Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer

AiF-Vorhaben-Nr: 15508 N/1 und N/2
Gemeinsamer Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.02.2008 bis 30.11.2010
Projektförderung: BMWi über die AiF

Bearbeiter:
Dr. Ingo Dobner (Universität Bremen)
Dr. Jens-Uwe Holthuis (Hochschule Bremen)

Bremen, Februar 2011

Projektleiter der beteiligten Forschungsstellen

Prof. Dr. Jürgen Warrelmann
Universität Bremen
Zentrum für Umweltforschung und nachhaltige Technologien (UFT)
Leobener Straße
28359 Bremen

Prof. Dr. Bernd Mahro
Hochschule Bremen
Fak. 2 - Institut für Umwelt und Biotechnologie
Neustadtswall 30
28199 Bremen

Kurzfassung

- Praxiserprobung und technische Optimierung eines neuartigen Hochleistungs-Pflanzenfilterverfahrens zur Behandlung belasteter Niederschlagswässer-

Aufbauend auf Ergebnissen vorhergehender Labor- und Lysimeterexperimente wurden in diesem Vorhaben Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Weiterentwicklung von bepflanzten Bodenfiltern zur Behandlung von Oberflächenabflüssen geleistet. Dabei erfolgte an der großtechnischen Bodenfilteranlage „Halenreie“ in Hamburg-Volksdorf ein direkter Praxisvergleich einer neu entwickelten Kombination von optimierten Filtersubstraten, Pflanzen und Mykorrhizapilzen mit herkömmlichen Pflanzen-Bodenfiltersegmenten, um die Funktionstüchtigkeit und überlegene Reinigungsleistung dieses Systems unter variierenden hydraulischen und meteorologischen Bedingungen zu evaluieren.
Hierfür wurden über 23 Monate bodenkundliche, vegetationskundliche sowie umfangreiche gewässeranalytische Untersuchungen von Standardparametern sowie „prioritären Stoffen“ in den Zu- und Abläufen der Anlage durchgeführt. Die wichtigsten Ergebnisse waren in diesem Zusammenhang:

1. Die **Immissionsbelastung** der Bodenfilteranlage Halenreie war repräsentativ und erlaubt somit vergleichende Untersuchungen mit anderen Anlagen.
2. Die vorreinigende Wirkung vom **Rückhaltebecken** trug wesentlich zur stofflichen Reinigungsleistung der gesamten Bodenfilteranlage bei. Die Vorschaltung von RHB kann somit die Standdauer der Bodenfilter verlängern und deren Kolmationsrisiko senken.
3. Nach Einbau des zu testenden bepflanzten Filtersubstrates musste eine **Etablierungsphase** von einem Jahr eingehalten werden, um die volle Leistungsfähigkeit zu erreichen.
4. Im Praxisbetrieb konnten nach Filterpassage bei den beiden verglichenen bepflanzten Bodenfiltern hohe und mit anderen Anlagen vergleichbare **Reinigungsleistungen** gemessen werden. Entscheidend für die langfristige Gewässerentlastung war die Frachtenreduktion, wobei sich das neu entwickelte Verfahren als überlegen erwies. Auch gegenüber polaren Mikroschadstoffen war eine Reinigungsleistung erkennbar. Die Keimelimination betrug bis 95%.
5. Die **mikrobiellen Stoffumsetzungen** im Bodenfilter waren auch bei längeren Frostperioden ausreichend stabil.
6. Die Untersuchungen zur **Abflusssteuerung** ergaben, dass ein freier Drainageablauf mit geringer Drosselabflussspende für allgemeine Reinigungsanforderungen zu bevorzugen ist, ein permanenter (Teil)Einstau wirkte überwiegend nachteilig.
7. Bezüglich der angestrebten **Flächenreduktion** zeigte sich, dass sich an der Halenreie die Reinigungsleistung auch bei einer Halbierung der Infiltrationsfläche nicht nachteilig veränderte. Somit wurde das für das neuentwickelte Bodenfilterverfahren angestrebte Forschungsziel einer hohen und stabilen Reinigungsleistung bei starker Flächenreduktion und maximaler hydraulischer Belastbarkeit erreicht.
8. Das **substratoptimierte Filtermaterial** ist als Pflanzenstandort gut geeignet, sorptionsstark, hydraulisch hochdurchlässig und auch unter Streusalzeinfluss strukturstabil.
9. Die von ***Phalaris*** **dominierte, mykorrhizierte Bepflanzung** ist eine geeignete Alternative für Bodenfilter, da sie gegenüber Schilf eine deutlich höhere Transpiration und Schwermetallaufnahme aufweist. Hierdurch sinken die Sickerwasserbildung und parallel die Tiefenverlagerung gelöster Schadstoffe. Die Kontaktzeit der Schadstoffe für mikrobielle Umsetzungen und physiko-chemische Prozesse wird verlängert. Voraussetzung für eine funktionsfähige Vegetationsschicht ist ein angepasstes Pflegekonzept der Filtervegetation.
10. Im Vergleich zu einem **unbepflanzten Bodenfilter** zeigte der hier getestete bepflanzte Bodenfilter wesentlich bessere Ablaufqualitäten, was die Bedeutung der Substratauswahl sowie die Notwendigkeit einer geeigneten Filtervegetation unterstreicht.

Abschließende Bewertung: Das Ziel des Vorhabens wurde erreicht.

Gliederung

Seite

0. Kurzfassung

1. Einleitung

1.1 Zielsetzung 1
1.2 Schadstoffe: Vorkommen und Bedeutung für Gewässerökosysteme 2
1.3 Filtersubstrate 10
1.4 Vegetation und Mykorrhiza 10
1.4.1 Helophyten – Pflanzen mit besonderen Eigenschaften für den Standort Bodenfilter 10
1.4.2 Abbau von Schadstoffen durch Pflanzen 11
1.4.3 Mehr Vitalität und Leistung durch Mykorrhiza 11
1.5 Anlagenbeschreibungen der Bodenfilter 13
1.5.1 Allgemeines 13
1.5.2 Gebietsabfluss (Einzugsgebiet, Klima, Abflussbeiwerte) 14
1.5.3 Anlagenkonstruktion Bodenfilter Halenreie 16
1.5.4 Anlagenkonstruktion Bodenfilter Moorfleet 20

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchte Schadstoffe (Gewässeranalytik) 21
2.2 Material 21
2.2.1 Chemikalien 21
2.2.2 Geräte 23
2.2.2.1 Labor 23
2.2.2.2 Freiland 24
2.3 Methoden 24
2.3.1 Umbau des Bodenfiltersegmentes I (März 2008) 24
2.3.2 Wasseruntersuchungen 25
2.3.2.1 Probennahme 25
2.3.2.2 Bestimmungsmethoden wässrige Matrices 26
2.3.3 Extraktion von Boden- und Sedimentproben 27
2.3.4 Extraktion von Pflanzenproben 27
2.**4** Instrumentelle Analytik 27
2.5 Freilanduntersuchungen 28
2.5.1 Hydraulische Varianten 28
2.5.1.1 Beschickung der Filter 28
2.5.1.2 Beschickungsvarianten 29
2.5.1.3 Drosselungsvarianten 29
2.5.2 Hydraulische Untersuchungen (Anlagenzufluss, Pumpenförderung, Drainageabfluss) 29
2.5.3 Feststoffuntersuchungen Bodenfilter 30
2.5.3.1 Mineralogisch-chemische Charakterisierungen 30
2.5.3.2 Korngrößenbestimmung 30
2.5.3.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Werte) 30
2.5.4 Rückhaltebecken 30
2.5.5 Filtersubstrate 31
2.5.5.1 Charakterisierung der Einbaumaterialien 31
2.5.6 Filterbepflanzung 34
2.5.6.1 Charakterisierung der Filterbepflanzung 34
2.5.6.2 Bepflanzung des Filters 35

Seite

2.5.6.3 Visuelle Kontrolle und Biomasseentwicklung der Filterbepflanzung 35
2.5.6.4 Bestimmung pflanzlicher Biomasse 36
2.5.6.5 Vegetationskundliche Untersuchungen zur Entwicklung der Filtervegetation 36
2.5.6.6 Ermittlung der Schwermetallgehalte in Pflanzengeweben 37
2.5.6.7 Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Filtervegetation 38
2.5.6.8 Untersuchungen zum Einfluß des Wasserstandes auf die mykorrhizierte Filterbepflanzung 38
2.6 Datenauswertung 39

3. Ergebnisse
3.1 Hydraulische Untersuchungen 41
3.1.1 Meteorologische Daten (Witterungsverhältnisse, Niederschlags-intensitäten) 41
3.1.2 Untersuchungen zur Filterhydraulik 44
3.1.2.1 Jährlicher Anlagenzufluss 44
3.1.2.2 Bestimmung der Pumpenleistung 44
3.1.2.3 Homogenität der hydraulischen Flächenbelastung 45
3.1.2.4 Stapelhöhe 46
3.1.2.5 Drosselabflüsse 46

3.2 Reinigungsleistung der Bodenfilter: Wasseruntersuchungen 46
3.2.1 Zeitliche und stoffliche Heterogenität des Anlagenzuflusses 46
3.2.2 Reinigungsleistungen: Allgemeine Betriebsergebnisse 48
3.2.2.1 Einarbeitungszeit 48
3.2.2.2 Filterleistungen - Durchschnittliche Reinigungsleistung - Konzentrationsbezogene Auswertung 49
3.2.2.3 Prioritäre Stoffe - Stichprobenuntersuchungen 52
3.2.2.4 Filterleistungen - Frachtenbezogene Auswertung 52
3.2.3 Reinigungsleistungen: Spezielle Betriebsweisen 53
3.2.3.1 Abflussdrosselung 53
3.2.3.2 Flächenreduktion: Hochleistungsbetrieb 55
3.2.3.3 Hydraulische Maximalbelastung: Höchstlastuntersuchungen 55
3.2.4 Hygienisierung 56
3.2.5 Ökotoxizität 56
3.2.6 Saisonale Effekte 57
3.2.6.1 Sommer 57
3.2.6.1.1 Vegetationseinfluss - Abfiltrierbare Stoffe, Chemische Sauerstoffzehrung - 57
3.2.6.2 Winter 57
3.2.6.2.1 Auswirkungen des Straßenwinterdienstes 57
3.2.6.2.2 Stabilität mikrobiologischer Aktivität 58
3.2.6.2.3 Einfluss der Vegetation 59
3.2.7 Auswirkungen eines Feuerwehreinsatzes mit PFT-haltigen Löschmitteln im Einzugsgebiet 60

	Seite
3.2.8 Reinigungsleistung Rückhaltebecken	60
3.2.8.1 Dynamik des Wasserkörpers im RHB	60
3.2.8.2 Probennahme	61
3.2.8.3 Stoffliche Reinigungsleistung des RHB	62
3.2.8.4 Beitrag des Ablaufbauwerkes des RHB zur Reinigungsleistung	63
3.2.9 Vergleichende Untersuchungen zur Reinigungsleistung des unbewachsenen Retentionsbodenfilters Moorfleet	63
3.3 Reinigungsleistung der Bodenfilter: Feststoffuntersuchungen	67
3.3.1 Bodenfilter Halenreie	67
3.3.1.1 Bodensystematische Entwicklung	67
3.3.1.2 Schadstoffanreicherungen	68
3.3.1.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert	70
3.3.2 Sedimente des RHB Halenreie	71
3.3.2.1 Sedimentzusammensetzung	71
3.3.2.2 Verteilung von Schadstoffgruppen im RHB-Sediment	72
3.3.3 Bodenfilter Moorfleet	73
3.3.3.1 Filtersand	73
3.3.3.2 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert	73
3.3.3.3 RKB-Sediment	74
3.4 Filterbepflanzung	74
3.4.1 Filtervegetation	74
3.4.1.1 Sprosswachstum, Wurzelwachstum, Biomasse	74
3.4.1.2 Entwicklung der Filtervegetation unter pflanzen-soziologischem Aspekt; Ermittlung von Deckungsgraden	76
3.4.1.3 Stichprobenartige Untersuchung der Filterbepflanzung auf Mykorrhizainfektionen	81
3.4.1.3 Schwermetallaufnahme durch die Filtervegetation	82
3.4.2 Begleitende Versuche	83
3.4.2.1 Stauversuche mit Topfkulturen im Gewächshaus	83
3.4.2.2 Transpirationsvergleich Phragmites – Phalaris	84
4. Diskussion	
4.1 Anlagenzufluss	88
4.1.1 Zeitliche und stoffliche Heterogenität des Anlagenzuflusses	88
4.1.1.1 Allgemeine stoffliche Belastung des Anlagenzuflusses	88
4.1.1.2 Straßenabfluss und Verkehrsbelastung	88
4.1.1.3 „first flush“-Ereignisse	89
4.1.1.4 Fazit	90
4.2 Bodenfilter: Wasseruntersuchungen	90
4.2.1 Allgemeine Betriebsergebnisse	90
4.2.1.1 Einarbeitungszeit	90
4.2.1.2 Durchschnittliche Filterleistungen	
- Konzentrationsbezogene Auswertung -	91
4.2.1.2.1 Allgemeine Summenparameter	91
4.2.1.2.2 Zehr- und Nährstoffe	93
4.2.1.2.3 Anorganika	96

Seite

4.2.1.2.4 Organika 99
4.2.1.2.5 „Prioritäre Stoffe“ - kontinuierliche Erfassung 100
4.2.1.2.6 „Prioritäre Stoffe“ – Stichprobenuntersuchungen 102
4.2.1.3 Zusammenfassung der allgemeinen Betriebsleistungen des Bodenfilters 103
4.2.1.4 Filterleistleistungen - Frachtenbezogene Auswertung - 104
4.2.2 Spezielle Betriebsweisen 104
4.2.2.1 Abflussdrosselung 104
4.2.2.1.1 Variante „Ablauf“ 105
4.2.2.1.2 Variante „Einstau“ 105
4.2.2.1.3 Fazit 106
4.2.2.2 Flächenreduktion: Hochleistungsbetrieb 106
4.2.2.3 Hydraulische Maximalbelastung: Höchstlastuntersuchungen 107
4.2.3 Hygienisierung 108
4.2.4 Ökotoxizität 110
4.2.5 Saisonale Effekte 110
4.2.5.1 Sommer 110
4.2.5.1.1 Vegetationseinfluss: Abfiltrierbare Stoffe, Chemische Sauerstoffzehrung 110
4.2.5.2 Winter 111
4.2.5.2.1 Auswirkungen des Straßenwinterdienstes 111
4.2.5.2.1.1 Chloridwirkungen auf die Filtersubstrate (Kolmation) 111
4.2.5.2.1.2 Chloridbedingte Änderungen der Wasserzusammensetzung im RHB 111
4.2.5.2.2 Stabilität mikrobiologischer Aktivität 112
4.2.5.2.2.1 Ammonium und Nitrat 112
4.2.5.2.2.2 CSB und BSB_5 113
4.2.5.2.3 Einfluss der Vegetation 113
4.2.6 Auswirkungen eines Feuerwehreinsatzes mit PFT-haltigen Löschmitteln im Einzugsgebiet 114
4.2.6.1 Direkte Chemikalienwirkung 114
4.2.6.2 Stoff- und Partikeleintrag 115
4.2.6.3 Hydraulischer Stress 115

4.3 Bodenfilter: Feststoffuntersuchungen 116
4.3.1 Untersuchungen zur Substratentwicklung 116
4.3.1.1 Entwicklungsdynamik der Substrate 116
4.3.1.2 Schadstoffverhalten in den Filtersubstraten 117
4.3.1.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert 118

4.4 Filterbepflanzung 119
4.4.1 Untersuchungen zur Etablierung der Filtervegetation 119
4.4.2 Entwicklung der Mykorrhiza 123
4.4.3 Schwermetallaufnahme durch mykorrhizierte Pflanzen 125
4.4.4 Bilanzierung Biomasse und Schwermetallaufnahme 125
4.4.5 Transpirationsvergleiche Phragmites – Phalaris 127
4.4.6 Reinigungsbeitrag mykorrhizierter Pflanzen durch Schadstoffaufnahme 128
4.4.7 Reinigungsbeitrag mykorrhizierter Pflanzen durch Degradation im Boden 129

Seite

4.4.8 Weitere Vorteile der Filtervegetation 130

4.5 Rückhaltebecken 131
4.5.1 Beitrag des RHB zur stofflichen Reinigung 131
4.5.1.1 Reinigungsleistungen des RHB 131
4.5.1.2 Dynamik des Wasserkörpers - Probenahme - 131
4.5.1.3 Aspekte des RHB-Sedimentes 132
4.5.1.4 Beitrag des Ablaufbauwerkes des RHB zur Reinigungsleistung 134

4.6 Vergleichende Untersuchungen zur Reinigungsleistung des unbewachsenen Retentionsbodenfilters Moorfleet 134

4.7 Folgerungen aus den Ergebnissen dieses FuE 135

4.8 Weiterer Forschungs- und Handlungsbedarf 136

4.9 Gegenüberstellung der Forschungsergebnisse mit der ursprünglichen Zielsetzung des Projektes 139

5. Marketing
5.1 Regenwasserbewirtschaftung – ökonomische Aspekte 141
5.1.1 Umfeldanalyse 141
5.1.2 Ökonomische und politische Entwicklung 141
5.1.3 Ökologische Faktoren 142
5.1.4 Stärken-Schwächen-Analysen 143
5.1.5 Konkurrenzanalyse 144
5.1.6 Vermarktungspotenzial 146

6. Literaturverzeichnis 148

7. Eigene Publikationen 158

8. Danksagungen 159

9. Anhang

1. Einleitung

1.1 Zielsetzung

Großtechnische Bodenfilter werden seit Anfang der 1990er Jahre zunehmend zur Reinigung belasteter Straßenabflüsse eingesetzt. Aus dieser Betriebspraxis liegen inzwischen zahlreiche Erkenntnisse zu den technischen Anforderungen und baulichen Ausführungsmöglichkeiten vor, welche im Rahmen verschiedener Regelwerke [ATV-A 138; DWA-M 178] und Handbüchern (z.B. MUF, 2000; LFU, 2002; MUNLV, 2003, UHL ET AL., 2006; RP TÜBINGEN, 2008) detailliert beschrieben sind. Bis heute sind aber nur relativ wenige großtechnische Untersuchungen zu Reinigungsleistungen gegenüber straßenspezifischen Stoffen bekannt [KASTING, U., 2003], wobei vielfach „Erkenntnisse zur Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen bei Bodenfiltern derzeit nur von den von der Umweltbehörde gebauten und umfangreich untersuchten Pilotanlagen (…) vorliegen“ [HEINRICH ET AL., 2005]. Publizierte Untersuchungen der letzten Jahre belegen für Bodenfilter allgemein gute Reinigungsleistungen, wobei jedoch die konkreten Interaktionen mit den Umweltfaktoren ungeklärt sind [SCHMITT ET AL., 2005]. Ebenfalls lückenhaft sind Untersuchungen zu prozesssteuernden Faktoren. Als Konsequenz fordert KASTING [2004] verstärkte Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Behandlungsanlagen, um eine statistisch abgesicherte Datengrundlage zu erhalten.

Die übergeordnete Zielsetzung dieses Projektes war daher die praktische Validierung eines vorher optimierten, bepflanzten Bodenfilters [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007] bei realen großtechnischen Bedingungen, unterschiedlichen Belastungs- und Umweltszenarien sowie variierender Anlagensteuerung.

Dabei resultierte aus einem langen Anlagenbetrieb (2008 - 2010) in Verbindung mit multifaktoriellem Messprogramm eine detaillierte, statistisch abgesicherte Datenbasis, die zum Erkenntnisgewinn zur Reinigungswirkung sowie zur verbesserten Prozesskontrolle und zum Betriebsmanagement großtechnischer Bodenfilters beitragen konnte. Ein weiterer Fokus war die Untersuchung von Vorkommen und Verhalten „prioritärer Stoffe“ in Bodenfilteranlagen, die zukünftig auch im Versickerungsbereich verstärkte Beachtung finden werden.

Im Einzelnen wurden folgende Forschungsziele verfolgt, denen jeweils eigene methodische Untersuchungen zu Grunde lagen:

a) direkter Praxisvergleich eines Hochleistungs-Bodenfilters aus einer biotechnologisch innovativen Kombination aus einem optimierten, hochdurchlässigem Substrat, Pflanzen und Mykorrhizapilzen mit einem konventionellen Schilf-Bodenfilter sowie dem nicht bepflanzten Bodenfilter „Moorfleet“ zur Bestätigung der Funktionstüchtigkeit und überlegenen Reinigungsleistung

b) Erfassung und Bewertung der Eliminationsleistung abwassertechnischer Standardparameter und standortrelevantem Stoffinventar; Erkenntnisgewinn zur Reinigungsleistung von Bodenfiltern unter realen Betriebsbedingungen; Untersuchung bisher nicht getesteter „prioritärer Stoffe“; Optimierung des mikrobiellen Abbaus problematischer wasserlöslicher Verbindungen

c) Nachweis einer hohen und stabilen Reinigungsleistung bei starker Flächenreduktion; Ermittlung der hydraulischen Leistungsfähigkeit und gegebenenfalls verfahrenstechnische Optimierung (Flächenreduktion, Bewässerungsintervalle, Drosselung)

d) Ermittlung der Beiträge verschiedener Anlagenbereiche an der Gesamtreinigungsleistung, Identifikation von Steuergrößen der betrieblichen Praxis; Hinweise zur Optimierung von Betrieb und Baumaßnahmen

e) Nachweis langfristiger Strukturstabilität und Kolmationsresistenz des Filterkörpers

f) Nachweis der Artenstabilität der eingesetzten Pflanzengesellschaft und einer höheren Schadstoffaufnahme/–abbau in Pflanzen und stärkeren Rhizosphärendegradation unter realen Betriebsbedingungen

g) ökonomische Betrachtungen zum Einsatz von Bodenfiltern als Grundlage einer Markteinführung.

Die Erprobung nutzte die umgebaute Bodenfilteranlage Halenreie in Hamburg-Volksdorf, die durch konstruktive Besonderheiten ideale Bedingungen für vergleichende Untersuchungen bot. Die erstmalig, verbunden mit dem im großtechnischen Maßstab erfolgten Um-/Rückbau einer Bodenfilteranlage, gemachten Erfahrungen, ermöglichten weitere innovative Erkenntnisse über Planung, technische Anforderungen und Verfahrensauswahl.

1.2 Schadstoffe:

Vorkommen und Bedeutung für Gewässerökosysteme

In Abhängigkeit von der Nutzung und Beschaffenheit des abflusswirksamen Einzugsgebietes kann die Verunreinigung von Oberflächenabflüssen ein breites Spektrum mit hoher Dynamik aufweisen. Bei Verkehrsflächen hängt die stoffliche Belastung im Wesentlichen von der Verkehrsstärke (vgl. DWA-M 153), der Nutzung der Verkehrsfläche (z.B. Kreuzung, Beschleunigungsspur, Parkfläche) sowie den Witterungsbedingungen (Dauer von Trockenperioden, Niederschlagsintensität) ab.
Dieses Spektrum wird bei Abflussbildungs- und Abflusskonzentrationsprozessen durch den Kontakt mit standortrelevanten Oberflächenverschmutzungen erweitert, wobei auch die Intensität der Straßenreinigung eine Rolle spielt. So prägen neben Fahrzeugemissionen auch saisonale Effekte (Streusalz, Falllaub), kommerzielle Nutzungen (z.B. Wochenmarkt), Oberflächenmaterialien (z.B. Metalldächer) oder Chemikalienunfälle die Qualität des Oberflächenabflusses im Einzugsgebiet des Bodenfilters Halenreie.
So konnten neuere Untersuchungen in Straßenabflüssen neben klassischen Kontaminanten wie Metallen, Mineralöl-Komponenten oder PAK (vgl. [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007]) auch bisher wenig beachtete polare Umweltorganika aus Anh. X EG-WRRL („prioritär gefährliche / potenziell gefährlichen Stoffe“) nachweisen [STACHEL ET AL., 2007].
Nachfolgend werden die in dieser Arbeit untersuchten Gewässerparameter (vgl. Kap. 2.1) kurz auf ihr Vorkommen und Verhalten sowie ihre gewässerökologische Relevanz dargestellt.

Allgemeine Summenparameter

Sauerstoffgehalt

Für Gewässer ist ein ausgeglichener Sauerstoffhaushalt anzustreben, der der temperaturabhängigen Maximalsättigung entspricht. Diese beträgt für Süßwasser unter Normaldruck bei 0°C: 14,6 mg x l^{-1}, bei 10 °C: 11,3 mg x l^{-1}. Als Grenzwert für das Vorkommen von Fischen gilt ein Minimalgehalt des Gewässers an freiem O_2 von 4 mg x l^{-1}. Fließgewässer zeigen entsprechend ihrer Gewässerqualität typische Spannbreiten des Sauerstoffgehalts (Tab. 1).

Tabelle 1: Beziehung des Sauerstoffgehaltes zur Gewässergüteklasse der LAWA (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt) [KLEE, O., 1998].

Gew.güteklasse	I	II	III	IV
O_2-Gehalt (mg x l^{-1})	> 8	> 6	> 2	< 2

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit gibt als Summenparameter eine Orientierung über die Konzentration gelöster, ionischer Wasserinhaltsstoffe. Sie liefert gerade bei kleineren Gewässern erste Anhaltspunkte über die Einträge von Niederschlagwasser und die dadurch ausgelösten Veränderungen der Wasserbeschaffenheit. Hohe Leitfähigkeitswerte können z.B. auf Abschwemmungen von befestigten Betriebs- und Hofflächen nach Niederschlägen im Einzugsgebiet und Spitzenwerte im Winter auf den Einsatz von Streusalz im Winterdienst zurückgeführt werden. Orientierungswerte für reines Regenwasser sind 50 µS x cm^{-1}, Trinkwasser liegt bei 500 µS x cm^{-1} und industrielles Abwasser hat 5000 µS x cm^{-1}.

pH-Wert
Der pH-Wert beeinflusst die Bindungsintensität vieler Wasserinhaltsstoffe, vor allem der Schwermetalle. Die Phasenverteilung gelöst / adsorbiert hängt im Besonderen vom pH des Mediums, aber auch von der Redoxspannung oder Komplexbildnern ab. Bei neutraler Bodenreaktion ist die Löslichkeit der Schwermetalle im Allgemeinen gering. Weiterhin reflektiert er die im Bodenkörper stattfindenden Stoffwechselprozesse. Idealerweise liegt der pH-Wert im neutralen - schwach basischen Bereich.

Abfiltrierbare Stoffe
Die abfiltrierbaren Stoffe (AfS) sind ein Maß für ungelöste Sink-, Schweb- und Schwimmstoffe in Wässern, deren Gehalt oft mit der Trübung oder Färbung des Wassers korreliert.
Sie stellen eine Mixtur unterschiedlichster Stoffe dar, die im jeweiligen Einzugsgebiet anfallen. Zu ihnen zählen u.a. Reifen- und Fahrbahnabrieb, Staubniederschläge (u.a. aus Abgasen), Bodenminerale, Detritus, Exkremente u.v.m. Schwermetalle, PAK, CKW und andere gewässerbelastende Stoffe zeigen starke Adsorptionstendenzen zu diesen suspendierten Stoffen, wodurch sie im Regenabfluss, angereichert am Parameter abfiltrierbare Stoffe, gefunden werden [HEINZMANN, B., 1994].

Zehr- und Nährstoffe

BSB_5
Sauerstoff wird als Oxidationsmittel für den Abbau von organischem Material verbraucht. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) ist definiert als die Masse Sauerstoff, die im Laufe von n-Tagen von Mikroorganismen verbraucht wird, um die in 1 l Wasser vorhandenen organischen Stoffe bei 20 °C oxidativ abzubauen. Der BSB_5 weist daher auf den Gehalt biochemisch leicht abbaubarer Verbindungen hin.
In Zusammenhang mit CSB und dem TOC-Wert ist die organische Verunreinigung des Wasser zu charakterisieren und auf den Trophiegrad des Gewässers zu schließen (Tab. 2). Nährstoffarme Seen zeichnen sich dabei durch eine geringe Sauerstoffzehrung aus.

Tabelle 2: Beziehung von BSB_5 zum Trophiegrad von Fließgewässern und Gewässergüteklassen der LAWA (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt) [KLEE, O., 1998; LAWA, 1998].

Trophie	**Oligotroph**	**Mesotroph**	**Eutroph**	**Hypertroph**
BSB_5 (mg x l^{-1})	< 3	3 - 5,5	5,5 - 14	> 14
Gew. güteklasse	**I**	**II**	**III**	**IV**
BSB_5 (mg x l^{-1})	1,1	3,2	9,9	14,2

CSB
Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dient als Summenparameter zur Quantifizierung der Abwasserbelastung mit schwer abbaubaren organischen Substanzen, die bei Einleitung in Gewässer den Sauerstoffhaushalt belasten.
Er erfasst sowohl biologisch abbaubare als auch biologisch nicht abbaubare organische Stoffe, allerdings auch einige anorganische Stoffe. Daher ist der CSB stets größer als der BSB_5 (BSB_5 : CSB <1) [BARKOWSKI ET AL., 1990]. In der Literatur werden für gering verschmutztes, fäkalienfreies Grauwasser je nach Herkunft CSB-Konzentrationen von 30 - 1300 mg x l^{-1} genannt [AUTORENKOLLEKTIV, 2009]. Ähnlich wie beim BSB_5 besteht eine Beziehung des CSB-Wertes zum Trophiegrad des Wassers (Tab. 3).
Die Relation BSB_5 : CSB liefert eine Aussage über die Art der Wasserinhaltsstoffe:

- ist BSB_5 = (50 ... 100)% CSB, sind die Inhaltsstoffe gut biologisch abbaubar
- ist BSB_5 < 50% CSB können die Inhaltsstoffe nur schlecht biologisch abgebaut werden und verbleiben deshalb lange in der Umwelt oder sie wirken auf Mikroorganismen toxisch und können deshalb schlecht abgebaut werden

- BSB_5 = (12 ... 25)% CSB: dieses Verhältnis hat Abwasser üblicherweise nach einer biologischen Reinigung.

Tabelle 3: Beziehung des CSB zum Trophiegrad von Stillgewässern und Gewässergüteklassen der LAWA (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt [LAWA, 1998].

Trophie	**Oligotroph**	**Mesotroph**	**Eutroph**	**Hypertroph**
CSB (mg x l^{-1})	1 - 2	8 - 9	20 - 65	
Gew.güteklasse	**I**	**II**	**III**	**IV**
CSB (mg x l^{-1})	2 - 15	15 - 40	40 - 100	> 100

TOC

Der gesamte organische Kohlenstoff (**TOC**: **t**otal **o**rganic **c**arbon) spiegelt als Summenparameter die Belastung eines Gewässers mit organischer Substanz wider und ist u.a. abhängig von dem organischen Material, welches sich vor dem Regenereignissen auf den abflussspendenden Oberflächen abgelagert hat. Da der TOC unabhängig von der Oxidationsstufe die Konzentration an organisch gebundenem Kohlenstoff direkt bestimmt, ist die TOC-Bestimmung relativ frei von Matrixeinflüssen.
Die Beziehung des gelösten Kohlenstoffgehaltes zur Gewässergüte ist Tab. 4 zu entnehmen.

Tabelle 4: Beziehung von gelöstem Kohlenstoff zu Gewässergüteklassen der LAWA (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt [KLEE, O., 1998].

Gew.güteklasse	**I**	**II**	**III**	**IV**
$C_{org.}$ (mg x l^{-1})	1,6	2,3	3,8	9,4

Ammonium / Nitrat

Ammonium-Stickstoff (NH_4^+) ist das Endprodukt des Proteinabbaus und gilt als Indikator für eine organische Gewässerbelastung (Tab. 5). Die gewässerökologischen Auswirkungen beruhen auf einem pH- und Temperaturabhängigen Gleichgewicht mit dem potenziell toxischen Ammoniak ($NH_4^+ + OH^- \Leftrightarrow NH_3 + H_2O$), wobei Ammoniumgehalte von 0,5 bis 1 mg x l^{-1} auf Fische toxisch wirken. In geringerem Maße ist Ammonium für eine eutrophierende Gewässerbelastungen verantwortlich.
Eine stärkere Gewässerbelastung verursacht die Nitrifikation ($NH_3 + 2O_2 \Rightarrow NO_3^- + 2\ H_2O + H^+$), die mit einem Sauerstoffbedarf von 4,57 g O_2 x g^{-1} NH_4-N bei sommerlichen Temperaturen einen Zusammenbruch des Sauerstoffgehaltes im Gewässer bewirken kann.
Gut durchlüftete, intakte Gewässer zeichnen sich generell durch höhere Nitrat- als Ammoniumwerte aus [BARKOWSKI ET AL., 1990]. Unter reduzierenden Bedingungen kehrt sich dieses Verhältnis um und das Sauerstoffdefizit kann Ammonium-Toxizität hervorrufen [KASTING, U., 2003]. Dies kann bei starker organischer Belastung des Wassers, hohen Wassertemperaturen und bei Bodenfiltern insbesondere in Einstausituationen der Fall sein.

Tabelle 5: Beziehung von Ammonium- und Nitratgehalten zur Gewässergüteklasse der LAWA (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt [KLEE, O., 1998].

Gew.güteklasse	**I**	**II**	**III**	**IV**
NH_4^+ (mg x l^{-1})	0,08	0,16	0,9	12,2
NO_3^- (mg x l^{-1})	1,2	3,0	4,4	2,6

Gesamt-Stickstoff

Der Gesamtstickstoff ($N_{ges.}$) beschreibt als Summenparameter den organischen Anteil an Stickstoff (Harnstoff, Peptid, Proteine) zuzüglich des anorganischen Stockstoffanteils (Ammonium bzw. Ammoniak und Nitrat) in einer Probe. Für die Einleitung in Gewässer darf der $N_{ges.}$-Gehalt 18 mg x l^{-1} nicht überschreiten.

Gesamtphosphat
Der Phosphatgehalt hat für die Gewässerqualität limnischer Ökosysteme eine zentrale Funktion, da es in stehenden oder langsam fließenden Gewässern als aquatischer Minimumfaktor das Wachstum von Phytoplankton und Mikroorganismen limitiert.
Der Phosphat-Eintrag in das Oberflächenwasser stammt aus Fäkalien, Düngemittelabschwemmungen oder Wasch- und Reinigungsmitteln. Die Phosphatkonzentrationen natürlicher Grundwässer liegen <0,3 mg x l^{-1} PO_4^{3-}, höhere Konzentrationen weisen auf anthropogene Einträge hin. So enthalten häusliche Abwässer 1 - 15 mg x l^{-1} Phosphat-P [BLUME, H.P., 1992], typische Konzentrationen im Straßenabfluss liegen bei 0,4 mg x l^{-1} [KASTING, U., 2003], wobei anorganisch gelöstes Orthophosphat vorherrscht.
Eine P-Überversorgung hat die schwerwiegende ökologische Konsequenz einer sauerstoffzehrenden Gewässereutrophierung, wodurch viele Wasserorganismen sterben. Entsprechend der PO_4^{3-}-Konzentration ist auf die ökologische Gewässergüte zu schließen (Tab. 6).

Tabelle 6: Beziehung von Phosphatgehalt zur Gewässergüteklasse (I: unbelastet; II: mäßig belastet; III: stark verschmutzt; IV: übermäßig verschmutzt [KLEE, O., 1998].

Gew.güteklasse	I	II	III	IV
PO_4^{3-} -P (mg x l^{-1})	0,06	0,2	1	2,5

Anorganika

Schwermetalle (Cu, Zn, Ni, Pb)
Die Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei gelten als verkehrstypische Belastungsparameter, da diffuse, flächenhafte Emissionen durch den Kraftverkehr (Abgas, Reifenabrieb, Tropfverluste, Korrosion) eine Hauptquelle der anthropogenen Schwermetallemission darstellen, in geringerem Umfang Ni, Cr, und Cd. Umfassende Daten zur Belastung von Verkehrsflächen mit Schwermetallen sind einer aktuellen Literaturstudie zu entnehmen [WELKER, A., DITTMER, U., 2005].
Für Cu und Zn sind weiterhin Abflüsse von Dächern, Regenrinnen und verzinkter Verkehrsanlagen (Leitplanken) bedeutende Eintragspfade.

Tabelle 7: Ökologische Bewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern; Angaben in µg x l^{-1} [WACHS, B., 1998].

Belastungsklasse	Belastung	Cu	Zn	Ni	Pb
I	keine / sehr gering	< 0,2	< 2	< 0,3	< 0,15
	gering	0,2 - 0,5	< 2 - 5	0,3 - 1	0,15 - 0,5
II	mäßig	0,5 - 2	5 - 20	1 - 3,5	0,5 - 2
	kritisch	2 - 5	20 - 50	3,5 - 8	2 - 7,3
III	stark	5 - 15	50 - 120	8 - 16	7,3 - 20
	sehr stark	15 - 35	120 - 250	16 - 32	20 - 40
IV	übermäßig	> 35	> 250	> 32	> 40

Ökologisch bedeutsam in Gewässern ist vor allem Kupfer, da es durch die Hemmung der Photosynthese von Phytoplankton ab 0,006 mg x l^{-1} in hohem Masse algizid wirkt. Eine akute Toxizität auf die aquatische Fauna unterstreicht der LD_{50}-Wert <0,1 mg x l^{-1} bei Daphnien.
Ähnlich ist Zink bei Phytoplankton bereits im Bereich 0,004 - 0,007 mg x l^{-1} schädlich [UBA, 2001]. Für Wasserflöhe liegt dagegen der LD_{50}-Wert bei 0,75 mg x l^{-1}.
Blei zeigt bereits ab einer Konzentration von 0,01 - 0,1 mg x l^{-1} chronische Fischtoxizität. Der LD_{50} für Daphnien beträgt 56 mg x l^{-1}, eine Schädigung der Wasserflöhe ist aber bereits ab 0,45 mg x l^{-1} erkennbar [BAYLU, 1998].

Eisen
Das Eisen in Straßenabflüssen entstammt weitestgehend der metallischen Materialkorrosion von Fahrzeugen oder Bauwerkskomponenten. Auch einige Bodenminerale (Fes_2, FeOOH, Fe_2O_3, $Fe[OH]_3$) kommen als Eisenquellen in Betracht.
Unter Sauerstoffarmut und mit pH-Werten unter 7,5 liegt Eisen gelöst als Eisen(II) vor. Bei Austritt des sauerstoffarmen Drainagewassers wird das gelöste Fe^{2+} zu Fe^{3+} oxidiert, welches als hydratisiertes Eisenhydroxid (Eisenocker) ausfällt ($4\ Fe^{2+} + 8\ HCO^{3-} + O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 4\ Fe(OH)_3\downarrow + 8\ CO_2$). Dieses Gleichgewicht steht in reversibler Abhängigkeit zum Sauerstoffhaushalt, so dass unter reduzierenden Bedingungen das gefällte Eisen remobilisieren kann.
Neben der mikrobiologisch-chemischen Sauerstoffzehrung des Fe^{2+} verschlechtern Ockerüberzüge die Lebensbedingungen der Gewässerfauna, da deren Sauerstoffaufnahme stark behindert wird.

Chlorid
Chloride im Straßenabfluss entstammen in der Regel dem Streusalz NaCl und in geringerem Umfang anderen Salzen ($CaCl_2$, $MgCl_2$) [KRAUTH, K.H., KLEIN, H., 1982].
Gelangen größere Mengen dieser wasserlöslichen Salze in Böden, kann dies deren Adsorptionsstärke gegenüber Schwermetallen beeinflussen. Eine chloridbedingte Schwermetallremobilisierung kann vor allem bei Cd stattfinden. Gleichfalls bewirkt ein übermäßiger Eintrag von Natrium- und Chloridionen nachteilige Veränderungen der Bodenstruktur durch Aggregatzerfall und Verdichtung. In der Praxis führt dies zu nachlassender Substratdurchlässigkeit [KASTING, U., 2003].
Gelöste Salze können bei salzempfindlicher Vegetation durch osmotische Effekte und eine Auswaschung von Nährstoffionen empfindliche Schäden verursachen [BLUME, H.P., 1992].

Organika

MKW
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sind Raffinationsprodukte von Rohölen, die aromatische und aliphatische ($C_{10}H_{22}$ - $C_{40}H_{82}$) Kohlenwasserstoffe enthalten. Die Abschwemmungen versiegelter Verkehrs- und Parkflächen enthalten regelmäßig Alkane petrochemischer Herkunft (C_{10} – C_{16}: Dieselöle). Daneben finden sich auch Benzine und Schmierölkomponenten. Diese hydrophoben Kohlenwasserstoffgemische stammen aus Überfüllschäden sowie Leckagen und Tankbehältern.
Als hydrophobe Stoffe weisen MKW sehr geringe Wasserlöslichkeiten auf (Benzin: 30 – 50 mg x l^{-1}, Diesel: 5 mg x l^{-1}). Im Wasser binden sie - wie die PAK - weitgehend an organische Feinststoffe.
Aliphatische MKW werden bei ausreichender Sauerstoffzufuhr schnell und gut abgebaut. Die gewässerökologische Schadwirkung der MKW beruht u.a. auf dem geringen spezifischen Gewicht der MKW (<1 g x cm^{-3}), wodurch sie in Phase flächig aufschwimmen und die Sauerstoffzufuhr in das Gewässer unterbinden. Gleichzeitig kann der mikrobiologische Abbau ein Sauerstoffdefizit bewirken oder verstärken. Pflanzenschädigungen entstehen durch die benetzende Wirkung.

Pestizide (Diuron, Terbutryn)
Diuron (3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-dimethyl-Harnstoff) ist ein systemisches Photosyntheseherbizid mit guter Wasserlöslichkeit und relativ geringer Abbaubarkeit, das im Rahmen der WRRL als prioritärer Stoff eingestuft wurde. Relevante Emissionspfade für Diuron sind atmosphärische Deposition, Einträge über landwirtschaftliche Flächen sowie Hofabläufe. Die zulässige Höchstkonzentration der Umweltqualitätsnorm für Oberflächengewässer (ZHK-UQN) beträgt 0,2 µg x l^{-1} und wurde bei einem bundesweiten Monitoring (430 Messstellen) in 5 Fällen überschritten (Maximum: 2,1 µg x l^{-1}) [HILLENBRANDT ET AL. 2006].
Aufgrund seiner herbiziden Eigenschaften zeigt Diuron besonders gegenüber Algen und Wasserpflanzen eine hohe Toxizität (NOEC 1,96 µg x l^{-1}).

Für Oberflächengewässer werden Maximalgehalte von 1,40 µg x l^{-1} Diuron und 0,13 µg x l^{-1} Terbutryn genannt [BAFU, 2009].

Tenside

Tenside gelangen über Reinigungsmittel z.T. in erheblichen Mengen in Abwässer, wobei mengenmäßig lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) überwiegen. Typisches Haushaltsabwasser enthält 0,5 - 10 mg x l^{-1}, in Gewässern liegen die LAS-Konzentrationen bei 300 µg x l^{-1}.
Besondere Umweltrelevanz besitzen diese grenzflächenaktiven Substanzen als Lösevermittler, die eine Remobilisierung gebundener Feststoffteilchen von Bodenoberflächen begünstigen oder durch Emulsionsbildung das Absinken schadstoffhaltiger Schwebstoffe verhindern.
Eine hohe Bedeutung für die aquatische Toxizität haben Tenside durch Schädigung der Kiemen von Fischen oder indem sie die Membranen für andere Schadstoffe permeabel machen. Der LC_{50}-Wert liegt mit 1 - 20 mg x l^{-1} (Fische) üblicherweise hoch. Der LAS-Grenzwert für Trinkwasser beträgt 0,2 mg x l^{-1}.
In Gewässern haben die als leicht abbaubar geltenden LAS Halbwertzeiten von 80 - 90 Tagen. Die Mobilität von LAS in Böden ist durch spezifische Anionensorption an Fe-Oxiden und organischer Substanz äußerst gering, jedoch konnte bei großflächiger Versickerung auf sandigen Böden eine LAS-Kontamination oberflächennahen Grundwassers nachgewiesen werden [BLUME, H.P., 1992].

Perfluorierte Chemikalien

PFC sind eine Gruppe organischer Verbindungen (Leitkomponenten PFOS und PFOA), an deren Kohlenstoffgerüst die Wasserstoffatome vollständig durch Fluoratome ersetzt sind [GÜNTHER ET AL., 2009]. PFC finden in vielen Bereichen Anwendung, zum Beispiel in Form perfluorierter Sulfonsäuren als AFFF Feuerlöschschäume. PFC sind wasserlöslich und verteilen sich über die Gewässerströmungen, weshalb sie im Brandfall besonders leicht in Gewässer eingetragen werden. Aus diesem Grunde wurde die Löschwasser-Rückhalte-Richtlinie erlassen.
Aufgrund der stabilen C-F-Bindungen sind PFC chemisch inert und auch gegenüber UV-Strahlung und Verwitterung beständig. Daher weisen viele perfluorierte Verbindungen eine hohe Persistenz auf: Kläranlagen reduzieren perfluorierte Tenside (PFT) mit lediglich 24%. Durch eine hohe Sauerstoffzehrung (3%ige Anwendungslösung: CSB: ca. 16500 mg O_2 x l^{-1}; BSB_5: ca. 9700 mg O_2 x l^{-1} [DR. STHAMER, 2009]) belasten sie Gewässer erheblich. Daher sind diese Anwendungslösungen wenn möglich zurückzuhalten oder in Havariebecken zu separieren [DR. STHAMER, 2009; GÜNTHER ET AL., 2009]
PFC akkumulieren in Organismen und sind sehr giftig („PBT-Stoff“). In Tierversuchen haben sie sich als die Fortpflanzung gefährdend erwiesen („reproduktionstoxische Kategorie 2“). Die Kombination dieser Eigenschaften kann zu langfristigen Umweltschäden führen. Daher besteht ein niedriger Trinkwasser-Vorsorgewert (PFOA: 0,1 µg x l^{-1}) [UBA, 2009].

Benzothiazole

Benzothiazole sind als aromatische Heterocyclen polare, gut wasserlösliche Verbindungen. Zu einem geringen Teil entstammen sie dem Einsatz als Korrosionsinhibitor, über 90% entstammen der Anwendung als Vulkanisationbeschleuniger in der Gummiherstellung. Da etwa 15% der Masse eines Autoreifens als Abrieb in die Umwelt gelangen, gelangten 1985 auf diese Weise etwa 205 t x a^{-1} inkorporierte Benzothiazole als diffuser Eintrag in den Straßenablauf [KRUMWIEDE, D., 2002].
2-Mercaptobenzothiazol (MBT) und 2,2’-Dithiobisbenzothiazol (MBTS) werden als gefährliche Umweltchemikalien eingestuft (R50 „Sehr giftig für Wasserorganismen; R53 „Kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben“). Der LOEC von MBT bei Larven der Regenbogenforelle liegt bei 0,078 mg x l^{-1}, der LC_{50}-Wert für Daphnien beträgt 4,1 mg x l^{-1}, der EC_{50}-Wert für Algen ist mit 0,25 mg x l^{-1} angegeben [KRUMWIEDE, D., 2002].
Durch mikrobielle Metabolisierung entstehen unpolarere, stabilere Produkte wie das MTBT, die hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen. Unter anaeroben Bedingungen findet eine

Demethylierung von 2-Methylthiobenzothiazol zu 2-Mercaptobenzothiazol statt, aerob können Ringöffnungsmetabolite wie z.B. 2-Methylsulfinylanilin entstehen [KRUMWIEDE, D., 2002].

Benzotriazole
Benzotriazole zählen in europäischen Fließgewässern zu den am häufigsten und in verhältnismäßig hohen Konzentrationen gefundenen Umweltchemikalien. Üblicherweise handelt es sich um 1H-Benzotriazol und um die Tolyltriazole (Isomerengemisch aus 4-Methyl-1H-benzotriazol und 5-Methyl-1H-benzotriazol). Gewässerkontaminationen mit ihnen beruhen in erster Linie auf ihrer Verwendung als Korrosionsschutzmittel für Kupfer sowie als Kühlflüssigkeiten und Schmierstoffen von Motoren.
Im Grundwasser zeigen Benzotriazolkonzentrationen im Bereich mg x l^{-1} Bioaktivität [http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/service_fachbeitraege/5_Kurzreferat_Benzotriazole.pdf].

Bisphenol A
Bisphenol A (BpA) ist ein Ausgangsprodukt polycarboanthaltiger Kunststoffe, das über Plastikteile von Karosserien, Reifenabrieb oder als Bremsflüssigkeitsverlust in den Straßenabfluss gelangt. Aufgrund seiner ubiquitären Verwendung wird BpA regelmäßig in Oberflächengewässern und Abwasser nachgewiesen.
Das Diphenylalkan BpA weist ähnlich wie die Alkylphenole ein - wenn auch schwächer ausgeprägtes - östrogenes Wirkpotenzial auf. Bei in vitro-Studien ergab sich eine östrogene Wirkschwelle in der Größenordnung von 2-5 µg x l^{-1}. Die *akute* Toxizität von BpA setzt bei Fischen bei Konzentrationen im Wasser von etwa 3 – 5 mg x l^{-1} ein.
Unter aeroben Bedingungen kann BpA in Wasser in etwa 2 Wochen rasch und weitestgehend abgebaut werden [HTTP://RCSWWW.URZ.TU-DRESDEN.DE/~GEHRING/DEUTSCH/DT/EINF/BPA.HTML]. Spuren von BpA in Sedimenten zeigen aber, dass die Chemikalie sich nicht vollständig abbaut und daher in Restmengen im Gewässer verbleibt [UBA, 2010].

„Prioritäre Stoffe“

Alkylphenole
Alkylphenole wie 4 tert.-Octylphenol (4tOP) und 4-iso Nonylphenol (4-NP) sind Vorstufen nichtionischer Tenside oder entstammen Kunststoffteilen der Kraftfahrzeuge (Lacke, Klebstoffe), vulkansierter Reifen. Alkylphenole haben einen relativ hohen log P_{ow}, was auf eine Biokonzentration hindeutet. Es liegen eindeutige experimentelle Hinweise auf eine hormonelle Wirksamkeit dieser Stoffe vor („endokriner Modulator“).
Insbesonders Nonylphenol ist für Fische, aquatische Wirbellose und Algen sehr toxisch. Die LC_{50}- bzw. EC_{50}-Werte liegen in der Größenordnung von 0,13 bis 1,4 mg x l^{-1} (Fisch), von 0,18 - 3,0 mg x l^{-1} (Wirbellose) und von 0,027 bis 1,5 mg x l^{-1} (Algen). Unter aeroben Bedingungen kann NP mineralisiert werden. An der Oberfläche natürlicher Gewässer haben NP eine Halbwertszeit von ca. 10 –15 Std. Dagegen findet unter anaeroben Bedingungen offenbar kein mikrobieller Abbau statt.

Kurzkettige Chloralkane
Kurzkettige Chlorparaffine (C_{10} und C_{12}; SCCP) finden ubiquitäre Verbreitung als Flammschutzmittel, Weichmacher für PVC, Imprägniermittel oder Trägermaterialien in Straßenmarkierungsfarben. SCCP sind in Wasser extrem schlecht löslich. Sie besitzen eine hohe aquatische Toxizität, eine hohes Bioakkumulationspotenzial und sind biologisch schlecht abbaubar (persistent). Es besteht begründeter Verdacht auf kanzerogene Wirkung [STREIT, B., 1994]. Für aquatische Organismen ist eine PNEC-Wirkschwelle >0,5 µg x l^{-1} festgelegt worden [BÖHM ET AL., 2002].

Polybromierte Flammschutzmittel
Polybromierte Diphenylether (PBDE) sind als additive Flammschutzmittel vielen Kunststoffen zugesetzt. Von 209 möglichen Kongeneren sind nur pentaBDE, octaBDE und decaBDE wirt-

schaftlich bedeutsam. PBDE fehlen reaktive funktionelle Gruppen, wodurch sie hydrophob und persistent sind. Daher werden sie im Fettgewebe gespeichert, wobei sie möglicherweise hormonaktiv sind.
Niedrig bromierte PBDE haben toxischen Charakter, insbesondere # 27, # 47, (# 99, # 100) sind toxisch für aquatische Organismen (LC_{50} <1 mg x l^{-1}).
Abwasserproben wiesen mittlere PBDE-Gehalte von 0,31 ng x l^{-1} (#154) bis 3,5 ng x l^{-1} (#47) auf [HTTP://WWW.UMWELTBUNDESAMT.AT/FILEADMIN/SITE/UMWELTTHEMEN/GESUNDHEIT/FACT_SHEETS/FACT_SHEET_BROMIERTE_DIPHENYLETHER_VERS._02_02_2008.PDF]. In einer weiteren Studie ließen sich PBDE in Konzentrationen von 0,09 ng x l^{-1} bis 0,71 ng x l^{-1} bestimmen [BÖHM ET AL., 2002]. Hamburger Autobahnabflüsse wiesen bei einer BG von 0,05 µg x l^{-1} keine PBDE auf [STACHEL ET AL., 2007].

Polyzyklische Aromaten
Bei der Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) handelt es sich um mehrkernige Aromaten (bis zu 150 Kongenere), die i.d.R. als Gemisch mehrerer Einzelkomponenten auftreten. Pak sind in fossilen Brennstoffen vorhanden und entstehen zusätzlich anthropogen durch Pyrolyse und unvollständige Verbrennungsprozesse (Hausbrand, Motoren, Verkokung, …). Im Straßenabfluss ist auch PAK-haltiger Reifenabrieb. [http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserbelastung/dokumente/orientierende_messungen/6.07PAK.pdf]. Die PAK-Belastung von Straßenabläufen ist einer aktuellen Literaturstudie zu entnehmen [WELKER, A., DITTMER, U., 2005].
PAK sind hydrophobe Substanzen, die ab vier Benzol-Ringen praktisch wasserunlöslich sind. Entsprechend weisen sie eine hohe Feststoffaffinität auf und werden in Gewässern praktisch vollständig an Trüb- und Schwebstoffe adsorbiert, weshalb sie überwiegend in partikulärer Phase vorliegen.
Durch ihre ubiquitäre Verbreitung zählen PAK zu den wichtigsten Umweltschadstoffen. Ihre Schädlichkeit basiert auf genotoxischen (karzinogenen und mutagenen) Eigenschaften u.a. gegenüber aquatischen Organismen. Für eine Reihe von PAK und PAK-Derivaten sind auch endokrine Wirkungen nachgewiesen
[http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserbelastung/dokumente/orientierende_messungen/6.07PAK.pdf].

Phthalate
Phthalsäureester werden Kunststoffen als Weichmacher beigefügt und sind daher in der Umwelt ubiquitär verbreitet. Diese Stoffgruppe steht unter Verdacht, endokrines Wirkpotenzial auf aquatische Lebewesen auszuüben. In Straßenabflüssen dominiert das Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), dessen Herkunft der Reifenabrieb und Kunststoffkomponenten sind.
DEHP ist in Wasser nur gering löslich, wobei jedoch in Abwässern mit einem erhöhten Anteil an organischen Substanzen auch höhere Löslichkeiten möglich sind. DEHP besitzt hohe Sorptionskoeffizienten, d.h. Boden, Sediment, und Biota sind die wichtigsten Zielkompartimente für DEHP. Phthalate besitzen eine hohe Bioakkumulationsfähigkeit, wobei chronische Belastungen für aquatische Organismen deutlich toxisch sind (tumorpromovierende bzw. endokrine und reproduktionstoxische Wirkungen). Als niedrigste Wirkkonzentration von DEHP werden im Daphnientest (NOEC, Mortalität) 77 µg x l^{-1} angenommen
[http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserbelastung/dokumente/orientierende_messungen/6.21Phthalate.pdf].
Wichtigster Abbauprozess ist der photooxidative Abbau in der Atmosphäre mit Halbwertszeiten zwischen <1d und 3d. Die vorliegenden Untersuchungen zum aeroben Abbau zeigen ein breites Spektrum von vollständiger Mineralisation bis zu nahezu keiner Konzentrationsminderung. Unter anaeroben Bedingungen findet ein biologischer Abbau nicht bzw. nur sehr langsam statt.

1.3 Filtersubstrate

Zur Auswahl geeigneter Filtermaterialien für Bodenfilter sind aus der Praxis detaillierte Anforderungen und Empfehlungen publiziert (zit. in: [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007]). Wegen ihrer hydraulischen Eignung werden allgemein gewaschene Mittelsande (Körnung 0 - 2 mm) aus standortnahen fluviatilen Sedimenten als physikalisches Filtermaterial bevorzugt [REMMLER, F., SCHÖTTLER, U., 1998]. Ihre überwiegend abgerundete Kornform bewirkt eine hohe hydraulische Durchlässigkeit und strömungsmechanische Stabilität des Filterkörpers und unterstützt die Besiedlung durch Bodenlebewesen und die Durchwurzelung. Hierbei weisen Substrate der Körnung 0 - 2 mm allgemein höhere Wirkungsgrade auf als die der Körnung 0 - 4 mm gleicher Herkunft [UHL, M., JÜBNER, M., 2004].
Die Reinigungseffizienz von Bodenfiltern wird geprägt durch chemisch-physikalische Prozesse (Filtration, Adsorption, Ionenaustausch, Fällung), (mikro)biologischem Abbau und Wasserspeicherung in Verbindung mit ingenieurtechnischen Maßnahmen, die den Schutz aufnehmender Gewässer gewähren sollen.
Hier erweisen sich gewaschene Sande auf Grund ihrer einheitlichen und schadstofffreien Mineral-Chemie als günstig. Zwar ist ihre Kationenaustauschkapazität relativ gering (<5 meq x 100 g^{-1}) und sie verfügen im Wesentlichen nur über die biotische Sorptionskapazität mikrobieller Biofilme. Sande können aber im Gegensatz zu Lehmböden gezielt melioriert werden, um bestimmte Eigenschaften zu erreichen [LFU, 2002].
Auf dieser Basis ist eine optimierte Kombination aus leistungsstarken Substratbestandteilen und einer angepassten Bepflanzung entwickelt worden [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007; HOLTHUIS ET AL., 2008], die in diesem Vorhaben großtechnisch gestestet wurde.
Die detaillierte Charakterisierung der ausgewählten Substratbestandteile erfolgt in Kap. 2.5.5.1, die mykorrhizierte Filterbepflanzung wird in Kap. 2.5.6.1 vorgestellt und der Aufbau des stratifizierten, bepflanzten Filterkörpers ist Kap. 2.3.1 zu entnehmen.

1.4 Vegetation und Mykorrhiza

1.4.1 Helophyten – Pflanzen mit besonderen Eigenschaften für den Standort Bodenfilter

Problematik: Bodenfilter als Standorte mit extremen Verhältnissen erfordern besonders gut angepasste Pflanzen

Bodenfilter besitzen entsprechend den Vorgaben deutscher Regelwerke und Handbücher zur RBF-Technik (DWA-M 178, MUNLV 2003 u.a.) besonders gut durchlässige Sand-Filterschichten zur zügigen Versickerung des Wassers. Die Bepflanzung besteht gewöhnlich aus reinen Schilfbeständen. Insbesondere in den warmen Jahreszeiten kann es nach ausbleibenden Niederschlägen über längere Zeiträume zu trockenen Verhältnissen im Filter kommen. Gerade im Hinblick auf die z. T. extrem wechselnden Feuchteverhältnisse reagiert Schilf empfindlich auf Trockenheit, so dass immer wieder Probleme bei der Ausbildung stabiler Schilfbestände auftreten. Da die Bepflanzung maßgeblich zur Funktion und Reinigungsleistung von Bodenfiltern beiträgt (z. B. Substratlockerung), ist die Auswahl von Pflanzen bzw. eine intakte Vegetation von erheblicher Bedeutung. Vor diesem Hintergrund besteht der Bedarf nach alternativen Pflanzenarten, die insbesondere wechselnde Verhältnisse von Staunässe bis Trockenheit gut aushalten.
Daher sollen im Praxistest als Alternative zu Schilf vier Pflanzenspezies auf ihre Eignung als Filterpflanzen getestet werden. Die Pflanzen ertragen sowohl über längere Zeit Staunässe als auch zeitweilige Trockenheit. Die Pflanzenauswahl leitet sich aus erfolgreich durchgeführten Labor- und Lysimeterversuchen ab [DOBNER,I., HOLTHUIS, J., 2007; HOLTHUIS ET AL., 2008; DOBNER ET AL., 2008] und wird im Methodenteil einschließlich ihrer Auswahlkriterien ausführlich vorgestellt. Die ausgewählten Arten zählen allesamt zu den Helophyten oder Sumpfpflanzen. Sie unterscheiden sich in ihrer Erscheinung anatomisch und morphologisch von den eigentlichen Landpflanzen (Terraphyten). Diese Abweichungen ermöglichen es den Helophyten auf feuchten, wassergesättigten oder zeitweilig überstauten Flächen zu gedeihen. Zudem sorgen sie für einen erheblichen Sauerstoffeintrag in den Boden. Sie sind auch unter anhaltend anaeroben

Bedingungen im Wurzelraum überlebensfähig. Die Pflanzen tolerieren Dauerüberflutungen vor allem aufgrund ihrer besonders gestalteten Wurzeln und Rhizome. Blätter, Spross und Wurzeln sind durch ein so genanntes Aerenchym miteinander verbunden. Dieses aus großen Interzellularräumen bestehende Luftkanalsystem versorgt über die Blätter und den Spross das Wurzel- und Rhizomsystem im Boden mit Sauerstoff. Der Gasaustausch zwischen den Wurzeln der wassergesättigten Böden und den oberirdischen Pflanzenteilen erfolgt rein physikalisch durch Thermoosmose, hygrometrischen Druckaufbau und Druckventilation [STENGEL, E., 1991]. Funktionell ist neben dem Aerenchym bei zahlreichen Pflanzen auch die Markhöhle in einem zügigen Gastransport einbezogen. In den gemäßigten Breiten dominieren unter den Helophyten vor allem Schilf (*Phragmites australis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Rohrkolben (*Typha latifolia* und *Typha angustifolia*), sowie verschiedene Seggen (*Carex*) und Binsen (*Juncus*, *Scirpus*) [MOORMANN, H., 2001].

1.4.2 Abbau von Schadstoffen durch Pflanzen

Neben Bakterien und Pilzen verfügen auch Pflanzen über Mechanismen für den Schadstoffabbau im Boden. Hierbei greifen verschiedene Mechanismen seitens der Pflanzen. Einerseits besteht die Möglichkeit der direkten Aufnahme von Kontaminanten in die Pflanzen mit nachfolgender Akkumulation oder Metabolisierung im Gewebe. Reinigungstechniken, die auf solchen Prozessen basieren, werden allgemein unter den Begriff *Phytoextraktion* zusammengefasst und finden bisher vor allem bei der Entfernung von Schwermetallen aus Böden Anwendung. Im Gegensatz zu den Schwermetallen unterliegen organische Xenobiotika vielfältigen Abbauprozessen innerhalb pflanzlicher Stoffwechselvorgänge und werden als Abbauprodukte in die pflanzliche Matrix integriert. Gewichtig sind andererseits die Einflüsse der Pflanzen, die indirekt zum Schadstoffabbau beitragen. So kann über Veränderungen des Bodenmilieus zugunsten von Bakterien und Pilzen deren Aktivität und dadurch auch der Abbau schädlicher Substanzen verbessert werden. Effizienter Schadstoffabbau beruht hierbei im Wesentlichen auf einer Assoziation oder Gemeinschaft von Pflanzen, Bakterien und Pilzen im Einzugsbereich der Wurzeln, der Rhizosphäre. Solche Verfahren, die sich auf den Abbau von Kontaminanten im Wurzelraum konzentrieren, sind durch den Begriff *Rhizodegradation* definiert. Insbesondere durch Abgabe von Wurzelexsudaten, durch Beeinflussung des Boden-pH-Wertes, des Gashaushaltes und der Wasserbilanz schaffen Pflanzen für Mikroorganismen günstige Milieubedingungen. Bis zu 40% des photosynthetisch gebundenen Kohlenstoffes wird von den Wurzeln in Form organischer Säuren, Zucker und Alkoholen wieder an ihre Umgebung abgegeben [YOSHITOMI, K., SHANN, J., 2001] und steht somit dem mikrobiellen Metabolismus zur Verfügung. Die besondere Organismengemeinschaft der Rhizosphäre kann mit Hilfe vielfältiger enzymatischer Reaktionen vorhandene Xenobiotika entgiften. Mit den Wurzeln assoziierten Pilzen ist es möglich, von den Wurzeln ausgehend den Boden weiträumig und engmaschig mit ihren dünnen Pilzhyphen für sich und für die Rhizosphärengemeinschaft zu erschließen. Im Wurzeleinzugsraum in einem Abstand < 1 mm zur Wurzel beträgt die Anzahl der Organismen ca. $1{,}2 \times 10^{11}$ Zellen je cm³, in 2 cm Entfernung immerhin noch $1{,}3 \times 10^{10}$ [PAUL, E., CLARK, F., 1989]. Etwa 5-10% der Wurzeloberfläche sind von Bakterien besiedelt. Außerdem sind die externen Pilzhyphen der Mykorrhiza mit einem bakteriellen Biofilm überzogen [ROMANTSCHUK ET AL., 2000]. Durch die Dynamik schnellwüchsiger und stark wurzelnder Pflanzen werden die aktiven Mikroorganismen verstärkt im Boden verteilt. Pflanzen leisten also auf vielfältige Weise ihren Beitrag zur Reinigung kontaminierter Böden. Entsprechendes gilt auch für die mit den Pflanzen in Symbiose lebenden Mykorrhizapilze, auf die im folgenden Abschnitt eingegangen wird.

1.4.3 Mehr Vitalität und Leistung durch Mykorrhiza

Der Begriff Mykorrhiza beschreibt eine Lebensgemeinschaft zwischen Pilzen und Wurzeln verschiedener Landpflanzen. Diese für beide Partner förderliche Symbiose ist nach heutigen Schätzungen bei etwa 90% aller an Land lebenden Gefäßpflanzen verbreitet [STEFFENS ET AL., 1994]. Die große Verbreitung unterstreicht die Bedeutung der Symbiose. Am häufigsten

verbreitet ist die VA-Mykorrhiza (Vesikulär-Arbuskuläre Mykorrhiza). Sie findet sich in allen Familien der krautigen Pflanzen und ist somit auch für die Helophyten relevant. Aktiviert durch Wurzelexsudate wachsen VAM-Pilze ausgehend von externen Chlamydosporen oder Hyphen zur Wurzeloberfläche. Nach Ausbildung eines Appressoriums (Anhaftungsorgan) dringt der Pilz mit Hilfe eines Infektionskeils enzymatisch durch die Wand der Wurzelzellen. In der Wurzel werden Rhizodermis und Rindenparenchym intra- und interzellulär von den Hyphen besiedelt. In den infizierten Wirtszellen bilden sich besondere Hyphenstrukturen, die Vesikel und Arbuskel aus [WERNER, D., 1987; GISI ET AL., 1997]. Die bäumchen- oder korallenartigen Arbuskel sind eng vom Plasmalemma der Pflanzenzelle umgeben (Abb. 1). Somit kommt es zur Ausbildung eines gemeinsamen „Interface“, die den gegenseitigen Stoffaustausch zwischen den Symbiosepartnern ermöglicht. Vesikel sind Vorratsorgane für überwiegend lipidhaltige Stoffe (Abb. 1).

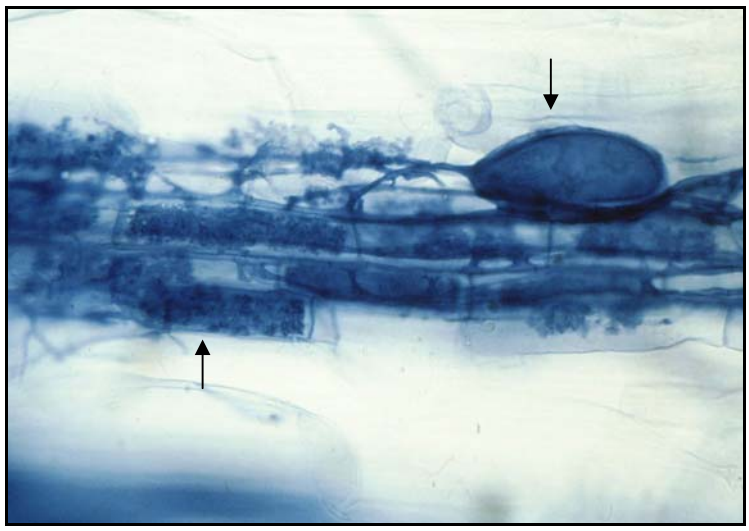

Abbildung 1: Ausschnitt aus einer mykorrhizierten Feinwurzel von *Lythrum salicaria* mit Arbuskeln (korallenförmige Ausbildungen, unterer Pfeil) und einem Vesikel (terminal vergrößert, oberer Pfeil), Lichtmikroskop (250 x).

Die Pflanzen erfahren durch den Pilzsymbionten eine verbesserte Nährstoff- und Wasseraufnahme. Dem Mykorrhizapilz kommt hierbei eine Schlüsselrolle zu. Gegenüber nicht-mykorrhizierten Feinwurzeln durchwachsen Pilzhyphen ein weitaus größeres Bodenareal, aus dem sie Wasser und darin gelöste Nährstoffe entnehmen können. Die dünnen Hyphen haben überdies den Vorteil, kleinste Interkapillarräume für ihren Wirtspartner erschließen zu können [HILBER, O., 1992]. Neben einer verbesserten Wasseraufnahme erfahren die mykorrhizierten Pflanzen vor allem eine effizientere Versorgung mit Phosphor, Stickstoff und anderen Nährelementen [WERNER, D., 1987; HILBER, O., 1992]. Im Gegenzug profitiert der Pilz in erster Linie von Kohlenhydraten, aber auch von verschiedenen Aminosäuren und Vitaminen, die er von der Pflanze erhält [WERNER, D., 1987; STEFFENS ET AL., 1994].
Eine ausgeglichene und verbesserte Versorgung der Pflanzen mit Wasser und Nährstoffen steigert ihre Vitalität. Folglich reagieren sie weniger empfindlich auf ungünstige Extrem-situationen. Vor allem dieser Aspekt macht mykorrhizierte Pflanzen auch für den Einsatz auf Bodenfiltern interessant. Extreme Standortbedingungen, wie zeitweilige Staunässe (nach starken Niederschlägen) oder auch länger andauernde Trockenphasen (v.a. im Sommer), dazu akkumulierende Schadstoffe im Filtersubstrat mit fortschreitender Betriebsdauer, erfordern eine verbesserte Toleranz gegenüber solchen Stressfaktoren, die vor allem von vitalen mykorrhizierten Pflanzen erbracht werden kann. Neben einem breiteren Toleranzvermögen gegenüber ungünstigen Bedingungen verfügen mykorrhizierte Pflanzen außerdem über die Fähigkeit zum Schadstoffabbau in Böden. Das Spektrum an Xenobiotika, das durch den Einsatz

dieser Pilz-Pflanze-Symbiose wirksam reduziert werden kann, findet eine ständige Erweiterung. Neben anderen zählen hierzu zahlreiche PAK [GRAMS ET AL. 1999; JONER, E., LEYVAL, C., 2003; GAO ET AL., 2010], Polychlorierte Biphenyle [DONNELLY, P., FLETCHER, J., 1995], 2,4-Dichlorphenol [MEHARG ET AL., 1997], Chlorphropham [ROUILLON ET AL., 1989], TNT [SCHEIBNER ET AL., 1997; DOBNER, I., 2003], Phthalate [WANG ET AL., 2004]. Die Fähigkeit zur Biodegredation beruht bei Mykorrhizapilzen auf dem Besitz unspezifisch wirksamer, extrazellulärer Enzymsysteme, die oxidative Angriffe am Kohlenstoffring organischer Verbindungen katalysieren. Unter den Phenol oxidierenden Enzymen konnten bei Mykorrhizapilzen bisher Tyrosinase, Catechol-Oxidase, Ascorbat-Oxidase und Laccasen nachgewiesen werden. Außerdem fanden sich Lignin- und Mangan-Peroxidase.

1.5 Anlagenbeschreibung der Bodenfilter

1.5.1 Allgemeines

Die Bodenfilteranlage „Halenreie“ befindet im Nordosten Hamburgs im Bezirk Wandsbek, Gemarkung Volksdorf (Abb. 2). Sie grenzt unmittelbar östlich an das Naturschutzgebiet „Volksdorfer Teichwiesen“ im Einmündungsbereich der Gussau (Flurstücke 73.16 und 73.17).

Abbildung 2: Lage der Bodenfilteranlagen „Halenreie“ (rot) und „Moorfleet“ (Braun) in Hamburg (links); Hauptverkehrsstraße „Halenreie“ (rechts).

Die Pilotanlage Halenreie wurde Anfang 1996 gebaut und im gleichen Sommer in Betrieb genommen. Als Planungs- und Baudienststelle war die Tiefbauabteilung des Bezirksamtes Wandsbek verantwortlich. Mit der Ausführung war das Ingenieurbüro AWA – Arbeitsgemeinschaft Wasser und Abwasser (Uelzen) beauftragt, der Erdbau wurde von Fa. Jela-Bau (Bremen) durchgeführt, der Einbau von Drainage und Filtermaterial erfolgte durch Fa. Krebs-Bau (Dägelingen). Fa. Osbahr (Hamburg) war für sämtliche Pflanzarbeiten zuständig [BSU, 1997]. Die Kosten für Planung und Bau der Pilotanlage betrugen 241.000 € und wurden von der Umweltbehörde, Fachamt Gewässer- und Bodenschutz, finanziert.
Da unmittelbar das Naturschutzgebiet „Volksdorfer Teichwiesen“ angrenzt, wurde eine landschaftsgerechte Integration angestrebt. Dies betrifft die naturnahe Gestaltung des RHB sowie die Nutzung der topographischen Hangrandlage zur Erzeugung des hydraulischen Gefälles der Gesamtanlage.
Die ursprüngliche Konstruktion und Betriebsweise sowie die im Jahr 2000 erfolgten ersten Umbaumaßnahmen sind detailliert in zwei Untersuchungsberichten der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt dargestellt [FITSCHEN, T., 2000; 2002].

Tabelle 8: Kenndaten der Bodenfilter „Halenreie“ und „Moorfleet“.

	Halenreie	Moorfleet
Betreiber	Bezirk Wandsbek	Autobahnmeisterei Stillhorn
Ingenieurplanung	AWA – Arbeitsgemeinschaft Wasser und Abwasser (Uelzen)	Pöyry Infra GmbH / BPI Consult (Hamburg)
Bauausführung Erdbau	Jela Bau (Bremen)	Josef Möbius Bau-AG (Hamburg)
Inbetriebnahme	1996	2008
geogr. Lage	N 53°39’10 N, O 10°09’40	N 53°30'39, O 10°05'27
Charakteristik Einzugsgebiet	hoch versiegelt; Abflüsse von Hauptverkehrstrasse (DTV 15000), Parkplätze und Marktplatz	hoch versiegelt; Abflüsse von BAB1 (DTV: 106000)
Fläche Einzugsgebiet A_E	4,12 ha	0,93 ha
reduzierte Fläche A_{red}	2,47 ha	0,84 ha
Abflussbeiwert	$\psi = 0,6$	$\psi = 0,9$
Bemessungszulauf	435 l x sec^{-1}	
Bemessungsregen $r_{15\ (n = 0,1)}$	176 l x sec^{-1} x ha^{-1}	154 l x sec^{-1} x ha^{-1}
RKB		8 m^2
Speichervolumen RHB	ca. 650 m^3	ca. 273 m^3 (DIN 4281)
Zulauf BoFi (Pumpenleistung)	30 m^3 x h^{-1} (nominell)	-
Bodenfilter	Seg I und II: 440 m^2; vertikal, Pumpenbeschickung Seg III und IV: 280 m^2: horizontal, Freigefälle	horizontal, Freigefälle
Filtermaterial	Sand 0/2 (Seg. I); 0/8 mm (Seg. II)	Sand 0/2 mm
k_f BoFi (DIN 19682)	6,9 x 10^{-5} m x sec^{-1}	3,2 x 10^{-4} m x sec^{-1}
Filterstärke	0,9 m	0,6 m
Bepflanzung	*Phalaris arundinacea, Iris pseudacorus u.a. (Seg. I); Phragmites australis (Seg. II)*	- (Spontansukzession)

1.5.2 Gebietsabfluss

- ***Einzugsgebiet und Verkehrsbelastung***

Das aktuell angeschlossene Einzugsgebiet beträgt A_E =4,12 ha mit einem Abflussbeiwert ψ_m= 0,6, woraus sich eine abflusswirksame Fläche von A_{red} = 2,47 ha ergibt. Die Dimensionierung der Reinigungsanlage beruht auf einer sehr hohen hydraulischen Belastung und hydraulischen Reserven für eine Erweiterung des Einzugsgebietes auf $A_{E.}$= 6,93 ha.
Der Zulauf zur Bodenfilteranlage speist sich aus Oberflächenabflüssen der zweispurigen Straße „Halenreie“ (Abb. 2) und eines hochversiegelten Mischgebiets (Markt-/Parkplatz). Die Oberflächenentwässerung nutzt das natürliche Relief der Talrandlage, wobei die Wasserscheide des Einzugsgebietes der Kammlinie der Strasse „Im Alten Dorfe“ folgt.
Eine ortsspezifische Besonderheit des Einzugsgebietes ist das hohe potentielle Verschmutzungsrisiko durch den benachbarten Volksdorfer Marktplatz, der für Straßenabflüsse untypische Inhaltsstoffe verursacht (z.B. Organik, Tenside, Keime).
Aktuell liegt die Verkehrsbelastung der Halenreie (DTV) bei 15.000 Kfz [BSU – VERKEHRSDATEN; 2008], wodurch dieser Straßenabschnitt als Fläche mit starker Verschmutzung eingestuft werden kann [DWA-A 138]. Im bundesweiten Durchschnitt beträgt die DTV außerörtlicher Bundesstraßen 9.220 Kfz [DIERKES, C., 1999], so dass bei der Halenreie von einer erhöhten Emissionssituation auszugehen ist.

- ***Klima***

Die Charakterisierung der Niederschläge (Regen, Schnee, Hagel) und der damit verbundenen Abflussereignisse ist für die Dimensionierung und Leistungsbeschreibung von Bodenfilteranlagen wichtig. Im Rahmen dieser Arbeit wurden an der Anlage „Halenreie keine permanenten Klima-Aufzeichnungen" vorgenommen. Zitierte meteorologische Daten entstammten Totalisatoraufzeichnungen der Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel (53°38' Nord; 09°59'Ost; 15 m NN), die sich etwa 14 Km westlich des Bodenfilters befindet. Aufgrund starker Strukturierung von Regenzellen und wolkenphysikalischer Gesetzmäßigkeiten konnten daher die Intensität und Menge der tatsächlichen Niederschläge am Standort „Halenreie" abweichen [ATV-M 165].
Allgemein ist das Hamburger Klima maritim geprägt. Westwinde überwiegen und bringen oft feuchte Wolkenmassen aus dem Bereich der Nordsee und damit ausgeglichene Temperaturen mit sich. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 9 °C.
Die Jahresmittelwerte für den Niederschlag liegen bei 750 mm (vgl. Tab. 9), wobei aufgrund der lokalen Topographie deutliche Unterschiede im Stadtgebiet auftreten. Saisonale Schwankungen der Lufttemperatur haben starken Einfluss auf die Abflussbildung, da bei sommerlichen Temperaturen ein nicht unerheblicher Teil der Niederschläge unmittelbar verdunstet. Die mittlere jährliche Evaporation wird mit rd. 370 mm angegeben. Aus der Differenz von Niederschlag und Verdunstung ergibt sich ein mittlerer jährlicher Abfluss von etwa 410 mm [BSU, 2004].

Tabelle 9: Jährliche Niederschlagshöhen, abgeleitet aus der synthetischen, über 30 Jahre ununterbrochenen Regenreihe HH00 [BBV, 2003].

	Zeitraum	**mm**
∅30 a	1968 - 1997	750
∅20 a	1978 - 1997	754
∅10 a	1988 - 1997	756
Minimum	1996	507
Maximum	1980	985

- ***Abflussbeiwerte***

Die Abflusscharakteristik eines Einzugsgebietes wird neben dem Niederschlagsvolumen und der Einzugsfläche entscheidend vom Abflussbeiwert geprägt. Der „mittlere Abflussbeiwert" (ψ_m) resultiert aus dem Quotienten von Abflussvolumen und Niederschlagsvolumen pro Zeiteinheit und ermöglicht eine Einschätzung der Abflussbildung unterschiedlicher Entwässerungsflächen [ATV-A 198]. Für die Halenreie wurde ein mittlerer Abflussbeiwert ψ = 0,6 angenommen (Tab. 8).
Verschiedene nicht exakt vorhersehbare Einzelverluste (Benetzung abgetrockneter Oberflächen, Muldenverluste, Oberflächenrauhigkeit, Interzeption, Infiltration) reduzieren den oberflächennah registrierten Niederschlag (s.o.) vor Ort zum so genannten „Abflusswirksamen Niederschlag" ($N_{eff.}$), der weiterhin von Geländeneigung und lokaler Temperatur beeinflusst wird. Daneben variieren die Abflussbeiwerte einzelner Regenereignisse in Abhängigkeit von der Ereignisvorgeschichte sowie Niederschlagsintensität und -dauer: speziell Niederschläge geringer und mittlerer Intensität bilden durch stärker ins Gewicht fallende Anfangsverluste deutlich geringere Abflussvolumina als nach dem mittleren Abflussbeiwert ψ_m prognostiziert. Dieser anfängliche Benetzungsverlust ist mit 0,3 - 0,7 mm anzusetzen, die Höhe von Muldenverlusten beträgt 0,5 - 2 mm [ATV-M 165]. Eine Zusammenfassung von Abflussbeiwerten für verschiedene Befestigungstypen ist dem DWA-M 153 zu entnehmen [SCHMITT, T.G., ILLGEN, M., 2001; ATV-M 153].
In der Konsequenz führen diese Abweichungen vom theoretischen Anlagenzufluss sowie Unsicherheiten über die Flächenkategorien aus Besorgnisgründen oft zu hohen Bemessungsreserven.

1.5.3 Anlagenkonstruktion Bodenfilter Halenreie

Die Konfiguration der Niederschlagswasserbehandlungsanlage Halenreie ist zweistufig, bestehend aus der Vorstufe (Regenrückhaltebecken mit Leichtstoffabscheidung) und einem nachgeschalteten schilfbepflanzten, sohlgedichteten Bodenfilter (Abb. 3).

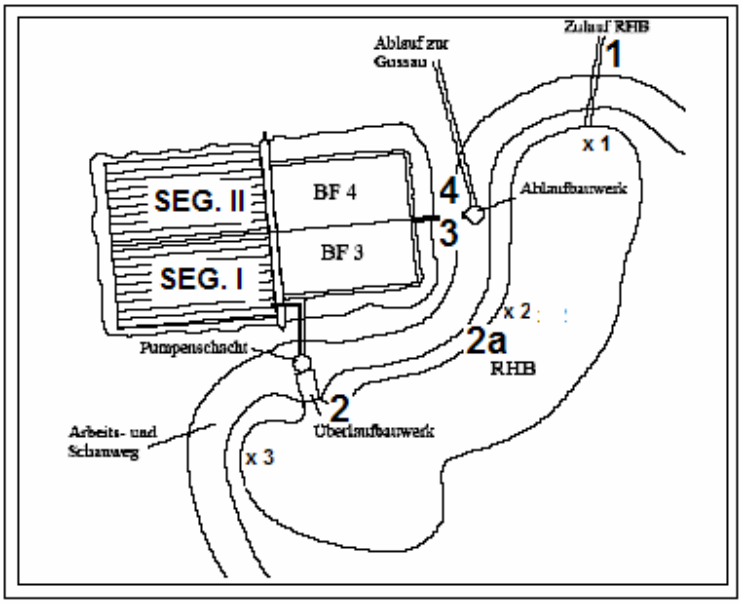

Abbildung 3 Schematische Darstellung des Bodenfilters „Halenreie“ (1: Zulauf RHB, 2/2a: Entnahmeort der Pumpenproben = Ablauf RHB; 3/4: Beprobungspunkte der Drainagen; $x_{1 - 3}$: ergänzende Probenentnahmen für Gradientenuntersuchungen).

Zulauf

Abbildung 4: Zulauf zum Rückhaltebecken (links: einsetzender „first flush“; rechts: Trockenwetterzufluss, im Vordergrund Tosbecken).

Der Zulauf zur Bodenfilteranlage speist sich aus den im Trennsystem zugeführten Oberflächenabflüssen der Strasse „Halenreie“, den angeschlossenen Flächen des Volksdorfer Marktplatzes und angrenzender Wohngebiete. Das zuführende Betonrohr (DN400) mündet in einem Tosbecken, wo eine grobe Stein- und Geröllschüttung die Zuflussenergie senkt und so unerwünschte Auskolkungen und Vegetationsschäden vermeidet (Abb. 4).

Von hier gelangt das Wasser im Freigefälle durch einen offenen, etwa 10 m langen Zulaufgraben in das RHB. Um ein Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund zu verhindern, weist der Zulaufgraben eine Kleidichtung auf. Gleichzeitig fungiert er als Schlammfang.

Regenrückhaltebecken

Abbildung 5: Regenrückhaltebecken der Bodenfilteranlage „Halenreie“.

An der Halenreie dient ein Regenrückhaltebecken (RHB) im Dauerstau der Aufnahme des verschmutzten Oberflächenwassers (Speicherbecken).
Der Zulauf gelangt über eine erosionsmindernde Steinschüttung in das RHB. Das Stauvolumen beträgt ca. 650 m³ (spezifisches Volumen: 38 m³ x ha_{red}^{-1}) (Abb. 5). Die Bemessung nach ATV-117 berücksichtigte dabei bereits eine geplante Erweiterung des Einzugsgebietes. Es ist landschaftsnah mit unregelmäßigem Umriss und Profilierung gestaltet und in Erdbauweise errichtet (Dichtung: 30 cm Kleiboden; Nachdichtung mit Bentonit [FITSCHEN, T., 2002]), die umlaufenden Uferzonen sind mit verschiedenen Röhrichtarten bepflanzt.
Der Abfluss aus dem RHB erfolgt über einen etwa 2m breiten, bewachsenen Schotterdamm (Abb. 6) mit nachfolgender Tauchwand in ein Ablaufbauwerk.

Ablaufbauwerk

Das Ablaufbauwerk vom RHB zum Bodenfilter ist in den Arbeitsweg integriert und schließt dort das RHB ab (Abb. 6). Hier findet sich auch eine 20 cm tiefe Mulde als Notüberlauf für das RHB. Durch die Abflußhöhe im Bauwerk wird der RHB-Dauerwasserstand auf NN +34,50 m begrenzt. Im Zufluss zum Bauwerk scheidet eine Tauchwand auftreibende Leichtflüssigkeiten ab.
Über das Ablaufbauwerk gelangt eine durch den Schotterdamm und den Ablaufdurchlass (DN200) gedrosselte Wassermenge in den ehemaligen Pumpenschacht, der als Verteilerbauwerk für die Beschickung der Bodenfilter dient. Die Beschickung der Filter kann dabei regelbar im Druckbetrieb über eine Tauchpumpe (c-Rohr Adapter) oder alternativ im Freigefälle erfolgen. In beiden Fällen gelangt das Wasser vom Pumpenschacht zuerst durch den tiefer gelegenen Ablauf (DN65) in das Stirnrohr (Hauptverteiler; DN100) und von dort zum Rohrbeschickungssystem der Seg. I und II. Ist der Zulauf größer als der Ablauf über das untenliegende DN65-Rohr, steigt der Wasserstand an, so dass dann zusätzlich der höher gelegene Ablauf (DN300) zu den Filtern III und IV anspringt, die über ein umlaufendes Kiesbett horizontal bewässert werden.

Abbildung 6: Ablaufbauwerk des RHB (links: RHB mit hohem Wasserstand; rechts: RHB mit Niedrigwasser, der bewachsene Schotterdamm im Vordergrund erkennbar).

Nach Leistung der für die Bewässerung eingesetzte Pumpen beträgt die nominelle Wasserförderung q_{max} 30 m^3 x h^{-1} (Kap. 2.5.1.1) Dieses maximale Fördervolumen wird durch Absperrschieber der Bewässerungskulisse sowie durch Strömungswiderstände der Förderstrecke (ca. 10 m Schlauchleitung zwischen RHB und Pumpenschacht) heruntergedrosselt.

Bodenfilter

Abbildung 7: Das Untersuchungsobjekt Filtersegment I (links: Sommer 2008, erkennbar sind Bewässerungsrohre und Trenndamm der Hochleistungsfläche, vgl. Abb. 10; im Hintergrund die schilfbestandenen Filtersegmente III und IV; rechts: Aspekt im Mai 2009).

Die Hauptreinigung des verunreinigten Straßenablaufs erfolgt in den dem RHB nachgeschalteten, bepflanzten Bodenfiltersegmenten.
Die Filterfläche ist unterteilt in 4 hydraulisch getrennte Beete, die untereinander sowie zum anstehenden Boden durch wasserdicht verschweißte PE-LD-Folie abgetrennt sind. Die gesamte Versickerungsfläche der Bodenfilter beträgt 620 m^2. Diese Fläche entspricht 2,5% der abflusswirksam angeschlossenen Fläche (2,47 ha).
Die Segmente I und II haben eine Oberfläche von je 170 m² (ca. 10 m x 17 m). Die Filterfläche der beiden anderen Bodenfiltersegmente (Filter III und IV) beträgt jeweils 140 m² (ca. 10 m x 14 m). Der umlaufende Beschickungsgraben der Filter III und IV weist eine Breite von ca. 1 m auf.
Im Untersuchungsbetrieb werden die Segmente I und II über Pumpe und Bewässerungsrohre vertikal beschickt, ansonsten im Freigefälle. Manuelle Absperrschieber vor den beiden Hauptverteilerrohren (DN100) können den Zufluss begrenzen und ermöglichen eine gezielte Be-

schickung, so dass unterschiedliche hydraulische Belastungsszenarien oder Beschickungsweisen (intermittierend oder kontinuierlich) simuliert werden können (Kap. 2.5.1.1 und 2.5.1.2). Die Bewässerung kann dabei entweder separat auf ein oder parallel auf beide vertikal durchströmte Segmente erfolgen.
Um die gesamte Filterfläche für Reinigungsprozesse optimal zu nutzen, ist eine großflächige und homogene Infiltration angestrebt. Daher leiten im Pumpenbetrieb pro Segment jeweils zehn oberflächlich aufgeständerte Verteilerrohre (Material: HD-PE 50 x 4,6; Gesamtlänge: 16,5 m, untenliegende Auslassbohrungen: ∅ 6 mm, Loch-Abstand: ca. 1m; Abstand zwischen den Rohren: ca. 1m) das Schmutzwasser auf die Filteroberfläche (Abb. 7). Auf diese Weise wird eine punktförmige Belastung im Einlaufbereich vermieden und auch unerwünschtes Umlegen des Bewuchses wird vermieden.

- ***Filteraufbau Seg. I***

Für die Freilandstudien wurde das 1996 eingebaute, schilfbestandene Altsubstrat von Filtersegment I (vgl. [FITSCHEN, T., 2000]) (Abb. 3) bis auf eine Tiefe von 50 cm ausgebaggert und im März 2008 durch einen vertikal beschickten, stratifiziert aufgebauten und bepflanzten Bodenfilter ersetzt, dessen Substratzusammensetzung und Bepflanzung auf der bisherigen Optimierungsstrategie basieren [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007]. Die Details zu den Umbauten sowie dem aktuellen Aufbau des bepflanzten Filtersegmentes I sind Kap. 2.3.1 zu entnehmen.

- ***Filteraufbau Segment II***

Der allgemeine Aufbau dieses Bodenfilters gliedert sich in eine basale, etwa 10 cm starke Kiesschicht (8/20 mm), in der sich die Drainage befindet. Darüber schließt sich der eigentliche Filterkörper mit einer Höhe von 900 mm an. Der 1996 in Seg. II eingebaute Filtersand ist etwas gröber und weist einen wirksamen Durchmesser (d_{10}) von 0,244 mm bei einem mittleren Durchmesser (d_{50}) von 0,595 mm auf. Die genaue Herkunft der Sande konnte nachträglich nicht mehr ermittelt werden.
An der Oberfläche ist dieser vertikal durchströmte Filter zusätzlich von 10 cm Kies überdeckt, der die Beschickungsleitungen aufnimmt und die Filteroberfläche vor Erosion schützt.
Dieses Filtersegment erhielt 1996 eine gleichmäßige Initialpflanzung mit 5 Exemplaren *Phragmites australis* pro m².

Die ***Seg. III und IV*** sind als horizontal durchströmte Filter aufgebaut. Die Wasserzufuhr erfolgt hier durch die höher gelegene Überlaufleitung des Pumpenschachts (DN300), wobei die Bewässerung seitlich durch ein umlaufendes Gerinne erfolgt. Die beiden Seg. III und IV werden nur bei stärkeren Regenereignissen bewässert und wurden bei den Umbauarbeiten als hydraulische Sicherheitsreserve genutzt.
Zwischen den vertikal und horizontal betriebenen Verfahrensvarianten ist ein etwa 30 cm hoher Damm, um Überlaufereignisse zwischen den Varianten zu unterbinden.
Der Bodenfilter wird von einer Ring-Drainage umgeben, die ursprünglich dazu diente, während der Bauphase das Auftreiben des unbefüllten Filterbeckens durch hoch anstehendes Grundwasser zu verhindern. Sowohl das RHB als auch der Bodenfilter haben Notüberlaufmulden zum Graben.

Drainage und Ablaufbauwerk

Die einzelnen Filtersegmente entwässern jeweils in fünf Drainagesträngen (∅ 10 cm; kokosummantelt), die in der basalen, grobkiesigen Drainageschicht verlegt sind. Mit geringem Gefälle wird so jedes Filterbecken in vier Hauptsammler entwässert. Die einzelnen Sammelleitungen münden im Ablauf- und Kontrollschacht, wo die vier Filterbeckenabläufe separat beprobt werden können.
In diesem begehbaren Fertigteil-Betonschacht (ID 2m) findet die Abflussdrosselung der Filter statt. Für den Untersuchungsbetrieb wurde das ursprünglich vorhandene Hebersystem (Einstau

Seg. I/II: 0,50 m, Seg. III/IV: 0,60 m) durch eine Drainagedrosselung ersetzt, die variabel freien Ablauf (Winterbetrieb) oder Sohleinstau 0,35 m (Sommerbetrieb) gestattet (Abb. 8).
Am Boden des Schachtes befindet sich der Ablauf, über den das gereinigte Wasser über einen gesicherten Auslaufbereich im freien Gefälle dem Zulaufgraben der Gussau zugeleitet wird. Hier mündet auch das durch die Ring-Drainage gefasste Grundwasser.

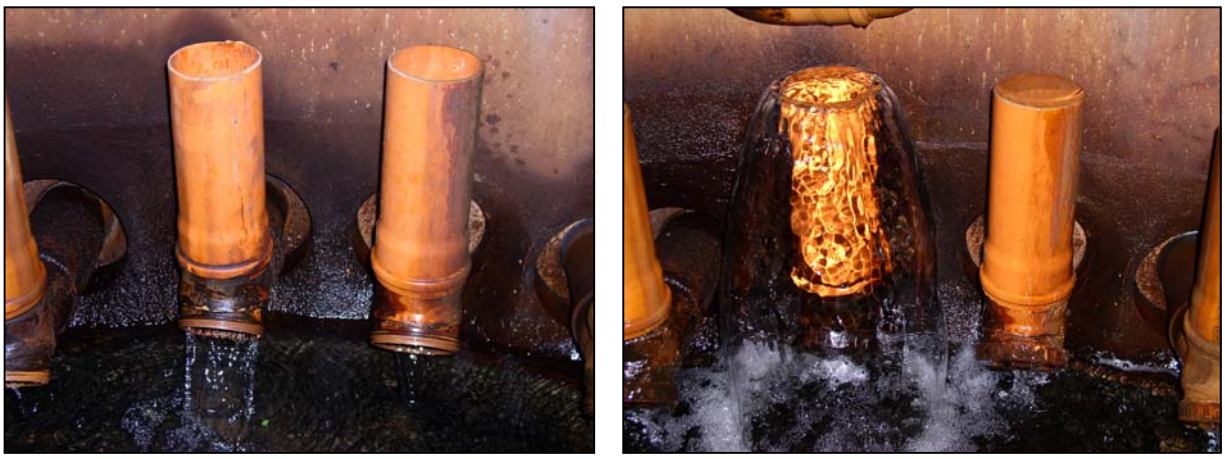

Abbildung 8: Drainageabläufe der Segmente I und II (links: Variante „freier Ablauf“; rechts: Variante „Sohleinstau 35 cm“).

1.5.4 Anlagenkonstruktion Bodenfilter Moorfleet

Abbildung 9: Ansicht des unbepflanzten Bodenfilters „Moorfleet“ kurz nach Inbetriebnahme (2008).

Die Ableitung des Oberflächenwassers der Autobahn A 1 zwischen der Anschlussstelle Hamburg - Billstedt und dem Autobahndreieck Hamburg-Südost (A_u = 0,84 ha; ψ = 0,9) erfolgt über den Retentionsbodenfilter „Moorfleet“ (Abb. 9) neben der Auffahrtsrampe 15 (A.-Meyer-Str.). Die Verkehrsstärke der A1 beträgt hier 81.000 Kfz, der Zubringer A.-Meyer-Str. hat ein DTV von 37.000 Kfz mit intensivem Stop-and-Go-Verkehr. Tab. 8 informiert zu weiteren Anlagencharakteristika, die Lage im Hamburger Stadtgebiet ist Abb. 2 zu entnehmen.
Das Niederschlagswasser gelangt durch einen Drosselschacht in ein unterirdisches RKB (2m x 4m) mit Tauchwand und von hier auf einen unbepflanzten Bodenfilter. Für den Fall, dass das RKB das Abflussvolumen nicht bewältigt, kann das Niederschlagswasser durch eine DN400 Verrohrung direkt auf die Filteroberfläche überlaufen.
Der Bodenfilter selbst ist als Rundbecken mit einer Oberfläche von 480 m^2 und einem Rückhaltevolumen von 273 m^3 angelegt. Der Filter besteht aus einer 60 cm starken Schicht aus schnelldrainendem Sand 0/2 mm (vgl. Tab. 8 und 11). Darunter schließt eine 25 cm starke

Drainageschicht aus Kies 8/16 mm an, in der sechs Drainrohre (DN150) das gereinigte Wasser fassen und über eine zentrale Sammelleitung (DN200) dem Abflussschacht zuleiten. Die Filtersohle ist mineralisch gedichtet (50cm Ton). Die Anlage entwässert durch weitere Verrohrungen in den „Moorfleeter Schlauchgraben".

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchte Schadstoffe (Gewässeranalytik)

Um die stoffliche Reinigungsleistung des Bodenfilters zu ermitteln, wurden planmäßig entnommene Wasserproben (vgl. Kap. 2.3.2.1) einem intensivem Begleitmonitoring unterzogen. Dieses berücksichtigte neben gewässeranalytischen Standardparametern (Feststoffe, Nähr- und Zehrstoffe, org. / anorg. Schadstoffe; Ökotoxikologie) einige standortspezifische Verdachtsparameter (Tenside, Keime), erweitert um kaum untersuchte Straßenproblemstoffe (Alkylphenole, Phthalate, Chloralkane, Benzothiazole /-triazole, Pestizide) (vgl. Tab. 10). Deren Auswahl erfolgte auf der Basis von Positivbefunden prioritärer Substanzen in Autobahnabwasserproben [STACHEL ET AL., 2007], erweitert um Positivbefunde an der Halenreie 2007/08 (unveröff.). Ein Teil der Analytik „prioritärer Stoffe" erfolgte durch die Wessling Laboratorien GmbH, GALAB Laboratories sowie Labor Zweckverband Langenau und wurde aus Kapazitäts- und Kostengründen stichprobenartig eingeschränkt.

2.2 Material

Für die vorgenommenen Labor- und Freilanduntersuchungen wurden die im Folgenden beschriebenen Chemikalien und Materialien, Analytik- und Messgeräte und technischen Einrichtungen sowie die beschriebenen Verfahren verwendet.

2.2.1 Chemikalien

Analytische Standards

$Cu(NO_3)_2$ x $3H_2O$ (1 mg x l^{-1})	Merck (Darmstadt)
$Ni(NO_3)_2$ x $6H_2O$ (1 mg x l^{-1})	Merck (Darmstadtt)
$Pb(NO_3)_2$ (1 mg x l^{-1})	Merck (Darmstadtt)
$Zn(NO_3)_2$ (1 mg x l^{-1})	Merck (Darmstadt)
PAK-Standard (16 EPA) (>96%)	Supelco
1-Chlordekan (98%)	Sigma Aldrich (Steinheim)
1-Chlordodekan	Sigma Aldrich (Steinheim)
Alkan Standard C_8 - C_{20}	Sigma Aldrich (Steinheim)
Bis-(2-ethylhexyl)phthalat (99,5%)	Riedel de Haen

Chemikalien

- Aqua deion.	Institutsversorgung
- n-Heptan LiChrosolv	Merck (Darmstadt)
- Methanol (HPLC-grade)	Merck (Darmstadt)
- Natriumchlorid	Merck (Darmstadt)
- Na-EDTA x 2 H_2O	Merck (Darmstadt)
- Salpetersäure 65% p.A.	Merck (Darmstadt)
- Salzsäure (25%)	Merck (Darmstadt)
- Tinte (blau)	Parker (Janesville)
- Trypan Blue	Sigma Aldrich (Buchs)

Gase

- Brenngas (Acetylen 99,9%)	Westfalen (Münster)
- Pressluft (gereinigt)	Institutsversorgung

Tabelle 10: Untersuchte Parameter und mögliche Herkunft an der Halenreie (Abk.: **AfS** abfltrierbare Stoffe; **KbE** koloniebildende Einheiten; **LAS** lineare Alkylbenzolsulfonate; **PFOA** Pentadecafluoroctansäure; **PFOS** Perfluoroctansulfonsäure; **ABT** 2-Amino-Benzothiazol; **MBT** 2-Mercaptobenzothiazol; **MTBT** 2-Methylthiobenzothiazol; **HOBT** 2-Hydroxy-Benzothiazol; **HBTr** 1-H-Benzotriazol; **TTr** Tolyltriazol; **BpA** 2,2'-Bis(4-hydroxyphenyl)propan; **4tOP** 4-tert. Octylphenol; **4-NP** 4-iso Nonylphenol; **SCCP** shortchained chloroparaffines; **PBDE** Polybromierte Diphenylether; **DEHP** Di(2-ethylhexyl)phthalat)

allg. Summenparameter	**Analyte**	**mögliche Herkunft in Strassenablauf**
Elektrolyte	el. Leitfähigkeit; pH	gelöste Ionen
ungelöste Schweb- und Sinkstoffe	AfS	Reifen- und Fahrbahnabrieb; Bodenminerale; Staubniederschlag; Detritus; ...
Keime		
Keimzahl	KbE	Fäkalien; Detritus
Zehr- und Nährstoffe		
Sauerstoffzehrung	BSB_5, CSB, TOC	leicht / schwer abbaubare organische Substanz; Huminstoffe
Stickstoffverbindungen	NH_4^+; NO_3^-; $N_{ges.}$	org. Substanz / Proteinabbau; atmosph. Eintrag; Düngemittel
Phosphorverbindungen	$P_{ges.}$	Düngemittel; Reinigungsmittel; Fäkalien
Anorganika		
Schwermetalle	Cu^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+}, Zn^{2+}	Korrosion, Verkehrsanlagen, Abgas, Reifenabrieb
Eisen	$Fe^{2+/3+}$	Korrosion; Bodenminerale (Pyrit FeS_2)
Streusalz	Cl^-	Winterdienst (Auftausalze: NaCl, $MgCl_2$)
Organika		
Mineralölkohlenwasserstoffe	C_{10} - C_{25} MKW	Kraftstoffe (Leckagen, Überfüllschäden)
Pestizide	Terbutryn, Diuron	atmosph. Verdriftung, Marktplatz (?)
anion. Tenside	LAS	Reinigungsmittel (Marktplatz)
Perfluorierte Tenside	PFOA, PFOS	A3F-Feuerlösch-Schaum
Benzothiazole	ABT, MBT, MTBT, HOBT	Reifenvulkanisation, Korrosionsschutz
Benzotriazole	HBTr, TTr	Korrosionsschutz
Bisphenol A	BpA	Kunststoffe, Reifenabrieb
"Prioritäre Stoffe"		
Alkylphenole	4tOP, 4-NP	Reifenvulkanisation, Lacke, Klebstoffe, nicht-ion. Tenside
C_{10} - C_{13} Chloralkane	SCCP	Straßenmarkierung, Flammschutz, PVC
Polybromierte Diphenylether	p-BDE	Flammschutz in Kunststoffen
Polyzykl. Aromaten	16 EPA-PAK	unvollst. Verbrennungen, Asphalt
Phthalate	DEHP	Kunststoffe, Reifenabrieb

2.2.2 Geräte

2.2.2.1 Labor

Analysenwaage	Sartorius LC 6200 S Sartorius BL 120S Sartorius BP 211D Kern 440-53	Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen)
Gefriertrocknungs-Anlage	Alpha 1 – 2	Christ (Osterode)
Keramikschere	CS – 250	Kyocera Fineceramics (Esslingen)
Kugelmühle	Pulverisette 6	Fritsch (Idar-Oberstein)
Magnetrührer	Omnilab MR 3001 K	Jürgens (Bremen)
pH/mV-Meter pH/Pt-Elektrode	Knick pH-Meter 761 Calimatic Knick SE 100	Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen)
Schütteltische	GFL 3050 SM 25	GFL (Burgwedel) Edmund Bühler (Tübingen)
Trockenschrank (thermostatisiert)	Memmert Tv 29 u	Memmert (Schwabach)
Überkopfschüttler	Heidolph Reax 20/B	Heidolph Instruments (Schwabach)
Vakuumpumpe Vakuumpumpe	BZ 43 Laboport	Pfeiffer (Asslar) LNF Neuberger
Glasfaserfilter	GF9	Sartorius (Göttingen)
Faltenfilter	Nr. 595 3 hw	Schleicher und Schüll Munktell (Filtrak Bärenstein)
Filternutsche (250 ml)		Sartorius (Göttingen)
Vakuumflasche (1000 ml)		Schott
Braunglasflaschen	(1000 ml)	
Erlenmeyerkolben	(100 ml, 250 ml)	
Messkolben	(10 ml, 100 ml)	
Messzylinder	(100 ml, 250 ml, 1000ml)	
PE-Schraubflaschen	(500 ml)	
Rollrandflaschen	(1,5 ml)	
Headspace-Vials	(20 ml)	
Bördelkappen (NK/ PTFE)		
Exsikkatoren		
Bechergläser		
Vollpipetten		
Glastrichter		
Stativmaterial		
Spatel, Löffel		

2.2.2.2 Freiland

Sauerstoffmessgerät	WTW OXI 92	WTW (Weilheim)
pH-Messgerät/		
Thermometer	WTW pH 91	WTW (Weilheim)
Leitfähigkeitsmessgerät	WTW LF 92	WTW (Weilheim)
Tauchmotorpumpe	Ama®- Drainer 50-22.1	KSB (Frankenthal)
Feuerwehrdruckschlauch	C-52-15	
Wasserzähler	Zenner PN 16 1½'' (Q_n:10 m^3 x h^{-1})	Zenner (Saarbrücken)
Doppelring-Infiltrometer		Eijkelkamp Agriresearch Equipment (Giesbeek, NL)
Hohlmeißelbohrer	Pürckhauer Bohrstock	
Sedimentgreifer „van Veen“ mit Seilzugsteuerung		Eijkelkamp Agriresearch Equipment (Giesbeek, NL)
Probeflaschen (Klarglas, 500 ml, incl. Teflonschraubdeckel)		Schott

Kunststoffwanne, 12 l
Kühlbox
Stoppuhr TFA Wertheim
Schachthaken
Verstellbare Rohrpumpenzange
Vierländer Spaten
Abrollmaßband

2.3 Methoden

2.3.1 Umbau des Bodenfiltersegmentes I (März 2008)

Die Freilandstudien wurden mit einem stratifiziert aufgebauten, bepflanzten Bodenfilter durchgeführt, dessen Substratzusammensetzung und Bepflanzung auf der bisherigen Optimierungsstrategie basieren [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007].

Für den vergleichenden Versuchsbetrieb musste zu Beginn das Alt-Substrat in Segment I bis zu einer Tiefe von 50 cm ausgehoben werden (ca. 75 m^3). Das ausgekofferte Material entsprach nach Voruntersuchungen der BSU vom August 2007 der Deponieklasse Z0, so dass es kostengünstig deponiert werden konnte.

Der Neuaufbau des Filters begann mit dem Einbau einer das Seg. I halbierenden Abtrennung durch foliengedichtete Betonwinkelsteine auf dem verbliebenen Sandkörper, wodurch das spätere Hochleistungssegment hydraulisch abgetrennt werden konnte (Abb. 10). Anschließend wurde 70 m^3 neuer Sand (s. Kap. 2.5.5.1) in einer Stärke von 40 cm maschinell locker und homogen eingebaut. Auf diesen sandigen Grundkörper wurde manuell die eigentliche, etwa 10 cm starke Filterschicht mit den ausgewählten Zuschlagstoffen (s. Kap. 2.5.5.1) nivelliert aufgetragen, systematisch bepflanzt und mykorrhiziert (s.u.) (vgl. Abb. 11).

Abbildung 10: Einbau des Trenndamms in Seg. I für die hydraulischen Hochleistungsversuche bei halbierter Filterfläche.

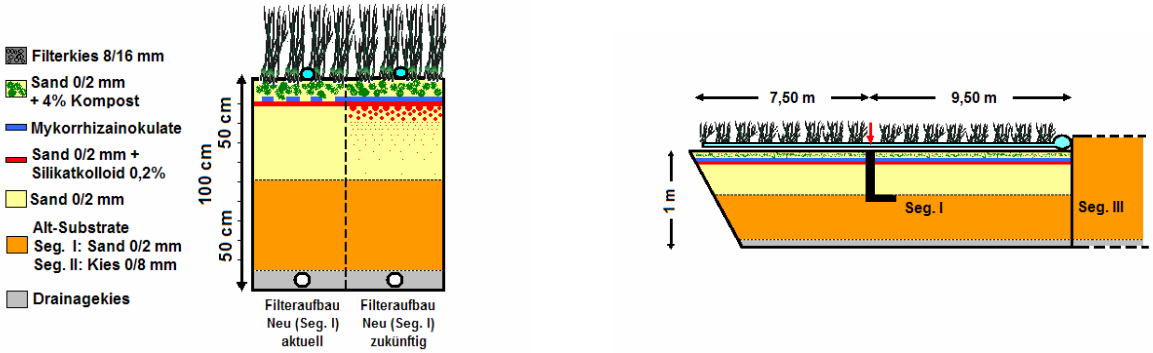

Abbildung 11: Schema des umgebauten Filtersegmentes I (links: aktueller Aufbau des bepflanzten Bodenfilters, rechts: konstruktive Abtrennung der Hochleistungsfläche in Seg. I).

Nach Abschluss der Erdbau- und Pflanzarbeiten wurde die gesamte oberirdische Bewässerungsmimik gereinigt und wieder angeschlossen. Für den Einsatz einer Bewässerungspumpe wurde im Zulaufschacht der Bodenfilter ein c-Rohr-Anschluss sowie eine Starkstromversorgung beim Nachbargrundstück installiert.
Im Ablaufschacht wurde konstruktiv die Möglichkeit für einen gedrosselten Filterbetrieb durch permanenten Sohleinstau (35 cm) oder alternativ für einen Betrieb im ungedrosselten, freien Ablauf geschafft (Abb. 8).

Die während des Umbaus gewonnenen eigenen Erkenntnisse und weitere Empfehlungen zu Betrieb und Unterhalt von Bodenfilteranlagen sind dem Anlagenband „Bepflanzte Bodenfilter - Hinweise zu Planung, Konstruktion, Wartung und Pflege“ zu entnehmen.

2.3.2 Wasseruntersuchungen

2.3.2.1 Probennahme

Zur Erfassung der Messparameter wurden bei Beginn der Pumpenförderung aus der unmittelbaren Nähe der Pumpe (Abb. 12) manuell Proben geschöpft, die die aktuelle Zulaufbelastung der Filter repräsentieren.
Die Beprobung der Filterabflüsse muss berücksichtigen, dass das zugeführte Wasser nach Bodenfilterpassage erst mit Verzögerung (Austausch des Poren- und Sohlwassers) in gereinigter Form in den Drainagen auftritt. Dieser Zeitversatz ergibt sich aus dem geschätzten Gesamtporenvolumen beider Filtersegmente (2 x 170 m^3 x 40% PV = 136 m^3). Es wurde davon ausgegangen, dass bei der nominellen Pumpenleistung nach 4,5 Betriebsstunden der vollständige Austausch des Filterwassers erreicht ist und die Filterabläufe zu diesem Zeitpunkt repräsentativ für aktuelle Reinigungsprozesse sind. Aus pragmatischen Gründen erfolgte die

Routinebeprobung beider Filterabläufe daher 4 Stunden nach Bewässerungsbeginn direkt aus den Drainagerohren (Abb. 8)
Bei Regenwetter wurde zusätzlich auch der originale Straßenzufluss zum RHB direkt aus der Mündung des zuführenden DN400-Betonrohrs beprobt („1“ in Abb. 3).
Die Proben wurden in gereinigten Glasflaschen (0,5 l, 1 l) und ohne weitere Konservierung in Kühlkette zum Labor transportiert. Im Labor fand keine weitere Probenhomogenisierung statt. Die physiko-chemischen Messparameter der Wasseruntersuchungen sind Kap. 2.1 zu entnehmen.

2.3.2.2 Bestimmungsmethoden wässrige Matrices

Alle Bestimmungen erfolgten an unkonservierten, nicht filtrierten Wasserproben.

- ***Abwasserparameter***

- Küvettenteste (Fa. Hach-Lange, Berlin)

Ammonium (NH_4^+)	LCK 304	0,02 - 2,5 mg x l^{-1} NH_4^+
Nitrat (NO_3^-)	LCK 339	1 - 60 mg x l^{-1} NO_3^-
Gesamt-N ($N_{ges.}$)	LCK 138	1 - 16 mg x l^{-1} TN_b
Chlorid (Cl^-)	LCK 311	1 - 1000 mg x l^{-1} Cl^-
Phosphat ($P_{ges.}$)	LCK 349	0,15 - 4,5 mg x l^{-1} PO_4^{3-}
Eisen ($Fe^{2+/3+}$)	LCK 320	0,2 - 6 mg x l^{-1} $Fe^{2+/3+}$
CSB	LCK 414	5 - 60 mg x l^{-1} O_2
TOC	LCK 385	3 - 30 mg x l^{-1} TOC
BSB_5	LCK 554	0,5 - 12 mg x l^{-1} BSB_5
Tenside (anion.)	LCK 332	0,2 - 2 mg x l^{-1}
Biolumineszenz	LCK 491	

- ***Abfiltrierbare Stoffe***

- gravimetrische Differenzmessung nach Filtration über Glasfaserfilter GF9 (Fa. SARTORIUS)

- ***pH-Werte***

- potentiometrisch nach DIN EN 12176-S5

- ***Schwermetalle (Cu, Ni, Pb, Zn)***

- Überführung von 20 ml Wasserprobe direkt in Probegefäß (Headspace-Vial), Ansäuerung mit 1 ml HNO_3 konz. und verschließen (Bördelkappe).

Anmerkung: Die Untersuchung der im Antrag mitgenannten Katalysator-Edelmetalle wurde nach Sichtung von Literaturdaten (z.B. Autobahnabfluss 3,4 – 8,1 µg x l^{-1} Pa, 2,8 – 5,2 µg x l^{-1} Pt, zit. in: [UHL, M. ET AL., 2006]) verworfen, da die erforderliche Bestimmungsgrenze gerätetechnisch nicht erreichbar war.

- ***Alkylphenole, MKW, PAK, Pestizide und Phthalate***

- SBSE-Extraktion von 20 ml Wasser mit polydimethylsiloxanummantelten Magnetrührern (adaptiert an Applikation an-2005-05 Fa. GERSTEL) (12 h, 800 rpm, 20°), anschließend Thermodesorption und GC-MSD.

- ***Chloralkane***

- Extraktion von 100 ml Wasser mit 1 ml n-Heptan (1h, 15 rpm Überkopfschüttler), Überführung von 300-400 µl separierter Heptanphase in Probevial (1,5 ml mit Mikroeinsatz) und für GC-FID-Bestimmung verschließen (Bördelkappe NK/PTFE).

- ***Bisphenol A***

- DIN EN 12673 modif. (Fremdlabor)

- ***Benzothiazole***

- Methode „WEX 135“ (Fremdlabor)

- ***Perfluorierte Chemikalien (PFOA, PFOS)***

- Methode „WES 050“ (Fremdlabor)

- ***Gesamtkeimzahl (KbE)***

- Plattenverfahren: Anfertigung einer Verdünnungsreihe des unfiltrierten Wassers (1:10 - 1:100), sterile Ausplattierung auf R_2A-Agar, Inkubation (48 h, 35°C) und anschl. mikroskopische Auswertung der Koloniebildung.

2.3.3 Extraktion von Bodenproben- und Sedimentproben

- ***Schwermetalle (Cu, Ni, Pb, Zn)***

1. 20 g Boden (TG) in verschraubbare PE-Flasche (500 ml) einwiegen
2. Zugabe von 200 ml 0.05 m Na-EDTA
3. Extraktion: 2 h im Überkopfschüttler (15 rpm)
4. Filtration des überstehenden Extraktes; Entnahme von 20 ml und mit 1 ml HNO_3 konz. ansäuern

Anmerkung: Die Untersuchung der im Antrag mitgenannten Katalysator-Edelmetalle wurde nach Sichtung von Literaturdaten (z.B. [ARTELT, S. ET AL., 1999]: mittlere Platinkonzentrationen 7 bis 123 ng x km^{-1} Straßenlänge) verworfen, da die erforderliche Bestimmungsgrenze gerätetechnisch nicht erreichbar war.

- ***PAK***

- analog DIN 38414-23 (Fremdlabor)

- ***Aliphatische MKW***

- ISO 16703 (Fremdlabor)

2.3.4 Extraktion von Pflanzenproben

- ***Schwermetalle (Cu, Ni, Pb, Zn)***

1. Reinigung Pflanzenmaterial, Entfernung anhaftender Erdpartikel (A. demin.)
2. Zerkleinerung in ca. 1 cm große Stücke (Keramikschere), Lyophilisierung und Pulverisierung (Kugelmühle, Mahlwerk Sinterkorund)
3. 200 mg Probe mit 2 ml HNO_3 suprapur versetzen, anschließend Druckaufschluß (12 h, 85°C; Teflongefäße)
4. Zugabe 20 ml A. demin., Filtration des Extraktes

2.4 Instrumentelle Analytik

Abwasserparameter („Küvettenteste“)		
Spektral-Photometer mit programmierter Datenbank	Dr. Lange Cadas 200	Hach Lange (Düsseldorf)
Thermostatblock	Dr. Lange LT 1 W	Hach Lange (Düsseldorf)
Luminometer	Dr. Lange LUMIStox 300	Hach Lange (Düsseldorf)

Aliphatische MKW, PAK, Pestizide, Alkylphenole, Phthalate	
Gaschromatograph	HP 6890
Detektor	MSD HP 5973
Autosampler	Gerstel TDS A2
Säule	FS Supreme 5 30m*0,25 mm*0,5 µm (p = 0.7 bar, Splitflow 20 ml x min^{-1} He)

Chloralkane	
Gaschromatograph	HP 6890
Detektor	FID
Säule	FS Supreme 5 24m*0,32 mm*0,1µm (p = 0.7 bar, Splitflow 30,3 ml x min^{-1} He)

Schwermetalle (Cu, Ni, Pb, Zn)		
Graphitrohr-AAS	Perkin Elmer AAnalyst 400 Atomic Absorption Spectrometer	Perkin Elmer (USA)
	Elementlampe Zn λ = 213,9 nm	(BG: 0,05 mg x l^{-1})
	Elementlampe Cu λ = 324,8 nm	(BG: 0,05 mg x l^{-1})
	Elementlampe Pb λ = 283,1 nm	(BG: 0,1 mg x l^{-1})
	Elementlampe Ni λ = 232 nm	(BG: 0,1 mg x l^{-1})

2.5 Freilanduntersuchungen

Im Prüfverfahren wurde nach einer Einfahrphase die Reinigungsleistung des zu prüfenden Bodenfiltermaterials mit der des benachbarten Referenzfiltersegmentes II unter identischen Umweltbedingungen getestet und beurteilt. Für die relevanten Anlagenbereiche RHB und Bodenfilter wurden Wasser, Substrate und Pflanzen sowie hydraulische und vegetationskundliche Aspekte untersucht.

2.5.1 Hydraulische Varianten

Die vorgenommenen Ergänzungen und Änderungen der Be- und Entwässerungskonstruktionen der Bodenfilter (Kap. 2.3.1) erlaubten in Verbindung mit der Pumpenbewässerung die Simulation verschiedener hydraulischer Betriebsszenarien. Die experimentell untersuchten Variationen betrafen die Infiltrationsfläche, die Beschickungsintensitäten sowie die Abflussdrosselung.

2.5.1.1 Beschickung der Filter

Im experimentellen Anlagenbetrieb erfolgte eine witterungsunabhängige Beschickung der Filtersegmente I und II aus dem Rückhaltebecken. Zur oberflächennahen Wasserentnahme wurde eine leistungsstarke Tauchpumpe (Ama®-Drainer 50/22.1; Q_{max} = 30 m^3 x h^{-1}) auf einem Schwimmkörper installiert, der gleichzeitig durch einen feinmaschigen Metallkorb ein Einsaugen von Wasser- und Schwimmpflanzen und grobem Treibgut verhinderte (Abb. 12)

Abbildung 12: Einsatz der Tauchpumpe für die experimentelle Beschickung der Bodenfilter.

Die Entnahmestelle befand sich allgemein direkt vor dem Ablauf des RHB („2“ in Abb. 3), einmalig wurde am 04.03.2009 zuflussnäher beprobt („2a“ in Abb. 3), um Aussagen zu einem vermuteten ortsspezifischen Belastungsgradienten im RHB zu erhalten.
Von der Pumpe wurde das Wasser über eine Schlauchleitung zum Pumpenschacht gefördert und dort über einen Adapteranschluss (c-Rohr) in die beiden Hauptverteiler (DN100) des Bewässerungssystems gespeist. Überwiegend wurden beide Filtersegmente bei vollständig geöffneten Absperrschiebern parallel beaufschlagt.
Die Eignungsprüfung des bepflanzten Bodenfilters wurde durch temporäre Modifikationen des Bewässerungs- und Einstauregimes in einer festgelegten Abfolge von Normal-, Hoch- und Höchstlastbeschickungen simuliert. Die verschiedenen hydraulischen Betriebsvarianten sind nachstehend aufgeführt:

2.5.1.2 Beschickungsvarianten

Bei den Untersuchungen zur hydraulischen Leistungsfähigkeit konnten Aussagen durch die Flächenhalbierung des Segmentes I (= Flächenbedarf) sowie die Beschickungsart (parallele Beschickung beider Segmente oder separate Bewässerung einzelner Beete) gewonnen werden.

a) Variante „***Regelbetrieb***“: 4 stündige Parallelbeschickung beider Filter, Infiltration über gesamte Beetfläche (je 170 m^2)
b) Variante „***Hochleistungsbetrieb***“: 4 stündige Parallelbeschickung beider Filter, aber Belastungsintensivierung durch Halbierung der Infiltrationsfläche des Seg. I (85m^2)
c) Variante „***Höchstlastbetrieb***“: 2 x 2 stündige separate Beschickung einzelner Filter = maximal mögliche Bewässerungsintensität; bei Seg. I sowohl auf gesamter als auch bei halbierter Infiltrationsfläche

2.5.1.3 Drosselungsvarianten

Die identische Steuerung der Drainageabläufe der Filter erfolgte in zwei Betriebsvarianten:

a) Variante „***Ablauf***“: nicht gedrosselter, freier Ablauf
b) Variante „***Einstau***“: Teileinstau der Filtersohle (35 cm).

Die Abfolge und die zeitlichen Überschneidungen verschiedener Beschickungs- und Entwässerungsphasen ist dem Zeitbalkendiagramm (Abb. 13) zu entnehmen. Hieraus ergaben sich aussagekräftige Kombinationsmöglichkeiten, welche aber durch unvermeidliche äußere Faktoren wie Trockenphasen, schwankende Abwasserzusammensetzungen oder Havariefälle beeinflusst wurden. Durch das langfristige Probenahmekonzept und die statistische Datenauswertung ließen sich aber experimentelle Effekte zuverlässig rekonstruieren.

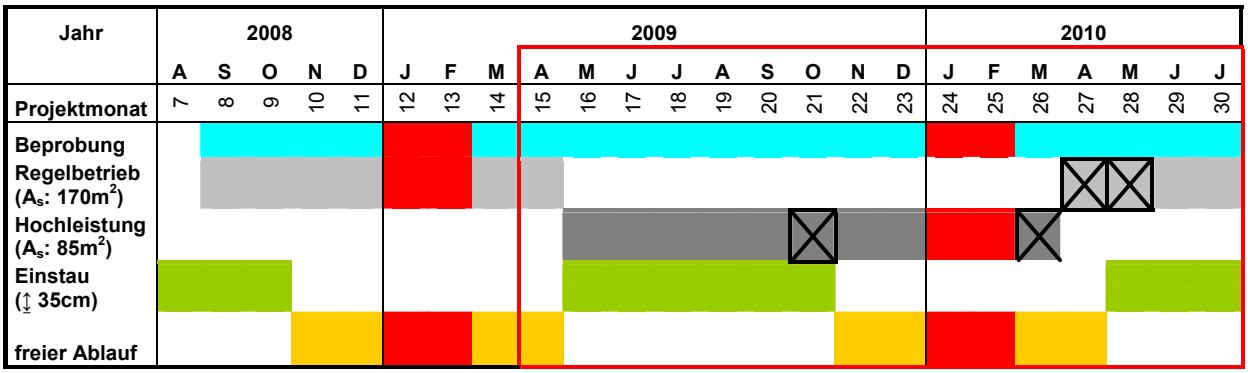

Abbildung 13: Experimentelle Betriebsphasen des Bodenfilter Halenreie 2008 - 10. Rote Markierung: winterliche Ausfallzeiten; gekreuzt: Höchstlastuntersuchungen; rot umrandet: Betriebsphase „b“.

2.5.2 Hydraulische Untersuchungen

- ***Ermittlung des Anlagenzuflusses***

Der Zufluss zum RHB wurde auf Basis meteorologischer Aufzeichnungen (Kap. 3.1.1) unter Abzug von 20% Benetzungsverlusten [ATV-M 153] geschätzt.

- ***Ermittlung der Pumpenförderung***

Das tatsächlich durch die Pumpe auf die Bodenfilter geförderte Wasservolumen (Kap. 2.5.1.1 und 3.1.2.2) wurde durch eine im Pumpenschacht temporär zwischengeschaltete mechanische Wasseruhr bei verschiedenen Bewässerungsvarianten ermittelt.

- ***Ermittlung der Drainageabflussvolumen***

Zur Ermittlung der tatsächlichen Abflussvolumen der Versuchsbeete wurden an den separaten Drainagen bei Pumpenbetrieb (t_{End}) die maximal pro Zeiteinheit abfließenden Wasservolumen bei konstantem, ungedrosseltem Abfluss kalibriert ausgelitert (Kap. 3.1.2.5).

2.5.3 Feststoffuntersuchungen Bodenfilter

Um über die pedologische Entwicklung und über das Verhalten einzelner Analyte in den bewachsenen Bodenfiltern Informationen zu erhalten, wurden die Filtersegmente I und II dreimal punktuell untersucht:

- bei Ende der einjährigen Filteretablierung (04.02.2009 = Ursprungsreferenz t_0)
- nach sechsmonatigem Hochleistungsbetrieb (07.10.2009)
- bei Ende der Bewässerungsexperimente (16.06.2010, t_{End})

Die Substratbeprobung erfolgte mit dem Ziel, minimalinvasiv chemische oder mineralogische Tiefen- oder Entfernungsgradienten zu erfassen. Hierfür wurden mit einem Pürckhauer-Bohrstock (2 cm Rille) in steigendem Abstand vom Stirnrohr in Seg. I an fünf, in Seg. II an 2 Stellen tiefendifferenzierte Mischproben entnommen:

- 0/10 cm: neu eingebaute Reaktivschicht, intensiv durchwurzelt
- 10/50 cm: neu eingebautes, durchwurzeltes Filtermaterial (intensive Durchwurzelung bis ca. 40 cm Tiefe)
- 50/80cm: verbliebenes, altes Filtermaterial (Einbau 1996)

Auf Bodenschürfe wurde verzichtet, um die etablierte Filterhydraulik nicht durch Ausbildung bevorzugter Sickerbahnen zu verändern.

Das Material der Bodensondierungen wurde entsprechend gleicher Entfernung zum Zulauf sowie gleicher Tiefenzonierung zu Mischproben vereint (ca. 200 g FG) und bis zur Aufarbeitung in PE-Beuteln bei 6°C gelagert.

2.5.3.1 Mineralogisch-chemische Charakterisierungen

- Substratansprache nach „KA 4“ [BGR, 1994]. Charakterisiert wurden Korngrößenverteilungen, organische Substanz, Bodenreaktion, Wassergehalte sowie Schwermetall- und PAK-Gehalte (X-09 und VI-10).

2.5.3.2 Korngrößenbestimmung

- Trockenmaterial (105°), Siebmaschine „Retsch Vibrio“ mit Siebturm nach DIN 4188 (Fa. RETSCH, Haan)

2.5.3.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Werte) von Seg. I

- 1 x Abschätzung des k_f-Wert nach HAZEN aus der Sieblinie [DIN 18123] (Einbaumaterial)
- 2 x in situ-Bestimmungen mit Doppelring-Infiltration [DIN 19682-7] (11.08.2008; 10.04.2010)

2.5.4 Rückhaltebecken

Im Rahmen eines einmaligen Screenings wurden Ende März 2010 mit einem Edelstahl-Sedimentgreifer (System van Veen) an zwei definierten Punkten des RHB (im Einlaufbereich, vor Ablaufschacht) in etwa 1 m Wassertiefe Mischproben der oberen Sedimentschichten entnommen.

Die Charakterisierung der Sedimente sowie Laboruntersuchungen erfolgten analog der unter Kap. 2.5.3 bis 2.5.3.2 beschriebenen Methoden. Die Sedimentstärke wurde nicht ermittelt.

2.5.5 Filtersubstrate

2.5.5.1 Charakterisierung des eingebauten Filtersubstrates

- ***Filtersand***

Für den Einbau in Seg. I des Bodenfilters Halenreie wurde ein lokaler, nassgebaggerter Saugersand 0/2 der Kiesgrube „Unterer Landweg“ (HH-Billbrok) vom Lieferanten RBS Kiesgewinnung GmbH & Co. KG bezogen. Geologisch ist er ein weichseleiszeitlicher Sand des Urstromtals.

Tabelle 11: Eigensiebung der eingebauten Filtersande und der RHB-Sedimente (prozentuale Korngrößenverteilung nach DIN 18123); Ansprache der Bodenarten nach KA 4 [BGR, 1994].

	Bodenart	U	fS		mS	gS		fG	
	Prüfsieb (mm)	< 0,063	0,063 - 0,125	0,125 - 0,25	0,25 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 2,0	2,0 - 4,0	4,0 - 8,0
Halenreie	**Filtersand Seg. I**	0,4	1,1	13	40,9	34,5	6,4	2,8	0,9
(M.-%)	**RHB (Zulauf)**	0,4	2,1	10,3	40,1	31,8	10,8	4,4	
	RHB (Ablauf)	9,6	23,6	30,2	33,7	1,2	1,2	0,5	
	Prüfsieb (mm)	< 0,063	0,063 - 0,1	0,1 - 0,25	0,25 - 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 2,0	> 2,0	
Moorfleet	**Filtersand Seg. I**	0,01	0,3	6,5	40,6	34,8	15	2,9	
(M.-%)	**RKB**	0,76	1,9	8,4	41,2	32,2	10,2	5,3	

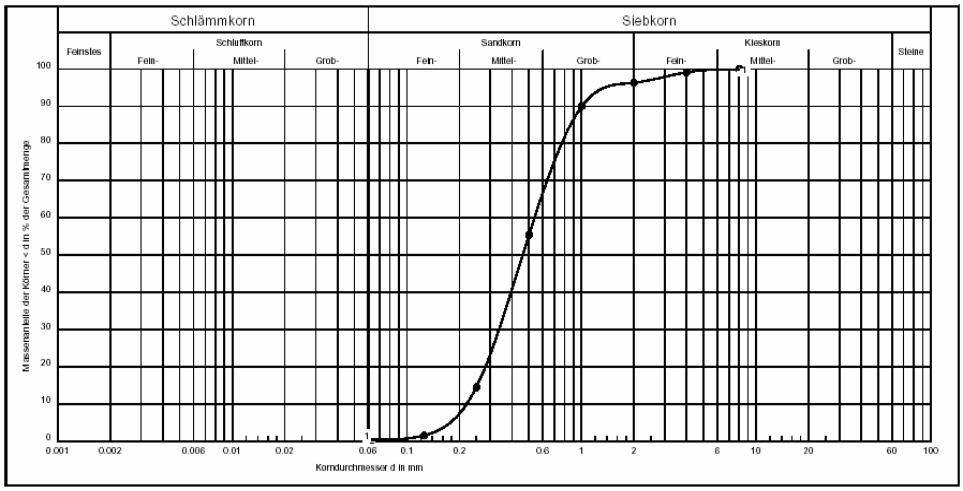

Abbildung 14: Sieblinie des in der Halenreie eingebauten Sandes 0 - 2mm.

Tabelle 12: Physikalisch- chemische Eigenschaften der Filtersande „Halenreie“ und „Moorfleet“.

	Halenreie	Moorfleet
k_f (DIN 19682)	2,5 / 6,9 x 10^{-5} m x sec^{-1}	3,2 x 10^{-4} m x sec^{-1}
Porenvolumen	50,10%	15,76%
$CaCO_3$	4 - 7 Gew.-%	4 - 10 Gew.-%
C_{org}	0,7 Gew.-%	1,6 Gew.-%
pH_{H2O}	7,3	8,7

Die Auswahl erfolgte nach den Ergebnissen der Eigensiebung (Korngrößenverteilung nach DIN 18123), aus denen der k_f-Wert rechnerisch bestimmt wurde. An den Kalkgehalt wurde keine Anforderung gestellt.
In der Bodenfilteranlage Halenreie wird der Sand als Basismaterial eingesetzt, der durch Zuschlagstoffe (Kompost, Silikatkolloid, s.u.) in seiner Adsorptionsleistung gezielt verbessert wird.
Bodensystematisch entspricht das eingebaute Substrat nach Einbau dem Initialstadium eines Lockersyrosems mit tiefem potenziellem Wurzelraum. Wasser- und Nährstoffverhältnisse sind vom eingesetzten Mineralbestand bestimmt.
Die Körnung des eingebauten Filtersands entspricht einem gewaschenen Feinsand ohne Feinanteile. Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass das Körnungsband innerhalb der drei Sandfraktionen [mS, **gs**, fs' (**stark**)] liegt. Granulometrisch überwiegen Mittelsande (40,9%) und Grobsand (34,5%). Feinsand oder Schluff (0,4 M-% Kornanteil < 0,063 mm) sind durch die Bergung (Nassbaggerung) bereits effektiv abgetrennt, so dass die Gefahr äußerer Kolmation gering ist. Ein zu hoher Feinsandanteil wirkt sich negativ auf die hydraulische Durchlässigkeit aus.
Das Einbaumaterial zeigt ein Einzelkorngefüge. Dieses ist strukturstabil und zeigt selbst bei Austrocknung keine Schrumpfrisse, die durch Makroporenfluß das Risiko einer schnellen Tiefenverlagerung partikulär gebundener Schadstoffe bergen. Das wirkt sich auch positiv auf die Entfernung von Keimen und Bakterien aus [LFU, 2001].
Die vorhandenen Grobsand- und Feinkiesanteile (4% Bodenskelett) gewährleisten auch bei höherem Partikeleintrag eine anhaltende Entwässerungseigenschaft und eine ausreichende Durchlüftung des Bodens.
Eng verbunden mit den Kornfraktionen ist das **Porenvolumen**. Die experimentell ermittelte Porosität beträgt 50,1% (Tab. 12) und befindet sich damit im oberen Bereich der für Sande angegebenen Spannweite (Tab. 13). Der hohe Porenanteil bedeutet eine hohe Wasserzügigkeit und bewirkt eine gute Durchlüftung der Filtermatrix. Gleichzeitig kann es bei der Dimensionierung als zusätzliches Retentionsvolumen angerechnet werden [MUNLV, 2003], d.h. hier sind Reserven für Flächenreduktionen möglich.

Tabelle 13: Porenvolumen verschiedener Korngrößen [SCHEFFER, F, SCHACHTSCHABEL, F., 1992].

	Porenvolumen (%)	**Anteil Grobporen (%)**
Sand 0,063 - 2 mm	42 ± 7	30 ± 10
Schluff	45 ± 8	15 ± 10
Ton < 0,002	53 ± 8	8 ± 5

Der wirksame Durchmesser (d_{10}) ist 0,22 mm (Korngröße mit einem Massendurchgang von 10 %), der mittlere Durchmesser (d_{50}) ist 0,46 mm, d.h. der Sand ist gegenüber dem ursprünglichen Filtersubstrat Seg. I (d_{10}: 0,19 mm) etwas durchlässiger, entspricht aber bei d_{10} dem Material des Seg II (vgl. Kap. 1.5.3).
Die Kornverteilungskurve des neu eingebauten Filtersands hat einen Ungleichförmigkeitsgrad U (d_{60}/d_{10}) = 2,5, d.h. eine steile Körnungslinie mit homogener Durchströmung und günstigen mechanischen Filterfunktionen [BAYLU, 2008B].
Der gemessene **pH-Bereich** des eingebauten Sandes (pH_{H2O}: 7,3) (a1) ist günstig für den Schwermetallrückhalt und mikrobiologische Bodenaktivität.
Der Sand weist einen organischen Kohlenstoff-Gehalt ($\mathbf{C_{org}}$) von 0,7 Gew.-% auf, wie es natürlichen Sandsedimenten entspricht. Der geringe Gehalt an organischer Substanz verringert die mögliche Schadstoffsorption der sandigen Filtermatrix und bedingt zudem eine geringe Wasserspeicherung (max. WK: 7,3% TS).
Der **Carbonatgehalt** von 4 – 7 Gew.-% (c 3.3) liegt geringfügig unter dem für Bodenfilter anzustrebenden $CaCO_3$-Gehalt von 10 – 15 Gew.-% [MUNLV, 2003]. Der Carbonatgehalt spiegelt sich im schwach alkalischen pH-Wert des Sands wider (s.o.). Dem $CaCO_3$ sind die Funktionen

carbonatische Schwermetallfixierung und die pH-Stabilisierung zuzuschreiben [BAYLU, 2008B]. Der pH-Stabilisierung kommt dabei eine Schlüsselrolle zu, da der Carbonatvorrat des eingebauten Sands langfristig das Schwermetalldepot immobilisiert. Carbonathaltige Sande mit pH-Werten über 7 erzielen einen guten CSB-Abbau und dienen der Nitrifikation durch Abpufferung der bei der Nitrifikation gebildeten biogenen Säuren.
Der eingebaute Sand zeigt nur eine geringe Ausstattung mit **Eisen** (231 mg x kg^{-1}).

- ***Fertigkompost***

An der Halenreie wurde die obere Sandschicht 0 - 10 cm durch Einmischung von gütegesichertem, hygienisierten und biologisch stabilisierten Fertigkompost auf durchschnittlich 4,2 M-% organische Substanz angereichert.
Durch Siebung weist dieser Kompost eine mittelkörnige Partikelgröße von 0 – 20 mm auf. Es dominieren Partikel mit Durchmessern von 0,25 mm bis 2 mm (ca. 65 M-%). Mobile Teilchen <0,25 mm, die im Grobporensystem des Bodenfilters zu Kolmation führen können, treten mengenmäßig stark zurück (5 M-%). 30% des Kompostes besteht aus Vegetationsresten > 5 mm, die zur Filterstabilität beitragen und gleichzeitig günstige Eigenschaften zur Etablierung eines weitmaschigen „Raumfilters“ einbringen. Weitere Informationen zum eingemischten Kompost sind Tab. 14 zu entnehmen.

Tabelle 14: Physikalisch- chemische Eigenschaften des eingebauten Fertigkompostes.

C_{org}	26 Gew.-% TS
C/N	21
Rottegrad	IV - V
max. WK	185% TS
pH_{H2O}	7,6
ρ_t	0,43 g x cm^{-3} TS

Die Einarbeitung dieser organischen Substanz in die überwiegend sandige Filtermatrix fördert den Gehalt pflanzenverfügbaren Wassers im stark durchwurzelten und mikrobiell hochaktiven Oberboden. Dies begünstigt auf dem eher trockenen Standort die Etablierung und das Wachstum speziell junger Pflanzen. Gleichzeitig ist durch eine langsamere und umfänglichere Durchströmung die Kontaktzeit und somit die Gelegenheit zur Metabolisierung infiltrierender Organika erhöht. Bodenphysikalisch wird der Anteil sorbierender, hydrophober Oberflächenbereiche erhöht und gleichzeitig die strukturstabilisierende Aggregierung sowie der Scherwiderstand der mineralischen Filtermatrix verbessert. Der Kompost dient zusätzlich als langsamfließende „Starterdüngung“ der sich etablierenden Filtervegetation, so dass eine zusätzliche Mineral-Düngung unterbleiben kann. Das vorliegende C/N-Verhältnis den mikrobiellen Abbau organischer Schadstoffe im Bodenfilter unterstützt [LARCHER, W., 1994].

- ***Silikatkolloid***

Als weiters Bestandteil der oberen Sandschicht 0 - 10 cm ist Silikatkolloid zur Schwermetallbindung mit einem Anteil von 0,2 Gew.-% zugemischt worden. Silikat-Sole bewirken die Bildung einer bodenphysikalisch günstigen, stabilen Krümelstruktur. Dies übt einen starken Wachstumsreiz auf Wurzeln aus und erschließt der Vegetation einen größeren Horizont zur Wasser- und Nährstoffversorgung, wodurch die Anwuchsraten bei Neuanpflanzungen auf ungünstigen Standorten steigen [RASP, H., 1981; CRONJAEGER ET AL., 1993].
Insbesondere *Phalaris arundinacea* zeigt in Gegenwart von Silikatkolloid im Substrat deutlich gesteigertes Wachstum [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U, 2007].

2.5.6 Filterbepflanzung

2.5.6.1 Charakterisierung der Filterbepflanzung

Basierend auf den Versuchen des vorangegangenen Projektes [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007; HOLTHUIS ET AL., 2008, DOBNER ET AL., 2008] wurden für den Praxistest als Bepflanzung des Filtersegmentes I vier Pflanzenspezies ausgewählt (nachstehend aufgeführt). Auswahlkriterien waren die gute Anpassung an wechselfeuchte und feuchte Standorte, die Fähigkeit zur Ausbildung einer Mykorrhiza mit ausgewählten Pilzsymbionten sowie ein hohes Toleranzvermögen gegenüber relevanten Schadstoffen, wie sie in Straßenabflüssen vorkommen. Die einheitliche Schilfvegetation (*Phragmites australis*) auf den Segmenten II – IV wurde nicht verändert.

Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.)

Familie: Poaceae (Süßgräser)

Nach Ellenbergs Zeigerwerten [ELLENBERG ET AL., 1991] hat *Phalaris* die Feuchtezahl 9 und wird als Nässezeiger, mit Schwergewicht auf oft durchnässten (luftarmen) Böden eingestuft. Zudem ist die Art als Überschwemmungsanzeiger auf mehr oder minder regelmäßig überschwemmten Böden zuhause. Im Uferröhricht, an schnell fließenden, aber auch größeren, stehenden Gewässern ist das Rohrglanzgras häufig dominierend und bestandsbildend. Eigene Versuche [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007] belegen zudem eine gute Resistenz gegen mehrwöchige Trockenheit und eine gute Schadstofftoleranz. Die Wurzeln lassen sich gut mykorrhizieren. Durch die Ausbildung rhizom- bzw. stolonenartiger Wurzelausläufer besteht die Fähigkeit zur raschen Durchwurzelung des Bodens. *Phalaris* fungiert als Bodenbefestiger und gedeiht als Tiefwurzler auch auf oberflächig trockenen, tiefgründig feuchten Standorten [KLAPP, E., BOBERFELD VON, O., 1990]. Das Rohrglanzgras ist eine lichtliebende, aber auch Halbschatten vertragende Art.

Gelbe Schwertlilie (*Iris pseudacorus* L.)

Familie: Iridaceae (Schwertliliengewächse)

Die Gelbe oder Sumpfschwertlilie kommt hauptsächlich auf oft durchnässten (luftarmen) Böden vor und gilt als Nässezeiger [ELLENBERG ET AL., 1991]. Die Feuchtezahl ist bei Ellenberg mit 9 angegeben. Sie besitzt eine breite ökologische Amplitude gegenüber den meisten Standortfaktoren [WISSING, F., HOFFMANN, K., 2002] und erträgt zeitweilig auch Trockenheit. Die ausgebildeten Rhizome verzweigen sich stark im Erdreich. Es entwickeln sich oft Horste mit einer hohen Blattbiomasse.

Blut-Weiderich (*Lythrum salicaria* L.)

Familie: Lythraceae (Weiderichgewächse)

Lythrum salicaria ist ein typischer Vertreter wechselfeuchter Standorte (Feuchtezahl 8) mit der Eigenschaft, sowohl nasse als auch zeitweise trockene Bedingungen gut zu überstehen. Besonders auf Pflanzenbodenfilter treten in der Regel häufig wechselfeuchte Bodenverhältnisse auf. Sie bieten dieser Art daher einen geeigneten Lebensraum. *Lythrum salicaria* erwies sich in eigenen Versuchen als guter Mykorrhizabildner mit einem hohen Anteil mykorrhizierter Feinwurzeln. Zudem bevorzugt er nährstoffreiche Böden. Aus ökologischer Sicht ist der Blutweiderich mit seinen schönen Blüten für Insekten ein Nektarspender von besonderem Wert.

Zottiges Weidenröschen (*Epilobium hirsutum* L.)

Familie: Onagraceae (Nachtkerzengewächse)

Das zottige Weidenröschen wächst an feuchten, aber auch nassen Standorten (Feuchtezahl 8). Als Überschwemmungsanzeiger erträgt *Epilobium hirsutum* zeitweise Staunässe. Die Art wächst auch im Halblicht. In eigenen Versuchen ließ sich ein hoher Anteil der Feinwurzeln mykorrhizieren.

2.5.6.2 Bepflanzung des Filters (Segment I)

Für die Bepflanzung des Filters im März 2008 (Abb. 15 und 16) wurden handelsübliche Stauden von unserem Projektpartner „Abwassertechnik Dittrich“ bezogen (vormals „Landschaftsbau Dittrich“). Die Filterfläche (170 m^2) wurde in Quadrate (1 x 1 m) aufgeteilt, die einzeln nach einem Pflanzplan (s. Abb. 17) mit 16 Pflanzen bestückt wurden. Für jedes Flächen-Quadrat wurde jeweils eine Art verwendet. Die hohe Pflanzdichte ist auf eine rasche und durchgreifende Durchwurzelung des Filterkörpers ausgerichtet, da der Experimentalbetrieb der Anlage bereits für den September vorgesehen war (Etablierung innerhalb von 6 Monaten). Jede Pflanzenstaude wurde mit 15-20 ml handelsüblichem Mykorrhiza-Inokulum beimpft (Zugabe ins Pflanzloch). Bei den potenziell geeigneten Mykorrhizapilzen fiel die Auswahl auf VAM ausbildende Arten der Gattung *Glomus* (*G. mossae*, *G. etunicatum* und *G. claroideum*) als Sporen in Einheitserde (Inokulum unseres Projektpartners INOQ). Die Gesamtzahl gesetzter Stauden mit anteilig bepflanzter Fläche ist Tab. 15 zu entnehmen.

Abbildung 15: Bepflanzung des Seg. I im März 2008.

Abbildung 16: Filtersegment I nach beendeter Pflanzaktion.

Tabelle 15: Anzahl gesetzter Stauden der jeweiligen Spezies mit anteilig bepflanzter Filterfläche (Seg. I).

Spezies	Anzahl gesetzter Stauden	bepflanzte Fläche
P. arundinacea	1720	110 m^2
I. pseudacorus	320	20 m^2
L. salicaria	320	20 m^2
E. hirsutum	320	20 m^2

Als vorherrschende Art wurde *Phalaris arundinacea* gepflanzt. Die inselartige Anordnung der übrigen Arten als 4 Quadratmeter-Cluster soll die Stabilität und ausdauernde Präsenz des Bepflanzungsmusters unterstützen. Insbesondere *Iris pseudacorus* ist für ihr horstartiges Auftreten bekannt.

2.5.6.3 Visuelle Kontrolle und Biomasseentwicklung der Filterbepflanzung

Der Entwicklungs- und Vitalitätszustand der Filterbepflanzung wurde fortlaufend visuell kontrolliert. Insbesondere das Spross- bzw. Wurzelwachstum und von außen bedingte morphologische Veränderungen an Blättern und Sprossen (Wildfraß, Schädlingsbefall) wurden in die Untersuchungen einbezogen. Mit Abschluss der Vegetationsperiode 2010 (September) wurde zudem anteilig die oberirdische Biomasse der Segmente I und II bestimmt. Die oberirdische Biomasse beinhaltet die Spross- und Blattbiomasse. Auf die Bestimmung der unterirdischen Wurzel-Biomasse wurde verzichtet, da das Gesamtwurzelwerk einschließlich der Fein- und Feinstwurzeln nicht vollständig erfassbar war.

Pa *Phalaris arundinacea;* **Ip** *Iris pseudacorus;* **Ls** *Lythrum salicaria;* **Eh** *Epilobium hirsutum*

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q
1	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	Pa	**Pa**	Pa	**Pa**	Pa	Pa	Pa	**Pa**	Pa
2	Pa	**Eh**	**Ls**	Pa	**Eh**	**Ls**	**Pa**	Ip	Ip	Pa	**Eh**	**Ls**	Pa	**Eh**	**Ls**	Pa	Pa
3	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	Ip	Ip	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	Pa
4	**Pa**	Pa	Pa	Pa	**Pa**	**Pa**	**Pa**	Pa	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa
5	Pa	**Ip**	**Ip**	Pa	**Eh**	**Ls**	Pa	Eh	Ls	Pa	**Ip**	**Ip**	**Pa**	**Eh**	**Ls**	Pa	**Pa**
6	Pa	**Ip**	**Ip**	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	Ls	Eh	**Pa**	**Ip**	**Ip**	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	Pa
7	Pa	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa
8	**Pa**	**Eh**	**Ls**	Pa	**Ip**	**Ip**	Pa	Eh	Ls	**Pa**	**Eh**	**Ls**	**Pa**	**Ip**	**Ip**	Pa	Pa
9	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	**Ip**	**Ip**	Pa	Ls	Eh	Pa	**Ls**	**Eh**	Pa	**Ip**	**Ip**	Pa	**Pa**
10	**Pa**	Pa	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	**Pa**	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	**Pa**	**Pa**	Pa	Pa

Abbildung 17: Filteraufsicht (Segment I) als Quadratmeter-Raster. Je Quadrant (1 m^2) wurden 16 Pflanzen gesetzt. Die Trennfolie verläuft im Bereich der Koordinaten h-i 1-10. Durch Fettdruck hervorgehoben sind die in die vegetationskundlichen Untersuchungen einbezogenen Teilflächen. In der Abb. befindet sich die Hochleistungsfläche rechts von der Trennfolie.

2.5.6.4 Bestimmung pflanzlicher Biomasse

Sofort nach Ernte der pflanzlichen Biomasse wurde das Material kurzzeitig bis zur weiteren Bearbeitung in Plastikbeuteln aufbewahrt. Die Trockengewichtsbestimmung erfolgte durch Trocknen des Materials bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz.

2.5.6.5 Vegetationskundliche Untersuchungen zur Entwicklung der Filtervegetation

Aufgrund der Besonderheit der Filterfläche (Segment I) ist die für vegetationskundliche Untersuchungen übliche Herausarbeitung floristisch definierter Vegetationstypen nicht angebracht. Vielmehr sollte mittels pflanzensoziologischer Verfahren ein Bild von der Entwicklung der Vegetation auf einer künstlich erschaffenen und bepflanzten Filterfläche angefertigt werden. Im Vordergrund der Untersuchungen standen hierbei die auf die Flächen eingebrachten 4 „Zielarten“ (*Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum*). Im Schätzverfahren erfolgte die Erfassung der Dominanzen. Unter Dominanz versteht man allgemein den Deckungsgrad einer Pflanze. Sie ist ein Maß für die horizontale Ausdehnung in Bezug zu einer Grundfläche. Demzufolge bezeichnet Dominanz das Vorherrschen von Pflanzen auf einer Fläche [DIERSCHKE, H., 1994]. Der Deckungsgrad gibt als relativ leicht erfassbarer Wert Hinweise auf Wüchsigkeit, Konkurrenzkraft und die bestandsbildende Bedeutung.

Die Abschätzung der einzelnen Deckungsgrade auf den jeweiligen Quadraten wurde in Anlehnung an die Deckungsgradskala von BRAUN-BLANQUET (seit 1928) vorgenommen [zitiert in: DIERSCHKE, H., 1994]. Dazu wurde die Filtervegetation in folgende Gruppen untergliedert:

1 Zielart (gepflanzt), Schätzung der Deckungsgrade der jeweiligen Abundanz
2 Süßgräser
3 Sauergräser
4 sonstige Kräuter
5 Gehölze
6 Moose
7 Flechten

Tabelle 16: Einteilung der Deckungsgrade in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET [in: DIERSCHKE, H., 1994].

Skala	Deckung %		Mittelwert %
5	>75-100	(>3/4)	87,5
4	50-75	(1/2-3/4)	62,5
3	25-50	(1/4-1/2)	37,5
2	5-25	(1/20-1/4)	15,0
1	<5	(<1/20)	2,5

Neben dem Deckungsgrad wurde z.T. auch die Verteilung von Pflanzen in der Aufnahmefläche (Soziabilität) berücksichtigt, z.B. Pflanzen in Horsten u.a. Auch die Vitalität, Wildfraß und Beschattung fanden Eingang in die Untersuchungen.
Bei der Auswahl der Untersuchungsquadrate für die Bestandsaufnahme wurde zwischen Hochleistungs- und „normaler" Filterfläche unterschieden. Die unmittelbar an die Trennfolie angrenzenden Quadrate fanden keine Berücksichtigung (Abb. 17: Raster h1-h10 sowie i1-i10). Ansonsten wurden von *Iris*, *Lythrum* und *Epilobium* alle weiteren Quadrate des Filters als Aufnahmeflächen in die Untersuchungen einbezogen, um auf möglichst ausreichend viele Aufnahmen zurückgreifen zu können. Für *Phalaris* sollte auch die Randlage Berücksichtigung finden. Sämtliche Aufnahmequadrate der Untersuchungen sind im Pflanzplan gekennzeichnet (Abb. 17: fettgedruckte Buchstaben).

2.5.6.6 Ermittlung der Schwermetallgehalte in Pflanzengeweben

Untersuchungen zur Aufnahme von Schwermetallen durch die Filtervegetation aus dem Boden erstreckten sich sowohl auf oberirdische als auch unterirdische Pflanzenzeile. Die Beprobung der Pflanzen erfolgte 2008 und 2009 und ist nachstehend zur besseren Übersicht aufgelistet.

- *Spätwinter 2008:*

Segment I und II, *Phragmites australis*, nur Spross (geerntet wurden 2008 die abgestorbenen Triebe des Vorjahres 2007)

- *Spätsommer 2008:*

Segment I, *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus*, Spross- und Wurzelproben

- *Spätsommer 2009:*

Segment I Hochleistungsfläche, *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus*, Spross- und Wurzelproben
Segment II, *Phragmites australis*, Spross- und Wurzelproben

2.5.6.7 Untersuchungen zur Mykorrhizierung der Filtervegetation

Zur Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade wurden in den Filtersegmenten I und II Wurzeln der Filterpflanzen untersucht. Das untersuchte Artenspektrum umfasst die Pflanzenspezies *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* (Segment I) sowie *Phragmites australis* (Segment II). Von jeder beprobten Pflanze wurden 5 – 10 Wurzelsegmente von ca. 5 Zentimeter Länge geerntet und ausgewertet, wobei die Teile der Pflanzen zuvor vorsichtig mit möglichst unversehrtem Wurzelwerk dem Filtersubstrat entnommen wurden. Nach Anfärbung der Mykorrhizapilzhyphen (abgewandelt nach [VIERHEILIG ET AL., 1998]) innerhalb der geernteten Wurzelsegmente mit handelsüblicher Tinte erfolgte lichtmikroskopisch die Abschätzung der Mykorrhizierungsgrade. Um das Abschätzen der Mykorrhizierungsgrade zu erleichtern bzw. zu vereinfachen erfolgte eine Einteilung in sechs Besiedlungsklassen (keine Mykorrhiza, ≤ 5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%). Maßgeblich für die Einstufung in die entsprechende Mykorrhizierungsklasse war der von Pilzhyphen besiedelte Anteil im untersuchten Wurzelsegment.

Erntetermine zur Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade:

- *März 2008*

Vor dem Setzen der Pflanzen, *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorum*, *Lythrum* salicaria, *Epilobium hirsutum*.

- *Oktober 2009*

Nach zwei Vegetationsperioden
Segment I, *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus*
Segment II, *Phragmites australis*

2.5.6.8 Untersuchungen zum Einfluss des Wasserstandes auf die mykorrhizierte Filterbepflanzung

- ***Stauversuche mit Topfkulturen im Gewächshaus***

Dieses Experiment sollte zeigen, inwieweit unterschiedliche Einstauhöhen die Vitalität, das Wachstum und die Mykorrhizierung der Pflanzen beeinflussen. Die Versuche wurden in Topfkulturen (Durchmesser 14 cm, Höhe 16 cm, Volumen ca. 1 l, Substrat Flusssand bis 2 mm Korngröße) im Gewächshaus durchgeführt. Jede Pflanze wurde mit handelsüblichem Mykorrhizasubstrat beimpft. Simuliert wurden verschiedene Einstauhöhen und Trockenzeiten, vergleichbar den Verhältnissen, wie sie für Bodenfilter real sind. Die jeweiligen Versuchsvarianten sind nachstehend aufgeführt. Je Variante wurden fünf Individuen von *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* und *Iris pseudacorus* verwendet. Das Artenspektrum orientiert sich an Filtersegment I. Untersuchungsparameter zur Beurteilung der Vitalität waren die Wuchshöhe, die Entwicklung der oberirdischen Biomasse sowie die Mykorrhizierungsgrade der Wurzeln. Anfärbung und Auswertung der Mykorrhiza erfolgte abgewandelt nach VIERHEILIG ET AL. [1998] (Kap. 2.5.6.7). Für die Einstau-Variante 2 wurden die Töpfe in 90 Liter Mörtelwannen platziert (Abb. 18), ansonsten in gewöhnlichen Pflanzschalen aus Kunststoff (Tiefe ca. 6 cm).

Variante 1	simuliert einen Bodenfilter im freien Ablauf, das Substrat der Topfkulturen wurde 12 Wochen durchgehend frisch-feucht gehalten
Variante 2	simuliert den Totaleinstau bis zur Oberfläche eines Filters, die Topfkulturen wurden 12 Wochen durchgehend bis zur Topfoberkante eingestaut
Variante 3	simuliert den Zustand auf Segment I während der Einstauphase (ca. 1/3 Filterhöhe, Teil-einstau), die Topfkulturen wurden 12 Wochen durchgehend auf ein Drittel ihrer Topfhöhe eingestaut
Variante 4	wie Variante 3 mit zwischenzeitlich vorübergehender Trockenphase und sich anschließender Regeneration (4 Wochen durchgehender Einstau auf 1/3 Topfhöhe, 4 Wochen Trockenheit, 4 Wochen durchgehender Einstau auf 1/3 Topfhöhe)
Variante 5	wie Variante 1 mit Trockenphase und Regeneration (4 Wochen frisch-feucht, 4 Wochen Trockenheit, 4 Wochen frisch feucht)

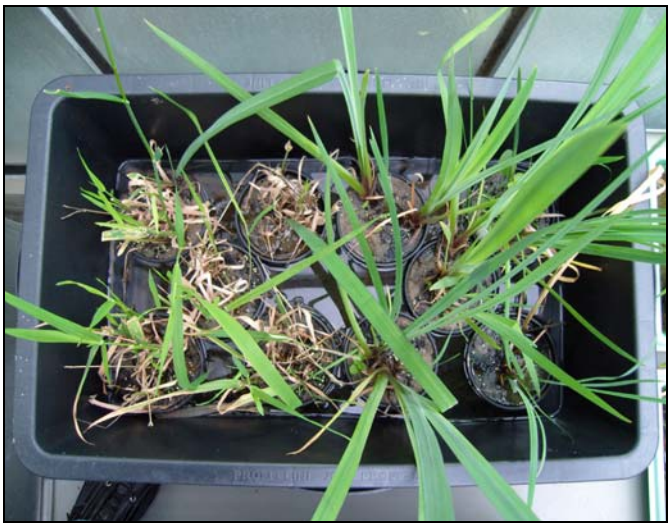

Abbildung 18: *Phalaris arundinacea* (links) und *Iris pseudacorus* (rechts) im Totaleinstau bis zur Topfoberfläche (Variante 2).

2.6 Datenauswertung

Von September 2008 bis Juni 2010 erfolgten einmal monatlich parallele Beprobungen der Wasserqualität von RHB und der beiden Filterdrainagen. In vier Wintermonaten entfielen witterungsbedingt die Probennahmen, so dass das vollständige Datenkollektiv durch n = 19 Proben abgesichert war. Für repräsentative Angaben war diese Grundgesamtheit („g“) jedoch um die Einfahrzeit zu reduzieren (vgl. Kap. 3.2.2.1), wodurch sich der Probenumfang auf **n = 14** reduzierte. Dieser Zeitraum **ab April 2009** wird als **„Betriebsphase b“** bezeichnet, auf die sich – wenn nicht anders vermerkt – alle unten folgenden Vergleiche der Filterleistungen beziehen.
Eine geringere Datenbasis wiesen der unmittelbare Straßenzufluss (n = 8) auf. Die Daten von Boden-, Sediment- und Pflanzenmaterial oder Spurenschadstoffen beruhten auf Stichproben. Ihr Umfang reichte für statistische Aussagen nicht aus, gab aber Orientierungsmöglichkeiten für vertiefende Untersuchungen.
Die ermittelten Konzentrationen von Zu- und Abläufen zeigten speziell im Spurenbereich erhebliche Schwankungen. Bei einigen regelmäßig vertretenen Spurenschadstoffen (ng x l^{-1}) betrug die Konzentrationsspanne 2 - 3 Größenordnungen, erkennbar an sehr hohen Standardabweichungen. Andere Stoffgruppen waren nur sporadisch vertreten und mit Werten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze zu identifizieren, wodurch systematische Aussagemöglichkeiten eingeschränkt wurden. Um die Datengrundlage in diesen Fällen zu erweitern, wurden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze pauschal mit der halben Bestimmungsgrenze berücksichtigt, wenn mindestens 10% der Daten größer als die Bestimmungsgrenze waren [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Ein Teil der Datenstreuung zusammengehöriger Probekollektive beruhte auf normalverteilten Daten mit einzelnen Ausreißerwerten. Daher waren einzelne Messwerte als ereignisabhängige Momentaufnahmen mit großen Unsicherheiten behaftet und wenig geeignet, Aussagen zur Reinigungsleistung bei qualitativ stark variierender Zuflussbelastung zu machen. Die statistische Aufbereitung und Auswertung gepoolter Daten aus der Betriebsphase bot hier die Möglichkeit, ein durchschnittliches Verhalten unter variierenden Milieubedingungen zu identifizieren. Dabei gestattete der Durchschnitt Schlüsse auf die Ursachen und Gesetzmäßigkeiten, die den Daten zugrunde liegen.
Dieser Durchschnitt war als Mittelwert oder Median zu beschreiben. Zwar ist der Median robust gegenüber solchen Extremwerten, schwächt aber deren spezifische Informationsgehalte ab. Da die Maximalwerte aber z.T. saisonale oder versuchsabhängige Informationen abbildeten, war die Elimination wie bei Medianen ungünstig. Aus diesem Grund wurden im Folgenden

Normalverteilungen tabellarisch als arithmetische Mittelwerte mit Standardabweichungen präsentiert. Verzerrende Ausreißer wurden bei der Mittelwertbildungen eliminiert, wenn sie außerhalb des Streuungsbereiches x ± 4s lagen (4σ-Regel: 99,99% Normalverteilung [SACHS, L., 1981]). Die statistisch identifizierten Extremwerte sind den Tabellen explizit zu entnehmen. Bei einem Probenumfang n<10 war die 4σ-Regel nicht anzuwenden, in diesen Fällen wurden einfache arithmetische Mittelwerte genannt. Aus gleichem Grund wurden bei sporadischen Stoffnachweisen nur die Einzelwerte angegeben („E“).
Aufgrund der überwiegend hohen Ausreißerwerte schätzen die auf diese Weise ermittelten Frachten die reale Belastung eher zu niedrig ein.
Ein weiterer Teil der Datenstreuung beruhte auf dem multifaktoriellen Versuchskonzept. Dieses gestattete es, bestimmte Unterkollektive differenziert nach verschiedenen, z.T. parallel laufenden Betriebsphasen zu betrachten (Etablierungsphase; Einstau/ungedrosselter Ablauf; gesamte vs. reduzierte Infiltrationsfläche; Höchstlastbewässerung; vgl. Zeitbalkendiagramm Abb. 13). Hierdurch waren Effekte der Versuchsvariablen empirisch zu identifizieren.
Bei einigen Parametern erfolgte durch die Mittelwertbildung eine zu starke Reduktion der in den Einzelwerten enthaltenen Information, so dass z.B. dynamische Entwicklungen in definierten Zeiträumen übersehen werden könnten. In diesen Fällen wurden zeitabhängige Effekte zusätzlich veranschaulicht, wenn sie aus den Mittelwerten nicht ersichtlich waren (z.B. winterliche Streusalzbelastung, Feuerwehr-Einsatz).

3. Ergebnisse

3.1 Hydraulische Untersuchungen

3.1.1. Meteorologische Daten

- ***Witterungsverhältnisse im Untersuchungszeitraum***

Da keine meteorologischen Messungen direkt am Standort vorgenommen werden konnten, wurde die klimatischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet von 2008 bis Mitte 2010 mit Daten der Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel des Deutschen Wetterdienstes (DWD) näher charakterisiert (Tab. 17). Erkennbar war, dass die Jahresniederschläge 2008 und 2009 etwa dem langjährigen Hamburger Mittel (770 mm) und bundesdeutschen Durchschnitt (779 mm) entsprechen. Die ermittelten Jahresniederschläge waren somit repräsentativ.
2008 wurden 785 mm Niederschlag registriert. Der mittlere Monatsniederschlag betrug 65,4 mm mit Minima im Mai (12 mm) und Dezember (16,5 mm) sowie einem Maximum im Juli (134 mm). Die häufigsten Regentage waren im März und August (n = 21).
Die Niederschlagssumme **2009** lag bei 750 mm, was einem Monatsdurchschnitt von 64,5 mm entspricht. Die höchsten Monatssummen wurden im Juli (115,8 mm) und im November (119,5 mm) gemessen. Der niederschlagsärmste Monat war April (n = 5), die meisten Regenereignisse verteilten sich auf November (n = 26) und Dezember (n = 21), wo auch das stärkste Einzelereignis beobachtet (35 mm) wurde. Bis zum **31.07.2010** wurden 323,5 mm Niederschlag entsprechend 46,2 mm im Monatsmittel erfasst. Der feuchteste Monat war März (90 mm), gefolgt von dem extrem trockenen April (15,7 mm).
Die maximalen Tagesniederschläge waren 50 mm (2008), 35 mm (2009) und 26 mm (2010).
Längere Trockenphasen ohne Niederschlag traten jeweils in Frühsommer mit einer maximalen Dauer von 15 Tagen (2008), 13 Tagen (2009) und 14 Tagen (2010) auf.
Hinsichtlich der saisonalen Verteilung der Niederschläge waren in den beiden vollständig erfassten Jahren keine ausgeprägten Niederschlagsmaxima in den Herbst- und Winterquartalen zu identifizieren. Tendenziell war die hydraulische Belastung der Bodenfilter aber in Phasen mit hoher Vegetationsaktivität (Mai – September) etwas geringer als in der Pflanzenruhe (Oktober – April) (2008/2009: 41/42% Niederschlag in Vegetationsperiode, 59/58% Niederschlag in Ruhephase). Da die Herbst- und Winterquartale etwas niederschlagsreicher waren und sie mit der transpirationsarmen Periode zusammenfielen, war in dieser Phase die Sickerwasserbildung relativ erhöht, was entsprechend höhere Anforderungen an die Sorptions- und Filtrationsleistung der Substrate stellt.
Die Durchschnittstemperatur 2008 war 13,9°C mit einem Maximum im Juli (32,2°C) und einer Minimaltemperatur im Januar (-4°C) (Abb. 19). 2009 betrug die Durchschnittstemperatur 13,6°C, das Maximum lag Mitte August bei 34,2°C, das Tagesminimum im Dezember (-7,3°C).
Das erste Quartal 2010 war hochwinterlich mit kalter Polarluft und strengen Nachtfrösten (Tagestiefsttemperatur: -8°C; mehrfach nächtliche Tiefsttemperaturen < -10°C). Durch diese lang anhaltende Kälteperiode lag die mittlere Temperatur bis 31.07.2010 mit 12,1°C deutlich niedriger als in den Vorjahren. Der sommerliche Höchstwert war 34,6°C (12.07.).

Tabelle 17: Monatsmittel der Niederschläge (Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel).

mm	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	∅
1961 - '90	61,2	41,3	56,4	51,0	57,3	74,4	81,9	70,0	70,2	63,1	71,1	72,3	770,3
2008	92,9	51	106,4	36,6	12	41,4	134,4	106,5	25,4	109,5	52,5	16,5	785,1
2009	29,8	38	74,5	27,6	57,6	54,2	115,8	49,7	37,4	72,1	119,5	73,8	750
2010	26,7	35,4	90	15,7	83,5	38,2	33,1						

- ***Niederschlagsintensitäten***

Die Niederschläge verteilten sich im Jahr 2008 auf 175 Einzelereignisse, 2009 wurden 190 Regentage gezählt. Die Differenzierung der Niederschläge ergab, dass die Mehrzahl der Ereignisse von mittlerer bis geringer Höhe geprägt war. So waren über 75% der einzelnen Regenereignisse ≤5 mm, etwa 90% der Niederschläge ≤10 mm (Tab. 18). Bedeutsam war die Fraktion ≤0,5 mm, die als Benetzungsverluste nicht zur Abflussbildung beiträgt [ATV-M 165]. Hierdurch reduzierte sich der meteorologisch erfasste Niederschlag (750 mm) um etwa 20% auf einen effektiven, abflusswirksamen Niederschlag ($N_{eff.}$) von 600 mm. Weiterhin war für die hydraulische Belastungssituation bedeutsam, dass maximal 45% der Tagesniederschläge >5 mm waren. Erfahrungsgemäß entlastete ab dieser Regenmenge ein Teilstrom über den Überlaufschacht zusätzlich auf die Horizontalfilter III und IV, was bei der Berechnung der realen Stapelhöhen zu berücksichtigen war (s. Kap. 3.1.2.4).
In den vollständig erfassten Jahren 2009/'10 trugen Regenhöhen >10 mm immerhin noch 13% zur Gesamtniederschlagshöhe bei. Diese seltenen Starkregenereignisse verursachten durch die kurzzeitig zufließenden Volumina mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten Turbulenzen im RHB.

Tabelle 18: Prozentuale Verteilung der Regenereignisse 2008 - 10 (Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel).

mm			**≤ 0,5**	**≤ 1**	**≤ 2,5**	**≤ 5**	**≤ 7,5**	**≤ 10**	**≤ 15**	**≤ 20**	**≥ 20**
2008	(n = 175)	%	18,3	24	12,6	21,7	6,9	5,7	4	4	2,9
2009	(n = 190)	%	20,5	23,7	13,2	19,5	4,7	5,3	10	2,1	1
2010 *	(n = 100)	%	29	16	16	23	7	2	3	2	2

* Daten für 2010 bis 31.07.

Der Witterungsverlauf mit den jahreszeitlichen Temperaturgängen und den tatsächlichen Niederschlagsmustern ist den Grafiken 19 bis 21 zu entnehmen. Neben dem typischen Temperaturgang sind bei den Niederschlägen deutlich längere Trockenperioden oder Vorregenphasen mit unterschiedlichen Niederschlagshöhen und Intensitäten zu erkennen, die bei der Abflussbildung zu „first flush"-Phänomenen oder Verdünnungseffekten führen.

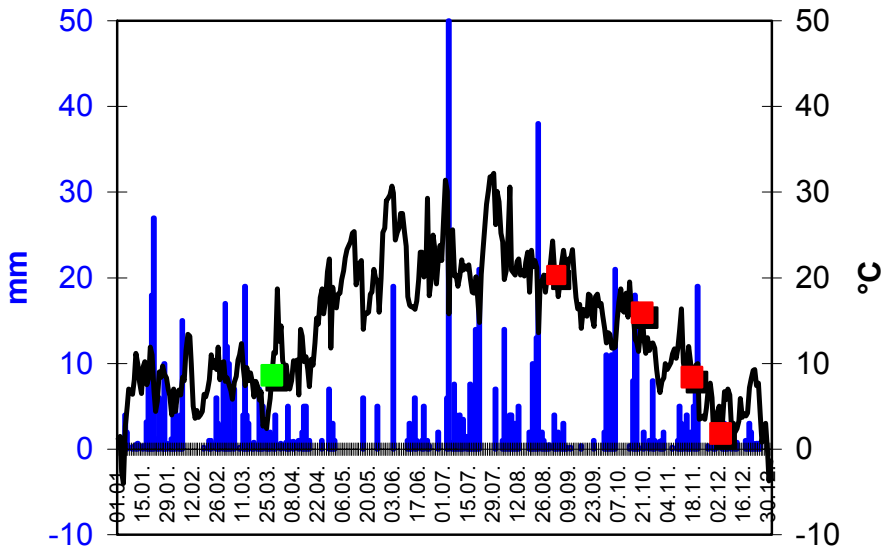

Abbildung 19: Niederschlagsmengen und Tageshöchsttemperaturen im Jahr 2008 (Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel; rote Markierungen: Probennahme; Grüne Markierung: Bepflanzung).

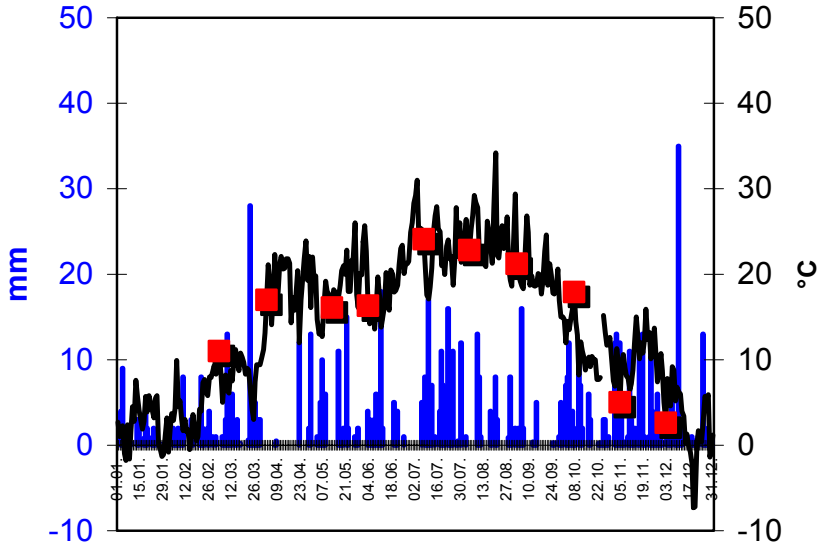

Abbildung 20: Niederschlagsmengen und Tageshöchsttemperaturen im Jahr 2009 (Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel; rote Markierungen: Probennahme).

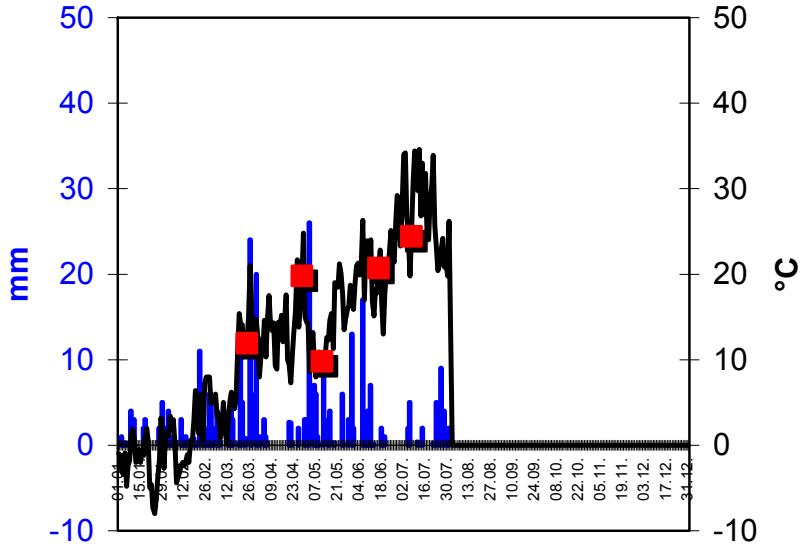

Abbildung 21: Niederschlagsmengen und Tageshöchsttemperaturen im Jahr 2010 (bis 31.07.2010) (Klimastation Hamburg-Fuhlsbüttel; rote Markierungen: Probennahme).

3.1.2. Untersuchungen zur Filterhydraulik

3.1.2.1 Jährlicher Anlagenzufluss

Unter Einbeziehung mittlerer Jahresgebietsniederschläge (30-jährige Zeitreihe HH00: 750 mm, vgl. Tab. 9) war für das angeschlossene Einzugsgebiet der Halenreie (A_{red} = 2,47 ha) der potenzielle Oberflächenabfluss auf maximal 18525 m^3 x a^{-1} zu veranschlagen, ergänzt durch einen geringen Fremdwasserzufluss durch den Marktbetrieb.
Unter dieser idealisierten Annahme eines vollständigen Niederschlagsabflusses würden dem RHB im Durchschnitt täglich rund 50m^3 zufließen und das Volumen des RHB (650 m^3) alle 13 Tage vollständig ausgetauscht.
Ein realistischeres Szenario bot ein reduzierter Anlagenzufluss unter Berücksichtigung abflussunwirksamer Niederschläge geringer Intensität (vgl. Tab. 18). So waren an der Halenreie im Untersuchungszeitraum mindestens 20% der Regenereignisse <0,5 mm (Kap. 3.1.1). Unter der Annahme, dass diese geringen Ereignisse als Benetzungsverluste nicht zur Abflussbildung beitragen [ATV-M 153], betrug der abflusswirksame Niederschlag ($N_{eff.}$) 600 mm, wodurch der tatsächliche Anlagenzufluss ($N_{eff.}$) auf 14820 m^3 x a^{-1} sinken würde (Σ Untersuchungszeitraum: 38285 m^3). Im Tagesdurchschnitt flößen dem RHB rund 40 m^3 zu, die durchschnittliche Verweildauer des Wasserkörpers betrug entsprechend 22,5 Tage.
Vermutlich war dieser Anlagenzufluss noch zu hoch angesetzt, da die zugrunde liegende Berechnung nur Benetzungsverluste (<0,5 mm), nicht jedoch den Anteil zusätzlicher Muldenverluste (<2 mm) berücksichtigt. Dies wurde auch durch Messungen aus dem Jahr 1997 erhärtet, bei der die Bilanz gemessener RHB-Zuflüsse <13000 m^3 x a^{-1} war [FITSCHEN, T., 2000].

3.1.2.2 Bestimmung der Pumpenleistung

Für die Versuche erfolgte die Beschickung der Bodenfilter witterungsunabhängig durch eine Pumpe. Daher übernahmen die Bodenfiltersegmente I und II während der Bewässerungen und bei geringen Niederschlagsmengen den Hauptanteil der zu reinigenden Wassermenge. Beobachtungen vor Ort ergaben, dass geringe Niederschläge den Wasserstand im Pumpenschacht kaum über den niedriger gelegenen Druckrohranschluß von Seg. I und II anstiegen ließen, während lediglich bei Starkregenereignissen der Pegel so weit stieg, dass ein bedeutender Teilstrom über die höherliegende Überlaufleitung (DN300) auf die Seg. III - und in geringem Maße IV - gelangten. Der experimentell erwünschte vollständige Austausch der Wasserkörper beider Filtersegmente errechnete sich aus dem angesetzten Porenvolumen (2 x 170 m^3 x 40% PV = 136 m^3), was bei der nominellen Leistung der eingesetzten Pumpe (Q_{max}: 30m^3 x h^{-1}) nach 4,5 Betriebsstunden erreicht worden wäre.
Tab. 19 stellt den mit Wasseruhr gemessenen Durchfluss am Übergang zu den Stirnrohren dar.

Tabelle 19: Mittels Wasseruhr ermittelte Bewässerungsvolumen der Bodenfilter (Filterflächen: 170 m^2).

	$Q_{max.}$ (m^3 x h^{-1})	Bewässerung			
		separat ∅ (m^3 x h^{-1})		parallel . ∅ (m^3 x h^{-1})	. Σ (m^3 x 4 h^{-1})
		Seg. I	Seg. II	Seg. I + Seg. II	Seg. I + Seg. II
28.04.2010	30	9,5	4,1	-	27,2
11.05.2010	30	8,93	4,3	-	26,5
16.06.2010	30	-	-	7,9	31,6
07.07.2010	30	-	-	7,45	29,8

Die Durchflussmessungen der separaten Bewässerung verdeutlichten einen entfernungsabhängigen Druckgradienten im Bewässerungssystem. So erhielt das weiter vom Pumpenschacht entfernte Seg. II 50% weniger Wasser als Seg. I, das Verhältnis Seg. I / Seg. II betrug 2,2 : 1. Die hydraulische Flächenbelastung im Betriebsmodus „gesamte Filterfläche / separate Bewässerung“ betrug in Seg. I etwa 0,016 l x sec^{-1} x m^{-2}, Seg. II erhielt dagegen mit

0,007 l x sec^{-1} x m^{-2} etwa die Hälfte. Dieses Segment war daher allgemein trockener als das Testsegment.
Im Parallelbetrieb beider Segmente (überwiegender Betriebsmodus) betrug der Wasserdurchfluss etwa 7,5 m^3 x h^{-1} entsprechend 25% von $Q_{max.}$

3.1.2.3 Homogenität der hydraulischen Flächenbelastung

Da bei der regulären Parallelbewässerung stets deutliche Unterschiede der Drainageabläufe von Seg. I und Seg. II zu beobachten waren (vgl. Abb. 8), wurden für beide Drainagen die tatsächlichen Durchflussvolumina ermittelt. Hierzu wurde bei Ende der Pumpenbeschickung das maximal pro Zeiteinheit abfließende Wasservolumen bei konstantem, ungedrosseltem Abfluss (t_{End}) ausgelitert (Tab. 20).

Tabelle 20: Durchschnittliche Drainageabflüsse (n=10) von Seg. I und Seg. II bei Parallel- und Einzelbeschickung.

	Beschickung	**Seg. I** l x h^{-1}	**Seg. II** l x h^{-1}	Σ (l x h^{-1})
04.11.2009	parallel	5976	1944	7920
		75,50%	24,50%	
02.12.2009	parallel	5148	1152	6300
		77,60%	22,40%	
16.06.2010	parallel	4680	612	5292
		88,40%	11,60%	
07.07.2010	parallel	3852	828	4680
		82,31%	17,69%	
24.03.2010	separat	5616	2196	7812
		71,89%	28,11%	
28.04.2010	separat	6120	2628	8948
		70%	30%	
11.05.2010	separat	5040	2160	7200
		70%	30%	
∅	Gesamt	76,53%	23,47%	
∅	parallel	80,95%	19,05%	
∅	separat	70,63%	29,37%	

Das Verhältnis der Drainageablaufe bei separater Beschickung (Seg. I / Seg. II = 2,4 : 1) (Tab. 20) reflektierte exakt die unterschiedliche hydraulische Belastung der Filter (s.o.). Im überwiegenden Parallelbetrieb verschob sich die hydraulische Filterbelastung deutlich zum vorderen Seg. I (Seg. I / Seg. II: 4,3 : 1), so dass vereinfachend von einem mittleren Verhältnis 3 : 1 ausgegangen werden konnte.
In der Summe passierten unter den allgemeinen Betriebsbedingungen 6,5 - 8 m^3 x h^{-1} beide Filtersegmente, was dem ermittelten Zufluss bei Parallelbewässerung entsprach. Weiterhin war ersichtlich, dass bei identischer Pumpeneingangsleistung pro Zeiteinheit dreimal soviel Wasser Seg. I passierte wie Seg. II. Bei einer vierstündigen Beschickung mit 30 m^3 gelangten demnach 22,5 m^3 auf Seg. I und 7,5 m^3 auf Seg. II.
Insgesamt bestätigten die Daten der Drainageabflüsse wie der Oberflächenbeschickung eine wesentlich höhere hydraulische Belastung von Seg. I, die mit entsprechend höheren Stoffeinträgen verbunden war.
Weitere, kleinräumige Inhomogenitäten der hydraulischen Flächenbelastung wurden nicht untersucht, aber nach visuellen Eindrücken fand die Versickerung primär in der zulaufnahen Beethälfte statt, entferntere Bereiche wurden nur sporadisch bewässert. Diese vermutete Inhomogenität wurde von bodenkundlichen Daten des Seg. I unterstützt. (s. Kap. 3.3.1.2).

3.1.2.4 Stapelhöhe

Die Stapelhöhe als Maß der hydraulischen Flächenbelastung umfasst die realen Regenwasserzuflüsse, hier geringfügig ergänzt durch die Pumpenbewässerungen.
Mit den oben genannten Randbedingungen (Beschickungsgradienten, Niederschlagsverteilung, Abflussverhalten etc.) wurde die tatsächliche hydraulische Flächenbelastung des Bodenfilters („Stapelhöhe") möglichst differenziert abgeschätzt.
Bei einem mittleren Jahresniederschlag (750 mm) und einer Gesamtfilterfläche von 620 m^2 (Σ Seg. I - IV) hätte die maximale Stapelhöhe theoretisch 29,9 m betragen. Eine erste Minderung des Anlagenzuflusses durch abflussunwirksame Niederschlagsanteile reduzierte die Stapelhöhe auf 24 m (= $\varnothing$ 66 mm x d^{-1}).
Unter weiterer Berücksichtigung eines hydraulischen Gradienten von 3:1 zwischen den Seg. I und Seg. II (s. Kap. 3.1.2.1) und der Teilentlastung von Niederschlägen (>5 mm) (s. Kap. 3.1.1) ergab sich eine differenzierte Stapelhöhen von 24,75 m (Seg. I) und 11,55 m (Seg. II). Diese differenzierte Stapelhöhe korrespondierte gut mit älteren Angaben einer Stapelhöhe von 16,7 m [FITSCHEN, T., 2000].

3.1.2.5 Drosselabflüsse

Die Filterentleerung erfolgte selbsttätig im Freispiegelabfluss, wobei die Drainagesammler konstruktiv einen Sohleinstau (+35 cm) oder alternativ über einen Grundablass den freien Ablauf gestatten. Bei freiem Ablauf war erkennbar, dass die Bodenpassage bei gegebener hydraulischer Flächenbelastung (s.o.) eine relativ starke Drosselung der Drainageabläufe bewirkte (Tab. 21).

Tabelle 21: Flächenbezogene Drosselabflussspende Q_{dr} bei freiem Drainageablauf.

	Beschickung (Normbetrieb)		**Drosselabfluss**	
	Seg. I	**Seg. II**	**Seg. I**	**Seg. II**
Q_{dr}	l x sec^{-1} x m^{-2}	l x sec^{-1} x m^{-2}	l x sec^{-1} x m^{-2}	l x sec^{-1} x m^{-2}
04.11.2009			0,02 *	0,003 **
02.12.2009			0,013 *	0,002 **
24.03.2010			0,018 *	0,004 **
28.04.2010	0,016	0,007	0,01 **	0,004 **
11.05.2010	0,015	0,007	0,008 **	0,004 **

*: red. Filterfläche 85 m^2

**: Filterfläche 170 m^2

Im Normalbetrieb drosselte die Bodenpassage den Zulauf in beiden Segmenten jeweils um etwa 50%. Erkennbar war bei Seg. II eine ausgeprägte und anhaltende hydraulische Unterlast, da der für Retentionsbodenfilter optimale Drosselabfluss zwischen 0,01 l x sec^{-1} x m^{-2} und 0,02 l x sec^{-1} x m^{-2} [DWA-M 178] unter den aktuellen Versuchsbedingungen kontinuierlich unterschritten wurde. In Seg. I wurde der empfohlene Drosselabfluss nur in der Hochleistungsphase bei halbierter Infiltrationsfläche erzielt, im Regelbetrieb (28.04., 11.05.) waren auch hier hydraulische Potenziale erkennbar.
Das bepflanzte Filtersubstrat bewirkte nicht nur die dargestellte Drosselung des Abflusses, sondern trug durch die Evapotranspiration auch wesentlich zur Reduktion des Abflussvolumens bei (s. Kap. 4.4.5).

3.2 Reinigungsleistung der Bodenfilter

- Wasseruntersuchungen -

3.2.1 Zeitliche und stoffliche Heterogenität des Anlagenzuflusses

Das in Kap. 2.1 vorgestellte allgemeine Stoffspektrum des Anlagenzuflusses wird von seiner Herkunft (stark genutzte Verkehrsflächen, Marktplatz) geprägt. Hinter den o.g. Mittelwerten zeigte der Straßenabfluss der Halenreie eine stark schwankende Zusammensetzung, die in

diesem Abschnitt differenziert wird, um im Vergleich mit anderen Anlagen Informationen zur Belastungssituation und zur Vergleichbarkeit der Daten zu erhalten (Tab. 22 und 23) (vgl. [ATV-A 138]).

Tabelle 22: Konzentrationsspannen von Straßenabflüssen an der Halenreie.

Parameter	Einheit	∅ *(n=8)	Min. / Max.
AfS	mg x l^{-1}	**51,8**	7,6 - 711
Leitfgk.	µS x cm^{-1}	**174,6**	68 - 3600
pH	-	**7,08**	6,9 - 7,26
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**21,6**	1,8 - 102,8
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**129,5**	18,9 - 257
NO_3^--N	mg x l^{-1}	**2,14**	0,77 - 3,65
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,74**	0,11 - 1,9
$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	**4,78**	1,16 - 11,4
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**1,28**	0,08 - 2,38
Zn^{2+}	mg x l^{-1}	**0,4**	0,15 - 1,91
Cu^{2+}	mg x l^{-1}	**0,13**	0,06 - 0,24
Pb^{2+}	mg x l^{-1}	**< 0,1**	< 0,1
Ni^{2+}	mg x l^{-1}	**< 0,1**	< 0,1
Fe^{2+}	mg x l^{-1}	**1,35**	0,33 - 2,28
Cl^-	mg x l^{-1}	**25,24**	9,7 - 1270

***: ohne Ausreisserwerte;**
Beobachtungszeitraum "g"

Aus Tab. 22 sind z.T. extrem schwankende Zuflusskonzentrationen ersichtlich. Die größten Schwankungen zeigten dabei im gesamten Beobachtungszeitraum („g“) Chlorid und AfS (Faktor ~100x), gefolgt vom BSB_5 und Leitfähigkeit (~ 50x). Die größte Messwertkonstanz wiesen die pH-Werte des Straßenzuflusses auf.
Tabelle 23 zeigt für zwei ausgewählte Beprobungen an der Halenreie die mögliche Datenstreuung des Straßenablaufes (Probennahme unmittelbar aus DN400-Rohr).

Tabelle 23: Konzentrationen im Straßenabfluss in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Beprobung.

mg x l^{-1}	03.06.2009 "first flush"	07.07.2010 "Nachlauf"	Faktor
NH_4^+	1,9	0,037	> 50
AfS	88,8	7,6	> 10 x
BSB_5	102,8	9,2	
TOC	268	23,44	
CSB	226	55,5	2 - 5 x
$P_{ges.}$	2,34	0,78	
$N_{tot.}$	8,48	3,14	
NO_3^-	3,65	1,82	
Fe^{2+}	1,63	0,496	
Zn^{2+}	0,248	0,293	< 1
Cu^{2+}	0,112	0,157	

Beide Beprobungen des Straßenablaufs erfolgten jeweils im Hochsommer, jedoch bei unterschiedlichen meteorologischen und Abflussbedingungen. Die Probe im Juni 2009 wurde einem einsetzenden „first flush“ nach vorangehender zehntägiger Trockenheit entnommen, während die Probe im Juli 2010 den Endabfluss einer mehrtägigen Niederschlagsphase zeigte.

Die Konzentrationsunterschiede zwischen der „first flush"-Beprobung und dem abklingenden Straßenabfluss waren deutlich. Schwebstoffgehalte, BSB_5 und TOC sind bei einsetzendem Zufluss nach Trockenheit mehr als 10x so hoch wie nach längerer Abschwemmung, viele weitere Parameter immerhin noch 2 - 5x höher.

3.2.2 Reinigungsleistungen:

Allgemeine Betriebsergebnisse

Im Fokus dieses Abschnitts steht der Leistungsvergleich der Bodenfilter, die sich aus den jeweiligen Differenzen zwischen Input (RHB; vgl. Abb. 3: **„2"**) und Output (Drainageabflüsse Filter, vgl. Abb. 3: **„3" / „4")** ergeben. Der Reinigungsbeitrag des RHB ist Kap. 3.2.8.3 und Tab. 37, der mögliche Anteil des Schotterdamms ist in Kap. 3.2.8.4 dargestellt. Die Resultate einiger nur punktuell beprobter „prioritärer Stoffe" sind gesondert in Kap. 3.2.2.3 vorgestellt.
Die Präsentation der Hauptergebnisse dieser Arbeit erfolgt in Form arithmetischer Mittelwerte mit Standardabweichungen und angegebenen Ausreißerwerten (4σ-Regel, vgl. Kap. 2.6). Die Auswertung erfolgte dabei aus pragmatischen Gründen eher auf Ebene von Größenordnungen als der von konkreten Zahlenwerten.
Bei der folgenden Auswertung über Mittelwerte ist zu beachten, dass in der Praxis keine konstante Gewässerchemie besteht und solche statischen Werte daher in vielen Fällen nicht der zeitlichen Chemikaliendynamik entsprechen. Gleichwohl geben diese Durchschnittswerte eine Orientierung über das allgemeine Verhalten der Untersuchungsparameter bei variierenden Umweltbedingungen, wie sie auch der Betriebsrealität entsprechen. Dieses durchschnittliche Verhalten gestattet daher eine allgemeine Einordnung der Ergebnisse. Gleichzeitig bilden sie die Basis zur Diskussion der Versuchsergebnisse verschiedener hydraulischer Betriebsbedingungen sowie weiterer abweichender Effekte.
Den Untersuchungsergebnissen zu den eigentlichen Reinigungsleistungen wird die Ermittlung der Etablierungsphase vorangestellt, da im umgebauten Seg. I nur die eingefahrene Betriebsphase repräsentative Daten für die volle Funktionsfähigkeit bot.

3.2.2.1 Einarbeitungszeit

Die Routine-Analytik der Bodenfilter begann im September 2008, ein halbes Jahr nach Substrateinbau und Bepflanzung. Im gesamten Untersuchungszeitraum erfolgten im monatlichen Intervall 19 Beprobungen (vgl. Abb. 13).
Im Folgenden wird ein vermuteter Einfahreffekt bzw. eine zu frühe Inbetriebnahme für das umgebaute Seg. I am Beispiel aussagefähiger Leitparameter untersucht. Hierfür wurden die nicht weiter differenzierten Datensätze nach literaturüblicher Einfahrzeit („Betriebsphase b" ab April 2009; n=14) mit dem gesamten Datensatz incl. vorzeitiger Inbetriebnahme („Gesamt g" ab September 2008; n=19) verglichen (Tab. 24).

Tabelle 24: Ausreißerbereinigte Ablaufkonzentrationen im neu eingebauten Seg. I unter Einbeziehung der Einfahrphase (g) und bei voll etabliertem Filterbetrieb (b).

		Seg. I					
		Gesamt (g)		Betriebsphase (b)		b : g (%)	
Parameter	**Einheit**	**∅ (n=19)**	**$\pm s_x$**	**∅ (n=19)**	**$\pm s_x$**	**Seg. I**	**Seg. II**
AfS	mg x l^{-1}	**1,05**	1,04	**0,62**	0,52	**- 40**	**- 37**
Leitfähigkeit	µS x cm^{-1}	**482,53**	256,94	**451,5**	222,8	**- 6**	**+ 3**
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**1,74**	1,21	**1,38**	0,76	**- 21**	**+ 20**
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**13,14**	6,44	**14,01**	7,04	**+ 6**	**+ 13**
NO_3^--N	mg x l^{-1}	**0,96**	0,57	**1,13**	0,53	**+ 18**	**- 9**
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,04**	0,04	**0,04**	0,04	**± 0**	**± 0**
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**0,29**	0,15	**0,29**	0,16	**± 0**	**+ 14**
Fe^{2+}	mg x l^{-1}	**0,32**	0,11	**0,32**	0,12	**± 0**	**+ 11**

Tab. 24 stellt diesem Gesamtmittelwert aller 19 Beprobungen („Gesamt g“) dem um die einjährige Einarbeitungsphase reduzierten, 14 Proben umfassenden Datendurchschnitt („Betriebsphase b“) gegenüber. Das zeitliche Ende der Einfahrphase wurde auf Ablauf der ersten 12 Monate nach Abschluss der Bepflanzung (III/2008) datiert.
Die vermuteten Einfahreffekte bei dem neueingebauten Seg. I bestätigten sich. So war die Filterleistung in der Betriebsphase („b“) höher als die der Grundgesamtheit unter Einbeziehung der Einfahrphase („g"). Sinkende AfS- und Leitfähigkeitswerte signalisierten eine Verbesserung der Ablaufbeschaffenheit und auch bei den mikrobiologischen Leitparametern BSB_5 und NO_3-N waren positive Tendenzen erkennbar. In ähnlicher Weise entwickelte sich auch die entkeimende Wirkung des Filters noch vorteilhaft (vgl. Kap. 3.2.4).
Bei Phosphat und Ammonium waren überdurchschnittliche Belastungsspitzen (0,52 mg x l^{-1} P_{ges}; 0,13 mg x l^{-1} NH_4^+-N) unmittelbar nach Beginn der Bewässerungsperiode als Einfahreffekte zu verstehen (Messwerte hier nicht dargestellt). Diese Peaks waren singulär, so dass anschließend der durchschnittliche Rückhalt der anorganischen Parameter $P_{ges.}$, NH_4^+ und Metalle hoch und stabil war.
Dass es sich hierbei tatsächlich um systematische Einfahreffekte und nicht um saisonale Einflüsse handelte, belegte die überwiegend nachteilige Entwicklung der Abflussdaten des unveränderten Altsegments II in den identischen Zeiträumen (b : g, Tab. 24).
Einige Parameter waren zur Identifikation der Einfahrphase ungeeignet, da bei ihnen die Durchschnittsgehalte von starken saisonalen Schwankungen geprägt waren (z.B. geringere Sauerstoffgehalte in Sommermonaten, winterliche Chlorid-Spitzen), was mögliche Einfahreffekte überlagerte.

3.2.2.2 Filterleistungen

- Durchschnittliche Reinigungsleistung -

- Konzentrationsbezogene Auswertung -

In Tab. 25 sind für die Betriebsphase „b“ die Mittelwerte der regelmäßig untersuchten Gewässerparameter zusammengestellt, die auf jeweils 14 Beprobungen von Rückhaltebecken und beider Filterabläufe beruhen. In dem nachfolgenden Kap. 4.2.1.2 werden die Ergebnisse der einzelnen Parameter detailliert dargestellt und vergleichend diskutiert.

Tabelle 25: Zusammenfassung der durchschnittlichen Messwerte im Straßenabfluss, Rückhaltebecken und in den Filterabläufen von Seg. I und Seg. II (Betriebsphase „b“, RHB und Filtersegmente: n=14, Straßenabfluss: n=8; *Wert**: PFT-Havarie).

		Straßenabfluss		**RHB**		**A+ (Seg. I)**		**A- (Seg. II)**	
Parameter	**Einheit**	Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$
AfS	mg x l^{-1}	**51,8**	41,71	**15,54**	10,02	**0,62**	0,52	**0,67**	0,49
	> 4σ	711		*31,6**		3 / *3,6**		3,2 / *4** / 8,2 / 10,4 / 45,6	
Leitfähigkeit	µS x cm^{-1}	**174,6**	112,59	**384**	276	**492**	223	**502**	203
	> 4σ	1170 / 3600							
pH	-	**7,08**	0,15	**6,91**	0,33	**7,4**	0,47	**7,44**	0,39
	> 4σ								
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**21,61**	14,32	**5,75**	4,28	**1,38**	0,76	**1,89**	1,4
	> 4σ	102,8		*34,12**		4,2 / *16,48**		*16,46**	
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**129,5**	85,92	**49,9**	25,1	**14**	7	**13,1**	5,4
	> 4σ			*216**		*107**		*75,2**	
TOC	mg x l^{-1}	**105,66**	89,09	**24,2**	9,3	**21,2**	6	**23**	8
	> 4σ			*83,2**		*66,8**		*51,6**	
O_2	mg x l^{-1}	-		**3,4**	1,5	**5,3**	1,9	**3,6**	1,7
	> 4σ								
Cl^-	mg x l^{-1}	**25,24**	12,22	**90,3**	75,2	**79,2**	61,5	**72,3**	54,5
	> 4σ	1270							
anion. Tensid	mg x l^{-1}	**4,34**	3,94	**1,02**	0,8	**0,45**	0,34	**0,56**	0,56
	> 4σ			5,64 / 7,34 / *8,18**		*2,06**			
NO_3^--N	mg x l^{-1}	**2,14**	1,13	**0,44**	0,14	**1,13**	0,53	**1,09**	0,6
	> 4σ			1,21 / 1,24					
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,74**	0,74	**1,13**	0,41	**0,04**	0,04	**0,05**	0,06
	> 4σ			3,54 / 3,82				-	
$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	**4,78**	3,44	**2,48**	0,71	**2,19**	1,08	**2,89**	2,44
	> 4σ			*18,7**		*6,91**		-	-
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**1,28**	0,82	**0,37**	0,26	**0,29**	0,16	**0,32**	0,24
	> 4σ			2,56 / *2,84** / 6,76				1,89	

Tabelle 25 (Forts.): Zusammenfassung der durchschnittlichen Messwerte im Straßenabfluss, Rückhaltebecken und in den Filterabläufen von Seg I und Seg. II (Betriebsphase „b“, “, RHB und Filtersegmente: n=14, Straßenabfluss: n=8; *Wert**: PFT-Havarie; ***E:*** Einzelwerte).

			Straßenabfluss		RHB		A+ (Seg. I)		A- (Seg. II)	
Parameter	**Einheit**		Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$	Ø	$\pm s_x$
Fe^{2+}	mg x l^{-1}		**1,35**	0,7	**1,13**	0,86	**0,32**	0,12	**0,39**	0,23
	> 4σ								1,72 / 2,3	
Zn^{2+}	mg x l^{-1}		**0,4**	0,2	**0,12**	0,05				
	> 4σ	***E***	1,91				***0,1***		0,08 / 0,12 / 0,16 / 0,24	
Cu^{2+}	mg x l^{-1}		**0,13**	0,07			**0**	0		
	> 4σ	***E***			***0,05 / 0,06 / 0,07***				***0,07 / 0,09***	
Ni^{2+}	mg x l^{-1}		0	0	0	0	0	0	0	0
	> 4σ									
Pb^{2+}	mg x l^{-1}		**0**	0	**0**	0	**0**	0	**0**	0
	> 4σ									
MKW	µg x l^{-1}		/		**13,9**	15,8	**8,9**	8,8	**4,5**	4,7
	> 4σ				444,3		*917,6**		48,1 / 49,9 / *538,1**	
DEHP	ng x l^{-1}		/		**6,22**	5,19	**4,1**	4,7	**4,1**	2,5
	> 4σ						65,4 / 166,3 / 189,4		44,1 / 55,8	
PAK	ng x l^{-1}		/		0,1 / 0,2 / 0,2 / 1,3 / 1,4 / *12,4** / 40,8 / 49,7		0,1 / 0,1 / 0,1 / 3,1 / 41,9 / *55,6**		0,2 / *27,8** / 44,2 / 94,3	
Alkylphenole (Σ)	ng x l^{-1}	***E***	/		**0,4**		**0**	0	0,1 / 0,1 / 0,9	
SCCP	ng x l^{-1}		/		51 / 57 / 58 / 61 / 86		**37,3**	17	**34,9**	24
Herbizide	ng x l^{-1}	***E***	/		8 (Terbutryn)		0	0	0	0

3.2.2.3 Prioritäre Stoffe

- Stichprobenuntersuchungen -

Neben den regelmäßig untersuchten „Prioritären Stoffen“ (s. Kap. 3.2.2.2) wurden das RHB und die Filterabläufe stichprobenartig auf weitere Spurenschadstoffe wie Diphenylalkane, Benzothiazole, Benzotriazole sowie Polybromierte Diphenylether untersucht, da diese z.T. auch in sehr hohen Konzentrationen in Hamburger Autobahnabwässern zu finden sind [STACHEL ET AL., 2007].
Aufgrund des geringen Untersuchungsumfangs dieser Parameter werden die Messwerte nicht auf bestimmte Betriebsvarianten analysiert. Aussagen zur Reinigungsleistung sind daher nur eingeschränkt möglich und können nur als Tendenz gewertet werden. Die Ergebnisse dieser Stichproben enthält Tab. 26, die Diskussion der Daten erfolgt in Kap. 4.2.1.2.6.

Tabelle 26: Vorkommen von Bisphenol A, Benzothiazolen, Benzotriazolen und PBDE im RHB und Draiangeabläufen von Seg. I und Seg. II (Mittelwerte, n = verschieden)

ng x l^{-1}	**Bisphenol A**	**Benzothiazole**				**Benzotriazole**			**PBDE**
	BpA	HOBT	MTBT	ABT	MBT	TTR (Σ)	Benzotriazol	HBtr	
RHB	**629**	**880**	**439**	**89**	**74**	**305**	**220 ***	**140 ***	**n.n. ***
Seg. I	**88**	**346**	**116**	**79**	**82**	**315**	**160 ***	**140 ***	**n.n. ***
Seg. II	**150**	**313**	**88**	**88**	**88**	**290**	**160 ***	**-**	**n.n. ***

* Einzelmessung

3.2.2.4 Filterleistungen

- Frachtenbezogene Auswertung -

In Kap. 4.2.1.3 ist festgestellt worden, dass auf Ebene der durchschnittlichen Zu- und Ablaufkonzentrationen von Seg. I und Seg. II keine systematischen Unterschiede in der Reinigungsleistung beider Bodenfilter erkennbar war.
Für eine realistische und vollständige Bewertung der Filterwirkungen war es jedoch aus zwei Gründen erforderlich, zusätzlich die pro Zeiteinheit zugeführten oder abfließenden Wassermengen mit ihren Stoffgehalten (= „Frachten“) zu berücksichtigen:

- a) Filterzulauf: unterschiedliche Bewässerungsvolumen bewirkten unterschiedliche stoffliche Befrachtungen der Filterseg. I und II
- b) Filterablauf: bei bepflanzten Bodenfiltern ist durch Verdunstungsprozesse die ablaufende Wassermenge kleiner als der Zufluss, wodurch Inhaltsstoffe aufkonzentriert werden

Aus dieser Kombination von veränderter Stoffbelastung und unterschiedlicher Sickerwasserbildung disproportionierten die Schadstoffkonzentrationen, die potenziell die Filterseg. I und II passierten. In der Konsequenz unterschätzen die konzentrationsbezogenen Auswertungen tatsächliche Filterleistungen [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009], so dass eine ausreichende Beschreibung der Reinigungsleistung nur über eine Frachtenbewertung möglich ist [NAMUTH, M., 2006].
Daher wurden für aussagekräftige, ständig nachweisbare Parameter die Stofffrachten für den gesamten Bewässerungszeitraum von 23 Monaten überschläglich bilanziert (Tab. 27). Diese Abschätzung der Frachten war sehr komplex und basierte primär auf einem Anlagenzufluss ($N_{eff.}$) von 14820 m^3 x a^{-1} (Kap. 3.1.2.1) und den mittleren Stoffgehalten im RHB-Abfluß (Tab. 25). Entscheidend für die Frachtenberechnung der beiden Filtersegmente war die Berücksichtigung des Hydraulikgradienten im Verhältnis 3:1 (Seg I : Seg. II) (vgl. Kap. 3.1.2.3). Weiterhin war bedeutsam, dass 45% der Niederschläge >5 mm sind (vgl. Kap. 3.1.1), ab wo erfahrungsgemäß ein Teilstrom auch auf die benachbarten Horizontalfilter III und IV entlastete, was ebenfalls bei der Berechnung berücksichtigt war.
Tab. 27 sind die Ergebnisse der nach dem o.g. Berechnungsverfahren abgeschätzten Verteilung der Stoffmengen auf das intensiver bewässerte Filtersegment I und das hydraulisch geringer belastete Seg. II zu entnehmen.

Tabelle 27: Eintrag ausgewählter Stoffe in Seg. I und Seg. II in 23 Monaten.

	Frachten (23 mon.)			Konzentrationen (Betr.phase "b")		
	kg x 170 m^{-2}		Seg II : Seg. I	mg x l^{-1} (∅)		Seg. II : Seg. I
	Seg. I	Seg. II		Seg. I	Seg. II	
AfS	84	51,9	61,80%	0,62	0,67	108%
TOC	132,3	81,7	61,80%	21,2	23	108%
NH_4^+-N	4,3	2,7	62,80%	0,04	0,05	125%
$P_{ges.}$	2,3	1,4	60,90%	0,29	0,32	110%
$Fe_{ges.}$	5,6	3,4	60,70%	0,32	0,39	121,80%
Zn	0,73	0,45	61,60%	-	-	

Aus Tab. 27 ist ersichtlich, dass Seg. II trotz geringerer Stoffzufuhr relativ höhere Ablaufwerte aufwies. Deutlich erkennbar ist eine allgemein um 40% niedrigere Befrachtung von Seg. II. Die Höhe der stofflichen Reduktion entsprach nicht genau dem hydraulischen Gradienten (3:1, Kap. 3.1.2.3), da bei der Berechnung auch Effekte einer Teilstromentlastung auf die Seg. III und IV berücksichtigt worden sind. Entgegengesetzt verhielten sich die mittleren Konzentrationen, bei denen das hydraulisch und stofflich schwächer belastete Seg. II im Vergleich zu Seg. I rund 10 - 20% höhere Ablaufwerte zeigte.

3.2.3 Reinigungsleistungen

- Spezielle Betriebsweisen -

3.2.3.1 Abflussdrosselung

Ein weiteres zentrales Ziel neben dem Nachweis einer möglichen Flächenreduktion war die Identifikation wichtiger Steuergrößen der betrieblichen Praxis, um davon Hinweise für ein optimal angepasstes Anlagenmanagement abzuleiten.
Eine Fragestellung betraf dabei die Auswirkungen des (Teil)Einstaus der Filterkörper auf die Güte des ablaufenden Wassers.
Für diese Untersuchungen wurden die Drainageabläufe aller Filter konstruktiv so umgestaltet, dass die Filterabläufe alternativ in der Variante „***Einstau***“ (langanhaltender Teileinstau der Filtersohle auf 35 cm) oder als Variante „***Ablauf***“ (ungedrosselter, freier Auslauf) gesteuert werden konnten (Abb. 8). Entsprechend konnten die 14 Proben der Betriebsphase b nach den Varianten „Einstau“ (n=9) und „Ablauf“ (n=5) differenziert werden (vgl. Abb. 13).
Da die allgemeine Intention des Einstaubetriebs die Sicherung der pflanzlichen Wasserversorgung in Trockenphasen ist [WOZNIAK, R., 2008], folgte die Ablaufsteuerung der Filterdrainagen der jahreszeitlichen Wasserbilanz. Entsprechend wurden die Bodenfilter bei sommerlichem Niederschlagsdefizit im Sohleinstau betrieben, um in der Vegetationsperiode die Wasserversorgung der Filterbepflanzung zu sichern. Bei meteorologischem Wasserüberschuss (Winterbetrieb) wurden die Bodenfilter mit ungedrosseltem Drainageablauf betrieben (vgl. Abb. 13).
Die Resultate der Untersuchungen zur Abflussregulierung der Filterabläufe sind den Tab. 28 und Tab. 29 zu entnehmen, wobei nur regelmäßig nachgewiesene Analyte dargestellt sind.
In den beiden Tab. 28 und 29 erfolgt eine pauschale Bewertung der Ergebnisse der Betriebsmodi „Ablauf“ und „Einstau“ durch farbliche Hervorhebungen. Eine grüne Markierung bedeutet dabei, dass das Resultat der Drosselungsvariante >10% „besser“ war als der Durchschnittswert der Betriebsphase, rote Markierungen kennzeichnet eine >10% nachteilige Abweichung gegenüber der durchschnittlichen Ablaufqualität.

Tabelle 28: Seg. I - Vergleich der Filterablaufkonzentrationen bei Sohleinstau und bei ungedrosseltem Ablauf (Betriebsphase b; grün: positiver Effekt; rot: negativer Effekt).

		A+ (Seg. I)					
		„Betriebsphase b"		„Ablauf"		„Einstau"	
Parameter	**Einheit**	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$
AfS	mg x l^{-1}	**0,62**	0,52	**1,14**	1,24	**0,52**	0,39
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**1,38**	0,76	**1,45**	0,77	**1,69**	1,27
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**14**	7	**10,14**	2,31	**16,41**	7,52
O_2	mg x l^{-1}	**5,3**	1,9	**7,02**	1,52	**4,13**	1,15
anion. Tensid	mg x l^{-1}	**0,45**	0,34	**0,47**	0,43	**0,35**	0,21
NO_3^--N	mg x l^{-1}	**1,13**	0,53	**1,6**	0,27	**0,87**	0,46
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,04**	0,04	**0,023**	0,015	**0,05**	0,04
$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	**2,19**	1,08	**2,54**	0,66	**1,69**	0,69
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**0,29**	0,16	**0,39**	0,2	**0,23**	0,11
Fe^{2+}	mg x l^{-1}	**0,32**	0,12	**0,28**	0,08	**0,38**	0,11
MKW	µg x l^{-1}	**8,9**	8,8	**3,18**	1,36	**11**	9,4
SCCP	ng x l^{-1}	**37,3**	17	**20,88**	16,75	**45,5**	10,04

Tabelle 29: Seg. II - Vergleich der Filterablaufkonzentrationen bei Sohleinstau und bei ungedrosseltem Ablauf (Betriebsphase b; grün: positiver Effekt; rot: negativer Effekt).

		A- (Seg. II)					
		"Betriebsphase b"		"Ablauf"		"Einstau"	
Parameter	**Einheit**	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$
AfS	mg x l^{-1}	**0,67**	0,49	**0,4**	0,23	**1,27**	1,07
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**1,89**	1,4	**1,1**	0,63	**2,37**	1,55
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**13,1**	5,4	**12,54**	4,64	**13,94**	5,88
O_2	mg x l^{-1}	**3,6**	1,7	**5,43**	1,02	**2,6**	1,92
anion. Tensid	mg x l^{-1}	**0,56**	0,56	**0,21**	0,14	**0,36**	0,24
NO_3^--N	mg x l^{-1}	**1,09**	0,6	**1,69**	0,53	**0,75**	0,28
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,05**	0,06	**0,019**	0,012	**0,04**	0,03
$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	**2,89**	2,44	**2,36**	0,37	**0,95**	0,68
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**0,32**	0,24	**0,29**	0,19	**0,21**	0,11
Fe^{2+}	mg x l^{-1}	**0,39**	0,23	**0,26**	0,05	**0,35**	0,1
MKW	µg x l^{-1}	**4,5**	4,7	**2,8**	2	**7,09**	5,53
SCCP	ng x l^{-1}	**34,9**	24	**18,63**	12,25	**43**	24,8

Da die Regulation der Filterabläufe bei Seg. I und Seg. II zeitgleich und identisch erfolgte, konnten die Effekte von Sohleinstaus bzw. freiem Ablauf gemeinsam betrachtet werden. Tab. 30 summiert für beide Segmente gemeinsam die drei möglichen Reaktionen („neutral", „positiv", „negativ") und stellt diese den Abflussvarianten entgegen.

Tabelle 30: Allgemeine Reaktionsweise auf das Abflussregime (Betriebsphase b)

	ΣSeg. + Seg. II	
	„Ablauf"	**„Einstau"**
neutrale Reaktion	12,50%	4,20%
positive Effekte	70,80%	37,50%
negative Effekte	16,70%	58,30%

In dieser Zusammenfassung wird deutlich, dass an der Halenreie günstigere Wasserqualitäten überwiegend bei freiem, ungedrosseltem Ablauf zu finden waren. So waren bei freiem Ablauf 85% der Messwerte gleichwertig oder qualitativ besser als der Durchschnitt der

Betriebsphase, während unter Einstaubedingungen rund 60% nachteilige Effekte festzustellen waren.

3.2.3.2 Flächenreduktion: Hochleistungsbetrieb

Eines der wissenschaftlich-technischen Ziele dieses Forschungsvorhabens war es, für den zu erprobende Hochleistungsbodenfilter auch bei starker Flächenreduktion eine hohe stoffliche Reinigungsleistung nachzuweisen, um das potenzielle Einsatzgebiet zu erweitern.
Für diese Untersuchungen wurde im neu eingebauten Filterseg. I konstruktiv die Infiltrationsfläche auf 85m^2 halbiert (vgl. Abb. 10 und 11), wodurch eine mehrmonatige hydraulische Belastungsintensivierung simuliert werden konnte. Alle neun Proben dieser Hochleistungsuntersuchungen wurden in der Betriebsphase b genommen (vgl. Abb. 13).
Die Auswertung der Hochleistungs-Daten erfolgt durch eine Gegenüberstellung der Messwerte, welche in der Betriebsphase b bei Infiltration über die vollständige Filterfläche („Regelbetrieb"; 170 m^2; n=5) ermittelt worden sind. In Tab. 31 sind die Ergebnisse dieser hydraulischen Hochleistungsversuche für aussagekräftige, in den Filterabläufen regelmäßig nachweisbare Analyte angegeben.

Tabelle 31: Seg. I - Vergleich der Ablaufkonzentrationen ausgewählter Parameter bei Hochleistungsbetrieb und bei Regelbetrieb (Betriebsphase „b").

			A+ (Seg. I)					
			"Betriebsphase b"		"Hochleistung"		"Regelbetr."	
	Parameter	Einheit	∅	±s_x	∅	±s_x	∅	±s_x
"Leit-parameter"	**AfS**	mg x l^{-1}	**0,62**	0,52	**1,25**	1,28	**0,42**	0,4
	TOC	mg x l^{-1}	**21,2**	6	**21,6**	6,65	**20,58**	5,41
	$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	**0,29**	0,16	**0,28**	0,19	**0,3**	0,12
	NO_3^--N	mg x l^{-1}	**1,13**	0,53	**1,12**	0,53	**1,16**	0,59
	NH_4^+-N	mg x l^{-1}	**0,04**	0,04	**0,05**	0,04	**0,017**	0,008
	$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	**2,19**	1,08	**2,28**	1,26	**2,03**	0,83
	Fe^{2+}	mg x l^{-1}	**0,32**	0,12	**0,37**	0,1	**0,23**	0,15
	anion. Tensid	mg x l^{-1}	**0,45**	0,34	**0,76**	0,58	**0,22**	0,2

In Bezug auf die stoffliche Reinigungsleistung zeigte die Reduktion der Infiltrationsfläche bei Seg. I für Nitrat, TOC und Gesamtphosphor weitestgehend neutrale Reaktionen, bei denen die mittleren Ablaufwerte in der Hochleistungsphase identisch mit denen des Regelbetriebs waren. Leicht erhöhte Werte traten bei den Parametern Eisen und Gesamtstickstoff auf, ausgeprägtere Anstiege waren bei Schwebstoffen und Tensiden zu beobachten, wo in der Hochleistungsphase gegenüber dem Regelbetrieb dreifach höhere Konzentrationen auftraten.
Werden im Vergleich die Datenstreuungen der Mittelwerte berücksichtigt, ist festzustellen, dass sich bei allen verglichenen Parametern die Standardabweichungen z.T. weit überschneiden. Dies ist ein Hinweis, dass bei den Reinigungsleistungen des Filtersegmentes I trotz differierender Mittelwerte keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden hydraulischen Varianten „Hochleistung" und „Regelbetrieb" existieren.

3.2.3.3 Höchstlastuntersuchungen

Eine weitere Intensivierung der Bewässerung erfolgte bei Seg. I in der Variante „***Höchstlastbetrieb***" (vier Termine, vgl. Abb. 13). Im Fokus dieser Untersuchung stand die Ermittlung der Grenzen der hydraulischen Belastbarkeit bzw. die erforderliche Minimalfläche für eine vollständige und sichere Infiltration.
Aussagen zur stofflichen Reinigung unter hydraulischer Höchstlast waren bei der vollständig uneinheitlichen Kombination aus Drosselung und Flächenreduktion und dem geringen Stichprobenumfang (n = 4 x 1) nicht angestrebt, da die Einzeldaten keine statistische Differenzierung von Zufallsvariablen und systematischer Effekte erlauben.
Bei den Versuchen mit separater Bewässerung auf halbierter Filterfläche war das Zuflussvolumen messtechnisch nicht bestimmt worden. Jedoch wurde bei separater Bewässerung

der gesamten Filterfläche eine hydraulische Flächenbelastung von etwa 9,2 $m^3 \times h^{-1}$ ermittelt (Tab. 19). Unter Annahme einer verdoppelten hydraulischen Belastung bei halbierter Fläche betrug die Bewässerung unter Höchstlastbedingungen 18,5 $m^3 \times h^{-1}$ auf der halbierten Filterfläche ($85m^2$).
Bei dieser höchstmöglichen hydraulischen Belastungsvariante wurde die beaufschlagte Wassermenge problemlos ohne oberflächlichen Aufstau infiltriert. Die so ermittelte Infiltrationskapazität von 0,06 l x sec^{-1} x m^{-2} lag um Faktor 4,5x über der hydraulische Flächenbelastung im Betriebsmodus „gesamte Filterfläche / parallel Bewässerung“ (0,013 l x sec^{-1} x m^{-2}).
Die komplexe Datenstruktur zur *stofflichen* Reinigungsleistung unter Höchstlastbetrieb (hier nicht dargestellt) entsprach prinzipiell der üblichen Wertestreuung und ließ keine durchgängig positiven oder negativen Tendenzen erkennen, die mit hydraulischen Effekten verbunden schienen.

3.2.4 Hygienisierung

Bei der Ermittlung des mikrobiologischen Eliminationspotentials handelte es sich um orientierende Stichprobenuntersuchungen der Gesamtkeimzahl (KbE) ohne Differenzierung der Organismengruppen. Die Größenordnung der Keimbelastung im RHB zeigten eine weite Amplitude von 10^4 bis >5 x 10^8 KbE x ml^{-1} (Tab. 32).

Tabelle 32: Gesamtkeimzahlen im Zu-(RHB) und Ablauf des Bodenfilters „Halenreie“.

	02.09.2008	**02.09.2009**	**28.04.2010**
	"K_1"	**"K_2"**	**"K_3"**
KbE	∅ n x ml^{-1}	∅ n x ml^{-1}	∅ n x ml^{-1}
RHB	2,2 x 10^4	6,4 x 10^8	1,5 x 10^4
Seg. I	3,1 x 10^3	5,6 x 10^7	0,6 x 10^3
Seg. II	2,1 x 10^3	5,5 x 10^7	0,6 x 10^3
Reduktion	%	%	%
Seg. I	85,9	91,2	96
Seg. II	86,9	91,4	96

Während die in unterschiedlichen Jahreszeiten genommenen Proben K_1 und K_3 in vergleichbarer Größenordnung lagen, wichen die Keimzahlen der beiden Spätsommerproben K_1 und K_2 um den Faktor 10^4 voneinander ab. Bei der Hygienisierung zeigten Seg. I und Seg. II identische Leistungen.

Beide Bodenfilter haben in Bezug auf die Hygienisierung sehr gute Wirkungsgrade von über 85% Keimelimination (K_1: Einfahrphase „g“) bis über 95% (Untersuchungsende).

Wie eine einmalige Untersuchung bei Probe K_3 zeigte, war der Schotterdamm zwischen RHB und Pumpenschacht (Abb. 6) maßgeblich an der Keimelimination beteiligt. So senkte bereits die Passage dieses bewachsenen Damms die Keimbelastung um 90,7% (1,5 x 10^4 (RHB) → 1,4 x 10^3 KbE x ml^{-1}).
Die absoluten Keimzahlen im Ablauf der Bodenfilter schwankten zwischen 10^3 und 5,5 x 10^7 KbE x ml^{-1} und spiegeln das Zulaufmuster wieder. Es war festzustellen, dass die prozentuale Elimination hoher Keimzahlen (K_2) geringen (K_1, K_3) vergleichbar war, so dass der relative Wirkungsgrad konstant war und unabhängig von der absoluten Keimzufuhr schien.

3.2.5 Ökotoxizität

Stichprobenartig wurde mit einem standardisierten Leuchtbakterientest die ökotoxikologisch wirksame Belastung von Wasserproben des RHB (02.09.2009; 24.03.2010) und der Filtrate von Seg. I und Seg. II (24.03.2010) untersucht.

Beide Bestimmungen der ökotoxikologischen Wasserqualität des RHB ergaben, dass das Wasser selbst in unverdünnter Konzentration keine relevante Beeinträchtigung der eingesetzten Testorganismen ausübt. Entsprechendes gilt für die Filtrate von Seg. I und Seg. II unter hydraulischen Höchstlastbedingungen.

3.2.6 Saisonale Effekte

3.2.6.1 Sommer

3.2.6.1.1 Vegetationseinfluss: Abfiltrierbare Stoffe, Chemische Sauerstoffzehrung

Für diese Betrachtung saisonaler Zuflussmaxima wurden die Daten des gesamten Untersuchungszeitraums („g"; n = 19) herangezogen, da bei der Zusammensetzung der Straßenabflüsse keine Einarbeitungsphasen zu berücksichtigen waren. Für eine bessere Visualisierung wurden die Messwerte vom 07.07. (Feuerwehr-Havarie, vgl. Kap. 3.2.7) ausgelassen.

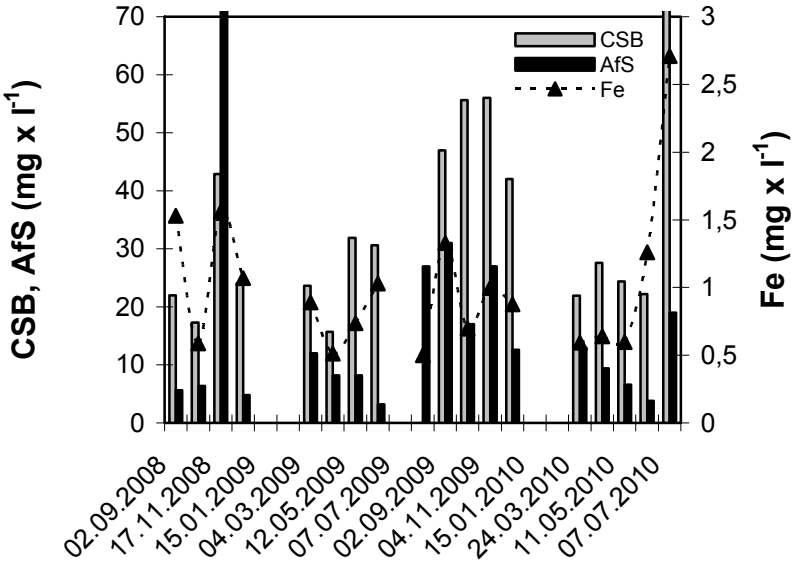

Abbildung 22: Jahreszeitliche Schwankungen der CSB-, Schwebstoff- und Eisengehalte im RHB (Untersuchungszeitraum „g").

Aus Abb. 22 sind trotz der winterlichen Messlücken RHB synchrone Zyklen bei CSB und AfS erkennbar. Bei beiden Parametern fanden sich die Maxima im Spätherbst, die Minima lagen im Frühjahr (Tab. 33). Im September / Oktober 2009 war ein weiteres Maximum bei TOC zu finden (34,3 / 30 mg x l^{-1} TOC), jedoch ließ sich darüber hinaus bei TOC kein wiederkehrendes Konzentrationsmuster identifizieren.
Die AfS-Gehalte schwankten jahreszeitlich um den Faktor 10x, der CSB variierte vergleichbar saisonal um den Faktor 7x. Saisonale Schwankungen waren in abgeschwächter Form auch bei Eisen im Straßenzulauf zu erkennen, die in Kap. 3.2.6.1 diskutiert werden.

Tabelle 33: Jahreszeitliche Maxima der CSB- und Schwebstoffgehalte im RHB (Untersuchungszeitraum „g").

	Konz. RHB max.	Konz. RHB min.
AfS	**IX - XI**	**VI**
CSB	**X - XI**	**III - IV**

3.2.6.2 Winter

3.2.6.2.1 Auswirkungen des Straßenwinterdienstes

Chlorid wird ausschließlich im Winterdienst als Tausalz auf die Straßen aufgebracht. Es ist somit das Musterbeispiel einer saisonalen Gewässerbelastung mit extremen Schwankungen und hohen Spitzenwerten.
Das allgemeine Verhalten von Chlorid wurde bereits anhand der Gesamtmittelwerte diskutiert (Kap. 4.2.1.2.3). In diesem Abschnitt wird die zeitliche Dynamik eines anuellen Zyklus beschrieben, der in Mittelwerten nicht hervortritt. Dabei wird die Bedeutung intensiver

Beobachtungen zur Prognose des Chemikalienverhaltens oder der Filterhydraulik demonstriert.
Die folgende Tab. 34 dokumentiert die Größenordnung der winterlichen Salzbelastung über den Straßenabfluss und vergleicht Auswirkungen der dadurch verursachten Chloriddynamik auf die Eisen- und Schwebstoffgehalte. Dabei wurde die Betriebsphase „b“ zeitlich in die streusalzfreien Monate 2009, dem salzbelasteten Spätwinter 2010 und die anschließende tausalzfreie Frühsommerperiode 2010 differenziert.

Tabelle 34: Saisonale Entwicklung der Konzentrationen von Chlorid, Eisen und Schwebstoffen im RHB.

		Straße	RHB			RHB
		(03.12. 2008)	∅ IV - XII '09	∅ III - IV '10	∅ V - VII '10	∅ "b"
Cl^-	(mg x l^{-1})	1270	54	197	129	90
Fe	(mg x l^{-1})	1,07	1,12	0,62	1,52	1,13
AfS	(mg x l^{-1})	711	16,8	11,2	9,8	15,5

Der langfristige Mittelwert im RHB lag in der Betriebsphase „b“ bei 90 mg x l^{-1} Cl^- (Tab. 25). Saisonal differenziert betrug die reale Chloridbelastung im Sommer etwa 50 mg x l^{-1}, während sie sich bei dem spätwinterlichen Tausalzeinsatz auf etwa 200 mg x l^{-1} mehr als verdoppelt. Im (verkürzten) frühsommerlichen Beobachtungszeitraum 2010 war wieder eine Abnahme des Chloridgehalts im RHB festzustellen.
Weiterhin sanken die sommerlichen Chlorid-Werte durch eine lange Verweilzeit der Wasserkörper im RHB nur langsam und so fanden sich die Jahresminima jeweils unmittelbar vor Einsetzen des Winterdienstes (XI/2008: 12 mg x l^{-1}; XII/2009: 7 mg x l^{-1} Cl^-).
Auf den ersten Blick korrelierte die Entwicklung weder bei Eisen noch bei den Schwebstoffen mit der Chloriddynamik, beide Werte zeigten Minima in den Wintermonaten. Auffällig waren dagegen hohe Eisengehalte in beiden Sommerperioden. Dies galt speziell 2010, wo eine langanhaltende Frostperiode vorangegangen war. Die Entwicklung der Schwebstoffkonzentrationen ließ diese Tendenz nicht erkennen.

3.2.6.2.2 Stabilität mikrobiologischer Aktivität

Für stabile Stoffumsetzungen sind konstante mikrobiologische Prozesse im Bodenfilter erforderlich. Diese werden entscheidend vom Wasser- und Lufthaushalt der Matrix sowie die Temperatur beeinflusst. Kühle Temperaturen, wie sie im Winterbetrieb herrschen, können dabei mikrobielle Umsetzungen von Wasserinhaltsstoffen herabsetzen [LFU, 2001].
Diese Fragestellung wurde anhand der Filterabläufe für die mikrobiologischen relevanten Parameter NO_3^--N, NH_4^+-N, BSB_5 und CSB untersucht, um festzustellen, ob die Bodenfilter ganzjährig stabil arbeiten oder ob die Bodenmikrobiologie durch jahreszeitlich schwankende Temperaturen beeinträchtigt wurde. Abb. 23 stellt für den Zeitraum nach der Feuerwehr-Havarie bis Untersuchungsende die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium nach Filterpassage dar.

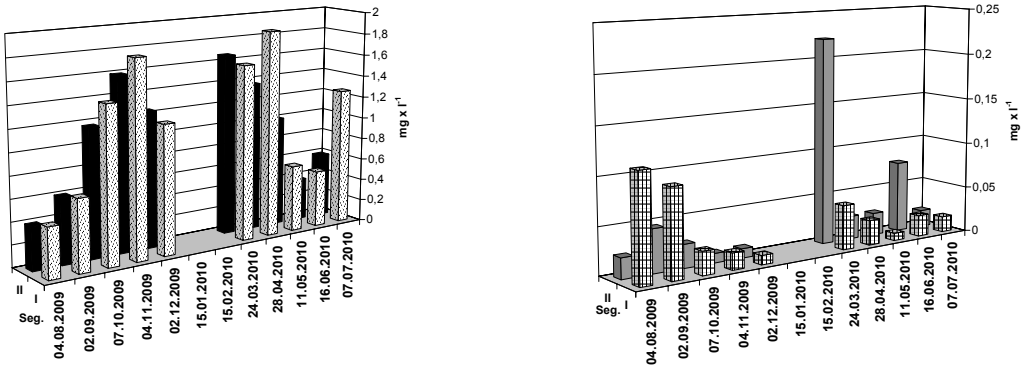

Abbildung 23: Ganglinien von Nitrat (links) und Ammonium (rechts) in den Drainagen von Seg I und Seg. II.

In beiden Segmenten deuten die auf niedrigem Niveau schwankenden Messwerte für Nitrat eine auch im Winter andauernde Nitrifikation an. Ein temperaturbedingter Einbruch der Nitratbildung war trotz der Messlücke nicht zu erkennen. Bei Seg. I stabilisierten sich die Ammoniumwerte auch im Winterbetrieb auf gleichbleibend niedrigem Niveau, weniger deutlich ausgeprägt war diese Tendenz im Seg. II.
Die Abbildung 24 zeigt für die beiden Indikatoren der Sauerstoffzehrung BSB_5 und CSB den Konzentrationsverlauf in den Drainageabläufen von Seg. I und Seg. II über die Wintermonate 2009/'10.

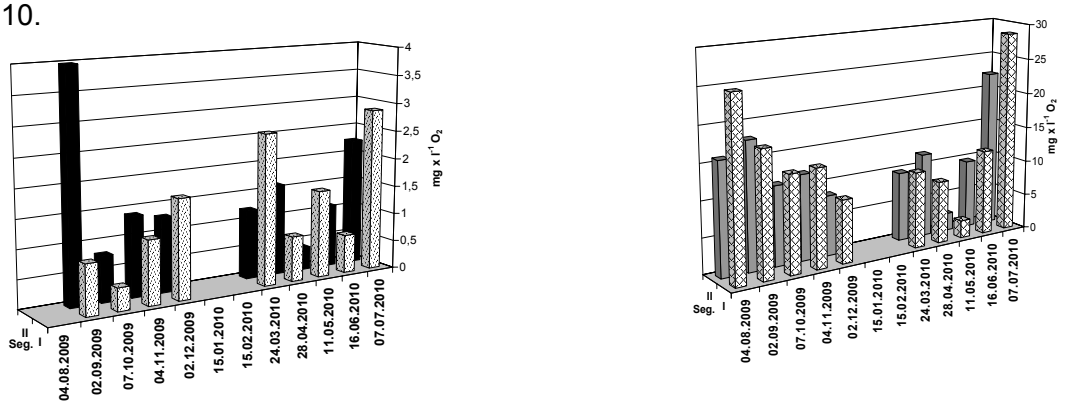

Abbildung 24: Vergleich der BSB_5-(links) und CSB-Entwicklung (rechts) im Winterbetrieb.

Abweichend von der Nitratbildung zeigte die mikrobielle Sauerstoffzehrung in den Wintermonaten das erwartete Verhalten. Abb. 24 ist zu entnehmen, dass Seg. I bei kühlen Temperaturen mit einem deutlichen BSB_5-Anstieg reagierte, d.h. der Abbau organischer Substanz ging in den Wintermonaten zurück. In den folgenden Frühsommermonaten sank die BSB_5-Belastung wieder ab. Seg. II folgte diesem Muster, jedoch nicht so deutlich ausgeprägt.
Der chemische Sauerstoffbedarf beider Filterabläufe sank tendenziell über die gesamte Winterperiode um rund 30%, um im Frühsommer wieder anzusteigen (Abb. 24).

3.2.6.2.3 Einfluss der Vegetation

Zumindest der winterliche Nitratanstieg in den Filterdrainagen kann neben der fortschreitenden Nitrifikation (s.o.) teilweise auch auf Effekten der Filtervegetation beruhen, da Ende September 2009 der gesamte Bewuchs gemäht und das oberirdische Mähgut entfernt wurde.
Dieser Effekt kann direkte und indirekte Folgen haben:

- *direkt* wird die *Wurzelaufnahme* durch das Fehlen oberirdischer Sproßteile reduziert, wodurch die stoffliche Reinigung der bepflanzten Bodenfilter temporär sinkt
- *indirekt* fließt bei eingeschränkter *(Evapo)Transpiration* im niederschlagsreichen Winterhalbjahr mehr Sickerwasser ab, was Tiefenverlagerungen mobiler Schadstoffe erleichtert.

Der direkte Effekt einer eingeschränkten Stoffaufnahme durch die Pflanzen ließ sich besonders mit den beschriebenen Pflanzennährstoffen NH_4^+-N, NO_3^--N sowie $P_{ges.}$ untersuchen. So zeigt Abb. 23, dass die Ammoniumkonzentrationen im Zeitraum nach Entfernung der Vegetationsdecke auf gleich bleibend niedrigem Niveau verharrten. Bei Nitrat war dagegen ein Anstieg zu verzeichnen, und auch die (nicht dargestellten) Phosphatgehalte stiegen nach der Mahd der Vegetation kurzfristig an.
Auffällig war weiterhin, dass in der Drainage von Seg. II bei insgesamt seltenen Kupfer- und Zinkbefunden zwei Nachweise in zeitlicher Folge der Mahd zu beobachten sind (XII/'09: Cu 0,07 mg x l^{-1}; Zn: 0,08 mg x l^{-1}). Im Ablauf von Seg. I waren im gleichen Zeitraum keine Schwermetalle messbar.

3.2.7 Auswirkungen eines Feuerwehreinsatzes mit PFT-haltigen Löschmitteln im Einzugsgebiet

Infolge eines Löscheinsatzes in der rund 500 m entfernten Claus-Ferch-Str. gelangten am 05.07.2009 über den Straßenzufluss etwa 250 m^3 perfluorierter Löschschaum (MOUSSOL®-APS F-15, 1%-Lösung) in das RHB. Dieses perfluorierte Tensid (PFT) ist nach Herstellerangaben unbegrenzt wasserlöslich und zeichnet sich beim mikrobiologischen Abbau in Gewässern durch eine sehr hohe Sauerstoffzehrung aus (vgl. Kap. 1.2) [DR.STHAMER, 2009]. Der Einsatzleitung der Feuerwehr war nicht bekannt, dass das Löschwasser bei ungehindertem Abfluss in den Bodenfilter gelangt, sonst wären Gegenmaßnahmen ergriffen worden [mündl. Auskunft Freiwillige Feuerwehr Volksdorf].

Tabelle 35: Zeitliche Entwicklung verschiedener Stoffkonzentrationen nach Löschmitteleinsatz im Vergleich mit der Durchschnittskonzentration der Betriebsphase (∅ „b“).

	RHB				Seg. I (A+)				Seg. II (A-)			
	∅ „b“	07.07.2009	04.08.2009	02.09.2009	∅ „b“	07.07.2009	04.08.2009	02.09.2009	∅ „b“	07.07.2009	04.08.2009	02.09.2009
AfS (mg x l^{-1})	15,54	***31,6***	***27***	***31***	0,62	***3,6***	***1***	0,2	0,67	***4***	***1,4***	0,2
CSB (mg x l^{-1})	49,94	***216***	***90,4***	***47***	14,01	***107***	***25,3***	17,6	13,13	**75,2**	15,8	17,9
BSB_5 (mg x l^{-1})	5,75	***34,12***	***10,48***	2,74	1,38	***16,48***	***4,2***	0,88	1,89	**16,46**	2,44	3,98
Tenside (mg x l^{-1})	1,02	***8,18***	***2,58***	1,75	0,45	**2,06**	0,47	0,53	0,56	***1,9***	0,6	0,56
TOC (mg x l^{-1})	24,16	***83,2***	18,1	34,16	21,21	***66,8***	27,2	28	22,96	**51,6**	24,1	31,2
$N_{ges.}$ (mg x l^{-1})	2,48	***18,7***	3,39	2,67	2,19	***6,91***	2,55	1,29	2,89	**6,81**	1,11	1
NH_4^+-N (mg x l^{-1})	1,13	***3,82***	0,838	0,906	0,04	***0,101***	***0,114***	***0,094***	0,05	**0,098**	0,022	0,046
MKW (µg x l^{-1})	13,9	***444,3***	17,1	7	8,9	**917,6**	12,5	6	4,53	***538,1***	***16,8***	4,7
PAK (ng x l^{-1})	-	0	***12,4***	***49,7***	-	***55,6***	***3,1***	0,1	-	***27,8***	***94,3***	0,2

Als Konsequenz dieses Feuerwehr-Einsatzes zeigten die Wasserproben bei mehreren Parametern z.T. mehrmonatig erhöhte Messwerte (Tab. 35), die auch in den langfristigen Mittelwerten als Ausreißer statistisch identifiziert werden konnten (vgl. Tab. 25).
Erwartungsgemäß waren die Zufluss-Belastungen im RHB am höchsten und dadurch auch länger nachweisbar, gefolgt von den Drainageabläufen von Seg. I und dem hydraulisch geringer belasteten Seg. II. Besonders langanhaltende Effekte waren bei den Schwebstoffgehalten sowie bei den Indikatoren der Sauerstoffzehrung erkennbar. Extrem und ebenfalls langfristig erhöht waren Messwerte der hydrophoben MKW und PAK, sowohl im RHB als auch in den Drainageabflüssen nach Bodenpassage. Ähnlich zeigte Bisphenol A eine sehr hohe Konzentration im RHB (07.08.: 1400 ng x l^{-1}), zeitgleich war es auch in beiden Drainagen nachweisbar. Kurzfristig betroffen waren die Konzentrationen anionischer Tenside sowie von TOC, NH_4^+- und Gesamt-Stickstoff. Ein nachträglicher Nachweis von PFT-Leitkomponenten (PFOS, PFOA) im RHB einen Monat später (04.08.) gelang nicht (BG: 0,1 µg x l^{-1}).

3.2.8 Rückhaltebecken

3.2.8.1 Dynamik des Wasserkörpers im RHB

Exemplarische Stichproben verschiedener Stellen des RHB zeigten, dass sich der Wasserkörper gliederte in eine turbulente Durchmischungszone, dem sich ein Ausgleichs- und Sedimentationsbereich anschloss. So fand im unmittelbaren Einlauf des RHB (x_1 in Abb. 3) bei hoher Fließenergie eine intensive und engräumige Durchmischung von neuem Zufluss mit dem vorhandenen Wasserkörper des RHB statt. Dabei wurde im RHB der Zufluss je nach Zusammensetzung aufkonzentriert (verdünnter Endabfluss, s. Tab. 23) oder verdünnt (z.B. hochkonzentrierter Spülstoß oder winterliche Streusalzbelastung, vgl. Abb. 4). Das zufließende Wasser erschien erst bei späteren Zeitpunkten nach einer entsprechenden Aufenthaltszeit und in homogenisierter Form im strömungsberuhigten hinteren RHB-Bereich (Messwerte „Z“ und x_3).

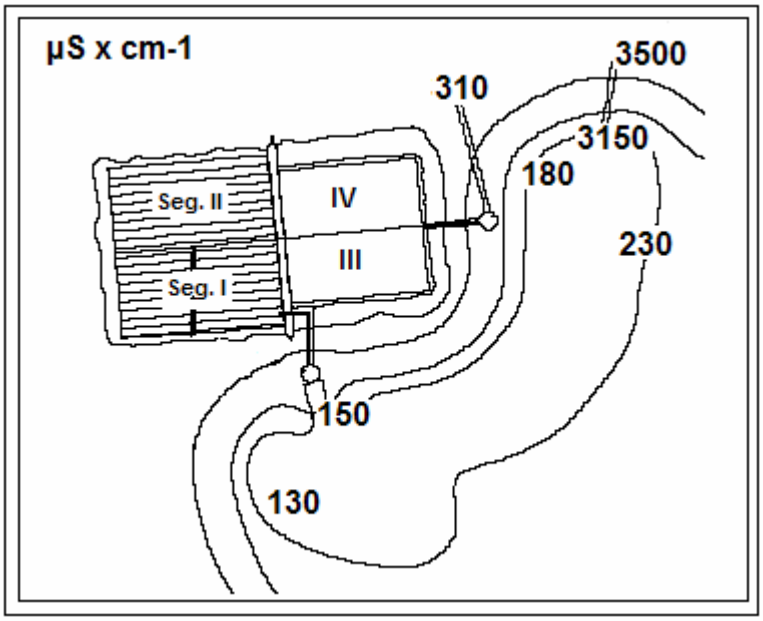

Abbildung 25: Temporärer Leitfähigkeitsgradient im RHB „Halenreie“ durch streusalzhaltigen Straßenzufluss.

Abb. 25 zeigt für einen streusalzbelasteten Straßenzufluss (03.12.2008; Abb. 4; vgl. Kap. 3.2.6.2.1), wie dessen hohe Leitfähigkeit (3500 µS x cm^{-1}) bereits im Einlaufbereich des RHB durch Verdünnung herabgesetzt wurde. Hierdurch entstand im RHB während des Zuflussereignisses kurzfristig ein extremer Leitfähigkeitsgradient. Erst mit fortschreitendem Volumenaustausch des Wasserkörpers des RHB kam es mit Verzögerung zu einer deutlichen Leitfähigkeitserhöhung zulaufferner RHB-Bereiche, so dass der Bodenfilter-Zufluss bei diesem Extremereignis im Moment der Probenahme noch normale Ablaufwerte aufwies.
Das RHB entlastete als stofflicher, hydraulischer und zeitlicher Puffer somit entscheidend die Funktion des Bodenfilters. Hierdurch erfolgte die Beschickung der Bodenfilter mit einem weitestgehend homogenisierten, repräsentativen Wasserkörper.
Das RHB überschritt mit seinem Stauvolumen von ca. 650 m³ das empfohlene spezifische Speichervolumen von $V_s \approx 80m^3$ x ha_{red}^{-1} [BRUNNER, P.G., 1995] um den Faktor 3x. Durch diese hohe hydraulische Reserve wurden kleine und mittlere Regenereignisse sehr gedämpft weitergeleitet. So betrug bei einem Anlagenzufluss von 14820 m^3 x a^{-1} (Kap. 3.1.2.1) die mittlere Aufenthaltsdauer des Wasserkörpers im RHB 22,5 Tage.

3.2.8.2 Probennahme

Die experimentelle Bewässerung der Bodenfilter erfolgte mit schadstoffbelastetem Wasser des RHB, das mit einer Ausnahme unmittelbar vor dem Pumpenschacht gefördert wurde (vgl. Abb. 3: „2“). Da bei der Länge des RHB entfernungsabhängige Belastungsgradienten nicht auszuschließen waren, erfolgte am 04.03.2009 ausnahmsweise eine einmalige Beschickung aus dem vorderen Bereich des RHB (Abb. 3: „2a“). Ziel war es, für die Bewässerung einen möglichst hoch belasteten Entnahmestandort zu finden. In Ergänzung zu diesen Pumpversuch wurde am 07.07.2010 im Uferbereich des RHB einmalig eine Transekt-Beprobung parallel zur Längsachse des Arbeitsdamms durchgeführt, um Informationen zur stofflichen Homogenität bzw. zur Dynamik des Wasserkörpers im RHB zu erhalten (Entnahmeorte: s. Abb. 3: x_1, 2, x_3). Weiterführende Untersuchungsergebnisse zur Belastung des Straßenabflusses sind in Kap. 3.2.1 dargestellt.
Für die untersuchten Parameter werden die Ergebnisse in Tab. 36 den entsprechenden Durchschnittswerten des RHB gegenübergestellt.

Tabelle 36: Transektuntersuchungen der Stoffbelastung im RHB (04.03.2009: vorhergehend geringer Niederschlag; 07.07.2010: vorhergehender Starkregen; Beprobung: vgl. Abb. 3).

Probezeitpunkt		**. "b"**		**04.03.2009**	**07.07.2010**			
Probeentnahme RHB		**Ø"Z"**	**$\pm s_x$**	**"2a"**	**"1"**	**"x_1"**	**"2"**	**"x_3"**
AfS	(mg x l^{-1})	15,54	10,02	12	7,6	50	19	28,8
CSB	(O_2 mg x l^{-1})	49,9	25,1	23,6	55,5	87,2	92,8	97,2
Leitfhg.	(µS x cm^{-1})	384	276	134	153	247	665	661

Der Vergleich der Durchschnittsbelastung des RHB mit der einmaligen Beprobung des zuflussnäheren RHB-Standortes 2a am 04.03.2009 zeigte unter Berücksichtigung der Messwertschwankungen bei allen Parametern eine mit „Z" vergleichbare Belastung.
Die Daten der Beprobung 07.07.2010 zeigen dagegen unterschiedliche Konzentrations-Transekte im RHB. Allgemein fanden sich unerwartet niedrige Konzentrationen im unmittelbaren Straßenabfluss (1). CSB und Leitfähigkeiten strebten danach ab Einlaufbereich (x_1) bis zum Ende des RHB (x_3) einem Maximum zu, wobei ab Höhe des Überlaufbauwerks (2) kein wesentlicher Anstieg mehr zu beobachten war. Der aktuelle Schwebstoffgehalt zeigte etwa bis zur Beckenmitte (x_1) einen deutlichen Anstieg, wogegen zum Zeitpunkt der Probennahme im hinteren RHB-Bereich geringere Schwebstoffgehalte messbar waren.

3.2.8.3 Stoffliche Reinigungsleistung des RHB

Der Reinigungsbeitrag des RHB ergibt sich aus der Differenz des mittleren Straßenzuflusses (Abb. 3: 1) und der mittleren RHB-Konzentration (Abb. 3: 2). Witterungsbedingt konnten nur an acht der 14 Routinebeprobungen ergänzend Straßenabflussereignisse beprobt werden, deren Analyseumfang auf Standardparameter eingegrenzt wurde Die gemittelten Konzentrationen sind in Tab. 25 aufgeführt.
Die nachfolgende Tabelle 37 stellt für einzelne Parameter gerundete Werte der relativen Zu- bzw. Abnahme einzelner Untersuchungsparameter nach Passage des RHB sowie der Bodenfilter dar.

Tabelle 37: Prozentuale Veränderungen zwischen Straßenzulauf / RHB-Ablauf sowie RHB-Ablauf / Bodenfilterabläufe (k.A.: nicht bestimmt; +: Reinigungseffekt nicht quantifizierbar; - nachteilige Effekte; ↑/↓: steigender / sinkender Wert) in der Betriebsphase "b".

	Straße / RHB (Δ %)	**RHB / Seg. I (Δ %)**	**RHB / Seg. II (Δ %)**
O_2	k.A.	+ 50	0
Leitfhgk.	+ 120	+ 20	+20
pH	↓	↑	↑
AfS	- 70	- 95	- 95
BSB_5	- 75	- 75	- 75
CSB	- 60	- 70	- 70
TOC	- 75	- 10	- 5
NH_4^+	+ 66	- 96	- 96
NO_3^-	- 80	+ 150	+ 150
$N_{ges.}$	- 50	- 10	+ 10
$P_{ges.}$	- 70	- 33	- 33
Schwermetalle	- 70 (Zn)	+	-
Eisen	- 20	- 66	- 66
Cl^-	+ 75	- 10	- 20
MKW	k.A.	- 35	- 70
Tensid	- 75	- 50	- 50
SCCP	k.A.	+	+
PAK	k.A.	+	+
Phthalat	k.A.	+	+

Tab. 37 zeigt für das RHB eine deutliche Reduktion der Belastung des Straßenzuflusses, die für die meisten Parameter in eine Größenordnung von 60 - 80% fiel.
Niedrigere Rückhalteleistungen fanden sich bei $N_{ges.}$ (-50%) und Eisen (-20%). Bei Ammonium, Chlorid und der Leitfähigkeit waren die Durchschnittswerte im RHB gegenüber dem Straßenzufluss erhöht.

3.2.8.4 Beitrag des Ablaufbauwerkes des RHB zur Reinigungsleistung

Die Bodenfilteranlage Halenreie war verfahrenstechnisch eine zweistufige Einheit aus einem Rückhaltebecken in Kombination mit einem nachgeschalteten bewachsenen Bodenfilter. Diese beiden Komponenten dominierten die stoffliche Reinigungsleistung der Anlage. Daneben waren auch Reinigungsbeiträge von Zu- und Ablaufbauwerken zu erwarten.
Dieser vermutete Aspekt wurde ergänzend am Beispiel des Ablaufbereiches vom RHB mit ausgesuchten Parametern untersucht. Die Ergebnisse sind Tab. 38 zu entnehmen.

Tabelle 38: Reinigungsleistung des bewachsen Schotterdamms am Ablauf des RHB (Legende: vgl. Tab. 25).

		Straßenabfluss		RHB		Damm (Schacht)	
Parameter	**Einheit**	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$	∅	$\pm s_x$
AfS	mg x l^{-1}	**51,8**	41,71	**15,54**	10,02	**4,8**	1,52
	> 4σ	711		*31,6**		19,6	
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	**21,61**	14,32	**5,75**	4,28	**2,04**	
	> 4σ	102,8		*34,12**			
CSB	O_2 mg x l^{-1}	**129,5**	85,92	**49,9**	25,1	**18,55**	
	> 4σ			*216**		(***E***) 73,2	

Anhand dieser wenigen Parameter waren bereits wichtige Beiträge einzelner Anlagenbereiche identifizierbar. So fand bereits durch die Absetzfunktion im RHB eine starke Vorreinigung des Straßenabflusses statt (Abnahme AfS, BSB, CSB: circa 60%). Beachtlich war trotz geringem Flächenanteil die Reinigungsleistung des bewachsenen Schotterdamms im Ablaufbereich des RHB (Abb. 6, Abb. 3: „2“). Bei niedrigem Wasserstand durchströmte das ablaufende Wasser einen etwa 2m breiten, bewachsenen Schotterdamm, bei hohem Wasserstand wurde zumindest der dicht mit *Iris pseudacorus* und *Acorus calamus* bestandene Dammbereich durchflossen. Bei dieser Passage erfuhren die verbliebenen schwebfähigen Partikel und sauerstoffzehrenden Substanzen aus dem RHB eine nochmalige Reduktion um >50%.

3.2.9 Vergleichende Untersuchungen zur Reinigungsleistung des unbewachsenen Retentionsbodenfilters Moorfleet

In Ergänzung zu den Routineuntersuchungen am Bodenfilter Halenreie wurde der unbepflanzte RBF Moorfleet (vgl. Kap. 1.5.4) mit einem eingeschränkten Analytikprogramm zeitweilig mituntersucht. Im Praxisvergleich mit dem bepflanzten Hochleistungs-Bodenfilter Halenreie wurde der Beitrag einer gezielten Bepflanzung zur Filterleistung sichtbar und es waren weitere vergleichende Aussagen zu Reinigungsleistungen und Anlagenoptimierungen möglich.
Im Folgenden werden die ermittelten Untersuchungsergebnisse dargestellt. Die Primärauswertung erfolgte in Rahmen einer Diplomarbeit [STRAUSS, F.J., 2008] und basierte auf 5 Probenahmeterminen zwischen Oktober bis November 2008.

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffgehalte waren in Moorfleet allgemein günstiger zu beurteilen als an der Halenreie. Der Autobahnabfluss wies eine Sauerstoffsättigung von 70 - 80% auf, was durch den intensiven Luftkontakt beim breitflächigen Oberflächenabfluss und einer anschließenden starken Verwirbelung bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten in der Verrohrung verursacht wurde. Anschließend hatte das z.T. hoch belastete Wasser bedingt durch die Anlagenkonstruktion kaum längere Aufenthaltszeiten im RKB. Sauerstoffzehrende mikrobielle Umsetzungen fanden daher kaum statt, weshalb die Sauerstoffgehalte im RKB trotz z.T. hoher stofflicher Belastung nur geringfügig in den Bereich 50 - 60% O_2-Sättigung

sanken. Nach der Passage des Bodenfilters erhöhten sich die Sauerstoffgehalte wieder in den Bereich 70 - 80% Sättigung, blieben jedoch unter den Werten, die unter vergleichbaren meteorologischen Bedingungen bei der Filterpassage an der Halenreie erzielt wurden. Dies dürfte ein Hinweis auf die intensive Sauerstoffanreicherung durch das Bewässerungsverfahren an der Halenreie sein.

Elektrische Leitfähigkeit

Die durch das höhere Verkehrsaufkommen verursachte höhere Schadstoffbelastung des Moorfleeter Straßenabflusses spiegelte sich nicht in der elektrischen Leitfähigkeit wider. Die Leitfähigkeit änderte sich zwischen dem Abfluss BAB (245 µS x cm^{-1}) und dem Zufluss Bodenfilter (216 µS x cm^{-1}) nur unwesentlich. Das zwischengeschaltete RKB trug somit nicht zu einer stofflichen Entlastung des Straßenabflusses bei, was auf eine ungünstige Konstruktionsform oder Drosselung hinweist. Dies wurde unterstützt durch Beobachtungen, bei dem ein kurzer Spülstoß im RKB sogar einen Anstieg der Leitfähigkeit verursacht hatte, vermutlich durch aufgewirbeltes Sediment.
Ähnlich wie an der Halenreie, verdoppelte die Bodenfilterpassage die Leitfähigkeit auf durchschnittlich 420 µS x cm^{-1}.

pH-Werte

Der pH-Wert des Autobahnabflusses zeigte eine geringe Schwankungsbreite um pH 7,8 und war somit als schwach alkalisch zu klassifizieren. Auch im Abfluss des RKB lag der pH-Wert konstant im alkalischen Bereich (pH 7,5 - 8,1) und damit noch etwa eine pH-Einheit über dem der entsprechenden Messstelle der Halenreie. Die konstante Abflussqualität scheint weniger vom Verkehr als von der Materialbeschaffenheit der Straßenoberfläche und des RKB (alkalisch wirkender Beton) geprägt.
Im Gegensatz zur Halenreie senkte die Passage des unbewachsenen Sandfilters den pH-Wert. Der Abfluss wies durchschnittlich einen neutralen pH von 7,4 auf, was für die aufnehmende Gewässer günstige Bedingungen darstellt.

Abfiltrierbare Stoffe

Ähnlich wie an der Halenreie war auch der Straßenabfluss in Moorfleet stark schwebstoffbelastet. Im Durchschnitt fanden sich hier 736 mg x l^{-1} AfS mit einem relativ hohen Feinstkornanteil. Allgemein zeigten die Werte eine hohe Variabilität, wobei eine Korrelation mit aktuellen oder vorhergehenden Niederschlagsereignissen nicht erkennbar war.
Beim Durchfluss durch das anschließende RKB reduzierte sich die AfS-Konzentration um 57% auf durchschnittlich 322 mg x l^{-1}. Die Sedimentationsleistung war im Vergleich deutlich geringer als im entsprechenden RHB der Halenreie (-70%).
Nach Passage des Bodenfilters war der Ablauf der Bodenfilter visuell getrübt und wies im Vergleich mit der Halenreie noch sehr hohe AfS-Gehalte im Bereich von 30 mg x l^{-1} auf.
Dieser ungünstige Partikelrückhalt kann evtl. auf dem eingebauten Filtersand beruhen, der mit einem k_f-Wert von 3,2 x 10^{-4} m x sec^{-1} eine sehr hohe Infiltrationsleistung aufweist. Dies lässt auf einen hohen Anteil von Grobporen schließen, die für die Filtration von Feinpartikeln wenig geeignet sind. Ferner ist die flache Körnungslinie des Einbaumaterials ungünstig, da der miteingebaute Schlämmkornanteil substratbürtige Partikelausträge verursachen kann. Zudem fehlt eine Bepflanzung, die durch einen dichten Wurzelfilz im Substrat die mechanische Partikelfiltration erhöht und zusätzlich das Substrat strukturiert.
Eine Untersuchung der Korngrößenverteilung hat weder für die Filteroberfläche noch in einer Tiefe von 20 - 30 cm eine Zunahme feinstkörniger Bodenpartikel im Oberboden nachweisen können, wie es bei einer längeren Akkumulation zu erwarten wäre.

BSB_5

An der Anschlussstelle Moorfleet war im BAB-Abfluss ein stark schwankender, durchschnittlicher BSB_5 von 13 mg x l^{-1} nachzuweisen, der siebenfach höher war als der des mittleren Straßenabflusses der Halenreie.
Im Ablauf des RKB fanden sich allgemein deutlich niedrigere BSB_5-Belastungen von durchschnittlich 5,1 mg x l^{-1}, was eine Reduktion des BSB_5 um 60% bedeutete. Eine Ausnahme bildete ein Einzelereignis, bei dem nach Passage des RKB ein Anstieg des BSB_5 auf 23,6 mg x l^{-1} beobachtet worden ist. Ursächlich hierfür dürfte eine Remobilisierung oxidier-

barer Sedimentbestandteilen aus dem RKB sein, die in die aktuelle Wasserphase ausgetragen worden sind. Im Vergleich mit dem RHB der Halenreie war der Rückhalt sauerstoffzehrender Substanzen durch das RKB Moorfleet etwa halb so hoch.
Der unbepflanzte Bodenfilter senkte die durchschnittliche BSB_5-Belastung nochmals um etwa 30% auf rund 3,7 mg x l^{-1}, was etwa dreifach über den Ablaufwerten der Halenreie lag. Auch hier lag die beobachtete Reinigungsleistung unter der der bewachsenen Bodenfilter Halenreie, wo etwa 75% BSB-Abbau beobachtet wurden.

TOC
Die TOC-Konzentrationen des Autobahnabflusses wiesen weite Schwankungen von 40 - 100 mg x l^{-1} auf, was generell der starken Verschmutzung durch die hohe Verkehrsbelastung entsprach und auch mit der ermittelten biochemischen Sauerstoffzehrung korrelierte.
Das RKB reduzierte diese TOC-Fracht um rund 50% auf durchschnittlich 36 mg x l^{-1}. Diese Reinigungsleistung lag wesentlich unter der der Halenreie, bei der durch das RHB rund 75% des TOC entfernt wurde.
Im unbepflanzten Bodenfilter wurde eine weitere Reduktion des TOC auf durchschnittlich 24 mg x l^{-1} erzielt. Da in Moorfleet keine TOC-erhöhenden Humuskomponenten eingebaut wurden, beruht dieser TOC-Gehalt vollständig auf Inhaltsstoffen des Straßenabflusses. Auf den gesamten Anlagendurchgang bezogen, wurde der TOC-Gehalt um etwa 66% der Zuflusskonzentration verringert, was deutlich unterhalb der Leistung der Anlage „Halenreie“ war.

Schwermetalle
a) Kupfer
Der durchschnittliche Cu-Straßenabfluss an der Anschlußstelle Moorfleet betrug 0,55 mg x l^{-1}, lag somit um den Faktor 4x über dem mittleren Straßenabfluss der Halenreie.
Nach Passage des RKB wurde die mittlere Konzentration um etwa 45% auf 0,33 mg x l^{-1} reduziert. Da für den mittleren Zufluss anderer Autobahnfilter Bereiche um 0,03 - 0,04 mg x l^{-1} Cu genannt werden, zeigt der Messpunkt „RKB-Abfluss“ auch an dieser Stelle die außergewöhnlich hohe Cu-Belastung durch die Autobahn [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009; STEINER ET AL., 2009].
Abweichend von der Halenreie weist der RKB-Abfluss in jeder Probe Kupfer >BG auf, was auf eine deutlich schlechtere Elimination hinweist.
Im weiteren Anlagenverlauf war Kupfer im Drainageablauf des unbepflanzten Bodenfilters Moorfleet nur noch einmalig in einer Konzentration von 0,13 mg x l^{-1} nachzuweisen. Da an der Halenreie Kupfer in den Filterablauf des neu eingebauten Sandsubstrates nicht nachweisbar war, ist bezüglich Kupfer eine schlechtere Reinigungsleistung des unbewachsenen Bodenfilters Moorfleet festzustellen. Auch der Vergleich mit anderen Autobahnfiltern bestätigte diese unbefriedigende Reinigungsleistung, da dort nach Filterpassage zehnfach niedrigere Konzentrationen von 0,007 - 0,014 mg x l^{-1} Cu zitiert werden. Die Höhe der Kupfer-Emission in Moorfleet ist für eine Einleitung in die Vorflut ökotoxikologisch problematisch.
b) Zink
Zink war im Moorfleeter Autobahnabfluss nur an einem Probenahmetermin mit rund 1,7 mg x l^{-1} nachgewiesen worden. Diese Konzentration lag viermal über der mittleren Zinkkonzentration im Straßenabfluss der Halenreie und überschritt bisherige Befunde für Hamburger Autobahnabflüsse, die ein bisheriges Maximum von 1,3 mg x l^{-1} aufwiesen [STACHEL ET AL., 2007].
Auch im Ablauf des RKB konnte Zink nur einmalig mit 0,7 mg x l^{-1}nachgewiesen werden, was eine Reduktion um rund 65% bedeutete. Dieser Zinkgehalt lag aber rund sechsmal über der mittleren Zinkgehalten des RHB Halenreie oder Zuflüssen großtechnischer Bodenfilter in Berlin und Köln [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Der anschließende Bodenfilter eliminierte das restliche Zink vollständig aus dem Abwasser.

PAK

Die PAK-Konzentrationen im Oberflächenabfluss der AS Moorfleet lagen im Mittel um 5,4 µg x l^{-1} (Min.: 0,9 µg x l^{-1}, Max: 10 µg x l^{-1}).

Das RKB senkte die mittlere Belastung um rund 25% auf etwa 4 µg x l^{-1}. Abweichend von der Halenreie waren in jeder Probe PAK nachweisbar, was auf eine deutlich schlechtere Elimination hinweist. Die PAK-Konzentration lag auch deutlich über Vergleichswerten für Berliner Bodenfilterzuflüsse, die bei durchschnittlich 0,28 µg x l^{-1} EPA-PAK (max.: 2,05 µg x l^{-1}) lagen sowie über dem Zulauf einer Kölner Bodenfilteranlage (0,15 µg x l^{-1} PAK) [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].

Erst die anschließende Infiltration durch den unbewachsenen Bodenfilter reduzierte die PAK wirksam. 72,5% der PAK-Elimination hatten in diesem Anlagenteil ihre Ursache, eine vollständige Entfernung wie an der Halenreie gelang hier jedoch nicht. Im Abfluss des Filters waren daher im Durchschnitt noch 0,13 µg x l^{-1} nachzuweisen.

Diese Größenordnung entsprach Werten der beiden genannten großtechnischen Filteranlagen in Berlin und Köln, für die durchschnittliche Filterabläufe zwischen 0,13 und 0,02 µg x l^{-1} EPA-PAK genannt sind [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].

Hygienisierung

Für den unbepflanzten Bodenfilter Moorfleet erfolgte einmalig am 10.11.2008 bei niederschlagsfreier Witterung eine Bestimmung der Keimzahl.

Die Gesamtkeimbelastung der Autobahnabflusses lag bei rund 4,2 x 10^6 KbE x ml^{-1}, was auf eine übermäßige Belastung durch den Straßenverkehr hindeutet. Ursachen sind z.B. verwesende organische Abfälle oder Kleintierkadaver. Nach Einleitung in das RKB erhöhte sich die Keimzahl noch einmal um rund 60% auf 6,8 x 10^6 KbE x ml^{-1}. Als eine mögliche Ursache ist das im RKB befindliche Sediment anzusehen, welches bei längerer Niederschlagsarmut den Mikroorganismen einen idealen Nährboden bildet (stagnierendes Wasser, relativ homogene und hohe Umgebungstemperatur, hohes Nährstoffangebot, …).

Die Konzentration der Mikroorganismen im Ablauf des Bodenfilters betrug 5,2 x 10^4 x ml^{-1}. Gegenüber der Zulaufkonzentration ergab sich damit eine Reduktion um zwei Zehnerpotenzen (98,8% Reduktion). Trotz dieser sehr guten Keimelimination lag die verbleibende Keimbelastung noch immer deutlich über den Abflüssen der Halenreie und stellte weiterhin eine problematische Situation für die aufnehmende Vorflut dar.

3.3 Reinigungsleistung der Bodenfilter: Feststoffuntersuchungen

3.3.1. Bodenfilter Halenreie

Nach rund zwei Betriebsjahren hat sich aus der eingebauten Filtermatrix ein initiales Bodenprofil entwickelt (Abb. 26), wobei der ursprüngliche Aufbau aus drei Einzelkomponenten (Kap. 2.5.5.1) visuell nicht mehr erkennbar war.

Abbildung 26: Oberflächliche Filtermatrix in Seg. I (Hochleistungssegment) nach etwa 2½ Jahren Versuchsbetrieb mit intensiver Durchwurzelung, erkennbarer Humusanreicherung und braun gefärbten Eisenkonkretionen.

3.3.1.1 Bodensystematische Entwicklung

Bodensystematisch ist die Entwicklung des Filterprofils nur eingeschränkt zu klassifizieren, da das Filtersubstrat keiner natürlichen Bodengenese entstammt. Nach den wirksamen Faktoren (Einstau von Niederschlagswasser, temporäres Sauerstoffdefizit, redoximorphe Prozesse) entspricht das Profil einer technogenen Variante eines Pseudogleys [BGR, 1994]. Dem Filterkörper aufgelagert fand sich eine einem L-Horizont entsprechende Schicht, die überwiegend aus schwach zersetzten Pflanzenresten bestand. Der obere Filterkörper bestand aus dem ursprünglichen Mineralsubstrat mit schwachzersetzter organischer Anreicherung. Diese geringmächtige Zone war intensiv durchwurzelt und einem A_{ih}-Horizont vergleichbar. Dieser Hauptwurzelzone folgte ein heller gefärbter, wasserleitender Bereich mit Eisenkonkretionen, der einem S_w-Horizont ähnelt. Die grau gefärbte Filtersohle entsprach einem wasserstauenden S_d-Horizont.

Tabelle 39: Entwicklung der Korngrößenzusammensetzung im Untersuchungszeitraum (Seg. I., Durchschnittswerte über alle beprobten Tiefen).

	04.02.2009	**28.10.2009**	**16.06.2010**		
mm	**%∅ (a)**	**%∅ (b)**	**%∅ (c)**	**(b) : (a)**	**(c) : (a)**
> 2	2,55	2,16	2,34	0,84	0,92
1 - 2	5,42	5,14	4,28	0,95	0,79
0,5 - 1	20,15	19,5	18,52	0,97	0,92
0,25 - 0,5	49,14	48,5	48,24	0,98	0,98
0,125 - 0,25	19,64	21,85	23,35	1,11	1,19
0,063 - 0,125	2,72	2,62	2,74	0,96	1,01
< 0,063	0,06	0,25	0,54	**4,1**	**9**

Bei der zeitlich differenzierten Betrachtung der **Bodenarten** war erkennbar, dass über 90% und damit der dominierende Anteil der Filtermatrix weiterhin filterstabile Sande der Körnung 0,125 mm - 1 mm waren. Auffällig war aber eine deutliche Zunahme der Schluff- und Tonfraktion (U+T, <0,063 mm) im gesamten Profil. Der prozentuale Anteil dieser Partikel stieg um den Faktor 9 auf durchschnittlich 0,54 M-% der Filtermatrix an (Tab. 39). Die

horizontale Zunahme dieser Kornklassen U+T war in allen beprobten Tiefen gleichmäßig und unabhängig von der Bewässerungsintensität (Hochlastsegment und Normalsegment).
Die obere Filtermatrix hatte sich zwischenzeitlich deutlich mit **organischer Substanz** (C_{org}) angereichert, visuell als dunkle Färbung der obersten 5 cm erkennbar (Abb. 26). Die zeitdifferenzierte Entwicklung des C_{org}-Gehaltes der oberen Filterschicht verlief biphasisch. Nach dem Initialeinbau von 4,2 M-% organischer Substanz (vgl. Zwischenbericht 2008) war ein starke Abnahme auf 1,46 M-% zu verzeichnen. Anschließend war ein erneuter Anstieg des mittleren C_{org}-Gehaltes auf 2,26 M-% (mittel humos: h3) festzustellen. Der Anstieg war aber ausschließlich auf das intensiv bewässerte Hochleistungssegment begrenzt, während im hinteren Teil der C_{org}-Gehalt sogar leicht abnahm.
Die **Bodenreaktion** lag durchgehend im schwach bis mittel alkalischen Bereich (a2 - a3). Ein räumlich-zeitliche Differenzierung ergab für das hintere Normalsegment nahezu konstante pH-Werte um 8,2, während im vorderen Hochleistungsbereich ein Absinken des pH um eine halbe Einheit zu verzeichnen war (t_0: 8,3, t_{End}: 7,8).
Der **Carbonatgehalt** des Oberbodens im Hochleistungssegment war von ursprünglich 4 - 7 M-% (c3.3) während der Betriebszeit deutlich auf < 0,5 M-% (c1) verarmt. Tiefere Schichten wiesen allgemein noch Gehalte von 0,5 - 2 M-% (c2) auf.

3.3.1.2 Schadstoffanreicherungen

Trotz weniger quantifizierbarer Befunde im Wasser war im Beobachtungszeitraum im humosen Oberboden eine Tendenz zur PAK- und MKW-Akkumulation festzustellen. Dies beruht darauf, dass die Filtermatrix während der Passage großer Wasservolumina die Spurenschadstoffe über die analytische Bestimmungsgrenze anreichert.
Bei den **PAK** wurden ausschließlich höherkondensierte Kongenere (>4 Kerne) nachgewiesen, deren Konzentration im Bereich 10 - 90 µg x kg^{-1} (Σ) schwankt und mit der Entfernung vom Zulauf sinkt (Tab. 40).
Die höhere hydraulische Belastung in der Hochleitungsphase hat zu keiner weiteren Stoffanreicherung von PAK geführt, da die Gehalte bei Ende der Hochleistungsphase nur unwesentlich von den entsprechenden Ausgangswerten (04.02.2009) abwichen. Eine Tiefenverlagerung der PAK war aus den Substratdaten nicht ersichtlich.

Tabelle 40: EPA-PAK-Konzentrationen im Oberboden von Seg. I und Rückhaltebecken in Abhängigkeit von Ort und Zeit der Probenahme (Angabe in mg x kg^{-1} TS; RHB nur Ort).

	Probenahme	Tiefe	Zulaufnah		Hochleistungsfläche		Zulauffern
Seg. I	04.02.2009	0 - 10 cm	**n.n.**	**0,09**	**0,04**	**0,03**	**0,01**
	16.06.2010	0 - 10 cm	**n.n.**	**0,07**	**0,05**	**0,03**	**0,06**
RHB	24.03.2010	/	**8,3**				**12**

Tab. 41 stellt die **MKW**-Gehalte bei Ende des Untersuchungszeitraums dar. Ähnlich den PAK wurden MKW ausschließlich in der obersten Filterschicht in Konzentration zwischen 30 und 50 mg x kg^{-1} nachgewiesen. Ein eindeutiger Entfernungsgradient wie bei den PAK war den Daten nicht zu entnehmen.

Tabelle 41: MKW-Konzentrationen im Oberboden von Seg. I und Rückhaltebecken in Abhängigkeit von Ort und Zeit der Probenahme (Angabe als MKW-Index in mg x kg^{-1} TS; RHB nur Ort).

	Probenahme	Tiefe	Zulaufnah	Hochleistungsfläche			Zulauffern
			1	**2**	**3**	**4**	**5**
Seg. I	16.06.2010	0 - 10 cm	**27**	**48**	**< 20**	**49**	**< 20**
RHB	24.03.2010	/	**< 20**				**650**

Die zeitliche Dynamik der Anreicherung mit **Schwermetallen** wurde für die Elemente Cu, Ni, Pb und Zn durch drei tiefen- und entfernungsdifferenzierte Beprobungen des Filters quantitativ durch einen Vergleich der Einbaukonzentrationen (18.03.2008), nach halbjähriger Beschickung (04.02.2009), nach sechsmonatiger Hochleistungs-Bewässerung (28.10.2009) und bei Abschluss der Versuche 2010 untersucht.
Die Ergebnisse zeigten eine sehr differenzierte Stoffverteilung der Schwermetalle. Sie korrelierte mit der Entfernung zum Hauptverteiler, wobei primär ein vertikaler Gradient feststellbar war. Tab. 42 stellt für das Filtermaterial von Seg. I tiefengestaffelt die Entwicklung der durchschnittlichen Metallgehalte im Untersuchungszeitraum dar. Das mengenmäßig stärkste Anwachsen war bei Eisen zu beobachten, welches auch das in der Wasserphase des RHB dominierende Metall war. Unter den eigentlichen Schwermetallen zeigte Zink in der agrosilhaltigen Substratschicht 0 - 10 cm eine deutliche, nahezu lineare Anreicherung um den Faktor 130x. Eine erkennbare Depotbildung war auch bei Kupfer (45x) und Blei (20x), die aber aufgrund der Konzentrationen im Wasser proportional geringer ausfielen.
Durch eine ausgeprägte oberflächennahe Anreicherung in der substratoptimierten, humosen obersten Schicht hatte sich auch bei dieser Substanzklasse zwischenzeitlich ein vertikaler Stoffgradient ausgebildet: unterhalb 10 cm fanden sich nur 25% (Zn) bis 50% (Pb) der Oberbodengehalte.
Der darunter liegende, sohlnahe Filterbereich wies z.T. wieder etwas erhöhte Schwermetallgehalte auf, was aber nicht auf aktuellen Schwermetalleinträgen beruhte, sondern primär die historische Vorbelastung verbliebenen Altmaterials in dieser Tiefe reflektierte. Welcher Anteil der Schwermetallakkumulation aus der beobachteten Sedimenteinlagerung resultiert [BAYLU, 2008B], ist spekulativ.

Tabelle 42: Tiefendifferenzierte, durchschnittliche Metallgehalte im Substrat von Seg. I (n=5).

	Tiefe (cm)	**Einbau**	**18.03.2008 (t_0)**	**04.02.2009**	**28.10.2009**	**16.06.2010 (t_{End})**	**Anreicherung t_0 / t_{End}**
			mg x kg^{-1} TS				Faktor
Zn^{2+}	0 - 10	2008	0,2	9,66	20,45	26,2	130 x
	10 - 50	2008	0,2	3,61	5,05	7	35 x
	50 - 60	1996		3,01	3,28	5	
Cu^{2+}	0 - 10	2008	0,15	1,92	2,59	6,71	45 x
	10 - 50	2008	0,15	1,37	1,34	2,6	17 x
	50 - 60	1996		1,85	1,7	2,58	
Pb^{2+}	0 - 10	2008	0,21	0,36	3,53	4,09	20 x
	10 - 50	2008	0,21	0,22	1,19	2,4	11 x
	50 - 60	1996		0,33	2,67	2,09	
Ni^{2+}	0 - 10	2008	0,43	2,7	1,92	2,2	5 x
	10 - 50	2008	0,43	2,58	1,97	2,58	6 x
	50 - 60	1996		2,41	2,05	2,41	
Fe	0 - 10	2008	231	n.b.	n.b.	431	2 x
	10 - 50	2008	231	n.b.	n.b.	297	1,3 x

Ein ähnliches Verhalten zeigte sich im Seg. II (Tab. 43), dessen Schwermetallgehalte nach 14 Betriebsjahren eine ähnliche Substratbelastung zeigten wie in Seg. I nach 18 Betriebsmonaten.

Tabelle 43: Tiefendifferenzierte Schwermetallgehalte im Zulaufbereich von Seg. II (t_{End}; Mischproben).

	Ein-bau	Tiefe (cm)	16.06.2010 (t_{End}) mg x kg^{-1} TS
Zn^{2+}	1996	0 - 10	27,8
		10 - 50	9,6
Cu^{2+}		0 - 10	10,1
		10 - 50	6,9
Pb^{2+}		0 - 10	5,9
		10 - 50	4,8
Ni^{2+}		0 - 10	2,4
		10 - 50	2,6
Fe		0 - 10	325
		10 - 50	200

Ein mit der Bewässerungsintensität verbundener Entfernungsgradient wie bei den PAK trat undeutlich nur für Zink und Kupfer hervor (Tab. 44). So verdreifachten sich die Zn- und Cu-Gehalte im hydraulisch höher belasteten Zulaufbereich (0-10 cm), während sie sich in der schwächer bewässerten hinteren Beethälfte nur verdoppelten.

Tabelle 44: Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung von Seg. I, 0 - 10 cm.

mg x kg^{-1} TS		Tiefe	Zulaufnah				Zulauffern
			Hochleistungsfläche				
	Probenahme		1	2	3	4	5
Zn^{2+}	04.02.2009	0 - 10 cm	9,88	19,85	3,4	10,96	4,21
	28.10.2009		21,75	23,25	16,5	23,85	16,9
	16.06.2010		28,9	36,5	31,4	8,5	25,5
Cu^{2+}	04.02.2009		2,46	3,2	0,84	1,93	1,18
	28.10.2009		2,43	3,13	2,19	2,95	2,23
	16.06.2010		10,9	7,74	7,51	2,85	4,57
Pb^{2+}	04.02.2009		4,24	5,99	1,65	3,41	2,49
	28.10.2009		2,74	3,38	2,57	4,7	4,27
	16.06.2010		5,11	5,02	4,05	2,46	3,8
Ni^{2+}	04.02.2009		3,28	2,63	2,3	2,51	2,76
	28.10.2009		1,82	1,76	1,78	2,25	1,99
	16.06.2010		2,11	2,19	2,18	2,17	2,3

Blei und Nickel ließen keinen Trend zur horizontalen Verminderung mit der Entfernung erkennen. Allgemein scheint Nickel am Standort von untergeordneter Bedeutung, da alle Gehalte nahezu konstant sind.

3.3.1.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert

Im Filtersegment I der Halenreie wurden vor (11.08.2008) und bei Ende der Hochleistungsphase (10.04.2010) zwei in situ-Bestimmungen des k_f-Wertes mittels Doppelring-Infiltration durchgeführt, um betriebsbedingte oder durch die Standzeit hervorgerufene Veränderungen der Versickerungsleistung des Oberbodens zu ermitteln (Tab. 45). Die in situ gemessenen k_f-Werte beziehen sich auf die repräsentativen Entnahmestellen und auf die Filteroberfläche.

Für den eingebauten Sand betrug der geschätzte k_f-Wert (nach HAZEN; [DIN 18123]) 5,6 x 10^{-4} m x sec^{-1}. Auffällig war, dass die Wasserdurchlässigkeit der durchwurzelten, kompost-haltigen Filteroberfläche nach 5 Monaten (2,5 x 10^{-5} m x sec^{-1} bzw. 6,9 x 10^{-5} m x sec^{-1}) etwa eine Zehnerpotenz niedriger war als die Abschätzung mit Hilfe der Körnungslinie.

Eine zweite Untersuchung der Infiltrationsleistung nach 18 Betriebsmonaten ergab etwa konstante k_f-Werte von 2,9 bzw. 2,3 x 10^{-5} m x sec^{-1}, so dass sich die hydraulische

Durchlässigkeit auch bei hoher hydraulischer Beanspruchung im Hochlastbetrieb und winterlicher Chloridbelastung (vgl. Kap. 4.2.5.2.1.1) langfristig nicht nachteilig entwickelt hat.

Tabelle 45: Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte.

	Methode	**Seg. I** m x sec^{-1}	**Seg. II** m x sec^{-1}
2006	Volleinstau	2,54 x 10^{-5}	2,88 x 10^{-5}
18.03.2008	DIN 18123	5,61 x 10^{-4}	n.b.
11.08.2008	DIN 19682	Zulauf: 2,5 x 10^{-5} Mitte: 6,9 x 10^{-5}	n.b.
10.04.2010	DIN 19682	Zulauf: 2,9 x 10^{-5} Mitte: 2,3 x 10^{-5}	n.b.

3.3.2 Sedimente des RHB Halenreie

Im Folgenden werden für das RHB die Ergebnisse der einmaligen Sedimentbeprobung im RHB (24.03.2010) dargestellt.

3.3.2.1 Sedimentzusammensetzung

Abb. 27 zeigt die Kornfraktionen, differenziert nach der Position im RHB. Die Daten zeigen ein typisches Sedimentationsmuster mit einer deutlichen Klassierung der Sedimente entlang des Strömungsgradienten.

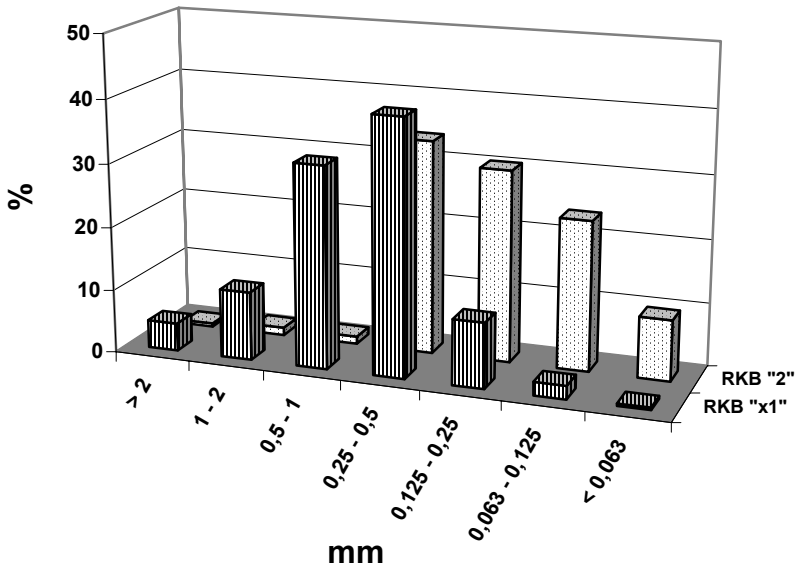

Abbildung 27: Korngrößengradienten im RHB („x1“: Zulauf; „2“: Ablauf; vgl. Abb. 3)

So dominierten zulaufnah bei turbulenter, stark wechselnder Fließenergie schnell absinkende, mittel- und grobsandige (ffS - **mS** - **gS**), teilweise kiesige Sedimente. Das hier vorliegende grobkörnige Material wies eine fahlgraue Färbung auf und war ohne makroskopisch sichtbaren Humus (etwa 2% C_{org}). Das Sediment war leicht alkalisch (pH 7,3), was auch die Feldansprache als „extrem carbonatreich“ (10 - 25 M.-% $CaCO_3$) unterstützte (Das Carbonat dürfte aus erodierten Partikeln der Betonkanalisation stammen). Als subhydrischer Boden entsprach er einem Protopedon.

Diametral stellte sich die Situation im strömungsberuhigten hinteren Bereich des RHB dar. Auf dem Fließweg fand eine starke Abreicherung von Grobpartikeln statt und es kam im Strömungsschatten des Ablaufbereiches durch die allgemein sehr geringe Fließgeschwindigkeit zur verstärkten Ablagerung langsam sinkender Schwebstoffe. Dies führte zur Ausbildung eines extrem feinkörnigen, muddeartigen Sediments mit hohem Anteil organischer Substanz (>30% C_{org}) aus allochthon eingetragenen Schwebstoffen und Laub-

streu sowie aus autochthon entstandenen Partikeln (z.B. Wasserpflanzen, Planktonorganismen bzw. deren Reste). Der nichtzersetzte Laubanteil betrug 30% der Trockenmasse. Das tiefschwarz gefärbte Sediment war anoxisch (H_2S-Geruch), carbonatfrei und wies einen leicht sauren pH-Wert (pH: 6,6) auf. Bodenkundlich war es als Faulschlamm (Sapropel) zu charakterisieren.
Die Sedimentstärken wurden nicht bestimmt. Ergebnisse nach zwei Betriebsjahren zeigten aber im Einlaufbereich bereits eine ca. 30 cm mächtige Sedimentschicht, im hinteren RHB betrug sie noch mindestens 10 cm [FITSCHEN, T., 2000]. Bei dem 2010 ermittelten durchschnittlichen Schwebstoffgehalt im Straßenzufluss (51,8 mg x l^{-1}) gelangten etwa 300 kg x $ha_{red.}^{-1}$ x a^{-1} AfS in das RHB, was schweizer Angaben entsprach (0,3 to Schlamm x ha^{-1} x a^{-1}; DTV 20 - 30.000) [STEINER, M., GOOSSE, P., 2009]. Nach rund 15 Betriebsjahren ohne Entschlammung wäre rechnerisch von etwa 11,5 m^3 Sediment auszugehen.
Dieses Schlammvolumen zeigte erneut eine deutliche hydraulische Unterlastung der Anlage, da Angaben für Sedimentfrachten häufig <500 kg x ha_{red}^{-1} x a^{-1} sind [BAYLU, 2008B], nach RAS-Ew liegt der jährliche Schlammanfall bei Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD) bei 1m^3 x $ha_{red.}^{-1}$ [UHL ET AL., 2006].

3.3.2.2 Verteilung von Schadstoffgruppen im RHB-Sediment

Tab. 46 vergleicht das aktuelle Verteilungsmuster ausgewählter Schadstoffgruppen im RHB-Sediment (t_{2010}) mit einer Sedimentbeprobung der BSU aus dem Jahr 2007 (t_{2007}) [BSU, 2007] und stellt den Gehalten die Belastungsklassen nach LAGA [LAGA, 1997] gegenüber.

Tabelle 46: Räumliche Verteilung ausgewählter Schadstoffe im RHB-Sediment und Gehalte 2007, Angaben in mg x kg^{-1} TS („LAGA Z0 max.“: Maximalgehalt für die Verfüllung von Abgrabungen).

		Organika		**Schwermetalle**			
RHB:		**MKW (Index)**	**EPA-PAK (Σ)**	**Zn^{2+}**	**Pb^{2+}**	**Cu^{2+}**	**Ni^{2+}**
				Extraktion: EDTA			
Zulauf	t_{2010}	< 20	8,3	419	101	48	7
Ablauf	t_{2010}	650	12	100	19	6	3
RHB:				*Extraktion: A. regia*			
Zulauf	t_{2007}	2500	< 3,2	1110	159	384	44
Ablauf	t_{2007}	4100	< 3,2	1380	170	505	33
LAGA Z0 (max.)		200	3	300	140	80	100
LAGA Z1		300	3	450	210	120	150

Da das Verhalten der Schadstoffe im RHB-Sediment eng mit der Korngrößenverteilung sowie der damit assoziierten organischen Substanz verbunden war, wiesen die gemessenen Schadstoffgehalte eine große Spannbreite auf, die mit der Strömungsintensität im RHB und der damit verbundenen mineralogischen Inhomogenität des Sediments verbunden zu sein scheint. Erkennbar stieg die organische Belastung der Sedimente im zulauffernen Bereich, was auf die Affinität der Schadstoffe an die sedimentierenden Partikelgrößen und dem Gehalt an organischer Substanz hinweist. So waren im grobkörnigen Zulaufbereich bei MKW und PAK geringere Gehalte nachzuweisen als im feinkörnigen, muddeartigen RHB-Ablauf.
Die höchsten Gehalte EDTA-extrahierbarer Schwermetalle erreichte Zink. Interessant war die immer noch hohe Bleibelastung, da dieses durch das Benzinbleigesetz seit Mitte 1990 praktisch im Straßenverkehr nicht mehr emittiert worden ist. Hier zeigte sich deutlich ein „Langzeitgedächtnis“ des Sedimentdepots.
Ein Anstieg der Schwermetallgehalte mit den feinkörnigeren und/oder organikhaltigen Sedimenten war nicht erkennbar, die höchsten Gehalte waren stets im grobkörnigen Zulauf zu finden. Die Korngrößenverteilung hatte dagegen deutlichen Einfluss auf das Remobilisierungspotenzial der Schwermetalle, wie ein Vergleich mit einem Komplettaufschluss durch Königswasser [BSU, 2007] zeigte (Tab. 46). (Die dargestellten Schwermetallmessungen zeigten für den RHB-Ablauf vermutlich experimentelle

Minderbefunde, da sich ein Teil der getrockneten Sedimentproben bei der Extraktion nicht desaggregieren ließ).
Da die aktuelle EDTA-Extraktion nur die sorbierte, mobilisierbare Schwermetallfraktion erfasst, zeigte ein Vergleich mit den Gesamtgehalten (t_{2007}) einen sehr geringen Anteil freisetzbarer Species im feinkörnigen Ablaufbereich (≤10%), während im sandigeren Zulauf 63,5% Blei und auch 37% Zink leicht desorbierbar waren (Tab. 47).

Tabelle 47: Anteil mobilisierbarer Schwermetallspezies im Sediment des RHB.

		Zn^{2+}	Pb^{2+}	Cu^{2+}	Ni^{2+}
Zulauf	**% t_{2007}**	37	63,5	12,5	15,9
Ablauf	**% t_{2007}**	7,2	11	1,2	9,1

3.3.3 Bodenfilter Moorfleet

3.3.3.1 Filtersand

Im unbepflanzten Bodenfilter Moorfleet wurde eine 60 cm starke Filterschicht aus gesiebtem Sand 0 - 2 mm eingebaut. Gesiebtes Material hat ungünstige Eigenschaften, da es im Gegensatz zu gewaschenem Sand scharfkantig ist. Dies verursacht zwischen einzelnen Körnern Totvolumina und inhomogene Strömungen und erschwert die Besiedlung durch Pflanzen und Tiere. Ähnlich der Halenreie zeigen die Filtergranula ein Einzelkorngefüge, wodurch Strukturstabilität und homogene Infiltration gewährleistet sind.
Das Ergebnis der Eigensiebung entspricht einem grobsandigen Mittelsand [mSgs] (Tab. 11). Abweichend von dem Halenreie-Substrat dominiert die Grobsandfraktion (49,8%), gefolgt von Mittelsand (40,6%). Feinsand hat einen Kornanteil von rund 7%, was etwa die Hälfte des entsprechenden Anteils des Halenreie-Sandes ist. Die ermittelte Körnung (7% fS, 41% mS, 50% gS) weicht deutlich von der im Leistungsverzeichnis vorgegebenen Sieblinie ab (15% fS, 70% mS, 15% gS). Die relative Grobkörnigkeit ist Ursache für die hohe Infiltrationsrate dieses Filters (vgl. k_f-Werte). Nachteilig wirkt sich dieser zu hohe Grobsandanteil durch eine sehr geringe Feldkapazität [LFU, 2002] und verschlechterten biologischen Abbau und Nitrifikation aus.
Das **Porenvolumen** beträgt 15,8% (Tab. 12), was nicht der hohen Infiltrationsrate und der für diese Korngröße typischen Spannweite (Tab. 13) entspricht. Vermutlich lag ein Messfehler vor.
Die Bodenreaktion ist nach KA4 als mittel alkalisch einzustufen (pH_{H2O}: 8,7) (a3). Dadurch hat der Sand eine hohe Pufferkapazität und immobilisiert eingetragene Schwermetalle effektiv. Der pH-Wert korreliert sehr gut mit dem **Carbonatgehalt** von 4 – 10 Gew.-% (c 3.4), was dem anzustrebenden $CaCO_3$-Gehalt von 10 – 15 Gew.-% entspricht [MUNLV, 2003]. Der Sand weist einen organischen Kohlenstoff-Gehalt ($\mathbf{C_{org}}$) von 1,6 Gew.-% auf.
Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass sich das Kornspektrum im RKB-Sediment im Vergleich zum Filtersand deutlich in die Feinsand- und Schlufffraktion verschiebt. Gleichfalls weist das RKB-Sediment gegenüber dem Bodenfiltersubstrat einen erhöhten $\mathbf{C_{org}}$-Gehalt (∅ 2,8%) und erhöhten **pH**-Wert (pH_{H2O}: 8,3) auf.
Diese absedimentierten Partikel können in der unterdimensionierten Sedimentfalle bei hohen Strömungsgeschwindigkeit remobilisiert werden. Bei der anschließenden Infiltration bilden die Feinstpartikel einen erkennbaren oberflächlichen Filterkuchen aus, der die mechanische Filterwirkung nachteilig verändert.

3.3.3.2 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert

Am Bodenfilter Moorfleet ergab die in situ-Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes $3{,}2 \times 10^{-4}$ m x sec^{-1} [STRAUSS, F.J., 2008] was der Infiltrationsleistung des Bodenfilters Alsdorf ähnelt (1×10^{-4} m x sec^{-1}) [KASTING, zit. in: LIEBESKIND, M., 2001]. Dieser k_f reflektiert die Dominanz der Grob- und Mittelsande im Einbaumaterial (k_f mittelkörniger Sand: 10^{-3} bis 10^{-4} m x sec^{-1}). Dank der sehr hohen Durchlässigkeit des Filtersandes weist dieser auch bei baubedingten Verdichtungen oder Kolmation ausreichend Reservekapazitäten für eine langfristige Infiltration auf. Mit der hohen Sickerleistung verbunden ist auch eine mögliche Verringerung der erforderlichen Bemessungsgröße.

Nachteilig wirkt sich die sehr schnelle Infiltration jedoch auf die relevanten Reinigungsprozesse aus, da die Kontaktzeiten entsprechend eingeschränkt werden. Zudem besteht für gröberes Filtermaterial ein Problem mit der homogenen Verteilung der Beaufschlagung auf der Filterfläche [AUTORENKOLLEKTIV, 2009].

3.3.3.3 RKB Sediment

Der Anlage „Moorfleet" war ein Sedimentationsbereich (RKBmD und Leichtstoffabscheider) vorgeschaltet, der den Filter entlasten soll. Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass sich das Kornspektrum im Schacht-Sediment im Vergleich zum Filtersand deutlich in die Feinsand- und Schlufffraktion verschob. Ursache dürfte eine feinkörnige Partikel-Zusammensetzung des Straßenabriebs sein. Gleichfalls wies das Schacht-Sediment gegenüber dem Bodenfiltersubstrat einen erhöhten C_{org}-Gehalt (∅ 2,8%) und erhöhten pH-Wert (pH_{H2O}: 8,3) auf. In Moorfleet fand bereits in einem Betriebsjahr eine deutliche Schwermetallanreicherung in den Sedimenten statt (mg x kg^{-1} TS: Zn 126, Cu: 46; Ni: 3; Pb: 15,5), die aber noch unterhalb der LAGA Z1-Werte lagen.
Das unterirdische RKB reduzierte die AfS-Konzentration um 57%, Hauptziel dürfte die Leichtstoffabscheidung sein. Die Funktion als Schadstoffsenke war deutlich geringer als im RKB der Halenreie. Ursachen dürfte eine unzureichende Aufenthaltsdauer im RKB sein, weshalb im Vergleich mit der Halenreie die Entlastung durch Partikel-Sedimentation nur unzureichend zur Wirkung gelangte. Dies beruht u.A. darauf, dass das RKB mit 4 m x 2 m (LxB) konstruktiv unterdimensioniert war und ein ungünstiges Seitenverhältnis (L/B = 2) aufwies. Nach den „Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten" wird für die Breite der Becken ein Bereich von 2,5 – 6 m und für die Tiefe ein Wert von 2 m empfohlen, das Längen/Breitenverhältnis sollte >3 sein.

3.4 Filterbepflanzung

3.4.1 Filtervegetation

3.4.1.1 Sprosswachstum, Wurzelwachstum, Biomasse

In diesem Kapitel wird ein kurzer Überblick über das Wuchsverhalten der vier gesetzten Pflanzenspezies im Projektverlauf gegeben. Die pflanzensoziologische Entwicklung und das Dominanzverhalten der ausgebrachten Pflanzen sind ausführlich in Kap. 3.4.1.2 dargestellt.

- ***Sprosswachstum***

Im März 2008 wurde das Filtersegment I dominierend mit *Phalaris arundinacea* sowie drei weiteren Pflanzenspezies, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum*, bestückt (Kap. 2.5.6.2). Schon in der Vegetationsperiode 2008 hatte sich 6 Monate nach Anlagenbepflanzung bis zum Spätsommer auf dem Filter ein vitaler *Phalaris*-Bestand entwickelt, obwohl Trockenheit und ein starker Blattlausbefall im Mai/Juni starke Schäden an den Sprossen hervorriefen (Abb. 28, 29). 2008 wurden bereits Wuchshöhen von 170 cm gemessen (einschließlich Blütenstand). Im darauf folgenden Jahr 2009 erreichten die Wuchshöhen bis zu 220 cm, darüber hinaus gewährleistete eine inzwischen weit vorangeschrittene Etablierung der Pflanzen auf als auch im Filterkörper (weiträumige und dichte Besiedlung durch das Wurzelwerk) eine hohe Resistenz gegen erneut auftretende Trockenheit und erneuten Blattlausbefall im Frühjahr des zweiten Testjahres. Ein Massenbefall konnte sich nicht entwickeln. Bereits mit dem Ausklingen der zweiten Vegetationsperiode hatte sich auf der gesamten neu bepflanzten Filterfläche ein kräftiger Bestand mit *Phalaris arundinacea* entwickelt (Abb. 31). Nach einer Mahd (Rasierschnitt) der gesamten Filtervegetation Ende 2009 kam es in der Vegetationsperiode 2010 auf dem Hochleistungssegment stellenweise zu stärkeren Ausfällen im Bewuchs mit *Phalaris*. Betroffene Flächen waren dann durch eine dichte Bestandsentwicklung von *Poa trivialis* als konkurrierende Art gekennzeichnet.

Die clusterartige Bepflanzung mit *Iris pseudacorus* hat die für diese Spezies typische Horstbildung gefördert. Im Laufe des Projektes hat sich auf dem Filter ein Bestand mit entsprechend kräftigen Horsten entwickelt. Gegen die wiederholt auftretende Trockenheit zeigte sich *Iris* wenig empfindlich. Von der Blattlausplage war *Iris* nicht beeinträchtigt.
Aufgrund des anhaltend starken Druckes durch Wildfraß konnte sich *Lythrum* auf den bepflanzten Stellen sowohl 2008 als auch 2009 oberirdisch nicht entfalten. Die Sprosshöhen der Stauden blieben in der Regel unter 20 cm Höhe. Junge Triebe wurden stets abgebissen (Abb. 32). Bis auf wenige Restbestände verschwanden die gesetzten Pflanzen mit fortlaufender Projektdauer 2010 schließlich von der Fläche. Vermutlich lässt das ständige Abfressen der Triebe die Pflanzen absterben.
Die gepflanzten Stauden von *Epilobium hirsutum* sind nahezu in ihrer Gesamtheit nicht ausgetrieben und müssen daher als Totalausfall angesehen werden. Auch eine erhoffte Bestandsentwicklung auf den Flächen im Projektverlauf hat nicht eingesetzt. Vermutlich waren die Stauden, geschädigt durch Frost oder Infektionen pathogener Organismen, bereits vor dem Setzen größtenteils unbrauchbar. Dies wurde allerdings erst offensichtlich, als das Wachstum der Pflanzen ausblieb.

- ***Wurzelwachstum***

Phalaris arundinacea und *Iris pseudacorus* bildeten im Filter einen sehr dichten Wurzelfilz aus zahlreichen sehr feinen Wurzeln in 0 – 40 cm Bodentiefe aus. Besonders bemerkenswert ist hierbei die Tatsache, dass entsprechende Wurzelteppiche bereits zum Herbst 2008, ca. 7 Monate nach Pflanzung der Filtervegetation, vorhanden waren und somit die stark ausgeprägte Wurzeltätigkeit beider Spezies belegen (Abb. 34, 35). Während sich das Wurzelwerk von *Iris* in seiner Ausdehnung weitgehend auf diesen Wurzelteppich beschränkt (Abb. 37), dringen die Wurzeln von *Phalaris* bis zur Kiesdrainage in 80-90 cm Tiefe vor. Allerdings dünnt das Wurzelwerk mit zunehmender Tiefe aus und wird von mächtigeren Trägerwurzeln dominiert (Abb. 36). Diese Wurzeln wachsen zu den tiefer gelegenen sehr feuchten oder nassen Bodenbereichen. Erdsprosse, sogenannte Rhizome fanden sich überwiegend in den oberen 10 cm des Filtersubstrates sowohl für *Phalaris* als auch für *Iris*. Sie erreichten Stärken bis zur Dicke eines Fingers und dienen zur vegetativen Vermehrung und zur Speicherung von Reservestoffen. Über die Rhizome ist es den Pflanzen möglich, oberirdische Pflanzenteile zu regenerieren (Abb. 33, 36) und sich auszubreiten.
Aufgrund des schlechten Wachstums von *Lythrum* und *Epilobium* wurde auf eine intensivere Überprüfung ihres Verhaltens bezüglich der Substratdurchwurzelung verzichtet.

- ***Biomasse (oberirdisch)***

In Tab. 48 sind die ermittelten Frisch- bzw. Trockengewichte sowie die Wassergehalte der oberirdischen Biomasse je Quadratmeter Filterfläche für die jeweiligen Pflanzenspezies aufgeführt. Der Ernteschnitt erfolgte im September 2010 mit dem Ausklingen der Vegetationsperiode. Insgesamt betrachtet fallen die Biomassen der geernteten *Phalaris*-Pflanzen etwas niedriger aus als die der *Iris*-Pflanzen. Trotz imposanter visueller Erscheinung mit kräftig ausgebildeten Horsten und hoher Lebendbiomasse erreicht *Iris* aufgrund des hohen Wasseranteils in den Geweben aber nur unwesentlich mehr Trockenbiomasse. Erwartungsgemäß wurde bei *Phragmites* aufgrund der hohen Halmanteile, sie enthalten viel verholztes Festigungsgewebe, insgesamt der geringste Wassergehalt (55%) ermittelt. Dennoch fiel die Biomasseernte auf den untersuchten *Phragmites*-Flächen am niedrigsten aus.

Tabelle 48: Ermittelte oberirdische Biomasse der Filtervegetation je Quadratmeter Filterfläche.

Pflanzenspezies	Frischgew./Trockengew. in g (Wassergehalt in %)
Phalaris arundinacea Segment I Hochleistungsfläche (Randlage)	1050/251 (76)
Phalaris arundinacea Segment I Normalfläche (Randlage)	1750/555 (68)
Phalaris arundinacea Segment I Normalfläche (Mittellage)	1053/306 (71)
Iris pseudacorus Segment I Hochleistungsfläche	2858/567 (80)
Iris pseudacorus Segment I Normalfläche	2035/486 (76)
Phragmites australis Segment II	582/260 (55)
Phragmites australis Segment III	887/396 (55)

3.4.1.2 Entwicklung der Filtervegetation unter pflanzensoziologischem Aspekt; Ermittlung von Deckungsgraden

Im Vordergrund der Untersuchungen zur Entwicklung der Filtervegetation standen die 4 „Zielarten“ *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum*. In geringerem Umfang wurden zudem in den Filter eingewanderte Arten in die Untersuchungen einbezogen. Die methodische Vorgehensweise ist in Kap. 2.5.6.5 aufgeführt.

- ***Phalaris arundinacea***

Das als vorherrschende Art in die Filterfläche eingebrachte *Phalaris arundinacea* (vgl. Bepflanzungsplan: Abb. 17) zeigte zum Zeitpunkt der einmaligen Vegetationsaufnahmen im Juli 2010 auf den beiden Teilflächen von Segment I (Normalfläche und Hochleistungsfläche) unterschiedliche Deckungsgrade. Während auf dem Normalsegment auf 8 von insgesamt 12 untersuchten Aufnahmeflächen ein Deckungsgrad über 50% erreicht wird, findet man es auf dem Hochleistungssegment überwiegend mit Deckungsgraden des unteren und mittleren Skalenbereiches vor (Tab. 49). Noch in der Vegetationsperiode 2009 waren Normal- und Hochleistungsfläche einheitlich von starken Deckungsgraden geprägt (hier nicht dargestellt). Innerhalb eines Jahres veränderte sich dann das Erscheinungsbild mit den oben beschrieben Unterschieden (vgl. Abbildungsteil am Kapitelende). Auf der Hochleistungsfläche trat erstmals im Frühjahr 2010 *Poa trivialis* anteilig stark hervor. Oft bildete es dann eine dichte Vegetationsdecke, z.T. niederliegend. Auf einigen Aufnahmeflächen erreichte *Poa* als deutlich dominierende Art Deckungsgrade zwischen 75 – 100%. Entsprechend niedriger ist hier der Bestand an *Phalaris arundinacea*.

Tabelle 49: Deckungsgrade von *Phalaris arundinacea und Poa trivialis* auf Filtersegment I.

Segment I.	Fläche	Deckungsgrad					
		<1% (0,1%)	1<5% (2,5%)	5-25% (15%)	25-50% (37,5%)	50-75% (62,5%)	>75-100% (87,5%)
Normal-fläche	E10				x,#		
	H10						x
	A8						x
	A4				x		
	C1					x	
	F1				x		
	G2		#				x
	G4			x			
	F4					x	
	D7						x
	E4					x	
	A10			#		x	
Hoch-leistungs-fläche	M5				x	#	
	K4				#	x	
	J6			x		#	
	M8			x			#
	L1					x	
	P1			x	#		
	Q5			#		x	
	Q9			x			#
	N10				x	#	
	O10		x				#
	J8			#	#	x	
	J1				x		

X = *Phalaris arundinacea*, # = *Poa trivialis*

- ***Iris pseudacorus***

Vor allem durch Art und Weise der ursprünglich vorgenommenen Bepflanzung bedingt (s. Abb. 17) war es *Iris* auf dem Filter möglich, kräftige und einzeln stehende Horste auszubilden. Insbesondere auf dem Hochleistungssegment wurden zahlreiche Aufnahmeflächen mit sehr hohen Deckungsgraden (<75 – 100%) ermittelt. Auf dem Normalsegment liegen die Deckungsgrade zwischen 25 und 75% (Tab. 50). Das Erscheinungsbild vom kräftigen Wachstum mit zeitweilig üppiger Blüte belegt eine ausgeprägte oberirdische Biomasseproduktion (Abb. 38). Außerhalb der ursprünglich mit *Iris* bepflanzten Flächen wurden keine Horstbildungen gefunden.

- ***Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum***

Sowohl für *Lythrum salicaria* als auch für *Epilobium hirsutum* konnten zum Zeitpunkt der Aufnahmen auf den untersuchten Flächen in den meisten Fällen, wenn noch vorhanden, lediglich geringe Deckungsgrade beobachtet werden (Tab. 51 und 52). Begründet liegt dieser geringe Bestand zum einen im permanent starken Druck durch Wildfraß bei *Lythrum* und zum anderen im geringen Anwuchserfolg bei *Epilobium* aufgrund mangelhafter Qualität des eingebrachten Pflanzenguts. Die schlechte Qualität der Stauden war zum Zeitpunkt des Einbringens nicht absehbar. Hohe Ausfälle im Anwuchs der Pflanzen zeigten sich erst mit dem Fortgang der Vegetationsperiode 2008. Auf nachträglich angelegte umfassende Ergänzungspflanzungen auf den betroffenen Flächen wurde verzichtet. Somit bestand die Möglichkeit, das Ausbreitungspotenzial von *Phalaris* und ggf. von einwandernden Pflanzenarten auf den entsprechenden entstandenen Lücken untersuchen und abschätzen zu können.

Tabelle 50: Deckungsgrade von *Iris pseudacorus* auf Filtersegment I.

Segment I	Fläche	Deckungsgrad					
		<1% (0,1%)	1<5% (2,5%)	5-25% (15%)	25-50% (37,5%)	50-75% (62,5%)	>75-100% (87,5%)
Normal-fläche	B5			x			
	C5			x			
	B6					x	
	C6					x	
	E8				x		
	F8					x	
	E9				x		
	F9					x	
Hoch-leistungs-fläche	K5						x
	L5						x
	K6						x
	L6					x	
	N8						x
	O8						x
	N9					x	
	O9						x

Tabelle 51: Deckungsgrade von *Lythrum salicaria* auf Filtersegment I.

Segment I	Fläche	Deckungsgrad					
		<1% (0,1%)	1<5% (2,5%)	5-25% (15%)	25-50% (37,5%)	50-75% (62,5%)	>75-100% (87,5%)
Normal-fläche	C2		x				
	B3	x					
	C8	x					
	B9	x					
	F2			x			
	E3	x					
	F5			x			
	E6			x			
Hoch-leistungs-fläche	L2		x				
	K3	x					
	L8		x				
	K9		x				
	O2		x				
	N3						
	O5				x		
	N6			x			

Tabelle 52: Deckungsgrade von *Epilobium hirsutum* auf Filtersegment I.

Segment I	Fläche	Deckungsgrad					
		<1% (0,1%)	1<5% (2,5%)	5-25% (15%)	25-50% (37,5%)	50-75% (62,5%)	>75-100% (87,5%)
Normal-fläche	B2				x		
	C3						
	B8	x					
	C9						
	E2						
	F3						
	E5						
	F6						
Hoch-leistungs-fläche	K2	x					
	L3						
	K8						
	L9						
	N2		x				
	O3						
	N5						
	O6						

- ***Ausbreitungsverhalten von Phalaris arundinacea***

Insbesondere auf den ursprünglich mit *Lythrum* und *Epilobium* bestückten und aufgrund der Ausfälle folglich mit Vegetation „ungesättigten“ Flächen konnten sich relevante *Phalaris*-Bestände mit fortlaufender Versuchsdauer neu ansiedeln bzw. ausbilden. Die Deckungsgrade sind in Tab. 53 dargestellt. Die Ausbreitung erfolgte vegetativ ausgehend von den Rändern der angrenzenden *Phalaris*-Flächen mit den typischen rhizomartigen Ausläufern. Die Präsenz von *Phalaris* ist auf der Normalfläche stärker ausgeprägt als auf der Hochleistungsfläche, da auf letzterer vor allem hemmende Einflüsse des dort dominierenden, konkurrenzstarken Süßgrases *Poa trivialis* auf *Phalaris arundinacea* gewirkt haben dürften.

- ***Eingewanderte Arten***

Abgesehen von den vier gepflanzten Arten (Zielarten) sowie den Gräsern (Kap. 2.5.6.1) wurden alle übrigen „Krautigen“ eingewanderten Arten auf den Untersuchungsflächen zusammengefasst bewertet. In ihrer Gesamtheit erreichten diese Einwanderer auf einem Teil der Flächen Werte zwischen 25 – 50% Deckungsgrad. In wenigen Ausnahmen wurden auch höhere Deckungsgrade vorgefunden. Die Bestimmung der Artenzusammensetzung der eingewanderten Pflanzengesellschaft stand nicht im Vordergrund der Untersuchungen. Die nachstehend aufgeführte Liste mit Gattungen und Arten erhebt daher keinen Anspruch auf die vollständige Erfassung aller eingewanderten Arten. Zudem konnten einige vorhandene Individuen nur bis zur Gattungsebene und nicht als Art angesprochen werden. Oft waren nur vereinzelte Exemplare einer Art vorhanden bzw. das Auftreten als spärlich einzustufen.

Bis zur Gattungsebene bestimmte eingewanderte Arten einschließlich Gräser:
Festuca L. (Schwingel)
Galium L. (Labkraut)
Rumex L. (Ampfer)
Taraxacum in WEB. in Wiggers (Löwenzahn)
Urtica L. (Brennnessel, vermutlich *U. dioica* L., Große Brennnessel)

Bis zur Art bestimmte eingewanderte Arten:
Alopecurus pratensis L. (Wiesen-Fuchsschwanz)
Calystegia sepium (L.) R. BR. (Echte Zaunwinde)
Cardamine hirsuta L. (Behaartes Schaumkraut, nur im Frühjahr und Frühsommer)
Eupatorium canabinum L. (Wasserdost)
Holcus lanatus L. (Wolliges Honiggras)
Lolium perenne L. (Deutsches Weidelgras)

Poa trivialis L. (Gemeines Rispengras)

Unter den eingewanderten Gräsern nimmt *Poa trivialis* aufgrund des zum Teil massiven Erscheinens auf dem Hochleistungssegment eine Sonderstellung ein. Auftreten bzw. Deckungsgrade sind daher detaillierter dargestellt als für alle übrigen Einwanderer (s.o. und Tab. 49 und 53). *Poa trivialis* als relativ frostunempfindliche Grasart trat erstmalig 2010 im Spätwinter und mit dem beginnenden Frühling sehr auffällig mit rasenartig ausgebildeten Polstern in Erscheinung. Von diesen Polstern ausgehend wurden auf dem Hochleistungssegment schnell größere Areale dicht und dominierend besiedelt. Polsterartige Bestände zeigten sich im Frühling übrigens auch auf Segment III in Nähe des Beetzulaufs.

Tabelle 53: Deckungsgrade von *Phalaris arundinacea*, *Poa trivialis* und verschiedenen Moosen auf den ursprünglich mit *Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum* bepflanzten Flächen.

Segment I **L. salicaria**	Fläche	**Deckungsgrad**					
		<1% (0,1%)	1<5% (2,5%)	5-25% (15%)	25-50% (37,5%)	50-75% (62,5%)	>75-100% (87,5%)
Normal-fläche	C2		~		#		
	B3			x # ~			
	C8			# ~	x		
	B9		~	x	#		
	F2			~	x		
	E3			~	#		
	F5			x # ~			
	E6		~	x			
Hoch-leistungs-fläche	L2		~	x	#		
	K3		x ~			#	
	L8			x			#
	K9						#
	O2		x ~			#	
	N3		~				#
	O5			x		#	
	N6						#
E. hirsutum							
Normal-fläche	B2		~	x #			
	C3			x ~	#		
	B8		~		x		
	C9		~	#		x	
	E2			x ~	#		
	F3		~	x #			
	E5		~	x	#		
	F6			x,~			
Hoch-leistungs-fläche	K2		~	x #			
	L3		~		x #		
	K8		x				#
	L9		x				#
	N2		~	x	#		
	O3		~	x			#
	N5		~	x		#	
	O6		~	x			#

X = *Phalaris arundinacea*; # = *Poa trivialis*; ~ Moose

Moose

Moose sind auf fast allen Aufnahmeflächen vorhanden, meistens jedoch mit einem Deckungsgrad unter 5% (Tab. 53). Auf Flächen mit zum Teil offenen Stellen auf dem Boden

(freiliegender Sandboden) bzw. Lücken in der Krautschicht fanden sich stärker entwickelte Moosbestände mit Deckungsgraden zwischen 5-25%. Letzteres betrifft vor allem die „Ausfallflächen“ (ursprünglich mit *Lythrum* und *Epilobium* bepflanzt) des Normalsegmentes. Das dürfte auch darin begründet liegen, dass *Poa trivialis* auf dem Normalsegment im Vergleich zum Hochleistungssegment deutlich geringere Bestände ausgebildet hat.

- ***Schilfaufschlag***

Schilf (*Phragmites australis*) bildete auf Segment I ursprünglich einen dichten Bestand in Monokultur, der mit dem Filterumbau und der Entnahme der oberen Substratschicht entfernt wurde. Auf dem neu angelegten Filter erbrachten die Untersuchungen auf einigen Aufnahmeflächen spärliche Schilfbestände mit z. T. vereinzelten Exemplaren. Vermutlich sind diese Vorkommen aus alten Rhizomen in tiefen, vom Filterumbau nicht betroffenen Substratschichten hervorgegangen. Nennenswerte Einwanderungen von Schilf aus den benachbarten Filtersegmenten über oberflächennahe Rhizome konnten nicht beobachtet werden. Die jeweiligen Filtersegmente sind durch eine vertikal verlaufende Trennfolie voneinander getrennt, die ein Einwandern aus den schilfbestandenen Nachbarsegmenten verhindert.

- ***Schilf auf den Segmenten II - IV***

Der Schilfbewuchs der im ursprünglichen Zustand belassenen Segmente II – IV ist durch einen dichten jedoch artenarmen Bestand gekennzeichnet und weist nahezu Monostruktur auf. Aufgrund stark reduzierter Lichtverhältnisse nahe der Filteroberfläche waren nur wenige andere Arten, z. B. Brennnessel oder Zaunwinde vorzufinden.

3.4.1.3 Stichprobenartige Untersuchung der Filterbepflanzung auf Mykorrhizainfektionen

Zur Feststellung von Mykorrhizierungsgraden wurde das Wurzelwerk der Filterbepflanzung vor dem Einbringen der Stauden in den Filter und noch einmal zum Ende der Vegetationsperiode 2009 stichprobenartig untersucht (Entnahme von Wurzelstücken). Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in den Tab. 54 und 55 aufgeführt. Auf dem Filtersegment I (Hochleistungssegment) hat sich nach 2 Vegetationsperioden bis Herbst 2009 Mykorrhiza in den Wurzeln sehr gut etabliert. Vor allem für *Phalaris arundinacea* konnten häufig sehr hohe Mykorrhizierungsgrade beobachtet werden. Anteilig erreichten die Mykorrhizapilze mit ihren Hyphenstrukturen in den Wurzelsegmenten eine Ausdehnung zwischen 50-75%. Unter Berücksichtigung des Fehlens von Mykorrhiza in den untersuchten Wurzeln der Filterpflanzen vor dem Setzen im März 2008, stellt sich ein optimaler Entwicklungsverlauf dar.
Iris-Wurzeln hatten zum Zeitpunkt der Ernte 2009 allgemein etwas niedrigere Mykorrhizierungsgrade als *Phalaris*-Wurzeln aufzuweisen (max. 25-50%). Allerdings waren Infektionen, wie auch bei *Phalaris*, in allen untersuchten Segmenten verbreitet.
Die herkömmliche Schilfbepflanzung auf Segment II wies allgemein nur geringe Mykorrhizierungsgrade auf (selten über 5%, nie über 10%). In den Wurzeln fanden sich selten arbuskuläre Hyphenstrukturen.

Tabelle 54: Filtervegetation mit maximalen Mykorrhizierungsgraden in den Wurzeln, vergleichend vor dem Setzen (Frühjahr 2008) und nach zwei Vegetationsperioden (Herbst 2009).

Segmente	Spezies	2008	2009
I	*P. arundinacea*	keine Mykorrhiza	50-75%
	I. pseudacorus	bis 5%	25-50%
II	*P. australis*	nicht untersucht	bis 5%
2008: von 10 Indiv. einer Art jeweils 5 Wurzelsegmente 2009: Hochleistungssegm. und Segm. II; von 10 Indiv. einer Art jeweils 5 Wurzelsegmente			

Tabelle 55: vorgefundene Mykorrhizainfektionen in den Wurzeln der Filtervegetation im Herbst 2009.

Spezies	beprobte Pflanzen	Mykorrhizierung des Wurzelwerks						
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	100%
***Phalaris arund.* Seg. I**	A					•		
	B					•		
	C					•		
	D					•		
	E					•		
	F					•		
	G				•			
	H				•			
	I					•		
	J					•		
***Iris pseudac.* Seg. I**	A				•			
	B			•				
	C				•			
	D			•				
	E			•				
	F			•				
	G			•				
	H				•			
	I				•			
	J				•			
***Phragm. austral.* Seg. II**	A		•					
	B			•				
	C		•					
	D		•					
	E		•					
	F			•				
	G		•					
	H		•					
	I		•					
	J		•					

Von jeder Versuchsvariante wurden 10 Individuen (A-J) untersucht, je Individuum ist der Mittelwert aus fünf Wurzelsegmenten dargestellt.

3.4.1.3 Schwermetallaufnahme durch die Filtervegetation

In Folge der allgemein niedrigen Befrachtungsraten des Filterkörpers mit Schwermetallen (Tab. 25) finden sich in den Pflanzengeweben lediglich Zink und Kupfer in relevanten Mengen, während Blei und Nickel in ihren Aufnahmeraten unbedeutend bleiben. Die Ergebnisse sind in den nachstehenden Tabellen 56 und 57 aufgeführt. Insgesamt betrachtet nehmen die Pflanzen mehr Zink als Kupfer auf. Dies steht im Zusammenhang mit den

höheren Zinkgehalten im Wasser. Zudem finden sich im Vergleich zu den oberirdischen Pflanzenteilen in den Wurzeln höhere Schwermetallgehalte. Dies gilt sowohl für Zink als auch für Kupfer. Für das Jahr 2009 konnten in den Geweben höhere Gehalte nachgewiesen werden als für die Jahre zuvor. Ein artspezifisches Akkumulationsverhalten lässt sich nicht erkennen.

Tabelle 56: Zinkkonzentrationen in der Filterbepflanzung.

Filtervegetation Spezies	2007		2008		2009	
	Segment I	Segment II	Segment I	Segment II	Segment I	Segment II
Phalaris arundinacea			S/W 53/50 (17)/(14)		S/W 123/163 (56)/(81)	
Iris pseudacorus			S/W 28/57 (6)/(18)		S/W 38/136 (9)/(92)	
Phragmites australis	S/W 34/- (26)/-	S/W 35/- (15)/-		S/W 33/- (8)/-		S/W 29/109 (12)/(35)

Konzentrationen in mg/kg T.S., S = Spross/W = Wurzel, arithmetisches Mittel aus n = 10, Standardabweichung in Klammern

Tabelle 57: Kupferkonzentrationen in der Filterbepflanzung.

Filtervegetation Spezies	2007		2008		2009	
	Segment I	Segment II	Segment I	Segment II	Segment I	Segment II
Phalaris arundinacea			S/W 19/24 (8)/(6)		S/W 15/42 (3)/(16)	
Iris pseudacorus			S/W 26/18 (4)/(13)		S/W 12/31 (2)/(12)	
Phragmites australis	S/W 14/- (2)/-	S/W 18/- (3)/-		S/W 24/- (2)/-		S/W 14/34 (4)/(8)

Konzentrationen in mg/kg T.S., S = Spross/W = Wurzel, arithmetisches Mittel aus n = 10, Standardabweichung in Klammern

3.4.2 Begleitende Versuche

3.4.2.1 Stauversuche mit Topfkulturen im Gewächshaus

Dieses Experiment sollte aufzeigen, inwieweit unterschiedliche Wasserstände die Vitalität, das Wachstum und die Mykorrhizierung der Pflanzen beeinflussen. Die Versuche wurden in Topfkulturen (Durchmesser 14 cm, Höhe 16 cm) im Gewächshaus durchgeführt. Simuliert wurden verschiedene Einstauhöhen und Trockenzeiten, vergleichbar den Verhältnissen, wie sie für Bodenfilter real sind. Die jeweiligen Versuchsvarianten sind in Kap. 2.5.6.8 aufgeführt.
Bezüglich ihrer oberirdischen Biomasseentwicklung und der Wuchshöhe zeigten die allgemein hervorragend an sehr feuchte bzw. nasse Standorte angepassten Pflanzen in den Varianten 1 und 3 (entsprechen den Verhältnissen freier Ablauf bzw. Drosselung des Filtersegmentes I) gegenüber der Variante 2 (Totaleinstau) kaum Einbußen. Nach zwischenzeitlich simulierter Trockenzeit (Varianten 4 und 5) ließ sich lediglich bei *Lythrum salicaria* ein leichtes Defizit in der Wuchshöhe und Biomasseentwicklung beobachten (Tab. 58 und 59). Ein in kurzen Abständen mehrmals auftretender starker Blattlausbefall bei allen *Phalaris*-Varianten bewirkte einen erheblichen Verlust an vitaler Sprossbiomasse im Versuchsfortgang. Bis zum Versuchsende stellte sich daher fast ein Totalverlust lebender Sprossanteile ein. *Lythrum* und *Iris*, von Schädlingsbefall verschont geblieben, machten im gesamten Versuchsverlauf in allen Versuchsvarianten auch visuell einen vitalen Eindruck Aufgrund des Schädlingsbefalls bei *Phalaris* sind vergleichend die Wuchshöhen bereits nach ca. 10 Wochen Versuchsdauer aufgeführt (Tab. 58).

Unter dem Einfluss der Nässe konnten insgesamt betrachtet, moderate bis gute Mykorrhizierungsgrade in allen Varianten bei den Pflanzen beobachtet werden. Unter Bedingungen des Totaleinstaus bis zur Topfoberkante (Boden mit Feuchtigkeit gesättigt) sind die Mykorrhizierungsraten bei *Phalaris* niedriger (Tab. 60), das Vorkommen bzw. die Verteilung von Mykorrhiza blieb in den Wurzelsystemen aber weit verbreitet.

Tabelle 58: Wuchshöhen in cm nach 10 Wochen Versuchsdauer in den verschiedenen Varianten (Mittelwert aus fünf Proben).

Spezies	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 5
P. arundinacea	62,05	65,40	65,25	65,10	56,85
L. salicaria	79,04	93,55	85,35	66,27	59,95
I. pseudacorus	87,30	90,40	81,15	75,00	87,75

Tabelle 59: Oberirdische Biomasse in Gramm (TS) nach 12 Wochen Versuchsdauer in den verschiedenen Varianten (Mittelwert aus fünf Proben).

Spezies	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	Variante 5
L. salicaria	5,70	9,85	6,86	6,22	6,80
I. pseudacorus	6,10	8,20	5,89	4,57	5,41

Tabelle 60: Mykorrhizierungsgrade in den Topfkulturen nach 12 Wochen Versuchsdauer.

Pflanzen-spezies	Versuchs-varianten	Mykorrhizierungsgrade					
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%
P.a.	1					• •	
	2			• •			
	3					• •	
I.p.	1			• •			
	2			• •			
	3			• •			
L.s.	1				• •		
	2				•	•	
	3				• •		

Je Individuum ist der Mittelwert aus zehn Wurzelsegmenten dargestellt
P.a. *Phalaris arundinacea*; I. p. *Iris pseudacorus*; L.s. *Lythrum salicaria*

3.4.2.2 Transpirationsvergleich Phragmites - Phalaris

Die wichtigste Einflussgröße auf die Wasserdynamik von Bodenfiltern ist neben den Substrateigenschaften (Versickerung und Wasserspeicherung) die pflanzliche Transpiration. Zum Vergleich der Evapotranspiration einer konventionellen Schilfbepflanzung (5 Pfl. x m^{-2})

mit dem an der Halenreie verwendeten von *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* geprägten Pflanzenbewuchs wurden mit zwei entsprechend bestückten Lysimetern an der Universität Bremen kontrollierte Bewässerungsexperimente durchgeführt. Hierzu wurden nach erfolgreicher Etablierung der Bepflanzung beide Lysimeter zweimal wöchentlich mit je 40 l beschickt und das abfließende Eluatvolumen bestimmt. In der Vegetationsperiode III-09 - XI-09 konnte auf diese Weise über einen Zeitraum von 8 Monaten eine geschlossene Volumenbilanz des saisonalen Sickerwasseranfalls aufgestellt werden (Tab. 61).

Tabelle 61: Sickerwasserbildungen bei verschiedener Bepflanzung in der Vegetationsperiode 2009.

	Beschickung $V_{tot.}$ (l)	**Sickerwasser Phragmites (l)**	**Sickerwasser Phalaris (l)**
III-09 - X-09	2336	1695,5	1328,5
% (V_{tot})	100	72,6	56,8

Erwartungsgemäß reduzierte die Evapotranspiration in der Vegetationsperiode den Sickerwasseranfall deutlich (Tab. 61). Durch Verdunstungsprozesse betrug die Differenz zwischen Bewässerung und Sickerwasseranfall bei der Phalaris-Variante -43%, Phragmites zeigte unter den Bedingungen mit -27% eine geringere Sickerwasserreduktion. Beide Varianten überstanden eine zweiwöchige, sommerliche Trockenphase ohne erkennbare Schadsymptome. Jedoch zeigte es sich, dass in dieser Zeit Phalaris das Restwasser im Lysimeter nahezu vollständig aufgenommen hatte, so dass kaum Sickerwasser gebildet wurde. Ähnliches konnte in windigen Phasen beobachtet werden, die eine intensive Transpiration von Phalaris begünstigten. Phragmites war von diesen Effekten nicht betroffen.

Abb. 28: Verdorrte oberirdische Vegetation nach langanhaltender Trockenheit im Juni 2008.

Abb. 29: Blattlausplage im Juni 2008 verursacht große Schäden an der oberirdischen Vegetation.

Abb. 30: Erholte Filtervegetation im August 2008.

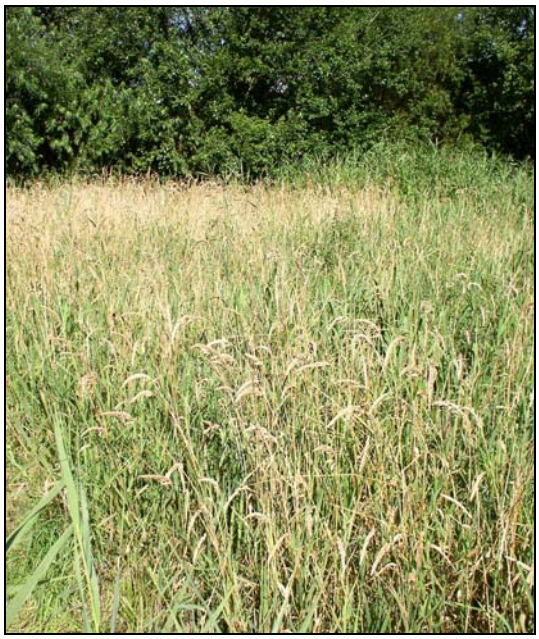

Abb. 31: Üppig entwickelte Filtervegetation im August 2009.

Abb. 32: Ständiger Wildfraß unterdrückt die Entwicklung von *Lythrum*.

Abb. 33: Entwicklung rhizombürtiger Sprosse.

Abb. 34: Kräftig entwickeltes Feinwurzelwerk bei *Phalaris* nach 7 Monaten Wachstum.

Abb. 35: Auch *Iris* bildet ein mächtiges oberflächennahes Feinwurzelwerk aus.

Abb. 36: Über oberflächennahe Rhizome breitet *Phalaris* sich vegetativ aus, die Wurzeln wachsen auch in die Tiefe des Filters.

Abb. 37: Das Wurzelwachstum von *Iris* konzentriert sich auf die oberen 30 - 40 cm.

4. Diskussion

4.1 Anlagenzufluss

4.1.1 Zeitliche und stoffliche Heterogenität des Anlagenzuflusses

4.1.1.1 Allgemeine stoffliche Belastung des Anlagenzuflusses

Der Vergleich der verschiedenen Ergebnisse in Tab. 62 muss berücksichtigen, dass ein Vergleich bereits durch Standortspezifika, Jahreszeit, Umfang etc. erschwert wird.

Allgemein entspricht die an der Halenreie ermittelte Immissionsbelastung der üblichen Bandbreite von Straßenabflüssen (Tab. 22 und 23). Der Anlagenzufluss der Halenreie ist demnach repräsentativ belastet und erlaubt somit vergleichende Aussagen.

Tabelle 62: Vergleich der stofflichen Belastung von Straßenabflüssen.

Anlage		**Halenreie**	**Köln-Ost-W.**	**Berlin 05/09**		**Karlsruhe**	**Bremen**	**Augsburg**
Quelle		EIGENE DATEN	[Grotehusmann / Kasting 2009]	[Grotehusmann / Kasting 2009]	[Kasting, 2003]	[Xanthopoulos, C., 1990]	[Schirmer et al., 1997]	[BayLU, 2009a]
Param.	**Einheit**	Min. / Max.			Min. / Max.		Min. / Max.	Min. / Max.
AfS	mg x l^{-1}	7,6 - 711	4	23	85 - 564	564	20 - 300	4 - 1378
Leitfgk.	µS x cm^{-1}	68 - 3600				108		
pH	-	6,9 - 7,26	7,49	7,51	7,1 - 7,6	6,4		6,4 - 7,8
BSB_5	O_2 mg x l^{-1}	1,8 - 102,8			9 - 18			
CSB	O_2 mg x l^{-1}	18,9 - 257	n.b.	44,2	37 - 141	49	30 - 300	
NO_3^--N	mg x l^{-1}	0,77 - 3,65				0,6	0,04 - 2	
NH_4^+-N	mg x l^{-1}	0,11 - 1,9	n.b.	0,57	0,2 - 2,31	0,2	0,5 - 2,3	
$N_{ges.}$	mg x l^{-1}	1,16 - 11,4	n.b.	2				
$P_{ges.}$	mg x l^{-1}	0,08 - 2,38	n.b.	0,07	0,25 - 0,49	1,5	0,5 - 2	0,06 - 0,6
Zn^{2+}	mg x l^{-1}	0,15 - 1,91	0,1	0,112	0,46	0,6	0,2 - 2	0,14 - 0,84
Cu^{2+}	mg x l^{-1}	0,06 - 0,24	0,03	0,03	0,04 - 0,14	0,11		0,001 - 0,12
Pb^{2+}	mg x l^{-1}	< 0,1	0,0049	0,0049	0,06 - 0,34	0,31	0,05 - 0,3	0,001 - 0,04
Ni^{2+}	mg x l^{-1}	< 0,1	0,002	0,003		0,06		
Fe^{2+}	mg x l^{-1}	0,33 - 2,28	0,5	0,77				0,04 - 8,00
Cl^-	mg x l^{-1}	9,7 - 1270	93	117	7 - 357			36 - 4100

Die chemische Mixtur des Straßenablaufes reflektiert überwiegend die Nutzungen des Einzugsgebietes, in diesem Fall vor allem die Emissionen des Straßenverkehrs sowie Einträge durch den Marktplatzbetrieb. Weitere Ursachen für die zeitlich variierende Verschmutzung des Zuflusses sind saisonale Spitzen (z.B. winterliches Streusalz), außergewöhnliche Einträge (Unfälle) [ASCHERL, A., FLOSS, R., 1996] oder die Straßenreinigung.

4.1.1.2 Straßenabfluss und Verkehrsbelastung

Nach DWA-A ist bei steigendem Verkehrsaufkommen grundsätzlich von einer höheren Belastung auszugehen, wobei aus pragmatischen Gründen drei unterschiedliche Emissionsstufen unterschieden werden (höchste Belastungsstufe: „stark belastet: über 15.000 KFZ/d“). Dieser kausale Zusammenhang zwischen der Stoffbelastung der Verkehrsflächenabflüsse und der durchschnittlichen täglichen Verkehrsdichte ist aus Tab. 62 nicht ersichtlich. So weist der Straßenablauf der Halenreie (DTV: ~15.000) z.T. höhere Schadstoffkonzentrationen auf als die Anlage Köln-Ost (DTV: 156.000 Kfz) (Tab. 62).

Ähnlich belegen analytisch empfindliche ICP-OES-Schwermetallbestimmungen [BSU, 2007; 2008] für den Straßenablauf der Halenreie Schwermetallkonzentrationen, die stark befahrenen Autobahnen entsprechen, obwohl die über die Fahrzeugzahl (DTV) ermittelten Verkehrsbelastungen um den Faktor 5x schwankt (Tab. 63).

Tabelle 63: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen bei verschiedener Verkehrsbelastung (verschiedene Autoren).

	[DIERKES, C., 1999]			[BAYLU, 2008A]	[KASTING, U., 2007]	[BSU 2007]
	A31	**A42**	**B224**	Augsburg **Derchinger Str.**	Hannover **B6 / B65**	Hamburg **Halenreie**
	III/1997	IV/1997	III/1997	X/1996 - IX/2005	1999 - 2005	2007 / 2008
DTV	78000	79900	52000	7000	45000	15000
Cd (µg x l^{-1})	0,5 - 1	1,7 - 3,3	0,7 - 7,6	0,03 - 0,81	-	< 0,05 - 0,095
Cu (µg x l^{-1})	40 - 150	60 - 70	60 - 160	8 - 116	32 - 62	52 - 87
Pb (µg x l^{-1})	4 - 60	10 - 40	n.n. - 4	1 - 36	10 - 19	4,7 - 5,3
Zn (µg x l^{-1})	-	-	200 - 800	136 - 836	120 - 155	180 - 210

Die reine Fahrzeugzahl kann daher lediglich als eine pragmatische Orientierung für das verkehrsbedingte Verschmutzungspotenzial dienen, was an der Halenreie zu einer Unterschätzung der realen Emissionssituation führt. Die Verkehrsbewegung an der Halenreie ist als „stop and go“ zu charakterisieren. Dabei verursachen Lichtzeichenanlagen und Parksuchverkehr durch Brems- und Beschleunigungsvorgänge sowie Lenkmanöver vermehrt schadstoffhaltige Materialemissionen (vgl. [STOTZ, G., KNOCHE, G., 2000]; [WELKER, A., DITTMER, U., 2005]), die nicht mit der Fahrzeuganzahl pro Zeiteinheit korrelieren. Dies ist vermutlich die Ursache, das sich in Tab. 63 die Schwermetallbelastung nicht proportional zum Anstieg der Fahrzeugzahl (DTV) entwickelt.
Weiterhin bezieht die DTV die Belastung nicht auf den Straßenquerschnitt, wodurch die Belastung bei den zwei Fahrspuren der Halenreie gegenüber vierspurigen Autobahnen relativ erhöht ist. In Zusammenhang mit der zusätzlichen Belastung durch den angrenzenden Marktplatz kann daher der Straßenablauf der Halenreie trotz relativ geringer Verkehrsbewegungen uneingeschränkt der höchsten Belastungsstufe des DWA-A 138 zugerechnet werden.

4.1.1.3 „first flush“-Ereignisse

Die extreme Datenstreuung zwischen einzelnen Zuflussereignissen beruht entscheidend auf Art und Zeitpunkt der Probennahme, teilweise ergänzt durch saisonale Belastungsspitzen wie z.B. Winterdienst oder Laubeinträge. Steuernde Faktoren sind die momentanen Witterungsbedingungen, wobei Niederschlagsereignisse über ihre Dauer und Intensität die hydraulische Komponente prägen (vgl. Kap. 1.5.2). Vorangehende Trockenwetterperioden sind dagegen als Depositions- und Akkumulationsphasen für die stoffliche Belastung der Abflussflächen verantwortlich.
Die in Tab. 23 vorgestellten Proben haben einen identischen jahreszeitlichen Belastungshintergrund, weshalb saisonale Effekte wie Streusalzeinsatz oder Laubfall als Ursache der gemessenen Schwankungen auszuschließen sind. Somit sind an der Messwertstreuung des Straßenabflusses Art und Zeitpunkt der Probenahme erheblich beteiligt.
Hohe, aber kurzfristige Belastungsschübe entstehen, wenn zwischenzeitliche Trockenzeiten eine Stoff-Akkumulation ermöglichen, die den einsetzenden Abfluss entsprechend belasten. In diesem Fall entstehen durch einen Spüleffekt zu Beginn eines Regenereignisses speziell bei den Schwebstoffkonzentrationen (AfS) und organischen Belastungen (BSB_5, CSB, TOC) ein

hochkonzentriertes Abflußmaximum („First Flush-Kinetik“). Diese Stoßbelastungen können bei einsetzendem Straßenzufluss im RHB vorübergehend hohe oxidative Abbauleistungen erfordern [BÜCHNER, H., OPFERMANN, B., 1989; DIERKES, C., 1999].
Der Nachlauf längerer Regenereignisse ist dagegen durch Abspülung stofflich deutlich verarmt (Tab. 23).

4.1.1.4 Fazit

Die Summe dieser ereignisspezifischen Faktorenkonstellationen ist verantwortlich für die oben beschriebene starke Streuung des Straßenzuflusses innerhalb des Beobachtungszeitraumes an der Anlage Halenreie als auch im Vergleich mit anderen Anlagen. Daher ist speziell für die korrekte Interpretation der Zuflussbelastung die Berücksichtigung meteorologischer Bedingungen bei der Probennahme zwingend.
Für den Bodenfilter Halenreie sind first flush-Effekte jedoch von untergeordneter Bedeutung, da im Verlauf des Niederschlagsereignisses sowie am Ende längerer Vorregenphasen die Belastungsspitzen durch stoffliche Verarmung und Verdünnung abklingen [BÜCHNER, H., OPFERMANN, B., 1989; DIERKES, C., 1999] und nach Zufluss in das RHB eine weitere Verdünnung und intensive Durchmischung mit dem vorhandenen Wasserkörper erfolgt.
Die Reinigungsanforderungen des Bodenfilters Halenreie sind daher am Wasserkörper des RHB zu orientieren, der die lokalen und zeitlichen Maxima des Straßenabflusses sowohl stofflich als auch räumlich vergleichmäßigt (vgl. Kap. 3.2.8.2). Neben dieser Homogenisierung trägt das RHB durch seine vorreinigende Wirkung entscheidend zur positiven Leistungsbilanz der Bodenfilteranlage Halenreie bei (vgl. Kap. 3.2.8.3).

4.2 Bodenfilter

- Wasseruntersuchungen -

4.2.1 Allgemeine Betriebsergebnisse

4.2.1.1 Einarbeitungszeit

Es ist bekannt, dass Sandfilter eine längere Etablierungsphase benötigen. Angaben hierfür schwanken zwischen einem halben Jahr [LFU, 2002] bis zu einer kompletten Vegetationsperiode [DWA-M 178]. In dieser Zeit konsolidieren sich Substratchemie und -struktur, hydraulisches Kontinuum und Bodenmikrobiozönose etablieren sich und es erfolgt die tiefreichende Durchwurzelung der Substrate. Erst nach Abschluss dieser Phase wird die volle Leistungsfähigkeit erreicht.

In der Einfahrphase ist die positive Entwicklung der Ablaufkonzentrationen der Analyte (Tab. 24) auf die Intensivierung einer Faktorenkombination aus Substratentwicklung, Durchwurzelung, Biofilmentwicklung und physiko-chemischen Prozessen zurückzuführen. Diese Etablierungsphase kann etwa nach einem Jahr als abgeschlossen betrachtet werden.

In diesem Zeitraum verbessert die fortschreitende Substratstrukturierung die mechanische Filtration (AfS), gleichzeitig werden bei den ersten Beschickungsereignissen mobile organische Substanzen und nichtfixierte Elektrolyte aus der Matrix entfernt (Leitfähigkeit).
Die Entwicklung der Mikrobiozönose im Filter hat direkte und indirekte Wirkungen. Direkt trägt die Ausbildung von Biofilmen entscheidend zu verbesserten metabolischen Umsetzungen (BSB_5, NO_3) bei. Dabei bedarf es speziell für eine gute Nitrifikationsleistung einer längeren Einarbeitung, da die sessilen Nitrifikanten nur langsame Wachstumsraten haben. Erst dann kann ein gesicherter CSB-Abbau mit Nitrifikation erwartet werden [LFU, 2002]. Indirekt steigt durch die mikrobielle Einarbeitung auch das Stoffbindungsvermögen, da die Biofilme eine sehr hohe Sorptionskapazität (biotische Sorption) aufweisen [SCHMITT ET AL., 2005]. Ein weiterer Effekt wachsender Biofilme ist eine Verkleinerung des Nutzporenraums [ORB, R., 2009]. Dies

kann u.a. eine der Ursachen des beobachteten Absinkens des k_f in der Einarbeitungszeit sein (Kap. 3.3.1.3).
Sorptionsprozesse dominieren das Verhalten gelöster, anorganischer Analyte (NH_4^+, PO_4^{3-}, Metalle). Diese Gruppe zeigt unabhängig von Einfahreffekten gleich zu Beginn hohe und im anschließenden Beobachtungszeitraum stabile Rückhalte, da in diesem Fall die von Anfang an vorhandenen mineralischen und organischen Sorptionsoberflächen bestimmend sind (evtl. optimiert durch Biofilme, s.o.). Die erhöhten $P_{ges.}$- und NH_4^+-Konzentrationen in den ersten Ablaufproben beruhen auf einem Ausspülen von organisch gebundenem Phosphor und Ammonium, das aus der eingebauten humifizierbaren Substanz freigesetzt wurde. Da diese Elution nichtstabilisierter organischer P- und N-Verbindungen einmalig ist, bleibt der anschließende Stoffrückhalt hiervon unbeeinflusst.
Diese Auswertung zeigt, dass die Wahl repräsentativer Abflussdaten und -parameter besondere Aufmerksamkeit erfordert. Es ist notwendig, die Daten systematisch nach Einfahr- und Betriebsphase zu trennen. Ein zu früher Start der Überprüfung der Reinigungsleistung ist unzweckmäßig und Aussagen über die Ablaufbeschaffenheit kurz nach der Inbetriebnahme nicht repräsentativ. Diese einjährige Etablierungsphase endet beim Bodenfilter Halenreie im März 2009. Daher werden im Weiteren nur die Messungen einer geeigneten **„Betriebsphase“ (b) (IV/2009 - VII/2010)** als Referenz der Dateninterpretation verwandt.
Ob das in Seg. I angewandte Verfahren einer Bioaktivierung durch gezielte Bepflanzung und Mykorrhizierung eine Verkürzung der mikrobiellen Einarbeitungsphase gestattet, ist zu vermuten, aber nicht abschließend zu beantworten. Hier fehlen Vergleichswerte des benachbarten, konventionell betriebenen Seg. II.
Die dynamische Entwicklung der Filtermatrix endet nicht mit einem Abschluss der Einarbeitung. Es entwickelt sich vielmehr nach längerer Betriebszeit ein selbstoptimierendes Fließgleichgewicht zwischen laufender Erschöpfung der substratbürtigen Sorptionskapazität und einer permanenten Neubildung von Bindungsstellen durch Nitrifikation, Humusbildung und kontinuierliche Nachlieferung von Eisen (vgl. Kap. 3.2.6.2.1).

4.2.1.2 Durchschnittliche Filterleistungen

- Konzentrationsbezogene Auswertung -

4.2.1.2.1 Allgemeine Summenparameter

Wirkung der Bodenfilter auf den Sauerstoffgehalt
Dadurch, dass die Beschickungen jahreszeitlich bedingt über einen weiten Temperaturbereich durchgeführt wurden, wurde eine weite Spanne einzelner Sauerstoffkonzentrationen ermittelt. Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt von 3,4 mg x l^{-1} zeigte im RHB schon hypoxische Verhältnisse (30% der max. O_2-Löslichkeit bei 10°C), die auf eine starke Eutrophierung hinweisen (Tab. 1). Ursache sind die organischen Inhaltsstoffe und die lange Verweildauer des Wassers im RHB, die intensive biochemische Zehrungsprozesse verursachen, so dass die Lebensmöglichkeiten (z.B. für Fische) eingeschränkt sind. Gleichzeitig reduziert die üppige Ufervegetation des RHB die für einen intensiven Sauerstoffeintrag erforderliche Freiwasserfläche.
Wie bei früheren Untersuchungen von FITSCHEN [2000] waren auch aktuell in den Abläufen der Bodenfilter deutliche Sauerstoffdefizite festzustellen. Im intensiv bewässerten Seg. I stieg der O_2-Gehalt im Abfluss gegenüber dem Filterzufluss aber um circa 50% auf durchschnittlich >5 mg x l^{-1} O_2. In diesem Fall trägt der Bodenfilter durch eine physikalische Wiederbelüftung zur Verbesserung der Gewässerqualität der aufnehmenden Gussau bei. Ursache der deutlichen Sauerstoffanreicherung bei Seg. I ist die intensivere Bewässerung, wodurch das oberflächlich infiltrierende Abwasser bei der turbulenten Passage durch die Porenluft des Filterkörpers wiederbelüftet wird [UHL, M., SCHMITT, T.G., 2006; WALDHOFF, A., 2006]. Das hydraulisch geringer belastete Seg. II trug nicht zur Sauerstoffanreicherung bei und zeigte daher einen ähnlichen Sauerstoffmangel wie das RHB.

Wirkung der Bodenfilter auf die Elektrische Leitfähigkeit
Die elektrische Leitfähigkeit war in beiden Filterabläufen stets größer als im Zulauf. Gegenüber dem ionenarmen Regen-Background (vgl. Tab. 25) verdoppelte sich im RHB die mittlere Leitfähigkeit des Filterzulaufs durch die aufgenommenen Elektrolyte des Straßenabflusses, wozu auch die relativ geringe Wasseraustausch im RHB beiträgt. Nach Filterpassage stieg die durchschnittliche Leitfähigkeit weiter, aber weniger stark, um 100 µS x cm^{-1} (~ 20%) auf rund 500 µS x cm^{-1}. Die Abflussqualität war aber generell noch relativ elektrolytarm (Ausnahme: Winterdienst; vgl. Kap. 3.2.6.2.1).
Diese Beobachtung steht im Gegensatz zu Beobachtungen von LIEBESKIND [2001], wo der Salzgehalt durch die Bodenpassage reduziert wurde. Als Ursache der Leitfähigkeitserhöhung an der Halenreie ist eine Ionenanreicherung des perkolierenden Wassers aus den Mineralbestand der Filtermatrix (Ca^{2+}, K^{+}, …) anzusehen. Ein weiterer Grund kann die Nitratausspülung von zuvor nitrifiziertem Ammonium sein. Dieser von WALDHOFF [2006] beschriebene Spüleffekt sei sehr deutlich an einem Leitfähigkeitspeak bei einsetzendem Filterabfluss zu erkennen, der anschließend sinkt, was auch an der Halenreie zutraf.
Durch den ionenarmen Zulauf besteht im Bodenfilter ein mögliches Risiko der Dispergierung und Mobilisierung von Feinpartikeln [MUNLV, 2001]. Da beide Filtersegmente mengenmäßig kaum substratbürtige Ton- oder Schluffanteile aufwiesen, ist diese Mobilisierung auszuschließen und entsprechend auch nicht durch vermehrten Schwebstoffaustrag nach Filterpassage nachzuweisen.

Wirkung der Bodenfilter auf die pH-Werte
Der durchschnittliche pH im Zulauf des Bodenfilters war sehr schwach sauer, aufgrund organischer Sedimentbestandteile im RHB, die während der Zersetzung organische Säuren in das Wasser freisetzen. Ähnlich der Leitfähigkeit, erhöhte sich nach Passage beider Filter auch der pH-Wert der Wassers. Dieser stieg identisch um jeweils etwa 0,5 Einheiten auf pH 7,4, was den Einfluss der alkalisch reagierenden Einbaumaterialien (Sand: pH 7,3; Agrosil: pH 8,1; Kompost: pH 7,6) auf das Sickerwasser reflektiert. Nach Filterpassage lag die Waserstoffionenkonzentration im Optimalbereich: die meisten Mikroorganismen zeigen in diesem Bereich die besten Wachstumsraten, eine Schwermetallremoblisierung ist in diesem neutralen Milieu unwahrscheinlich und die Qualität aufnehmender Gewässer wird nicht nachteilig beeinflusst.

Wirkung der Bodenfilter auf Abfiltrierbare Stoffe
Der Ablauf des RHB wies mittlere AfS-Konzentrationen von etwa 15 mg x l^{-1} auf und lag damit unter älteren Anlagendaten, die im RHB-Ablauf durchschnittlich 23,6 mg x l^{-1} Schwebstoffe ermittelten [FITSCHEN, T., 2000]. Da Hamburger Fließgewässer durchschnittlich 10,9 mg x l^{-1} AfS aufweisen [FITSCHEN, T., 2000], ist im RHB aber aktuell ein erhöhter Gehalt an Suspensa durch den Oberflächenzufluss erkennbar. Im Vergleich ist die AfS-Belastung aber als ausgesprochen gering zu bezeichnen [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Für einen kolmationsfreien Bodenfilterbetrieb sind diese niedrigen AfS-Gehalte vorteilhaft, da erst ab >100 mg x l^{-1} ein hohes Risiko zur Verblockung des Porensystems besteht [FEHR ET AL., 2003]. Es ist aber festzustellen, dass selbst die geringen AfS-Konzentrationen deutliche Schlammablagerungen in den Bewässerungsrohren bewirkten, die bei unregelmäßiger Reinigung evtl. zu einem Leistungsabfall bzw. Ausfall der Bewässerungsmimik führen.
Da der Oberflächenzufluss in das RHB noch typische Partikelgehalte aufwies (vgl. Kap. 4.1.1.1), beruht der geringe Schwebstoffgehalt im Bodenfilterzulauf auf der großen RHB-Vorstufe, die durch lange Aufenthaltszeiten eine effektive Vorreinigung durch Schwebstoffsedimentation ermöglicht (vgl. auch Kap. 3.2.8.3 und 3.2.8.4).
Bezüglich des Partikelrückhaltes waren zwischen den Abläufen beider Bodenfilter keine relevanten Konzentrationsunterschiede festzustellen Beide Segmente erzielten durch mechanische Ausfilterung eine Partikelreduktion um >95% des RHB-Input auf durchschnittliche 0,6 - 0,7 mg x l^{-1}, wobei das ablaufende Wasser visuell vollständig klar war. Ähnliche Wirkungsgrade von >90% AfS-Entfernung sind beim RBF Waldangelloch dokumentiert (in: [KASTING, U.,

2003]), während aktuelle Angaben zu Bodenfiltern an Autobahnen mit 25 - 66 % Wirkungsgrad deutlich niedriger liegen, was aber z.T. auf sehr geringen Filtermächtigkeiten beruht [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Gegenüber älteren Angaben von der Halenreie ist eine Steigerung der Anlagenleistung festzustellen, da die mittlere Schwebstoff-Konzentration im Filterablauf früher bei 1,6 mg x l^{-1} lag [FITSCHEN, T., 2000].
Da die im Straßenabfluss vorkommenden organischen Verunreinigungen wie PAK oder MKW überwiegend an die feinpartikulärer Feststoffe gebunden sind, ist ein hoher AfS-Rückhalt mit einer hohen stofflichen Entlastung verbunden [BAYLU, 2008A] und auch der Gehalt sauerstoffzehrender Stoffe sinkt.

4.2.1.2.2 Zehr- und Nährstoffe

Wirkung der Bodenfilter auf den BSB_5
Die organische Belastung im Zufluss zum Bodenfilter erforderte im Mittel einen BSB_5 um 5,8 mg x l^{-1}, was einem schwach mesotrophen Gewässer entspricht (Tab. 2).
In den Abläufen der bepflanzten Bodenfilter sank die Konzentration sauerstoffzehrender Stoffe bei Seg. I auf ¼ des RHB-Input, so dass der BSB_5 bei durchschnittlich 1,4 mg x l^{-1} lag. Eine vergleichbare BSB_5-Reduktion von 75 - 80% durch Bodenfilterpassage wird von NAMUTH [2006] berichtet.
Die Entfernung biochemisch oxidierbarer Stoffe in Seg. II war dagegen etwas geringer, so dass hier im Mittel 1,9 mg x l^{-1} BSB_5 gemessen wurden. Diese Unterschiede fallen aber nicht ins Gewicht, da die Ablaufkonzentrationen in beiden Fällen als „unbelastet“ bzw. „oligotroph“ klassiert werden können (Tab. 2). Somit tragen beide Filter gleichwertig zu einer Verbesserung der Gewässerqualität bei.
Im Gegensatz hierzu lag der BSB_7 der Filterabläufe in einer früheren Betriebsphase mit 3,1 mg x l^{-1} fast doppelt so hoch im Bereich einer mesotrophen Gewässerbelastung [FITSCHEN, T., 2000].
Somit scheint sich auch im Bereich des biochemischen Abbaus eine fortschreitende, positive Entwicklung der Anlagenleistung abzuzeichnen.

Wirkung der Bodenfilter auf den CSB
Der CSB im Zufluss zum Bodenfilter schwankte im Mittel um 50 mg x l^{-1}. Aus dem Verhältnis BSB_5 : CSB (1:10) ergibt sich, dass einige Inhaltsstoffe des RHB nur schlecht biotisch abbaubar sind werden und deshalb lange in der Umwelt verbleiben können. Entsprechend weist der CSB auf eine starke Verschmutzung mit eutrophen Gewässerstatus hin (Tab. 3).
Beide Bodenfilter reduzierten den CSB um etwas mehr als 70%, so dass die mittlere CSB-Belastung im Ablauf der Filter um 13 bis 14 mg x l^{-1} schwankte. Diese CSB-Belastung entspricht einem mesotrophen, mäßig verschmutzten Gewässer. Nach Filterpassage ähnelte das Verhältnis BSB_5 : CSB weiterhin dem Muster im RHB, dürfte nun aber nicht mehr von schwer abbaubaren Inhaltsstoffen des Straßenzufluss dominiert sein, sondern auf autochthonen Huminstoffen beruhen, die die CSB-Gehalte im Drainablauf wieder erhöhen. Die weitergehende Entfernung dieser organischen Kohlenstoffverbindungen hängt von den Interaktionen zwischen mineralischen und organischen Bodenbestandteilen sowie vor allem von der Intensivierung der mikrobiellen Besiedlung ab [SCHMITT ET AL., 2005; MUNLV, 2001], was auch die Erfordernis der Einfahrzeit begründet (s.o.).
Die Gewässerqualität wird also auch bezüglich der chemischen Sauerstoffzehrung durch beide Filter identisch verbessert, wobei die effektive CSB-Dezimierung auf die sehr gute mechanische Filtration (s.o.) zurückzuführen ist, die den überwiegend partikulär gebundenen CSB entfernt [SCHMITT ET AL., 2005; WOZNIAK, R., 2008].
Die beobachteten Filterleistungen liegen in der Größenordnung des RBF Geilenkirchen, für den CSB-Reduktionen zwischen 73% und 93% und ein Ablaufmaximum von 22 mg x l^{-1} berichtet werden [LIEBESKIND, M., 2001]. Weitere Anlagen zeigen geringere CSB-Reduktionen zwischen 50% [LIEBESKIND, M., 2001] bis 64% [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].

Wirkung der Bodenfilter auf den TOC

Im Ablauf des RHB schwankte der mittlere TOC-Gehalt um 25 mg x l^{-1}, was früheren Beobachtungen entspricht [FITSCHEN, T., 2000] und ein weiteres Indiz auf Eutrophierung des RHB ist.

Die Reinigungsleistung von TOC scheint bei beiden Bodenfiltern vergleichsweise gering, es findet anscheinend kein relevanter TOC-Abbau statt. Daher schwankten die Durchschnittswerte beider Abläufe auf hohem Niveau über 20 mg x l^{-1}. Zeitweise überstiegen die TOC-Werte im Ablauf die des Zulaufes, was mit anderen Beobachtungen übereinstimmt [BAYLU, 2008B]. Die TOC-Belastung der Abläufe ist kritisch einzustufen (Grenzwert nach LAWA: 3 mg x l^{-1}).

Wie beim CSB beruht ein Teil der erhöhten Ablaufkonzentrationen auf Zersetzungsprozessen organischer Substanz in oder auf der Filtermatrix [SCHIRMER, M., LORENZ, U., 1994; BAYLU, 2008B; STEINER, M., GOOSSE, P., 2009]. Unterstützt wird diese Beobachtung durch ein mittleres CSB:TOC <1, welches auf einen sehr hohen Anteil gelöster oder partikulär gebundener Kohlenstoffverbindungen im Filterablauf hinweist, der auf mobiler organischer Substanz der Filtersubstraten beruht.

Der TOC ist in den Bodenfiltern nicht durch Sedimentation oder Adsorption zu reduzieren und erst nach Ende der Einfahrphase sinken mit abklingenden Mineralisationsprozessen auch die TOC-Werte [BAYLU, 2008B]. Daher sind über die beiden Summenparameter CSB und TOC im Falle humoser Filterkörper keine Information über die tatsächliche Reinigungsleistung gegenüber den Abwasserinhaltsstoffen möglich. In diesem Fall ist die tatsächliche Reinigungsleistung nur über die Einzelanalyte fassbar.

Wirkung der Bodenfilter auf Ammonium

Unbelastete Oberflächengewässer weisen in Hamburg einen Ammoniumgehalt <1 mg x l^{-1} auf [BÜCHNER, H., OPFERMANN, B., 1989]. Aktuell war das RHB mit durchschnittlich 1,1 mg x l^{-1} NH_4^+-N belastet, was gegenüber älteren Untersuchungen eine Verdreifachung der Ammoniumbelastung bedeutet (RHB: 0,35 mg x l^{-1} [FITSCHEN, T., 2000]). Die Belastung des RHB hat sich demnach nachteilig in Richtung einer starken Verschmutzung entwickelt (Tab. 5).

Beide Bodenfilter entfernten das NH_4^+ sehr effektiv. So wurde das zufließende Ammonium identisch um etwa 96% reduziert, so dass die mittleren Drainagekonzentrationen bei beiden Filtern um 0,05 mg x l^{-1} NH_4^+ schwankten, was exakt den älteren Untersuchungen aus dem Jahr 2000 entspricht [FITSCHEN, T., 2000]. Nach Filterpassage entspricht die Ammoniumkonzentration einem unbelasteten Gewässer. Wie bei den anderen Parametern tragen auch bei Ammonium beide Filter gleichwertig zur Qualitätsverbesserung des Wassers bei.

Die an der Halenreie beobachtete Reinigungsleistung liegt im üblichen Bereich vieler anderer Bodenfilter, deren Ammoniumreduktion allgemein über 60%, teilweise über 90% liegt. Entsprechend finden sich im Durchschnitt Ablaufkonzentrationen von 0,07 - 1,93 mg x l^{-1} NH_4^+-N [MUNLV, 2003]. Vergleichbar gibt LIEBESKIND [2001] für die Reduktion von NH_4^+-N eine Spanne von 80 - 90% an. Im Zufluss eines Autobahn-Bodenfilters werden als frachtgewogener Mittelwert 0,57 mg x l^{-1} NH_4 nachgewiesen, nach Filterpassage befinden sich die entsprechenden Konzentrationen bei 0,02 mg x l^{-1}, was einen mittleren Wirkungsgrad von 96% entspricht [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Aus dem Mischwasserbereich werden ebenfalls mittlere Wirkungsgrade von 95% berichtet, wobei die Ablaufkonzentrationen unabhängig von der Zulaufbelastung stabil <0,1 mg x l^{-1} NH_4-N liegen [SCHMITT ET AL., 2005].

Die Höhe der Ammoniumelimination wird von den zwei Teilprozessen Sorption und Nitrifikation bestimmt. Entscheidend für die hohe Reinigungsleistung der Bodenfilter ist dabei die abiotische Kationenaustauschkapazität, wobei parallel zur Filtermächtigkeit der Ammoniumrückhalt steigt. Der Beitrag einer oberflächennahen biogenen Sorption durch ammoniumfixierende Biomasse ist nach neuen Untersuchungen überschätzt [UHL, M., SCHMITT, T.G., 2008]. Zwar wird ein Teil des Ammoniums bereits während der Beschickung nitrifiziert [WOZNIAK, R., 2008], aber der überwiegende Teil wird durch Sorption im Filter zwischengespeichert. Durch die nachfolgende mikrobielle Nitrifikation im aeroben Milieu wird die Sorptionskapazität wiederhergestellt, d.h. ein

wiederholtes Trockenfallen des Filters ist eine Voraussetzung für die Filterregeneration [SCHMITT ET AL., 2005].

Wirkung der Bodenfilter auf Nitrat

Die mittleren Nitratgehalte des RHB lagen aktuell <0,5 mg x l^{-1} und entsprechen älteren Beobachtungen (RHB: 0,38 mg x l^{-1} [FITSCHEN, T., 2000]). Bei dieser Konzentration ist keine Nitratbelastung zu attestieren (Tab. 5), die Nitratgehalte im RHB entsprechen einem oligotrophen Gewässer.

Nach Filterpassage zeigten beide Bodenfilter eine identische Nitratemission. In beiden Fällen verdoppelten sich die mittleren Nitratkonzentrationen auf etwa 1,1 mg x l^{-1}, was für das aufnehmende Gewässer keine Nitratbelastung bedeutet. Das Verhältnis NO_3^--N : NH_4^+-N von 22 : 1 ist ein Indikator für eine gut durchlüftete, intakte Gewässerqualität [BARKOWSKI ET AL., 1990].

Die Bildung von Nitrat weist auf eine gute und tiefreichende Sauerstoffversorgung im Bodenfilter hin. Ältere Nitratbestimmungen nach vier Betriebsjahren haben im Filterablauf 0,7 mg x l^{-1} ergeben [FITSCHEN, T., 2000], so dass sich in den letzten zehn Jahren die Nitratemission um rund 50% erhöht hat.

Die gegenüber dem Zulauf mehrfach erhöhte Ablaufkonzentration von Nitrat ist charakteristisch für Bodenfilter. Ursachen hierfür sind die mikrobiologische Ammoniumoxidation in vorangehenden Trockenphasen sowie die aktuell während der Beschickung stattfindende Ammoniumumsetzung, die synchron zur Sorption stattfindet. Das dabei gebildet Nitrat wird als Anion von den Bodenoberflächen nicht gebunden und wäscht aus. Da jedoch eine vollständige Stickstoffentfernung durch Denitrifikation als Behandlungsziel nicht angestrebt ist, wird die Nitratemission akzeptiert, da die relevanten Gewässerbelastungen aus anderen Quellen stammen [UHL, M., JÜBNER, M., 2004; Wozniak, R., 2008]. Insofern ist der beobachtete Anstieg der Nitratemission ein weiterer Hinweis auf eine fortschreitende, positive Entwicklung mikrobiologischer Anlagenleistungen (vgl. auch Kap. 4.2.5.2.2.1).

Wirkung der Bodenfilter auf den Gesamtstickstoff

Im RHB betrug der mittlere Gehalt an Gesamtstickstoff aktuell etwa 2,5 mg x l^{-1} und liegt damit erkennbar über älteren Angaben, die rund 2 mg x l^{-1} nachgewiesen haben [FITSCHEN, T., 2000].

Bei dem Parameter N_{ges}. zeichnete sich ein uneinheitliches Bild in der Reinigungsleistung beider Filter ab. Während das neu eingebaute Seg. I die $N_{ges.}$-Konzentration im Ablauf um rund 10% auf durchschnittlich 2,2 mg x l^{-1} senkte, war beim älteren Seg. II eine Erhöhung des Gesamtstickstoffes um 10% auf durchschnittlich 2,9 mg x l^{-1} zu verzeichnen. Diese Unterschiede waren aber im Rahmen der Messwertschwankung nicht systematisch, so das auch bezüglich Gesamtstickstoff von einem ähnlichen Verhalten beider Filter auszugehen ist.

Entsprechend wird der ältere Vergleichswert der Filterabläufe aus dem Jahr 2000 (1 mg x l^{-1} $N_{ges.}$) um den Faktor 2 bis drei überschritten. Der Einleitwert (Kap. 1.2) wird aber in keiner Weise erreicht.

Die Zuflussbelastung ist vergleichbar mit einem Berliner Autobahn-Bodenfilter, bei dem als frachtgewogener Mittelwert 2,0 mg x l^{-1} $N_{ges.}$ nachgewiesen wird, wobei auffällig ist, das sich wie bei Seg. II der Halenreie der $N_{ges.}$ nach Filterpassage ebenfalls um 10% auf 2,2 mg x l^{-1} erhöht [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].

Ähnlich wie bei TOC und CSB resultieren auch bei $N_{ges.}$ die Ablaufkonzentrationen aus einer stofflichen Reinigung des RHB-Input, die aber z.T. von freigesetztem organisch gebundenem Stickstoff aus der Filtermatrix überlagert wird. Hierdurch wird eine mögliche Reinigungswirkung cachiert und es kann zu der beschriebenen Erhöhung der Konzentrationen kommen. Dies ist an der Halenreie wahrscheinlich der Fall, da diese $N_{ges.}$-Freisetzung im älteren Seg. II zu beobachten ist, welches wesentlich mehr humifizierte Substanz aufweist.

Wirkung der Bodenfilter auf das Gesamtphosphat

Der durchschnittliche Phosphatgehalt im RHB betrug etwa 0,4 mg x l^{-1} $P_{ges.}$, was einer kritischen Phosphatbelastung entspricht (Tab. 6) und typisch für Straßenabflüsse ist, die allgemein 0,4 mg x l^{-1} $P_{ges.}$ aufweisen [KASTING, U., 2003]. Frühere Messungen hatten im Filterzulauf

0,25 mg x l^{-1} $P_{ges.}$ festgestellt [FITSCHEN, T., 2000], so dass sich die Phosphatbelastung im RHB der Halenreie zwischenzeitlich anscheinend verstärkt hat. Dies ist aus gewässerökologischer Perspektive ungünstig, da P in langsam fließenden oder stehenden Gewässern als wachstumslimitierender Faktor das Eutrophierungsgeschehen maßgeblich steuert [FEHR ET AL., 2003; LEMM, K., 2009].
Nach der Passage der Bodenfilter sanken die mittleren Phosphatgehalte beider Abflüsse identisch um ⅓ auf etwa 0,3 mg x l^{-1} $P_{ges.}$ Es war demnach auch keine messbare P-Freisetzung aus dem phosphathaltigen Adsorbens „Agrosil“ (20% P_2O_5; vgl. Kap. 2.5.5.1) in Seg. I erfolgt.
Generell entsprechen die Phosphatgehalte beider Drainagenabläufe einer mäßigen Gewässerbelastung. Demnach leisten beide Bodenfilter hinsichtlich Phosphatelimination keinen Beitrag zur Verbesserung der Gewässerökologie, was in diesem Fall aber auch dem niedrigen Schwellenwert der Gewässerkategorie „unbelastet“ (Tab. 6) geschuldet ist.
Die an der Halenreie beobachtete P-Rückhaltung liegt unter dem üblichen Bereich vieler anderer Bodenfilter, deren Phosphateduktion allgemein über 60% liegt, wobei die Abläufe zwischen 0,04 - 0,12 mg x l^{-1} P schwanken [MUNLV, 2003]. Auch ältere Messungen der Halenreie zeigen eine Reduktion der Zulaufwerte um 75% auf 0,07 mg x l^{-1} $P_{ges.}$ im Ablauf [FITSCHEN, T., 2000]. Die Ursachen für die aktuell unbefriedigende Phosphorelimination sind unklar.
Eine durchschnittliche Phosphorelimination von 50% wird bei einem Berliner Autobahn-Bodenfilter nachgewiesen [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Durch das hier eingesetzte carbonathaltige Filtermaterial wäre jedoch ein deutlich besserer Wirkungsgrad zu erwarten, da Bodenfilter mit erhöhten Gehalten an Eisen- und Aluminiumoxiden oder Calciumcarbonat die beste P-Rückhaltung zeigen [FEHR ET AL., 2003].
Der in Niederschlagsabflüssen hohe partikuläre Phosphorgehalt bewirkt zunächst eine hohe Phosphorrückhaltung durch Filtration [DWA-M 178; MUNLV, 2003]. Da Phosphorverbindungen im Gegensatz zu Stickstoffverbindungen in Bodenfiltern nicht mikrobiell abgebaut werden, ist für das Phosphat-Anion der Anionenaustausch an die Bodenmatrix entscheidend. Diese spezifische Anionensorption beruht auf der starken Affinität von Phosphat zu mineralischen Oxiden und Hydroxiden. Erst danach können sich unter bestimmten Voraussetzungen stabilere Bindungsformen (z.B. $FePO_4$, $AlPO_4$, $Ca_3(PO_4)_2$) bilden. Nach Erschöpfung der Adsorptionsplätze erfolgt kein weiterer Rückhalt und es steigt das Risiko der Phosphatauswaschung. Auch anaerobe Verhältnisse können die unlöslichen P-Verbindungen mobilisieren [WOZNIAK, R., 2008]. Die Sorptionskapazität kann aber evtl. durch die permanente Nachfuhr von grobpartikulärem, metallischem Eisen über den Straßenzufluss erhalten bleiben, da dieses als Antagonist zu Phosphat wirkt und sich das Stoffbindekapazität für Phosphat parallel zum Eiseneintrag entwickelt („selbstoptimierender Sekundärfilter“) [BAYLU, 2008B; STEINER, M., GOOSE, P., 2009] (vgl. Kap. 3.2.6.2.1) Daneben kann nur nennenswerter Entzug durch Mahd und Abfuhr des Bewuchses der langfristigen Phosphatauswaschung entgegenwirken [DWA-M 178].

4.2.1.2.3 Anorganika

Wirkung der Bodenfilter auf Schwermetalle (Cu, Zn, Ni, Pb, Pt, Pa)
Von den vier untersuchten Schwermetallen konnten im RHB nur Zink regelmäßig, Kupfer vereinzelt im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenzen (jeweilige BG: 0,05 mg x l^{-1}) nachgewiesen werden. Diese beiden Schwermetalle werden anschließend dargestellt.

a) Zink
Im RHB konnte Zink in einer mittleren Konzentration von 0,1 mg x l^{-1} nachgewiesen werden, was auf eine übermäßige Zinkbelastung des Gewässers hinweist (Tab. 7). Frühere Messungen haben im Filterzulauf ebenfalls durchschnittlich 0,1 mg x l^{-1} Zn. nachgewiesen [FITSCHEN, T., 2000], so dass sich bei diesem Parameter eine stabile, gleichbleibende Belastung abzeichnet.
Aktuell scheint die Stabilität des Zinkrückhalts im neu eingebauten Seg. höher als in Seg. II, wo mehrfach Zink-Nachweise im Ablauf gelingen. Die Ablaufproben bei Seg. II lagen zu etwa 70%, bei Seg. I zu >90% unterhalb der Bestimmungsgrenze, was die hohe Affinität des hier

eingebauten schwermetallbindenden Substratadditivs zu Zink unterstreicht. So war in Seg. I nur einmalig Zink mit 0,1 mg x l^{-1} nachzuweisen, in Seg. II dagegen sind vier Nachweise >BG, wobei die Abflusswerte des Seg. II mehrfach über der mittleren Zuflussbelastung lagen (Max.: 0,24 mg x l^{-1}). Zwei ergänzende Kontrollmessungen mit der analytisch sensibleren ICP-OES bestätigten diese Befunde, da auch in diesen Fällen die Filterabläufe <10 µg x l^{-1} Zn bestimmt wurden. Demnach senken beide Filter die Zinkbelastung deutlich in einen mäßig - kritisch belasteten Bereich.
Die Zuflussbelastung ist vergleichbar mit großtechnischen Bodenfilteranlagen, deren Zulaufbelastungen ebenfalls um 0,1 mg x l^{-1} Zn schwanken. Nach Filterpassage reduziert sich die Zinkkonzentration um 50 - 70% auf 0,04 - 0,05 mg x l^{-1} Zn [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Ähnlich gibt eine schweizer Studie für den Filterzufluss eine Konzentration von 0,2 mg x l^{-1} an, die nach Passage substratoptimierter Bodenfilters auf 7 - 10 µg x l^{-1} Zn (Ferrosorp) bzw. 13 µg x l^{-1} Zn (Zeolith) sinken (Reduktion: ca. 95%) [STEINER, M., GOOSE, P., 2009].

b) Kupfer
Anders als Zink war Kupfer im Wasser des RHB nicht durchgängig nachzuweisen. Nur an drei Terminen wurde Kupfer mit 0,05 - 0,07 mg x l^{-1} gefunden, was bei Fundhäufung auf eine übermäßige, auch ökotoxikologisch wirksame Gewässerbelastung hinweist. Ältere Untersuchungen geben für das RHB eine mittlere Kupferbelastung von 0,038 mg x l^{-1} an [FITSCHEN, T., 2000], was in der Größenordnung dem aktuellen Befund entspricht.
Im Ablauf des substratoptimierten Bodenfiltersegment I wurde eine vollständige Kupferelimination (<BG) erreicht, wohingegen beim älteren Seg. II zwei Einzelnachweise von Kupfer gelangen, deren Konzentrationen über denen des RHB lagen. Zwei ergänzende Kontrollmessungen mit der analytisch sensibleren ICP-OES bestätigten diese Befunde, da auch in diesen Fällen die Filterabläufe <20 µg x l^{-1} Cu bestimmt wurden, was ähnlichen Daten älterer Studien [FITSCHEN, T., 2000] entspricht. Wegen der hohen physiologischen Wirksamkeit von Kupfer ist die Gewässerbelastung durch diese Spuren von Kupfer aber noch als stark zu klassifizieren.
Auch von anderen Anlagen sind niedrige Zuflussbelastungen von Kupfer bekannt. Für den Zulauf von Autobahnfiltern werden Bereiche um 0,03 mg x l^{-1} Cu genannt. Nach Filterpassage reduzieren sich die Kupferkonzentration auf 0,007 - 0,014 mg x l^{-1} Cu, wobei die stärkere Rückhaltung (-64%) mit carbonathaltigem Substrat erzielt wird [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Ähnlich gibt eine schweizer Studie für den Filterzufluss eine Konzentration von 0,04 mg x l^{-1} an, die nach Bodenfilterpassage auf 6 - 10 µg x l^{-1} Cu (Ferrosorp) bzw. 13 µg x l^{-1} Cu (Zeolith) sinken (Reduktion: ca. 75%) [STEINER, M., GOOSE, P., 2009].

c) Blei, Nickel; Katalysatorenschwermetalle
Die regelmäßige Untersuchung auf Pb und Ni hat bei der geräteanalytischen Bestimmungsgrenze (BG: 0,1 mg x l^{-1}) weder im RHB noch in den Drainagen quantifizierbare Nachweise erbracht. Der Vollständigkeit halber seien aber Resultate von zwei Messungen mit der analytisch sensibleren ICP-OES genannt.

	RHB	**Seg. I**	**Seg. II**
Pb^{2+} (µg x l^{-1})	2,6 / 3,9	1,2 / 1,7	0,62 / 0,65
Ni^{2+} (µg x l^{-1})	1,7 / 2,8	2,6 / 2,8	3,8 / 47

Die Auswertung von Literaturdaten ergab für die im Antrag mitgenannten Katalysator-Edelmetalle Pt und Pa sehr niedrige Konzentrationen (z.B. Autobahnabfluss 3,4 – 8,1 µg x l^{-1} Pa, 2,8 – 5,2 µg x l^{-1} Pt, zit. in: [UHL ET AL., 2006]). Da die für diesen Messbereich erforderliche Bestimmungsgrenze nicht erreichbar war, wurde auf Messung von Pt und Pa verzichtet.

Kupfer und Zink sind die beiden wichtigsten Schwermetalle im Straßenablauf und aufgrund ihrer Speziierungen die am schwierigsten zu entfernenden Schwermetalle, weil sie über die Hälfte in feinpartikulärer/kolloidaler oder in chemisch gelöster Form vorliegen [STEINER, M., GOOSE, P.,

2009]. Die Reinigung in den Bodenfiltern beruht somit zu einem nennenswerten Teil auf mechanischer Filtration partikulärer Schwermetalle [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009] sowie bei gelösten Spezies auf dem Kationenaustausch der Bodenmatrix [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F., 1992]. Auf diese Weise wird bei Bodenfilteranlagen ein allgemeiner Schwermetallrückhalt zwischen 65% bis 91% erzielt [MUNLV, 2003].
Auffällig bei den Ergebnissen der Halenreie ist die geringere Anzahl (Zn) bis Fehlen von Schwermetallnachweisen (Cu) in Seg. I, welches eine schwermetallfixierende Substratkomponente enthält. Dies zeigt, dass das Sorptionspotenzial sandiger Filter gegenüber gelösten Schwermetallen durch Zuschlag von Agrosil oder anderen Additiven wirksam erhöht werden kann. Andererseits ist beim älteren Seg. II zu vermuten, dass hier eine Sekundärkontamination des Sickerwassers durch reversibel gebundene Schwermetalle erfolgt. Dies dürfte der Grund sein, dass Anzahl wie auch Höhe der Schwermetallnachweise in den Filterabläufen z.T über denen des Zuflusses liegen. Die Ursache ist in einer Erschöpfung der Sorptionskapazität zu suchen, wodurch es zeitweilig bei ungünstigen hydraulischen Bedingungen (vgl. Kap. 3.2.6.2.3) zu Durchbrüchen desorbierter Schwermetalle kommt. Da ein deutlicher Durchbruch am Ende des Winters 2009/10 beobachtet wurde, kann bei dem sorptionsschwachen Substrat von Seg. II evtl. auch Chlorid als Komplexbildner die Schwermetallmobilität erhöht haben [GROTEHUSMANN, D., 1997]. (vgl. Kap. 3.2.6.2.1).
Zusammenfassend kann von einem guten Schwermetallrückhalt im Bodenfiltersegment I - und eingeschränkt für Seg. II - ausgegangen werden. Die aus dem Ablauf des Filterbeckens emittierten Schwermetallkonzentrationen liegen im Spurenbereich, können aber langfristig über Frachten trotzdem zu einer Schädigung aufnehmender Gewässer führen. Speziell das Verhalten Seg. II sollte zukünftig intensiv beobachtet werden.

Wirkung der Bodenfilter auf Eisen
Die natürliche Hintergrundbelastung Hamburger Oberflächengewässer schwankt von 0,5 bis 1,0 mg x l^{-1} Fe. Dem entsprach etwa die ermittelte Durchschnittskonzentration im RHB (1,1 mg x l^{-1} Fe), was exakt mit älteren Angaben übereinstimmt [FITSCHEN, T., 2000]. Demnach ist auch bei Eisen langfristig eine stabile, gleichbleibende Belastung des RHB festzustellen.
Beide Filter entfernten den Eiseneintrag etwa gleich gut um zwei Drittel, so dass die mittlere Abflusskonzentration zwischen 0,3 bis 0,4 mg x l^{-1} Fe schwankte. Allgemein sind diese Gehalte <0,5 mg x l^{-1} Fe^{2+} bei Einleitung unbedenklich [BSU, 1998].
Die Eisenfunde beschränkten sich fast ausschließlich dreiwertiges Eisen (Fe^{3+}), zweiwertiges Eisen spielte in den weitestgehend durchlüfteten Filtern keine Rolle. Auffällig war auch hier das hydraulisch schwächer belastete Seg. II, bei dem ähnlich wie bei den Schwermetallen vereinzelte Ablaufkonzentrationen deutlich über dem mittleren Filterzufluss lagen. Mehrmals wurden bei Seg. II auch starke Trübungen durch Ocker festgestellt. Dieses sedimentierende Eisenhydroxid ist zwar nicht toxisch, kann aber in Gewässern bei massiver Überdeckung den Gasaustausch sessiler Makroinvertebraten schädigen.
Ein Vergleich mit großtechnischen Bodenfiltern zeigt für die Filterbelastung der Halenreie eine typische Eisenbelastung, die Reinigungsleistung gegenüber Eisen (~70%) ist dagegen relativ hoch. So werden für den Zulauf von Autobahnfiltern Konzentrationsspannen von 0,4 – 3 mg x l^{-1} Fe genannt, in den entsprechenden Filterabläufen sinken die Gehalte auf 0,03 - 0,44 mg x l^{-1} Fe (Wirkungsgrade: -3% bis 66%). In diesem Fall sind höhere Wirkungsgrade mit carbonathaltigen Substraten verbunden (mittlere Wirkungsgrade 46 % bis 99%) [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Die Reinigungsmechanismen sind bereits im vorangehenden Schwermetallabschnitt beschrieben. Die stabile Eisenzufuhr und der hohe Eisenrückhalt der Bodenfilter an der Halenreie sind positiv einzuschätzen, da sich die Filtermatrix hierdurch zusätzlich mit Eisen anreichert. Dieses Eisen wird unter aeroben Bedingungen nicht ausgetragen, so dass das Depot durch Zufuhr und Oxidation kontinuierlich wächst (vgl. auch Kap. 3.31.2). Dies ist für die Erhaltung und Optimierung der Filtersorption günstig, da Eisenoxide zur Schwermetallbindung und Phosphatsorption beitragen (s.o.) [BAYLU, 2008B; GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].

Wirkung der Bodenfilter auf Chlorid
In Hamburg weisen Gewässer durch die salzhaltige Nordseeluft einen atmosphärisch bedingten Chlorid-Hintergrund auf, der zwischen 10 und 15 mg x l^{-1} Cl^- liegt. Demgegenüber wies das RHB mit 90 mg x l^{-1} Cl^- deutlich erhöhte Durchschnittsbelastungen auf, was eine langanhaltende Beeinflussung des Gewässers durch den Winterdienst zeigt.
Da das negativ geladene Chlorid-Ion von den Bodenfiltern nur unwesentlich abgereichert wird und auch keine biologischer Abbau bzw. Aufnahme erfolgt, fanden sich erwartungsgemäß fast unverändert noch 70 - 80 mg x l^{-1} Cl^- in den Filterabläufen, was einer Abnahme von 10 - 20% entspricht. Aufgrund der stärkeren hydraulischen und stofflichen Belastung waren im Seg. I die höheren Ablaufkonzentrationen nachzuweisen. Diese geringe Reinigungsleistung wird auch an anderer Stelle bestätigt [KASTING, U., 2003].
Aufgrund der Sieblinie der eingebauten Substrate ist durch das Chlorid keine Destabilisierung der Bodenmatrix zu befürchten. Bei der Filtervegetation kann der verzögerte Austrieb der mechanisch vorgeschädigten *Phalaris*-Bepflanzung im Frühjahr 2010 zusätzlich auf Salzschädigungen beruhen [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F., 1992]. Ob die dauerhafte Zufuhr geringkonzentrierten, chloridhaltigen Wassers nachteilige osmotische Wirkungen auf die Filtervegetation hat, bleibt fraglich.
Zusammen mit der Leitfähigkeit war Chlorid der Parameter mit der größten saisonalen Schwankung der Konzentration. Daher bedarf in diesem Fall die Darstellung ganzjähriger, statischer Mittelwerte einer ergänzenden, saisonal differenzierten Diskussion (vgl. Kap. 4.2.5.2.1).

4.2.1.2.4 Organika

Wirkung der Bodenfilter auf MKW
Im RHB waren im Spurenbereich regelmäßig MKW mit einer Durchschnittskonzentration von 14 µg x l^{-1} nachzuweisen, was durch eine einmalige unabhängige Referenzmessung in einem zertifizierten Labor erhärtet wurde.
Die Bodenfilter reduzierten diese geringe Zuflussbelastung unterschiedlich stark (Seg. I: -35%, Seg. II: -70%), so dass die mittlere MKW-Belastungen im Ablauf der Filter zwischen 5 µg x l^{-1} (Seg. II) und 9 µg x l^{-1} (Seg. I) lagen.
Die Größenordnung der durchschnittlichen MKW-Gehalte im RHB der Halenreie ist vergleichbar mit einem Berliner Bodenfilter, bei dem bei wesentlich höherer DTV (140.000 Kfz) als frachtgewogener Mittelwert 40 µg x l^{-1} MKW-H53 nachgewiesen (max.: 200 µg x l^{-1}) wurden, nach Filterpassage befanden sich alle MKW-Konzentrationen <BG. Bei einer ebenfalls stark belasteten Kölner Bodenfilteranlage (DTV: 156.000 Kfz) beträgt der frachtgewogene Mittelwert im Filterzulauf 140 µg x l^{-1}, die Abläufe waren noch mit 130 µg x l^{-1} MKW-H53 belastet. Auch bei den MKW werden höhere Wirkungsgrade bei dem in Berlin eingesetzten carbonathaltigen Substraten (↕0,9 m) gefunden, die in Köln eingebaute grobkörnige Mischung aus Lavasand/Bims/Basalt (↕0,2 m) zeigt kaum MKW-Rückhaltung [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Ähnlich gibt eine schweizer Studie für den Filterzufluss eine MKW-Konzentration von 203 µg x l^{-1} an, die nach Bodenfilterpassage auf 60 µg x l^{-1} MKW (Ferrosorp) bzw. 78 µg x l^{-1} MKW (Zeolith) sinkt (Reduktion: ca. 66%) [STEINER, M., GOOSE, P., 2009].
Nach bisherigem Kenntnisstand sind die hydrophoben MKW wie PAK weitgehend partikulär an organische Feinststoffe gebunden und werden auf den Bodenfiltern durch Filtrationsvorgänge wirksam entfernt. Durch Bindung der Kohlenwasserstoffe an Humuspartikel oder durch Festlegung in der Bodenmatrix sind die MKW relativ immobil. In der ungesättigten Bodenzone ist der aerobe Abbau von übergeordneter Bedeutung, wobei sorbierte MKW eine verringerte Bioverfügbarkeit haben [HETTWER. K., 2006] und auf diese Weise akkumulieren (vgl. Kap. 3.3.1.2). Diese akkumulierten MKW können aber unter ungünstigen Umständen remobilisieren und so Ursache einer Sekundärkontamination des Sickerwassers werden (vgl. Kap. 4.2.6.1).
Die durchschnittliche MKW-Belastung der Abläufe liegt unter dem (gestrichenen) Grenzwert der TrinkwV (10 µg x l^{-1}), was die erwartete sehr hohe Reinigungsleistung beider Filter illustriert. Die Filterleistung gegenüber eingetragenen MKW ist vermutlich auch höher als die oben genannten

35 - 70% Reduktion, da bei dem gaschromatographischen Kohlenwasserstoffnachweis (H53) neben mineralölbürtigen auch ein relevanter Anteil biogener Aliphate erfasst wird [BÜCHNER, H, OPFERMANN, B., 1989], was auch mit der oben erwähnten substratbürtigen TOC-Freisetzung korreliert.

Wirkung der Bodenfilter auf Pestizide

Von den beiden regelmäßig untersuchten Pestiziden Diuron und Terbutryn konnte nur letzteres einmalig mit 8 ng x l^{-1} im RHB nachgewiesen werden. In den Drainageabflüsse wurden zu keinem Zeitpunkt die untersuchten Herbizide nachgewiesen, so dass eine Gewässerbelastung durch Pestizide auszuschließen ist.

Dieser Positivbefund ist plausibel, da für Hamburger Autobahnabflüsse das strukturanaloge Simazin ebenfalls bis 8 ng x l^{-1} nachgewiesen ist. Weitere Pestizidfunde in Autobahnabflüssen schwanken zwischen 10 ng x l^{-1} und 200 ng xl^{-1} [STACHEL ET AL., 2007; 2010], wobei als Quelle atmosphärische Verdriftungen angenommen wird.

Wirkung der Bodenfilter auf Tenside

Im RHB betrug die mittlere Konzentration des „Marktplatzindikators“ Tensid 1 mg x l^{-1} LAS, was dem Bereich von Haushaltsabwässern entspricht (Kap. 1.2).

Beide bepflanzte Bodenfilter entfernten im Durchschnitt etwa die Hälfte Tenside aus dem Zufluss, so dass im Ablauf der Filter rund 0,5 mg x l^{-1} LAS nachweisbar blieben. Solche LAS-Kontaminationen oberflächennahen Grundwassers sind bei großflächiger Versickerung auf sandigen Böden nachgewiesen [BLUME, H.P., 1992]. Der unvollständige Stoffrückhalt dürfte auf der negativen Ladung der LAS beruhen, für die die unspezifische Anionenadsorption durch die Bodenmatrix unzureichend ist [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F., 1992].

Generell ist die Reinigungsleistung der bepflanzten Bodenfilter jedoch so gut, um für die Gussau eine Fischtoxizität auszuschließen. Gleichfalls scheint bei den Bodenfiltern die dauerhafte Tensidbelastung von 1 mg x l^{-1} LAS noch unterhalb einer Schwelle für eine relevante Mobilisierungen gebundener MKW zu liegen, wie Sie im Fall der ebenfalls tensidisch wirkenden PFT bei höherer Konzentration beobachtet wurde (vgl. Kap. 4.2.6.1).

4.2.1.2.5 „Prioritäre Stoffe“ - kontinuierliche Erfassung -

Allgemein war der Aufwand, einzelne organische Spurenschadstoffe in RHB und Filterabflüssen zu bestimmen, sehr hoch. Die ermittelten Gehalte waren durchweg sehr gering, häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze. Durch häufige Unterschreitung von Bestimmungsgrenzen sind daher quantitative Angaben zur stofflichen Reinigung nicht möglich.

Wirkung der Bodenfilter auf Alkylphenole

Alkylphenole wurden im RHB nur einmalig in einer Konzentration von 0,4 ng x l^{-1} (Σ) festgestellt. Im Ablauf des neueingebauten Filtersubstrates von Seg. I war kein Nachweis, bei Seg II wiesen drei Proben Alkylphenole (max.: 0,9 ng x l^{-1}) auf.

Die festgestellten Alkylphenolkonzentrationen sind gegenüber Hamburger Autobahnabflüssen (4 tOP: 0,15 - 4,9 µg x l^{-1}; 4-NP: 0,17 - 3,6 µg x l^{-1}) [STACHEL ET AL., 2007] unauffällig, vergleichbar geben Berliner Untersuchungen einen Mittelwert von 0,23 µg x l^{-1} 4NP (max.: 2,72 µg x l^{-1}) an [BÖHM ET AL., 2002]. Der RHB-Nachweis an der Halenreie liegt auch deutlich unterhalb der der Konzentrationsspanne von Oberflächengewässern (4NP: 0,09 - 53 µg x l^{-1}, 4tOP 0,0006 - 0,09 µg x l^{-1}) [HTTP://RCSWWW.URZ.TU-DRESDEN.DE/~GEHRING/DEUTSCH/DT/MITAR/TE/DITE53], als Maximum ist in schweizer Oberflächengewässern 38,1 µg x l^{-1} Nonylphenol nachgewiesen worden [BAFU, 2009].

Akute gewässertoxikologische Effekte durch Alkylphenole sind an der Halenreie unwahrscheinlich.

Wirkung der Bodenfilter auf Kurzkettige Chloralkane (SCCP)
Aus technischen Gründen beruhte die Auswertung der SCCP auf einem reduzierten Probenumfang (n = 12). Diese Messwerte sind daher mit größerem Vorbehalt zu interpretieren.
Chloralkane (Σ C_{10} + C_{12}) wurden im RHB nur unregelmäßig mit Einzelkonzentrationen von 50 - 90 ng x l^{-1} festgestellt. In beiden Filterabläufen gelangen häufiger Nachweise mit mittleren Konzentrationen bei 35 ng x l^{-1}, was im Bereich der analytischen BG (25 ng x l^{-1}) liegt. Trotz unregelmäßiger Zuflussnachweise lassen die niedrigeren Drainagekonzentrationen bei SCCP eine identische Reinigungsleistung beider Bodenfilter erkennen. Alle festgestellten Konzentrationen liegen deutlich unter der angenommen PNEC-Wirkschwelle von 0,5 µg x l^{-1} [BÖHM ET AL., 2002], so das von den Chloralkanen keine akute gewässertoxikologische Wirkung ausgeht.
Die Größenordnung der SCCP-Belastung im RHB liegt im unteren Bereich von Oberflächengewässern, für die <0,05 und 1,45 µg x l^{-1} angegeben sind [BÖHM ET AL., 2002]. In Hamburger Autobahnabwässern wurde diese Substanzklasse bei einer BG von 0,05 µg x l^{-1} nicht nachgewiesen [STACHEL ET AL., 2007].

Wirkung der Bodenfilter auf Polyzyklische Aromaten (PAK)
Im Vergleich zu den MKW waren PAK aufgrund ihrer geringeren Wasserlöslichkeit nur unregelmäßig mit deutlich niedrigeren Konzentrationsbereichen nachzuweisen. Es waren im RHB nur bei fünf der 14 Beprobungen Spuren von PAK im Bereich zwischen 0,1 - 1,4 ng x l^{-1} EPA-PAK nachweisbar. Weitere in Tab. 25 genannte PAK-Daten waren z.T. untypisch für die Belastung, da sie in Folge des Feuerwehreinsatzes überhöht sind (vgl. Kap. 3.2.7).
Aufgrund der seltenen Nachweise ist bei den PAK die Angabe einer prozentualen Stoffreduktion nach Filterpassage nicht möglich. Eine Reinigungsleistung lässt sich aus der Abnahme der Fundanzahl sowie deren Konzentrationen ableiten. So waren in der Drainage von Seg. I nur noch drei repräsentativ belastete PAK-Einzelfunde (Konzentration: 0,1 ng x l^{-1}) sowie bei Seg. II ein repräsentativ belasteter PAK-Fund (0,2 ng x l^{-1}) nachzuweisen. Auch bei den Drainageabläufen waren höhere Konzentrationen untypisch und als Folge der PFT-Havarie anzusehen (vgl. Kap. 3.2.7 und 4.2.6.1).
Vergleichswerte für den Zufluss Berliner Bodenfilter liegen bei durchschnittlich 0,28 µg x l^{-1} EPA-PAK (max.: 2,05 µg x l^{-1}), nach Filterpassage sinken die Konzentrationen um rund 50% auf 0,13 µg x l^{-1} (max.: 1,35 µg x l^{-1}). Ähnlich liegt der Zulauf einer Kölner Bodenfilteranlage bei 0,15 µg x l^{-1}, die im Ablauf auf durchschnittlich 0,02 µg x l^{-1} EPA-PAK reduziert wurden [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Höhere PAK-Gehalte sind einer schweizer Studie zu entnehmen, die für den Filterzufluss eine PAK-Konzentration von 1,1 µg x l^{-1} angeben, die nach Bodenfilterpassage auf 0,5 µg x l^{-1} PAK (Ferrosorp) sinkt (Reduktion: ca. 55%) [STEINER, M., GOOSE, P., 2009]. Alle Angaben entsprechen dem üblichen Bereich von 52 - 86% PAK-Reduktion.
Auch an der Halenreie ist bei beiden Filtern eine hohe PAK-Elimination sowohl an den zahlenmäßig abnehmenden Einzelnachweisen wie auch deren niedrigeren Konzentrationen zu erkennen. Die Vergleichsdaten zeigen weiterhin die sehr schwache PAK-Belastung des Filters Halenreie, dessen PAK-Input bis zu drei Zehnerpotenzen unter anderen Anlagen liegt. Die Ursache hierfür liegt in der Eigenschaft von PAK, an Partikel zu adsorbieren, die somit in vorgeschalteten Sedimentationsanlagen wirksam entfernt werden [STEINER, M., GOOSE, P., 2009] (vgl. Kap. 4.5.1.1), der Bodenfilter reduziert die PAK anschließend durch Filtration, Adsorption, mikrobiellem Abbau, Ausgasung oder Pflanzenaufnahme.

Wirkung der Bodenfilter auf Phthalate
Im RHB war DEHP regelmäßig mit einer Durchschnittskonzentration von 6 µg x l^{-1} nachzuweisen. Diese Belastung liegt deutlich unter der niedrigsten Wirkschwelle für Gewässerorganismen.
Die Bodenfilter reduzierten die Zuflussbelastung identisch um rund 33%, so dass die mittlere DEHP-Belastungen im Ablauf der Filter auf 4 µg x l^{-1} sank.

Die Belastung des RHB liegt im Bereich üblicher Werte von Oberflächengewässern für die DEHP-Belastungen zwischen <0,06 und 39,6 µg x l^{-1} zitiert werden [BÖHM ET AL., 2002]. Auch für den Zufluss eines Berliner Bodenfilters werden vergleichbare Mittelwerte um 1,6 µg x l^{-1} DEHP ermittelt (max.: 18 µg x l^{-1}), die sich nach Filterpassage auf durchschnittlich 0,1 µg x l^{-1} reduzieren [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
An der Halenreie ist also eine Wirksamkeit gegenüber DEHP nachgewiesen, wobei die Reinigung unter der des carbonathaltigen Berliner Bodenfilters liegt. Da nach Filterpassage alle Werte weit unter der niedrigsten Wirkkonzentration von DEHP liegen, geht von dieser Substanz keine akute Gewässerbelastung aus, chronische Langzeiteffekte auf sessile Wasserorganismen sind aber denkbar.

4.2.1.2.6 „Prioritäre Stoffe“ - Stichprobenuntersuchungen

Wirkung der Bodenfilter auf Bisphenol A
In der Halenreie Anlage konnten im Rückhaltebecken durchschnittlich 0,63 µg x l^{-1} BpA ermittelt werden (n=5). (Eine einmalig extrem erhöhte BpA-Konzentration von 1400 µg x l^{-1} wurde unmittelbar nach einem Tensid-Unfall festgestellt; vgl. Kap. 3.2.7). Der durchschnittliche Ablauf der bepflanzten Bodenfilter (n=4) liegt unter 25% der BpA-Zuflusskonzentration.
Das Vorkommen von BpA zeigt die Belastung durch den Straßenverkehr. So liegt die im RHB festgestellte BpA-Konzentration hundertfach über der mittleren Konzentration in deutschen Fließgewässern (0,49 µg x l^{-1}) und >10x über deren Maximalgehalt (max.: 5,2 µg x l^{-1}) [UBA, 2010], entspricht aber der üblichen Spannbreite Hamburger Autobahnabflüsse (0,24 - 2,5 µg x l^{-1}) [STACHEL ET AL., 2007].
Die in den Drainageabläufen auch bei geringem Stichprobenumfang festgestellte Konzentrationsabnahme deutet für beide Filter ein hohes Reinigungspotenzial gegenüber BpA an. Da bei Bisphenol A bereits ab 2,1 µg x l^{-1} endokrine Wirkungen gegenüber aquatischen Organismen nachzuweisen sind [UBA, 2010], sind die Drainageabläufe trotz hoher Reinigungsleistung gegenüber BpA aus gewässerökologischer Perspektive als kritisch belastet anzusehen.

Wirkung der Bodenfilter auf Benzothiazole
Fünf Probennahmen bestätigten die Gegenwart gelöster, polarer Benzothiazole im Rückhaltebecken wie auch in den Drainageabläufen. Die prominentesten Vertreter sind HOBT und MTBT, die sich im Rückhaltebecken in mittleren Konzentrationsspannen von 0,45 µg x l^{-1} (MTBT) bis 0,9 µg x l^{-1} (OHBT) finden. Zwei weitere Benzothiazole (2ABT, MBT) sind dagegen im RHB ausschließlich in Konzentrationen <0,1 µg x l^{-1} nachzuweisen.
Bei den mengenmäßig dominierenden Benzothiazolen waren bei beiden Filtern Reinigungsleistung >60% (HOBT) und >70% (MTBT) erkennbar, bei den niedrig konzentrierteren 2ABT und MBT entspricht die Ablaufkonzentration etwa dem Zufluss.
Die beobachteten Belastung mit Benzothiazolen liegen in der Größenordnung Hamburger Autobahnabflüsse, bei denen 2-Methylthiobenzothiazol in Konzentrationen von 0,5 - 5,4 µg x l^{-1} nachgewiesen ist [STACHEL ET AL., 2007]. Ähnlich ist im Zufluss eines Berliner Bodenfilters durchschnittlich 0,5 µg x l^{-1} MTBT nachgewiesen [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Auch in Bremen sind die Benzothiazole MTBT und OHBT aus dem Reifenabrieb in Straßenablaufwasser bekannt, daneben wurden im Zulauf zur Pflanzenkläranlage „Panrepel“ 1,96 µg x l^{-1} BTon gemessen [KRUMWIEDE, D., 2002].
Die an der Halenreie stichprobenartig ermittelten Reinigungsleitungen von 60 - 70% sind vergleichsweise hoch, da an Berliner Bodenfiltern bei MTBT nur eine 20%ige Reduktion nach Filterpassage berichtet wird [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Systematische Unterschiede zwischen dem neuen Filtersegment I und dem älteren Seg. II sind nicht erkennbar.
Alle Benzothiazol-Nachweise an der Halenreie liegen weit unter ökologischen Wirkkonzentrationen, so dass diese Stoffgruppe aktuell keine gewässerökologische Relevanz hat.

Wirkung der Bodenfilter auf Benzotriazole
Aus finanziellen Gründen wurden Benzotriazole nur zweimal beprobt, einige Analyte wurden nur einmalig bestimmt (in Tab. 26 vermerkt). Diese Angaben haben daher nur einen orientierenden Charakter. In abnehmender Konzentration wurden im RHB Tolyltriazole (~300 ng x l^{-1}), Benzotriazol (~200 ng x l^{-1}) sowie 1H-Benzotriazol (~150 ng x l^{-1}) nachgewiesen. Unterschiede zwischen Filterzu- und -abläufen sind nur bei Benzotriazol festzustellen (-30%), bei den beiden polareren Verbindungen (TTr, HBtr) ist keine zu- oder abnehmende Tendenz zu sehen.
Die Größenordnung der nachgewiesenen Benzotriazolderivate ist typisch für europäische Fließgewässer, die durchschnittlich mit 0,23 µg x l^{-1} 1H-Benzotriazol sowie 0,14 µg x l^{-1} Tolyltriazole belastet sind
[http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/service_fachbeitraege/5_Kurzreferat_Benzotriazole.pdf]. Eine ökotoxikologische Wirkung ist von den ermittelten Konzentrationen nicht zu erwarten.

Untersuchung auf Polybromierte Diphenylether
Eine einmalige Untersuchung des RHB konnte von zwölf PBDE-Derivaten keinen Nachweis erbringen (BG: 0,05 - 0,1 µg x l^{-1}).
Der Negativbefund von PBDE steht im Einklang mit Daten von Hamburger Autobahnabflüssen, die bei einer BG von 0,05 µg x l^{-1} ebenfalls keine PBDE feststellten [STACHEL ET AL., 2007].

4.2.1.3 Zusammenfassung der allgemeinen Betriebsleistungen des Bodenfilters
Die neueingebaute Filtermatrix von Seg. I benötigt für leistungsfähige biochemische Umsetzungen eine Etablierungsphase, in der sich Biofilme aufbauen und Interaktionen mit der Matrixstruktur ausgebildet werden. Erst nach Ablauf dieses einjährigen Zeitraums sind mikrobiologische Leistungen auf hohem Niveau stabilisiert und vergleichbar. Dagegen sind Reinigungsleistungen, die von physiko-chemischen Prozessen abhängen, primär von der endogenen Sorptionskapazität des Substrates abhängig und zeigen daher von Beginn hohe und gleich bleibende Stoffrückhaltungen.

Die Reinigungsleistung der Pilotanlage erweist sich in der Betriebsphase als sehr gut. Auf der *Betrachtungsebene mittlerer Konzentrationen* zeichnet sich kein systematischer Unterschied in der Reinigungsleistung beider Bodenfiltersegmente ab.

Beide Filter eliminieren Filter Schweb-, Schad- oder Nährstoffe wirksam, so dass die Abläufe überwiegend wasserklar sind (Ausnahme: temporäre Verockerungen im Seg. II). Eine wichtige Ausnahme bildet die Gruppe der Schwermetalle, für die im substratoptimierten Seg. I nur einmalig Zink im Abfluss festgestellt wurde. Im Ablauf von Seg. II werden dagegen mehrfach Zink- und Kupferkonzentrationen nachgewiesen, die der mittleren Zulaufbelastung entsprechen bzw. diese übersteigen (vgl. Tab. 25). Auch im Literaturvergleich wirken sich Substratmeliorationen und längere Sickerstrecken allgemein leistungssteigernd aus.
Einige Summenparameter wie TOC oder CSB sind zur Beurteilung der Reinigungsleistung von Bodenfiltern ungeeignet, da mobile organische Matrixkomponenten einen möglichen Stoffrückhalt überdecken. Zum Vorkommen einiger organischer Spurenschadstoffen in Zu- und Ablauf der Bodenfilter konnten erste, orientierende Erkenntnisse gewonnen werden, für ´die oftmals noch keine Vergleichsdaten existieren.

Trotz geringer Fundzahl und Konzentrationen im Spurenbereich ist in den meisten Fällen auch eine Reinigungsleistung gegenüber polaren Mikroschadstoffen erkennbar.

Dabei ist die Reinigungsleistung stets im Kontext der jeweiligen Zu- und Ablaufkonzentrationen zu betrachten: wenn geringe Wirkungsgrade auf schwache Zulaufbelastungen und nicht auf erhöhte Ablaufwerte beruhen, ist dies für die Verfahrensbeurteilung unkritisch [STEINER, M., GOOSE, P., 2009; HERMANN ET AL., 2010]. Diese Daten können als Ergänzung zu vorhandenen Hamburger Untersuchungen über prioritäre Stoffe in Straßenabflüssen und Bodenfiltern herangezogen werden [STACHEL ET AL., 2007; 2010].

4.2.1.4 Filterleistungen

- Frachtenbezogene Auswertung -

Die Angaben zur Filterbefrachtung sind nicht quantitativ sondern als Größenordnung zu verstehen, da die verwendeten hydraulischen Basisdaten zum Zufluss nur als Schätzwerte bekannt sind. Die kalkulierten Frachten entsprechen aber einer Untergrenze, da ihre Berechnung bereits auf einem reduzierten Anlagenzufluss basiert. Trotz dieser Einschränkung ist deutlich eine ungleichmäßige Schadstoffbelastung der beiden Filtersegmente erkennbar, die auf dem in Kap. 3.1.2.3 nachgewiesen Gradienten des Bewässerungssystems zurückzuführen ist.

Daneben berücksichtigt die Frachtenbilanz auch nicht die tatsächlichen Abflussvolumen der Filtersegmente, welche in der Vegetationsperiode durch die pflanzliche Transpiration gegenüber dem Zufluss reduziert sind. Dabei ist die Sickerwasserreduktion eines *Phalaris*-bestandenen Filters (Seg. I) rund ⅓ stärker als unter *Phragmites* (Seg. II) (Kap. 3.4.2.2). Mit dieser verminderten Sickerwasserbildung ist eine entsprechende Aufkonzentrierung gelöster Inhaltsstoffe verbunden.

Um eine Einschätzung der ablaufenden Frachten möglich zu machen, ist es erforderlich, für die Wasserhaushalte der Filter aus den Faktoren „Wasserzufuhr“ und „Verdunstungsverluste“ eine Netto-Bilanz abzuschätzen. Im Vergleich mit Seg. II ist Seg. I hydraulisch dreimal stärker belastet. Gleichzeitig wird durch effektive Transpiration in Seg. I etwa 35% weniger Sickerwasser gebildet als in Seg. II. In der Bilanz beider Effekte kompensieren in Seg. I die Transpirationsverluste nicht die dreimal höhere Beschickung, so dass gegenüber Seg. II auch das Netto-Ablaufvolumen erhöht ist.

Trotz höherer Wasserpassage, höherem Stoffinput und Aufkonzentrierung von Inhaltsstoffen liegt bei Seg. I der als Konzentration bestimmte Stoffaustrag in vergleichbarer Größe wie bei Seg. II. Dies demonstriert effiziente Eliminationsprozesse im neueingebauten Filtersegment I.

Zusammenfassend ist der entwickelte bepflanzte Hochleistungsbodenfilter erfolgreich im technischen Maßstab an einer viel befahrenen Straße in Hamburg umgesetzt und praktisch erprobt worden. Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse ist gezeigt worden, dass dieser Filter Schadstoffe gezielt zurückhält oder sie unter ökotoxikologische Wirkschwellen reduziert und so Kontaminationen von Fließgewässern oder Grundwasser vermeidet. Durch den Einsatz des Bodenfilters ist eine verbesserte ökologische Gewässerqualität festzustellen. Die beobachtete, langfristige Filterleistung entspricht den aus anderen Anlagen bekannten Bereichen.

Für eine Verfahrensbeurteilung ist die Berücksichtigung unterschiedlicher Schadstofffrachten unbedingt notwendig. Die langfristige Gewässerentlastung erfolgt durch Frachtreduktion. Im Gegensatz zu der Beurteilung der Reinigungsleistungen über Konzentrationen ist auf der stärker *integrierten Ebene der Frachten* eine bessere Reinigungsleistung des Seg. I feststellbar.

Damit steht für Situationen mit hohen Reinigungsanforderungen und eingeschränktem Freiflächenangebot ein platzsparendes, leistungsfähiges und wartungsarmes Schnellfiltersystem zur Verfügung.

4.2.2 Spezielle Betriebsweisen

4.2.2.1 Abflussdrosselung

Bodenfilter sind als Festbettreaktoren zu verstehen, bei denen die Aufenthaltszeit des Wassers durch einen gedrosselten Ablauf bestimmt wird [UHL, M., SCHMITT, T.G., 2008]. Die Verweilzeit hat dabei neben der flächenspezifischen Beschickung und der Sorptions-/Filtrationskapazität der Substrate maßgeblichen Einfluss auf die Reinigungsleistung [MUNLV, 2003].

Die verglichenen Varianten „Ablauf“ und „Einstau“ unterscheiden sich primär in der Verweildauer eines Wasserkörpers, in deren Folge sich unterschiedliche aerobe, anoxische oder anaerobe Filterzonen einstellen [UHL, M., SCHMITT, T.G., 2008; WOZNIAK, R., 2008].

4.2.2.1.1 Variante „Ablauf“

Bei der geringen hydraulischen Belastung im freien Ablauf ist der gesamte Filterkörper bis zur Sohle vollständig durchlüftet, was bei beiden Bodenfiltern primär zu verbesserten Sauerstoffgehalten der Abläufe führt. Ein geringer Beitrag kann auch auf einer erhöhten Sauerstofflöslichkeit beruhen, da der freie Ablauf ähnlich der Hochleistungsphase (Kap. 3.2.3.2) überwiegend in den kühlen Herbst- und Wintermonate eingestellt ist.

Wie der BSB_5 zeigt, werden unter Ablaufbedingungen durch den hohen Sauerstoffgehalt organische Wasserinhaltsstoffe besser abgebaut. Auch die mikrobiologische Oxidation von Ammonium zu Nitrat ist unter Ablaufbedingungen besser, da insbesondere die Nitrifikation sauerstofflimitiert ist [SCHMITT ET AL., 2005]. In ähnlicher Weise unterstützen aerobe Bedingungen im Filter auch den Bioabbau von MKW und SCCP wesentlich, die daher im Vergleich zur Einstauvariante geringere Ablaufkonzentrationen aufweisen. Verbesserte Werte bei freiem Ablauf können auch bei weiteren Organika wie bspw. PAK aufgrund konvergierender aerober Abbaumechanismen vermutet werden, sind hier aber aufgrund der Einzelnachweise nicht deutlich erkennbar.

Nicht eindeutig ist das Verhalten der mechanischen Filtration, bestimmt über den Parameter AfS. Hier scheint die höhere hydraulische Belastung von Seg. I mit einer ungesättigten, turbulenteren Infiltration zu einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte zu führen. Seg. II hat einen geringeren Beschickungsdruck und entsprechend bessere Schwebstoffkonzentrationen.

4.2.2.1.2 Variante „Einstau“

In den warmen Sommermonaten erfolgt der Filterbetrieb von Seg. I und Seg. II im Teileinstau von 35 cm, um den Pflanzen eine Wasserversorgung zu ermöglichen. Dabei stellt der Einstau eine Belüftungsbarriere dar, die im unteren Drittel der Filterstrecke den O_2-Zutritt erheblich senkt [MUNLV, 2003]. Obwohl in vielen Regelwerken von diesem gezielten Dauerstau abgeraten wird, ist er die überwiegend praktizierte Betriebsweise: aktuell werden in der Mischwasserbehandlung 62,5% der Bodenfilter im Dauerstau betrieben, um die geforderte konventionelle Schilfvegetation dauerhaft auf den eher trockenen Sandfiltern etablieren zu können. Das bedeutet, dass durch die Versorgungssicherung der Schilfpflanzen zwei von Drei Bodenfiltern nicht optimal betrieben werden [ROTH-KLEYER ET AL., 2010].

Unter Einstaubedingungen gelangen kleinere Zuflussereignisse nicht zum Ablauf, sondern werden komplett in der Filtersohle zurückgehalten. Im Fall des Drainageablaufs weist dieser wechselnde Anteile von Stagnationswasser auf, welches durch sauerstoffzehrende Prozesse an der Filtersohle über längere Zeiträume Anoxisch oder Mikroaerob war. Dies kann sich wiederum auf mikrobielle Abbauleistungen oder Redoxreaktionen im Filter auswirken [WOZNIAK, R., 2008].

Eine Sauerstoffanreicherung ist bei Durchsickerung eines eingestauten, anaeroben Filterkörpers nicht möglich, was sich bei beiden Filtern in nachteiligen Sauerstoffgehalten der Filterabläufe erkennbar macht. Ähnlich sinkt unter dem Sauerstoffdefizit die Nitratbildung bei beiden Filtern identisch um rund 25%. Da mit dem Lufthaushalt der Filter auch die Geschwindigkeit des aeroben Abbaus der Organika verbunden ist [MUNLV, 2003], führt die suboptimale Filterdurchlüftung bei Sohleinstau zu dem in beiden Filtern beobachteten deutlichen Anstiegen des biochemischen Sauerstoffverbrauchs sowie verschlechterter Abbauleistungen bei MKW und SCCP. Die festgestellte Hemmung der Nitrifikation und der Abbauaktivität wird auch in anderen Untersuchungen zum Filtereinstau bestätigt [WOZNIAK, R., 2008].

Im anaeroben Milieu kann reduziertes Eisen (Fe^{2+}) zu Verockerungen der Drainagen führen [WOZNIAK, R., 2008]. Visuell ist dieser nachteilige Effekt in Seg. I unter sauerstoffarmen Einstaubedingungen an temporären Ockerflocken bemerkbar, was analytisch durch steigende Eisengehalte im Ablauf von Seg. I bestätigt wird. Verockerung ist regelmäßig auch im Ablauf des Seg. II festzustellen, was auch hier auf Eisenmobilisierungen im anaeroben Milieu der Filtersohle hinweist. Die Ursachen der in Seg. II unter Einstaubedingungen verbesserten Eisenabläufe sind unklar. Nicht erkennbar aus den sporadischen Schwermetallnachweisen sind denkbare Mobilisierungen von Schwermetallen durch Reduktion zu mobileren zweiwertigen Ionen [MUNLV, 2003].

Positive Auswirkungen hat der Sohleinstau bei der Entfernung von Gesamt-Phosphat und Gesamt-Stickstoff. Letztere Beobachtung wird unterstützt von Nachweisen einer verbesserten Stickstoffelimination bei teileingestauten gegenüber nicht eingestauten Bodenfiltern [LIEBESKIND, M., 2001].

4.2.2.1.3 Fazit

Die Ergebnisse widersprechen Angaben, nach denen sich eine längere Kontaktdauer in deutlich höheren Wirkungsgraden auswirkt [UHL, M., JÜBNER, M., 2004; WOZNIAK, R., 2008] und ein effektiver Schadstoffrückhalt auf eine hydraulische Drosselung und homogene Durchströmung des Substrates angewiesen ist [BAYLU, 2008B].
Bestätigt werden die Ergebnisse jedoch durch systematische Laborexperimente zur Ablaufdrosselung. In Säulenversuchen konnte gezeigt werden, dass eine Drosselung auf 0,01–0,03 l x sec^{-1} x m^{-2} bei optimalen Filtersubstraten kaum Einfluss auf die Ablaufkonzentrationen hat. Erfahrungen mit Großanlagen bestätigen diesen Befund [MUNLV, 2003].
Der hier festgestellte Widerspruch erklärt sich aus der Geschwindigkeit der Infiltration an der Halenreie. Hier findet selbst bei freiem Ablauf durch das Substrat, die Länge der Sickerpassage sowie eine aufwärtsgerichtete Wasserbewegung durch die Transpiration eine ungeregelte Abflussdrosselung auf 0,01 - 0,02 l x sec^{-1} x m^{-2} (Seg. I) statt (s. Kap. 3.1.2.5), was dem Bereich der im vorigen Absatz genannten Dränablaufspende entspricht.
Gleichzeitig hat der Bodenfilter unter den Bedingungen des freien Ablaufs einen hohen Sauerstoffstatus: oberflächennah sorgt ein luftgefülltes Grobporensystem für einen zügigen Gasaustausch, die Filtersohle erfährt über die nicht permanent wassergefüllten Drainagen eine Belüftung und auf gleichem Weg kann gebildetes CO_2 aus dem System entweichen. In Kombination mit dem geringen Beschickungsdruck (Kap. 3.1.2.2) sind somit ideale Voraussetzungen für Sorptionsprozesse oder mikrobielle Metabolisierung der Inhaltsstoffe gegeben. Somit finden sich unter den Bedingungen der Halenreie im ungedrosselten Betrieb Resultate, die bei hydraulisch höher belasteten Anlagen nur durch Drosselung des Filterablaufes erzielt werden können.

Um für ein stoffliches Querschnittsspektrum hohe Reinigungsleistungen zu erzielen, ist ein permanenter (Teil)Einstau nach diesen Untersuchungen ungünstig. Aus den Ergebnissen ist zu folgern, dass die bei freiem Ablauf ermittelte Drosselabflussspende $q_d \leq$ 0,02 l x sec^{-1} x m^{-2} Vorteile für die stoffliche Reinigung bietet und für den zukünftigen großtechnischen Einsatz begründbare Vorzüge hat.

So ist u.a. bei hoher stofflicher Belastung und zunehmender Filtergeschwindigkeit mit einer Verschlechterung der Ablaufqualitäten zu rechnen [SCHMITT ET AL., 2005; UHL, M., SCHMITT, T.G., 2006].
Für bestimmte Fragestellungen wie z.B. maximale Stickstoffelimination mittels Denitrifikation ($2NO_3^- + 10[H] + 2H^+ \Rightarrow N_2\uparrow + 6H_2O$) kann aber ein anoxischer Betriebszustand überlegen sein [WOZNIAK, R., 2008].

4.2.2.2 Flächenreduktion: Hochleistungsbetrieb

Bislang verwendete Bemessungsansätze wie z.B. die Vorgaben des Merkblattes DWA-M 178 führen zu einem sehr großen Flächenbedarf der Filteranlagen [SCHMITT ET AL., 2005], was speziell in urbanen Verdichtungsräumen den ökologisch sinnvollen Einsatz von Retentionsbodenfilteranlagen limitiert.
Eine Reduktion der Infiltrationsfläche ist bei konstantem Beschickungsvolumen mit einem entsprechenden Anstieg der Beschickungshöhe verbunden. Hypothetisch kann dies zu geänderten Filterleistungen führen, da sich die Kontaktzeiten im Filter deutlich verkürzen. Gleichzeitig kommt unter diesen Bedingungen relativ mehr Zulaufwasser direkt zum Abfluss, während im hydraulisch schwächer belasteten Regelbetrieb ein größerer Anteil auf verdrängtem Porenwasser beruht [KASTING, U., 2003].

An der Halenreie traten bei Verringerung der Infiltrationsfläche im Hochleistungs-Segment keine Unterschiede bei den Ablaufkonzentrationen auf. Eine Flächenreduktion bis 50% war ohne nachteilige Wirkungen auf die Reinigungsleistung möglich. Das Ziel des Nachweises einer hohen und stabilen Reinigungsleistung bei starker Flächen-reduktion wurde für das neueingebaute Segment I erreicht.

Das an der Halenreie festgestellte Potenzial zur Flächenreduktion wird bestätigt durch Untersuchungen nordrhein-westfälischer Bodenfilteranlagen, bei denen ebenfalls geringere Dimensionierungen für vertretbar gehalten werden [MUNLV, 2001].

Traten wie bei AfS oder Tensiden Abweichungen zwischen den Varianten auf, scheint dies kausal nicht auf der Intensivierung der hydraulischen Belastung zu basieren, sondern korreliert primär mit den im RHB festgestellten periodischen Schwankungen einiger Parameter wie AfS und Eisen (vgl. Kap. 3.2.6.1.1). Ähnlich zeigen auch Tenside winterliche Spitzenwerte. So dürften die in der Hochleistungsphase beobachteten erhöhten Schwebstoffgehalte und Eisen-konzentrationen im Wesentlichen auf zwei Ursachen beruhen. Erstens hatte die Hochleistungs-phase einen hohen Zeitanteil der Herbst- und Wintermonaten (etwa 40%), welche bei den AfS Konzentrationsmaxima und bei Eisen Perioden des Anstiegs aufwiesen (vgl. Kap. 3.2.6.2.1). Der „Regelbetrieb“ erfolgte dagegen ausschließlich in den Schwebstoff- und Eisenärmeren Sommer-monaten (vgl. Kap. 3.2.6.1.1).

Zweitens schloss die Hochleistungsphase fast unmittelbar an den Etablierungszeitraum an, wodurch sich eine noch nicht vollständig abgeschlossene Substratstrukturierung in geringerer Filtration von Schwebstoffen bemerkbar machen konnte (vgl. Kap. 3.2.2.1). Die Daten des „Regelbetriebs“ waren dagegen zu 80% rund ein Jahr nach Ende der Einfahrzeit, so dass sich hier die mechanische Filtration konsolidiert hatte.

Das in der Hochlastphase nachgewiesene, hohe Potenzial zur Flächenreduktion des Boden-filters Halenreie demonstrierte ein weiteres Mal die aktuell bestehende Überdimensionierung des Bodenfilters bzw. die hydraulische Reserve für eine zukünftige Erweiterung des Einzugs-gebietes.

Unterstützt wird das ermittelte Potenzial zur Halbierung der Filterfläche bzw. zur Verdoppelung der Bewässerungsvolumen auch aus der Bemessung der spezifischen Filterfläche. Aktuell beträgt die spezifische Filterfläche A_s 2,5% der abflusswirksam angeschlossenen Fläche A_{red}. Empfohlen werden jedoch spezifische Filterflächen von 1% A_{red} [BRUNNER, P.G., 1995]: danach ist die Filterfläche um den Faktor 2,5 überdimensioniert. Ähnliches gilt für die kalkulierte Stapel-höhe des Seg. I (~25 m, vgl. Kap. 3.1.2.4), was der Hälfte der im Trennsystem empfohlenen Beschickung mit 40 - 50 m x a^{-1} entspricht [MUNLV, 2003]. Diese beiden Fakten bestätigen die angeführten Resultate der Hochleistungsphase, wonach die Filterfläche halbiert werden kann.

Da hydraulisch unterlastete bzw. selten belastete Bodenfilter suboptimal reinigen [MUNLV, 2003], kann bei der z.Zt. extrem niedrigen Beschickungsintensität des Bodenfilters Halenreie eine Halbierung der Filterfläche evtl. sogar positive Auswirkungen haben, da hierdurch der Trockenstress für Bodenmikroorganismen gesenkt wird und ein gleichmäßig hohes biochemisches Potenzial erhalten bleibt.

4.2.2.3 Hydraulische Maximalbelastung: Höchstlastuntersuchungen

Dass das Infiltrationsvolumen ohne Aufstau um Faktor 4,5x erhöht werden konnte, stellte erneut die auch schon aus den k_f-Werten abgeleiteten hydraulischen Reserven des Bodenfilters unter Beweis (vgl. Kap. 4.3.1.3). Die im Höchstlastbetrieb experimentell ermittelte Infiltrationsleistung stellte dabei noch nicht die maximal mögliche Infiltration dar, da die Beschickung durch die angelegte Pumpenleistung limitiert ist.

Parallel verbessern sich auf den eher trockenen Filtersubstraten durch eine erhöhte Wasser-zufuhr die Standorteigenschaften für die Filtervegetation und Bodenmikroorganismen. Bei einer kontinuierlichen Wasserzufuhr kann auf den aus stofflicher Sicht nachteiligen Sohleinstau (vgl. Kap. 4.2.2.1.3) als Bewässerungsreserve für die Pflanzen verzichtet werden, und auch der Trockenstress für Bodenmikroorganismen wird reduziert.

Da sich auch die Reinigungsleistung offensichtlich nicht nachteilig veränderte, wurde das angestrebte Forschungsziel einer hohen Reinigungsleistung bei starker Flächenreduktion und maximaler hydraulischer Belastbarkeit erreicht.

4.2.3 Hygienisierung

Neben der stofflichen Reinigung ist für Bodenfilter auch die bakteriologische Hygienisierungsleistung bedeutsam, damit die Qualität aufnehmender Gewässer weiterhin Ansprüchen als einwandfreies Beregnungswasser, zur Viehtränke oder auch zur Trinkwassergewinnung genüge tun kann.

Vor allem bei großtechnischen RBF ist die Keimreduktion wenig untersucht, da die Analytik anspruchsvoll ist und Bewertungsrahmen für die Einleitung von Niederschlagswässern fehlen [WALDHOFF, A., 2008], während für Fließgewässer der Grad der bakteriologisch-hygienischen Nutzungsbeeinträchtigung anhand von Fäkalindikatoren abzuschätzen ist (Tab. 64) [FEHR ET AL., 2003].

Tabelle 64: Fließgewässerbelastungsstufen nach Fäkalindikatorbakterien [POPP ET AL., 1993].

Belastung	**Gesamtcoliforme** (KbE x 100 ml^{-1})	**Fäkalcoliforme** (KbE x 100 ml^{-1})
unbelastet	< 5 x 10^0	< 1 x 10^0
gering	> 5 x 10^0 - 5 x 10^1	> 1 x 10^0 - 1 x 10^1
mäßig	> 5 x 10^1 - 5 x 10^2	> 1 x 10^1 - 1 x 10^2
kritisch	> 5 x 10^2 - 5 x 10^3	> 1 x 10^2 - 1 x 10^3
stark	> 5 x 10^3 - 5 x 10^4	> 1 x 10^3 - 1 x 10^4
sehr stark	> 5 x 10^4 - 5 x 10^5	> 1 x 10^4 - 1 x 10^5
übermäßig	> 5 x 10^5	> 1 x10^5

Entsprechend kann aus der Anzahl der KbE auf den Trophiegrad von Stillgewässern geschlossen werden (Tab. 65).

Tabelle 65: Beziehung von Keimzahlen (KbE) zum Trophiegrad von Stillgewässern [HTTP://DE.WIKIPEDIA.ORG/WIKI/TROPHIENSYSTEM, VERS. 29.01.2009].

	Oligotroph	**Mesotroph**	**Eutroph**	**Hypertroph**
KbE (n x ml^{-1})	< 10^3	10^4	10^5	>10^5

Die normale Keimbelastung von Regenwasser wird mit 3,7 x 10^3 x ml^{-1} angegeben [WALDHOFF, A., 2008], während die Befunde an der Halenreie einem kommunalen Rohabwasser entsprechen [FEHR ET AL., 2003]. Entsprechend weist die Keimzahl des RHB an der Halenreie auf eine meso- bis hypertrophe Belastung des Gewässers hin (Tab. 64), was die in Kap. 4.2.1.2.2 festgestellte mäßig bis starke Nährstoffbelastung bestätigt. Auch die Anzahl der KbE ist in plausiblen Bereichen, da für Mischwasser im Zulauf von Bodenfiltern Konzentrationen von 10^2 bis 10^5 KbE x ml^{-1} angegeben werden, deren Konzentrationen um 2 bis 3 Zehnerpotenzen um den Mittelwert streuen können [FEHR ET AL., 2003; ORB, R., 2009]. Die Keimbelastung an der Halenreie scheint demnach erhöht. Dies erklärt sich wiederum aus den Besonderheiten des Marktplatzbetriebs, zumal Regenklärbecken keine Reinigungsleistung gegenüber Keimen aufweisen [KASTING, U., 2003].

Unter den gegebenen Bedingungen wird an der Halenreie die beste Keimelimination bei großflächiger Infiltration auf den vollständig eingefahrenen, nicht eingestauten Filtern (K_3) erzielt. Dies beruht auf der zwischenzeitlichen Ausbildung von Biofilmen in der Einarbeitungsphase, die in den Substraten durch Verengung des Porensystems dem Transport von Keimen entgegen-

wirken [ORB, R., 2009], was auch den beobachteten Anstieg der Keimelimination im Untersuchungszeitraum erklärt.
Wachstumsbegünstigende Sommertemperaturen und langsamer Wasseraustausch (vgl. Kap. 3.1.2.1) scheinen nicht zwangsläufig mit einer hohen Keimbelastung des RHB verbunden zu sein. Ursächlich für die stark schwankende Keimbelastung im RHB scheint primär ein hochheterogener Zufluss, der sich neben dem Straßenabfluss aus den organischen Abfällen des benachbarten Marktplatzes speist. Grundlegend bleibt festzustellen, dass die Gesamtkeimzahl auch nach Filterpassage nicht den seuchenhygienisch höchsten Anforderungen entspricht, zumal die Einleitung in den hydraulisch leistungsschwachen und umwelthygienisch belastungsempfindlichen Bachoberlauf der Gussau geschieht.
Weitergehende Erkenntnisse zum Einfluss der hydraulischen Filterbelastung oder der Abflussdrosselung sind aufgrund der geringen Probenanzahl nicht möglich.
Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen hohe Wirkungsgrade von etwa 1 Zehnerpotenz, welche für die Keimelimination bewachsener Bodenfilter typisch ist. Angaben für die mittlere Hygienisierung schwanken in weiten Bereichen, liegen im Mittel aber um 90% (1 log-Stufe) [WALDHOFF, A., 2008]. So verringern sich die KbE im Mischwasser-RBF „Hartum“ während der Filterpassage um eine Zehnerpotenz [NAMUTH, M., 2006]. Angaben für den RBF „Wülfrath“ betragen 1,1 - 2,4 log-Stufen, für die Filter „Oberelsungen“, „Kleingladenbach“ und „Fulda-Fellenweg“ wird eine Hygienisierung von 0,5 - 1,5 log-Stufen angegeben. Etwas geringere mikrobiologische Wirkungsgrade zeigen die Filteranlagen „Alsdorf“ (0,15 - 0,8 log-Stufen) und „Waldangeloch“ (0,44 - 1,3 log-Stufen) (zitiert in: [ORB, R., 2009]). Die etwas geringere Keimelimination der beiden letztgenannten Bodenfilter wird vor allem auf eine kurze Aufenthaltszeit des Wassers im Filterkörper zurückgeführt [LIEBESKIND, M., 2001].
Die gemessene Hygienisierung basiert maßgeblich auf der Kombination von Substratfiltration und Biofilmen. In Bezug auf den Keimrückhalt sind die Porenkanalradien relevant. Bakterien können das wassergängige Grobporensystem sandiger Substrate (Porenäquivalenzdurchmesser: >10 µm) grundsätzlich passieren. Während der Einarbeitungszeit erfolgt durch die Ausbildung von Biofilmen, Durchwurzelung oder Einlagerung mineralischer Partikel eine Verkleinerung dieses Nutzporenraums, wodurch die Möglichkeit des Keimtransports sinkt. Weiterhin sind die Filmbildner auf Grund antagonistischer Beziehungen in der Lage, Pathogene und Viren zu eliminieren.
Die vorgenommenen Bepflanzungen mit Hydrophyten fördert diese antagonistische Filterbiozönose oder scheidet Toxine aus, welche eingetragene Keime eliminieren. Gleichzeitig isoliert abgestorbene oberirdische Biomasse im Winter die Rhizosphäre, so dass hier angesiedelte Biofilme die Hygieneleistung aufrechterhalten können [BLEIF, A., 2003; WALDHOFF, A., 2008; ORB, R., 2009].
Substratabhängige Einflussvariablen der Keimelimination sind hydraulische Leitfähigkeit, Filtergeschwindigkeit und -tiefe sowie der davon abhängige Drosselabfluss. Das eingebaute Substrat ist einzelkorngeprägt, was eine homogene Infiltration unter Vermeidung hydraulischer Kurzschlüsse ermöglich. Gleichzeitig reduziert die mit der beobachteten Verdichtung (vgl. Kap. 3.3.1.3) verbundene Abnahme des Porenvolumens sowie die lange Filterstrecke (1m) ein Eindringen von Biokolloiden in die Filtermatrix. Parallel ist die hier angewandte Bewässerung ohne Überstauphasen bei freiem Ablauf günstig einzuschätzen [WALDHOFF, A., 2008].
Die optimale Drosselabflussspende für Keimelimination beträgt $\leq$0,01 l x m^{-2} x sec^{-1} [WALDHOFF, A., 2008], wodurch sich Kontaktzeiten erhöhen und konvektive Keimverlagerungen vermieden werden. An der Halenreie ist dieser geringe Drosselabfluss kennzeichnend für die parallel betriebene, großflächige Infiltration („K_3“) (vgl. Kap. 3.1.2.5). In Zusammenhang mit der zu diesem Zeitpunkt volletablierten Bodenmikrobiologie ist die hier beobachtete beste Hygienisierungsleistung zwanglos abzuleiten.
Werden weitergehende Anforderungen an die Hygienisierung gestellt, sind nachgeschaltete Bodenfilter eine kostengünstige und energiearme Variante zur Einhaltung von Hygieneparametern Der Wirkungsgrad kann in der Praxis durch mehrstufige, in Reihe betriebene Kon-

struktionen zu Eliminationen von 3 - 5 Zehnerpotenzen erhöht werden [FEHR ET AL., 2003; WALDHOFF, A., 2008].

4.2.4 Ökotoxizität

Die Leuchtbakterienteste ermöglichen als unspezifischer Summenparameter orientierende Aussagen zur akuten Toxizität von Umweltproben, da sie auch auf unbekannte Wirkstoffe ansprechen, unterschiedliche Chemikalienverfügbarkeiten erfassen und synergistisch potenzierte Kombinationswirkungen nachweisen, welche evtl. von den Einzelsubstanzen nicht zu vermuten sind [NADLER, A., MEISSNER, E., 2009].
Dass trotz des Nachweises vieler Umweltchemikalien und einiger temporärer Belastungsspitzen (z.B. Feuerwehreinsatz, Schwermetalle) die ökotoxikologische Wirkschwelle an der Halenreie nicht überschritten wird, dürfte einerseits auf der Verdünnung mit unbelastetem Wasser des RHB beruhen, andererseits gestattet das angewandte Testverfahren nur Aussagen zur akuten ökotoxikologischen Gewässerqualität zum Zeitpunkt der Probenahme. Retrospektive Aussagen zu anhaltenden ökotoxikologischen Auswirkungen früherer Ereignisse sind nicht möglich.
Allgemein stimmt dieser Befund fehlender ökotoxikologischer Wirkung in den Wasserproben der Halenreie mit Erkenntnissen anderer Autoren überein. So konnten biologische Testverfahren an Augsburger Straßenabflüssen keine ökotoxikologischen Wirkungen auf verschiedene Testorganismen (Leuchtbakterien, Daphnien) nachweisen [BAYLU, 2008A]. Auch in Hamburger Autobahnabwässern wurden keine relevanten Ergebnisse gefunden, obwohl bei einigen prioritären Stoffen deutliche Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen aufgetreten sind [STACHEL ET AL., 2007].
Der Befund der Halenreie stützt den bisherigen Kenntnisstand, nachdem bei Einleitung von Straßenabflüssen in oberirdische Gewässer der Regel keine kurzzeitige akute Toxizität zu beobachten ist [UHL ET AL., 2006]. Fraglich für Straßenabflüsse bleiben aber anhaltende Expositionen mit physiologisch stimulierenden Substanzen. So liegt im RHB der Halenreie die durchschnittliche Gewässerbelastung mit dem endokrinen Bisphenol A mit über 600 ng x l^{-1}(Tab. 26) weit über dem NOEC (7,9 ng x l^{-1}), so dass bei Dauerexposition Wirkungen auf das Makrozoobenthos nicht auszuschließen sind.
Ähnliches gilt für dauerhafte Einleitungen subletaler Konzentrationen oder die Rolle von Sedimenten als reversibler Schadstoffspeicher, da diese langfristigen Effekte mit den angewandten Biolumineszenz-Tests nicht fassbar sind. Als sensitiver Indikator für die Bodentoxizität kann evtl. die potenzielle Nitrifikation herangezogen werden, die in Kombination mit den Stickstoffgehalten wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden gibt.

4.2.5 Saisonale Effekte

4.2.5.1 Sommer

4.2.5.1.1 Vegetationseinfluss: Abfiltrierbare Stoffe, Chemische Sauerstoffzehrung

Die saisonalen Schwankungen von CSB und AfS im RHB sind eine Folge der jahreszeitlich unterschiedlichen Zusammensetzung des Straßenabflusses. Durch die Homogenisierung des Wasserkörpers im RHB (vgl. Kap. 4.5.1.2) werden akute Belastungsspitzen aber zeitlich gedämpft und z.T. durch kurzzeitige Effekte überlagert (z.B. Resuspension von Schwebstoffen).
Schwebstoffgehalt und chemische Sauerstoffzehrung im RHB zeigen parallele Schwankungen, die mit dem Vegetationszyklus korrelieren. Der beobachtete Jahresgang sowie seine Schwankungsbreite sind nicht ungewöhnlich. So hat eine neunjährige Studie systematische, jahreszeitliche Schwankung der AfS-Gehalte um den Faktor 6,7x ergeben [BAYLU, 2008B; NADLER, A., MEISSNER, E., 2009].
Ursache der herbstlichen Maxima an der Halenreie ist der Laubfall des umgebenden Altbaumbestandes sowie der Straßenbegleitvegetation (vgl. Abb. 12), wodurch eine relevante partikuläre und organische Zuflussbelastung entsteht. Dabei zeigt die zeitliche Folge der

herbstlichen Maxima zuerst den Eintrag von Schwebstoffen, dem mit geringer Verzögerung von einem Monat der Höhepunkt des chemischen Sauerstoffbedarfs folgt. Die Frühjahrsdepression entsteht, wenn kein nennenswerter vegetationsbürtiger Beitrag zum Straßenabfluss besteht und die Sauerstoffzehrung durch herbstlichen Detritus ein Minimum erreicht (vgl. Kap. 4.2.5.2.2.2).
Die stark streuenden TOC-Gehalte der Halenreie scheinen allgemein nicht geeignet, jahreszeitliche Effekte oder den Einfluss der Vegetation eindeutig auszumachen. Fraglich ist auch die Bedeutung der DOC-Schwankungen bei Straßenabflüssen mit hohem Vegetationseinfluss [BAYLU, 2008B]. Eine Analyse, ob das spätherbstliche TOC-Maximum (TOC= natürlicher Lösevermittler) erhöhte Konzentrationen von Organika im Abfluss zur Folge hatte, ist wegen überlagernder Effekte der Feuerwehr-Havarie an dieser Stelle nicht möglich.

4.2.5.2 Winter

4.2.5.2.1 Auswirkungen des Straßenwinterdienstes

Tab. 34 zeigt für das RHB Halenreie eine zyklische Chloriddynamik mit winterlichen Maxima und spätsommerliche Minima in Abhängigkeit von Streusalzeinsatz. So belastet der Winterdienst den Straßenabfluss der Halenreie mit 1270 mg x l^{-1} Cl^-. Dieser Wert liegt in der typischen Konzentrationsspanne anderer Anlagen in Augsburg (555 - 4100 mg x l^{-1}) [NADLER, A., MEISSNER, E., 2009], Köln und Berlin (829 mg x l^{-1} bzw. 1100 mg x l^{-1}) [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009] oder Hannover (>1400 mg x l^{-1}) [KASTING, U., 2003].
Ebenfalls ähnelt der sommerliche Chloridgehalt im RHB den Werten anderen Bodenfilteranlagen, für die Sommerwerte <100 mg x l^{-1} Cl^{-1} genannt werden [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Die Sommerkonzentration von 54 mg x l^{-1} entspricht unbelastetem Regenwasser, das in Hamburg 0,3 - 63 mg x l^{-1} Chlorid enthält [BÜCHNER, OPFERMANN, 1989]. Dies beruht auf der saisonal unterbrochenen Chloridnachlieferung bei kontinuierlicher Verdünnung mit salzarmen Straßenabfluss sowie der Ausschwemmung von Chlorid über die Bodenfilter.

4.2.5.2.1.1 Chloridwirkungen auf die Filtersubstrate (Kolmation)

Die Streusalzdynamik hat auch hohe Relevanz für die Stabilität von Filterhydraulik und Reinigungsleistung des Bodenfilters. Bei feinkörnigen Substraten können eingetragene Na^+-Ionen einen Zerfall von Bodenaggregaten bewirken, wodurch der Porenraum verschlämmt und die Wasserdurchlässigkeit sinkt [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, U., 1992]. Gleichzeitig erhöhen mobilisierte Feinpartikel den Schwebstoffgehalt der Drainagen, wodurch auch die Gefahr des Austrags mineralisch gebundener Schadstoffe steigt [NADLER, A., MEISSNER, E., 2009; GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Beide Effekte sind für den Bodenfilter Halenreie zu negieren. Wie in Kap. 4.3.1.3 gezeigt wurde, ist die hydraulische Durchlässigkeit auch nach zwei Winterbetrieben stabil.

Der in Seg. I als Filtermaterial eingebaute Mittelsand ist fast schluff- und tonfrei (Tab. 11) und somit auch nicht anfällig für desaggregierende Streusalzwirkungen.

Im Falle höherer Schluff- oder Tonanteile sollte der Zufluss von tausalzhaltigem Wasser jedoch durch Abschiebern o.ä. verhindert werden [STEINER, M., 2009A]. Gleiches ist zu erwägen beim Nachweis eines chloridmobilisierbaren Schwermetalldepots in den Filtersubstraten. Für diesen mobilisierenden Effekt existieren im sorptionsschwachen Substrat des Seg. II Indizien (vgl. Kap. 4.2.1.2.3).

4.2.5.2.1.2 Chloridbedingte Änderungen der Wasserzusammensetzung im RHB

Die Chlorid-Dynamik kann mit anderen Wasserinhaltsstoffen, wie z.B. Feststoffen und Eisen korrelieren [BAYLU, 2008B; NADLER, A., MEIßNER, E., 2009]. So finden sich auch an der Halenreie Indizien, dass der Straßenwinterdienst erhöhte Eisenkonzentrationen im RHB-Zufluss bewirkt. Streusalz bewirkt an Fahrzeugen eine Metallkorrosion, die sich im Lauf der Wintermonate intensiviert. Daher steigen die Eisenkonzentrationen im Straßenabfluss erst mit Verzögerung nach dem winterlichen Chlorid-Peak. Diese Prozesskette ist erkennbar in winterlichen Spitzenwerten von Chlorid, dem in den ersten beiden Jahresquartalen ein Eisenmaximum folgt. Dieses Verhalten unterstützt entsprechende Beobachtungen aus Bayern [BAYLU, 2008B]. Hieraus folgt

indirekt ein annueller Eisenzyklus, in dessen Konsequenz sich evtl. das Sorptionspotenzial für Schwermetalle und Phosphat im Bodenfilter durch Eisenoxid-Nachlieferung zyklisch regeneriert [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009]. Denkbar sind auch nachteilige Wirkungen durch Ockerbildung unter ungünstigen Einstaubedingungen.
Darüber hinausgehend ist aus den Messwerten des RHB eine chlorid-katalysierte Mobilisierung von Schwermetallen (z.B. Zn) [DIERKES, C., 1999] nicht abzuleiten. Es lässt sich aus Tab. 34 auch kein vermuteter Zusammenhang von Chloridbelastung und Schwebstoffzufuhr feststellen. Evtl. wird das Fahrzeugmaterial eher als gelöstes Eisen als in partikulärer Form korrodiert.

4.2.5.2.2 Stabilität mikrobiologischer Aktivität

Die wichtigsten Indikatoren mikrobiologischer Aktivität sind bei Bodenfiltern die Nitratbildung (Nitrifikation) und der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5). Durch die Temperaturabhängigkeit dieser Stoffwechselprozesse zeigen einige Bodenfilter im Winterbetrieb (Temperaturen <10°C) einen Anstieg der NH_4^+-Konzentrationen durch Limitierung der temperatursensiblen Nitrifikation sowie erhöhte BSB_5 und CSB-Werte durch die eingeschränkte Mikrobiologie [MUNLV, 2001; LFU, 2002; NAMUTH, M., 2006].

4.2.5.2.2.1 Ammonium und Nitrat

Die Stickstoffparameter entsprechen diesen Erwartungen nicht. Beide Filter zeigen in ähnlicher Weise gering schwankende, niedrige Ammoniumgehalte. Gleichzeitig ist im Winter nach Filterpassage eine andauernde Nitratelution festzustellen, die jedoch maximal 1,9 mg x l^{-1} NO_3^--N beträgt.
Der Filterzufluss ist als Ursache für diese geringe, aber andauernde winterliche Nitratemission auszuschließen, da dieser z.T. nur 1/10 der Ablaufkonzentrationen beträgt (nicht dargestellt). Die anhaltende Nitratemission beruht daher auf mikrobiellen Stickstoffumsetzungen, die auch unter winterlichen Bedingungen zumindest partiell wirksam bleiben, wie im Folgenden beschrieben wird.
Der dominierende Reinigungsfaktor für Ammonium ist der Kationenaustausch, der als physikalischer Prozess relativ temperaturunabhängig ist. Dies erklärt die konstanten Ammoniumgehalte auch unter Winterbedingungen. Dieses Ammonium dient nitrifizierenden Bakterien als Substrat für die Oxidation zum Nitrat ($NH_3 + 2O_2 \Rightarrow NO_3^- + 2\ H_2O + H^+$). Dieser mikrobiologische Prozess scheint unter den Bedingungen des Bodenfilters Halenreie nicht temperaturlimitiert. Ein wesentlicher Grund liegt in der Tiefgründigkeit des Filters (1 m), die starke Temperaturamplituden homogenisiert. Da die Durchschnittstemperaturen in 50 cm Bodentiefe dem Jahresmittel der Lufttemperatur entsprechen [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F., 1992], ist an der Sohle von konstanten Temperaturen um 10°C auszugehen, was dem Temperaturoptimum mesophiler Grundwasserbakterien entspricht [LFU, 2001]. Gleichzeitig erfolgt während der Beschickungen durch das Wasser eine Wärmezufuhr, die die Oberbodentemperatur auf >0° C erhöht. Begünstigend für die Aktivität nitrifizierender Bakterien sind auch die höhere Sauerstofflöslichkeit bei niedrigen Temperaturen (Sättigungswert 0 °C: 14,6 mg O_2 x l^{-1}; 20 °C: 9,1 mg O_2 x l^{-1}) sowie die Betriebsweise im Winter (aerobe Filtersohle, intermittierende Beschickung).
Eine Aufoxidation zu Nitrat ist auch bei 0 - 2 °C noch abgeschwächt wirksam [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F., 1992]. Somit können unter den Milieubedingungen der Halenreie die geringen Konzentrationen gelöster (= nicht sorbierter) Ammoniumionen permanent zu Nitrat oxidiert werden, wodurch ein winterlicher Anstieg der Ammoniumkonzentrationen verhindert wird. Eine vergleichbare ganzjährige und vollständige Nitrifikation wurde auch bei anderen Bodenfiltern beobachtet [BLEIF, A., 2003].
Aus dem in Abb. 23 erkennbaren winterliche Nitratanstieg kann geschlossen werden, dass an der Halenreie die Nitrifikation primär Sauerstofflimitiert ist (höhere O_2-Löslichkeit bei niedrigen Temperaturen), Effekte niedriger Temperaturen sind durch eine relativ konstante Bodenwärme abgeschwächt. Entscheidend für eine stabile Nitrifikation scheint demnach eine ausreichende Filterstärke in Verbindung mit aerobem Filtermilieu.

Resümierend ist festzustellen, dass auch im Winterbetrieb keine gewässerökologisch relevante Nitratbelastung des aufnehmenden Bachlaufs vorliegt und somit selbst eine potenziell temperaturlimitierte Filterbiologie noch stabile und zufriedenstellende Abbauleistungen erbringt.

4.2.5.2.2.2 CSB und BSB_5

Der über CSB und BSB_5 bestimmte Abbau organischer Verbindungen im Winterbetrieb zeigt uneinheitliche Reaktionen. Die erkennbaren BSB_5-Anstiege von Seg. I und Seg. II weisen auf eine temporäre Abnahme bakteriellen Kohlenstoffabbaus bei kühler Witterung hin, was im Einklang mit dem Schrifttum steht (z.B. [MUNLV, 2001; LFU, 2002; NAMUTH, M., 2006]).
Im Gegensatz hierzu sinkt der chemische Sauerstoffbedarf in den Abläufen beider Segmente kontinuierlich ab. Der Parameter CSB beschreibt den Anteil schwer abbaubarer Substanzen, deren Sauerstoffzehrung weitestgehend über die relativ temperaturunabhängige chemische Oxidation erfolgt. Bei kontinuierlicher Zufuhr schwerabbaubarer Substanz müsste demnach der CSB auch unter Winterbedingungen ein konstantes Niveau halten.
Das Absinken der CSB-Werte dürfte daher eine von absterbender Biomasse des Herbstlaubfalls verursachte, langsam abklingende Sauerstoffzehrung im RHB reflektieren [BAYLU, 2008B], was bei der Anlage Halenreie durch den umgebenden Altbaumbestand besonders zutrifft (vgl. Kap. 3.2.6.1.1; Abb. 12). Zusätzlich ist im Winter auf Grund häufiger Niederschläge relativ mehr Anlagenzufluss zu verzeichnen, so dass das Wasser im RHB weniger konzentriert und somit leichter abbaubar ist. Die beobachtete chemische Sauerstoffzehrung ist daher nicht auf Temperatureffekte zurückzuführen.
Als Indikator mikrobieller Aktivität verhält sich die biochemische Sauerstoffzehrung typisch für einen temperaturbeeinflussten Winterbetrieb, wogegen die mikrobielle Nitrifikation auch im Winterbetrieb günstige mikrobielle Leistungen bestätigt. Bemerkenswert ist dabei, dass unter Praxisbedingungen die mikrobiellen Umsetzungen von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen abweichende Temperaturabhängigkeiten zu haben scheinen (BSB_5: Kältehemmung; Nitrifikation: temperaturstabil), wobei die Ursachen für diese Desynchronisierung der C- und N-Umsetzungen an dieser Stelle nicht zu klären sind.
Es ist eine stabilere mikrobiologische Abbauleistung zu vermuten, da durch Mahd und Entfernung des Mähgutes die Bodenoberfläche im langen und kalten Winter 2009/'10 ohne Frostisolation war.

Zusammenfassend ist daher für den Bodenfilter Halenreie von stabilen mikrobiellen Stoffumsetzungen auch bei längerem Frost auszugehen, wobei eine angepasste Grünpflege wesentlich zur Stabilisierung mikrobieller Aktivität beitragen kann.

4.2.5.2.3 Einfluss der Vegetation

Der Zeitpunkt der Mahd lag kurz vor Beginn des winterlichen Ruhestadiums der Filtervegetation. Dadurch war es schwierig, eine durch die spätherbstliche Mahd bedingte Einschränkung der Vegetationsleistungen (z.B. Wurzelaufnahme oder Transpiration) eindeutig zu identifizieren. Daher stützt sich die folgende Diskussion auf Indizien für mögliche Effekte der Vegetationsentfernung, wünschenswert wären weitere Vergleichsdaten einer Sommermahd bei aktiver Vegetationsleistung.
Die beschriebenen Anstiege bei Nitrat sowie Phosphat können auf einer reduzierten Wurzelaufnahme beruhen und somit indirekt Folge der Vegetationspflege sein. Da sich die Pflanzen aber bereits in Winterruhe befanden [LARCHER, W., 1994] und die fehlende oberirdische Blattoberflächen einen rein physikalisch bewirkten Transpirationssog verhinderten, dürfte eine eingeschränkte Wurzelaufnahme nicht für den Anstieg von Nitrat- oder Phosphatgehalten ursächlich gewesen sein. Ebenfalls war eine NO_3-Nachlieferung aus dem Filterzufluss vernachlässigbar, da die winterlichen Nitratgehalte in den Drainageabläufen um bis zu Faktor 10x über den Zuflusswerten liegen (nicht dargestellt). Dominierend scheinen in diesem Fall die oben beschriebenen mikrobiellen Umsetzungen. Die Mahd hatte somit keinen direkten Einfluss auf die winterliche Reinigungsleistung durch den Wurzelentzug.

Trotz geringen Datenumfangs ließen sich aber Hinweise auf indirekte Effekte der Mahd finden, wenn die Kupfer- und Zinknachweise bei Seg. II als Spätfolge der Mahd verstanden werden. Eine intakte Pflanzendecke fördert die Evapotranspiration stark und verringert entsprechend die Abflussvolumen aus dem RBF [NAMUTH, M., 2006]. So zeigten Lysimeterstudien einen sprunghaften Anstieg der Sickerwasserbildung nach Ernte oberirdischer Pflanzenteile [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007]. Gleichzeitig hat der in Seg. II eingebaute Sand aufgrund seiner groben Körnung (0/8 mm, vgl. Tab. 8) eine geringe Schwermetalladsorption. Beide Faktoren begünstigten in Seg. II abwärtsgerichtete Schadstoffbewegungen im Filterkörper. Dagegen zeigte Seg. I unter identischen Umweltbedingungen keine Schwermetalldurchbrüche, da sein feinkörnigeres, agrosilhaltiges Filtermaterial die Schwermetalle auch bei höherer hydraulischer Belastung sicher fixiert.
Demnach kommt im Winterhalbjahr bei einer Kombination von Niederschlagsreichtum und eingeschränkter Vegetationsaktivität dem Filtersubstrat für eine stabile Schadstoffrückhaltung eine besondere Bedeutung zu. Nachteilig sind hierbei grobkörnige, schwach sorbierende Substrate.
Weitere indirekte Effekte der Mahd betreffen die fehlende Frostisolation und die Störung des oberflächennahen Mikroklimas. Die Mahd unterbricht auch die herbstliche Verlagerung von Nährstoffen aus den oberirdischen Pflanzenteilen in die Wurzelabschnitte, was sich nachteilig auf Exsudationsvorgänge in den Wurzelraum auswirken kann. Alle diese indirekten Effekte können die mikrobielle Aktivität im Bodenfilter senken, was die Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen negativ beeinflussen kann.
Zusammenfassend scheint die Mahd der Filtervegetation eher abiotische Filterkomponenten zu beeinflussen. Die Verbindung aus erhöhter Sickerwasserrate und ungünstigem Filtersubstrat wirkt sich nachteilig auf den Stoffrückhalt aus. Diese Beobachtung zeigt die Notwendigkeit einer gezielten Filterbepflanzung, da die Vegetation gemeinsam mit dem sie tragenden Boden eine entscheidende Schaltstelle im Wasserkreislauf darstellt [BLUME, H.P., 1992]. Zur Wahrung der Leistungsfähigkeit der Filtervegetation sollte allgemein auf eine Mahd bzw. die Entfernung des Mähgutes verzichtet werden (*vgl. Anlagenband: Kap. 3.3.4*).

4.2.6 Auswirkungen eines Feuerwehreinsatzes mit PFT-haltigen Löschmitteln im Einzugsgebiet

Die wasserlöslichen PFT verteilen sich über die Gewässerströmungen, weshalb sie im Brandfall besonders leicht in den Wasserkörper des RHB und anschließend über das Bewässerungssystem in den Substratkörper der Bodenfilter eingetragen werden. So weisen das RHB und die Filterabläufe zwei Tage nach dem Feuerwehr-Einsatz übermäßige Belastungen auf, die bei BSB_5, CSB und TOC über Hamburger Autobahnabflüssen liegen [STACHEL ET AL., 2007].
Aus Tab. 35 lassen sich drei Wirkungen des Löscheinsatzes auf die Bodenfilteranlage Halenreie ableiten.

4.2.6.1 Direkte Chemikalienwirkung

Der Zufluss PFT-haltigen Löschwassers hat eine direkte Wirkung über seine extreme Sauerstoffzehrung und als tensidisches Lösemittel.
Auf Grund ihrer C-F-Bindungen sind PFT (bio)chemisch relativ beständig, was beim mikrobiellen Abbau durch extrem starke Sauerstoffzehrung zu erheblichen Gewässerbelastungen führt [UBA, 2009]. Dies macht sich unmittelbar nach dem Löschwasserzufluss in 6fach erhöhten BSB_5 und CSB-Werten im RHB bemerkbar. Nach Beschickung der beiden Bodenfilter ist auch hier eine O_2-Zehrung in etwa halber Intensität des RHB messbar. Nach diesem Kriterium haben die Bodenfilter demnach eine gewisse Wirkung gegenüber PFT.
Der sich schnell normalisierende BSB_5 im RHB deutet an, dass der Löschschaum nach 4 Wochen bereits weitestgehend abgebaut ist, was durch die fehlenden analytischen Nachweise von PFOS / PFOA am 04.08. unterstützt wird. (Der abweichende chemische Sauerstoffbedarf wird weiter unten diskutiert).
Direkte Chemikalienwirkung zeigt das PFT auch als Lösevermittler für Organika. Es ist von den hydrophoben PAK bekannt, dass deren Löslichkeit und Mobilität durch Tenside erhöht ist

[BLUME, H.P., 1992]. So sind zwei Tage nach Zufluss der perfluorierten Tenside extreme Anstiege bei den PAK zu beobachten, interessanterweise im RHB und im hydraulisch schwach belasteten Seg. II mit einer zeitlichen Verzögerung (Tab. 35).
Ähnlich steigen die Konzentrationen hydrophober MKW im Wasser des RHB um den Faktor 30x, in den Drainagen der Bodenfilter sogar um Faktor >100x. Da ein Zufluss von MKW von der Brandstelle auszuschließen ist und PAK erst mit einer zeitlichen Verzögerung im RHB nachweisbar sind, handelt es sich bei beiden Stoffklassen um Rücklösung sediment-/substratgebundener Rückstände. Dieses Phänomen erklärt auch, das sich im Abfluss von Seg. II die höchsten PAK-Konzentrationen (94 ng x l^{-1}) finden. Das Substrat dieses Segmentes akkumuliert seit 1996 Schadstoffe, wobei im Jahr 2009 (nach der Havarie) im Zulaufbereich 0,2 mg x kg^{-1} PAK (Σ) ermittelt worden sind (in Kap. 3.3.1.2, nicht dargestellt), was dem doppelten Gehalt des zeitgleich in Seg. I ermittelten Maximalwertes (0,09 mg x kg^{-1} PAK) entspricht.
Das im Vergleich mit den MKW verzögerte Auftreten der PAK dürfte in deren deutlich geringeren Wasserlöslichkeiten und intensiverer Oberflächensorption liegen, die Remobilisierungen auch bei Anwesenheit von Tensiden erschweren. Ähnlich sprechen auch die sehr hohen BpA-Konzentrationen für eine Remobilisierung aus dem RHB-Sediment hin, da aus der Literatur bekannt ist, dass sich hier häufig Spuren von BpA finden, von denen Restmengen im Gewässer gelangen [UBA, 2009].

4.2.6.2 Stoff- und Partikeleintrag

Der Löschwasserzufluss bewirkt zusätzlich indirekte Sauerstoffzehrungen. Die Brandstelle war ein schilfgedecktes Haus, wodurch sich die hohe organische Zuflussbelastung erklärt, gemessen als TOC und $N_{ges.}$ Mitgeführte Ruß- und Brandpartikel von der Brandstelle sind verantwortlich für eine länger anhaltende Verdoppelung der AfS-Gehalte im RHB (und kurzfristig in den Bodenfiltern). Das Verhältnis CSB:BSB_5 im RHB (6,4:1) deutet auf einen hohen Anteil mikrobiell schwer abbaubarer Verbindungen hin, die deshalb lange im RHB verbleiben. Somit scheint die rund drei Monate konstant hoch bleibende Konzentration verkohlter Schwebstoffe Ursache für die im Vergleich mit den BSB_5-Werten verlängerte chemische Sauerstoffzehrung zu sein.

4.2.6.3 Hydraulischer Stress

Der stoßartige Zufluss von 250 m^3 Wasser bewirkt Turbulenzen im RHB, die zur Resuspension strömungsnaher, z.T. anaerober Sedimentbereiche führen. Auch diese Effekte tragen durch erhöhte Schwebstoffgehalte indirekt zu den Zehrungsprozessen bei.
Weitergehende ökotoxikologische Aussagen sind nicht möglich. Perfluorierte Chemikalien gelten als sehr giftig („PBT-Stoff“) und haben sich als Fortpflanzungsgefährdend erwiesen Die Kombination dieser beiden Eigenschaften kann zu langfristigen Umweltschäden führen. Daher besteht ein niedriger Trinkwasser-Vorsorgewert (PFOA: 0,1 µg x l^{-1}) [UBA, 2009]. Diese Konzentration konnte aber an der Halenreie bereits nach einem Monat nicht mehr nachgewiesen werden.
Das geschilderte Ereignis ist ein Beispiel einer extremen Gewässerbelastung durch eine Havarie mit wassergefährdenden Substanzen. Bodenfilteranlagen sind für diese außergewöhnlichen stofflichen Belastungsspitzen nicht geplant. Daher ist die Forderung zu unterstützen, kontaminiertes Löschwasser zurückzuhalten oder in Havariebecken zu separieren [DR. STHAMER, 2009; GÜNTHER ET AL., 2009], um einen stabilen Anlagenbetrieb zu gewährleisten.
Für die Anlage Halenreie werden solche Präventivmaßnahmen und konstruktive Vorkehrungen zur Löschwasserseparierung im *Anlagenband (Kap. 3.1.3)* diskutiert.

4.3 Bodenfilter:
Feststoffuntersuchungen

4.3.1 Untersuchungen zur Substratentwicklung

4.3.1.1 Entwicklungsdynamik der Substrate

Das mineralische Filtergerüst erweist sich als strukturstabil, da es am Ende des Untersuchungszeitraums mengenproportional dem Einbaumaterial entspricht, Einflüsse der hydraulischen Betriebsbedingungen sind nicht erkennbar. Eine Ausnahme bildet der Bereich der Schluff- und Tonfraktion (U+T, <0,063 mm), wo eine deutliche Verschiebung des Korngrößenmusters stattgefunden hat. Dies reflektiert u.a. den Schwebstoffeintrag aus dem RHB, wie ein Vergleich mit den Sedimentdaten des RHB zeigt. An der Entnahmestelle „2“ weist das Sediment rund 10% Partikel <0,063 mm auf, was auf einen entsprechenden Schwebstoffgehalt an dieser Stelle hinweist (Abb. 27). Da die Zunahme relativ gleichmäßig sowohl im Hochlastsegment wie auch im Normalsegment in allen beprobten Tiefen auftritt, sind Effekte unterschiedlicher Bewässerungsintensitäten auszuschließen. Die tiefe Partikelinvasion deutet auf eine Limitierung der mechanischen Substratfiltration im Bereich eines Äquivalentdurchmessers von <0,063 mm hin.

Die abführenden Drainagen reflektieren diese Zunahme der Feinststoffe im Filter z.Zt. nicht, da kein systematischer Anstieg des Schwebstoffgehaltes zu beobachten ist (Tab. 25). Entsprechend zeigen auch die Untersuchungen zur Entwicklung des k_f-Wertes (vgl. Kap. 3.3.1.3), dass mit der Zunahme der kolmationswirksamen Schluff- und Tonfraktion [BAYLU, 2008B] im Filterkörper bisher keine hydraulische Sperre verbunden ist, Kolmationsphänomene oder undurchlässige Verkrustungen sind nicht erkennbar.

Die beobachtete oberflächennahe Anreicherung mit organischer Substanz entspricht Angaben einer maximalen Eindringtiefe von 5 cm bei sandigen Substraten [BAYLU, 2008B]. Die zu Beginn beobachtete starke $C_{org.}$-Abnahme dürfte auf einer intensiven Mineralisierung leicht abbaubarer Kompostbestandteile beruhen, die unter den herrschenden Bedingungen an der Filteroberfläche (Sauerstoffreichtum, Wasser, Temperatur, Krümelstruktur) mikrobiell optimal abgebaut werden können.

Wie die unterschiedliche Entwicklung zwischen der regelmäßig bewässerten Hochleistungsfläche und dem eher trockenen Normalsegment zeigt, ist die anschließende stärkere Humusanreicherung der Hochleistungsfläche mit der intensiveren Bewässerung verbunden. Einerseits wird über die Bewässerung organische Feinsubstanz eingetragen, anderseits gelangen von der zwischenzeitlich gut entwickelten Filtervegetation vermehrt organische Bestandsanfälle auf und in die Filteroberfläche.

Über die Humusakkumulation ist das Bewässerungsregime indirekt auch für die leicht absinkende Bodenreaktion auf der Hochleistungsfläche verantwortlich. Die angereicherte organische Substanz setzt Protonen in Form organischer Säuren sowie bei der oberflächennahen Nitrifikation frei [NAMUTH, M., 2006]. Zusätzlich erfolgt ein Eintrag von Protonen durch das schwach saure Wasser des RHB.

Ähnlich der Bodenreaktion, dürfte die Bewässerungsintensität auch indirekt für die Carbonatverwitterung ursächlich sein. Diese beruht auf der protolytischen Reaktion von Carbonaten mit Wasser sowie eingetragenen oder biogenen Säuren (vgl. Bodenreaktion). Da durch die intensive Bewässerung der Oberboden der Hochleistungsfläche biologisch hoch aktiv und organische Säuren freigesetzt werden, ist hier auch der stärkste Carbonatabbau zu beobachten. Dies bestätigen auch die etwas höheren Carbonatgehalte in dem weniger intensiv bewässerten hinteren Beet, wo sich vermutlich aufgrund geringerer Bodenatmung auch oberflächlich noch Carbonatgehalte von 0,5 - 2 M-% nachweisen lassen.

Die in Seg. I beobachtete Ausbildung einer organischen Auflage (und vergleichbarer mineralischer Sedimente) modifiziert die Filtereigenschaften, wobei noch ungenügende Erkenntnisse über deren Einfluss auf den Stoffrückhalt bestehen [GROTEHUSMANN, D., KASTING,

U., 2009]. Diese mineralischen und organischen Auflagen können als Sekundärfilter wirken. Dieser ist biologisch hoch aktiv und weist eine hohe Stoffbindungskapazität bei gleichzeitig hoher hydraulischer Belastbarkeit auf. Ein nicht zu unterschätzender Faktor ist die mit dem organischen Sediment verbundene höhere Wasserspeicherkapazität, die auch für die Pflanzenversorgung bedeutsam ist [BAYLU, 2008; BLEIF, A., 2003; STEINER, M., GOOSSE, P., 2009].

4.3.1.2 Schadstoffverhalten in den Filtersubstraten

Die Bodenmatrix beeinflusst durch die mechanische Filtration partikulärer Wasserinhaltsstoffe im Porensystem sowie chemisch-physikalische (Adsorption, Ionenaustausch, Fällung, Komplexierung) und biologische Prozesse (Abbau, Transformation, Aufnahme) die Reinigungskapazität. Zusätzlich erfolgt eine „indirekte Bindung" von Wasserinhaltsstoffen durch die Wasserspeicherkapazität des Bodenkörpers, wodurch sich die Kontaktzeit verlängert und Sorption, Aufnahme und (mikro)biologischer Abbau begünstigt werden.

In Niederschlagsabflüssen liegen die hydrophoben **PAK** überwiegend in partikulär gebundener Form vor [MUNLV, 2003], die bereits wirkungsvoll im RHB-Sediment abgeschieden wird (vgl. Tab. 37, 46). Die Filter werden daher über schwebstoffgebundene PAK nur noch schwach belastet. Für die nachgewiesene oberflächennahe Eingrenzung der PAK sind die mechanische Filtration im Porensystem und die Sorption entscheidend. Bei der Filtration entfernen Mittelsande PAK-haltige Partikel >5 µm bereits an der Filteroberfläche, wobei die Invasionsschichten 1 bis 2 cm mächtig sind [WOZNIAK, R., 2008]. Gleichzeitig bietet hier die organische Substanz effektive hydrophobe Sorptionsoberflächen zur PAK-Bindung.

Nachweisbar sind nur mikrobiell schwer abbaubare, hochkondensierte PAK-Spezies, niedrigkondensierte PAK dürften im biologisch hochaktiven Filter durch zügige Metabolisierung und Ausgasung effektiv dezimiert worden sein. Die Beprobungen lassen bei den PAK trotz kontinuierlicher Bewässerung keinen Anstieg der Konzentrationen feststellen. Es scheint sich ein dynamischer Plateauwert mit ausgeglichener Bilanz zwischen Zufuhr und mikrobieller Umsetzungen (oder z.T. Ausgasung) ausgebildet zu haben, so dass keine weitere Anreicherung stattfindet.

Die **MKW**-Konzentrationen der obersten Filterschicht liegen bis zum Faktor 500x über denen der PAK (Tab. 41), was auf der höheren Wasserlöslichkeit der eingetragenen MKW beruht. Ihr Verhalten im Bodenfilter dürfte analog zu den PAK zur Ausbildung eines oberflächennahen Fließgleichgewichtes führen. Weitergehenden Aussagen zu zwischenzeitlichen Effekten hydraulischer Hochlast oder MKW-Anreicherungstrends sind aus der einmaligen Bestimmung der MKW nicht abzuleiten.

Eine Mobilisierung der adsorptiv gebundenen PAK durch die regelmäßig im RHB nachgewiesenen Lösevermittler (anionische Tenside: 1,5 mg x l^{-1}) ist aus den vereinzelten PAK-Befunden in den Drainagen nicht abzuleiten. Eine Ausnahme bildet der kurzzeitige und massive Zufluss tensidhaltigen Löschwassers, in dessen Folge hohe Konzentrationen von PAK (und MKW) in den Drainagen nachgewiesen wurden (vgl. Kap. 3.2.7). Demnach bergen diese „gebundenen" Rückstände das Risiko einer sekundären Kontamination, die zu unerwarteten Effekten führen kann. Die Rückstände verlieren ihre potentielle Bioverfügbarkeit nur durch vollständige Mineralisation, Auswaschung und Ernteentzug.

Da **Schwermetalle** im Gegensatz zu den oben beschriebenen MKW und PAK biologisch nicht abbaubar sind, wird ihr Verhalten von der physiko-chemischen Adsorption dominiert, wobei die Schwermetalle durch Kationenaustausch dem Sickerwasser entzogen werden. Dabei bildet sich in der Filtermatrix ein kontinuierlich anwachsendes Depot aus reversibel gebundenen Schwermetallen, welches u.U. auch Schwermetalle freisetzen kann. Diese oft beschriebene Schwermetallanreicherung in den Filtersubstraten (z.B. zitiert in: [HILLER ET AL., 2001]) ist auch an der Halenreie nachzuweisen. So steigen in kurzer Zeit die Substratgehalte bei Blei um Faktor 20x und bei Kupfer um Faktor 50x (Tab. 42). Zumindest Zink zeigt eine erhöhte Depotbildung in der agrosilhaltigen Oberbodenschicht, wie ein Vergleich mit der Invasionsschicht 0 - 5 cm eines sandigen Filters belegt. Hier steigt die Zinkkonzentration in vier Betriebsjahren von 8,2 mg x kg^{-1}

auf 162 mg x kg^{-1} (Faktor 20x) [LAMBERT, B., 2009]. An der Halenreie liegt bei Zink für die vergleichbare Schicht 0 -10 cm in einem kürzeren Zeitraum eine Anreicherung um Faktor 130x vor (Tab. 42). Diese Beobachtung stützt den positiven Effekt des Agrosil als schwermetallbindendes Agens.
Der beobachtete Anstieg bei Eisen hat den positiven Begleiteffekt, dass sich hierdurch bei gleich bleibender Durchlässigkeit die Stoffbindungskapazität insbesondere für Phosphat erhöht [BAYLU, 2008B; STEINER, M., GOOSSE, P., 2009]. Im Filtersubstrat dokumentiert sich die Eisenanreicherung in Form braungefärbter Eisenkonkretionen (Abb. 26).
Die an der Halenreie auftretenden Tiefengradienten bei den Schwermetallkonzentrationen entsprechen Angaben zum RBF Ensheim, wo auch nach 4 Betriebsjahren etwa ab einer Tiefe von 10 cm die Konzentrationen von Cu, Zn und Pb dem sandigen Ausgangssubstrat entsprachen [SCHMITT ET AL., 2005]. Auch der schwächer ausgeprägte Entfernungsgradient für Cu und Zn (Tab. 44) wird durch die Literatur gestützt. So ist bei Cu, Zn und Pb der zulaufnahe Bereich oberflächlich deutlich höher belastet als der Ablaufbereich, wobei aber auch Effekte der höheren hydraulischen Belastung dieses vorderen Filterbereiches mitverantwortlich sind. Die allgemein höhere Belastung der Oberfläche ist primär auf oberflächennahe Sorption gelöster Stoffe sowie Filtration feinpartikulärer Stoffe zurückzuführen [GROTEHUSMAN, D., KASTING, U., 2009]. In ähnlicher Weise zeigen die Schwermetalldaten an der Halenreie auch einen Entfernungsgradienten zwischen Seg. I und Seg. II (Tab. 42 und 43). So ist das vordere Seg. I nach rund 2 Betriebsjahren ähnlich belastet wie das hintere Seg. II nach 14 Betriebsjahren. Ursache dürfte auch hier die festgestellte inhomogene Flächenbeschickung (Kap.3.1.2.3) sein, die zu erheblich höheren Stoffeinträgen in Seg. I führt.

4.3.1.3 Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert

Die Wasserdurchlässigkeit des Sickerraumes ist eine wesentliche quantitative und qualitative Anforderung für die Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern. Der versickerungstechnisch relevante k_f-Bereich liegt zwischen 1,5 x 10^{-4} – 1 x 10^{-5} m x sec^{-1} [MUNLV, 2003] bzw. 1 x 10^{-3} – 1 x 10^{-6} m x sec^{-1} [ATV-A 138].
Entsprechend ist der an der Halenreie eingebaute Sand ein schnelldrainendes Material am oberen Optimum des empfohlenen k_f-Bereichs. Diese sehr hohe primärkornbedingte hydraulische Leitfähigkeit kann für die Anlagendimensionierung vorteilhaft sein, da bei gleichem Infiltrationsvolumen der Flächenbedarf reduziert werden kann. Somit sind selbst bei Starkregenereignissen die notwendigen Voraussetzungen für eine unbedenkliche Oberflächenentwässerung gewährleistet.
Das beobachtete Absinken der Permeabilität in der Einfahrphase beruht auf baubedingten Verdichtungen durch Maschinen oder hohen Begehungsfrequenzen, Substratstrukturierungen und Partikelinvasionen sowie der Ausbildung oberflächlicher Sedimente oder porenverengender Biofilme [MUF, 2002, FEHR ET AL., 2003, ORB, R., 2009]. Weiterhin wurde aber die Durchlässigkeit des Einbausandes nach HAZEN geschätzt, wobei die Lagerungsdichte nicht berücksichtigt ist.

Das Einbaumaterial ist im Dauerbetrieb strukturstabil und zeigt auch nach winterlicher Chloridbelastung bisher keine Anzeichen von Kolmation.

So entsprechen die nach Ende der hydraulischen Hochleistungsphase ermittelten K_f-Werte weiterhin einem gut durchlässigen Substrat und liegen in der Größenordnung der am 10 Jahre eingefahrenen Seg. II ermittelten Durchlässigkeiten („2006“ in Tab. 45). Auffällig bei den Daten von 2006 ist, dass sich Unterschiede der ursprünglich eingebauten Filtersande (Seg.I: feinkörnig, Seg. II: grobkörnig) in der k_f-Bestimmung nahezu egalisiert haben. Allgemein ist die hier beobachtete Permeabilität typisch für eingefahrene Bodenfilter, wie Vergleiche mit den Bodenfiltern Geilenkirchen-Flahstrasse (2 x 10^{-5} m x sec^{-1}) sowie Sinsheim-Waldangelloch und Fulda-Fellenweg (3 x 10^{-5} m x sec^{-1}) (zit. in: [LIEBESKIND, M., 2001]) belegen. Es ist von Pflanzenkläranlagen bekannt, dass sich bei ihnen unabhängig vom Filtersubstrat aufgrund von mikrobiellem und Wurzelwachstum ein mittlerer $k_f \approx 5 \times 10^{-5}$ m x sec^{-1} einstellt [MUNLV, 2003]. Unter Praxisbedingungen scheint demnach aus einer Selbstoptimierung mineralischer und

biologischer Faktoren ein günstiger k_f-Bereich zu resultieren, der auch als Indikator für die hydraulische Funktionsfähigkeit geeignet ist. Dies unterstreicht auch die Bedeutung einer leistungsfähigen Bepflanzung als substratlockernde Komponente.
Bei den aktuellen Stapelhöhen (vgl. Kap. 3.1.2.4) betragen die hydraulischen Flächenbelastungen 7,9 x 10^{-7} m x sec^{-1} (Seg. I) bzw. 3,7 x 10^{-7} m x sec^{-1} (Seg. II). Der Vergleich mit dem k_f-Wert der Substrates von Seg. I (2,5 x 10^{-5} m x sec^{-1}) zeigt noch große hydraulische Kapazitäten des Filtersubstrates. Unter Berücksichtigung notwendiger Stillstandzeiten und Trockenphasen der Filter kann man vermutlich davon ausgehen, dass Seg. I die 20-fache Wassermenge problemlos infiltrieren könnte. Daher ist auch eine mögliche 30%ige Abnahme der Durchlässigkeit im Winter aufgrund von Bodenfrost [STEINER, M., GOOSSE, P., 2009] oder ein Absinken der Durchlässigkeit im Zusammenhang mit einem durch Überflutung verursachten Lufteinschluss [NAMUTH, M., 2006] an der Halenreie vernachlässigbar.

4.4 Filterbepflanzung

4.4.1 Untersuchungen zur Etablierung der Filtervegetation

Die vegetationskundlichen Untersuchungen konzentrierten sich auf die mit der Einrichtung des Filters eingebrachten vier „Zielarten“ und Helophyten *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum*. Maßgeblich stand hierbei das Ausbreitungs- bzw. Dominanzverhalten dieser Arten auf der Filterfläche im Vordergrund. Ausbreitung und Dominanz wurden über den Deckungsgrad einer Deckungsgradskala in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (vgl. Kap. 2.5.6.5) ermittelt. Neben den vier Zielarten wurden außerdem eingewanderte Arten, jeweils als Gruppen zusammengefasst in Süß- und Sauergräser, sonstige Krautige, Gehölze und Moose, in die Untersuchungen einbezogen. Zu berücksichtigen ist, dass die hier dargestellten Ergebnisse eine Momentaufnahme des Vegetationszustandes auf dem Filter darstellen. Die Bepflanzung allgemein ist kein stabiles Gebilde, sondern ständigen Veränderungen unterworfen. Lediglich drei Vegetationsperioden zwischen Filteraufbau und Aufnahmen spiegeln einen sehr kurzen Zeitraum für vegetationsdynamische Prozesse dar.

Phalaris arundinacea

Im März 2008 wurde das Filtersegment I unmittelbar nach dem Substrateinbau bepflanzt. Dominierend wurde hierbei *Phalaris arundinacea* verwendet (Abb. 17). Bereits nach wenigen Monaten im Frühjahr mussten die noch wenig angewachsenen und daher stressanfälligen *Phalaris*-Stauden bei anhaltend trockener und warmer Witterung einen massenhaft auftretenden Blattlausbefall überstehen (Abb. 28, 29). In der Folge wurden bis dahin ausgetriebene oberirdische Pflanzenanteile innerhalb weniger Wochen weitestgehend vernichtet. Mit einsetzendem feuchteren, kühleren Juliwetter und gleichzeitigem Rückgang der Blattlausplage setzte anschließend eine zügige und umfassende Erholung des *Phalaris*-Bestandes durch Neuaustrieb bis zum Spätsommer ein (Abb. 30). Als tiefwurzelnde Röhrichtart bevorzugt *Phalaris arundinacea* u.a. sickernasse, nährstoffreiche, stickstoffreiche Standorte [CONERT, H.J., 1998]. Insbesondere Feuchtigkeit in tieferen Bodenschichten vermag das Rohrglanzgras mit seinen langen Wurzeln für sich zu nutzen. Es gedeiht gut auf oberflächlich trockenen tiefgründig-durchlässigen Böden [KLAPP, E., VON BOBERFELD, O., 1990]. Entsprechende, für *Phalaris* ideale Verhältnisse wurden mit dem 30 cm hohen Sohleinstau im Filter während der Vegetationszeit sowie einer regelmäßigen Beaufschlagung mit nährstoffreichem Wasser während der Bewässerungskampagnen geschaffen. Darüber hinaus verhinderten die guten Draineigenschaften des Filtersubstrates einen lange anhaltenden Überstau während der Beaufschlagungsphasen. Diese günstigen Bedingungen vorfindend, entwickelte sich in der zweiten Vegetationsperiode bis zum Spätsommer 2009 ein kräftiger und insbesondere im Juni/Juli reichlich blühender Bestand, wobei die Halme oft Längen zwischen 150 - 200 cm erreichten (Abb. 31). Umso unerwarteter erfolgte während der Vegetationsperiode 2010 ein zum Teil gravierender Bestandsrückgang in vielen Bereichen der Hochleistungsfläche. An vielen Stellen trat von einem Jahr auf das andere *Poa trivialis* deutlich dominierend in Erscheinung (Tab. 49). Die Haupt-

ursache des Bestandsrückgangs von *Phalaris arundinacea* liegt vermutlich in einer nachteiligen Verknüpfung mehrerer Faktoren begründet. Eine Mahd der gesamten Filtervegetation mit sehr niedriger Schnitthöhe im Herbst 2009 korrelierte zeitlich mit den regelmäßigen Bewässerungskampagnen des Hochleistungsegments. Infolge der wiederholt vorgenommenen Bewässerungen mit kurzzeitig hohen Beaufschlagungsmengen gelangte das Wasser nach dem sehr kurzen Rückschnitt vermutlich weitläufig in das durch die Mahd zum Teil beschädigte Rhizom- und Durchlüftungssystem der Wurzeln von *Phalaris* und richtete dort aufgrund der unterbrochenen Luftzufuhr große Schäden an. Darüber hinaus sorgte ein langer Winter mit niedrigen Temperaturen (vgl. Abb. 20 und 21) allgemein für ein spätes Austreiben von *Phalaris*, beginnend im Mai, während sich das gegen Kälte unempfindlichere *Poa trivialis* bereits im Februar mit charakteristischen Büscheln und Teppichen auf den betroffenen Stellen ausbreitete. Für das Rohrglanzgras ergaben sich somit erschwerte Startbedingungen im Frühjahr zur Behauptung alten Terrains, da erhebliche Flächenanteile bereits von *Poa* bedeckt waren. Für eine langfristige und stabile Bestandsentwicklung könnte sich jedoch das weite Spektrum der vorherrschenden Feuchteverhältnisse auf dem Filter für *Phalaris* mit seiner weiten ökologischen Amplitude für Bodenverhältnisse als vorteilhaft erweisen. Mit seinen weit in die Tiefe und feuchtere Zonen hinabreichenden Wurzeln dürften in Zukunft auftretende Trockenzeiten gut überstanden werden, während *Poa* als relativ flach wurzelndes Gras dann vermutlich empfindlich auf Trockenheit reagiert und sich der Bestand zurückbildet.

Iris pseudacorus

Die Sumpf-Schwertlilie bevorzugt als ausdauernde Art feuchte bis nasse Standorte, gedeiht aber auch gut im stehenden Wasser (bis ca. 40 cm Tiefe) und ist in der Lage aufgrund ihrer breiten ökologischen Amplitude auch länger anhaltende Trockenheit zu überstehen. Dies sind ideale Voraussetzungen für den Einsatz auf Bodenfiltern, auf denen in niederschlagsarmen Zeiten auch längere Trockenphasen vorherrschen können. Diesen Bedingungen gut angepasst, haben sich die 2008 gesetzten Pflanzen innerhalb von drei Vegetationsperioden bis 2010 größtenteils zu kräftigen Horsten mit einem dichten Bestand auf der Filterfläche entwickelt (Tab. 50). Insbesondere auf dem Hochleistungssegment fanden sich auf den untersuchten Aufnahmeflächen sehr hohe Deckungsgrade. Auch auf dem Normalsegment belegen die Deckungsgrade eine gute Entwicklung. Allerdings ist der Bestand im Vergleich zur Hochleistungsfläche weniger stark ausgeprägt. Dies ist vermutlich eine Folge der erhöhten Bewässerung während der Hochleistungsphase bzw. den daraus resultierenden feuchteren und damit für *Iris* günstigeren Verhältnissen im Filtersubstrat der Hochleistungsfläche.
Die frühzeitige Ausbildung charakteristischer, kräftig ausgebildeter Horste, wie sie für die Schwertlilie allgemein üblich sind, war beabsichtigt und wurde durch die spezielle Anlage von Clustern bei der Bepflanzung (4 x 1 m^2) bereits nach 2-3 Jahren erreicht (Abb. 38). In ihrem horstartigen Verbund soll sich die Sumpf-Schwertlilie gegenüber anderen konkurrenzstarken Arten, auch im Hinblick auf potenzielle Einwanderer, über lange Zeit am Wuchsort gut behaupten. Bisher deuten die Untersuchungen auf einen ausdauernden Erfolg hin.

Lythrum salicaria* und *Epilobium hirsutum

Anhaltend hoher Druck durch Wildfraß lässt eine durchgreifend positive Entwicklung des *Lythrum*-Bestandes auf den ursprünglich mit dieser Art bepflanzten Flächen für die Zukunft nicht erwarten. Auch für *Epilobium hirsutum* ist aufgrund der hohen Ausfälle auf absehbare Zeit nicht mit einer Bestandsbildung, wie ursprünglich vorgesehen, zu rechnen. So bietet sich für andere Arten die Möglichkeit diese offenen Bereiche zu besetzen. Während z.B. das invasive *Phalaris arundinacea* über kriechende Ausläufer von den Seiten einwandert (gilt als Kriechwurzelpionier für offene Flächen), kann sich das gegen Winterkälte unempfindlichere *Poa trivialis* (ebenfalls ein Erstbesiedler offener Flächen) über Samenflug zügig über größere Flächenanteile ausbreiten, schnell dichte Filzteppiche ausbilden und somit das weitere Einwandern bzw. die fortschreitende Ausbreitung von *Phalaris* und anderer Arten unterdrücken. Aus Tab. 53 geht die dominante Stellung von *Poa trivialis* mit ihren hohen Deckungsgraden deutlich hervor. Allerdings

beschränkt sich diese Dominanz auf die Hochleistungsfläche, während beide Gräser in ihrem invasiven Bestreben auf der Normalfläche etwa gleichauf liegen.

Abbildung 38: Gut im Wuchs; *Iris pseudacorus* mit typischer Horstbildung auf dem Filter.

Eingewanderte Arten

Auf fast allen untersuchten Flächen von Segment I fanden sich eingewanderte Arten. In der Regel waren sie in geringer Individuenzahl vorhanden. Eine Ausnahme bildet *Poa trivialis*. Durch zum Teil massenhaftes Auftreten mit hohen Deckungsgraden nimmt es unter den eingewanderten Arten eine Sonderstellung ein. Auf *Poa trivialis* wird nachfolgend noch genauer eingegangen.

Vielen invasiven Arten ist die Vorliebe für feuchte bis nasse Standorte mit einem reichen Angebot an Nährstoffen, v.a. Stickstoff, gemein [CONERT, H.J., 1998; KLAPP, E., VON BOBERFELD, O., 1990; ELLENBERG, H., 1986]. Darüber hinaus charakterisieren zahlreiche Arten als Pioniere bzw. Erstbesiedler den Ruderalcharakter der künstlich angelegten Filterfläche mit z.T. offenen Sandflächen. Kleine Vorkommen von *Urtica dioica* (Große Brennnessel) und *Calystegia sepum* (Gemeine Zaunwinde) fanden sich sowohl auf dem Filtersegment I als auch auf den schilfbestandenen Filtersegmenten II-IV. *Urtica dioica* gedeiht auch auf zeitweilig überfluteten Standorten und wird zu den helophytischen Repositionspflanzen gezählt [WISSING, F., HOFMANN, K., 2002].

Poa trivialis

Die schnelle und ausgeprägte Bestandsbildung von *Poa trivialis* mit Beginn der Vegetationsperiode 2010 auf dem Filtersegment I macht eine intensivere Betrachtung im Vergleich zur übrigen eingewanderten Begleitvegetation notwendig. Vor allem in den offenen Lücken der ursprünglich mit *Lythrum* und *Epilobium* bepflanzten Flächen hat sich *Poa trivialis* als Erstbesiedler [CONERT, H.J., 1998] meist flächig ausgebreitet. Von diesem Phänomen waren außerdem auch Flächen auf dem Hochleistungssegment betroffen, die ursprünglich mit *Phalaris* bepflanzt waren (Tab. 49 und 53). *Poa trivialis* bevorzugt nährstoffreiche, feuchte bis nasse Standorte [KLAPP, E., VON BOBERFELD, O, 1990]. Dies entspricht den Bedingungen, wie sie auch auf dem Filter vorherrschen. Das Gras keimt normalerweise bereits im Herbst oder im zeitigen Frühjahr [ELSÄßER, M., 2004]. Schon im Februar/ März 2010 fanden sich an zahlreichen Stellen des Filters die charakteristischen, kurzen, rasigen, halmlosen Triebbüschel, welche sich aus Samen entwickeln. Ausgehend von diesen Büscheln bildeten sich an verschiedenen Stellen früh filzige Polster und Teppiche, von denen mit Hilfe oberirdischer Stolonen schnell weitere Flächen besiedelt wurden (Abb. 39). Das dominierende Auftreten von *Poa trivialis*, oft in Form geschlossener Vegetationsdecken, machte das Gedeihen anderer Arten auf den betroffenen Flächen schwierig. Allerdings fanden sich mit dem Fortgang der Vegetationsphase an einigen Stellen vereinzelt Triebe von *Phalaris arundinacea*, die die dichte Vegetation von *Poa trivialis*

durchwachsen konnten (Abb. 40). Es bleibt abzuwarten, ob *Phalaris* in den kommenden Jahren seinen Bestandseinbruch auf der Hochleistungsfläche kompensiert und Flächen von *Poa* „zurückerobert". Als tiefwurzelndes Gras [KLAPP, E., VON BOBERFELD, O., 1990] besitzt Phalaris gegenüber *Poa* vor allem während länger anhaltender Trockenphasen Vorteile, da letzteres relativ flach wurzelt, empfindlich auf Trockenheit reagiert und dann oft größere Lücken hinterläßt [ELSÄßER, M., 2004]. Vorstellbar ist stellenweise zudem ein dauerhaftes Nebeneinander beider Arten. *Poa trivialis* tritt unter natürlichen Gegebenheiten auch als Begleitart von Rohrglanzgras-Röhricht-Gesellschaften (*Phalaridetum arundinaceae*) in Erscheinung [WSA BREMERHAVEN 2006].

Abb. 39: Bereits im Frühling bildet *Poa trivialis* dichte rasenartige Teppiche auf der Filterfläche (Hochleistungssegment).

Abb. 40: Einzelne Triebe von *Phalaris arundinacea* durchwachsen das niederliegende und vertrocknete *Poa trivialis*.

Tabelle 66: Ökologische Eigenschaften von *Phalaris arundinacea* und *Poa trivialis* [ELLENBERG ET AL. 1991; ELSÄßER, M, 2004; KERCHER, S., ZEDLER, J., 2004; KLAPP, E., VON BOBERFELD, O., 1990; CONERT, H.J. ,1998].

Phalaris arundinacea L.	*Poa trivialis* L.
tiefwurzelndes Gras mit stark ausgeprägtem Durchlüftungssystem in den Wurzeln	flachwurzelndes Gras ohne ausgeprägtes Durchlüftungssystem in den Wurzeln
kann Austrocknung des Bodens zeitweise überstehen	empfindlich gegen zeitw. Austrocknung des Bodens
nicht wintergrün	in milden Lagen wintergrün
ausdauernd	ausdauernd
Zeigerwerte nach Ellenberg Halblichtpflanze L7 Nässezeiger, Überschw.-Zeiger F9u stickstoffreiche Standorte N7	*Zeigerwerte nach Ellenberg* Halbschatten- bis Halblichtpflanze L6 Feuchtezeiger F7 stickstoffreiche Standorte N7

Fazit

Die bisherigen vegetationskundlichen Untersuchungen und Beobachtungen an den Pflanzenbeständen des Bodenfilters deuten darauf hin, dass sich *Iris pseudacorus* mit ihren horstartigen Verbänden ausdauernd auf der Fläche behaupten wird. Inwieweit sich der *Phalaris*-Bestand auf dem Hochleistungssegment von seinem starken Rückgang 2010 erholt und seine vorherrschende und dominante Stellung, insbesondere auf der Hochleistungsfläche gegenüber *Poa trivialis* zurückerobert, bleibt abzuwarten. Positive Ansätze sind inzwischen durch die

stellenweise von Rhizomen und Stolonen ausgehenden Ausdehnungen („Rückeroberungen“) von oberirdischen *Phalaris*-Trieben in den *Poa*-Flächen zu erkennen. Darüber hinaus bleibt abzuwarten, ob das 2010 beobachtete dominante Auftreten von *Poa* auch in Zukunft nach länger andauernden Trockenperioden bestand haben wird, zumal *Phalaris* deutlich tiefer wurzelt.

Bei Bedarf kann mit geringem Pflegeaufwand die Entwicklung eines auch bei stark wechselnden Feuchteverhältnissen stabilen *Phalaris*-Bestandes unterstützt bzw. das Aufkommen von *Poa* unterdrückt werden.

Für *Epilobium hirsutum* ist ein Totalverlust zu deklarieren. Auch für *Lythrum salicaria* sind die Chancen für eine langfristige Bestandsbildung auf dem Filter bei anhaltend starkem Wildfraß gering. Möglicherweise könnte hier der an einigen Stellen inzwischen eingewanderte *Eupatorium cannabinum* (Wasserdost) eine Alternative zu *Lythrum* sein. Vom Wildfraß bleibt er verschont. Inwieweit einwandernde Arten auf der Filterfläche als willkommene Ergänzung angesehen werden können oder aufgrund ungünstiger Eigenschaften vermieden werden sollten, wird die langfristige Vegetationsentwicklung (Sukzession) beantworten.

4.4.2 Entwicklung der Mykorrhiza

- ***Bodenverhältnisse/ Feuchtigkeit***

Die guten Kolonisierungsraten durch Mykorrhizapilze in den Wurzeln der Vegetation von Filtersegment I belegen eine umfassende Etablierung im Filterkörper (vgl. Kap. 3.4.1.3). Somit sind die durch freien Ablauf bzw. Teileinstau auf etwa 30 cm Höhe vorgegebenen Feuchtebedingungen im Substrat von Segment I einer durchgreifenden Ausbildung von Mykorrhiza nicht hinderlich. Zusätzlich untermauert wird diese Annahme auch durch die Resultate des parallel zum Freilandtest durchgeführten Gewächshausversuches mit Topfkulturen (Kap. 2.5.6.8), in welchem Feuchtebedingungen simuliert wurden, die den realen Bedingungen im Filter vergleichbar waren (u. a. freier Ablauf und dauerhafter Einstau bis ca. 1/3 Topfhöhe). Insbesondere in den Varianten 1 und 3 waren die Mykorrhizierungsraten von *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* den Infektionsraten entsprechender Spezies von Filtersegment I (Tab. 54, 55) sehr ähnlich. Uneinheitlich präsentieren sich die Ergebnisse der verschiedenen Ansätze von Variante II des Gewächshausversuches (dauerhafter Einstau bis zur Substratoberfläche). Einbußen zeigten die Wurzeln von *Phalaris*, während ein bei Totaleinstau feuchtegesättigter Boden die Kolonisierung der Wurzeln mit Pilzhyphen bei *Lythrum* scheinbar nicht beeinträchtigt. Vergleichbar uneinheitliche bzw. gegensätzliche Resultate finden insbesondere im Hinblick des Faktors Bodenfeuchte durch Angaben in der Literatur Bestätigung. Einerseits wurden bei nassen Verhältnissen (langanhaltende Staunässe oder Überflutung) nachteilige Wirkungen auf Mykorrhizierungsraten postuliert, andererseits scheinen entsprechende Bedingungen die Kolonisierungsraten der Wurzeln nicht nachhaltig herabzusetzen [IPSILANTIS, I., SYLVIA, D., 2006 und 2007; MILLER, S., SHARITZ, R., 2000; STEVENS, K., PETERSON, L., 1996 u.a.]. Kaum wissenschaftlich untersucht sind bisher Vermutungen darüber, inwieweit die Belüftung des Bodens durch das typische Aerenchymsystem vieler Helophyten dem Pilz bei der Besiedlung des Wurzelwerks aber auch der Rhizosphäre bei Staunässe mit anaeroben Bodenverhältnissen behilflich ist. Unter normalfeuchten Bodenverhältnissen (freier Ablauf) bilden Mykorrhizapilze ein engmaschiges externes Hyphennetz im Boden, über welches sie Wasser und Nährstoffe aufnehmen und anteilig in die Wurzeln transportieren. Ob eine vergleichbare „Versorgerrolle“ seitens des Pilzes für die Wirtspflanzen auf wassergesättigten Standorten übernommen wird, ist bisher unklar. Untersuchungen von IPSILANTIS und SYLVIA [2007] konnten eine Reduktion der Ausdehnung externer Hyphensysteme im Boden belegen. Andererseits wird auch von einer erhöhten Anzahl der Wurzeloberfläche anhaftender Hyphen berichtet [HILDEBRANDT ET AL. 2001, zitiert in: IPSILANTIS, I., SYLVIA, D., 2007]. Obwohl zum Teil durchgreifende Mykorrhizierungen in den Wurzeln unter anhaltend staunassen bzw. überfluteten Bedingungen dokumentiert werden konnten (Kap. 3.4.2.1), dürften Mykorrhizapilze unter aeroben Verhältnissen, wie sie im freien Ablauf bzw. auch bei kurzzeitiger Überflutung vorliegen,

bessere Bedingungen vorfinden. Davon profitieren auch die Wirtspflanzen, welche wiederum über ihre charakteristischen Aerenchyme das Substrat in der Rhizosphäre einschließlich der Mikroorganismen belüften.
Die Bepflanzung mit *Phragmites australis* auf dem konventionellen Segment II war deutlich niedriger mykorrhiziert als die Vegetation auf Segment I (Tab. 55). Einerseits dürfte sich hier die gezielte Beimpfung der Vegetation auf Segment I mit Mykorrhizapilzinokulum auf die Mykorrhizierungsrate positiv ausgewirkt haben, andererseits bieten vor allem die besonders kräftig bei *Iris* und *Phalaris* ausgeprägten Feinwurzelsysteme den für Mykorrhizapilze notwendigen Besiedlungsraum. Ein vergleichbar intensiv ausgeprägtes Feinwurzelsystem wurde bei *Phragmites* nicht beobachtet, wobei große Anteile der unterirdischen Vegetation von dem weit in die Tiefe vordringenden Rhizomsystem gebildet werden. Jedoch dürften gerade die ausgeprägten Feinwurzelteppiche von *Phalaris* und *Iris* wiederum einer feinmaschigen Besiedlung des Substrates mit externen Pilzhyphen sehr dienlich sein (Abb. 34 - 37).

Abschließend bleibt festzustellen, dass für das Wachstum der eingesetzten Mykorrhizapilze sowohl unter freiem Ablauf als auch unter zeitweiligem Teileinstau in den Sommermonaten geeignete Bedingungen in Filtersegment I vorherrschten.

- ***Auswirkungen von Schadstoffen auf die Mykorrhizierung***

Reduzierende Einflüsse auf die Intensität der Mykorrhizierung in den Wurzeln durch Schadstoffe sind aufgrund der allgemein niedrigen Befrachtungsraten des Filters mit Kontaminanten vermutlich auszuschließen (Tab. 25). Zumal die niedrigen Schwermetallgehalte in den untersuchten Wurzeln (Tab. 56, 57) eine geringe Verfügbarkeit nahe legen. Nachteilige Wirkungen auf Mykorrhizierungsraten sind in der Literatur jedoch belegt. Sehr komplex und unübersichtlich dürfte das Wirkungsgefüge zudem bei der Kombination und im Zusammenspiel mehrerer Schadstoffe sein. Viele Untersuchungen reduzieren sich auf das Wirken eines oder nur weniger Stoffe. So reduziert beispielsweise eine Konzentration von 100 mg des PAK Phenanthren je kg Boden Mykorrhizainfektionen durch *Glomus geosporum* bei Wurzeln von *Zea mays* deutlich [GASPAR ET AL., 2002]. Auch Cu^{2+} hemmt die Ausbildung von Mykorrhizen, wie Experimente in Sandkulturen mit verschiedenen Pilzen der Gattung *Glomus* an *Zea mays* zeigten [LIAO ET AL., 2003]. In eigenen Lysimeterversuchen konnte nach Dotierung des Bodens mit hohen Konzentrationen eines Schadstoffcocktails mit Kupfer, Zink und verschiedenen organischen Schadstoffen ebenfalls eine Verminderung der Infektionsrate beobachtet werden [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007]. In letzterem Fall ist allerdings zu berücksichtigen, dass in den Experimenten Schadstoffe in sehr hohen „worst-case" Konzentrationen (errechnete 5-Jahresfracht von Straßenabflüssen) dotiert wurden. Unter den gegebenen Praxisbedingungen ist auf dem Bodenfilter Halenreie mit einer Hemmung der Mykorrhizierung allerdings nicht zu rechnen. So belegen Untersuchungen von AUDET und CHAREST [2006] bei steigenden Zinkgehalten bis 250 mg/kg Boden (alleinige Zinkdotierung) noch eine Zunahme der Mykorrhizierung durch *Glomus intraradices* bei *Nicotiana rustica*. Bei Kupfer verursachen Konzentrationen von 25 mg/kg Boden leichte Rückgänge der Mykorrhizierung durch *Glomus mosseae* bei *Allium cepa* [GILDON, A, TINKER, P.B., 1983], während 30 mg/kg Boden auf die Mykorrhizierungsgrade von *Aster tripolium* mit *Glomus geosporum* noch keine Auswirkungen hatte [CARVALHO ET AL., 2006].

Die hohen Mykorrhizierungsraten der Bepflanzung auf Segment I belegen eine durchgreifend erfolgreiche Etablierung der Mykorrhizapilze im Filtersubstrat, wobei insbesondere die hohen Feinwurzelanteile bei *Phalaris* und *Iris* der Mykorrhizierung förderlich sein dürften. Bestätigt werden diese Beobachtungen durch die deutlich geringer ausgeprägten Mykorrhizapilzinfektionen in den Wurzeln der konventionellen Schilfvegetation auf Segment II, deren Wurzelwerk erheblich weiniger Feinwurzelwerk aufwies.

4.4.3 Schwermetallaufnahme durch mykorrhizierte Pflanzen

In Korrelation zu den geringen Schwermetallmengen, die mit der Beaufschlagung des Niederschlagswassers in das Bodenfiltersubstrat gelangt sind, fanden sich lediglich für Zink und Kupfer z.T. leicht erhöhte Werte in den Pflanzengeweben. Die Aufnahme von Blei und Nickel blieb unbedeutend. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL [1992] betragen die Zinkgehalte der Pflanzen auf Böden mit normaler Zinkversorgung meist 5 – 100 µg x g^{-1} T.S., die Kupfergehalte liegen bei Normalversorgung zwischen 2 – 20 µg x g^{-1} T.S. Etwas oberhalb dieser Spannweite liegen die Gehalte, insbesondere in den Wurzeln der Filtervegetation, vor allem nach der zweiten Vegetationsperiode nach Anlagenbau (Tab. 56, 57). Dieser Effekt (Segment I) ist vermutlich auf einen vermehrten Schwermetalleintrag während der Hochleistungsphase zurückzuführen. Erwartungsgemäß akkumulieren Zink und Kupfer, wie viele andere Schwermetalle, stärker im Wurzelgewebe. Diese Erkenntnis findet durch Angaben in der Literatur allgemeine Bestätigung [ANDRADE ET AL., 2009; LIANG ET AL., 2009; DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007 u.a.]. In der Regel ist es dabei unerheblich, ob die Pflanzen mykorrhiziert oder nicht-mykorrhiziert sind. Bei vermutlich anhaltendem (wenn auch geringem) Schwermetalleintrag in den Filter über die nächsten Jahre hinweg ist mit steigendem Angebot eine verstärkte Aufnahme durch die Pflanzen anzunehmen. Die Fähigkeit zur Akkumulation von Schwermetallen scheint unter Pflanzen bei entsprechendem Angebot weit verbreitet zu sein. Auch für *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus* und *Lythrum salicaria* ließen sich für Zink und anteilig auch für Kupfer hohe Konzentrationen im Gewebe nachweisen [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007], wobei für Kupfer durch schnelle Bindungsvorgänge an Substratbestandteilen bei neutralen pH-Wert die Verfügbarkeit für Pflanzen erheblich herabgesetzt sein dürfte. Die Fähigkeit zur Hyperakkumulation von Schwermetallen birgt immer die Gefahr von toxischen Wirkungen auf den Organismus. Dies gilt insbesondere für Kupfer, dass schon in geringen Konzentrationen schädliche Wirkungen hat. Durch Beimengung von Silikatkolloid in das Filtersubstrat wird die Eigenschaft zur Schwermetallbindung im Substrat wesentlich verbessert und die Filtervegetation vor vitalitätshemmenden Einflüssen geschützt [DOBNER, I., HOLTHUIS, J. 2007; HOLTHUIS ET AL., 2008]. Schutzfunktion für die Pflanzen haben auch die in das Filtersegment I eingebrachten Mykorrhizapilze. Dies zeigten Resultate aus Freilandlysimeterversuchen, die eine reduzierte Aufnahme von Zink und Kupfer in die Pflanzen bei Mykorrhizierung mit entsprechenden Mykorrhizapilzspezies der Gattung *Glomus* belegen [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007]. Von den im Substrat befindlichen externen Pilzhyphen aufgenommene Schwermetalle werden anteilig nicht an die Wirtspflanzen weitergegeben sondern verbleiben offensichtlich im Hyphensystem. Allerdings kann durch Mykorrhizierung der Pflanzen auch der gegenteilige Effekt erzielt werden mit der Folge einer gesteigerten Schwermetallaufnahme. So fanden LIAO ET AL. [2003] in mykorrhizierten Pflanzen höhere Kupferwerte. Demzufolge sind Substrataffinität und Aufnahmeverhalten für Pilze vermutlich artspezifisch.

4.4.4 Bilanzierung Biomasse und Schwermetallaufnahme

Durch Ernte der Sprossteile konnte die oberirdische Biomasse der Vegetation auf den Filterteilflächen (Kap. 3.4.1.1) ermittelt werden. Die aus methodischen Gründen quantitativ nicht erfassbare Wurzelbiomasse (Verflechtung der Wurzelsysteme verschiedener Pflanzenspezies; komplette Erfassung der Wurzelsysteme erfordern Grabungen bis zur Drainage; an den Wurzeln haftende Substratbestandteile würden Biomassegewichtsbestimmung verfälschen; Vermeidung von Funktionsschäden und Versickerungsgassen auf betroffenen Filterflächen) lässt sich mittels Literaturangaben hinreichend genau abschätzen. Umfassende Studien hierzu gibt es sowohl für Gehölze als auch für krautige Vegetationseinheiten [u. a. BÖHM ET AL., 1982; KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E., 2002]. Für frisches Grasland der gemäßigten Breiten wird der Wert Wurzel/Spross (W/S) mit 1,5 definiert. Mit zunehmender Feuchte steigt dieser Wert deutlich an, so dass auf nassem Grasland im Extremfall das W/S von 7,0 überschritten werden kann [BÖHM ET AL., 1982]. Sowohl für *Phalaris* als auch für *Phragmites* soll für weitere Berechnungen zur Gesamtbiomasse (Tab. 48) ein Wert von 3,0 angenommen werden. Nicht alle untersuchten Spezies der Filtervegetation gehören zu den grasartigen Pflanzen. Für *Iris pseudacorus* ist unter

Berücksichtigung eigener Beobachtungen jedoch ebenfalls von einem geschätztem W/S von 3,0 auszugehen.
Die geernteten oberirdischen Pflanzenteile resultieren gänzlich aus der Vegetationsperiode 2009, wobei Wurzeln anteilig auch älter sein dürften. Aufgrund der gemessenen Resultate (Tab. 56, 57) ist in den Wurzeln von wesentlich höheren Metallkonzentrationen auszugehen als in den Sprossen. In Tab. 67 ist unter Berücksichtigung der ermittelten Daten beispielhaft die Aufnahme von Zink berechnet, wobei für die Befrachtung der Segmente 13 Monate Regelbetrieb bis zur Ernte der Pflanzen im September 2009 veranschlagt wurden. Nach *vorsichtiger* Kalkulation können sowohl für *Phalaris* als auch für *Iris* (Spross und Wurzel zusammengefasst) Aufnahmeraten von etwa 8% (230 bzw. 236 mg/m^2) der eingetragenen Zinkmenge veranschlagt werden. Für *Phragmites* liegt die Aufnahmerate niedriger bei etwa 2,5% (82 mg/m^2). Ein wesentlicher Grund für die höheren Aufnahmeraten bei *Phalaris* und *Iris* dürfte der besonders hohe Anteil oberflächennaher Feinwurzelanteile sein, die von diesen beiden Arten auf dem Filter ausgebildet wurden. Vor allem diesen Feinwurzeln kommt bei der Wasser- und Stoffaufnahme eine besonders aktive Rolle zu.

Letztendlich belegen die Untersuchungsergebnisse unter Berücksichtigung der Biomassebildung eine höhere Schwermetallaufnahme aus dem Substrat durch *Phalaris* und *Iris* gegenüber der gewöhnlichen Schilfvegetation (Tab. 67).

Tabelle 67: Modellhafte Berechnung der Zinkaufnahme durch die Filtervegetation 2009 bezogen auf 1 m^2 Fläche.

Segment I (Hochleistungsfläche)	**Zinkgehalt**	**Segment I (Hochleistungsfläche): veranschlagte Befrachtung** mit Zink nach 13 Monaten Regelbewässerung: 3000 mg/m^2
P. arundinacea **Sprossgewebe**		
Biomasse (T.S.) gesamt: 380 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt:	123 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je m^2 Fläche:	47 mg	
P. arundinacea **Wurzelgewebe**		
Biomasse (T.S.) gesamt: 1120 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt mg/kg:	163 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je m^2 Fläche:	183 mg	
Spross- + Wurzelgewebe:	**230 mg/m^2**	
I. pseudacorus **Sprossgewebe**		
Biomasse (T.S.) gesamt: 530 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt:	38 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je m^2 Fläche:	20 mg	
I. pseudacorus **Wurzelgewebe**		
Biomasse (T.S.) gesamt: 1590 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt:	136 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je m^2 Fläche:	216 mg	
Spross- + Wurzelgewebe:	**236 mg/m^2**	
Segment II	**Zinkgehalt**	**Segment II:**
P. australis Sprossgewebe		**veranschlagte Befrachtung** mit Zink nach 13 Monaten Regelbewässerung: 2700 mg/m^2
Biomasse (T.S.) gesamt: 330 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt:	29 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je 1 m^2 Fläche:	10 mg	
P. australis Wurzelgewebe		
Biomasse (T.S.) gesamt: 660 g/m^2		
ermittelter SM-Gehalt:	109 mg/kg	
errechneter Gesamtgehalt je 1 m^2 Fläche:	72 mg	
Spross- + Wurzelgewebe:	**82 mg/m^2**	

4.4.5 Transpirationsvergleiche Phragmites - Phalaris

Unabhängig von der Versickerungsaktivität trägt die Filtervegetation auch durch ihre Verdunstung zur Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern bei. So konnte bei Sickermulden für ver-

schiedene Stauden eine Wasserrückhaltung von durchschnittlich 20% der jährlich zugeführten Wassermenge ermittelt werden, wobei der Wasserrückhalt der besten Pflanzvarianten mit fast 30% etwa doppelt so hoch lag wie der von Rasen. Als besonders leistungsfähig zeichnete sich nach dieser Studie u.a. der „mastige Intensivwurzler“ *Iris sibirica* aus, wobei insgesamt die Anzahl funktionsgeprüfter Pflanzenarten noch unzureichend scheint [EPPEL, J., 2003].
Die bei der Phragmites-Variante beobachtete Sickerwasserreduktion entspricht der von *Iris sibirica* (-27,2%), liegt aber deutlich über der mittleren Rückhaltung von 20% [EPPEL, J., 2003]. Die Verdunstungsverluste bei der von *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* geprägten, mykorrhizierten Pflanzengemeinschaft entsprechen den im Vorläuferprojekt beobachteten hohen Leistungen [DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., 2007]. Diese Artengemeinschaft zeigt im Oberboden eine intensive Durchwurzelung, die eine flächige Wasseraufnahme ermöglicht. Dies dürfte der Grund sein, dass der hier ermittelte Wasserrückhalt den von Schilf deutlich übertrifft und doppelt so hoch ist wie der von EPPEL [2003] genannte Durchschnitt.

Da die transpirative Reduktion der Sickerwassermenge bzw. die aufwärtsgerichtete Bewegung des Bodenwassers die Möglichkeit einer Tiefenverlagerung gelöster Schadstoffe senkt und die verlängerte Kontaktzeit der Schadstoffe mikrobielle Umsetzungen und physiko-chemische Prozesse fördert, weisen die Daten eine Phalarisdominierte Bepflanzung als überlegene Alternative zum Bodenfiltereinsatz aus.

Weiterhin wirkt sich eine hohe Transpirationsleistung einer bewachsenen Filterfläche durch ein schnelleres Abtrocknen der Filteroberfläche positiv aus, da dies zu einer besseren Strukturierung der Filterkörpers und aufliegender Sedimente führt [KASTING ET AL., 2007].
Die Daten deuten darauf hin, dass durch die verringerte Sickerwasserbildung im Hochsommer der Ablauf aufkonzentriert werden kann. Daher sind Wirkungsgrade, die sich auf Konzentrationen beziehen, geringer als solche, die sich auf Frachten beziehen. Daher wird die Reinigungsleistung bei konzentrationsbezogenen Wirkungsgraden etwas unterschätzt [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009] (Kap. 4.2.1.4). Vergleiche der realen Reinigungsleistungen oder Planungen zur Anlagendimensionierung sollten daher nur über Frachtbetrachtungen erfolgen.

4.4.6 Reinigungsbeitrag mykorrhizierter Pflanzen durch Schadstoffaufnahme

Schwermetalle

Während der Filterpassage erfolgt die Entfernung von Schwermetallen aus dem Sickerwasser v.a. durch Bindung an Substratbestandteile sowie durch äußerliche Anhaftung an und Aufnahme in Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen. Vorherrschend dürften jedoch die im ersten Fall erwähnten Wechselwirkungen mit der reaktiven Filtermatrix bei den Reinigungsvorgängen im Filterbetrieb sein. Obwohl die Befrachtung des Filters mit Schwermetallen insgesamt niedrig war, ließen sich im zweiten Betriebsjahr leicht erhöhte Werte von Zink und Kupfer in den mykorrhizierten Pflanzen nachweisen (Tab. 56, 57). Diese Beobachtungen deuten auf ein bedeutendes Reinigungspotenzial der hier eingesetzten Pflanzen und Pilze hin, mit der Fähigkeit auch wesentlich größere Mengen Schwermetalle aufzunehmen, wenn diese mit dem Wasser auf den Filter gelangt wären. Von entsprechenden Fähigkeiten zur Akkumulation hoher Mengen von Schwermetallen, insbesondere Zink, künden auch zahlreiche Untersuchungsergebnisse in der Literatur und eigene Untersuchungen, die im Rahmen umfangreicher Lysimeterexperimente des Vorläuferprojektes durchgeführt wurden. So fanden sich beispielsweise in den Wurzeln von *Phalaris arundinacea* und *Lythrum salicaria* nach hoher Zinkdotierung Konzentrationen im vierstelligen mg/kg T.S. [DOBNER, I., HOLTHUIS, J., 2007, HOLTHUIS ET AL., 2008, DOBNER ET AL., 2008].
Kupfer wurde von den Pflanzen in geringeren Mengen aufgenommen als Zink (Tab. 56, 57). Das liegt zum einen an den allgemein niedrigeren Kupfergehalten des auf den Filter gelangenden Wassers, zum anderen an der geringen Bioverfügbarkeit von Kupfer unter den vorherrschenden pH-Wert-Bedingungen im Filtersubstrat [SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., 1992]. Für Zink ist der Einfluss der Pflanzen beim Abreicherungsprozess unter entsprechenden Bedingungen also

wesentlich größer (siehe auch modellhafte Berechnung zur Schwermetallaufnahme, Kap. 4.4.4). Theoretisch ließe sich das in den Sprossanteilen akkumulierte Zink durch Abernten der oberirdischen Vegetation entfernen. Das Abernten darf jedoch nur erfolgen, wenn dadurch eine Beeinträchtigung der Filterbepflanzung nachhaltig ausgeschlossen werden kann (Kap. 4.2.5.2.3). Der entscheidende Nutzen der Pflanzen bei der Schadstoffreinigung dürfte insbesondere darin liegen, dass unterirdisch immer wieder von den Wurzeln zeitweise akkumuliertes Zink trotz Freisetzung nach dem Absterben der Wurzeln in seinem Migrationsfluss in tiefere Bodenschichten beeinträchtigt wird. Entsprechendes bewirkt auch das externe Mykorrhizapilzmycel in der Bodenmatrix. Die von dem externen Pilzmycel gebildete Einflussgröße wurde nicht näher untersucht und bleibt daher unbekannt. Festzustellen bleibt außerdem, dass durch eine verlangsamte Tiefenmigration im Boden wiederum eine bessere bzw. erneute Aufnahme in Pflanzen und Pilzhyphen möglich ist.

PAK und andere Schadstoffe

Das Aufnahmevermögen weiterer Schadstoffe durch die Filtervegetation, wie beispielsweise PAK oder MKW, wurde im Rahmen dieses Projektes nicht näher untersucht. Das Detoxifizierungspotenzial der Filterbepflanzung ist sehr wahrscheinlich weniger durch Aufnahmeprozesse als durch Förderung von Abbauprozessen in der Rhizosphäre geprägt. Lediglich geringe Aufnahmeraten für die beiden PAK Acenaphthen und Phenanthren zeigte beispielsweise die Filtervegetation in Lysimeterversuchen selbst nach sehr hoher Dotierung (einmalige Gabe einer errechneten 5-Jahresfracht von Straßenabflüssen). Allerdings ist anzunehmen, dass anteilig aufgenommene PAK in den Geweben schnell metabolisiert, als Abbauprodukte in die pflanzliche Matrix eingebaut und in der Folge von der Analytik nicht erfasst wurden [DOBNER I., HOLTHUIS J., 2007]. Von diesen Ab- und Einbauprozessen innerhalb der Pflanze sind auch andere Schadstoffe betroffen. Eine zuverlässige Erfassung über die Analytik und eine genaue Bilanzierung aufgenommener Schadstoffmengen wäre über ^{14}C- Experimente möglich.

4.4.7 Reinigungsbeitrag mykorrhizierter Pflanzen durch Degradation im Boden

In den durchgeführten Filterstudien blieb die Befrachtung der einzelnen Filtersegmente mit Schadstoffen insgesamt sehr niedrig, beispielsweise blieben die analytisch bestimmten PAK-Gehalte unter 0,1 mg/kg Boden (Σ EPA-PAK, Tab. 40), wenn auch die Folgen des Feuerwehrunfalls höhere PAK-Gehalte im Boden andeuten, die als „bound residues“ analytisch schwer zugänglich sind. Aufgrund dieser Gegebenheit ist die anteilige Einflussgröße der mykorrhizierten Pflanzen bei der Reinigungsleistung der Filter insgesamt schwer einzuordnen. Allerdings ist hinlänglich bekannt, dass die Mykorrhiza die Degradation zahlreicher Schadstoffe (u.a. zahlreiche PAK und Phthalate) im Rhizosphärenraum maßgeblich fördert [CRIQUET ET AL., 2000; JONER ET AL., 2001; JONER, E., LEYVAL, C., 2003; ALARCON ET AL., 2004; WANG ET AL., 2004; GAO ET AL., 2010 u.v.a.].

Mykorrhizierte Pflanzen nehmen auf vielfältige Weise am Schadstoffabbau im Boden teil. Im Wesentlichen beruht die Degradation von Schadstoffen, die dann insbesondere im Rhizosphärenraum erfolgt, entweder direkt auf der Ausscheidung extrazellulär wirksamer Enzyme oder indirekt auf der positiven Beeinflussung der Mikroflora, die entscheidend am Abbau beteiligt ist. Besonders effektiv wirken hierbei die positiven Einflüsse der Pilzsymbionten auf die Physiologie der Wirtspflanzen (v.a. effiziente Versorgung mit Nährstoffen und Wasser), die in einer vermehrten Abgabe von Exsudaten und abbauenden Enzymen in den Wurzelraum resultieren. Wurzelraum- oder Rhizosphäreneffekte ergeben sich insbesondere im Bereich der oberflächennahen Feinwurzelanteile. Diesbezüglich dürften vor allem *Phalaris* und *Iris*, mit der Neigung zur Ausbildung kräftiger, oberflächennaher Wurzelteppiche mit hohem Mykorrhizaanteil, dem Rhizosphärenabbau förderlich sein. Eben diese, durch sehr dichte Durchwurzelung und von hoher mikrobieller Aktivität geprägte und in der Regel auch von Seiten der besonders gestalteten Wurzeln gut mit Luft versorgte oberflächennahe Schicht, dient als Ort der Abbauprozesse. Darüber hinaus forcieren Mykorrhizapilze die Schadstoffabnahme im Boden über ihr eng-

maschig und weiträumig ausgebildetes externes Hyphengeflecht auch außerhalb des unmittelbaren Rhizosphärenbereiches. Entsprechendes konnten beispielsweise GAO ET AL [2010] für verschiedene PAK nachweisen. Den Pflanzenwurzeln gleich, scheiden auch Pilze über ihre Hyphenoberfläche von schadstoffabbauenden Mikroorganismen verwertbare Exsudate an ihre Umgebung ab [FREY-KLETT ET AL., 2007].

4.4.8 Weitere Vorteile der Filtervegetation

In Bodenfiltern hält die Bepflanzung durch ihre permanente Wurzeltätigkeit Böden dauerhaft durchlässig. Durch die Lockerung der Böden werden Bodenbestandteile verschoben, Verschlämmungen und Verkrustungen verhindert. Der Filterkörper wird vor Kolmation bewahrt. Kräftig ausgebildete oberflächennahe Wurzelzonen, wie sie speziell für *Phalaris* und *Iris* charakteristisch sind, fördern die Bildung eines sich selbst regenerierenden oberflächlichen Filterraumes (Abb. 41), so dass zusätzliche Bindungskapazitäten für Schadstoffe entstehen. Entsprechendes bewirken auch abgestorbene oberirdische Pflanzenteile. Zudem gibt es eine Reihe weiterer positiver Einflüsse. Helophyten besitzen typische untereinander verbundene Luftkanalsysteme in Blättern, Halmen und Wurzeln (Aerenchyme), worüber ein vermehrter Eintrag von O_2 aus der Atmosphäre über die Pflanze in den Boden erfolgt. Stickstoff und Phosphor werden dem Boden entzogen und somit die Fracht gelöster Nährstoffe im Sickerwasser verringert. Die blattreiche Vegetation vergrößert die verdunstende Oberfläche mit der Folge einer erheblich gesteigerten Transpiration. Dadurch wird das Sickerwasservolumen insbesondere in den warmen Sommermonaten deutlich reduziert. DOBNER UND HOLTHUIS [2007] konnten bei bepflanzten Lysimetern gegenüber unbepflanzten Varianten eine Reduktion des gebildeten Sickerwassers von 30 – 40% beobachten. Pflanzen beschatten die Filteroberfläche und halten sie feucht, wodurch sich die Lebensbedingungen oberflächennah siedelnder Mikroorganismen deutlich verbessern. Die Vegetation schützt den bodennahen Bereich in Extremwetterlagen und bewirkt eine Verbesserung des Kleinklimas aufgrund geringerer Schwankungen der Feuchtigkeit in der Luft.

Abbildung 41: Dichte oberflächennahe Durchwurzelung und anfallende Streuablage fördern die Ausbildung eines sich selbst regenerierenden Filterraumes.

Insbesondere das für den Praxistest ausgewählte und getestete Pflanzenspektrum auf Filtersegment I zeigt eine ausgezeichnete Verträglichkeit gegenüber längeren Trockenphasen (jeweils im Frühjahr 2008 und 2009). Auch das Erholungspotenzial nach extremen Schädlingsbefall ist vorhanden. Ein gut im Filterkörper etablierter Pflanzenbestand ist in dieser Hinsicht entscheidend für einen effizienten Schadstoffabbau und daher für die Reinigungsleistung von Bodenfiltern von besonderer Bedeutung.

4.5 Rückhaltebecken

4.5.1 Beitrag des RHB zur stofflichen Reinigung

Das RHB als Bestandteil der Bodenfilteranlage hat drei wesentliche Funktionen:

- Hydraulisch dient es der Verzögerung und Glättung von Zufluss-Amplituden
- Stofflich dient es als ein Vermischungs- und Ausgleichsmedium für Belastungspeaks
- Stofflich dient es der Vorreinigung durch Grobstoffrückhalt, Leichtstoffabscheidung und Sedimentation. Die Entfernung partikulärer Stoffe schützt Bewässerungsrohre vor Verschlammungen und senkt das Kolmationsrisiko des nachgeschalteten Bodenfilters.

4.5.1.1 Reinigungsleistungen des RHB

Der wichtige Beitrag des RHB zur Reinigungsleistung der Gesamtanlage ist deutlich erkennbar in dem Konzentrationsgradienten zwischen dem unmittelbaren Straßenablauf und dem durchschnittlichen Ablauf des RHB. Die im RHB oft festzustellende Vorreinigung von 60 - 80% ist eine stoffliche Entlastung der Bodenfilter, die deren Standdauer verlängert und das Risiko einer oberflächlichen Filterkolmation durch feinste Schwebstoffe senkt.

Als entscheidender Reinigungsprozess des RHB ist die Sedimentation zu identifizieren [SCHMITT ET AL., 2005]. Dabei führen sinkende Strömungsenergie und Abnahme turbulenter Strömungen zur Sortierung nach Partikelmasse: die spezifisch schwereren Sandfraktionen sinken im Einlaufbereich ab, während schadstoffbelastete Sinkstoffe in einer Absetzzone im hinteren Beckenbereich sedimentieren können (Abb. 27). Nur feine, schwebfähige Partikel und gelöste Substanzen passieren das RHB unverändert.

Die Sedimentationsleistung des RHB an der Halenreie ist durch die lange Aufenthaltszeit des Wasserkörpers im RHB erhöht: mit einer AfS-Reduktion um 70% liegt der Wirkungsgrad des RHB deutlich über vergleichbaren Daten von Absetzbecken (10 - 50%) [STOTZ, G., KRAUTH, K., 1998; GROTEHUSMANN, D., 2009]), RiStWag-Abscheidern (ca. 50%) [SIEKER, H., SIEKER, F., 2009A] oder Lamellenabscheidern (50%) [STEINER, M., 2009A].

Durch die überwiegend partikuläre Bindung der Straßenschadstoffe [BAYLU, 2008A, KASTING ET AL., 2003] kann die im RHB der Halenreie beobachtete 70% AfS-Reduktion als Ursache des allgemeinen Wirkungsgrades von 60 - 80% (s.o.) angesehen werden, evtl. in Verbindung mit Verdünnungseffekten. Im RHB werden auf diese Weise bei dem gegebenen Anlagenzufluss von 14820 m^3 x a^{-1} (Kap. 3.1.2.1) 538 kg AfS und z.B. 4,1 kg Zn pro Jahr aus dem Straßenzufluss entfernt. Bei Chlorid und der damit stark verbundenen Leitfähigkeit liegen die Mittelwerte im RHB über der des Straßenzuflusses. Dieser Effekt beruht darauf, dass die Sedimentation im Falle des löslichen Chlorids nicht wirksam ist und es beim geringen Wasseraustausch im RHB wenig Entlastung durch Chlorid-Ausschwemmung gibt. Der Anstieg des Ammoniums (sowie auch die geringere Reinigungsleistung bei $N_{ges.}$) dürfte dagegen primär auf mikrobiellen Stickstofffreisetzungen aus dem organischen Sediment im RHB beruhen.

4.5.1.2 Dynamik des Wasserkörpers - Probenahme -

Die in Tab. 36 dargestellten Daten scheinen bezüglich der Wahl eines repräsentativen Probennahme-Standortes im RHB widersprüchlich. Während die Daten vom 04.03.2009 für die zuflussnähere Entnahmeposition (2a) eine ähnliche Wasserqualität wie am regulären Entnahmeort (2) aufweisen, zeigen die Transektmessungen deutliche erhöhte Stoffgehalte mit markanten Gradienten im RHB. Bei dieser Beprobung ist die mit der o.g. Position 2a ähnliche Entnahmeposition x_1 gegenüber „Z“ stofflich höher belastet.

Ursache dieser unterschiedlichen stofflichen Belastung zu verschiedenen Zeitpunkten dürften die der Beprobung vorausgehenden Niederschlagsbedingungen sein. Der RHB-Beprobung am 04.03.2009 sind nur geringe Niederschläge in längerem zeitlichen Abstand vorausgegangen (25.02. - 03.03: Σ 8 mm), so dass der Wasserkörper kaum durchmischt wurde. Die Messwerte repräsentieren demnach einen ausgeglichenen, homogen belasteten und ruhenden Wasserkörper im RHB ohne ausgeprägte räumliche Konzentrationsgradienten.

Dagegen beruhen die Messwertgradienten am 07.07.2010 auf einem langsam voranschreitenden Austausch zweier verschieden belasteter Wasserkörper im RHB. Durch ein vorangehendes, intensives Starkregenereignisses (06.07.: 5,4 mm x h^{-1}) durchströmten 130 m^3 x h^{-1} das Becken, so dass in kurzer Zeit 20% des RHB ausgetauscht wurde: deutlich erhöhte Messparameter (vgl. Tab. 25) deuten auf eine Sekundärkontamination des Wasserkörpers durch resuspendierte Sedimente hin. Dies erklärt die überdurchschnittlichen AfS-Gehalte im Zulaufbereich x_1. Zum Zeitpunkt der Probennahme ist die Front aufgewirbelter Schwebstoffe allerdings noch auf den vorderen Bereich RHB-Bereich begrenzt, so dass der verbliebene Wasserkörper im hinteren RHB-Bereich (2, x_3) noch eine normale AfS-Konzentration aufweist. Die Leitfähigkeit zeigt einen korrespondierenden Gradienten: während der vordere RHB-Bereich durch den Zustrom elektrolytarmen Wassers geringe Leitfähigkeiten aufweist, sind im Bereich des noch nicht ausgetauschten Wasserkörpers (2, x_3) überdurchschnittliche chemische Sauerstoffzehrung und Leitfähigkeiten nachzuweisen.
Zusammenfassend gilt, dass im RHB durch den Zeitversatz sowie durch Verdünnung und Vermischung der Wasserkörper keine deutliche Belastungsgradienten auftreten, die eine zuflussnahe Wasserentnahme erforderlich machen würden. Entscheidend ist der Zeitpunkt der Probennahme, der Ort der Probenahme ist dem gegenüber von untergeordneter Bedeutung.

Die Beprobung vor dem Ablaufschacht ist repräsentativ für die durchschnittliche Belastung des RHB.

Während des voranschreitenden Austausches von Wasserkörper sind Belastungsspitzen auch im hinteren RHB-Bereich zu finden.

4.5.1.3 Aspekte des RHB-Sedimentes

Das RHB-Sediment hat für die eingetragenen Schadstoffe eine Senkenfunktion, welches die bis zur Probenahme akkumulierten und unter den gegebenen Bedingungen nicht abgebauten, verflüchtigten oder remobilisierten Fremdstoffe wie z.B. Organika (z.B. PAK, MKW, …) oder Schwermetalle repräsentiert.

Daher sind im Sediment Schadstoffe nachweisbar, die im Wasser die Bestimmungsgrenzen häufig unterschreiten (vgl. Kap. 3.3.2.2). Das bedeutet, dass diese Stoffe im Straßenabfluss zumindest im Spurenbereich Relevanz besitzen.
Eine Remobilisierung bereits sedimentierter Stoffe dürfte verantwortlich sein für deutlich erhöhte RHB-Werte für AfS, TOC, BSB_5 und CSB am 07.07.2010 (vorhergehender Starkregentag) oder für die erhöhten Daten unmittelbar nach Zufluss von 250 m^3 Löschwasser (vgl. Kap. 3.2.7). Es ist bekannt, dass resuspendierte Sedimente bei starker hydraulischer Belastung und ungünstiger Zulaufkonstruktion oder Beckengeometrie stoßartige Sekundärkontaminationen verursachen können [MUF, 2002, KASTING, U., 2003; GROTEHUSMANN, D., 2009]. Solche aufgewirbelten organischen Suspensa erzeugen ggf. P-Rücklösungen und erfordern kurzfristig hohe oxidative Abbauleistungen, die sich in ungünstigen Sauerstoffverhältnissen des RHB niederschlagen [LEMM, K., 2009]. Dies kann bei dem niedrigen durchschnittlichen Sauerstoffgehalten des RHB Halenreie (3,4 mg x l^{-1}; vgl. Tab. 25) zu anaeroben Zonen an der Beckensohle führen, wobei durch Reduktion gebundene Schwermetalle aus dem Sediment in Lösung gelangen können. Dieser Prozess kann speziell im grobkörnigen Zulaufbereich mit seinem hohen Anteil leicht desorbierbarer Schwermetallspecies (s.o.) schlagartig zu akuter Schwermetalltoxizität führen. Daher ist neben der weiteren konstruktiven Optimierung die regelmäßige Sedimententnahme entscheidend für eine dauerhafte Reinigungsleistung von RKBmD [GROTEHUSMANN, D., 2009]. Die auch an der Halenreie beobachtete kleinräumig variierende Sedimentbelastung erfordert dabei im Fall der Entschlammung eine differenzierte Beprobung [GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., 2009].
Die vorreinigende Wirkung des RHB bewirkt neben einer quantitativen Abnahme der Partikelbelastung auch eine qualitative Veränderung des Schwebstoffmusters. Durch die Sedimentsortierung im RHB (Abb. 27) gelangen überwiegende Schwebstoffe mit einem Durchmesser von

0,06 - 0,5 mm auf die Bodenfilter. Dies ist bedeutsam, da grobpartikuläre Stoffe auf der Filteroberfläche als Sekundärfilter die Rückhaltekapazität des Filters steigern können, hohe Frachten feinkörniger Schwebstoffe hingegen wegen einer möglichen Verschlammung der Filteroberfläche oder Eindringen in die Filtermatrix ein Kolmationsrisiko mit der damit verbundenen nachlassenden Filterhydraulik bergen [WOZNIAK, R., 2008; GROTEHUSMAN, D., 2009].
Die im Ablauf des RHB dominierenden Äquivalentdurchmesser von 0,06 - 0,5 mm dringen nicht in das Substratskelett der Bodenfilter ein, so dass für diese Fraktionen *im* Filterkörper keine Veränderungen der Korngrößenanteile festzustellen sind. Dagegen hat sich in rund 20 Betriebsmonaten die Fraktion <0,063mm im Filter prozentual verneunfacht, was auf eine Zufuhr von Schwebstoffen durch die Bewässerung hindeutet. Da diese invasive Fraktion <0,063 mm im Bodenfilterzulauf mengenmäßig aber von untergeordneter Bedeutung ist (Sediment-Anteil: 9,6%), sind Auswirkungen auf die Filterhydraulik nicht zu erwarten, was von der bisher beobachteten Entwicklung der k_f-Werte erhärtet wird (vgl. Kap. 4.3.1.3).
Da durch den Sedimenteintrag die Ausbildung sorptionsstarker Sekundärfilterschichten auf der Filteroberfläche ermöglicht wird und hierdurch langfristig auch die Schwermetallsorption der Filtersedimente erhalten bleibt, wird die Forderung einer umfassenden Entfernung von Feinststoffen [MUNLV, 2003] in neueren Studien differenzierter gesehen. So wurde bei Anlagen mit geringer Vorsedimentation die höchste potenzielle Bindekapazität nachgewiesen [BAYLU, 2008B]. Entsprechend werden im Berliner Trennsystem als Vorstufen nur noch Geröllfänge errichtet, der Kolmationsschutz der Filteroberfläche wird durch alternierende Beschickung mit zwischenzeitlicher Mineralisierung des Filterkuchens erreicht [LEMM, K., 2009].
Andererseits bewirken nach Beobachtungen dieser Arbeit aber bereits gering scheinende mittlere AfS-Konzentrationen durch die Frachten deutliche Schlammablagerungen in den Bewässerungsrohren, die bei unregelmäßiger Reinigung evtl. zu einem Leistungsabfall bzw. Ausfall der Bewässerungsmimik führen. Somit ist für einen sicheren Anlagenbetrieb die qualitative Zusammensetzung der Schwebstoffe von entscheidender Rolle, wobei ein hoher Anteil kolmationswirksamer Partikelgrößen im Anlagenzufluss zu vermeiden ist.

Da der Großteil der in Straßenabflüssen vorkommenden Substanzen partikulär gebunden ist [BAYLU, 2008, KASTING ET AL., 2003], führt eine effektive Absetzfunktion zu einem ausgeprägten Schadstoffgradienten zwischen RHB-Sediment (hohe Konzentrationen) und Filtersubstrat des Bodenfilters (geringe Konzentrationen).
Die nachgewiesenen MKW-Gehalte im RHB-Sediment entsprechen literaturtypischen Spannen, die bei eingestauten Sedimenten von Straßenabflüssen bis zu mehreren tausend mg x kg^{-1} MKW ausmachen können [BAYLU, 2008B]. Die organische Belastung entspricht bereits weitestgehend LAGA Z1 (eingeschränkter offener Einbau in technischen Bauwerken).
Die aktuell ermittelte Schwermetallbelastung liegt unter vergleichbaren Literaturangaben (Absetzbecken Singen: 98 mg x kg^{-1} Cu, 807 mg x kg^{-1} Zn, 167 mg xkg^{-1} Pb [KRAUTH, K.H., STOTZ, G., 1993]; Erdbecken Maarhäuser Weg: 114 mg x kg^{-1} Cu, 754 mg x kg^{-1} Zn, Pb 285 mg x kg^{-1} [KASTING, U., 2003]). Eine ältere Sedimentuntersuchung der Halenreie (Tab. 46, t_{2007}) zeigt dagegen vergleichbare Größenordnungen. Daher dürften die aktuell ermittelten Konzentrationsunterschiede auf unterschiedlichen Extraktionsmethoden beruhen, da für diese Arbeit nur der ökologisch relevante desorbierbare Anteil (EDTA-Extraktion) ermittelt wurde, während die Vergleichsdaten der BSU als Gesamtaufschlüsse (Aqua regia) auch mineralisch gebundene Schwermetalle erfassen. Unter der Berücksichtigung dieses Aspektes ist die Sedimentbelastung des RHB ebenfalls typisch.
Ähnlich der organischen Belastung ist das Sediment im Falle einer Entschlammung durch die Schwermetallbelastung nur eingeschränkt zu nutzen, da der Zinkgehalt >LAGA Z0 liegt.

4.5.1.4 Beitrag des Ablaufbauwerkes des RHB zur Reinigungsleistung

Die hohe Reinigungseffizienz des unscheinbaren, flächenmäßig unbedeutenden Damms im Ablauf des RHB beruht auf einer intensiven Filtration im Porensystem des Schotters. Dieses ist durch Schwebstoffe, Biofilme und Durchwurzelung sehr engmaschig ausgebildet, so dass bei niedrigem Pegelstand und geringem Wasserdruck kaum noch Partikel diesen Bereich passieren. Da mit den Schwebstoffen auch viele Schadstoffe assoziiert sind, dürften diese durch die Filtration ähnlich stark reduziert sein. Im seltenen Fall von Hochwasser kämmt das dichte Vegetationsgeflecht auf dem Schotterdamm überspülendes Wasser aus und entfernt so auch in diesem Fall noch einen Teil der Schwebstoffe.

Da nach eigenen Beobachtungen der Wasserstand im RHB selten über der Dammkrone liegt, leistet die Filtration im Schotterdamm somit im überwiegenden Betriebszeitraum einen bedeutenden Beitrag zur Gesamtreinigung der Anlage.

Zu beachten ist auch, dass bei den Bewässerungsexperimenten die Probennahme direkt aus dem RHB erfolgte. Hierdurch ist die stoffliche Belastung im Experiment gegenüber dem Regelbetrieb erhöht, da durch die die Passage des Schotterdamms das Bewässerungswasser vorreinigt wird. Gleichzeitig bewirkt die Schwebstoffreduktion eine Senkung des Kolmationsrisikos.
Diese beiden Aspekte einer konstruktiv bedingten Vorentlastung sind bei der Leistungsermittlung der Bodenfilter im Alltagsbetrieb zu berücksichtigen.

4.6 Vergleichende Untersuchungen zur Reinigungsleistung des unbewachsenen Retentionsbodenfilters Moorfleet

Der Vergleich der Reinigungsleistungen zeigt, das die unbepflanzte Bodenfilteranlage Moorfleet mit ihrem grobsandigen Substrat bei fast allen Untersuchungsparametern z.T. wesentlich schlechtere Ablaufqualitäten aufweist als vergleichbar belastete bewachsene Bodenfilter, wobei meliorierte Substrate die besten Leistungen zeigen.
Die Ursachen für diese negative Bilanz liegen in der Vorstufe, im Bodenfiltersubstrat sowie im fehlenden Bewuchs.

Nach KASTING [2004] wird bei Sedimentationsanlagen wie dem RKB der Absetzprozess durch die Geometrie der Becken bestimmt. Nach den „Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten“ wird für das Längen/Breitenverhältnis ein Wert >3, für die Breite der Becken ein Bereich von 2,5 – 6 m und für die Tiefe ein Wert von 2 m empfohlen. Demnach ist das RKB in Moorfleet mit 4 m x 2 m (LxB) konstruktiv unterdimensioniert und weist ein ungünstiges Seitenverhältnis (L/B = 2) auf. Dies führt in dem unterirdischen RKB bei hydraulischer Belastung zu kurzen Verweilzeiten und turbulenten Strömungsverhältnissen, weshalb im Vergleich mit der Halenreie die Vorentlastung durch Partikel-Sedimentation nur unzureichend zur Wirkung gelangt. Zur Verbesserung des Absetzprozesses sollten Sedimentationsbereiche ausreichend dimensioniert werden und eine homogene Beckenstruktur aufweisen, die Fließgeschwindigkeit im Einlauf <0,05 m x sec^{-1} gedrosselt werden und der Auslass strömungsgünstig gestaltet werden [STOTZ, G., KRAUTH, K., 1998; KASTING, U., 2004].
Die Grobkörnigkeit des Bodenfilters ist Ursache für eine unterdurchschnittliche mechanische Filtration, was mit einer entsprechend hohen Schadstoffbelastung der Filterabläufe verbunden ist. Nachteilig wirkt sich die sehr schnelle Infiltration auf die Reinigungsprozesse aus, da die Kontaktzeiten entsprechend eingeschränkt wird. Durch das Fehlen der Bepflanzung können die durch das unterdimensionierte RKB unzureichend entfernten Schwebstoffe oberflächliche Kolmation bewirken, gleichzeitig entfällt die Stimulation der Bodenmikrobiologie durch die Pflanzenwurzeln.
Diese Feststellungen verdeutlichen die Notwendigkeit richtig dimensionierter Vorstufen, die Wahl des hydraulisch geeigneten Filtermaterials sowie einer Initialbepflanzung der Filterfläche.

4.7 Folgerungen aus den Ergebnissen dieses FuE

- **Vorstufe**

Sedimentationsbecken mit strömungsberuhigender Geometrie und längerer Verweilzeit des Wasserkörpers sind wichtig für die Gesamtreinigung der Bodenfilteranlage. Auf diese Weise wird eine Reduktion der Filterfläche bei gleichzeitiger Verlängerung der Standzeit ermöglicht.
Für Havariefälle sind der Vorstufe geeignete Einrichtungen wie Absperrschieber, Havariebecken, Notumlauf u.ä. zuzuordnen.

Bodenfilter

- **Bepflanzung**

Die eingesetzte Bepflanzung, dominierend durch *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus*, ist durch eine intensive Durchwurzelung, Trockenresistenz, Schadstofftoleranz und hohe Transpirationsraten eine geeignete Alternative zu konventioneller Schilfbepflanzung. Beide Arten sind sehr gut mykorrhizierbar. Nach Erfahrungen in diesem Projekt reichen 9 Exemplare je Quadratmeter für eine zügige Durchwurzelung des Filters aus.
Voraussetzung für eine funktionsfähige Vegetationsschicht ist ein angepasstes Pflegekonzept der Filtervegetation. Abgestorbene Biomasse sollte nicht entfernt werden, um die strukturierende und isolierende Wirkung der Streu nutzen zu können.

- **Mykorrhizaeinsatz**

Eine gezielte Mykorrhizierung unter Verwendung handelüblicher Mykorrhizapilzsubstrate kann als vitalitätsfördernde Maßnahme auftretende Beeinträchtigungen bei anhaltenden Extremsituationen abmildern. Gute Erfahrungen liegen mit verschiedenen Pilzen der Gattung *Glomus ssp.* vor. Idealerweise erfolgt die Beimpfung der Pflanzen mit Mykorrhizapilzen während der Pflanzung nach den Empfehlungen des Herstellers.

- **Etablierungsdauer**

Die Etablierungsphase der Pflanzen erfordert eine komplette Vegetationsperiode / 1 Jahr, um den Filterkörper mit einem gut entwickelten Wurzelwerk vollständig zu erschließen und sich selbstständig eine Wasserversorgung zu sichern. Die Etablierungsphase neueingebauter Bodenfiltersubstrate beträgt ebenfalls etwa 1 Jahr. Erst nach Abschluss dieser Phase ist durch ein ausgebildetes mikrobielles Abbaupotenzial mit der vollen Leistungsfähigkeit zu rechnen.

- **Infiltration**

Die Bewässerung sollte die gesamte Filteroberfläche homogen nutzen und intermittierend erfolgen. Dies sorgt für sauerstoffreiche Phasen, die mikrobielle Umsetzungen begünstigen und somit eine Akkumulation unvollständig abgebauter Substanz vermeidet. Günstig sind möglichst regelmäßige Bewässerungsintervalle, wodurch der Trockenstress für Bodenmikroorganismen und Pflanzen herabgesetzt wird und die Flächenreserve für Überlaufereignisse gesenkt werden kann.

- **Filterstärke**

Die Mindeststärke der Filter sollte den Empfehlungen der DWA-M 178 folgen oder besser noch auf 1 m erhöht werden. Hierdurch bleiben tiefere Filterbereiche frostfrei, was dauerhafte mikrobiologische Umsetzungen ermöglicht. Eine längere Filterstrecke bietet mehr Sorptionsoberflächen und Porenraum zur Wasserspeicherung. Insbesondere in längeren Trockenphasen bilden tiefere Schichten eine Feuchtigkeitsreserve für Pflanzen.
Zusätzlich wird das Risiko von Filterverdichtungen oder Makroporenfluss minimiert.

- **Filterfläche**

Nach Erkenntnis dieser Arbeit können bei Verwendung hydraulisch hochdurchlässiger, sorptionsstarker Substrate die Filterflächen ohne Qualitätseinbußen unter den Vorgaben der DWA-M 178 dimensioniert werden. Aktuell werden große Filterbereiche bei der Infiltration nicht

genutzt, was nachteilig für die Wasserersorgung der Pflanzen und mikrobielle Abbauprozesse ist. Hierdurch ist der Filterbetrieb suboptimal.

- **Abflussdrosselung**

An der Halenreie zeigt für die Mehrzahl der Reinigungsanforderungen ein Anlagenbetrieb mit schwacher, aber kontinuierlicher hydraulischer Belastung und freiem Abfluss die günstigsten Ergebnisse. Unter diesen Bedingungen herrscht ein optimaler Sauerstoffstatus im Filterkörper, gleichzeitig ist eine ausreichend lange Kontaktzeit für Sorptionsprozesse und metabolische Umsetzungen gegeben. Ein Teileinstau der Filtersohle sollte sich auf die Anwuchsphase der Pflanzen und temporäre sommerliche Zusatzversorgung beschränken, dauerhafter Heberbetrieb ist wegen anhaltender anaerober Einstauphasen ungünstig.

- **Reinigungsleistung**

Bodenfilteranlagen haben eine hohe Wirksamkeit gegenüber klassischen Inhaltstoffen von Oberflächenabflüssen. Nach Erkenntnissen dieser Arbeit besteht diese Wirksamkeit auch gegenüber Spurenschadstoffen oder „prioritären Stoffen“ der WRRL.

Pflege, Wartung, Unterhalt

- **Anlageverantwortlichkeiten**

Aufgaben und Kompetenzen für den Anlagenbetrieb sollten eindeutig definiert sein. Kontroll- und Wartungsintervalle sind festzulegen und durchgeführte Maßnahmen detailliert zu dokumentieren. Entstehende Folgekosten aus Betrieb und Unterhaltung sind für den Anlagebetrieb einzukalkulieren.

4.8 Weiterer Forschungs- und Handlungsbedarf

Anlagentechnik

Für unterschiedliche Reinigungsanforderungen (Entfernung partikulärer Stoffe, Eliminierung gelöster Schadstoffe, Hygienisierung, Nitrifikation) existieren unterschiedliche Konzepte der Anordnung und Wahl vorgeschalteter Stufen, des Retentionsraums und der Einstautiefen, des Filtermaterials und -aufbaus und der Bepflanzung [LIEBESKIND, M., 2001].

- Generell erforderlich ist eine standardisierte und qualitätsgesicherte Datenerfassung (Leitparameter, definierte Anlagenbereiche) sowie eine verbesserter Zugang zu allen Ergebnissen (internetgestützte Datenbank).
- Darüber hinaus besteht Bedarf an zusätzlichen Daten über die langfristige Entwicklung von Bodenfiltern, wobei ein kontinuierliches Monitoring der Musteranlagen gesicherte Informationen für zukünftige Betriebskonzepte geben könnte. Dies gilt u.a. auch für die „Selbstoptimierung von Bodenfiltern“ sowie die Ermittlung der Standzeiten unter Realbedingungen.

Einbindung in Urbane Infrastrukturen

Die in Normen, Regelwerken und Handbüchern dargestellten technischen Lösungen bieten noch innovatives Potenzial, das durch interdisziplinäre Forschung zwischen den Bereichen Siedlungswasserwirtschaft, Stadt- und Freiraumplanung, Regelungstechnik und Naturwissenschaften ausgeschöpft werden kann [SIEKER ET AL., 2008].

- Weitergehender Handlungsbedarf besteht in einer integralen, frühzeitigen Einbindung dezentraler Bodenfilteranlagen in Raum-, Siedlungs- und Biotopstrukturen [DWA-A 100, 2006]. Hierfür empfiehlt sich der Aufbau lokaler Versickerungskataster hydrogeologisch geeigneter Standorte, die im Rahmen der Flächenplanung Vorzugsgebiete definieren. Gleiches gilt für die Erfassung des Anpassungspotenzials vorhandener Entwässerungsstrukturen (z.B. Entwässerungsgräben zu Sickergräben). Auch Konzepte der Zweitnutzung innerstädtischer Straßeninfrastruktur (z.B. Verkehrsinseln, Kreisverkehre) oder öffentlicher Grünanlagen können Bodenfilter unproblematisch in den Bestand einbinden.

- Der prognostizierte Klimawandel verschiebt das bisherige Niederschlagsmuster zu häufigeren Starkregen. Im Rahmen der Anpassung vorhandener urbaner Entwässerungsinfrastrukturen sind hier frühzeitig die Möglichkeiten einer hydraulischen Entlastung durch Integration dezentraler Retentions-Bodenfilter zu prüfen.
- Die urbane Regenwasserbewirtschaftung erfordert mit ihren großen Einzugsgebieten die Implementierung intelligenter, automatisierter Betriebsführungssysteme in Abhängigkeit von lokalen Niederschlagsmustern. Als Komponenten dieser Systeme sind für Bodenfilter komplementäre Steuerungselemente zu entwickeln.

Planung und Konstruktives

Für einen verbreiteten Einsatz in urbanen Verdichtungsgebieten ist eine maximale Flächenreduktion unabdingbar. Jedoch fehlen für optimale Anlagenbemessungen bessere Grundlagen, die für die Dimensionierungen notwendig sind [LIEBESKIND, M., 2001].

- Dringend geboten sind daher systematische, publizierte Untersuchungen zur Optimierung der notwendigen Filterfläche, da mangels empirische Absicherung der Dimensionierungskennwerte bisher konservative Schätzungen mit hohen Sicherheitsmargen angewandt werden [MUNLV, 2001]
- Unterschiedliche Bemessungsansätze der DWA-M 178 und der RAS-Ew führen zu Abweichungen des Flächenbedarfes. Eine Harmonisierung dieser Bemessungsansätze kann kostenträchtige Überdimensionierungen von Vorstufen und Bodenfilter vermeiden [GROTEHUSMANN, D., 2009]
- Optimierungspotenzial besteht in einer hochauflösenden Erfassung von Abflussbeiwerten, um zukünftig eine realistische Auslegung von Bodenfilter zu ermöglichen (Überarbeitung DWA-A 198). Die bisherige Überschätzung des Anlagenzuflusses führt zu flächen- und kostenintensiven Überdimensionierungen bzw. hydraulischer Unterlastung von Bodenfiltern.

Bewässerung

- Flächenreduktionen sind weiterhin durch Entwicklung effektiverer Bewässerungssysteme möglich, wobei eine homogene Beschickung die Flächenbeanspruchung senkt und die Reinigungsleistung steigert. Denkbar sind konstruktiv verbesserte Einlaufkonstruktionen, bei denen eine robuste, automatisierte MSR-Technik durch Sensorsteuerung einen optimalen hydrostatischen Druck der Bewässerungsanlagen erzeugt.
- Zu untersuchen ist, ob Kombinationen aus Sensorsteuerung mit integrierten Speicherkomponenten die Einsatzgebiete von Bodenfiltern erweitern. Teilstrombehandlungen mit Erstverwurf extrem belasteter Zuflüsse (Havarien, Leckagen, „first flush“) und/oder verlängerte Behandlungszeiten durch Rezyklierung des Filtrates [FEHR ET AL., 2003; AUTORENKOLLEKTIV, 2009] (vgl. Patentschrift DE 19640347 A1) könnten auch bei kritisch belasteten Standorten sichere und konstante Reinigungsleistungen ermöglichen. Detaillierter Untersuchungsbedarf besteht auch bei der ereignisabhängigen Abflusssteuerung zur Optimierung der Reinigungskapazität [SIEKER ET AL., 2008; WOZNIAK, R., 2008].

Stoffliches

Die Auswirkungen der Filterhydraulik auf die stoffliche Reinigung ist zu präzisieren. Dies umfasst die Beschickung, die Sickerprozesse sowie auch die Abflusssteuerung.

- Weiterhin sind Untersuchungen zum Vergleich intermittierender vs. kontinuierlicher Beschickung gefordert [AUTORENKOLLEKTIV, 2009].
- Über den Einfluss der Sickergeschwindigkeit auf die Reinigungsleistung ist wenig bekannt, u.a., weil Beschickungsereignisse schwer vorhersehbar bzw. nicht praxisnah zu simulieren sind [NAMUTH, M., 2006]. Erforderlich sind in situ-Versuche mit konservativen und reaktiven Tracern, um in Fließwegen und hydraulisch wirksamem Porenvolumen hydrodynamische Transport- und Speicherprozesse zu ermitteln. Diese Daten können als belastbare Basis einer praxisnahen Kalibrierung numerischer Simulationsmodelle

dienen [UHL, M., SCHMITT, T.G., 2006]. Ähnliches gilt für ein upscaling von Laborversuchen zu Substrateignungen oder Chemikalienverhalten, die unter Praxisbedingungen validiert werden sollten.

- Offen ist auch der grundsätzliche Leistungsvergleich von Bodenfiltern mit Teileinstau gegenüber solchen ohne Einstau [LIEBESKIND, M., 2001], um eine optimale Abflussdrosselung als Kompromiss zwischen aerober Abbauzone und Speicherwasserzone zur Denitrifikation und Entkeimung zu ermitteln.
- Auch bezüglich der Hygienisierungsleistung von Bodenfiltern besteht bundesweiter Forschungsbedarf [MEISSNER, E., 2010].
- Ungeklärt ist die Bedeutung saisonaler Schwankungen (TOC, AfS, CSB, …) bei Straßenabflüssen mit hohem Vegetationseinfluss [BAYLU, 2008B]. Auch die Dynamik zeitlicher Kausalketten (Chlorid – Eisen – (Phosphat?) sollte weiter untersucht werden, da sie indirekt das Sorptionspotenzial der Filtersubstrate betreffen.
- Die Reinigungsfunktion von Bodenfiltern muss zukünftig neben klassischen Abwasserparametern auch Spurenschadstoffe nach EG-WRRL Anh. X berücksichtigen. Für Bodenfilteranlagen ist hierfür die Datenbasis bezüglich des Vorkommens und Verhaltens wasserlöslicher und physiologisch wirksamer Spurenschadstoffe zu erweitern. Ferner sind Daten über die Wechselwirkungen von Sediment und Wasserkörpern unter dem Einfluss variierender Umweltbedingungen, insbesonders der Resuspension von Sedimenten und Mobilisierungserscheinungen durch Lösevermittler zu klären.
- Bei weitergehenden Reinigungsanforderungen ist die Wirkung mehrstufiger Systeme mit Vorbehandlung oder nachgeschalteten technischen Filtern zu prüfen [AUTORENKOLLEKTIV, 2009]. Zusätzlich sollten für spezielle, definierte Reinigungsanforderungen (z.B. P-Elimination, Schwermetallrückhalt) Empfehlungen für spezifisch geeignete Filtersubstrate formuliert werden.
- Für eine schnelle und kontinuierliche Gütemessung des Anlagenbetriebes sind anhand aussagekräftiger Deskriptoren (z.B. AfS, NO_3-N, Zn; K_f-Wert) standardisierte, reproduzierbare Prüfmethoden zu entwickeln und zu validieren.

Pflanzen

Zentrale Fragen der Filterbepflanzung betreffen den langfristigen Pflanzeneinfluss auf die Leistungsfähigkeit des Bodenfilters, Kosten und Betriebs- und Pflegeaufwand [AUTORENKOLLEKTIV, 2009, LIEBESKIND, M., 2001] sowie ökologische Aspekte.

- Grundsätzlich ist die Verwendung leistungsstarker Pflanzenarten oder –gesellschaften als Alternative zu konventionellen Schilfbepflanzungen weiterhin zu prüfen [ROTH-KLEYER ET AL., 2010].
- Untersuchungsbedarf besteht zur Standorteignung (Optimierung der Anwuchsphase, Abhängigkeit von Häufigkeit und Dauer des Einstaus; Streuzuwachs und Stockwerksedimentation, Durchwurzelungshorizonte, Rhizombildung, Dominanzverhalten, Schadstofftoleranz…) und zu den Pflegeansprüchen. FuE-Bedarf besteht auch für pflegeextensives Strauchwerk der Böschungsbereiche [SCHÄFER, H., DAHMEN, H., 2009]. Die Erfahrungen sollten in fachlich begründete Handlungsempfehlungen münden.
- Aus ökologischer Sicht sind Untersuchungen zu den Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und die Gewässerflora sowie auf die Förderung kleinräumiger Biotopstrukturen von Interesse. Von Interesse ist eine naturnahe Ausgestaltung und hydrologische Anbindung als „aquatisches Trittstein-Biotop“ zur Vernetzung urbaner Biotopstrukturen. Auch die ökologischen Wirkungen dezentraler Bewirtschaftungselemente auf die Urbanhydrologie müssen Beachtung finden.
- Neu ist die Fragestellung einer Metabolisierung / Adsorption endokrin wirksamer Substanzen und Arzneimittel in bepflanzten Bodenfilter [ALEXY, R., KÜMMERER, K., 2005], die aber in Zusammenhang mit der EG-WRRL an Bedeutung gewinnen wird.

4.9 Gegenüberstellung der Forschungsergebnisse mit der ursprünglichen Zielsetzung des Projektes

Bei der praktischen Projektdurchführung haben sich, teilweise durch unvorhersehbare äußere Einflüsse bedingt, geringfügige Veränderungen und Ergänzungen gegenüber dem im Antrag avisierten Projektablauf ergeben. Dennoch konnten die gesetzten Ziele im Wesentlichen erreicht werden. Im Folgenden werden die ursprünglich im Projektantrag formulierten **Forschungsziele** noch einmal genauer den aktuell erreichten Forschungsergebnissen gegenübergestellt.

- ***a) Direkter Praxisvergleich der neu entwickelten Filtereinheit, bestehend aus der Kombination von Substraten, Pflanzen und Mykorrhizapilzen mit herkömmlichen Pflanzen-Bodenfiltersegmenten zur Bestätigung der Funktionstüchtigkeit und überlegenen Reinigungsleistung; Erkenntnisgewinn zur Reinigungsleistung von Bodenfiltern***

Im Praxisbetrieb konnten die für den zu testenden neuartig bepflanzten Hochleistungs-Bodenfilter angenommenen hohen Reinigungsleistungen (Kap. 4.2.1.2) bestätigt werden. Insbesondere im Hinblick auf eine höhere Frachtbelastung erwies sich das neu entwickelte Verfahren gegenüber dem konventionellen Referenzfilter als überlegen (Kap. 4.2.1.4). Neue Erkenntnisse konnten insbesondere zur Betriebsoptimierung des neuen Bodenfilters „Typ Halenreie“ gewonnen werden. Diese betreffen speziell Empfehlungen zur Bedeutung der Etablierungsphase (Kap. 4.2.1.1), zur Abflusssteuerung (Kap. 4.2.2.1.3), zur potenziellen Reduktion der Infiltrationsfläche (Kap. 4.2.2.2), den wichtigen Beitrag der Vorreinigung durch das Rückhaltebecken (Kap. 4.5.1.1) sowie die hohe Bedeutung einer angepassten, fachgerecht unterhaltenen Filterbepflanzung (Kap. 4.4).

- ***b) Erweiterung des Untersuchungsspektrums auf bisher nicht getestete Schadstoffe (Platin, Palladium, organische Zinnverbindungen, Tenside) bzw. standortrelevante Schadstoffe (stark befahrene Straße, Wochenmarkt); Optimierung des mikrobiellen Abbaus problematischer wasserlöslicher Verbindungen***

Antragsgemäß wurde die stoffliche Reinigungsleistung der Bodenfilter anhand gewässeranalytischer Standardparameter (Feststoffe, Nähr- und Zehrstoffe, org. / anorg. Schadstoffe), standortspezifischer Verdachtsparameter (Tenside, Keimzahlen) sowie ökotoxikologischer Untersuchungen ermittelt. Eingeschränkt werden musste die Bestimmung der genannten Schwermetalle Pt und Pa, da in diesem Fall die erforderlichen Bestimmungsgrenzen gerätetechnisch nicht erreichbar waren, in diesen Fällen wurden Literaturdaten zitiert. Stattdessen wurden in Absprache mit dem Projektpartner BSU einige so genannte „prioritäre Stoffe“ der WRRL (Bisphenol A, Alkylphenole, Phthalate, Chloralkane, Benzothiazole /-triazole, Pestizide) sowie die durch einen unvorgesehen Feuerwehreinsatz aufgetretenen perfluorierten Tenside (Kap. 2.1; 3.2.2.2; 3.2.2.4) zusätzlich in die Routineanalytik aufgenommen.
Bei den wasserlöslichen polaren Mikroschadstoffen war eine reinigende Wirkung der Bodenfilter festzustellen (Kap. 4.2.1.3), wobei die aus Kostengründen eingeschränkte Probenanzahl statistisch abgesicherte Aussagen noch nicht zulässt. Allgemein ist aber auch für die wasserlöslichen polaren Mikroschadstoffe ein optimierter mikrobieller Abbau bei den unter c) genannten Betriebsbedingungen zu erwarten.

- ***c) eine umfassende Markteinführung durch den Nachweis der Funktionstüchtigkeit und gegebenenfalls zusätzlicher verfahrenstechnischer Optimierung (weitere Flächenreduktion, Bewässerungsintervalle)***

Für die Markteinführung steht eine leistungsstarke, funktionserprobte und flächensparende Bodenfiltertechnologie zur Verfügung (Kap. 4.2.2.2). Die verfahrenstechnisch optimale Betriebsführung ist im Praxisbetrieb ermittelt worden (Kap. 4.7) und wird ergänzt durch umfangreiche Hinweise zu Betrieb, Wartung und Unterhalt (*s. Anlagenband*).
Wie in einer Marktanalyse festgestellt worden ist, besteht in der Regenwasserbewirtschaftung ein hoher Bedarf an flächensparenden Verfahren. Der hier vorgestellte Hochleistungs-Bodenfilter kann hierzu einen Beitrag leisten (Kap. 5.1). Da die beteiligten KMU durch die aktive

Projektmitarbeit entsprechendes Know how erworben haben, kann die kommerziell erfolgreiche und umfassende Vermarktung des neuartigen Bodenfilterverfahrens zukünftig von einer firmenübergreifenden „Arbeitsgemeinschaft“ erfolgen.

Hinsichtlich der ursprünglichen **wissenschaftlich-technischen Fragestellungen** wurden folgende Forschungsergebnisse erzielt:

- ***Nachweis einer hohen Reinigungsleistung bei starker Flächenreduktion und max. hydraulischer Belastung***

Die für das neuentwickelte Bodenfilterverfahren angestrebte hohe und stabile Reinigungsleistung bei starker Flächenreduktion und maximaler hydraulischer Belastbarkeit wurde nachgewiesen (Kap. 4.2.2.2, 4.2.5.2.2).

- Höhere Strukturstabilität und geringere Kolmation des Filterkörpers gegenüber bestehender Filteranlagen (Vergleich mit dem Kontrollsegment der Anlage Halenreie) durch den Einsatz besonders innovativer Substratkombinationen und mykorrhizierter Pflanzen

Der zu untersuchende bepflanzte Filterkörper erwies sich im Dauerbetrieb als strukturstabil, die hydraulische Durchlässigkeit war auch nach Salzbelastung konstant hoch. Dies unterstreicht die Bedeutung einer leistungsfähigen Bepflanzung als substratlockernde Komponente (Kap. 4.3.1.3).

- ***höhere Schadstoffaufnahme und –abbau in Pflanzen und stärkere Rhizosphärendegradation im Substrat im Vergleich zu gewöhnlicher Schilfvegetation der konventionellen Anlagensegmente***

Ein direkter Nachweis zur Rhizodegradation und Aufnahme von Schadstoffen in Pflanzen in den Filtervarianten war unter den variierenden, nicht steuerbaren Freilandbedingungen aufgrund der vorgefundenen Konzentrationsbereiche der Organika schwierig. Dies betrifft insbesondere die Unterscheidung zwischen physiko-chemischen Vorgängen (z.B. Ausgasung, Adsorption) und mikrobiellen Abbauprozessen.
Der wesentlich stärker ausgeprägte Feinwurzelanteil im Substrat bei *Phalaris* und *Iris* gegenüber *Phragmites* mit der Folge einer kompakteren Durchwurzelung sowie die höheren Aufnahmeraten für Schwermetalle, insbesondere für Zink, unterstreichen jedoch eine verbesserte Entfernung von Schadstoffen (Phytoextraktion) aus dem Filtersubstrat im Vergleich zu gewöhnlicher Schilfvegetation.

- ***Nachweis der Stabilität der eingesetzten Pflanzengesellschaft in ihrem Artenbestand, auch bei stark wechselnden Feuchteverhältnissen***

Die eingesetzte Pflanzengesellschaft erweist sich auch bei stark wechselnden Feuchteverhältnissen (freier Ablauf, Teileinstau, Trockenphasen) in ihrem Artenbestand als stabil. Bei Bedarf kann mit geringem Pflegeaufwand die Stabilität des gewünschten Bestandes unterstützt (- ggf. das Aufkommen einwandernder Konkurrenzarten unterdrückt -) werden.

5. Marketing

5.1 Regenwasserbewirtschaftung – ökonomische Aspekte

Für die im Antrag genannte Markteinführung des entwickelten Hochleistungs-Bodenfilters wird im Folgenden mit den Informationsinstrumenten:

- Umfeldanalyse
- Stärken-Schwäche-Analyse
- Konkurrenzsituation

eine orientierende Marktanalyse der deutschen Regenwasserbewirtschaftung durchgeführt.

5.1.1 Umfeldanalyse

Auf der Fläche der Bundesrepublik (357.000 km^2) fallen bei einem Jahresniederschlag von 790 mm etwa 2,8 Mrd m^3 Regenwasser an. Aktuell werden die auf Oberflächen entstehenden Regenwasserabflüsse mit folgenden Strategien bewirtschaftet:

1. Regenwasserableitung
2. Regenwasserrückhaltung

3a. Regenwasserbehandlung im Trennsystem
3b. Regenwasserbehandlung im Mischsystem
3c. Regenwasserbehandlung in der Kläranlage

4a. Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten
4b. Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung außerhalb von Siedlungsgebieten

5. Maßnahmen im und am Gewässer
6. Maßnahmen zur Reduktion der Stoffbelastung

[SIEKER, H., 2001]

5.1.2 Ökonomische und politische Entwicklung

Sowohl wasserwirtschaftliche Auswirkungen als auch finanzielle Gründe sprechen für eine effektive Bewirtschaftung von Regenwasserabflüssen. Einige Zahlen verdeutlichen dies:
In Deutschland beträgt die versiegelte Siedlungs- und Verkehrsflächen etwa 2,2 Mio ha mit einem täglichen Zuwachs von ca. 65 ha. Diese Flächen werden bisher weit überwiegend konventionell durch ein öffentlichen Kanalnetz (Trennsystem) von ca. 115.000 km entwässert, wobei das Wachstum speziell im Trennsystem ungebrochen ist: Zwischen 1991 und 2004 ist die kanalgebundene Oberflächenentwässerung im um ca. 60% angestiegen.
Aus finanzieller Sicht ergeben sich bei mittleren Entwässerungskosten von 25 € x m^{-2} allein durch die kanalisierte Entwässerung neuversiegelter Flächen Kosten von 6 Mrd € x a^{-1}. Hinzu kommt ein hoher Sanierungsbedarf der Kanalisation mit geschätzten Investitionen von 100 Mrd €, wovon ein Großteil der Ableitung von Niederschlagswassern zuzurechnen ist. Der Ausbau der Regenwasserbehandlung kostet pro Einwohner 635 € [SIEKER, H., 2003; SIEKER, H., SIEKER, F. 2009A; SIEKER, H., SIEKER, F., 2009B; BROMBACH, H., 2010].
Aktuell findet eine Abkehr vom Ableitungsprinzip hin zu dezentralen Bewirtschaftungsformen statt. Dieser Wechsel ist u.a. auch ökonomisch begründet:

- Kostengünstige Sanierung hydraulisch überlasteter Kanalnetze
- Baukostenreduzierung durch verminderten Einsatz kostenintensiver technischer Bauwerke oder Rückhaltevorrichtungen, Möglichkeit zur individuellen Eigenleistung
- Betriebskostensenkung durch Wartungsarmut
- Reduzierung des Betriebsaufwandes von Kläranlagen
- Verringerung von Hochwasserschadensregulierung

[MUF, 2000]
Bei der Kanalsanierung besteht ein Abkopplungspotenzial von 25% [ROTHE, J. 2001], wobei bei einer gesamtwirtschaftlichen Kostenbetrachtung oft weitere Einsparungen beim Straßenbau und den Entwässerungsleitungen abzurechnen sind [SOMMER, H., POST, M., 2009].
Da die dezentrale Niederschlagswasserbehandlung gegenüber konventionellen Entwässerungssystemen Baukosteneinsparungen von über 30% ermöglicht [MUF, 2000], bestehen für

Kommunen und Grundstückseigentümer vielfältige ökonomische Anreize zur verstärkten Nutzung dieser Verfahren. Es ist absehbar, dass die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung bei Neubauvorhaben zum Standardverfahren wird [SIEKER, H., SIEKER, F., 2009B]. Starke Impulse kommen auch von strengeren Umweltauflagen und den Novellierungen vieler Länderwassergesetze, welche die Priorität der Versickerung vor der kanalisierten Ableitung vorsehen.
Zusammenfassend bietet die aktuelle Entwicklung der Urbanhydrologie für alternative Verfahren hohe Wachstumspotenziale bei bisher geringen Marktanteilen.

5.1.3 Ökologische Faktoren

Das bisher in der Siedlungswasserwirtschaft dominierende Ableitungsprinzip stellt durch nachteilige Auswirkungen auf Wasserhaushalt und Grundwasserneubildung einen nicht zu kompensierenden Eingriff in die lokale Wasserbilanz dar [SIEKER, H., SIEKER, F., 2009A]. So sind dezentrale Verfahren neben ökonomischen Belangen (kostengünstige Erschließung, Sanierung,…) auch stark ökologisch motiviert (Sicherung des lokalen Wasserkreislaufes) [LONDONG, D., NOTHNAGEL, A., 1999]. Dabei ermöglichen naturnahe Konzepte der Niederschlagswasserbewirtschaftung die Aufrechterhaltung des natürlichen Wasserkreislaufes in Siedlungsgebieten durch

- Erhaltung der Grundwasserneubildung
- Weitgehende Beibehaltung der natürlichen Verdunstung
- Verminderung örtlicher Hochwasserspitzen und hydraulischer Gewässerbelastungen
- Senkung des Schad- und Nährstoffeintrags in Gewässer

Gleichzeitig erhöhen viele Maßnahmen die urbane Wohn- und Lebensqualität:

- naturnahe Erlebnisräume des offen sichtbaren Erlebniselementes Wasser
- Akzeptanzerhöhung der Öffentlichkeit für das Element Wasser
- Kreativer und gestalterische Nutzung von Wasser im urbanen Raum
- Offene Bewirtschaftung führt zu mehr Grünflächen und damit zu einer Verbesserung des Mikroklimas
- Ableitungs- und Rückhaltesysteme können wertvolle amphibische Ökosysteme bilden

[MUF, 2000].
Naturnahe, dezentrale Maßnahmen entsprechen dem heutigen Umweltbewusstsein und befriedigen auch die Bedürfnisse der Bevölkerung. Ein geringer finanzieller Mehraufwand ist daher in der Regel vertretbar, da auch monetär nicht bewertbare Aspekte wie Vorteile für den Wasserkreislauf oder die Verbesserung des Kleinklimas im Wohnumfeld zu berücksichtigen sind.
In Tab. 68 sind die ökonomischen und ökologischen Vorteile dezentraler Regenwasserbewirtschaftung abschließend zusammengestellt.

Tabelle 68: Vorteile dezentraler Regenwasserbewirtschaftung.

Volkswirtschaftlich	**Kommunal**
· jährl. Neukanalisierung: 6 Mrd. € [1)] · langfr. Kanalsanierung: 100 Mrd. € [1)] (Abkopplungspotenzial: 25%) [2)] [1)] Sieker, H. (2003); [2)] Rothe, J. (2001)	· Pufferung von Abflussspitzen; kontinuierlicher Betrieb von Kläranlagen; Reduktion Kanalisation · bei frühzeitige Integration in Bauleitplanung / Flächenmanagement: Kosteneinsparung > 30% • ökologische Kompensationsmaßnahmen §8a BNatSchG
Privat	**Ökologie**
· Einsparung Versiegelungsabgaben · Senkung Abwassergebühren · Erholungswert / Wasser-Erlebnis	· Auffüllung Grundwasservorräte · Reinigung durch Bodenpassage · Verbesserung Mikroklima · Sekundärbiotope · oft Zulassung in NSG / LSG

5.1.3 Stärken-Schwächen-Analysen

- ***Zentrale Anlagen***

Die Stärke der klassischen Stadtentwässerung ist eine sehr hohe Entwässerungssicherheit durch die vollständige Ableitung via Trenn- oder Mischsystem, bei der am Auslass der Kanalisation zentrale Anlagen zur Regenwasserbehandlung angeordnet sind (= „end-of-pipe-Technologie“). Da hierbei unterschiedlich belastete Flächen (Straßen, Gewerbeflächen, Wohngebiete usw.) gemeinsam entwässern, fällt ein durch Vermischung nur mäßig verschmutzter Oberflächenabfluss an, der aber kurzfristig große Abflussvolumen bildet. Dieses zu behandeln ist nicht effizient und daher teuer und erfordert große Anlagen, für die insbesondere in Städten der notwendige Platz fehlt. Daneben sind große Bauwerke nur schwer an hydraulische Veränderungen (z.B. Erweiterung / Reduzierung Einzugsgebiet; Klimawandel) anzupassen. Allgemein trägt die konventionelle Ableitung nicht zur hydraulischen Entlastung der Kanalisationen bei [SIEKER, H., SIEKER, F. 2009A; SOMMER, H., POST, M., 2009].
Die konventionelle Behandlung von Regenwasser im Trennsystem dient der Entfernung von Feststoffen und Dämpfung hydraulischer Überlastungen [DWA-M 153]. Nachteilig sind dabei die extrem großen Absetzvolumen von Beckenanlagen, um gewässerschutzrelevante Feinpartikel effektiv zu entfernen und um gleichzeitig Überlaufwahrscheinlichkeiten zu minimieren. Ähnliches gilt für den hohen Flächenbedarf von Retentionsbodenfilteranlagen. Beides schlägt sich in hohem Investitionsaufwand nieder (vgl. Tab. 69).
Das Vermischen gesammelter Oberflächenabflüsse widerspricht dem Quellenreduktionsprinzip („source control“) als Grundsatz, Emissionen von Schadstoffen am Ort ihres Entstehens zu unterbinden.
Die Kostenfrage bei der Entwässerung wird weiter forciert durch einen hohen Investitionsbedarf für Sanierung und Erneuerung der Kanalisation [LONDONG, D., 1999].

Tabelle 69: Kostenvergleich verschiedener Bewirtschaftungsformen im Trenn- und Mischsystem (Jahreskosten nach Grafik geschätzt) [SIEKER ET AL., 2000, ergänzt].

		Kanalisation	RHB	Sandfang	Regenklärbecken	Mischwasserüberlauf	Mischwasserüber-laufbecken	Siebrechen	Bodenfilter	Kläranlage, belebt. Verfahren	Bodenfilter Halenreie
Baukosten	€ x $m^{-2}_{red.}$	**22,5**	**9**	**0,75**	**1,65 - 10,50**	**0,65**	**3,75**	**0,2**	**2,4**	**0,7**	**9,75**
Betriebskosten	€ x $m^{-2}_{red.}$ x a^{-1}	**0,18**	**0,04**	**0,01**	**0,13**	**k.A.**	**0,12**	**0,02**	**0,01**	**0,05**	
Jahreskosten (gesch.)	€ x $m^{-2}_{red.}$ x a^{-1}	**1,1**	**0,49**	**0,05**		**k.A.**	**0,25**	**0,02**	**0,15**	**0,15**	
Nutzungsdauer (Bauteile)	a	**50 - 60**	**40 - 70**	**25 - 40**	**40 - 70**	**k.A.**	**40 - 70**	**25 - 40**	**25**		
Nutzungsdauer (Maschinenteile)	a			**8 - 12**	**5 - 20**		**5 - 20**	**10 - 14**			

- ***Dezentrale Anlagen***

Aktuell ist in der Stadtentwässerung ein Paradigmenwechsel von der zentralisierten Ableitung hin zum Prinzip des „source control“ durch Vermeidung bzw. ortsnaher Reduktion der Abflussbildung.
Diese dezentrale Regenwasserbewirtschaftung basiert auf den Komponenten „dezentrale Reinigung“, „dezentrale Speicherung“, „gedrosselte Ableitung“ und ortsnahe Versickerung. Die Stärke dieser Verfahren ist, dass sie neben einem hohen Entwässerungskomfort wesentlich zur gewünschten Erhaltung des standorttypischen Wasserhaushaltes beitragen. Durch Maßnahmenkombinationen sind dezentrale Verfahren flexibel und anpassungsfähig, wodurch sie speziell bei größeren, inhomogenen Einzugsflächen oder bei sich ändernden Randbedingungen wie z.B. dem Klimawandel effizienter sind. Da die Anlagen einfach in die Freiflächenplanung von Baugebieten integriert werden können und Parallelnutzungen möglich sind, sinken Flächenbedarf und –kosten [SIEKER, H., SIEKER, F. 2009A; SIEKER, H., SIEKER, F., 2009B].
Von Systemanbietern wurden daher in den letzten Jahren baulich sehr unterschiedliche Reinigungssysteme entwickelt, um Straßenabflüsse dezentral vor Einleitung in die Kanalisationen zu reinigen [SOMMER, H., POST, M., 2009]. Eine ökonomische Eintrittsbarriere ist, dass für dezentrale Anlagen keine verbindlichen Regelwerke existieren und behördliche Genehmigungen i.d.R. Einzelfallentscheidungen sind. Die Genehmigungsverfahren werden aber zukünftig durch bautechnische Zulassungen des DIBt für geprüfte, standardisierte Produkte erleichtert.

5.1.5 Konkurrenzanalyse (Standardisierungen, Lösungsansätze, Produkte)

- ***Zentrale Anlagen***

Konventionelle Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser im Trennsystem zielen auf die Entfernung von Feststoffen und auf Dämpfung hydraulischer Überlastungen für die aufnehmenden Gewässer [DWA-M 153]. Entsprechend sind Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung bisher vor allem als Absetz- und Rückhalteanlagen (RKBmD, RKBoD) realisiert, deren Planung, Bau und Betrieb den Veröffentlichungen ATV-A 166, ATV-DVWK-M 176, ATV-DVWK-A 117 sowie dem Handbuch „Technische Regeln zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser“ [RP TÜBINGEN, 2008] zu entnehmen ist. Die Bemessung und Konstruktion zentraler Regenrückhalteanlagen in offener oder geschlossener Bauweise wird in ATV-A116 und ATV-DVWK-A 117 beschrieben.
Zunehmend erfolgt die Behandlung großer Abwasseraufkommen auch durch Retentionsbodenfilteranlagen (RBF) als verfahrenstechnische Einheit aus einer Vorstufe (RKB) und einem nachgeschalteten Bodenfilterbecken. Für die bisher fast ausschließlich in naturnaher Erdbauweise erstellten bepflanzten Bodenfilter bestehen vielfältige Erfahrungen bezüglich Planung, Bau und Betrieb [DWA-M 178; MUF, 2002; MUNLV, 2003]. Einige Verfahrensschritte und Konstruktionsmerkmale besitzen patentrechtlichen Schutz (Tab. 70).

Tabelle 70: Patentschutz im Bereich Bodenfilter / Pflanzenkläranlagen (unvollständig), ergänzt nach: [JAEGER, W., 2003].

Patentinhaber	**Patentschrift**	**Inhalt**
Anders, Wilfried	DE 19737542 C1	Bodenfilter zur biologischen Reinigung von vorgeklärtem Abwasser
Bednarsch, Marcus	DE20221682 U1	Pflanzenkläranlage
Berliner Wasserbetriebe, Bioplan Landeskulturgesellschaft, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie	DE102005021816 A1	Verfahren zur Behandlung von Regenwasser durch Fällungs- und Flockung incl. Vorrichtung zur Durchführung des Verfahrens
Bioplan Ingenieur Gesellschaft	DE10010109 A1	Kompakt-Bodenfilter-Reaktor in Modulbauweise
Boller, Reinhard	DE 10060280 A1	Verfahren zur Stickstoffelimination bei Pflanzenkläranlagen oder anderen bewachsenen Bodenkörper oder Bodenfilter
Fechter, Leonhard	DE 10152671 A1	Granulat und Verfahren sowie Anlage zum Reinigen von verschmutztem Regenwasser
Dernbach, Heinrich	DE 19630831 A1	Horizontal und vertikal durchströmte Pflanzenkläranlage mit stationärem Wasserstand durch hydrostatische Auslaufregelung
Thilo, Herrmann	DE 19950936 A1	Bodenfilter zur Abwasserreinigung mit verbesserter Reinigungsleistung
Kickuth, Reinhold	DE 4237220 A1	Verfahren und Anlagen zur Reinigung von Flüssigkeiten in horizontal durchströmten bepflanzten Filterbetten
Koch,Hans-Helmut	DE 4013779 C1	Wurzelraumkläranlage
Kraft, Harald	DE 3423220 A1	Anlage zur biologischen Reinigung von Abwasser
Kraft, Harald	DE 3712419 A1	Anlage zur biologischen Reinigung von Abwasser
Krüger, Joachim	DE 10115662 A1	Pflanzenkläranlage mit integrierter Eliminations- und/oder Adsorberpatrone
Launhardt, Manfred	DE 19603959 C1	Verfahren und Vorrichtung zum Behandeln von biologisch belastetem Abwasser, insbesondere von Haushaltsabwasser
Launhardt, Manfred	DE 19640347 A1	Reaktor zur Behandlung biologisch belastetem Abwasser, bei der intervallartig ausgebrachtes Abwasser mehrfach ein bioaktiviertes Filterbett durchfließt
Neugebohrn, Lars	DE 4115965 A1	Transportable pflanzenbiologische Kleinkläranlage
Neumann, Georg	DE 4403454 C1	Verfahren und Vorrichtung zur Behandlung von Oberflächenwasser oder dergleichen
Rehnen, Herrmann	DE 4225699 C1	Pflanzenkläranlage zur Reinigung häuslichen bzw. industriellen Abwassers mit verbesserter Denitrifikation durch Zufuhr externer Kohlenstoffquellen
Schinke, Heinz	DE 19520733 C1	Bodenfilter mit belüftetem Eintragsbereich; Zuflussbehandlung mit Druckluftbelüftung und Belebtschlammbehälter
Schneider, Horst	DE 4041242 A1	Anlage zur biologischen Abwasserreinigung in einem Pflanzenbecken
Wittlich, Jürgen und Wilk, Bernd-Ulrich	DE 4428052 A1	Anlage zur biologischen und physikalischen Reinigung von Abwasser in einem bewachsenen Bodenfilter

Es sind noch weitere Bauweisen von Bodenfiltern und Pflanzenkläranlagen bekannt geworden:

Patentschrift	Inhalt
DE OS 43 13 902 A1	Pflanzenkläranlage aus bepflanzten, in Reihe geschalteten Containern mit kontinuierlicher Beschickung und konstantem Wasserspiegel
DE 196 22 727	Bodenfilterkombination aus Sedimentationsbecken mit anschließender Filtrationsstufe
DE 39 18 803 C2	Bodenfilterkombination aus Sedimentationsbecken mit anschließender Filtrationsstufe
DE OS 195 27 970 A1	Bodenfilter mit Hebersystem zur homogenen Ausbringung des Abwassers
DE OS 34 06 004 A1	Bodenfilter mit Reispflanzen
DE 44 22 496 A1	schilf- oder grasbewachsenen Filterkörper zur Filtration von Regenwasser
DE 199 59 969 A1	schilf- oder grasbewachsenen Filterkörper zur Filtration von Regenwasser

Daneben existieren als zentralisierte Anlagen in Deutschland auch einige naturnahe Flachwasserteichsysteme („constructed wetlands“) im Bereich der Mischwassernachbehandlung [RÖDDER, A., 1997].

- ***Dezentrale Anlagen***

Der Ansatzpunkt der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung ist bei oder nahe der Belastungsquelle. Da die Maßnahmen oft nicht nur der stofflichen Reinigung dienen, sondern mehrstufig sind und technische Anlagen auch in ihrer Einbauweisen variieren können, ist eine exakte Einteilung komplex. Allgemein kann nach Einsatzort oder Funktionsweise unterschieden werden. Zur Zeit reichen die Systemlösungen von bepflanzten Mulden über technische Einbauten in vorhandene Systeme bis hin zu größeren nachrüstbaren Schachtbauwerken, die mittlere Einzugsgebiete zusammenfassend reinigen. Da einige Systeme noch nicht ausgereift und Standardisierungen fehlen, sind Optimierungen und weitere Produktinnovationen zu erwarten. Eine Übersicht der in Hamburg eingesetzten Produkte zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung ist einer Broschüre der Hamburger Umweltbehörde zu entnehmen [SOMMER, H., POST, M., 2009].

5.1.6 Vermarktungspotenzial

Da die Untersuchungen die Praxisreife und hohe Leistungsfähigkeit des neuartigen Bodenfilterverfahrens nachgewiesen haben und in der Regenwasserbewirtschaftung ein hoher Bedarf für platzsparende Verfahren wie den hier vorgestellten Hochleistungs-Bodenfilter existiert, bestehen gute Aussichten für einen kommerziell erfolgreichen Praxistransfer.
Dies gilt umso mehr, als bei der aktuellen Überarbeitung der einschlägigen Merkblatts DWA-M 178 Anpassungen der Bemessungshinweise vorgesehen sind, die voraussichtlich auf Flächenreduktionen hinauslaufen, wodurch die bereits relativ niedrigen Baukosten (vgl. Tab. 69) weiter sinken.
Für den angestrebten Transfer der Forschungsergebnisse in eine kommerzielle Umsetzung wurde das Projekt mit verschiedenen Aktivitäten der Multiplikatoren aus Öffentlichkeit und Wirtschaft vorgestellt, um über ökonomische und ökologische Vorteile des neuen Bodenfilters zu informieren und in geeigneter die weitere Produktentwicklung zu unterstützen. Zu den wichtigsten Maßnahmen zählen:

<u>Vorträge auf Kongressen und Tagungen</u>

- Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg 27.05.2008
- BSU-Workshop 18.06.2009
- 2. Bremer Bodenfilterworkshop 26.08.2009

Posterbeiträge auf Kongressen und Tagungen

- Lysimeter-Workshop GSF München 22.04.2008
- Lübecker Abwassertage 21./22.05.2008
- BGH Koblenz 22.04.2009

Fachpublikationen

- Bodenfilter zur Reinigung belasteter Regenabflüsse (Korrespondenz Abwasser, Abfall 57/4)
- Treatment techniques and analysis of stormwater runoff from roads in Hamburg, Germany. (In: Xenobiotics in the Urban Water Cycle)

Internetpräsentation

- www.umweltpilot.de

Praxisdemonstrationen des Bodenfilters Halenreie

- Fa. Compo - Marktmanagement (01.08.2008)
- Exkursion der Hochschule Wismar (17.01.2009)

Präsentation auf überregionalen Fachmessen

- b2d Mittelstandsmesse Osterholz-Scharmbeck (25.03.2009)

allgemeine Öffentlichkeitsarbeit

- Rundfunkbeitrag „Kompost statt Kanal“ (D-Radio, 12.10.2009)
- Presseartikel „Boden übernimmt die Abwasserreinigung“ (Weser Kurier, 26.08.2009)
- Bremer Umweltberatung

Erstellung von Normen und Technischen Regelwerken

- Angebot zu fachlicher Mitwirkung bei Überarbeitung der DWA-M 178

Da alle Erkenntnisse im vorliegenden Bericht sowie in den umfangreichen Hinweisen zu Betrieb, Wartung und Unterhalt (s. Anlageband) enthalten sind und die beteiligten KMU durch die aktive Projektmitarbeit entsprechendes Know how erworben haben, kann die Vermarktung des neuartigen Bodenfilterverfahrens zukünftig nahtlos von einer firmenübergreifenden „Arbeitsgemeinschaft“ weitergeführt werden.

6. Literaturverzeichnis

- REGEL- UND NORMENWERKE -

ATV (ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V.)(1992): ATV-A 101 Planung von Entwässerungsanlagen - Neubau-, Sanierungs- und Erneuerungsmaßnahmen. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (1992): ATV-A 128 Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwaserkanälen.Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (1994): ATV-M 165: Anforderungen an Niederschlags-Abfluß-Berechnungen in der Stadtentwässerung. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (1996): ATV-M 601: Sicherstellung der Qualität und Wirtschaftlichkeit bei der Planung und Bauüberwachung von Anlagen zur Wasser- und Abfallentsorgung. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (1999A): ATV–A 166: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung. Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (1999B): ATV-A 111: Hydraulische Dimensionierung von Regenwasserentlastungsanlagen. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2000): ATV-DVWK- A 157: Bauwerke der Kanalisation. Vertrieb: GFA, St. Augustin.

ATV (2001): ATV-DVWK-M 176: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2003): ATV–DVWK- M 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2005): ATV-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2006A): DWA-A 100: Leitlinien zur integralen Entwässerungsplanung. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2006B): ATV-A 117: Richtlinien für die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrückhaltebecken. Vertrieb: GFA, Hennef.

ATV (2007): DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Vertrieb: GFA, Hennef.

DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG) (1996): DIN 18123 - Baugrund, Untersuchung von Bodenproben- Bestimmung der Korngrößenverteilung. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DIN (1997): DIN 19682 - 7 Bestimmung der Infiltrationsrate mit dem Doppelzylinder-Infiltrometer. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DIN (1998): DIN 19731 - Bodenbeschaffenheit - Verwertung von Bodenmaterial. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DIN (2002): DIN 18915 - Vegetationstechnik im Landschaftsbau - Bodenarbeiten. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DIN (2003): DIN EN 858 - Abscheideranlagen für Leichtflüssigkeiten. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DIN (2008): DIN EN ISO 9001 - Qualitätsmanagementsysteme - Anforderungen. Beuth Verlag GmbH. Berlin.

DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2005A): DWA-M 178: Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Vertrieb: GFA, Hennef.

DWA (2005B): Arbeitsblatt DWA-A 147: Betriebsaufwand für die Kanalisation - Betriebsaufgaben und Häufigkeiten. Vertrieb: GFA, Hennef.

DWA (2010): Merkblatt DWA-M 610: Neue Wege der Gewässerunterhaltung - Pflege und Entwicklung von Fließgewässern. Vertrieb: GFA, Hennef.

FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR STRAßEN- UND VERKEHRSWESEN E.V. (FGSV) (2002): Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten, Ausgabe 2002 (RiStWag). Vertrieb: FGSV-Verlag GmbH, Köln.

FGSV (FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR STRAßEN- UND VERKEHRSWESEN E.V.) (2006): Merkblatt für den Straßenbetriebsdienst Teil: Grünpflege – 390/1. Vertrieb: FGSV-Verlag GmbH, Köln.
STAATLICHES UMWELTAMT AACHEN (2001): Derzeitiger Stand der Behandlung des von Straßen-/Verkehrsflächen abfließenden Niederschlagswassers (Ras-Ew). StuA Aachen (Hrsg.). 12 S.

- HANDBÜCHER -

BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE) (HRSG.) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung KA 4 (4. Aufl.). Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 392 S.
LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG)(HRSG.) (2001): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. 1. Auflage. Karlsruhe. 237 S.
LFU (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Karlsruhe. 114 S.
MUF (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN RHEINLAND PFALZ) (HRSG.) (2000): Naturnaher Umgang mit Niederschlagswasser. Konzeption und ausgeführte Beispiele. Mainz. 55 S.
MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (HRSG.) (2001): Bodenfilteranlagen in Nordrhein-Westfalen - Stand der Technik. Kurzfassung Abschlussbericht Az. IV B6-042340 einer Untersuchung im Auftrag des MUNLV NRW. FH Münster. 27 S.
MUNLV (HRSG.) (2003): Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb (1. Aufl.). Düsseldorf. 233 S.
RP TÜBINGEN (REGIERUNGSPRÄSIDIUM TÜBINGEN) (HRSG.)(2008): Technische Regeln zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser. Tübingen. 211 S.
UHL, M., ADAMS, R., HARMS, R.W., SCHNEIDER, F., GROTEHUSMANN, D., KASTING, U., LANGE, G. (2006): ESOG Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer – Abschlussbericht – Aktenzeichen IV – 9 – 042 252 im Auftrag des MUNLV NRW. Münster. 228 S.

- ALLGEMEINE LITERATUR -

ALARCON, A., DAVIES, F.T., AUTENRIETH, R.L., ZUBERER, D.A. (2008): Arbuscular mycorrhiza and petroleum-degrading microorganisms enhance phytoremediation of petrolium-contaminated soil. Internat. J. Phytorem. 10 (4): 251 - 263.
ALEXY, R., KÜMMERER, K. (2005): Antibiotika in der Umwelt. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 52/5: 563 – 571.
ANDRADE, S.A. L., GRATAO, P.L., SCHIAVINATO, M.A., SILVEIRA, A.P.D., AZEVEDO, R.A., MAZZAFERA, P. (2009): Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. Chemosphere 75: 1363 - 1370.
ARTELT, S., KOCK, H., KÖNIG, H.P., LEVSEN, K., ROSNER, G. (1999): Engine dynamometer experiments: platinum emissions from differently aged three-way catalytic converters. Atmosph. Environm. 33: 3559 - 3567.
ASCHERL, A., FLOSS, R. (1996): Sicherheitsbewertung bautechnischer Maßnahmen zum Grundwasserschutz an Straßen in Wassergewinnungsgebieten auf probabilistischer Grundlage. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstech. 726. Bundesminister für Verkehr. Bonn.
AUDET, P., CHAREST, C. (2006): Effects of AM colonization on „wild tobacco" plants grown in zinc-contaminated soil. Mycorrhiza 16: 277-283
AUTORENKOLLEKTIV (1995): ATV-Arbeitsbericht Hinweise zur Versickerung von Niederschlagsabflüssen. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 42 / 5: 797 – 805.
AUTORENKOLLEKTIV (2009): ATV-Arbeitsbericht Aktueller Untersuchungsbedarf bei bepflanzten Bodenfiltern zur Behandlung von kommunalem Abwasser. KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 /1: 38 - 43.
BAFU (BUNDESANSTALT FÜR UMWELT) (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Umweltwissen 17/09. Bern. 105 S.

BARKOWSKI, D., GÜNTHER, P., HINZ, E., RÖCHERT, R. (1990): Altlasten. 2., überarb. Aufl. Karlsruhe: Müller.
BAUR, W. H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen, 3.Aufl. Berlin: Parey.
BAYLU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (HRSG.)(1998): Materialien Nr. 75: Dezentrale Versickerung - Niederschlagswasser von Metalldächern. München. 45 S.
BAYLU (HRSG.)(2008 A): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 – Oktober 2005. München. 72 S.
BAYLU (HRSG.)(2008B): Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“. München. 105 S.
BBV (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, BEHÖRDE FÜR BAU UND VERKEHR) (HRSG.) (2003): Bemessungsregen - Regenreihen der Freien und Hansestadt Hamburg. 18 S.
BSU (BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT HAMBURG) (1997): Technische Dokumentation zum Pilotprojekt Halenreie - Oberflächenabwasser - Vorreinigungsanlage (unveröff.). 14. S.
BSU (1998): Eisen und Gewässer -Hinweise zur Beurteilung bei Direkteinleitungen und über Auswirkungen auf Oberflächengewässer. 3 S.
BSU (2001): Stickstoff in Oberflächengewässern - Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak. 8 S.
BSU (HRSG.) (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). 151 S.
BSU, INSTITUT FÜR HYGIENE UND UMWELT (2007): Retentionsbodenfilter Halenreie, Untersuchungsbericht-Nr. F2007A0306-1. Unveröff.
BSU, INSTITUT FÜR HYGIENE UND UMWELT (2008): Eluatmessung RBF Halenreie 05.03.2008. Auftrag-Nr. G2008A0194. Unveröff.
BSU, INSTITUT FÜR HYGIENE UND UMWELT (2010): Eluatmessung RBF Halenreie 12.05.2010. Proben-Nr. 2010H00506 - 2010H00512. Unveröff.
BLEIF, A. (2003): EVS-Betriebserfahrungen mit Bewachsenen Bodenfiltern. Entsorgungsverband Saar (Hrsg.). 43 S.
BLUME, H.P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Aufl. Landberg: Ecomed. 794 S.
BÖHM, E., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F. (2002): Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragsmengen in die Gewässer in Deutschland. Forschungsbericht 200 28 234 UBA-FB 000394. UBA Texte 68/02. 433 S.
BÖHM, W., KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E. (1982): Wurzelökologie und ihre Nutzanwendung – Ein Beitrag zur Erforschung der Gesamtpflanze. Int. Sympos. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein (27.-29.11.1982). Irdning: Verlag Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft.
BROCK, V. (2000): Begleitendes biologisches Untersuchungsprogramm zum Pilotprojekt Halenreie – Endbericht. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg. 48 S.
BROMBACH, H. (2010): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57/1: 28 - 36.
BRUNNER, P.G. (1995): Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. Wasserwirtschaft 3: 134 - 138.
BÜCHNER, H., OPFERMANN, B. (1989): Belastung des Abflusses von Dachflächen im Bereich der Freien und Hansestadt Hamburg. Bericht Umweltbehörde Hamburg, Fachamt für Gewässer- und Bodenschutz - W11. 43 S.
CARVALHO, L.M., CACADOR, I., MARTINS-LOUCAO, M.A. (2006): Arbuscular mycorrhizal fungi enhance root cadmium and copper accumulation in the roots of salt marsh plant *Aster tripolium* L.. Plant & Soil 285: 161-169
CONERT, H.J. (1998) in: Gustav Hegi, Illustrierte Flora von Mitteleuropa Band I Teil 3, Spermatophyta: Angiospermae, Monocotyledones 1 (2), Poaceae (Echte Gräser oder Süßgräser) 3. Aufl.. Berlin: Parey.

CRIQUET, S., JONER, E., LEGLIZE, P., LEYVAL, C. (2000): Anthracene and mycorrhiza affect the activity of oxidoreductases in the roots and the rhizosphere of lucerne (*Medicago sativa* L.) Biotechnol. Letters 22: 1733 - 1737
CRONJAEGER, J., HARDT, A., BERNARD, H. (1993): Einfluß eines silikatischen Bodenhilfsstoffes (AGROSIL LR) auf Bindungsformen und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen. Gesunde Pflanze 45/7: 255 – 259.
DIERKES, C. (1999): Wirkung von Schwermetallen im Regenabfluß von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbeläge. Diss. Universität-GH Essen, FG Siedlungswasserwirtschaft. 216 S.
DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Stuttgart: Ulmer.
DOBNER, I. (2003): Der Einsatz mykorrhizierter Gehölze in biologischen Sanierungsverfahren unter dem Aspekt TNT-belasteter Böden. Diss. Universität Bremen.
DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U. (2007): Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen. Gemeinsamer Abschlussbericht der AiF-Vorhaben13601 N/1 und N/2. Bremen.
DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., WARRELMANN, J., MAHRO, B., HEYSER, W. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil 2: Lysimeterstudien. KA- Korrespondenz Abwasser Abfall 55/11: 1198 - 1206.
DONNELLY, P.K., FLETCHER, J.S. (1995): PCB metabolism by ectomycorrhizal fungi. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54: 507 - 513.
DR. STHAMER (2009): Sicherheitsdatenblatt MOUSSOL®-APS F-15. Hamburg. 4 S.
ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl.. Stuttgart: Ulmer.
ELLENBERG, H., WEBER, E. H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIßEN, DIRK (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Erich Goltze.
ELSÄßER, M. (2004): Entwicklung von Gemeiner Rispe (*Poa trivialis L.*) in Abhängigkeit von Nutzungsliste und Verdichtung des Bodens. Tagungsband 48. Jahrestagung der AGGF (Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau n der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.). 15 - 18.
EPPEL, J. (2003): Versickerungsfaktor Pflanze. Stadt+Grün 8/2003: 14 - 18.
FACH, S. (2000): Verbesserung von Planung, Betrieb und Wartung ausgewählter Anlagen zur Versickerung von Regenwasser. Diplomarbeit Universität Gh Essen FB 10. 39 S.
FEHR, G., GELLER, G., GOETZ, D., HAGENDORF, U., KUNST, S., RUSTIGE, H., WELKER, B. (2003): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Umweltbundesamt 05/03 (Hrsg.). 282 S.
FITSCHEN, T. (2000): Straßenabwasser – Reinigung mit der Pilotanlage Halenreie. Abschlußbericht U14/00/300. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. 109 S.
FITSCHEN, T. (2002): Umbaumaßnahme an der Pilotanlage Halenreie. Abschlußbericht U15/300/02. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. 7 S.
FREY-KLETT, P., GARBAYE, J., TARKKA, M. (2007): The mycorrhiza helper bacteria revisited. New Phytol. 176: 22 - 36.
FUCHS, S. (2009): Die Vorstudie, ein unverzichtbares Instrument für eine effiziente Regenwasser-Behandlungsanlage. In: 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. DWA- Landesverband Bayern (Hrsg.). 54 - 68.
GAO, Y., CHENG, Z., LING, W., HUANG, J. (2010): Arbuscular mycorrhizal fungal hyphae contribute to the uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by plant roots. Bioresource Technology 101: 6895-6901.
GASPAR, M.L., CABELLO, M.N., CAZAU, M.C., POLLERO, R.J. (2002): Effect of phenanthrene and Rhodotorula glutinis on arbuscular mycorrhizal fungus colonisation of maize roots. Mycorrhiza 12: 55 - 59.

GEIGER, W., DREISEITL, H. (2001): Neue Wege für das Regenwasser (2.Aufl.). München: Oldenbourg. 303 S.
GELLER, G., HÖNER, G. (2003): Qualitätsmanagement im Ingenieurwesen am Beispiel „Bewachsene Bodenfilter". Wasser & Boden 55/3: 11 - 15.
GILDON, A., TINKER, P.B. (1983): Interactions of vesicular arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants: I The effect of heavy metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. New Phytol. 95: 247-261.
GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H. (1997): Bodenökologie. Stuttgart: Thieme.
GRAMSS, G. (1997): Activity of oxidative enzymes in fungal mycelia from grassland and forest soils. J. Bas. Microbiol. 37: 407 - 423.
GRAMSS, G., KIRSCHE, B., VOIGT, K.D., GÜNTHER, T., FRITSCHE, W. (1999): Conversion rates of five polycyclic aromatic hydrocarbons in liquid cultures in fifty-eight fungi and the concomitant production of oxidativ enzymes. Mycol. Res. 103: 1009 - 1018.
GROTEHUSMANN, D. (1997): Schadstoffe im Regenwasser und Auswirkungen auf die Versickerung. ATV Schriftenreihe 7: 77 - 99.
GROTEHUSMANN, D. (2009): Bodenfilter für Trennsystem und Straßenentwässerung - Unterschiede und Betriebsergebnisse - Manuskript 20 Jahre Retentionsbodenfilter 01.10.2009. DWA LV Bayern (Hrsg.). 16 S.
GROTEHUSMANN, D., KASTING, U. (2009): Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen. BMVBS - Fb - 1024. 96 S.
GÜNTHER, T., STRAUSS, M., KOPP, J.B., HARTMANN, R. (2009): Identifizierung und Verminderung der PFT-Belastung im Klärschlamm der Kläranlagen Hann. Münden und Hedemünden. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56/7: 690 - 695.
HEINRICH, D., FIEBACH, G., SCHRÖDER, J. (2005): Retentionsbodenfilter Ebeersreye – Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. 49 S.
HEINZMANN, B. (1994): Beschaffenheit und Bedeutung städtischer Regenabflüsse im Trennsystem. Gwf Wasser Abwasser 135 / 7: 381 - 390.
HERBST, M. (2010): Grundlagenermittlung zur Entwicklung eines Pflegekonzeptes von Stillgewässern inklusive Straßenabwasserbehandlungsanlagen am Beispiel Hamburg. B.Sc.-Thesis Hochschule Bremen, Fak. II, Abtlg. Umweltingenieurwesen. 97 S.
HERMANN, E., DINGER, M., STEINER, M., BOLLER, M. (2010): Behandlung von hochbelastetem Straßenabwasser. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57/1: 56 - 60.
HETTWER, K. (2006): Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse der Schadstoffgruppen MKW und BTEX in der wasserungesättigten Bodenzone. Diss. Universität Bremen, FB 2. 209 S.
HILBER, O. (1992): Angewandte Mykorrhizaforschung an der Versuchsanstalt für Pilzanbau. AFZ 8: 366.
HILDEBRANDT, U., JANETTA, K., OUZIAD, F., RENNE, B., NAWRATH, K., BOTHE, H. (2001): Arbuscular mycorrhizal colonization of halophytes in Central European salt marshes. Mycorrhiza 10: 175 - 183.
HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., STRAUCH, M., HEITMANN, K. (2006): Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie - Datenblatt 13: Diuron. Umweltbundesamt, Dessau. 15 S.
HILLER, D.A., WINZIG, G., DORNAUF, C. (2001): Bodenchemische Untersuchungen von Versickerungsanlagen als Grundlage für eine nachhaltige Niederschlagswasserbewirtschaftung im Sinne des Boden- und Grundwasserschutzes. Forschungsbericht im Auftrag des Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. AZ IV B 6 - 042232. Abschlussbericht. 94 S.
HOLTHUIS, J.U., DOBNER, I., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung Kontaminierter Niederschlagswässer. Teil 1:

Screening und Auswahl geeigneter Filtersubstrate und Pflanzen. KA- Korrespondenz Abwasser Abfall 55/9: 984 - 990.
IPSILANTIS, I., SYLVIA, D.M. (2006): Abundance of fungi and bacteria in a nutrient-impacted Florida wetland. Applied Soil Ecology 34: 272 - 280.
IPSILANTIS, I., SYLVIA, D.M. (2007): Interactions of assemblages of mycorrhizal fungi with two Florida wetland plants. Applied Soil Ecology 35: 261 - 271
JAEGER, W. (2003): Optimierung einer Bodenfilteranlage. Diplomarbeit Lehrstuhl Abwassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus. 87 S.
JONER, E., JOHANSON, A., LOIBNER, A.P., DELA CRUZ, M.A., SZOLAR, O.H.J., PORTAL, J.M., LEYVAL, C. (2001): Rhizosphere effects on microbial community Structure and dissipation and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in spiked soil. Environ. Sci. Technol. 35: 2773 - 2777.
JONER, E., LEYVAL, C. (2003): Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular mycorrhiza. Environ. Sci. Technol 37: 2371 - 2375.
KASTING, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Bd. 17 (Dissertation). 187 S.
KASTING, U., JANICZEK, M., GROTEHUSMANN, D. (2003): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Halbtechnische Bodenfilterversuche. KA Abwasser, Abfall 50/11: 1428 – 1433.
KASTING, U. (2004): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen. KA- Korrespondenz Abwasser, Abfall 51/9: 948 - 953.
KASTING, U., GROTEHUSMANN, D. (2007): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Halbtechnische Bodenfilterversuche – Teil 2: Versuche zur Salzbelastbarkeit. KA– Abwasser, Abfall 54/8: 789 – 797.
KERCHER, S.M., ZEDLER, J.B. (2004): Flood tolerance in wetland angiosperms: a comparison of invasive and noninvasive species. Aquat. Bot. 80: 89 - 102.
KLAPP, E., OPITZ V. BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser 12. Aufl. Berlin: Parey.
KLETT, O. (1998): Wasser untersuchen. 3., akt. Aufl. Wiesbaden: Quelle & Meyer.
KRAUTH, K.H., KLEIN, H. (1982): Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 363. Bundesminister für Verkehr, Bonn.
KRAUTH, K.H., STOTZ, G. (1993): Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser beim Abfluss über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 672. Bundesminister für Verkehr, Bonn.
KRUMWIEDE, D. (2002): Umwelteintrag von Benzothiazolen aus dem Reifenabrieb über Kanalisation und Kläranlage. Diss. Universität Bremen. 168 S.
KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Graz: Leopold Stocker.
LAGA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL) (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen – Technische Regeln. Mittlg. LAGA 20, Stand: 6. November 1997.
LAMBERT, B. (2009): Langzeitverhalten von Retentionsbodenfiltern - Manuskript 20 Jahre Retentionsbodenfilter 01.10.2009. (Hrsg. DWA LV Bayern). 23 S.
LARCHER, W. (1984): Ökologie der Pflanzen. 4. Aufl. Stuttgart: Ulmer. 403 S.
LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Berlin.
LAZAR, S., NEITE, H. (2009): Bodenschutz beim Bauen - ein Ratgeber des LANUV NRW für Bauinteressierte. Bodenschutz 4/09: 121 - 124.

LEMM, K. (2009): Betriebsergebnisse bei der Behandlung von Trennsystemabflüssen zur P-Elimination (Sonderanwendung). In: 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. DWA- Landesverband Bayern (Hrsg.). 104 - 124.
LIANG, C.C., LI, T., XIAO, Y.P., LIU, M.J., ZHANG, H.B., ZHAO, Z.W. (2009): Effects of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi on maize grown in multi-metal contaminated soils. Int. J. Phytoremediation 11: 692 - 703.
LIAO, J.P., LIN, X.G., CAO, Z.H., SHI, Y.Q., WONG, M.H. (2003): Interactions between arbuscular mycorrhizae and heavy metals under sand culture experiment. Chemosphere 50: 847 - 853.
LIEBESKIND, M. (2001): Untersuchung der Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern in NRW. Abschließender Forschungsbericht (Hrsg.: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW). 56 S.
LONDONG, D. (1999): Die finanzielle Seite - Kosten und Finanzierung. In: Londong, D., Nothnagel, A. (Hrsg.) (1999): Bauen mit dem Regenwasser. München: Oldenbourg. S. 116 - 123.
LONDONG, D., NOTHNAGEL, A. (HRSG.) (1999): Bauen mit dem Regenwasser. München: Oldenbourg. 236 S.
MEHARG, A.A., CAIRNEY, J.W.G., MAGUIRE, N. (1997): Mineralization of 2,4-dichlorophenol by ectomycorrhizal fungi in axenic culture and in symbiosis with pine. Chemosphere 34: 2495 - 2504.
MEIßNER, E. (2010): 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57/1: 12 - 14.
MILLER, S. P., SHARITZ, R.R. (2000): Manipulation of flooding and arbuscular mycorrhiza formation influences growth and nutrition of two semiaquatic grass species. Funct. Ecol. 14: 738 - 748.
MOORMANN, H. (2001): Einfluss der Rhizodeposition von Helophyten auf den mikrobiellen Schadstoffabbau. Diss. Universität Bremen.
NADLER, A., MEIßNER, E. (2009): Platzsparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung - Ergebnisse langjähriger Untersuchungen an einer Versuchsanlage. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56/09: 769 - 776.
NAMUTH, M. (2006): Pilotprojekt „Retentionsbodenfilter Hartum“. Forschungsbericht im Auftrag des Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen AZ IV-9-0422400010. Endbericht. 95 S.
ÖKOLOG GELLER UND PARTNER (2003): Handbuch Qualitätsmanagement. 38 S. In: Fehr et al., (Hrsg.) (2003): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Umweltbundesamt 05/03. 282 S.
ORB, R. (2009): Betriebsergebnisse zur Keimreduktion von Mischwasser (Sonderanwendung). In: 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. DWA- Landesverband Bayern (Hrsg.). 87 - 102.
PAUL, E.A., CLARK, F.E. (1989): Soil microbiology and biochemistry. San Diego: Academic Press.
POPP, W., BAUMANN, M., MÖLLER DE VARGAS, D. (1993): Bewertungsschema zur bakteriologisch-hygienischen Beurteilung der Wasserqualität anhand Fäkalindikatorbakterien als Ergänzung zur Gewässergütebeurteilung. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 7: 63 - 86.
RASP, H. (1981): Der Einfluß von Natriumhydrosilikatkolloid auf Gesamtporenvolumen, Luftdurchlässigkeit sowie auf den Ertrag und den Nährstoffgehalt von *Lolium perenne* im Modellversuch. Landwirtsch. Forsch., SH 38: 278 – 287.
RAUCH, G. (2008): Neue Zielsetzungen im Umgang mit Niederschlägen. Fbr-wasserspiegel 2/08: 11 - 13.
REMMLER, F., SCHÖTTLER, U. (1998): Qualitative Anforderungen an eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes. In: Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung (Sieker, F., Hrsg.). Berlin: Analytica. 104 - 125.

RÖDDER, A. (1997): Wirkung und Bemessung von Rückhaltestrecken nach Regenentlastungen. Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft 11, Universität Essen. 269S.
ROMANTSCHUK, M., SARAND, I., PETANEN, T., PELTOLA, R., JONSSON-VIHANNE, M., KOIVULA, T., YRJALA, K., HAAHTELA, K. (2000): Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. Environ. Pollut. 107: 179 - 185.
ROTH-KLEYER, S., ESSER, C., DEBUS, T. (2010): Stand der Retentionsbodenfilter-Technik in Deutschland - Praxiserhebung aus Sicht der Vegetationstechnik. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57/12: 1209 - 1212.
ROTHE, J. (2001): Möglichkeiten und Grenzen der dezentralen Regenwasserversickerung. (Hrsg: Universität Trier, FB VI). 49 S.
ROUILLON, R., POULAIN, C., BASTIDE, J., COSTE, C.M. (1989): Degradation of the herbicide chlorpropham by some ectomycorrhizal fungi in pure culture. Agricul. Ecosys. Environ. 28: 421 - 424.
SACHS, L. (1981): Angewandte Statistik (6. Aufl.). Berlin: Springer.
SCHÄFER, H., DAHMEN, H. (2009): 13 Jahre Erfahrungen bei Planung, Bau und Betrieb der 26 Retentionsbodenfilter des Erftverbandes . In: 20 Jahre Retentionsbodenfilter - Bilanz eines Verfahrens zur Regenwasserbehandlung. DWA LV Bayern (Hrsg.). 23 - 26.
SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, F. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Stuttgart: Enke. 491 S.
SCHEIBNER, K., HOFRICHTER, M., HERRE, A., MICHELS, J., FRITSCHE, W. (1997): Screening for fungi intensively mineralizing 2,4,6-trinitrotoluene. Appl. Microbiol. Biotechnol. 47: 452 - 457.
SCHIRMER, M., LORENZ, U. (1994): Bepflanzte Kiesfilter zur weitergehenden Niederschlagsbehandlung (Forschungsvorhaben des Landes Bremen). Berichte der ATV 44: 873 – 897.
SCHMITT, T.G., ILLGEN, M. (2001): Abflussbeiwerte in der Bemessung und Abflusssimulation von Entwässerungsanlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 48 / 12.
SCHMITT, T.G., DITTMER, U., WELKER, A. (2005): Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen. Abschlussbericht BMBF Förderkennzeichen 02WA0084. TU Kaiserslautern. 90 S.
SCHULZE, T., RICKING, M. (2005): Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie „Sedimente und Schwebstoffe“ Abschlussbericht UBA-FuE FKZ 301 02 013. Dessau, Umweltbundesamt. 128 S.
SIEKER, F., SIEKER, H., BANDERMANN, S., HUHN, V., STECKER, A. (2000): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. 2., neub. Auflage. Renningen: Expert Verlag. 228 S.
SIEKER, H. (2001): Bewertung von Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung im Hinblick auf Kosten und Wirkung. In: Heiden, S., Erb, R., Sieker, F. (Hrsg.): Hochwasserschutz heute - Nachhaltiges Wassermanagement. Berlin: Erich Schmidt Verlag. 83 - 110.
SIEKER, H. (2003): Dezentrale Regenwasserreinigung – ein Beitrag zur Grundwasserbewirtschaftung in städtischem Gebiet. In: Regenwasserversickerung – eine Möglichkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft Technische Universität München Nr. 175: 1 – 17.
SIEKER, F., SIEKER, H., ZWEYNERT, U., JIN, Z. (2008): Paradigmenwechsel in der Siedlungswasserwirtschaft beim Umgang mit Regenwasser. GWF Wasser - Abwasser 149 (7-8): 558 - 570.
SIEKER, H., SIEKER, F. (2009A): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung versus Regenbecken - Teil 1: Systemalternativen und Vergleich. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56/9: 882 - 891.
SIEKER, H., SIEKER, F. (2009B): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung versus Regenbecken - Teil 2: Anwendungsbereiche. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56/11: 1118 - 1123.
SOMMER, H., POST, M. (2009): Dezentrale Behandlung von Straßenabflüssen - Übersicht verfügbarer Anlagen. 43 S. Hrsg.: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg.

STACHEL, B., TEGGE, K.-T., JANTZEN, E. (2007): Schadstoffe in Hamburger Autobahnabwässern und ihre Einschätzung unter Berücksichtigung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Straße + Autobahn 6: 326 – 333.
STACHEL, B., HOLTHUIS, J.U., SCHULZ, W., SEITZ, W., WEBER, W.H., TEGGE, K.-T., DOBNER, I. (2010): Treatment techniques and analysis of stormwater runoff from roads in Hamburg, Germany. In: Xenobiotics in the Urban Water Cycle. Springer. 445 - 461.
STEFFENS, F., ARENDHOLZ, W. R., STORRER, J. G. (1994): Die Ektomykorrhiza: Eine Symbiose unter der Lupe. BIUZ 24/4: 211 - 218.
STEINER, M., GOOSSE, P. (2009A): Monitoring SABA Attinghausen - Schlussbericht. 46 S. Dübendorf (Schweiz). www.wst21.ch.
STEINER, M., GOOSSE, P., KOCH, G., ERMUTH, M., LANG, T., AEBIN, G (2009B): Leistungsüberprüfung SABA Hagnau - 2. Zwischenbericht. 16 S. Dübendorf (Schweiz). www.wst21.ch.
STENGEL, E. (1991): Wasserreinigung mit Hilfe Höherer Grüner Pflanzen. Deniplant, Jülich. In: Berichte aus der ökologischen Forschung 5, Forschungszentrum Jülich GmbH.
STEVENS, K.J., PETERSON, L.R. (1996): The effect of a water gradient on the vesicular-arbuscular mycorrhizal status of *Lythrum sailcaria* L. (purple loosestrife). Mycorrhiza 6: 99 - 104.
STOTZ, G., KRAUTH, K. (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 45/9: 1689 – 1699.
STOTZ, G., KNOCHE, G. (2000): Herkunft und Auswirkungen von Cu, Zn, Pb, Cd und Hg aus diffusen Quellen auf Oberflächengewässer. Endbericht Forschungsvorhaben 29724519 Teil A. Umweltbundesamt. Berlin. 156 S.
STRAUß, F.-J. (2008): Funktionskontrolle von bepflanzten und unbepflanzten Bodenfiltern an Hauptverkehrsstraßen. Diplomarbeit HafenCity Universität Hamburg Dept. Bauingenieurwesen. 92 S.
STREIT, B. (1994): Lexikon Ökotoxikologie. 2., akt. Aufl. Weinheim: VCH.
UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2001): Sachstandsbericht - Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Berlin. 13 S.
UBA (HRSG.) (2009): Per- und Polyfluorierte Chemikalien. Einträge vermeiden - Umwelt schützen. Dessau-Roßlau. 17 S.
UBA (HRSG.)(2010): Bisphenol A - Massenchemikalie mit unerwünschten Nebenwirkungen. Dessau-Roßlau. 18 S.
UHL, M., JÜBNER, M. (2004): Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung. KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall 51/3: 261 – 270.
VIERHEILIG, H., COUGHLAN, A. P., WYSS, U., PICHÉ, Y. (1998): Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. Appl. Environ. Microbiol. 64/12: 5004 - 5007.
WACHS, B. (1998): Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern mittels Pflanzen- und Zoobenthon-Arten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51: 534-585.
WALDHOFF, A. (2008): Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel 30. Kassel. 282 S.
WANG, S.G., LIN, X.G., YIN, R., HOU, Y.L. (2004): Effect of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi on the degradation of DEHP in soil. J. Environ. Sci. China 16 (3):458 - 461.
WELKER, A., DITTMER, U. (2005): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen und PAK. GWF Wasser Abfall 146/4: 320 - 332.
WERNER, D. (1987): Pflanzliche und mikrobielle Symbiosen. Stuttgart: Thieme.
WISSING, F., HOFMANN, K. (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. 2. erw. Aufl.. Stuttgart: Ulmer.
WOZNIAK, R. (2008): Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. Schriftenreihe SIWAWI TU Kaiserslautern 24. 152 S.

WSA (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT BREMERHAVEN) (2006): SKN-14 m Ausbau der Außenweser Kompensationsmaßnahme Wümme-Nordarm -Pflanzensoziologische und floristische Untersuchungen 2005.
XANTHOPOULOS, C. (1990): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen, Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen. In: Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe 58: 115-145
YOSHITOMI, K.J., SHANN, J.R. (2001): Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on ^{14}C-pyrene mineralization. Soil Biol. Biochem. 33: 1769 - 1776.

- Internetquellen -

[HTTP://RCSWWW.URZ.TU-DRESDEN.DE/~GEHRING/DEUTSCH/DT/EINF/BPA.HTML]
[HTTP://RCSWWW.URZ.TU-DRESDEN.DE/~GEHRING/DEUTSCH/DT/MITAR/TE/DITE53]
[HTTP://WWW.UMWELTBUNDESAMT.AT/FILEADMIN/SITE/UMWELTTHEMEN/GESUNDHEIT/FACT_SHEETS/FACT_SHEET_BROMIERTE_DIPHENYLETHER_VERS._02_02_2008.PDF]
[HTTP://WWW.HLUG.DE/MEDIEN/WASSER/GEWAESSERBELASTUNG/DOKUMENTE/ORIENTIERENDE_MESSUNGEN/6.07PAK.PDF]
[HTTP://WWW.HLUG.DE/MEDIEN/WASSER/GEWAESSERBELASTUNG/DOKUMENTE/ORIENTIERENDE_MESSUNGEN/6.21PHTHALATE.PDF]
[http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/service_fachbeitraege/5_Kurzreferat_Benzotriazole.pdf]

7. Eigene Publikationen

HOLTHUIS, J.-U., DOBNER, I., BAUMGARTEN, E., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2005): Entwicklung eines modularen Pflanzen-/Bodenfilters zur dezentralen Niederschlagswasserversickerung mit Hilfe mykorrhizierter Helophyten. Harburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 51: 79 – 88.

MAHRO, B., HOLTHUIS, J.-U., DOBNER, I., HEYSER, W., WARRELMANN, J. (2005): Einsatz von Säulenversuchen nach DIN V 19736 zur Entwicklung mykorrhizierter Bodenfiltersubstrate. Poster Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 3. – 11.9.2005.

DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2005): Einsatz von Säulenversuchen nach DIN V 19736 zur Entwicklung mykorrhizierter Bodenfiltersubstrate. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 107/2: 462 – 463.

HOLTHUIS, J.-U., DOBNER, I., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2006): Development of an optimized plant-soil filter for the treatment of contaminated stormwater run-off. Abstracts Int. Symp. Environ. Biotechnol. ISEB ESEB JSEB 2006: 317. UFZ Leipzig Halle, Leipzig.

DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2006): A High-Performance stormwater-infiltration facility as a low cost alternative for down sizing urban sewer systems. Proc. 3rd Int. Conf. on Urban Ecology in Berlin 15.09. / 16.09. 2006: 93 – 97. Berlin.

DOBNER, I., HOLTHUIS, J.-U. (2007): Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen. Gemeinsamer Abschlussbericht der AiF-Vorhaben13601 N/1 und N/2. Bremen. 110 S.

MAHRO, B., HOLTHUIS, J.-U., DOBNER, I., WARRELMANN, J. (2007): Lysimeterstudien mit neu entwickelten Hochleistungs-Pflanzenfiltern. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 110/2: 609 - 610.

HOLTHUIS, J.U., DOBNER, I., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2008): Using Lysimeters to develop planted soil filters. Proc. 2nd Workshop Lysimeters for Global Change Res. 23.04 - 25.04.2008: 55. München.

HOLTHUIS, J.U., DOBNER, I., HEYSER, W., WARRELMANN, J., MAHRO, B. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung Kontaminierter Niederschlagswässer. Teil 1: Screening und Auswahl geeigneter Filtersubstrate und Pflanzen. Korrespondenz Abwasser Abfall 55 (9): 984 - 990.

DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U., WARRELMANN, J., MAHRO, B., HEYSER, W. (2008): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil 2: Lysimeterstudien. Korrespondenz Wasser Abfall 55 (11): 1198 - 1206.

DOBNER, I., HOLTHUIS, J.U. (2010): Bodenfilter zur Reinigung belasteter Regenabflüsse. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57 (4): 322 - 324.

STACHEL, B., HOLTHUIS, J.U., SCHULZ, W., SEITZ, W., WEBER, W.H., TEGGE, K.-T., DOBNER, I. (2010): Treatment techniques and analysis of stormwater runoff from roads in Hamburg, Germany. In: Xenobiotics in the Urban Water Cycle. Springer. 445 - 461.

8. Danksagungen

An dieser Stelle möchten wir allen Fördereinrichtungen, Behörden, Firmen und Personen danken, die zum Gelingen des Forschungsvorhabens beigetragen haben.

Das IGF-Vorhaben Nr. 15508 N1/2 der Forschungsvereinigung DECHEMA e.V., Theodor-Heuss-Allee 25, 60486 Frankfurt am Main, wurde über die AiF im Rahmen des Programms zur Förderung der industriellen Gemeinschaftsforschung und -entwicklung (IGF) vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages gefördert.
Dafür bedanken wir uns bei den entsprechenden Einrichtungen ausdrücklich.

Die Projektbearbeiter sind sehr dankbar für die gute Zusammenarbeit mit der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg sowie dem Bezirksamt Wandsbek. Insbesondere die stets motivierende, unkomplizierte und Perspektiven eröffnende Unterstützung durch Herrn Klaus-Thorsten Tegge von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg war für das Gelingen des Projektes sehr wertvoll. Ein weiterer Dank geht an die Mitarbeiter des Bezirksamtes Wandsbek, insbesondere Herrn Kay Flehnert und Herrn Axel Mylius, die durch die Nutzungsmöglichkeit der Bodenfilteranlage „Halenreie“ und durch Kooperation und Interesse sehr zum reibungslosen Gelingen des Projektstarts beigetragen haben.

Weiterhin danken wir den beteiligten Kooperationsfirmen

ABWASSERTECHNIK DITTRICH
UKON UMWELTKONZEPTE
BODENÖKOLOGISCHES LABOR BREMEN
INOQ
NORDBETON GMBH

der Firma H.EDLER & SÖHNE GMBH sowie
dem Malteser Hospiz-Zentrum Bruder Gerhard und
den Hamburger Naturschutzverbänden „Botanischer Verein zu Hamburg“ und dem BUND

für die gute Zusammenarbeit, Beratungen, Bereitstellung von Materialien und Dienstleistungen.

Ein besonderer Dank gebührt den tatkräftigen Mitarbeitern in den Laboren für die umfangreiche und zuverlässige Analytik. Hier sind insbesondere Frau Antje Siol, Herrn Mirko Weinhold, Frau Ruth Beckermann, Herrn Peter Behrend sowie Frau Bettina Vagt für die kompetente Hilfestellung bei analytischen Problemen und für die Messung zahlreicher Eluat-, Boden- und Pflanzenproben zu nennen.
Bei Frau Ulrike Jakob, Frau Angelika Trambacz und Herrn Werner Vogel möchten wir uns für den Erfahrungsaustausch, den freundlichen Umgang miteinander und für viele schöne Arbeitstage im Biologischen Garten der Universität Bremen bedanken.
Ein weiteres Dankeschön den Auszubildenden und allen studentischen Hilfskräften!

Ort, Datum

Unterschrift des verantwortlichen Projektleiters der Forschungsstelle 1 "Universität Bremen"

Ort, Datum

Unterschrift des verantwortlichen Projektleiters der Forschungsstelle 2 "Hochschule Bremen"

Anhang

Entwicklung der Filterbepflanzung

2008

08.04.2008

30.04.2008

04.06.2008

24.06.2008

02.07.2008

10.07.2008

11.08.2008

02.09.2008

20.10.2008

17.11.2008

03.12.2008

2009

04.02.2009

04.03.2009

02.04.2009

15.4.2009

12.05.2009

03.06.2009

07.07.2009

04.08.2009

02.09.2009

07.10.2009

28.10.2009

04.11.2009

02.12.2009

2010

24.03.2010

10.04.2010

21.04.2010

28.04.2010

11.05.2010

16.06.2010

07.07.2010