

Kurzbericht

zum Forschungsvorhaben

„Optimierte Reduktion von AFS_{fein}, Schwermetallen und prioritären Stoffen aus Niederschlagswasser von Verkehrsflächen in RiStWag-Anlagen durch den Einsatz von Floating Treatment Wetlands“ – Opti-Float

im Rahmen des Förderprogramms

„Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ – Förderbereich 6: Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung

Gefördert vom

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



Aachen, den 27.02.2020

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
(Institutsdirektor ISA)

Univ.-Prof. Dr. Joost van Dongen
(Institutsdirektor Bio I)

Projektkonsortium



Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp

Dr.-Ing. Regina Haußmann

Jan Ruppelt, M.Sc.

Mies-van-der-Rohe-Str. 1

52074 Aachen

Tel.: +49 241 80-23975

Fax: +49 241 80-22285

Email: isa@isa.rwth-aachen.de

www.isa.rwth-aachen.de



Institut für Molekulare Ökologie der Rhizosphäre der RWTH Aachen

Univ.-Prof. Dr. Joost van Dongen

Dr. Jos Schippers

Worringerweg 1

52074 Aachen

Tel.: +49 241 80-26634

Fax: +49 241 80-22637

Email: dongen@bio1.rwth-aachen.de

www.bio1.rwth-aachen.de

Assoziierter Partner



Landesbetrieb Straßenbau NRW

Außenstelle Köln

Deutz-Kalker-Straße 18-26

50679 Köln

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abbildungen.....	II
Verzeichnis der Tabellen	III
1 Veranlassung und Zielsetzung	1
2 Stand des Wissens	2
2.1 Charakterisierung von Autobahnabflüssen.....	2
2.2 Rechtliche Regelungen zur Behandlung von Autobahnabflüssen	2
2.3 Behandlung von Straßenabflüssen in Wasserschutzgebieten.....	3
2.4 Floating Treatment Wetlands	4
3 Gewächshausversuche zur Pflanzenauswahl	6
3.1 Eignung für den Einsatz auf RiStWag-Anlagen	6
3.2 Sauerstoffdiffusion der Pflanzen	8
3.3 Biofilmanalysen.....	9
4 Untersuchungen an großtechnischen Anlagen.....	11
4.1 Wachstumsmonitoring und Wurzeluntersuchungen	12
4.2 Sedimentbeprobung.....	13
4.3 Beprobung der Zu- und Abläufe bei Niederschlagsereignissen.....	14
4.3.1 Anlagenzuläufe	15
4.3.2 Reinigungsleistung.....	17
4.3.3 Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung	19
5 Übertragung in die Praxis	20
5.1 Investitions- und Betriebskosten	20
5.2 Übertragung des FTW-Einsatzes auf kommunale Regenklärbecken.....	20
6 Zusammenfassung und Ausblick.....	21
7 Literaturverzeichnis.....	23

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1:	Prinzipskizze Abscheideanlage nach RiStWag (FGSV, 2016)	3
Abbildung 2.2:	Schema eines Retentionsbodenfilters (RBF) nach MKULNV (2015).....	4
Abbildung 2.3:	Reinigungsmechanismen in FTWs nach BORNE et al. (2015), ergänzt durch HEADLEY und TANNER (2012) und SHAHID et al. (2018)	5
Abbildung 3.1:	Kupferexperimente mit drei Helophyten. Links: <i>S. angustifolium</i> ; Mitte: <i>J. effusus</i> ; rechts: <i>I. pseudacorus</i>	7
Abbildung 3.2:	Sauerstoffabgabe durch <i>J. effusus</i> , <i>L. salicaria</i> und <i>I. pseudacorus</i>	9
Abbildung 3.3:	Biofilmbildung auf den Wurzeln von <i>J. effusus</i> nach 34 Wochen in der Hydrokultur	9
Abbildung 4.1:	Lage der Versuchsanlagen Köln-Mülheim und Köln-Ost im Luftbild (Darstellung Landesbetrieb Straßenbau NRW, 2019; Beschriftung und Fotos ergänzt) und Bilder der Anlagen nach fertiggestelltem Einbau der FTWs .	11
Abbildung 4.2:	Pflanzenwachstum auf dem FTW in der RiStWag-Anlage Köln-Mülheim in der Zeit von März bis November 2019	12
Abbildung 4.3:	Wachstum des Sprosses und der Wurzeln im FTW in Köln-Mülheim.....	12
Abbildung 4.4:	Gebildetes Wurzelgeflecht unterhalb der Flöße (links: MH; rechts: OST) .	13
Abbildung 4.5:	Leitfähigkeit im Zulauf in MH und OST über den Versuchszeitraum	16

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3.1:	Ergebnisse der Gewächshausversuche verschiedener Pflanzenspezies hinsichtlich ihrer Fähigkeit zum Wachstum in einer Hydrokultur sowie ihrer Toleranz gegenüber mit Schadstoffen und Salen belastetem Abwasser.....	8
Tabelle 3.2:	Identifizierte Mikroorganismen an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies	10
Tabelle 4.1:	Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen an den verschiedenen Probenahmestellen (Median) sowie Vergleich mit den Orientierungswerten der OGewV bzw. Schwellenwerten der GrwV.	14
Tabelle 4.2:	Ergebnisse der statistischen Untersuchungen von Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration in MH und OST. Dargestellt sind die Parameter, für die starke Korrelationen ($R_{sp}>0,5$) im gesetzten Signifikanzniveau ($p<0,05$) ermittelt wurden.	16
Tabelle 4.3:	Die Reinigungsleistung von FTWs beeinflussende Faktoren (Korrelationsanalyse: $p<0,05$; $R_{sp}>0,5$; Mittelwertvergleich: asymptotische Signifikanz $<0,05$)	19
Tabelle 5.1:	Vergleich der Investitionskosten (netto) einer Nachrüstung der Beckenanlagen mit Floating Treatment Wetlands und dem Bau eines Retentionsbodenfilters	20

1 Veranlassung und Zielsetzung

Das Flächenland Nordrhein-Westfalen ist durch die hohe Bevölkerungs- und Verkehrsinfrastrukturdichte besonders von den Anforderungen betroffen, die sich aus der voranschreitenden Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ergeben. Eine Belastung der Gewässer ergibt sich auch aus den Abflüssen stark befahrener außerörtlicher Straßen, wie Autobahnen. Aufgrund des hohen Versiegelungsgrads von Autobahnen fließen große Mengen Niederschlagswasser von dort ab. Diese Autobahnabflüsse sind durch stoffliche Belastungen aus dem Straßenverkehr geprägt, insbesondere durch Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe. Untersuchungen der letzten Jahre zufolge sind viele dieser Schadstoffe an die Feinfraktion der abfiltrierbaren Stoffe (AFS-Fraktion $<63\ \mu\text{m}$) im Niederschlagswasser gebunden. Durch die beabsichtigte Einführung des DWA-Arbeitsblatts 102 (derzeit im Gelbdruck), das erstmals die AFS₆₃-Fraktion als Referenzparameter zur stofflichen Nachweisführung festsetzt, gewinnt der Rückhalt dieser Fraktion an Bedeutung (DWA, 2016).

Autobahnabflüsse werden als stark belastetes Niederschlagswasser kategorisiert und erfordern eine technische Behandlung. Für Straßen in Wasserschutzgebieten gelten zusätzliche Regelungen, die seit dem Jahr 2002 verpflichtend den Bau von Leichtflüssigkeitsabscheidern vorsehen. Derzeit sind 53 solcher Leichtflüssigkeitsabscheider, sogenannte RiStWag-Abscheider, in der Datenbank des LANUV (Stand: Januar 2020) erfasst und werden für die Behandlung von Straßenabflüssen durch den Landesbetrieb Straßenbau NRW (Straßen.NRW) betrieben (LANUV NRW, 2020). Um den Stoffrückhalt der Behandlungsanlagen zu optimieren, werden häufig Retentionsbodenfilter (RBF) nachgeschaltet. Nachteile von RBF ergeben sich aus dem hohen Flächenbedarf der Anlagen, dem hohen Kosten- und Konstruktionsaufwand sowie ihrer nur bedingt vorhandenen Regenerationsfähigkeit.

Eine Alternative könnte der Einsatz von Floating Treatment Wetlands (FTWs) bieten. FTWs bestehen aus einer floßartigen Trägerkonstruktion, auf der Sumpf- und Wasserpflanzen aufgebracht werden. Die Flöße werden auf die Wasseroberfläche bestehender Absetzanlagen eingesetzt und sollen eine zusätzliche Reinigung des Abwassers bewirken. An zwei RiStWag-Anlagen der Bundesautobahn A3, Anschlussstelle Köln-Mülheim und Autobahnkreuz Köln-Ost (Westseite) wurde untersucht, wie sich der Rückhalt von AFS₆₃, ausgewählten Schwermetallen, PAK und MKW bei derzeitiger Ausgestaltung der RiStWag-Abscheider darstellt und ob sich der Rückhalt durch den Einsatz von FTWs verbessern lässt. Zudem wurde betrachtet, ob die Kombination von RiStWag-Anlagen mit FTWs eine vergleichbare oder sogar verbesserte Reinigungsleistung gegenüber der Kombination von RiStWag-Anlagen mit nachgeschalteten RBF aufweist. Aus den gesammelten Erfahrungen wurden Handlungs- und Betriebsempfehlungen entwickelt, die auch Hinweise im Hinblick auf die Auswahl der auf die Flöße aufzubringenden Pflanzen umfassen.

2 Stand des Wissens

2.1 Charakterisierung von Autobahnabflüssen

In Nordrhein-Westfalen gibt es 2.224 km Autobahnen mit einer Gesamtfläche von rund 49 km² (MBWSV, 2016; BMVI, 2018). Die Autobahn mit dem höchsten Verkehrsaufkommen in NRW war nach der letzten aktuellen Straßenverkehrszählung (2010) die A3 mit 166.000 Kfz/24h zwischen Autobahnkreuz Köln-Ost und Köln-Heumar. Im Jahr 2014 wiesen bundesdeutsche Autobahnen eine durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) von 59.016 Kfz/24h auf. (BMVI, 2018). Aufgrund des hohen Versiegelungsgrads der Autobahnen gelangen Niederschläge schnell und fast vollständig zum Abfluss. Durch die großen Wasservolumenströme kann sich ein hydraulischer Stress für angrenzende Oberflächengewässer ergeben (MKULNV, 2014). Die Menge der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen ist abhängig von Größe, Art und Anteil der Bedeckungen sowie der Bodenverhältnisse von Bankett und Böschung. Niederschlagsgang, -dauer und -intensität sind weitere maßgebliche Einflussgrößen (FGSV, 2005). Darüber hinaus werden mit dem Niederschlag die auf der Straßenoberfläche angesammelten Schadstoffe abgespült. Die Stoffe stammen vorrangig aus dem Straßenverkehr, aus Straßenverkehrsunfällen oder aus der betrieblichen Straßenunterhaltung. Zudem beeinflussen Faktoren wie die Verkehrsstärke, die Fahrweise, die Art und Häufigkeit der Straßenreinigung, die Vegetation sowie das Vorhandensein von Seiten- und Parkstreifen die Beschaffenheit des abfließenden Wassers. Hinzu kommt der Einfluss von Trockenzeiten, Niederschlagsintensitäten und Verwehungen (BARJENBRUCH et al., 2016; DANNECKER et al., 1988). Nach MKULNV (2014) sind hohe Konzentrationen an Schwermetallen, Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW), polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sowie durch Tausalze bedingte Chloride in Autobahnabflüssen auffindbar.

2.2 Rechtliche Regelungen zur Behandlung von Autobahnabflüssen

In Nordrhein-Westfalen (NRW) werden Niederschlagsabflüsse von Autobahnen der Kategorie „stark belastet“ zugeordnet, wodurch sich besondere Anforderungen an die Einleitung bzw. Versickerung in Gewässer ergeben (MURL, 1998). Zusätzlich regelt der gemeinsame Runderlass „Entwässerungstechnische Maßnahmen an Bundesfern- und Landstraßen“ (MBV/MUNLV, 2010) die Entwässerungen außerörtlicher Straßen. Dieser gibt die Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Entwässerung (RAS-Ew)“ (FGSV, 2005) sowie die „Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag)“ (FGSV, 2016) als Standard für die Entwässerung vor. Nach FGSV (2008) und MKULNV (2014) ist auch bei Autobahnen eine offene Entwässerung und dezentrale ortsnahe Versickerung bzw. verzögerte Einleitung einer zentralen Lösung Vorrang zu geben. Diese beinhaltet die breitflächige Abführung des anfallenden Oberflächenwassers über Bankette zum Fahrbahn-

rand und die Versickerung in das natürliche Erdreich über Böschung und Mulden (großflächige Versickerung). Bislang gibt es keine verbindlichen Zielvorgaben für die Behandlung und Einleitung von Straßenabflüssen. Die Wirksamkeit der Anlagen soll über die bauaufsichtliche Zulassung bzw. die Bemessung nach dem Stand der Technik sichergestellt werden. Da davon auszugehen ist, dass die Umweltqualitätsnormen der EG-WRRL für ubiquitär vorkommende Stoffe wie Schwermetalle und PAK teils überschritten werden, werden Regelungen bezüglich der Einleitung von Niederschlagsabflüssen neu diskutiert. So ist vorgesehen, im neuen DWA-A 102 (DWA, 2016) den Referenzparameter AFS_{63} als stoffbezogene Zielgröße einzuführen.

2.3 Behandlung von Straßenabflüssen in Wasserschutzgebieten

In Wasserschutzgebieten sollen Straßen möglichst vermieden werden. Ist dies nicht möglich, gelten für die Straßen sowie deren Entwässerung besondere Vorgaben. Diese sind in den RiStWag (FGSV, 2016) definiert. Sollte eine zentrale Versickerung notwendig sein, ist für Straßenabschnitte in Schutzzonen zwingend eine RiStWag-Anlage vorzuschalten. Auch für Straßen außerhalb von Wasserschutzgebieten können die RiStWag gelten, soweit diese in empfindliche Vorfluter entwässern und die entsprechende Genehmigungsbehörde dies vorschreibt (KASTING, 2003). Vorteile der RiStWag-Anlagen sind vor allem die parallel stattfindende Sedimentation von partikulären Stoffen und die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten durch eine im hinteren Bereich angebrachte Tauchwand. Die Anlagen müssen mit Absperrorganen im Zu- und Ablauf ausgestattet sein, um im Havariefall (bspw. Unfälle mit Ölaustritt) größere Mengen wassergefährdender Stoffe zurückzuhalten. Nicht wirksam hingegen sind RiStWag-Anlagen für den Rückhalt gelöster Stoffe (MKULNV, 2014). Aussagen über die Emittierung von AFS_{63} dieser Anlagen gibt es kaum. Der Aufbau von RiStWag-Anlagen kann Abbildung 2.1 entnommen werden.

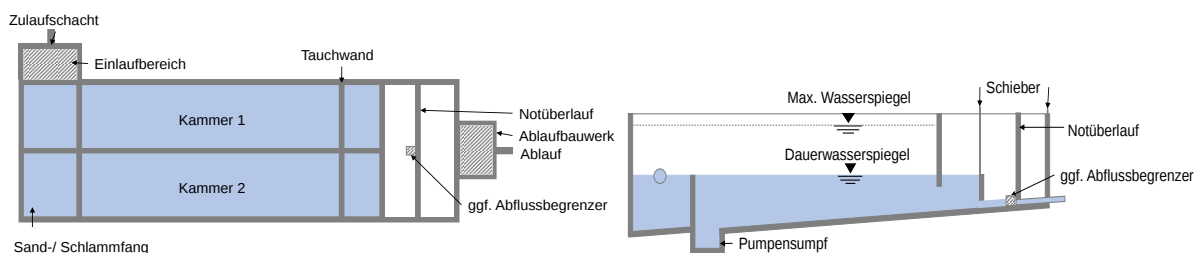


Abbildung 2.1: Prinzipskizze Abscheideanlage nach RiStWag (FGSV, 2016)

RiStWag-Anlagen werden vor der Einleitung in oberirdische Gewässer oder vor der weiteren Behandlung mittels Versickerungsanlagen, Retentionsbodenfilter (RBF) oder Rückhaltebecken angeordnet.

RBF sind künstlich angelegte Becken mit einem bewachsenen Filtersubstrat. Sie kombinieren die Funktionsweise von Bodenfiltern und Rückhaltebauwerken. Im Regenwetterfall wird das zulaufende Regenwasser kurzfristig im Rückhalteraum oberhalb des Filterkörpers gespeichert

und nach der Passage des Filterkörpers gedrosselt abgeleitet. Die Reinigung in RBF basiert im Wesentlichen auf den Mechanismen Filtration, Sorption und mikrobiologischer Abbau. Die Adsorptionsleistung von RBF hängt stark von bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften des Filtersubstrats ab. In der mit Schilf bewachsenen Filterschicht können durch Sorption und biochemische Prozesse auch gelöste Stoffe eliminiert werden. Die Vegetation auf der Oberfläche des Filters dient neben der Auflockerung des Bodens durch Wurzelwachstum auch der Vermeidung von Kolmation. Die Bemessung von RBF erfolgt in NRW nach Retentionsbodenfilterhandbuch (MKULNV, 2015), dem DWA-Merkblatt 178 sowie der RAS-Ew. RBF gehen mit einem hohen Flächenbedarf, einem hohen Kosten- und Konstruktionsaufwand sowie einer nur bedingt vorhandenen Regenerationsfähigkeit einher. In Abbildung 2.2 ist der schematische Aufbau eines RBFs dargestellt. (KASTING, 2003)

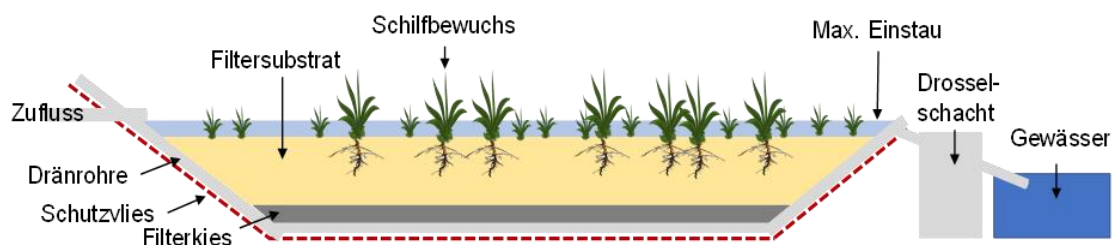


Abbildung 2.2: Schema eines Retentionsbodenfilters (RBF) nach MKULNV (2015)

2.4 Floating Treatment Wetlands

Ein neuer Ansatz für die Behandlung von Autobahnabflüssen besteht im Einsatz von sogenannten Floating Treatment Wetlands (FTWs). FTWs bestehen aus einer floßartigen, schwimmenden und löchrigen bzw. durchlässigen Trägerkonstruktion, auf der tief ins Wasser wurzelnde Wasserpflanzen aufgebracht sind. Die Trägerkonstruktion verhindert das Abtreiben der Pflanzen. Durch den Einsatz der FTWs soll eine Verbesserung der Sedimentationsleistung der Anlagen, auf denen sie aufgebracht werden, bewirkt werden. Zum einen werden mithilfe des Floßes die durch Wind verursachten Turbulenzen im Wasser verringert (HEADLEY und TANNER, 2012). Zum anderen filtriert die Matrix aus dichten Wurzeln und Rhizomen, die sich unter der Trägerkonstruktion im Wasser ausbildet, feine Schwebstoffe aus dem Abwasser (HEADLEY und TANNER, 2012). Mikroorganismen, die sich auf den Wurzeln ansiedeln, geben extrazelluläre polymere Substanzen in die Umgebung ab und bilden so einen dichten schleimigen Biofilm. Stoffe, die in herkömmlichen Absetzbecken nicht entfernt werden können, können im Wurzel-Biofilm-System eingefangen werden und zu größeren, absetzbaren Flocken agglomeriert werden (KARNCHANAWONG und SANJITT, 1995). Der Biofilm ist neben seiner Funktion als physikalischer Filter vor allem aufgrund von Umsatzprozessen für die Reinigung des Abwassers relevant. Als Prozesse sind die Mineralisierung, die Biosorption sowie die Nitrifizierung und Denitrifikation zu nennen. (BORNE et al., 2015; KYAMBADDE et al., 2004; LI et al., 2009; HEADLEY und TANNER, 2012; BEZBARUAH und ZHANG, 2004). Dadurch, dass die Wurzeln bei

FTW frei im Wasser hängen, ist die einzige Nährstoffquelle der Pflanzen das sie umgebende Wasser. Somit müssen sie ihre Nährstoffe direkt aus dem verschmutzten Wasser aufnehmen und es können auch gelöste Metalle aufgenommen werden (KADLEC und WALLACE, 2009; SHAHID et al., 2018; HUBBARD, 2008). Die verschiedenen Reinigungsmechanismen sind in Abbildung 2.3 dargestellt.

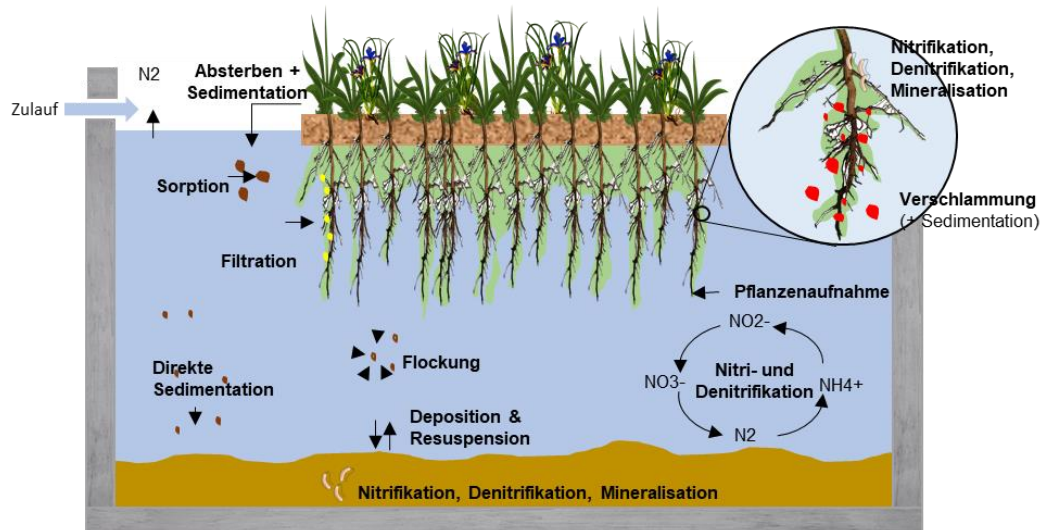


Abbildung 2.3: Reinigungsmechanismen in FTWs nach BORNE et al. (2015), ergänzt durch HEADLEY und TANNER (2012) und SHAHID et al. (2018)

Aufgrund der einfachen Konstruktion und der Eignung für wechselnde Wasserstände können FTWs sowohl auf natürliche Systeme, als auch auf technische Behandlungsanlagen wie Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD) aufgebracht werden (HEADLEY und TANNER, 2012). In den vergangenen Jahren wurde der Einsatz von FTWs verstärkt international erforscht. Die häufigsten Anwendungen stellen dabei die Behandlung von kommunalem Abwasser, eutrophen Gewässern (Flüsse und Seen) und landwirtschaftlichen Abwässern dar. In den letzten Jahren sind auch vermehrt Studien zum Einsatz von FTWs zur Niederschlagswasserbehandlung hinzugekommen, von denen viele erst im Versuchsmaßstab durchgeführt wurden und/oder den Fokus auf die Entwicklung und Untersuchungen der eingesetzten Pflanzen legten. Großtechnische Untersuchungen unter realen Bedingungen sind daher wenig präsent. Insbesondere Untersuchungen zur Eignung von FTWs für die Behandlung von Autobahnabflüssen und den Rückhalt der in Autobahnabflüssen enthaltenen Schadstoffe wie Schwermetalle, MKW, PAK und Salze gibt es wenig.

3 Gewächshausversuche zur Pflanzenauswahl

3.1 Eignung für den Einsatz auf RiStWag-Anlagen

Die erste Phase des Projekts fokussierte die Selektion von geeigneten Helophyten für die Beckenanlagen Köln-Mülheim und Köln-Ost. Die Auswahl wurde auf solche Pflanzen beschränkt, die natürlicherweise in NRW zu finden sind und in stark vernässten oder zeitweise überfluteten Boden wurzeln. Ziel des Experiments war es, denjenigen Helophyt zu selektieren, der die beste Sauerstoffverteilung in den Wurzeln zeigt und am besten die im Abwasser enthaltenen Stoffe tolerieren kann. Die Versuche wurden am Institut für Biologie I der RWTH Aachen University durchgeführt. Für die Versuche wurden selbst gezogene und kommerziell verfügbare Stecklinge verwendet. Die Versuche wurden mit einer Wasserprobe aus der RiStWag-Anlage aus Köln-Mülheim durchgeführt.

Es zeigte sich, dass sich nicht alle Pflanzen für die Verwendung in einer Hydrokultur eignen. *E. palustris* und *C. pendula* wurden aus Stecklingen entnommen und zum Anwachsen in eine Hydrokultur eingebracht. Nach der Anwachsphase zeigte sich, dass diese Arten nicht in der Lage sind, in der gegebenen Umwelt zu überleben. Die Keimlinge der *T. latifolia* wuchsen sehr langsam heran, im Vergleich zu den anderen Pflanzenspezies wurde nur sehr wenig Biomasse aufgebaut. Daher wurde diese Art ebenfalls als ungeeignet für eine Verwendung in einem FTW eingeordnet. Alle anderen getesteten Pflanzenspezies (14 von 17) zeigten ein gutes Wachstum und wurden daher als potenziell geeignet für den Einsatz auf FTWs eingestuft. Gute Ergebnisse zeigten *J. effusus* sowie die *Salix* Arten (*S. alba* und *S. viminalis*).

Hinsichtlich der Toleranz gegenüber Abwasser zeigten alle getesteten Pflanzen, dass sie in der Lage sind, im Versuchswasser zu wachsen. Einige Arten zeigten jedoch Stresssymptome, wie ein verringertes Wachstum oder Entfärbung der Blätter. Die Wurzellänge des Salzansatzes von *J. effusus*, *S. alba*, *S. viminalis*, *L. salicaria* war zwar im Vergleich zum Kontrollansatz reduziert, über die Zeit glichen sich die Werte der Kontrollpflanze und die des RiStWag-Wassers an. Andere Arten hingegen zeigten ein verbessertes Wachstum. Für *I. pseudacorus* zeigte sich unerwartet eine sehr deutliche Erhöhung des Längenwachstums der Wurzeln. Im Längenwachstum des Sprosses zeigte sich hingegen keine Auswirkung des Abwassers. Neben den oben genannten Pflanzenarten wurden auch Stecklinge von *E. scirpoides*, *S. angustifolium*, *C. palustris*, *M. aquatica* getestet. Diese Pflanzenarten waren alle fähig auf dem RiStWag-Wasser zu wachsen, was auch durch den Einsatz der Pflanzen auf der großtechnischen Anlage (FTW) bestätigt wurde (siehe Kapitel 4.1). Die Toleranz der Pflanzen gegenüber erhöhter Metallpräsenz (oxidativer Stress) wurde am Beispiel Kupfer an *S. angustifolium*, *J. effusus* und *I. pseudacorus* getestet. Nach einer Kupferbehandlung von 20 mg/l wurde nur eine verminderte Photosynthese-Kapazität registriert, die Pflanzen erfuhren demnach einen oxidativen Stress. Anschließend wurden *J. effusus* und *I. pseudacorus*

zehnmal höheren Kupferkonzentrationen ausgesetzt. Während *J. effusus* dem Stress standhielt, brach die *Iris*-Kultur vollständig zusammen. *I. pseudacorus* reagiert demnach empfindlich auf hohe Kupfergehalte (vgl. Abbildung 3.1).



Abbildung 3.1: Kupferexperimente mit drei Helophyten.
Links: *S. angustifolium*; Mitte: *J. effusus*; rechts: *I. pseudacorus*

Da das Abwasser in den RiStWag-Anlagen über die Wintermonate zusätzlich mit Streusalz belastet ist, wurde die Toleranz der selektierten Pflanzenspezies gegenüber Salzstress beurteilt (50 mM NaCl, entspricht 2,7 g/l). Hohe Salzkonzentrationen vermindern oder unterbinden die Wasseraufnahme der Pflanze. Für die Stecklinge von *L. salicaria* wurde ein Trend zur Reduktion des Längenwachstums in den Wurzeln unter Salzstress sichtbar. Im Spross gab es keinen signifikanten Unterschied im Wachstum. Daraus lässt sich folgern, dass *L. salicaria* salztolerant reagiert. Das Salzwasser zeigte auch keinen Effekt auf *J. effusus*. Weder im Spross noch in den Wurzeln gibt es einen signifikanten Unterschied. Somit erwies sich *J. effusus* als salztoleranter Helophyt. Wie auch für *L. salicaria*, zeigte sich für *I. pseudacorus* in den Messungen zum Längenwachstum unter Salzstress ein Trend zur Reduktion. In beiden Ansätzen war ein kontinuierliches Anwachsen sichtbar, wobei sich die Wurzellängen im Salzansatz an die der Kontrolle anglichen. Allerdings war im Salzansatz ein Abbrechen der Wurzeln sichtbar. Im Sprosswachstum war in den letzten drei Messungen eine signifikante Reduktion im Längenwachstum erkennbar. *I. pseudacorus* reagiert demnach empfindlich auf anhaltenden Salzstress. Im Gegensatz zur Kontrolle zeigte sich im Salzansatz von *S. alba* und *S. viminalis* (Weiden) kein weiteres Wachstum im Spross, die Blätter fingen an zu verwelken und fielen schließlich ab. In den Wurzeln zeigte sich eine Schwarzfärbung und ein Abbrechen der Wurzeln. Da der erhöhte Salzgehalt in den RiStWag-Anlagen nur während der Winter-Ruhe-Phase der Pflanzen auftritt, wurde erprobt, ob die erhöhten Salzkonzentrationen während dieser Phase von den beiden Spezies toleriert werden. Steckhölzer von *S. alba* und *S. viminalis* wurden den Winter über in Wasser, versetzt mit 50mM NaCl, belassen und das Austreiben nach dieser Stressphase beurteilt. Nach der Winterruhe zeigte sich erneut ein gutes Wachstum im Spross und in den Wurzeln. Es kann geschlussfolgert werden, dass die Stecklinge resistent gegenüber einer Belastung mit Salzwasser während ihrer Winterruhe sind. Da die erhöhten Salzgehalte in Straßenabflüssen üblicherweise nur während der Winterzeit vorliegen, der Zeit, in der die Pflanzen nicht aktiv

wachsen und daher kein Wasser aufnehmen, ergibt sich kein Problem für den Einsatz auf den RiStWag-Anlagen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Eignung der Pflanzen für den Einsatz unter den spezifischen Bedingungen der RiStWag-Anlagen sind in Tabelle 3.1 zusammengefasst.

Tabelle 3.1: Ergebnisse der Gewächshausversuche verschiedener Pflanzenspezies hinsichtlich ihrer Fähigkeit zum Wachstum in einer Hydrokultur sowie ihrer Toleranz gegenüber mit Schadstoffen und Salen belastetem Abwasser

Spezies	Bezeichnung	Eignung Hydrokultur	Abwasser-toleranz	Salztoleranz
<i>Juncus effusus</i>	Flatter-Binse	+	+	+
<i>Salix alba</i>	Silber-Weide	+	+	..**
<i>Salix viminalis</i>	Korbweide	+	+	..**
<i>Iris pseudacorus</i>	Sumpf-Schwertlilie	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>	Blutweiderich	+	+	+
<i>Eleocharis palustris</i>	Sumpfbirse	-		
<i>Carex pendula</i>	Hänge-Segge	-	+*	+*
<i>Valeriana officinalis</i>	Großer Baldrian	+	+/-	
<i>Parnassia palustris</i>	Sumpf-Herzblatt	-		
<i>Typha latifolia</i>	Rohrkolben	+		
<i>Cyperus alternifolius</i>	Zypergräser	+	+*	
<i>Equisetum scirpoides</i>	Schachtelhalme	+	+	+*
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Binsenlilie	+	+	+*
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pfennigkraut	+	+	
<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume	+	+	+*
<i>Scirpus lacustris</i>	Simse	+		
<i>Mentha aquatica</i>	Wasserrminze	+	+	+*

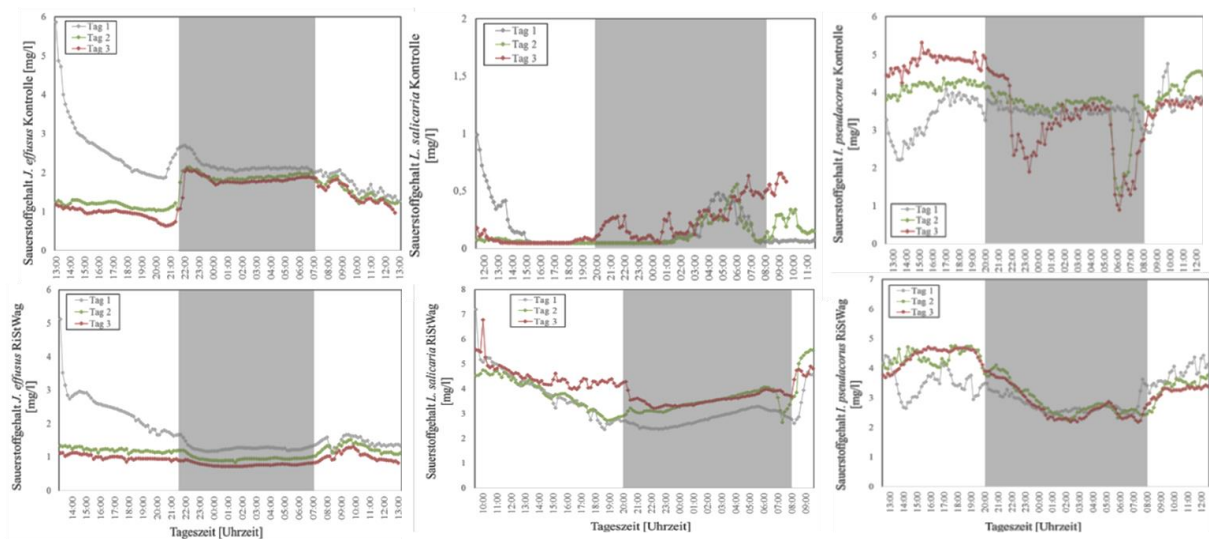
* basierend auf direktem Test in RiStWag-Anlagen

** basierend auf Steckhölzern im Salzwasser während der Winterruhe

3.2 Sauerstoffdiffusion der Pflanzen

Die Sauerstoffabgabe der Pflanzen in den Wurzeln wurde genauer untersucht. Helophyten sind für ihre Fähigkeit bekannt, Sauerstoff zu ihren untergetauchten Wurzeln zu transportieren (HEADLEY UND TANNER, 2012). Es sollte festgestellt werden, in wie weit die ausgewählten Pflanzenspezies hierzu geeignet sind und ob das RiStWag-Wasser dies beeinflusst. Der Sauerstoff, der an den Wurzeln der Pflanzen diffundiert, unterstützt das Wachstum von Bakterien. In den Versuchen konnte nur eine Momentaufnahme des Sauerstoffgehalts gemessen werden, nicht aber, wie viel Sauerstoff diese Bakterien im Biofilm verbrauchen. Die Sauerstoffsättigung des Wassers wurde in Hydrokulturen an drei aufeinanderfolgenden Tagen gemessen. Im ersten Ansatz befand sich Leitungswasser (Kontrolle), im zweiten wurden Hydrokulturen mit RiStWag-Wasser verwendet. Um zu überprüfen, ob die Pflanzen für die Schwankungen im Sauerstoffgehalt verantwortlich sind, wird für jede Messung eine Kontrolle mit 24 h Licht durchgeführt. Die drei getesteten Spezies zeigen ein unterschiedliches Sauerstoffdiffusionsmuster. Darüber hinaus reagieren alle drei Arten unterschiedlich auf das RiStWag-Wasser. Da einige nachts und andere tagsüber höhere Sauerstoffdiffusionsraten

aufweisen, kann eine Mischung von Pflanzen eine kontinuierlich hohe Sauerstoffversorgung der Bakterien im Biofilm fördern. Die Ergebnisse der Versuche mit *J. effusus*, *L. salicaria* und *I. pseudacorus* sind in Abbildung 3.2 dargestellt.



A) Sauerstoffgehalt in der Kontrolle (links: *J. effusus*; mitte: *L. salicaria*; rechts: *I. pseudacorus*)
 B) Sauerstoffgehalt im RiStWag-Wasser (links: *J. effusus*; mitte: *L. salicaria*; rechts: *I. pseudacorus*)

Abbildung 3.2: Sauerstoffabgabe durch *J. effusus*, *L. salicaria* und *I. pseudacorus*

3.3 Biofilmanalysen

Die Zusammensetzung und Diversität des sich auf den Wurzeln ausbildenden Biofilms wurden mittels Nukleinsäure-Tests (16S Mikrobiome-Profilierung) analysiert. Diese Tests erlauben die Identifizierung und Klassifizierung der Mikroorganismen des Biofilms. Die erhaltenen Informationen sollten zur Klärung der Frage beitragen, in welchem Ausmaß die verschiedenen Biofilme die Sedimentation von AFS₆₃, Schwermetallen, PAK und MKW fördern. Die Bakterien an den Wurzeln der verschiedenen im Gewächshaus gezüchteten Pflanzen wurden zudem durch Waschen der Wurzeln in Extraktionspuffer isoliert. Anschließend wurde die Bakterien-suspension auf Medium ausplattiert. Einzelne Kolonien wurden vermehrt und ihre genomische DNA isoliert, um die 16S-RNA-Sequenz zu bestimmen. Zur Identifizierung der Bakterienarten wurde eine BLAST-Analyse durchgeführt. Um die Entstehung eines Biofilms nachzuweisen, kann dieser an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies angefärbt und sichtbar gemacht werden. (Abbildung 3.3).

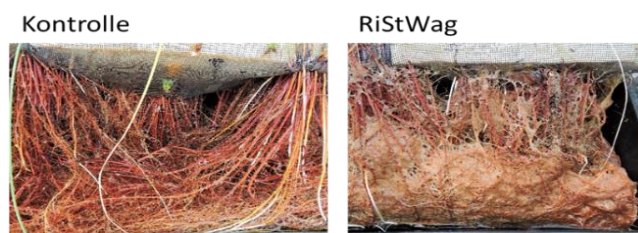


Abbildung 3.3: Biofilmbildung auf den Wurzeln von *J. effusus* nach 34 Wochen in der Hydrokultur

Tabelle 3.2 zeigt die Ergebnisse der BLAST-Analyse zur Bestimmung der Bakterienart an den Wurzeln der Pflanzen. Es konnte eine Vielzahl verschiedener Bakterienspezies identifiziert werden. Die vielversprechendsten identifizierten Arten waren *Pseudomonas spec.* und *Bacillus subtilis*, da diese Arten in der Lage sind, einen Biofilm auszubilden. Zusätzlich ließen sich die Arten *Enterobacteria* und *Novosphingobium spec.* finden. Diese Mikroorganismen haben die Fähigkeit, aromatische Verbindungen wie PAK zu spalten.

Tabelle 3.2: Identifizierte Mikroorganismen an den Wurzeln der verschiedenen Pflanzenspezies

Pflanzenspezies	Mikroorganismen
<i>Juncus effusus</i>	<i>Pseudomonas spec.</i>
	<i>Staphylococcus spec</i>
	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>
	<i>Sporisorium scitamineum</i>
	<i>Rahnella aquatilis</i>
	<i>Ferrimonas balearica</i>
	<i>Streptomyces pactum</i>
	<i>Leishmania donovani</i>
	<i>Saccharomycopsis fibuligera</i>
<i>Juncus effusus</i> (RiStWag)	<i>Staphylococcus spec.</i>
<i>Salix alba</i> , <i>Salix viminalis</i>	<i>Bacillus subtilis</i>
	<i>Staphylococcus hominis</i>
	<i>Staphylococcus epidermidis</i>
	<i>Staphylococcus aureus</i>
	<i>Staphylococcus caprae</i>
	<i>Staphylococcus conhii</i>
	<i>Paracoccus denitrificans</i>
	<i>Novosphingobium spec.</i>
	<i>Brevibacillus spec.</i>
	<i>Acetobacterium spec.</i>
	<i>Enterobacteria</i>
	<i>Lactococcus lactis</i>
	<i>Macrococcus caseolyticus</i>
	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>
	<i>Acetobacterium</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Novosphingobium spec.</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Novosphingobium spec.</i>

4 Untersuchungen an großtechnischen Anlagen

Untersucht wurden zwei RiStWag-Anlagen an der Bundesautobahn A3. Während das Einzugsgebiet der Anlage in Köln-Ost (OST) größtenteils über Straßeneinläufe entwässert wird, werden im Einzugsgebiet der Anlage Köln-Mülheim (MH) drainierte Mulden verwendet. Beide Anlagen befinden sich in direkter Nähe einer bestehenden Trinkwassergewinnungsanlage, sodass sie als Absetzbecken mit Leichtstoffrückhalt konzipiert wurden (RiStWag-Anlagen). Beide Anlagen verfügen über nachgeschaltete RBF. Für die Untersuchungen wurde jeweils eine der beiden identischen Kammern der RiStWag-Abscheider mit einem FTW ausgestattet, die andere Kammer diente als Referenz. Basierend auf den Experimenten im Gewächshaus wurde der Bewuchs der beiden FTWs ausgewählt. Insgesamt wurde durch die FTWs ca. ein Drittel der Wasseroberfläche der Kammern bedeckt. In MH wurden einsatzbereite Flöße, die mit *I. pseudacorus*, *L. salicaria*, *C. pendula*, *E. scirpoides*, *S. angustifolium*, *S. lacustris* bepflanzt waren, eingesetzt. In OST wurde ein selbst konstruiertes, nur mit *J. effusus* und *Salix* bepflanztes Floß eingesetzt. Die Lage sowie Fotos der Becken am Einbautag der FTWs sind in Abbildung 4.1 zu sehen.

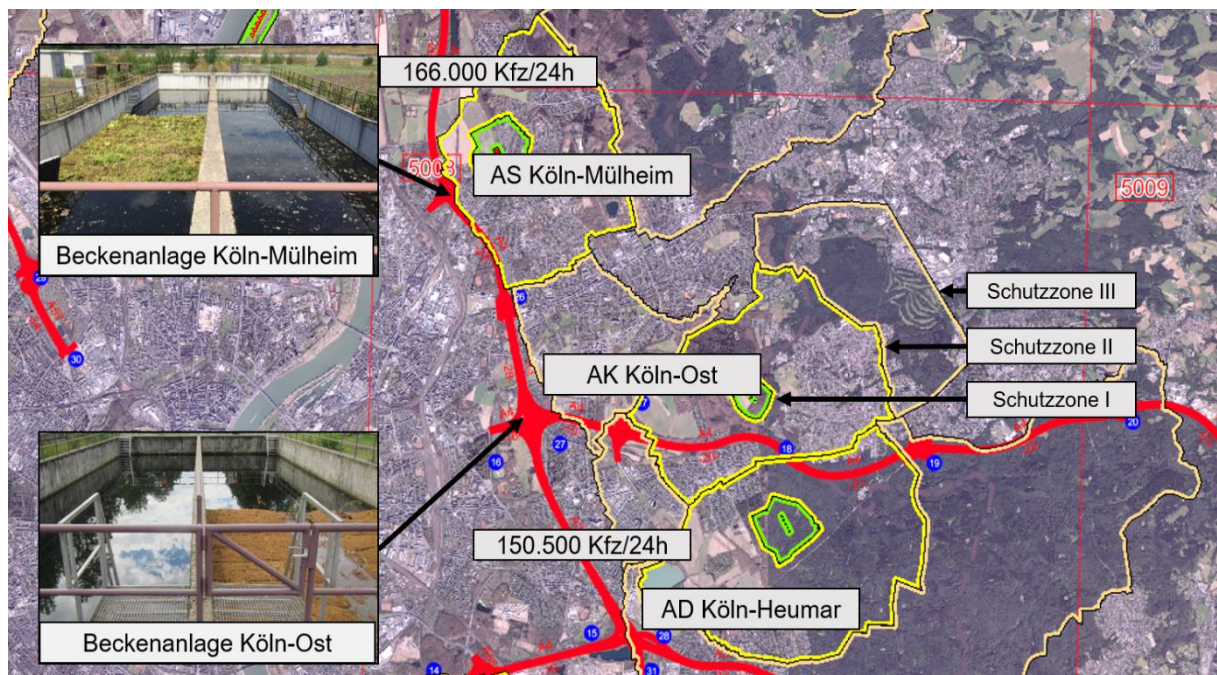


Abbildung 4.1: Lage der Versuchsanlagen Köln-Mülheim und Köln-Ost im Luftbild (Darstellung Landesbetrieb Straßenbau NRW, 2019; Beschriftung und Fotos ergänzt) und Bilder der Anlagen nach fertiggestelltem Einbau der FTWs

4.1 Wachstumsmonitoring und Wurzeluntersuchungen

Das Pflanzenwachstum auf den FTWs wurde fotografisch dokumentiert (vgl. Abbildung 4.2).



Abbildung 4.2: Pflanzenwachstum auf dem FTW in der RiStWag-Anlage Köln-Mülheim in der Zeit von März bis November 2019

Zusätzlich wurden nach dem Zufallsprinzip Pflanzen aus den FTW in MH entfernt, um ihre Spross- und Wurzellänge zu drei Zeitpunkten im Jahr 2018 zu messen. Die Länge des Sprosses variiert stark über das Jahr, mit der kürzesten Länge im Februar und der längsten Länge im Juni. Abbildung 4.2 zeigt das Pflanzenwachstum auf dem FTW in MH im Jahresverlauf. Die Länge der Wurzeln variiert weniger, aber auch hier sind die Wurzeln in den Wintermonaten am kürzesten (vgl. Abbildung 4.3).

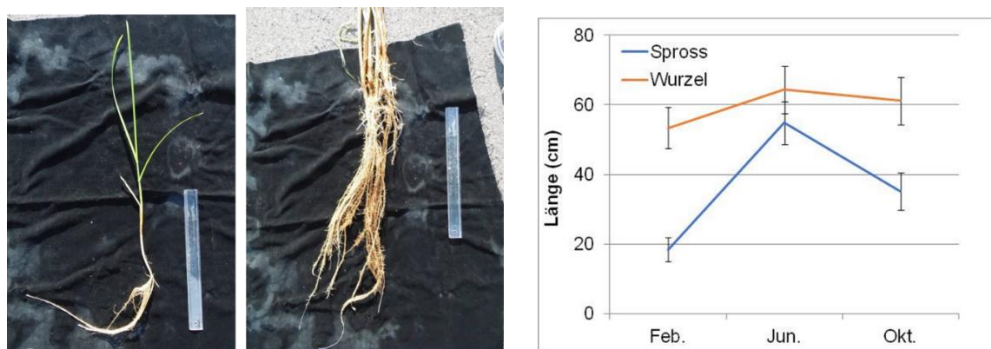


Abbildung 4.3: Wachstum des Sprosses und der Wurzeln im FTW in Köln-Mülheim

Um zu verstehen, ob sich die FTWs auf den Sauerstoffgehalt in den Becken auswirken, wurde der Sauerstoffgehalt in den Becken regelmäßig gemessen. Bei allen Messungen konnte festgestellt werden, dass der Sauerstoffgehalt im Referenzbecken höher war als im Becken mit FTW. Darüber hinaus wies das Wasser in OST im Vergleich zu MH eine geringere Sauerstoffkonzentration auf. Die geringere Sauerstoffkonzentration in der FTW-Kammer könnte auf eine erhöhte bakterielle Aktivität zurückzuführen sein, die Sauerstoff verbraucht. An Regentagen war die Sauerstoffkonzentration maximal und unterschied sich nicht zwischen den Referenz- und den FTW-Kammern.

Über den Versuchszeitraum hatte sich in beiden Anlagen ein dichtes Wurzelgeflecht gebildet, das ca. 60 cm in OST und etwas länger, aber maximal 80 cm, in MH lang war. Abbildung 4.4

links zeigt das mittig unterhalb des Floßes in MH entstandene Wurzelwerk, während rechts das Wurzelwerk des Floßes in OST zu sehen ist.



Abbildung 4.4: Gebildetes Wurzelgeflecht unterhalb der Flöße (links: MH; rechts: OST)

Eine Analyse des auf den Wurzeln angesiedelten Biofilms der RiStWag-Pflanzen sollte letztendlich Aufschlüsse über die Art der ansässigen Bakterien sowie deren Potenzial zur Nährstoff-/Schadstoffentfernung bieten. Die an den Wurzeln von Pflanzen aus dem FTW gezüchteten Bakterien wurden isoliert und kultiviert. Zwischen den Pflanzen in MH und OST wurden unterschiedliche Bakterien beobachtet, was jedoch auch auf die geringe Anzahl der isolierten Bakterien zurückzuführen ist. Unter den Bakterien wurden *Rahnella sp.*, *Bacillus subtilis*, *Ralstonia pickettii* und *Bacillus atrophaeus* identifiziert.

4.2 Sedimentbeprobung

Das Wachstum von Pflanzen auf den RiStWag-Anlagen kann zu einer unerwünschten Sedimentansammlung führen. Zu dieser kommt es, wenn Pflanzengewebe absterben und auf den Boden des Beckens sinken. Bei ausreichendem Sauerstoffgehalt wird das Material schnell abgebaut und sammelt sich nicht an. Bei geringen Sauerstoffgehalten kann es jedoch zu einer Akkumulation von Organik im Sediment kommen. Anhand von C:H:N-Elementaranalysen wurde die Menge des im Sediment vorhandenen organischen Materials getestet. Für die Ermittlung des Gehalts an organischer Substanz in den Sedimentproben wurde weiterhin der Glühverlust der Proben bestimmt. Es wurden drei Sedimentproben analysiert, die im Frühsommer 2019 in MH und OST gesammelt wurden. Die Analysen ergaben keinen Unterschied zwischen den C-, H- und N-Gehalten in beiden Becken. Insbesondere Kohlenstoff wird hauptsächlich zum Aufbau von Pflanzenzellwänden verwendet. Da kein Anstieg von C beobachtet wurde, deutet dies darauf hin, dass sich organisches Material aus den FTW nicht im Sediment ansammelt. In OST wurde außerdem kein Unterschied zwischen Referenz- und FTW-Becken beobachtet. Auch die Bestimmung des Glühverlusts ergab keinen Anstieg der Menge an organischem Material im Sediment. Weder in MH noch in OST wurde ein Unterschied zwischen Referenz- und FTW-Kammern festgestellt.

4.3 Beprobung der Zu- und Abläufe bei Niederschlagsereignissen

Für die Versuche wurden an beiden Anlagen Probenahmestellen eingerichtet (fünf in MH und drei in OST). Die Proben wurden mit den jeweiligen durch die DIN festgesetzten Verfahren im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) der RWTH Aachen University auf der Kläranlage Aachen-Soers auf insgesamt 43 Parameter analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst. Die farblichen Markierungen der Felder weisen auf eine Einhaltung (grün) bzw. Überschreitung (rot) der in der GrwV bzw. OGewV genannten Gütekriterien der entsprechenden Schadstoffe hin.

Tabelle 4.1: Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen an den verschiedenen Probenahmestellen (Median) sowie Vergleich mit den Orientierungswerten der OGewV bzw. Schwellenwerten der GrwV.

Parameter	Einheit	OGewV	GrwV	Straße	Köln-Ost			Straße	Köln-Mülheim		
					Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF		Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF
AFS ₆₃	[mg/l]	-	-	FTW	300	6,3	-	FTW	11	3,4	-
				REF		5,3	-	REF		6,7	2,9*
AFS	[mg/l]	-	-	FTW	670	12	-	FTW	15	7	-
				REF		11	-	REF		10	6*
TR	[g/kg]	-	-	FTW	1	0,2*	-	FTW	0,2	0,5	-
				REF		0,4	-	REF		0,3	0,4
GV	[%]	-	-	FTW	37	41	-	FTW	48,9	21,2	-
				REF		30	-	REF		35,9	34,4
Chlorid	[mg/l]	50	250	FTW	108	120	-	FTW	42	190	-
				REF		175	-	REF		170	190
Sulfat	[mg/l]	25	250	FTW	7,9	7	-	FTW	13	11	-
				REF		7,1	-	REF		11	13,5
Leitfähigkeit	[µS/cm]	-	-	FTW	509	516	-	FTW	280	808	-
				REF		725	-	REF		700	791
NH ₄ -N	[mg/l]	0,04	0,39**	FTW	1,4	0,6	-	FTW	0,4	0,3	-
				REF		0,8	-	REF		0,4	< 0,1*
NO ₂ -N	[mg/l]	10	0,15**	FTW	0,09	0,08*	-	FTW	0,12	0,06*	-
				REF		0,12	-	REF		0,08	0,03*
NO ₃ -N	[mg/l]	11,3**	11,3**	FTW	0,5	0,8	-	FTW	2,1	1,2	-
				REF		0,9	-	REF		1,4	2,4
TNb	[mg/l]	-	-	FTW	7,8	2	-	FTW	3,5	2,3*	-
				REF		2,4	-	REF		2,8	2,6
Gesamt-PO ₄ -P	[mg/l]	-	-	FTW	0,65	< 0,13	-	FTW	0,16	< 0,13	-
				REF		< 0,13	-	REF		< 0,13	< 0,13
Cd	[µg/l]	0,45	0,5	FTW	< 2,5	< 2,5	-	FTW	< 2,5	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		< 2,5	< 2,5
Cr	[µg/l]	-	-	FTW	132	< 2,5	-	FTW	5,0	< 2,5*	-
				REF		4	-	REF		2,73	< 2,5*
Cu	[µg/l]	-	-	FTW	737	27	-	FTW	54	22	-
				REF		21	-	REF		24	17*
Ni	[µg/l]	34	-	FTW	50	< 2,5	-	FTW	3,1	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		2,6	< 2,5*
Pb	[µg/l]	14	10	FTW	133	< 2,5	-	FTW	< 2,5	< 2,5	-
				REF		< 2,5	-	REF		< 2,5	< 2,5
Zn	[µg/l]	-	-	FTW	2090	96	-	FTW	144	55	-
				REF		82	-	REF		62	11*
Ca	[mg/l]	-	-	FTW	36	19	-	FTW	18,9	17,8	-
				REF		18	-	REF		19,8	24,9

Parameter	Einheit	OGewV	GrwV	Straße	Köln-Ost			Straße	Köln-Mülheim		
					Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF		Zulauf	Ablauf Becken	Ablauf RBF
Mg	[mg/l]	-	-	FTW	8,4	1,4	-	FTW	1,6	1,3	-
				REF		1,2	-	REF		1,5	1,6
Na	[mg/l]	-	-	FTW	88	81	-	FTW	37	124	-
				REF		114	-	REF		106	120
Fe	[mg/l]	-	-	FTW	34,9	1,1	-	FTW	1,5	0,4	-
				REF		1,1	-	REF		0,9	0,2*
Naphthalin	[µg/l]	130	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Acenaphthylen	[µg/l]	-	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Acenaphthen	[µg/l]	-	-	FTW	0,02	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Fluoren	[µg/l]	-	-	FTW	0,04	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Phenanthren	[µg/l]	-	-	FTW	0,12	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	0,02	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Fluoranthren	[µg/l]	-	-	FTW	0,23	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Pyren	[µg/l]	-	-	FTW	0,25	< 0,01	-	FTW	0,02	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Benz(a)-anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	0,04	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Chrysen	[µg/l]	-	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Benzo(b)-fluoranthren	[µg/l]	0,017	-	FTW	0,08	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Benzo(k)-fluoranthren	[µg/l]	0,017	-	FTW	0,03	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pyren	[µg/l]	0,27	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	[µg/l]	-	-	FTW	0,03	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Dibenz(a,h)-anthracen	[µg/l]	-	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01
Benzo(g,h,i)-perylene	[µg/l]	0,0082	-	FTW	0,05	< 0,01	-	FTW	< 0,01	< 0,01	-
				REF		< 0,01	-	REF		< 0,01	< 0,01

Grün hinterlegte Felder: Werte der OGewV bzw. GrwV eingehalten;

Rot hinterlegte Felder: Werte der OGewV bzw. GrwV überschritten;

Grau hinterlegte Felder: Bewertung aufgrund Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht möglich

*statistisch signifikant niedrigere Konzentrationen im Vergleich zur Referenzkammer (nur Behandlung durch RiStWag-Anlage)

**Umrechnung Schwellenwerte NH₄, NO₂ und NO₃ in NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N

4.3.1 Anlagenzuläufe

Die Anlage in MH weist deutlich niedrigere Zulaufkonzentrationen auf als die Anlage in OST. Das Niederschlagswasser, welches der Anlage in MH zuläuft, ist für die Herkunft einer Fläche der Kategorie III gering belastet. Da beide Versuchsanlagen in direkter Nähe zueinander liegen und Autobahnabschnitte mit vergleichbarer DTV entwässern, wird der Grund in den unterschiedlichen Entwässerungssystemen in den Einzugsgebieten der Anlagen vermutet. In MH erfolgt die Entwässerung im gesamten Einzugsgebiet über ein vollständig dräniertes

Mulden-Rigolen-System, wodurch ein erster Stoffrückhalt erzielt wird und Stofffrachten umfangreich zurückgehalten werden. In OST wird das Einzugsgebiet hingegen größtenteils über befestigte Rinnen entwässert. Eine Vorbehandlung der Autobahnabflüsse durch eine Teilversickerung mithilfe von Mulden-Rigolen-Systemen kann daher eine effektive Maßnahme darstellen, um Stoffkonzentrationen bereits vor der zentralen Behandlung zu reduzieren.

Die Konzentrationsverläufe der Salze im Zulauf beider Anlagen sind durch extreme Spannbreiten gekennzeichnet, was vor allem auf das Aufbringen von Auftausalzen im Winter zurückzuführen ist. Die Zulaufkonzentrationen für Chlorid schwanken in OST zwischen 18 und 2.300 mg/l und in MH zwischen 3,1 und 5.800 mg/l. Somit kann es saisonal zu einer starken Belastung kommen. Die Betrachtung der Leitfähigkeit, die stark durch das Vorhandensein der beiden Salze beeinflusst wird, zeigt diesen Jahresverlauf sehr deutlich (siehe Abbildung 4.5).

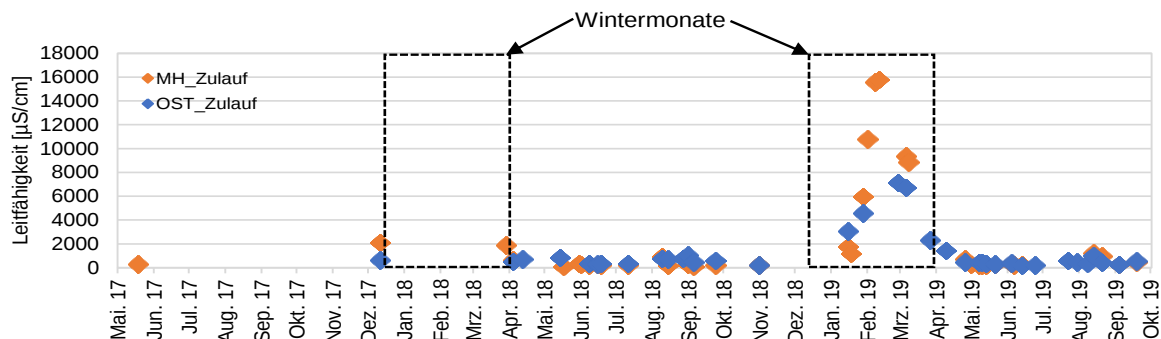


Abbildung 4.5: Leitfähigkeit im Zulauf in MH und OST über den Versuchszeitraum

Zudem wurde der in der Literatur kontrovers diskutierte Einfluss der vorausgegangenen Trockenzeit auf die Höhe der Zulaufkonzentration untersucht. Die statistische Analyse lässt keine Rückschlüsse auf einen Zusammenhang zwischen vorausgegangener Trockenzeit und Stoffkonzentrationen im Zulauf der Versuchsanlagen zu. Gründe könnten auf Verwehungen oder eine Entfernung von Ablagerungen im Autobahnbereich durch die Straßenreinigung sein. Auch Niederschlagsseigenschaften wie die Niederschlagsdauer, die Niederschlagshöhe sowie die mittlere Niederschlagsintensität wurden hinsichtlich ihres Einflusses auf die Stoffkonzentrationen im Zulauf der Anlagen betrachtet. Tabelle 4.2 bietet eine Zusammenfassung der Ergebnisse der statistischen Analyse zur Bestimmung von Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration.

Tabelle 4.2: Einflussfaktoren auf die Zulaufkonzentration in MH und OST. Dargestellt sind Parameter, für die starke Korrelationen ($R_{sp} > 0,5$) im gesetzten Signifikanzniveau ($p < 0,05$) ermittelt wurden.

Einflussfaktor	MH	OST
Transport mit AFS ₆₃	Cr, Pb, Zn, Fe, 9/16 PAK	Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Mg, Fe, MKW
Trockenzeit	-	-
Niederschlagsdauer	Mg	-
Niederschlagshöhe	-	Cr, Cu, Pb
Niederschlagsintensität	Ca, Mg	-

4.3.2 Reinigungsleistung

Feststoffe

Ein besonders Fokus für die Beurteilung der Eignung von FTWs zur Niederschlags- und Autobahnabflussbehandlung gilt dem Parameter AFS_{63} . Die Feststoffkonzentration im Anlagenzulauf sind stark abhängig von Entwässerungssystem im Einzugsgebiet. Die Mulden-Rigolen-Systeme in MH führen zu einem umfassenden Feststoffrückhalt ($c_{zu} < 50 \text{ mg/l}$), in OST (befestigte Rinnen) werden im Mittel Zulaufkonzentrationen von 300 mg/l gefunden. Durch die bestehende RiStWag-Anlage werden Feststoffe bereits zum Großteil zurückgehalten. Für AFS_{63} werden die Ablaufkonzentrationen unabhängig von der Zulaufbelastung in beiden Anlagen unter 10 mg/l gesenkt. Beide Anlagen weisen im Ablauf der RiStWag-Anlage sehr geringe AFS_{63} Konzentrationen auf. Hieraus lässt sich schließen, dass eine Verbesserung durch FTW bzw. RBF nur in geringem Maße stattfinden kann bzw. erforderlich ist. Dennoch werden in der FTW-Kammer in MH im Vergleich zur Referenzkammer 22 % (AFS_{63}) niedrigere Ablaufkonzentrationen (ereignisbezogene relative Veränderung) erreicht. Der RBF ist wiederum wirkungsvoller als das FTW (42% niedrigere Ablaufkonzentrationen).

Salze

Die im Winterdienst eingesetzten Auftausalze führen zu erhöhten Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen der Anlagen in den Wintermonaten (NaCl). Die Reinigungsleistung der RiStWag-Anlage hinsichtlich der Salze ist begrenzt. Insbesondere in den Wintermonaten kommt es zu hohen Ablaufkonzentrationen (vgl. Tabelle 4.1). Für Chloride weisen die Abläufe in beiden Anlagen außerdem auch außerhalb der Wintermonate höhere Medianwerte als die Zuläufe auf. Dies könnte auf den Einfluss der durch die Chloride bedingte Dichteschichtbildung in den Becken zurückzuführen sein. Diese beeinflusst maßgeblich die Speicherung von Chloriden im Becken und führt zu einem verzögerten Chlorid-Austrag bis weit nach Ende der Streuperiode (BRAUN et al. 2019). Sowohl die FTWs als auch der RBF führen nur zu einer geringen Verbesserung der Reinigungsleistung. Ungenauigkeiten bzw. Probleme bei der Probenahme sind nicht auszuschließen, sodass der Einsatz eines Feststoffsammlers für die Zukunft in Erwägung gezogen werden sollte. Für die Salze werden im Mittel sowohl in den Abläufen der Kammern, als auch im Ablauf der RBF Konzentrationen erreicht, die nach der Grundwasserverordnung ($< 250 \text{ mg/l}$) als unbedenklich eingestuft werden. In den Wintermonaten werden diese Richtwerte jedoch häufig überschritten.

Nährstoffe

Die Nährstoffbelastung von Autobahnabflüssen ist gering, in MH weist bereits der Zulauf der Anlage Konzentrationen für $NH_4\text{-N}$, $NO_3\text{-N}$ und $NO_2\text{-N}$ auf, die nach der GrwV als unbedenklich eingestuft werden können (vgl. Tabelle 4.1). Die Nährstoffkonzentration im Anlagenzulauf sind dabei stark abhängig vom Entwässerungssystem im Einzugsgebiet (Nitrifikation bei der

Muldenversickerung). In den RiStWag-Anlagen kommt es nur zu einem geringen Nährstoffrückhalt. Durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse am FTW kommt es zu einer geringen Verbesserung. Für $\text{NH}_4\text{-N}$ können jedoch bei hohen Zulaufkonzentrationen die Ablaufkonzentrationen weder durch die RiStWag-Anlage, noch durch das zusätzlich aufgebrachte FTW unter die erforderlichen $0,5 \text{ mg/l}$ gesenkt werden. Der RBF führt zu einer deutlich erhöhten Nitrifikationsleistung ($C_{\text{ab},\text{NH}_4\text{-N}} < 0,1 \text{ mg/l}$), aber auch zu erhöhten $\text{NO}_3\text{-Ablauf}$ -werten. Diese liegen jedoch mit $2,4 \text{ mg/l}$ weit unter dem Orientierungswert von 50 mg/l (GrwV). Für Gesamt- $\text{PO}_4\text{-P}$ können die Zulaufkonzentrationen von $0,65 \text{ mg/l}$ (OST) und $0,16 \text{ mg/l}$ (MH) bereits durch die RiStWag-Anlagen unter die Bestimmungsgrenze (BG) von $0,13 \text{ mg/l}$ gesenkt werden. Eine Beurteilung eines weiteren Rückhalts durch FTW und RBF ist daher nicht möglich.

Metalle

Schwermetalle werden durch Adsorption an AFS_{63} oder in gelöster Form zum Zulauf der Anlagen transportiert. Demnach kommt es in MH auch bei den Metallen zu niedrigeren Zulaufkonzentrationen als in OST (z.B. $133 \text{ } \mu\text{g/l}$ in OST und $< 2,5 \text{ } \mu\text{g/l}$ in MH für Blei). Bedingt durch die Adsorption an AFS_{63} erfolgt in der RiStWag-Anlage in OST ein weitestgehender Schwermetallrückhalt. Eine Bewertung des Cadmiumrückhalts ist aufgrund der BG ($< 2,5 \text{ } \mu\text{g/l}$) nicht möglich. Für alle Metalle werden die teils hohen Zulaufwerte in der RiStWag-Anlage erheblich reduziert (vgl. Tabelle 4.1). Das FTW führt in OST zu keiner deutlichen Veränderung der Ablaufkonzentrationen, in MH kommt es für alle Schwermetalle zu einem weiteren Rückhalt. Der RBF ist wirkungsvoller als das FTW. Saure Milieubedingungen und hohe Salzgehalte beeinträchtigen in geringem Ausmaß negativ den Schwermetallrückhalt.

Mineralölkohlenwasserstoffe

Die Zulaufkonzentrationen der MKW liegen in MH im Mittel unterhalb der BG ($< 0,01 \text{ mg/l}$), in OST bei $0,51 \text{ mg/l}$. In der RiStWag-Anlage findet ein guter MKW-Rückhalt statt, sodass es zu geringen Ablaufkonzentrationen unterhalb der BG ($< 0,01 \text{ mg/l}$) kommt. Daher ist kein weiterer Rückhalt durch FTW oder RBF nachweisbar. Eine mögliche Verbesserung der Reinigungsleistung durch das FTW wird jedoch durch die physische Barriere des Floßes sowie den bakteriellen Umsatz im Wurzelgeflecht vermutet (REHMAN et al. 2019, AFZAL et al. 2014, GESSNER et al. 2005, BEDESSEM et al. 2007, EFFENDI et al. 2017).

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

In MH liegen die Zulaufkonzentrationen der PAK unterhalb der BG ($< 0,01 \text{ } \mu\text{g/l}$). In OST liegen Zulaufkonzentrationen von bis zu $0,25 \text{ } \mu\text{g/l}$ vor. Für die PAK Naphthalin, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren und Benzo(g,h,i)perylen sind nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie als prioritär bzw. prioritär gefährliche Stoffe ausgewiesen. Für die Einleitung in Oberflächengewässer liegen daher Umweltqualitätsnormen (UQNs) vor. Die

Werte werden in MH bereits im Zulauf der Anlage eingehalten, in OST liegen die Zulaufkonzentrationen für Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren und Benzo(g,h,i)perylen oberhalb dieser Richtwerte. Die RiStWag-Anlage hält PAK bereits weitestgehend zurück, die Ablaufkonzentrationen liegen für alle PAK unterhalb der BG. Bei hohen Leitfähigkeiten wurde ein verminderter PAK Rückhalt in der Anlage festgestellt. Aufgrund der Ablaufkonzentrationen (<BG) ist eine Bewertung des FTWs und RBFs nicht möglich.

4.3.3 Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung

Mittels statistischer Verfahren wurden die Faktoren ermittelt, die einen feststellbaren Einfluss auf die Reinigungsleistung von FTWs haben (Tabelle 4.3). Untersucht wurden der Einfluss des pH-Werts und der Leitfähigkeit, der Jahreszeiten und der Betriebszeit, der hydraulischen Parameter Oberflächenbeschickung und Zufluss-Volumen-Verhältnis sowie der Abscheidung mit AFS₆₃. Es zeigt sich, dass - sofern die hydraulische Auslegung der Anlage den jeweiligen Vorgaben entspricht - insbesondere der Einfluss der Jahreszeiten und damit einhergehend der Einfluss der Leitfähigkeit von Bedeutung für die Reinigungsleistung ist. Die Hypothese, dass die Schwermetalle sowie PAK hauptsächlich partikulär vorliegen und an AFS₆₃ adsorbiert sind, konnte auch bestätigt werden. Die Betriebszeit sowie die Oberflächenbeschickung und das Zufluss/Volumen-Verhältnis zeigen wider Erwarten keinen Einfluss auf die Reinigungsleistung.

Tabelle 4.3: Die Reinigungsleistung von FTWs beeinflussende Faktoren (Korrelationsanalyse: $p < 0,05$; $R_{sp} > 0,5$; Mittelwertvergleich: asymptotische Signifikanz $< 0,05$)

Einflussfaktor	OST		MH	
	REF	FTW	REF	FTW
pH-Wert	-	-	Mg	-
Leitfähigkeit	Chlorid, Sulfat, Ni, Pb, Zn, Ca, Mg, Na, Fe, TR, 4/16 PAK	Chlorid, Sulfat, Ni, Zn, Ca, Mg, Na, TR, GV, 11/16 PAK	Chlorid, Sulfat, Ni, Zn, Ca, Na, TR, GV	Chlorid, Sulfat, Ca, Na, TR, GV
Oberflächenbeschickung	AFS, 8/16 PAK	TNb	-	-
Zufluss/Volumen-Verhältnis	Fe	-	Fe	-
Jahreszeiten	pH, AFS	Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₂ -N, Chlorid, KS _{4,3} , Cu, Na, 1/16 PAK	Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₃ -N, Chlorid, Sulfat, Ca, Mg, Na	pH, Leitfähigkeit, NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N, Chlorid, Sulfat, TNb, KS _{4,3} , Ca, Mg, Na, 2/16 PAK
Betriebszeit	NH ₄ -N, AFS, Fe, 2/16 PAK	-	Cu	GV, 4/16 PAK
AFS ₆₃	NO ₂ -N, TNb, Ges-PO ₄ -P, AFS, Ni, Pb, Zn, Fe, 15/16 PAK	Ges-PO ₄ -P, AFS, Cu, Pb, Zn, Fe, MKW, 13/16 PAK	AFS, Zn, MKW, 9/16 PAK	AFS, 12/16 PAK

5 Übertragung in die Praxis

5.1 Investitions- und Betriebskosten

Die gesammelten Erfahrungen zeigen, dass ein Mehraufwand in der Bewirtschaftung einer RiStWag-Anlage durch das FTW nicht zu erwarten ist. Auf eine Bewirtschaftung der Flöße durch Rodung im Winter kann verzichtet werden, da die abgestorbene Biomasse der Pflanzen auf den Flößen verbleibt. Nach dem Einsetzen der Flöße wurde keine weitere Floßpflege erforderlich. Dabei fand eine enge Abstimmung mit den Betriebsmitarbeitern des Landesstraßenbetriebs Straßenbau NRW statt. Zur Einschätzung des Investitionsaufwands bzw. einer Beurteilung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses wurden die Investitionskosten der Konstruktion und des Einbaus des FTWs mit denen eines RBFs für die beiden untersuchten Anlagen verglichen. Tabelle 5.1 fasst den Flächen- bzw. Investitionskostenvergleich der beiden Optionen für beide Standorte zusammen.

Tabelle 5.1: Vergleich der Investitionskosten (netto) einer Nachrüstung der Beckenanlagen mit Floating Treatment Wetlands und dem Bau eines Retentionsbodenfilters

	Köln-Mülheim		Köln-Ost	
	FTW	RBF	FTW	RBF
Fläche [m²]	72	820	60	762,5
Investitionskosten, netto gesamt [€]	6.103	364.993	4.771	352.809

5.2 Übertragung des FTW-Einsatzes auf kommunale Regenklärbecken

Eine Ertüchtigung kommunaler Regenklärbecken durch FTWs ist denkbar. Aufgrund ihrer konstruktiven Eigenschaften eignen sich FTW nur für den Einsatz auf RKB mit Dauerstau (RKBmD). Eine Umrüstung von RKB ohne Dauerstau (RKBoD) in RKBmD kommt aufgrund der Hinweise des DWA-A 166, welches RKBoD aufgrund ihrer besseren Reinigungsleistung gegenüber RKBmD vorzieht, nicht in Frage. Bedingt durch den Einsatz von Pflanzen stehen lediglich RKBmD in offener Bauweise für eine Ertüchtigung mit FTWs zur Diskussion. In NRW gibt es (Stand 2020) insgesamt 1.471 Regenklärbecken, von denen 871 im Dauerstau betrieben werden. Von diesen Becken sind 458 Becken in offener Bauweise ausgeführt. Wird davon ausgegangen, dass ca. die Hälfte der Becken ohne Angabe zur Bauweise (240 Becken) offen ausgeführt sind, können rund 580 Becken für einen Einsatz von FTWs geprüft werden. Eine Ertüchtigung ist nur für solche Becken sinnvoll, die Defizite in der Reinigungsleistung, aufweisen. Im direkten Vergleich der Reinigungsleistungen zeigten sich in diesem Projekt jedoch RBF als wirkungsvoller und sollten der Anwendung von FTWs vorgezogen werden. Sollten die Platzverhältnisse eine Nachreinigung mittels RBF nicht zulassen, stellen auch FTWs eine wirkungsvolle und gleichzeitig kostengünstige Ertüchtigungsmaßnahme für überlastete Becken dar, die insbesondere den Rückhalt von AFS₆₃, Stickstoff, einiger Schwermetalle (Cr, Cu, Ni) sowie der Schadstoffe PAK und MKW verbessern kann.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Das übergeordnete Ziel des Projekts bestand in der Bewertung der Eignung von Floating Treatment Wetlands (FTWs) zur Behandlung von Autobahnabflüssen. Hierbei stand neben der Auswahl geeigneter Pflanzenspezies ein Vergleich der Reinigungsleistung der FTWs mit der Reinigungsleistung einer RiStWag-Anlage mit nachgeschaltetem Retentionsbodenfilter (RBF) im Fokus.

Die Untersuchungen der Pflanzen im Gewächshaus zeigten, dass die meisten Helophyten in der Lage sind, in einer Hydrokultur zu wachsen. Die stark verschmutzten Autobahnabflüsse führten in den meisten Fällen zu einem geringen Wachstumsrückstand im Vergleich zur Kontrolle (Leitungswasser). Die erhöhten Salzgehalte im Winter sind unproblematisch, da sie nur während der Ruhephase der Pflanzen vorliegen, in der die Pflanzen nicht aktiv wachsen und daher kein Wasser aufnehmen. Da einige Spezies nachts und andere tagsüber höhere Sauerstoffdiffusionsraten aufweisen, kann eine Mischung von Pflanzen eine kontinuierlich hohe Sauerstoffversorgung der Bakterien im Biofilm fördern. Als vielversprechendste Spezies wurden *J. effusus* und *Salix* ausgewählt. Ihr Einsatz wurde auf dem FTW in Köln-Ost erprobt. Durch die Biofilmanalyse konnten als vielversprechendste Bakterienarten *Pseudomonas spec.* und *Bacillus subtilis*, *Enterobacteria* und *Novosphingobium spec.* gefunden werden. Diese Mikroorganismen haben die Fähigkeit, einen Biofilm zu bilden und/oder können aromatische Verbindungen spalten. Auch auf der großtechnischen Versuchsanlage zeigten alle ausgewählten Pflanzen eine gute Wachstumsleistung. Bei allen Messungen konnte festgestellt werden, dass der Sauerstoffgehalt in der Referenzkammer höher war als in der FTW-Kammer. Die geringeren Sauerstoffkonzentrationen in der FTW-Kammer könnten auf eine erhöhte bakterielle Aktivität zurückzuführen sein. Unter den identifizierten Bakterien wurden *Rahnella sp.*, *Bacillus subtilis*, *Ralstonia pickettii* und *Bacillus atrophaeus* identifiziert. Das FTW zeigte keine Auswirkungen auf die Menge und Zusammensetzung des Sediments.

Die Analyseergebnisse der Zu- und Ablaufproben bei Niederschlagsereignissen zeigten deutliche Unterschiede in der stofflichen Belastung der Zuläufe der beiden großtechnischen Anlagen. Das im Einzugsgebiet der Mülheimer Anlage eingesetzte Mulden-Rigolen-System führt zu einer deutlichen Vorreinigung des Niederschlagswassers. An den beiden untersuchten RiStWag-Anlagen wurde für viele der untersuchten Parameter eine gute Reinigungsleistung ohne auffällige Defizite festgestellt.

In Bezug auf AFS₆₃ und andere Feststoffe liegen die Ablaufkonzentrationen auch ohne Ertüchtigungsmaßnahme weit unter 50 mg/l (MH: 6,7 mg/l; OST: 5,4 mg/l). Dadurch können und müssen weder das FTW noch der bereits vorhandene RBF diese niedrigen Ablaufwerte noch weiter reduzieren. Im direkten Vergleich erreicht der RBF (MH: 2,9 mg/l) niedrigere Ablaufkonzentrationen als das FTW (MH: 3,4 mg/l; OST: 6,3 mg/l).

Die hohe Salzbelastung, die während der Wintermonate durch die auf die Straßen aufgebrachten Auftausalze entsteht, kann bei derzeitiger Ausgestaltung der RiStWag-Anlagen nicht reduziert werden. Im Jahresverlauf kann es zu erhöhten Chlorid-Ablaufkonzentrationen kommen, was auf die Dichteschichtbildung in den Becken und den verzögerten Austrag bis weit über das Ende der Streuperioden hinaus zurückzuführen ist. So kommt es im Jahresmittel im Ablauf (MH: 170 mg/l; OST: 175 mg/l) zu höheren Konzentrationen als im Zulauf (MH: 42 mg/l; OST: 108 mg/l). Das FTW und der RBF führen zu keiner Verbesserung.

Die Nährstoffbelastung in Autobahnabflüssen ist mit ca. 1 mg/l als gering anzusehen. Durch die RiStWag-Anlage werden die Konzentrationen weiter auf 0,8 mg/l (OST) bzw. 0,4 mg/l (MH) gesenkt. Das FTW führt zu einer geringen Verbesserung der Stickstoffparameter im Vergleich zur Referenzkammer, der RBF zeigt eine deutlich bessere Nitrifikationsleistung.

Besonderer Fokus lag auf der Reinigungsleistung für Schwermetalle, MKW und PAK. Bedingt durch die Adsorption an AFS₆₃ sind die Zulaufkonzentrationen in MH gering und in vielen Fällen unter der Bestimmungsgrenze von 2,5 µg/l. Durch die RiStWag-Anlagen wird, bedingt durch die Abscheidung mit AFS₆₃, ein guter Schwermetallrückhalt erzielt. In OST zeigt das FTW keine Auswirkungen auf die Reinigungsleistung, in MH wird für alle Schwermetalle eine Verbesserung des Rückhalts erreicht. Der RBF stellte sich insgesamt als wirkungsvoller dar. Negative Einflüsse auf den Schwermetallrückhalt zeigen saure pH-Werte und hohe Salzgehalte des Wassers. Auch PAK werden durch die RiStWag-Anlage erheblich reduziert, sodass im Ablauf beider Anlagen ausschließlich Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l vorzufinden sind. Ein weiterer Rückhalt durch FTW oder RBF ist daher nicht nachweisbar. Selbiges gilt für MKW. Eine mögliche Verbesserung durch das FTW wird für MKW durch die physische Barriere des Floßes sowie die mikrobielle Aktivität erwartet.

In den FTW-Kammern zeigt sich der Einfluss der Oberflächenbeschickung auf die Reinigungsleistung geringer, sodass das FTW in gewissem Maße die negativen Effekte hoher Oberflächenbeschickungen ausgleichen kann. Des Weiteren fungiert das FTW als große Tauchwand, die eine Passage von aufschwimmenden Feststoffen, wie Kunststoffen, verhindert. Ein Einfluss der Betriebszeit der FTWs ließ sich nicht bestätigen. Sollten die Platzverhältnisse eine Nachrüstung von Retentionsbodenfiltern nicht zulassen, stellen FTWs eine wirkungsvolle und kostengünstige Ertüchtigungsmaßnahme für überlastete Becken dar, die insbesondere den Rückhalt von AFS₆₃, Stickstoff, einiger Schwermetalle sowie der Schadstoffe PAK und MKW verbessern kann.

7 Literaturverzeichnis

- AFZAL, M.; KHAN, Q. M.; SESSITSCH, A. (2014): Endophytic bacteria: prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants. *Chemosphere* 117, S. 232–242.
- BARJENBRUCH, M.; HEINZMANN, B.; KOBER, P.; POST, M.; REMY, C.; ROUAULT, P.; SOMMER, H.; SONNENBERG, H.; WEIß, B. (2016): Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen. Abschlussbericht zum Projekt im Berliner Umweltentlastungsprogramm.
- BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. (2004): pH, Redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and bioengineering* 88 (1), S. 60–70.
- BMVI (2018): Verkehr in Zahlen 2018/2019. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. Flensburg.
- BORNE, K. E.; FASSMAN-BECK, E. A.; WINSTON, R. J.; HUNT, W. F.; TANNER, C. C. (2015): Implementation and Maintenance of Floating Treatment Wetlands for Urban Stormwater Management. *Journal of Environmental Engineering* 141 (11).
- BRAUN, C.; KLUTE, M.; REUTER, C.; RUBBERT, S. (2019): Tausalzverdünnung und -rückhalt bei verschiedenen Entwässerungsmethoden – Modellberechnungen. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik* (V 313).
- DANNECKER, W.; AU, M.; STECHMANN, H. (1988): Bilanzierung des Eintrags von Schadelementen aus der Luft und durch den Kraftfahrzeugverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg: Abschlussbericht. Schriftenreihe Angewandte Analytik.
- DWA (2013): Arbeitsblatt DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). Hennef.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 102 Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). Hennef.
- EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000.
- FGSV (2005): Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS Teil: Entwässerung (RAS-Ew). Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau (FGSV). Köln.
- FGSV (2016): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten RiStWag. Hg. v. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau (FGSV). Köln.
- GESSNER, T. P.; KADLEC, R. H.; REAVES, R. P. (2005): Wetland remediation of cyanide and hydrocarbons. *Ecological Engineering* 25 (4), S. 457–469.

- HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. (2012): Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes An Innovative Stormwater Treatment Technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42 (21), S. 2261–2310.
- HUBBARD, R. K. (2008-10): Floating Vegetated Mats for Improving Surface Water Quality. In: SHAH, V. (Hrsg.): *Emerging environmental technologies*, Bd. 19., S. 211–244. Springer, Dordrecht, London.
- KARNCHANAWONG, S.; SANJITT, J. (1995): Comparative study of domestic wastewater treatment efficiencies between facultative pond and water spinach pond. *Water Science and Technology* 32 (3), S. 263–270.
- KASTING, U. (2003): *Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen*. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Universität Kaiserslautern.
- KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. (2004): A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Research* 38 (2), S. 475–485.
- LI, M.; WU, Y.-J.; YU, Z.-L.; SHENG, G.-P.; YU, H.-Q. (2009): Enhanced nitrogen and phosphorus removal from eutrophic lake water by *Ipomoea aquatica* with low-energy ion implantation. *Water Research* 43 (5), S. 1247–1256.
- LUO, Y.; SUN, S.; ZHANG, H. (2019): Effectiveness of various wetland vegetation species on mitigating water pollution from highway runoff. *Water environment research: a research publication of the Water Environment Federation* 91 (9), S. 906–917.
- MBV/MUNLV (2010): *Entwässerungstechnische Maßnahmen an Bundesfern- und Landstraßen* Gem. RdErl. d. Ministeriums für Bauen und Verkehr - u. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 31.03.2010. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen 2010, S. 255.
- MBWSV, 2016: *Mobilität in Nordrhein-Westfalen: Daten und Fakten 2015/2016* Straßenverkehr – ÖPNV und Eisenbahn – Binnenschiffsverkehr – Luftverkehr. Hg. v. Ministerium für Bauen, Wohnen, Stadtentwicklung und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MKULNV (2015): *Retentionsbodenfilter Handbuch für Planung, Bau und Betrieb*. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW).
- MUNLV (2004): *Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren*. Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 26.05.2004. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen.
- MURL (1998): *Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51 a des Landeswassergesetzes* RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen.

- REHMAN, K.; IMRAN, A.; AMIN, I.; AFZAL, M. (2019): Enhancement of oil field-produced wastewater remediation by bacterially-augmented floating treatment wetlands. *Chemosphere* 217, S. 576–583.
- SHAHID, M. J.; ARSLAN, M.; ALI, S.; SIDDIQUE, M.; AFZAL, M. (2018): Floating Wetlands A Sustainable Tool for Wastewater Treatment. *Clean-Soil Air Water* 46 (10).
- SHENG, Y.; QU, Y.; DING, C.; SUN, Q.; MORTIMER, R.J.G. (2013): A combined application of different engineering and biological techniques to remediate a heavily polluted river. *Ecological Engineering* 57, S. 1–7.
- UBA (2016): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? Hg. v. Umweltbundesamt (UBA).
- WALLACE, S.; KADLEC, R. (2005): BTEX degradation in a cold-climate wetland system. *Water Science and Technology* 51 (9), S. 165–171.