



Erftverband, Bergheim

und

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn

Kurzbericht zum Forschungsprojekt

Überprüfung innovativer Maßnahmen zur Reduzierung von
Spurenstoffen und Mikroorganismen in Fließgewässern
(ReSMo)

Im Auftrag vom:



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

Bearbeitung:

Dr. agr. Franz Michael Mertens	(Erftverband)
Dr. rer. nat. Christiane Schreiber	(IHPH)
Dipl.-Geoökol. Andrea Franziska Brunsch	(Erftverband)
Nicole Zacharias (BSc Biologie)	(IHPH)
Katharina Knorz (MSc Angew. Geowissenschaften)	(Erftverband)
Nina Grasser (MSc Geographie)	(IHPH)
Dipl.-Geogr. Sophie-Bo Heinkel	(IHPH)
Prof. Dr. med. Thomas Kistemann MA	(IHPH)
Dr. rer. nat. Ekkehard Christoffels	(Erftverband)

unter Mitarbeit von:

Osman Altunay	(Erftverband)
Robert Krump	(Erftverband)
Dario Fuß	(Erftverband)
Regina Brang-Lamprecht	(IHPH)
Dipl.-Biol. Uta Gayer	(IHPH)
Christoph Wille (MSc Mikrobiologie)	(IHPH)
Alexandra Schmidt (MSc Geographie)	(IHPH)
Kristina Militzer (MSc Geographie)	(IHPH)
Marilene Frey (BSc Biologie)	(IHPH)
Laura Müller (BSc Geographie)	(IHPH)
Heike Müller (BSc Naturwissenschaftliche Forensik)	(IHPH)
Farah Alhyalie (cand. BSc Mikrobiologie)	(IHPH)

Inhalt

1	Einleitung	- 1 -
2	Material und Methoden	- 4 -
2.1	Projektgebiet.....	- 4 -
2.2	Probenahmestellen, Monitoringsysteme und Versuchsanlagen.....	- 4 -
3	Ergebnisse und Diskussion	- 6 -
3.1	Regenwasser aus Trennkanalisation	- 6 -
3.2	Dränagewasser - Felduntersuchung.....	- 9 -
3.3	Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung.....	- 11 -
3.4	Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser	- 13 -
3.5	Dränagefilter – Laborversuche.....	- 14 -
4	Ausblick	- 15 -
5	Literatur	- 17 -

1 Einleitung

Im Laufe der letzten Jahrzehnte ist zu beobachten, dass das Bewusstsein für eine ökologisch intakte Umwelt in der Gesellschaft stark zunimmt. Damit verbunden sind veränderte Ansprüche an Fließgewässer und deren Einzugsgebiete. Das Gewässerumfeld wird immer mehr als Naherholungsgebiet wahrgenommen und folglich zunehmend auch zur Freizeitgestaltung durch die Bevölkerung genutzt. Diese Entwicklung hat auch bedeutenden Einfluss auf die Gewässerbewirtschaftung. Während bis Mitte der 1990er Jahre fast ausschließlich die Belastung mit Stickstoff und Phosphor im Fokus von Gewässergüteuntersuchungen stand, ist heute die Bewertung und die Steuerung einer Vielzahl von Mikroverunreinigungen eine zentrale Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung. Derartige Mikroschadstoffe umfassen sowohl anthropogene Spurenstoffe als auch hygienisch relevante Mikroorganismen, bzw. wasserübertragbare Krankheitserreger (MKULNV 2015). Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund verabschiedete die Europäische Union die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), in der für alle Oberflächengewässer ein guter ökologischer Zustand gefordert wird. Forschungsprojekte der letzten Jahre belegen jedoch, dass die Bewertungskriterien der EG-WRRL für die Belastung mit Mikroschadstoffen nicht ausreichend sind (SCHLUEP et al. 2006, SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012). In der vor kurzem in Kraft getretenen Novelle der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) (OGewV 2016) wurden die Umweltqualitätsnormen für oberirdische Gewässer deutlich erweitert. Bei den neu aufgenommenen Stoffen handelt es sich überwiegend um anthropogene Spurenstoffe. Dies unterstreicht die Aktualität des Themas. Hygienisch-mikrobiologische Parameter sind in der EG-WRRL jedoch nicht aufgeführt, obwohl hygienerelevante Fragestellungen als Folge des verstärkten Nutzungsdrucks auf die Gewässer immer mehr ins Blickfeld rücken (SCHREIBER und KITEMANN 2010). Im Fachbericht 2 des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW 2007) werden insgesamt 43 Arzneimittelwirkstoffe als potentiell umweltschädlich eingestuft, da sie regelmäßig in Oberflächengewässern nachweisbar waren. Untersuchungen an anthropogen geprägten sowie von Abwasser unbeeinflussten Gewässern zeigten, dass auch hygienerelevante Mikroorganismen ubiquitär in der Umwelt vorkommen (ARVANITIDOU et al. 1995, EYLES et al. 2003, KELSEY et al. 2003, KITEMANN et al. 2009, OBIRI-DANSO und JONES 1999, SAVILL et al. 2001, SCHREIBER et al. 2011).

Die Eintragungspfade für Mikroschadstoffe sind vielfältig. Die Belastungen herrührend von Punktquellen wie Einleitungen von Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und Regenwasser sind unter anderem durch Forschungsprojekte der Kooperationspartner belegt (RECHENBURG und KITEMANN 2009, RECHENBURG et al. 2006, SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012). Auch die Einträge aus dem Landschaftswasserhaushalt bzw. über dränierte Flächen sind mit Mikroschadstoffen belastet (MERTENS et al. 2017, SCHREIBER et al. 2016). Im Zuge des Klimawandels wird davon ausgegangen, dass sich Niederschläge hinsichtlich Menge, Häufigkeit und Frequenz verändern. Dadurch sind längere Trockenwetterperioden möglich, die zu extremen Niedrigwasserabflüssen mit hohen Anteilen an gereinigtem Abwasser in den Fließgewässern führen. Auf der anderen Seite ist

aber auch vermehrt mit Starkniederschlagsereignissen zu rechnen. Dies führt zu einer häufigeren Beaufschlagung und Entlastung von Speicherbecken der Kanalisationen und ebenso zu höheren Abflüssen aus dem Landschaftswasserhaushalt. Beide oben beschriebenen Bedingungen lassen erhöhte Konzentrationen von Mikroschadstoffen im Fließgewässer erwarten. Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroschadstoffen sind bislang nur unzureichend untersucht. Dies gilt insbesondere für die schwer erfassbaren diffusen Einträge (u.a. Drainageeinleitungen) und Einleitungen, bei denen nach bisherigem Kenntnisstand keine besonderen Belastungen erwartet wurden (z.B. Einleitungen aus Trennsystemen). Erste Analysen der Einleitungen aus Regenwasserkanälen und Dränagen haben jedoch gezeigt, dass dieses Wasser keinesfalls unbelastet ist (MERTENS et al. 2017, SCHREIBER et al. 2016). Die tiefere Untersuchung sowie Entwicklung von Maßnahmen zur Reduktion der Belastungen aus diesen Eintragspfaden ist daher von großer Bedeutung.

Zur Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen ist aktuell die sogenannte vierte Reinigungsstufe Gegenstand der fachlichen Diskussion. Diese beinhaltet Verfahren wie Aktivkohlefiltration bzw. -adsorption, Ozonung, den Einsatz von Membranbioreaktoren sowie UV-Desinfektion (FEUERPFIL et al. 1999, GIMBEL 1998, JONES 2001, KÖNIG 2002, RUDOLPH et al. 1993). Allerdings ist die Effektivität dieser Maßnahmen im Regenwetterfall eher gering, da dann große Wassermengen ohne Passage einer Kläranlage aus den Kanalsystemen in die Vorfluter abgeschlagen werden (SWIST IV 2012). Untersuchungen zeigen, dass Retentionsbodenfilter (RBF) hingegen die Belastung des Wassers aus Mischwasserentlastungen deutlich reduzieren können (MERTENS et al. 2012, SWIST IV 2012).

Durch die Regelungen im Landeswassergesetz NRW (MURL 1998) erlangt die Einleitung von Regenwasser aus dem Trennsystem immer größere Bedeutung für die Entwässerung versiegelter Flächen. Die Untersuchung dieses Eintragspfades an der Swist ergab, dass das so in den Vorfluter eingeleitete Niederschlagswasser mit Mikroschadstoffen belastet ist (MERTENS et al. 2017).

Dränagesysteme in landwirtschaftlichen Flächen werden bereits seit Mitte des letzten Jahrhunderts eingesetzt. Sie sind auf vielen Flächen erforderlich, um die Fruchtbarkeit der Ackerflächen zu sichern. Im Fokus der meisten Wasseruntersuchungen aus Dränagesystemen stehen meist die Einträge der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor (BLANN et al. 2009, JAYNES et al. 2001). Die Belastung von Dränagewasser mit Mikroschadstoffen war bisher nur Gegenstand weniger Untersuchungen (BLANN et al. 2009, JAMIESON et al. 2002, SWIST III 2007). Entsprechend der Datenlage sind auch geeignete Systeme zur Behandlung von Dränagewasser bislang unzulänglich. Diskutiert wird der Einbau der Dränagerohre in reaktive Materialien wie Holzhackschnitzel zur gezielten Denitrifikation (GREENAN et al. 2006), verschiedene industrielle Schlacken zum Phosphorrückhalt (MCDOWELL et al. 2008), sowie die Ummantelung der Dränagerohre zum Nährstoffrückhalt (HOLSTEN et al. 2012b). Als nachrüstbare Methoden zum Nährstoffrückhalt werden Gräben bzw. Minifeuchtgebiete mit reaktiven Materialien

oder Kompaktfilter vor Einleitung des Dränagewassers in Oberflächengewässer vorgeschlagen (HOLSTEN et al. 2012b).

In dem vorliegenden Kurzbericht werden Strategie, Methoden und Ergebnisse des F&E-Projektes „ReSMo“ (Az.: 54.2-3.3-1892-Wt) zusammengefasst. Untersuchungsgegenstand des Arbeitspakets 1 (AP1) war das Monitoring von Niederschlagswasser aus Trennkanalentwässerung und eine Validierung der im Projekt „Swist IV“ dokumentierten Reinigungsleistung von RBF in Mischsystemen (MERTENS ET AL. 2012). Ziel war es, die Belastung der Gewässer durch Regenwassereinleitungen im Trennkanalsystem und RBF im Mischkanalsystem als wasserwirtschaftliche Interventionsmaßnahme zur Gewässerreinigung repräsentativ zu bewerten, um den wasserwirtschaftlichen und politischen Entscheidungsträgern eine Bewertungs- und Entscheidungsgrundlage bereit zu stellen.

Die Belastung der Fließgewässer mit Spurenstoffen sowie der Spurenstoffrückhalt auf Kläranlagen stehen aktuell zusätzlich stark im Fokus der Wasserforschung und Wasserwirtschaft. In enger Abstimmung mit der Bezirksregierung Köln und dem MKULN wurde daher, ergänzend zu den im Antrag aufgeführten Arbeiten, die Möglichkeit einer weitergehenden Reinigung des Kläranlagenablaufs durch RBF an einer Versuchsanlage im halbtechnischen Maßstab (TAPES 2016) im Rahmen des ReSMo-Projektes hinsichtlich humanrelevanter Mikroorganismen untersucht.

Ein weiteres Ziel war die Entwicklung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Einträgen aus Dränagesystemen (AP2). Hierfür sollten zum einen Dränageeinleitungen systematisch und repräsentativ nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ erfasst werden. Parallel dazu sollte ein praxistaugliches Filtersystem entwickelt und getestet werden, das die Einträge von Mikroschadstoffen aus Dränagen effektiv reduzieren kann.

Das Projekt kann in folgende Arbeitsbereiche eingeteilt werden:

- Auswahl der Probenahmestellen; Entwicklung und Installation der Monitoringsysteme
- Entwicklung der Dränagefilter
- Probenahme und Analyse
- Auswertung der Monitoring- und Versuchsergebnisse zur Bewertung der untersuchten Eintragspfade und der Wirksamkeit von Maßnahmen

Alle Arbeitsbereiche werden in dem hier vorliegenden Kurzbericht zusammengefasst.

2 Material und Methoden

2.1 Projektgebiet

Als Projektgebiet wurde das Einzugsgebiet der Swist ausgewählt. Das Swist-Einzugsgebiet ist ein Teileinzugsgebiet der Erft und liegt nord-westlich von Bonn. Aus den Vorgängerprojekten (Swist I – Swist IV) liegt ein umfangreicher Daten- und Wissenspool für dieses Gebiet vor, der für die Auswertung und die Interpretation der aktuellen Untersuchungen genutzt werden konnte. Eine ausführliche Beschreibung des Projektgebietes findet sich in den Abschlussberichten der SWIST-Projekte (SWIST I 2001, SWIST II 2004, SWIST III 2007, SWIST IV 2012). Da bis auf den bereits untersuchten Retentionsbodenfilter in Altendorf kein weiterer RBF im Projektgebiet vorhanden ist, wurde für die vertiefenden Untersuchungen der RBF in Kaster (Stadt Bedburg) gleichen Baujahres ausgewählt. Dieser liegt etwa 30 km nördlich des Projektgebiets im direkten Einzugsgebiet der Erft.

2.2 Probenahmestellen, Monitoringsysteme und Versuchsanlagen

Die Untersuchung der Regenwassereinleitung aus einem Trennkanalsystem erfolgte am Ablauf eines Regenrückhaltebeckens (RRB) in Meckenheim-Merl. Dieses RRB dient zur Zwischenspeicherung des Niederschlagswassers des Ortes Merl. Das Einzugsgebiet ist geprägt durch ländliche Wohnbebauung und einzelne landwirtschaftliche und gewerbliche Betriebe. Das im RRB Merl eingestaute Wasser wird gedrosselt in die Swist eingeleitet. Der Abfluss erfolgt rein mechanisch durch das freie Gefälle, sodass auf der Anlage weder Messtechnik noch eine Energieversorgung zur Steuerung des Abflusses vorhanden ist. Deshalb wurde für den Ablauf des Regenrückhaltebeckens ein energieautarkes, automatisches Probenahme- und Überwachungssystem entwickelt und installiert. Die elektrische Versorgung wurde über eine Kombination aus einer Photovoltaikanlage und einem Brennstoffzellenmodul sowie Pufferakkumulatoren sichergestellt. Durch ein auf das Probenahmesystem abgestimmtes Steuerungsmodul erfolgte in Abhängigkeit der Sonneneinstrahlung und des Ladezustands der Akkus eine zusätzliche Energieerzeugung durch die Brennstoffzelle (Abbildung 1).

Die an die untersuchte Drainageeinleitung angeschlossene dränierte Fläche liegt in der Gemeinde Swisttal nahe dem Ort Morenhoven. Das ca. 27 ha große Gebiet wird ausschließlich ackerbaulich genutzt. Die Fläche ist in mehrere Bewirtschaftungseinheiten aufgeteilt, sodass während der Beprobungsphase verschiedene Kulturen angebaut wurden. Am letzten Sammelschacht vor der Einleitung in das Fließgewässer wurde ein batterieversorgtes Mess- und Probenahmesystem installiert. Sobald eine nennenswerter Einleitmenge (ca. > 0,5 L/min) erreicht wurde, wurden im Stundenintervall über bis zu neun Tage kontinuierlich Teilproben gezogen. In der Regel konnten so die Einzelproben zu 3 Tagesmischproben verschnitten werden.

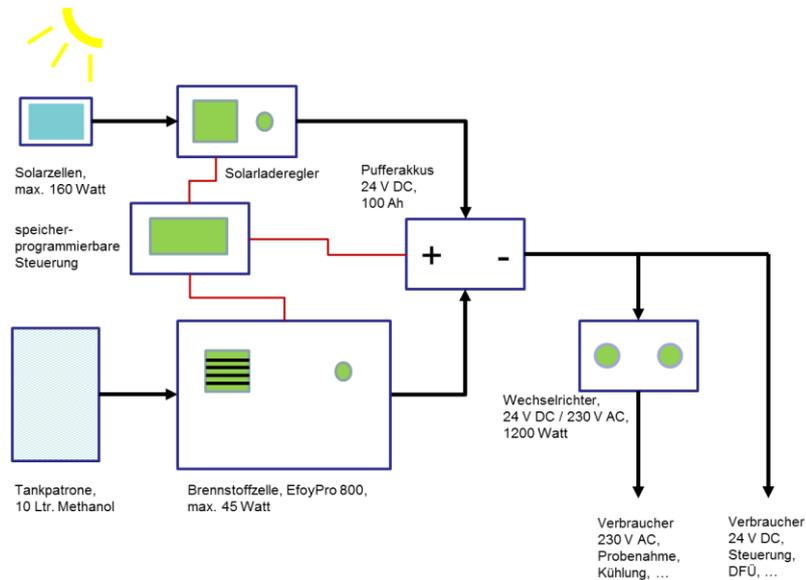


Abbildung 1: Funktionsprinzip des autarken Energieversorgungssystems

Der untersuchte RBF Kaster liegt im gleichnamigen Ortsteil Kaster der Stadt Bedburg. Das angeschlossene Kanalsystem entwässert die Orte Kaster und Königshoven mit ca. 7.700 angeschlossenen Einwohnern. Die abflusswirksame Fläche (A_U) beträgt rund 79 ha. Das Gebiet ist geprägt durch eine kleinstädtische Wohnbebauung mit einigen landwirtschaftlichen Betrieben. Der Filter wurde 2005 in Betrieb genommen. Die Filterfläche beträgt 1.495 m^2 , das Rückhaltevolumen 2.630 m^3 . Das gefilterte Wasser wird mit einer maximalen Drosselmenge von 44 L/s in die Mühlenerft eingeleitet. Die Probenahme wurde jeweils am Zu- und Ablauf als Mischproben durch automatische Probenehmer realisiert und mittels Höhenstandsmessung aktiviert. Für die parasitologischen Untersuchungen wurden Tauchpumpen gekoppelt mit 300 L fassenden Probenbehältern eingesetzt.

Um die Wirksamkeit von RBF als zusätzliche Reinigung für Ablaufwasser von Kläranlagen zu untersuchen, wurde im Rahmen des FuE-Vorhabens „Transnational Action Program on Emerging Substances“ (TAPES) auf dem Gelände der Kläranlage Rheinbach eine RBF-Versuchsanlage aufgebaut (TAPES 2016). Die mit Filtersubstrat der RBF Altendorf (F 1) bzw. Kaster (F 2) verfüllten Filter wurden im Beschickungsfall als Zufallsstichproben hygienisch-mikrobiologisch untersucht.

Um den Eintrag von Schadstoffen aus landwirtschaftlichen Dränagen in Fließgewässer zu reduzieren, wurde im Rahmen des Projekts ReSMo der Prototyp eines neuartigen Filtersystems entwickelt, der ohne großen Aufwand in bestehende Dränagesysteme eingebaut werden kann (Abbildung 2). Für die Laborversuche wurde die Filtereinheit mit Aktivkohle ($2\text{-}2,5 \text{ mm}$) als Filtermaterial befüllt. In verschiedenen Versuchsreihen wurde die Reinigungseffizienz für ausgewählte Nährstoffe, Spurenstoffe und Mikroorganismen untersucht.



Abbildung 2: Dränagefilter ohne Filtermaterial

Jede Probenahme beinhaltete die Bestimmung physiko-chemischer und organo-leptischer Vor-Ort-Parameter. Chemisch-physikalische Parameter (30 Parameter) und anthropogene Spurenstoffe (152 Parameter) wurden durch das Labor des Erftverbands nach genormten Analyseverfahren analysiert. Die Analytik der ausgewählten 13 mikrobiologischen Parameter erfolgte nach genormten Standardverfahren bzw. in Anlehnung an publizierte Methoden am IHPH. Für die mikrobiologische Bewertung des entwickelten Filtersystems kam zusätzlich die Durchflusszytometrie zum Einsatz.

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden ausgewählte Parameter der einzelnen Untersuchungen vorgestellt. Der Datenumfang der einzelnen Parameter variiert aufgrund verfügbaren Probenvolumina. Bei der Spurenstoffanalyse wurden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze angenommen.

3.1 Regenwasser aus Trennkanalisation

Für die Untersuchung der chemisch-physikalischen Parameter wurden am Ablauf des RRB Merl von Juli 2015 bis Juli 2016 bei 17 Ereignissen insgesamt 134 Teilproben über das automatische Probesystem gezogen. Die medianen Werte der Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor lagen zwischen 0,04 mg/L (ortho-Phosphat – P) und 0,81 mg/L (Nitrat-N). Die medianen Konzentrationen von Zink und Chlorid lagen bei 0,13 mg/L und 2,87 mg/L. Der TOC-Gehalt und die Menge der abfiltrierbaren Stoffe wurden im Median mit 5,56 mg/L bzw. 26 mg/L bestimmt.

26 der 152 untersuchten anthropogenen Spurenstoffe wurden regelmäßig nachgewiesen (größer drei Positivbefunde). Abbildung 3 zeigt die relative Häufigkeit der positiven Befunde sowie die

analysierten Konzentrationen. Die gefundenen Spurenstoffe stammen aus den Anwendungsbereichen Medizin, Landwirtschaft, Haushalt und Industrie. Die Befundhäufigkeit variiert stoffspezifisch sehr stark.

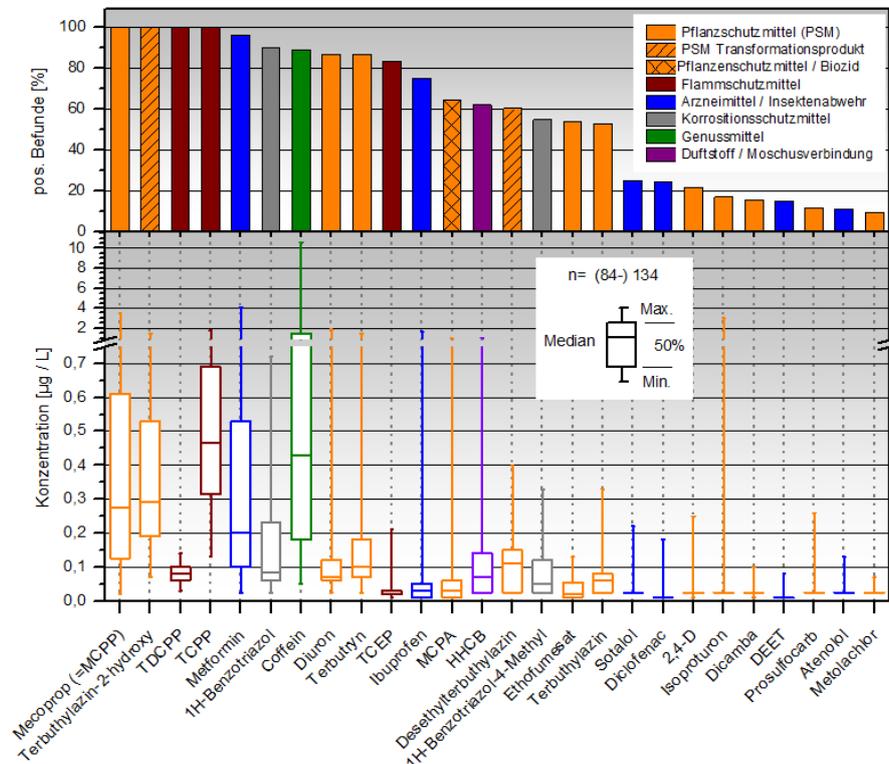


Abbildung 3: Relative Häufigkeit der positiven Befunde (oben) und die Konzentrationen (unten) der Untersuchungen der Regenwassereinleitungen am Trennsystem Merl; Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze = halbe Bestimmungsgrenze .

Die chemischen Untersuchungen am RRB Merl ergaben, dass Einleitungen von Regenwasser aus Trennsystemen zur Belastung der aufnehmenden Gewässer beitragen. Die durchschnittlichen Frachten der Nährstoffparameter Ammoniumstickstoff, Phosphor_{gesamt} und ortho-Phosphat-P lagen zwischen 1,6 und 34,4 mg/s.

Theoretisch werden für diesen Nährstoffparameter bei Regenwetter die geforderten Jahresmittelwerte der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) allein durch die Einleitung des Niederschlagswasser knapp erreicht bzw. sogar leicht überschritten. Die errechneten Frachten der Spurenstoffe lagen zwischen 0,8 und 18,6 µg/s. Die theoretisch berechneten Konzentrationen im Gewässer unterschreiten die Grenzwerte der novellierten Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) deutlich. Da die Einleitungen aus Trennsystemen aber nur eine von vielen Eintragungspfad für Spurenstoffe in Gewässer darstellen und bei Regenwetter eine Vielzahl dieser Einleitungen aktiv

sind, können die Einträge aus Trennkansystemen insgesamt zu einer kritischen Gesamtbelastung der Gewässer beitragen.

Die mikrobiologischen Probenahmen umfassten insgesamt 14 Probenahmen (Abbildung 4). Die Konzentration des Fäkalindikators *E. coli* betrug im Median $1,11 \times 10^5$ MPN/100 mL. Der Medianwert für die Anzahl von intestinalen Enterokokken lag im Trennkanal bei $1,69 \times 10^4$ MPN/100 mL. Somatische Coliphagen befanden sich mit einer medianen Konzentration von $1,83 \times 10^3$ PBE/100 ml in den Proben. *Clostridium perfringens*, als die humanpathogen relevanteste Art unter den sulfitreduzierenden sporenbildenden Anaerobiern, konnte im Median mit $1,32 \times 10^3$ KBE/100 ml ermittelt werden (*Clostridium* spp. $1,45 \times 10^3$ KBE/100 mL). *Giardia lamblia* konnte in 7 von 12 Proben (mit unterschiedlich verfügbaren Probevolumina) nachgewiesen werden. Der Median der Positivbefunde beträgt 37,5 Zysten/100 L. Die Belastung durch die Fäkalindikatoren *E. coli* und Enterokokken lag damit weit oberhalb der für Badegewässer erlaubten Konzentrationen; das zulässige 95 %-Perzentil für die „gute Qualität“ von Badegewässern beträgt hier 1.000 *E. coli*/100 mL bzw. 400 Enterokokken/100 mL (BADEGEWVO 2007, EU-BADEGEWRL 2006). In der Literatur finden sich einzelne Angaben zu ähnlichen oder geringeren Konzentrationen (EVANS et al. 2006, MERTENS et al. 2012, QURESHI und DUTKA 1979, SWIST IV 2012). Als Quelle dieser Verunreinigungen kommen neben Abschwemmungen von Ablagerungen auf den versiegelten Flächen (z. B. Laub, Boden, Hundekot etc.) vor allem Fehlanlüsse der Kanalisation (Schmutzwasser) in Betracht.

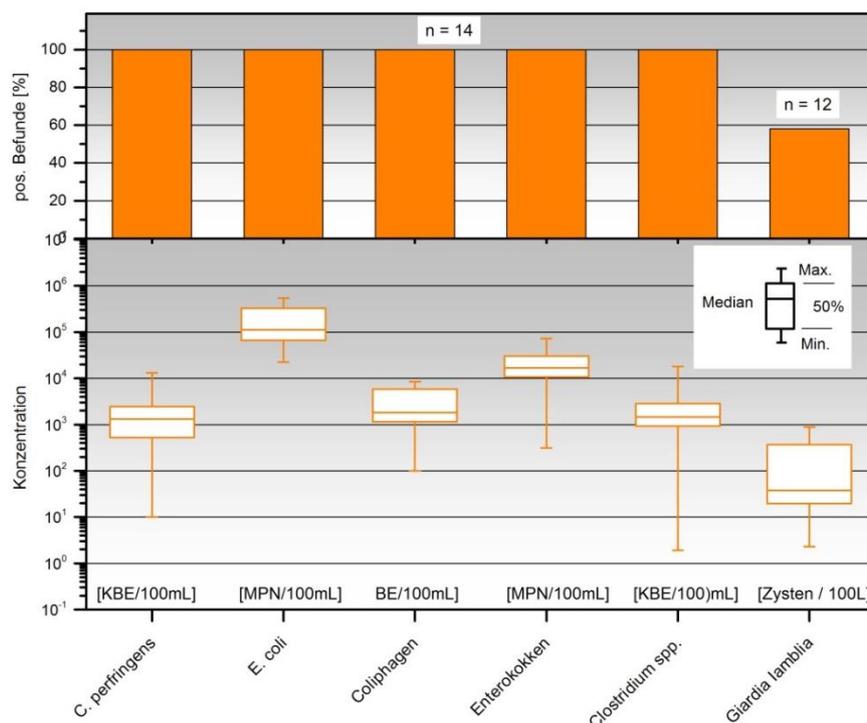


Abbildung 4: Ausgewählte Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen der Regenwassereinleitung im Trennkansystem in Merl

Die Ergebnisse bestätigen die Untersuchungen des Vorgängerprojektes (MERTENS et al. 2017, SWIST IV 2012), bei dem ebenfalls eine bedeutende Belastung der aufnehmenden Gewässer durch die Einleitung von Regenwasser aus Trenkanalsystemen festgestellt wurde.

3.2 Dränagewasser - Felduntersuchung

Zur Untersuchung der chemisch-physikalischen Belastung des eingeleiteten Dränagewassers konnten von März bis Dezember 2016 insgesamt 30 Mischproben analysiert werden. Der Gesamtphosphorgehalt lag im Median bei 0,13 mg/L. Gelöster ortho-Phosphat-Phosphor konnte im Median mit 0,06 mg/L nachgewiesen werden. Bei Ammonium-Stickstoff und Zink lagen die medianen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, die Nitrat-Stickstoffkonzentration im Median bei 5,45 mg/L. In Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zeigten einige Parameter eine starke Saisonalität.

Im Untersuchungszeitraum konnten 23 Spurenstoffe mehrfach (drei oder mehr Befunde) nachgewiesen werden (Abbildung 5). Die gefundenen Spurenstoffe können sechs unterschiedlichen Anwendungsbereichen zugeordnet werden. Die Konzentrationen im eingeleiteten Drainagewasser variierten stoffspezifisch deutlich, wobei die Maximalwerte der einzelnen Parameter ein Vielfaches höher waren als die Mediane. Die medianen Konzentrationen variierten zwischen 0,01 µg/L (halbe Bestimmungsgrenze) und 8,4 µg/L bei Chloridazon-Desphenyl.

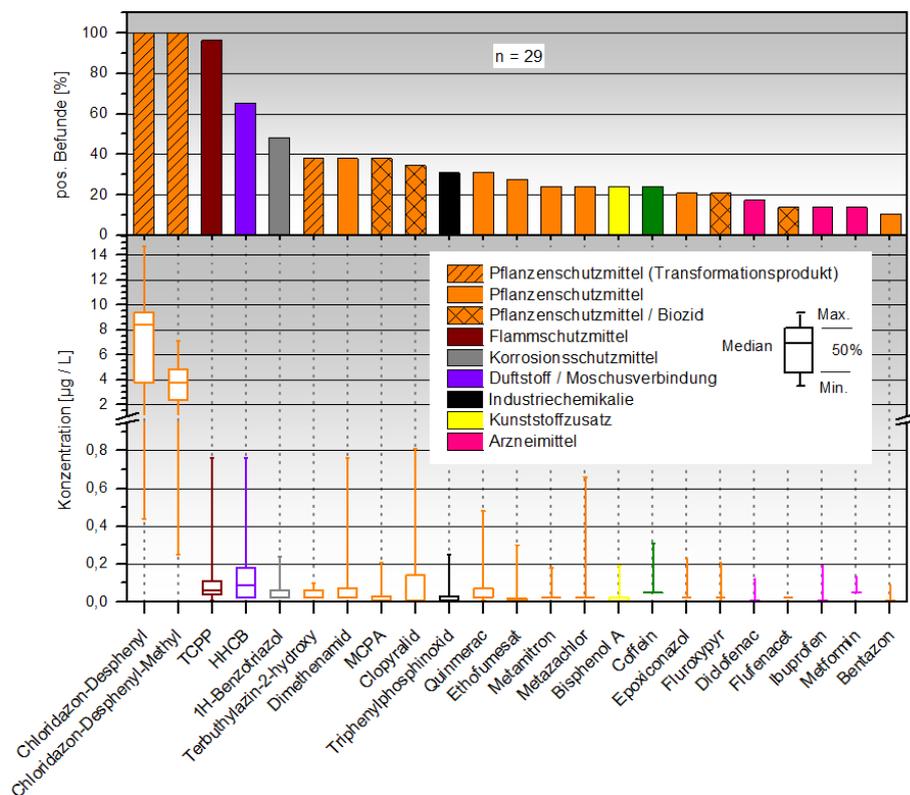


Abbildung 5: Relative Häufigkeit der positiven Befunde (oben) und die Konzentrationen (unten) der untersuchten Dränagewassereinleitungen; Werte unter Bestimmungsgrenze = halbe Bestimmungsgrenze

Die hygienisch-mikrobiologische Charakterisierung des Dränagewassers wurde anhand von zehn Proben vorgenommen. Die *E. coli*-Konzentrationen im Dränagewasser betragen im Median 42 MPN/100 mL. Enterokokken wurden nur in sehr geringen Konzentrationen mit einem Median von 19 MPN/100 mL gefunden. Es konnten in der Hälfte der zehn Proben somatische Coliphagen in geringer Konzentration nachgewiesen werden (Median 1 PBE/100 mL). Für die fünf statistisch auswertbaren Proben mit eindeutig bestimmter *C. perfringens*-Konzentration beträgt der Median 27 KBE/100 mL. Die Einzelkonzentrationen der jeweiligen Parameter streuten dabei sehr stark (Abbildung 6).

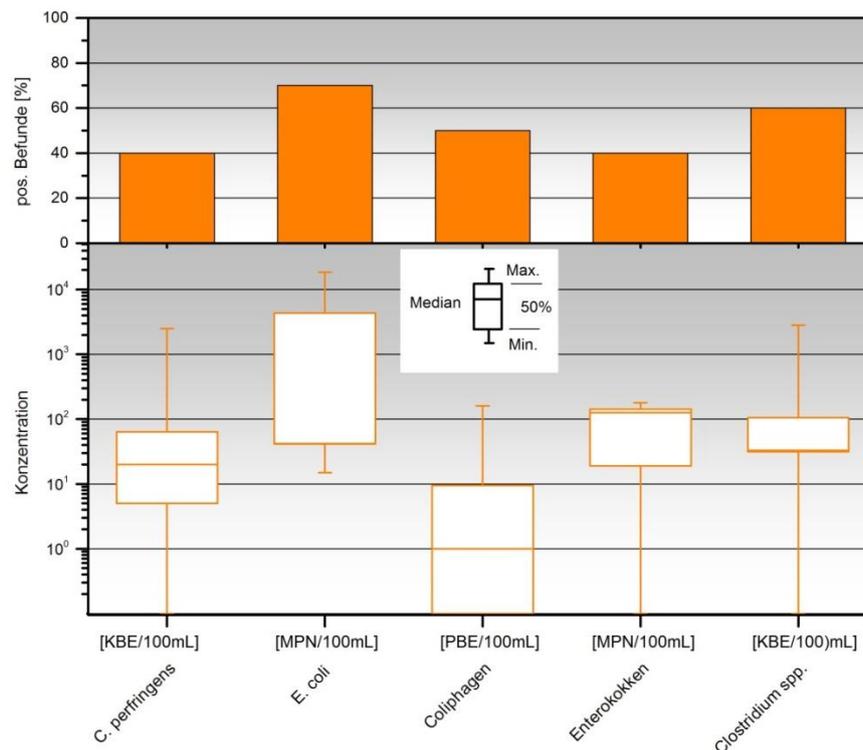


Abbildung 6: Relative Häufigkeit der positiven Befunde (oben) und die Konzentrationen (unten) der hygienisch-mikrobiologischen untersuchten Dränagewassereinleitungen (n = 10)

Es scheint (ggf. bedingt durch fehlende Güllendüngung auf der durch die untersuchten Drainage entwässerten Fläche) keinen direkten Zusammenhang zwischen der Niederschlagshöhe und der mit dem Dränagewasser ausgetragenen Konzentration von Mikroorganismen wie Enterokokken oder somatischen Coliphagen zu geben. Jedoch legen die beobachteten Maximalkonzentrationen die Vermutung einer durch Hochwasserereignisse verursachten retrograden Kontamination der Dränageleitung selbst nahe. Die hochgerechneten Jahres-Gesamtfrachten der Mikroorganismen liegen für *E. coli* und Fäkalstreptokokken in ähnlicher Größenordnung wie die über Oberflächenabfluss aus Ackerflächen eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar (SWIST III 2007, SCHREIBER ET AL. 2015).

Im Einzugsgebiet der Swist sind geschätzt ca. 4.850 ha der landwirtschaftlich genutzten Fläche drainiert. Während des Beprobungszeitraums betrug der extrapolierte Anteil der Drainagewassereinleitungen am Gesamtabfluss nur etwa drei Prozent. Bezüglich der chemischen Parameter und Spurenstoffe sowie der Mikroorganismen tragen die Drainageeinleitungen nur einen geringen Teil zur Jahresfracht bei. Berechnungen ergaben jedoch, dass nach Starkregenereignissen kurzfristig etwa 17 % des Abflusses aus Drainageeinleitungen stammen können. Die Maximalkonzentrationen der Nähr- und Spurenstoffe sowie der Mikroorganismen zeigen, dass Drainageeinleitungen somit, wenn auch nur temporär, zur Gewässerbelastung beitragen.

3.3 Retentionsbodenfilter für Mischwasserentlastung

Bei der Untersuchung des RBFs wurde sowohl der Zulauf als auch der Ablauf bei 23 Beschickungen beprobt. Insgesamt liegen die Median-Konzentrationen der untersuchten Parameter im Zulauf alle in der Größenordnung, die für Mischwasserentlastungen zu erwarten sind (bei gleichzeitig großer Streuung der Einzelwerte): Abfiltrierbare Stoffe 36,9 mg/L, TOC 7,63 mg/L, Ammonium-Stickstoff 2,7 mg/L, weitere Nährstoffe unter 1 mg/L, *E. coli* $7,83 \times 10^5$ MPN/100 mL, Enterokokken $2,86 \times 10^5$ MPN/100 mL, somatische Coliphagen $5,51 \times 10^4$ PBE/100 mL, *C. perfringens* $1,20 \times 10^4$ KBE/100 mL, Giardia-Zysten $1,20 \times 10^3$ Zysten/100 L. 56 Spurenstoffe wurden regelmäßig im Zulauf gemessen (größer 3 Positivbefunde).

Wie zu erwarten nehmen die Konzentrationen sowie die Streuung der Einzelparameter im Ablauf des RBFs für die meisten Parameter ab. Die Anzahl der Positivbefunde von Spurenstoffen und einigen Mikroorganismen sanken zudem deutlich. Im Ablauf reduzierten sich die chemisch-physikalischen Parameter im Median von 19 % bis 91 %, wobei ortho-Phosphat-Phosphat die geringsten und abfiltrierbare Stoffe die höchsten Eliminationsraten aufwiesen. Die meisten Spurenstoffe wurden im RBF zwischen 25 % und 95 % zurückgehalten. Persistente Stoffe, wie Carbamazepin oder die Industriechemikalie 2,4-Dichlorbenzoesäure, zeigten keinen oder nur geringen Abbau (Abbildung 7).

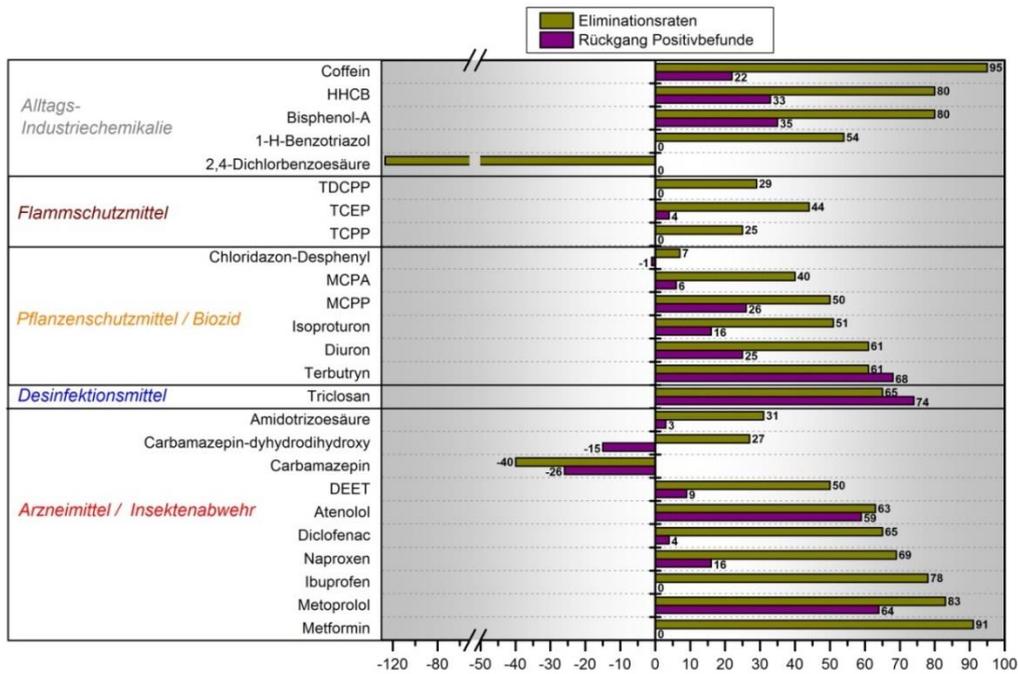


Abbildung 7: Eliminationsraten (grün) und prozentualer Rückgang der Positivbefunde (lila) ausgewählter Spurenstoffe im RBF Kaster.

Die mediane Reduktion der hygienisch-mikrobiologischen Belastung im Mischwasser lag für die meisten mikrobiologischen Parameter zwischen 1 und 2 Log-Stufen. Der RBF Kaster spiegelt somit die übliche Reduktionsleistung herkömmlich betriebener RBFs wider (HAGENDORF et al. 2002, WALDHOFF 2008). Abbildung 8 zeigt die Log-Reduktionen des RBFs für ausgewählte untersuchte Mikroorganismen.

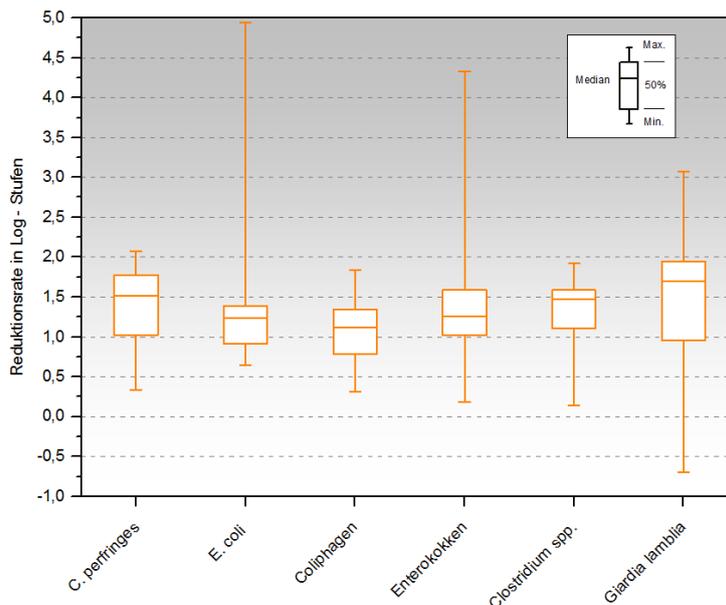


Abbildung 8: Reduktion ausgewählter hygienisch-mikrobiologischer Parameter im RBF Kaster.

Für chemische Parameter wie abfiltrierbare Stoffe, ortho-Phosphat und Ammoniumstickstoff werden ähnliche Reinigungsleistungen erzielt wie im RBF Altendorf. Geringere Wirkungsgrade zeigten sich für zahlreiche Schwermetalle, Nährstoffe, Spurenstoffe sowie für Mikroorganismen (SWIST IV 2012, MERTENS ET AL. 2012).

Aufbau und Alter der beiden RBF (Altendorf und Kaster) sind gleich. Die geringeren Reinigungsleistungen für bestimmte Parameter können wahrscheinlich durch unterschiedliche Durchflussgeschwindigkeiten erklärt werden. Der Drosselabfluss des RBFs Altendorf ist in der Regel mit 0,015 L/s/m² nur halb so groß wie beim RBF Kaster (0,03 L/s/m²).

3.4 Retentionsbodenfilter - Versuchsanlage für behandeltes Abwasser

Die RBF-Versuchsanlage für behandeltes Abwasser wurde hygienisch-mikrobiologisch beprobt. Die Konzentrationen beider Filtersäulensäulen zeigen im Ablauf ähnliche Werte (Abbildung 11).

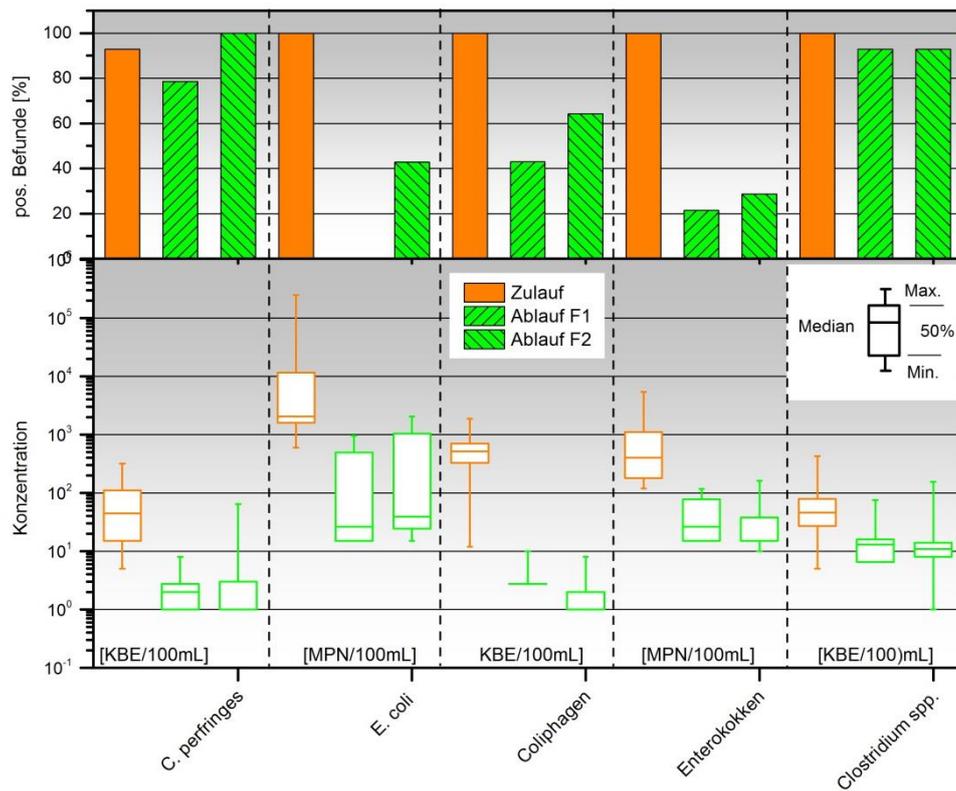


Abbildung 9: Ergebnisse der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen zum Vorkommen ausgewählter Mikroorganismen im Zulauf und den Abläufen aus dem Filtrat des RBFs in der RBF-Versuchsanlage; F1 = Filtermaterial RBF Altendorf, F2 = Filtermaterial RBF Kaster.

Trotz der geringen Ausgangskonzentration an Mikroorganismen im Zulauf der RBF-Versuchsanlage (Wasser aus dem Ablauf der Kläranlage Rheinbach mit im Median pro 100 mL nur ca. 10³ *E. coli*, 10²

Enterokokken und somatische Coliphagen, 10^1 Clostridien) konnte noch eine Reduktion durch die Filterpassage erzielt werden. Sie betrug für die meisten mikrobiologischen Parameter im Median zwischen 1,1 und 2,5 Log-Stufen.

Obwohl das Filtermaterial für die Versuchsanlage den großtechnischen RBF Altendorf (Filter 1) und RBF Kaster (RBF 2) entnommen wurde, zeigten sich Unterschiede in der Reduktionsleistung. Die Reduktion im Filter 2 der RBF-Versuchsanlage (Material RBF Kaster) fiel für die meisten Parameter höher aus als bei der Mischwasserbehandlung des großtechnischen RBF Kaster selbst. Z.B. betrug die Reduktion von intestinalen Enterokokken durchschnittlich zwei Log-Stufen. Lediglich bei dem Parameter sulfatreduzierende sporenbildende Anaerobier konnte eine geringere mediane Reduktionsleistung von $0,58 \log_{10}$ in der RBF-Versuchsanlage Filter 2 im Vergleich zu den Ergebnissen der Mischwasserentlastung im großtechnischen RBF Kaster mit $1,47 \log_{10}$ Reduktion festgestellt werden. Bauliche Faktoren, wie das Alter des RBFs oder der Gehalt an organischem Material können als Erklärung für die beobachteten Unterschiede in der Reduktion zwischen Großtechnik und der RBF-Versuchsanlage ausgeschlossen werden, da das Filtermaterial identisch ist. Die hydraulische Belastung, die Zulaufkonzentration der Mikroorganismen und die Temperatur des Abwassers, welche laut HAGENDORF et al. (2002) die Reinigungsleistung beeinflussen, unterscheiden sich jedoch deutlich zwischen Großtechnik und der RBF-Versuchsanlage. Für eine weitergehende Reinigung von bereits behandeltem Abwasser am Kläranlagenablauf z. B. im Sinne einer vierten Reinigungsstufe scheint aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht ein nachgeschalteter RBF eine gute Alternative zu den bisher angewendeten Verfahren (Ozonierung, UV-Bestrahlung) zu sein.

3.5 Dränagefilter – Laborversuche

Für die Überprüfung der Wirksamkeit des neu entwickelten Dränagefilters wurden Versuche mit dotiertem Stickstoff und Phosphor sowie der Spurenstoffe Sulfadiazin und MCPA durchgeführt. Die Reduktion der Ausgangskonzentration von ortho-Phosphat-P (ca. 1 mg/L) war mit Aktivkohlenfüllung erfolgreich, allerdings bei großer Streuung der End-Konzentrationen (0,09 bis 1,41 mg/L). Mit Kokoskohle-Füllung kam es sogar zu einer Erhöhung der Endkonzentration (1,30 und 2,12 mg/L). Die Nitrat-Konzentration in der Ausgangslösung von ca. 20 mg/L wurde durch die Passage des Dränagefilters bei allen Versuchsdurchgängen reduziert. Allerdings ist die Streuung auch bei Nitratstickstoff groß (Reduktionsrate: 39% - 99%). Die Ausgangskonzentrationen der Spurenstoffe konnten für beide Versuchsaufbauten deutlich von ca. 1000 µg/L meist auf unter 0,5 µg/L bis <0,05 µg/L reduziert werden. Eine Erklärung für den schlechten Rückhalt bzw. sogar für die Erhöhung der Phosphatkonzentrationen ist wahrscheinlich die Auswaschung von phosphathaltigem Feinmaterial aus der Kohle. Dies muss durch weiterführende, längere Laborversuche überprüft werden. Der fast vollständige Rückhalt der Spurenstoffe zeigt, dass die durch die patentierte,

schraubenhafte Konstruktion eine ausreichend lange Kontaktzeit zwischen Wasser und Filtermaterial geschaffen werden kann.

Mikrobiologische Versuche wurden nur mit Aktivkohle durchgeführt. Bei den auswertbaren Versuchsreihen von *E. coli* mit einer Zulaufkonzentration von rund 10^6 KBE/100 mL im Zulauf (Spannweite: $9,80 \times 10^5$ - $2,57 \times 10^6$ KBE/100 mL) schwanken die Ablauf-Konzentrationen in den verschiedenen Ablaufproben insgesamt zwischen $6,80 \times 10^4$ und $2,25 \times 10^6$ KBE/100 mL. *Enterococcus faecalis*, somatische Coliphagen und *Giardia*-Zysten konnten ebenfalls durch die Filterpassage reduziert werden. Dies gilt auch für die durchflussszytometrisch bestimmte Gesamtzellzahl. Insgesamt lag die Reduktion der Bakterien und Coliphagen im Median unterhalb 1 Log-Stufe. Dabei ist die mediane Reduktionsleistung des Aktivkohlefilters für die unterschiedlichen Fraktionen des Ablaufs zu Anfang der Versuche für die getesteten Mikroorganismen durchgängig als besser zu bewerten als gegen Versuchsende. Die Reduktion der somatische Coliphagen fiel insgesamt etwas besser aus als für die Bakterien. Dies lässt eine gute Adsorption der Viruspartikel an die Aktivkohle vermuten. Die Reduktion der einzelligen Parasiten fällt mit bis zu 1,7 Log-Stufen am höchsten aus. Dies kann zum Teil mit einer stärkeren physikalischen Filterwirkung des Drainagefilters aufgrund der größeren Zellgröße der Organismen begründet werden. Die Messwerte insgesamt spiegeln eine beständige und offenbar zuverlässige Funktionsweise des Drainagefilters wider. Im Hinblick auf die wesentlich geringeren gemessenen Konzentrationen im Drainagewasser der Feldstudie ist für die Praxisanwendung des Drainagefilters im Dauerbetrieb vermutlich auch nicht mit einem raschen Durchbruch an Mikroorganismen wegen Überladung der Filtermatrix zu rechnen. Insgesamt gesehen ist damit die Reduktion der Mikroorganismen im neu entwickelten Drainagefilter als erfolgversprechend zu bewerten.

4 Ausblick

Insgesamt konnten für die Einträge aus Trennkanal- und Drainagesystemen die Ergebnisse der Vorgängerprojekte bestätigt werden. Die Konzentrationen der Mikroorganismen bzw. der chemischen Parameter und Spurenstoffe können somit als Durchschnittswerte für zukünftige Berechnungen verwendet werden.

Das Monitoring an einem weiteren RBF im Mischkanalsystem (RBF Bedburg-Kaster) ergab im Vergleich zu der vorherigen Untersuchung (RBF Altendorf) durchweg geringere Rückhalteraten. Deshalb ist gezielt zu prüfen, ob im Falle des RBFs Altendorf die bessere Reduktion einer Vielzahl der Schadstoffe bzw. Mikroorganismen wie vermutet auf den geringeren maximalen Drosselabfluss zurückzuführen ist. Dies müsste folglich bei den künftigen Planung von RBF berücksichtigt werden. Der Einfluss der Beschickungsdauer sowie der Beschickungsintervalle bzw. dazwischenliegende Trockenzeiten auf die Reduktionsleistung von RBF wurde parallel zum vorliegenden Projekt in einer

Studie der RWTH Aachen und Universität Bonn mithilfe einer halbtechnischen Versuchsanlage im Projekt „ReB-Op“ untersucht (SCHREIBER et al. 2017).

Eine weitergehende Reinigung von Regenwasser aus Trennsystemen scheint aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen notwendig. Auch hier stellen RBF eine Möglichkeit zur Reinigung des Regenwassers dar. Insbesondere wegen der steigenden Flächenanteile versiegelter Gebiete, die im Trennsystem entwässern, sind Erkenntnisse zum Rückhalt solcher Systeme dringend erforderlich.

Interessant ist außerdem die Frage nach dem Verbleib der langlebigen Parasitendauerstadien im Boden (Dränagen, Bodenwasserabfluss) bzw. beim Retentionsbodenfilter und Drainagefilter im Filterkörper. Werden diese abgebaut oder akkumulieren sie? Ebenso unklar ist zum jetzigen Zeitpunkt, ob mit Mischwasser beaufschlagte RBF als Quelle oder Senke für multiresistente Bakterien fungieren. Ein derzeit laufendes, vom BMBF gefördertes Projekt (HyReKA, FKZ 02WRS1377, 2016-2019) als Teil der BMBF-Fördermaßnahme „RiSKWa“ im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“, geht derzeit der Frage nach, welche Abwasser-Eintragspfade Quellen der Antibiotikaresistenzen (Gene und Bakterien) darstellen. Unklar, aber nicht Teil der Fragestellung des BMBF-Projektes HyReKA, ist dabei das Verhalten der Resistenzen im RBF. Hier ergeben sich offene Fragen und Ansätze für eine weitere Optimierung hinsichtlich Bau und Betrieb von RBF sowie anderer wasserwirtschaftlicher Maßnahmen.

Die Untersuchungen des Drainagefilter-Prototyps zeigen vielversprechende Reduktionsleistungen sowohl im Bereich der Mikroorganismen als auch der Nähr- und Spurenstoffe. Fraglich bleibt aber, ob sich die im Laborversuch ermittelten Reduktionsraten in der Praxis nach Einbau in Dränagen bestätigen. Hier können zukünftig Praxistests über die Dauer einer gesamten Vegetationsperiode Aufschluss geben. Das vom Land NRW finanzierte FuE- Vorhaben „AgroDiffus“ soll unter anderem dieser Fragestellung bezüglich chemischer Parameter nachgehen.

5 Literatur

ARVANITIDOU, M., STATHOPOULOS, G., CONSTANTINIDIS, T. und KATSOUYANNOPOULOS, V. (1995): The occurrence of Salmonella, Campylobacter and Yersinia spp. in river and lake waters. *Microbiological research* 150(2), 153-158.

BADEGEWVO (2007): Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer (Badegewässerverordnung) vom 11. Dezember 2007.

BLANN, K.L., ANDERSON, J.L., SANDS, G.R. und VONDRACEK, B. (2009): Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. *Critical reviews in environmental science and technology* 39(11), 909-1001.

CREMER, N. (2015): Chloridazon-Metaboliten im Grundwasser am Niederrhein - Konzentrationsniveau, Ursachen und Anwendungsbeschränkungen. *energie wasser praxis* 9, 10 - 18.

EU-BADEGEWRL (2006): RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

EVANS, C., COOMBES, P. und DUNSTAN, R. (2006): Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. *Water research* 40(1), 37-44.

EYLES, R., NIYOGI, D., TOWNSEND, C., BENWELL, G. und WEINSTEIN, P. (2003): Spatial and temporal patterns of contamination underlying public health risk in the Taieri River, New Zealand. *Journal of Environmental Quality* 32(5), 1820-1828.

FEUERPFIL, I., LOPEZ-PILA, J., SCHMIDT, R., SCHNEIDER, E. und SZEZYK, R. (1999): Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotika in der Umwelt. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 42(1), 37-50.

GIMBEL (1998): Neue Erkenntnisse zur weitergehenden Partikelentfernung. *gwf Wasser Abwasser* 139, 43 - 50.

GREENAN, C.M., MOORMAN, T.B., KASPAR, T.C., PARKIN, T.B. und JAYNES, D.B. (2006): Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water. *Journal of Environmental Quality* 35(3), 824-829.

HAGENDORF, U., DIEHL, K., FEUERPFIL, I., HUMMEL, A., SZEZYK, R. und LÓPEZ-PILA, J. (2002): Ergebnisse mikrobiologischer Untersuchungen bei der Abwasserbehandlung. Bewachsene Bodenfilter und ihre seuchenhygienische Bewertung. *Umweltbundesamt, Dessau* 126 S.

HOLSTEN, B., BEDNAREK, A., FIER, A., FOHRER, N., HECKRATH, G., HÖPER, H., HUGENSCHMIDT, C., KJÆRGAARD, C., KRAUSE, B. und LITZ, N. (2012b): Potentiale für den Einsatz von Nährstoff-Filterssystemen in Deutschland zur Verringerung der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 56(1), 4-15.

JAMIESON, R., GORDON, R., SHARPLES, K., STRATTON, G. und MADANI, A. (2002): Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review. *Canadian Biosystems Engineering* 44(1), 1-9.

JAYNES, D., COLVIN, T., KARLEN, D., CAMBARDELLA, C. und MEEK, D. (2001): Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *Journal of Environmental Quality* 30(4), 1305-1314.

JONES, K. (2001): Campylobacters in water, sewage and the environment. *Journal of Applied Microbiology* 90(6), 68-79.

KELSEY, R.H., SCOTT, G.I., PORTER, D.E., THOMPSON, B. und WEBSTER, L. (2003): Using multiple antibiotic resistance and land use characteristics to determine sources of fecal coliform bacterial pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* 81, 337-348.

KISTEMANN, T., KOCH, C., CLAßEN, T., RECHENBURG, A., KRAMER, F., HERBST, F., FRANKE, C., RIND, E., HÖSER, C., EXNER, M., CHRISTOFFELS, E., KRUMP, R., WILLKOMM, M., THORMANN, D., HILLER, A. und LINDNER, W. (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. *Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW*.

KÖNIG, R. (2002): Abwasserdesinfektion mittels UV-Licht - „Renaturierung“ der Oberen Isar als Badegewässer. *Kurzfassung*.

LANUV NRW, (LANDESAMT FÜR NATUR-, UMWELT- UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2007): Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie. , *Fachbericht 2*. 269 Seiten, Recklinghausen.

MCDOWELL, R., SHARPLEY, A. und BOURKE, W. (2008): Treatment of drainage water with industrial by-products to prevent phosphorus loss from tile-drained land. *Journal of Environmental Quality* 37(4), 1575-1582.

MERTENS, F.M., BRUNSCH, A.F., WUNDERLICH-PFEIFFER, J., CHRISTOFFELS, E., KISTEMANN, T. und SCHREIBER, C. (2017): Mikroschadstoffe im eingeleiteten Wasser aus einem Regenwasserkanal im Einzugsgebiet der Swist. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10(3), 145 - 150.

MERTENS, F.M., CHRISTOFFELS, E., SCHREIBER, C. und KISTEMANN, T. (2012): Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf. *Korrespondenz Abwasser Abfall* 59(12), 1137 - 1143.

MKULNV, (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2015): Vom Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen

MURL, (MINISTERIUM FÜR UMWELT RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT (1998): Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51a des Landeswassergesetzes RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft IV B 5 - 673/2-29010 / IV B 6 - 031 002 0901 v. 18.5.1998.

OBIRI-DANSO, K. und JONES, K. (1999): Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *Journal of Applied Microbiology* 87(6), 822-832.

OGEWV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 18. März 2016 (BGBl. I S. 1429).

QURESHI, A. und DUTKA, B. (1979): Microbiological studies on the quality of urban stormwater runoff in southern Ontario, Canada. *Water research* 13(10), 977-985.

RECHENBURG, A. und KISTEMANN, T. (2009): Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *International journal of environmental health research* 19(4), 239-249.

RECHENBURG, A., KOCH, C., CLAßEN, T. und KISTEMANN, T. (2006): Impact of sewage treatment plants and combined sewer overflow basins on the microbiological quality of surface water. *Water Science and Technology* 54(3), 95-99.

RUDOLPH, K.-U., OBERG, C. und T., N. (1993): Stand der Technik bei der Desinfektion von Abwasser und Schwerpunkte der Forschung. *Wasser • Abwasser • Umwelt* 134(1), 1 - 9.

SAVILL, M., HUDSON, J., BALL, A., KLENA, J., SCHOLE, P., WHYTE, R., MCCORMICK, R. und JANKOVIC, D. (2001): Enumeration of *Campylobacter* in New Zealand recreational and drinking waters. *Journal of Applied Microbiology* 91(1), 38-46.

SCHLUEP, M., THORMANN, M., HÄNER, A., GÄLLI, R. und STUCKI, G. (2006): Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe -Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Seiten, Bern.

SCHREIBER, C. und KISTEMANN, T. (2010): Die Berücksichtigung von Aspekten des Gesundheitsschutzes und der Gesundheitsförderung im modernen Gewässermanagement. *Hygiene und Medizin* 35(10), 352 - 360.

SCHREIBER, C., KISTEMANN, T., RUPPELT, J. und TONDERA, K. (2017): Reduction of micro-organisms in combined sewer overflow by passage through vertical-flow constructed wetlands (retention soil filters). *Conference Poster: MICROBIOLOGY AND INFECTION*, 5-8 .03.2017, Würzburg.

SCHREIBER, C., RECHENBURG, A., KOCH, C., CHRISTOFFELS, E., CLAßEN, T., WILLKOMM, M., MERTENS, F.M., BRUNSCH, A., HERBST, S., RIND, E. und KISTEMANN, T. (2016): Two decades of system-based hygienic-microbiological research in Swist river catchment (Germany). *Environmental Earth Sciences* 75(21), 1393.

SCHREIBER, C., RECHENBURG, A., RIND, E. & T. KISTEMANN (2015): The impact of land use on microbial surface water pollution. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 218: 181-187.

SCHREIBER, C., VÖLKER, S., WIENAND, I. und KISTEMANN, T. (2011): Chancen für die Gesundheit im neuen Gewässermanagement. *Das Gesundheitswesen* 73(6), 344 - 345.

SWIST I (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn*. Seiten, Bonn.

SWIST II (2004): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn / Erftverband*. 197 Seiten, Bonn / Bergheim.

SWIST III (2007): Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist. *Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn / Erftverband*. 124 Seiten, Bonn / Bergheim.

SWIST IV (2012): Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastungen von Fließgewässern am Beispiel der Swist. *Erftverband, and Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn im Auftrag des MKULNV NRW*. 113 Seiten, Bergheim / Bonn.

TAPES (2016): Transnational Action Program On Emerging Sunstances - Final Project Report. Seiten,

WALDHOFF, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF), Kassel.