr. Hartmut Eckstädt
Siedlungswasserwirtschaft	Prof. Dr. Hartmut Eckstädt
Abfallwirtschaft	(komm.) Prof. Dr. Joachim Riße
Baukonstruktion	Leitung Prof. Dr. Joachim Riße
Baubetriebswirtschaft	Prof. Dr. Michael Hembus

Mehrere Professuren waren noch nicht wiederbesetzt. Für das übergeleitete Personal ergab sich somit bis zur Besetzung der freien Stellen eine hohe Belastung. Die Berufungsverfahren zogen sich oft über mehrere Jahre hin. Die Unsitte von Scheinbewerbungen, um mit einem Ruf Situationsverbesserungen an der

Heimatuniversität zu verhandeln, lernten wir hier erstmals kennen. Mit der späteren Einführung der W-Besoldungen mit variablen Gehaltsanteilen sollte sich dieser Trend noch verstärken. Schließlich konnten aber die offenen Stellen mit ausgewiesenen Wissenschaftlern besetzt werden. Erster Neuberufener war Prof. Ralf Bill (Geodäsie und Geoinformatik), später kamen u.a. Prof. Isidor Storchenegger (Kulturtechnik), Prof. Konrad Miegel (Hydrologie), Prof. Bernd Lennartz (Bodenphysik), Prof. Wolfgang Riedel (Standortkunde), Prof. Spillmann (Abfall- und Stoffstromwirtschaft), Prof. Henning Bombeck (Siedlungsgestaltung und ländliche Bauwerke) und Prof. Fokke Saathoff (Geotechnik und Küstenwasserbau) hinzu.

2004 wurde die Struktur der Fachbereiche in Umsetzung des neuen Landeshochschulgesetzes abgeschafft und es entstanden unter dem Dach der Fakultät im Ingenieurbereich drei Institute bis jeweils 5 bis 6 Professuren

Tabelle 2: Institute im Ingenieurbereich der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Institut für Management ländlicher Räume	Institut für Umweltingenieurwesen	Institut für Bauingenieurwesen
Prof. Landschaftsplanung	Prof. Kulturtechnik	Prof. Baubetrieb/ Bauwirtschaft
Prof. Landschaftsökologie/ Standortkunde	Prof. Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft	Prof. Baukonstruktion und Bauphysik
Prof. Siedlungsgestaltung/ ländliche Bauwerke	Prof. Hydrologie und Meteorologie	Prof. Baustatik und Baudynamik
Prof. Landwirtschaftliche Betriebslehre, Management	Prof. Abfallwirtschaft	Prof. Baustoffe
Prof. Ökonomiebereich	Prof. Landeskulturelle Ingenieurbauwerke	Prof. Technische Mechanik
Prof. Geodäsie/ Geoinformatik	Prof. Baubetriebswirtschaft	

In der Lehre wurde das von Prof. Manfred Olbertz initiierte Konzept unter bestmöglicher Berücksichtigung der Empfehlungen des Wissenschaftsrates umgesetzt. Ziel war die Ausbildung von Generalisten, die in Kombination von Ingenieur-, Umwelt- und Planungswissenschaften komplexe Aufgaben lösen konnten.

Das Curriculum war in Grund- und Hauptstudium mit anschließender Anfertigung der Diplomarbeit gegliedert. Mit einer Reihe von Übungen, Belegen, einem dreimonatigen Praktikum und schließlich der einsemestrigen Diplomarbeit wurden die Studierenden an ihre später zu lösenden Berufsaufgaben herangeführt.

Die Absolventen konnten in folgenden Fächergruppen vertiefen:

- Landschaftsökologie, Landschaftsplanung, Landschaftsgestaltung
- Kulturtechnik, Wasserbau, Landschaftsbau
- Baubetriebswirtschaft, Umweltökonomie

Dies beinhaltete auch fachliche Verbreiterungen um Kompetenzen in der Siedlungswasserwirtschaft, der Abfallwirtschaft oder der Geoinformatik.

Nachdem fast alle Professorenstellen besetzt waren, machte sich eine gründliche Überarbeitung der Studiendokumente erforderlich. Der Diplomstudiengang Landeskultur und Umweltschutz wurde bis 2002 reformiert.

Nach einem regelrechten Run auf den Studiengang in den 1990er Jahren sanken die Studienzulassungen in den frühen 2000ern und stabilisierten sich bei 50-60 Studierenden pro Jahr.

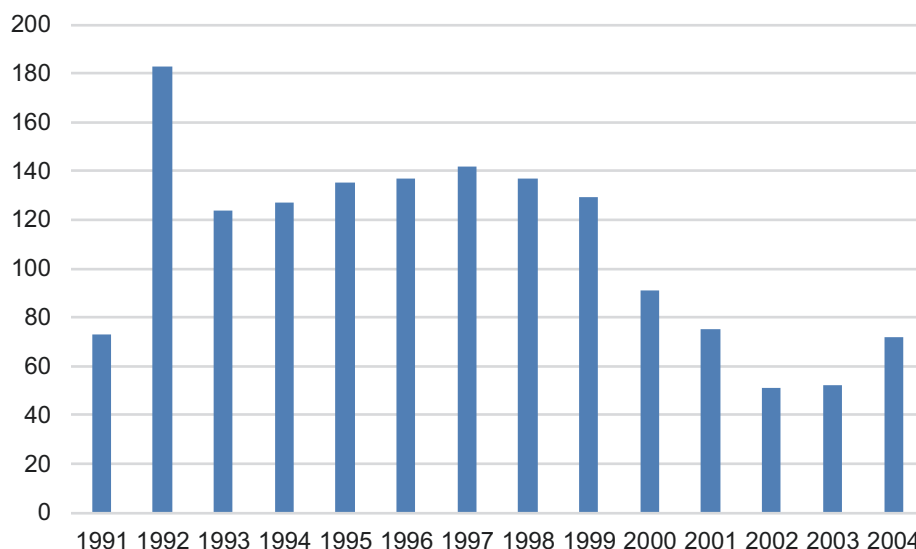


Abbildung 2: Studienanfänger im Studiengang Dipl.-Ing. Landeskultur und Umweltschutz

Im Zuge des Bologna-Prozesses und aufgrund weiterer erforderlicher Personaleinsparungen erzwang der damalige Rektor in einem sehr frühen Stadium die Umstellung auf Bachelor- und Master-Abschlüsse. Damit wurde der Studiengang als einer der ersten auf das neue Ausbildungssystem umgestellt. Wie bei allen Ingenieurstudiengängen war diese Umstellung sehr umstritten und erforderte erhebliche Umstellungen im Studienablauf bedingt durch die strikte Modularisierung und um einen berufsqualifizierenden Abschluss für den Bachelor zu gewährleisten. Hierfür musste u.a. bei den Grundlagen reduziert und berufsqualifizierende Teile in das 3. Studienjahr vorgezogen werden. Inhaltlich lehnte sich die Bachelor- und Masterstudiengänge an den Diplomstudiengang Landeskultur und Umweltschutz an.

Der neu aufgelegte Bachelor-Studiengang startete gleich sehr erfolgreich mit 118 Immatrikulationen und konnte dieses Niveau bis zu seiner unerwarteten Schließung durch die Hochschulleitung im Jahr 2010 halten (Abbildung 3). Der darauf aufbauende Master kam aufgrund des Schließungsbeschlusses faktisch kaum zum Tragen.

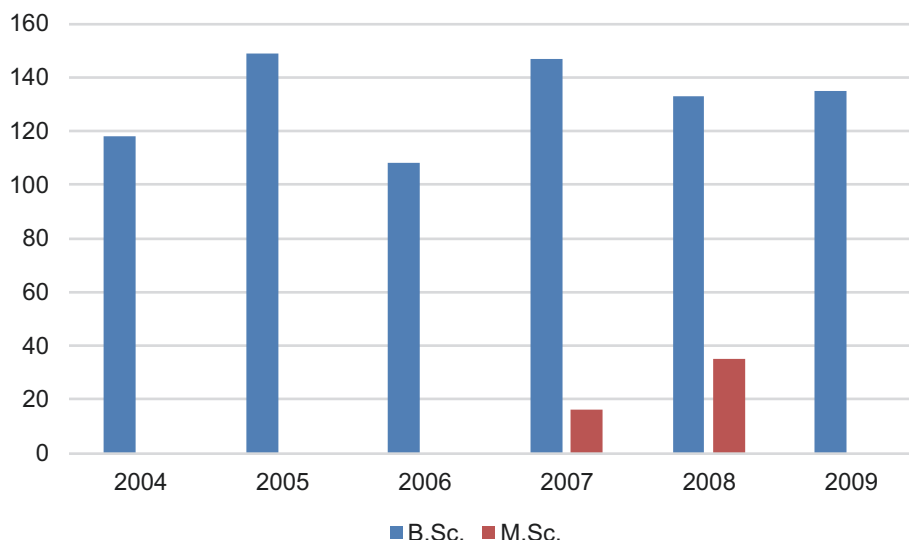


Abbildung 3: Studienanfänger im Bachelor und Master Landeskultur und Umweltschutz

Forschung im Bereich Wasserwirtschaft

Im Wasserbereich verschoben sich die Forschungsschwerpunkte von der Hydromelioration zu Fragen von Gewässerhaushalt und Gewässerbewirtschaftung sowie Abwasserableitung und Behandlung.

Seit 1991 wurden Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Warnow durchgeführt. Bedingt durch Rückstau, ausgedehnte Feuchtgebiete und zahlreiche kleinere Nebengewässer ist dieser sehr komplex. Mit Hilfe eines umfangreichen hydrologischen Messprogramms und hydrologischer Modellierungen konnte der Wasserhaushalt bilanziert werden. Diese Untersuchungen sind auch in das BMFT-Verbundprojekt „Ökologisch begründetes Sanierungskonzept für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (M-V)“ einzuordnen, das von 1992 bis 1995 lief.

Die Hydrologie unter Leitung von Prof. Miegel entwickelte ihre Kompetenzen insbesondere im Bereich des Wasserhaushalts von Niedermooren und abflussschwachen Tieflandgewässern. Sie betreibt u.a. bis heute ein wertvolles hydrologisches Monitoring im Hütelmoor

Im Jahr 1994 begann die langjährige konstruktive Zusammenarbeit mit der Eurawasser Nord GmbH. Der erste abgeschlossene Kooperationsvertrag zielte auf ein wissenschaftliches Begleitprogramm zur Inbetriebnahme der Kläranlage Rostock. Die zweistufige biologische Behandlung mit damals hochaktuellen Verfahrensstufen wie Bio-P und Biofiltration sowie die vollständige neu errichtete Schlammbehandlung boten ein reiches Betätigungsfeld für wissenschaftliche Arbeiten (Diplomarbeiten und Promotionen).

Ein weiterer Schwerpunkt war die Abwasserbehandlung im ländlichen Raum. In den 1990er Jahren standen hier umfassende Investitionen für den Aufbau einer umweltgerechten und nachhaltigen Abwasserinfrastruktur, die durch die Professur Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft konzeptionell unterstützt wurden. Aus wirtschaftlich-technischen, aber auch aus Gewässerschutzgründen wurden mehrheitlich zentrale Lösungen mit teilweise langen Überleitungen errichtet. Die Nebenwirkungen von Geruch und Korrosion zeigten sich damals erst nachträglich und beschäftigen Betreiber wie Wissenschaft noch heute.

Weitere Forschungsarbeiten widmeten sich u.a. der Dimensionierung und dem Betrieb von Druckentwässerungssystemen, Klärschlammbehandlung und Entsorgung und einzelne Fragen im Bereich der Trinkwasseraufbereitung.

4. „Umweltingenieurwissenschaften“ seit 2012 (Jens Tränckner)

Veranlassung für die Schließung des Studiengangs „Landeskultur und Umweltschutz“ im Jahr 2010 war ein Evaluationsverfahren auf Initiative der Hochschulleitung mit externer Begutachtung. Das wichtigste Ergebnis dieses Verfahrens bestand in der Empfehlung, die Fakultät verstärkt in Tierwissenschaften umzuprofilieren, allerdings ohne Zuführung zusätzlicher Mittel und Stellen von außen. Weiterhin wurde eine stärkere Forschungsorientierung in der Ausbildung gefordert. Hierfür sollten neue anspruchsvolle Masterstudiengänge entwickelt und nur noch durch einen gemeinsamen Bachelorstudiengang untersetzt werden. Dieses Votum bedeutete faktisch eine vollständige Umstrukturierung der Fakultät und führte trotz massiver Proteste von Belegschaft, Studierenden und Fachverbänden zur Schließung beider Ingenieurstudiengänge durch die Universitätsleitung.

Die Forderung der Gutachter, nur noch einen grundständigen Bachelor-Studiengang Agrarwissenschaften anzubieten und darauf aufbauende konsekutive Masterstudiengänge zu entwickeln, war jedoch aufgrund der vollständig unterschiedlichen Qualifikationsziele von Agrarwissenschaftlern und Umweltingenieuren schon im Ansatz nicht zielführend. Dem Rektoratsbeschluss folgend wurde nun zwar unter Federführung von Prof. Bill ein anspruchsvoller Master-Studiengang „Umweltingenieurwissenschaften“ entwickelt (aktuelles Curriculum siehe Anlage), der zum Sommersemester 2012 die ersten Studierenden immatrikulieren konnte. Dieser war aber nun nicht mehr durch einen passenden grundständigen Bachelorstudiengang untersetzt. Bis zu diesem Sommersemester bediente der Masterstudiengang deshalb nur externe Bachelorabsolventen. Dass dies mit jährlichen Immatrikulationen von 30 und 40 Studierenden gelingt, ist auch ein Ausweis für die Attraktivität. Dieser Einschnitt war aber mit einem dramatischen Einbruch der Studierendenzahlen verbunden und erfordert eine intensive Werbung und Studienberatung. Um fehlende Qualifikationen der extern ausgebildeten Studienanfänger abzufedern, werden „Brückenmodule“ angeboten.

Im Dezember 2015 wurde durch das Rektorat schließlich die Erlaubnis für die Einrichtung eines passfähigen grundständigen Bachelorstudiengangs „Umweltingenieur-wissenschaften“ erteilt. Dieser wurde unter Beteiligung weiterer Fakultäten völlig neu konzipiert (Kurzdarstellung, siehe Anlage) und bereits wenige Monate später erfolgreich akkreditiert. Zum Wintersemester 2016/17 konnten die ersten Studierenden immatrikuliert werden, welche in diesem Jahr Ihren Abschluss machen. Die bisherigen Erfahrungen und auch die Bewertungen durch die Studierenden sind positiv, was sich auch in einem guten bundesweiten Ranking äußert [2]. Optimierungspotentiale im Detail werden gemeinsam mit der sehr aktiven Fachschaft der Studierenden gehoben.

Beide Studiengänge wurden in diesem Jahr erfolgreich reakkreditiert und in diesem Zusammenhang noch besser aufeinander justiert. Mit dem kommenden Wintersemester 2019/20 wird der Masterstudiengang „Umweltingenieurwissenschaften“ erstmals wieder konsekutiv durch eigene Bachelorabsolventen studiert werden können. Wir arbeiten nun an einer stabilen langfristigen Entwicklung beider Studiengänge, der Steigerung der Studierendenzahlen und einer systematischen Anhebung des Ausbildungsniveaus im Master auf Basis gut ausgebildeter Bachelorabsolventen.

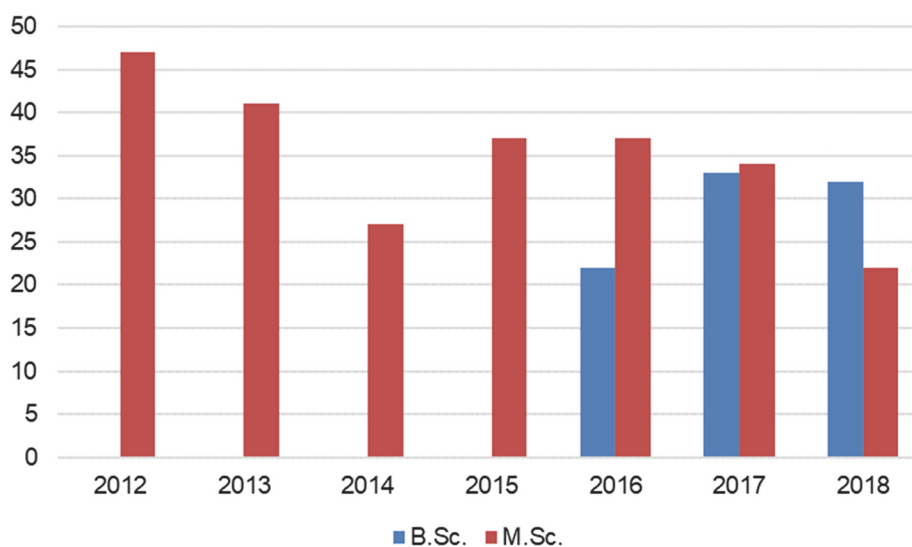


Abbildung 4: Studienanfänger in den „Umweltingenieurwissenschaften“ (Summe Sommer- und Wintersemester des jeweiligen Kalenderjahres)

Was wird aus unseren Absolventen?

Die in Rostock ausgebildeten Meliorationsingenieure, Diplomingenieure und Master Landeskultur und Umweltschutz und auch die heutigen Absolventen fanden durchgängig „guten Absatz“ auf dem Arbeitsmarkt.

Nach einer aktuellen Umfrage unter Absolventen des Masterstudiengangs Umweltingenieurwissenschaften (Rücklauf: 32 Antworten) fanden fast 80% der

Absolventen innerhalb von 3 Monaten eine Stelle, 38% benötigten dafür nun eine einzige Bewerbung.

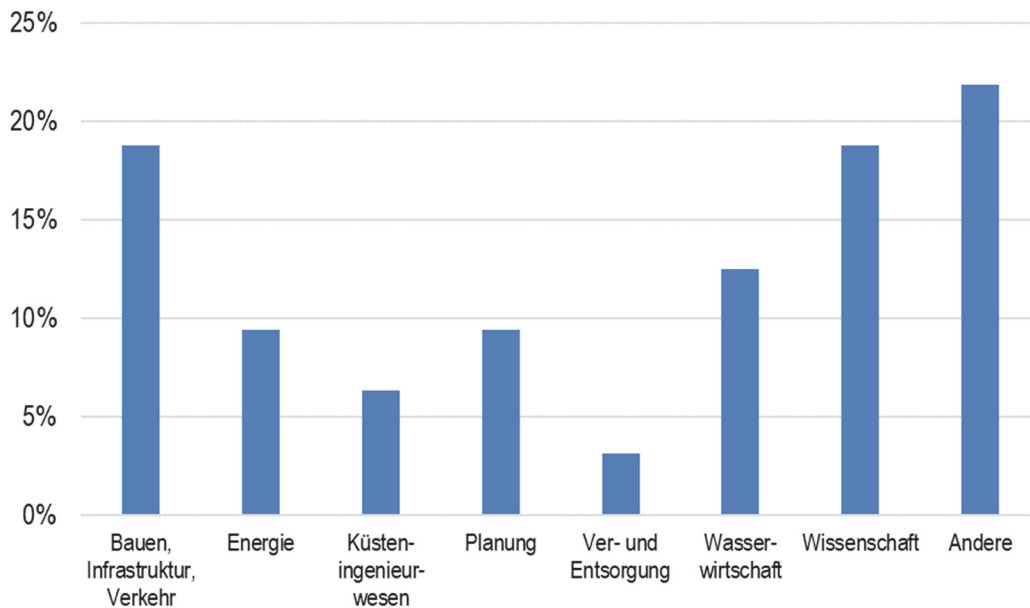


Abbildung 5: Tätigkeit der Absolventen M.Sc. Umweltingenieurwissenschaften nach Branchen (Ergebnis einer Umfrage, Rücklauf: 32 Antworten)

Aufgrund seiner generalistischen Ausbildung ist der Umweltingenieur traditionell in vielen Branchen tätig. Mit den Verschiebungen im Ausbildungsprofil und den geänderten Bedarfssituationen in Wirtschaft und Verwaltung ergeben sich dabei auch Verschiebungen der Haupteinsatzfelder. Basierend auf der gleichen Umfrage sind ca. 25% im Baubereich (einschließlich Küstenschutz), 10% in Planungs-/Ingenieurbüros, 15% der Ver- und Entsorgung (einschließlich Wasserwirtschaft) und fast 20% in der Wissenschaft tätig. Aufgrund des geringen Rücklaufs sind diese Angaben statistisch nicht repräsentativ, zeigen aber die Breite der Arbeitsmöglichkeiten für unsere Absolventen.

Strukturelle und personelle Entwicklungen im Umweltbereich

Im Ergebnis der zuvor erläuterten Entwicklungen stellt die Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät an der Universität Rostock heute ein Unikat in der deutschsprachigen Hochschullandschaft dar. Die Kombination agrar-, umwelt- und ingenieurwissenschaftlicher Disziplinen im Verbund mit ökonomischer und planerischer Expertise findet sich in dieser konzentrierten Form nur in Rostock. Von den gut 20 Professoren der Fakultät sind 8 dem Umweltingenieurbereich zuzuordnen.

Tabelle 3: Professuren im Umweltingenieurbereich

Professur	Leitung
Abfall- und Stoffstromwirtschaft	Prof. Dr. Michael Nelles
Bodenphysik	Prof. Dr. Bernd Lennartz
Geodäsie und Geoinformatik	Prof. Dr. Ralf Bill
Geotechnik und Küstenwasserbau	Prof. Dr. Fokke Saathoff
Hydrologie und Angewandte Meteorologie	Prof. Dr. Konrad Miegel
Landschaftsökologie und Standortkunde	Prof. Dr. Florian Jansen
Siedlungsgestaltung und ländliche Bauwerke	Prof. Dr. Henning Bombeck
Wasserwirtschaft	Prof. Dr. Jens Tränckner

Im Zuge der anstehenden Nachbesetzungen für altersbedingt ausscheidende Professuren ergibt sich nun die Möglichkeit und Notwendigkeit, strategische Weichenstellungen für die nachhaltige Entwicklung der Fakultät festzulegen. Die Fakultät hat sich dabei für eine ausgewogene Entwicklung von Agrar- und Umweltingenieurwissenschaften mit dem Ziel einer noch besseren Vernetzung aller Fachdisziplinen entschieden.

Voraussichtlich noch in diesem Jahr wird der Ingenieurbereich durch die Einrichtung einer Juniorprofessur „Küstenschutz und Küstendynamik“ verstärkt. Diese Professur ist befristet und muss über eine bereits existierende Professur verstetigt werden. Dies wird in der Folge zu sachgerechten inhaltlichen Anpassungen bei der Nachbesetzung weiterer Professuren führen. Ziel ist eine weitere Harmonisierung der Lehr- und Forschungsschwerpunkte innerhalb der Fakultät und damit eine bestmögliche Nutzung der begrenzten personellen Ressourcen.

Forschung im Bereich Wasserwirtschaft

Im Zuge der Umstrukturierungen der Fakultät sollte auch die Professur Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft in Richtung Tierproduktion umgewidmet werden. Dieser drohende Verlust von Lehre und Forschung im Wasserbereich konnte durch die Schaffung einer Stiftungsprofessur Wasserwirtschaft, finanziert durch die Eurawasser Nord GmbH, aufgefangen werden. Die Professur wurde 2013 durch die Berufung von Jens Tränckner besetzt. Die Professur konnte die Infrastruktur und das Personal der auslaufenden Professur Hydromechanik und Siedlungswasserwirtschaft übernehmen und ist seit 2018 wieder landesfinanziert.

Der grundsätzliche Fokus der Forschung liegt weiterhin auf der Wasserwirtschaft ländlichen Raum. Ein neuer Schwerpunkt ist die integrale Siedlungsentwässerung (Hochwasserschutz, Gewässerschutz, Gewässer als Erholungs-/Erlebnisraum).

Hier koordinierte die Professur unter anderem das BMBF-Verbundvorhaben „Kommunale Gewässer gemeinschaftlich entwickeln – KOGGE“, welches in einem integralen Gewässerentwicklungskonzept für die Hansestadt Rostock mündete. Darauf aufbauend wird aktuell ein weiteres Verbundvorhaben (PROSPER-RO)

bearbeitet, welches auf eine nachhaltige Entwicklung von Landnutzung, Kreislaufwirtschaft und Wasserwirtschaft im Stadt-Umland-Raum Rostock zielt. Auch hier arbeitet die Professur wieder intensiv mit den regionalen Aufgabenträgern der Wasserwirtschaft wie WWAV und Nordwasser GmbH zusammen.

Ein weiterer neuer Forschungsschwerpunkt beschäftigt sich mit dem Element Phosphor. Dabei beschäftigen wir uns sowohl mit der Reduzierung von P-Emissionen aus kleinen Kläranlagen als auch mit der Rückgewinnung und dem Recycling dieser wertvollen Ressource.

Wir verstehen uns dabei auch als Partner für wasserwirtschaftliche Fragestellungen im Bereich der Landwirtschaft (z.B. die Behandlung verunreinigten Niederschlagswassers, Nährstoffaufbereitung aus Gülle). Diese Kooperationen sind nicht immer spannungsfrei, aber nur durch Zusammenarbeit können beide Seiten profitieren.

Gleichzeitig ist ein zunehmender Bedarf der Landwirtschaft im Bereich der Hydromelioration erkennbar, vor allem durch die inzwischen sanierungsbedürftigen Entwässerungssysteme aus den 1950er bis 80er Jahren und die klimawandelbedingten Veränderungen der hydrometeorologischen Situation. Ggf. wird dies künftig wieder zu einem verstärkten Aufbau entsprechender Expertise an der Fakultät führen.

Fazit

Seit Gründung des Meliorationswesens Jahr 1962 wurden an der Universität Rostock hunderte Umweltingenieure ausgebildet und haben in dieser Zeit die Entwicklung unserer Landschaft und Umwelt und mit verbundene Infrastrukturen geprägt. Das Anforderungsprofil hat sich aufgrund der veränderten gesellschaftlichen, naturräumlichen und technischen Rahmenbedingungen geändert. Wesentliche Kernkompetenzen für eine sachgerechte und nachhaltige Nutzung und Gestaltung unserer Umwelt sind aber letztlich zeitlos gleich geblieben: solide naturwissenschaftliche und ingenieurtechnische Grundlagen, ein integrales Verständnis von Landschaft und Umwelt mit ihren Kompartimenten und Prozessen und die Fähigkeit zum strukturierten lösungsorientierten Denken.

Manche Entwicklung wäre ohne die extern verursachten Brüche und Eingriffe geradliniger verlaufen. Wir möchten der Hoffnung Ausdruck verleihen, dass flankiert durch eine kontinuierliche und weitsichtige Hochschulpolitik auch künftig Generationen gut ausgebildeter Umweltingenieure zum Wohl unserer Umwelt und der Gesellschaft in Rostock ausgebildet werden. Der Bedarf ist hoch.

Referenzen

- [1] Universität Rostock AUF (2014). 20 Jahre Gesellschaft der Freunde und Förderer der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
- [2] Wissenschaftsrat (1991). Empfehlungen zu den Agrar-,Gartenbau-,Forst-,Haushalts-und Ernährungs-wissenschaften sowie zur Lebensmitteltechnologie und Veterinärmedizin an den Hochschulen der neuen Länder und Berlin vom 5.7.1991
- [3] CHE-Hochschulranking (2019) <https://ranking.zeit.de/>, Bereich Umweltingenieurwesen/Bau

Friedrich-Karl Witt

Tel.: 0381 7691551

E-Mail: F.K.Witt@t-online.de

Hartmut Eckstädt

Tel.: 0381 4004150

E-Mail: hartmut.eckstaedt@uni-rostock.de

Jens Tränckner

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Tel: 0381 498 3640

Fax: 0381 498 3462

E-Mail: jens.traenckner@uni-rostock.de

Anlage:

Kurzdarstellung der Studiengänge Bachelor und Master Umweltingenieurwissenschaften

Bachelor „Umweltingenieurwissenschaften“

Der B.Sc. „Umweltingenieurwissenschaften“ bietet eine integrale grundständige Ausbildung in den Hauptthemenfeldern eines „Umweltingenieurs“. Die Struktur und Wichtung der Ausbildungsschwerpunkte folgt dabei den Empfehlungen des Fakultätentages für Bauingenieurwesen, Geodäsie und Umweltingenieurwesen. Die besonderen regionalen Rahmenbedingungen und die Einordnung des Studiengangs in die Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät bestimmen dennoch einen besonderen Fokus der Ausbildung zu einem Umweltingenieur für den ländlichen Raum und die Küstenregionen. Der Studiengang ist sechssemestrig und durchgehend modularisiert. Da ein Umweltingenieur einen relativ breiten Kanon fachlicher Qualifikationen aufweisen muss, ist der Umfang der Pflichtmodule mit 150 Leistungspunkten (zzgl. 12 LP Bachelorarbeit) relativ hoch.

Um die Mobilität der Studierenden zu fördern, enthält das sechste Semester ausschließlich Wahlpflichtmodule und die Bachelorarbeit.

Mathematik für Ingenieure I: Grundlagen und eindimensionale Analysis	Technische Mechanik I: Grundlagen Statik	Informatik I: Einführung in die Programmierung	Grundlagen der Chemie für Umweltingenieure	Umwelt- physik	Einführung in die Umwelt- ingenieur- wissen- schaften	1
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	3 LP		30 LP
Mathematik für Ingenieure II: Lineare Algebra und Geometrie	Technische Mechanik II: Statik und Festigkeitslehre	Hydrologie und Meteorologie	Ökologische Standorterkundung	Umwelt- chemie und -analytik		2
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	3 LP	6 LP	30 LP
Rechtliche und wirtschafts- wissenschaftliche Grundlagen	Bodenphysik für Umweltingenieure	Datenbanken für Anwender	Technische Hydromechanik	Einführung in die Elektrotechnik		3
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP		30 LP
Angewandte Landschaftsökologie	Umweltverfahrenstechnik	Entwerfen und CAD für Umweltingenieure	Geodäsie	Geoinformatik/GIS		4
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP		30 LP
Bodenmechanik und Geotechnik	Einführung in die Siedlungswasserwirtschaft	Umweltdatenanalyse	Gewässerregelung, Küsten- und Hochwasserschutz	Einführung in die Kreislaufwirtschaft		5
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP		30 LP
Bachelorarbeit Umweltingenieurwissenschaften		Wahlpflichtbereich ¹⁾	Wahlpflichtbereich ¹⁾	Wahlpflichtbereich ¹⁾		6
12 LP		6 LP	6 LP	6 LP		30 LP

Pflichtmodul

Wahlpflichtbereich

¹⁾ Wahlpflichtmodule sind in einem Umfang von 18 Leistungspunkten zu belegen.

Abbildung 6: Curriculum im des Bachelor of Science Umweltingenieurwissenschaften

Master „Umweltingenieurwissenschaften

Der gleichnamige Masterstudiengang mit einem Umfang von 4 Semestern ist stärker forschungsorientiert ausgerichtet. Der Studiengang widmet sich weltweit anliegenden Umweltthemen wie z.B. Problemen der Wasserver- und -entsorgung, der Abfallwirtschaft und Energieversorgungsalternativen sowie der konkurrierenden Landnutzung. Durch Integration englischsprachiger Lehrveranstaltungen ist das Angebot auch auf einen internationalen Markt ausgerichtet, welches durch Kooperationen mit Universitäten aus dem asiatischen (China, Vietnam) und arabischen Raum unterstrichen wird. Im Vergleich zum Bachelor bietet das Curriculum umfangreiches Angebot an Vertiefungsmöglichkeiten in verschiedenen Themenschwerpunkten (Tabelle 4). Um diese Themenbreite in der erforderlichen fachlichen Tiefe anbieten zu können verbindet die Studiengang Umweltkompetenzen der AUF mit den Kompetenzen anderer Fakultäten sowie Partnereinrichtungen im In- und Ausland.

Siedlungsentwässerung und Trinkwasserverteilung	Umweltinformatik	Umweltplanung und -management	Boden- und Gewässerschutz	Wahlpflichtmodul ¹⁾	1
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	30 LP
Kreislaufwirtschaft	Umweltgeotechnik und Landschaftsbau	Erfassung und Analyse von Ökosystemfunktionen	Komplexe Landschaftsanalyse und räumliche Planung	Wahlpflichtmodul ¹⁾	2
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	30 LP
Wahlpflichtmodul ¹⁾	Wahlpflichtmodul ¹⁾	Wahlpflichtmodul ¹⁾	Forschungsprojekt Umweltingenieurwissenschaften	Wahlpflichtmodul ¹⁾	3
6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	6 LP	30 LP
Masterarbeit Umweltingenieurwissenschaften					4
					30 LP
					30 LP

Pflichtmodul	Wahlpflichtmodul
--------------	------------------

¹⁾ Wahlpflichtmodule sind in einem Umfang von mindestens 36 Leistungspunkte (LP) zu belegen.

Abbildung 7: Curriculum des Master of Science Umweltingenieurwissenschaften

Tabelle 4: Vertiefbare Themenschwerpunkte im Master Umweltingenieurwissenschaften

Geoinformatik	Hydrologische Bemessung und Modellierung	Tiefbau
Informatik	Wasserwirtschaft	Umwelt- und Siedlungsplanung
Messtechnik	Küsteningenieurwesen	Erneuerbare Energien
	Marine Ökosysteme	Meerestechnik

Potential der P-Reduktion aus Punktquellen im Einzugsgebiet der Warnow: ein modelltechnischer Ansatz

Andreas Bauwe, Bernd Lennartz

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur für
Bodenphysik

Zusammenfassung

Ein Langzeitdatensatz (1991-2015) wurde verwendet, um die zeitliche Entwicklung von gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) im Warnow-Einzugsgebiet (Warnow-EZG) und seinen Teileinzugsgebieten zu analysieren. Die Daten zeigen, dass die DRP- und TP-Konzentrationen in den 1990er Jahren drastisch gesunken sind und die Zielwerte nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) und nationalen Gesetzen heute meist erreicht werden. Dennoch fordert der Ostsee-Aktionsplan (BSAP) Maßnahmen zur weiteren Reduzierung der Phosphor (P)-Frachten, um einen guten ökologischen Zustand in der Ostsee zu erreichen. Ein ökohydrologisches Modell wurde verwendet, um die Wirkung potenzieller P-Minderungsmaßnahmen abzuschätzen. Die Hydrologie und die P-Frachten im Warnow-EZG wurden mit einem Kalibrierungs- und Validierungsansatz auf Teileinzugsgebietsebene simuliert. Das Modell erreichte gute Modellgüten hinsichtlich des Abflusses für alle Teileinzugsgebiete. Der Abfluss wird durch unterirdische Fließkomponenten wie Dränwasser und Grundwasser dominiert. Die Vorhersagekraft des Modells für P war schwächer, jedoch wurden gute Modellgüten für den Einzugsgebietsauslass berechnet. Die wichtigsten P-Quellen sind Grundwasser (65%) und Dränwasser (20%). Kläranlagen machen 13 % der gesamten P-Fracht aus. Ausgehend von den derzeit relativ niedrigen P-Konzentrationen im Warnow-Einzugsgebiet zeigten Szenarioanalysen, dass enorme Anstrengungen unternommen werden müssen, um die P-Frachten in die Ostsee gemäß den Zielen des BSAP zu reduzieren. Der Optimierung von Kläranlagen kommt in diesem Zusammenhang eine Schlüsselrolle zu, da hierdurch relativ kurzfristig messbare Erfolge zu erwarten sind.

1. Einleitung

In Deutschland werden derzeit 23.000 t/a P in die Oberflächengewässer eingetragen (UBA, 2017). Den größten Anteil nehmen trotz eines deutlichen Rückgangs in den vergangenen Jahrzehnten die Punktquellen, oft in Form von Abwasserreinigungsanlagen, mit einem Anteil von 46 % ein. Nährstoffeinträge belasten die Oberflächengewässer in einem Ausmaß, dass Deutschland die Anforderungen wichtiger europäischer Vereinbarungen wahrscheinlich kaum einhalten

wird. Für Mecklenburg-Vorpommern ergab die Bestandsaufnahme zur EU-WRRL, dass 35 % der Standgewässer, 88 % der Fließgewässer und 84 % der Küstengewässer insbesondere aufgrund von Nährstoffbelastungen und strukturellen Defiziten keinen „guten Zustand“ aufweisen (LUNG, 2005). Es besteht daher Handlungsbedarf, die am P-Eintrag beteiligten Eintragspfade zu identifizieren und geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffausträge zu finden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden amtlich aufgenommene P-Daten genutzt, um in einem ersten Schritt die zeitliche Entwicklung der P-Konzentrationen im Warnow-EZG von 1991-2015 zu beschreiben. Der BSAP fordert von Deutschland eine Reduzierung der P-Einträge in die Ostsee von 110 t/a gegenüber dem Referenzzeitraum. Da das Warnow-EZG nach dem der Peene das zweitgrößte deutsche Einzugsgebiet ist, das in die Ostsee entwässert, könnten hier Reduktionsanstrengungen die P-Belastung in der Ostsee wirkungsvoll reduzieren. Daher wurden Daten der deutschen Ostsee-einzugsgebiete ausgewertet und der Beitrag des Warnow-EZG an der P-Belastung für die Ostsee quantifiziert. Mit Hilfe eines öko-hydrologischen Modells wurden sodann die Hydrologie des Warnow-EZG abgebildet, auf deren Grundlage P-Frachten und P-Quellen im Einzugsgebiet identifiziert werden können. Es wird schließlich das Potenzial abgeschätzt, wie hoch der Beitrag von Kläranlagen durch Optimierung und/oder technische Aufrüstung sein kann, die P-Belastung im Warnow-EZG zu reduzieren.

2. Material und Methoden

2.1 Einzugsgebiet

Das Warnow-EZG liegt im Nordosten Deutschlands und ist mit 3041 km² das zweitgrößte deutsche Einzugsgebiet, das in die Ostsee entwässert (Abbildung 1). Das Tieflandeinzugsgebiet erreicht Höhen bis 146 m über dem Meeresspiegel an den Einzugsgebietsgrenzen, während der Einzugsgebietsauslass Meeresspiegelhöhe entspricht. Die Landnutzung wird von Ackerland, welches mehr als die Hälfte des gesamten Einzugsgebietes einnimmt, dominiert. Ein typisches Merkmal für das Warnow-EZG ist das Vorhandensein von künstlichen Entwässerungsgräben und Dränagen. Für die Modellierung wurden sowohl der Gebietsauslass als auch 6 Teileinzugsgebiete der bedeutendsten Nebenflüsse für den Zeitraum 1992 bis 2011 betrachtet.

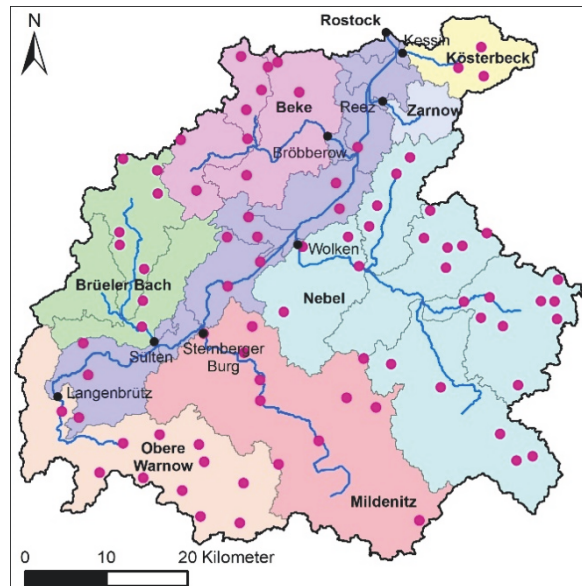


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet mit Teileinzugsgebieten und Kläranlagen (lila).

2.2 Modellansatz

Zur Modellierung von Durchfluss und P wurde das Soil and Water Assessment Tool (SWAT) genutzt. SWAT ist ein physikalisch basiertes Modell zur Vorhersage von Abfluss, Sediment- und Nährstofffrachten für kleine bis sehr große Einzugsgebiete in täglicher Auflösung. Die treibende Kraft ist der Niederschlag. 18 Niederschlagsstationen lieferten Niederschlagsdaten. Weitere benötigte Wetterdaten (Temperatur, Solarstrahlung, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte) wurden von vier Klimastationen bezogen. Die kleinsten räumlichen Objekte in SWAT sind Hydrotope, welche sich aus der Überschneidung von Landnutzung, Bodentyp und Hangneigung ergeben. CORINE Landnutzungskarten wurden zur Klassifizierung der Landnutzung verwendet. Die Bodenübersichtskarte (BÜK200) lieferte horizontbezogene bodenphysikalische Informationen und Bodentypen für die Region. Das digitale Geländemodell in einer Auflösung von 25 x 25 m wurde genutzt, um das Einzugsgebiet, Teileinzugsgebiete und Fließgewässer auszuweisen und Hangneigungen abzuleiten. Im Ergebnis bilden insgesamt 491 Hydrotope die räumliche Variabilität des Einzugsgebietes ab.

In der vorliegenden Studie wurde zunächst der Durchfluss als Grundlage des Stofftransports kalibriert und validiert. Im Anschluss daran erfolgte die Kalibrierung und Validierung der P-Frachten. Es wurden tägliche Durchflussdaten von 1992 bis 2001 für die Kalibrierung und Daten von 2002 bis 2011 für die Validierung genutzt. P-Konzentrationen lagen in einer 14-tägigen Auflösung für den gleichen Zeitraum vor. Monatliche P-Frachten wurden mittels linearer Regression ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Entwicklung der P-Konzentrationen

Die Oberflächengewässerverordnung (OgewV, 2016) schreibt für gelösten reaktiven Phosphor (DRP) einen Grenzwert von 0,07 mg/L und für Gesamtposphor (TP) einen Grenzwert von 0,1 mg/L für einen guten ökologischen Zustand in Fließgewässern vor. Diese Grenzwerte wurden kurz nach der deutschen Wiedervereinigung an keinem der größeren Flüsse im Warnow-EZG eingehalten. 1991 wurden am Auslass des Einzugsgebiets im Mittel noch 0,13 mg DRP/L und 0,25 mg TP/L gemessen (Abbildung 2). Im Laufe der 1990er Jahre verbesserte sich die Situation insbesondere durch eine Modernisierung der Kläranlagentechnik und die Einführung phosphatfreier Waschmittel deutlich. So wird mittlerweile der Grenzwert für den guten ökologischen Zustand für DRP für den Gebietsauslass und die meisten Teileinzugsgebiete deutlich unterschritten. Lediglich die Teileinzugsgebiete des Brüeler Bachs und der Oberen Warnow verzeichneten in den vergangenen Jahren wieder ansteigende DRP-Konzentrationen und verfehlten zum Ende des Betrachtungszeitraums im Jahr 2016 den guten ökologischen Zustand. Die Ursachen für den Wiederanstieg der P-Konzentrationen lediglich in diesen beiden Teileinzugsgebieten sind nicht klar zu benennen. Eine Erklärung könnten verstärkte Rücklösungsprozesse aus Sedimenten sein. Für TP gestaltet sich die Situation etwas differenzierter. Für das Teileinzugsgebiet der Mildnitz wird der Grenzwert für TP deutlich unterschritten. Am Einzugsgebietsauslass in Rostock sowie in den Teileinzugsgebieten Kösterbeck, Beke und Nebel wird der Grenzwert vom 0,1 mg/L knapp eingehalten. In den Teileinzugsgebieten der Zarnow, des Brüeler Bachs und der Oberen Warnow wird zum Ende des Betrachtungszeitraums 2016 der gute ökologische Zustand knapp verfehlt. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Vorgaben der OgewV und damit der EU-WRRL für einen guten ökologischen Zustand in den analysierten Fließgewässern mit wenigen Ausnahmen eingehalten werden.

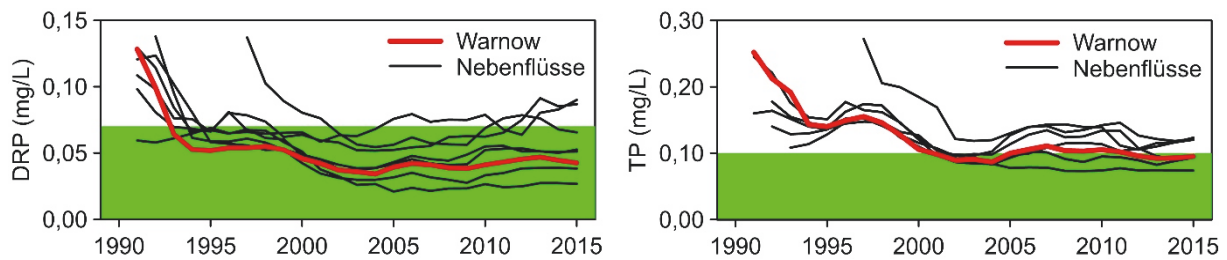


Abbildung 2: Gemessene mittlere jährliche Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor (DRP) und Gesamtphosphor (TP) als gleitendes Mittel über drei Jahre für den Gebietsauslass der Warnow und bedeutender Nebenflüsse für den Zeitraum 1990-2016. Die grüne Fläche zeigt den guten Zustand entsprechend OgeV.

3.2 P-Frachten des Warnow-EZG im Kontext deutscher Ostsee-einzugsgebiete

Der landseitigen Einschätzung der Nährstoffbelastung mit P steht der BSAP, welcher von Deutschland eine Reduktion der P-Einträge um 110 t/a (ohne Oder) bis zum Jahr 2021 fordert, entgegen. In der Referenzperiode 1997-2003 wurden durch die deutschen Ostsee-einzugsgebiete insgesamt 311 t P pro Jahr in die Ostsee emittiert (Abbildung 3b). Die Zielfracht ist 201 t P pro Jahr. Für das Einzugsgebiet der Warnow berechnet sich entsprechend ein Reduktionserfordernis von 28 % oder in absoluten Zahlen 13 t P/a (Abbildung 3c). Bis zum Ende des Jahres 2017 konnten bei der Frachtreduktion keine Fortschritte erzielt werden. Während die durchflussnormierte Fracht für den Referenzzeitraum 1997-2003 bei 46,9 t P/a lag, betrug sie für den aktuellsten Zeitraum (2011-2017) 47,0 t P/a und ist damit quasi unverändert (Abbildung 3d). Für alle deutschen Ostsee-einzugsgebiete zusammen wurde für den aktuellsten Zeitraum 2011-2017 eine P-Fracht von 334 t/a berechnet, welches einer Steigerung von 8 % gegenüber dem Referenzzeitraum entspricht. Vor diesem Hintergrund muss davon ausgegangen werden, dass die Bundesrepublik Deutschland die Ziele des Ostseeaktionsplans bis zum Jahr 2021 nicht erreicht. Ein Grund hierfür sind unter anderem ausbleibende Reduktionen im Warnow-EZG, welches für immerhin 15 % der Gesamtfracht verantwortlich ist.

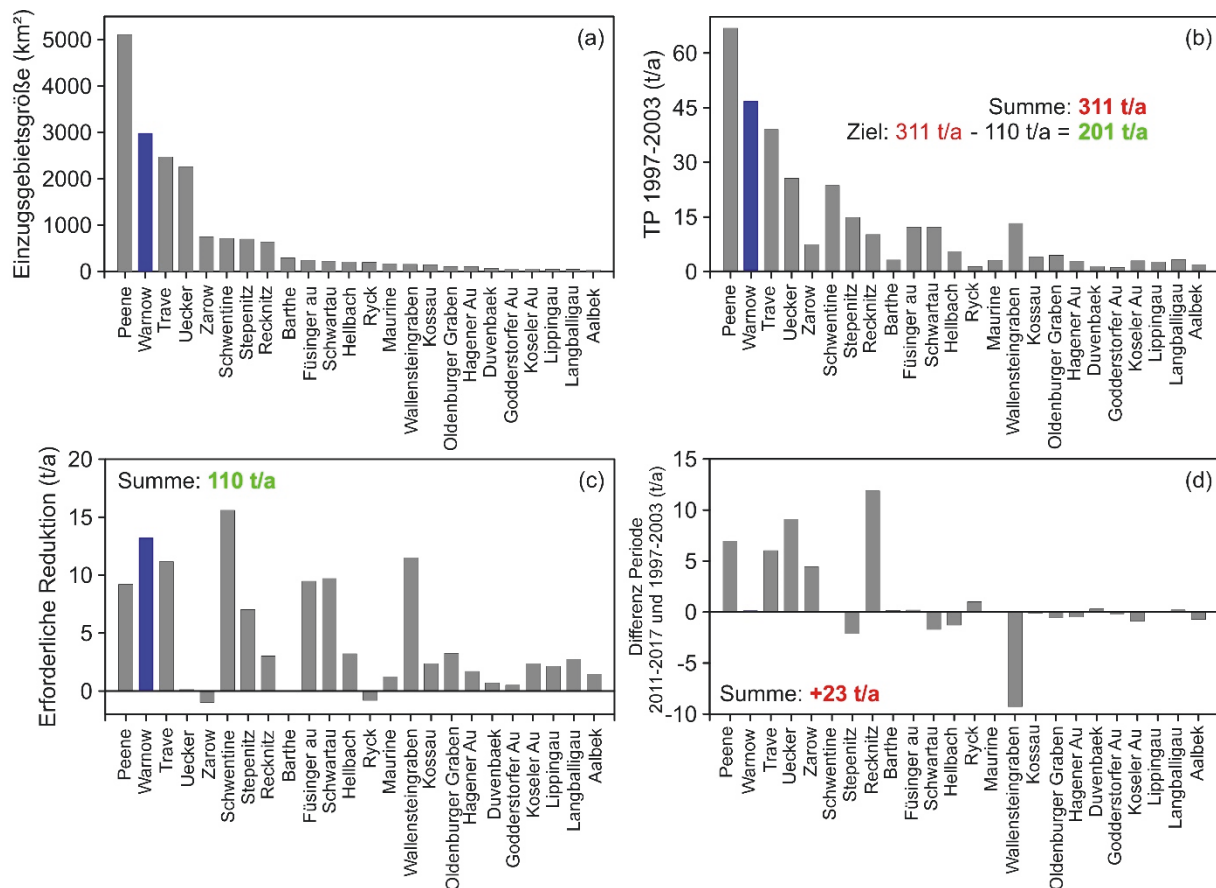


Abbildung 3: Einzugsgebietsgrößen (a), P-Frachten des Referenzzeitraums (b), erforderliche P-Reduktion (c) und Vergleich bezüglich der P-Frachten des aktuellen Zeitraums mit der Referenzperiode (d) für alle deutschen Ostsee-einzugsgebiete.

3.3 Phosphorquellen im Einzugsgebietsmaßstab

Mit Hilfe des in 2.2 beschriebenen Modells wurden DRP-Frachten berechnet (Bauwe et al., 2019). Die Simulation von TP-Frachten erfolgte mit Hilfe statistischer Verfahren. Die monatlichen DRP- und TP-Frachten wurden sowohl hinsichtlich ihrer Höhe als auch ihrer Dynamik vom Modell gut erfasst. Diese Einschätzung gilt für den Gebietsauslass als auch für die Teileinzugsgebiete. Die P-Frachten aus den einzelnen Teileinzugsgebieten entstammen verschiedenen Quellen (Abbildung 4). Hierbei können Punktquellen von diffusen Quellen unterschieden werden. Die Simulationsergebnisse ergaben, dass Punktquellen in Form von Kläranlagen etwa 13 % der Gesamtposphorfracht ausmachen. Somit überwiegen diffuse P-Quellen, welche insgesamt 87 % der P-Fracht auf sich vereinen. Phosphor ist bekannt dafür, in erster Linie erosiv in Oberflächengewässer zu gelangen. In den letzten Jahren setzte sich jedoch die Erkenntnis durch, dass unterirdische Fließwege maßgeblich an der Gesamtposphorfracht im Oberflächengewässer beteiligt sein können. Dies gilt insbesondere für Tieflandeinzugsgebiete wie dem der Warnow, bei denen die Geländeneigung im Mittel gering ist. Die Modellierungsergebnisse ordnen sich hier ein. So wurde der Grundwasserpfad mit 55 % als bedeutendster Eintragspfad für Phosphor

identifiziert. Auch die Dränagen spielen eine bedeutende Rolle und tragen mit 29 % an der Gesamtposphorfracht bei. Phosphor, der über Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen wird, beträgt hingegen nur 3 %. Es sei darauf hingewiesen, dass es sich bei diesen Zahlen um Modellergebnisse handelt. Gleichwohl sind die genannten Werte aus fachlicher Sicht als plausibel anzusehen. Zudem ordnen sich die Simulationsergebnisse in Berechnungen früherer Modellierungsstudien ein (Wendland et al., 2015) und erweitern diese.

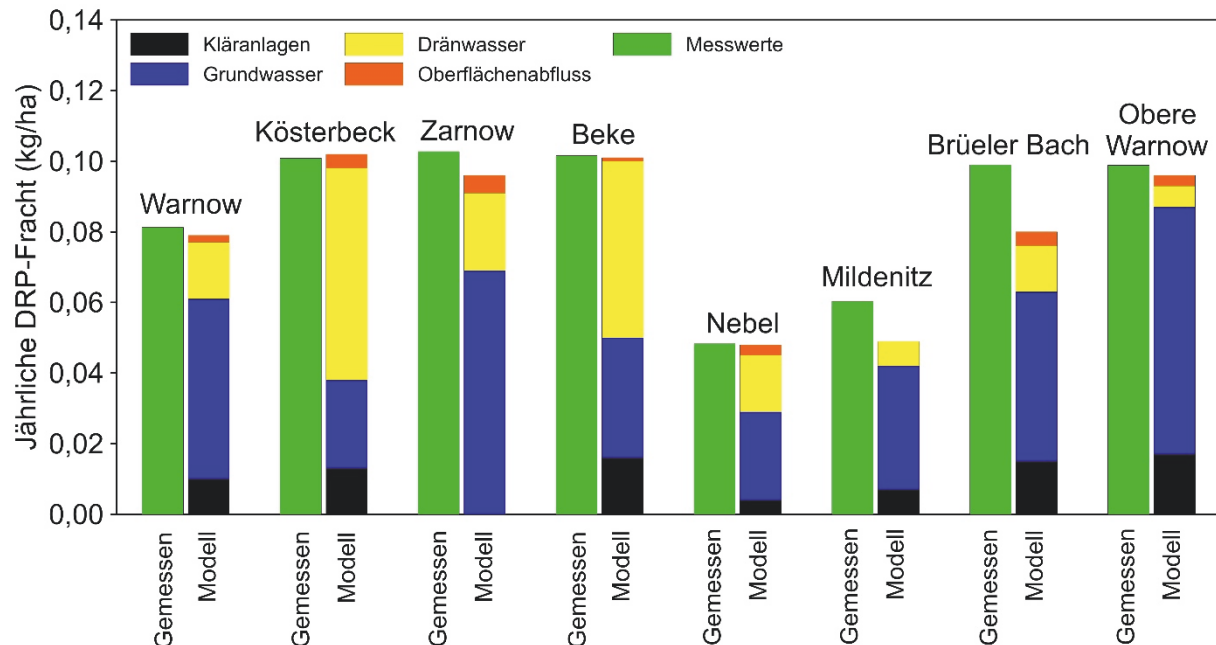


Abbildung 4: Gemessene und modellierte jährliche flächenbezogene Frachten des gelösten reaktiven Phosphors (DRP) für Punktquellen und diffuse Quellen für alle Teileinzugsgebiete der Warnow und den Zeitraum 1992-2011.

3.4 Potenziale von Kläranlagen zur Verringerung der P-Belastung

Die P-Konzentrationen bewegen sich an den Gebietsauslässen der Hauptfließgewässer im Warnow-EZG im Allgemeinen auf recht niedrigem Niveau. Von Ausnahmen abgesehen, werden die Forderungen der Oberflächengewässerverordnung für den guten ökologischen Zustand eingehalten. Allerdings fordert der Ostseeaktionsplan eine weitere deutliche Reduktion der P-Einträge in die Ostsee. Um diese Ziele zu erreichen, müssen erhebliche Anstrengungen unternommen werden. Es war vergleichsweise einfach, mit Hilfe technischer Maßnahmen in den 1990er Jahren die P-Belastung der Gewässer drastisch zu reduzieren. Eine weitergehende Reduktion von einem bereits niedrigen Niveau erfordert ein Bündel von Maßnahmen, welche mit erheblichem finanziellem Aufwand verbunden sein dürften. Um potenzielle Maßnahmen zu priorisieren, sind einerseits die Höhe des Beitrags einzelner Quellen zu betrachten und andererseits praktische Umsetzungsmöglichkeiten auf Durchführbarkeit zu beurteilen.

Trotz Verbesserung in den vergangenen Jahrzehnten tragen Kläranlagen zur Belastung der Gewässer mit P bei. Durch P-Eliminierung und technische Optimierung

bei kleinen Kläranlagen, wie sie im Einzugsgebiet der Warnow häufig anzutreffen sind (Abbildung 1), können P-Frachten reduziert werden. Solche Maßnahmen lassen sich prinzipiell umsetzen, da sie weitgehend technisch erprobt sind und kurzfristig Wirkung zeigen. Hinzu kommt die Tatsache, dass Kläranlagen das ganze Jahr über in etwa die gleiche Menge P emittieren. Das hat zur Folge, dass der Beitrag der Kläranlagen im Sommer bei geringen Durchflüssen in den Gewässern überproportional hoch ist. Eine P-Eliminierung in Kläranlagen würde folglich ihre Wirkung in den Sommermonaten voll entfalten und könnte die in dieser Jahreszeit überhöhten P-Konzentrationen im Gewässer senken. Eigene Modellrechnungen ergaben, dass sich die P-Frachten im Einzugsgebiet der Warnow durch Optimierung der Kläranlagen um etwa 5 t/a reduzieren ließen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Einsparungspotenzial durch Optimierung von Kläranlagen.

	Reduktion der P-Gesamtfracht im Warnow-EZG	
	t P/a	%
Reduktionsziel BSAP	13	28
Kläranlagenoptimierung		
60 % weniger P-Austrag	5	11
90 % weniger P-Austrag	7	15

Allerdings können durch Optimierung von Kläranlagen allein nicht die Ziele des BSAP erreicht werden. Eine substanzielle Reduktion der P-Frachten im EZG der Warnow durch weitere Absenkung der P-Konzentrationen an den Einzugsgebietsauslässen bedarf aufgrund der bereits geringen Konzentrationen erheblicher Kraftanstrengungen. Hierzu ist eine gründliche Analyse sämtlicher Wasserkörper im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung der EU-WRRL erforderlich. Im Ergebnis können besonders belastete Wasserkörper, seien es nun Stand- oder Fließgewässer, durch passgenaue Maßnahmen saniert werden. Durch punktuelle technische Maßnahmen kann beispielsweise der Trophiestatus von mit P belasteten Seen verbessert werden. Langfristig sollten Maßnahmen an der Quelle ansetzen und sogenannte „end-of-pipe“ Lösungen überflüssig machen. Als Beispiel seien hier erosionsschützende Maßnahmen in Hanglagen zu nennen. Die weitere Reduktion der P-Belastung im Einzugsgebiet der Warnow ist ein langfristiger Prozess. Der Weg einer weitergehenden P-Reduktion kann nur durch das enge Zusammenwirken aller Akteure im Einzugsgebiet erfolgreich beschritten werden.

Danksagung

Wir danken dem LUNG-MV und dem StALU MM für die Bereitstellung von Daten. Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung des BMBF im Rahmen des Projektes PhosWaM (Förderkennzeichen: 033W042B) und der EU im Rahmen des Interreg-Projektes NuReDrain (grant number: 38-2-17-16).

Referenzen

- Bauwe, A., Eckhardt K-U., Lennartz B. (2019). Predicting dissolved reactive phosphorus in tile-drained catchments using a modified SWAT model. *Ecohydrology & Hydrobiology* 19 (2019), 198–209.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2005). Bestandsaufnahme 2004 nach WRRL in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- OgiewV (Oberflächengewässerverordnung) (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer.
- UBA (Umweltbundesamt) (2017). Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau.
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. (2015). Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWADENUZ-WEKU-MEPHOS – Endbericht. Forschungszentrum Jülich.

Andreas Bauwe, Bernd Lennartz

Universität Rostock, Justus-von-Liebig Weg 6, 18059 Rostock

Tel.: +49 381 498 3189

E-Mail: andreas.bauwe@uni-rostock.de, bernd.lennartz@uni-rostock.de

Phosphorelimination in kleinen Kläranlagen durch nachgeschaltete Fällungsfiltration

Simone Tränckner*, Jens Niendorf**

*Universität Rostock, AUF, **Nordwasser GmbH

1. Veranlassung

Nicht nur die Fließgewässer, sondern auch die Ost- und Nordsee weisen einen deutlichen Überschuss an den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor auf (UBA, 2017). Durch die HELCOM wurden für die Ostsee Qualitätsziele für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor definiert. Für Mecklenburg-Vorpommern (MV), als Ostseeanreiner wurde nach Kohlhas (2016) eine notwendige Verringerung der Nährstoffeinträge in die Ostsee um $5000\text{ t a}^{-1}\text{ N}$ und $57\text{ t a}^{-1}\text{ P}$ angegeben. Der Stickstoff kommt zu einem großen Anteil (89%) von landwirtschaftlichen Flächen über Dränagen und das Grundwasser in die Oberflächengewässer (Kohlhas, 2016). Für Phosphor nehmen diese Quellterme etwa 50% ein. Neben der landwirtschaftlich determinierten Deposition sind in MV für Phosphor auch die Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft über die Kläranlagen (24% inkl. Industrie) und die Trennkanalisation (11%) sowie die atmosphärische Deposition über Stäube (10%) entscheidend (Wendland, 2015). Für das Warnow-Einzugsgebiet wurden bei Bauwe et al. (2019) der Phosphoreintrag in die Warnow aus Punktquellen zu 13% und aus diffusen Quellen zu 85% ermittelt. Als diffuse Quellen wirken im eiszeitlich geprägten Tiefland der Grundwasserabfluss mit 55% und Dränagen mit 29%.

Um die Phosphoreinträge in die Oberflächenwasserkörper verringern zu können, wurde nach Möglichkeiten gesucht, die sowohl für Kläranlagen (Punktquellen) als auch für Dränagen (diffuse Quellen) wirksam sind.

Phosphor liegt im gereinigten Abwasser als auch in den Dränagewässern als gelöstes Phosphat, sogenanntes DRP (dissolved reactive phosphor, Felgentreu et al. 2018, Kahle et al. 2019, Tränckner et al. 2019) vor. Eine Abtrennung partikulärer Bestandteile kann somit nicht zu einer entscheidenden Verringerung der Phosphoreinträge in die Fließgewässer beitragen. Deshalb wurde nach Möglichkeiten gesucht, den gelöst vorliegenden Phosphor entweder zu adsorbieren oder/und in Phosphorkomplexe zu überführen und somit aus dem Wasser zu entfernen.

2. Verfahrensentwicklung

Stand der Technik für eine Eliminierung des Phosphors im Ablauf von Kläranlagen ist derzeit die Fällung des Phosphors mit Metallsalzen (Tränckner et al. 2016). Diese Verfahren können nicht auf allen Anlagenstandorten und nur bedingt für Dränauslässe

eingesetzt werden und bedingen auch zum Teil erhebliche Investitions- und Betriebskosten (Cramer et al. 2018). Aus diesem Grund wurde im Rahmen von PhosWaM nach alternativen Methoden gesucht.

In einem ersten Schritt wurden Biokohlen für ihre Eignung zur adsorptiven Eliminierung des Phosphats aus Abwässern getestet. Es kamen verschiedene Biokohlen aus Torf, Reifen, Holzpellet, Hühnerkot oder Gärresten zum Einsatz. Bei allen getesteten Kohlen wurde eine P-Freisetzung ermittelt. Für die Kohlen aus Holzpellets und Torf konnten als einzige Biokohlen eine Adsorption von Phosphat ermittelt werden, die größer als die aus den Kohlen freigesetzte Menge war. Die maximale Beladungskapazität wurde für die Kohle aus Holzpellets zu ca. 1,3 mgP g⁻¹ und für die Torfkohle zu 0,3 mgP g⁻¹ bestimmt. Im Vergleich zu üblichen Beladungskapazitäten (s. Tabelle) sind diese Beladungsmengen so gering, dass diese Biokohlen für die P-Adsorption nicht geeignet sind.

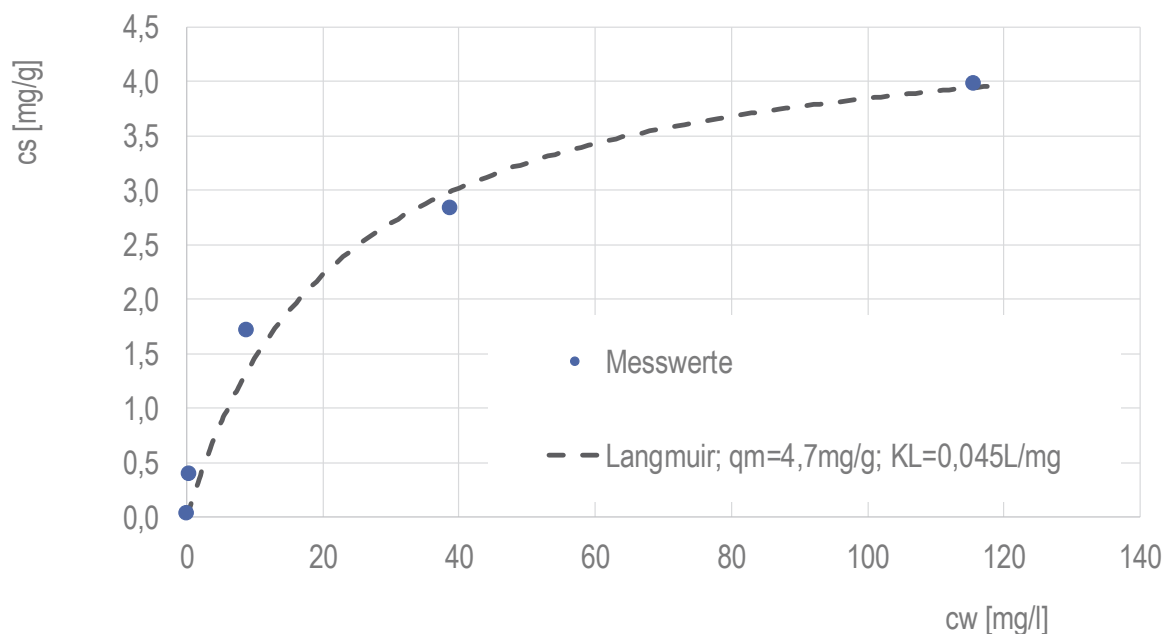


Abbildung 1: Isotherme an granulierter Aktivkohle Hydriffin AR

Anschließend wurden marktübliche Aktivkohlen getestet. Die Auswahl fiel auf eine granulierten Mischkohle, die laut Herstellerangaben für die Adsorption von Phosphat positiv getestet wurde. Eine P-Freisetzung aus dieser Kohle wurde nicht gemessen. Die mit den Batch-Versuchen erhaltene Isotherme in Abbildung 1 zeigt, dass die maximale Beladungskapazität mit 4,7 mgP g⁻¹ mehr als 3-fach höher als die mit den Biokohlen erreichte Beladungskapazität ist. Doch selbst mit dieser erhöhten Beladungskapazität könnten nach einer überschlägigen Bestimmung nur 400 m³ Wasser mit einer Konzentration von 10 mgP L⁻¹ mit 1 t Filtermaterial in einem Adsorptionsfilter gereinigt werden. Die damit verbundenen Betriebskosten führen nicht zu einer kosteneffizienten P-Reinigung aus Abwasser.

Neben den getesteten Aktivkohlen werden auch speziell beschichtete Aktivkohlen (FeO oder Zirkonium beschichtete Aktivkohlen) entwickelt (Tabelle 1). Derzeit ist

jedoch der Nachweis, dass die Oberflächenaktivität der Beschichtung auch im Abwasser über möglichst lange Standzeiten erhalten bleibt, noch nicht erbracht.

Tabelle 1. Vergleich der Phosphor-Beladungskapazitäten verschiedener Materialien

Adsorbiermaterial	$q_{\max}$ in mgP g^{-1}
Aktivkohle (Hydraffin AR)	4,7
Biokohle aus Holzpellets	1,3
Biokohle aus Torf	0,3
Biokohle (Yao et al.; 2011)	0,02
FeO-beschichtete Aktivkohle (Zhou et al. 2012)	13,0
Aktivkohle mit ZnFeZr (Drenkova-Tuthan et al.; 2017)	172,0
Flusssedimente (Karumanithi et al. 2017)	0,2
Zellulosefaser mit FeO (Cui et al., 2016)	143,0

So zeigten vergleichbare Tests mit Eisen- und Magnesium beladenen Sanden aus Filtern der Trinkwasseraufbereitung ähnlich wie die Biokohlen eine Phosphorfreisetzung. Aus den kinetischen Untersuchungen mit diesen Sanden geht entsprechend Abbildung 2 hervor, dass die Phosphatfreisetzung die Adsorption bis zu einer Konzentration von etwa 10 mgP L^{-1} überdeckt.

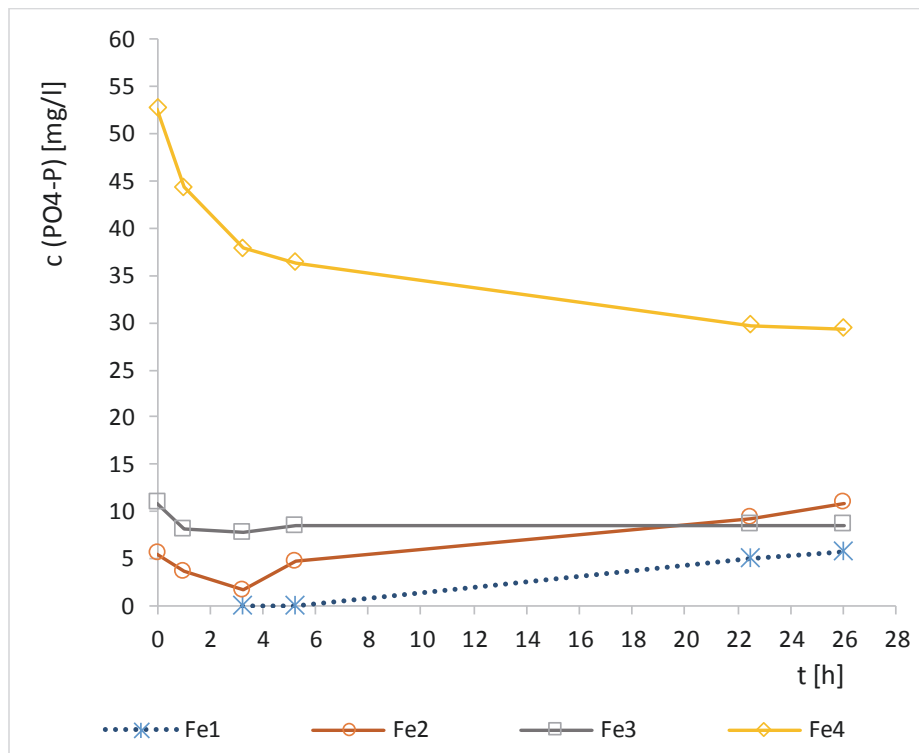


Abbildung 2: kinetische Untersuchungen der Adsorption von Phosphat an Fe-Sand bei unterschiedlichen Startkonzentrationen an Phosphat: Fe1: $c_0=0 \text{ mgP L}^{-1}$; Fe2: $c_0=5,5 \text{ mgP L}^{-1}$; Fe3: $c_0=10,9 \text{ mgP L}^{-1}$; Fe4: $c_0=52,7 \text{ mgP L}^{-1}$;

Diese Freisetzung wird ab einer Kontaktzeit von mehr als 4 Stunden nachweisbar. Bei höheren Konzentrationen an gelöstem Phosphat wird eine recht gute Adsorption erzielt. Die max. Beladungskapazität kann entsprechend Abbildung 3 bei Konzentrationen über 10 mgP L^{-1} bis zu ca. 6 mgP g^{-1} betragen. Aufgrund der relativ hohen Freisetzungsrates bei dem abwassertypischen Konzentrationsniveau bis 10 mgP L^{-1} wird eine weitere Verwendung solcher Filtermaterialien aus der Trinkwasseraufbereitung für die P-Eliminierung in gereinigten Abwässern nicht in Betracht gezogen.

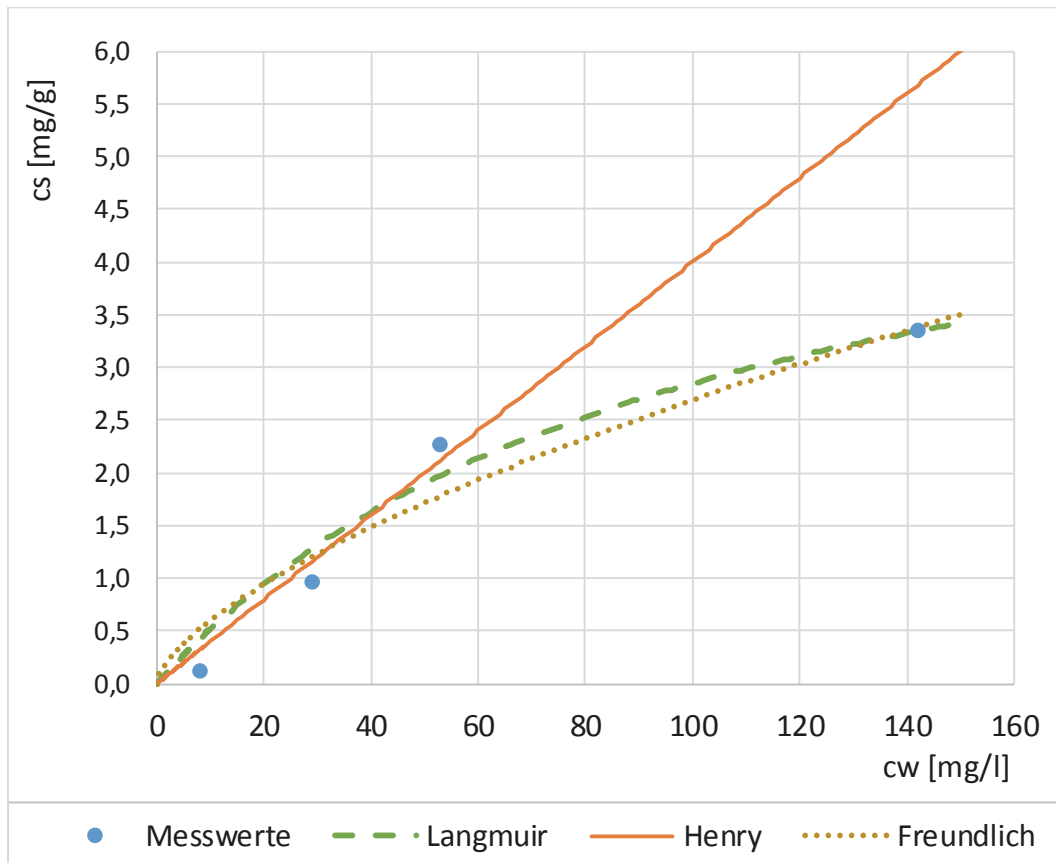


Abbildung 3: Isothermen nach Henry, Freundlich und Langmuir für die Adsorption von Phosphat an Fe-Sand; Langmuir Parameter: $K_L=0,01 \text{ Lmg}^{-1}$, $q_{\max}=5,70 \text{ mgP g}^{-1}$; Freundlich Parameter: $K_F=0,14 \text{ Lmg}^{-1}$, $n=0,65$; Henry Parameter: $K_H=0,04 \text{ Lg}^{-1}$ (bis 50 mgP L^{-1})

Weitere Tests wurden mit kalkhaltigen Materialien durchgeführt. Das Ziel dieser Versuche bestand darin, nicht nur eine Adsorption, sondern auch eine Fällung des Phosphats als Calciumphosphat an der Oberfläche der Materialien zu erreichen.

Die beobachtete sigmoide Isotherme in Abbildung 4 zeigt deutlich den Effekt der Calciumphosphatfällung an der Oberfläche des hier getesteten Materials. Diese sigmoiden Verläufe der Isotherme sind entsprechend Eiche et al. (2008) und van Capellen (1991) typisch für die Fällung eines Minerals an einer reaktiven Oberfläche. Der Vorteil dieser beobachteten Mineralfällung für die P-Entfernung aus dem Abwasser ist nicht so sehr die gesteigerte Beladungskapazität von ca. 10 mgP g^{-1} als

vielmehr die kontinuierliche Reaktion des Phosphors mit dem calciumcarbonathaltigen Material.

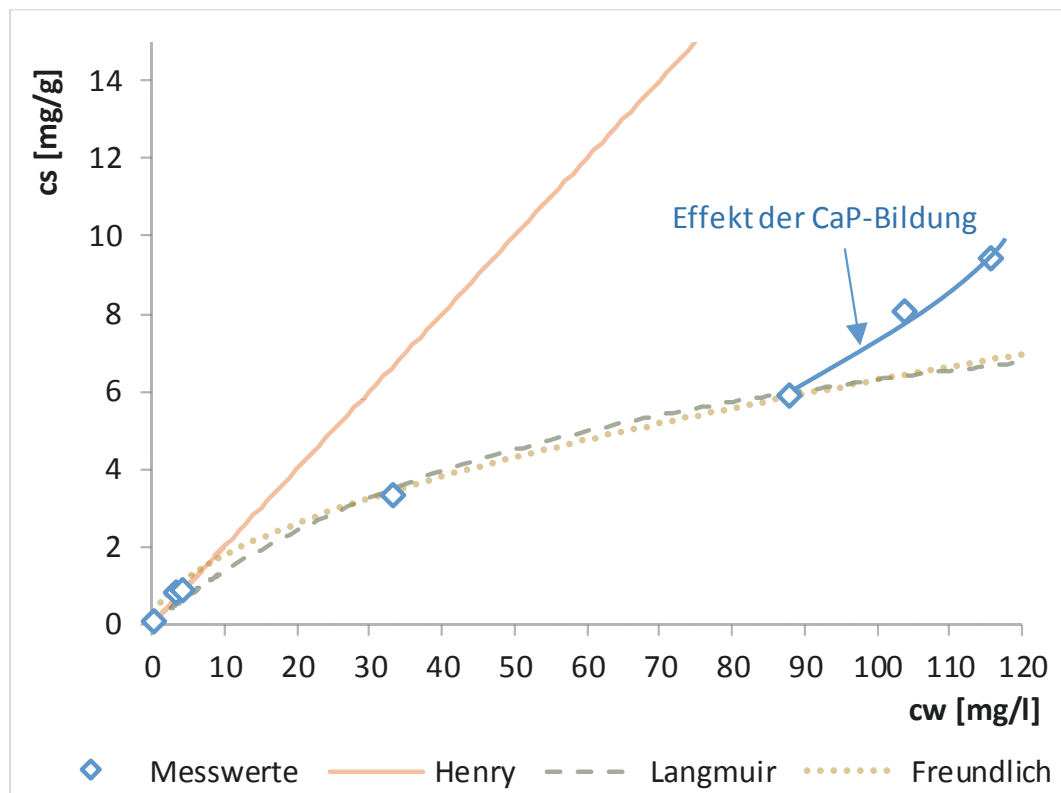


Abbildung 4: Isothermen nach Henry, Freundlich und Langmuir für die Adsorption von Phosphat an Calbonex P; $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$; Langmuir Parameter: $K_L=0,015\text{ L mg}^{-1}$, $q_{\max}=10,50\text{ mgP g}^{-1}$; Freundlich Parameter: $K_F=0,5\text{ L mg}^{-1}$, $n=0,55$; Henry Parameter: $K_H=0,2\text{ L g}^{-1}$ (bis 5 mgP L^{-1})

Die kinetischen Untersuchungen in Abbildung 5 zeigen, dass im Ansatz mit Calciumcarbonat auch nach Erreichen des Adsorptionsgleichgewichtes (bei ca. 24h) das in der wässrigen Phase verbliebene Restphosphat von 30 % der Ausgangskonzentration auf < 20 % eliminiert wird. Im Gegensatz dazu bleibt die Phosphatkonzentration im Ansatz mit Aktivkohle nach Erreichen des Adsorptionsgleichgewichtes bei ca. 18 % der Ausgangskonzentration weitgehend konstant. Die stetige Konzentrationsverringerung im Ansatz mit Calciumcarbonat führt langfristig zu einer langsamen, aber konstanten Phosphatabreicherung aus der wässrigen Phase. Wie hoch diese langfristig wirksame Reinigungsleistung ist und wie lang die Kontaktzeit sein muss, wurde anschließend in dynamischen Versuchssystemen untersucht.

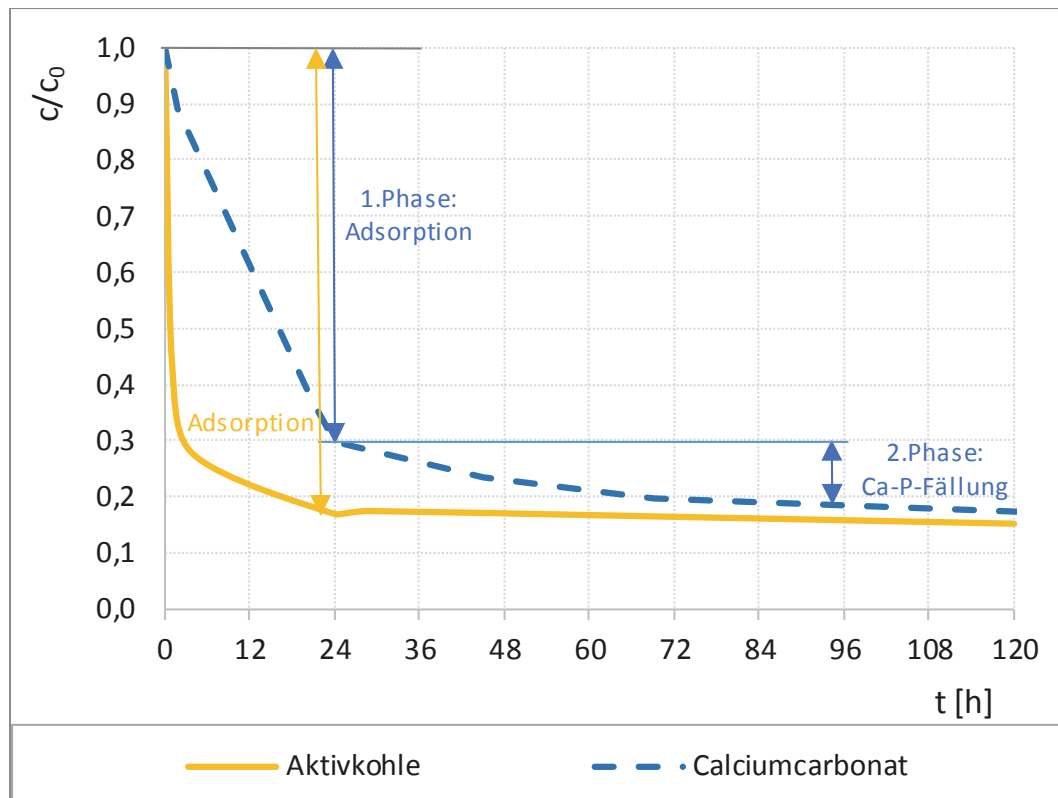


Abbildung 5: Vergleich der Adsorptionskinetik von Phosphat an Calciumcarbonat und Aktivkohle im Batch-Versuch, $T=20^{\circ}\text{C}$

Mittels dynamischer Säulenversuche wurde die Kinetik der Kontaktfällung ermittelt. Anhand dieser Ergebnisse lassen sich entsprechende Filtersysteme technisch dimensionieren und planen. Die Durchbruchkurve in Abbildung 6 zeigt, dass einerseits der Durchbruch sehr langsam erst nach ca. 50 Porenvolumen und andererseits nicht vollständig erfolgt. Demgemäß wird die Zulaufkonzentration auch nach dem Austausch von mehr als 400 Porenvolumen nicht erreicht. Damit bestätigt sich der bereits mit der Isotherme beobachtete Effekt der Phosphatfällung mit dem eingesetzten Material aus Calciumcarbonat. Da der Reaktionspartner Calcium im Überschuss vorliegt, kann die Fällung in erster Näherung mit einer Reaktion 1. Ordnung bezogen auf die Phosphat-Konzentration in der wässrigen Phase beschrieben werden. Für stationäre Bedingungen sinkt die erreichbare Ablaufkonzentration exponentiell degressiv mit der Aufenthaltszeit (s. Formel 1). Die kinetische Konstante der Kontaktfällung wurde zu $0,11\text{ h}^{-1}$ an dem untersuchten carbonathaltigen Material bestimmt. Diese relativ niedrige Konstante bedeutet eine langsame Kinetik der Oberflächenfällung und die Notwendigkeit von langen Kontaktzeiten. Zum Erliegen kam die Kontaktfällung in diesen dynamischen Laborversuchen nicht, so dass lange Standzeiten solcher Filter möglich werden.

$$c = c_0 * e^{-k*t} \quad (1)$$

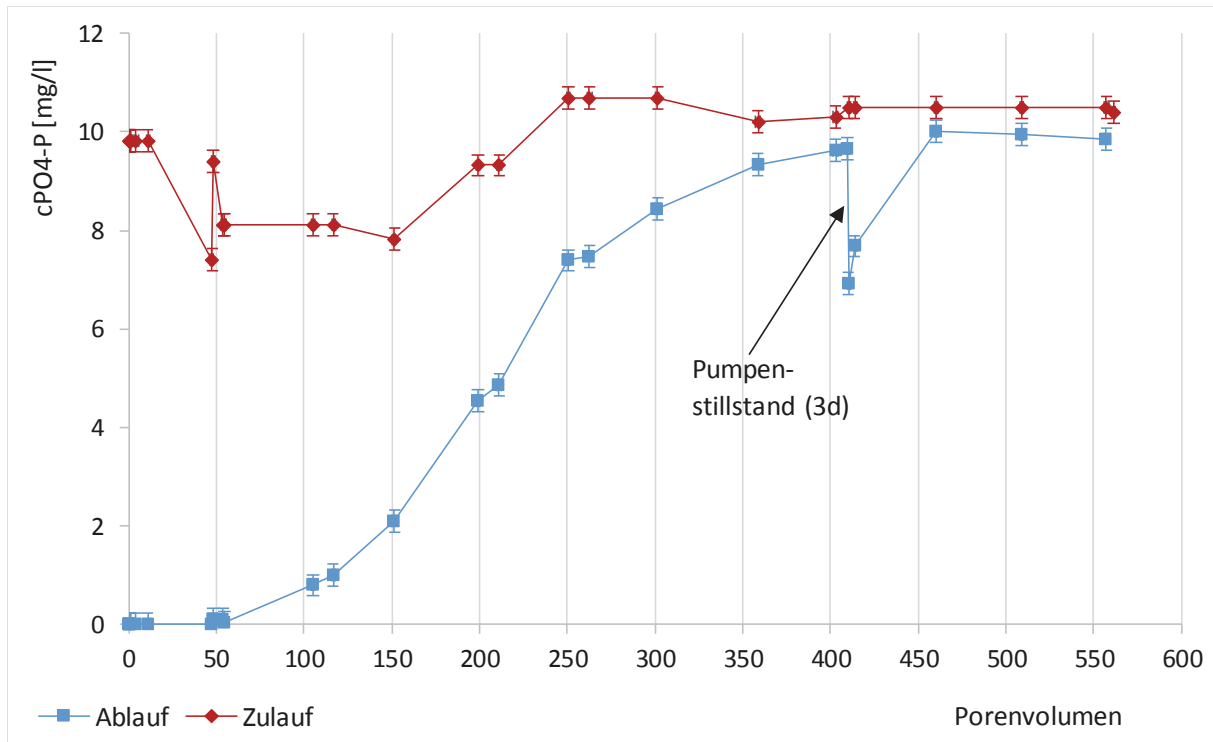


Abbildung 6: Durchbruchskurve für Phosphat im dynamischen Säulenversuch mit carbonathaltigen Material

3. Praxistest

Um dieses alternative Verfahren zur P-Eliminierung im Abwasser zu testen, wird gegenwärtig ein Pilotversuch in Kooperation mit der Nordwasser GmbH durchgeführt. In einem Praxistest wird der gesamte Ablauf einer Kläranlage durch einen Calciumcarbonatfilter geleitet.

Die Auswahl der Kläranlage erfolgte entsprechend der in Tränckner et al. (2019) beschriebenen Priorisierung von Kläranlagen der Größenklasse 1 bis 3 und nach den baulichen Voraussetzungen für einen solchen Filtertest.

Die Kläranlage ist eine Anlage der Größenklasse 1, die als belüfteter Oxidationsgraben eine Abwassermenge von ca. $14.000 \text{ m}^3 \text{a}^{-1}$ reinigt. Die Phosphatwerte im Ablauf liegen derzeit bei ca. $8 \text{ mg}_\text{P} \text{ L}^{-1}$. Der bereits bestehende Schönungsteich (s. Abbildung 7) wurde als Filtergraben entsprechend Abbildung 8 umgebaut.



Abbildung 7: Schönungsteich vor dem Umbau zum Filtergraben

Insgesamt werden ca. 130 t Filtermaterial benötigt. Das Porenvolumen wurde zu 18 m³ bestimmt. Somit beträgt die berechnete Aufenthaltszeit in diesem ca. 23 m langen Graben ca. 14 h. Mit der labortechnisch ermittelten Reaktionskonstante sollten bei hydraulisch optimaler Durchströmung Ablaufwerte um 2 mg/l erreichbar sein.

Die schematische Darstellung des Filtergrabens in Abbildung 8 zeigt die Probenahmemöglichkeiten entlang des Fließweges. Um die hydraulischen Effekte mit zu untersuchen, werden Proben entlang des vertikalen und des horizontalen Fließquerschnitts gewonnen. Die Analyse der Proben erfolgt im Wesentlichen auf Phosphat. In Abständen werden weitere Parameter wie Nitrat, Ammonium, CSB, pH, Leitfähigkeit und Schwermetalle ebenfalls analysiert.

Vor dem Filtergraben befindet sich ein Nachklärbecken, so dass der Zulauf weitgehend partikelfrei ist. Es wird nach Voruntersuchungen nicht davon ausgegangen, dass der geringe Anteil an schwer abbaubaren CSB im Ablauf des Oxidationsgrabens zu einer Verringerung der Durchlässigkeit des Filters führt, dennoch werden diese Parameter mit untersucht. Die Stickstoffparameter werden ebenfalls mit untersucht, um den Transport an Nitrat und Ammonium sowie ggfs. deren Rückhalt im Filter mit zu

erfassen. Der Versuch ist als Demonstrationsobjekt für die alternative P-Eliminierung im Ablauf von kleinen Kläranlagen geplant.

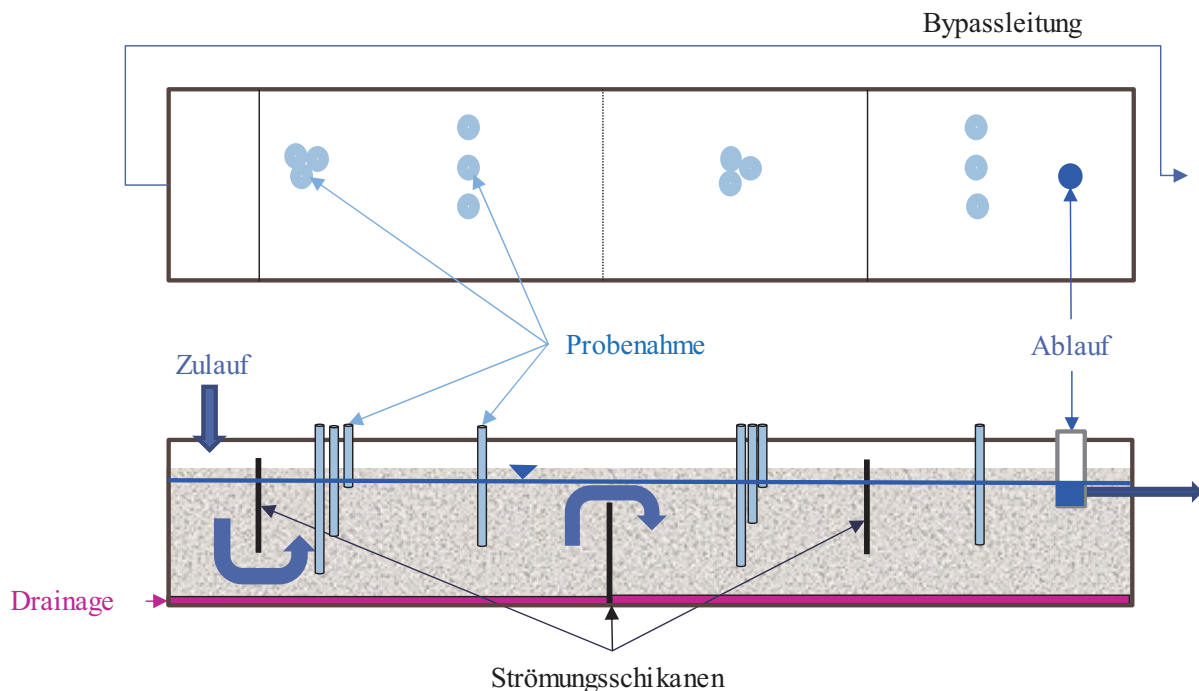


Abbildung 8: schematische Darstellung des Filtergrabens mit Probenahmepegeln

4. Zusammenfassung und Ausblick

Als kostengünstige und effiziente Methode zur Abreicherung von Phosphat aus Abwässern oder Dränwässern hat sich die Kontaktfällung als Calciumphosphat in einem Filter gezeigt. Mittels Kontaktfällung wird Calciumphosphat gebildet und im Filter zurückgehalten. Die Fällung ist in diesem Fall ein zweistufiger Prozess, in dem das als Filtermaterial verwendete Calciumcarbonat langsam in Lösung geht, die gebildeten Calciumionen mit Phosphat reagieren und amorphe Calciumphosphate bilden. In Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Kontaktzeit wird so eine langfristig wirksame Phosphatabreicherung erreicht.

Der derzeit in Vorbereitung befindliche Praxistest im Ablauf einer Kläranlage soll die hydraulischen Fragestellungen zur Durchlässigkeit und Stabilität des Filtermaterials klären. Weiterhin wird die im Technikumsmaßstab ermittelte Effizienz der Phosphatentfernung im saisonalen Verlauf überprüft.

Referenzen

- Bauwe A., Neumann D., & Lennartz B. (2019c). Einfluss des Klimawandels auf Abfluss und Phosphoraustrag: Eine Fallstudie aus Mecklenburg-Vorpommern. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2019 (12) Nr. 3, 166-171. DOI: 10.3243/kwe2019.03.006
- Cramer, M., Koegst, T., Traenckner, J. 2018: "Multi-criterial evaluation of P-removal optimization in rural wastewater treatment plants for a sub-catchment of the Baltic Sea" Ambio 2018, 47(Suppl. 1):S93–S102 DOI 10.1007/s13280-017-0977-8
- Cui, Guirong, Min Liu, Ying Chen, Wei Zhang, Jiangqi Zhao (2016): " Synthesis of a ferric hydroxide-

- coated cellulose nanofiber hybrid for effective removal of phosphate from wastewater", *Carbohydrate Polymers* 154 (2016) 40–47
- Drenkova-Tuhtan, Asya, Michael Schneider, Matthias Franzreb, Carsten Meyer, Carsten Gellermann, Gerhard Sextl, Karl Mandel, Heidrun Steinmetz (2017): "Pilot-scale removal and recovery of dissolved phosphate from secondary wastewater effluents with reusable ZnFeZr adsorbent Fe₃O₄/SiO₂ particles with magnetic harvesting", *Water Research* 109 (2017) 77e87
- Eiche E., U. Berg, Y. Song, T. Neumann (2008): "Fixation and phase transformation of phosphate at calcite surfaces -Implications for eutrophic lake restoration" Ninth International Congress for Applied Mineralogy Brisbane, QLD, 8 - 10 September 2008
- Felgentreu, L., Nausch, G., Bitschofsky, F., Nausch, M., and Schulz-Bull, D. (2018). Colorimetric Chemical Differentiation and Detection of Phosphorus in Eutrophic and High Particulate Waters: Advantages of a New Monitoring Approach. *Front. Mar. Sci.* 5. doi: 10.3389/fmars.2018.00212.
- Kahle, P. & Lennartz, B. (2005). Untersuchung zum Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Dränflächen in Nordostdeutschland. *Wasserwirtschaft* 9, 45–49
- Karumanithi, Rajasekar, Yong Sik Ok, Rajarathnam Dharmarajan, Mahtab Ahmad, Balaji Seshadri, Nanthi Bolan, Ravi Naidu (2017): "Sorption, kinetics and thermodynamics of phosphate sorption onto soybean stover derived biochar", *Environmental Technology & Innovation* 8 (2017) 113–125
- Kohlhas, E. (2016): „Wasserrahmenrichtlinie- Anforderungen an die Gewässergüte Wie viele Nährstoffe vertragen unsere Gewässer?“ Schriftenreihe Umweltingenieurwesen, Band 65, ISBN 978-3-86009-449-5
- Tränckner, J., T. Koegst, M. Cramer, M. Gießler, B. Richter, and F. Muther, (2016): "Phosphor-Elimination in Kläranlagen bis 10.000 Einwohnerwerte in Mecklenburg-Vorpommern - Abschlussbericht," April, 2016.
- Tränckner, S., Stapel, C., Cramer, M., Traenckner, J. (2019): "Einfluss kleiner Kläranlagen auf die Gewässerbeschaffenheit hinsichtlich Phosphat im norddeutschen ländlichen Raum", *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* (12), Nr. 3, S.: 159-165
- UBA (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau Roßlau 08/2017 ISSN: 2363-832X
- Van Cappellen, P, Berner, R A (1991): "Fluorapatite crystal growth from modified seawater solutions" *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55:1219-1234
- Wendland, Frank, Luise Keller, Petra Kuhr, Ralf Kunkel und Björn Tetzlaff (2015): „Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWADENUZ-WEKU-MEPhos“ Endbericht FZ-Jülich
- Yao, Y., Bin Gao, Mandu Inyang, Andrew R. Zimmerman, Xinde Cao, Pratap Pullammanappallil, Liuyan Yang (2011): "Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings" *Journal of Hazardous Materials* 190 (2011) 501–507
- Zhou, Qi, Xinze Wangb, Jianyong Liu, Ling Zhang (2012): " Phosphorus removal from wastewater using nano-particulates of hydrated ferric oxide doped activated carbon fiber prepared by Sol–Gel method", *Chemical Engineering Journal* 200–202 (2012) 619–626

Simone Tränckner/ Universität Rostock

Tel.: +49 381 498 3468

E-Mail: simone.traenckner@uni-rostock.de

Jens Niendorf/ Nordwasser GmbH

Tel.: +49 381 81715-750

E-Mail: jens.niendorf@nordwasser.de.....

Niederschlagswassermanagement für den neuen Stadtteil „Groß Biestow“

Sven Schmeil

Hanse- und Universitätsstadt Rostock; Amt für Umweltschutz; Abteilung Wasser und Boden

1 Einführung

Am 7. November 2016 fand in der Stadthalle Rostock eine öffentliche Informationsveranstaltung zur städtebaulichen Entwicklung des Raumes Biestow für einen Untersuchungsbereich von rund 345 Hektar statt (Abbildung 1). Dies war für das Amt für Umweltschutz der Hanse- und Universitätsstadt Rostock der Anlass, eine umfangreiche hydrologische Untersuchung und weitere wasserwirtschaftliche Fachbeiträge für diesen Untersuchungsraum sowie speziell für das Bebauungsplangebiet „Kiefernweg“ zu beauftragen. Dabei wurde im Zuge der „kommunalen Gemeinschaftsaufgabe Binnenhochwasserschutz“ mit allen Partnern der Wasserwirtschaft (WBV, WWAV, Nordwasser GmbH, Ämter der Stadtverwaltung, StALU MM, Professur für Wasserwirtschaft der Uni Rostock) sowie der WIRO GmbH als Flächeneigentümerin des ersten Bauabschnittes eng zusammengearbeitet. Für das Gutachten und den in Planung befindlichen Teilbereich „Kiefernweg“ beteiligten sich dankenswerterweise der WWAV und die WIRO GmbH finanziell an den aufwendigen Untersuchungen. Unterstützt wurden die Arbeiten auch durch das von der WIRO GmbH für die Erschließungsplanung beauftragte Büro WASTRA-Plan GmbH.

Die Untersuchungen erfolgten in den Jahren 2017 bis 2019. Sie wurden an eine Gutachter-Arbeitsgemeinschaft vergeben: biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH und Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH. Es soll an dieser Stelle die Gelegenheit genutzt werden, einen besonderen Dank an die ausgezeichnete Unterstützung durch die Kollegen der Arbeitsgemeinschaft, insbesondere Herrn Dr. Dr. Mehl, Herrn Marc Schneider, Herrn Prof. Dr. Sieker sowie Herrn Dr. Merta auszusprechen!

Die Eckzahlen der vorgestellten ersten Planungsvision sehen eine Entwicklung von etwa 6.700 Wohnungen für ungefähr 12.800 Einwohnerinnen und Einwohner vor. Davon sind rund 2.400 Wohnungseinheiten für etwa 4.800 Einwohnerinnen und Einwohner auf bereits im aktuellen Flächennutzungsplan (FNP) dargestellten Flächen planungsseitig realisierbar. Die grundsätzliche Planungsidee ist es, einen neuen „Stadtteil“ mit eigener Infrastruktur zu schaffen (Stadtplanungsamt).

Für die ersten beiden Baugebiete an der Nobelstraße und am Kiefernweg, die dem aktuellen Flächennutzungsplan entsprechen und noch durch Maßnahmen im bestehenden Verkehrsnetz erschließbar sind, wurde Anfang 2017 das Bebauungsplanverfahren für den Bau von etwa 1.000 Wohneinheiten begonnen (Stadtplanungsamt). Hierfür wurde jeweils ein eigenständiges hydrologisches Gutachten erarbeitet.

Alle weiteren Bauabschnitte sind im Rahmen der Gesamtprüfung zur Neuauaufstellung des Flächennutzungsplanes zu betrachten. Neben vielen anderen Belangen, ist hier ein besonderer Schwerpunkt auf das künftige Regenwassermanagement zu legen. Zielstellung für den hydrologischen Fachbeitrag für diesen Untersuchungsbereich waren:

- das frühzeitige Aufzeigen von Möglichkeiten einer dezentralen, naturnahen Regenwasserbewirtschaftung,
- die Erhaltung des Gebietswasserhaushaltes und die Gewährleistung eines wirksamen Überflutungsschutzes bei Starkregenereignissen,
- die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Verbesserung vorhandener Gewässerstrukturen) sowie
- nach Möglichkeit, die Senkung von Investitions- und Betriebskosten.
- Dabei sollten insbesondere auch bauflächenübergreifende Synergieeffekte ausgelotet werden.

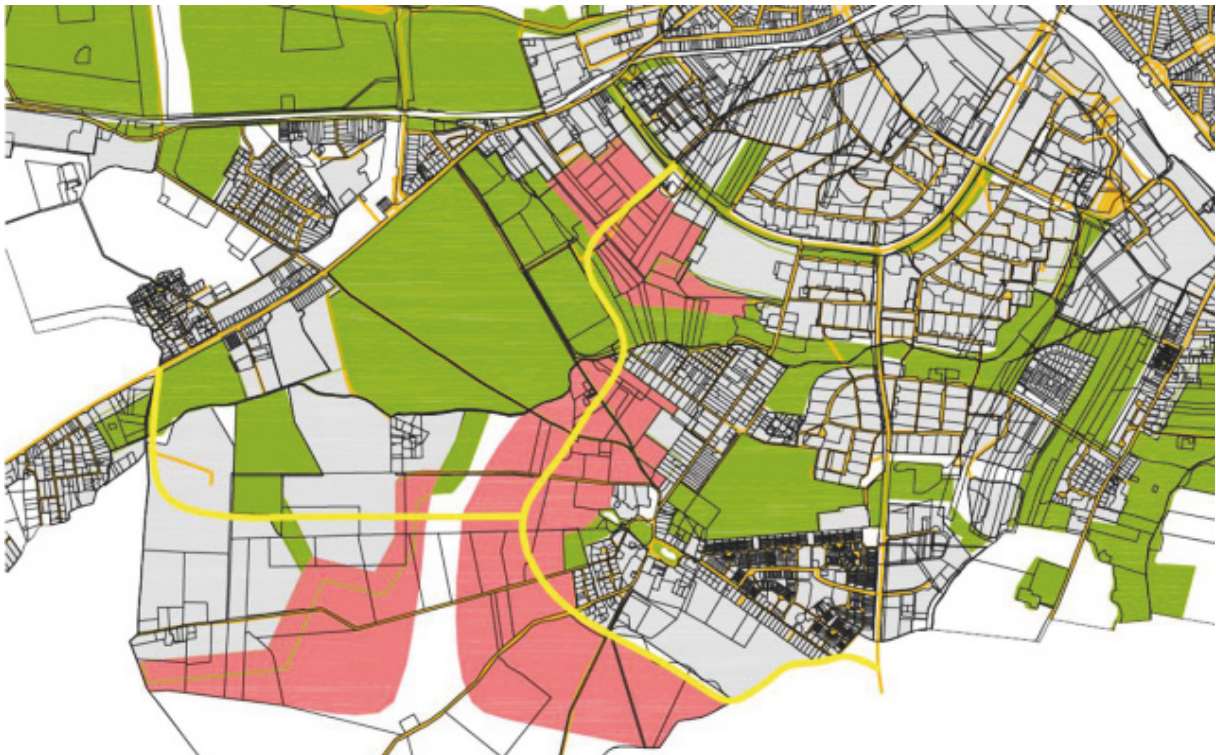


Abbildung 1: Variante Wohnbaulandentwicklung Stadtraum Biestow (Stadtplanungsamt)

2 Grundlagen und Rahmenbedingungen

Für die gutachterliche Beurteilung des Untersuchungsgebietes wurden die bisher erarbeiteten hydrologischen Fachkonzepte der Hanse- und Universitätsstadt Rostock herangezogen. Besonderes Augenmerk war auf das INTEK (Integriertes Entwässerungskonzept, Fachkonzept zur Anpassung an den Klimawandel und die Urbanisierung), (BIOTA 2012, 2013, 2014) sowie den IELP (Integraler Entwässerungsleitplan), (BIOTA 2016) gerichtet.

Aus diesen Unterlagen wurde ersichtlich, dass innerhalb des Untersuchungsbereiches in mehreren Bereichen hydrologische Gefährdungen durch Senken und Abflussbahnen bestehen, die bei Starkregenereignissen aktiviert werden. Zwei Entwässerungsachsen, im Norden der Kringelgraben und im Süden der Rote Burg Graben, weisen wesentliche Bedeutung für die Gebietsentwässerung in Richtung Osten auf. Sie gehen südlich des Hauptbahnhofes im Regenentwässerungssystem des WWAV auf. Aus den vorgenannten Unterlagen ging hervor, dass die vorhandenen Entwässerungssysteme bei einem Regenereignis von HQ100, 24h begrenzt leistungsfähig bzw. überlastet sind.

Eine Auswertung der aktuellen Landnutzung zeigt, dass der Großteil des Untersuchungsbereiches aktuell noch landwirtschaftlich genutzt wird. In den Randbereichen zur Satower Straße befinden sich Kleingärten.

Durch die Gutachter (BIOTA&Sieker) wurden die Niederschlagshöhen und –spenden nach KOSTRA DWD (2010) als Modellregen für die Vorbemessung von Regenwasserbewirtschaftungsanlagen ausgewertet. Für die Erstellung der Wasserbilanzen kam eine Regenreihe der DWD-Messstation Rostock-Warnemünde für den Zeitraum 1985 – 2017 zur Anwendung. In die Betrachtungen zum Gebietswasserabfluss wurde zudem die Regen- und Mischwasserkanalisation erfasst und für die Beurteilung der einzelnen Entwicklungsflächen detailliert ausgewertet. Die Uni Rostock (Professur für Wasserwirtschaft) stellte die im Rahmen der KOOGE-Modellierung umfassend aufgearbeiteten Niederschlagsdaten bereit.

Weiterhin wurden auf der Grundlage der Bodenkzeptkarte des Amtes für Umweltschutz die Bodengesellschaften im Untersuchungsbereich erfasst und auf ihre Versickerungsfähigkeit hin eingeschätzt. Dies konnte allerdings nur als grobe Ausgangsinformation gewertet werden; im Zuge der erforderlichen vertiefenden Untersuchungen sind In-Situ-Versickerungsversuche unerlässlich und wurden für das Bebauungsplangebiet „Kiefernweg“ auch durchgeführt.

Zur Erfassung von grundwasserbeeinflussten Lebensräumen wurden Datengrundlagen des Amtes für Stadtgrün, Naturschutz und Landschaftspflege und aus dem Kartenportal des LUNG genutzt.

Mittels des hochaufgelösten digitalen Geländemodells der Universität Rostock (Institut für Geodäsie) mit Rasterweite 1m (DGM1) erfolgte eine detaillierte Analyse des Geländegefälles.

Da für die insgesamt 12 Entwicklungsflächen (Abb. 2) noch keine konkreteren Bebauungsabsichten bekannt waren, mussten Annahmen für die zukünftige Versiegelung getroffen werden. Entsprechend der Baunutzungsverordnung (BauNVO) ist in Allgemeinen Wohngebieten ein Verhältnis von Versiegelung zur Gesamtfläche von 40 % zulässig, ausgedrückt als Grundflächenzahl (GRZ) von 0,4. Diese darf für Nebenanlagen und Stellplätze um 50 % überschritten werden, so dass durch die Gutachter im Fachbeitrag für die Wasserhaushaltsberechnungen jeweils zwei Varianten betrachtet wurden: Variante I mit $GRZ=0,4$ und Variante II mit $GRZ=0,6$.

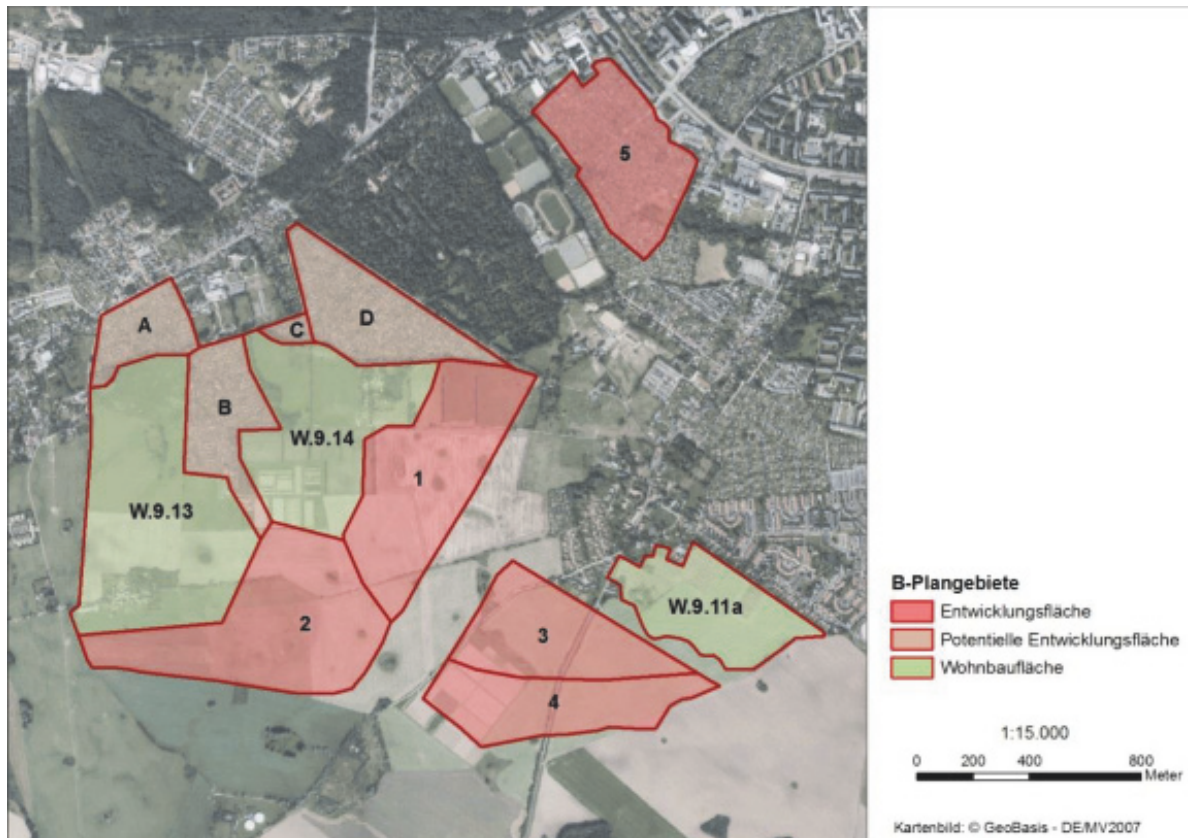


Abbildung 2: Lage und Einstufung der Bauflächen (BIOTA&Sieker)

Schließlich wurden alle Oberflächengewässer und deren Einzugsgebiete sowie die Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsbereich für die weiteren Untersuchungen herangezogen (Abb. 3).

Das Vorflutsystem wurde im Ist- und im Plan-Zustand auf seine Kapazität geprüft, woraus sich Vorschläge für gewässerbezogene Maßnahmen ergaben.

Da die Grundwasserverhältnisse für die Wasserhaushaltsbilanz von entscheidender Bedeutung sind, wurden für die grobe Orientierung die Grundwassergleichen aus dem Kartenportal des LUNG (LUNG 2016) genutzt; für das bereits genauer untersuchte Bebauungsplangebiet „Kiefernweg“ standen die im Zuge der Baugrunduntersuchung abgeteufte 38 Bohrprofile zur Verfügung. Dabei zeigte sich, dass der Grundwasserflurabstand vor allem im nördlichen Teil des Gebiets (Auslassbereich) bei ca. 0,8 m unter Geländeoberkante liegt. In den anderen Bereichen beträgt der

Flurabstand dagegen mehr als 4 m. Abweichend zur Grundwassergleichenkarte des LUNG, liegen die Grundwasserstände der Detailbetrachtung damit deutlich höher. Es ist im Projektgebiet lokal mit sehr unterschiedlichen Bedingungen zu rechnen, wobei besonders in Senkenlagen und unter Abflussbahnen von geringen Flurabständen auszugehen ist (BIOTA&Sieker).

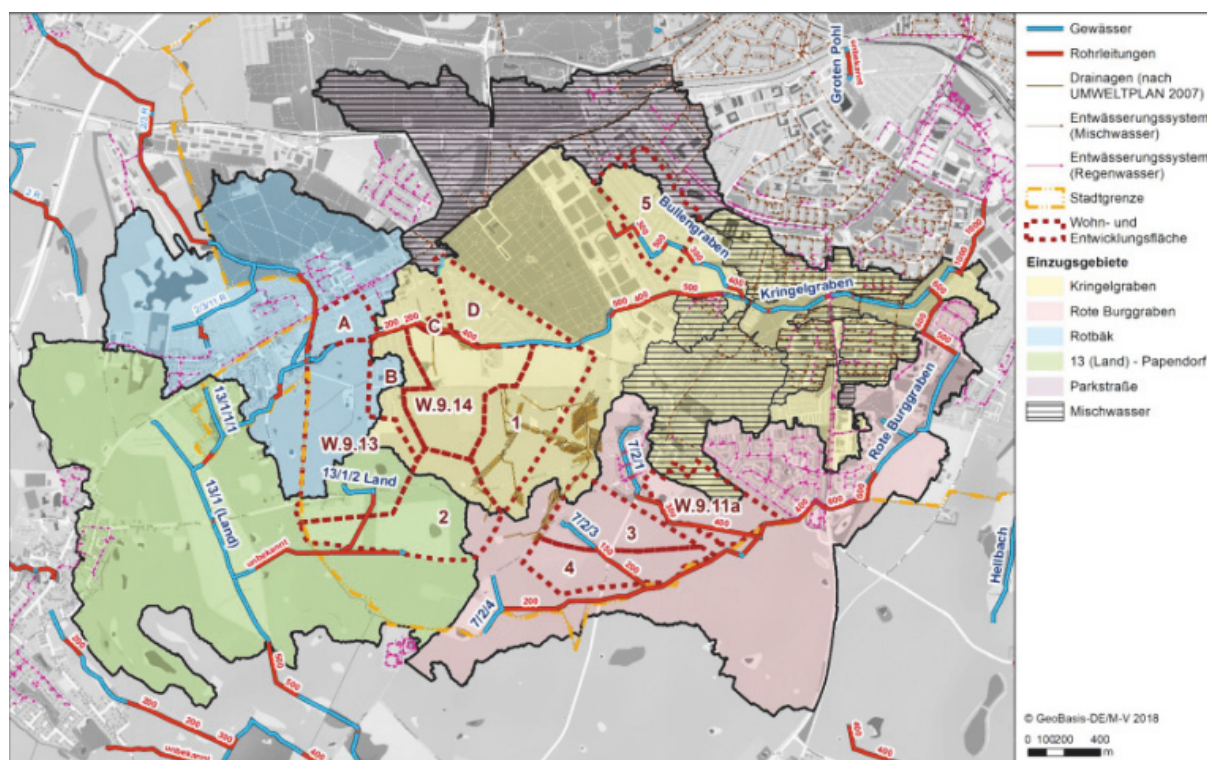


Abbildung 3: Übersicht der Vorfluter und Regen- bzw. Mischentwässerungssysteme im Untersuchungsbereich (BIOTA&Sieker)

3 Wasserhaushaltsbilanz und Steckbriefe für Entwicklungsflächen

Erstmals war im Rahmen der kommunalen Planungshoheit der Hanse- und Universitätsstadt Rostock das Augenmerk auf die Umsetzung des derzeit im Gelbdruck befindlichen Arbeitsblatts DWA-A 102 (Gelbdruck 2017) gerichtet. Das Arbeitsblatt zielt unter anderem darauf ab, die Wasserhaushaltsbilanz einer Baufläche durch Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung so zu beeinflussen, dass die Anteile von Abfluss, Verdunstung und Versickerung des bebauten Zustandes denen des Zustandes vor der Bebauung entsprechen.

Für die Wasserhaushaltsbilanzierung wurde die langjährige mittlere Wasserhaushaltsbilanz herangezogen, wobei eine tolerierbare Veränderung des Wasserhaushalts dann noch gegeben sein soll, wenn Abfluss und Versickerung um nicht mehr als 10%-Punkte und Verdunstung nicht mehr als 20%-Punkte vom natürlichen Zustand abweichen (Sieker et. al., 2004).

Die Bedeutung von ausreichenden Retentionsmöglichkeiten und vielfältigen Maßnahmen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung werden einerseits durch

die Erfahrungen mit den Starkregenereignissen des Jahres 2011 und der Schneeschmelze Anfang 2017 belegt. Hinzu kommen die im Untersuchungsbereich fehlende Abwasserinfrastruktur und die nur begrenzt leistungsfähigen Vorflutverhältnisse. Mit Blick auf die Folgen des Dürresommers 2018 andererseits, wird deutlich, wie wichtig es -nicht nur in neu ausgewiesenen Baugebieten- ist, Maßnahmen der wassersensiblen Stadtentwicklung vorzusehen. Diese dienen in erster Linie der Pufferung von Extremniederschlägen, sind jedoch auch aus Gründen des Biotop- und Artenschutzes in Trockenperioden bedeutsam. Darüber hinaus können attraktive und ökologisch funktionsfähige Gewässer/-abschnitte bzw. naturnahe Anlagenlösungen entstehen, die als städtebauliches Gestaltungselement und urbane Struktur mit hoher Ökosystemleistung zusätzliche Funktionen erfüllen.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurde die Software STORM der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH eingesetzt, die in den Bereichen Hydrologie und Wasserwirtschaft verwendet wird. Sie ermöglicht unter anderem die Bemessung von Anlagen der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung und die Erstellung von Wasserhaushaltsmodellen. STORM beinhaltet viele verschiedene Systemelemente, die in das Modell eingebaut werden können (Abflussbildungsparameter, versiegelte und durchlässige Flächen, Versickerungsanlagen etc.) (IPS 2017).

Für die Modellierung im Untersuchungsbereich wurden folgende, auf empirischen Daten beruhende Annahmen getroffen. Nach Auswertung des hydrologischen Atlases, sowie der Karte der mittleren jährlichen realen Verdunstung in Mecklenburg-Vorpommern, wurde als Eingangswert für die Modellierung ein Wert von 496 mm verwendet. Es wurde mit einer sinusförmigen Verteilung der Verdunstung innerhalb des Jahres gearbeitet, wobei der maximal mögliche Tageswert der Verdunstung bei 1,36 mm lag. Des Weiteren wurde eine mittlere jährliche Temperatur von 10°C angenommen. Zum Vergleich verschiedener Varianten wurden die Ergebnisse von Langzeitsimulationen herangezogen, wobei der Berechnungszeitraum von den vorliegenden Niederschlagsdaten abhängig ist. Um die Wirkung der Maßnahmen auf die Zielvorgaben einschätzen zu können, wurde analog zu der Berechnung der Wasserbilanz im unbebauten Zustand eine Langzeitsimulation durchgeführt. Die Simulationsergebnisse wurden für die einzelnen Bauflächen tabellarisch und grafisch dargestellt (BIOTA&Sieker).

Für jede Baufläche wurde ausgehend von den Verhältnissen im unbebauten Zustand eine Zielvorgabe für die jährliche Wasserhaushaltsbilanz ermittelt. In dieser Zielvorgabe wurden jeweils auch Empfehlungen zum Höchstmaß der Abweichungen von der Versickerung und zum Oberflächenabfluss gegeben, um eine Erhöhung des Grundwasserspiegels weitgehend zu vermeiden und die Vorflut zu entlasten (Tabelle 1). Daher sind in jedem Fall auch zusätzliche verdunstungsfördernde Maßnahmen zu prüfen und umzusetzen.

Tabelle 1: Zielvorgaben für die Wasserbilanz nach Bebauung, Wohnbaufläche W.9.11a (BIOTA&Sieker)

Wasserbilanz-komponente	Unbebauter Zustand	Max. nach Bebauung	Min. nach Bebauung
Verdunstung	59 %	69 %	49 %
Versickerung	40 %	50 %	30 %
Abfluss	1 %	11 %	1 %

Aus dem zukünftigen Maß der Versiegelung in zwei Varianten wurden die Effekte auf den Wasserhaushalt quantifiziert. Für jede Variante wurden das Speichervolumen für die Regenwasserbewirtschaftung (RWB) mittels Mulden-Rigolen-System berechnet und deren Flächenbedarf ermittelt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Kenngrößen der Maßnahmen, Wohnbaufläche W.9.11a (BIOTA&Sieker)

Varainte	Dezentrale RWB-Maßnahme	Flächenbedarf [m²]	Volumenbedarf [m³]
Variante I (GRZ=0,4)	Mulden-Rigolen-System	5.000	3.240
Variante II (GRZ=0,6)	Mulden-Rigolen-System	7.250	4.720

Innerhalb der Bauflächen sollten darüber hinaus alle weiteren infrage kommenden Maßnahmen einer dezentralen Regenwasserbewirtschaftung in Erwägung gezogen werden, z.B: Dachbegrünung, Zisternen, Teiche, Tiefbeete, Baumrigolen.

Schließlich wurde die statistische Auswertung der Langzeitsimulation mit STORM für den Ist-Zustand und die Bebauungsvarianten mit und ohne Regenwasserbewirtschaftung angegeben (Tabelle 3).

Tabelle 3: Abflussscheitel aus der Langzeitsimulation, Wohnbaufläche W.9.11a (BIOTA&Sieker)

Gebiet	HQ2	HQ5	HQ10	HQ20	HQ50	HQ100
	[l/s]					
Ist-Zustand	8,4	17,2	29,4	52,3	66,6	77,3
Variante I (GRZ=0,4)	312,4	447,3	552,2	637,0	748,4	832,0
Variante II (GRZ=0,6)	472,0	669,2	816,9	941,1	1104,0	1226,0
Variante I mit RWB	22,0	43,7	59,2	71,9	88,9	101,6
Variante II mit RWB	31,8	49,2	61,0	73,5	88,4	99,4

Für jede Baufläche wurden die Ergebnisse der der Wasserhaushaltsbilanz grafisch veranschaulicht und gingen in die weiterführenden Steckbriefe ein, die für jede Baufläche erstellt wurden (Abb. 4).

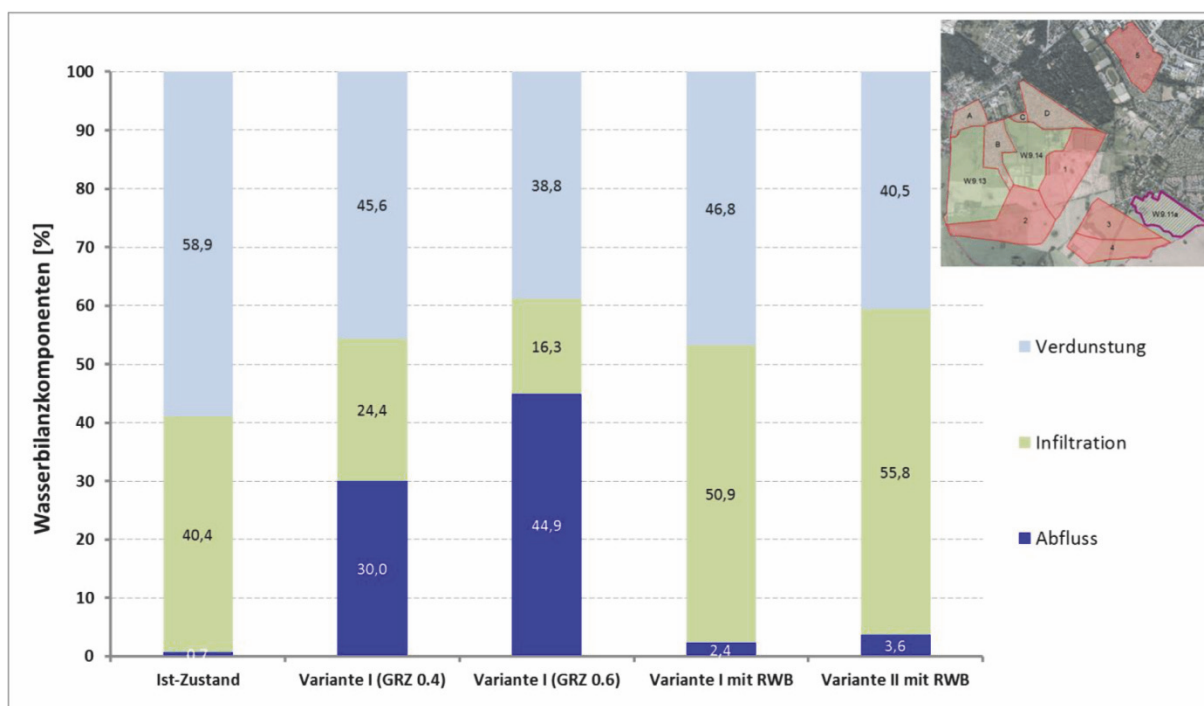


Abbildung 4: Wasserbilanz der Wohnbaufläche W.9.11a (BIOTA&Sieker)

Für das Amt für Umweltschutz von besonderer Bedeutung und großem Wert für künftige Planungsbeiträge aus hydrologischer Sicht sind die zusammenfassenden Empfehlungen und Strategien für die einzelnen Plangebiete in Form von Steckbriefen. In den Steckbriefen werden Maßnahmen zum Hochwasserrisikomanagement auf der Grundlage von ermittelten Teilgefährdungen empfohlen und die jeweils dafür zuständigen Akteure benannt. Diese enthalten neben allgemeinen Informationen (BIOTA&Sieker):

- Angaben zu Änderungen der Gebietseigenschaften bzgl. Wasserhaushalt und Hochwasserabfluss (ohne adäquate Regenbewirtschaftungsmaßnahmen),
- Eine Vorflutbewertung (mit Einschätzung der Leistungsfähigkeit), Informationen zu Flächen mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung,
- Entwicklungsstrategien für Bauleitplanung, bauliche Objektplanung (Gebäude und Infrastruktur) und technische Ausstattung,
- Maßnahmenempfehlungen für Regenwasserbewirtschaftung,
- Ökologische Bewertungen aus dem ReWaM Projekt KOGGE und Angaben zu geschützten Biotopen.

Aus den Steckbrief-Tabellen „Änderungen der Gebietseigenschaften ...“ können folgende Bemessungsgrößen für die Wasserbewirtschaftungsanlagen abgeleitet werden (BIOTA&Sieker):

- Die Hochwasserabflussscheitel im Ist-Zustand als zulässigen maximalen Einleit-Abflussscheitel in die Vorfluter (Die Hochwasserabflüsse aller Vorfluter im Untersuchungsgebiet dürfen sich aufgrund der kritischen Bewertung der Hochwasserrisiken nicht über das vorhandene Maß vergrößern!).
- Das Hochwasserabflussvolumen für $T = 5a$; $D = 30$ min für die jeweilige Versiegelungsvariante als Mindestrückhaltevolumen zur Erzielung eines natürlichen Wasserhaushaltes und Hochwasserabflussregimes in Anlehnung an DWA-A 102 und DWA-A 138 (2005).
 - Das Volumen sollte durch die Summe aller RWB-Maßnahmen vor Eintritt in den Vorfluter möglichst vollständig zurückgehalten werden.
 - Die Bemessung der Versickerungsanlagen erfolgte auf Grundlage des Arbeitsblatts DWA-A 138 (2005).
 - Die notwendige Größe der einzelnen Versickerungsanlagen ist abhängig von der abflusswirksamen angeschlossenen Fläche, der Durchlässigkeit des Untergrundes und der Höhe der zugrunde gelegten Bemessungsniederschläge.
 - Die Bemessung der Versickerungsanlagen erfolgt i.d.R. mit Niederschlagsereignissen, die statistisch alle 5 Jahre einmal eintreten (Häufigkeit $n = 0,2$). Die Versickerungsanlagen müssen also so bemessen sein, dass sie aufgrund ihrer Versickerungsleistung und ihrer Speichermöglichkeit diese 5-jährlichen Niederschlagsereignisse aufnehmen können. Die entsprechenden Regendaten wurden dem KOSTRA-DWD (2010) entnommen. Die Lage des Plangebietes entspricht dem Feld Zeile 15 Spalte 51 der KOSTRA-Karte. Es wurde die maßgebliche Niederschlagshöhe von 18,5 mm für die kritische Dauerstufe 30 Minuten festgelegt.

Die Gerinne-Vermessungsdaten des Wasser- und Bodenverbandes für die Gewässer 2. Ordnung wurden durch weitere Vermessungen ergänzt sowie die relevanten Teileinzugsgebiete für das hydraulische Modell für die Gewässer zweiter Ordnung auf Basis des DGM1 gebildet. An vordefinierten Berechnungsknoten wurden Durchflussganglinien aus dem NA-Modell HEC-HMS bzw. STORM eingespeist. Für Teileinzugsgebiete der Baugebiete wurde das Wasserwirtschafts- und Hydrologie-Modell STORM verwendet (IPS 2017). Für die restlichen Flächen kam das NA-Modell HEC-HMS zur Anwendung (HEC 2010).

Da diese Steckbriefe für die weitere Arbeit von besonderer Bedeutung sind, jedoch auch, weil sie methodisch Modellcharakter haben, soll hier nicht darauf verzichtet werden, exemplarisch einen der Steckbriefe vollständig wiederzugeben.

Städtebauliche Entwicklung in der
Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe (Anhang)
Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang
mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten



im Auftrag der Hansestadt Rostock
Amt für Umweltschutz

(22.02.2019)

Steckbrief - Wohnbaufläche WF-9.11a



Arbeitsgemeinschaft



biota - Institut für ökologische Forschung und
Planung GmbH
Nebelring 15
D-18246 Bützow
Telefon: +49 38461 9167-0
Telefax: +49 38461 9167-55 oder -50
E-Mail: postmaster@institut-biota.de
www.institut-biota.de



Sieker
Die Regenwasserexperten

Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH
Rennbahnallee 109 A
D-15366 Hoppegarten
Telefon: +49 3342 3595-0
Fax: +49 3342 3595-29
E-Mail: info@sieker.de
www.sieker.de

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten

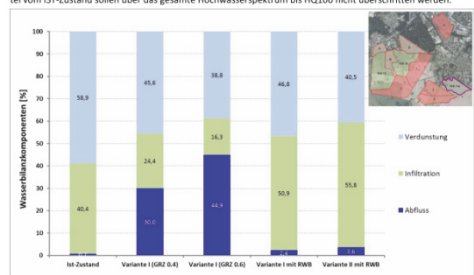
Allgemeine Angaben zur Wohnbaufläche WF-9.11a

Name Entwicklungsfläche	Wohngebiet W.9.11a	Flächengröße	18,1 ha
Code Plangebiet	---	Gebietstyp	Wohngebiet
Nutzung	Vorwiegend Acker		

Änderungen der Gebieteigenschaften bzgl. Wasserhaushalt und Hochwasserabfluss (ohne adäquate Regenbewirtschaftungsmaßnahmen (RWB))

Eigenschaft	Versiegelung	Abflussscheitel aus der Langzeitsimulation [l/s]					Hochwasserabflussvolumen [m³]	Jahresabfluss [m³/a]
		GRZ (%)	T = 2 a	T = 5 a	T = 20 a	T = 100 a		
							T = 5 a (D = 30 min)	Mittelwert LZS
IST-Zustand		1	8	17	52	77	859	870
PLAN-Variante I (GRZ 0,4)		40	312	447	637	832	1.682	35.210
Differenz P-V I		39	304	430	585	755	823	34.340
PLAN-Variante II (GRZ 0,6)		60	472	669	941	1.226	2.101	52.770
Differenz P-V II		59	464	652	889	1.149	1.242	51.900

Wasserhaushaltsbilanz im IST-Zustand und für Versiegelungsvarianten (40 und 60 %) mit - und ohne RWB
Um die angestrebte Wasserhaushalts- und Hochwasserneutralität für die Entwicklungsflächen und Vorfluter zu erreichen sind geeignete RWB-Maßnahmen zur Kompensation der Versiegelung erforderlich. Dabei sind die Abflussvolumina bei TS = 30 min) möglichst vollständig durch Speichersysteme zurückzufalten, die Abflussscheitel vom IST-Zustand sollen über das gesamte Hochwasserspektrum bis HQ100 nicht überschritten werden.



Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19

2

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten

Vorflutbewertung (vergl. Abbildung 1 und INTEK-Karte im Textteil)

Hauptvorfluter: Rote Burggraben bzw. verrohrter Graben 7/2/1 (Anteil der Entwicklungsfläche: 13,5 ha, 74 %)

Einschätzung der Leistungsfähigkeit (nach INTEK):

- Der verrohrte Oberlauf des Rote Burggrabens ist nur für landwirtschaftliche Entwässerung ausgebaut und kann im derzeitigen Zustand einen HQ100-Abfluss nicht ausuferungsfrei abführen. Eine Anpassung des Gewässers an die neue Funktion als Regenentwässerungssystem ist erforderlich (z. B. Grabenöffnung mit Speicherkaskade).
- Der anschließende Vorfluter Kringelgraben wird ebenfalls im Auslauf aus dem Kringelgrabenpark überlastet.
- Eine HQ-Erhöhung sollte auch bei seltenen Ereignissen (HQ100) vermieden werden, um die Situation in der Innenstadt nicht zu verschlechtern.

Nebenvorfluter Mischentwässerungssystem für nördlichen Bereich: Ein Teil der Entwicklungsfläche (Anteil der Entwicklungsfläche: 4,7 ha, 26 %) entwässert oberflächlich in Richtung Gewässerbioskop Dorfteich. Der Teich besitzt einen DN150 Überlauf in das Mischwassersystem Biestower Damm.

Einschätzung der Leistungsfähigkeit (nach INTEK):

- Das Mischwassersystem im Biestower Damm weist nach INTEK derzeit keine Überlastungstendenzen bei langanhaltenden HQ100 Niederschlägen auf. Eine Mehrbelastung durch eine ggf. an das System angebundene Neuerschließung müsste im hydraulischen Kanalnetzmodell geprüft werden.

Einschätzung der Auswirkung von Erschließung auf den Dorfteich:

Die 4,7 ha der W.9.11a stellen ca. 50 % des Gewässerbioskopentwässerungsgebietes dar, so dass eine Veränderung des Wasserhaushalts bzw. eine mögliche Veränderung der EZG-Größe bei der Erschließung auch unmittelbare Auswirkungen auf den Dorfteich haben kann. Insbesondere eine Verminderung der Versickerung dürfte sich auf den Wasserhaushalt des Teiches auswirken.

Flächen mit wasserwirtschaftlicher Bedeutung (Vergl. Abbildung 1 und Kapitel 5 im Textteil)

Senken:

Auf der Fläche befinden sich 2 große Senken (sowie einige kleinere Senken) mit einer Gesamtgröße von ca. 40.800 m² und einem Volumen von ca. 14.200 m³ bei Vollfüllung. Es werden Senkentiefen von bis zu 1,9 m erreicht. Nach der INTEK-Karte werden die beiden großen Senken bei einem Volumenintensiven HQ100-Ereignis als Retentionsraum aktiviert und in diesem Zusammenhang mit einer Gefährdungskategorie von mittel bzw. hoch eingestuft. Diese beiden Senken liegen am süd- bzw. südwestlichen Rand der Bebauung und werden durch die darunterliegende Verrohrung 7/2/1 sowie den Rote Burggraben entwässert und eignen sich sehr gut für eine Grabenöffnung und zur Integration von semizentralen Regenbewirtschaftungsanlagen mit der Möglichkeit einer multifunktionalen Nutzung z. B. als Grünanlagen oder der Anlage von Feuchtbiotopen als Kompensationsmaßnahme.

Oberirdische Abflussbahnen:

In der Senke am südlichen Rand der Fläche befindet sich über dem Gewässer 7/2/1 auch eine Abflussbahn mit sehr hoher Überflutungsrelevanz aufgrund ihrer EZG-Größe. Das verrohrte Gewässer sollte im Zuge der Erschließung geöffnet und genau wie die Senke Bestandteil des semizentralen Regenbewirtschaftungs- und -entswässerungssystems des Baugebietes W.9.11a und der Entwicklungsflächen 3 und 4 werden.

Grundwasser:

Aus der Regionalisierung der landesweiten Grundwasserdynamik (LUNG 2016) stammen die Grundwasserhöhen, mit der die Grundwasserflurabstände im Textteil ermittelt wurden. Die Daten geben nur einen groben Anhaltspunkt für den Grundwasserstand im UG. Danach liegen außerhalb der Senken tendenziell hohe Grundwasserflurabstände, also günstige Baubedingungen vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Stauwasserbildung in den südlichen Senkenbereichen (Stauwasserbänken) und entlang der Abflusswege auftritt. Die tatsächliche Grundwassersituation kann sich auf den Flächen sehr heterogen darstellen und muss durch entsprechende Baugrunderkundungen ermittelt werden.

Empfehlung für Freihaltung von Flächen mit wasserwirtschaftlicher Funktion:

Es sollten die in der Karte abgebildeten Korridore für Abflusswege sowie die dargestellten Senkenflächen (Gesamtfläche ca. 44.400 m²) als bevorzugte Flächen für wasserwirtschaftliche Funktionen berücksichtigt werden.

Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19

3

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten			Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten		
Außerdem sollten die südlichen Abfluss- bzw. Gewässerbereiche außerhalb der Entwicklungsgrenzlinie einbezogen werden.			das Biotop. Eine weitgehend wasserhaushaltsneutrale Regenwasserbewirtschaftung mit Ableitung des anfallenden Oberflächenwassers in Richtung Teich ist daher erforderlich. • Da prinzipiell eine Entfeuchtung von Regen- und Abwassersystem angestrebt wird, um die zentrale Kläranlage zu entlasten und um eine Überlastung (Mischwassererschläge in die Warnow) bei Starkregen zu vermeiden, sollte geprüft werden, ob der Überlauf des Dorfteiches auch in Richtung Erschließungsgebiet geführt und anschließend in den Rote Burggraben abgeleitet wird. Eine Abflussvergrößerung im Rote Burggraben bei Hochwasser könnte hier wahrscheinlich sehr gut durch Grabenöffnung mit Kaskadenspeichern kompensiert werden. • Es wird empfohlen, dass die Leitung 7/2/1 mit einem EZG von ca. 0,33 km ² im Zuge der Erschließung geöffnet oder teilgeöffnet wird. Das Wasser aus dem Oberlauf sowie aus der Regenentwässerung sollte zukünftig in einem offenen Bachlauf mit flachen Ufer- und Überflutungsbereichen abgeführt werden. Durch gezielte Abflussdrosselung könnten die dadurch geschaffenen Retentionsräume wirksam aktiviert und der Rote Burggraben sowie der Kringelgraben entlastet werden. An Stellen mit Abflussdrosselung sollten entsprechende Hochwasserentlastungen (Überläufe) zur Sicherstellung eines für die Anlieger unkritischen Wasserablaufes Berücksichtigung finden. • Das grundwasserabhängige Ländkosystem und Gewässerbiosphäre im Westen der Baufläche darf durch die Umgestaltung der Vorflut nicht zusätzlich entwässert werden. • Für die Dimensionierung und Gestaltung der Anlagen sind hydraulische Nachweise erforderlich. • Im Randbereich des Gewässers ist ein Unterhaltungstreifen von möglichst 10 m einzurichten. • Die Mindesthöhe der Wohngeschosse und Versorgungsanlagen im Wirkungsbereich des Gewässers sind hydraulisch zu bestimmen.		
Entwicklungsstrategien für Bauleitplanung, bauliche Objektplanung (Gebäude und Infrastruktur) und technische Ausstattung			Maßnahmenempfehlung für Regenwasserbewirtschaftung		
Entwicklungs-bereich	Strategie/Maßnahme	Zuständigkeit	Verortung	Maßnahme	Zuständigkeit
Allgemein	- Berücksichtigung der Überflutungsmöglichkeit von Baugruben und Rohbauten während der Bauphase - Regelmäßige Aktualisierung und Veröffentlichung von HW-Gefahren- und Risikokarten - Förderung der Bewusstseinsbildung für Hochwassergefahren und vorbeugenden Hochwasserschutz	- Erschließungsplaner - Amt für Umweltschutz - Amt für Umweltschutz	Ziele	- Bewirtschaftung des Regenwassers zum weitgehenden Erhalt des vorhandenen bzw. natürlichen Wasserhaushaltes - Verhindern einer Überlastung des Rote Burggrabens und des unterhalb gelegenen Kringelgrabens, Vergleichmäßigung der Abflüsse durch Versickerung und Retention - Stärkung der Verdunstungskomponente an der Gesamtwasserbilanz	Fachämter/Stadtplaner, Erschließungsplaner, WWAV, Bauherren, Eigentümer
Senken	- Möglichst keine Bebauung. - Vorzugsflächen für Regenwasserbewirtschaftung sowie für Integration bzw. Anlage von Feuchtbiosphären, Muldenspeichern und natürlichen Regenrückhaltebecken - Angepasste Nutzung (multifunktionelle Grün- und Freizeitanlagen) sonst: - Überflutungsschutz für Gebäude (insbesondere Tiefgaragen und Keller) - Planung von angepassten Entwässerungssystemen für vorhandene Senken unter Berücksichtigung für Unterlieger - Keine Lagerung von wassergefährdenden Stoffen in Keller- und Untergeschossen Adäquater Ausgleich der wegfallenden Retentionsräume	- Fachämter/Stadtplaner - Bauherren/Eigentümer - Erschließungsplaner - Eigentümer	Dachflächen	Es wird empfohlen den Anteil der Verdunstung an der Gesamtwasserbilanz zu erhöhen. Als verdunstungsfördernde Maßnahme kommt die Dachflächenbegrünung (extensiv, intensiv) zum Einsatz. Im privaten Bereich sind die Dachbegrünungen meist freiwillige Maßnahmen der Bauherren oder Eigentümer zur Reduzierung der Betriebskosten (Niederschlagswasserentgelt). Eine Verpflichtung kann z. B. in der Baugenehmigung, in einem städtebaulichen Vertrag oder im Bebauungsplan aufgenommen sein.	Bauherren, Eigentümer
Oberirdische Abflussbahnen (Notwasserwege)	- Aufnahme von natürlichen Abflussbahnen durch Straßen, Wege, Grünanlagen oder semizentralen Regenwasserwirtschaftsanlagen (z. B. Mulden und Muldenrigolen-systeme) - Ideale Bereiche für oberflächennahe Regenwassersammlung und Ableitung (vergl. Maßnahmenempfehlung für Regenwasserbewirtschaftung) - Anpassung von Grundstücks- und Tiefgaragenzufahrten - Vermeidung von Bebauung in Abflussbahnen (insbesondere in Kombination mit Senkenlage), Freihaltung für Kanalnetz - Keine Lagerung von wassergefährdenden Stoffen in Kellerschossen	- Fachämter/Stadtplaner, WWAV - Erschließungsplaner - Bauherren - Fachämter/Stadtplaner, Bauherren - Bauherren/Eigentümer	Grundstücke	Regenwasser soll auf Privatgrundstücken möglichst oberflächlich abgeleitet werden, um es entweder dezentral auf dem Grundstück zu versickern oder um es an eine offene Ableitung im öffentlichen	Bauherren, Eigentümer
Flächen auf Stau-nässeböden	- Keine Keller bzw. Anpassung der Bauweise für Kellerschosse ("Weiße Wannen") - Einrichtung von Dränagesystemen für Gebäude, ggf. mit Pumpenrichtungen - Einrichten von Sperrschichten gegen aufsteigendes Wasser in Gebäudewänden - Anschluss der Grundstücksentwässerung an Siedlungsentwässerungssysteme, Versickerung nur in Kombination mit Entlastungsüberläufen	- Fachämter/Stadtplaner, Bauherren - Bauherren/Eigentümer - Erschließungsplaner, Bauherren			
Vorfluter	Die 4,7 ha im Nordteil des Baugebietes W.9.11a stellen ca. 50 % des oberirdischen Gewässerbiosphärengebietes dar, so dass eine Veränderung des Wasserhaushaltes bzw. eine mögliche Veränderung der EZG-Größe bei der Erschließung auch unmittelbare Auswirkungen auf den Dorfteich haben könnte. Damit gewinnt die Regenwasserbewirtschaftung eine besonders große Bedeutung für	Fachämter/Stadtplaner (insbes. Amt für Umweltschutz), WWV			
Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19			Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19		
4			5		

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten			Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten		
Raum abzugeben. Eine offene Ableitung ist erforderlich, um das Regenwasser nach Möglichkeit in Höhe der Geländeoberkante einzuleiten. • Falls eine dezentrale Versickerung auf dem Grundstück vorgesehen wird, sind Mulden, Rigolen oder Mulden-Rigolen-Elemente zu empfehlen. • Zur Abflussminderung soll auf die unnötige Versiegelung der Flächen verzichtet werden. Für die verbleibenden befestigten Flächen sollte die Verwendung durchlässiger Flächenbeläge in Betracht gezogen werden. Je nach Bauart können sie, aufgrund ihrer Versickerungsleistung den Oberflächenabfluss erheblich reduzieren und zusätzlich Schadstoffe zurückhalten. • Als verdunstungsfördernde und Abflussspitzen reduzierende Maßnahme können die Teichanlagen in Betracht gezogen werden. • Die Senkung der Betriebskosten bei der gleichzeitigen Abflussreduktion kann durch Sammlung und Aufbereitung von Niederschlagswasser zur Betriebswassernutzung (z. B. Bewässerung, Toiletenspülung) erreicht werden. • Eine Verpflichtung zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung kann z. B. in der Baugenehmigung, in einem städtebaulichen Vertrag oder im Bebauungsplan aufgenommen sein.			Drosselung werden nachfolgende Entwässerungseinrichtungen hydraulisch entlastet. Je nach Anteil der versickerten Wassermenge findet eine teilweise bis vollständige hydraulische und stoffliche Entlastung statt. Es ist zu beachten, dass die Drosselspende gemäß den lokalen Gegebenheiten (z. B. natürliche Abflussspende des Vorfluters) festgelegt werden soll. • Zur Förderung der Verdunstung, bei gleichzeitiger Reduzierung des hydraulischen Stresses, wird die Integration bzw. Anlage von Feuchtbiosphären, Retentionssteine, Muldenspeichern und natürlichen Regenrückhaltebecken empfohlen. • Als Vorzugsflächen für Regenwasserbewirtschaftung sollen die Senkenlagen verwendet werden. • Für die Trinkwasserversorgung wurde in einem Strukturkonzept für die Südstadt (Unterlagen des Umweltaus) bereits eine Trasse auf der Wohnbaufläche W.9.11a vorgesehen. Sie verläuft im Wesentlichen entlang der derzeitigen Verrohrung vom Gewässer 7/2/1. Die aktuellen siedlungswasserwirtschaftlichen Planungen sind dahingehend zu berücksichtigen und bei der Ausweisung der Flächen mit Wasserwirtschaftlicher Funktion zu beachten.		
Ökologische Bewertungen aus dem ReWaM Projekt KOGGE und geschützte Biotop (Vergl. Abbildung 2)			Ökologische Bewertungen aus dem ReWaM Projekt KOGGE und geschützte Biotop (Vergl. Abbildung 2)		
Straßen und Wege	- Zur Minderung des Oberflächenabflusses auf öffentlichen und gewerblichen Flächen sind die Reduzierung von versiegelten Flächen und der Einsatz von durchlässigen Flächenbelägen zu empfehlen. - Oberflächige Ableitung des Regenwassers soll von geeigneten Straßenflächen in offenen Sammelrinnen erfolgen Straßen und Wege mit Notwasserfunktion sollen durchgehende Wasserleitbahnen besitzen (z.B. entsprechende Borde), die Eindringen von Wasser in bebaute Flächen verhindern - Zur Reduzierung der hydraulischen und stofflichen Belastungen von Kanalnetzen und Vorflutern, Anreicherung des Grundwassers sowie Verbesserung des Lokalklimas (Erhöhung der Verdunstung) sind die kombinierten Versickerungssysteme wie Mulden-Rigolen-Systeme, Mulden-Rigolen-Tiefbeete, und Baum-Rigolen anzuwenden.	Erschließungsplaner	Gewässer/Biotop	- Prüfung der Integration des Dorfteiches (Nordwesten) und des Gewässerbiosphären im Westen in die Regenentwässerung zur Verbesserung der Wasserführung - Oberflächig überströmte Feuchtgebiete oder Gewässerschnitte mit breiten und flachen Uferbereichen können als Retentionsräume in das Regenwasserkonzept integriert werden. Durch den Rückhalt und die Drosselung des Niederschlagswassers tragen sie zu einer signifikanten Reduzierung der hydraulischen und stofflichen Belastungen von Kanalnetzen und Vorflutern bei. Durch den Wasserrückhalt wird der Anteil der Verdunstung an Gesamtwasserbilanz maßgeblich erhöht, was für das Gebiet von Vorteil wäre.	Amt für Umweltschutz, Amt für Stadtgrün, Erschließungsplaner, WWAV
Parkplätze	- Es ist zu empfehlen den Versiegelungsgrad der Parkplatzflächen zu minimieren. - Durch den Einbau von teilversiegeltem Oberflächenmaterial erfolgt hydraulische und stoffliche Entlastung der Kanalisation und der Vorfluter bei gleichzeitiger Anreicherung des Grundwassers und Verbesserung des Lokalklimas. - Oberflächige Ableitung des Regenwassers soll möglichst in offenen Sammelrinnen erfolgen. Das anfallende Regenwasser kann anschließend in die semizentralen Versickerungsanlagen eingeleitet werden.	Erschließungsplaner	Fließgewässerstruktur	- Schlechte Struktur, da verrohrt - Prüfen, ob im Rahmen der Erschließungsplanung eine Entrohnung möglich ist. - Bei der Gewässergestaltung kann für die Strukturverbesserung und die Förderung der ökologischen Vielfalt folgendes berücksichtigt werden: - Geschwungenes Profil - Sohlbreite soll deutliches Fließen ermöglichen. - Abgefachte Böschungen mit Ufergehölzen bepflanzt. - Umland des Gewässers so weit wie möglich und mosaikartig (Park) vielfältig bepflanzen (Gehölze, Büsche, Wiese, Wege sind möglich). - Sohle des Gewässers unversiegelt und mit standorttypischen Substraten - Einbau von Totholz.	Fachämter/Stadtplaner, Erschließungsplaner, WWAV, Bauherren, Eigentümer
Flächen mit wasserwirtschaftlicher Funktion	Für einen weitgehenden Erhalt des vorhandenen Wasserhaushaltes wird infolge beengter Verhältnisse und mäßig durchlässigen Böden ein Mulden-Rigolen-System empfohlen. Der Oberflächenbedarf liegt bei ca. 10 % der angeschlossenen, versiegelten Fläche. Bei Böden mit geringer Durchlässigkeit kann zusätzlich überschüssiges Wasser aus der Rigole gedrosselt abgeleitet werden. Durch die	Fachämter/Stadtplaner, Erschließungsplaner, WWAV			
Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19			Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19		
6			7		

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten

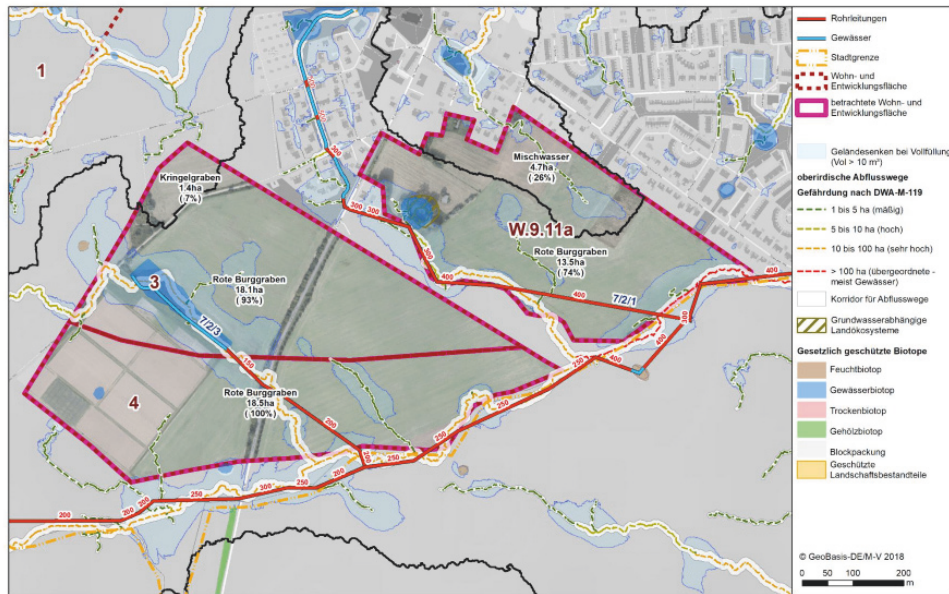


Abbildung 1: Gefährdung durch oberirdische Abflussbahnen und Senken im Wohnbaufläche W.9.11a (Bei der Planung von Flächen für die Wasserwirtschaft zu berücksichtigen: auf den Flächen verläuft eine Haupttrinkwasserleitung, Informationen beim Wasserversorger einholen!)

Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19

8

Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe. Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten



Abbildung 2: Ökologische Bewertung und Strukturgüte aus dem Projekt KOGGE sowie gesetzlich geschützte Biotopie

Institut biota + Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker; Februar 19

9

Abbildung 5: Steckbrief Wohnbaufläche WF-9.11a; 9 Seiten (BIOTA&Sieker)

4 Dezentrales Niederschlagswassermanagement für Bebauungsplangebiet Nr. 09.W.190 „Wohngebiet Kiefernweg“

Für die Neubebauung des Bebauungsplangebietes „Kiefernweg“ galt es nicht nur, die ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz nachzuweisen. Es war auch aufgrund der Überlastung der für das Bebauungsplangebiet nahezu allein infrage kommenden Vorflut nach Nordwesten, der Rotbäk (Gewässer 2/3R), gegenüber dem zuständigen Wasser- und Boden-Verband „Hellbach-Conventer Niederung“ nachzuweisen, dass mit der neuen Bebauung kein zusätzlicher Gebietsabfluss in das an der Leistungsgrenze befindliche Gewässer abgegeben wird.

Im August 2018 wurden Infiltrationsversuche im Bebauungsplangebiet „Kiefernweg“ durchgeführt. Insgesamt wurden 5 Versickerungsversuche vorgenommen. Die gemessenen kf-Werte sind, außer an einem Standort, schlechter, als die für die Modellierung entsprechend der Bodenkarte angenommenen Werte. Ein Standort mit $3 \cdot 10^{-8}$ m/s erschien besonders kritisch. Ein weiterer Standort konnte nicht beprobt werden, da bei sechs angesetzten Bohrversuchen nach ca. 20 cm stets eine nicht durchdringbare Schicht aus Grobkies/tonigem Schluff angetroffen wurde. Die erzielten Messergebnisse führten zu Neubemessung der Mulden-Rigolen-Systeme gegenüber der bisherigen Ableitung aus der Bodenkzeptkarte für das Wohngebiet Kiefernweg. Bezüglich des oberirdischen Flächenbedarfs (Mulden) waren keine Änderungen notwendig. Durch die schlechten Kf-Werte musste jedoch das Volumen von Rigolen 1, 2 und 3 erhöht werden (BIOTA&Sieker).

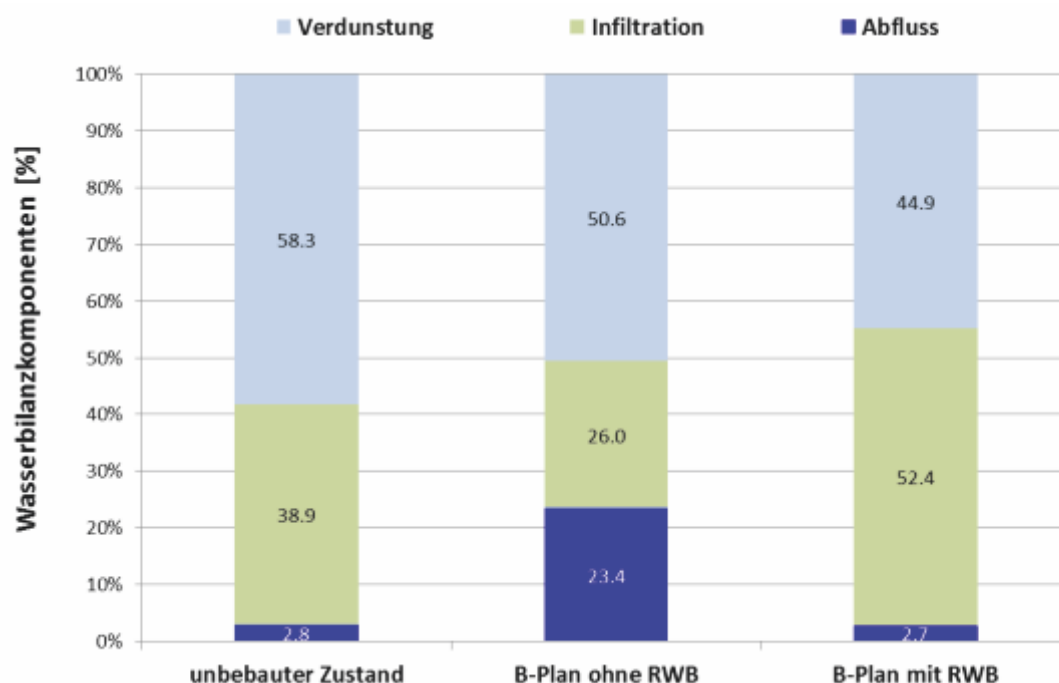


Abbildung 6: Wasserbilanz Wohnbaufläche Kiefernweg“; Vergleich der Zustände (BIOTA&Sieker)

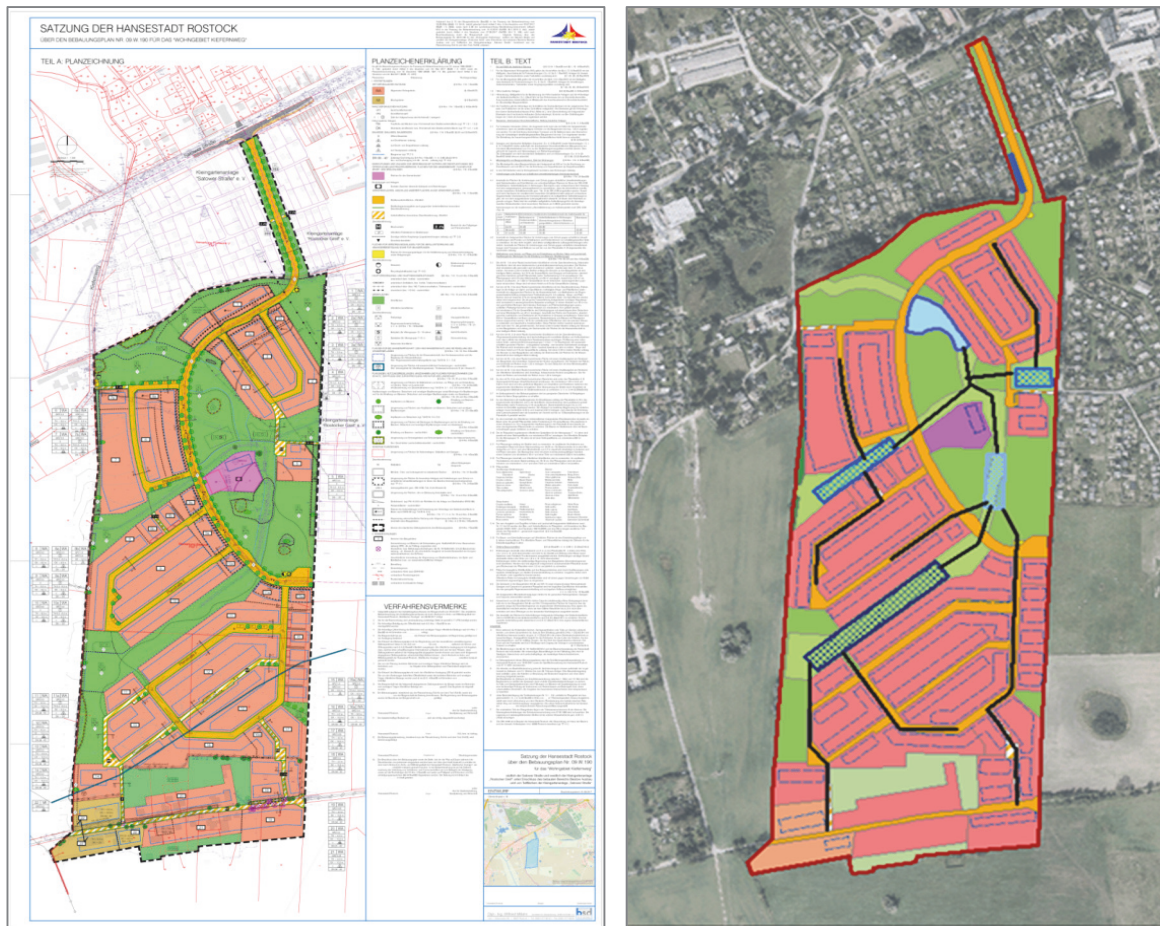


Abbildung 7: Entwurf des Bebauungsplangebietes „Kiefernweg“ (links) (Bebauungsplan), schematische Darstellung der RWB (rechts) (BIOTA&Sieker)

Im Ergebnis der Untersuchungen und Variantenvergleiche wurden durch die Gutachter vier dezentrale, die vorhandenen Geländedepressionen und zeitweise wasserführenden Gerinne ausnutzende Mulden-Rigolen-Systeme sowie ein Regenrückhalteraum vorgeschlagen. Der Nachweis des Regenwasserrückhalts im Bebauungsplangebiet bis zu einem HQ 100 wurde dabei ebenso erbracht, wie die angestrebte Neutralität für den Wasserhaushalt (Abb. 6). Die Mulden-Rigolen-Systeme und der Rückhalteraum mit einem Rückhaltevolumen von insgesamt 8.610 m³ sind in Flächen für öffentliches Grün eingeordnet, wodurch eine multifunktionale Flächennutzung ermöglicht wird: Aufenthaltsraum, Spiel- und Erlebnisbereich, Biotopstrukturen (Abb. 7). Üblicherweise wird den Flächen, die wasserwirtschaftlichen Zwecken dienen sollen, eine selbständige Art der Flächennutzung zugeordnet, die nicht von anderen Nutzungsarten überlagert wird. Es ist jedoch auch möglich, die zeitlich überwiegende Grünflächen-/Freiraumnutzung als Grundnutzung festzusetzen und durch die wasserwirtschaftliche Zweckbestimmung zu überlagern, da diese nur episodisch benötigt wird. Die primär für Regenwasserbewirtschaftung zu nutzenden Bereiche innerhalb der öffentlichen Grünflächen wurden daher zusätzlich als Flächen für die Wasserwirtschaft nach § 9 (1) Nr. 16 b BauGB festgesetzt. Das erforderliche Retentionsvolumen wurde unter Berücksichtigung der landschaftlichen / topographischen Gegebenheiten für Böschungsneigungen zwischen 1:3 bis 1:7 im

Plan nachgewiesen, wobei die Beckenstrukturen zur besseren Eingliederung in das Landschaftsbild im Regelfall mit den flacheren Böschungen konzipiert werden (Bebauungsplan). Aus hydrologischen Gründen ergab sich außerdem, dass Flächen, die unterhalb der 43 m NHN – Höhenlinie liegen, nicht für eine bauliche Nutzung erschlossen werden können und deshalb ebenfalls für eine Nutzung als Grün- oder Freifläche zur Verfügung stehen. In der Abwägung der hydrologischen Erfordernisse mit den Belangen einer sparsamen Flächennutzung und des städtischen Wohnbaulandbedarfs wurde zusätzlich eine Aufhöhung von Teilflächen auf eine Geländehöhe von mindestens 44 m ü. NHN festgelegt. Beide planerischen Festsetzungen betreffen die nordwestliche Ecke des Plangebietes und ergaben sich u.a. aus Sohlhöhe von 41,20 m NHN des verrohrten Einleitgewässers am Auslassbereich Kiefernweg (Graben 2/3 R) (Bebauungsplan).

Festsetzungen im Bebauungsplan für die Belange der Wasserwirtschaft (Bebauungsplan):

Teil A: Planzeichnung und Planzeichenerklärung

Flächen für die Wasserwirtschaft, den Hochwasserschutz und die Regelung des Wasserabflusses (§ 9 Abs. 1 Nr. 16, Abs. 6 BauGB)

Umgrenzung von Flächen für die Regelung des Wasserabflusses / Regenwasserbewirtschaftungsflächen; (§ 9 Abs. 1 Nr. 16 b BauGB)
Hier: Anlage eines Mulden-Rigolen-Versickerungssystems; temporäre Überflutung im Bedarfsfall (vgl. Teil B Nr. 5.2, 5.3)

Sonstige Planzeichen

Flächen für Aufschüttungen mit Festsetzung der Höhenlage der Geländeoberfläche in Meter nach DHHN 92 (vgl. Teil B Nr. 6.5); (§ 9 Abs. 1 Nr. 17 i. V. m. Nr. 16 und Abs. 3 BauGB)

Teil B: Text

5. Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung von Boden, Natur und Landschaft; Anpflanzgebote, Bindungen für die Erhaltung von Bäumen, Bepflanzungen; (§ 9 Abs. 1 Nr. 20, 25 und Abs. 6 BauGB)

5.2 Auf der mit Nr. 2 (in einer Raute) bezeichneten Grünfläche mit der Zweckbestimmung ‚Parkanlage‘ ist die Anlage von Spiel- und Sportflächen, befestigten Wege- und Platzflächen sowie - innerhalb der abgegrenzten Flächen für die Regelung des Wasserabflusses - von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung entsprechend Textfestsetzung Nr. 5.3 zulässig. Diese Flächen sind mindestens 1 x jährlich und höchstens 2 x jährlich - jeweils nach dem 10. Juli zu mähen. Auf einem 2,50 m breiten Streifen entlang der Grenzen zu den Baugebieten und entlang der Gerinnesohle der Flächen für die Wasserwirtschaft ist eine häufigere Mahd zulässig.

5.3 Auf den mit Nr. 3 (in einer Raute) bezeichneten Grünflächen mit der Zweckbestimmung ‚Regenwasserbewirtschaftung‘ sind landschaftsgerecht

modellierte Mulden und Abflussbahnen nach dem Leitbild des ökologischen Gewässerausbaus anzulegen: Profilierung einer naturnahen Sohle, variierende Böschungsneigungen 1:3 bis 1:7; Einbau von Rigolen. Die Flächen können im Bedarfsfall temporär geflutet werden. Im Randbereich der wasserwirtschaftlich genutzten Flächen - vorzugsweise südseitig - sind einzelne Gehölzinseln anzulegen. Die verbleibenden Flächen sind durch Ansaat mit einer kräuterreichen Landschaftsrasenmischung als extensive Wiesen zu entwickeln und dauerhaft zu bewirtschaften. Die Flächen sind mindestens 1 x jährlich und höchstens 2 x jährlich zu mähen. Wege sind mit einem Anteil von 5 % der Gesamtfläche zulässig. Auf einem 2,50 m breiten Streifen entlang der Grenzen zu den Baugebieten und entlang der Gerinnesohle der Flächen für die Wasserwirtschaft ist eine häufigere Mahd zulässig.

Zudem resultierten aus den umfangreichen und tiefgründigen Untersuchungen von der Bauleitplanung unabhängige Maßnahmeempfehlungen der Gutachter zur Verbesserung der Hochwassersituation für den Grenzgraben nördlich der Satower Straße sowie für die Vorflut südwestlich des Kiefernweges. Diese Empfehlungen finden bereits im Zuge der begonnen Sanierung der Satower Straße Berücksichtigung (Neubau Durchlass und neues Schachtbauwerk mit vergrößertem DN).

Die Stadtverwaltung Rostock steht in enger Abstimmung mit der WIRO GmbH zu den städtebaulichen Verträgen zum B-Plan Nr. 09.W.190 "Wohngebiet Kiefernweg". Die Belange der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung müssen zwingend ihren Niederschlag im Erschließungsvertrag finden und sind durch folgenden Paragraphen eingeflossen:

Belange Wasserwirtschaft im Erschließungsvertrag:

§ 3 (9):

Der Erschließungsträger verpflichtet sich, die Ziele einer ausgeglichenen Wasserhaushaltsbilanz im Plangebiet umzusetzen und die im Fachbeitrag (biota, Sieker/03.05.2019) erarbeiteten Lösungen planerisch sowie baulich umzusetzen.

Zur sicheren Regenwasserableitung sind die in Anlage 1.1 gekennzeichneten Flächen auf eine Geländehöhe von mindestens 44 m über NHN (nach DHHN 92) aufzuschütten.

5 Resümee und Ausblick

Für die künftige bauliche Entwicklung eines neuen Stadtteiles im Bereich Biestow wurden frühzeitig fundierte wasserwirtschaftlichen Beiträge erarbeitet. Für jede Teilbaufläche wurde ein Steckbrief entwickelt. Er beinhaltet jeweils grundsätzliche Strategien sowie konkrete Maßnahmen für den nachhaltigen Umgang mit Regenwasser und Gewässern im Untersuchungsbereich. Diese Steckbriefe werden in die künftige Planung eingebunden und im Zuge der Konkretisierung der Bebauungsabsicht weiter vertieft. Die Maßnahmen des Regenwassermanagements

sind in engem Zusammenhang zur Freiraumgestaltung und der Umsetzung des Biotopverbundkonzeptes zu sehen.

Für das Bebauungsplangebiet „Kiefernweg“ wurden vertiefte Untersuchungen durchgeführt, die zu konkreten Festsetzungen im Bebauungsplan und zu Regelungen im Erschließungsvertrag führten. Es konnte eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz nachgewiesen werden. Die Erfordernisse des Binnenhochwasserschutzes werden durch multifunktionale Flächennutzung in öffentlich gewidmeten Grünflächen umgesetzt. Zur garantierten Sicherstellung der Umsetzung wurde bewusst darauf verzichtet, Maßnahmen des dezentralen Regenwassermanagements auf privaten Bauflächen vorzusehen. Selbstverständlich sind alle künftigen Anwohner gehalten, Regenwasserrückhalt auf ihren Grundstücken zu betreiben.

Grundsätzlich sind Senken und Abflussbahnen des INTEK (BIOTA 2013) von Bebauung freizuhalten bzw. bei der Entwicklung von Bauflächen besonders zu berücksichtigen.

In jedem weiteren Baugebiet ist eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz nachzuweisen; dabei ist auf Synergieeffekte zwischen den Flächen zu achten. Es sind alle Möglichkeiten des Festsetzungskataloges des Baugesetzbuches (BauGB) auszuschöpfen. Darüber hinaus sind weiterführende Regelungen im Erschließungsvertrag zu treffen. Um den Anteil der Versickerung zu Gunsten der Verdunstung zu reduzieren, sind verdunstungsfördernde Maßnahmen von großem Vorteil und daher vordringlich zu prüfen und verbindlich zu regeln.

Über die Maßnahmen der geplanten Erschließung für das neue Baugebiet „Kiefernweg“ hinaus, werden in Zusammenarbeit mit dem Wasser- und Bodenverband „Hellbach – Conventer Niederung“ für bestehende Entwässerungsprobleme Maßnahmen im Bereich des Grenzgrabens und der Rotbäk umgesetzt.

Die „kommunale Gemeinschaftsaufgabe Binnenhochwasserschutz“ kann nur durch die Bereitschaft und aktive Mitwirkung aller Partner der Wasserwirtschaft gelingen; die bisherige ausgezeichnete Zusammenarbeit wird fortgesetzt.

Literatur

BauGB: Baugesetzbuch (BauGB), neugefasst durch B. v. 03.11.2017 BGBl. I S. 3634.

BauNVO: Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke (Baunutzungsverordnung - BauNVO), neugefasst durch B. v. 21.11.2017 BGBl. I S. 3786.

Bebauungsplan (2019): Hansestadt Rostock Land Mecklenburg - Vorpommern Bebauungsplan Nr. 09.W.190 „Wohngebiet Kiefernweg“ südlich der Satower Straße und der KGA „Satower Straße“ zwischen der KGA „Rostocker Greif“ und der westlichen Stadtgrenze, einschließlich der Streusiedlung Biestow Ausbau BEGRÜNDUNG - Entwurf -, bsd Bürogem. für Stadt- und Dorfplanung BSD Böhm Reinhard Stadtplanung.

BIOTA (2012): Integriertes Entwässerungskonzept (INTEK), Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an die Urbanisierung und den Klimawandel, Phase 1: Grundlagenermittlung.-biota-Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz.

- BIOTA (2013): Integriertes Entwässerungskonzept (INTEK), Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an die Urbanisierung und den Klimawandel, Phase 2: Bewertung der hydrologischen Gefährdung – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz.
- BIOTA (2014): Integriertes Entwässerungskonzept (INTEK). Fachkonzept zur Anpassung der Entwässerungssysteme an die Urbanisierung und den Klimawandel, Phase 3: Einzugsgebietsbezogene Analysen der Hochwasserrisiken. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz.
- BIOTA (2016): Integraler Entwässerungsleitplan (IELP) für die Hansestadt Rostock. Definition von Hauptentwässerungsachsen (HEA), Fallbeispiel HEA Barnstorfer Anlagen – Parkstraße – Unterwarnow. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz.
- BIOTA&Sieker (2019): Städtebauliche Entwicklung in der Hansestadt Rostock, Raum Biestower Höhe, Fachbeitrag für nachhaltige Strategien im Umgang mit Regenwasser, Gewässern und Feuchtgebieten, – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH & Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH im Auftrag der Hansestadt Rostock, Amt für Umweltschutz.
- DWA A138 (2005). DWA-Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hennef, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA-A 102 (Gelbdruck 2017): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer.
- HEC (2010): Hydrologic Modeling System HEC-HMS, Hydraulic Reference Manual. – Department of the Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center.
- IPS (2017): STORM, Software für die Modellierung wasserwirtschaftlicher Systeme. - Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, <http://www.sieker.de/de/produkte-und-leistungen/product/storm-16.html> (24.02.2017).
- KOSTRA-DWD (2010): Software KOSTRA-DWD 2010, Version 3-1; Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertungen. – Vertrieb: Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH.
- LUNG (2016): Grundwasserhöhengleichen des obersten Grundwasserleiters in Mecklenburg-Vorpommern aus Regionalisierung der landesweiten Grundwasserdynamik 2016 - LUNG - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. (Datenquelle Internet: <https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/files/dynamik.zip>).
- SIEKER, F., GROTTKER, M., HAGENDORF, U., HAHN, J., SIEKER, H., SOMMER, H. & WASSMANN, H. (2004): "Anforderungen und Zielgrößen für eine zeitgemäße Regenwasserbewirtschaftung". – GWF 145 (12).
- Stadtplanungsamt (Internet): https://rathaus.rostock.de/de/service/aemter/amt_fuer_stadtentwicklung_stadtplanung_und_wirtschaft/250007.

Sven Schmeil

Hanse- und Universitätsstadt Rostock, Amt für Umweltschutz, Holbeinplatz 14, 18069 Rostock

Tel.: 0381 381 7338

Fax: 0381 381 7373

E-Mail: sven.schmeil@rostock.de

Herausforderungen an den Umgang mit Regenwasserabflüssen von Verkehrsflächen aus planerischer Sicht

Andreas Pápay

INROS LACKNER SE

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Bei der Niederschlagsentwässerung von Verkehrsflächen sind die Belange des Straßenverkehrs und der Wasserwirtschaft zu berücksichtigen.

Aus Gründen der Verkehrssicherheit ist das anfallende Niederschlagswasser schnell und weitgehend vollständig von den Verkehrsflächen abzuführen. Im Abfluss treten durch den Abtransport der auf der Straßenoberfläche abgelagerten Stoffe relevante Konzentrationen partikulärer, gelöster und feinpartikulär gebundener Stoffe auf, die eine Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächenwasser darstellen können.

Die punktuelle Einleitung von Straßenabflüssen in Oberflächengewässer kann nachteilige Auswirkungen auf deren Zustand haben, die es zu vermeiden gilt. Daher sind dezentrale Lösungen zur Versickerung bzw. Behandlung des anfallenden Niederschlagswassers einer zentralen Ableitung und Behandlung vorzuziehen.

Ist eine Einleitung in ein Gewässer nicht zu vermeiden, dann sind bei der Wahl von Maßnahmen zum Gewässerschutz sowohl emissions- als auch immissionsorientierte Beurteilungskriterien zu berücksichtigen. So ergeben sich emissionsorientierte Anforderungen für die Behandlung und Rückhaltung der Regenwasserabflüsse aus der Größe der anzuschließenden Fläche sowie aus der Art und Intensität ihrer verkehrlichen Nutzung. Darüber hinaus ist durch immissionsorientierte Betrachtungen festzustellen, ob zur Erreichung bzw. Erhaltung des guten ökologischen und chemischen Zustands des Gewässers weitere Maßnahmen erforderlich sind.

1.2 Zielstellung

In diesem Beitrag soll eine Orientierung für den Umgang mit Regenwasserabflüssen von Verkehrsflächen gegeben werden. Dabei liegt der Fokus auf der Betrachtung aus Sicht der technischen Entwässerungsplanung bei Außerortsstraßen. Den Schwerpunkt bilden der Gewässerschutz bzgl. der stofflichen Belastung und die damit verbundenen relevanten Anforderungen an die technische Planung. Diese ergeben sich zum einen aus den geltenden Regelwerken und zum anderen aus den rechtlichen Grundlagen sowie den darauf basierenden wasserbehördlichen Vorgaben. Auf der

Grundlage immissionsbezogener Betrachtungen mit konkretem Bezug zur spezifischen Gewässersituation nimmt die Behandlung des Niederschlagswassers unter Berücksichtigung verschiedener Nachweisgrößen bzw. Referenzparameter einen zunehmenden Stellenwert ein.

2 Rechtliche Grundlagen

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und deren weiterführende Regelungen haben zum Ziel, den guten Zustand der Gewässer zu erreichen bzw. zu erhalten (Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot).

Die Vorgaben der WRRL werden durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) in nationales Recht umgesetzt. Im WHG werden Bewirtschaftungsziele für oberirdische Gewässer und Grundwasser definiert.

In der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) werden die Qualitätskomponenten und Bewertungsverfahren zur Bestimmung des ökologischen Zustandes bzw. ökologischen Potenzials eines Oberflächenwasserkörpers (OWK) konkretisiert und festgelegt. Die Einstufung erfolgt nach den Qualitätskomponenten gemäß Anlage 3 OGewV (biologisch, hydromorphologisch, chemisch und allgemein physikalisch-chemisch). Vorrangig wird der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial nach den biologischen Qualitätskomponenten und den flussgebietsspezifischen Umweltqualitätsnormen gemäß Anlage 6 OGewV bewertet. Darüber hinaus sind die hydromorphologischen Qualitätskomponenten und die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in Verbindung mit Anlage 7 OGewV zur Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. des ökologischen Potenzials unterstützend hinzuzuziehen. Die Bewertung des chemischen Zustandes eines OWK erfolgt nach den in Anlage 8 OGewV aufgeführten Umweltqualitätsnormen.

3 Konzentrationen und Frachten straßenspezifischer Parameter

Im Straßenabfluss treten relevante Konzentrationen partikulärer, gelöster und feinpartikulär gebundener Stoffe auf. Als charakteristische Stoffquellen werden in der RiStWag (FGSV 2016) Abgase, Abrieb von Fahrbahnbelägen, Abrieb von Fahrzeugteilen, Abrieb von Bremsbelägen, Abrieb von Katalysatoren, Tropfverluste, Verdampfungsverluste und Korrosionsprodukte aufgeführt. Aus diesen Quellen wird eine Vielzahl an Stoffen emittiert, die in den Anlagen der OGewV genannt werden und die für die Beurteilung des ökologischen bzw. chemischen Zustandes des betroffenen Oberflächenwasserkörpers (OWK) relevant sind. Eine besondere Bedeutung hat darüber hinaus der Feinanteil der Feststoffe mit einer Größe $< 63 \mu\text{m}$, der im DWA-Arbeitsblatt A 102 (DWA 2016) als Parameter AFS63 eingeführt und als Zielgröße der Regenwasserbehandlung definiert wurde.

Im Gutachten „Immissionsbezogene Bewertung der Einleitung von Straßenabflüssen“ (ifs 2018) wurden Messprogramme ausgewertet und Messdaten aus der Literatur

zusammengestellt. Die Ergebnisse zu den ermittelten Konzentrationen und Frachten sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Der Einfluss der Verkehrsbelastung auf die Konzentrationen im Straßenabfluss ist als gering einzustufen. Demgegenüber hat neben der Jahreszeit (Tausalz- und Frosteinwirkungen, Korrosion) die Art der Fassung und Ableitung der Straßenabflüsse einen wesentlichen Einfluss auf deren Qualität. So führt die Sammlung des Niederschlagswassers durch eine straßenbegleitende Rasenmulde bereits auf dem Fließweg in der Mulde zu einer signifikanten Abflussreduzierung und Vorreinigung durch Versickerungs- und Sedimentationsprozesse. Die Konzentrationen im Zufluss zu einer nachfolgenden Regenwasserbehandlung werden entsprechend deutlich reduziert (ifs 2018).

Für die Parameter, bei denen nach der QGewV neben den Umweltqualitätsnormen für Jahreswerte (JD-UQN) auch die Umweltqualitätsnormen für zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQN) geprüft werden müssen, sind zusätzlich auch Konzentrationsangaben für eine hohe Belastung aufgeführt (ifs 2018).

Die Schwermetalle sowie viele organische Schadstoffe liegen im Niederschlagsabfluss vorwiegend in partikulär gebundener Form vor. Die partikuläre Bindung dieser Stoffe hat einen wesentlichen Einfluss auf die Regenwasserbehandlung, da nur partikuläre Stoffe durch Sedimentation oder Filtration aus dem Niederschlagswasser entfernt werden können. In der Tabelle 1 sind daher auch die partikulären Anteile des entsprechenden Parametes aufgeführt (ifs 2018).

Tabelle 1: Konzentrationen, spezifische Frachten und partikulärer Anteil unterschiedlicher Parameter im Straßenabfluss (ifs 2018)

Parameter	Mittlere Belastung		Hohe Belastung	Part. Anteil
Cu	110 µg/l	520 g/(ha a)		0,81
Cr	30 µg/l	150 g/(ha a)		0,87
Zn	420 µg/l	2000 g/(ha a)		0,76
Cd	0,6 µg/l	2,6 g/(ha a)	1,2 µg/l	0,52
Ni	35,0 µg/l	190 g/(ha a)	70 µg/l	0,76
Pb	30,0 µg/l	120 g/(ha a)	60 µg/l	0,90
Cyanid	70 - 107 µg/l (geschätzt)			
Fe	5,5 mg/l	20 kg/(ha a)		0,97
Phenanthren	0,20 µg/l	0,90 g/(ha a)		0,95
Anthracen	0,09 µg/l	0,32 g/(ha a)	0,18 µg/l	0,96
Fluoranthren	0,50 µg/l	2,00 g/(ha a)	1,00 µg/l	0,96
Naphthalin	0,10 µg/l	0,35 g/(ha a)	0,20 µg/l	0,83
Benzo[a]pyren	0,18 µg/l	0,65 g/(ha a)	0,36 µg/l	0,97
Benzo[b]fluoranthren	0,30 µg/l	1,10 g/(ha a)	0,60 µg/l	0,98
Benzo[k]fluoranthren	0,15 µg/l	0,55 g/(ha a)	0,30 µg/l	0,98
Benzo[g,h,i]-perylene	0,35 µg/l	1,40 g/(ha a)	0,70 µg/l	0,98
Indeno[1,2,3-cd]-pyren	0,26 µg/l	1,00 g/(ha a)		0,98
PCB 28	0,0002 µg/l	0,0010 g/(ha a)		0,90
PCB 52	0,0003 µg/l	0,0015 g/(ha a)		0,90
PCB 101	0,0009 µg/l	0,0045 g/(ha a)		0,90
PCB 138	0,0029 µg/l	0,100 g/(ha a)		0,90
PCB 153	0,0020 µg/l	0,0080 g/(ha a)		0,90
PCB 180	0,0014 µg/l	0,0060 g/(ha a)		0,90
Nonylphenol	0,21 µg/l	0,90 g/(ha a)	0,42 µg/l	0,90
Octylphenol	0,05 µg/l	0,20 g/(ha a)		0,90
DEHP (Bis(2-ethylhexyl)phthalat)	10,20 µg/l	34,0 g/(ha a)		0,89
Benzol	0,005 µg/l	0,03 g/(ha a)	0,010 µg/l	
BSB5	15 mg/l	85 kg/(ha a)		
TOC	20 mg/l			
oPO ₄ -P	0,50 mg/l			
Gesamt-P	0,50 mg/l	2,5 kg/(ha a)		
NH ₄ -N	0,80 mg/l	4,0 kg/(ha a)		
NO ₃ -N	1,30 mg/l	7,6 kg/(ha a)		
Gesamt-N	3,00 mg/l			
AFS	160 mg/l	660 g/(ha a)		
AFS63	110 mg/l	530 g/(ha a)		

Für die Schwermetalle Cu, Cr und Zn sowie für die PCB sind in Anlage 6 der OGewV die Umweltqualitätsnormen auf die Schwebstoffe bzw. die Sedimente im Gewässer bezogen. In der Tabelle 2 sind die Sedimentkonzentrationen im Straßenabfluss zusammengestellt. Zusätzlich sind die partikulären Frachten der Parameter, die sich

aus den mittleren Gesamtfrachten und den jeweiligen partikulären Anteilen aus Tabelle 1 ergeben, mit in der Tabelle 2 aufgeführt (ifs 2018).

Tabelle 2: Konzentrationen und partikuläre Frachten unterschiedlicher Parameter im Sediment von Straßenabflüssen (ifs 2018, verändert)

Parameter	Konzentrationen	Partikuläre Fracht
Cu	556 mg/kg ¹⁾	421 g/(ha a)
Cr	162 mg/kg ¹⁾	130 g/(ha a)
Zn	1.988 mg/kg ¹⁾	1.514 g/(ha a)
PCB 28	0,0025 mg/kg ²⁾	0,0009 g/(ha a)
PCB 52	0,0031 mg/kg ²⁾	0,0014 g/(ha a)
PCB 101	0,0095 mg/kg ²⁾	0,0041 g/(ha a)
PCB 138	0,0245 mg/kg ²⁾	0,0090 g/(ha a)
PCB 152	0,0181 mg/kg ²⁾	0,0072 g/(ha a)
PCB 180	0,0121 mg/kg ²⁾	0,0054 g/(ha a)
1) berechnet		
2) gemessen		

4 Anforderungen an die technische Planung

4.1 Natürlicher Wasserhaushalt und Regenwasserbewirtschaftung

Die aus der technischen Planung resultierende Entwässerungslösung muss die Schutzgüter Entsorgungssicherheit und Gewässerschutz berücksichtigen. Bei der Entsorgungssicherheit liegt der Fokus auf einer sicheren und weitestgehend überflutungsfreien Entwässerung der Verkehrsflächen. Dies führte in der Vergangenheit oft zur schnellen und vollständigen Ableitung des anfallenden Regenwassers in die Vorflut. Demgegenüber zielt der Gewässerschutz auf eine Vermeidung bzw. Begrenzung niederschlagsbedingter Gewässerbelastungen. In der Folge resultieren unterschiedliche und z.T. konkurrierende Anforderungen an den Umgang mit Regenwasser.

Wesentliche Nachteile des konventionellen ableitungsorientierten Entwässerungskonzeptes sind bezogen auf den natürlichen Wasserhaushalt die Erhöhung und Beschleunigung des Abflusses einerseits und der Rückgang der Verdunstung und der Grundwasserneubildung andererseits. Dadurch kommt es zu Veränderungen gegenüber dem natürlichen Wasserhaushalt mit Auswirkungen auf das Kleinklima. Mit der Abflusserhöhung können hydraulische und stoffliche Beeinträchtigungen der Gewässer durch punktuelle Einleitungen verbunden sein. Die Wasserhaushaltsgrößen Abfluss, Grundwasserneubildung und Verdunstung sind in der Abbildung 1 dargestellt.

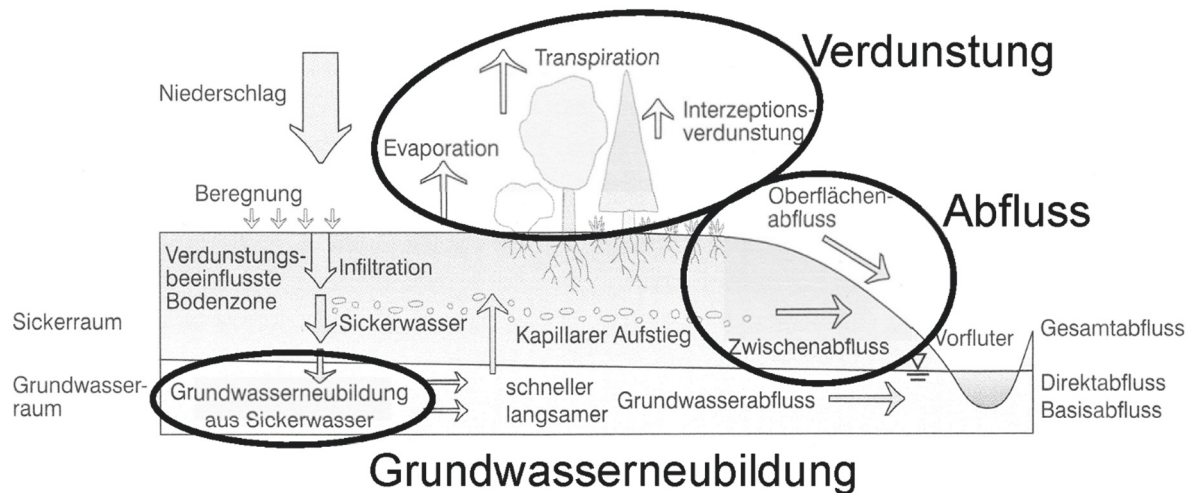


Abbildung 1: Schema des Bodenwasserhaushalts mit Wasserhaushaltsgrößen (DWA 2016)

Um die aufgeführten Nachteile der ableitungsorientierten Entwässerung abzumindern, können die nachfolgend aufgeführten Elemente und Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung (RWB) eingesetzt werden:

- Versickerung,
- Verdunstung,
- Reinigung,
- Speicherung / Rückhaltung,
- oberirdische Sammlung und Ableitung,
- gedrosselte Ableitung,
- Nutzung.

Es wird dabei angestrebt, den natürlichen Wasserhaushalt durch eine optimale Kombination der genannten Elemente unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten und der darauf aufbauenden Wahl der Entwässerungsanlagen soweit möglich zu erhalten. Den Auswirkungen der zusätzlichen Flächenversiegelung wird durch Erhöhung der Versickerung, Verringerung des Abflusses und Förderung der Verdunstung begegnet. Nachteilige Auswirkungen auf das Grundwasser und oberirdische Gewässer sind zu verhindern. Dabei können die miteinander verzahnten Elemente und Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung als Funktionskombination nur in ihrem Zusammenspiel wirkungsvoll zur Geltung kommen.

Die Regenwasserbewirtschaftung wird in der Literatur häufig im Zusammenhang mit der Siedlungsentwässerung behandelt. Aber auch für die Entwässerung von Außerortsstraßen erlangt das Thema zunehmende Bedeutung. Einen besonderen Schwerpunkt bilden hierbei traditionell die Versickerung und die Rückhaltung. Die einsetzbaren Maßnahmen der RWB sind allerdings im Kontext der Straßenentwässerung gegenüber der Siedlungsentwässerung begrenzt. Durch die starke Fokussierung auf die Versickerung kann es zu einer Überkompensation der

Grundwasserneubildung gegenüber dem natürlichen Zustand kommen. Im Gegenzug wird die Verdunstungsleistung durch fehlende Vegetation nicht erreicht. Dadurch bedingte nachteilige Auswirkungen, wie z.B. Vernässungen angrenzender Flächen, müssen im Rahmen der Planung bedacht und verhindert werden.

Es ist hier besonders zu betonen, dass die konzeptionelle Planung unter Berücksichtigung der Elemente der RWB bei der Erarbeitung einer technisch und wirtschaftlich optimalen Entwässerungslösung eine besondere Rolle spielt.

4.2 Ausgewählte Aspekte der Entwässerungsplanung von Außerortsstraßen

Für den Neu-, Um- und Ausbau von Außerortsstraßen findet die RAS-Ew (FGSV 2005) Anwendung. Innerhalb geschlossener Ortschaften erfolgt eine sinngemäße Anwendung in Ergänzung der DWA-Regelwerke.

Bei Außerortsstraßen stellt die breitflächige Entwässerung und Versickerung über Böschungen, Mulden und Gräben die Vorzugslösung der Entwässerung dar. Erst wenn dies aus geologischen, hydrologischen, ökologischen oder konstruktiven Gründen nicht möglich ist, erfolgt eine Sammlung und Ableitung in eine Versickerungsanlage. Scheidet auch diese Möglichkeit aus, so bleibt nur die Einleitung in ein Gewässer nach entsprechender Regenwasserbehandlung bzw. -rückhaltung. Damit wird in der RAS-Ew (FGSV 2005) ein Versickerungsgebot formuliert.

Bei der Entwässerung von Außerortsstraßen stehen im Regelfall keine Kanalsysteme zu Verfügung, in die das anfallende Niederschlagswasser eingeleitet werden kann bzw. darf. Daher ist zumeist immer eine an die jeweilige Vorflut angepasste Regenwasserbehandlung Bestandteil der Entwässerungsplanung.

In Verbindung mit der Einleitung in ein Oberflächengewässer kann aus hydrologischen, hydraulischen und ökologischen Gründen eine Abflussdrosselung mit Schaffung eines ausreichenden Regenrückhalteraaumes notwendig sein. Vor dem Hintergrund steigender Anforderungen an die Regenwasserbehandlung lässt sich der Aufwand für Behandlungsmaßnahmen optimieren, wenn die sich bietenden Möglichkeiten zur Reduzierung der Regenwasserabflüsse genutzt werden und die Vermischung unterschiedlich belasteter Abflüsse vermieden wird. Dezentrale Lösungen zur Versickerung bzw. Behandlung des anfallenden Niederschlagswassers sind dementsprechend einer zentralen Ableitung und Behandlung vorzuziehen. Die Passage einer bewachsenen Oberbodenschicht stellt hier eine wirksame Maßnahme der Regenwasserbehandlung zur Verminderung partikulärer und feinpartikulär gebundener Stoffe dar. Sie spielt insbesondere bei dezentralen Lösungen eine wichtige Rolle.

Von Bedeutung im Zusammenhang mit der straßenbegleitenden Entwässerung über Bankett und Böschung sowie der damit verbundenen Überströmung versickerungswirksamer Flächen ist die Unterscheidung zwischen dem technischen Bauwerk Straße und der technischen Versickerungsanlage. Die Bankette und Böschungen sind Bestandteil der Straße und dienen unter anderem der

ordnungsgemäßen und schadlosen Ableitung des Straßenabflusses. Die Beurteilung des hierbei versickerten Wassers unterliegt dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und landesrechtlichen Regelungen. Unvermeidliche Stoffeinträge müssen entsprechend dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz in Bezug zur vorgesehenen Nutzung des Grundstückes hingenommen werden. Die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vorgesehene Beschränkung von eingetragenen Frachten ist entsprechend erst außerhalb des Straßenbauwerkes gültig (FGSV 2005). Demgegenüber ist für Einleitungen in oberirdische Gewässer oder aus technischen Versickerungsanlagen in das Grundwasser in der Regel eine wasserrechtliche Erlaubnis erforderlich.

Bei der Straßenentwässerung über Bankett und Böschung findet bei der damit verbundenen Versickerung ein Rückhalt von Schadstoffen im belebten Oberboden statt. Das Bankettmaterial wird dadurch deutlich mit Schadstoffen belastet. Umfangreiche Untersuchungen zeigen jedoch, dass die am Bankettmaterial und an den zurückgehaltenen Sedimenten angelagerten Schadstoffe nur in sehr geringem Umfang durch das Sickerwasser eluierbar sind (ifs 2018, FGSV 2005).

4.3 Anlagen zur Regenwasserbehandlung

4.3.1 Überblick

Einen Überblick über zentrale und dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen bietet Abbildung 2. Das breite Spektrum der einsetzbaren Regenwasserbehandlungsanlagen erlaubt heute differenzierte und an die jeweiligen Randbedingungen angepasste Lösungen der Regenwasserbehandlung. Trotzdem bilden weiterhin Sedimentationsanlagen, und Versickerungsanlagen den Schwerpunkt bei der Anlagenwahl zur Straßenentwässerung. Zunehmend kommen durch die steigenden Anforderungen an die Behandlung auch Retentionsbodenfilteranlagen zum Einsatz. Hohe Reinigungsleistungen insbesondere in Bezug auf Feinpartikel werden von Anlagen erreicht, die den Straßenabfluss filtrieren. Die Reinigungsmechanismen bei Versickerungsanlagen und bei Retentionsbodenfilteranlagen sind identisch. Bei Mulden-Rigolen-Systemen, deren gedrosselter Ablauf aus den Rigolen in Oberflächengewässer eingeleitet wird, sind damit die gleichen Ablaufkonzentrationen wie bei Retentionsbodenfilteranlagen anzusetzen (ifs 2018).

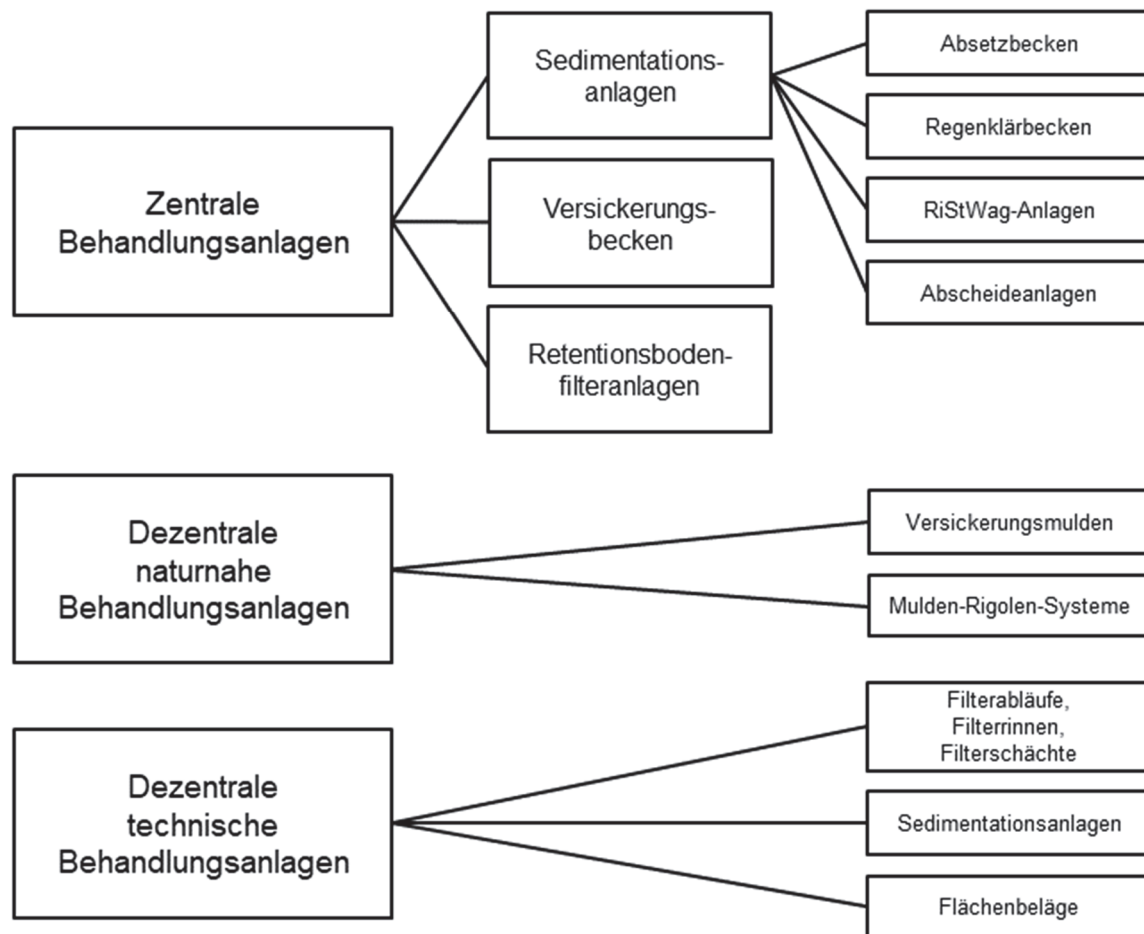


Abbildung 2: Zentrale und dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen

Gelöste Stoffe können nur durch Sorptionsprozesse im Sediment und Boden zurückgehalten werden. Das aus den Tausalzen stammende Chlorid ist gut wasserlöslich und kann durch die genannten Anlagen nicht aus dem Straßenabfluss entfernt bzw. dauerhaft zurückgehalten werden. Tausalz bleibt daher weiterhin Teil einer gesonderten Betrachtung.

4.3.2 Wirkungsgrade und Ablauffrachten

Die Reinigungsleistung von Regenwasserbehandlungsanlagen kann in Form stoffspezifischer Wirkungsgrade oder stoffspezifischer Ablauffrachten angegeben werden.

Sedimentationsanlagen

Für einen effektiven Sedimentationsvorgang und eine Verhinderung der Remobilisierung bereits abgelagerter Sedimente, aber auch für den Rückhalt von Leichtflüssigkeiten, ist eine langsame und gleichmäßige Strömung in der Sedimentationsanlage notwendig. Wesentliche Parameter für die Beckenbemessung sind die Oberflächenbeschickung und die Fließgeschwindigkeit. Die Sedimentationsanlagen im Bereich von Außerortsstraßen werden zumeist im Dauerstau betrieben und sind für die Vollstrombehandlung bemessen, d.h. es erfolgt

keine Begrenzung auf einen kritischen Regenabfluss Q_{krit} und somit auch keine Vorentlastung durch ein Entlastungsbauwerk.

Wirkungsgrade für Sedimentationsanlagen wurden im ifs-Gutachten (ifs 2018) aus Literaturdaten zusammengestellt und ausgewertet. Im Ergebnis wird für übliche Sedimentationsbecken ein AFS63-Wirkungsgrad von 40 % bzw. 0,40 vorgeschlagen. Durch konstruktive Details in der Zu- und Ablaufgestaltung kann die Sedimentationsleistung wesentlich verbessert und die Gefahr der Remobilisierung von Sedimenten deutlich verringert werden. Für entsprechend optimierte Sedimentationsbecken wird ein AFS63-Wirkungsgrad von 70 % bzw. 0,70 vorgeschlagen (ifs 2018).

Unter Bezugnahme auf den partikulären Anteil der einzelnen Parameter im Straßenabfluss und die o.g. Wirkungsgrade lassen sich stoffspezifische Wirkungsgrade und Ablaufkonzentrationen ermitteln (ifs 2018, siehe ifs-Gutachten Tabellen 4.2 und 4.3).

Retentionsbodenfilter

Retentionsbodenfilter stellen wirksame Anlagen zur Regenwasserbehandlung dar. Durch Filtration werden die Feinpartikel und die daran gebundenen Schadstoffe nahezu vollständig entfernt und zusätzlich gelöste Stoffe durch Sorptionsprozesse zurückgehalten.

Im Arbeitsblatt DWA-A 102 (DWA 2016) sind Wirkungsgrade zum Stoffrückhalt bzgl. AFS63 angegeben. Für den filtrierte Volumenstrom (Filterablauf) beträgt der Wirkungsgrad 0,95. Für den Filterüberlauf wird auf Grundlage der Sedimentation im Filterbecken ein Wirkungsgrad von 0,50 aufgeführt (DWA 2016).

Die Ablaufrachten für Retentionsbodenfilteranlagen wurden im ifs-Gutachten (ifs 2018) aus Literaturdaten zusammengestellt und ausgewertet. Im Ergebnis werden direkt die spezifische Ablaufrachten im Gutachten angegeben (ifs 2018, siehe ifs-Gutachten Tabelle 4.5).

5 Bewertung des Regenwasserabflusses von Verkehrsflächen

5.1 Emissions- und immissionsorientierter Ansatz

Bei der geplanten Einleitung von Niederschlagswasser in ein Gewässer sind sowohl emissions- als auch immissionsorientierte Beurteilungskriterien zu berücksichtigen. So ergeben sich emissionsorientierte Anforderungen für die Behandlung und Rückhaltung der Regenwasserabflüsse aus der Größe der anzuschließenden Fläche sowie aus der Art und Intensität ihrer verkehrlichen Nutzung. Darüber hinaus ist durch immissionsorientierte Betrachtungen festzustellen, ob zur Erreichung bzw. Erhaltung des guten ökologischen und chemischen Zustands des Gewässers weitere Maßnahmen erforderlich sind.

Die Behandlungsbedürftigkeit des anfallenden Regenwassers aus Straßenentwässerungsanlagen wird derzeit vorrangig nach dem Emissionsprinzip bewertet. Die Zustände im Einleitgewässer werden dabei vernachlässigt bzw. pauschaliert betrachtet. Mit der Umsetzung der WRRL erfolgt ein Paradigmenwechsel zu einem kombinierten Ansatz, der sowohl emissions- als auch immissionsbezogene Kriterien berücksichtigt. Für die Dimensionierung von Regenwasserableitungs- und –behandlungsanlagen ergibt sich die Notwendigkeit einer belastungs- und gewässerspezifischen Beurteilung unter Berücksichtigung relevanter Wirkzusammenhänge im Gewässer.

Nachfolgend werden verschiedene emissions- bzw. immissionsorientierte Bewertungsverfahren betrachtet:

- Merkblatt DWA-M 153 (DWA 2007),
- Arbeitsblatt DWA-A 102 (DWA 2016),
- ifs-Gutachten (ifs 2018).

In der weiteren Betrachtung wird dabei der Schwerpunkt auf die qualitative bzw. stoffbezogene Bewertung der Regenwasserabflüsse von Verkehrsflächen gelegt und der Fokus besonders auf straßenabflussrelevante Parameter gerichtet.

Das ifs-Gutachten (ifs 2018) ist ein Beispiel zur Umsetzung immissionsorientierter Anforderungen auf Landesebene in Niedersachsen.

5.2 Merkblatt DWA-M 153

Das Merkblatt DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser (DWA 2007) enthält ein Verfahren zur emissionsorientierten Bewertung von Regenwasserabflüssen. Es gibt Empfehlungen zur mengen- und gütemäßigen Behandlung von Regenwasser unter Berücksichtigung folgender Aspekte:

- Verschmutzung und Menge des Regenwassers je nach Nutzung und Belag der Herkunftsfläche,
- Schutzbedürfnis des Grundwassers,
- Schutzbedürfnis der oberirdischen Gewässer.

Daraus abgeleitet ergibt sich die gegebenenfalls erforderliche Regenwasserbehandlung vor einer Versickerung oder vor einer Einleitung in oberirdische Gewässer.

In dem Merkblatt wird ein Bewertungssystem eingeführt, mit dem die Verschmutzung des zu erwartenden Regenabflusses und die Belastbarkeit des betroffenen Gewässers grob eingestuft werden kann. Im Ergebnis der Bewertung ergibt sich die Notwendigkeit und der Umfang einer geeigneten Regenwasserbehandlung sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht. Örtliche Gegebenheiten werden pauschal innerhalb folgender Bewertungskriterien berücksichtigt:

- Einstufung der Gewässer,
- Einflüsse aus der Luft,
- Verschmutzung der Oberflächen,
- Wirkung der Regenwasserbehandlung.

Das Prinzipschema der Bewertung ist in Abbildung 3 dargestellt.

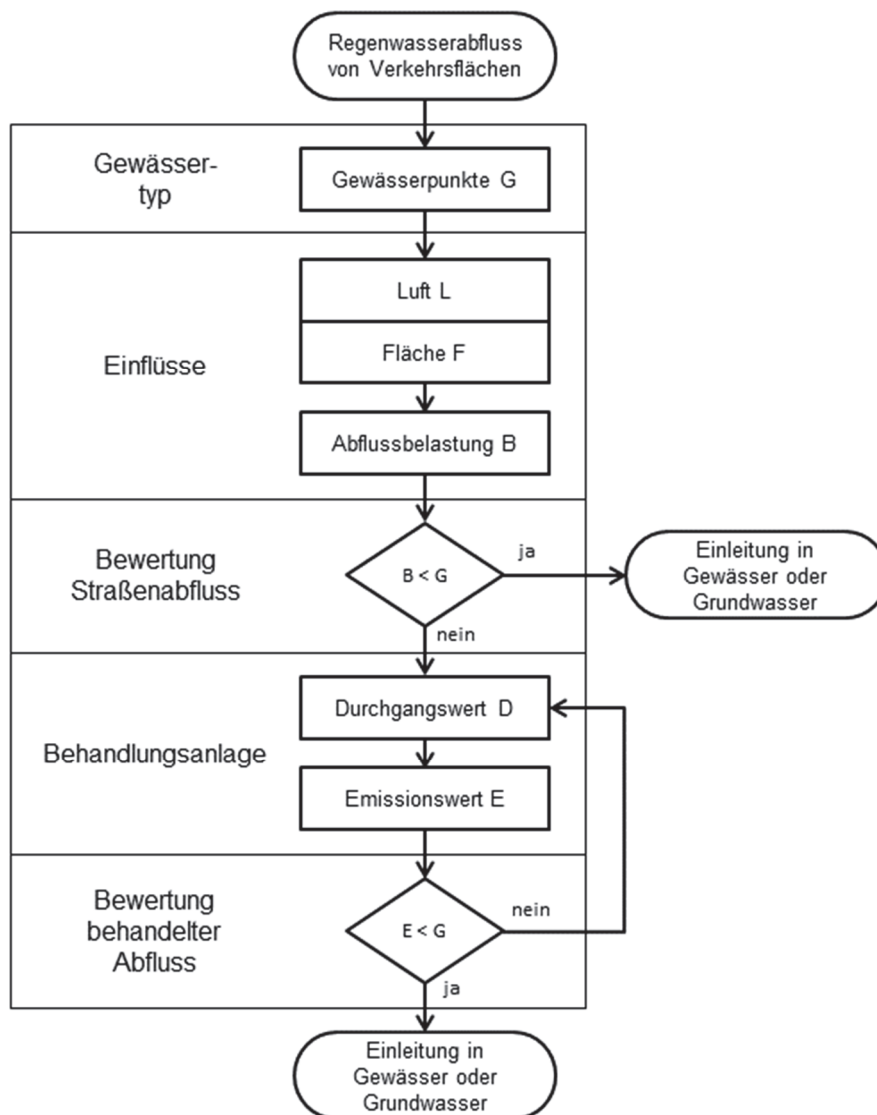


Abbildung 3: Prinzipschema der Bewertung nach Merkblatt DWA-M 153

Der Nachweis ist erbracht, wenn die Abflussbelastung B bzw. der Emissionswert E die Gewässerpunktzahl G unterschreiten.

Dem Bewertungsverfahren liegt die Absicht zugrunde, die Emissionen aus den zu entwässernden Flächen dem Schutzbedürfnis des Grundwassers oder des oberirdischen Gewässers anzupassen.

Jede Behandlungsmaßnahme kann nur einen Teil der stofflichen Belastung zurückhalten. Außerdem unterscheiden sich die Reinigungsvorgänge und Reinigungsleistungen hinsichtlich des betrachteten Stoffes und der gewählten Behandlung. Die festgelegten Durchgangswerte stellen daher eine pauschale Vereinfachung dar. Es handelt sich somit um Kenngrößen, die eine vergleichende Wertung einzelner Behandlungsmaßnahmen ermöglichen. Sie haben keine physikalische oder chemisch-biologische Grundlage, mit der auf eine messbare Reinigungsleistung einer Behandlungsanlage geschlossen werden könnte.

5.3 Arbeitsblatt DWA-A 102 / BWK-A 3 (Entwurf)

Das Arbeitsblatt DWA-A 102 / BWK-A 3 „Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer“ Entwurf (DWA 2016) gliedert sich in den Teil A „Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen für Regenwetterabflüsse in Siedlungen“ und den Teil B „Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen zur Einleitung von Regenwetterabflüssen in Oberflächengewässer“. Es liegt bisher lediglich im Entwurf (Gelbdruck) vor.

Das Arbeitsblatt formuliert Regelungen und Empfehlungen für Niederschlagsabflüsse im Trennsystem und für Mischwasserabflüsse im Mischverfahren einschließlich modifizierter Systeme in Verbindung mit der Umsetzung dezentraler und zentraler Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung. Dabei wird auf das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten und befestigten Flächen in Siedlungsgebieten abfließende und gesammelte Wasser Bezug genommen. Die Abflussarten Niederschlagsabflüsse und Mischwasserabflüsse werden unter dem Begriff Regenwetterabflüsse zusammengefasst.

Das Arbeitsblatt DWA-A 102 Teil A (DWA 2016) enthält Ausführungen aus Sicht des Emissionsprinzips. Immissionsbezogene Betrachtungen mit konkretem Bezug zur spezifischen Gewässersituation beinhaltet das Arbeitsblatt DWA-A 102 Teil B.

In der weiteren Betrachtung wird der Fokus auf die stoffbezogenen Beurteilungs- und Nachweiskriterien für Niederschlagsabflüsse gelegt.

Teil A „Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen für Regenwetterabflüsse in Siedlungen“

Als stoffbezogene Zielgröße für Niederschlagsabflüsse werden die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) als problemrelevanter Referenzparameter eingeführt, wobei eine

Eingrenzung auf den Feinanteil der Feststoffe mit einer Größe $< 63 \mu\text{m}$ erfolgt. Dieser Parameter wird als AFS63 bezeichnet.

Abhängig vom Stoffaufkommen erfolgt die Zuordnung unterschiedlicher Flächentypen und Flächennutzungen zu den Belastungskategorien I (gering belastet), II (mäßig belastet) oder III (stark belastet). Den Belastungskategorien werden für den Stoffparameter AFS63 abgestufte Frachtwerte des jährlichen Stoffabtrages zugeordnet (siehe Tabelle 3). Die Frachtwerte sind als Rechenwerte zur Verwendung im Kontext des Arbeitsblattes zu verstehen.

Tabelle 3: Rechenwerte des flächenspezifischen Stoffabtrages für AFS63 (DWA 2016)

Kategorie	Flächenspezifischer Stoffabtrag $b_{R,a}$ für AFS63 in $\text{kg}/(\text{ha a})$
Kategorie I	280
Kategorie II	530
Kategorie III	760

Das Prinzipschema der emissionsbezogenen Bewertung ist in Abbildung 4 dargestellt.

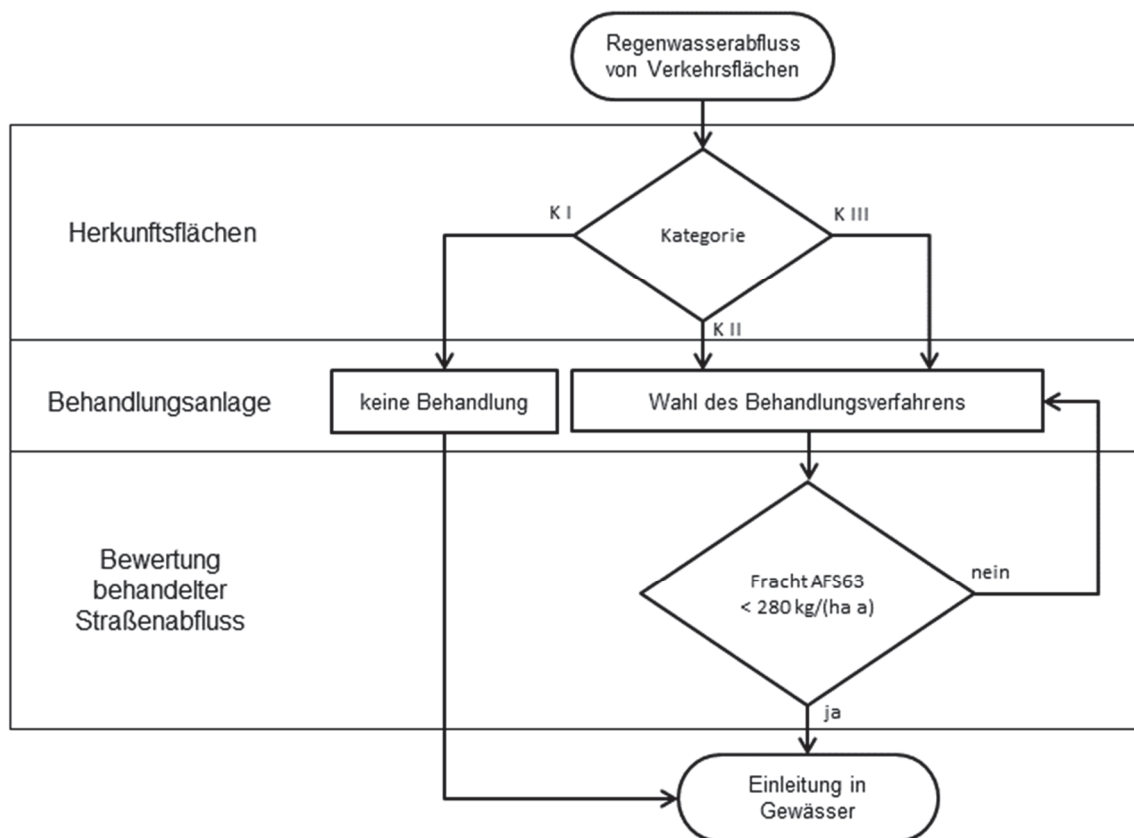


Abbildung 4: Prinzipschema der emissionsbezogenen Bewertung nach Arbeitsblatt DWA-A 102 Teil A für AFS63

Überschreitet die flächenspezifische Gesamtfracht $b_{R,a,ges}$ den zulässigen Frachtaustrag $b_{R,e,zul}$ von $280 \text{ kg}/(\text{ha a})$ werden Behandlungsmaßnahmen erforderlich.

Der Nachweis ist erbracht, wenn die flächenspezifische Gesamtfracht $b_{R,a,ges}$ nach einer Behandlungsanlage unterhalb des zulässigen Frachtaustrages $b_{R,e,zul}$ von 280 kg/(ha a) liegt.

Teil B „Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen zur Einleitung von Regenwetterabflüssen in Oberflächengewässer“

Im Teil B des Arbeitsblattes wird ergänzend zur Emissionsbetrachtung aus Teil A eine Handlungsempfehlung zur Beurteilung der Wirkung von Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationsnetzen des Misch- und Trennverfahrens auf oberirdische Fließgewässer durch eine Immissionsbetrachtung gegeben. In der weiteren Betrachtung wird lediglich auf den in Teil A eingeführten Stoffparameter AFS63 als Nachweisgröße Bezug genommen.

Die AFS63-Fracht soll infolge niederschlagsbedingter Einleitungen auf Werte begrenzt werden, die den „guten Zustand“ des Gewässers nicht gefährden. Nach heutigem Kenntnisstand ist dies der Fall, wenn die AFS-Konzentration im Jahresmittel 30 mg/l nicht überschreitet. Aus diesem Wert kann eine spezifische Grenzfracht b_G in Höhe von 96 kg/(ha a) bzw. 9.600 kg/(km² a) abgeleitet werden. Für besonders empfindliche Gewässer und Gewässerabschnitte gilt eine Grenzfracht von 64 kg/(ha a) bzw. 6.400 kg/(km² a). Die Vorbelastungsfracht b_V bezogen auf AFS63 ist mit 48 kg/(ha a) bzw. 4.800 kg/(km² a) anzusetzen (DWA 2016).

Das Prinzipschema der immissionsbezogenen Bewertung ist in Abbildung 5 dargestellt.

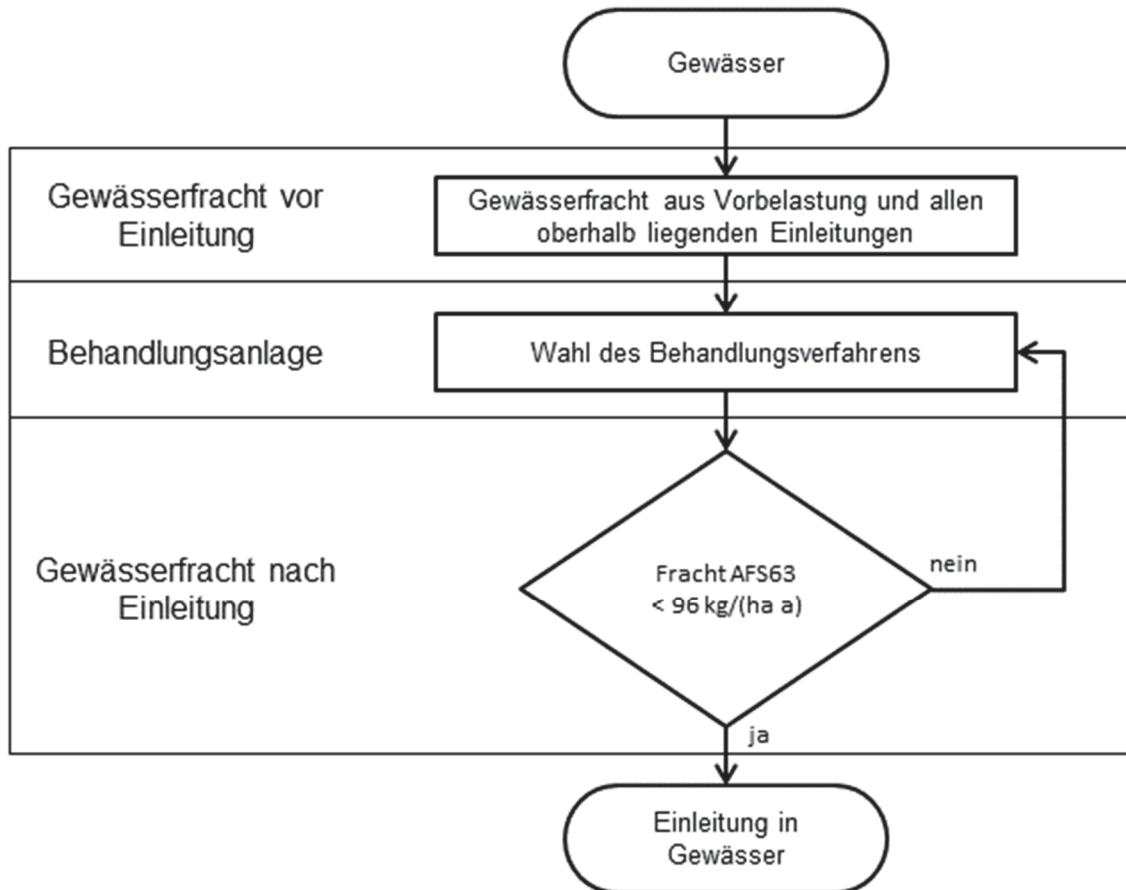


Abbildung 5: Prinzipschema der immissionsbezogenen Bewertung nach Arbeitsblatt DWA-A 102 für AFS63

Die resultierende Gewässerfracht B_G errechnet sich aus der Summe der Vorbelastung B_V , der Einleitungsfracht B_E der aktuellen Einleitung und der Summe der Einleitungsfrachten B_E' aller oberstrom im Nachweisraum gelegenen Einleitungen. Der Quotient aus der Gewässerfracht B_G und der Größe des oberirdischen Einzugsgebietes A_{EO} liefert die spezifische Gewässerfracht b_G . Der Nachweis ist erbracht, wenn die spezifische Gewässerfracht den o.a. Grenzwert unterschreitet (DWA 2016).

5.4 ifs-Gutachten

Bei Straßenbauvorhaben dient der Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie (FB WRRL) der Prüfung der Vereinbarkeit eines Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Die Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr hat als Grundlage für den FB WRRL ein Gutachten bei der ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH anfertigen lassen, in dem untersucht wurde, ob eine Regenwasserbehandlung nach RAS-Ew (FGSV 2005) ohne weiteren stofflichen Nachweis ausreichend ist. Diese Annahme wurde in dem Gutachten nicht bestätigt. Die Planung der Straßenentwässerung auf Grundlage der RAS-Ew (FGSV 2005) kann eine Überschreitung der Umweltqualitätsnorm (UQN) hauptsächlich für die

Parameter zur Beurteilung des chemischen Gewässerzustandes (Anlage 8 der OGewV) nicht ausschließen. Insbesondere für die PAK kann es beim Einsatz von Sedimentationsanlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen zu einer Überschreitung der sehr geringen UQN kommen. Zukünftig ist daher in Niedersachsen für den FB WRRL per Verfügung die Führung eines stofflichen Nachweises entsprechend des Gutachtens „Immissionsbezogene Bewertung der Einleitung von Straßenabflüssen“ (ifs 2018) erforderlich.

Die immissionsbezogene Bewertung erfolgt auf Grundlage der in den Anlagen der OGewV definierten Umweltqualitätsnormen (UQN). Eine Verschlechterung des chemischen Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers (OWK) liegt vor, wenn infolge der Einleitung von Straßenabflüssen eine UQN (Anlage 8, OGewV) für einen Parameter überschritten wird. Der ökologische Zustand eines OWK wird nach biologischen Komponenten ermittelt. Zusätzlich sind die flussgebietsspezifischen Schadstoffe (Anlage 6, OGewV) und die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Anlage 7, OGewV) unterstützend zur Bewertung heranzuziehen (ifs 2018).

Für die Bewertung der behandelten Abflüsse werden Quotienten zwischen den Konzentrationen im Straßenabfluss bzw. im Ablauf der Regenwasserbehandlungsanlagen und der jeweiligen UQN der OGewV gebildet. Ist der Quotient kleiner 1, kann durch die Einleitung von Straßenabflüssen für den jeweiligen Parameter die UQN nicht überschritten werden. Liegt der Quotient über 1, kann in Abhängigkeit der Abflüsse im Gewässer und der Gewässervorbelastung die jeweilige UQN überschritten werden. Je höher der Quotient, desto eher könnten die UQN im Gewässer überschritten werden, wenn keine ausreichende Verdünnung im Gewässer erfolgt. Ob tatsächlich eine Überschreitung der UQN vorliegt, kann nur unter Berücksichtigung der Vorbelastung im Gewässer und der Abflussverhältnisse im Rahmen einer Mischungsrechnung beurteilt werden. Hierfür ist ein repräsentativer Beurteilungspunkt im OWK zu wählen. Die resultierenden Konzentrationen im Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Einleitung von Straßenabflüssen werden sowohl für die Jahres-Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) als auch für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) ermittelt (ifs 2018).

Das Prinzipschema der immissionsbezogenen Bewertung ist in Abbildung 6 dargestellt.

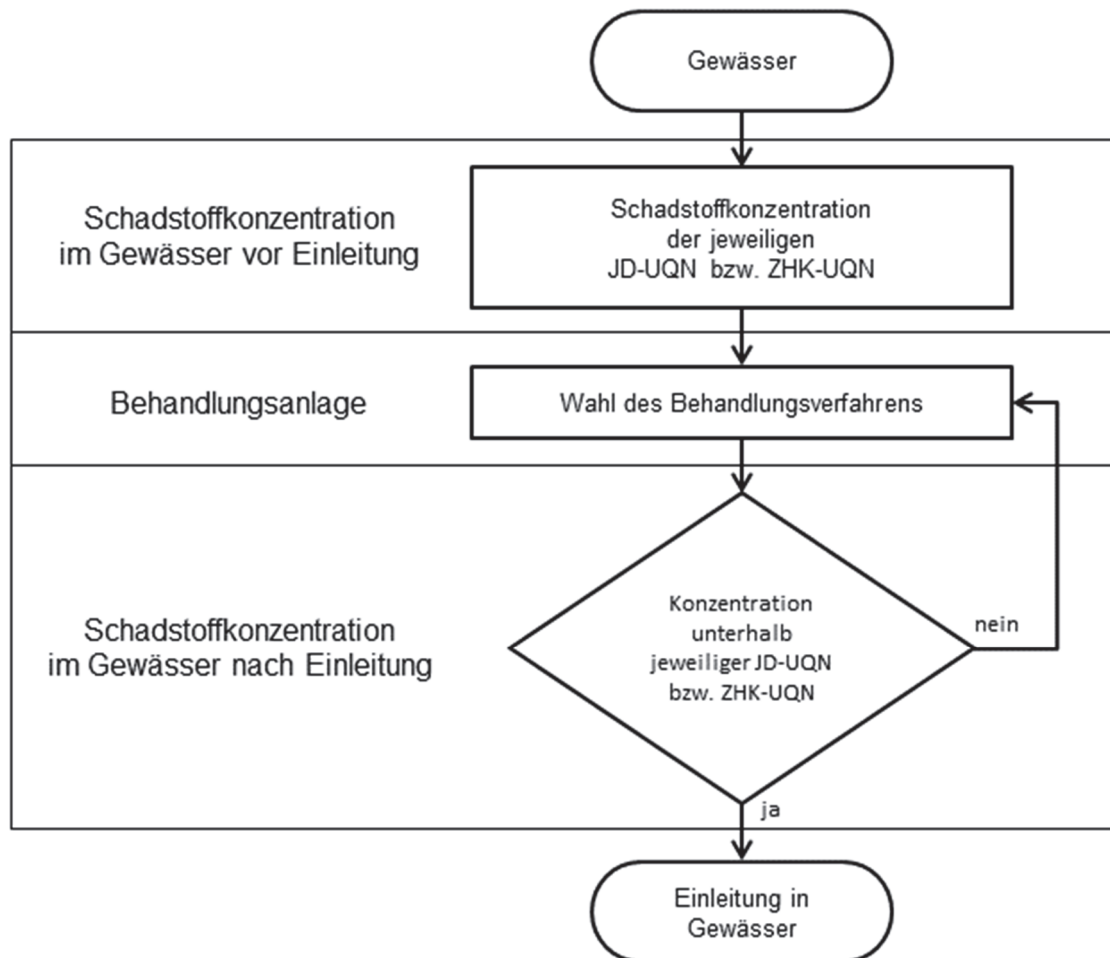


Abbildung 6: Prinzipschema der immissionsbezogenen Bewertung nach ifs-Gutachten

Der Nachweis ist erfüllt, wenn die resultierende Gewässerkonzentration nach der Einleitung unterhalb der jeweiligen UQN liegt.

Für die Bewertung sind Messdaten der Ausgangskonzentrationen im betroffenen OWK erforderlich. Falls keine Messdaten vorliegen, besteht die Möglichkeit lediglich die mit der Einleitung verbundene Konzentrationsänderung im Gewässer zu ermitteln. Diese Änderung kann dann zur jeweiligen UQN in Bezug gesetzt und bezüglich ihrer Verhältnismäßigkeit beurteilt werden.

6 Konsequenzen für die technische Planung

Die Bedeutung gewässerbezogener Planungsinhalte wird in der zukünftigen Planungspraxis von Straßenentwässerungsanlagen deutlich zunehmen. Insbesondere die Erkenntnis, dass eine regelwerkskonforme Planung der Straßenentwässerung bei Beachtung emissionsorientierter Bewertungskriterien eine Überschreitung der UQN hauptsächlich für die Parameter zur Beurteilung des chemischen Gewässerzustandes nach Anlage 8 der OGewV nicht ausschließen kann, entfaltet eine erhebliche Wirkung

auf den zukünftigen Umgang mit Regenwasser. Vorrangig ist hier die enge Verzahnung mit der Umweltplanung zu nennen, da die immissionsorientierte Bewertung der von geplanten Einleitungen betroffenen Gewässer in deren Bearbeitungsgebiet fällt. Dies reicht aber bei weitem nicht aus. Es kommt eben nicht nur darauf an, vor der Einleitung in ein Gewässer eine Regenwasserbehandlungsanlage mit der erforderlichen Reinigungsleistung anzuordnen. Vielmehr ist es notwendig, das in der RAS-Ew (FGSV 2005) definierte Versickerungsgebot aufzugreifen und zukünftig wieder stärker in den Fokus zu rücken, um punktuelle Einleitungen in Gewässer auf den tatsächlich erforderlichen Umfang zu beschränken und gleichzeitig technisch und wirtschaftlich optimale Entwässerungslösungen zu schaffen. Dies gelingt umso besser, je eher im Planungsprozess potenzielle Einleitzpunkte in Gewässer hinsichtlich ihrer Anforderungen an die Regenwasserbehandlung geprüft werden.

Bei Außerortsstraßen stellt die breitflächige Entwässerung und Versickerung über Böschungen, Mulden und Gräben die Vorzugslösung der Entwässerung dar. Gemäß RAS-Ew (FGSV 2005) ist das Behandlungsziel erreicht, wenn für die kritische Regenspende r_{krit} kein abzuleitender Oberflächenabfluss entsteht. Der Ansatz entspricht der kritischen Regenspende zur Bemessung von Regenklärbecken. In der Regel liegen mehr als 90 % des Jahresniederschlagsabflusses unterhalb einer kritischen Regenspende von 15 l/(s ha), so dass dann auf eine Regenwasserbehandlungsanlage verzichtet werden kann.

Versickerungsmulde mit Rigole (Mulden-Rigolen-Element)

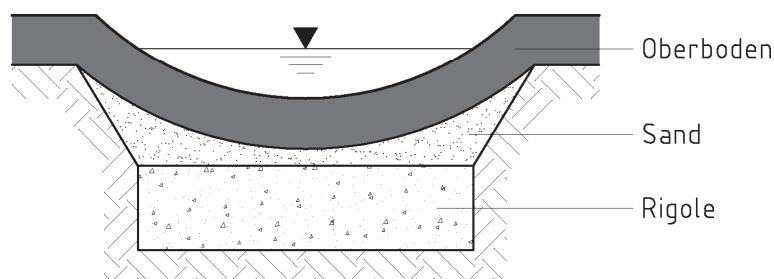


Abbildung 7: Versickerungsmulde mit Rigole

Weitere Möglichkeiten zur Regenwasserbehandlung und Abflussreduzierung bieten die Elemente und Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung. Von besonderer Bedeutung für die zentrale und dezentrale Regenwasserbehandlung ist die Passage einer bewachsenen Bodenzone und die damit erreichbare hohe Reinigungsleistung. Muldensysteme erlauben dabei angepasste Entwässerungslösungen auch bei ungünstigen Versickerungsverhältnissen. Reicht die Durchlässigkeit des Untergrundes für eine Versickerungsmulde nicht aus, so kann zusätzlich eine Rigole (siehe Abbildung 7) angeordnet werden.

Die dränierte Versickerungsmulde (siehe Abbildung 8) leitet nur den Teil des gereinigten Straßenabflusses zur Vorflut, der nicht vor Ort versickert oder verdunstet. Bei hohen Grundwasserständen kann zusätzlich eine Abdichtung vorgesehen werden (siehe Abbildung 9). Dadurch entfällt zwar der Versickerungsanteil. Die Vorteile durch effektive Reinigung, gedrosselte Ableitung und Verdunstung bleiben aber erhalten.

Dränierte Versickerungsmulde (Mulden-Rigolen-System)

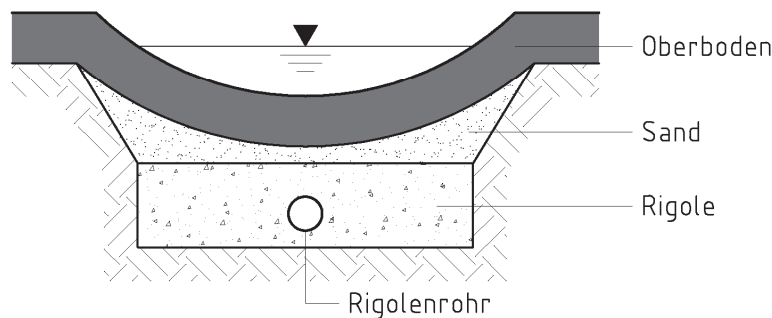


Abbildung 8: Dränierte Versickerungsmulde

Dränierte Versickerungsmulde mit Abdichtung (Gedichtetes Mulden-Rigolen-System)

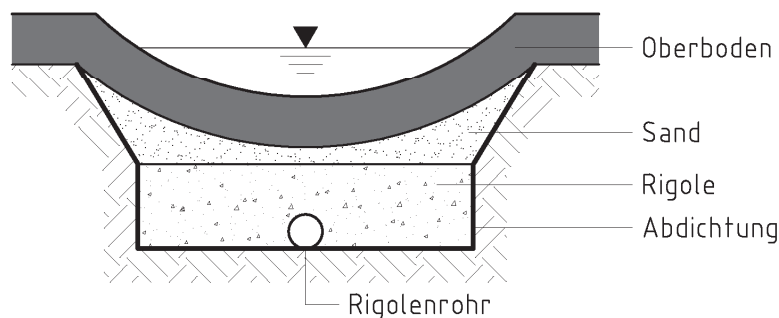


Abbildung 9: Dränierte Versickerungsmulde mit Abdichtung

Die gezeigten Systeme eignen sich grundsätzlich auch für Versickerungsbecken, so dass sich hier zusammen mit den offenen Systemen für Sammlung und Ableitung des anfallenden Niederschlagswassers ein Spektrum für dezentrale, örtlich angepasste Entwässerungslösungen bietet.

Durch die dezentrale und straßenparallele Ableitung, Speicherung und Behandlung des Straßenabflusses kann auf zentrale Regenwasserbehandlungsanlagen verzichtet werden oder es ergeben sich geringere Bemessungszuflüsse und damit kleinere Bauwerksabmessungen. Dem Planer müssen unterstützend im Regelwerk für die emissionsorientierte Betrachtung auch Angaben für Behandlungsanlagen mit AFS63-

Wirkungsgraden zwischen 40 % und 70 % an die Hand gegeben werden, z.B. für optimierte Sedimentationsanlagen, um bedarfsgerechte Lösungen erarbeiten zu können.

Die Berücksichtigung der vielfältigen Anforderungen an die Entwässerungsplanung führt zu differenzierten und kleinteiligen Lösungen, die an die örtlichen Gegebenheiten und die sich bietenden Möglichkeiten angepasst sind. Der Grundstein hierfür muss bereits in der konzeptionellen Planungsphase gelegt werden, um auf dieser Basis aufbauende und in enger Abstimmung mit der Straßenplanung technisch und wirtschaftlich optimale Entwässerungslösungen entwickeln zu können. Auch die frühzeitige Einbindung der zuständigen Wasserbehörde und ggf. weiterer Fachbehörden in den Planungsprozess zur Abstimmung der geforderten Nachweiskriterien ist wichtig und notwendig.

7 Zusammenfassung

Beim Umgang mit Regenwasser erlangen immissionsorientierte Bewertungskriterien eine zunehmende Bedeutung. Vor diesem Hintergrund reicht es heute nicht mehr aus, die technische Planung isoliert von den Zuständen im Einleitgewässer zu betrachten. Mit den steigenden Anforderungen an die Behandlung der Straßenabflüsse steigen auch die Anforderungen an die Entwässerungsplanung. Insbesondere die Umweltqualitätsnormen für Parameter zur Beurteilung des chemischen Gewässerzustandes nach Anlage 8 der OGewV können zu hohen Reinigungsanforderungen für geplante Einleitungen in Gewässer führen. Wirtschaftliche Entwässerungslösungen sind dennoch möglich, wenn bereits frühzeitig im Planungsprozess verstärkt dezentrale Möglichkeiten der Abflussreduzierung und Regenwasserbehandlung erkannt und genutzt werden.

Literatur

- DWA (2007) Merkblatt DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- DWA (2016) Arbeitsblatt DWA-A 102 (Entwurf) Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwasserabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- FGSV (2016) Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag), Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitskreis „Straßen in Wasserschutzgebieten“ des Arbeitsausschusses „Boden- und Gewässerschutz“
- FGSV (2005) Richtlinien für die Anlage von Straßen, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitskreis „RAS-Entwässerung“ des Arbeitsausschusses „Entwässerung“
- ifs (2018) Gutachten „Immissionsorientierte Bewertung der Einleitungen von Straßenabflüssen“, ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Hannover

Dipl.-Ing. Andreas Pápay

INROS LACKNER SE

Rosa-Luxemburg-Straße 16

18055 Rostock

Tel.: +49 (0) 381 / 45 67 887

Fax: +49 (0) 381 / 45 67 577

E-Mail: andreas.papay@inros-lackner.de

In-situ Monitoring großer dezentraler Behandlungsanlagen für Niederschlagsabflüsse

Dominik Leutnant und Mathias Uhl

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

Kurzfassung: Der Behandlung von Niederschlagsabflüssen aus Trennsystemen kommt zur Zielerreichung eines wirksamen Gewässerschutzes eine wesentliche Rolle zu. Konventionelle, zentrale Anlagen behandeln den Abfluss vor der Einleitung in das Gewässer. Zunehmend an Bedeutung gewonnen haben dezentrale Anlagen, die den Abfluss am Entstehungsort behandeln. Unterschiedlich belastete Oberflächenabflüsse können somit den wasserrechtlichen Anforderungen entsprechend gezielt behandelt werden. Voraussetzung zur Anwendung ist der Nachweis der vergleichbaren Reinigungsleistung zu zentralen Anlagen. In-situ Gütemessungen der Zu- und Abflaufrachten einer Behandlungsanlage ermöglichen eine datenbasierte Bewertung der Anlagenwirksamkeit.

Keywords: Regenwasserbewirtschaftung, Dezentrale Anlagen, Kontinuierliche Gütemessung, Messdaten, AFS/AFS63

1. Veranlassung und Zielsetzung

Die im Regenwasserabfluss urbaner Flächen enthaltenen partikulären und gelösten Stoffe können zu nennenswerten Gewässerbelastungen führen, so dass herkunftsabhängig eine Behandlung erforderlich sein kann. Eine flächenspezifische Behandlungserfordernis, die sich auf die Feinfraktion der Abfiltrierbaren Stoffe (AFS63) stützt, wird im bevorstehenden Arbeitsblatt DWA-A 102 (2016) definiert. Demnach ergibt sich dem Emissionsprinzip folgend eine Behandlungspflicht, sobald die Stoffemissionen einer Einleitungsstelle $280 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ übersteigen. Zur Ermittlung der rechnerischen Gesamtfracht einer Einleitungsstelle ist das zugehörige Einzugsgebiet in die drei Flächenkategorien i) gering, ii) mäßig und iii) stark belastet zu unterteilen und flächenspezifische Frachtabträge gemäß Tabelle 1 zuzuordnen. Abflüsse aus Einzugsgebieten, die ausschließlich aus Flächen der Kategorie 1 bestehen, bedürfen prinzipiell keiner Behandlung; die Notwendigkeit einer Behandlung ergibt sich sobald mäßig bzw. stark belastete Flächen im Betrachtungsraum vorliegen. Der erforderliche Wirkungsgrad einer Behandlungsanlage lässt sich ebenfalls rechnerisch unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächenanteile ableiten.

Für die siedlungswasserwirtschaftliche Planung bleibt es hingegen offen, wie und insbesondere wo die Niederschlagswasserbehandlung im Einzugsgebiet zu erfolgen hat. Zur Behandlung von Abflüssen im Trennsystem stehen grundsätzlich zentrale Anlagen vor der Einleitung in das Gewässer („end-of-pipe“) oder dezentrale Anlagen am Entstehungsort („source-control“) zur Verfügung.

Tabelle 1: Flächenspezifische Stoffabträge $b_{R,a}$ für AFS63 (Rechenwerte)

Flächenkategorie	AFS63 Stoffabtrag $b_{R,a}$ (kg/(ha*a))
1 (gering belastet)	280
2 (mäßig belastet)	530
3 (stark belastet)	760

Als konventionelle, **zentrale** Anlagen gelten Regenklärbecken (RKB, DWA-A 166 (2013)) oder Retentionsbodenfilter (RBF, DWA-M 178 (2019)). Während sich für RKB bei einer Oberflächenbeschickung im Bereich von 4 - 6 m/h AFS63-Wirkungsgrade von bis zu 50% erzielen lassen, so können RBF Filterwirkungsgrade von 95 % und Sedimentationswirkungsgrade (für Filterüberläufe) von 50 % aufweisen (DWA-A 102 2016).

Marktverfügbare **dezentrale** Anlagen halten partikuläre Stoffe durch Sedimentation und/oder Filtration zurück. Unterschieden wird zwischen Anlagen mit Bodenpassage (z.B. Muldenversickerung oder RBF) und Anlagen, die gewerblich oder industriell gefertigt sind. Gemäß DWA-A 138 (2005) und DWA-M 178 (2019) weisen Anlagen mit Bodenpassage einen hohen Wirkungsgrad auf. Zu den industriell gefertigten Anlagen gehören z.B. Sedimentationsanlagen. Deren grundsätzliche Anwendbarkeit regelt für Nordrhein-Westfalen der sogenannte „Trennerlass“ (MKULNV NRW 2004), der jedoch die Vergleichbarkeit zu zentralen Anlagen hinsichtlich i) Wirkungsgrad und ii) Dauerbetrieb fordert. Unter Laborbedingungen lassen sich Anlagen in einer idealisierten Umgebung prüfen, bewerten und prozessorientiert untersuchen. Eine Übertragbarkeit auf reale Betriebsbedingungen ist aufgrund stark idealisierter Beschickungsvorgänge nur eingeschränkt möglich. Auch die hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Niederschlagswassermatrix lässt sich gegenwärtig in Laborversuchen nur unzureichend berücksichtigen.

In dem Forschungsvorhaben „DezNWBA – Leistungsfähigkeit großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unter realen Betriebsbedingungen“ (Leutnant et al. 2019) werden große dezentrale Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (NWBA) an Standorten mit hohem Stoffaufkommen mittels kontinuierlicher Gütemesstechnik untersucht. Ziel ist, die Vergleichbarkeit der Reinigungsleistung von großen dezentralen Anlagen und zentralen Anlagen zur Zielerreichung des Trennerlasses zu beurteilen. Der vorliegende Beitrag stellt das Projekt, die angewandte Methodik und erste Ergebnisse anhand eines Messstandortes vor.

2. Material und Methodik

a) Behandlungsanlage und Messtechnik

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

Im Zu- und Ablauf der Anlage werden die Parameter Trübung, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit mittels Online-Sensoren kontinuierlich erfasst (VisoTurbIQ700, SensoLyt700IQ, TetraCon700IQ, alle WTW). Die Trübung dient als Surrogatparameter zur Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS). Eine Durchflussmessung (POA bzw. CSM, NIVUS) im Anlagenzulauf steuert die automatische Probenahme (ASP Station, Endress+Hauser). Ein paralleles Analytikprogramm umfasst die Parameter AFS/AFS63, Cu, Zn, MKW und PAK. Mess- und Analysedaten werden mithilfe des Messdatenmanagementsystems OSCAR (Leutnant et al. 2015) verarbeitet, das mit quelloffenen Komponenten Messdaten speichert sowie über ein Webinterface visualisiert. Datenaufbereitung und -analyse erfolgen mit der Skriptsprache R (R Core Team 2018). Die Datenaufbereitung umfasst die Schritte i) Prüfung, ii) Korrektur (z. B. Kalibrierung von Durchflüssen durch experimentell erfasste Rauigkeiten); iii) Transformation (z. B. Trübung zu AFS), iv) Ereignisselektion und v) Berechnung von Ereigniskenngrößen (Niederschlag, Abfluss, Stofffracht, mittlere Ereigniskonzentration). Im Zuge der Datenanalyse werden Ereigniskenngrößen aggregiert und statistisch ausgewertet. (Leutnant et al. 2018)

b) Ermittlung der Leistungsfähigkeit

Die Leistungsfähigkeit der zu untersuchenden dezentralen Behandlungsanlage wird anhand des Rückhalts Abfiltrierbarer Stoffe (AFS) ermittelt. Der rechnerische Frachtwirkungsgrad eines Ereignisses $\eta_{E,B}$ ergibt sich gemäß Gleichung 1 zu:

$$\eta_{E,B} = 1 - \frac{B_{E,ab}}{B_{E,zu}} * 100 \quad (1)$$

Mit:

$B_{E,zu}$ = AFS-Ereignisfracht im Anlagenzulauf [kg]

$B_{E,ab}$ = AFS-Ereignisfracht im Anlagenablauf [kg]

Die zur Frachtberechnung erforderliche, zeitabhängige AFS-Konzentration wird aus Umrechnung des Trübungssignals mit einer Regressionsfunktion ermittelt (Leutnant et

al. 2018), so dass sich die AFS-Ereignisfracht für den Anlagenzulauf und -ablauf nach Gleichung 2 berechnen lässt.

$$\text{AFS-Fracht (kg): } B_E = \sum_{i=1}^n Q_i c_i \Delta t \quad (2)$$

Mit:

- Q_i = Abfluss zum Zeitpunkt i [l/s]
- c_i = AFS-Konzentration zum Zeitpunkt i [mg/l]
- n = Anzahl der Zeitschritte eines Ereignisses

3. Ergebnisse

Abbildung 1 stellt die Installation der Gütemesstechnik am Standort „Am Stadtgraben“ dar. Elf ausgewertete Niederschlagsabflussereignisse sind Tabelle 2 zu entnehmen.

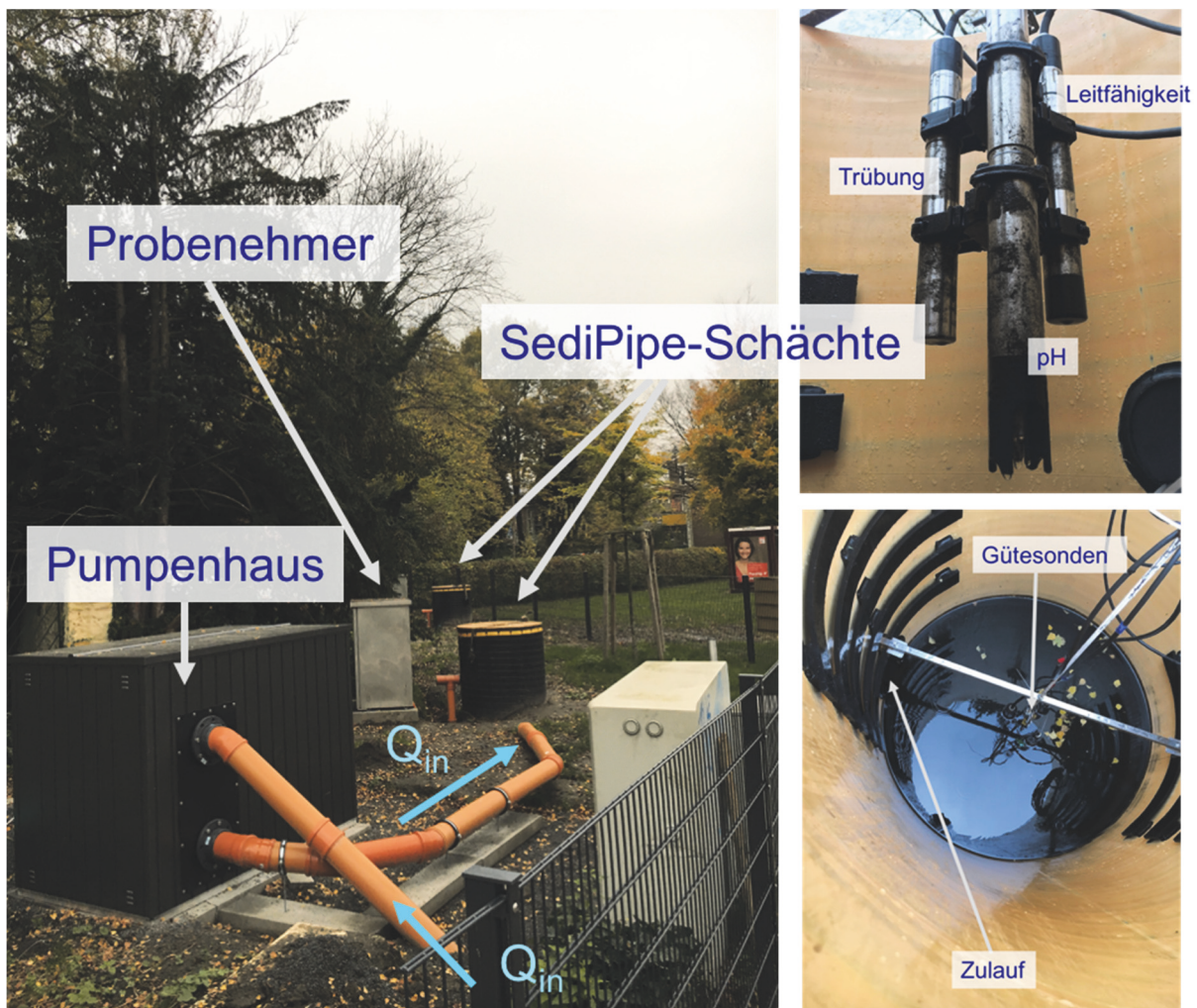


Abbildung 1: Messstation „Am Stadtgraben“ (links: Pumpenhaus, SediPipe-Schächte und Probenehmer; rechts unten: Anordnung der Gütesonden im Startschacht; rechts oben: Gütemesseinheit nach erstem Ereignis) (Leutnant et al. 2018)

Tabelle 2: *Übersicht der Niederschlag-, Abfluss- und Beschickungseigenschaften ausgewählter Ereignisse (Niederschlagsdauer D_N , -höhe h_N und -intensität $i_{N,mittel}$, $i_{N,max60}$; D_Q , Q_{max} , V_{QE} : Abflussdauer, -spitze und -volumen; D_{Pump} , V_{Pump} , V_{Pump}/V_{QE} : Beschickungsdauer, -volumen und Verhältnis Beschickungsvolumen zum Abflussvolumen) (Leutnant et al. 2018)*

Start dd.mm.JJ HH:MM	Niederschlag				Abfluss			Beschickung			AFS-Fracht		
	D_N h	h_N mm	$i_{N,mittel}$ mm·h ⁻¹	$i_{N,max60}$ mm·h ⁻¹	D_Q h	Q_{max} L·s ⁻¹	V_{QE} m ³	D_{Pump} h	V_{Pump} m ³	V_{Pump}/V_{QE} -	Zulauf kg	Ablauf kg	$\eta_{E,B}$ -
24.11.17 03:15	3,85	9,96	2,59	4,64	4,88	26,55	101,78	4,43	57,03	56 %	10,2	3,3	67 %
07.12.17 17:11	4,15	6,41	1,54	2,39	5,08	10,89	56,97	4,48	50,83	89%	9.1	3.7	59 %
13.12.17 09:26	6,88	7,93	1,15	2,27	7,92	9,35	82,15	7,17	77,97	95 %	35.1	25.9	26 %
13.12.17 19:15	4,13	8,52	2,06	4,53	5,15	46,14	113,63	4,27	49,09	43 %	17.9	15.7	12 %
14.12.17 04:23	2,95	3,43	1,16	2,10	3,92	11,58	128,81	3,97	86,04	67 %	10.3	6.9	33 %
29.12.17 15:10	2,80	3,30	1,18	1,31	3,73	5,74	23,32	3,22	23,32	100 %**	12.0	8.2	32 %
31.12.17 02:32	4,67	7,71	1,65	2,71	5,73	7,93	62,18	4,87	60,59	97 %	8.2	5.6	31 %
31.12.17 16:29	4,13	15,82	3,83	6,40	5,17	36,98	186,77	4,95	80,92	43 %	11.6	9.3	20 %
01.01.18 16:31	9,98	5,98	0,60	1,21	10,98	5,24	73,98	9,53	73,98	100 %**	21.1	13.6	36 %
05.04.18 06:51	0,65	1,40	2,15	2,15	1,68	5,93	10,25	1,23	10,25	100 %**	4.5	2.6	43 %
12.04.18 16:57	0,37	5,77	15,74	15,74	1,43	62,45	37,07	1,07	10,48	28 %	4.0	2.6	35 %
Summe											143.9	97.4	32 %

**Rechnerisch ermittelt: Aufgrund des Pumpvorgangs und einer Systemlatenz kann der anfängliche Abfluss nicht gänzlich erfasst werden. Der tatsächliche Wert liegt immer unter 100 %

4. Diskussion

Die gemessenen AFS-Zulauffrachten der 11 Ereignisse liegen im Bereich von 4 kg und 35 kg. Im Ablauf wurden AFS-Ereignisfrachten zwischen 2.6 kg und 26 kg ermittelt. Der höchste Wirkungsgrad liegt bei 67 %, der kleinste wurde zu 12 % errechnet. Bei 3 Ereignissen beträgt das Verhältnis zwischen Beschickungsvolumen zum Niederschlags-Abfluss-Volumen nahezu 100 %, was einer Vollstrombehandlung entspricht. Hier liegen die Wirkungsgrade bei 32 %, 36 % und 43 %. Der Gesamtwirkungsgrad, der sich aus der Summe der Zu- und Ablauffrachten aller Ereignisse berechnet, beträgt 32 %. Tabelle 2 zeigt weiterhin, dass die Zulauffracht mit zunehmender Niederschlagsdauer zunimmt. Es ist anzumerken, dass die Ereignisse lediglich eine stark begrenzte Periode berücksichtigen (überwiegend Dezember 2017) und daher als Stichprobe zu interpretieren sind. Auch kann die Wirkung der Anlage bei z.B. chloridhaltigen Niederschlagsabflüssen in Winterperioden noch nicht beurteilt werden. (Leutnant et al. 2018).

5. Fazit und Ausblick

Große dezentrale, technische Behandlungsanlagen könnten eine Alternative zu zentralen Anlagen darstellen, wenn sie eine vergleichbare Reinigungsleistung aufweisen. In-situ Gütemessungen erweisen sich als robuste Methode, um

ereignisspezifische Wirkungsgrade hinsichtlich des Rückhalts Abfiltrierbarer Stoffe zu ermitteln. Die dem Beitrag zugrundeliegenden Messdaten erlauben jedoch noch keine statistisch belastbaren Aussagen zu Anlagenwirkungsgraden über längere Perioden und Dauerbetrieb. Auch aufgrund des auffällig trockenen Niederschlagsjahres 2018 wurde das Projekt für weitere zwei Jahre verlängert, so dass der Messbetrieb verlängert wird und neue Messdaten zu erwarten sind.

Danksagung

Das Projekt „DezNWBA“ wird gefördert durch das MKULNV des Landes NRW. Die Autoren danken dem MKULNV des Landes NRW für die Projektförderung, dem LANUV NRW für die wissenschaftliche Begleitung sowie der Stadt Münster für die Finanzierung und Bau der Anlagen und die tatkräftige Unterstützung bei der Installation der Messeinrichtungen.

Referenzen

- DWA-A 102 (2016): Niederschlagsbedingte Siedlungsabflüsse - Grundsätze und Anforderungen zum Umgang mit Regenwetterabflüssen (Gelbdruck, Oktober 2016). Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA-A 138 (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-A 166 (2013): Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung: Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA-M 178 (2019): Retentionsbodenfilteranlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- Leutnant, D., Henrichs, M., Muschalla, D., Uhl, M. (2015): „OSCAR - An online supervisory control and urban drainage data acquisition system with R“. In: Maere, T., Tik, S., Duchesne, S., et al. (Hrsg.) Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage Modelling. Quebec, Kanada S. 135–138.
- Leutnant, D., Kleckers, J., Haberkamp, J., Uhl, M. (2018): „In-situ-Monitoring der Reinigungsleistung großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“. In: Schmitt, T.G. (Hrsg.) Regenwasser in urbanen Räumen - aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018. Landau i.d. Pfalz: Technische Universität Kaiserslautern (Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen).
- Leutnant, D., Kleckers, J., Haberkamp, J., Uhl, M. (2019): Leistungsfähigkeit großer dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen unter realen Betriebsbedingungen. Münster: Fachhochschule Münster, Institut für Wasser-Ressourcen-Umwelt (IWARU) (Forschungsvorhaben im Auftrag des MKULNV).
- MKULNV NRW (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren („Trennerlass“). (RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz).
- R Core Team (2018): R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Dr. Dominik Leutnant
Fachhochschule Münster
Fachbereich Bauingenieurwesen
Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt (IWARU)
AG Siedlungshydrologie und Wasserwirtschaft
Corrensstr. 25
48149 Münster
Tel.: +49 (0) 251/83-65274
Mail: leutnant@fh-muenster.de
Web: <https://www.fh-muenster.de/>

Niederschlagswasser auf landwirtschaftlichen Betriebshöfen und Biogasanlagen

Jens Tränckner

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Wasserwirtschaft

1. Veranlassung

In Deutschland werden derzeit ca. 9300 Biogasanlagen mit einer installierten elektrischen Leitung von über 4.200 MW betrieben. Die damit erzielte Bruttostromerzeugung lag 2017 bei 51,1 Mrd. kWh (7,8 % der Gesamtstromerzeugung). Die Energieerzeugung der meisten Biogasanlagen basiert dabei auf nachwachsenden Rohstoffen (ca. 50 %) und/oder Gülle (ca. 43 %) (Witt 2012). Diese oft weiträumig angefahrenen Substrate müssen vor der Vergärung zwischengelagert werden, um einen kontinuierlichen Betrieb über das Jahr zu ermöglichen. In den aktuell genutzten Lagerflächen, in Form von meist großflächig ausgeführten Fahrsiloanlagen, wird das zerkleinerte Häckselgut als Ganzpflanzensilage eingebracht und verdichtet. Von dort wird das Substrat mit einem Radlader oder ähnlicher Technik über Fahrwege zur „Fütterung“ des Gärreaktors gefahren.

Fahrsiloanlagen sind aber nicht nur in Biogasanlagen anzutreffen, sondern werden auch im Bereich der Tierhaltung genutzt, wobei zum Teil identische Substrate eingesetzt werden (z.B. Maissilage). Hinzu kommen sonstige Hofflächen, auf denen ebenfalls Transporte von Pflanzenmaterial stattfinden sowie Triftwege für Tiere. Die nachfolgenden Aussagen lassen sich also zu einem großen Teil auch auf Landwirtschaftsbetriebe übertragen.

Der offene, der Witterung ausgesetzte Umgang mit organisch hochkonzentrierten Stoffen und die großen befestigten Flächen bergen ein großes Potential für den Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe und je nach Substrat auch von Nährstoffen in die Oberflächengewässer. Dies gilt insbesondere dann, wenn es nicht gelingt, die auf den Anlagen anfallenden Stoffströme sachgerecht zu bewirtschaften.

Dass die Gefahr der Gewässerverunreinigung durch Niederschlagswasser von Biogasanlagen sehr real ist, zeigen verschiedene Ergebnisse zur Befundaufklärung bei festgestellten Gewässerdefiziten, z.B. im Bereich des StaLU „Mittleres Mecklenburg“ (Börner 2017).

Aktuell beschäftigen sich sowohl die zuständigen Wasserbehörden als auch Fachverbände wie die DWA zunehmend mit dieser Thematik. So liegen unter anderem das DWA-A 792 „Technische Regel wassergefährdender Stoffe (TRwS) – Jauche-,

Gülle- und Silagesickersaftanlagen (JGS-Anlagen)“ und der Entwurf der DWA-A 793-1 mit Regeln zur Errichtung und Betrieb von Biogasanlagen mit Gärsubstraten landwirtschaftlicher Herkunft“ vor. Für das Land Schleswig-Holstein wurde eine Studie zur Optimierung des Wassermanagements auf Biogasanlagen (Grottke et al., 2015) erarbeitet. Basierend auf dieser Studie und weiteren umfangreichen Abstimmungen erarbeitete eine LAWA-Ad-hoc Arbeitsgruppe weiterhin Empfehlungen für den Umgang mit derartigem Niederschlagswasser (LAWA, 2018). Diese empfiehlt eine möglichst strikte Trennung der Niederschlagswasser nach Herkunftsbereichen und damit Verschmutzung. Nur das besonders stark verschmutzte Niederschlagswasser soll behandelt werden, wobei keine Vorgaben bzw. Empfehlungen zur Behandlungstechnologie gegeben werden.

Trotz der vorgenannten Arbeiten liegen bisher kaum belastbare Informationen zur konkreten Belastung der versiegelten Flächen und des Niederschlagswassers vor. Insbesondere der Aspekt der sachgemäßen Niederschlagswasserbehandlung ist nicht geklärt. Um die hier bestehenden Probleme zu lösen, müssen diese durch die Wasserwirtschaft aufgegriffen und strukturiert bearbeitet werden.

Im Rahmen des vom BMBF-geförderten Projekts „Prototyp zur Behandlung von Niederschlagswasser auf Biogasanlagen – PROBENE BIO“ arbeiten die Universität Rostock und die Firma ROTARIA gemeinsam an der Erfassung der Belastungssituation und der Entwicklung einer wasserwirtschaftlich sinnvollen Niederschlagswasserbehandlungstechnologie. Dieser Beitrag stellt einen Zwischenstand der bisherigen Arbeit dar und versucht das Thema für wasserwirtschaftliche Fachleute aufzuarbeiten.

2. Wasserwirtschaftliche Situation auf Fahrsiloanlagen

Systembedingt fallen auf Fahrsiloanlagen dabei zwei Arten von Abwasser an:

- Silosickerwasser aus dem Gärsubstrat und
- große Mengen Niederschlagswasser.

Sickerwasser wird ausgelöst durch die gewünschte Versäuerung unter Luftabschluss und besonders den Wassergehalt des Ernteguts. Die Sickerwassermengen können dabei je nach Substrat über 30% des Ernteguts betragen, bei trockenem Erntegut aber auch gänzlich ausbleiben. Sickerwasser ist organisch extrem hoch belastet und kann CSB-Konzentration von 50.000 – 100.000 mg/l erreichen und sollte schon aus energetischen Gründen in der Biogasanlage behandelt werden.

Im Gegensatz dazu stellt Niederschlagswasser die hydraulisch wesentlich bedeutsamere Menge dar. Die abflusswirksamen Flächen lassen sich dabei grundsätzlich unterscheiden in

- Dachflächen von Gärbehältern, Betriebsgebäuden etc.
- Folien, welche das gelagerte Substrat abdecken

- Fahrwege und befestigte Flächen außerhalb der Silos
- Siloflächen, Zwischenlagerplätze.

Die Flächenanteile und die Verschmutzung der einzelnen Teilflächen variieren sowohl langfristig durch die permanente Entnahme der Substrate aus den Silos und ihre Wiederbefüllung (i.d.R. im Sommer und Herbst), aber auch kurzfristig, z.B. durch Anlieferung kleinerer Chargen unterschiedlicher Substrate im Jahresverlauf, den Anschnitt eines neuen Silos etc.

Zur Bewirtschaftung der anfallenden Wasserströme wurden auf den meisten Biogasanlagen Entwässerungsleitungen in den Bereichen der Silolagerflächen und verschmutzten Fahrwegen installiert, die durch manuelle Umstellung eine Trennung des auf den Oberflächen ablaufenden Wassers in einen hoch verschmutzten und niedrig verschmutzten Teilstrom erlauben (Abbildung 1).

Während der Sickersaft immer der Biogasanlage oder einem Speicherbecken zugeführt werden muss, besteht die Möglichkeit, das Oberflächenwasser je nach Verschmutzungsgrad der Oberfläche entweder der Biogasanlage (ggf. auch einem Speicherbecken) oder alternativ einer Niederschlagswasserbehandlung zuzuführen. Welche Konsequenzen damit jeweils verbunden sind, wird weiter unten diskutiert.

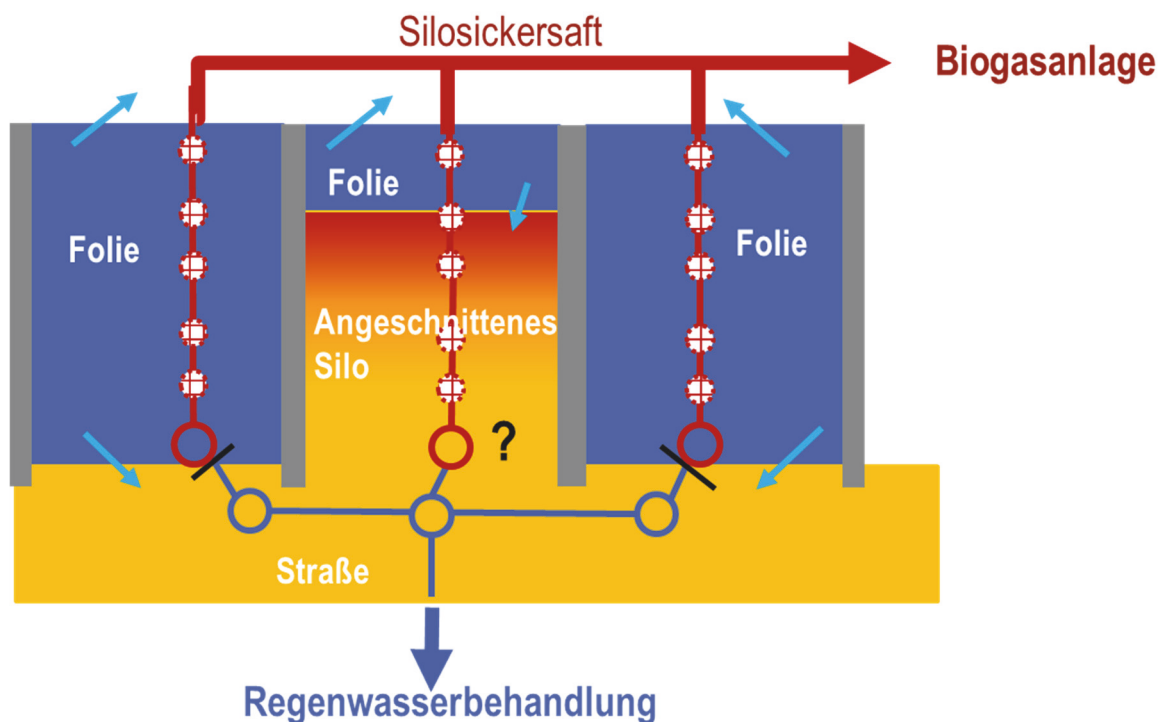


Abbildung 1: Schema als Beispiel eines Entwässerungssystems mit der Möglichkeit der getrennten Oberflächenwasserführung

Zur Behandlung des Niederschlagswassers ergeben sich grundsätzlich nachfolgend skizzierte Optionen:

Gemeinsame Sammlung des Niederschlagswassers mit dem Gärrest und Ausbringung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen

Je nach lokaler Niederschlagshöhe ergibt sich damit ein zu bewirtschaftendes zusätzliches Volumen von 5000 – 8000 m³/(ha·a). Durch die Mischung mit dem Gärrest muss die Ausbringung i.d.R. per Achse erfolgen. Da ein Großteil des Niederschlagswassers in der vegetationsfreien bzw. der durch das Düngerecht gesperrten Ausbringungszeit anfällt, ergeben sich entsprechend hohe Speichervolumina.

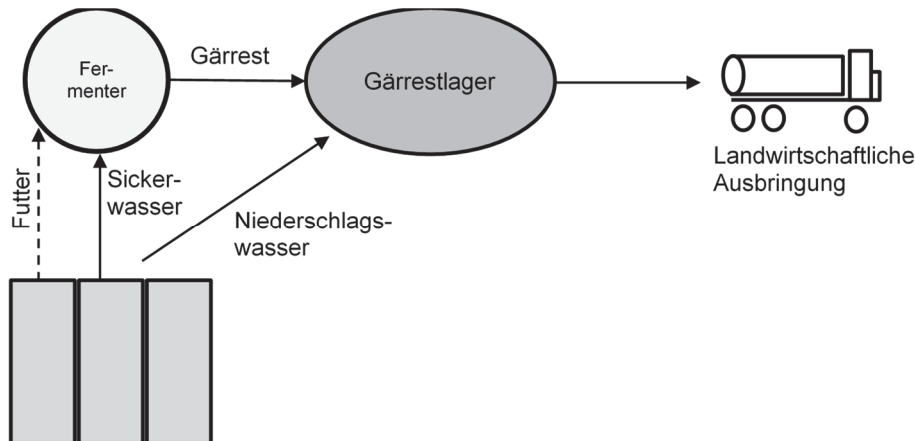


Abbildung 2: Gemeinsame Bewirtschaftung von Gärrest und Niederschlagswasser

Getrennte Sammlung von Gärrest und Niederschlagswasser und Ausbringung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen

Bei getrennter Sammlung des Niederschlagswassers ist aufgrund der niedrigeren stofflichen Belastung und bei wirksamer Abtrennung von Störstoffen auch eine Nutzung als Beregnungswasser denkbar. Durch die im Vergleich zum Gärrest niedrigere Belastung an organischen Stoffen und Pflanzennährstoffen wird für den Boden eine höhere Flächenbeschickung möglich sein. Das erforderliche zusätzliche Speichervolumen zur Überbrückung der vegetationsfreien Zeit ist ähnlich hoch.

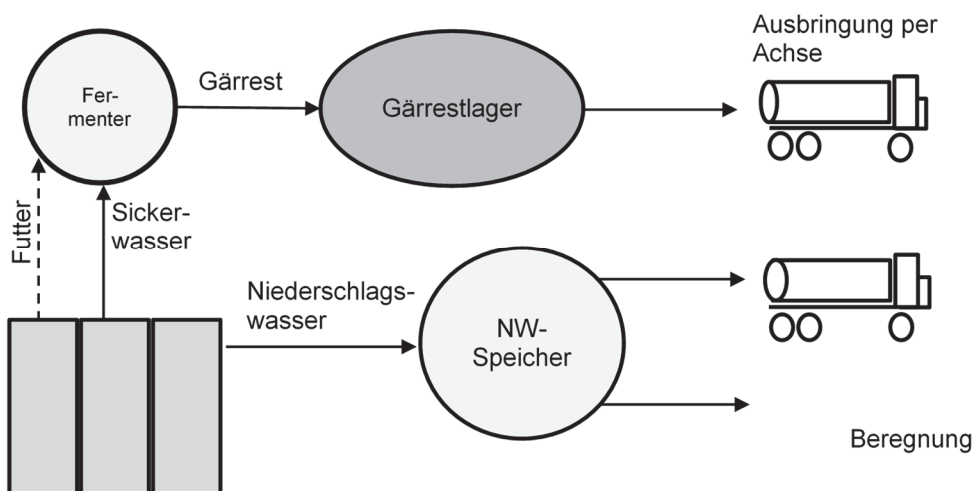


Abbildung 3: Getrennte Ausbringung von Niederschlagswasser und Gärrest

Getrennte Sammlung und Behandlung des Niederschlagswassers

Soll das Niederschlagswasser in ein Oberflächengewässer oder auch Grundwasser eingeleitet werden, wird eine Behandlung erforderlich sein. Diese würde grundsätzlich auch alle anderen Verwertungsoptionen ermöglichen und diese durch die vorweggenommene Abwasserbehandlung unproblematischer werden lassen. Die Entwicklung eines sinnvollen Behandlungskonzepts muss dabei einerseits die Anforderungen aus Sicht des Einleitungsgewässers und andererseits die Dynamik und Beschaffenheit des zu behandelnden Niederschlagswassers berücksichtigen.

Zum Teil wird auch die direkte Versickerung des anfallenden Niederschlagswassers ohne vorhergehende Behandlung propagiert und praktiziert. Diese Möglichkeit ist aber in starkem Maße von der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens abhängig. Grundsätzlich kommt zur Versickerung nur weitgehend unverschmutztes Wasser in Betracht. Aus diesem Grund propagieren Grottker et al. (2015) und die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Niederschlagwasser aus Biogasanlagen (Woyczekowski, 2017) eine Auftrennung des Niederschlagswassers in unterschiedlich belastete Teilströme. Die Möglichkeiten hierzu sind aber in der Praxis sehr begrenzt (vgl. Abschnitt 3), so dass selbst bei Niederschlagswasser von schwächer belasteten Arealen mit erhöhten organischen Belastungen gerechnet werden muss. In jedem Fall muss deshalb die Versickerung über die bewachsene Bodenzone erfolgen. Die Anwendbarkeit beschränkt sich zudem auf leichte, gut durchlässige Böden. Aber auch für diese ist zur Begrenzung des Flächenverbrauchs ein ausreichend dimensionierter Vorspeicher erforderlich. Nachteilig ist in jedem Fall die nicht kontrollierbare Qualität des Sickerstroms in das Grundwasser. Sowohl aus betrieblicher Sicht (Flächenbedarf, Vorspeicher, Kolmationsgefahr), aber auch aus der Perspektive des Grundwasserschutzes ist eine Versickerung ohne Vorbehandlung kritisch zu bewerten.

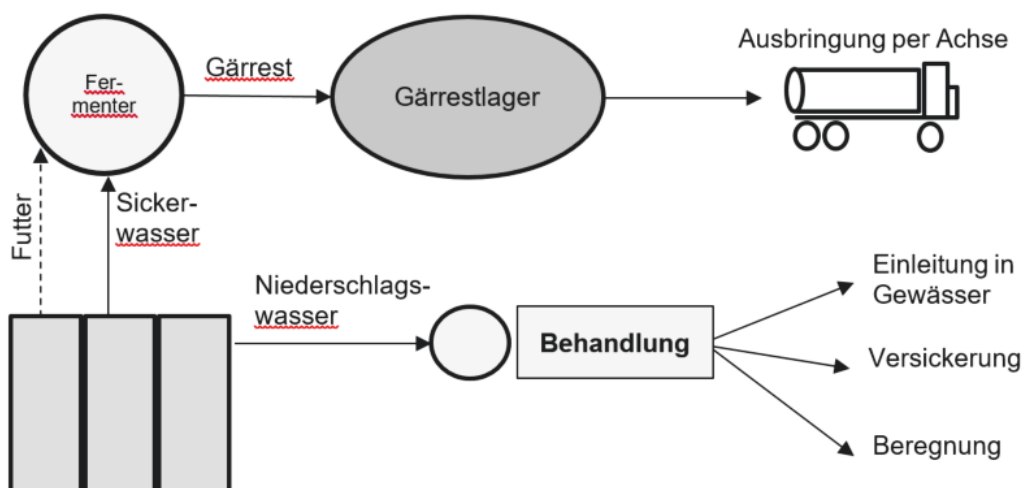


Abbildung 4: Separate Niederschlagswasserbehandlung und Entsorgungs-/ Verwertungsoptionen

3. Belastung des Niederschlagswassers von Biogasanlagen

Verschmutzungsquellen

Während im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft umfangreiche Untersuchungen zur Belastung des Niederschlagswassers vorliegen, ist die Belastung des Niederschlagswassers auf Biogasanlagen kaum untersucht. Aufgrund der hier bewirtschafteten Substrate ist die Beschaffenheit in keiner Weise mit dem Ablauf von Dach- und Straßenflächen in einer Siedlung vergleichbar. Zur Verdeutlichung ist in Tabelle 1 die charakteristische Zusammensetzung häufig genutzter Substrate in Biogasanlagen zusammengestellt. Aus den definierten Summenformeln für Proteine ($C_{11}H_{24}O_5N_4$), Fette ($C_{16}H_{32}O_2$) und Kohlenhydrate ($C_6H_{10}O_5$) lässt sich überschlägig der CSB und der N-Gehalt ableiten. Mit CSB-zu-TS-Verhältnissen zwischen 0,3 (Grassilage) bis 1 (Zuckerrübe) liegt die organische Belastung um Größenordnungen über üblichen Werten in einem Siedlungsbereich.

Tabelle 1: Zusammensetzung typischer Substrate auf Biogasanlagen

Substrat	TS	Proteine	Fette	Kohlenhydrate	CSB (mg/g TS)	N (mg/g TS)
Maissilage	31%	8,5%	3,0%	29,5%	558	16
Grassilage	35%	16,0%	3,0%	4,5%	332	31
GPS	40%	10,0%	2,0%	28,6%	536	19
Zuckerrübe	23%	6,2%	0,3%	69,6%	959	12
Stroh	86%	3,8%	1,3%	0,0%	82	7

Entscheidend für die daraus resultierende Niederschlagsbelastung, ist, neben den meteorologischen Einflüssen, auch die tatsächliche Bewirtschaftung der unterschiedlichen Betriebsflächen. Grundsätzlich kann dabei zwischen drei Verschmutzungsquellen unterschieden werden:

1. Sickerwasser

Beim Sickerwasser handelt es sich um Flüssigkeit aus den Pflanzenzellen, das bei dem Siliervorgang innerhalb des Silohaufens freigesetzt wird. Wenn der Wassergehalt des Erntegutes zu hoch ist, kann das Sickerwasser nicht mehr durch Oberflächenbenetzung an den Pflanzenteilen festgehalten werden. Das Sickerwasser wird aus dem Haufwerk heraussickern und an den befestigten Flächen des Silos ablaufen. Die Bodenplatten der Silos sind mit Gefälle ausgeführt. Ziel ist es, das Sickerwasser Tiefpunkten in Form von Rinnen oder Schächten zuzuführen und dann im Entwässerungssystem abzuführen. Aufgrund der extrem hohen Schmutzfrachtkonzentration sollte das Sickerwasser nicht mit dem Niederschlagswasser in Kontakt kommen, da bereits geringe Mengen zu einer

nachhaltigen Verschmutzung des Oberflächenwassers führen würden. Einer zügigen und sicher geführten Ableitung des Sickerwassers stehen allerdings einige auch prinzipielle Umstände entgegen. Hier können folgende Punkte aufgeführt werden:

- a) Die zur Silierung erforderliche stark verdichtete Lagerung des Materials steht einer schnellen Entwässerung des Silohaufens entgegen. Die wünschenswerte schnelle Entwässerung eines Silohaufens wird durch den Trend zu noch höheren und breiteren Silohaufen weiter erschwert, da große Querschnittsflächen die Sickerwege verlängern.
- b) Das auf dem abgedeckten Silo treffende Niederschlagswasser kann unter ungünstigen Umständen insbesondere im Bereich der Seitenwände sowie in den Einfahrbereichen in den Silohaufen eindringen.
- c) Trifft das Sickerwasser auf die befestigte Sohle, ist eine Weiterleitung trotz Gefälles aufgrund der dichten Lagerung zwischen Silomaterial und Oberfläche erschwert.
- d) Oft werden nur wenig Einlaufmöglichkeiten auf der Sohle des Silos geschaffen, die bei der Einlagerung auch noch durch Silomaterial verstopft werden, wodurch auch eine schnelle Siloentwässerung negativ beeinflusst wird.

Dies kann zur Folge haben:

- a) Sickerwasser kann unkontrolliert an verschiedenen Bereichen aus dem Silohaufen austreten und mit dem von der Folie ablaufenden Niederschlagswasser in Kontakt kommen.
- b) Sickerwasser verschmutzt die befestigte Oberfläche des Silos. Bei Entnahme aus dem Silo wird diese Fläche zunehmend frei gelegt und ist dem Niederschlagswasser ausgesetzt.
- c) Beim Anschnitt eines Silohaufens werden große Anschnittflächen geschaffen, aus denen das Sickerwasser austritt. Das Sickerwasser verschmutzt die Bereiche vor der Anschnittfläche. Über die Transportwege des Radladers zur Beschickung des Fermenters wird das Sickerwasser auch außerhalb des angeschnittenen Silos verteilt.

2. Bröckelverluste

Bei der Beschickung des Fermenters verliert der Radlader Biomasse entlang des Transportweges. Allein während einer Tagesbeschickung können diese Verluste mehrere Kilogramm betragen. Die damit verbundenen Flächenbelastungen betreffen vor allem das angeschnittene Silo und die Transportwege bis zur Substratvorlage.

3. Windverfrachtung

Bei relativ feinkörnigem und bereits vorgetrocknetem Substrat kann auch die Windverfrachtung eine relevante Größe annehmen. Je nach meteorologischer Situation, Exposition der Anlage, dem gelagerten Substrat, aber auch möglichen Hindernissen für die mobilisierten Partikel (z.B. Vogelschutznetze und Reifen auf Folien) kann der Effekt der Windverfrachtung sehr unterschiedlich sein. Durch Windverfrachtung können auch weitgehend unbelastete Flächen wie Folien oder vollständig entleerte und gereinigte Silos verschmutzt werden. Aus eigener Erfahrung ist z.B. das Verschmutzungspotential durch Windverfrachtung bei Mais höher als bei der eher filzartigen Struktur von Grassilage oder Getreideganzpflanzensilage.

Flächenbelastung auf einer Beispielanlage

Zur Ermittlung der Flächenbelastung der unterschiedlichen Betriebsflächen wurden detaillierte Untersuchungen auf der Biogasanlage Rampe (Mecklenburg-Vorpommern) durchgeführt. Die Anlage verfügt über drei Fahrsilos und hat insgesamt eine befestigte Betriebsfläche von ca. 5000 m². Es werden verschiedene Substrate, u.a. Mais und Ganzpflanzensilage gelagert.

Zur Untersuchung der Flächenbelastung wurden von ausgewählten Betriebsflächen charakteristische Teilflächen (jeweils 4 m²) ausgewählt und mit einem Sprühsauger gründlich gereinigt (Abbildung 5). In Vorversuchen wurde die erforderliche Reinigungsintensität so ermittelt, dass mindestens 99% der Flächenbelastung in einem Reinigungsgang aufgenommen wurden. Das bei der Reinigung aufgefangene Wasser wurde anschließend im Labor auf die Parameter CSB, N-Gesamt und P-Gesamt analysiert.

Direkt vor der ersten Flächenbeprobung wurde die Fläche durch den Anlagenbetreiber mit konventioneller Kehrtechnik gereinigt. Danach wurde auf die sonst übliche tägliche Reinigung verzichtet und nach n-Trockenwettertagen jeweils die gleiche Fläche erneut beprobt.



Abbildung 5: Ermittlung der Flächenbelastung mit Sprühsauger

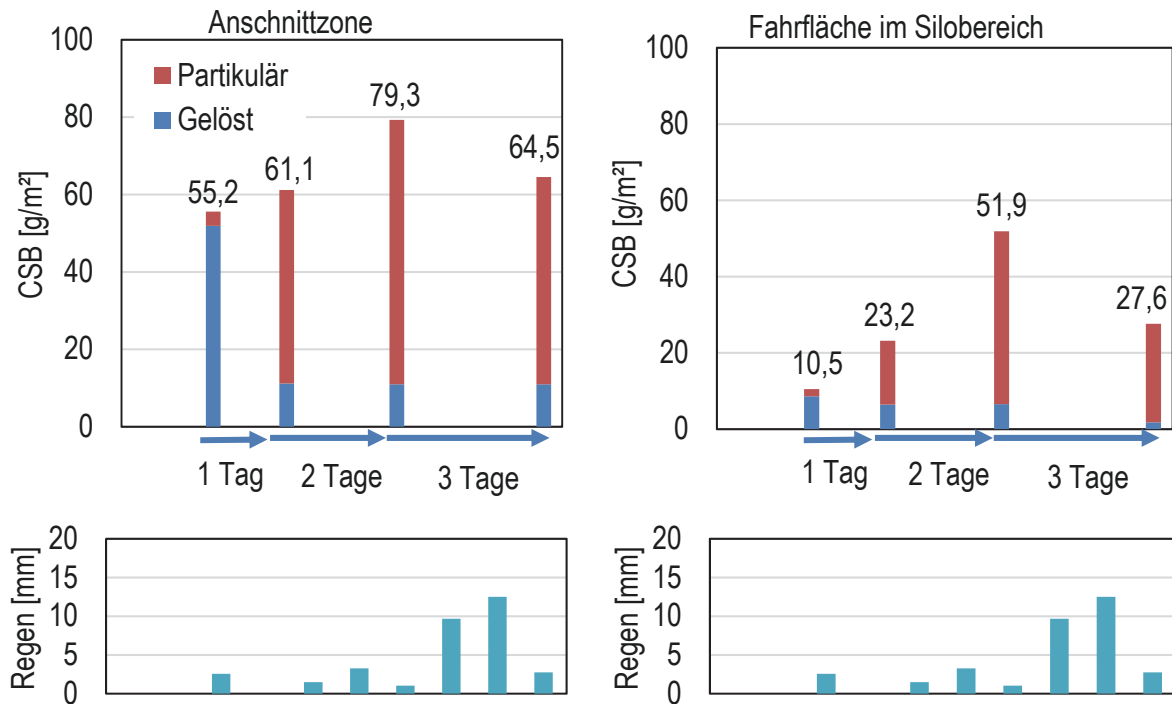


Abbildung 6: Flächenbelastung einzelner Teillflächen auf der Biogasanlage Rampe

In Abbildung 6 sind charakteristische ermittelte Flächenbelastungen für die direkte Anschnittzone (links) und den entfernteren Fahrflächenbereich (rechts) dargestellt. Direkt nach der Trockenreinigung wurde im Bereich der Anschnittzone noch immer eine sehr hohe Flächenbelastung von **CSB** 55 g/m² ermittelt. Allerdings ist diese nicht auf noch verbliebene Partikel zurückzuführen, sondern zu über 90% der gelösten CSB-Fraktion zuzuordnen. Das heißt, die Hauptverschmutzung wird durch angetrocknetes Sickerwasser, ausgepressten Pflanzensaft durch Überfahrung oder aber auch „Auflösung“ von ursprünglich partikulärem Substrat im feuchten Zustand verursacht.

Ohne die tägliche Reinigung stieg die Flächenbelastung deutlich, vor allem verursacht durch Krümelverluste. Der gelöste CSB sank dabei, vermutlich einerseits methodisch bedingt (Wiederholung der Messung auf nass gereinigter Fläche), aber auch aufgrund schwächerer Niederschläge, welche ein partielles Abwaschen verursacht haben. Der letzte Beobachtungszeitraum mit drei Tagen ohne Trockenreinigung wurde durch stärkere Niederschläge gestört. Dennoch war die Anschnittzone hier immer noch auf einem hohen Verschmutzungsniveau.

Auf den weiter entfernt liegenden Fahrflächen ist die Verschmutzung erwartungsgemäß geringer, aber mit Werten von 10 – 50 g/m² immer noch hoch. Dabei liegen die Werte im Silobereich und auf dem Fahrweg bis zum Fütterungssystem in einer ähnlichen Größenordnung. Auch hier konnte beobachtet werden, dass eine Trockenreinigung zwar wirksam die partikuläre Belastung der Flächen senkt, aber Klebereste von Sickerwasser oder sonstigem Pflanzensaft mit mechanischer Reinigung nicht wirksam entfernt werden können. Gleiches gilt für feinkörniges, mehlartiges Material, welches sich vor allem in den feinen Flächenporen akkumuliert.

Die tägliche Reinigung (nach Fütterung) ist damit eine wichtige, aber leider nicht ausreichende Maßnahme zur Reduzierung der Niederschlagswasserbelastung.

Unterbleibt die tägliche Reinigung und ist zusätzlich eine eher feuchte Witterung vorherrschend, ist sogar mit einer Verschiebung der partikulären CSB-Fraktion in die gelöste Fraktion zu rechnen, was den Behandlungsaufwand weiter vergrößert. Dies ist in Abbildung 7 anschaulich zu erkennen. In diesem Versuch wurden jeweils ca. 8 g Biomasse in 300 ml Wasser eingerührt und die Entwicklung des gelösten CSB im Wasser verfolgt. Dabei ist über einen Zeitraum von Monaten eine permanente Freisetzung von CSB aus Mais und Grassilage zu erkennen, während die Freisetzung bei Mist nach ca. 10 Tagen stagniert.

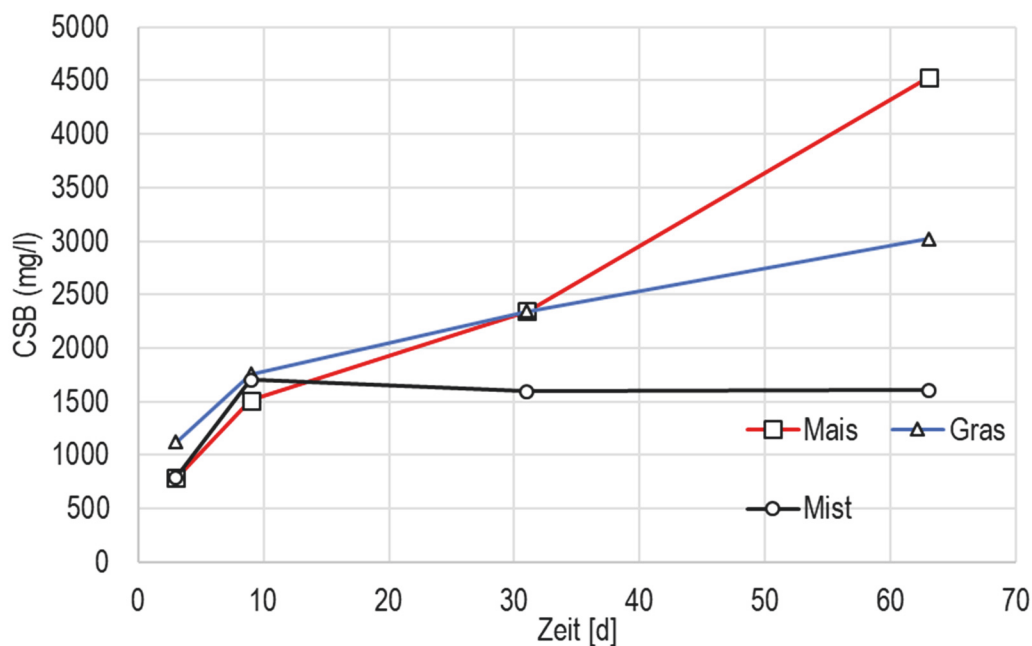


Abbildung 7: Anstieg der CSB-Konzentration bei einem Löseversuch mit verschiedenen Ausgangssubstraten

Die ebenfalls untersuchten Folienflächen auf den Silos wiesen in Rampe deutlich niedrigere Belastungen von 1 bis 6 g/m² auf.

Diese Ergebnisse unterstützen grundsätzlich den Ansatz, Niederschlagswasser getrennt abzuleiten und zu behandeln. Insbesondere die Folienflächen waren in dieser Untersuchung sehr schwach belastet. Niederschlagswasser von diesen Flächen könnte ggf. direkt abgeleitet werden. Allerdings gestaltet sich die getrennte Fassung von Niederschlagswasser in der Praxis schwierig. Die Substrate werden in der Regel als Dachprofil ausgebildet, so dass das Niederschlagswasser von Folien zumindest teilweise auf Fahrflächen bzw. das angeschnittene Silo läuft. Beim Einbau wird in der Regel ein eindeutiges Gefälle erzielt, so dass die Folie über die Behälterwand gespannt werden kann. Durch nachträgliche Setzungen im Wandbereich ergeben sich jedoch oft Säcke mit undefinierten Abflussbahnen. In den Einfahrbereichen der Silokammern sind die Silowände höher als der Silohaufen. Das führt dazu, dass Niederschlagswasser der Folien nicht mehr über die Wände abgeleitet werden kann,

sondern an der Silowand entlang in den Haufen eindringen kann und insbesondere auf die befestigte Fläche vor dem Silo läuft. Hier besteht die Gefahr, dass dieses Niederschlagswasser mit unter der Folie hervor laufendem Sickerwasser in Kontakt kommt oder auf den Bereich vor der Anschnittsfläche fließt. Auch teilgefüllte Silos können Wasser von den Folien schlecht trennen und separat abführen. Eine gänzlich separate Fassung des Wassers von den Folien ist daher praktisch bestenfalls für Teilflächen möglich. Aus diesem Grund und vor dem Hintergrund der Folienverschmutzung durch Windverfrachtung sollte eine direkte Ableitung des Abwassers von den Folien sehr kritisch gesehen werden.

Von besonderem Interesse ist der Umgang mit dem Niederschlagswasser in angeschnittenen Silos. Diese Flächen weisen die höchste Flächenverschmutzung auf, verursacht durch hohe Bröckelverluste, austretendes Sickerwasser und eine nachhaltige Verschmutzung der Oberfläche durch intensive Fahrbewegungen. Bei entsprechender Ausführung des Entwässerungssystems könnte eine Unterteilung in einen hoch verschmutzten Bereich nahe der Anschnittsfläche und einen weniger verschmutzten Bereich weiter von der Lagerfläche entfernt erwogen werden. Aufgrund der hohen Verschmutzung der Fläche und die intensiven Fahrbewegungen sollte diese Fläche in die Sickerwasserführung geleitet werden oder in einem separaten Speicher zwischengelagert und direkt auf die Felder ausgebracht werden. Eine Zwischenreinigung der Fläche ist sinnvoll, aber aufwendig, da auf der Fläche noch Material lagert, diese Fläche durch die Entnahme täglich größer wird und sich durch die Aktivitäten auf dieser Fläche schon nach den ersten Fahraktivitäten wieder der alte Zustand einstellt. Letztlich muss hier nach jeder Fütterung gereinigt werden.

Die hohe Belastung der Flächen legt neben einer separaten Speicherung auch eine Mitbehandlung in der Biogasanlage nahe. Damit verbunden ist aber eine hohe hydraulische Belastung des Fermenters mit kaltem, relativ energiearmem Wasser. Weiterhin ist zu bedenken, dass die Sickerwasserpumpwerke hydraulisch meist nur auf den Sickerwasserstrom ausgelegt sind und nicht auf niederschlagsbedingte Spitzenzuflüsse. Je nach morphologischer Situation kann entsprechend das Niederschlag-Sickerwasser-Gemisch entweder im Bereich des Pumpwerks oder aber an den Einlaufschächten überstauen und dann ungesteuert in das Niederschlagswassersystem oder angrenzende unversiegelte Flächen laufen.

In wie weit auch das Niederschlagswasser aus dem Bereich der Anschnittfläche der in Bewirtschaftung befindlichen Silos in einer Kläranlage behandelt werden kann, wird im Rahmen dieses Forschungsprojektes untersucht.

Aus den beschriebenen Gründen kann Niederschlagswasser von Biogasanlagen (und vergleichbaren landwirtschaftlichen Betrieben) nicht mit den Kategorien des Niederschlagswassers in Siedlungen betrachtet werden. Die vorgesehenen Flächenkategorien L2 und L3 im Entwurf des DWA-A 102 sind deshalb aus Sicht der Autoren hier nicht anwendbar. Einerseits, weil der Parameter $AFS < 63 \mu m$ zur Charakterisierung der hier anfallenden Verschmutzung völlig unzureichend ist und andererseits, weil auch die im DWA-A 102 aufgeführten

Niederschlagswasserbehandlungsanlagen für dieses Niederschlagswasser in keiner Weise geprüft und mehrheitlich vermutlich ungeeignet sind.

Dynamik des Niederschlagswasseranfalls, Zusammensetzung und biologische Abbaubarkeit

Der Niederschlagswasseranfall unterliegt der Niederschlagsdynamik. Aufgrund der versiegelten Flächen mit geringen Anfangsverlusten, sowie des insgesamt sehr kompakten Entwässerungssystems liegt der mittlere Abflussbeiwert im Bereich von 0,9 und der Spitzenabflussbeiwert nur geringfügig niedriger. Ein relevanter Nachlauf tritt nicht auf.

In Trockenwetterperioden fällt kein Niederschlagswasser an. Im Hinblick auf eine mögliche Behandlung bietet dieser Zustand aber die Möglichkeit, zwischengespeichertes Wasser zu behandeln. Bei langer Dauer ist aber der Erhaltung der Behandlungskapazität und -fähigkeit Sorge zu tragen.

Kleinere Niederschlagshöhen führen in der Regel zum Anfall geringerer aber hoch verschmutzter Niederschlagswassermengen. Bei ergiebigen Starkniederschlägen ist hingegen die hydraulische Belastung von besonderer Relevanz, während die Konzentrationen im Niederschlagsverlauf ggf. auf unbedenkliche Werte sinken können. Zusammenfassend lässt sich die Biogasanlage mit einem Mischwassersystem vergleichen, bei welchem allerdings die Kontinuität des gleichmäßigen Schmutzwasserabflusses fehlt. Dies stellt die Behandlung vor besondere Herausforderungen.

Zur Ermittlung der Anfalldynamik und Zusammensetzung wurde am Ablauf des Niederschlagswassersystems ein Probennehmer installiert. Parallel wurde ein Niederschlagsschreiber aufgebaut, welcher ab einer Niederschlagshöhe von 1mm den Start des Probenahmeprogramms auslöste. Der Durchfluss wurde mittelbar aus der kontinuierlichen Aufzeichnung des Wasserspiegels im Vorspeicherschacht berechnet.

Beispielhaft ist die sehr unterschiedliche Dynamik zweier Niederschlagsabflüsse auf der BGA Rampe in Abbildung 8 dargestellt. Oben im Bild ist ein typischer Starkregen mit einer Gesamtdauer von 90 min. zu sehen, das Hauptereignis ist aber bereits nach ca. 30 min abgeschlossen. Die Regenhöhe beträgt 9 mm. Bei diesem Ereignis waren alle angeschnittenen Siloflächen auf den Sickerwasserweg gestellt. Das ablaufende Niederschlagswasser von den Verkehrsflächen wies eine CSB-Spitzenkonzentration von 4000 mg/l auf, sank jedoch durch das Abwaschen und die Verdünnung schnell auf Werte unter 100 mg/l.

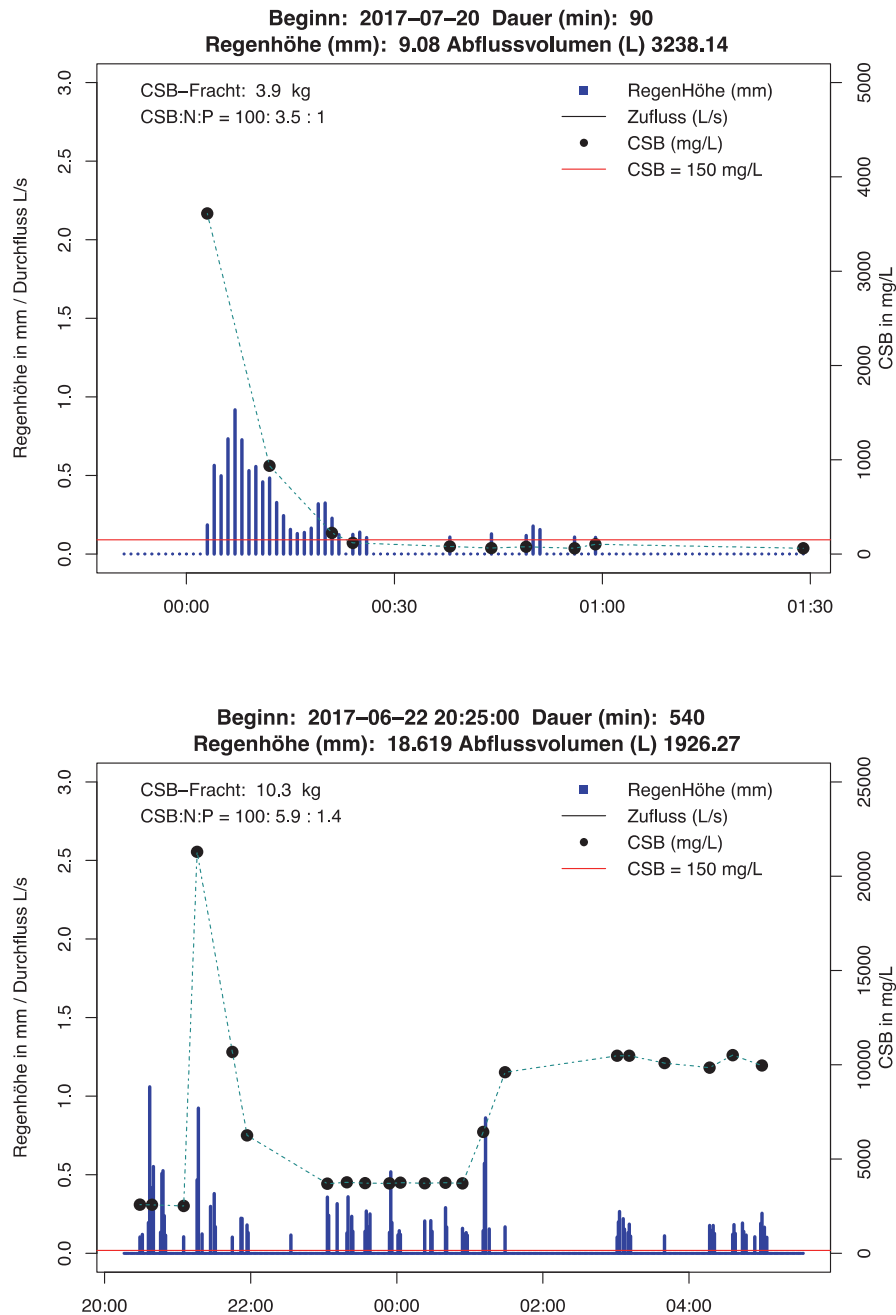


Abbildung 8: Exemplarische Dynamik von zwei Niederschlagsabflüssen auf der Kläranlage Rampe

Gelingt es nicht, das Sickerwasser vollständig vom Niederschlagswasser zu trennen, kann die Belastung aber deutlich höher ausfallen (siehe unteres Bild). Hier war eine angeschnittene Silofläche dem Niederschlagswasser zugeordnet, eine weitere weiterhin dem Sickerwasser. Durch den Ablauf von der hochbelasteten Silofläche mit Sickerwasseranteilen stieg der CSB im Niederschlagswasser bei Ereignisbeginn auf über 20.000 mg/l und sank danach auf Werte um 5000 mg/l. Der offensichtlich anhaltende Anteil von Sickerwasser oder die auf der Fläche gespeicherte Verschmutzung verhindern hier ein weiteres Absinken. Unvermittelt und auf den ersten Blick unerklärlich (rechtes Bild) steigen die Konzentrationen plötzlich wieder an und

verbleiben auf einem hohen Niveau um 10.000 mg/l. Nur durch Vor-Ort-Beobachtung des Ereignisverlaufs konnte dieser erneute Anstieg des Überstaus aus dem Sickerwassersystem durch hydraulische Überlastung des Sickerwasserpumpwerks erklärt werden. Die Ereignisse illustrieren die zu erwartende hohe Variabilität, welche die sachgerechte Bemessung eines Niederschlagswasserbehandlungssystems zumindest erschwert.

Die hohen CSB-Konzentrationen so gut wie aller aufgenommenen Messreihen erfordern zwingend eine Behandlung, wobei die gut abbaubaren Substrate eine biologische Behandlung nahelegen. Eine entscheidende Frage ist dabei der Anteil des schwer abbaubaren bzw. inerten CSB-Anteils. Zur Bestimmung der Abbaubarkeit wurden sowohl einfache Batchtests als auch Respirationsmessungen, welche eine differenziertere Fraktionierung des CSB ermöglichen, durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die typischen Biomasse-Substrate und Silosickersaft biologisch sehr gut abbaubar sind, mit einem inerten Rest-CSB < 5% (Tabelle 2). Stoffe, welche bereits einen Abbau durchlaufen haben, sei es im Verdauungstrakt von Tieren (Festmist, Hühnertrockenkot) oder im Fermenter (Gärrest) weisen demgegenüber deutlich höhere Gehalte an inertem CSB auf. Dementsprechend führen solche Verunreinigungen des Niederschlagswassers, selbst bei biologischer Behandlung zu erhöhten CSB-Ablaufwerten. Hier erfordern auch hohe Konzentrationen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen Behandlungstechnologien mit gezielter Nährstoffeliminierung.

Tabelle 2: CSB-Fraktionierung für typische Substrate im Niederschlagswasser

Substrat	COD _{eli,24h}	COD _{eli,96h}	S _s	X _s	S _i
	%	%	%	%	%
Maissilage	94,4%	98,4%	71,7%	12,8%	1,6%
Ganzpflanzensilage	97,5%	98,3%	63,7%	20,9%	1,7%
Gärrest	79,6%	82,7%	25,9%	42,7%	17,3%
Festmist	72,4%	76,4%	23,6%	44,4%	23,6%
Hühnertrockenkot	89,7%	93,2%	44,8%	33,8%	6,8%
Silagesickersaft	94,3%	96,1%	54,2%	28,9%	3,9%

4. Behandlung des Niederschlagswassers

Überlegungen für ein ausgewogenes Behandlungskonzept

Bei Zusammenführung der zuvor erläuterten Punkte ergeben sich für ein sinnvolles Niederschlagswasserbehandlungskonzept folgende wichtigen Erkenntnisse:

- Die meteorologisch bedingte, hydraulische Dynamik des Niederschlagswasseranfalls erfordern eine Zwischenspeicherung des Wassers. Damit ist einerseits eine kleinere Dimensionierung der Behandlungstechnologie erreicht. Andererseits können damit Trockenwetterperioden überbrückt werden.

Die zu speichernde Menge lässt sich in Abhängigkeit von der maximalen Behandlungskapazität und Wahl eines geeigneten Bemessungsniederschlags berechnen. Genauer wäre eine integrierte dynamische Simulation von Vorspeicher und Behandlung unter Ansatz einer mehrjährigen Niederschlagsreihe. Durch Kreislaufführung lässt sich das erforderliche Speichervolumen für den Trockenwetterfall begrenzen.

- Analog zur Situation im Mischsystem muss die Behandlungskapazität auf eine technisch und ökonomisch sinnvolle Größe begrenzt werden. Die Überlegung ist hier, den ersten vom Volumen eher geringen aber hoch belasteten Schmutzstoß in den Gärrestespeicher oder Biogasanlage zu geben und die nachfolgenden volumenreichen Niederschläge einer Abwasserbehandlung zuzuführen. Für extreme, aber niedrig konzentrierte Ablaufmengen könnte über eine Mischwasserweiche eine Notentlastung vorgesehen werden. Übertragen auf das Mischsystem entspricht dies dem Konzept „Fangbecken“.
- Zur Reduzierung der stofflichen Belastung ist eine mechanische Reinigung (Schlammfang, Rechen) sinnvoll und für verschiedene Behandlungstechnologien erforderlich (Tropfkörper, bepflanzte Bodenfilter). Eine Kontaktzeit von Wasser und Substrat muss aber vermieden werden, da hierdurch Teile des partikulären CSB in die gelöste Fraktion wechseln und damit die Belastung der biologischen Stufe erhöhen. Die zurückgehaltenen Feststoffe müssen deshalb regelmäßig abgepumpt werden.
- Die biologische Behandlungsstufe muss in der Lage sein, sowohl hohe Spitzenbelastungen (in Abhängigkeit von der Dimensionierung des Vorspeichers) als auch lange Trockenwetterperioden ohne maßgebliche Einbußen in der Umsatzleistung zu überstehen. Die vergleichsweise schlechten Abbaugrade mit nicht adaptiertem Belebtschlamm, trotz theoretisch gut abbaubarer Substrate, erfordern Technologien, die eine langfristige Adaptation der Biomasse gewährleisten.
- Werden auf Fahrsiloanlagen Substrate mit erhöhten Nährstoffkonzentrationen bewirtschaftet, muss die Behandlungstechnologie auch eine weitergehende Nährstoffeliminierung ermöglichen.

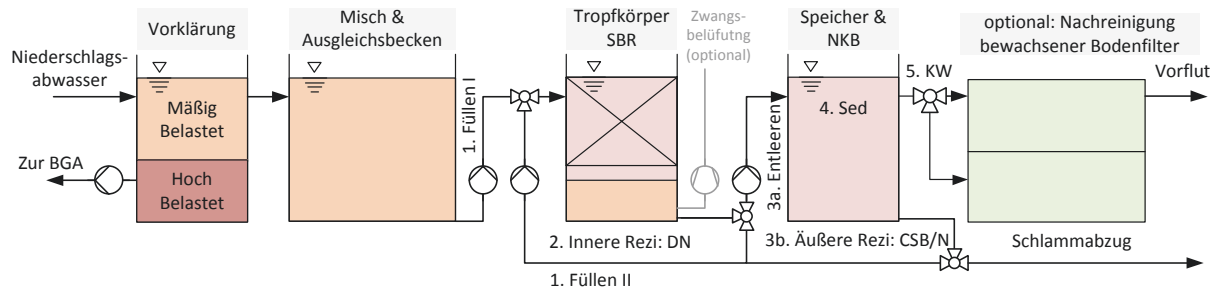


Abbildung 9: Verfahrenskonzept zur Behandlung von Niederschlagswasser (TK: Tropfkörper, NK: Nachklärung, PKA: Pflanzenkläranlage)

Basierend auf diesen Vorüberlegungen wurde im Projekt ProBeNeBio das in Abbildung 9 skizzierte Behandlungskonzept entworfen. Die Abwasserweiche übernimmt die Trennung der hoch verschmutzten Abwasserströme von den mäßig bis niedrig belasteten Abwasserströmen. Durch eine kombinierte Füllstands-Zeit-Taktung kann das hoch belastete Wasser in der Anlaufphase eines Niederschlagsereignisses zur Biogasanlage für die energetische Verwertung gepumpt werden. Das nachlaufende, mäßig bis geringfügig belastete Niederschlagswasser passiert anschließend die Abwasserweiche und gelangt in das Misch- und Ausgleichsbecken. Auch der eher hoch belastete Trockenwetterzufluss wird in die Biogasanlage gefördert. Das Misch- und Ausgleichsbecken puffert Regenereignisse ab und sorgt für ausgeglichene Zulaufbedingungen für die nachgeschaltete Behandlungsanlage. Die eigentliche Behandlungsanlage stellt der SBR-Tropfkörper dar. Um eine gezielte N- und P-Eliminierung zu ermöglichen, wird der Tropfkörper abweichend von konventionellen Systemen im sequentiellen Aufstaubetrieb mit belüfteten und unbelüfteten Phasen betrieben. Der SBR-Tropfkörper wird auf die mittlere Jahresfracht dimensioniert (ggf. mit Zuschlägen für Spitzbelastung). Hierdurch kann die Behandlungsanlage kleiner ausgeführt werden. Dies setzt jedoch ein ausreichend groß dimensioniertes Misch- und Ausgleichsbecken voraus, welches sowohl die intensiven Regenereignisse aufnehmen kann und die Verdunstungsverluste des Tropfkörpers puffert.

Das System wurde in einer kleintechnischen Anlage erfolgreich getestet und optimiert. Darauf aufbauend wurde eine erste großtechnische Anlage entworfen. Durch eine Zonierung des Tropfkörpers konnte eine weitere Einsparung an Reaktorvolumen und Pumpenergiebedarf erzielt werden. Das gesamte Behandlungskonzept wurde durch die Firma Rotaria Umwelttechnik GmbH für einen Landwirtschaftsbetrieb in Stolpe umgesetzt und befindet sich aktuell in der Test- und Optimierungsphase. Ein CSB-Abbau bis auf die inerte Restkonzentration ist gewährleistet. Niedrige CSB-Konzentrationen im Ablauf sind aufgrund des inerten Anteils aber nur zu erreichen, wenn abweichend von den Empfehlungen der LAWA-Ad-hoc Arbeitsgruppe (LAWA, 2018) auch geringer belastetes Niederschlagswasser biologisch behandelt wird. Weiterer Entwicklungsbedarf liegt in der abwasserspezifischen Optimierung der Steuerung für die Stickstoff- und Phosphoreliminierung.

Grundsätzlich sind auch andere Verfahren zur Niederschlagswasserbehandlung (z.B. Belebungsverfahren, bewachsene Bodenfilter, Kombination von Anaerob- und Aerobtechnologie) möglich und werden von verschiedenen Anbietern beworben. Grundsätzlich müssen diese aber immer die vorgenannten Anforderungen erfüllen. Bisher veröffentlichte Ergebnisse sind aufgrund fehlender Angaben zu Bemessung, Belastung und Betriebsführung schwierig zu bewerten.

Eine vergleichende Bewertung wird auch durch fehlende Mindestanforderungen für die Niederschlagswassereinleitung erschwert. Aktuell müssen die zuständigen Umweltbehörden immissionsorientiert anlagenspezifische Anforderungen formulieren, was zu sehr divergenten wasserrechtlichen Lösungen führt. Es ist deshalb auch dringend erforderlich, einen einheitlichen Stand des Wissens für die Behandlung von Niederschlagswasser auf Landwirtschaftsbetrieben zu definieren.

5. Fazit

Niederschlagswasser von Biogasanlagen und vergleichbaren landwirtschaftlichen Betriebsflächen ist systembedingt organisch hoch belastet und bedarf nach Überzeugung der Autoren vor Ableitung in Oberflächen- oder Grundwasser einer Behandlung. Dringend erforderlich ist dazu zuerst einmal die vollständige Erfassung und geregelte Ableitung des Abwassers aller relevanten Flächen. Die in der Siedlungsentwässerung genutzten Bewertungskriterien und Behandlungssysteme für Niederschlagswasser greifen aufgrund der hier völlig anderen Zusammensetzung nicht. Vielmehr ist Niederschlagswasser von Biogasanlagen eher mit kommunalem Schmutzwasser vergleichbar, allerdings mit der Anfalldynamik von Niederschlagswasser.

Die aktuellen Entwässerungssysteme auf Biogasanlagen ermöglichen nur sehr bedingt eine Abtrennung unbelasteter und damit nicht behandlungsbedürftiger Teilströme. Aufgrund der extrem hohen Belastung muss es das Ziel sein, den Sickerwasseranteil im zu behandelnden Niederschlagswasser möglichst gering zu halten. Eine weitere wirkungsvolle Maßnahme zur Reduzierung der Flächenbelastung ist die tägliche Beseitigung der Krümelverluste mit einer Kehrmachine. Doch selbst bei konsequenter Anwendung dieser Maßnahmen ist immer noch mit CSB-Konzentrationen im Niederschlagswasser von mehreren 100 bis über 1000 mg/l zu rechnen.

Das Niederschlagswasser ist aufgrund seines organischen Ausgangsmaterials biologisch gut zu reinigen, enthält aber auch einen relevanten Anteil weitgehend inerten bzw. schwer abbaubaren CSBs. Eine sachgerechte Behandlung beinhaltet aber die Einbettung einer biologischen Reinigung in ein sinnvolles Gesamtkonzept, ähnlich einem Mischwassersystem mit RÜB und Hochwasserentlastung. Im Projekt ProBeNeBio wurde ein solches Konzept entwickelt und aktuell im großtechnischen Maßstab untersucht und optimiert. Als biologische Behandlungsanlage wird hier ein Tropfkörper eingesetzt, welcher für die besonderen Randbedingungen auf

landwirtschaftlichen Biogasanlagen viele Vorteile vereinigt. Andere biologische Behandlungsverfahren sind aber grundsätzlich auch denkbar.

Alle fachlichen Erkenntnisse und technologischen Lösungen müssen aber letztlich in einen verbindlichen rechtlichen Rahmen und ein unterstützendes technisches Regelwerk münden, um flächendeckend einen sachgerechten und gewässerschonenden Umgang mit Niederschlagswasser von landwirtschaftlichen Betriebsflächen, insbesondere der Fahrsiloanlagen und der Transportwege, zu erreichen.

Literatur

- Börner, R. (2017) Gewässerbelastungen durch Hofentwässerung - Ergebnisse aus Untersuchungen im Amtsbereich des StALU MM, Workshop Niederschlagswasser auf Biogasanlagen, Rampe, 13.10.2017
- Grottke M., Hongyu Deng, v. Grafenstein M., Schlauß S. (2015) Optimierung des Wassermanagements auf ausgewählten Biogasanlagen in Schleswig-Holstein, FH Lübeck, FB Bauwesen
- DWA-A 102 (2016) Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer, Gelbdruck
- DWA-A 262 (2006) Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers
- DWA-A 793-1 (2017) Technische Regel wassergefährdender Stoffe – Errichtung und Betrieb von Biogasanlagen mit Gärsubstraten landwirtschaftlicher Herkunft, Entwurf
- LAWA (2018) Empfehlungen für den Umgang mit Niederschlagswasser von Biogasanlagen und von Fahrsilos in der Landwirtschaft, LAWA Ad hoc AG Biogasanlagen, 26.11.2018
- Koegst T., Noack D., Kotzbauer U., Tränckner J. (2016) Niederschlagswasser auf Biogasanlagen - Belastung und Behandlung, 10. Rostocker Abwassertagung, Schriftenreihe Umweltingenieurwesen, Bd. 65, 77-89

Jens Tränckner
Universität Rostock
Professur Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18051 Rostock
Tel.: 0381 498 3640
Fax: 0381 498 3462
E-Mail: jens.traenckner@uni-rostock.de

Ulrich Kotzbauer
Rotaria Energie- und Umwelttechnik GmbH
Kirchweg 21, 18230 Rerik
Tel.: 038296 748-0
Fax: 038296 748-23
E-Mail: kotzbauer@rotaria.com

Michael Cramer
Universität Rostock
Professur Wasserwirtschaft
Satower Straße 48, 18051 Rostock
Tel.: 0381 498 3468
Fax: 0381 498 3462
E-Mail: michael.cramer@uni-rostock.de

Patrick Schelhorn
Rotaria Energie- und Umwelttechnik GmbH
Kirchweg 21, 18230 Rerik
Tel.: 038296 748-0
Fax: 038296 748-23
E-Mail: schelhorn@rotaria-com

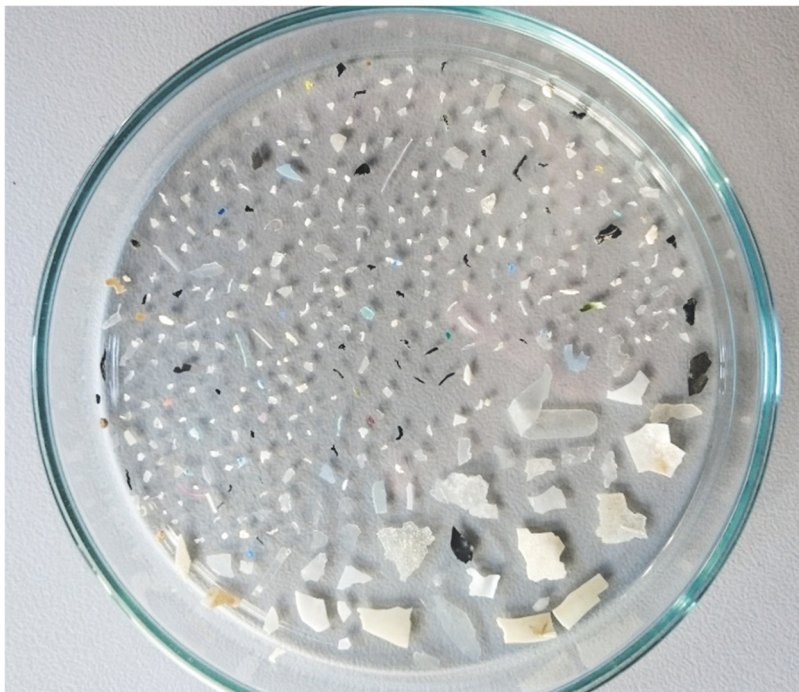
Mikroplastik in der Umwelt - Eintrag, Verbleib und Konsequenzen

Sarah Piehl, Rahel Hauk, Esther Robbe, Franziska Klaeger, Mirco Haseler, Matthias Labrenz, Gerald Schernewski

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Seestr. 15, 18119 Rostock

1. Kunststoffe in der Umwelt

Seit Beginn der Massenproduktion von Kunststoffen in den 50er Jahren stieg die jährliche Produktion exponentiell und erreichte in 2017 348 Millionen Tonnen (PlasticsEurope2018). Der größte Bedarf entsteht in der Verpackungsindustrie bei Produkten mit einer vergleichsweise kurzen Nutzungsdauer. Trotz bestehender Entsorgungssysteme wird davon ausgegangen, dass ca. 32% des Abfalls als unsachgemäß entsorgter Müll in der Umwelt landet (Neufeld et al. 2016). Hier entwickeln sich die während seiner Lebensdauer wertvollen Eigenschaften des Kunststoffs, leicht und gleichzeitig stabil zu sein, zu einem weit verbreiteten Umweltproblem. Kunststoffe können aufgrund eben dieser Eigenschaften durch Wind und Wasser in die entlegensten Gebiete verbreitet werden. Dabei ist das Material



Verwitterungsprozessen ausgesetzt, welche dazu führen, dass Kunststoffmüll in der Umwelt kontinuierlich zu immer kleineren Teilen zerfällt (Abbildung 1). Da diese Prozesse sehr langsam von statten gehen wird davon ausgegangen, dass das meiste Plastik, welches seit den 50er Jahren in die Umwelt gelangte in der ein oder anderen Form auch immer noch dort vorhanden ist.

Abbildung 1: Optisch vorsortiertes Mikroplastik aus einer Wasser-oberflächenprobe vom Po-Fluss-Delta in Norditalien.

© Sarah Piehl

2. Mikroplastik

Als Mikroplastik werden im Allgemeinen Partikel ≤ 5 mm bezeichnet. Die Untergrenze der Partikelgröße wird in Studien meist durch die Probennahmetechnik bestimmt, die im Idealfall Partikel bis 1 μm einschließt. Gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der verbindlichen Richtlinie des EU Parlaments für den Schutz und Erhalt der Meeresumwelt, wird Plastik im Größenbereich von 5 mm bis 2,5 cm als Mesoplastik bezeichnet und Teile $> 2,5$ cm als Makroplastik (Galgani et al. 2013). Kunststoffpartikel, die durch Fragmentation von größeren Teilen entstehen, werden als sekundäres Mikroplastik bezeichnet. Als primäres Mikroplastik werden Kunststoffe bezeichnet, die gezielt in dieser Größe hergestellt werden, um zum Beispiel Anwendung in Reinigungsprodukten, Kosmetika oder Strahlmitteln zu finden (Auta et al. 2017).

Von der Vielzahl verschiedener Polymere werden hauptsächlich sechs Polymere verwendet (Andrady 2003). Dabei stellen Polyethylen (PE, 36%), Polypropylen (PP, 21%), Polyvinylchlorid (PVC, 12%), gefolgt von Polyethylenterephthalat (PET), Polyurethan (PU), und Polystyrol (PS, < 10 %) die häufigsten Polymere dar (Geyer et al. 2017). Wobei mit 70% des Marktanteils bei synthetischen Fasern Polyester (hauptsächlich PET) hinzukommt (Geyer et al. 2017). Neben der großen Anzahl verwendeter Polymere kommen zusätzlich sogenannte „Additive“ hinzu, um die gewünschten Eigenschaften der Kunststoffe zu erhalten. Hierzu zählen zum Beispiel Stabilisatoren, Füllstoffe, Farbstoffe, Antioxidationsmittel, Flammschutzmittel und Weichmacher. Der Anteil dieser Stoffe variiert erheblich und kann bis zu 50% der Masse ausmachen (Oehlmann et al. 2009).

In der Umwelt liegt dementsprechend ein heterogener Mix aus verschiedenen Mikroplastikpartikeln unterschiedlichster Zusammensetzung, Größe, Farbe und Form vor. Bei letzterem wird am häufigsten zwischen Kugel, Folie, Granulat, Fragment, Styropor und Faser unterschieden. Um über die in der Umwelt gefundenen Mikroplastikpartikel auf potenzielle Quellen zu schließen, können diese Charakteristika herangezogen werden, wobei mit abnehmender Partikelgröße Unterscheidungen und Zuordnungen immer schwieriger werden.

3. Quellen, Transportwege und Senken in der Umwelt

Das Vorkommen von Mikroplastik in der Umwelt wurde bereits in den 70er Jahren im marinen Bereich beschrieben (Morris & Hamilton 1974, Colton et al. 1974). Intensive Forschung begann ca. 30 Jahre später (Thompson 2004, de Souza Machado et al. 2018), wobei die Omnipräsenz dieser Kunststoffpartikel im marinen Bereich durch Funde von der Wasseroberfläche bis in die Tiefsee, sowie von Pol zu Pol bestätigt wurde (Mohamed Nor & Obbard 2014, Munari et al. 2017, Auta et al. 2017, Peeken et al. 2018, Rezanian et al. 2018).

Erste Schätzungen zum landbasierten Eintrag von Kunststoffmüll ergaben, dass weltweit 4,8 – 12,7 Mio. Tonnen pro Jahr eingetragen werden (Jambeck et al. 2015), wovon ca. 50% durch Flüsse eingetragen wird (Lebreton et al. 2017).

Forschungsarbeiten zu Flüssen und Seen identifizierten ähnliche Konzentrationen wie in den Meeren (Duis & Coors 2016). Als wichtige Quellen für Flüsse werden kommunale und industrielle Abwässer (Lechner & Ramler 2015, Gatidou et al. 2019) angenommen. In Haushalten stellen zum Beispiel der Faserverlust von synthetischer Kleidung während des Waschvorgangs (Browne et al. 2011), die Verwendung von Produkten welche primäres Mikroplastik enthalten und generell die Abnutzung von Kunststoffprodukten einen Eintrag dar. Weitere Ereignisse, welche große Mengen an Mikroplastik mobilisieren können und somit in die Küstengewässer transportieren, sind Überschwemmungen (Gündoğdu & Çevik 2017, Hurley et al. 2018) und Starkregenereignisse (Moore et al. 2011). Wieviel des Eintrags letztlich von den Flüssen in die Meere gelangt ist Gegenstand aktueller Forschung, beispielsweise in dem BMBF geförderten Projekt MicroCatch_Balt. Im aquatischen Bereich werden weiterhin Ufer und Strände als temporäre, und Sedimente in Seen und den Ozeanen als langfristige Senken betrachtet (Woodall et al. 2014, Turra et al. 2014, Zhang 2017).

In der Ostsee wurden bisher in der Wassersäule Mikroplastikkonzentrationen von 0,07 bis 0,21 Partikel/m³ dokumentiert, welche vergleichbar sind mit Werten aus dem Mittelmeer oder dem Englischen Kanal (de Lucia et al. 2014, Cole et al. 2015). Eine Übersicht über weitere Studien zu Mikroplastikkonzentrationen in der Ostsee ist in Tabelle 1 gegeben.

Tabelle 1: Studien zu Konzentrationen von Mikroplastik (MP) in der Ostsee. TM: Trockenmasse, FTIR: Fourier transform Infrarot und NIR: Nahinfrarot (Spektroskopie).

Probenart	Ort	Analyse	Größenbereich	Konzentration	Quelle
Wasser- oberfläche	Golf von Finnland	Optisch, Schmelztest	>300/333 µm	0 – 1,12 MPs/m ³	(Setälä et al. 2016)
			>100 µm	0 – 6,8 MPs/m ³	
	Stockholmer Archipel	Unterprobe mit FTIR	>335 µm	0,19 – 7,73 MPs/m ³	(Gewert et al. 2017)
	Warnemünde, Rügen, Usedom	Optisch	>55 µm >200 µm (Fasern)	0,003 Fasern/m ³ 0 MPs/m ³	(Stolte et al. 2015)
Wasser- säule	dänischen Südsee	Optisch mit anfärben	>300 µm	0,07(±0,02) – 1,03(±0,80) x 10 ⁻³ Partikel/m ³	(Tamminga et al. 2018)
	Bornholmer Becken	Optisch	>100 µm	0,21(±0,15) Partikel/m ³	(Beer et al. 2018)
	zentralen Ostsee	Optisch	>174 µm	0,017(±0,047) x 10 ⁻³ Fragmente/m ³ 0,31(±0,52) x 10 ⁻³ Fasern/m ³	(Bagaev et al. 2017)
	Bucht Himmerfjärden	Optisch, Schmelztest	>90 µm	100 – 7.500 MPs/m ³	(Gorokhova 2015)
Sediment	Südliche Ostsee vor Polen	Unterprobe µFTIR	0,1 – 2 mm	0 – 27 MPs/kg TM	(Graca et al. 2017)
	Meerenge Baltiysk	Optisch	>175 µm	12 – 48,4 MPs/kg TM	(Zobkov & Esiukova 2017)
Strand	Warnemünde, Rügen, Usedom	Optisch	>55 µm >200 µm (Fasern)	42 – 532 Fasern/kg TM 0 – 7 MPs/kg TM	(Stolte et al. 2015)
	Kaliningrad	Optisch	>500 µm	0,2 – 175,3 MPs/kg TM	(Esiukova 2017)
	Südliche Ostsee vor Polen	Unterprobe µFTIR	0,1 – 2 mm	25 – 53 MPs/kg TM	(Graca et al. 2017)
	Strände in M-V	NIR	>2 mm	0,058 MPs/m ²	(Haseler et al. 2018)

4. Mikroplastik in Kläranlagen

Da der größte Teil des Abwassers in Deutschland in Kläranlagen behandelt wird stellen diese einen Sammelpunkt sowie eine Punktquelle für Mikroplastik in Gewässer dar. Dabei können je nach Aufbau und Anzahl der Klärstufen zwischen 72 und 99,4% der Partikel zurück gehalten werden (Gatidou et al. 2019). Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass das meiste Mikroplastik im Klärschlamm akkumuliert und dieser einen bedeutenden Eintragspfad für Böden darstellt, sofern er als Dünger verwendet wird (Nizzetto et al. 2016). Die Abundanz von Mikroplastik im Klärschlamm schwankt nach bisherigen Untersuchungen zwischen $1 - 170,9 \times 10^3$ Partikel pro Kilogramm Trockengewicht (Gatidou et al. 2019). In einer umfassenden Studie von 12 Anlagen in Deutschland wurden $1 \times 10^3 - 2,4 \times 10^4$ Partikel pro Kilogramm Trockengewicht ermittelt (Mintenig et al. 2017). Im Zulauf von Kläranlagen befinden sich laut Literaturangaben Konzentrationen von $1 - 3.160$ Partikel pro Liter, im Ablauf je nach Größe und technischer Ausstattung der Anlage zwischen $0,0007 - 125$ Partikel pro Liter (Gatidou). Dabei werden in den Anlagen hauptsächlich größere Partikel zurückgehalten. Man geht davon aus, dass der Anteil der Mikroplastikpartikel $\geq 300 \mu\text{m}$ im Auslass nur noch 5% der Gesamtzahl beträgt (Talvitie et al. 2017b), wohingegen Partikel von $20 - 100 \mu\text{m}$ ca. 70% ausmachen. In den 12 Anlagen in Deutschland dominierten bei Partikeln $>500 \mu\text{m}$ die Polymere PE und PP vor den Polymeren Polyamid (PA), PVC, PS, und PU, bei Partikeln $<500 \mu\text{m}$ PE und Polyvinylalkohol (PVA) vor den Polymeren PA und PS (Mintenig et al. 2017). Am häufigsten wurden Folien-ähnliche und irreguläre Partikel beschrieben wohingegen in einer Studie an 17 Kläranlagen in den USA hauptsächlich Fragmente und Fasern detektiert wurden (Mason et al. 2016). Unterschiede in gemessenen Mikroplastikkonzentrationen und Zusammensetzungen am Ablauf der Anlagen entstehen u.a. durch die Größe, Anzahl und technische Ausstattung der Klärstufen, sowie durch Unterschiede im Tageszufluss. Bezüglich der verschiedenen Klärstufen geht man davon aus, dass 72 – 98% des Mikroplastiks aus dem Abwasser innerhalb der primären Klärstufe entfernt wird und nochmals 7 – 20% durch die sekundäre Stufe. Bezüglich der tertiären Klärstufe nennen manche Autoren keine bemerkenswerte Reduktion des Mikroplastiks, wohingegen Talvitie et al. (2017a) eine absteigende Effizienz der folgenden Techniken aufzeigen konnte: Membran Bioreaktor (99,9%), Schnellsandfilter (97%), Druckentspannungsflotation (95%) und Scheibenfilter (40 – 98,5%). Basierend auf der Studie von Mintenig et al. (2017) wird in Deutschland der jährliche Eintrag von Mikroplastik in Gewässer auf $9 \times 10^7 - 4 \times 10^9$ Mikroplastikpartikel und -fasern pro Kläranlage geschätzt. Weitere Angaben zum täglichen Eintrag durch den Ablauf von Kläranlagen schwanken zwischen $3,6 \times 10^5$ Partikel (Ziajahromi et al. 2017), $0,93 \times 10^6$ bei einem täglichen Abfluss von $1,06 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Carr et al. 2016) und $6,5 \times 10^7$ Partikel bei einem täglichen Abfluss von 260.954 m^3 (Murphy et al. 2016). In finnischen Kläranlagen mit einem durchschnittlichen Abfluss von 270.000 m^3 werden Konzentrationen von $1,7 \times 10^6 - 1,4 \times 10^8$ Partikel für verschiedene Wochentage angegeben (Talvitie et al. 2017b). Bei diesen Differenzen sind Faktoren wie zum Beispiel der Einfluss

verschiedener Abwasserquellen (Industrie, Krankenhäuser, touristische Gebiete) oder auch unterschiedliches Konsumverhalten zu berücksichtigen. Um den Einfluss der verschiedenen Faktoren zu verstehen bedarf es weiterer Studien. Darüber hinaus ist weitestgehend unbekannt, ob und welche chemischen und physikalischen Veränderungen die Partikel während der Abwasserbehandlung erfahren; oder ob Interaktionen zwischen Mikroplastikpartikeln und anderen Schadstoffen innerhalb der Kläranlage wie zum Beispiel Pharmazeutika auftreten.

5. Umweltprobenahme, Aufbereitung und Analytik

Generell gilt es beim Vergleich von Daten zu Mikroplastik in Umweltproben die unterschiedlich verwendeten Methodiken der Probennahme, -aufbereitung und -analyse zu berücksichtigen (Rochman et al. 2017). Daher beschäftigen sich derzeit viele Projekte mit der Harmonisierung von Methodiken, sowie der Standardisierung der Identifizierung und Charakterisierung (BMBF Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“).



Abbildung 2: Die „Rocket“ zur Probennahme von Mikroplastik. Innerhalb der vier Filtergehäuse befinden sich austauschbare Edelstahlfilterkerzen mit einer Maschenweite von 10 μm . Die Pumpe ist nachgeschaltet und bis auf die verwendeten PTFE-Schläuche und Dichtungs-ringe sind alle Materialien plastikfrei.

© Sarah Piehl

Bei der Probennahme von Sedimenten haben sich Stechrohre für Proben am Gewässergrund etabliert, sowie das Entnehmen eines bestimmten Volumens mit Hilfe von Rahmen und Schaufeln (Hidalgo-Ruz et al. 2012a, Costa & Duarte 2017, Haseler et al. 2018). Bei der Beprobung der Wasseroberfläche wurden zunächst Planktonnetze eingesetzt, welche jedoch den Nachteil hatten, dass die Untergrenze der analysierten Partikel von der Maschenweite der Netze bestimmt wurde. Durch die Entwicklung von Pumpsystemen (Abbildung 2) wurde erreicht, dass Probennahmen für Partikel bis zu einer Untergrenze von 1 μm sowie ein flexibler Einsatz auch an unzugänglichen Probeentnahmestellen möglich ist (Lenz & Labrenz 2018).

Der Vorteil des geschlossenen Pumpsystems „Rocket“ ist zudem eine Konstruktionsweise, die eine Beprobung mit geringstmöglicher Kontamination durch Fremdpartikel ermöglicht. Andere Systeme wie zum Beispiel das rotierende Sieb der Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin (Abbildung 3) erlauben durch eine größere Filterfläche höhere Probenvolumina.



Abbildung 3: Das rotierende Sieb der Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin pumpt automatisch Wasser auf die Filterfläche, dessen Maschenweite (hier 10 μm) angepasst werden kann.

Je nach verwendeter anschließender Analytik müssen die gewonnenen Proben vorher allerdings aufgereinigt werden, um eventuell störende Organik bzw. Anorganik zu entfernen. Die Separation der schwereren anorganischen Sedimentpartikel

(2,65 g cm⁻³ (Hidalgo-Ruz et al. 2012b)) von den leichteren Polymerpartikeln (0,90 – 1,55 g cm⁻³ (Hamm et al. 2018)) erfolgt überwiegend mittels Dichteseparation. Um anschließend die Organik zu entfernen werden in den meisten Protokollen Chemikalien oder Enzyme verwendet (Zarfl 2019). Dabei sollten jedoch bereits gealterte Polymerpartikel nicht beschädigt werden, weshalb der Verdau mit Enzymen die schonendere Methode ist. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Vermeidung von Kontaminationen, sowie von Probenverlust. Dies beinhaltet, dass während der gesamten Prozesskette Kunststoffe, wenn möglich, vermieden und Negativkontrollen durchgeführt werden. Darüber hinaus wird von einer rein visuellen Identifikation abgeraten da dies zu Fehlerraten von bis zu 70% führen kann (Hidalgo-Ruz et al. 2012b). Wenn Partikel-bezogene Daten wie zum Beispiel Form oder Farbe als Informationen benötigt werden, haben sich spektroskopische Methoden wie Raman und FTIR Spektroskopie durchgesetzt. Thermische Extraktionsverfahren wie zum Beispiel Pyrolyse- oder TED-GC/MS liefern hingegen Masse-bezogene Ergebnisse (Käppler et al. 2018).

6. Mögliche Konsequenzen von Mikroplastik in der Umwelt

Für größere Plastikmüllteile sind Umweltrisiken und –folgen eindeutig dokumentiert (Law 2017). Die Folgen von Mikroplastik sind hingegen weniger gut untersucht und berichtete Effekte auf Organismen kontrovers diskutiert (Foley et al. 2018). Ein Grund hierfür ist unter anderem, dass in vielen Studien sehr hohe Konzentrationen an Mikroplastikpartikeln verwendet wurden sowie Kontrollen mit natürlich vorkommenden Partikeln gefehlt haben (Ogonowski et al. 2018). Darüber hinaus ist es schwer zu differenzieren, ob beobachtete Effekte auf Organismen vom Material selbst, oder von enthaltenen Additiven herbeigeführt wurden (Karami 2017). Dennoch steigt die Wahrscheinlichkeit der Aufnahme durch Organismen an der Basis des Nahrungsnetzes mit kleiner werdender Größe der Kunststoffpartikel an, wobei ab einer bestimmten Größe Zellbarrieren überwunden werden können (Hussain et al. 2001).

Zudem werden Interaktionen von Mikroplastik und Mikroorganismen diskutiert, wie zum Beispiel der Einfluss auf die Verbreitung von bestimmten Mikroorganismen. Zettler et al. (2013) beschreibt eine spezifische Gemeinschaft von Mikroorganismen im Vergleich zum umgebenden Meerwasser und weist bereits auf das Vorkommen humanpathogener Arten hin, sowie die Möglichkeit der weitreichenden Verbreitung durch die Langlebigkeit dieses Materials. Die bisherigen Annahmen, dass Mikroplastikpartikel als Vektor für schädliche Algenblüten (Masó et al. 2003) oder potenzielle Pathogene (Kirstein et al. 2016, Viršek et al. 2017) dienen, müssen jedoch durch weitere Studien belegt werden. Zudem gilt es zu klären, ob zum Beispiel durch Mikroplastikpartikel die ein Klärwerk passiert haben, auch nicht natürlich vorkommende Pathogene in Gewässer eingetragen werden könnten (McCormick et al. 2014, Oberbeckmann et al. 2015). Zurzeit scheint es allerdings am wahrscheinlichsten, dass die Interaktionen zwischen Bakterien und Mikroplastik als gering einzustufen sind und, im Vergleich zu natürlichen Partikeln, keine Anreicherung von pathogenen Bakterien stattfindet (Oberbeckmann und Labrenz, 2019).

Referenzen

- Andrady AL (2003) *Plastics and the environment*. In: Anthony L. Andrady (Ed.), Publisher: John Wiley and Sons, ISBN 0-471-09520-6.
- Auta HS, Emenike C., Fauziah S. (2017) Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ Int* 102:165–176.
- Bagaev A, Khatmullina L, Chubarenko I (2017) Anthropogenic microlitter in the Baltic Sea water column. *Mar Pollut Bull*:0–1.
- Beer S, Garm A, Huwer B, Dierking J, Nielsen TG (2018) No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Sci Total Environ* 621:1272–1279.
- Browne MA, Crump P, Niven SJ, Teuten E, Tonkin A, Galloway T, Thompson R (2011) Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ Sci Technol* 45:9175–9179.
- Carr SA, Liu J, Tesoro AG (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res* 91:174–182.
- Cole M, Webb H, Lindeque PK, Fileman ES, Halsband C, Galloway TS (2015) Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Sci Rep* 4:4528.
- Colton JB, Burns BR, Knapp, FD (1974) Plastic Particles in Surface Waters of the Northwestern Atlantic. *Science* (80-) 185:491–497.
- Costa MF, Duarte AC (2017) Microplastics Sampling and Sample Handling. *Compr Anal Chem* 75:25–47.
- Duis K, Coors A (2016) Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ Sci Eur* 28:1–25.
- Esiukova E (2017) Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Mar Pollut Bull* 114:1072–1080.
- Foley CJ, Feiner ZS, Malinich TD, Höök TO (2018) A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Sci Total Environ* 631–632:550–559.
- Galgani F, Hanke G, Werner S, Oosterbaan L (2013) *Monitoring Guidance for Marine Litter in European Seas Draft Report*.
- Gatidou G, Arvaniti OS, Stasinakis AS (2019) Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants. *J Hazard Mater* 367:504–512.
- Gewert B, Ogonowski M, Barth A, MacLeod M (2017) Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Mar Pollut Bull* 120:292–302.
- Geyer R, Jambeck JR, Law KL (2017) Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci Adv* 3:25–29.
- Gorokhova E (2015) Screening for microplastic particles in plankton samples: How to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? *Mar Pollut Bull*.
- Graca B, Szewc K, Zakrzewska D, Dołęga A, Szczerbowska-Boruchowska M (2017) Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environ Sci Pollut Res* 24:7650–7661.
- Gündoğdu S, Çevik C (2017) Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Mar Pollut Bull* 118:341–347.
- Hamm T, Lorenz C, Piehl S (2018) *Microplastics in Aquatic Systems – Monitoring Methods and Biological Consequences* / Jungblut S, Liebich V and Bode M (editors) , In: *YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other*, Springer International Publishing, ISBN: 978-3-319-93284-2 . doi: 10.1007/978-3-319-93284-2_13
- Haseler M, Schernewski G, Balciunas A, Sabaliauskaite V (2018) Monitoring methods for large micro- and meso-litter and applications at Baltic beaches. 27–50.

- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M (2012a) Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ Sci Technol* 46:3060–3075.
- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M (2012b) Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ Sci Technol* 46:3060–3075.
- Hurley R, Woodward J, Rothwell JJ (2018) Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nat Geosci* 11:251–257.
- Hussain N, Jaitley V, Florence AT (2001) Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Adv Drug Deliv Rev* 50:107–142.
- Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R, Law KL (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-) 347:768–771.
- Käppler A, Fischer M, Scholz-Böttcher BM, Oberbeckmann S, Labrenz M, Fischer D, Eichhorn KJ, Voit B (2018) Comparison of μ -ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments. *Anal Bioanal Chem* 410:5313–5327.
- Karami A (2017) Gaps in aquatic toxicological studies of microplastics. *Chemosphere* 184:841–848.
- Kirstein I V., Kirmizi S, Wichels A, Garin-Fernandez A, Erler R, L??der M, Gerdts G (2016) Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Mar Environ Res* 120:1–8.
- Law KL (2017) Plastics in the Marine Environment. *Ann Rev Mar Sci* 9:205–229.
- Lebreton LCM, van der Zwet J, Damsteeg J, Slat B, Andrady A, Reisser J (2017) River plastic emissions to the world's oceans. *Nat Commun* 8:15611.
- Lechner A, Ramler D (2015) The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environ Pollut* 200:159–160.
- Lenz R, Labrenz M (2018) Small microplastic sampling in water: Development of an encapsulated filtration device. *Water (Switzerland)* 10.
- de Lucia GA, Caliani I, Marra S, Camedda A, Coppa S, Alcaro L, Campani T, Giannetti M, Coppola D, Cicero AM, Panti C, Baini M, Guerranti C, Marsili L, Massaro G, Fossi MC, Matiddi M (2014) Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Mar Environ Res* 100:10–16.
- Masó M, Garcés E, Pagès F, Camp J (2003) Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species*. *Sci Mar* 67:107–111.
- Mason SA, Garneau D, Sutton R, Chu Y, Ehmann K, Barnes J, Fink P, Papazissimos D, Rogers DL (2016) Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ Pollut* 218:1045–1054.
- McCormick A, Hoellein TJ, Mason S a, Schluep J, Kelly JJ (2014) Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environ Sci Technol* 48:11863–71.
- Mintenig SMM, Int-Veen I, Löder MGJ, Primpke S, Gerdts G, L??der MGJ, Primpke S, Gerdts G, Löder MGJ, Primpke S, Gerdts G, L??der MGJ, Primpke S, Gerdts G (2017) Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res* 108:365–372.
- Mohamed Nor NH, Obbard JP (2014) Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Mar Pollut Bull* 79:278–283.
- Moore CJ, Lattin GL, Zellers AF (2011) Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Rev Gestão Costeira Integr* 11:65–73.
- Morris AW, Hamilton EI (1974) Polystyrene spherules in the Bristol Channel. *Mar Pollut Bull* 5:26–27.
- Munari C, Infantini V, Scoconi M, Rastelli E, Corinaldesi C, Mistri M (2017) Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Mar Pollut Bull*:1–5.

- Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B (2016) Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ Sci Technol* 50:5800–5808.
- Neufeld L, Stassen F, Sheppard R, Gilman T (2016) The New Plastics Economy - Rethinking the future of plastics.
- Nizzetto L, Futter M, Langaas S (2016) Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environ Sci Technol* 50:10777–10779.
- Oberbeckmann S, Labrenz M (2020) Marine Microbial Assemblages on Microplastics: Diversity, Adaptation, and Role in Degradation. *Annu Rev Mar Sci* 12: 2.1-2.24.
- Oberbeckmann S, Löder MGJ, Labrenz M (2015) Marine microplastic-associated biofilms – a review. *Environ Chem* 12:551.
- Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Kloas W, Jagnytsch O, Lutz I, Kusk KO, Wollenberger L, Santos EM, Paull GC, Van Look KJW, Tyler CR (2009) A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364:2047–62.
- Ogonowski M, Gerdes Z, Gorokhova E (2018) What we know and what we think we know about microplastic effects – A critical perspective. *Curr Opin Environ Sci Heal* 1:41–46.
- Peeken I, Primpke S, Beyer B, Gütermann J, Katlein C, Krumpfen T, Bergmann M, Hehemann L, Gerdt G (2018) Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat Commun* 9.
- PlasticsEurope, 2018. Plastics - the Facts 2017, an analysis of European latest plastics production, demand and waste data. *Plast. Eur. Assoc. Plast. Manuf. Bruss.*
- Rezania S, Park J, Md Din MF, Mat Taib S, Talaiekhosravi A, Kumar Yadav K, Kamyab H (2018) Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Mar Pollut Bull* 133:191–208.
- Rochman CM, Regan F, Thompson RC (2017) On the harmonization of methods for measuring the occurrence, fate and effects of microplastics. *Anal Methods* 9:1324–1325.
- Setälä O, Magnusson K, Lehtiniemi M, Norén F (2016) Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Mar Pollut Bull* 110:177–183.
- de Souza Machado AA, Kloas W, Zarfl C, Hempel S, Rillig MC (2018) Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Glob Chang Biol* 24:1405–1416.
- Stolte A, Forster S, Gerdt G, Schubert H (2015) Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Mar Pollut Bull* 99:216–229.
- Talvitie J, Mikola A, Koistinen A (2017a) Solutions to microplastic pollution e Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *123:401–407.*
- Talvitie J, Mikola A, Setälä O, Heinonen M, Koistinen A (2017b) How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Res* 109:164–172.
- Tamminga M, Hengstmann E, Fischer EK (2018) Microplastic analysis in the South Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. *Mar Pollut Bull* 128:601–608.
- Thompson RC (2004) Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* (80-) 304:838–838.
- Turra A, Manzano AB, Dias RJS, Mahiques MM, Barbosa L, Balthazar-Silva D, Moreira FT (2014) Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Sci Rep* 4:4435.
- Viršek MK, Lovšin MN, Koren Š, Kržan A, Peterlin M (2017) Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Mar Pollut Bull*.
- Woodall LC, Sanchez-Vidal A, Canals M, Paterson GLJ, Coppock R, Sleight V, Calafat A, Rogers AD, Narayanaswamy BE, Thompson RC (2014) The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R Soc Open Sci* 1:140317–140317.
- Zarfl C (2019) Promising techniques and open challenges for microplastic identification and quantification in environmental matrices.

Zhang H (2017) Transport of microplastics in coastal seas. *Estuar Coast Shelf Sci* 199:74–86.

Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch FDL (2017) Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Res* 112:93–99.

Zobkov M, Esiukova E (2017) Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Mar Pollut Bull* 114:724–732.

Sarah Piehl

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 3473

E-Mail: sarah.piehl@io-warnemuende.de

Rahel Hauk

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 158

E-Mail: rahel.hauk@io-warnemuende.de

Mirco Haseler

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 405

E-Mail: mirco.haseler@io-warnemuende.de

Esther Robbe

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 260

E-Mail: esther.robbe@io-warnemuende.de

Franziska Klaeger

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 249

E-Mail: franziska.klaeger@io-warnemuende.de

Priv. Doz. Dr. Matthias Labrenz

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 378

E-Mail: matthias.labrenz@io-warnemuende.de

Prof. Dr. habil. Gerald Schernewski

Leibniz Insitut für Ostseeforschung (IOW) Seestrassse 15, 18119 Rostock

Tel.: 0381 – 5197 – 207

E-Mail: gerald.schernewski@io-warnemuende.de

Entfernung von Mikroplastik aus Abwasser unter besonderer Berücksichtigung des Reifenabriebs

**Matthias Barjenbruch, Daniel Venghaus,
Philipp Lau, Johannes Neupert**

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität Berlin

1. Einleitung

In den letzten Jahren wurde in den Medien viel über den Eintrag und die Verunreinigung der Flüsse, Seen und Meere durch Plastik und Mikroplastik berichtet. Um dem lückenhaften Kenntnisstand entgegenzuwirken, hat das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) sich dieser Problematik angenommen und den Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt – Quellen • Senken • Lösungsansätze“ aufgelegt, in dem insgesamt 20 Forschungsprojekte mit mehr als 100 beteiligten Institutionen mitwirken. Als Schwerpunkt werden die Probenahme, Probenaufbereitung und die Analytik bis hin zur toxikologischen Bewertung untersucht.

Unter Kunststoffen (Plastik) versteht man synthetische, organische Polymere, die aus Öl oder Gas hergestellt werden. Laut der ersten globalen Analyse haben die Menschen bis 2017 insgesamt 9 Milliarden Tonnen Kunststoff produziert. Allein im Jahr 2017 wurden etwa 348 Mio. t Plastik hergestellt. Laut Plastics Europe (2018) werden davon ca. 40 % im Verpackungsbereich verarbeitet, 20 % wird von der Bauindustrie verwendet und 10 % wird in unseren Autos eingesetzt, aber auch im medizinischen Bereich werden Kunststoffe vor allem aus hygienischen Gründen benötigt. Von den 565 kg/(E·a) Hausmüll fallen jährlich 24,9 kg/E Plastikmüll an. Nach Bertling et al. (2018) liegen die darüber hinaus entstehenden gesamten Kunststoffemissionen in Deutschland bei 446.000 t/a entsprechend 5,4 kg/(E·a). Das entspricht 3,1% des deutschen Kunststoffverbrauchs, wovon 74% als Mikroplastik und 26% als Makroplastik emittiert werden.

Als Mikroplastikpartikel werden gemäß der Meeresstrategie-Richtlinie (2008/56/EG) Partikel < 5 mm definiert. Man unterscheidet zwischen primärem Mikroplastik und sekundärem Mikroplastik, das erst durch Littering und anschließender Verwitterung entsteht.

2. Eintragspfade

Nach Boucher und Friot (2017) liegt der weltweite Mikroplastik-Eintrag in die Ozeane in einer weiten Spannbreite zwischen 0,8 bis 2,5 Mio. t/a. Dabei wurde abgeschätzt, dass 66 % über Straßenabfluss, 25 % den Kläranlagenablauf und 7 % über Wind

eingetragen werden. Bertling et al. (2018) gibt für Deutschland einen spezifischen Mikroplastikanfall von 4,0 kg/(E·a).

Über die Siedlungswasserwirtschaft kann Mikroplastik grundsätzlich auf drei Wegen in limnische und damit mittelbar in marine Systeme gelangen:

- Eintrag von behandeltem Abwasser/Mischwasser aus Kläranlagen,
- Mischwasserentlastungen
- Einleitung von unbehandeltem Niederschlagswasser aus der Trennkanalisation.

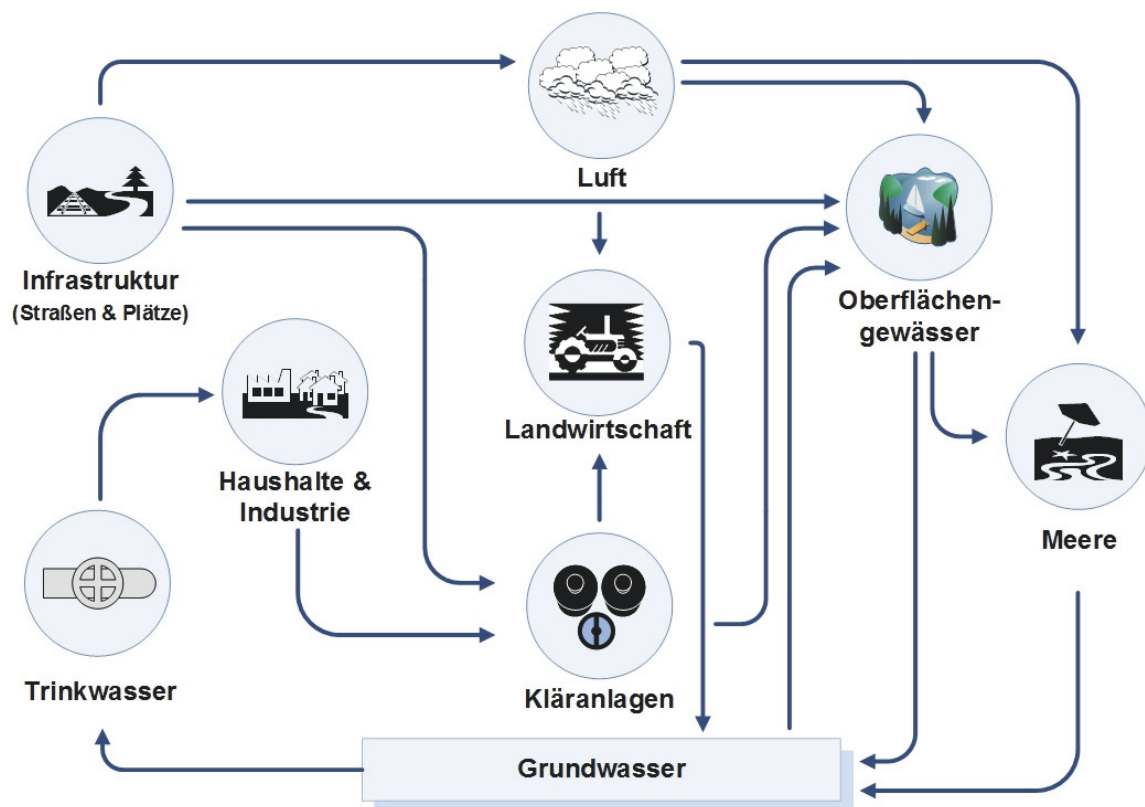


Abbildung 1 Eintragspfade von Mikroplastik/Plastik in die Gewässer

Für den Eintrag aus Kläranlagenabläufen existieren bisher die meisten Untersuchungen. Dabei basieren viele Studien auf Analysen der Partikelanzahl. Mintening et al. (2014) stellen fest, dass der Großteil der identifizierten Kunststoffpartikel aus Polyethylen (PE) besteht, der mit einer mittleren Dichte von 0,925 g/cm³ den größten Anteil (38 %) der globalen Plastikproduktion ausmacht [Andrardy 2011]. Mintening et al. (2014) analysierten Partikelzahlen > 10 µm im KA-Ablauf zwischen 0,077 bis 0,712 Stck.. Bei Einsatz eines Tuchfilters konnte eine Reduktion der Mikroplastikpartikel zwischen dem Ablauf der Nachklärung und der nachgeschalteten Filtration von 97 % ermittelt werden.

Im Forschungsprojekt „Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf - OEMP“ wurde den massenbezogenen Rückhalt von zwei weitergehenden Reinigungsverfahren - der Tuchfiltration mit dem

neuen Polstoff (Mikro PES-14) der Firma Mecana und eines Scheibensiebs mit dem Hochleistungstressengewebes (OD 6) der Firma GKD untersucht. So konnten im Kläranlagenablauf die Feststoffgehalte von 6 mg/l auf 2 mg/l bzw. 1mg/l reduziert werden [Venghaus et al. 2018].

Im dem Projekt wurden die Kunststoffe PE, PP und PS detektiert, wobei nur sehr geringe Kunststoffanteile im Kläranlagenablauf festgestellt wurden und kaum noch entsprechende Anteile im Ablauf der Filteranlagen.

Spelthan et al. 2019 ermittelte im Kläranlagenablauf einen Mikroplastikgehalt von 0,16 mg/l und im Ablauf einer Filtration 0,0006 mg/l, was einer Elimination von 99,9 % entspricht.

Diese Ergebnisse zeigen, dass der Eintrag von Mikroplastik aus Kläranlagen eine untergeordnete Rolle spielt. Daher sollten intensivere Untersuchungen im Bereich des Straßenablaufwassers durchgeführt werden, um den größten abgeschätzten Anteil an Mikroplastik besser beschreiben zu können und Maßnahmen zur Vermeidung bewerten und umsetzen zu können.

3. Stand der Analytik und Probenahme

Die Beprobung von Abwasser ist nach der (DIN EN ISO 5667-1:2007) festgelegt. Im Projekt „Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen“ (DSWT) und im Projekt OEMP (s.o.) wurden u.a. in situ Filtersysteme in Straßenabläufen untersucht. Es wurde eine Teilstromprobe des Straßenabflusses mit einem automatisierten Probenehmer entnommen. Bedingt durch die Probenehmergegebenheiten, war eine Beprobung bis zu Abflüssen von 0,97 l/(s·ha) möglich. Der Aufbau der Messtechnik ist in Abbildung 2 dargestellt.

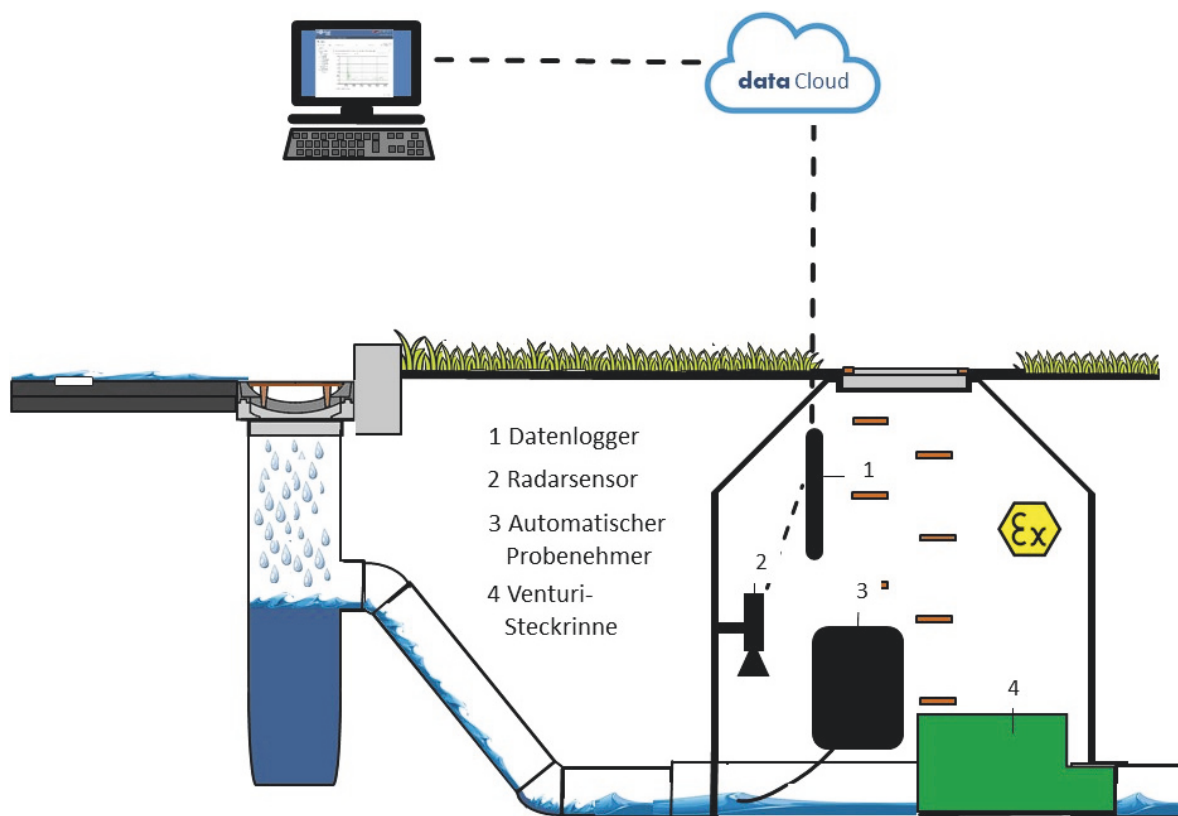


Abbildung 2: Aufbau Messschacht ausgestattet mit Datenlogger (1), Radarsonde (2), automatischem Probennehmer (3) und Steckrinne (4) [VENGHAUS ET AL. 2018]

Durch die Steckrinne (1) kann in Kombination mit der Radarsonde (2), die an dem Datenlogger angeschlossen ist, der Durchfluss über eine definierte h-Q-Beziehung gemessen werden. Die Probenahme erfolgt ereignisgesteuert (3) und startet automatisch infolge eines Bluetooth-Signals, das vom Datenlogger ausgeht, sobald der Wasserspiegel eine definierte Höhe (2 cm) im Gerinne überschritten hat.

In der Messstrecke Clayallee (Berlin) können Straßenabläufe beprobt werden. Im ersten Straßenablauf wurde das abfließende Straßenabwasser direkt von der Straßenoberfläche erfasst und beprobt (Referenz). Als dezentrale Reinigungsanlagen wurde der Innolet®-G (Fa. Funke Kunststoffe GmbH) und der BUDAVINCI® Typ-N (Fa. MEIERGUSS) verbaut.

Da mit den automatischen Schläuchen (s.o.) lediglich ein undefinierter Teilstrom über einen festgelegten Zeitraum hinweg beprobt werden kann, wurde ein spezieller Probenahmekorb entwickelt, mit dem Ziel den gesamten Ablaufstrom über die komplette Regendauer beproben zu können. Die nachfolgende Abbildung 3 zeigt den Probenahmekorb inklusive Durchflussmesseinheit.

Im Vergleich zur Teilstromentnahme lassen sich durch den Probenahmekorb Fehler bei der Erfassung aufgrund der heterogenen Verteilung der Feststoffe in der gesamten Wasserphase vermeiden (u.a. durch Dichte- und Formunterschieden der Partikel). Der Probenahmekorb eignet sich, um den Abtrag von Feststoffen mit dem Straßenablaufwasser zu verstehen und gewichten zu können. Aufgrund der technisch

realisierbaren unteren Trenngrenze von 10 µm ist im Rahmen der Filtration über den Filterkuchen, davon auszugehen, dass auch feinere Partikel separiert werden können. Dies ist besonders relevant hinsichtlich der weiteren Beschreibung des Leit- und Bemessungsparameters AFS63.

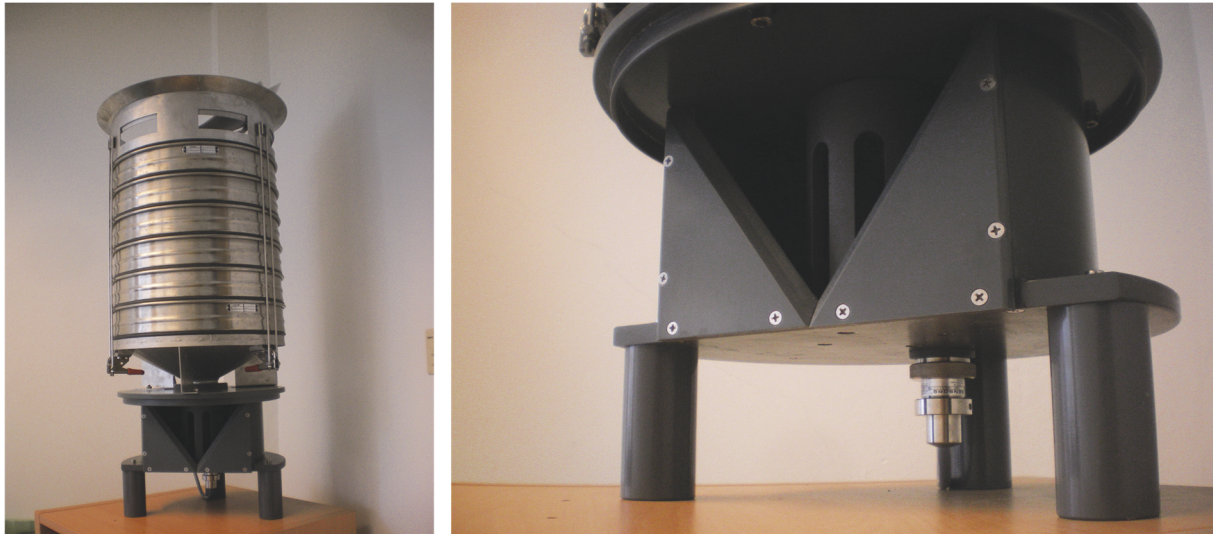


Abbildung 3: Probenahmekorb mit Durchflussmessenheit

Neben der Separation der Feststoffe können mit dem System die Abflussvolumina und die Regenintensität gemessen und via online-Übertragung in eine Datencloud gesendet werden. Durch die weitergehende Analyse der Feststoffe können anschließend auch massenbezogene Aussagen zum Reifenabriebvorkommen gemacht werden. Die Anordnung unterschiedlicher Maschenweiten für die verwendeten Analysesiebe können variabel gestaltet und einzugsgebietsabhängig angepasst werden.

Nachdem die Feststoffprobe gewonnen wurde erfolgt eine Probenvorbereitung, die störende Begleitorganik entfernt, um anschließend die separierten Polymere zu analysieren. Für die spezifische Analytik werden unterschiedliche Detektionsmethoden kombiniert. Die Masse an Reifenabrieb wird bestimmt, indem der Anteil des Polymer Styrol-Butadien Kautschuk (SBR) mittels Pyrolyse-GC/MS (Pyrolyse-Gaschromatographie/ Massenspektrometrie) ermittelt wird. Mithilfe der Rasterelektronenmikroskopie (REM-EDX) kann neben der Morphologie und der Partikelgröße auch die elementare Zusammensetzung bestimmt werden. [Reiber 2019]

4. Akkumulation von Schmutzstoffen auf der Straße

In niederschlagsfreien Zeiten kommt es je nach Beschaffenheit der Oberflächen eines Einzugsgebietes zu Ansammlungen von Schmutzstoffen (Akkumulation). Die qualitative und quantitative Zusammensetzung dieser Schmutzstoffe richtet sich nach den örtlichen und zeitlichen Einflussfaktoren. Dies gilt insbesondere für die befestigten Flächen im urbanen Raum, die in Abhängigkeit ihres Nutzungsanspruchs unterschiedlich ausgeprägte Verschmutzungsgrade aufweisen [GÖTTLE 1978; DWA

2012]. Im Straßenraum nimmt die Straßenreinigung einen weiteren Einfluss auf den Abtrag. Während eines Niederschlagsereignisses werden die Schmutzstoffe infolge von Lösungs- und Transportprozessen vom Niederschlagswasser direkt aus der Atmosphäre (Primärbelastung) aufgenommen bzw. von den Oberflächen abgetragen (Sekundärbelastung) und über die in Abbildung 4 blau dargestellten Pfade in die Gewässer eingeleitet [SCHMITT ET AL. 2010].

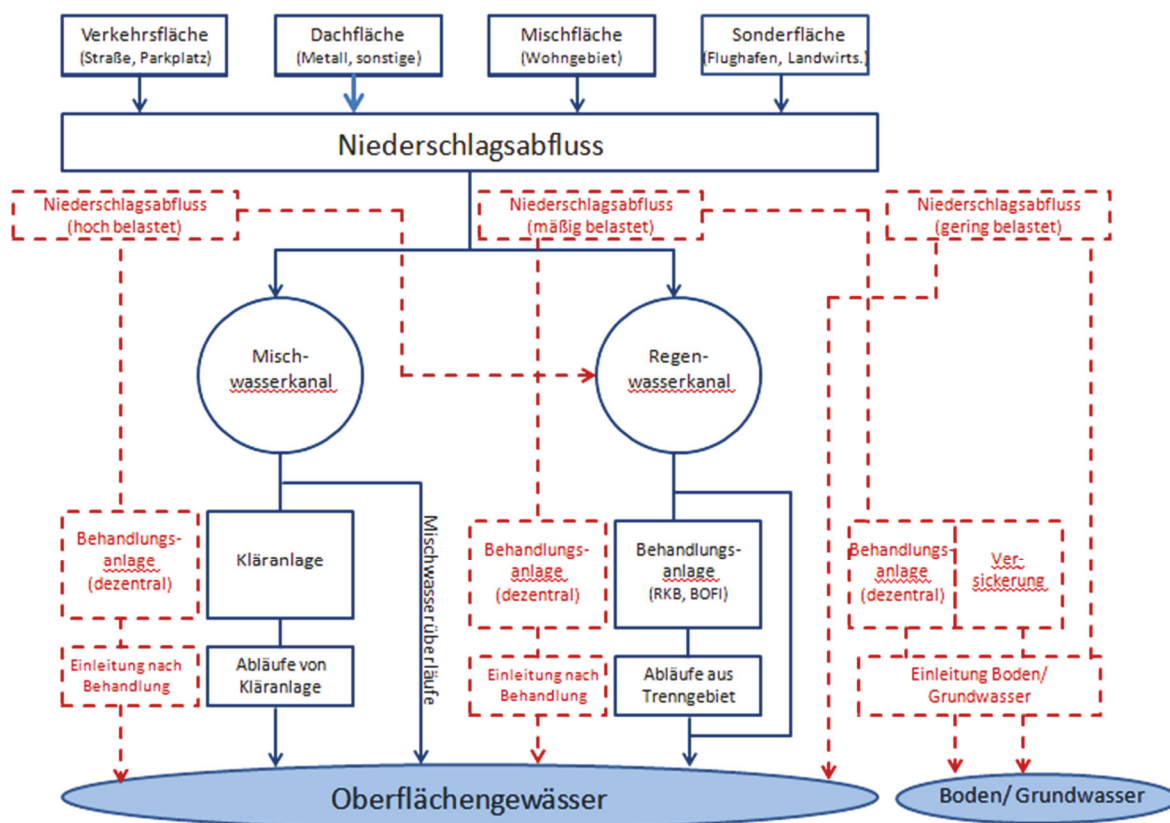


Abbildung 4: Darstellung der Behandlungs- und Ableitungsarten vom Niederschlagsabfluss (blau: vorherrschender Pfad; rot: potentieller Pfad gemäß BLAG) nach [Schmitt et al. 2010]

Über das weitverbreitete Trennsystem wird das Straßenablaufwasser meist ungereinigt in die Oberflächengewässer eingeleitet, so werden z.B. in Berlin etwa 78 % des jährlichen Niederschlagsabflusses über die Trennkanalisation bzw. über Mischwasserüberläufe unbehandelt in die Gewässer abgeschlagen [MATZINGER ET AL. 2018]. Insgesamt hat die direkte und unbehandelte Einleitung von urbanen Regenüberläufen akute Auswirkungen auf die Gewässer, die zu starken Sauerstoffzehrungen, forcierter Eutrophierung sowie bakteriologische Belastungen führen. Darüber hinaus kommt es zur Akkumulation von Schad- und Spurenstoffen (Emergine Pollutants) wie Schwermetalle (Kupfer, Zink, Cadmium), Mikroplastik, Flammschutzmittel oder Pestiziden. Daher steht die Behandlung von Niederschlagswasser von Verkehrsflächen zunehmend im Fokus.

Die Menge der abgespülten Schmutzfracht wird im Wesentlichen vom aktuell zur Verfügung stehenden Schmutzpotential bestimmt. In Deutschland fallen jährlich 1 bis 1,4 Millionen Tonnen Straßenkehrschutt an [DWA 2008]. Straßenschmutz (bzw. auf der Straße abgelagerte Sedimente) sind ein komplexes Gemisch aus Materialien, die durch die Umwelt und den Menschen eingebracht werden.

Tabelle 1: Allgemeine Inhaltsstoffe des Straßenkehrschutts (DWA 2008)

Kategorie	Anteil	Beispiele	Eintragspfad
Mineralisch	40 – 80 %	Sand, Steine, Splitt	Umgebung, Streugut
Organisch (TOC)	0 – 35 %	Äste, Blätter, Pollen, Insekten, Hundekot	Grünbewuchs
Amorphes Material	10 – 40 %	Reifen-, Brems, Kupplungs- und Fahrbahnabrieb, Tropf- und Verdampfungsverluste von Kraftstoffen, Ölen und anderen im Fahrzeug verwendeten Flüssigkeiten	Verkehr
Salze	n.b.	Streusalz	Einsatz von Auftaumittel während Winterperiode
Müll	n.b.	Papiertaschentücher, Verpackungsabfall, Plastik	Menschen

n.b.: nicht bilanziert

Zur Charakterisierung der im Niederschlagabfluss von unterschiedlichen Nutzflächen zu erwartenden Konzentrationen wurden in SCHMITT ET AL. 2010 Literaturwerte zusammengefasst (Tabelle 2).

Tabelle 2: Auszug aus der Zusammenstellung von AFS-Orientierungswerten unterschiedlicher Nutzflächen [SCHMITT ET AL. 2010]

Parameter	Einheit	Regenwasser ¹	Dachabfluss	Straßenabfluss	Hofflächen ²	Mischflächenabfluss
AFS	mg/l	0-4	50	200	86	150

¹ aus [AB-Plan 2001] ² aus [Barjenbruch et al. 2015]

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Trockendauer auch die anfallende Schmutzstoffmenge auf den Einzelflächen größer wird. Der Aufbau des Schmutzfilms erfolgt dabei exponentiell, mit einem relativ starken Anstieg nach einem Regenereignis und einem asymptotischen Verlauf während der weiteren Trockenperiode. Aufgrund der kontinuierlichen Verschmutzungsverluste und Umverteilungen (z.B. durch Verwehungen) strebt die Ablagerungsmenge einem Maximum entgegen, dessen Wert mit den Standortfaktoren variiert [Sator et al. 1974; Göttle 1978; Alley 1981; DWA 2012]. Bei den Dachflächen handelt es sich im Sinne der Ablagerungsvorgänge um annähernd unbeeinflusste Flächen, deren Verschmutzungen fast ausschließlich auf Schadstoffemissionen der Luft beruhen. Hof-

und Straßenflächen, sowie Rad- und Fußwege sind hingegen stark anthropogen geprägt, hinsichtlich der Schmutzstoffmenge sehr unterschiedlich und zusätzlich vom Eine Betrachtung der Korngröße bei der Akkumulation ermöglicht neben der genaueren Beurteilung des Stoffabtrages durch den Niederschlagsabfluss auch die Verschmutzungswirkung der Gesamtstoffmenge. Es geht ein erhöhtes Verschmutzungsrisiko/Schadstoffpotential von den feinkörnigen AFS Bestandteilen $<63\ \mu\text{m}$ aus, da

- sie eine größere spezifische Oberfläche besitzen, wodurch an- und organische Verunreinigungen verstärkt adsorbieren und aufgenommen werden,
- sie aufgrund der hydromechanischen Beziehungen für den Feststofftransport bereits bei geringen Abflussintensitäten vollständig abgespült werden und
- nur ein sehr geringer Teil der feinkörnigen Teilchen durch öffentliche Reinigungsmaßnahmen aufgenommen werden. [GÖTTLE 1978]

Die DWA und BWK erarbeiten derzeit ein Regelwerk zur Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer (DWA-A 102). Das Niederschlagswasser einer Verkehrsfläche mit einem DTV >2000 gilt bereits als mäßig belastet und erfordert grundsätzlich eine geeignete technische Behandlung. Als Maßnahmen werden dezentrale und zentrale Behandlungsanlagen genannt.

Im Zusammenhang mit der Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastik in der Umwelt wird der Reifenabrieb (TRWP) als größte Quelle vermutet, so ermittelten Hiebel et al. 2018 insgesamt 51 Mikroplastikquellen und berechneten Reifenabrieb und Abrieb von Bitumen in Asphalt mit $1.228,5\ \text{g}/(\text{E}\cdot\text{a})$ bzw. $228\ \text{g}/(\text{E}\cdot\text{a})$ als größte Emissionsquellen.

Für das Straßenablaufwasser konnten in der Messstrecke der Berliner Clayallee neben geringen Mengen PMMA bis zu $6\ \mu\text{g PS}/\text{mg Feststoff}$, $2\ \mu\text{g PP}/\text{mg Feststoff}$, $10\ \mu\text{g PE}/\text{mg Feststoff}$ und bis zu $6\ \mu\text{g SBR}/\text{mg Feststoff}$ (welcher als Indikator für Reifenmaterial herangezogen werden kann) in den Proben detektiert werden. [Altmann et al.2019]

Für das Einzugsgebiet der Seine wurde unter Berücksichtigung der Fahrzeugkilometer, Einwohnerdichte, Straßenlänge, Landbedeckung und Nutzung, sowie Abschätzungen der Reifenabriebsraten aus der Literatur und Verteilung im Boden nah der Fahrbahn, hydrologischen Modellierungen und Informationen zu Mikroplastik Transportprozessen in Süßwasser modelliert. Demnach mündet ungefähr 2% des anfallenden Reifenabriebs im Meer [Unice et al. 2019]. Um einen guten und nachhaltigen Gewässerschutz zu gewährleisten, sollten somit auch die stofflich oft unterschätzten Niederschlagsabflüsse aus dem Trennsystem behandelt werden.

Die dezentralen Filter zur Reinigung von Straßenablaufwasser BUDAVINCI®-Typ N der Firma MeierGuss und der Innolet G der Firma Funke Kunststoffe wurden in Bezug auf die Feststoffabscheidung im Projekt OEMP technisch optimiert und erreichen unter

definierten Teststandbedingungen sehr gute Rückhalteleistungen von 49 % bis zu 95 % für die Prüfstoffe PE, PS und Reifengranulat [Venghaus et al. 2018].

5. Reifenabrieb

Definition und Entstehung des Reifenabriebs

In der Diskussion um Mikroplastik wird dem Reifenabrieb in Hinblick auf Plastikverschmutzung viel Aufmerksamkeit gegeben. Durch das Verbundprojekt „Reifenabrieb in der Umwelt“ (RAU) soll geklärt werden, wo Reifenabriebpartikel verbleiben und wie groß der Eintrag in die aquatische Umwelt ist. Der Fahrzeugreifen ist die Schnittstelle zwischen Fahrzeug und Straße und überträgt die Kräfte zum Beschleunigen, Bremsen oder Ändern der Fahrtrichtung auf die Fahrbahn. Durch die dabei bedingten Reibungsprozesse entstehen Reifenabriebpartikel auch in Verbindung mit dem Fahrbahnabrieb.

Reifenabrieb wird in der Literatur zu den Non-Exhaust-Emissionen gezählt. Hierzu gehören u.a. auch Straßen- und Bremsabrieb. In der Realität ist die Fahrbahnoberfläche u.a. beladen mit Straßenabrieb-Partikel und sedimentierten Partikel aus der Atmosphäre (Hintergrundbelastung). Diese sind somit auch am Entstehungsprozess von Reifenabrieb beteiligt (Kreider, et al. 2010). Durch Reibung und Wärme ändert sich die chemische Zusammensetzung und Eigenschaften der generierten Partikel, bezogen auf das ursprüngliche Laufflächenmaterial (Panko, et al. 2013). In der Literatur ist Reifenabrieb nicht einheitlich definiert. Abbildung 5 soll zum Verständnis beitragen, welche verschiedenen Definitionen von Reifenabrieb in der Literatur verwendet werden. Der vermutlich größte Massenanteil ist durch die Hintergrundbelastung gegeben. Die Hintergrundbelastung umfasst alle Ablagerungen auf der Fahrbahnoberfläche wie Laub, Äste, Abfall, Steine, Sand aber auch Feinstaub (u.a. Bremsabrieb, Ruß, Pollen). Die weiteren Bestandteile sind Abriebpartikel von der Fahrbahnoberfläche (Straßenpartikel) und der Reifenlauffläche (Reifenpartikel), da der Reibungsprozess zwischen Straßen und Reifen relevant ist.

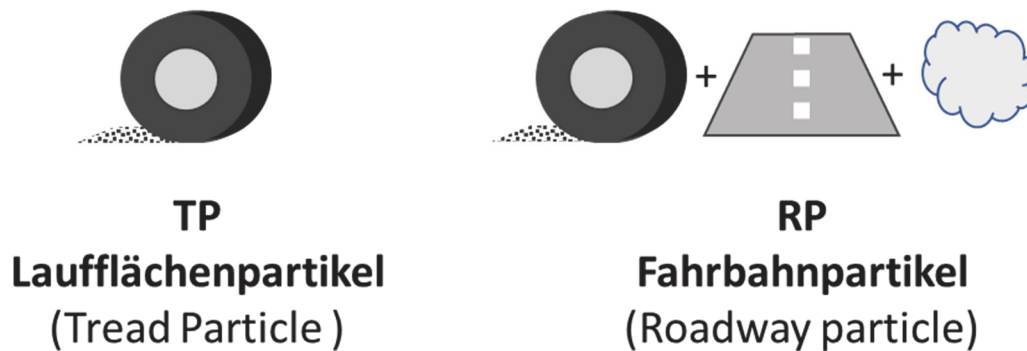


Abbildung 5: Übersicht der verschiedenen Definitionen für Reifenabrieb
nach (Kreidler et al. 2010)

Bei der ersten Definition in Abbildung 5 besteht der Reifenabrieb rein aus dem Laufflächenmaterial des Reifens (Gummi). Hierfür sind die Eigenschaften und chemische Zusammensetzung bekannt. Diese Definition wird als *Laufflächenpartikel* bzw. *TP* (englisch Abkürzung *tread particle*) verwendet. Die zweite Definition berücksichtigt alle drei am Reibungsprozess teilhabenden Komponenten und wird als *Fahrbahnpartikel* bzw. TRWP (Tire road wear particle) bezeichnet. Unter der Prämisse, dass eine reale Fahrbahnoberfläche immer mit einer Hintergrundbelastung beladen ist, wird angenommen, dass unter realen Bedingungen nur TRWP Partikel entstehen können. Die Partikel sind etwa 5 – 350 μm groß (im Mittel 100 μm) mit einer Dichte von 1,8 g/cm^3 (KREIDER, ET AL. 2010).

Wesentlicher Anteil der Abriebsverursacher hat der Deformationsschlupf, welcher die Relativbewegung zwischen Lauffläche und Fahrbahn beschreibt. Die Profilfläche des Reifens verformt sich beim Durchlaufen des Latsches (Kontaktfläche). Das Laufstreifenmodell nach AMMON (Abbildung 6) Abbildung veranschaulicht diesen Deformationsprozess. Wenn sich die Radmitte mit der Geschwindigkeit v bewegt, hat ein Laufflächelement die Umfangsgeschwindigkeit $\omega * R_0$. Beim Durchqueren des Latsches verringert sich jedoch die Geschwindigkeit des Laufflächelements bis zum Latsch-Mittelpunkt auf die Umfangsgeschwindigkeit bei R_{stat} . [SCHRAMM, 2002; BREUER UND BILL, 2017]

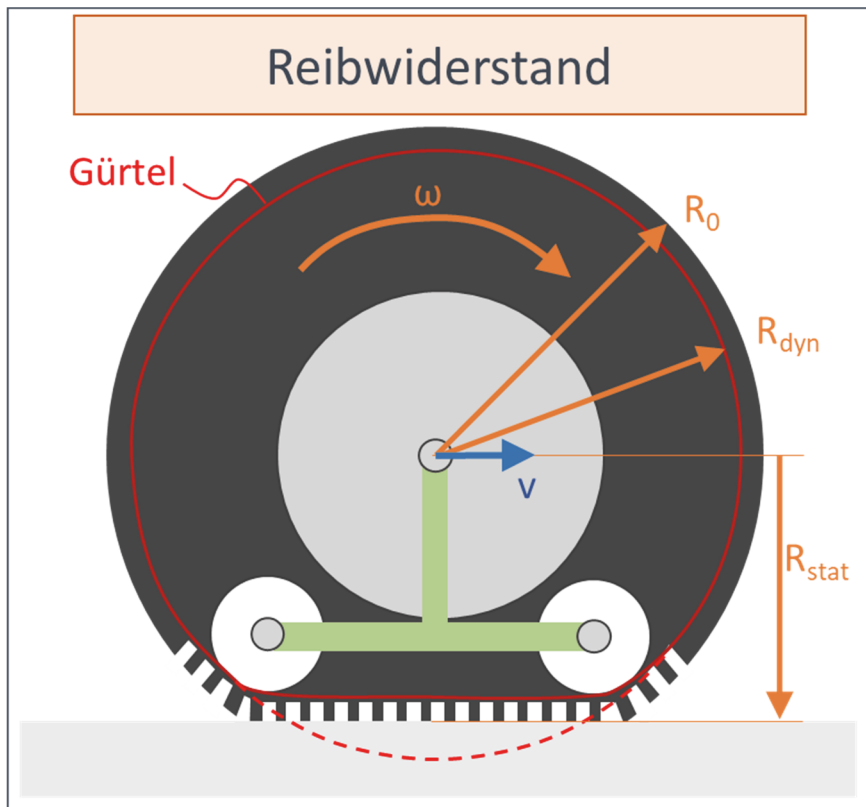


Abbildung 6 Laufstreifenmodell nach AMMON

Durch Gewichtsdifferenzen des Reifens lassen sich Abriebs-Emissionsraten bestimmen, wobei nur reine Laufflächenpartikel (TP) betrachtet werden. BOULTER (2006) hält eine Reifenabriebs-Emissionsrate eines PKWs von 100 mg/vkm bei einem normalen Fahrverhalten für repräsentativ. Unter Berücksichtigung der jährlichen Gesamtfahrleistung lassen sich so mögliche Reifenabriebemissionen abschätzen. Die Emissionsrate ist nicht konstant sondern abhängig von verschiedenen Einflussfaktoren. Continental hat die Faktoren für PKW und LKW Reifen entsprechend bewertet und deren Einfluss geschätzt [VENGHAUS ET AL. 2019]. Demnach sind Topologie und das Fahrverhalten die größten Einflussfaktoren. So werden in Kurven und an Beschleunigungsstellen, wie Lichtsignalanlagen oder Autobahnauffahrten, erhöhter Abrieb vermutet - sogenannte Hotspots.

Um den potentiellen Eintrag in den Straßenabfluss abzuschätzen, wurden Straßenkehrrichtuntersuchungen an den Hotspots durchgeführt werden. Am aufschlussreichsten sind Tagesfegungen bei den die Akkumulation der Feststoffe einer definierten Probefläche für 24h betrachtet wird und gleichzeitig eine automatisierte Verkehrszählung erfolgt. Für Deutschland ist die Betrachtung von asphaltierten Straßendecken ausreichend, da sie 95% aller Straßen abdecken [KERN, 2005].

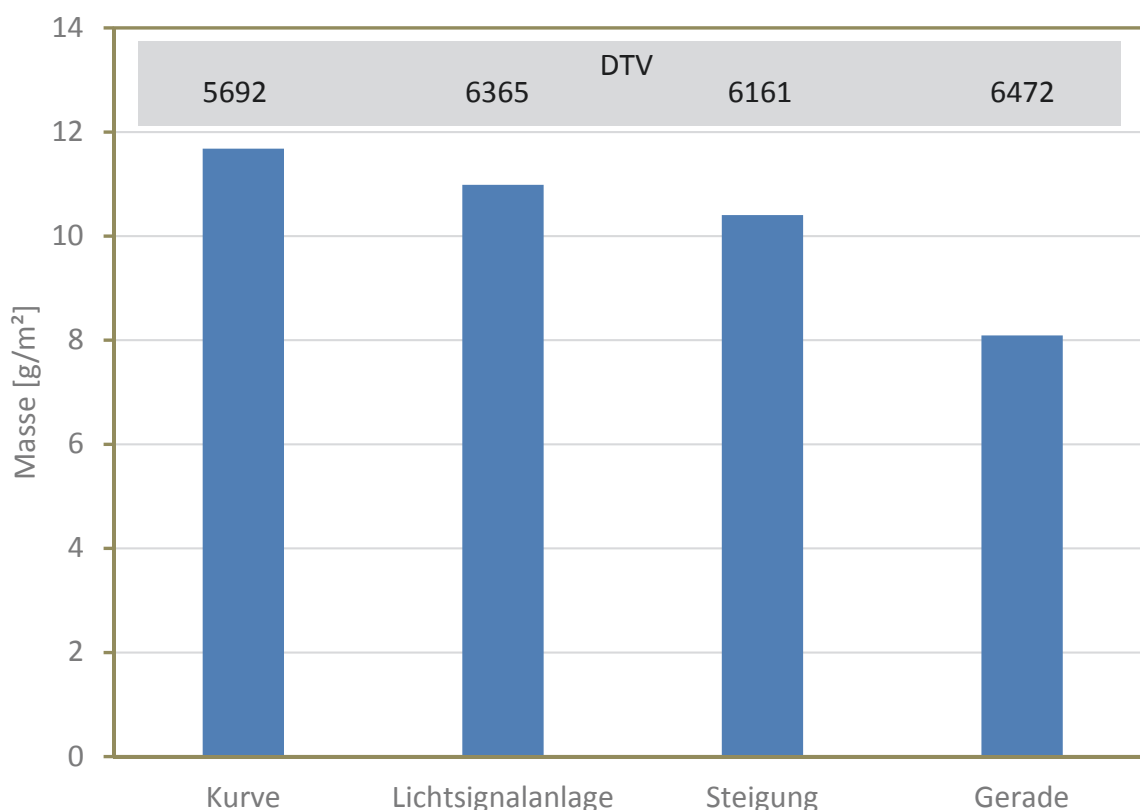


Abbildung 7: Tagesfegung / 24h Akkumulation Hotspots (n=3) mit durchschnittlichen täglichem Verkehr (DTV)

In Abbildung 7 ist die über 24 Stunden akkumulierte Gesamtmasse an Feststoffen (Straßenkehrricht) für vier unterschiedliche Standorte dargestellt. Über die Gesamtmasse werden die größeren organischen Fraktionen $> 500 \mu\text{m}$ im Wesentlichen aus Laub, Ästen und größeren Verpackungsabfällen, die mittlere Fraktion zwischen $125 \mu\text{m}$ und $500 \mu\text{m}$ überwiegend aus Sanden und Steinen sowie Mikroplastik und Reifenabrieb bzw. die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ aus Feinsanden, Pollen, Mikroplastik, Reifen-, Brems und Kupplungsabrieb erfasst. Die Untersuchungen des Straßenkehrrechts geben einen quantitativen und qualitativen Aufschluss über das Oberflächenbelastungspotential. Um die mit dem abfließenden Niederschlagswasser abgespülten Feststoffe zu ermitteln, sind zusätzlich bei Niederschlagsereignissen Proben zu ermitteln.

Neben der Verkehrszählung von PKW und LKW werden Parameter wie Windstärke, Rauigkeit der Fahrbahn, tatsächliche Fahrgeschwindigkeit und Jahreszeit aufgezeichnet.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Reifenabrieb stellt den größten Anteil von Mikroplastikeintrag in die aquatische Umwelt. Durch die Ermittlung der feststoffbezogenen Emissionen und die Identifizierung entsprechender Hot Spots können zum Einen gezielte, technische Behandlungsanlagen (dezentral, semizentral) und/oder durch

einzugsgebietsabhängige Maßnahmen (smarte Verkehrslenkung, angepasste kommunale Straßenreinigung) die Schadstoffeinträge in die Oberflächengewässer minimiert werden. Mit der intelligenten Vernetzung unterschiedlicher Teilbereiche ergibt sich zudem ein weiteres großes Potential an alternativen Maßnahmen, um den Eintrag von Schadstoffen in die aquatische Umwelt zu reduzieren. Daraus wird deutlich, dass im Zusammenhang mit der Umweltbelastung durch Reifenabrieb nicht eine End-of-pipe-Technologie allein eine sinnvolle Lösung sein kann, sondern das durch Zusammenführen mehrerer Handlungsmöglichkeiten entlang des Produktlebenszyklus der Umweltschutz effektiver gestaltet werden kann.

Referenzen

- Alley, W. M.; Smith, P. E. (1981): Estimation and accumulation parameters for urban runoff quality modelling; Water Resources Research, 17 (6);,S. 1657–1664
- Altmann, K., Goedecke, C.: Materialien für eine nachhaltige Wasserwirtschaft "MachWas" : Abschlussbericht des BMBF Vorhabens: Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf - OEMP : Abschlussbericht des BMBF Vorhabens, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM), Berlin, 2019 <https://doi.org/10.2314/KXP:1668022516>
- Andrady, A. L.: „Microplastic in the marine environment“, Marine Pollution Bulletin, Vol. 62, Seite 1596-1605, 2011
- Bannick, C., Obermaier, N., Barthel, A.: Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf (OEMP) : Teilprojekt: Probenaufbereitung und Bewertung der Reinigungsleistung Schlussbericht, INVENT Umwelt- und Verfahrenstechnik AG, Erlangen, 2018 <https://doi.org/10.2314/KXP:1668028085>
- Barjenbruch, M., Sommer, H., Post, M., Rouault, P., Heinzmann, B., Weiß, B., Kober, P. (2015). Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen; Abschlussbericht Projekt: 11315 UEPII/2; Vegetation & Infrastruktur 2015
- Bertling, J.; Bertling, R.; Leandra, H.; et al. : Kunststoffe in der Umwelt: Mikro und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018
- Boucher, J. and Friot D.. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland, Switzerland, 2017: IUCN. 43pp. [dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en)
- Boulter, P. G. „A Review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter.“ Project Report PPR0065, Department for the Environment, Food and Rural Affairs, Scottish Executive, Welsh Assembly Government, and the Department of Environment in Northern Ireland, 2006.
- Breuer, Bert, und Karlheinz Bill. Bremshandbuch: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Fahrdynamik. Wiesbaden: Springer-Vieweg, 2017.
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2008): Umgang mit Straßenkehricht. Juli 2008. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 378), zuletzt geprüft am 08.03.2017.
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: DWA-A 102 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer - Entwurf (Oktober 2016)
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) (2012): Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung; DWA Arbeitsbericht; Hennef DWA 2012
- Göttle, Albert (1978): Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung – Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten, Institut für Bauingenieurwesen Technische Universität München, Berichte aus Wassergütwirtschaft und

Gesundheitsingenieurwesen, Heft Nr. 23

- Hiebel, Bertling, Nühlen, Pflaum, und Somborn-Schulz (2017). Studie zur Circular Economy im Hinblick auf die chemische Industrie. Herausgeber: Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT Fraunhofer-Institut für Umwelt-. Oberhausen: Studie im Auftrag des Verbands der Chemischen Industrie e.V., Landesverband NRW
- Kern, Felix. Faszination Straßenbau. Motorbuch Verlag, 2005.
- Kreider, Marisa L., Julie M. Panko, Britt L. McAtee, Leonard I. Sweet, und Brent L. Finley. „Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies.“ *Science of The Total Environment*, Vol. 408, 2010: 652-659.
- Matzinger, Andreas; Jährgig, Jeannette; Miehe, Ulf(2018): Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf; ; Abschlussbericht Projekt 03XP0045C); Kompetenzzentrum Wasser Berlin ; online verfügbar unter: https://www.tib.eu/de/suchen/download/?tx_tibsearch_search%5Bdocid%5D=TIBKAT%3A1668019493&cHash=273a80fea70485c0e7dac270dae554c5#download-mark
- Mintenig, S.; Int-Veen, I.; Löder, M.; Gerdts, G.: Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOVV) in Niedersachsen: Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Helgoland, 2014
- Panko, Julie M., Jennifer Chu, Marisa L. Kreider, und Ken M. Unice. „Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States.“ *Atmospheric Environment* 72, 2013: 192-199.
- Plastics Europe: Plastics – the Facts 2018, An analysis of European plastics production, demand and waste data (2018), <https://www.plasticseurope.org/de/resources/publications/670-plastics-facts-2018> (letzter Zugriff: 02.08.2019)
- Reiber, J.: Reifenabrieb in der Umwelt (RAU), gwf-Wasser - Abwasser, Vulkan-Verlag GmbH, Essen, 2019
- Sartor, J.D.; Boyd, G.B. and Agardy F. J. (1974): Water pollution aspects of street surface contaminants; *Journal of the Water Pollution Control Federation* 46 (3); S. 458–467
- Schramm, Ernst Joachim. Reibung von Elastomeren auf rauen Oberflächen und Beschreibung von Nassbremsseigenschaften von PKW-Reifen. Dissertation, Universität Regensburg, 2002.
- Schmitt, T. G.; Welker, A.; Dierschke, M.; Uhl, M.; Maus, C.; Remmler, F. (2010): „Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasser-behandlung im Trennverfahren“ Schlussbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (2001): Abwasserbeseitigungsplan (AB-Plan); 1. Auflage; Berlin; online verfügbar unter: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/abwasser/ab-plan/abplan2001.shtml> (zuletzt geprüft: 11.06.16)
- Spelthahn, V.: Mikroplastik in Kläranlagenabläufen und Mischwasserüberläufen, Vortrag: Weitergehende Abwasserreinigung, ÖWAV/TU Wien, Wien, 26./27. Februar 2019
- Unice, K.M., Weeber, M.P., Abramsaon, M.M., Reid, R.C.D, van Gils, J.A.G, Markus, A.A., Vethaak, A.D., Panko, J.M.: Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles, *Science of The Total Environment*, Vol.: 646, P. 1650-1659m, 2019, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.301>
- Venghaus, D. „Reifenabrieb in der Umwelt–RAU“ Statuskonferenz „Plastik in der Umwelt“ (09./10.04.2019) - Präsentation RAU https://www.rau.tu-berlin.de/fileadmin/fg118/RAU/Poster_Statuskonferenz_RAU.pdf (letzter Aufruf: 31.07.2019)
- Venghaus, D.; Lau, P.; Barjenbruch, M.: Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf - OEMP : Abschlussbericht; TU Berlin, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Berlin, 2018 <https://doi.org/10.2314/KXP:1668026260>

Matthias Barjenbruch

TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft Sekr. TIB1-B16

Gustav-Meyer-Allee 25, 13355 Berlin

Tel.: +4930 31477247

E-Mail: matthias.barjenbruch@tu-berlin.de

Daniel Venghaus, Philipp Lau, Johannes Wolfgang Neupert

Tel.: +4930 314 72249

daniel.venghaus@tu-berlin.de

Arzneimittelbefunde in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2008 bis 2017

Angela Nawrocki

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
(LUNG M-V)

Die Untersuchung von Arzneimitteln in den Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ist regulärer Bestandteil des Landesmonitorings. Durch deren Erfassung kann der Belastungszustand der Gewässer mit Arzneimitteln abgebildet werden und Grundlage für weiteres Handeln sein.

1. Einleitung

Arzneimittelnutzung in Deutschland

Auf dem deutschen Arzneimittelmarkt stehen etwa 3000 Wirkstoffe zur Verfügung. Etwa 2300 Wirkstoffe werden als Humanarzneimittel (HAM) verwendet, wobei die Hälfte davon aufgrund ihrer Eigenschaften als umweltrelevant eingestuft werden. 2012 lag deren Verbrauch in Deutschland bei 8120 t (UBA 2014) mit jährlich ansteigenden Verbrauchsraten. Zukünftig wird von einem weiter ansteigenden Verbrauch ausgegangen. Laut einer Studie wird zwischen 2015 und 2045 mit einem Verbrauchsanstieg von 43,3 % bei Annahme eines konservativen Szenarios bzw. 68,5% bei einem progressiven Szenario gerechnet (Civity 2017). Im veterinärmedizinischen Bereich stehen etwa 600 Wirkstoffe zur Verfügung, wobei es sich hier vorrangig um Antibiotika handelt. Erst seit 2011 sind die Hersteller verpflichtet Angaben zur Abgabe von Antibiotikamengen an Tierärzte zu machen. Von 2011 bis 2016 haben sich diese um 56,5% (von 1706 t auf 742 t) reduziert. Die rückläufige Gesamtmenge geht jedoch mit dem Anstieg einiger Antibiotikagruppen einher, welche als Reserveantibiotika in der Humanmedizin eingesetzt werden. Von einer gängigen Nutzung dieser ist abzuraten in Hinblick auf die Gefahr der Bildung resistenter Mikroorganismen (UBA 2018).

Eintragspfade und Wirkung in der Umwelt

In den deutschen Gewässern wurden bisher mehr als 150 Arzneimittelwirkstoffe nachgewiesen. Hauptsächlich die bestimmungsgemäße Anwendung der Medikamente und eine unsachgemäße Entsorgung über Spüle und Toilette bedingen den Eintrag von Arzneimitteln in die Umwelt. Nach der Passage durch den tierischen oder menschlichen Organismus werden die Wirkstoffe zum einen unverändert und zum anderen verstoffwechselt (metabolisiert) ausgeschieden. Humanarzneimittel

gelangen vorrangig über den Abwasserpfad mit den Ausscheidungen in die Umwelt und Tierarzneimittel (TAM) über den Bodenpfad durch die Ausbringung von Gülle und Mist auf landwirtschaftliche Flächen. In der Umwelt können diese Wirkstoffe und Metabolite negativen Einfluss auf Organismen haben.

Ein Risiko für die menschliche Gesundheit durch Arzneimittelspuren im Trinkwasser wird nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens als unwahrscheinlich eingeschätzt. Eine erhöhte Gefahr besteht jedoch in der Verbreitung von resistenten bzw. multiresistenten Bakterien, welche durch den umfangreichen Einsatz von Antibiotika im Human- und Veterinärbereich einher geht. Schädigende Wirkungen sind jedoch für tierische Organismen belegt. So wurde in den 90er Jahren ein Einbruch von mehreren Geierpopulationen in Südostasien beobachtet, welcher auf den Entzündungshemmer Diclofenac zurückzuführen war. Dieser wurde durch gefressenes Aas von den Tieren aufgenommen und verursachte eine Schädigung der Nierenfunktion und führte zum Verenden der Tiere. Direkte Einwirkungen auf aquatische Organismen sind ebenfalls bekannt. So können Hormone verweiblichend auf männliche Fische wirken, Antibiotika das Wachstum von Algen und Wasserpflanzen hemmen und Beruhigungsmittel das Verhalten von Fischen verändern. (UBA 2014)

2. Monitoring in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Die Untersuchung von Arzneimittelwirkstoffen und –metaboliten findet in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns seit 2008 bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt statt. Eine vorläufige Auswertung der Daten liegt bis 2017 vor. Ein Bericht über das Monitoring von Arzneimittelbefunden in Gewässern wird gegenwärtig im LUNG erstellt, er wird zum Ende des Jahres veröffentlicht.

In dem Auswertungszeitraum wurden an 187 landesweit verteilten Messstellen Untersuchungen durchgeführt. Es handelt sich hierbei vorrangig um Überblicks- und operative Messstellen (Abb. 1). Dadurch unterscheiden sich die Untersuchungsintervalle an den einzelnen Messstellen.

Zwischen 2008 und 2017 wurden insgesamt 47 Wirkstoffe und 4 Metabolite untersucht. Diese 51 Stoffe werden 11 unterschiedlichen Arzneimittelgruppen zugeordnet (Tab. 1). Das Parameterspektrum wurde über die Jahre angepasst und erweitert, so dass in den jeweiligen Untersuchungsjahren eine unterschiedliche Anzahl an Wirkstoffen und Metaboliten bestimmt wurde.

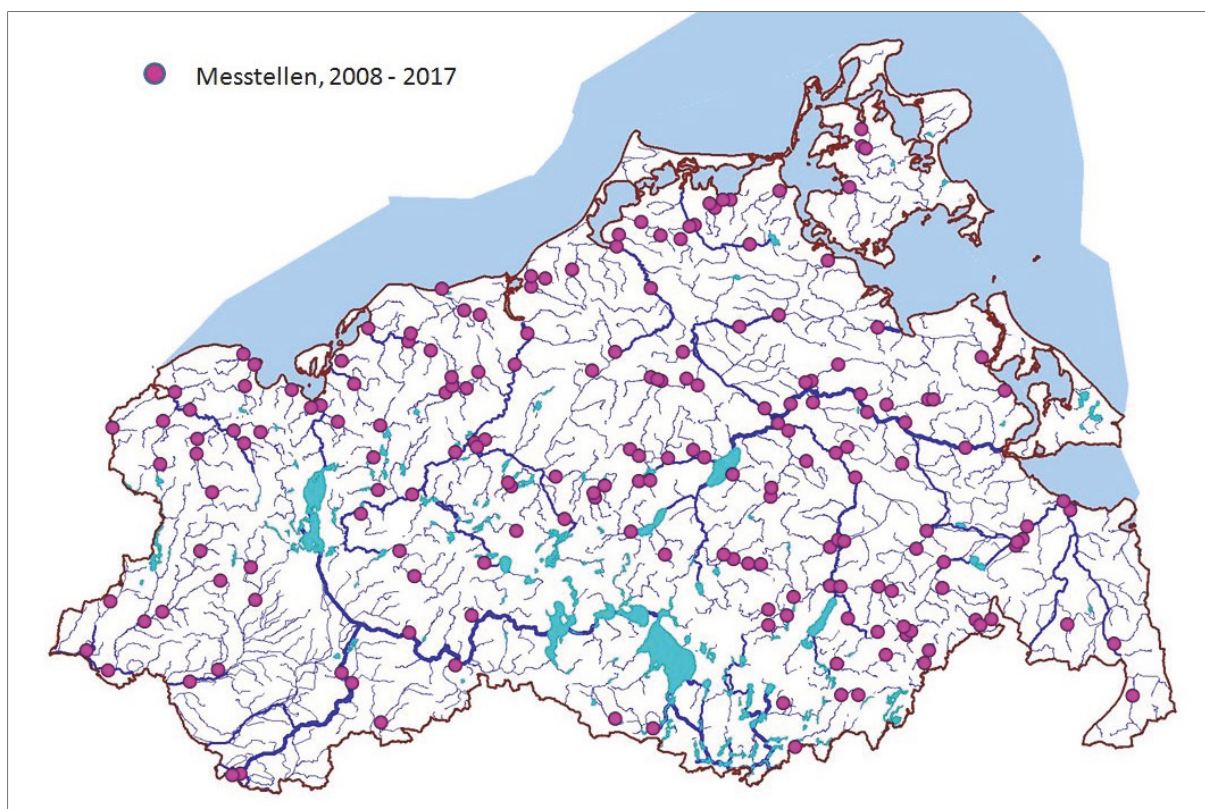


Abbildung 1: Messnetz - Arzneimitteluntersuchungen in Fließgewässern, LUNG M-V

Tabelle 1: Beispiele untersuchter Arzneimittel, 2008 bis 2017

Arzneimittelgruppe	Anzahl	Beispiele
Antibiotika	14	Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Tetracyclin
Antiepileptika	8	Carbamazepin, Gabapentin
Analgetika	7	Diclofenac, Iboprufen
Betablocker	5	Bisoprolol, Metoprolol
Antiparasitika	5	Nitenpyram, Thiabendazol
Lipidsenker	4	Bezafibrat, Simvastatin
Hormone	3	17 α -Ethinylestradiol, Estradiol
Röntgenkontrastmittel	2	Amidotrizoesäure, Iopamidol
Antihistaminika	1	Cetirizin
Diuretika	1	Hydrochlorothiazid
Antidepressiva	1	Venlafaxin

3. Befunde in den Fließgewässern

In dem Zeitraum 2008 bis 2017 wurden an 185 von 187 Messstellen Arzneimittelwirkstoffe und -metabolite nachgewiesen. Das entspricht 99% aller Messstellen. Hier wurden von den insgesamt 51 untersuchten Arzneimitteln 43 Stoffe gefunden, wobei 39 zu den Arzneimittelwirkstoffen und 4 zu den Metaboliten zählen.

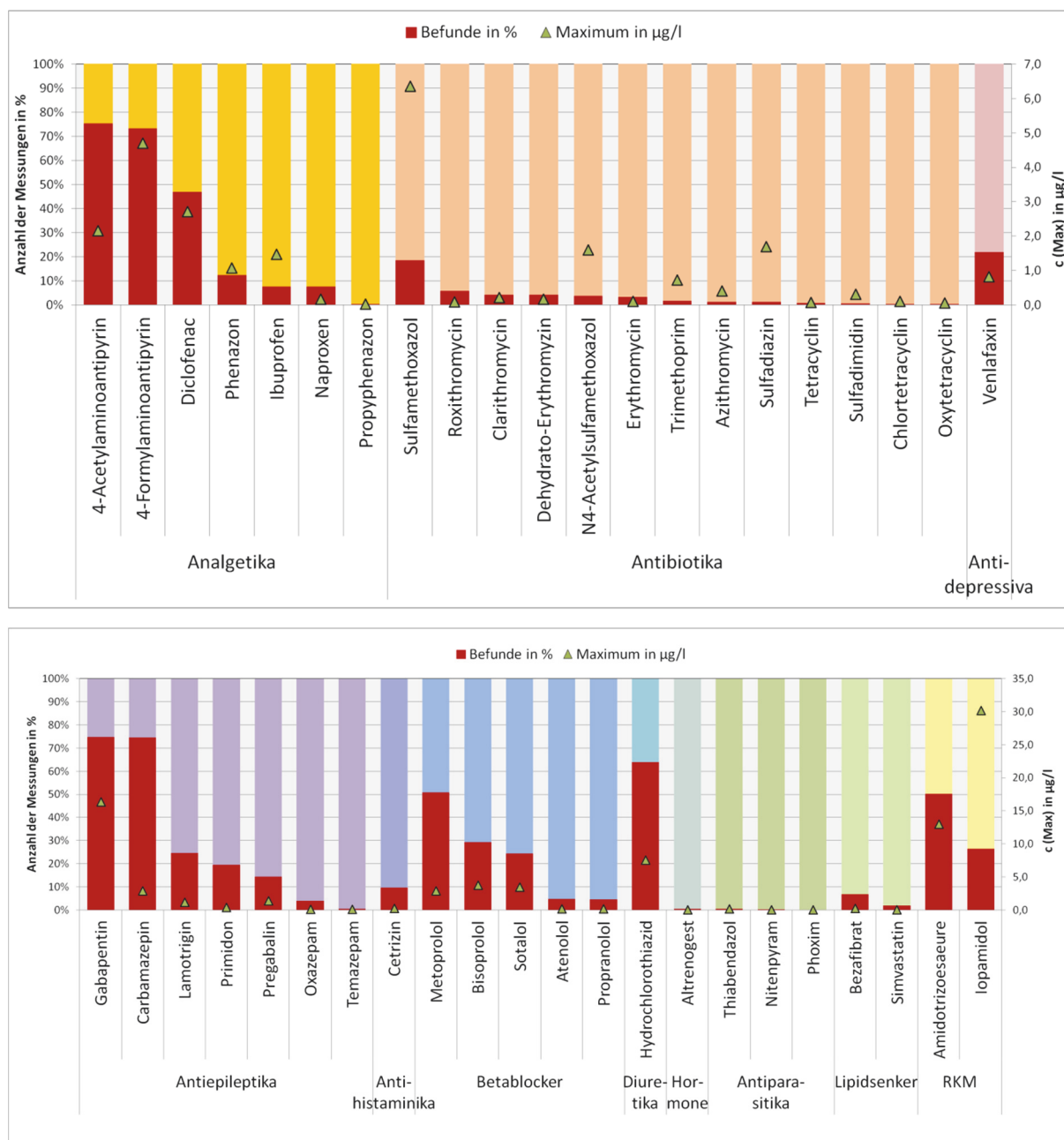


Abbildung 2: a und b: Befundhäufigkeiten von nachgewiesenen Arzneimittel und -metabolite mit Maximalkonzentrationen in µg/l in den Fließgewässern M-Vs, 2008 - 2017

Von den nachgewiesenen Arzneimitteln traten am häufigsten die beiden Metabolite 4-Acetylaminoantipyrin und 4-Formylaminoantipyrin des Analgetikums Metamizol auf (75% bzw. 73%), die beiden Antiepileptika Gabapentin und Carbamazepin (jeweils 74%) und das Diuretika Hydrochlorothiazid (64%). Außerdem wurden mit einer

Befundhäufigkeit von etwa 50% das Schmerzmittel Diclofenac, der Betablocker Metoprolol und das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure nachgewiesen (Abb. 2a und b).

Bei der Betrachtung der Messstellen wird ersichtlich, dass der Einfluss von einleitenden Kläranlagen für die Befundhäufigkeit der Arzneimittel von Bedeutung ist. So weisen hohe Humanarzneimittelbefunde in Gewässern generell auf einen hohen prozentualen Abwasseranteil hin. Die höchsten Messbefunde sind bevorzugt an kleinen Fließgewässern mit einem EZG unter 100 km² zu finden, in welche Kläranlagen im Oberlauf einleiten. Die kleinen Einzugsgebiete bedingen eine geringere Verdünnung der Abwasserlast und somit höhere Messbefunde.

4. Bewertung der Befunde

Bisher wurden noch keine gesetzlich verbindlichen Umweltqualitätsnormen für Arzneimittel in Gewässern festgesetzt. Es bestehen jedoch für einige Stoffe Normenvorschläge oder ökotoxikologische Bewertungskriterien, welche in den Fließgewässern M-Vs zum Teil verfehlt werden.

Eines dieser Arzneimittel ist z.B. das Antiepileptikum Carbamazepin, welches bei der Behandlung von Anfallsleiden, bei Depressionen oder als Schutz vor Krampfanfällen angewendet wird. Die vorgeschlagene Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm liegt hier bei 0,5 µg/l und orientiert sich an dem Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft. Im Untersuchungszeitraum wurden 19 Überschreitungen an allen untersuchten Messstellen festgestellt.

Weiterhin besteht ein Normenvorschlag für das Schmerzmittel Diclofenac, welches u.a. bei Rücken- und Gelenksbeschwerden in Form von Tabletten, Zäpfchen und Salben verabreicht wird. Als maximal empfohlener Jahresdurchschnitt wurden 0,05 µg/l abgeleitet. Insgesamt wurden 2008 bis 2017 93 Überschreitungen an den Fließgewässern M-Vs festgestellt. Es wird davon ausgegangen, dass durch die Überschreitung von Qualitätsnormenvorschlägen eine Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaft stattfinden kann.

5. Handlungsansätze und Strategien

Aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsprogramme sind nicht nur in Mecklenburg-Vorpommern sondern auch in anderen Bundesländern und europäischen Staaten eine weitreichende Belastung von Oberflächengewässern bzw. der Umwelt mit Arzneimitteln festgestellt worden (BLAC 2003, NLWKN 2013, HELCOM 2017). Um dem Eintrag von Arzneimitteln in die Umwelt vorzubeugen bzw. diesen zu reduzieren wurden Strategien und Handlungsempfehlungen durch den BUND (ISI 2017, ISI 2019) und die Europäische Kommission (EU 2019) erarbeitet, welche gleichermaßen Lösungen an der Quelle, bei der Verwendung und durch nachgeschaltete Maßnahmen formulieren. So werden als Ansatz zur Vermeidung und Verringerung von Einträgen u.a. die Herstellung umweltfreundlicher Produkte benannt, die Aufklärung und

Förderung einer umsichtigeren Verwendung von Arzneimitteln, die Einrichtung einer vom Hausmüll getrennten geeigneten Entsorgung und gegebenenfalls eine verbesserte Eliminierung aus dem Abwasserstrom. Neben den Verminderungs- und Vermeidungsstrategien wird auch auf eine Ausweitung der Umweltüberwachung und Schließung von Kenntnislücken verwiesen.

Referenzen

- BLAC - Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (2003). Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse., Hamburg
- Civity Management Consultant (Hrsg.) (2017). Arzneimittelverbrauch im Spannungsfeld des demografischen Wandels, Berlin
- EU - Europäische Kommission (2019). Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat und den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss. Strategischer Ansatz der Europäischen Union für Arzneimittel in der Umwelt, Brüssel
- HELCOM – Helsinki-Kommission (2017). Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region - A status report. UNESCO Emerging Pollutants in the Water Series – No. 1, Unesco Publishing, Paris
- ISI – Fraunhofer-Institut für System- und Innovationstechnik (2017). Policy Paper – Empfehlungen des Stakeholder-Dialogs „Spurenstoffstrategie des BUNDES“. An die Politik zur Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer, Karlsruhe
- ISI – Fraunhofer-Institut für System- und Innovationstechnik (2019). Ergebnispapier – Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs „Spurenstoffstrategie der Bundes“. Zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer, Karlsruhe
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2013). Untersuchungen niedersächsischer Oberflächengewässer auf bestimmte Humanarzneimittel (Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol), Hildesheim
- UBA – Umweltbundesamt (2014). Arzneimittel in der Umwelt – vermeiden, reduzieren, überwachen, Dessau-Roßlau
- UBA – Umweltbundesamt (2018). Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. Hintergrund, Herausforderungen und Handlungspositionen, Dessau-Roßlau

Dipl.-Umweltwiss. Angela Nawrocki

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) Goldberger Str. 12
18273 Güstrow

Tel.: 03843/777-332

Fax: 03843/777-106

E-Mail: angela.nawrocki@lung.mv-regierung.de

GIS-basierte Stoffflussmodellierung zur Abschätzung der Gewässerbelastung mit Humanarzneimitteln in Mecklenburg-Vorpommern

Alena Kaiser, Eva Wiktorowski, Jens Tränckner

Universität Rostock

1. Einleitung

Veranlassung

Die Belastungen durch anthropogene Einflüsse beeinflussen den guten Zustand unserer Binnen- und Küstengewässer. Hierbei sind neben diffusen Nährstoffeinträgen auch die punktuellen Einträge von Fremdstoffen verantwortlich, die zunehmend in den Fokus der Wasserwirtschaft rücken. Darunter fallen insbesondere Substanzen, die auch in niedrigen Konzentrationsbereichen Wirkungen im Ökosystem hervorrufen. Eine Untergruppe dieser sogenannten Spurenstoffe sind Arzneimittel aus der Human- und Veterinärmedizin. Die stetige Weiterentwicklung des Gesundheitssystems und der unverzichtbare Einsatz von Arzneimitteln hat in den letzten Jahrzehnten dazu geführt, dass immer mehr pharmazeutische Substanzen verbraucht werden und Rückstände auch zunehmend in der Umwelt als Mikroschadstoff aufgefunden werden (Rohwerder 2003, LUBW 2014, LANUV 2007). In der aktuellen Forschung werden derzeit zahlreiche Projekte bearbeitet, die sich einerseits mit den Umweltbefunden befassen (Bergmann et al. 2011), aber auch mit potentiellen Konzepten zur Vermeidung des Eintrags von Arzneimitteln in die Umwelt (u.a. UBA 2014, Pahl 2015).

Auf politischer Ebene sind in den letzten Jahren sowohl national als auch international Bestrebungen zu verzeichnen, auch Arzneimittel als prioritäre Schadstoffe einzuordnen, sodass eine striktere Regelung in der Zukunft absehbar ist. Derzeit ist die Schweiz die einzige Nation, die sich auf eine konkrete Maßnahme festgelegt hat: priorisierte 100 von insgesamt rund 700 Kläranlagen werden aufgerüstet, um Arzneimittelrückstände in Abwasser durch die 4. Reinigungsstufe zu reduzieren (Abegglen 2011). Auch in Deutschland wird derzeit neben bereits langjährigen Aktivitäten der Kompetenzzentren für Mikroschadstoffe in NRW und BW die Problematik auf Bundesebene diskutiert und die sogenannte „Spurenstoffstrategie des Bundes“ im Stakeholder Dialog entwickelt (BMU/UBA 2019). Aus diesen Ergebnissen geht hervor, dass eine Priorisierung zur Aufrüstung der Kläranlagen auf Länderebene vorgesehen ist, was die Behörden und Ämter vor eine komplexe und große Aufgabe stellt.

Eintragspfade von Arzneimitteln in die Umwelt

Seit Beginn der 1990er Jahre ist bekannt, dass Arzneimittel in Umweltproben nachgewiesen werden können (UBA 2005). Deutschlandweite Messkampagnen zeigten ebenfalls bereits 2003, dass verschiedenste Arzneimittel in allen Umweltmedien auch hierzulande aufgefunden werden (Rohwerder 2003). Die Eintragspfade in die Umwelt sind vielfältig, da im heutigen Gesundheitssystem sowohl in der Humanmedizin als auch im veterinären Bereich Arzneimittel selbstverständlich eingesetzt werden. Bei Nutztieren werden hauptsächlich Antibiotika und entzündungshemmende Wirkstoffe eingesetzt. Durch die sogenannte Exkretion, die Ausscheidung von Arzneimittelrückständen, über die Gülle und den Mist, der als Dünger ausgebracht wird, gelangen die Stoffe auf den landwirtschaftlich genutzten Boden (vgl. Abb. 1). Durch Versickerung und Abschwemmung des Regenwassers dringen die Wirkstoffe diffus in Oberflächengewässer und/oder Grundwassersysteme ein (LfU 2008, UBA 2016).

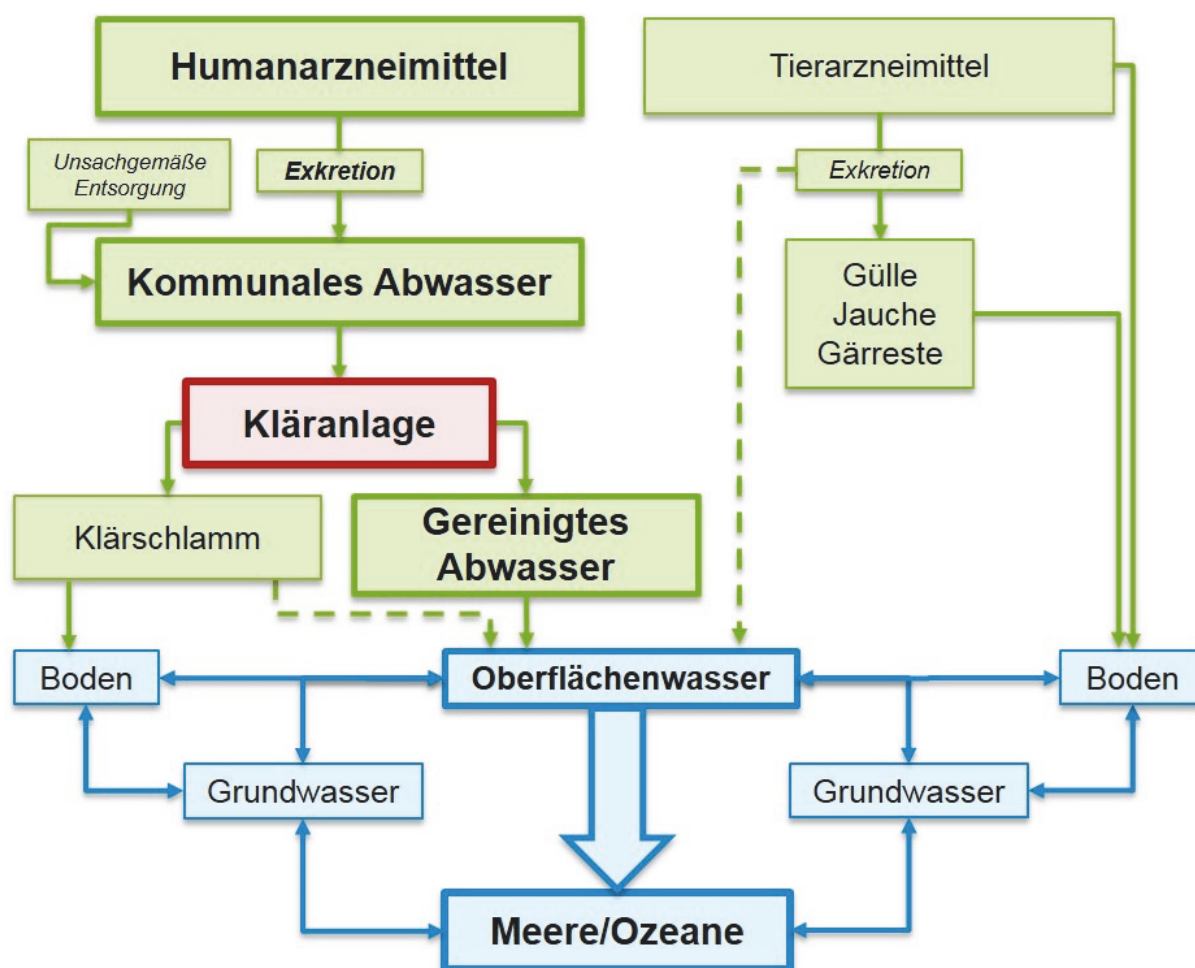


Abbildung 1: Eintragspfade von Humanarzneimitteln und Tierarzneimitteln in die Umwelt.

Der Großteil der Arzneimittel wird allerdings durch kommunales Abwasser in die Umwelt eingetragen (UBA 2014). Nach Einnahme von Medikamenten gelangen einerseits Arzneimittelrückstände nach unvollständiger Metabolisierung durch die

Exkretion in das Abwasser, andererseits auch durch schwer quantifizierbare unsachgemäße Entsorgung (UBA 2016, Pöhls 2017, BUE 2017). Da die Kläranlagen die Arzneimittel nicht vollständig zurückhalten können, werden Rückstände punktuell durch die Einleitung des gereinigten Abwassers in die Gewässer geleitet oder können über Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft diffus auf die Böden gelangen (UBA 2016).

Eingetragene Wirkstoffe in die aquatische Umwelt werden im Gewässernetz transportiert und bei hoher Persistenz bzw. schlechter biologischer Abbaubarkeit schließlich in Flüssen und der Ostsee/Nordsee akkumuliert. Dieser Haupteintragspfad über die Kläranlagen als punktuelle Quellen wird verwendet, um die akkumulierten Frachten abzuschätzen und je nach geführter Wassermenge die Belastung für den jeweiligen Gewässerabschnitt einzuordnen. Da noch keine Grenzwerte für Arzneimittelkonzentrationen in der Umwelt festgelegt sind, werden sogenannte PNEC-Werte (predicted no effect concentration = vorausgesagte Konzentration, bei der keine Wirkung auftritt) verwendet, die als Äquivalente zu Umweltqualitätsnormen gesehen werden können (UBA 2018).

Ziel

Das Ziel dieser Arbeit ist es, ein praktikables Hilfsmittel zu erarbeiten, welches Behörden und Ämter dabei unterstützt, Kläranlagen hinsichtlich einer potentiellen 4. Reinigungsstufe zu priorisieren. Das entwickelte Stoffflussmodell basiert auf GIS-Anwendungen, kann die Gewässerbelastung mit Humanarzneimitteln in Mecklenburg-Vorpommern abschätzen und ermöglicht somit eine Risikoanalyse für die Gewässer. Zwar sind zahlreiche Modelle bereits vorhanden, allerdings sind diese oftmals mit erheblichem Umfang der Eingangsdaten und komplizierten Hintergrundprozessen verbunden, die Spezialisten in der Anwendung erfordern. Das hier vorgestellte Modell ermöglicht in einfacher Handhabung die Anpassung an neue Anforderungen, wie beispielsweise neu zu untersuchende Wirkstoffe und die Betrachtung der Auswirkungen verschiedener Techniken als 4. Reinigungsstufe in ausgewählten Kläranlagen.

2. Material und Methoden

Auswahl der Humanarzneimittelwirkstoffe

Allein in Deutschland werden mehr als 3000 verschiedene Humanarzneimittel mit unterschiedlichen stofflichen Eigenschaften verwendet. Diese Vielfalt führt dazu, dass für jede Substanz zunächst eine separate Betrachtung erfolgen muss, wobei der Effekt von Mischungen mehrerer Arzneimittelwirkstoffe (sog. „Cocktail-Effekt“) noch nicht berücksichtigt wird (UBA 2014). Anhand von Auswahlkriterien auf verschiedensten Ebenen wird daher eine Substanzliste zusammengestellt, auf die die Sammlung der Einnahmedaten und Analysen begrenzt wird. Zum einen werden dabei rechtliche und politische Aspekte berücksichtigt. Auf europäischer Ebene wurden 2015 in einer

Beobachtungsliste für prioritäre Stoffe (sog. „watchlist“) Substanzen festgelegt, für die ein Umwelt-Monitoring empfohlen wird, die in 2018 aktualisiert wurde (Carvalho et. al 2015, Loos et. al 2018). Die sechs hierin enthaltenen Arzneimittel wurden komplett in die Untersuchung übernommen. Des Weiteren wurden Stoffe mit besonderer Relevanz für die Ostsee betrachtet, die im Statusreport zu Pharmazeutika in der Umwelt ermittelt wurden (UNESCO und HELCOM 2017). Zum anderen sind spezifische Stoffeigenschaften maßgeblich, die das Verhalten der Stoffe in der Umwelt bestimmen. Um ein repräsentatives Spektrum der Wirkstoffe zu erfassen, wurden möglichst viele unterschiedliche Wirkungsgruppen eingeschlossen und zudem geprüft, ob sie in merklichen Mengen nach Verschreibungshäufigkeit-Statistiken Deutschlands auch konsumiert werden. Letztlich wurde die ökotoxikologische Relevanz mit Hilfe von Daten aus einer Studie des Umweltbundesamts (UBA 2011) für die jeweiligen Substanzen mit einbezogen.

Daten für eine Stoffflussbilanzierung

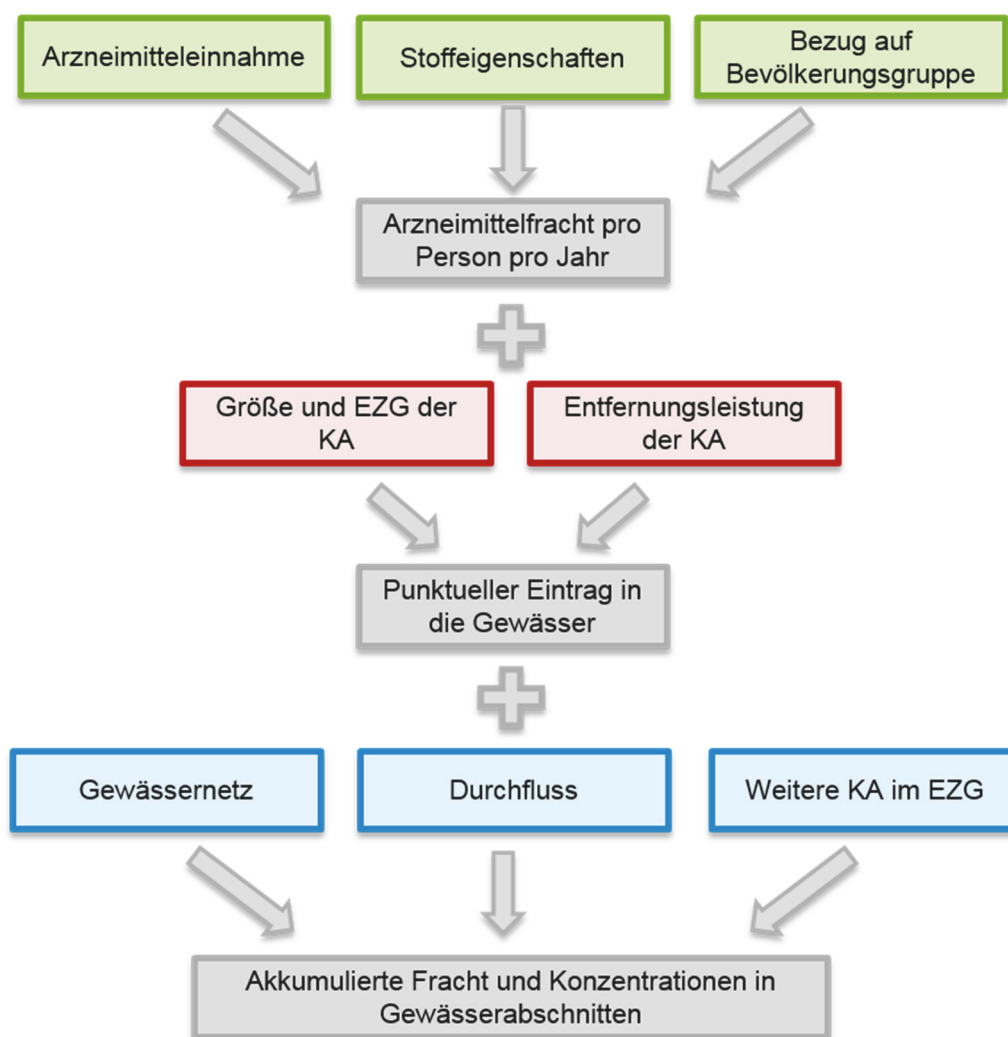


Abbildung 2: Schematische Übersicht der Datensätze, die in die Akkumulation der Arzneimittel einfließen. KA = Kläranlagen; EZG = Einzugsgebiet

Um ein GIS-basiertes Stoffflussmodell aufzubauen, wurden umfangreiche Datensätze aus den jeweiligen Fachbereichen erhoben und miteinander verknüpft. In Abbildung sind die verschiedenen Ebenen der verwendeten Datensätze farblich unterschieden: Grün markiert sind arzneimittelspezifische Daten zu Einnahme-mengen, stofflichen Eigenschaften wie beispielsweise die Ausscheidungsrate nach der Metabolisierung im menschlichen Körper sowie Informationen zur betrachteten Bevölkerungsgruppe. Ist die Arzneimittelfracht pro Person bestimmt, kann diese mittels anlagenspezifischer Daten (rot markiert) auf die jeweiligen Kläranlagen bezogen werden. Die punktuellen Einträge über die kommunalen Kläranlagen in die Gewässer werden schließlich unter Berücksichtigung des vorhandenen Einzugsgebiets akkumuliert: Die blau markierten Daten beschreiben die relevanten Gewässercharakteristika wie das Gewässernetz, den Durchfluss und die Standorte weiterer Kläranlagen als Punktquellen des Humanarzneimittelrückstands.

Bestimmung von Zulauf- und Abauffrachten der Kläranlagen

Die statistischen Daten zur Einnahme von Arzneimitteln liegen in der Regel in der Einheit DDD/Jahr vor. Die *daily defined dose* (DDD) ist eine rein statistische Größe und nicht gleichzusetzen mit empfohlenen Tagesdosen der jeweiligen Wirkstoffe. Mit Hilfe eines Umrechnungsparameters, dem sogenannten ATC/DDD-Index (WHOCC 2018), können die Statistikwerte in Frachten je Wirkstoff und Zeiteinheit umgerechnet werden. Wird schließlich die Ausscheidungsrate des eingenommenen Wirkstoffs sowie die betrachtete Bevölkerungsgruppe einbezogen, kann eine potentielle Fracht pro Person berechnet werden, siehe Formel (1).

$$S_{EW,AZM,Jahr} = n_{AZM,Jahr} \times In_{ATC/DDD} \times r_{Ex,AZM} \div EZ_{Ref} \quad (1)$$

Mit:

$S_{EW,AZM,Jahr}$	= Arzneimittelfracht pro Person pro Jahr [g/person/a]
$n_{AZM,a}$	= Arzneimittel-Einnahmemenge [DDD/a]
$In_{ATC/DDD}$	= ATC/DDD-Index [g/DDD]
$r_{Ex,AZM}$	= Arzneimittelspezifischer Ausscheidungsfaktor (Exkretion) [-]
EZ_{Ref}	= Einwohnerzahl im Referenzgebiet der Einnahmedaten [-]

Die Daten dieser Studie konnten für Mecklenburg-Vorpommern erhoben werden, sodass die resultierende Arzneimittelfracht pro Person pro Jahr die größtmögliche räumliche Auflösung darstellt. Anschließend kann die Fracht über auf die betrachtete Kläranlage bezogen werden, unter Berücksichtigung der angeschlossenen Einwohnerzahl sowie der von der Reinigungstechnik abhängigen Reinigungsleistung der jeweiligen Kläranlage. Letztere wurde sowohl durch Literaturrecherche als auch durch eigene Probennahmen ermittelt. Hieraus ergibt sich der punktuelle Eintrag einer Arzneimittelfracht in Mecklenburg-Vorpommern (Formel (2)).

$$S_{KA,AZM,Jahr} = S_{EW,AZM,Jahr} \times EZ_{KA} \times \eta_{KA,AZM} \quad (2)$$

Mit:

$S_{KA,AZM,Jahr}$	= Arzneimittelfracht des Kläranlagenablaufs pro Jahr [g/a]
$S_{EW,AZM,Jahr}$	= Arzneimittelfracht pro Person pro Jahr [g/Person/a]
EZ_{KA}	= angeschlossene Einwohnerzahl der Kläranlage [-]
$\eta_{KA,AZM}$	= spezifische Arzneimittel-Reinigungsleistung der Kläranlage [-]

Die für die Bilanzierung benötigten Frachten lassen sich mittels spezifischem Abwasserdurchfluss der jeweiligen Kläranlage in Konzentrationen umrechnen, um sie mit Messungen aus Monitoring-Kampagnen vergleichen zu können. Es ist zu beachten, dass über die Einnahmestatistiken Jahresdurchschnittswerte errechnet werden, die zum Teil große Schwankungen von tatsächlichen Messwerten nicht mit abbilden können. Die Plausibilisierung der Frachtermittlung wurde hier durch ein Monitoring im EU-interreg Projekt MORPHEUS sowie über Abflussmessungen an ausgewählten Kläranlagen durch das LUNG-MV vorgenommen. Im selbst durchgeführten Monitoring wurden 24-Stunden-Mischproben im Zulauf und Ablauf an vier ausgewählten Kläranlagen im Warnow-Einzugsgebiet genommen: die erste im Sommer 2017, die zweite im Winter 2018 (Probennehmer siehe Abbildung 3 und 4). Somit wurden tägliche und saisonale Unsicherheiten minimiert.



Abbildung 3 und 4: 24-Stunden-Probennehmer aufgestellt im Sommer 2017 und im Winter 2018, mit Thermobox am Kläranlagenablauf Krakow/Charlottenthal, Messkampagne Projekt MORPHEUS

GIS-basierte Methoden zur Stoffflussmodellierung

Nach Bestimmung der Eingangsparameter der Kläranlagen werden diese über GIS-Anwendungen georeferenziert. In Kombination mit dem Gewässernetz bilden diese die Basis für die Stoffflussmodellierung. Im Fachinformationssystem Gewässer werden

durch das LUNG MV (2001) digitale Gewässernetze für Einzugsgebiete im gesamten Bundesland bereitgestellt. Diese Gewässer 1. Ordnung und 2. Ordnung sowie die Gewässer der Wasser- und Bodenverbände wurden bezüglich der Fließrichtung vereinheitlicht und letztmalig 2013 bzw. 2016 aktualisiert. Diese Gewässerrouten liegen als linienhafte Objekte (Polylinien) vor und ermöglichen die Modellierung des Transports entlang der Fließrichtung der Gewässer. Hierzu werden zunächst die Kläranlagen-Einleitstellen, als Punktoobjekte im GIS durch das LUNG-MV verfügbar, auf den nächstgelegenen Gewässerabschnitt projiziert und verknüpft (Operator Near und Spatial Join in GIS-Anwendungen). Somit können Informationen zur eingeleiteten Fracht mit dem Gewässernetz georeferenziert werden. Je nach erforderlicher Skala können also sowohl das gesamte Einzugsgebiet als auch einzelne Teileinzugsgebiete dargestellt werden. Für eine landesweite Modellierung muss jedes Einzugsgebiet einzeln durch ein Gewässernetz modelliert werden, um die gesamten Gewässer abzubilden und zu bewerten.

Durch das Ingenieurbüro biota GmbH wurde eine flächendeckende Karte für Mecklenburg-Vorpommern mit mittleren und niedrigen langjährigen (1981-2010) Abflusskennwerten auf der Basis von Pegeldaten erstellt (biota 2012). Die daraus resultierenden kumulierten Mittelwasserdurchflüsse der Teileinzugsgebiete werden in dieser Arbeit mittels geographischer Verschneidung dazu verwendet, um den Gewässerrouten jeweils Durchflüsse zuzuordnen (Operator Intersect in GIS-Anwendungen). Ein solches aufbereitetes Gewässernetz lässt sich mit den Analysetools „utility network analyst“ und „ArcHydro“ dazu verwenden, eine Akkumulation von Parameterwerten entlang der Fließrichtung zu modellieren. In dieser Modellierung werden Karten des Gewässernetzes produziert, in denen Knotenpunkte (Einleitstellen, Mündungen, Gewässerverzweigungen) dargestellt werden. Ist das Netzwerk erzeugt und die Arzneimittelfrachten als Eingangsdaten (source field in GIS) ausgewählt worden, können diese durch die Anwendung der Funktion „Accumulate Attributes“ für jeden Gewässerabschnitt akkumuliert und in der Attributtabelle des Gewässernetzes neu erzeugt werden. Die Frachten werden danach in Konzentrationen umgerechnet, um sie mit Messwerten und Grenzwerten vergleichen und auswerten zu können, siehe Formel (3).

$$c_{AZM} = S_{AZM} \div Q_M \quad (3)$$

Mit:

c_{AZM}	= Arzneimittelkonzentration im Gewässerabschnitt [g/L]
S_{AZM}	= Arzneimittelfracht im Gewässerabschnitt [g/s]
Q_m	= mittlerer Durchfluss im Gewässerabschnitt [l/s]

3. Ergebnisse und Diskussion

Bestimmung von Zulauf- und Abflaufrachten der Kläranlagen

Die Berechnungen der relevanten Eingangsdaten zur Stoffflussmodellierung der Arzneimittelrückstände aus Kläranlagen wurden in MS Excel durchgeführt. Hierbei sind mehr als 600 Kläranlagen und Daten zu 15 verschiedenen Arzneimittelwirkstoffen eingeflossen. Tabelle 1 stellt die Ergebnisse exemplarisch für Carbamazepin-Rückstände an der Kläranlage Krakow/Charlottenthal dar, um sie direkt mit den Messungen aus MORPHEUS vergleichen zu können.

Tabelle 1: Beispiel zur Bestimmung von Carbamazepin-Zulauf- und Abflaufrachten der Kläranlage Krakow/Charlottenthal im Jahr 2015

Formelsymbol	Beschreibung [Einheit]	Ergebnis
$n_{AZM,a}$	Arzneimittel-Einnahmemenge [DDD/a]	1 355 879
$In_{ATC/DDD}$	ATC/DDD-Index [g/DDD]	1
EZ_{Ref}	Einwohnerzahl im Referenzgebiet der Einnahmedaten [-]	1 612 362
$S_{EW,AZM,Jahr}$	Arzneimittelfracht pro Person pro Jahr [g/person/a]	0,892
$r_{Ex,AZM}$	Arzneimittelspezifischer Ausscheidungsfaktor (Exkretion) [-]	0,14
$S_{KA,AZM,Jahr}$	Arzneimittelfracht des Kläranlagenablaufs pro Jahr [g/a]	464
EZ_{KA}	angeschlossene Einwohnerzahl der Kläranlage [-]	3 964
$\eta_{KA,AZM}$	spezifische Arzneimittel-Reinigungsleistung der Kläranlage [-]	0,063

Bestimmt man die Fracht am Zulauf und Ablauf einer Kläranlage über gemessene Konzentration und Abwasserdurchfluss (siehe Formel 3), liegen die geschätzten Werte aus Tabelle 1 im gleichen Wertebereich. Aus den 24-Stunden-Messungen und dem Abwasserdurchfluss an der Kläranlage Krakow/Charlottenthal resultiert eine Abflaufracht von 631 g/a (Sommer 2017) bzw. 692 g/a (Winter 2018) für Carbamazepin. Über die Verbrauchsstatistiken und die gemessene Reinigungsleistung der beprobten Kläranlage wurde eine Abflaufracht des Wirkstoffs von 464 g/a im Ablauf geschätzt (siehe Tabelle 1). Eine ähnlich hohe Übereinstimmung wird auch für die meisten anderen untersuchten Arzneimittelwirkstoffe erreicht, allerdings sind die tatsächlich gemessenen Konzentrationen je nach Wirkstoff und Ort stark variierend. Berücksichtigt man die möglichen jährlichen Schwankungen und Verallgemeinerungen bei Jahresdurchschnitten von Abwasser und Arzneimittelverbrauch, kann diese Abschätzung als Eingangsdatensatz für andere Kläranlagen angenommen werden.

Akkumulation von Carbamazepin im Beispiel-Einzugsgebiet Warnow

Die hier dargestellten Ergebnisse der Akkumulation beschränken sich auf das Warnow-Einzugsgebiet unterhalb von Rostock, um beispielhaft die Möglichkeiten und methodischen Aspekte dieser Bilanzierungsmethode zu verdeutlichen. Die Stoffflussbilanzierung für das ausgewählte Einzugsgebiet fokussiert sich auf den Wirkstoff Carbamazepin. Dieses Humanarzneimittel ist ein Antiepileptikum und bekannt für seine persistenten Eigenschaften sowohl innerhalb von kommunalen Kläranlagen als auch in der Umwelt und ist somit gut geeignet für die Akkumulationsmodellierung (Andreozzi, 2002).

Abbildung 5 zeigt das Ergebnis der GIS-basierten Stoffflussmodellierung, indem akkumulierte Frachten je Gewässerabschnitt farblich kategorisiert dargestellt werden. Es ist zu erkennen, dass flussabwärts im Hauptstrom der Warnow eine Fracht von mehr als 10 kg/a erreicht wird, was etwa einer täglichen Fracht von 36 g entspricht. Doch auch bereits in den Nebenflüssen Mildenitz, Beke und Nebel werden Frachten von 0,5 bis 2,5 kg/a erreicht. Bei der Akkumulation entlang sich trennender Flussläufe, wie beispielsweise die Mildenitz und der Mildenitz-Kanal sowie die Nebel und der Bützow-Güstrow-Kanal, wird im Modell jeweils eine Worst-Case-Annahme getroffen. An diesen Stellen projiziert das Modell die ankommende Gesamtfracht jeweils auf beide Fließwege, welche in der Realität zu unbekannten Anteilen verteilt werden würde. Mit Vereinigung der Gewässerabschnitte ist die Fracht wieder gleich der Summe aller flussaufwärts eingeleiteten Frachten.

Durch die Betrachtung der Frachttakkumulation können grundsätzlich Haupteintragsquellen identifiziert werden, die aufgrund der Bestimmung der Eingangsdaten über Durchschnittsverbräuche analog zur Größenordnung der Kläranlagen sind (bzw. angeschlossene Einwohner). Gibt es die Möglichkeit, detailliertere Datensätze wie beispielsweise Verbrauchsstatistiken der Krankenhäuser einzubinden, könnten durch die Zuordnung von Krankenhausstandorten der Eintrag voraussichtlich noch präziser abgeschätzt werden. Dies würde die Eingangsdaten verbessern, insbesondere bei der Betrachtung von Röntgenkontrastmitteln und weiteren Wirkstoffen, die hauptsächlich oder in größerem Umfang in Krankenhäusern eingesetzt werden.

Eine Einschätzung der Gewässerbelastung durch Arzneimittelrückstände erfolgt über die Bestimmung der Konzentrationen im jeweiligen Gewässerabschnitt, wie in Abbildung 6 dargestellt. Berücksichtigt man den Durchfluss des Gewässers, ist die Konzentration maßgeblich für die Beurteilung, ob negative ökologische Auswirkungen die Folge sind. Der PNEC-Wert, der für Carbamazepin auf 2,5 µg/L festgelegt ist, wird in dieser Modellierung in einzelnen Einleitgewässern überschritten, die wenig Wasser führen. Hierzu zählt auch der Graben, in den die Kläranlage Krakow/Charlottenthal einleitet. Sobald diese Gewässer in größere, WRRL-berichtspflichtige Gewässer münden, kann dieser Grenzwert durch die Verdünnung unterschritten werden. Besonderes Augenmerk sollte auf Gewässerabschnitte gerichtet werden, die über

längere Strecken eine erhöhte Konzentration aufweisen und scheinbar nicht hinreichend verdünnt werden können. Im Brüeler Bach, Zuflüssen zur Beke und Nebel sowie nach Mündung der größten Nebenflüsse in die Warnow wurden Konzentrationen über 0,04 bzw. 0,02 µg/L modelliert. Diese Beobachtung wurde auch in anderen Einzugsgebieten mit dem Transportmodell GREAT-ER der Universität Osnabrück gemacht. Auch hier wurden insbesondere in kleineren Gewässern mit geringerer Verdünnung hohe Konzentrationen flächendeckend modelliert (Universität Osnabrück 2011).

Für weniger persistente Wirkstoffe spielen komplexe biologische Abbauprozesse in der aquatischen Umwelt sowie die Sorption in Böden eine wichtige Rolle. Diese sind beeinflusst von unterschiedlichsten Parametern, wie pH-Wert, Temperatur, Sonneneinstrahlung usw. (LANUV 2007). Dadurch werden Abschätzungen von Umweltkonzentrationen der Arzneimittelrückstände deutlich schwieriger und können höchstens in Größenordnungen Anhaltspunkte liefern. Basierend auf anderen Studien werden ungefähre Annahmen zu Abbauraten getroffen, häufig in Form von wirkstoffspezifischem Abbau 1. Ordnung und daraus abgeleiteten Halbwertszeiten. In Verbindung mit den Fließzeiten von der Punktquelle bis zur Mündung im betrachteten Gewässer wird so die potentiell niedrigere, zu erwartende Konzentration von Arzneimittelrückständen abgeschätzt. Auch die Entwickler des GREAT-ER Modells empfehlen, wenigstens ein Sommer- und Winterszenario zu untersuchen, um den Einfluss von Sonneneinstrahlung auf den photolytischen Abbau darzustellen (Universität Osnabrück 2011). Die Berücksichtigung solcher Abbauprozesse kann zwar helfen, den Modellansatz zu verifizieren und mit stichprobenartigen Messdaten zu vergleichen, für eine emissionsorientierte Priorisierung von Kläranlagen ist die Annahme eines Worst-Case-Szenarios ohne Abbau voraussichtlich sinnvoller, um potentielle Höchstbelastungen durch Arzneimittelrückstände identifizieren zu können.

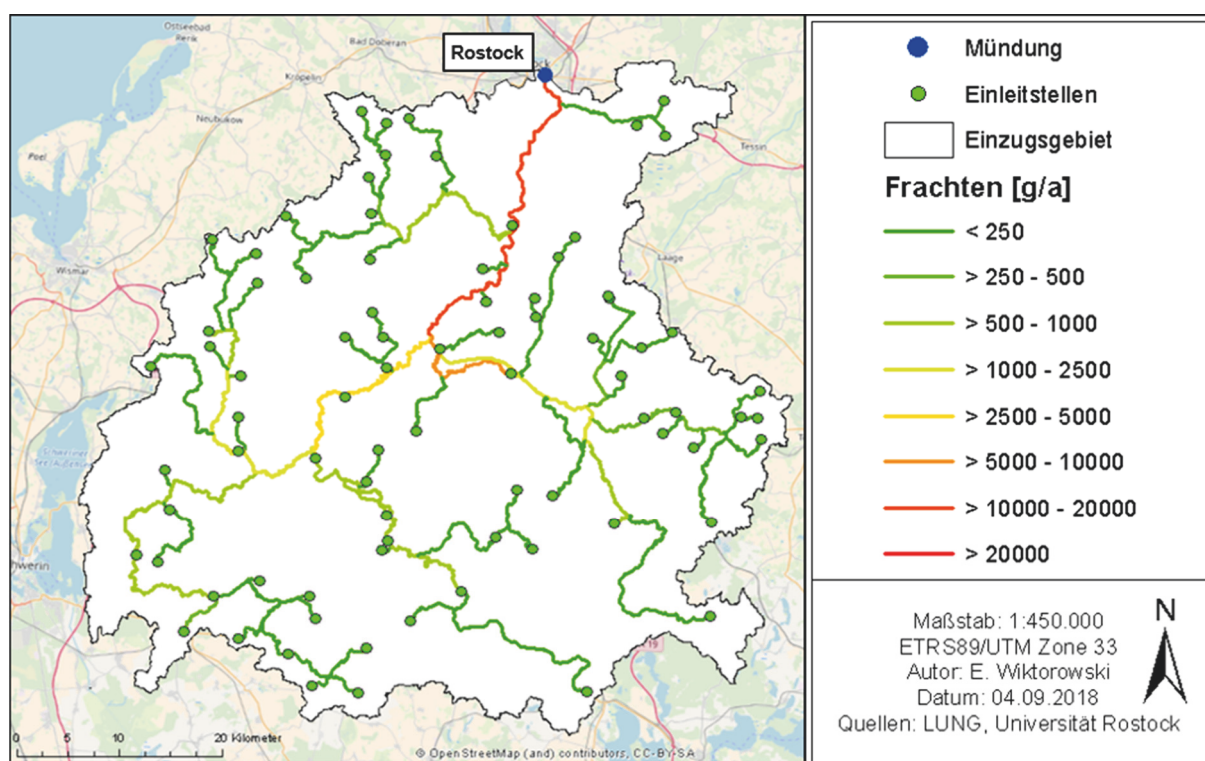


Abbildung 5: Akkumulierte Frachten von Carbamazepin-Rückständen aus Kläranlagen im Einzugsgebiet der unteren Warnow [g/a]. Dargestellt sind nur Flussabschnitte, die eingeleitete Frachten führen.

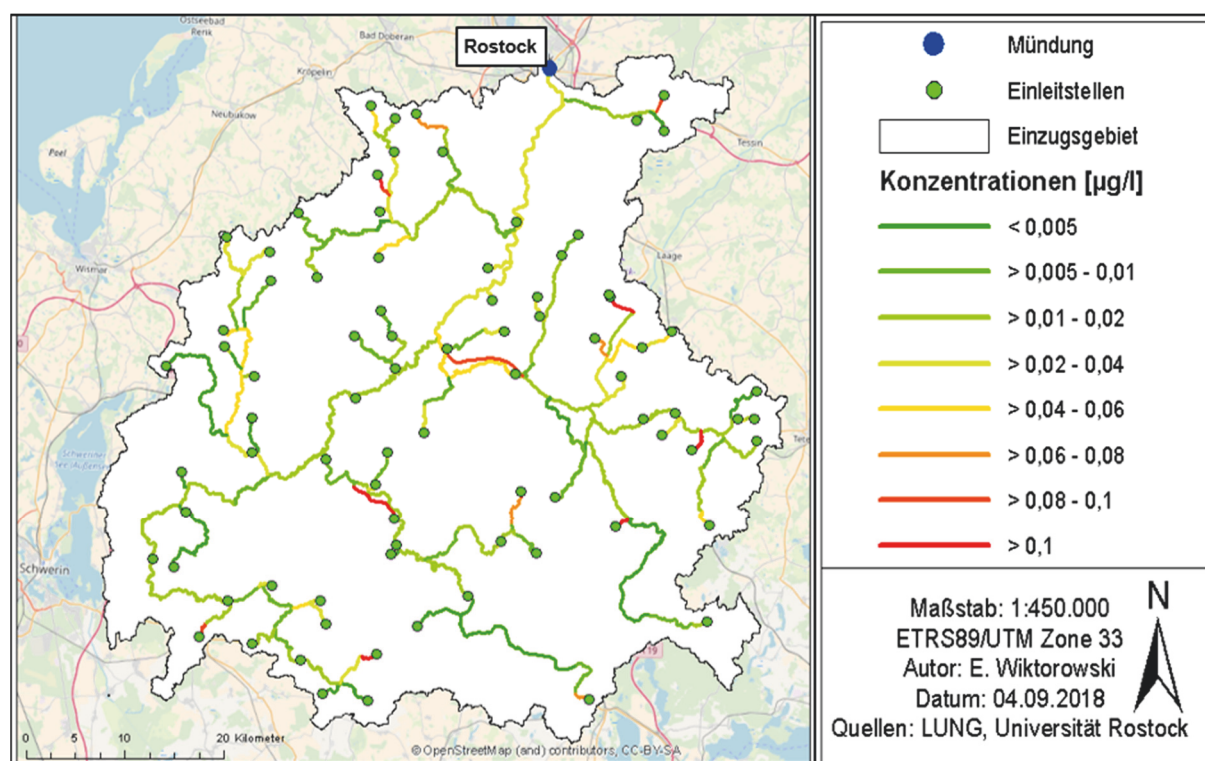


Abbildung 6: Abschätzung der Carbamazepin-Konzentrationen der Gewässerabschnitte im Warnow-Einzugsgebiet [µg/L] Dargestellt sind nur Flussabschnitte, die eingeleitete Frachten führen.

4. Fazit

Die Kombination der ausgearbeiteten Eingangsdaten zu Arzneimittelleinträgen mit der GIS-basierten Stoffflussmodellierung konnte verwendet werden, um insbesondere Worst-Case-Szenarien für Arzneimittelleinträge in die Gewässer hinreichend abzuschätzen. Die Akkumulation im Gewässer ist ähnlich der GREAT-ER-Funktionalität, benötigt jedoch keine so extensive Datenaufarbeitung, die von externen Modellierern durchgeführt werden müsste. Die Eingangsdaten bleiben leicht modifizierbar, um möglichst ohne viel Aufwand die Wirkstoffe und ihre Eigenschaften an die zukünftig geforderten Indikatorsubstanzen des Stakeholder-Dialogs anzupassen (BMU/UBA 2019). Voraussichtlich wird Carbamazepin auch hier relevant bleiben, da es bereits sowohl in der Schweiz (vgl. Abegglen 2011), als auch durch die Kompetenzzentren in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg in Substanzlisten inbegriffen ist.

Für weitergehende Betrachtungen unter Berücksichtigung des potentiellen biologischen und photolytischen Abbaus einiger Wirkstoffe sollten flächendeckendere Datensätze zu Fließgeschwindigkeiten/ Fließzeiten in den Gewässerabschnitten einbezogen werden, um mit Hilfe von Halbwertszeiten aus der Literatur die Konzentrationen im Gewässer realistischer abbilden zu können (Ternes et al. 2006). Die ökotoxikologische Bewertung der Arzneimittelkonzentrationen ist allerdings grundsätzlich schwierig, da Abbauraten sehr von Wetter- und Umweltbedingungen abhängig sind und stark schwanken. Dieses Modell kann folglich zu ersten Anhaltspunkten für eine Priorisierung von Kläranlagen dienen, wie auch in anderen Bundesländern beispielsweise GREAT-ER hierfür verwendet wird (Knerr et. al 2018). Zur Verifizierung der Belastung durch Arzneimittelrückstände ist ein Monitoring – auch zur Bestimmung der bereits vorhandenen Reinigungsleistung der Kläranlage (Zulauf und Ablauf) – jedoch unvermeidbar.

Referenzen

- Abegglen, C., Beier, S., Pinnekamp, J., Mauer, C., & Siegrist, H. (2011). Mikroverunreinigungen: Energieverbrauch und Kosten weitergehender Verfahren auf kommunalen ARA. GWA: Gas, Wasser, Abwasser, 2011(7), 479-486.
- Andreozzi, R. (2002): Carbamazepine in water: persistence in the environment, ozonation treatment and preliminary assessment on algal toxicity. In: Water Research 36 (11), S. 2869–2877. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00500-0.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (2008): Austrag von Tierarzneimitteln aus Wirtschaftsdünger in Sickerwasser, Grundwasser und oberirdische Gewässer. Unter Mitarbeit von K. Weiß. Online verfügbar unter https://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/arzneimittelwirkstoffe/projekte/tierarzneimittel_im_sickerwasser/doc/abschlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 25.06.2019.
- Behörde für Umwelt und Energie (BUE) (2017): Altmedikamente richtig entsorgen - uns und unsere Gewässer schützen. Eine Initiative der Umweltbehörde und HAMBURG WASSER. Hamburg. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/10627916/584a5d2416bb6bb6be7722aa2f0d6418/data/d-flyer.pdf>, zuletzt geprüft am 25.06.2019.

- Bergmann, A.; Fohrmann, R.; Weber, F. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Dessau-Roßlau.
- biota (Hg.) (2012): Überarbeitung und Aktualisierung der Karte der mittleren Abflüsse und mittleren Niedrigwasser-abflüsse für Mecklenburg-Vorpommern.
- BMU/UBA (Hrsg.) (2019): Ergebnisrapport - Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs »Spurenstoffstrategie des Bundes« zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. Eds.: Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Bloser, M.; Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Dessau: Umweltbundesamt
- Carvalho, R. N., Ceriani, L., Ippolito, A., & Lettieri, T. (2015). Development of the first watch list under the environmental quality standards directive. JRC Science Hub.
- Knerr, H.; Gretzschel, O.; Schmitt, T. G.; Steinmetz, H.; Kolisch, G.; Taudien, Y. (2018): Modellbasierte Strategieentwicklung zur Reduktion des Mikroschadstoffeintrags in Gewässern aus Abwassersystemen. In: 51. ESSENER TAGUNG für Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaft im Umbruch. 51. ESSENER TAGUNG für Wasserwirtschaft. Essen, 14.-16.03.2018: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (247), 54/1-54/16.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (Hg.) (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt. Literaturstudie. Recklinghausen.
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG MV) (2001): Gewässernetz M-V: Gewässerrouten: LAWA-Routen und WBV-Routen. Letzte Änderung: 2013 bzw. 2016.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Unter Mitarbeit von F. Sacher, A. Thoma, M. Lehmann, I. Scherer und K. Stier. Karlsruhe.
- Loos, R., Marinov, D., Sanseverino, I., Napierska, D., & Lettieri, T. (2018). Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List. Publ. Off. Eur. Union, 1-267.
- Pahl, Ole (2015): noPILLS Project. Final Report. Interreg North-West Europe. Online verfügbar unter http://www.no-pills.eu/conference/BS_NoPills_Final%20Report_long_EN.pdf, zuletzt geprüft am 18.09.2018
- Pöhls, U. (2017): Entsorgung von Medikamenten. Eine Umfrage im Auftrag der Behörde für Umwelt und Energie und HAMBURG WASSER, Juni 2017. Institut für empirische Sozial- und Kommunikationsforschung e.V. (I.E.S.K.). Düsseldorf, 02.08.2017. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/10513644/7661983a7a7726a95db035e783f81132/data/d-umfrage.pdf>, zuletzt geprüft am 25.06.2019.
- Rohweder, U. (2003). Arzneimittel in der Umwelt, Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC), Bericht an die, 61.
- Ternes, T.; Joss, A. (Hg.) (2006): Human pharmaceuticals, hormones and fragrances. The challenge of micropollutants in urban water management. Reprinted. London: IWA Publ.
- Umweltbundesamt (UBA) (2005): Arzneimittel in der Umwelt – Zu Risiken und Nebenwirkungen fragen Sie das Umweltbundesamt. Berlin, 29.-30.09.2004: Dessau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2976.pdf>, zuletzt geprüft am 23.06.2018.
- Umweltbundesamt (UBA) (2011): Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf. Unter Mitarbeit von K. Kümmerer, A. Schuster, A. Längin, O. Happel, A. Thoma, K. Schneider et al.
- Umweltbundesamt (UBA) (2014): Arzneimittel in der Umwelt - vermeiden, reduzieren, überwachen. Unter Mitarbeit von I. Ebert, R. Amato, A. Hein und S. Konradi.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016): Arzneimittel in der Umwelt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/chemikalien/arzneimittel-in-der-umwelt>, zuletzt geprüft am

23.06.2019.

Umweltbundesamt (UBA) (2018): Tierarzneimittel. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/tierarzneimittel>, zuletzt geprüft am 13.09.2018.

Universität Osnabrück (Hg.) (2011): Mikroverunreinigungen in oberirdischen Gewässern: Ermittlung des Handlungsbedarfs bei kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von J. Klasmeier, N. Kehrein, J. Berlekamp und M. Matthies.

UNESCO and HELCOM. 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. UNESCO Emerging Pollutants in Water Series – No. 1, UNESCO Publishing, Paris.

WHO Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology (WHOC) (2018): DDD. De-finition and general considerations. Online verfügbar unter https://www.whocc.no/ddd/definition_and_general_considerations/, zuletzt aktualisiert am 07.02.2018, zuletzt geprüft am 25.06.2018.

Alena Kaiser

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Professur für Wasserwirtschaft

Satower Str. 48

18059 Rostock

Tel.: +49 (0) 381 498 3469

Fax: +49 (0) 381 498 3462

E-Mail: alena.kaiser@uni-rostock.de

Eva Wiktorowski

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Professur für Wasserwirtschaft

Satower Str. 48

18059 Rostock

Tel.: +49 (0) 381 498 3469

Fax: +49 (0) 381 498 3462

E-Mail: -

Jens Tränckner

Universität Rostock

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Professur für Wasserwirtschaft

Satower Str. 48

18059 Rostock

Tel.: +49 (0) 381 498 3469

Fax: +49 (0) 381 498 3462

E-Mail: jens.tranckner@uni-rostock.de

Einträge von Bioziden und Transformationsprodukten aus Fassadenauswaschungen in urbane Oberflächengewässer und Grundwasser

Oliver Olsson*

* Institut für Nachhaltige Chemie und Umweltchemie, Leuphana Universität Lüneburg

1. Einleitung

Im Zuge energiebewussten Bauens und Sanierens werden zunehmend Außenwände gedämmt, wobei in den meisten Fällen biozide Wirkstoffe in Putzen und Schutzanstrichen zur Verhinderung bzw. Verzögerung des Bewuchses von Fassaden mit Algen und Pilzen eingesetzt werden. Durch niederschlagsbedingte Abwaschung können solche dem Wetter ausgesetzten urbanen Oberflächen über lange Zeit hinweg zu wesentlichen Eintragsquellen für biozide Wirkstoffe in den Oberflächenabfluss von Siedlungsgebieten werden. Dazu zählen beispielsweise die in Fassadenfarben vorwiegend eingesetzten Substanzen Diuron, Terbutryn und Othilanon (OIT). Diuron ist als prioritäre Substanz in der EU-Wasserrahmenrichtlinie und als gefährlicher Bauinhaltsstoff gelistet. Das gleiche gilt für Terbutryn, welches seit 2003 in der EU nicht mehr als Pflanzenschutzmittel zugelassen ist. Dabei spielen nicht nur die Muttersubstanzen sondern auch deren Transformationsprodukte (TPs) eine Rolle (Burkhardt et al., 2012; Bollmann et al., 2016), die z.B. durch Sonneneinstrahlung und andere abiotische und biotische Prozesse entstehen können. In dichtbesiedelten Gebieten wird die Versickerung von Niederschlagswasser vor allem durch dezentrale oder semizentrale Regenwasserversickerungsmaßnahmen umgesetzt. Jedoch können solche Maßnahmen bei nicht ausreichend vorhandener Barrierewirkung zu Grundwassereintragspfade für biozide Wirkstoffe und ihre TPs aus Fassadenfarben werden.

Im Folgenden werden Analyseergebnisse für die Biozide Diuron, Terbutryn, Othilanon und jeweils deren TPs im Niederschlagsabfluss im Umfeld einer Mulden-Rigolen-Versickerungsanlagen der Stadt Freiburg i. Br., Sickerwasser aus dem Rigolenkörper der Versickerungsanlage, sowie Grundwasser im großflächigen An- und Abstrom der Versickerungsanlagen aus den Jahren 2016 und 2017 vorgestellt. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen werden Maßnahmen und Empfehlungen für die Vermeidung von Biozideinträgen sowie für den Umgang mit bioziden Rückständen bei der Regenwasserversickerung abgeleitet und vorgestellt.

2. Nachweis von Bioziden und ihrer Transformationsprodukte im urbanen Niederschlagsabfluss

Die ereignisbezogene Beprobung des Oberflächenabflusses erfolgte am 9.02. und 6.11.2016 sowie am 19.05.2017 an ausgewählten Mulden-Versickerungsanlagen im Studiengebiet der Stadt Freiburg i. Br.. Die bioziden Wirkstoffe Diuron, Terbutryn und Octhilinon sowie insgesamt 15 ihrer TP's wurden mit Hilfe der LC-MS/MS (Agilent, Triple Quadrupol) in diesen Proben analysiert. Die maximale Biozidkonzentration des beprobten Niederschlagsabflusses betrug 160 ng/L für Terbutryn, 5 ng/L für Diuron und 67 ng/L für Octhilinon, wobei Terbutryn in nahezu allen Proben nachgewiesen wurde (Abbildung 1). Dies entspricht Konzentrationen, die auch im Wasser aus Trennkanalisationen anderer Städte nachgewiesen wurden (Wilcke et al., 2015). Darüber hinaus ließen sich sieben TP's von Terbutryn und ein TP von Diuron, jedoch keines von Octhilinon im Muldenwasser nachweisen. Für die Terbutryn-TP's 2-Hydroxy-Terbutylazin (TP-212) und Terbutryn-Desethyl (TP-214) konnten Konzentrationen im Mittel von 20-40 ng/L bestimmt werden. Diese Befunde werden durch andere Studien zum Auswaschverhalten von Terbutryn-TP's aus Fassaden bestätigt (Bollmann et al., 2016; Hensen et al., 2018). Das Diuron-TP, Diuron-Desmethyl, (TP-219) konnte mit einer maximalen Konzentration von 2 ng/L im Muldenwasser bestimmt werden. Auch wenn die meisten Studien zu Befunden von Diuron-Desmethyl im Niederschlagsabfluss sich auf die Anwendung von Diuron als Pflanzenschutzmittel im landwirtschaftlich genutzten Raum fokussierten, sind die Konzentrationen vergleichbar mit den hier nachgewiesenen.

Zudem wurden im unterliegenden Rigolenkörper der Versickerungsanlage Proben auf biozide Rückstände untersucht. Diuron und Terbutryn wurden nur vereinzelt und in geringeren Konzentrationen im Vergleich zum Niederschlagsabfluss nachgewiesen (Abbildung 2). Darüber hinaus konnten in allen Proben TP's mit maximalen Konzentrationen von 2 ng/L für Diuron-Desmethyl (TP-219), 11 ng/L für 2-Hydroxy-Terbutylazin (TP-212) und 3 ng/L für Terbutryn-Desethyl (TP-214) bestimmt werden. Im Vergleich zu den Muldenwasserproben war der Befund eines weiteren Terbutryn-TP's, Terbumeton (TP-226), mit einer maximalen Konzentration von 16 ng/L auffällig. Diese könnte auf einen biologischen Abbau von Terbutryn bei der Boden-Sand-Passage aus früheren Einträgen in das Versickerungssystem zurückzuführen sein (Hensen et al., 2018). Diese Ergebnisse verdeutlichten somit, dass die Boden-Sand-Passage des untersuchten Regenwasserversickerungssystems die untersuchten Substanzen nicht vollständig aus der Wasserphase eliminierte.

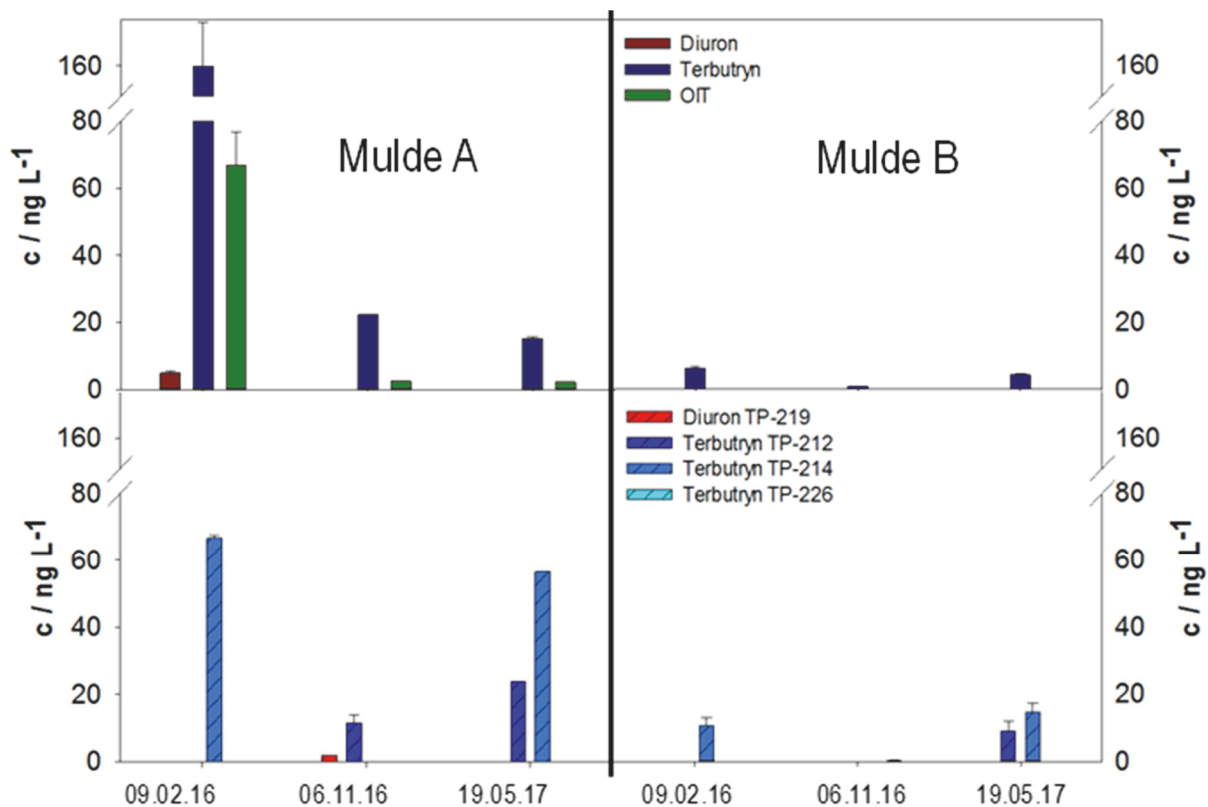


Abbildung 1: Gemessene Konzentration der Biozide und TP (gestrichelte Balken), in ng/L, im Oberflächengewässer zweier Mulden im Untersuchungsgebiet der Stadt Freiburg, für die Niederschlagsabflussereignisse am 9.02. und 6.11.16 sowie 19.05.17.

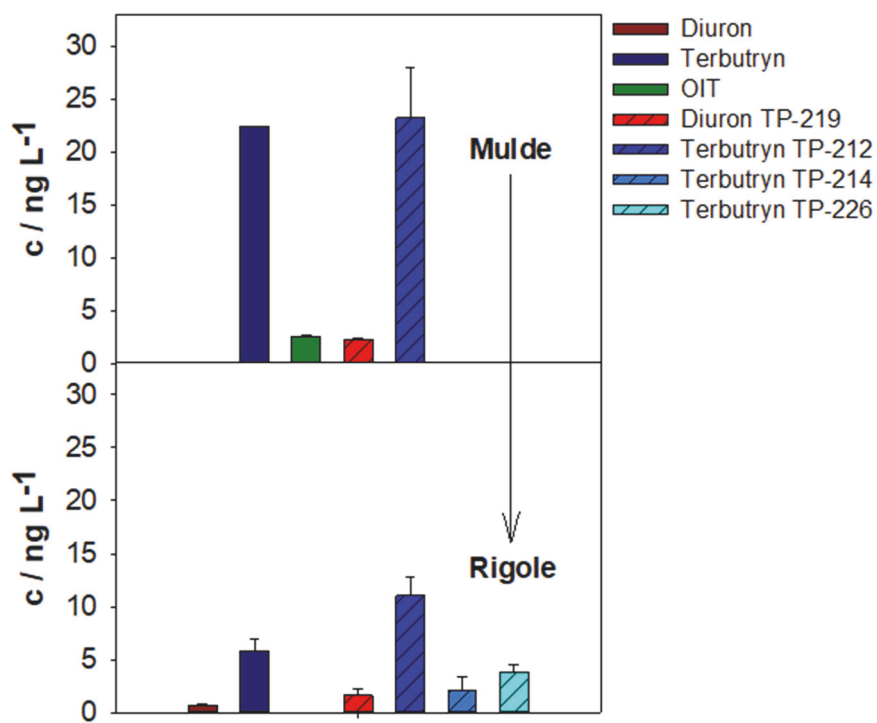


Abbildung 2: Gemessene Konzentration der Biozide und TP (gestrichelte Balken), in ng/L, im Niederschlagsabfluss in der Mulde (oben) und im infiltrierten Wasser in der Rigole (unten), für ein ausgewähltes Regenereignis am 6.11. 2016.

3. Nachweis von Bioziden und ihren Transformationsprodukten im Grundwasser

In den Jahren 2016 und 2017 erfolgten vier Grundwasserbeprobungen an mehreren Standorten im Studiengebiet, insbesondere im Grundwasseran- und abstrom des Regenwasserversickerungssystems. Im Grundwasser konnten alle drei untersuchten Biozide mit maximalen Konzentrationen von 22 ng/L (Diuron), 8 ng/L (Terbutryn) und 2 ng/L (Octhilonon) nachgewiesen werden (Abbildung 3). Während Diuron in allen und Terbutryn im Großteil der Proben nachgewiesen wurden, war dies für Octhilonon lediglich bei einer Stichtagsbeprobung der Fall. Zwei TP's konnten quantifiziert werden. Für Diuron-Desmethyl (TP-219) und Terbutryn-Desethyl (TP-214), betrug die maximale Konzentration jeweils 7 ng/L bzw. 3 ng/L im Grundwasserabstrom. Durch Verdünnung im Aquifer lagen die Konzentrationen zwar deutlich unterhalb der jeweiligen Trinkwassergrenzwerte, es ist jedoch zu bedenken, dass über die Toxizität der TP's oft nichts bekannt ist (Kümmerer und Olsson, 2018), sie also auch toxischer als die Muttersubstanz sein können. Die Konzentrationen waren besonders für Diuron im Grundwasserabstrom höher als im Grundwasseranstrom (Abbildung 3). Generell war die Anzahl der Biozide und TP's sowie die Konzentrationen im Grundwasserabstrom höher als im Grundwasseranstrom. Ein Eintrag von Bioziden und deren TP's konnte damit zweifelsfrei im Grundwasser unter einem Stadtgebiet erstmals nachgewiesen werden. Dies legt den Schluss nahe, dass die Barrierewirkung der Bodenpassage in der Versickerungsanlage im vorliegenden Fall unzureichend war.

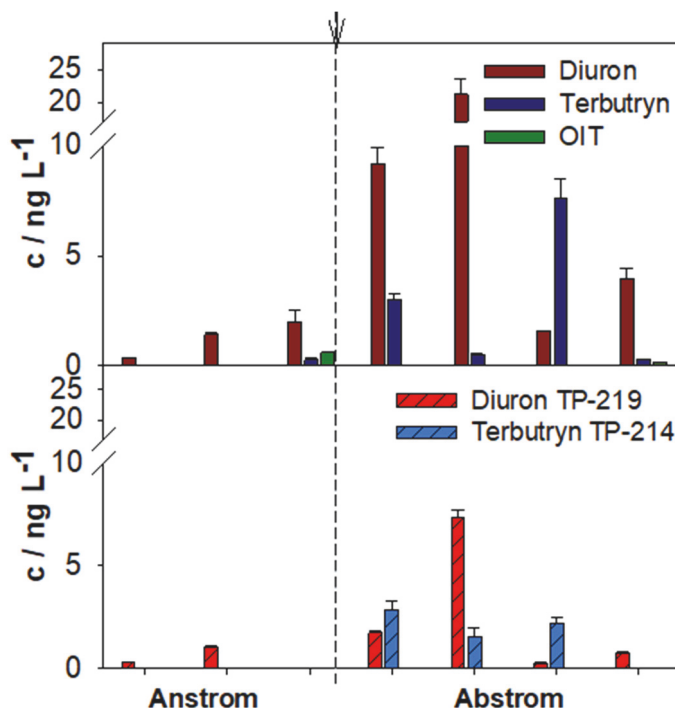


Abbildung 3: Gemessene Konzentration der Biozide (oben) und ihrer TP's (unten) im Grundwasser, in ng/L, im Anstrom (links) und Abstrom (rechts) der Versickerungsanlage, einer ausgewählten Grundwasserprobe vom 05.12.2017.

4. Umgang mit Bioziden und ihren Transformationsprodukten aus Fassadenauswaschungen

Vermeidung von Stoffeinträgen an der Quelle

Eine Mobilisierung von bioziden Wirkstoffen aus Fassaden, Gebäuden und anderen Quellen in Stadtgebieten sollte nicht nur abgeschätzt und bewertet werden, sondern aus Vorsorgegründen wo immer möglich reduziert werden. Dabei wird es in Zukunft vermehrt darum gehen müssen, durch Maßnahmen an der Quelle soweit möglich den Eintrag chemischer Stoffe aus Gebäuden ins Abwasser, Oberflächengewässer und Grundwasser zu vermeiden. Denn was nicht in den Wasserkreislauf gelangt, muss nicht mühsam und aufwändig „End of Pipe“ durch technische Maßnahmen entfernt werden, wenn es denn überhaupt vollständig geht.

Mit Maßnahmen an der Quelle verbindet sich zunächst die Frage nach der Funktion die eine Chemikalie erfüllen soll (z.B. Fassadenschutz) und das Verständnis, warum diese Funktion notwendig ist (z.B., weil thermisch isolierte Fassaden anfällig sind für Algenaufwuchs). Also ein vertieftes Wissen darüber warum wir im gegebenen Fall eine bestimmte Chemikalie einsetzen. Hier kann die Eintragsvermeidung ansetzen (Kümmerer et al., 2019).

Durch entsprechende konstruktive Maßnahmen und/oder Wahl geeigneter Baumaterialien aber auch durch generelle Verhaltensänderung gibt es hier Möglichkeiten um den Biozideinsatz und damit verbundenen Stoffaustrag aus Fassaden zu vermeiden. Für urbane Gebiete stehen vielfältige Verminderungsstrategien zum Biozideinsatz zur Verfügung. Diese sind z.B. in Merkblättern 1-5 „Entscheidungshilfen zur Verringerung des Biozideinsatzes an Fassaden“ des Umweltbundesamts zusammengefasst. Bei Fassaden schließt dies z.B. folgendes ein:

- Witterungsschutz (z.B. Dachüberstände, Tropfkanten) und Umgebungsgestaltung (z.B. Vermeidung von Beschattung),
- Verwendung schnell trocknender Oberflächenmaterialien,
- Verwendung umweltfreundlicher Beschichtungstypen oder, wenn Biozide unvermeidbar sind, verkapselter Wirkstoffe.

Werden Biozide benötigt, sollten Stoffe entwickelt und verwendet werden, die an dem zu schützenden Objekt (z.B. Fassadenoberfläche) wirken, jedoch nach der Auswaschung in der Umwelt schnell vollständig mineralisierbar sind (Kümmerer, 2017). Zumindest aber sollten die an Gebäuden zum Einsatz kommenden Stoffe so ausgewählt werden, dass sie selbst und ihre TP's, deren Anteil möglichst gering sein sollte, in Abstimmung mit dem jeweiligen Retentionsmaterial und –technik in dezentralen Regenwasserversickerungssystemen möglichst gut zurückgehalten werden.

Zusätzlich sollte eine Verschärfung der Produktzulassung für Bauprodukte in Erwägung gezogen werden, in welcher auch das Biozid-Auswaschungsverhalten und die ökotoxikologischen und humantoxikologischen Auswirkungen geprüft werden.

Alle beteiligten Akteure (z.B. Stadtplaner, Handwerksbetriebe, Architekten, Baustoffhandel, Behörden) müssen im Rahmen verbindlicher Weiterbildungen für das Thema sensibilisiert und über Alternativen informiert werden. Darüber hinaus kann die Einbindung solcher umweltrelevanten Themen in die Ausbildung dieser Akteursgruppen für Aufklärung und mehr Akzeptanz sorgen. Dazu gehört auch, dass alle Beteiligten viel intensiver und offener über die Disziplingrenzen und jeweiligen Expertisenfelder hinweg zusammenarbeiten.

Regenwasserversickerung vermehrt kontrollieren und Systeme anpassen

Wie in den Untersuchungsergebnissen dargestellt, muss gegenwärtig mit einem Grundwassereintrag biozider Wirkstoffe und TP's durch Maßnahmen zur urbanen Regenwasserversickerung gerechnet werden. Dies sollte als Aspekt bei der Prüfung und Zertifizierung von Regenwasserversickerungsanlagen (dezentral und zentral) berücksichtigt werden. Die Filter- und Barrierewirkung der Bodenpassage hinsichtlich biozider Wirkstoffe sollte bei Versickerungsanlagen regelmäßig überprüft und seitens des technischen Regelwerkes bzw. landesweiter und kommunaler Vorgaben verbessert werden.

Ältere Versickerungsanlagen sollten bei Bedarf saniert werden, um den Stoffrückhalt zu verbessern. Alternativ ist aber auch die Einbindung von Regenwasserbehandlungsanlagen an ausgewiesenen Belastungsschwerpunkten möglich. Zusätzlich sollte die dezentrale Versickerung von Fassaden- und Dachabfluss auf Privatgelände minimiert werden, da sie nicht kontrollierbar ist und so als ein Risiko für das Grundwasser angesehen werden muss.

Neben Versickerungsmulden und Mulden-Rigolen-Systemen sind noch weitere Eintragspfade für Biozide aus Fassaden (z.B. die Direktversickerung über Kiesdrainagen) in Stadtgebieten zu quantifizieren und zu bewerten. Die direkte Versickerung von Fassadenabfluss (z.B. über ungefasste Kiesdrainagen entlang der Hauswand) sollte auf alle Fälle vermieden werden.

5. Fazit

Aus Fassaden oder Schutzanstrichen freigesetzte biozide Wirkstoffrückstände, wie Diuron, Terbutryn, OIT und ihre Transformationsprodukte finden ihren Weg in urbane Oberflächengewässer und sogar bis ins Grundwasser. Obwohl noch weitere Eintragspfade (z.B. die Direktversickerung über Kiesdrainagen) zu quantifizieren und zu bewerten sind, kann schon jetzt geschlussfolgert werden, dass Mulden-Versickerungsanlagen hinsichtlich ihrer Barrierewirkung gegenüber organischen Spurenstoffen überprüft werden müssten. Dabei sollten Versickerungsanlagen mit wirksamen Filtermaterialien ausgestattet und eine nachlassende Filterwirkung bei

Anlagenalterung beachtet und überprüft werden. Eine nicht kontrollierbare Versickerung ohne wirksame Filterschicht sollte vermieden werden.

Da aber die Effizienz solcher End-of-pipe-Maßnahmen für den Rückhalt von Spurenstoffen im Regenwasserabfluss nicht vollständig ist, bedarf es künftig vor allem ganzheitlicher Strategien, die den Eintrag von Biozidrückständen in die aquatische Umwelt vermeiden. Hierzu müssen, neben der Anwendung dezentraler technologischer Maßnahmen zuallererst Maßnahmen zur Reduktion an der Emissionsquelle erfolgen. Es sollten, soweit Biozide überhaupt notwendig sind und nicht durch bauliche Maßnahmen vermieden werden können, vor allem vermehrt Stoffe zum Einsatz kommen, die in der aquatischen Umwelt einerseits möglichst vollständig mineralisierbar aber andererseits gleichzeitig während ihrer Verwendung auf der Fassade möglichst stabil gegenüber Lichteinwirkung sind und keine bedenklichen TP's bilden.

Referenzen

- Bollmann, U. E., Minelgatite, G., Schlüsener, M., Ternes, T., Vollertsen, J., Bester, K. (2016). Leaching of Terbutryn and Its Photodegradation Products from Artificial Walls under Natural Weather Conditions. *Envi. Sci. & Tech.*, 50(8), 4289–4295.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M., Wangler, T. (2012). Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Envi. Sci. & Tech.*, 46(10), 5497–5503.
- Hensen, B., Lange, J., Jackisch, N., Zieger, F., Olsson, O., Kümmerer, K. (2018), Entry of biocides and their transformation products into groundwater via urban stormwater infiltration systems. *Wat. Res.*, 144: 413-423.
- Kümmerer, K. und Olsson, O. (2018), Langfristige Strategien zur Entfrachtung des aquatischen Kreislaufs von Mikroverunreinigungen. *KA – Korrespondenz Abwasser Abfall*, 65(8), 686-693.
- Kümmerer, K. (2017), Nachhaltige Chemie – das künftige Leitbild. *Ang. Che.*, 129 (52), 16640-16641.
- Kümmerer, K., Dionysiou, D.D., Olsson, O., Fatta-Kassinos, D. (2019), Reducing aquatic micropollutants – Increasing the focus on input prevention and integrated emission management. *Sci. Tot. Envi.*, 650, 836-850.
- Wilcke, D., Matzinger, A., Rouault, P. (2015). Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins, Abschlussbericht Projekt 11409UEPI I/2, Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH.

Dr.-Ing. Oliver Olsson
Institut für Nachhaltige Chemie und Umweltchemie,
Leuphana Universität Lüneburg
Universitätsallee 1, C13
21335 Lüneburg
Tel.: 04131 677 2191
E-Mail: oliver.olsson@leuphana.de

In dieser Reihe bisher erschienen

Band I

10. DIALOG Abfallwirtschaft MV

– Von der Abfallwirtschaft zur Energiewirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2007, ISBN 987-3-86009-004-6

Band II

Ellen-Rose Trübger

Entwicklung eines Ansatzes zur Berücksichtigung der ungesättigten Zone bei der Grundwassersimulation von Feuchtgebieten.

Dissertation, erschienen im August 2007, ISBN 978-3-86009-006-0

Band III

René Dechow

Untersuchungen verschiedener Ansätze der Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in Stickstoffhaushaltsmodellen.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-016-9

Band IV

Carolyn Wloczyk

Entwicklung und Validierung einer Methodik zur Ermittlung der realen Evapotranspiration anhand von Fernerkundungsdaten in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-009-1

Band 5

1. Rostocker Bioenergieforum.

Bioenergieland Mecklenburg-Vorpommern.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2007, ISBN 978-3-86009-013-8

Band 6

Kulturtechniktagung 2007.

Ostseeverseuchung und Flächenentwässerung.

Tagungsband, erschienen im Januar 2008, ISBN 978-3-86009-018-3

Band 7

Enrico Frahm

Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor.

Dissertation, erschienen im Mai 2008, ISBN 978-3-86009-023-7

Band 8

Jenny Haide

Methode zur Quantifizierung der Einflüsse auf Vorgangsdauern lohnintensiver Arbeiten am Beispiel von Pflasterarbeiten.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-024-4

Band 9

11. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Chancen und Risiken für die deutsche Abfallwirtschaft im Ausland.

Tagungsband, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-029-9

Band 10

Stefan Cantré

Ein Beitrag zur Bemessung geotextiler Schläuche für die Entwässerung von Baggergut.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-032-9

Band 11

Birgit Wüstenberg

Praxis der Standortwahl von Sportboothäfen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns und Entwicklung einer Bewertungsmethode als Planungshilfe.

Dissertation, erschienen im Juli 2008, ISBN 978-3-86009-033-6

Band 12

André Clauß

Erhöhung der Trinkwasserversorgungssicherheit in Havarie- und Krisensituationen durch neue Handlungsalgorithmen sowie Einbeziehung bisher ungenutzter Ressourcen am Beispiel von Bergbaugrubenwasser.

Dissertation, erschienen im September 2008, ISBN 978-3-86009-037-4

Band 13

Peter Degener

Sickerwasserkreislauf zur Behandlung von Sickerwässern der aerob-biologischen Restabfallbehandlung (Restabfallrotte).

Dissertation, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-043-5

Band 14

2. Rostocker Bioenergieforum

Innovationen für Klimaschutz und wirtschaftliche Entwicklung.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-044-2

Band 15

7. Rostocker Abwassertagung

Fortschritte auf dem Gebiet der Abwasserentsorgung.

Tagungsband, erschienen im November 2008, ISBN 978-3-86009-045-9

Band 16

Christian Noß

Strömungsstrukturen kleiner naturnaher Fließgewässer unter Berücksichtigung von Turbulenztheorie und Dispersionsmodellen.

Dissertation, erschienen im Januar 2009, ISBN 978-3-86009-054-1

Band 17

Ralf Schröder

Entwicklung von Möglichkeiten zur Messung der N₂-Übersättigung sowie Methoden zur Reduzierung der Schwimmschlamm Bildung.

Dissertation, erschienen im Februar 2009, ISBN 978-3-86009-055-8

Band 18

Elmar Wisotzki

Bodenverfestigungen mit Kalk-Hüttensand-Gemischen.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-059-6

Band 19

Ramez Mashkour

Untersuchungen zur Adsorption und biologischen Aktivität an Aktivkohlefilter unter den Bedingungen der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Rostock.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-060-2

Band 20

Torsten Birkholz

Handlungserfordernisse und Optimierungsansätze für kommunale Ver- und Entsorgungsunternehmen im Zusammenhang mit demografischen Veränderungen im ländlichen Raum aufgezeigt an einem Beispiel in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im Mai 2009, ISBN 978-3-86009-061-9

Band 21

12. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfallwirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2009, ISBN 978-3-86009-062-6

Band 22

Thomas Fritz

Entwicklung, Implementierung und Validierung eines praxisnahen Verfahrens zur Bestimmung von Biogas- bzw. Methanerträgen.

Dissertation, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-7

Band 23

3. Rostocker Bioenergieforum

Bioenergie – Chance und Herausforderung für die regionale und globale Wirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-8

Band 24

Muhammad Mariam

Analyse von Gefahrenpotenzialen für die Trinkwasserversorgung der Stadt Rostock unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffausbreitungsvorgängen in der Warnow.

Dissertation, erschienen im Februar 2010, ISBN 978-3-86009-078-7

Band 25

Manja Steinke

Untersuchungen zur Behandlung von Abwässern der Fischverarbeitungsindustrie.

Dissertation, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-085-5

Band 26

13. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Die Kreislauf- und Abfallwirtschaft im Wandel. Wohin gehen die rechtlichen und technischen Entwicklungen?

Tagungsband, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 27

4. Rostocker Bioenergieforum

Zukunftstechnologien für Bioenergie

Tagungsband, erschienen im Oktober 2010, ISBN 978-3-940364-12-8

Band 28

Dirk Banemann

Einfluss der Silierung und des Verfahrensablaufs der Biomassebereitstellung auf den Methanertrag unter Berücksichtigung eines Milchsäurebakteriensilierungsmittel

Dissertation, erschienen im Januar 2011, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 29

14. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Abfall als Wertstoff- und Energiereserve

Tagungsband, erschienen im Juni 2011, ISBN 978-3-940364-18-0

Band 30

5. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-940364-20-3

Band 31

8. Rostocker Abwassertagung

Erhöhung der Effektivität von Abwasserentsorgungsanlagen

Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-86009-120-3

Band 32

6. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2012, ISBN 978-3-940364-27-2

Band 33

Ishan Machlouf

Untersuchungen zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung unter Berücksichtigung syrischer Verhältnisse

Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-204-0

Band 34

Ralph Sutter

Analyse und Bewertung der Einflussgrößen auf die Optimierung der

Rohbiogasproduktion hinsichtlich der Konstanz von Biogasqualität und -menge

Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-202-6

Band 35

Wolfgang Pfaff-Simoneit

Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in Entwicklungsländern vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung

Dissertation, erschienen im Mai 2013, ISBN 978-3-86009-203-3

Band 36

7. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2013, ISBN 978-3-86009-207-1

Band 37

Markus Helftewes

Modellierung und Simulation der Gewerbeabfallaufbereitung vor dem Hintergrund der Outputqualität, der Kosteneffizienz und der Klimabilanz

Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-402-0

Band 38

Jan Stefan Riha

Detektion und Quantifizierung von Cyanobakterien in der Ostsee mittels Satellitenfernerkundung

Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-403-7

Band 39

Peter Helmke

Optimierung der Verarbeitungs-, Gebrauchs- und Entsorgungseigenschaften eines naturfaserverstärkten Kunststoffes unter Berücksichtigung automobiler Anforderungen

Dissertation, erschienen im November 2013, ISBN 978-3-86009-404-4

Band 40

Andrea Siebert-Raths

Modifizierung von Polylactid (PLA) für technische Anwendungen

Verfahrenstechnische Optimierung der Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-405-1

Band 41

Fisiha Getachew Argaw

Agricultural Machinery Traffic Influence on Clay Soil Compaction as Measured by the Dry Bulk Density

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-406-8

Band 42

Tamene Adugna Demissie

Climate change impact on stream flow and simulated sediment yield to Gilgel Gibe 1 hydropower reservoir and the effectiveness of Best Management Practices

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-407-5

Band 43

Paul Engelke

Untersuchungen zur Modellierung des Feststofftransports in Abwasserkanälen: Validierung in SIMBA®

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-408-2

Band 44

16. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im April 2014, ISBN 978-3-86009-410-5

Band 45

8. Rostocker Bioenergieforum, 19.-20. Juni 2014 an der Universität Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2014, ISBN 978-3-86009-412-9

Band 46

Abschlussbericht Projekt CEMUWA – Climate protection, natural resources management and soil improvement by combined Energetic and Material Utilization of lignocellulosic agricultural Wastes and residues

Projektbericht, erschienen im Oktober 2014, ISBN 978-3-86009-413-6

Band 47

8. Rostocker Baggergutseminar, 24.-25. September 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-414-3

Band 48

Michael Kuhn

Mengen- und Trockenrückstand von Rechengut kommunaler Kläranlagen
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-415-0

Band 49

9. Rostocker Abwassertagung, Infrastruktur- und Energiemanagement –
ein Geschwisterpaar der Wasserwirtschaft 12. November 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-416-7

Band 50

Mulugeta Azeze Belete

Modeling and Analysis of Lake Tana Sub Basin Water Resources Systems,
Ethiopia
Dissertation, erschienen im Dezember 2014 ISBN 978-3-86009-422-8

Band 51

Daniela Dressler

Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültig-
keit ökologischer und primärenergetischer Bewertungen von Biogas
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-424-2

Band 52

9. Rostocker Bioenergieforum, 18.-19. Juni 2015 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-425-9

Band 53

Nils Engler

Spurenelementkonzentrationen und biologische Aktivität in NaWaRo-Biogas-
fermentern
Dissertation, erschienen im September 2015 ISBN 978-3-86009-427-3

Band 54

Thomas Schmidt

Möglichkeiten der Effizienzsteigerung bei der anaeroben Vergärung
von Weizenschlempe
Dissertation, erschienen im Oktober 2015 ISBN 978-3-86009-428-0

Band 55

Thomas Dorn

Principles, Opportunities and Risks associated with the transfer of environmental technology between Germany and China using the example of thermal waste disposal

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-429-7

Band 56

Uwe Holzhammer

Biogas in einer zukünftigen Energieversorgungsstruktur mit hohen Anteilen fluktuierender Erneuerbarer Energien

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-430-3

Band 57

17. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft,

15. Juni 2016 in Rostock,

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-432-7

Band 58

10. Rostocker Bioenergieforum, 16.-17. Juni 2016 in Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-433-4

Band 59

Michael Friedrich

Adaptation of growth kinetics and degradation potential of organic material in activated sludge

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-434-1

Band 60

Nico Schulte

Entwicklung von Qualitätsprüfungen für die haushaltsnahe Abfallsammlung im Holsystem

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-435-8

Band 61

Ullrich Dettmann

Improving the determination of soil hydraulic properties of peat soils at different scales

Dissertation, erschienen im September 2016 ISBN 978-3-86009-436-5

Band 62

Anja Schreiber

Membranbasiertes Verfahren zur weitergehenden Vergärung

von feststoffreichen Substraten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-446-4

Band 63

André Körte

Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer, am Beispiel der Stadt Teheran
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-447-1

Band 64

Ayman Elnaas

Actual situation and approach for municipal solid waste treatment in the Arab region
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-448-8

Band 65

10. Rostocker Abwassertagung, Wege und Werkzeuge für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft im norddeutschen Tiefland, 8. November 2016 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2016, ISBN 978-3-86009-449-5

Band 66

Gunter Weißbach

Mikrowellen-assistierte Vorbehandlung lignocellulosehaltiger Reststoffe
Dissertation, erschienen im November 2016 ISBN 978-3-86009-450-1

Band 67

Leandro Janke

Optimization of anaerobic digestion of sugarcane waste for biogas production in Brazil
Dissertation, erschienen im Mai 2017 ISBN 978-3-86009-454-9

Band 68

11. Rostocker Bioenergieforum, 22.-23. Juni 2017 in Rostock
Tagungsband, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-455-6

Band 69

Claudia Demmig

Einfluss des Erntezeitpunktes auf die anaerobe Abbaukinetik der Gerüstsubstanzen im Biogasprozess
Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 978-3-86009-456-3

Band 70

Christian Koepke

Die Ermittlung charakteristischer Bodenkennwerte der Torfe und Mudden Mecklenburg-Vorpommerns als Eingangsparameter für erdstatische Berechnungen nach Eurocode 7 / DIN 1054
Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-457-0

Band 71

Sven-Henning Schlömp

Geotechnische Untersuchung und Bewertung bautechnischer Eignung von Müllverbrennungsschlacken und deren Gemischen mit Böden

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-458-7

Band 72

Anne-Katrin Große

Baggergut im Deichbau – Ein Beitrag zur geotechnischen Charakterisierung und Erosionsbeschreibung feinkörniger, organischer Sedimente aus dem Ostseeraum zur Einschätzung der Anwendbarkeit

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-459-4

Band 73

Thomas Knauer

Steigerung der Gesamteffizienz von Biogasanlagen durch thermische Optimierung

Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 978-3-86009-460-0

Band 74

Mathhar Bdour

Electrical power generation from residual biomass by combustion in externally fired gas turbines (EFGT)

Dissertation, erschienen im August 2017, ISBN 978-3-86009-468-6

Band 75

Johannes Dahlin

Vermarktungsstrategien und Konsumentenpräferenzen für Dünger und Erden aus organischen Reststoffen der Biogasproduktion

Dissertation, erschienen im September 2017, ISBN 978-3-86009-469-3

Band 76

Sören Weinrich

Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen

Systematische Vereinfachung des Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)

Dissertation, erschienen im März 2018, ISBN 978-3-86009-471-6

Band 77

18. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-472-3

Band 78

12. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-473-0

Band 79

Tatyana Koegst

Screening approaches for decision support in drinking water supply

Dissertation, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-474-7

Band 80

Liane Müller

Optimierung des anaeroben Abbaus stickstoffhaltiger Verbindungen durch den Einsatz von Proteasen

Dissertation, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-475-4

Band 81

Projektbericht Wasserwirtschaft

KOGGE – **K**ommunale **G**ewässer **G**emeinschaftlich **E**ntwickeln

Ein Handlungskonzept für kleine urbane Gewässer am Beispiel der Hanse- und Universitätsstadt Rostock

Projektbericht, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-476-1

Band 82

Adam Feher

Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Mikronährstoffen für den Biogasprozess

Dissertation, erschienen im Oktober 2018, ISBN 978-3-86009-477-8

Band 83

Constanze Uthoff

Pyrolyse von naturfaserverstärkten Kunststoffen zur Herstellung eines kohlenstoffhaltigen Füllstoffs für Thermoplasten

Dissertation, erschienen im November 2018, ISBN 978-3-86009-478-5

Band 84

Ingo Kaundinya

Prüfverfahren zur Abschätzung der Langzeitbeständigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen aus PVC-P für den Einsatz in Dichtungssystemen von Straßentunneln

Dissertation, erschienen im Dezember 2018, ISBN 978-3-86009-484-6

Band 85

Eric Mauky

A model-based control concept for a demand-driven biogas production

Dissertation, erschienen im Januar 2019, ISBN 978-3-86009-485-3

Band 86

Michael Kröger

Thermochemical Utilization of Algae with Focus on hydrothermal Processes

Dissertation, erschienen im Februar 2019, ISBN 978-3-86009-486-0

Band 87

13. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2019, ISBN 978-3-86009-487-7