

Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen

AiF-Vorhaben-Nr: 13601 N/1 und N/2

Gemeinsamer Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.12.2003 bis 30.11.2006

Projektförderung: BMWi über die AiF

Bearbeiter:

Dr. Ingo Dobner (Universität Bremen)

Dr. Jens-Uwe Holthuis (Hochschule Bremen)

Bremen, Februar 2007

Projektleiter der beteiligten Forschungsstellen

Prof. Dr. Wolfgang Heyser; Prof. Dr. Jürgen Warrelmann

Universität Bremen, Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie (UFT)

Forschungsbereich II Biodiversität

Leobener Straße, 28359 Bremen

Prof. Dr. Bernd Mahro

Hochschule Bremen, Institut für Umwelt und Biotechnologie

Neustadtswall 30, 28199 Bremen

Kurzfassung

Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen

Abflüsse von Verkehrs-, Lager- oder Dachflächen sind mit Schwermetallen, PAK, Kraftstoffbestandteilen u.a. belastet. Eine ökonomisch wie ökologisch sinnvolle Reinigungs-Technologie für kontaminierte Abflüsse sind dezentrale Hochleistungs-Pflanzenfilter, wenn sie durch geeignete Verfahren einen zuverlässigen Schutz von Boden und Grundwasser gewährleisten.

Für die Entwicklung eines solchen Hochleistungs-Pflanzenfilters wurde anhand einer repräsentativen, hochbelasteten Schadstoffmischung ein umfangreiches **Laborscreening** durchgeführt, um geeignete Pflanzen, symbiotische Pilze (Mykorrhizapilze) und Filtermaterialien zu ermitteln. In dieser Vorauswahl erwiesen sich sieben Pflanzenarten der Feuchtwiesen wie *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Lythrum salicaria* und *Phalaris arundinacea* sowie Mykorrhiza-Pilze der Gattungen *Glomus* und *Paxillus* als schadstofftolerant. Alle neun getesteten Filtermaterialien zeigten gegenüber hydrophoben Schadstoffen gute Reinigungsleistungen, während wasserlösliche Substanzen nur von Silikatkolloid, Bims-Lava sowie Kompost effektiv zurückgehalten wurden.

In der anschließenden neunmonatigen **Lysimeterstudie** wurden sechs unterschiedliche Kombinationen aus optimierten Substratmischungen und mykorrhizierter Bepflanzung getestet. Dabei wurde die Reinigungsleistung durch den Stoffrückhalt einer einmaligen „worst case“-Schadstoffapplikation ermittelt. Die hydraulische Belastung betrug das zehnfache des ortsüblichen Niederschlags, die restlichen Umweltbedingungen entsprachen weitestgehend denen des Standortes.

Der bisherige **prozentuale Stoffrückhalt** gegenüber gering wasserlöslichen Schadstoffgruppen wie PAK oder MKW erwies sich generell als sehr hoch (> 99,9%) und es fallen keine Unterschiede zwischen einzelnen Lysimetervarianten auf. Auch der Rückhalt hydrophiler Schwermetalle war sehr effektiv und lag > 96,5%, wobei Filtermaterial auf Basis von Silikatkolloid / Humus eine bemerkenswerte Erhöhung des Wirkungsgrades gegenüber hochmobilem Zn^{2+} zeigt. Der Rückhalt des bisher wenig untersuchten wasserlöslichen 2,4-D blieb unbefriedigend, jedoch zeigten die bepflanzten, substratoptimierten Bodenfilter durch einen bis zu 40% höheren Wirkungsgrad und einer optional verlängerbaren mikrobiellen Einwirkphase auch bei problematischen anionisch-hydrophilen Substanzen noch Optimierungspotenzial. Die über abfiltrierbare Stoffe ermittelte mechanische Filtration liegt bei $\geq 99,9\%$ des Eintrags. Die **Wasserspeicherung** durch die Substrate betrug bis 20%, wobei die höchste Speicherkapazität bei silikatkolloidhaltig-humosem Filtermaterial beobachtet wurde.

Eine **Bewertung der Sickerwasserqualitäten** ergab, dass die Reinigungskapazitäten trotz einer „worst case“-Dotierung stets den strengen Anforderungen der Trinkwasserverordnung entsprachen (Ausnahme: 2,4-D). In den Lysimeterstudien erwies sich die **bepflanzte Filtervariante mit Silikatkolloid / Humusanteilen als optimal**. Sie zeigte die niedrigsten Sickerwasserbelastungen mit hydrophoben Analyten und Schwermetallen und war dem konventionellen, unbewachsenen Sandfilter deutlich überlegen.

Der **Vergleich** der Lysimeterresultate mit bestehenden Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen zeigt, dass die Reinigungsleistung zukünftiger Bodenfilter gegenüber Schwermetallen und MKW durch eine geeignete mykorrhizierte Bepflanzung sowie Zugabe von Silikatkolloid / Humus (in geringerem Maße Bims-Lava / Humus) z.T. deutlich gesteigert werden kann.

Bei der ausdauernden Bepflanzung waren morphologisch keine schadstoffbedingten, irreversiblen Schäden zu verzeichnen. Varianten mit Silikatkolloid förderten allgemein das Pflanzenwachstum. Insbesondere *Phalaris arundinacea* zeichnete sich durch ein sehr gutes Wachstum aus und bildete zusammen mit *Juncus effusus* einen oberflächennahen, dichten Wurzelfilz. Die sehr starke **Transpirationsleistung** der schadstoffadaptierten und mykorrhizierten Vegetation senkte in der Vegetationsperiode die Sickerwasserbildung um 30 - 40%. Die **pflanzliche Schadstoffaufnahme** war bei dem wasserlöslichen Schwermetall Zink erheblich und betrug 15% der Zufuhr. Dabei waren die Sprosssteile sowohl bei Zink als auch bei Kupfer deutlich geringer belastet als die Wurzeln. Die pflanzliche Aufnahme der wasserunlöslichen PAK war dagegen eher unbedeutend. Die **Mykorrhiza** hatte sich unter den wechselfeuchten Umweltbedingungen der Lysimeter gut behauptet und war im Wurzelwerk der Lysimetervegetation allgemein weit verbreitet. Durch die so ermöglichte vitalitätssteigernde Symbiose erhöhte sich bei Jungpflanzen die Überlebenschance unter Stressbedingungen deutlich und auch ältere Pflanzen profitierten durch eine verbesserte Nährstoffzufuhr.

Aus den Lysimeteruntersuchungen ergeben sich zahlreiche **Betriebshinweise**, wie durch das entwickelte Verfahren die Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern verbessert werden kann und wie eine technisch wie kostenmäßig „sichere“ Konstruktion von Hochleistungs-Pflanzenfiltern möglich ist. Gleichzeitig sind aber offensichtlich längere Beobachtungszeiträume erforderlich. Daher sollte für den Praxiseinsatz die bisherige Datenbasis zur Reinigungsleistung durch Untersuchungen in großtechnischen Anlagen erhärtet werden.

In der **Zusammenfassung** weist der neu entwickelte Hochleistungs-Pflanzenfilter auf Basis von Silikatkolloid / Humus eine sehr hohe Reinigungsleistung gegenüber grundwasserrelevanten Risikostoffgruppen auf, wodurch er gegenüber konventionellen Verfahren eine höherwertige und innovative Technologie darstellt. Das erweiterte und durch Mykorrhiza-Einsatz gestärkte Pflanzenspektrum ist gegenüber vielen Schadstoffen robust, auch unter wechselfeuchten Bedingungen leistungsfähig und erweitert somit die Einsatzgebiete von Bodenfiltern. Daneben trägt die Bepflanzung durch starke Reduzierung des Sickerwasseranfalls und effiziente Schwermetallaufnahme wirksam zum Gewässerschutz bei.

Forschungsbedarf besteht im Bereich der längerfristigen Prozesse innerhalb der Filtermatrix sowie zum streusalzbedingten Kolmationsrisiko. Hinzu stellen sich Fragen zur Reinigungsleistung gegenüber realen, partikelhaltigen Straßenabflüssen und anionischen Substanzen sowie einer Maximierung der hydraulischen Anschlussverhältnisse. Darüber hinaus ist der Nachweis einer dauerhaften Stabilität der Pflanzengesellschaft über mehrere Vegetationsperioden von Bedeutung. Auch bietet die Einflussgröße von Mykorrhizapilzen beim Schadstoffabbau in wechselfeuchten Böden eines Filters, sei es direkt oder indirekt über die Einwirkung auf Pflanzen, weiteres Optimierungspotenzial.

Abschließende Bewertung:

Das Ziel des Vorhabens wurde erreicht.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	
1.1 Veranlassung und Zielsetzung	1
1.2. Kenntnisstand	1
1.2.1 Beschaffenheit von Niederschlagswässern	2
1.2.2 Umweltverhalten von Chemikalien	3
1.2.3 Eignung von Filtersubstraten zur Versickerung von Niederschlagswässern	5
1.2.4 Helophyten - Pflanzen der Feuchtgebiete	6
1.2.5 Abbau von Schadstoffen - Bodenreinigung durch Pflanzen	7
1.2.6 Strukturen der Mykorrhiza - Abbau von Schadstoffen durch Mykorrhizapilze	8
1.2.7 Effizienz bestehender Anlagen zur Reinigung belasteter Niederschlagswässer	10
2. Material und Methoden	
2.1 Chemikalien	12
2.1.1 Analytische Standards	12
2.1.2 Chemikalien	12
2.1.3 Gase	12
2.2 Allgemeines Labor- und Freilandgerät	12
2.3 Extraktion	14
2.3.1 PAK (Wasser / Böden / Pflanzen)	14
2.3.2 2,4-D (Wasser / Boden)	14
2.3.3 Aliphatische MKW (Wasser / Boden)	15
2.3.4 Toluol, Cyclohexan und MfBE (Wasser / Boden)	15
2.3.5 Schwermetalle (Cu / Zn) (Wasser / Boden / Pflanzen)	15
2.3.6 Abwasserparameter (Wasser)	15
2.3.7 Abfiltrierbare Stoffe (Wasser)	16
2.4 Instrumentelle Analytik	16
2.4.1 PAK / 2,4-D	16
2.4.2 Aliphatische MKW	16
2.4.3 Toluol, Cyclohexan, MfBE	17
2.4.4 Schwermetalle (Cu / Zn)	17
2.4.5 Abwasserparameter	17
2.5 Laboruntersuchungen zur Auswahl geeigneter Substrate, Pflanzen und Mykorrhiza-Pilze	17
2.5.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736	17
2.5.2 Laboruntersuchungen zur Pflanzeignung	17
2.5.3 Laborexperimente zur Auswahl geeigneter Mykorrhizapilze	18
2.6 Lysimeteruntersuchungen	19
2.6.1 Untersuchungszeitraum	19
2.6.2 Lysimeteranlage	20
2.6.2.1 Technische Grundausstattung	20
2.6.2.2 Betrieb	20
2.6.3 Charakteristik der Lysimeter-Substrate	21
2.6.4 Charakteristik der Lysimeter-Bepflanzung und der Mykorrhiza-Pilze	23
2.6.5 Bepflanzung der Lysimeter	25
2.6.6 Untersuchte Filtervarianten	26
2.6.7 Schadstoffdotierung	27

2.6.8 Lysimeterbewässerung	28
2.6.8.1 Starkregensimulationen und Trockenphasen	29
2.6.8.2 Einfluss der Beschickungshöhe	30
2.6.9 Messbetrieb	30
2.6.9.1 Eluatproben	30
2.6.9.1.1 Abfiltrierbare Stoffe	30
2.6.9.2 Bodenproben	30
2.6.9.3 Untersuchungen Pflanzenproben und Mykorrhiza	31
2.6.9.3.1 Ermittlung der Schwermetallgehalte	31
2.6.9.3.2 Ermittlung der PAK-Gehalte	31
2.6.9.3.3 Ermittlung der Wachstumsleistung	31
2.6.9.3.4 Ermittlung der Biomassen	31
2.6.9.3.5 Ermittlung der Mykorrhizierungsgrade	32
2.7 Ergänzende Laborversuche zu den Lysimeteruntersuchungen	32
2.7.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736	32
2.7.1.1 Streusalz-Kolmation	32
2.7.1.2 Ermittlung des erforderlichen Silikatkolloidzuschlags	32
2.7.2 Laborversuche zur Schwermetallaufnahme durch mykorrhizierte Pflanzen	32
3. Ergebnisse	
3.1 Substrat- und Pflanzenscreening	34
3.1.1 Substratscreening in Anlehnung an DIN V 19736	34
3.1.2 Pflanzenscreening / Mykorrhiza	37
3.2 Lysimeteruntersuchungen	40
3.2.1 Aufnahme meteorologischer Daten 2005 / 2006	40
3.2.2 Einfluss der Lysimeterkonstruktion auf Luftfeuchte und Lichtklima	42
3.2.3 Maximale hydraulische Belastbarkeit und Substratsetzung	43
3.2.4 Substanzabhängige Reinigungsleistung der bepflanzteten Bodenfilter	43
3.2.4.1 2,4-D (Herbizid)	43
3.2.4.2 M _t BE	45
3.2.4.3 Cyclische Mineralölkohlenwasserstoffe (Cyclohexan, Toluol)	45
3.2.4.4 Aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe (C ₁₂ – C ₂₀)	46
3.2.4.4.1 Eluate	46
3.2.4.4.2 Bodenextrakte	46
3.2.4.5 PAK	48
3.2.4.5.1 Eluate	48
3.2.4.5.2 Bodenextrakte	50
3.2.4.5.3 PAK-Aufnahme durch Pflanzen	52
3.2.4.6 Schwermetalle	52
3.2.4.6.1 Eluate	52
3.2.4.6.2 Bodenextrakte	54
3.2.4.6.3 Schwermetallaufnahme durch Pflanzen	57
3.2.4.7 Abwasserparameter und pH-Werte	60
3.2.4.8 Abfiltrierbare Stoffe	61
3.2.5 Bepflanzung	62
3.2.5.1 Wachstumsleistungen	62
3.2.5.1.1 Morphologie	62
3.2.5.1.2 Biomasse	65
3.2.5.1.3 Mykorrhizierungsgrade	65

3.2.5.2 Transpirationsleistungen	68
3.3. Ergänzende Laborversuche zu den Lysimeteruntersuchungen	70
3.3.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736	
3.3.1.1 Streusalz-Kolmation	70
3.3.1.2 Erforderlicher Silikatkolloidzuschlag	70
3.3.2 Einfluss der Mykorrhiza auf die pflanzliche Schwermetallaufnahme	71
4. Diskussion	
4.1 Beurteilung der Reinigungsleistungen	73
4.1.1 Eignung der methodischen Ansätze zur Ermittlung der Reinigungsleistungen	73
4.1.2 Schadstoffrückhaltung der Lysimeter	74
4.1.3 Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser	80
4.1.3.1 Wasserhaushalt der Lysimeter	84
4.1.4 Lysimeterbepflanzung	86
4.1.4.1 Schadstoffaufnahme und Akkumulationsleistung durch die Bepflanzung	86
4.1.4.1.1 PAK	86
4.1.4.1.2 Schwermetalle	87
4.1.4.1.3 Biomasse und Bilanzierung der Akkumulationskapazität	87
4.1.4.2 Entwicklung der Mykorrhiza	89
4.1.4.3 Bedeutung der Mykorrhiza für den Lysimeterbetrieb	89
4.1.4.3.1 Phytoextraktion	89
4.1.4.3.2 Phytodegradation	90
4.1.4.3.3 Weitere Vorteile der Lysimeterbepflanzung	91
4.1.5 Langzeiteffekte	91
4.1.6 Vergleich der Reinigungsleistungen mit existierenden Verfahren	92
4.1.7 Folgerungen und Empfehlungen	94
4.2 Gegenüberstellung der Forschungsergebnisse mit der ursprünglichen Zielsetzung des Projektes	95
4.3 Wissenschaftlich-technischer und wirtschaftlicher Nutzen für KMU	96
4.3.1 Bepflanzter Hochleistungsbodenfilter: Bau und Betrieb	96
4.3.2 Bepflanzter Hochleistungsbodenfilter: Planung, Pflege und Kosten	99
5. Literatur	
	101
6. Eigene Publikationen	
	109
Danksagung	
	110

1. Einleitung

1.1 Veranlassung und Zielsetzung

In Ergänzung zur klassischen Regenwasserableitung über Trenn- oder Mischkanalisation werden in vielen Kommunen in den letzten Jahren Entwässerungskonzepte verfolgt, die auf der örtlichen Versickerung von Niederschlagswasser in Bodenfiltern beruhen. Die Reinigung gering kontaminierter Niederschlagswasser erfolgt dabei durch physiko-chemische und biologische Prozesse während der Bodenpassage.

Trotz der im Grundsatz unbestreitbaren – und an anderen Stellen diskutierten – ökonomischen und ökologischen Vorteile der dezentralen Regenwasserversickerung [MUF, 2000] (Tab. 1), wird gegenüber ihrer flächendeckenden Einführung eingewandt, dass durch sie auch Schadstoffe in den Boden eingetragen werden [SCHLEYER et al., 1994; VOGT, 1997; BOLLER und MOTTIER, 1998; STOTZ und KRAUTH, 1998], die langfristig zu einer Grundwassergefährdung führen könnten.

Tabelle 1: Vorteile der dezentralen Niederschlagsversickerung

Kommunal	Privat	Natur
<ul style="list-style-type: none"> • Einsparung von Maßnahmen zur Regenrückhaltung bzw. Reduktion der Kanalisation • Pufferung von Abflussspitzen; kontinuierlicher Betrieb von Kläranlagen 	<ul style="list-style-type: none"> • Einsparung Versiegelungsabgaben • Senkung Abwassergebühren • Wasser-Erlebnis 	<ul style="list-style-type: none"> • Auffüllung Grundwasservorräte • Reinigung durch Bodenpassage • Verbesserung Mikroklima • Feuchtbiotope

Will man die Versickerung als flächendeckende Entwässerungskonzeption weiterverfolgen, ist es notwendig, den durch die Erfassung von Straßen, Parkplätzen oder Gewerbeflächen möglichen Eintrag von potenziell grundwassergefährdenden Stoffen im Boden nach Möglichkeit zu verhindern.

Aus diesem Grund wird in der Praxis die ökologisch sinnvolle Flächenversickerung an niedrige Anschlussverhältnisse gekoppelt, wodurch ihr Flächenbedarf steigt (Tab. 2).

Dieser Flächenbedarf limitiert die Einsatzmöglichkeiten dezentraler Versickerungseinrichtungen speziell in hochverdichteten, urbanen Räumen. Hier sind platzsparende, effiziente Alternativen oberirdischer Versickerungsanlagen gefordert, die auch bei höher belasteten Abflüssen den Schutz des Grundwassers gewährleisten.

Tabelle 2: Empfohlene Flächenverhältnisse $A_{red} : A_s$ für verschiedene Versickerungsverfahren [STOTZ und KRAUTH, 1998]

Versickerungsverfahren	$A_{red} : A_s$
Linienversickerung	50 - 60
Versickerungsbecken	30 - 40
Rohr- und Rigolenversickerung	12 - 20
Muldenversickerung	8 - 15
Flächenversickerung	≈ 1

Die ATV [2002] empfiehlt vor diesem Hintergrund deshalb, primär nur Regenwasserabflüsse von Wohnhaus-Dächern oder Terrassen zu versickern. Diese Empfehlung bedeutet aber in der Konsequenz, dass für Mischgebiete weiterhin großdimensionierte Entsorgungsnetze vorgehalten werden müssten. Da doppelte Entwässerungssysteme (Regenwasserkanalisation und Regenwasserversickerung)

aus ökonomischen Gründen nur schwer zu rechtfertigen sind, geraten die zuständigen Aufsichtsbehörden zunehmend in das Dilemma, entweder die aus der Sicht des vorbeugenden Bodenschutzes sinnvollen Einschränkungen hinsichtlich der Anschlussflächen zu lockern oder auf die ökologischen und ökonomischen Vorteile der Regenwasserversickerung gänzlich zu verzichten [HARMS, 1994; LONDONG, 1997].

Eine Lösung des Problems könnte sich jedoch bei der erfolgreichen Weiterentwicklung bepflanzter Hochleistungs-Bodenfilter ergeben. Zwar wurden solche bewachsene Bodenfilter in der Vergangenheit bereits erfolgreich auch bei der dezentralen Niederschlagswasser-Versickerung eingesetzt [SCHULZE und DE VRIES, 1995], doch liegen bisher vergleichsweise wenig Publikationen über die Leistungsfähigkeit solcher Anlagen zur Behandlung schadstoffbelasteter Regenwasserabläufe vor [FITSCHEN, 2000; NADLER und MEIßNER, 2001; KASTING et al., 2003]. Im Vergleich zur Muldenversickerung weisen bepflanzte Hochleistungsbodenfilter zum einen geringeren Platzbedarf auf und hätten außerdem den Vorteil, dass der Schadstoffaustrag bzw. -durchbruch im Untergrund besser zu kontrollieren ist. Durch Modulbauweise und Reihenschaltung kann außerdem den lokal variierenden Anforderungen hinsichtlich der Schadstoffmenge und -qualität Rechnung getragen werden.

Ziel dieses vom BMWi über die AiF geförderten FuE-Projektes (AiF-Vorhaben 13601 N/1 und N/2) ist daher die Entwicklung und Erprobung eines solchen wartungsarmen, bewachsenen Hochleistungs-Bodenfilters. Bei geringem Flächenbedarf soll er durch hohe materialbasierte Schadstoffrückhaltung und einer durch Mykorrhizaeinsatz gesteigerten Bioaktivität einer adaptierten Bepflanzung das Grundwasser auch unter hydraulischem Stress zuverlässig schützen. Gleichzeitig können durch die verbesserte Wurzelaufnahme und eine hohe biologische Mineralisierung einiger Schadschubstanzen Folgekosten für Bodenaustausch, Deponierung, Verbrennung u.ä. reduziert werden.

Die Projektentwicklung gliedert sich in zwei hierarchisch aufbauenden Stufen:

1. Laborscreening geeigneter Substrate, Pflanzen und Mykorrhizapilze
2. Praxiserprobung bepflanzter Hochleistungsbodenfilter in Lysimeterstudien.

1.2. Kenntnisstand

1.2.1 Beschaffenheit von Niederschlagswässern

Seit Mitte 1980 wird die Belastung von Niederschlagswasser mit verschiedenen Inhaltsstoffen erfasst (z.B.: XANTHOPOULOS und HAHN [1992]). Ziel dieser Untersuchungen ist eine Abschätzung der Folgen für das Grundwasser, die bei der Versickerung dieser Abflüsse über die Fahrbahnböschungen bzw. in zentralen Behandlungsanlagen auftreten.

Das dabei vorgefundene Schadstoffinventar weist generell eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität auf (vgl. ATV [2002]). Einerseits variiert das Spektrum nach der Herkunft wie z.B. stark genutzten Verkehrs- und Lagerflächen [KASTING et al., 2001; NADLER und MEIßNER, 2001], Dächern [GIESKA et al., 2000] oder landwirtschaftlich genutzten Flächen [BUCHELI et al., 1998]. Andererseits schwankt das Belastungsmuster zwischen normalen Durchschnittsbelastungen, temporären Spitzen (z.B. winterliche Streusalzbelastung) und außergewöhnlichen Einträgen (Unfälle) [ASCHERL und FLOSS, 1995].

Der Literatúrauswertung in Tab. 3 ist dieser Schwankungsbereich relevanter Schadstoffe in Niederschlagswässern sowie weiterer Untersuchungsparameter zu entnehmen.

Tabelle 3: Mittlere frachtgewogene Konzentrationen in Abflüssen von Verkehrs- und Dachflächen (eigene Auswertung verschiedener Autoren)

Parameter	Einheit	Min.	Max.	Median	Mittelwert	Literaturstellen
Cu²⁺	µg x l ⁻¹	3,6	235	60	77	38
Zn²⁺	µg x l ⁻¹	24	2580	338	404,7	38
MKW	µg x l ⁻¹	0,9	6265	250	1775,2	15
PAK	µg x l ⁻¹	0,13	13,5	2,07	2,81	20
MtBE	µg x l ⁻¹	0,05	1,5	0,28	0,4	9
Pestizide	µg x l ⁻¹	0,02	1,2	0,4	0,5	10
Chlorid	mg x l ⁻¹	78,5	400	88	188,8	3
AfS	mg x l ⁻¹	24	1386	23,5	367,5	14
pH	--	6,7	7,9	7,4	7,3	7

*: Eintrag über Regen bzw. Nebel **: Abfiltrierbare Stoffe

Weiterhin sind Nährstoffe wie Ammonium oder Phosphor mengenmäßig bedeutsam. So wurden z.B. an einer Autobahn Regenwasserkonzentrationen von 0,22 – 3,9 mg x l⁻¹ NH₄-N nachgewiesen [KRAUTH und KLEIN, 1982].

Neben diesen gut untersuchten Inhaltstoffen können in Regen, Schnee, Nebel oder Hagel eine Vielzahl weiterer organischer Luftschadstoffe im Spurenbereich nachgewiesen werden. Zu nennen sind Phtalate aus Weich-PVC sowie deren photochemische Oxidationsprodukte (Halogenessigsäuren, Nitro- und Methylnitrophenole) [SCHLEYER et al., 1995]. Für leichtflüchtige halogenorganische Verbindungen (AOX) aus Lösemitteln werden Niederschlagskonzentrationen von 5 – 50 µg x l⁻¹ angegeben [SCHÄFER, 1999].

Auch Spuren von toxikologisch relevanten polychlorierten Dibenzodioxinen, Dibenzofuranen und Biphenylen sind in atmosphärischer Deposition vorhanden [MCLACHLAN et al., 1999].

Eine wenig beachtete Gruppe von Wasserinhaltsstoffen stellen Veterinärpharmazeutika dar. Diese werden selbst bei sachgemäßer Anwendung z.T. bis zu 90% unverändert ausgeschieden. Durch Ausbringung von Gülle oder partikelgebundenen Transport führen diese Substanzen zu Belastungen von Oberflächen- und Grundwässern [ALEXY und KÜMMERER, 2005].

1.2.2 Umweltverhalten von Chemikalien

Das Umweltverhalten von Chemikalien in Böden ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig [GROVER, 1988]:

a) Substanzparameter (physiko-chemisch und biologisch)

(relative Molekülmasse, Schmelz-, Siede- und Zersetzungstemperatur; Dampfdruck, Dissoziationskonstanten: pK_a, pK_b; Wasserlöslichkeit; Verteilungskoeffizienten n-Octanol/Wasser K_{OW}, Sorption/Desorption: Boden K_D, Organische Substanz K_{OC}; Biokonzentrationsfaktor K_{bcf}; Bindungsformen: partikulär, gelöst; Reaktionsraten: Verflüchtigung, Photolyse, Hydrolyse, Oxidation, Reduktion, Auswaschung, Diffusion, Biodegradation, Bioelimination, Biokonzentration, Komplexierung;...).

Tab. 4 stellt für die in den folgenden Untersuchungen eingesetzten Modellschadstoffe die wichtigsten Parameter dar.

Tabelle 4: Physikalisch-Chemische Eigenschaften der eingesetzten Modellschadstoffe (versch. Quellen)

Trivialname	Formel	Molmasse (g x mol ⁻¹)	Dichte	Dampfdruck (hPa) (20°C)	Löslichkeit (g x l ⁻¹ H ₂ O) (20°C)	Schmelz- punkt (°C)	Siede- punkt (°C)
Zinkchlorid	ZnCl ₂	136,28	2,91 g x cm ⁻³	Feststoff	4320	283	732
Kupfersulfat	Cu(II)SO ₄ x 5H ₂ O	249,68	2,29 g x cm ⁻³	Feststoff	317		
Acenaphthen	C ₁₂ H ₁₀	154,21	1,07 g x cm ⁻³	0,31	3,47 x 10 ⁻³	96	278
Phenanthren	C ₁₄ H ₁₀	178,24	1,17 g x cm ⁻³	0,014	1,1 x 10 ⁻³	99	338
Toluol	C ₇ H ₈	92,14	0,87 g x l ⁻¹	29	5,2 x 10 ⁻¹	-95	110,6
Cyclohexan	C ₆ H ₁₂	84,16	0,78 g x l ⁻¹	103	5,5 x 10 ⁻⁴	6	80,7 - 81
Dodecan	C ₁₂ H ₂₆	170,34	0,75 g x l ⁻¹	0,4	9,8 x 10 ⁻⁵	-9,6	216,3
Pentadecan	C ₁₅ H ₃₂	212,42	0,77 g x l ⁻¹	< 0,01	9,8 x 10 ⁻⁵	10	270
Eicosan	C ₂₀ H ₄₂	282,56	Feststoff	< 0,0001	9,8 x 10 ⁻⁵	34 - 37	204 - 206
MtBE	C ₅ H ₁₂ O	88,15	0,74 g x l ⁻¹	268	50	-108,6	55,3
2,4-D	C ₈ H ₅ Cl ₂ O ₃	221,04	Feststoff	0,001	3,1 x 10 ⁻¹	137 - 139	

b) Bodenparameter

(Bodentyp, -art, -textur; Gehalt und Art von Tonmineralen und organischer Substanz; Porosität, bevorzugte Fließwege; pH-Wert, Wasserhaushalt; Bodentemperatur; Relief; Bodentiefe; Chemikalienvorbehandlung). Relevante Eigenschaften der in den Lysimeteruntersuchungen eingesetzten untersuchten Substrate und der Zuschlagstoffe werden in Kap. 2.6.3 vorgestellt.

c) Oberflächenparameter

(Neigung, Material, Rauigkeit)

d) Meteorologische Parameter

(Niederschlagsereignisse: Menge, Ereignisanzahl, saisonale Verteilung, Intensität, Dauer; ØTagestemperatur, ØWindgeschwindigkeit, Ørelative Luftfeuchte, ØSonneneinstrahlung). Die meteorologischen Parameter der Freilandexperimente sind eingehender in Kap. 3.2.1 dargestellt.

e) Vegetation

(Wurzelsystem: Tief / Flach; Verdunstungsleistung; Toleranz, Resistenz; Akkumulationspotenzial; Dominanzverhalten). Die ökologischen Ansprüche der ausgewählten Pflanzen sind Kap. 2.6.4 zu entnehmen.

Für die Vielzahl organischer Bodeninhaltsstoffe ist weiterhin die Aktivität der Bodenmikroorganismen bedeutsam. Durch ihre Tätigkeit unterliegen Organika metabolischen Umwandlungen bis hin zur vollständigen Mineralisierung. Tab. 5 stellt für diese Stoffgruppe die wichtigsten Bedingungen für einen effektiven Bioabbau dar.

Tabelle 5: Parameter für optimale Umwandlung spezieller Organika durch aerobe Bodenmikroorganismen [SALOMONS und STIGLIANI, 1994; ergänzt]

Mikroorganismen	hohe Diversität der Populationen Adaptierte Arten, exponentielle Wachstumsphase
Mineralzusammensetzung	homogene Korngrößenverteilung
Organische Substanz	2 – 3 %
C/N-Verhältnis	eng (< 10 – 15)
Bodenfeuchte	50 – 80 % MWK
Bodenreaktion	um pH 7
Bodenluft	permanente Belüftung; kein Stauwasser
Bodentemperatur	25° - 35° C

1.2.3 Eignung von Filtersubstraten zur Versickerung von Niederschlagswässern

Bodenfilter werden kurzfristig mit großen Mengen potenziell schadstoffhaltigen Wassers belastet. Ihre Funktion ist daher an eine ausreichende hydraulische Durchlässigkeit und strömungsmechanische Stabilität des Filterkörpers gebunden. Elementar ist ebenfalls eine hohe Reinigungsleistung gegenüber partikulären und gelösten Wasserinhaltsstoffen. Der Filter darf dabei keine Stoffe freisetzen, die das durchsickernde Wasser nachteilig beeinflussen können [GROTEHUSMANN und UHL, 2003]. Im Falle bewachsener Bodenfilter ist weiterhin die dauerhafte Besiedlungsfähigkeit durch Pflanzen bedeutsam.

Zur Auswahl geeigneter Filtersubstrate sind detaillierte Anforderungen und Empfehlungen publiziert, die auf Ergebnissen von Lysimeteruntersuchungen oder der Betriebspraxis beruhen (z.B.: ATV [2002]; REMMLER und SCHÖTTLER [1998]; LfU [2002]; GROTEHUSMANN und UHL [2003]; MUNLV [2003]). Tab. 6 fasst die wichtigsten Kriterien und Anforderungen zur Auswahl von Sickersubstraten zusammen.

In der heutigen Praxis werden im Kompromiss aus Kosten, Reinigungseffizienz und Hydraulik gewaschene Mittelsande (Körnung 0 - 2 mm) aus standortnahen fluviatilen Sedimenten als physikalisches Filtermaterial bevorzugt [REMMLER und SCHÖTTLER, 1998]. Ihre überwiegend abgerundete Kornform bewirkt eine hohe physikalische Stabilität und unterstützt die Besiedlung durch Bodenlebewesen und die Durchwurzelung. Auch für Pflanzenkläranlagen wird der Einsatz von Sanden empfohlen [ATV, 1998].

Sind besonders leistungsfähige Substrate erforderlich, können den technischen Filtersanden reaktive Materialien zugemischt werden. Diese erhöhen relativ zum Filtersand die Sorptionskapazität oder verbessern selektiv die Rückhaltung bestimmter Stoffgruppen. Daneben können sie gezielt hydraulische Bedingungen des Filtermaterials beeinflussen [v.d. KAMMER, 2003].

Tabelle 6: Eigenschaften und Anforderung von Bodenfiltersubstraten [MUNLV, 2003]

Eigenschaft	Merkmal	A *	E *	Grund
hydraulische Durchlässigkeit	$k_f 1 \times 10^{-5}$ bis $1,5 \times 10^{-4} \text{ m x s}^{-1}$ Strukturstabilität	X X		kontrollierte Drosselung des Filteranlaufes durch Drosseleinrichtung sicherstellen
strömungsmechanische Belastbarkeit	Ton- / Schluffgehalt T + U < 1% steile Körnungslinie $d_{60} / d_{10} < 4$	X	X	Vermeidung substratbürtigen Partikelaustrags
hohe Reinigungseffizienz	steile Körnungslinie $d_{60} / d_{10} < 4$ Kiesanteil G < 1% Grobporenvolumen > 20% hohe Wasserhaltekapazität (FK > 6%) kantengerundetes Sandkorn Carbonatgehalt 10 - 15M-%		X X X X X	homogene Durchströmung des Filtermaterials hohe Kornoberfläche; Pufferung gegen Belastungsschwankungen aerobes Milieu Wasserversorgung Pflanzen bei Trockenheit Vermeidung Totvolumen; homogene Durchströmung; Besiedlung Flora/Fauna Pufferung pH-Wert Schwermetallmobilität senken
geringer Schadstoffgehalt im Filtermaterial	Z0-Werte LAGA kein Recyclingmaterial	X	X	substratbürtigen Schadstoffeintrag vermeiden

A *: Anforderung
E *: Empfehlung

Generell sind Materialien der Sediment- oder Grundwassersanierung einsetzbar. Aus Kostengründen ist die Anwendung technischer Ionenaustauscher oder Aktivkohle sehr beschränkt [v.d. KAMMER, 2003]. Der folgenden Übersicht sind einige kostengünstige Materialien zu entnehmen, die in jüngerer Zeit im halbtechnischen Maßstab erprobt worden sind (Tab. 7).

Tabelle 7: Beispiele untersuchter Zuschlagstoffe zur Behandlung von Niederschlagswasser.

Quelle	Bodenzuschlagstoffe
DIERKES et al., 2005	Recycling-Beton, Blähton, Zeolith, Polypropylenflocken, granul. Fe-Hydroxid, Eisenschlamm
v.d. KAMMER, 2003	Polypropylen(PP)flocken, modif. Zeolith, Hydro-Calcit, modif. Holzspäne
HILLIGES et al., 2005	PP-Flocken, Sägespäne, Braunkohlekoks, Geotextile, Fe-überzogener Porenbeton
LfU, 2002	Lehm, Sand, Kies
KASTING et al., 2003	Braunkohlenkoks, Bims-Lava

1.2.4 Helophyten – Pflanzen der Feuchtgebiete

In den Pflanzenfiltern sollen Helophyten (Sumpfpflanzen) zum Einsatz kommen. Sie unterscheiden sich in ihrer Erscheinung anatomisch und morphologisch von den eigentlichen Landpflanzen (Terraphyten). Diese Abweichungen ermöglichen es den Helophyten auf zeitweilig überstauten Flächen bzw. in Feuchtgebieten zu gedeihen.

Die Pflanzen tolerieren Dauerüberflutungen vor allem aufgrund ihrer besonders gestalteten Wurzeln und Rhizome. Durch die Ausbildung von Rhizomen, das sind waagrecht kriechende Erdsprosse, können sich Helophyten vegetativ vermehren und rasch flächig ausbreiten. Blätter, Spross und Wurzeln sind durch ein besonderes Aerenchym miteinander verbunden. Dieses aus großen Interzellularräumen bestehende Luftkanalsystem versorgt über die Blätter und den Spross das Wurzel- und Rhizomsystem im Boden mit Sauerstoff. Mit dieser Überlebensstrategie sind die Helophyten in der Lage in sauerstoffarmen oder sauerstofffreien Lebensräumen (überstaute Böden) zu überdauern. Beispielsweise sorgt beim Schilf (*Phragmites australis*) eine Art Ventilation von jungen zu alten Halmen über das Rhizomsystem für einen zügigen Gastransport. Dazu verhilft neben dem Aerenchym auch die Markhöhle (ARMSTRONG und ARMSTRONG [1990], GROSSE [1996] in: WISSING und HOFMANN [2002]).

1.2.5 Abbau von Schadstoffen – Bodenreinigung durch Pflanzen

Außer Bakterien und Pilze verfügen auch Pflanzen über Mechanismen, Schadstoffe im Boden abzubauen. Beim Abbau greifen verschiedene Mechanismen seitens der Pflanzen. Zunächst besteht die Möglichkeit der Aufnahme von Stoffen in die Pflanzen mit nachfolgender Akkumulation oder Metabolisierung im Gewebe. Ernteprodukte lassen sich verwerten oder deponieren. Reinigungstechniken, die auf solchen Prozessen basieren, werden allgemein unter dem Begriff Phytoextraktion zusammengefasst und finden vor allem bei Schwermetallen Anwendung. Wichtig sind zudem die Einflüsse der Pflanzen, die indirekt zum Abbau der Schadstoffe beitragen. So kann über eine Veränderung des Bodenmilieus zugunsten von Bakterien und Pilzen deren Aktivität und dadurch auch der Abbau schädlicher Substanzen verbessert werden. Effiziente Schadstoffaufnahme beruht also im Wesentlichen auf einer Assoziation oder Gemeinschaft von Pflanzen, Bakterien und Pilzen im Wurzeleinzugsbereich (Rhizosphäre). Solche Verfahren, die sich auf den Abbau von Kontaminanten im Wurzelraum konzentrieren, sind durch den Begriff Rhizodegradation definiert. Durch Beeinflussung der Wasserbilanz und des Gashaushaltes in der Rhizosphäre, durch Abgabe von Wurzelexsudaten und durch Beeinflussung des Boden-pH-Wertes schaffen Pflanzen für Mikroorganismen günstige Milieubedingungen. Bis zu 40% des photosynthetisch gebundenen Kohlenstoffes kann von den Wurzeln in Form von organischen Säuren, Zucker und Alkoholen wieder an die Umgebung abgegeben werden [YOSHITOMI und SHANN, 2001] und steht somit dem mikrobiellen Metabolismus zur Verfügung. Die besondere Gemeinschaft der Rhizosphärenorganismen kann aufgrund vielfältiger enzymatischer Reaktionen vorhandene Xenobiotika entgiften. Mit Wurzeln assoziierten Pilzen ist es zudem möglich, den Boden weiträumig und feinmaschig mit ihren dünnen Pilzhyphen für sich und für die Rhizosphärengemeinschaft zu erschließen. Im Wurzeleinzugsraum mit einem Abstand $< 1\text{mm}$ zur Wurzel beträgt die Anzahl der geschätzten Organismen ca. $1,2 \times 10^{11}$ Zellen je cm^3 , in 2 cm Entfernung lediglich $1,3 \times 10^{10}$ [PAUL und CLARK, 1989]. Etwa 5-10% der Wurzeloberfläche sind von Bakterien besiedelt. Außerdem sind die Pilzhyphen der Mykorrhiza mit einem bakteriellen Biofilm überzogen [ROMANTSCHUK et al., 2000]. Weiterhin können durch schnellwüchsige und starkwurzelnende Pflanzen die aktiven Mikroorganismen verstärkt im Boden verteilt werden. Pflanzen tragen also auf vielfältige Weise zur Reinigung kontaminierter Böden bei. Entsprechendes trifft auch auf die mit den Wurzeln der Pflanzen in Symbiose lebenden Mykorrhizapilze zu, deren Rolle beim Schadstoffabbau im Boden im folgenden Abschnitt dargestellt wird.

1.2.6 Strukturen der Mykorrhiza - Abbau von Schadstoffen durch Mykorrhizapilze

Im Jahr 1885 prägte A. B. Frank den Begriff Mykorrhiza, mit dem er eine Symbiose zwischen Pilzen und den Wurzeln verschiedener Landpflanzen beschrieb. Diese für beide Partner förderliche Lebensgemeinschaft ist bei etwa 90% aller an Land lebenden Gefäßpflanzen verbreitet [STEFFENS et al., 1994]. Unterschieden wird heute aufgrund anatomischer Merkmale zwischen ekto-, ektendo- und endotrophen Mykorrhizen. Die ektotrophe Form der Mykorrhiza bilden nur ca. 3% aller Arten der Samenpflanzen aus. Die symbiontischen Pilze der Ektomykorrhiza gehören überwiegend zu den Basidiomyceten und zu den Ascomyceten. Bei den Pflanzen mit ektotropher Mykorrhiza dominieren die Bäume und Sträucher. Endotrophe Mykorrhiza findet man bei vielen Orchideen (Orchideenmykorrhiza) und Ericaceen (Ericoide Mykorrhiza). Die häufigste Form der endotrophen Mykorrhiza ist die VA-Mykorrhiza (Vesikulär-Arbuskuläre Mykorrhiza). Sie ist in allen Familien der krautigen Pflanzen verbreitet und somit auch für die Helophyten relevant. Aktiviert durch die Ausscheidung von Wurzelexsudaten 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 intrazellulär von den Hyphen besiedelt. Sie dringen aber nie tiefer in die Wurzel ein als bis zur Endodermis. Der Zentralzylinder und die Meristeme bleiben unversehrt. In den infizierten Wirtszellen bilden sich Vesikel und Arbuskel aus [GISI et al., 1997]. 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. 2).

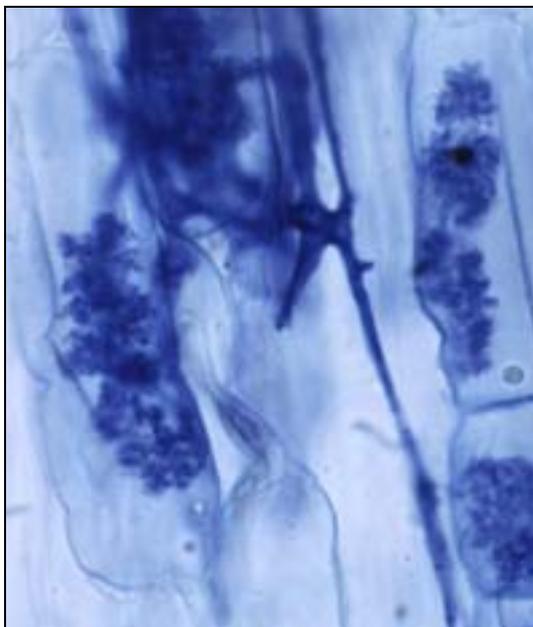


Abbildung 1: Arbuskel in Wurzeln von *Epilobium hirsutum*. Die korallenförmige Ausbildung dient der Oberflächenvergrößerung (Lichtmikroskop, 250 x).

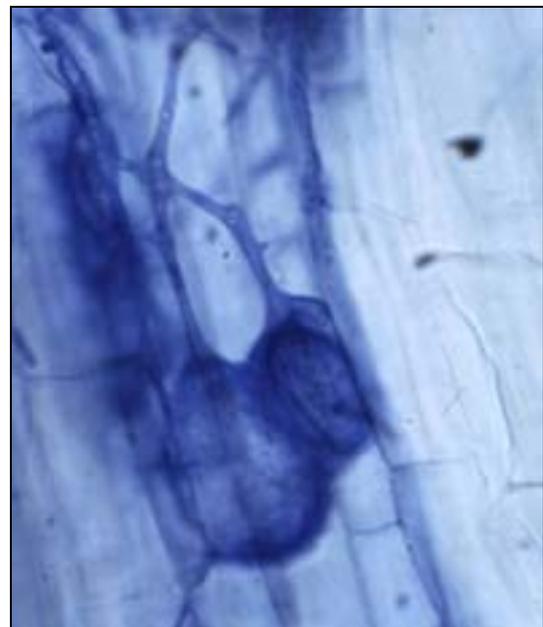


Abbildung 2: Vesikel in Wurzeln von *Epilobium hirsutum*. Die reservestoffspeichernden Hyphen sind terminal vergrößert und dienen als Vorratsspeicher (Lichtmikroskop, 250 x).

Die Pflanzen erfahren durch den Pilzsymbionten eine verbesserte Nährstoff- und Wasseraufnahme. Dem Mykorrhizapilz kommt hierbei eine Schlüsselrolle zu. Gegenüber nicht-mykorrhizierten Feinwurzeln mit ihren Wurzelhaaren durchwachsen Pilzhypen ein weitaus größeres Bodenareal, aus dem sie Wasser und Nährstoffe entnehmen können. Die dünnen Hyphen haben überdies den Vorteil, kleinste Interkapillarräume für ihren Wirtspartner erschließen zu können [HILBER, 1992]. Neben einer verbesserten Wasseraufnahme erfahren die mykorrhizierten Pflanzen vor allem eine effizientere Versorgung mit Phosphor, Stickstoff und anderen Nährelementen [WERNER, 1987; HILBER, 1992]. Besonders Phosphat steht den Pflanzen unter natürlichen Bedingungen im Boden oft nur in sehr geringen Mengen zur Verfügung. Mykorrhizapilze besitzen die Fähigkeit, unter Abgabe organischer Säuren fest im mineralischen Gestein gebundene Phosphate verstärkt in Lösung zu bringen [STEFFENS et al., 1994]. Über den Pilz gelangen die Phosphate schließlich in die Wurzeln. Erschöpft sich die Phosphataufnahme durch die Mykorrhizen, können die Pflanzen von den seitens der symbiontischen Pilze angelegten Phosphatspeichern partizipieren [WERNER, 1987]. Im Gegenzug profitiert der Pilz in erster Linie von Kohlenhydraten, aber auch von verschiedenen Aminosäuren und Vitaminen, die er von der Pflanze erhält [WERNER, 1987; STEFFENS et al., 1994]. Die Bedeutung der Mykorrhiza in biologischen Verfahren zum Schadstoffabbau wird zunehmend erkannt. Das Spektrum an Xenobiotika, das durch den Einsatz dieser Pilz-Pflanze-Symbiose wirksam reduziert werden kann, findet gegenwärtig eine ständige Erweiterung. Hierzu zählen verschiedene PAK [GRAMSS et al., 1999], Polychlorierte Biphenyle [DONNELLY und FLETCHER, 1995], 2,4-Dichlorphenol [MEHARG, 1997], Chlorpropham [ROUILON et al., 1989], TNT [SCHEIBNER et al., 1997; DOBNER, 2003]. Das Leistungspotenzial mykorrhizierter Pflanzen beim Abbau von Schadstoffen bei der Regenwasserversickerung blieb bisher weitgehend unerforscht. Die Fähigkeit zur Biodegradation beruht bei Mykorrhizapilzen auf dem Besitz unspezifischer, extrazellulärer Enzymsysteme, die oxidative Angriffe am Kohlenstoffring organischer Verbindungen katalysieren können. Unter den Phenol oxidierenden Enzymen konnten bei Mykorrhizapilzen bisher Tyrosinase, Catechol-Oxidase, Ascorbat-Oxidase und Laccasen nachgewiesen werden. Außerdem fanden sich Lignin-Peroxidase und Mangan-Peroxidase [COLPAERT und van LAERE, 1996; GRAMSS, 1997; TIMONEN und SEN, 1998; GRIFFITHS und CALDWELL, 1992; CAIRNEY und BURKE, 1998].

1.2.7 Effizienz bestehender Anlagen zur Reinigung belasteter Niederschlagswässer

Ein Literaturvergleich der Reinigungsleistung verschiedener Verfahren zur Behandlung verunreinigter Niederschlagswässer gestaltet sich durch Inkonsistenzen der Fragestellungen, dem Umfang der Untersuchungsprogramme sowie abweichende Auswertemethodiken schwierig.

Auf anlagentechnischer Seite begrenzt die unterschiedliche Komplexität der Reinigungsverfahren den direkten Vergleich auf baulich ähnliche Anlagen. Für den Bereich der Absetzbecken stellt KASTING [2003] fest: „In der Vergangenheit sind an verschiedenen Becken zur Reinigung von Straßenabflüssen Messprogramme durchgeführt worden, in denen die Reinigungsleistung der Anlagen bestimmt wurde. Ein Vergleich der Ergebnisse ist nur bedingt möglich, weil sich die untersuchten Abscheider hinsichtlich des Einzugsgebietes, der Bauweise und Geometrie, der hydraulischen Belastung und ggf. der Kombination mit einem vorgeschalteten Regenrückhaltebecken unterscheiden.“

Symptomatisch für Bodenfilter ist, „dass Erkenntnisse zur Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen bei Bodenfiltern derzeit nur von den von der Umweltbehörde gebauten und umfangreich untersuchten Pilotanlagen (...) vorliegen“ [FIEBACH und SCHRÖDER, 2005]. Da diese Berichte oftmals behördenintern bleiben, stellt KASTING [2004] fest: „Bislang liegen in der gesichteten Literatur keine Ergebnisse zur Reinigungsleistung von großtechnischen Bodenfiltern gegenüber Straßenabflüssen vor.“ Neben einer lückenhaften Publikation besteht aber ein tatsächlicher Mangel an Untersuchungen zur Reinigungswirkung der bewachsenen Bodenzone bei der Versickerung von belastetem Niederschlagswasser [PICK et al., 2002].

Auf stofflicher Seite fehlt „eine wissenschaftlich fundierte Festlegung von Leitparametern zur Beurteilung der ökologischen Relevanz von Stoffen im Sickerwasser unter Berücksichtigung ihres jeweiligen Gefährdungspotenzials“ [NADLER und MEIßNER, 2001]. Aus diesem Grund existieren keine verbindlichen Festlegungen über die Qualität der Ablaufwerte [PICK et al., 2002]. In der Praxis bedeutet dies, dass „Annahmen hinsichtlich der Wirkungsgrade ... mit der Aufsichtsbehörde abzustimmen (sind).“ [DWA, 2005]

Als Konsequenz fordert KASTING [2004] verstärkte Untersuchungen zur Reinigungsleistung von Behandlungsanlagen, um eine statistisch abgesicherte Datengrundlage zu erhalten.

Vor diesem Hintergrund werden in Tab. 8 publizierte Daten zur Reinigungsleistung von Niederschlagswässern getrennt nach Versuchsanlage oder Bauart zusammengestellt. Um den Vergleich zu ermöglichen, werden ausschließlich die frachtbezogenen Wirkungsgrade (= prozentualer Stoffrückhalt der Eingangsfracht) als normierte Datenbasis zitiert. Aus den genannten Inkonsistenzen sollten im Vergleich eher Größenordnungen als tatsächliche Zahlenwerte verglichen werden.

Tabelle 8: Frachtbezogener Stoffrückhalt von Lysimeterstudien und verschiedener Verfahren zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen (grau unterlegt: in Kap. 4.1.6 diskutiert)

		Wirkungsgrade (Reduktion in %)									
Quelle	Lysimeterstudien	AfS	Cu	Zn	Pb	Cd	MKW	PAK	P ges.	NH ₄ -N	CSB
NADLER / MEIßNER (2001)	dez. Bodenfilter ("M 20" humose Mulde)	90	59	84	88	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
NADLER / MEIßNER (2001)	dez. Bodenfilter ("M 30" sandige Mulde)	92	70	86	94	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
KASTING et al. (2003)	Bodenfilter (Lys. 4: Sand + Sesquioxid)	87	84	90	63	k.A.	13	95	9	98	59
KASTING et al. (2003)	Bodenfilter (Lys. 5: Bims-Lava)	81	72	92	40	k.A.	(-77)	96	-16	96	51
KASTING et al. (2003)	Bodenfilter (Lys. 6: Quarzsand)	73	67	88	42	k.A.	57	91	(-8)	75	34
"Retentionsbodenfilter"											
FITSCHEN (2000)	RHB + anschl. bew. Bodenfilter	98	92	> 80	53	k.A.	k.A.	n.n.	87	82	
TEGGE (2005)	Sedimentbecken + umlauf. bew. Bodenfilter	89	85	84	72	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
FIEBACH / SCHRÖDER (2005)	kl. RHB + anschl. bew. Lehmbodenfilter	84	75	91	k.A.		k.A.	n.n.	k.A.	k.A.	> 50
SIEPMANN / v.d. Kammer (2005)	Schlammfang + Sandfiltersäule	89	90 > 25	91 > 50	77 > 0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Bolten / Bürgel (2001)	Retentionsbodenfilter	k.A.	k.A.	82	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	85	68	86
in: FIEBACH / SCHRÖDER (2005)	(Mischwasser)	84	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
in: FIEBACH / SCHRÖDER (2005)	(Mischwasser)	69	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	74
zentrale Sedimentationsbecken											
SCHIRMER (1997)	Sedimentbecken + Bodenfilter	72	k.A.	k.A.	63	58	90	k.A.	n.n.	40	18
KASTING (2004)	RRB mit Dauerstau	82	77	84	67	>33	> 73	96	k.A.	(-37)	72
KRAUTH / KLEIN (1982)	RiStWag-Abscheider	85	73	50	79	63	80	k.A.	32	36	63
KASTING (2004)	RiStWag-Abscheider	13	7	23	29	11	35	39	k.A.	(-48)	37
KRAUTH / KLEIN (1982)	RRB ohne Dauerstau und Abscheider	50	26	37	39	28	29	k.A.	9	16	26
KRAUTH / KLEIN (1982)	RRB ohne Dauerstau und Abscheider	45	(-13)	24	33	14	17	k.A.	3	10	18
KRAUTH / KLEIN (1982)	flaches Erdbecken	8	41	47	28	27	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	19
Regenklärbecken											
PFEIFER / HAHN (1995)	Regenklärbecken	43	k.A.	12	36	38	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	36
TERZIOGLU et al. (1987)	Regenklärbecken	62	65	31	59	k.A.	k.A.	k.A.	47	k.A.	55
Schachtversickerungen											
PICK et al. (2002)	Absetzschacht	98	53	46	86	< 1	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
DIERCKES et al. (2005)	Schacht + Rohrrigole	< 95	> 95	> 80	> 95	k.A.	> 98	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

AfS: abfiltrierbare Stoffe; MKW: Mineralölkohlenwasserstoffe; PAK: Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe; CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf; k.A.: keine Angabe

2. Material und Methoden

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.

2.1 Chemikalien

2.1.1 Analytische Standards

Cu(NO ₃) ₂ x 3H ₂ O (1 mg x l ⁻¹)	Merck (Darmstadt)
Zn(NO ₃) ₂ (1 mg x l ⁻¹)	Merck (Darmstadt)
Acenaphthen (> 96%)	Merck (Darmstadt)
Phenanthren (> 97%)	Merck (Darmstadt)
2,4-D p.A.	Merck (Darmstadt)
2,4-D Methylester	Amchro (Hattersheim)
Cyclohexan z.S.	Merck (Darmstadt)
Toluol p.A.	Merck (Darmstadt)
n-Dodecan z.S.	Merck (Darmstadt)
n-Pentadecan z.S.	Merck (Darmstadt)
n-Eicosan z.S.	Merck (Darmstadt)
MfBE p.A.	Merck (Darmstadt)

2.1.2 Chemikalien

- Aceton p.A.	Merck (Darmstadt)
- Aceton z.S. (für Lysimeterdotierung)	Fisher Scientific (Engl.)
- Acetonitril (HPLC-grade)	Promochem (Wesel)
- Aqua deion.	Institutsversorgung
- Bromid-Indikator (Saltesmoblättchen)	Macherey & Nagel (Düren)
- n-Hexan (HPLC)	Promochem (Wesel)
- Kaliumbromid p.A.	Applichem (Darmstadt)
- Methanol (HPLC-grade)	Merck (Darmstadt)
- Natriumchlorid	Merck (Darmstadt)
- Na-EDTA x 2 H ₂ O	Merck (Darmstadt)
- Natriumsulfat	Merck (Darmstadt)
- 2-Propanol p.A.	Merck (Darmstadt)
- Pentan (HPLC-grade)	Promochem (Wesel)
- Pentan z.S. (für Lysimeterdotierung)	Merck (Darmstadt)
- Petrolether z. Vergällung	Merck (Darmstadt)
- Salpetersäure 65% p.A.	Merck (Darmstadt)
- Salzsäure (25%)	Merck (Darmstadt)
- Schwefelsäure 96 %, suprapur	Merck (Darmstadt)
- Tinte (blau)	Parker (Janesville)
- Trypan Blue	Sigma Aldrich (Buchs)
- Cu(SO ₄) x 5 H ₂ O p.A.	Merck (Darmstadt)
- ZnCl ₂ p.A.	Merck (Darmstadt)

2.1.3 Gase

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

2.2 Allgemeines Labor- und Freilandgerät

Analysenwaage	Sartorius LC 6200 S	Jürgens (Bremen)
---------------	---------------------	------------------

Aspirations- Psychrometer		Feingerätebau K. Fischer GmbH (Drebach / Erzg.)
Betonmischer	Atika Home Mix (125 l)	Wilhelm Pollmeier Maschinenbau (Ahlen)
Faltenfilter	Nr. 595	Schleicher und Schüll (Darmstadt)
Gefriertrocknungs- Anlage	Alpha 1 – 2	Christ (Osterode)
Glasfaser-Rundfilter	GF 9	Schleicher und Schüll (Dassel)
Glassäulen	Chromabond SiOH	Macherey-Nagel (Düren)
Heizpilze	Heraeus GSB 500 ml	Heraeus (Heidelberg)
Hohlmeißelbohrer	Pürckhauer Bohrstock	
Keramikschere	CS – 250	Kyocera Fin ceramics (Esslingen)
Kugelmühle	Pulverisette 6	Fritsch (Idar-Oberstein)
Luxmeter	ELV LM 300	UMS (München)
Magnetrührer	Omnilab MR 3001 K	Jürgens (Bremen)
Membranfilter	Chromafil PTFE	Macherey-Nagel (Düren)
Papiertüten	Rubin	Drogerie-Fachhandel
pH/mV-Meter pH/Pt-Elektrode	Knick pH-Meter 761 Calimatic Knick SE 100	Jürgens (Bremen) Jürgens (Bremen)
Rotationsverdampfer	LABOROTA 4002 control	Heidolph Instruments (Schwabach)
Rückflusskühler	behrotest [®] RFK	Behr (Düsseldorf)
Schütteltische	GFL 3050 KS 500	GFL (Burgwedel) Janke & Kunkel (Staufen)
SPE-Kartuschen	Phenomenex Strata C-18-E (50 µm), 500 mg / 6 ml	Phenomenex (Aschaffenburg)
Trockenschrank (thermostatisiert)	Memmert Tv 29 u	Memmert (Schwabach)
Überkopfschüttler	Heidolph Reax 20/B	Heidolph Instruments (Schwabach)
Ultraschallbad	Sonorex Super RK 514 BH	Bandelin electronic (Berlin)
Vakuumeinheit	Baker spe-12 G	Baker (Groß-Gerau)

Vakuumpumpen	KNF N 820.3 AT Duo 004	KNF (Neuberger) Pfeiffer Vacuum (Asstar)
Zentrifuge	Minifuge RF	Heraeus Sepatech (Osterode)
Braunglasflaschen	(1000 ml)	
Erlenmeyerkolben	(100 ml, 250 ml)	
Messkolben	(10 ml, 100 ml)	
Messzylinder	(100 ml, 250 ml)	
PE-Schraubflaschen	(500 ml)	
Scheidetrichter	(500 ml)	
Rollrandflaschen	(1,5 ml)	
Headspace-Vials	(20 ml)	
Bördelkappen (NK/ PTFE)		
Exsikkatoren		
Bechergläser		
Vollpipetten		
Glastrichter		
Stativmaterial		
Spatel, Löffel		

2.3 Extraktion

2.3.1 PAK

Wässrige Matrices

- RP₁₈-SPE: adaptiert an Baker Applikation AN 73
- SBSE: adaptiert an Gerstel Applikation an-2005-05

Bodenproben

analog DIN 38414-23

Pflanzenproben

- Pflanzenmaterial lufttrocknen, lyophilisieren und pulverisieren (Kugelmühle, Mahlwerk Sinterkorund)
- Extraktion: 100 mg TS je dreimal mit 2 ml Aceton/Hexan (1:1 v/v) extrahieren (Ultraschall, 1 h)
- Einengung der drei vereinten Extrakte, Rücklösung in 2 ml Hexan, Aufreinigung Silicagel in Glassäule
- Festphasenextraktion: Hexankonditionierung, Probeaufgabe (2 ml), anschl. fraktionierte Desorption: 1 x 2 ml Hexan, 2 x 10 ml Hexan / Dichlormethan 1:1 v/v
- Einengung, anschließend Aufnahme in Methanol (2 ml) und Überführung in Probevial (Rollrandflasche 1.5 ml)

2.3.2 2,4-D

Wässrige Matrices

RP₁₈-SPE analog DIN 38407-14

Bodenproben

adaptiert an Baker Applikation EN 518: Heberer et al.

2.3.3 Aliphatische MKW

Wässrige Matrices

1. 100 ml Probe in Messkolben
2. Zugabe 1 ml Pentan
3. Extraktion: 1h im Überkopfschüttler (15 rpm)
4. Separierte Pentanphase (1 ml) abnehmen, in Probevial (Rollrandflasche 1.5 ml) überführen und verschließen (Bördelkappe NK/PTFE)

Bodenproben

1. 5 g Boden in verschließbares 20 ml Vial geben
2. Zugabe 10 ml Heptan / Aceton (8 + 2)
3. Extraktion: 1 h Überkopfschüttler (15 rpm)
4. Membranfiltration (PTFE, 0.45 µm); 1ml direkt in Probevial (Rollrandflasche 1.5 ml) und verschließen (Bördelkappe NK/ PTFE)

2.3.4 Toluol, Cyclohexan und MfBE

Wässrige Matrices

10 ml Wasserprobe direkt in Probegefäß (Headspace-Vial 20 ml) überführen und verschließen (Bördelkappe NK / PTFE)

Bodenproben

5 g Boden in Probegefäß (Headspace-Vial 20 ml) überführen und verschließen (Bördelkappe NK / PTFE)

2.3.5 Schwermetalle (Cu / Zn)

Wässrige Matrices

20 ml Wasserprobe direkt in Probegefäß (Headspace-Vial) überführen, mit 1 ml HNO₃ konz. ansäuern und verschließen (Bördelkappe)

Bodenproben

1. 20 g Boden (FG) 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 HNO₃ konz. ansäuern

Pflanzenproben

1. Reinigung Pflanzenmaterial, Entfernung anhaftender Erdpartikel (A. demin.)
2. Zerkleinerung in ca. 1 cm große Stücke (Keramikscherer), Lyophilisierung und Pulverisierung (Kugelmühle, Mahlwerk Sinterkorund)
3. 200 mg Probe mit 2 ml HNO₃ suprapur versetzen, anschließend Druckaufschluß (12 h, 85°C; Teflongefäße)
4. Zugabe 20 ml A. demin., Filtration des Extraktes

2.3.6 Abwasserparameter

Ammonium

Küvettest nach LCK 304 Hach Lange (Düsseldorf)

Nitrat

Küvettest nach LCK 339 Hach Lange (Düsseldorf)

Gesamt-Phosphat

Küvettest nach LCK 349 Hach Lange (Düsseldorf)

BSB₅

Küvettest nach LCK 554 Hach Lange (Düsseldorf)

Küvettest nach LCK 314	CSB	Hach Lange (Düsseldorf)
Küvettest nach LCK 385	TOC	Hach Lange (Düsseldorf)

pH-Werte
potentiometrisch nach DIN EN 12176-S5

2.3.7 Abfiltrierbare Stoffe (AfS)

DIN 38409 H 2 – 3	Quarzmehl 15 µm „Millisil W 12“	Euroquarz (Dorsten)
-------------------	------------------------------------	---------------------

Der Rückhalt suspendierter Partikel (\varnothing 15µm = Mittelschluff; c_0 : 1500 mg x l⁻¹) wurde an den bewachsenen Bodenfiltern nach Entfernung des oberirdischen Aufwuchses und mehrtägiger Auffüllung des transpirationsbedingten Sättigungsdefizites untersucht.

2.4 Instrumentelle Analytik

2.4.1 PAK / 2,4-D

HPLC-Analytik				
HPLC-DAD	Varian ProStar		Varian Analytical Instruments (Darmstadt)	
Trennsäule	MZ-PAH C18 (250 x 3,0; 5 µm)		MZ Analysetechnik (Mainz)	
Gradientenverlauf zur Trennung von Acenaphthen, Phenanthren, 2,4-D und 2,4-D-Methylester				
Säulentemperatur: 30 °C				
λ : 210 nm; Verifikation bei 220 nm (λ_{\max} Acen.), 250 nm (λ_{\max} Phen.), 230 nm (λ_{\max} 2,4-D)				
Mobile Phase		A Methanol (HPLC-grade) B Aqua deion. (pH 1,8 HCl konz.)		
Gradient	Zeit (min)	A (%)	B (%)	Flussrate (ml x min ⁻¹)
	0.0	60	40	0.9
	10.0	100	0	0.9
	11.5	100	0	0.9
	11.51	60	40	0.9
	18.0	60	40	0.9

2.4.2 Aliphatische MKW

Gaschromatograph	HP 5890 FID
Säule	28 m x 320 µm HP5 (p = 0.75 bar, Splitflow 25 ml x min ⁻¹ He 1 µl Splitless für 0.8 min.)

2.4.3 Toluol, Cyclohexan, M_tBE

Gaschromatograph: HP 6890 FID (Headspace-GC)
Säule: 50 m x 320 µm x 3 µm SE-54
(p = 1.4 bar; Injektortemperatur 230°C;
Splitflow 25 ml x min⁻¹ He; Split 1:10)

2.4.4 Schwermetalle (Cu / Zn)

Graphitrohr-AAS Perkin Elmer AAnalyst 400 Perkin Elmer (USA)
Atomic Absorption Spectrometer
Elementlampe Zn λ = 213.9 nm
Elementlampe Cu λ = 324,8 nm

2.4.5 Abwasserparameter

Spektral-Photometer Dr. Lange Cadas 200 Hach Lange (Düsseldorf)
mit programmierter Datenbank
Thermostatblock Dr. Lange LT 1 W Hach Lange (Düsseldorf)

2.5 Laboruntersuchungen zur Auswahl geeigneter Substrate, Pflanzen und Mykorrhizapilze

2.5.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736

Die Säulenversuche erfolgten in der Regel als zehntägige Perkolation von schadstoffhaltigen Bodensäulen in Anlehnung an DIN V 19736 [NAW, 1998].

Säuleneinheit		
Normschliffglassäulen 71 / 51; L 16 cm, ID 6 cm		O. Kohl Laborbedarf (Ritterhude)
Teflon-Schlauch (6mm ID x 7mm AD)		Bohlender (Grünsfeld)
Pumpeneinheit		
Peristaltikpumpe Watson Marlow 205 CA		Watson Marlow (USA)

2.5.2 Laborexperimente zur Auswahl geeigneter Pflanzen

In einem umfassenden Screening wurden die in Tab. 9 aufgeführten Pflanzen hinsichtlich ihres Toleranzpotenzials gegenüber hohen Schadstoffbelastungen und ihrer Toleranz gegenüber periodisch wechselnden Phasen von Staunässe und Trockenperioden untersucht. Die Vorauswahl geeigneter Pflanzen (mykorrhizierbar, feuchtigkeitsunempfindlich, schadstofftolerant und –akkumulierend) erfolgte anhand von Literaturdaten (z. B. SUTHERLAND [1990], STEVENS und PETERSON [1996], OLIVEIRA et al. [2001], TANG et al. [2001]) bzw. langjähriger Erfahrungen auf dem Gebiet der Mykorrhizaforschung in der Abteilung „Angewandte Botanik“ der Universität Bremen, UFT. Neben krautigen Pflanzen und Gräsern wurden auch niedrige Gehölze berücksichtigt, um durch die unterschiedliche Wurzelbildung eine möglichst gleichmäßige und tiefgehende Durchwurzelung des zu entwickelnden Bodenfilters zu erzielen.

Tabelle 9: Pflanzenauswahl für das Screening

Gattung	Art	deutscher Name	Größe	Vorkommen
Acorus	calamus	Kalmus	0,6-1,2 m	Ufer, Gräben
Alnus	glutinosa	Schwarz-Erle	Baum	Flussufer, Bruchwälder
Carex	acuta	Schlanke Segge	0,3-1,5 m	Ufer, Sumpfwiesen
Carex	aquatilis	Wasser-Segge	0,3-0,9 m	Ufer, Sumpfwiesen
Cladium	mariscus	Schneide	0,8-2,0 m	Sümpfe, Moore, kalkliebend
Epilobium	hirsutum	Z. Weidenröschen	0,5-1,5 m	Ufer, nasse Wiesen
Eupatorium	cannabinum	Wasserdost	0,5-1,5 m	feuchte Stellen, Gräben
Helianthus	tuberosus	Topinambur	1,5-2 m	feuchte Wiesen, Schutt
Iris	pseudacorus	Gelbe Schwertlilie	0,5-1,0 m	Röhrichte, Ufer, Gräben
Juncus	effusus	Flatterbinse	0,3-0,8 m	nasse Wiesen
Juncus	inflexus	Blaugrüne Binse	0,3-0,6 m	feuchte, sandige Böden
Lythrum	salicaria	Blut-Weiderich	0,5-1,25 m	Ufer, nasse Wiesen
Phalaris	arundinacea	Rohrglanzgras	0,5-1,5 m	Ufer, nasse Wiesen
Phragmites	australis	Schilf	2-4 m	Ufer von Flüssen und Seen
Salix	alba	Silberweide	Baum	Ufer, Wiesen
Salix	viminalis	Korbweide	Strauch	Ufer
Typha	angustifolia	schmalbl. Rohrkolben	1-2 m	Röhrichtzone
Typha	latifolia	breitbl. Rohrkolben	1-2 m	Verlandungszone

Für das im Gewächshaus durchgeführte Screening wurden die Pflanzen allen ausgewählten Schadstoffen (Tab. 13) in Konzentrationen einer berechneten 5- und 10-Jahresfracht ausgesetzt.

- Variante 1** unbelastete Vergleichsvariante
- Variante 2** dotiert mit errechneter 5-Jahresfracht
- Variante 3** dotiert mit errechneter 10-Jahresfracht

Um Aussagen zur Toxizität der Schadstoffe gegenüber den Pflanzen treffen zu können, wurde der Vitalitäts- und Entwicklungszustand der Testpflanzen fortlaufend untersucht. Größen zur Bewertung der Phytotoxizität waren morphologische Veränderungen an Blättern und Sprossen sowie der Wasserverbrauch. Die Wirkung der Schadstoffe auf die Biomasseentwicklung konnte letztendlich nicht berücksichtigt werden, da sich das Wurzelwerk zahlreicher Pflanzen nach Beendigung des Versuchs nur unvollständig ernten ließ.

2.5.3 Laborexperimente zur Auswahl geeigneter Mykorrhizapilze

In einer weiteren Versuchsreihe wurde untersucht, welchen Einfluss toxische Bodenkontaminanten und wechselnde Feuchtebedingungen des Bodens auf die Vitalität und Entwicklung von Mykorrhizapilzen haben. Diesbezüglich wurden Pflanzen mit Pilzsporen bzw. Pilzmycel inokuliert und anschließend mit Schadstoffen in Höhe der 5- und 10-Jahresfracht dotiert (s. Tab. 13), um Qualität und Quantität der Mykorrhizaausbildung zu untersuchen. Die Vorauswahl der Pilze wurde sowohl auf der Basis von Literaturdaten (z. B. STENLUND und CHARVAT [1994], ORFANOUDAKIS et al. [2004]) als auch anhand eigener experimenteller Erfahrungen getroffen.

Bei den potenziell geeigneten Mykorrhizapilzen fiel die Auswahl auf Arten der Gattung *Glomus* (*G. mossae*, *G. etunicatum*, *G. intraradices* und *G. claroideum*, handelsbezügliches Inokulum der Firma INOQ, Schnega) sowie auf einen Vertreter der Basidiomyceten (*Paxillus involutus*, eigene Anzucht). Die Auswahl der Testpflanzen wurde aus dem Pflanzenscreening (s. Kap. 2.5.2) abgeleitet und ist Tab. 16 zu entnehmen (nicht berücksichtigt wurden die Arten *Carex acuta*, *Carex aquatilis*, *Helianthus tuberosus* und *Juncus inflexus*).

Der Nachweis von VA-Mykorrhiza (vesikuläre-arbuskuläre Mykorrhiza) erfolgte durch Anfärbung der intrazellulären Pilzhyphen mit dem Farbstoff Trypan Blue (PHILLIPS und HAYMAN [1970]), wobei die Intensität der Mykorrhizierung in den Wurzelsegmenten lichtmikroskopisch ermittelt wurde.

2.6 Lysimeteruntersuchungen

2.6.1 Untersuchungszeitraum

Die Lysimeteruntersuchungen zwischen VII/2005 – IV/2006 orientierten sich, vom regulären Kalenderverlauf abweichend, am Lysimeterjahr nach ENDER [1998] und beinhalteten einen Klimazyklus Frühsommer – Spätes Frühjahr. Dieser neunmonatige Zeitraum gestattete es, neben schnellen Filtereffekten auch die längerfristige Tiefenmigration hydrophober Analyte innerhalb des Filterkörpers zu erfassen. Daneben bot sich der Vorteil, die Sickerphase des Winterhalbjahres („worst case Szenario“: Niederschlagsperiode; reduzierte Transpiration; eingeschränkte mikrobielle Aktivität) ohne Unterteilung und komplett erfassen zu können. Gleichfalls konnte die Vegetationsperiode (Bepflanzung/Pilzetaablierung - Wachstum – Ruhephase – Neuaustrieb) vollständig beobachtet werden.

Chronologie der Lysimeterexperimente

III/05	Grundreinigung und technische Ausrüstung der Lysimeter
IV/05	Einbau der Kiesdrainage, Neubefüllung mit mykorrhizierten Substraten; Bepflanzung; Bewässerungsbeginn
V - VI/05	Etablierungsphase Substrate / Vegetation / Mykorrhiza
18.VII.05	Start des Lysimeterbetriebs: einmalige Schadstoffapplikation; kontinuierliche Bewässerungen, Start Sickerwasserbeprobung
VII/05	Beprobung der Pflanzen (PAK-Aufnahme)
VIII/05	Starkregensimulation #1
IX/05	zweiwöchige Trockenphase #1
X/05	Probenahme Substrate (Lys. 1, 4, 6)
X/05	Beprobung der Pflanzen (Schwermetall-Aufnahme)
XI/05	Starkregensimulation #2
XII/05	zweiwöchige Trockenphase #2
III/06	Versuch: Portionierte Bewässerung
18.IV.06	Starkregensimulation #3 Ende der Versickerungsexperimente; weiterlaufende Bewässerung
IV/06	Versuch: MfBE-Versickerung
V-VI/06	Abschlussprobenahme Substrate
VI/06	Beprobung der Pflanzen (Schwermetall-Aufnahme)
VII/06	Teilbeprobung der Pflanzen zur Bestimmung der oberirdischen Biomasse
VII/06	Versuch: abfiltrierbare Stoffe

VIII/06 Teilbeprobung der Pflanzen zur Bestimmung der oberirdischen Biomasse
 Entnahme von Wurzelproben für die Mykorrhizabestimmung
 Ende der kontrollierten Bewässerung
 Bodenschürf Lys. 4

2.6.2 Die Lysimeteranlage

2.6.2.1 Technische Grundausrüstung

Anlagenteile	Hersteller
HD(Hochdichtes)-PE Becken 1,29 x 0,79 x 0,99 m (ID) Wandstärke 10 mm	SaFe Kunststoffbau (Oldenburg)
PTFE-Schlauch 21 x 2 mm	Castan (Ludwigsburg)
PTFE-Schlauch 20 x 22 mm (Dichtungsadapter)	Reichelt Chemietechnik (Heidelberg)
HD-PE-Kanister, 60l, Blau, verschraubbar 340 x 400 x 635 mm	LABORMedizinHandel Zwickau GmbH (Zwickau)
Carport	Baumarkt
PE-Folie farblos, transparent; 0,2 mm	Baumarkt

2.6.2.2 Betrieb

Die Lysimeteruntersuchungen erfolgten an der Universität Bremen. Die hierfür genutzte Lysimeterstation besteht aus sechs parallel angeordneten rechtwinkligen 1m³-Becken (Abb. 3).



Abbildung 3: Ansicht der überdachten Lysimeterstation im Versuchsbetrieb (Mai 2006); im Hintergrund rechts das umzäunte Abwasserbecken

Mit einer Behältertiefe von ca. 1 m entsprechen sie der von der ATV A 138 [ATV, 2002] geforderten minimalen Sickerstrecke. Die Becken waren aus hochdichtem PE

(HD-PE) mit einer Wandstärke von 10 mm gefertigt. HD-PE weist günstige Materialeigenschaften auf, da es im Gegensatz zu Metalloberflächen keine Spurenelemente freisetzt, welche die Zusammensetzung der Sickerlösung beeinflussen. Die Sorption von Organika an den Kunststoffwandungen war dagegen vernachlässigbar (Wandoberfläche: ca. 4 m²; 1 m³ Sand: 62500 m² [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]).

Die Becken lagerten mit der Rückseite und der Beckensohle dem gewachsenen Untergrund auf. Die zugängliche Vorderfront war ummauert, wobei die Becken durch eine isolierende Polystyrol-Füllung gegen kurzfristige Temperaturschwankungen des umgebenden Freilands geschützt waren.

Jeweils auf Höhe der Beckensohle befanden sich frontseitig Abflussrohre für das Sickerwasser (Ø 22 mm; Länge 1 m; inertes PTFE). Die Abflüsse waren mit angepassten Rohrisolierschalen gegen Vereisung geschützt.

Das drucklos gewonnene Sickerwasser wurde in eingesenkten HD-PE-Kanistern (60 l) aufgefangen und in seinem Volumenaufkommen kontinuierlich gemessen. Bei Bedarf konnten über die Abflüsse Eluatproben für Stoffanalysen entnommen werden. Um die Sickerwasserbilanz quantitativ erfassen zu können, wurde die Station nach oben und zu den Wetterfronten mit lichtdurchlässiger PE-Folie vor unkontrollierten Niederschlagsereignissen geschützt (Abb. 3). Experimentelle Nebeneffekte der Überdachung werden in Kap. 3.2.2 und 4.1.3.1. dargestellt.

2.6.3 Charakteristik der Lysimeter-Substrate

Auf Grund guter Sorptionsleistungen während des vorangegangenen Substrat-screenings (vgl. Kap. 3.1.1) fiel die Substratauswahl auf folgende Bestandteile:

Sand („LB“)

Als Basismaterial für die Lysimeterstudien (LB) wurde ein kantengerundeter Saugersand aus der Wesergrube Achim von der Firma Transportbeton Lüssen GmbH, Bremen, verwendet. Bei einer Körnung von 0 – 2 mm besitzt er ein Porenvolumen von 34% und eine Wasserkapazität von 15,2%. Der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) beträgt $8,5 \times 10^{-4} \text{ m} \times \text{s}^{-1}$ (Abb. 4). Wie für Sedimente zu erwarten, zeigt er eine geringe Ausstattung mit wirksamen Beimischungen (C_{org} : < 0,01M-%; CaCO_3 : < 2 M-%; Fe: 90 mg $\times \text{kg}^{-1}$).

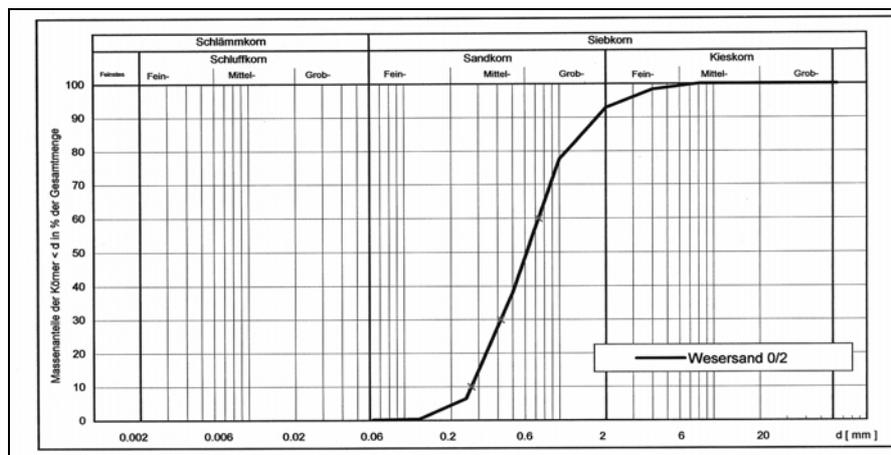


Abbildung 4: Lysimeter-Basissubstrat (LB): Körnungslinie (nach HAZEN und BEYER)

Bims-Lava

Die Bims-Lava ist ein Gemisch aus vulkanischem Eruptivgestein wie Lava, Basalt, Bims und Zeolith. Das Material wird kommerziell für bepflanzte/unbepflanzte

Versickerungsbecken, in Pflanzenkläranlagen sowie im Straßen- und Sportplatzbau eingesetzt. Es ist entmischungssicher zusammengesetzt und dadurch dauerhaft hydraulisch durchlässig. Ein hohes Gesamtporenvolumen bewirkt eine hohe Wasserspeicherkapazität und fördert dadurch Keimung und Wachstum der Vegetation. Zusätzlich begünstigt die raue Kornoberfläche den schnellen Aufbau eines leistungsfähigen Biofilms. Der Anteil an Aluminium und Eisen ist sehr hoch und liegt nach Herstellerangaben bei 13,8% bzw. 8,3%. Es wurde Bims-Lava der Firma Vulkatec („Vulkalit S“ 0 / 4), Kretz, untersucht.

Der Mengenanteil der Bims-Lava in der Filterschicht (10 cm) beträgt 10 Gew.-%.

Silikatkolloid

Silikatkolloid ist ein synthetisches Substrat aus überwiegend wasserlöslichem Na-Silikat (45% SiO₂, 20% P₂O₅). Kommerziell wird es als Bodenverbesserungsmittel im Garten- und Landschaftsbau sowie vereinzelt zur Schwermetallbindung im Strassen- und Wasserbau eingesetzt. Es kann Schwermetalle in Böden durch Bildung unlöslicher Silikate immobilisieren [CRONJÄGER et al., 1993]. Durch eine oberflächenreiche, feinporige Struktur besitzt es sehr hohe Wasserhaltefähigkeit und speichert Nährstoffe [RASP, 1981]. Silikat-Sole bewirken die Bildung einer bodenphysikalisch günstigen, stabilen Krümelstruktur. Diese Mehrfachwirkungen üben einen starken Wachstumsreiz auf Wurzeln aus und erschließen der Vegetation einen größeren Horizont zur Wasser- und Nährstoffversorgung. Dies fördert Anwuchsraten bei Neuanpflanzungen bzw. das Regenerationswachstum auf ungünstigen Standorten. Das Silikatkolloid wird als „Agrosil® LR“ von der Firma Compo, Münster, vertrieben.

Der Mengenanteil des Silikatkolloids in der Filterschicht (10 cm) beträgt 10 Gew.-%.

Für die Oberbodenschicht der Lysimeter wurde der Einsatz eines definierten Anteils an organischer Substanz angestrebt, um die Etablierung von Pflanzen und Mykorrhiza-Pilzen zu unterstützen und um das hohe Adsorptionsvermögen von Huminstoffen zu nutzen. Daher wurde den Substraten eine gütegesicherte Humuskomponente zugemischt.

Fertigkompost

Nach der Definition ist Fertigkompost ein „*hygienisierter, biologisch stabilisierter und fraktionierter Kompost zur Bodenverbesserung und Düngung*“ mit einem Rottegrad von IV-V [Bundesgütegemeinschaft Kompost, 2006]. Der eingesetzte Strukturkompost ist aus 97% pflanzlicher Abfälle aus Garten und Landschaftspflege und 3 % pflanzlicher Abfälle aus Handel und Gewerbe zusammengesetzt und weist eine mittlere Körnung auf. Er wird in Land- und Forstwirtschaft sowie im Gartenbau zur Bodenverbesserung eingesetzt.

Bestimmte Qualitäten von Fertigkomposten können nach Herkunft des Ausgangsmaterials (Landwirtschaft, Straßengrün, ...) Schadstoffe enthalten. Daher werden ihre Schwermetallgehalte (Pb, Cr, Ni, Zn, Cd, Cu, Hg) im Rahmen der Fremdüberwachung regelmäßig überwacht. Da das verwendete Produkt dem RAL-Gütezeichen Kompost, der Düngemittelverordnung, der Bioabfallverordnung (§ 4 Abs. 3/1 und /2) sowie der Bodenschutzverordnung §12 (1) entsprach, wurde es ohne weitere chemische Überwachung eingebaut. Nachträgliche Kompostuntersuchungen wiesen Spurenverunreinigungen von EPA-PAK (5,5 mg x kg⁻¹) und geringe Kontaminationen mit Schwermetallen (12,3 mg Cu²⁺; 15,7 mg Zn²⁺ x kg⁻¹) nach.

Die Bezugsquelle des Strukturkompostes war die Firma Kompostierung Nord GmbH, Bremen. Sein Mengenanteil in der Filterschicht (10 cm) beträgt 3,3 Gew.-%.

2.6.4 Charakteristik der Lysimeter-Bepflanzung und der Mykorrhiza-Pilze

In den vorangegangenen Versuchen wurden zahlreiche Pflanzenspezies auf ihre Eignung für den Einsatz in Pflanzenfiltern getestet. Auswahlkriterien waren insbesondere Schadstofftoleranz gegenüber den eingesetzten Modellschadstoffen, bevorzugtes Wachstum auf nassen bzw. feuchten Standorten (auch unter Berücksichtigung der Zeigerwerte von ELLENBERG et al. [1991] sowie die Fähigkeit zur Ausbildung einer Mykorrhiza mit ausgewählten Pilzsymbionten (vgl. Kap. 3.1.2). Basierend auf den Versuchsergebnissen wurde anschließend eine Auswahl geeigneter Pflanzen für das Freilandexperiment in Lysimetern getroffen. Die ausgewählten Pflanzen sind nachfolgend aufgeführt.

Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea* L.)

Familie: Poaceae (Süßgräser)

Nach Ellenbergs Zeigerwerten hat *Phalaris* die Feuchtezahl 9 und wird als Nässezeiger, mit Schwergewicht auf oft durchnässten (luftarmen) Böden eingestuft. Zudem ist die Art als Überschwemmungszeiger auf mehr oder minder regelmäßig überschwemmten Böden zuhause. *Phalaris* zeigte sich in den Vorversuchen besonders schadstofftolerant. Die Wurzeln ließen sich gut mykorrhizieren. Durch die Ausbildung stolonenartiger Wurzelausläufer besteht die Fähigkeit zur raschen Durchwurzelung des Bodens. Das Rohrglanzgras ist eine lichtliebende, aber auch Halbschatten vertragende Art. Es kann in einer Vegetationsperiode mehrmals geschnitten werden.

Flutterbinse (*Juncus effusus* L.)

Familie: Juncaceae (Binsengewächse)

Mit einer Feuchtezahl von 7 bevorzugt diese Art gut durchfeuchtete, aber nicht zu häufig nasse Standorte. Über ein besonderes Aerenchym fördert *Juncus* den Luftaustausch mit dem Boden. Sehr positiv auf die mikrobielle Aktivität des Bodens wirkt sich diese Eigenschaft vor allem bei Überstauung aus. Sie besitzt ein kurzes, stark verzweigtes Rhizom und verträgt auch nährstoffreiche Böden.

Blut-Weiderich (*Lythrum salicaria* L.)

Familie: Lythraceae (Weiderichgewächse)

Typischer Vertreter wechselfeuchter Standorte (Feuchtezahl 8) mit der Eigenschaft, sowohl nasse als auch 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 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)

Wächst an feuchten, aber auch an nassen Standorten (Feuchtezahl 8). Als Überschwemmungsanzeiger erträgt *Epilobium hirsutum* zeitweise Staunässe. Die Art wächst auch im Halblight. Es ließ sich ein hoher Anteil der Feinwurzeln mykorrhizieren.

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 und HOFMANN, 2002] und erträgt zeitweilig auch Trockenheit. Die ausgebildeten Rhizome verzweigen sich stark im Erdreich. Es entwickeln sich oft Horste mit einer hohen Blattbiomasse.

Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia* L.)

Familie: Typhaceae (Rohrkolbengewächse)

Gilt als Wasserpflanze, nach ELLENBERG zählt sie zu den Wechselwasserzeigern (Feuchtezahl 10) und kann längere Zeiten ohne Wasserbedeckung des Bodens ertragen. Der Rohrkolben sorgt für hohe Sauerstoffeinträge in den Boden.

Schwarzerle (*Alnus glutinosa* L.)

Familie: Betulaceae (Birkengewächse)

Die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), auch Roterle genannt, ist ein Gehölz, das nach ELLENBERG (Feuchtezahl 9) zu den Nässezeigern zählt. Das Schwergewicht ihrer Verbreitung liegt auf oft durchnässten (luftarmen) Böden. Sie gilt auch als Überschwemmungszeiger auf Standorten mit mehr oder minder regelmäßig überschwemmten Böden. Erlen sind durch eine Symbiose mit Rhizobium-Bakterien in der Lage, in morphologisch sichtbaren Wurzelknöllchen Luftstickstoff zu assimilieren. Als einziger Vertreter der Pflanzenauswahl bildet *Alnus glutinosa* auch Symbiosen mit ektotrophen Mykorrhizapilzen.

Tabelle 10: Spektrum ausgewählter Testpflanzen

Art	Deutscher Name	Kurzzeichen	Lebensraum	Besonderheiten
<i>Phalaris arundinacea</i> (monokotyl)	Rohrglanzgras	Pa	Ufer, nasse Wiesen	bildet dichte Bestände stark wechselfeuchte Standorte
<i>Juncus effusus</i> (monokotyl)	Flutterbinse	Je	nasse Wiesen	Aerenchym fördert Gasaustausch mit Boden
<i>Lythrum salicaria</i> (dikotyl)	Blut-Weiderich	Ls	Ufer, nasse Wiesen	Feinwurzeln mit hohem Mykorrhizaanteil
<i>Epilobium hirsutum</i> (dikotyl)	Z. Weidenröschen	Eh	Ufer, nasse Wiesen	Feinwurzeln mit hohem Mykorrhizaanteil
<i>Iris pseudacorus</i> (monokotyl)	Gelbe Schwertlilie	Ip	Röhrichte, Ufer, Gräben	breite ökologische Amplitude, stark wechselfeuchte Standorte
<i>Typha latifolia</i> (monokotyl)	Breitbl. Rohrkolben	Tl	Röhrichte, Ufer, Gräben	hohe Einträge von Sauerstoff in den Boden
<i>Alnus glutinosa</i> (dikotyl)	Schwarzerle	Ag		Assimilation von Luft-N durch Rhizobien-Symbiose

Bei den potenziell geeigneten Mykorrhizapilzen fiel die Auswahl auf VAM ausbildende Arten der Gattung **Glomus** (*G. mossae*, *G. etunicatum*, *G. intraradices* und *G. claroideum* als Sporen in Einheitserde, handelsbezügliches Inokulum) sowie auf einen Vertreter der Basidiomyceten (**Paxillus involutus**, ektotrophe Mykorrhiza), aus eigener Anzucht.

2.6.5 Bepflanzung der Lysimeter

Für die Bepflanzung der Lysimeter wurden handelsübliche Stauden von unserem Projekt-Kooperationspartner „Pflanzenbau Dittrich“ bezogen. Die hohe Pflanzdichte im 0,15-Meter-Raster (Abb. 5 und Abb. 6) ist auf eine rasche und flächendeckende Durchwurzelung des Bodens ausgerichtet, da sich der Versuch über einen relativ kurzen Zeitraum von 9 Monaten erstreckt.

Pa	Ju	Pa	Ju	Pa
Ju	Pa	Ju	Pa	Ju
Pa	Ju	Pa	Ju	Pa
Ls	Eh	Ls	Eh	Ls
Eh	Ls	Eh	Ls	Eh
Ls	Eh	Ls	Eh	Ls
TI	Ip	TI	Ip	TI
Ip	TI	Ip	TI	Ip
TI	Ip	TI	Ip	TI

Abbildung 5: Lysimeteraufsicht als 0,15-Meter-Raster. Je 15 x 15 cm Quadrat wurde eine Pflanze gesetzt. Kurzzeichen der Pflanzen wie in Tab. 11. Zusätzlich wurde jeder Lysimeter gleichmäßig verteilt mit fünf *Alnus glutinosa* (Ag) bestückt.



Abbildung 6: Einheitliche Bepflanzung in den verschiedenen Lysimetervarianten 14 Tage nach dem Setzen. Zonierung: *Typha latifolia* / *Iris pseudacorus* (links), *Lythrum salicaria* / *Epilobium hirsutum* (mitte) und *Phalaris arundinacea* / *Juncus effusus* (rechts). Zusätzlich wurden die Lysimeter jeweils mit 5 *Alnus glutinosa* bestückt.

2.6.6 Untersuchte Filtervarianten

Nach mechanischer Grundreinigung erfolgte von Mitte bis Ende April 2005 (vgl. Kap. 2.6.1) der Einbau unterschiedlicher Kombinationen ausgewählter Substratadditiva in die sechs Lysimeterbecken, die anschließend mit Ausnahme einer unbepflanzten Variante mit Mykorrhizapilzen beimpft und systematisch bepflanzt wurden (zur Auswahl geeigneter Pflanzen und Mykorrhizapilze: Kap. 2.6.4). Verwendet wurden stratifizierte Filtersubstrate, die aus verschiedenen Abfolgen mineralischer, organischer und bioaktiver Zuschlagstoffe bestanden (Kap. 2.6.3).

Zu Beginn der Befüllung wurden alle Lysimeter an ihren Beckensohlen mit einer drainwirksamen, zweilagigen Kiesschüttung versehen. Einer 5 cm mächtigen Schotterschicht (16/32 mm) wurde eine weitere Schicht Kies (8/16 mm) von 5 cm Stärke aufgelagert. Die Kiesschüttung diente der Verhinderung partikulärer Ausschwemmungen und gewährleistete den freien Ablauf des Sickerwassers. Durch die nach oben graduell abnehmende Körngröße wurde ein „Kapillarsprung“ zwischen Drainageschicht und Filtersubstrat gemindert. Auf den Einsatz eines zusätzlichen, filterwirksamen Geotextilvlieses wurde verzichtet, um Sorptionen von Schadstoffen aus dem Sickerwasser an das Kunststoffmaterial auszuschließen. Der Kiesdrainage wurde anschließend der aus Sand bestehende Grundkörper aufgelagert (LB: Hydraulik; Kap. 2.6.3). Der Sandkörper wurde homogen und leicht verdichtet aufgetragen, um die natürliche Sackung des Filtermaterials zu beschleunigen. Jede Substratschicht erfuhr nach dem Einfüllen in die Lysimeter eine horizontale Nivellierung der Oberfläche. Zudem wurde auf die Vermeidung von Randverdichtungen und -spalten geachtet, um eine gleichmäßige Infiltration zu gewährleisten [v. UNOLD, 2002].

Auf den Grundkörper aus Sand folgte entsprechend der unterschiedlichen Varianten der Einbau weiterer Filterschichten. Nach zuvor erfolgter homogener Einmischung der ausgewählten Zuschlagstoffe in das Basis-Substrat (Kap. 2.6.3), wurden diese Substratlagen in Schichtdicken von 10 cm aufgetragen und ebenfalls leicht verdichtet. Das Mischungsverhältnis Additiva / Basissubstrat richtete sich nach den erfolgreich getesteten Mengenanteilen aus den Vorversuchen (mineralische Komponenten: 10 Gew.-%-Anteil, Kompost: 3,3 Gew.-%-Anteil).

Der zur Bepflanzung vorgesehene oberflächennahe Substratkörper (LB / Kompost, Abb. 7) wurde vor dem Einsetzen der Pflanzen gleichmäßig mit 5 Vol.-% Mykorrhiza-Inokulum (Pilzsporen in Einheitserde) beimpft.

Der genaue Aufbau der sechs bewachsenen Lysimetervarianten ist Abb. 7 zu entnehmen.

Nach Substrateinbau, Beimpfung mit Pilz-Inokulum und Bepflanzung (s.o.) ruhte die Lysimeteranlage 10 Wochen, wobei in dieser Zeit regelmäßig bewässert wurde. Dieser Zeitraum diente dem Wurzelwerk der Pflanzen und den Mykorrhizapilzen zur Etablierung im Substratkörper. Außerdem sollten sich Substratstruktur und Bodenchemie stabilisieren, mobile Feinpartikel auswaschen und sich ein hydraulisches Kontinuum ausbilden.

Am Ende dieser Etablierungsphase waren sämtliche Lysimetereluate visuell frei von Schweb- oder Trübstoffen und organoleptisch unauffällig.

Im Anschluss an diese Etablierungsphase erfolgte abschließend der Auftrag einer 5 cm starken, schadstoffhaltigen Sandschicht (Kap. 2.6.7). Da einige der Analyte hohe Dampfdrücke besitzen (vgl. Tab. 4) und bei den hohen Temperaturen mit gasförmigen Verlusten zu rechnen war, wurde die dotierte Substratschicht noch mit unkontaminiertem Sand (1 cm) als Diffusionsbarriere überschichtet.

Mit der unmittelbar anschließenden Bewässerung konnten die Versickerungsexperimente begonnen werden (Kap. 2.6.1).

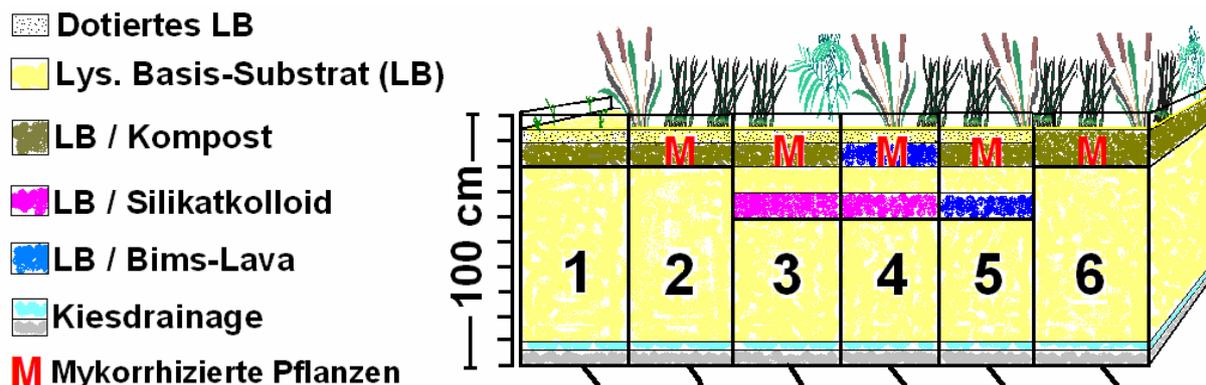


Abbildung 7: Lysimetervarianten 1 – 6 (Var. 1: un bepflanzter Sandfilter = Referenz; M: Lokalisierung der mykorrhizierten Substratschicht)

Variante 1

Einfacher Versickerungskörper ohne Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum; schadstoffdotiert (LB + LB / Kompost): „Stand der Technik“

Variante 2

Einfacher Versickerungskörper mit Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum; schadstoffdotiert (LB + LB / Kompost / Myk-Inokulum)

Variante 3

Versickerungskörper mit Silikatkolloidschicht, Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum, schadstoffdotiert (LB + LB / Kompost / Myk-Inokulum + LB / Silikatkolloid)

Variante 4

Versickerungskörper mit Bims-Lava Silikatkolloidschicht, Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum; schadstoffdotiert (LB + LB / Bims-Lava / Myk-Inokulum + LB / Silikatkolloid)

Variante 5

Versickerungskörper mit Bims-Lava, Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum; schadstoffdotiert (LB + LB / Kompost / Myk-Inokulum + LB / Bims-Lava)

Variante 6

Einfacher Versickerungskörper mit Vegetation und Mykorrhiza-Inokulum als Kontrollvariante, ohne Schadstoffe (LB + LB / Kompost / Myk-Inokulum)

2.6.7 Schadstoffdotierung

Das Schadstoffspektrum für die Lysimeterstudien entsprach dem der Voruntersuchungen, jedoch empfahl es sich aus den vorhergehenden Pflanzenuntersuchungen, die bisherige 10-Jahres Konzentration zu halbieren (vgl. Kap. 3.1.2). Daher wurde eine abweichende Dotierung gewählt, deren Zusammensetzung auf einer nach Literaturdaten errechneten, hypothetischen Durchschnittsfracht beruht („worst case“: höchste Literaturkonzentration; Anschlussverhältnis $A_{red} : A_s$ 10:1; 5-Jahresfracht). Um die errechneten Gehalte geräteanalytisch sicher nachweisen zu können, wurden für die Dotierung Sicherheitsfaktoren vorgesehen (Tab. 11).

Tabelle 11: Dotierung der Lysimeter (Organika in Pentan / Aceton; Schwermetalle: 5 Teilportionen)

Substanz	Ø (gerundet)	Niederschlagsmenge (750 l / a) (= 560 l / 9 Mon / m ²)	A _{red} : A _s 10 : 1	Jahre 5	Faktor (Analytik)	Dotierung gerundet
	[µg x l ⁻¹]	[µg / 9 Mon. / m ²]	[g x m ⁻²]	[g x m ⁻²]		[g x m ⁻²]
Cu	100	56000	0,56	2,8	x 5	15
Zn	580	324800	3,25	16,25	x 5	80
PAK (Σ EPA)	5	2800	0,03	0,15	x 5	1 (Acen.; Phen.)
MKW (aliphat.)	5	2800	0,03	0,15	x 50	10 (C ₁₂ , C ₁₅ , C ₂₀)
MKW (cycl.)	5	2800	0,03	0,15	x 50	10 (Cyc.hex; Tol.)
MfBE (Regelfall)	0,5	280	0,003	0,015	x 5	0,1
2,4-D (Pestizid allg.)	0,5	280	0,003	0,015	x 5	0,1

Am 18.07.2005 erfolgte die einmalige Dotierung der Lysimeter durch Auftrag einer 5 cm starken schadstoffhaltigen Sandschicht, der ein Bromid-Tracer beigemischt war ($\approx 2 \text{ mol Br}^- \times \text{m}^{-2}$). Die Applikation erfolgte unmittelbar vor Beginn der ersten Berechnung, um mögliche Substanzverluste durch Ausgasung, mikrobiellen Abbau o.ä. weitestgehend zu minimieren. An diesem Tag betrug die Lufttemperatur etwa 25°C und es war schwachwindig.

Zur Vorbereitung dieser trägergebundenen Dotierung wurden je Lysimeter die organischen Schadstoffe (aliphatische und cyclische MKW, PAK, 2,4-D, MfBE) in 1 l Pentan/Aceton (9+1, v/v) gelöst (Der Volumenzusatz des polaren Acetons führt durch verbesserte Benetzbarkeit der Bodenpartikel zu drastisch höheren Wiederfindungsraten der leichtflüchtigen Substanzen Cyclohexan, Toluol und MfBE).

Dieses synthetische Schadstoffgemisch wurde in einem gereinigten Betonmischer (125 l) portionsweise in 75 kg lufttrockenen, Br⁻haltigen Sand eingemischt und unmittelbar anschließend gleichmäßig zwischen dem Bewuchs auf die bisherigen Lysimeteroberflächen aufgetragen.

Da eine feststoffgebundene Dotierung der hydrophilen Schwermetalle in der vorgesehenen Fracht zum Start der Experimente durch die Bewässerung irreversible Schädigungen der Vegetation und ein unrealistisches „first flush“-Phänomen verursachen könnte, wurden die Gesamtfrachten Cu²⁺ und Zn²⁺ zu Beginn in Teilportionen (CuSO₄ x 5 H₂O: 5 x 7,55 g; ZnCl₂: 5 x 33,3g) mit der Bewässerung appliziert.

Unmittelbar nach Abschluss der Dotierungsarbeiten begannen mit der ersten Bewässerung (30 l) die Versickerungsexperimente. Durch eine vollständige Wassersättigung der Lysimeter vor Auftrag der Dotierung waren die hydraulischen Kontinua zwischen den unterschiedlichen Wasserkörpern (unbelastet – belastet) gewährleistet.

Da dem schadstoffhaltigen Sand wasserlösliches Kaliumbromid als konservativer Tracer beigemischt war, welches keinerlei Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix eingeht, konnte durch den Nachweis dieser hydrologischen Markierung die einsetzende Verdrängung des unbelasteten Wasserkörpers durch schadstoffhaltiges Sickerwasser exakt erfasst werden (s. Abb. 8).

2.6.8 Lysimeterbewässerung

Retentions-Bodenfilter werden auf eine zulässige hydraulische Filterbelastung (sog. „Stapelhöhe“) bemessen. Bei Trennsystemen sind dabei 40 m x a⁻¹, bei Mischsystemen 30 m x a⁻¹ einzuhalten [BRUNNER, 1996]. Auf Grund der technischen und personellen Kapazitäten wurde für alle Lysimeter eine identische,

deutlich geringere Beschickung von $562,5 \text{ mm} \times 9 \text{ Mon.}^{-1}$ ($= 750 \text{ mm} \times \text{a}^{-1}$) festgelegt. Diese Deposition liegt gering über dem langjährigen Mittel der Klimastation Flughafen Bremen ($696 \text{ mm} \times \text{a}^{-1}$) [SBUV, 2005].

Bei einem „worst case“-Anschlussverhältnis $A_{\text{red}} : A_{\text{s}}$ von 10:1 versickern die Lysimeter im Untersuchungszeitraum maximal $5,6 \text{ m}^3$, was gemessenen Beschickungshöhen von etwa $2 - 19 \text{ m}^3 \times \text{m}^{-2} \times \text{a}^{-1}$ entspricht [NADLER und MEIßNER, 2001]. Ähnlich wird für einen Bodenfilter eine durchschnittliche hydraulische Belastung von $46 \text{ l} \times \text{m}^{-2} \times \text{d}^{-1}$ zitiert, was eine jährlichen Stapelhöhe von $18,3 \text{ m}^3 \times \text{m}^{-2}$ ergibt [FITSCHEN, 2000].

Die Beschickung der Lysimeter erfolgte mit Leitungswasser des Biogartens (pH 7,8; Gesamthärte $5,8 \text{ }^\circ\text{dH}$; Redoxspannung: 300 mV). Da ein Teil der Experimente in der Frostperiode lief, wurde auf Installation eines oberirdischen automatischen Bewässerungssystems verzichtet. Die volumengenauen und primär auf die zentrale Filteroberfläche begrenzten Beschickungen (zur Vermeidung schnell drainenden Wandabflusses) erfolgten manuell mittels kalibrierter Gießgefäße aus Kunststoff. Bei diesem Verfahren wurden die Substrate vertikal durchströmt.

Da unmittelbar nach Beregnung mit der einsetzenden Elution mobiler Analyte zu rechnen war (vgl. Kap. 2.6.7), erfolgte der Austausch des ersten Porenvolumens (350 l) behutsam über eine zweiwöchige Periode in täglichen Teilvolumina ($5 \times 30 \text{ l}$, anschl. $5 \times 40 \text{ l}$; $\Sigma = 350 \text{ l}$).

Im Anschluss an diese Startphase folgten bis Ende 2005 regelmäßige Beschickungen (dreimal wöchentlich 40 l / Lysimeter). Beaufschlagt wurde größtenteils vormittags vor der maximalen Tagestranspiration der Vegetation. Zur naturnahen Gestaltung der künstlichen Regenspende wurden diese nicht als Blockberegnung gegeben, sondern in vier kleineren (10 l), zeitlich getrennten Gaben. Ab Januar bis Mitte April 2006 wurden die separaten Bewässerungsereignisse auf 50 l erhöht, um die angestrebte Niederschlagsmenge zu erzielen.

Nach Ende der neunmonatigen intensiven Versickerungsphase ab Mitte April 2006 wurde die Bewässerung eingeschränkt weitergeführt, um weiterhin das Wachstum der Pflanzen und Mykorrhiza-Pilze zu ermöglichen, die Reaktion der Vegetation auf trockenere Bedingungen zu testen und um ergänzende Informationen zur Evapotranspiration zu erhalten.

2.6.8.1 Starkregensimulationen und Trockenphasen

Bei erhöhten Stofffrachten nach Starkregenereignissen kann die Reinigungsleistung durch Erschöpfen der Sorptionskapazität gegebenenfalls sinken. Zusätzlich fließt bei großen Beschickungshöhen prozentual ein größerer Anteil des Zulaufs ab, während bei kleineren Ereignissen ein größerer Anteil auf die Verdrängung von (nicht kontaminiertem) Porenwasser zurückzuführen ist und parallel die Kontaktzeit für gelöste Inhaltsstoffe deutlich erhöht ist [KASTING et al., 2003].

Zur Untersuchung solcher hydraulischen Stresssituationen und um die Infiltrationsleistung ($\text{l} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$) abschätzen zu können, wurden zusätzlich drei Starkregenereignisse (Blockberegnung: $300 \text{ l} \times 20 \text{ min.}^{-1}$) während der Vegetationsperiode (Mitte August), bei einsetzender Frostperiode (Ende November) und am Ende der regelmäßigen Bewässerung (Mitte April 2006) simuliert.

Da die Vegetation der Bodenfilter auch längere Phasen ohne Wasserzufuhr unbeschadet überstehen muss, wurden zusätzlich zwei zweiwöchige Trockenphasen simuliert.

2.6.8.2 Einfluss der Beschickungshöhe

Um Wirkungen der Beschickungsweise zu erfassen, wurden Ende März 2006 (Winterbetrieb, geringe Evapotranspiration) zwei einwöchige Experimente mit identischen Volumina (v_0 : 150 l) aber unterschiedlichen Portionierungen durchgeführt („portionierte Beregnung“ 6 x 25 l vs. „Blockberegnung“ 3 x 50 l).

2.6.9 Messbetrieb

2.6.9.1 Eluatproben

Die Filterleistung wurde über die Sickerwasser- und Stoffbilanz quantifiziert. Dazu wurden regelmäßige Volumenbestimmungen der Zu- und Abflüsse ($n = 115$) sowie punktuelle Beprobungen der Eluate ($n = 20$) vorgenommen.

Der rasche Nachweis des Br^- -Tracers bereits 24 Stunden nach der ersten Beregnung (Abb. 8) signalisierte den Starttermin einer kontinuierliche Eluat-Beprobung (erste Beprobung: 19.07.), da ab diesem Zeitpunkt auch mit der Präsenz hydrophiler „first flush“ Analyte (u.a. MfBE , 2,4-D, Schwermetalle) zu rechnen war.

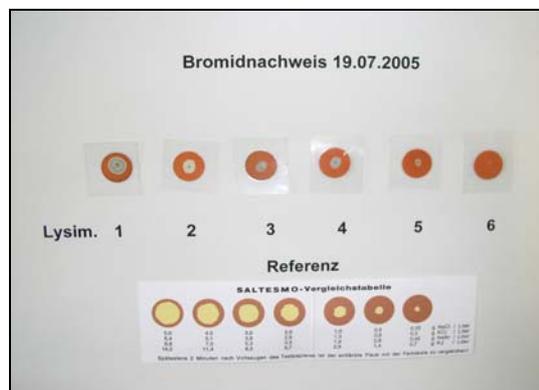


Abbildung 8: Positiver Nachweis des Bromid-Tracers nach einem Tag Beregnung (Nachweisgrenze: $0,45 \text{ g} \times \text{l}^{-1} \text{Br}^-$, Lys. 6: Kontrolle)

In den folgenden zwei Wochen (Austausch der Wasserkörper, vgl. Kap. 2.6.8) war das Beprobungsintervall eng, um das Verhalten hydrophiler Analyte verfolgen zu können. Anschließend wurde das zeitliche Raster erweitert und ereignisorientierter, um den Analyseaufwand vertretbar zu halten.

Die routinemässige Probenahme erfolgte etwa eine halbe Stunde nach Beregnung (= durchschnittliche Dauer der Durchsickerung des Lysimeters) aus dem einsetzenden Sickerwasseraustritt im PTFE-Ablauf. Ein 1 Liter Aliquot des aktuellen Eluats wurde in gereinigten Braunglasflaschen aufgefangen und unmittelbar der spezifischen Probenaufarbeitung zugeführt.

Die Eluatproben wurden gekühlt aufbewahrt, jedoch nicht filtriert oder chemisch konserviert. Für Entnahme, Aufbewahrung und Analytik wurde ausschließlich fabrikneues oder mittels Chromschwefelsäure gereinigtes Glasgerät verwendet.

2.6.9.2 Bodenproben

Um über das Verhalten einzelner Analyte in den bewachsenen Bodenfiltern Aufschluss zu erhalten, wurden neben den Eluaten dreimal die Substrate beprobt. Während des regulären Lysimeterbetriebes konnte die Beprobung nur minimalinvasiv erfolgen, um die etablierte Filterhydraulik nicht durch Ausbildung bevorzugter Sickerbahnen zu verändern. Es wurden jeweils Mischproben mit 4 Parallelen (ca. 150 g FG) entnommen.

Probe t_0 : zu Beginn der Experimente wurde aus der frisch aufgetragenen Dotierungsschicht des Lys. 5 ein repräsentatives Aliquot der Eingangsfracht entnommen.

Probe t_3 : am 24.10.'05 wurden nach drei Betriebsmonaten zwei oberflächennahe Schichten der Lys. 1, 4 und 6 beprobt (1 – 5 cm = ehem. Dotierung; 10 – 20 cm), um eine Tiefenmigration der Chemikalien orientierend charakterisieren zu können.

Probe t_{End} : am 29.05.'06 (Lys. 1 – 3) und 15.06.'06 (Lys. 4 – 6) eine abschließende, tiefengestaffelte Profilbeprobung mittels Pürckhauer-Bohrstock (Rille: 2 cm). Die Probenentnahme erfolgte an der Flächenperipherie, die zentrale Fläche wurde nicht beprobt. Die Beprobung der Fläche erfolgte mit 4 Parallelen (mit je 4 Einstichen), die Tiefenbeprobung erfolgte als oberflächennaher Schürf der ehem. Dotierungsschicht (1 – 5 cm) und mit dem Bohrstock aus den Schichten 20 – 40 cm (incl. reaktive Filterschichten und Rhizosphäre), 40 – 60 cm und 60 – 80 cm (direkt über die Drainage).

Für die Analytik leichtflüchtiger MKW wurde direkt aus den frisch entnommenen Proben ein Aliquot abgenommen. Das weitere Untersuchungsmaterial wurde bis zur weiteren Aufarbeitung luftdicht in Aluminiumfolie eingeschlagen kühl (4°C) gelagert.

2.6.9.3 Untersuchungen Pflanzenproben und Mykorrhiza

2.6.9.3.1 Ermittlung der Schwermetallgehalte

Untersuchungen zur Aufnahme von Zn^{2+} und Cu^{2+} durch die Lysimetervegetation aus dem Boden beschränkten sich hauptsächlich auf oberirdische Pflanzenteile. Wurzelproben wurden lediglich vereinzelt und stichprobenartig nach Abschluss des Lysimeterversuches entnommen (Tab. 36). Bei der oberirdischen Beprobung wurden im Oktober 2005 und im Juni 2006 je drei Exemplare der Pflanzenspezies *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria* und *Iris pseudacorus* von den Lysimetern 2, 4 und 6 geerntet.

2.6.9.3.2 Ermittlung der PAK-Gehalte

Für die Ermittlung der Acenaphthen- und Phenanthrengehalte in den Geweben der Lysimeterpflanzen wurden von den Lysimetern 2, 4 und 6 jeweils zwei Individuen der Spezies *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus* und *Lythrum salicaria* beprobt. Die Beprobung beschränkte sich ausschließlich auf Sprosssteile und wurde 10 Tage nach Schadstoffdotierung der Böden durchgeführt.

2.6.9.3.3 Ermittlung der Wuchleistung

Der Entwicklungs- und Vitalitätszustand der oberirdischen Pflanzenteile wurde fortlaufend visuell charakterisiert. Insbesondere Längenwachstum bzw. Wuchshöhe sowie schadstoffbedingte morphologische Veränderungen an Blättern und Sprossen wurden erfasst. Beobachtungen zur Wurzelbildung und Wurzelwachstum konnten erst nach Ende der Lysimeterstudien einbezogen werden, um die Bodenstruktur in den jeweiligen Lysimetern während der Experimentierphase nicht zu stören. Entsprechendes gilt für die Entwicklung der Mykorrhiza in den Lysimetern.

2.6.9.3.4 Ermittlung der Biomassen

Im Juli 2006 wurde die oberirdische Biomasse der Lysimeterbepflanzung von der zurückliegenden Vegetationsperiode bestimmt (Tab. 40). 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 aus dem Lysimeterssubstrat erfassbar war.

2.6.9.3.5 Ermittlung der Mykorrhizierungsgrade

Zur Bestimmung der Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln der Lysimeterpflanzen wurden von den insgesamt 6 Lysimetervarianten die Versuchsvarianten 2, 4 und 6 in die Untersuchungen einbezogen. Das untersuchte Artenspektrum umfasst die Pflanzenspezies *Phalaris arundinacea*, *Juncus effusus*, *Lythrum salicaria* und *Iris pseudacorus*. Von jeder beprobten Pflanze wurden 10 Wurzelsegmente von 3 bis 5 Zentimeter Länge geerntet und ausgewertet, wobei die Pflanzen zuvor vorsichtig mit möglichst unversehrtem Wurzelwerk dem Lysimeterssubstrat entnommen wurden. Nach Anfärbung der Mykorrhizapilzhyphen (abgewandelt nach VIERHEILIG et al. [1998]) in den geernteten Wurzelsegmenten mit handelsüblicher Tinte (Pilzhyphen werden so sichtbar gemacht) erfolgte lichtmikroskopisch die Abschätzung der Mykorrhizierungsgrade. Um die Abschätzung der Mykorrhizierungsgrade zu erleichtern erfolgte eine Einteilung in sieben Besiedelungsklassen (keine Mykorrhiza, $\leq 5\%$, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%, 100%). Maßgeblich für die Einstufung in die entsprechende Mykorrhizierungsklasse war der von Pilzhyphen besiedelte Anteil im untersuchten Wurzelsegment.

2.7 Ergänzende Laborversuche zu den Lysimeteruntersuchungen

2.7.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736

2.7.1.1 Streusalz-Kolmation

Um das Kolmationsrisiko der in den Lysimetern eingesetzten Filteradditiva (Silikat-kolloid, Bims-Lava, Kompost) unter Streusalzeinwirkung zu ermitteln, wurde mit Säulenversuchen in Anlehnung an DIN V 19736 [NAW, 1998] (Kap. 2.5.1) eine zehntägige Perkolation mit einer Konzentration von $0,5 \text{ g} \times \text{l}^{-1} \text{ Cl}^{-1}$ durchgeführt.

Eine sinkende Substratdurchlässigkeit ist bei diesem Versuchsansatz in einer Abnahme des täglichen Eluatvolumens bei konstanter Pumpenleistung erkennbar.

2.7.1.2 Säulenversuche zur Ermittlung des erforderlichen Silikat-kolloid-zuschlags

Die zur Schwermetallimmobilisierung erforderliche Silikat-kolloidbeimischung wurde mit 4-tägigen Substratperkolationen in Anlehnung an DIN V 19736 [NAW, 1998] (Kap. 2.5.1) ermittelt. Der minimale Silikat-kolloidanteil zum effektiven Rückhalt von Cu^{2+} und Zn^{2+} (Eingangskonzentration: vgl. Tab. 13) wurde durch experimentelle Absenkung des Silikat-kolloidanteils im Basis-Substrat (Gew.-%: 10 – 5 – 2,5 – 1 – 0 = Basis-Substrat) ermittelt.

2.7.2 Laborversuche zur Schwermetallaufnahme durch mykorrhizierte Pflanzen

Unter semisterilen Bedingungen wurden Pflanzen der Art *Lythrum salicaria* aus Samen angezogen, die nicht mykorrhiziert waren (Temp. 21°C, Substrat: autoklavierter / gedämpfter Sand, anteilig mit Kompost versetzt). Um den Einfluss der Mykorrhiza beim Aufnahmeverhalten von Zink und Kupfer zu untersuchen, wurde nachfolgend nur ein Teil der gezogenen Pflanzen gezielt mit handelsüblichem Mykorrhiza-Inokulat beimpft und nach den in Tab. 12 dargestellten Versuchsansätzen untersucht.

Für die Auswertung wurden von allen Ansätzen jeweils fünf Parallelen im Abstand von 3 und 6 Wochen nach Schadstoffdotierung geerntet.

Tabelle 12: Versuchsansätze zum Mykorrhiza-Effekt bei der Schadstoffaufnahme durch *Lythrum salicaria*

Ansatz	Mykorrhiza	Dotierung (Tab. 13)
1	-	vollständig
2	+	vollständig
3	-	nur Cu ²⁺ / Zn ²⁺
4	+	nur Cu ²⁺ / Zn ²⁺
5	+	-

3. Ergebnisse

3.1 Substrat- und Pflanzenscreening

3.1.1 Substratscreening in Anlehnung an DIN V 19736

Zur Ermittlung stark sorbierender Filtermaterialien wurden neun kommerzielle Substratadditiva (Fluß-Sand 0 - 2 mm, Kompost, Eisenhydroxid, Ton, Vermiculit, Zeolith, Recycling-Beton, Bims-Lava, Silikatkolloid) mit einer Versuchsanlage in Anlehnung an DIN V 19736 untersucht (Abb. 9; vgl. HOLTHUIS et al. [2005]).

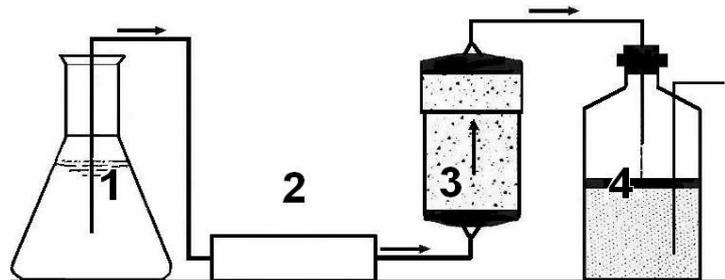


Abbildung 9: Aufbau der Säulenversuche (schematisiert; 1: Vorratsgefäß [Aqua deion.], 2: Mehrkanal-Peristaltikpumpe, 3: Säule mit dotiertem Test-Substrat, 4: Säuleneluat)

Mit diesem Verfahren wurde die Stoffrückhaltung gegenüber einem simulierten Straßenabfluss (10-Jahresfracht; Tab. 13) untersucht.

Tabelle 13: Modellschadstoffe und Dotierungen der Screeningversuche („10-Jahresfracht“; Pflanzenscreening zusätzlich mit halbiertes Dotierung = „5-Jahresfracht“).

Stoffgruppe	Modellsubstanzen	Dotierung (mg x kg ⁻¹)
MKW-Aliphaten	Dodecan, Pentadecan, Eicosan	100
MKW-Monoaromaten	Toluol, Cyclohexan	100
PAK	Acenaphthen, Phenanthren	10
Schwermetalle	Zn ²⁺ / Cu ²⁺	300 / 100
Kraftstoffadditiv	MfBE	1
Pestizid	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	1

Tab. 14 bilanziert die prozentualen Wiederfindungen der Eingangskonzentration t_0 für die unterschiedlichen Behandlungsvarianten im Eluat des ersten Versuchstages (hydrophobe Substanzen: Tag 2).

Allgemein korrelierte die Stoffelution aus den DIN-Säulen mit der Wasserlöslichkeit der Analyte (Tab. 4). So waren die extrem hydrophoben Aliphaten kaum nachweisbar, hydrophile Organika eluierten z.T. vollständig. Dagegen wurde die Stoffelution bei intermediären Wasserlöslichkeiten (Acenaphthen, Phenanthren, Toluol) oder bei Schwermetallen z.T. deutlich von den eingesetzten Additiva beeinflusst.

Tendenziell zeigten alle getesteten Zuschlagstoffe gegenüber hydrophoben Schadstoffen gute Reinigungsleistungen. Wasserlösliche Substanzen wurden nur von den Additiva Bims-Lava, Kompost sowie Silikatkolloid wirksam zurückgehalten.

Neben der Prüfung auf das Stoffbindungspotenzial konnte mit diesen Säulenversuchen auch die Bedeutung des mikrobiellen Schadstoffabbaus von Organika nachgewiesen werden [DOBNER et al., 2005].

Die Ergebnisse der Substratoptimierung weisen darauf hin, dass eine Kombination aus Basis-Substrat / Silikatkolloid / Kompost / Bims-Lava die höchste Stoffbindungskapazität für das untersuchte Substanzspektrum aufweisen dürfte, den hydraulischen Anforderungen entspricht und als Lebensraum für Pflanzen und Mikroorganismen geeignet ist.

Trotz generell effizienter Schadstoffrückhaltung ist pulverisiertes $\text{Fe}(\text{OH})_3$ aus Gründen der Substratstabilität für einen Einsatz in Versickerungsanlagen ungeeignet. UHLMANN [1988] weist darauf hin, dass es unter reduzierenden Bedingungen, wie sie bei längerem Filtereinstau entstehen, zu einer Mobilisierung von wasserlöslichen Eisenoxiden kommt, die aus dem Filter ausgetragen werden. Gleichzeitig besteht die Gefahr einer inneren Kolmation durch wasserlösliche Eisenpartikel, was sich in den Säulenexperimenten durch ein Absinken der Eluatvolumina aufgrund verstopfter Poren manifestierte. Durch Reaktion mit Luftsauerstoff können reduzierte Eisenverbindungen als Ockerschläm (Fe(III)-Oxide) ausfallen. Nach Trocknung führt dies zu Verkrustungen und Rissbildung, die in der Praxis die Filterleistung durch Makroporenbildung senken.

Tabelle 14: Zusammenfassung des Substratscreenings in Anlehnung an DIN V 19736: Einfluss der untersuchten Filtersubstrate auf die Schadstoffelution (Angaben in %Wiederfindung der Filteranfahngsfracht c_0 ; hydrophile Substanzen nach 1 Tag Elution = t_1 ; hydrophobe Substanzen nach 2 Tagen = t_2)

Substanz ($g \times l^{-1} H_2O$)	"Hydrophob" (Elution: t_2)						"Hydrophil" (Elution: t_1)				
	C_{12}	C_{15}	C_{20}	Cycl.hex.	Phen.	Acen.	Tol.	2,4-D	MfBE	Cu^{2+}	Zn^{2+}
$9,8 \times 10^{-5}$	$9,8 \times 10^{-5}$	$9,8 \times 10^{-5}$	$9,8 \times 10^{-5}$	$5,5 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,47 \times 10^{-3}$	$5,2 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-1}$	50	317 *	4320 **
Versuch											
BS / O ₂ -haltig	0	< 0,01	< 0,01	6	10	6	11	100	58	43	54
BS / O ₂ -arm	0	< 0,01	< 0,01	2	17	13	9	61	74	84	100
Zeolith	0	< 0,01	< 0,01	7	10	5	14	100	100	20	16
Bruch-Beton	0	< 0,01	< 0,01	7	12	28	9	81	100	22	12
Vermiculit	0	< 0,01	0	3	16	13	12	100	100	4	37
Bims-Lava	0	< 0,01	< 0,01	3	13	8	8	59	68	31	7
Fe(OH) ₃	0	< 0,01	0	0,1	0,3	0,3	0,4 (t_4)	100	39	2	2
Muschelkalkton	0	< 0,01	< 0,01	8	6	37	12	100	100	2	2
Kompost 1,7%	0	< 0,01	< 0,01	2	2	23	7	100	80	4	25
Kompost 3,3%	0	< 0,01	< 0,01	3	2 (t_3)	10 (t_3)	1	63	51	6	7
Silikatkolloid	0	< 0,01	< 0,01	3	12	15	11	67	100	0	0

* $Cu(II)SO_4 \times 5 H_2O$

** $ZnCl_2$

3.1.2 Pflanzenscreening

Die Ergebnisse erfordern eine differenzierte Bewertung des toxischen Wirkungspotenzials der Schadstoffe auf die getesteten Pflanzen. Beobachtete Schädwirkungen waren von Art zu Art unterschiedlich stark in ihrer Ausprägung. Zahlreiche Pflanzenspezies besaßen ein gutes Anpassungs- und Regenerationsvermögen und zeigten bei erfolgter Schädwirkung bereits nach kurzer Zeit Erholungstendenzen. Nach Schadstoffdotierung unter „worst case“ Bedingungen (errechnete 10-Jahres-Schadstofffracht, Variante 3) waren Wachstum und Wasserverbrauch allgemein erheblich reduziert. Beispielhaft ist der Wasserverbrauch für *Phalaris arundinacea* in Abb. 10 dargestellt. Morphologische Schädbilder an Blättern und Sprossen zeigten sich durch das Auftreten von Kümmerwuchs, Verfärbungen oder Nekrosen (Abb. 11 - 14). Wurde die Schadstoffzugabe halbiert (Variante 2), blieben die Pflanzen insgesamt in einem guten Vitalitätszustand. Morphologische Schäden an Pflanzenorganen traten in der Regel nur noch sporadisch in Erscheinung. Auch der Wasserverbrauch war weniger herabgesetzt. Gegenüber wechselnden Zuständen von Feucht- und Trockenphasen erwiesen sich alle Arten des untersuchten Pflanzenspektrums als unempfindlich.

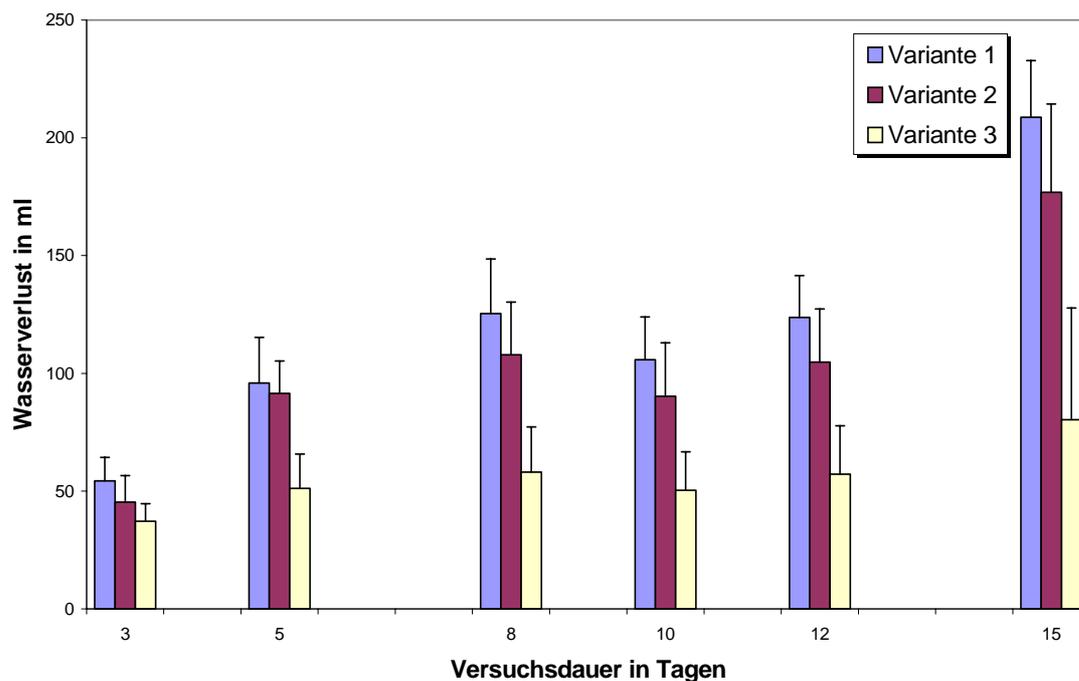


Abbildung 10: Wasserverlust bei *Phalaris arundinacea* in den jeweiligen Versuchsvarianten nach erfolgter Schadstoffdotierung; Variante 1: unbelastete Kontrolle, Variante 2: halbe „worst-case“ Dotierung, Variante 3: „worst-case“ Dotierung (vgl. Tab. 13).



Abbildung 11: *Phalaris arundinacea* nach 14 Tagen Schadstoffapplikation, von rechts nach links Variante 1 bis Variante 3. Geringeres Wachstum zeigt die hochdotierte Variante 3.

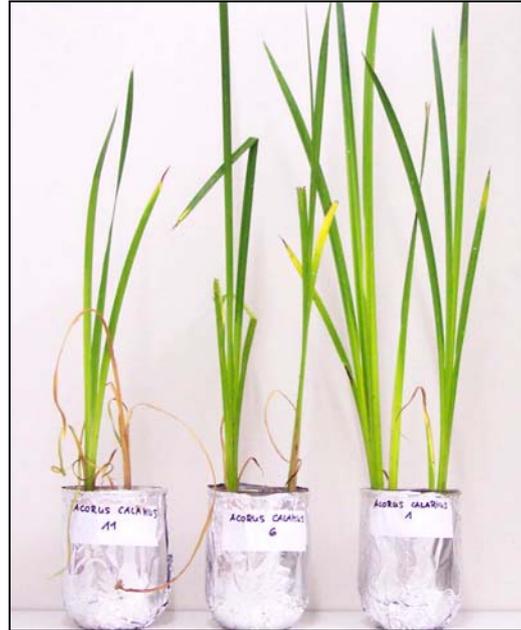


Abbildung 12: *Acorus calamus* nach 14 Tagen Schadstoffapplikation, von rechts nach links Variante 1 bis Variante 3. Variante 3 mit nur geringen Wachstumseinbußen.



Abbildung 13: *Salix alba* nach 14 Tagen Schadstoffapplikation, von rechts nach links Variante 1 bis Variante 3. Die hochdotierte Variante 3 zeigte starke Schäden.



Abbildung 14: *Salix alba*; bereits 8 Tage nach Schadstoffdotierung waren zahlreiche Blätter vertrocknet.

Auswahl geeigneter Mykorrhizapilze

In Tab. 15 sind die vorgefundenen Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln der untersuchten Pflanzen dargestellt. Bezüglich ihrer Schadstoffempfindlichkeit können die getesteten Pilzspezies Schadstoffmengen entsprechend der errechneten 5-Jahresfracht gut tolerieren. Dafür spricht, dass ein Rückgang bei der Mykorrhizaausbildung gegenüber den schadstofffreien Kontrollansätzen nicht beobachtet werden konnte. Am stärksten wurden *Lythrum salicaria*, *Epilobium hirsutum* und *Eupatorium cannabinum* von den Pilzen besiedelt. Anders verhielt es sich in den Varianten, denen die Schadstoffmenge einer 10-Jahresfracht dotiert wurden. Mykorrhizierte Wurzeln waren nur noch sporadisch zu finden. Bei allen getesteten Pflanzenspezies blieb der Mykorrhizierungsgrad in den Wurzeln weit unter 5% und damit sehr niedrig.

Tabelle 15: Pflanzen mit Mykorrhizierungsgraden in den Varianten 1 und 2.

Pflanzenspezies	Mykorrhizierungsgrad (Varianten 1 und 2)
<i>Lythrum salicaria</i>	bis 90%
<i>Epilobium hirsutum</i> , <i>Eupatorium cannabinum</i>	bis 80%
<i>Iris pseudacorus</i> , <i>Phragmites australis</i>	bis 10%
<i>Acorus calamus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Phalaris arundi.</i> , <i>Typha latifolia</i>	bis 5%
<i>Juncus effusus</i> , <i>Salix alba</i> , <i>Salix viminalis</i> , <i>Typha angusti.</i>	nicht mykorrhiziert

Aus den Dotierungsexperimenten lassen sich zwei wesentliche Grundzüge ableiten. Zum einen können sowohl die Pflanzen als auch die Mykorrhizapilze Schadstoffdotierungen, die einer 5-Jahresfracht entsprechen, gut verkraften und tolerieren. Zum anderen übersteigt die Dotierung einer 10-Jahresfracht das Toleranzpotenzial der getesteten Organismen. So waren unter diesen Bedingungen morphologische Schäden an den Testpflanzen oft erheblich ausgeprägt bzw. Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln als Maß für die Vitalität der Pilze niedrig. Neben Schadstofftoleranz und Mykorrhizierungspotenzial wurden auch morphologische Besonderheiten als Auswahlkriterien für die weiterführenden Experimente berücksichtigt. Hierzu zählten vor allem ein gutes Wurzelwachstum bzw. die Neigung zur Rhizombildung.

In der nachfolgenden Tab. 16 ist die Pflanzenauswahl mit den Entscheidungskriterien für die Freilanduntersuchungen aufgeführt.

Tabelle 16: Ausgewählte Pflanzen für die Lysimeteruntersuchungen

<i>Lythrum salicaria</i> , <i>Epilobium hirsutum</i>	gute Mykorrhizierung, gutes Wurzelwachstum
<i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Typha latifolia</i>	schadstofftolerant, gutes Wurzelwachstum, z. T. ausgeprägte Rhizombildung
<i>Alnus glutinosa</i>	Gehölz, wurzelt tief

3.2 Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen

3.2.1 Aufnahme meteorologischer Daten 2005 / 2006

Bremen liegt in der norddeutschen Tiefebene im Urstromtal der Weser, etwa 90 km von der Nordsee entfernt. Das Klima ist infolgedessen stark atlantisch geprägt, was sich besonders in relativ milden Wintertemperaturen auswirkt. Daher liegt das langjährige Jahresmittel der Lufttemperatur bei 8,8 °C, die mittlere jährliche Niederschlagsmenge bei 698 l x m⁻².

Als meteorologische Referenz für die Lysimeterstudien dienen die Aufzeichnungen der täglichen Temperaturmaxima und der Niederschlagsmengen am Flughafen Bremen (etwa 8 km westlich der Versuchsanlage).

Zusätzlich zu diesen regionalen Daten wurde das aktuelle Mikroklima am Lysimeterstandort protokolliert. Dies erwies sich speziell bei Interpretation der Auswirkungen wechselnder Beleuchtung oder austrocknender Windphasen auf die winterliche Sickerwasserbildung als erforderlich.

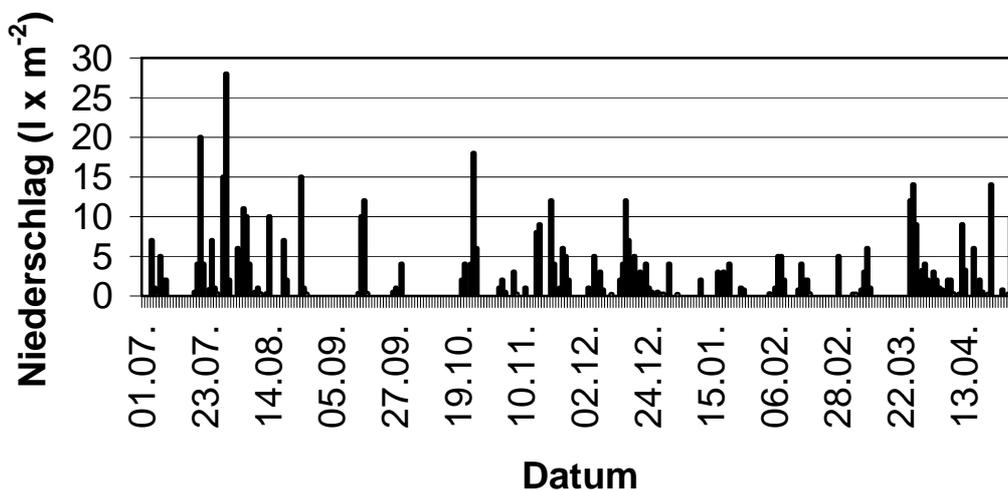


Abbildung 15: Niederschlagsmengen im Zeitraum Juli 2005 – April 2006 (Klimastation: Bremen – Flughafen)

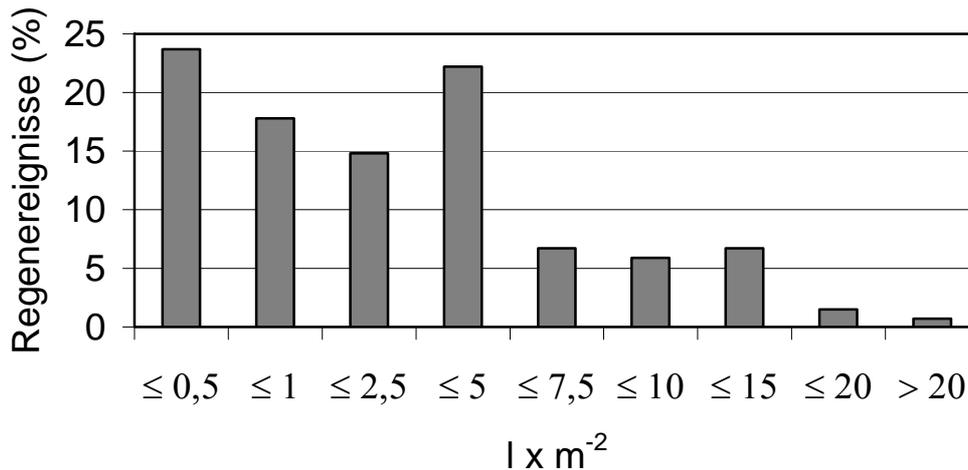


Abbildung 16: Prozentuale Verteilung der Regenereignisse von Juli 2005 bis April 2006 (Klimastation Bremen - Flughafen)

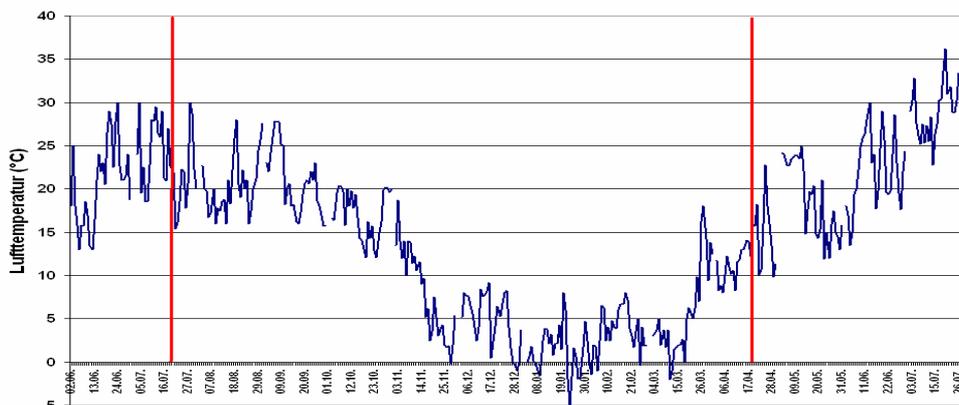


Abbildung 17: Temperaturmaxima im Zeitraum Juli 2005 – Juni 2006 (Klimastation Bremen – Flughafen; rote Begrenzung: Lysimeterexperimente)

Ein Vergleich mit der realen Niederschlagsituation zeigt, dass bei den Lysimeter-Untersuchungen von repräsentativen Ansätzen ausgegangen werden kann. Die Niederschlagssumme am Flughafen Bremen betrug zwischen Juli 2005 und Juni 2006 $604 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$ (langjähriges Mittel: $698 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$). Umgerechnet entspricht dies etwa 83% der zehnfach überhöhten Lysimeterberechnung ($5440 \text{ l} \times \text{m}^{-2} \times 9 \text{ mon.}^{-1}$). Der mittlere Monatsniederschlag beträgt $50,3 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$ mit einem Maximum im Juli ($100 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$) und einem Minimum im Januar ($16 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$). Die monatliche Beschickung betrug $540 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$ (\emptyset), was etwa 90 % der realen Niederschläge entspricht.

Die häufigsten Niederschlagsereignisse traten im Dezember und April auf ($n = 21$), der trockenste Monat war Oktober ($n = 5$). 78,5 % der einzelnen Regenereignisse sind $\leq 5 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$, 85% der Niederschläge $\leq 7,5 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$ (Abb. 16).

Die im Untersuchungszeitraum 2005/06 gemessene saisonale Verteilung der Niederschläge auf Phasen mit hoher Vegetationsaktivität (Mai – September) und Zeiten der Vegetationsruhe (Oktober – April) zeigt eine relativ gleichmäßige Verteilung (48% Niederschlag in Phasen mit starker Vegetationsaktivität, 52% Niederschlag in Vegetationsruhe). Da etwa die Hälfte der Niederschlagsmengen in transpirationsarmen Perioden anfällt (vgl. Kap. 3.2.5.2), kommt in dieser Sickerphase der Sorptionskapazität der Substrate eine entsprechend höhere Bedeutung zu.

Die Tagesmittel der Lufttemperaturen folgen dem jahreszeitlichen Gang mit Maxima im Juli (2005: 29,5°C; 2006: 36°C) und Minimaltemperaturen im Januar (-5°C). Das Neunmonats-Mittel beträgt 11,8°C, das beobachtete Jahresmittel 13,2°C. Eine ungewöhnlich langanhaltende Winterphase 2005 / 2006 mit geringen Tagestemperaturen und Nachtfrösten (bis etwa Mitte April) verzögerte den Neuaustrieb der Vegetation um etwa zwei Wochen.

In der Frostperiode verhinderte oder verzögerte die isolierenden Überdachung das Gefrieren von Vegetation oder Substraten. Erst längerfristiger Starkfrost mit nächtlichen Temperaturen von -10° (3./4. KW 2006) führte zu technischen Problemen durch Vereisung der Lysimeterabläufe.

3.2.2. Einfluss der Lysimeterkonstruktion auf Luftfeuchte und Lichtklima

Lysimeterstudien zeigen unvermeidliche Abweichungen von mikro-klimatischen, edaphischen, biotischen oder anderen Standortbedingungen. Bekannt ist der „Oaseneffekt“, bei dem der Lysimeterbewuchs durch verbessertes Wasserangebot eine erhöhte Transpirationsleistung bewirkt, da das Sättigungsdefizit der umgebenden, trockeneren Luft höher ist als es bei der standortgerechten Bodenfeuchte der Fall wäre.

Auch für die lichtdurchlässige Überdachung der Lysimeterstation wurden Abweichungen durch Schattierungseffekte, Luftfeuchtigkeit und Temperatur vermutet. Einzelne Messungen konnten mikroklimatische Unterschiede zwischen den Lysimetern und der unmittelbaren Freiland-Umgebung bestätigen. Generell wird das Licht unter der Folie diffus gestreut.

Tabelle 17: Mikroklimatische Differenzen der Beleuchtungsstärke zwischen Lysimeter-Überdachung und benachbarter Freifläche (Mittelwerte aus 5 Messungen)

	31.08.	12.10.	28.11.
Klux (Ø)	Sommer	Herbst	Winter
Lysimeter	22,5	10,2	5
Freifläche	55,7	34,3	23,6
Lys. : Freifl. (%)	40,4	29,7	21,2

Deutliche Unterschiede in der Beleuchtungsstärke zwischen Lysimetern und benachbarter Freifläche sowie eine saisonal schwankende Schattierung gehen aus Tab. 17 hervor. So beträgt die sommerliche Beleuchtungsstärke (wolkenlos) unter der Überdachung 40% des Freiflächenwertes, die im Herbst durch den niedrigeren Winterzenith und stärker schattierende Effekte von Folie und Stelllage auf 30% absinkt. Die geringste Beleuchtungsstärke wird im Winter unter schneebedecktem Foliendach gemessen.

Tabelle 18: Mikroklimatische Differenzen der relativen Luftfeuchte zwischen Lysimeter-Überdachung und benachbarter Freifläche

rel. Luftfeuchte (%)	Lysimeter	Freifläche	
31.08.	72	59	wolkenlos, leicht windig; nach Beregnung
07.09.	62	56	wolkenlos, ohne Wind, keine Beregnung

Tab. 18 zeigt, dass die relative Luftfeuchtigkeit unter der Überdachung gegenüber der direkten Umgebung erhöht ist. Gleichzeitig ist die lokale Luftfeuchte direkt nach der Bewässerung bis zum Abtrocknen benetzter Oberflächen kurzfristig erhöht.

3.2.3 Maximale hydraulische Belastbarkeit und Substratsetzung

Die simulierten Starkregen konnten in allen Lysimetern jeweils ohne längeren oberflächlichen Aufstau problemlos versickert werden. Die vollständige Durchsickerung war stets innerhalb 48 Stunden abgeschlossen, längere Einstauphasen konnten nicht beobachtet werden.

Die Infiltrationszeiten lagen identisch bei etwa 20 min., was für die Praxis eine Versickerungskapazität von mindestens $1 \text{ m}^3 \times \text{m}^2 \times \text{h}^{-1}$ bedeutet. Nachteilige Effekte der Additiva auf die Filterhydraulik, wie sie bei v. UNOLD [2002] beschrieben sind, wurden nicht beobachtet.

Tab. 19 bilanziert die Sickerwasserbildung der Lysimeter nach simulierten Starkregenereignissen.

Tabelle 19: Sickerwasserbildung der Lysimeter unter Starkregenbedingungen (v_0 : Eingangsbeschickung)

Starkregen #	v_0	Lys.1	Lys.2	Lys.3	Lys.4	Lys.5	Lys.6	\emptyset L1 - L6	\emptyset % v_0 L1 - L6
1 (24.08.)	300 l	273,5	300	[203]	268,5	263,5	259	272,9	91
2 (23.11.)	300 l	258	276	252,5	262	246,5	230,5	254,3	84,8
3 (18.04.)	300 l	246	241	231,5	264	254	240,5	246,2	82,1
\emptyset	300	259,2	272,3	242	264,8	254,7	243,3		
% v_0	100	86,4	90,8	80,1	88,3	84,9	81,1		

Im Vergleich zum Starkregen-Input (v_0) reduziert die Passage der Bodenfilter die Sickerwasserbildung um durchschnittlich 10 – 20 % (Tab. 19, untere Zeile). Da zumindest bei den Berechnungen #2 und #3 die Vegetation in Winterruhe war, beruht dieses zum Großteil auf Wasserspeicherung in den Filtersubstraten. Die geringste Zwischenspeicherung ist bei den sandbasierten Lys. 2 und 1 sowie Lys. 4 (ohne wasserspeichernde Humusanteile!) zu verzeichnen, die höchste Wasserbindung von 20% v_0 zeigt das Filtersubstrat 3 (bei der sommerlichen Berechnung #1 wurde fast 30% v_0 erzielt).

Gleichfalls zeigt Tab. 19 innerhalb des neunmonatigen Versuchszeitraumes einen nahezu 10%igen Anstieg der substratbürtigen Wasserspeicherung (\emptyset % v_0 L1 - L6: 91 \Rightarrow 82), welcher vermutlich auf einer zwischenzeitlichen Nachverdichtung des Substrates beruht.

3.2.4 Substanzabhängige Reinigungsleistung der bepflanzten Bodenfilter

Im folgenden Kapitel wird die stoffspezifische Reinigungsleistung der Lysimetervarianten als „abflussgewichtete mittlere Konzentrationen“ (AMK; Quotient aus kumulierter Stoffmenge und kumuliertem Sickerwasseranfall) präsentiert. Gleichzeitig wird die am Versuchsende ermittelte Schadstofffreisetzung (t_{End}) als prozentualer Quotient der kumulierten Schadstoffmenge in Relation zum applizierten Schadstoffeintrag t_0 bilanziert.

Als Bewertungsrahmen der AMK werden zusätzlich die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung 2001 [TrinkwV, 2001] zitiert.

3.2.4.1 2,4-D (Herbizid)

Die Reinigungsleistung der Filtermaterialien gegenüber dem anionischen 2,4-D liegt deutlich unter denen für hydrophobe Substanzen oder Schwermetalle. Der Grenzwert der TrinkwV wird nicht eingehalten (Tab. 20). 2,4-D wurde ausschließlich in den Eluatn nachgewiesen, Lösemittelextraktionen der Substrate konnten keine desorbierbaren Rückstände nachweisen.

Tabelle 20: Bilanz der 2,4-D-Elution der Testlysimeter (n = Probenumfang, Min. = Minimalkonzentration, Max. = Maximalkonzentration; AMK= Abflussgew. Mittlere Konzentration; t_0 = Schadstoffdotierung, t_{End} : kumulierte Schadstoffe bei Versuchsende)

2,4-D Ablauf ($\mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$)	n	Min.	Max.	AMK*	Grenzwert TrinkwV ($\mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$)	μg	Dotierung	$t_{\text{End}} : t_0$ %
						(kumuliert) t_{End}	($\mu\text{g} \times \text{m}^{-2}$) t_0	
Lys. 1	20	0	541	13,9	0,5	69774	100000	69,8
Lys. 2	20	0	455	11,6	0,5	54895	100000	54,9
Lys. 3	20	0	965	17,9	0,5	81711	100000	81,7
Lys. 4	20	0	428	10,3	0,5	48422	100000	48,4
Lys. 5	20	0	486	11,2	0,5	53001	100000	53
Lys. 6	20	0	0	0	0,5	--	--	--

Die AMK für 2,4-D schwanken zwischen $10 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$ (Lys. 4) und $18 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$ (Lys. 3). Bezogen auf die applizierte Chemikalienmenge (t_0) zeigten die Lys. 2, 4 und 5 die besten Reinigungsleistungen. Hier konnte die Eluatkonzentration auf etwa 50% t_0 reduziert werden. Dies bedeutet gegenüber dem Sandfilter eine etwa 25 - 30% höhere Reinigungsleistung. Den geringsten Stoffrückhalt zeigte Lys. 3 (82% t_0). Generell ähnelt die 2,4-D Elution dem hydrophilen MfBE (anfängliches „first flush“; vgl. Kap 3.2.4.2). Im Gegensatz zu MfBE ist die 2,4-D-Elution jedoch verlängert und erst nach Austausch etwa eines vollständigen Porenvolumens beendet (Tab. 21). Dies unterstreicht die im Vergleich mit MfBE geringere Wasserlöslichkeit des 2,4-D (Tab. 4).

Tabelle 21: Abhängigkeit der 2,4-D Elution vom ausgetauschten Porenvolumen der Testlysimeter

2,4-D	letzter Nach- weis nach ... l	Eluat : Porenvolumen
Lys. 1	350	1
Lys. 2	470	1,34
Lys. 3	470	1,34
Lys. 4	350	1
Lys. 5	470	1,34
Lys. 6	---	---

Die verschiedenen Substrate haben dabei gegenüber 2,4-D eine unterschiedliche Verzögerung, wie der Vergleich des letztmaligen 2,4-D-Nachweises zeigt (Tab. 21). In Lys. 1 und Lys. 4 endet die 2,4-D-Elution nach dem Austausch eines vollständigen Porenvolumens (Eluat / Porenvolumen = 1), d.h. 2,4-D eluiert unverzögert mit dem Sickerwasser. In den drei anderen Lysimetern ist die Elution um eine Woche verzögert, was die Bioelimination der Lys. 2 und Lys. 5 begünstigt haben dürfte (Tab. 20).

Die extremen Unterschiede zwischen den silikatkolloidhaltigen Lys. 3 und 4 bestätigen Beobachtungen der Säulenversuche (Kap. 3.1.1), nach denen Silikatkolloid nur in Verbindung mit einer organischen Komponente das Sorptionsvermögen gegenüber 2,4-D deutlich verbessert.

3.2.4.2 MfBE

Die Elution von MfBE aus den Lysimetern entspricht dem der Säulenversuche (hydrophile „Spülstoß“-Kinetik), aber abweichend von den Laborstudien zeigte sich ein längerer Elutionszeitraum (> eine Woche), der nicht vollständig (d.h. bis zur Nachweisfreiheit) erfasst wurde. Um trotzdem eine stofflichen Bilanzierung zu erstellen, wurden daher Dauer und Konzentrationen der letzten Ereignisse anhand der erfassten Elutionskinetik extrapoliert.

MfBE konnte in den Eluaten nur in den ersten 5 – 6 Tagen nach Applikation nachgewiesen werden. Bei einer Bewässerung von 30 l x d⁻¹ wurde in diesem Zeitraum etwa die Hälfte des Porenvolumens (350 l) ausgetauscht. Dieses Verhalten unterstreicht die hohe Mobilität von MfBE in der Bodenlösung.

In Tab. 22 sind die Ablaufkonzentrationen von MfBE für alle Lysimeter zusammengefasst.

Tabelle 22: Bilanz der MfBE-Elution der Testlysimeter (n = Probenumfang, Min. = Minimalkonzentration, Max. = Maximalkonzentration; AMK= Abflussgew. Mittlere Konzentration; t₀ = Schadstoffdotierung, t_{End}: kumulierte Schadstoffe bei Versuchsende)

MfBE Ablauf (µg x l ⁻¹)	n	Min.	Max.	AMK	µg _{total}	Dotierung	t _{End} : t ₀
					(kumuliert)	(µg x m ⁻²)	%
Lys. 1	20	0	1924	1,2	6054	100000	6,1
Lys. 2	20	0	2205	1,2	5511	100000	5,5
Lys. 3	20	0	1544	1	4472	100000	4,5
Lys. 4	20	0	1936	1	4760	100000	4,8
Lys. 5	20	0	1596	1	4811	100000	4,8
Lys. 6	20	0	0	0	--	--	--

Die AMK für MfBE waren bei allen Lysimetern insgesamt gering (etwa 1 µg x l⁻¹). Bezogen auf die applizierte Chemikalienmenge (t₀) zeigte Lys. 3 die geringste kumulierte Eluat-Menge (4,5 % t₀), die höchste zeigte der konventionell ausgestattete Lysimeter 1 (6,1% t₀). Verglichen mit der Referenz zeigen die substratoptimierten Lysimeter 3, 4 und 5 eine etwa 25% höhere Reinigungsleistung für diese hydrophile Substanz.

3.2.4.3 Cyclische Mineralölkohlenwasserstoffe (Cyclohexan, Toluol)

Aus den vorhergehenden Säulenversuchen (Kap. 3.1.1) war bekannt, dass das relativ wasserlösliche Toluol eine ausgeprägte „first flush“-Kinetik aufweist, wogegen das hydrophobe Cyclohexan zeitverzögert und länger anhaltend eluierte.

Daher waren bei den Lysimeterstudien speziell für Toluol die ersten Eluate von hohem Interesse. Leider fehlen für beide Analyte die Daten der ersten beiden Eluatbeprobungen, so dass – speziell hinsichtlich eines „first flush“-Phänomens - keine Aussagen über das Verhalten in bewachsenen Bodenfiltern gemacht werden können. Bei allen späteren Beprobungen konnten keine Rückstände dieser Substanzen in den Eluaten nachgewiesen werden.

Auch bei der abschließenden Bodenbeprobung nach 11 Monaten (t_{End}) waren weder Toluol- noch Cyclohexan-Rückstände extrahierbar.

3.2.4.4 Aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe (C₁₂ – C₂₀)

3.2.4.4.1 Eluate

Die applizierten Aliphatischen Mineralkohlenwasserstoffe (MKW) sind mit Wasser kaum mischbar (< 0,1 mg x l⁻¹, etwa 20 – 30fach geringer als Acenaphthen / Phenanthren, vgl. Tab. 4). Aus diesem Grund waren die vereinzelt und unregelmäßigen Nachweise aliphatischer MKWs bei allen Lysimetern nicht unerwartet.

Generell ist wie bei den PAK die eluierte Stoffmenge sehr gering (0,006 – max. 0,04% t₀), die Reinigungseffizienz beträgt wie bei den PAK ebenfalls > 99,9%. Bei den AMK wird der TrinkwV-Grenzwert (10 µg x l⁻¹) von allen Lysimetern problemlos unterschritten (max. 2,6 µg x l⁻¹) (Tab. 23).

Aus den Eluatdaten (Tab. 23) geht ebenfalls hervor, dass sich trotz der sehr hohen Wirkungsgrade gegenüber MKW deutliche Differenzen zwischen einzelnen Filtervarianten zeigen. Die geringste Eluatbefrachtung wird bei Lys. 2 und Lys. 3 erzielt, die höchsten AMK zeigt der unbewachsene Lys. 1 (2,64 µg x l⁻¹) sowie die Filtervariante 4 (1,45 µg x l⁻¹).

Tabelle 23: Bilanz der MKW-Elution der Testlysimeter (AMK= Abflussgew. Mittlere Konzentration; t₀ = Schadstoffdotierung, t_{End}: kumulierte Schadstoffe bei Versuchsende)

Σ µg	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
C ₁₂	60,8	138,6	367,5	857,2	94,4	110,8
C ₁₅	10500	163	1100,4	2066,5	3838	84,4
C ₂₀	1940	1377,3	981,4	3748,6	442,4	371
ΣΣ MKW (C ₁₂ - C ₂₀) t _{End}	12500,8	1678,9	2449,3	6672,3	4374,8	566,2
AMK (µg x l ⁻¹)	2,64	0,37	0,54	1,45	0,93	0,12
Grenzwert TrinkwV (µg x l ⁻¹)	10	10	10	10	10	10
Dotierung t ₀ (Σ µg x m ⁻²)	30000000	30000000	30000000	30000000	30000000	
Ablauffracht (% t ₀)	0,04	0,006	0,008	0,02	0,01	

3.2.4.4.2 Bodenextrakte

Tab. 24 stellt die Resultate der abschließenden MKW-Bodenbeprobungen (vier Schichttiefen pro Lysimeter) dar. Die Messwerte zeichnen sich wie die anderen Bodenextraktionen insgesamt durch eine sehr hohe Datenvariabilität aus.

Im Gegensatz zu den PAK (Kap. 3.2.4.5.2) sind bei Versuchsende t_{End} generell noch sehr hohe Rückstandsgehalte von C₁₅ und C₂₀, in geringerem Maß C₁₂ aus den Substraten extrahierbar (Tab. 24). Die Daten gestatten kaum verallgemeinerbare Aussagen zu substrat- oder pflanzenbedingten Unterschieden einzelner Lysimetervarianten.

Tabelle 24: Gehalte aliphatischer MKW in den Lysimetersubstraten bei Versuchsende (t_{End})

	Dotierung t_0 mg	$C_{12} t_{\text{End}}$		$C_{15} t_{\text{End}}$		$C_{20} t_{\text{End}}$	
		Σ mg	% t_0	Σ mg	% t_0	Σ mg	% t_0
Lys. 1	10000	1988	19,9	4459	44,6	7624	76,2
Lys. 2	10000	2630	26,3	10680	107	9277	92,8
Lys. 3	10000	2105	21	13197	132	8943	89,4
Lys. 4	10000	309	3,1	10619	107	23040	230,4
Lys. 5	10000	3048	30,5	7206	72	13193	131,9
Lys. 6	--	0	--	0	--	3065	--

Mit Ausnahme von Lys. 1 entsprechen die C_{15} und C_{20} -Gesamtgehalte der Lys. 2 – 5 noch weitestgehend der ursprünglichen Dotierung t_0 , was komplementär zu den o.g. geringen Eluatbefunden ist.

Abb. 18 bis Abb. 20 differenzieren für die einzelnen Lysimeter die Tiefenverlagerung der einzelnen Aliphaten am Ende der neunmonatigen Bewässerungsphase t_{End} . Ähnlich den PAK (Kap. 3.2.4.5.2) sind auch hier deutliche Unterschiede in den Profilverteilungen erkennbar. So wurde das kurzkettigste MKW C_{12} in allen Substraten ausschließlich bis 40 cm Tiefe nachgewiesen, während die längerkettigen C_{15} - und C_{20} -MKW stets auch in den tieferen Lysimeterschichten gefunden wurden. Mit steigender Kettenlänge scheinen parallel auch die Rückstandsgehalte zu steigen (Abb. 18 bis Abb. 20).

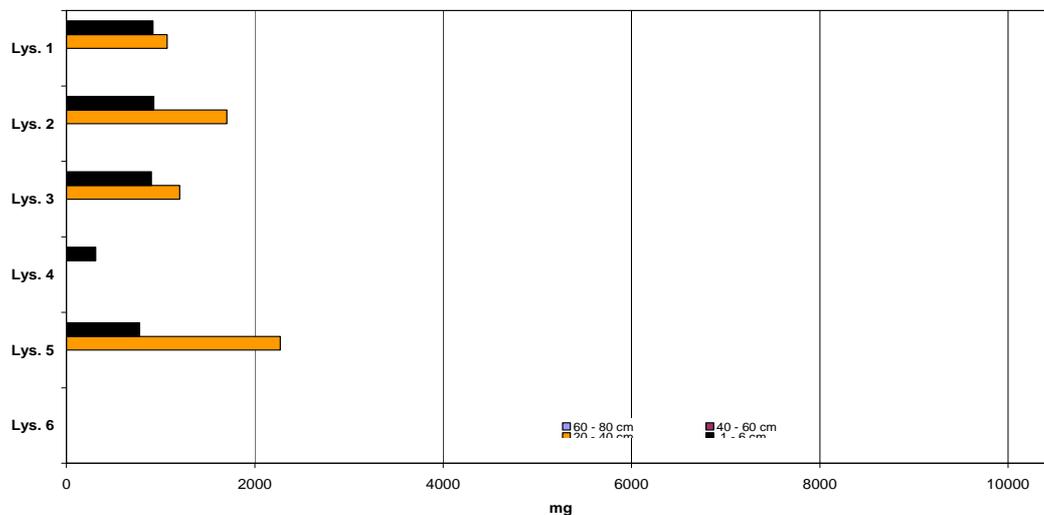


Abbildung 18: Tiefenprofil von C_{12} in den Lysimetern bei Versuchsende t_{End}

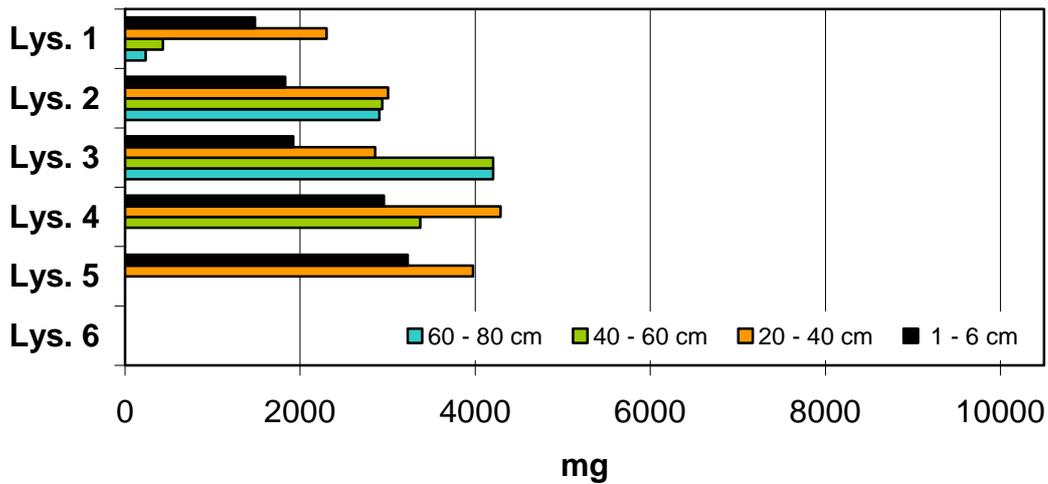


Abbildung 19: Tiefenprofil von C₁₅ in den Lysimetern bei Versuchsende t_{End}

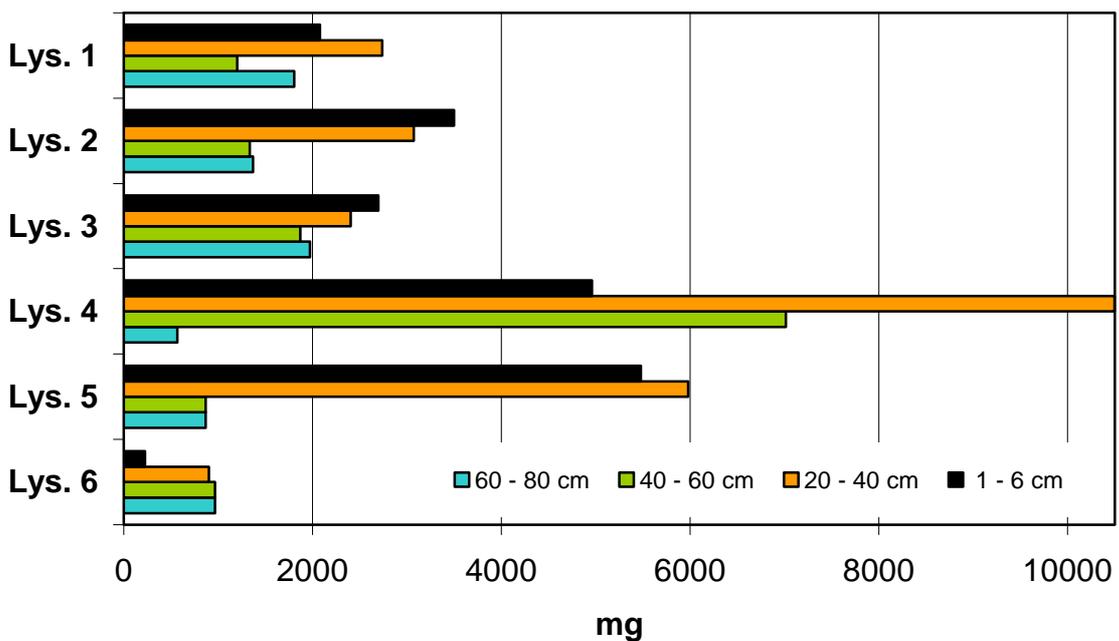


Abbildung 20: Tiefenprofil von C₂₀ in den Lysimetern bei Versuchsende t_{End}

3.2.4.5 PAK

3.2.4.5.1 Eluate

Die Lysimetereluat wurden in der neunmonatigen Freiland-Versickerung an 20 Terminen planmäßig beprobt. Tab. 25 bilanziert die Ablaufkonzentrationen der relativ wasserlöslichen Modell-PAK Acenaphthen und Phenanthren für alle Lysimeter.

Tabelle 25: Bilanz der PAK-Elution der Testlysimeter (n = Probenumfang, Min. = Minimalkonzentration, Max. = Maximalkonzentration; AMK= Abflussgew. Mittlere Konzentration; t_0 = Schadstoffdotierung, t_{End} : kumulierte Schadstoffe bei Versuchsende)

Ablauf (ng x l ⁻¹)		Σ					Grenzwert TrinkwV	ng _{total} (kumuliert)	Dotierung (ng x m ⁻²)	$t_{\text{End}} : t_0$
	n	Min.	Max.	AMK	Ace + Phe	Σ (ng x l ⁻¹)	t_{End}	t_0	%	
Lys. 1	Acen.	20	0	2096	42,7			200500	1000000000	0,02
	Phen.	20	0	73	10	52,7	100	47500	1000000000	0,005
Lys. 2	Acen.	20	0	4124	46,5			219000	1000000000	0,02
	Phen.	20	0	333	12	58,5	100	56500	1000000000	0,006
Lys. 3	Acen.	20	0	1788	35,6			164500	1000000000	0,02
	Phen.	20	0	372	9,6	52,3	100	44500	1000000000	0,004
Lys. 4	Acen.	20	0	688	25,7			122000	1000000000	0,01
	Phen.	20	0	120	27,2	52,9	100	129000	1000000000	0,01
Lys. 5	Acen.	20	0	1488	36,9			177500	1000000000	0,02
	Phen.	20	0	757	8,3	45,2	100	40000	1000000000	0,004
Lys. 6	Acen.	20	0	1624	40,6			191000		
	Phen.	20	0	137	9,2	49,8	100	43000		

Wie für unpolare Analyte zu erwarten, ist die insgesamt eluierte Stoffmenge bei allen Lysimetern in Bezug auf die Dotierung gering. So betrug die während der neunmonatigen Betriebsdauer kumulierte PAK-Menge (Σ Ace + Phe t_{End}) in den Sickerwässern zwischen 209 μg (Lys. 3) und maximal 275 μg (Lys. 2). Dies entspricht einem eluierten Anteil zwischen 0,004% und maximal 0,02% der Dotierung (t_0) (Tab. 25). Bezogen auf den Rückhalt bedeutet dies eine sehr hohe Reinigungsleistung von > 99,9%.

Die PAK-Elution hat bei zunehmender Bewässerung tendenziell weiterhin abgenommen. Daher haben sich die AMK seit dem Zwischenbericht 2005 (Versuchsdauer: 5 Monate) nahezu halbiert, so dass das TrinkwV-Kriterium (Σ PAK: 100 ng x l⁻¹) mittlerweile von allen Filtervarianten deutlich eingehalten wird.

Auffällig ist ein abweichendes Verhalten der Filtervariante 4, wo ein geringer Anstieg der AMK von 48,5 ng x l⁻¹ (Zwischenbericht 2005) auf aktuell 52,9 ng x l⁻¹ beobachtet werden konnte. Ursächlich ist ein starker Anstieg von Phenanthren (2005: 11,1 ng x l⁻¹, jetzt: 27,2 ng x l⁻¹).

Die differenzierte Betrachtung von Acenaphthen und Phenanthren ergibt, dass bei identischer Initialdotierung (t_0 : jeweils 1000 mg) zum Ende der Experimentphase (t_{End}) in den Eluaten die Relation Acenaphthen : Phenanthren im Verhältnis 4:1 disproportioniert (Tab. 25) ist, während in den Bodenproben Phenanthren dominiert (Tab. 26).

Eine Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der PAK-Konzentrationen im Sickerwasser verdeutlicht, dass zu Versuchsbeginn etwa nach Austausch der Hälfte des Porenwassers (ca. 175 l) ein deutlicher Maximalwert bei allen Lysimetern zu verzeichnen ist (Ausnahme: unbelasteter Kontroll-Lysimeter 6), der direkt anschließend auf ein deutlich niedrigeres Niveau absinkt.

Ein zweiter, schwächer ausgeprägter Konzentrationsanstieg ist nach der ersten Starkregensimulation in allen Lysimetern zu beobachten. Das kurzfristig verzehnfachte Durchflussvolumen scheint eine zeitversetzte Mobilisierung der Schadstoffe zu bewirken: nach dem vollständigen Austausch des Porenvolumen (350 l) ist in allen Eluaten ein Anstieg der PAK-Konzentrationen nachweisbar.

3.2.4.5.2 Bodenextrakte

Tab. 26 stellt die Resultate der abschließenden Bodenbeprobungen (vier Schichttiefen pro Lysimeter) dar.

Allgemein ist das Verhalten der PAK in den Böden komplementär zu den Eluaten und bestätigt deren unterschiedliche Wasserlöslichkeiten. So ergibt die Lösemittel-extraktion der Böden hier geringe Gehalte des hydrophileren Acenaphthen, während sich relativ mehr Phenanthren-Rückstände an der Bodenmatrix angereichert haben (Tab. 26).

Tabelle 26: PAK-Gehalte der Lysimetersubstrate bei Versuchsende (t_{End})

	Dotierung t_0	Acen. t_{End}		Phen. t_{End}	
	mg	Σ mg	% t_0	Σ mg	% t_0
Lys. 1	1000	2,5	0,3	9	0,9
Lys. 2	1000	2,1	0,2	12,6	1,3
Lys. 3	1000	6,8	0,7	21,3	2,1
Lys. 4	1000	2	0,2	22,4	2,2
Lys. 5	1000	5,8	0,6	13,9	1,4
Lys. 6	1000	0	0	[2,6]	[..]

Insgesamt sind nach Ende der Versickerungsphase (t_{End}) in den Böden nur noch geringe PAK-Gehalte nachweisbar. Der höchste Rückstand findet sich in Lys. 4 (2,2% des t_0 -Phenanthrens)(Tab. 26).

Durch eine zusätzliche Bodenbeprobung (Tiefen: 1 – 6 cm; 20 – 40 cm) nach drei Betriebsmonaten (t_3 ; 24.10.2005) konnte bei den Lysimetern 1, 4 und 6 die Entwicklung der PAK-Gehalte in zwei oberflächlichen Filterschichten ermittelt werden (Tab. 27).

Tabelle 27: PAK-Gehalte und PAK-Tiefenmigration in Lysimeter 1, 4 und 6 bei Dotierung (t_0), nach drei (t_3) bzw. elf Monaten (t_{End}) (Schichtdicken: 1 cm)

$\mu\text{g x cm}^{-1}$	Acen. t_0 (18.07.)	Lys. 1		Lys. 4		Lys. 6 (Kontrolle)	
		t_3 (24.10.)	t_{End} (29.05.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)
Tiefe							
1 - 6 cm	2660	1200	105	650	27	0	0
20 - 40 cm	--	118	97	240	63	0	0
	Phen. t_0 (18.07.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (29.05.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)
Tiefe							
1 - 6 cm	2660	2600	878	3700	1087	500	0
20 - 40 cm	--	150	197	750	429	225	134

Aus Tab. 27 geht hervor, dass nach drei Betriebsmonaten (t_3) bei Acenaphthen eine deutliche Reduktion der Gehalte zu beobachten ist (Abnahme Lys. 1: - 54%, Lys. 4: - 75%). Nach elf Monaten liegen die Acenaphthengehalte nur noch bei 1% (Lys. 4) bzw. 5% (Lys. 1) der Dotierung. Dies bedeutet, dass das bewachsene, mykorrhizierte Filtersubstrat gegenüber der unbewachsenen Kontrolle (Lys. 1) wesentlich effektivere Eliminationsmechanismen aufweist.

Phenanthren zeigt demgegenüber bei der ersten Probenahme (t_3) im Rahmen der Messgenauigkeit kaum Abweichungen von der Dotierung t_0 , bei der zweiten Beprobung sinken die Gehalte jedoch auf 30 – 40% t_0 .

Nach drei Monaten (t_3) sind in Lys. 1 jeweils etwa 5% des ursprünglich applizierten Acenaphthen und Phenanthrens in die tiefere Schicht 20 - 40 cm verlagert worden (Tab. 27). Bei Lys. 4 ist die Stoffverlagerung zu diesem Zeitpunkt mit etwa 9% (Acenaphthen) und fast 29% (Phenanthren) bedeutend höher. Auffällig ist bei Lys. 1 ein zwischenzeitlicher Anstieg des Phenanthrengehaltes in 20 – 40 cm (t_3 : $150 \mu\text{g} \times \text{kg}^{-1}$, t_{End} : $197 \mu\text{g} \times \text{kg}^{-1}$).

Durch die abschließende Profilbeprobung konnte neben den Rückstandsgehalten auch das Verlagerungsverhalten der PAK in den einzelnen Filtervarianten erfasst werden. Die Ergebnisse sind den folgenden Abb. 21 und Abb. 22 zu entnehmen.

Acenaphthen wurde in neun Monaten nicht tiefer als 40 cm verlagert, Phenanthren gelangte bis in 60 cm Tiefe. Bemerkenswert abweichend ist das Migrationsmuster in Lys. 4, wo die PAK jeweils noch 20 cm tiefer nachgewiesen wurden (ähnlich: C₂₀-MKW, Kap. 3.2.4.4.2). Generell liegen die Gehalte von Acenaphthen in allen Lysimeterschichten deutlich unter denen von Phenanthren.

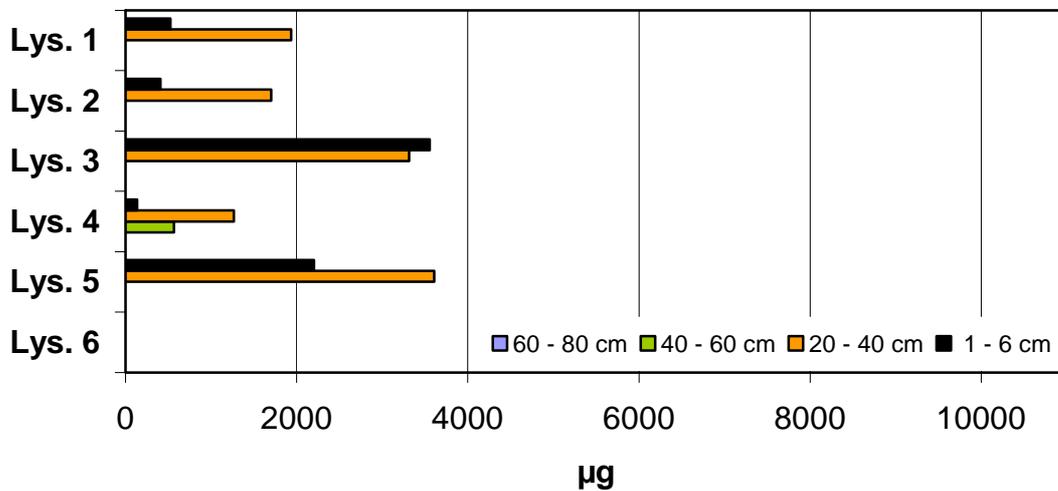


Abbildung 21: Tiefenprofil von Acenaphthen in den Lysimetern bei Versuchsende t_{End}

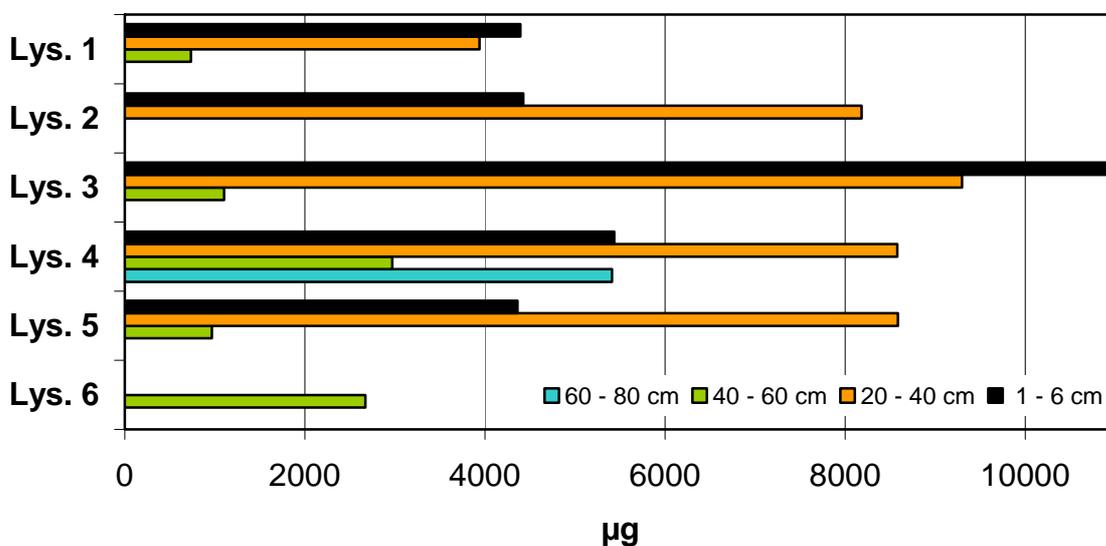


Abbildung 22: Tiefenprofil von Phenanthren in den Lysimetern bei Versuchsende t_{End}

3.2.4.5.3 PAK-Aufnahme durch Pflanzen

Für die Ermittlung der Acenaphthen- und Phenanthrenegehalte in den Geweben der Lysimeterpflanzen wurden von den Lysimetervarianten 2, 4 und 6 jeweils zwei Individuen der Spezies *Phalaris arundinacea*, *Iris pseudacorus* und *Lythrum salicaria* beprobt. Die Beprobung beschränkte sich ausschließlich auf Sprosstteile und wurde 10 Tage nach Schadstoffdotierung der Böden mit PAK durchgeführt. Die Extraktion erfolgte wie in 2.5.1 beschrieben.

Tabelle 28: PAK-Gehalte in der oberirdischen Lysimetervegetation

Pflanzen	Lysimeter 2		Lysimeter 4		Lysimeter 6	
	Acen.	Phen.	Acen.	Phen.	Acen.	Phen.
P.a. A	0,40	0,71	0,41	0,69	0,30	0,44
P.a. B	0,27	0,62	0,43	0,55	0,31	0,44
L.s. A	1,28	0,74	0,46	0,84	0,51	0,87
L.s. B	0,36	0,45	1,69	1,01	0,21	0,37
I.p. A	0,34	0,65	0,47	0,85	0,23	0,50
I.p. B	0,34	1,02	0,35	5,32	0,85	0,83

Konzentrationen in $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.; Acen.: Acenaphthen, Phen.: Phenanthren; Kurzzeichen: s. Kap. 2.6.4

Sowohl Acenaphthen als auch Phenanthren wurden in den untersuchten Pflanzen nachgewiesen (Tab. 28). Allerdings ist das Aufnahmeverhalten für Phenanthren stärker ausgeprägt. Auffällig sind die Schadstoffbefunde der nicht mit PAK dotierten Variante 6. Ein artspezifisches Aufnahmeverhalten bezüglich einer erhöhten Affinität für die Schadstoffe zeigte sich nicht. Der detektierte Höchstwert für Acenaphthen findet sich mit $1,69 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S. in einer Probe von *Lythrum salicaria*. Der Höchstwert für Phenanthren beträgt $5,32 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S., wobei sich dieser Wert in seiner Höhe von den sonstigen Phenanthrenwerten erheblich abgrenzt.

3.2.4.6 Schwermetalle

3.2.4.6.1 Eluate

Die Eluatdaten aus Tab. 29 bestätigen eine geringe Auswaschungstendenz und belegen bei Versuchsende t_{End} eine insgesamt hohe Reinigungsleistung gegenüber gelösten Schwermetallen.

Tabelle 29: Bilanz über die Elution von Cu^{2+} und Zn^{2+} in den Testlysimetern (n = Probenumfang, Min. = Minimalkonzentration, Max. = Maximalkonzentration; AMK= Abflussgew. Mittlere Konzentration; t_0 = Schadstoffdotierung, t_{End} : kumulierte Schadstoffe bei Versuchsende)

$\text{Cu}^{2+} / \text{Zn}^{2+}$					Grenzwert TrinkwV ($\text{mg} \times \text{l}^{-1}$)	mg_{total} (kumuliert) t_{End}	Dotierung		
Ablauf ($\text{mg} \times \text{l}^{-1}$)							$\text{mg} \times \text{m}^{-2}$ t_0	$t_{\text{End}} : t_0$ %	
	n	Min.	Max.	AMK *					
Lys. 1	Cu	20	0	0,21	0,06	2	309	15000	2,06
	Zn	20	0,06	1,64	0,58	-	2883	80000	3,6
Lys. 2	Cu	20	0	0,23	0,07	2	344	15000	2,3
	Zn	20	0,06	2,28	0,84	-	3983	80000	4,98
Lys. 3	Cu	20	0,06	0,3	0,11	2	502	15000	3,34
	Zn	20	0,06	0,42	0,11	-	517	80000	0,65
Lys. 4	Cu	20	0,06	0,33	0,11	2	514	15000	3,43
	Zn	20	0,07	0,44	0,15	-	710	80000	0,89
Lys. 5	Cu	20	0	0,26	0,1	2	497	15000	3,31
	Zn	20	0,05	0,49	0,25	-	1173	80000	1,47
Lys. 6	Cu	20	0	0,28	0,11	2	508	--	3,38
	Zn	20	0	0,45	0,12	-	571	--	0,71

Bei den bewachsenen Bodenfiltern wird eine höhere Reinigungsleistung gegenüber den applizierten Schwermetallen festgestellt, wobei für die Substrate ohne Zuschlagstoffe der Rückhalt speziell für das mobilere Zn^{2+} deutlich geringer ist.

Bei Cu^{2+} liegt der Stoffrückhalt bei allen Lysimetern in gleicher Größenordnung mit 96,5 – 98 % t_0 . Deutliche Unterschiede in der Reinigungsleistung sind hier nicht zu erkennen. Bei den AMK wurde der Cu-Grenzwert der TrinkwV von allen Lysimetern problemlos eingehalten (Max.: 0,11 $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$).

Gegenüber Zn^{2+} zeigen Lys. 1 und der identisch strukturierte Lys. 2 niedrigere Wirkungsgrade von 96 bzw. 95,5% t_0 . Diese Wirkungsgrade liegen deutlich unter denen von Lys. 5 (etwa 98,5% t_0). Die höchsten Wirkungsgrade gegenüber Zn^{2+} weisen die silikatkolloidhaltigen Lys. 3 und 4 mit >99,1 % t_0 auf.

Insgesamt weisen bei Cu^{2+} und Zn^{2+} die nach Batchversuchen (hier nicht dargestellt) als adsorptionsschwächer eingestuft Substrate von Lys. 1 und 2 auch geringere Wirkungsgrade auf.

Die Abb. 23 und Abb. 24 stellen exemplarisch den zeitlichen Verlauf des Auftretens von Cu^{2+} und Zn^{2+} in den Eluat dar. Erkennbar ist eine geringe zeitliche Verzögerung des Nachweises der applizierten Schwermetalle. So führte sowohl das applizierte Cu^{2+} als auch Zn^{2+} in allen Lysimetern erst nach Austausch von $\pm 70\%$ des anfänglichen Filterporenvolumens zu einem geringen Anstieg der Eluatbe-frachtung. Weiterhin ist ein mobilisierender Effekt hoher Durchflussvolumina deutlich. Die erste Starkregensimulation ($300 \text{ l} \times 20 \text{ min}^{-1}$) bewirkt in den konventionellen Filtermaterialien ausgeprägte, leicht zeitversetzte Konzentrationsanstiege bei Zn^{2+} (Abb. 23; ausgeprägter: Lys. 2) und verdreifacht die Eluatkonzentrationen (Max.: 2,28 $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$). Die Filter mit optimierten Additiva zeigen bei bereits reduzierten Eluatkonzentrationen schwächere Zn^{2+} -Mobilisierungen unter hydraulischem Stress (Faktor 2; Max.: 0,36 $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$) (Abb. 24). Diese Effekte sind jeweils nur temporär und klingen zeitnah wieder ab.

Spätere Starkregensimulationen mobilisieren Zn^{2+} ebenfalls, aber jeweils in geringerem Ausmaß. Das als „immobil“ eingestufte Cu^{2+} ist von hohen Flussraten deutlich weniger betroffen.

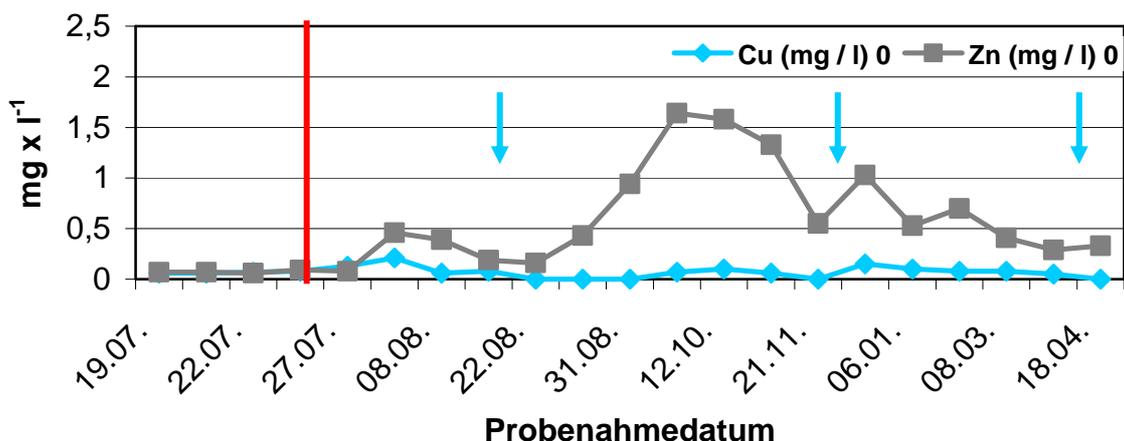


Abbildung 23: Lys. 1 - Elutionsprofile Kupfer und Zink; roter Strich: Ende der Cu/Zn-Teildotierungen; blaue Pfeile: Starkregensimulationen.

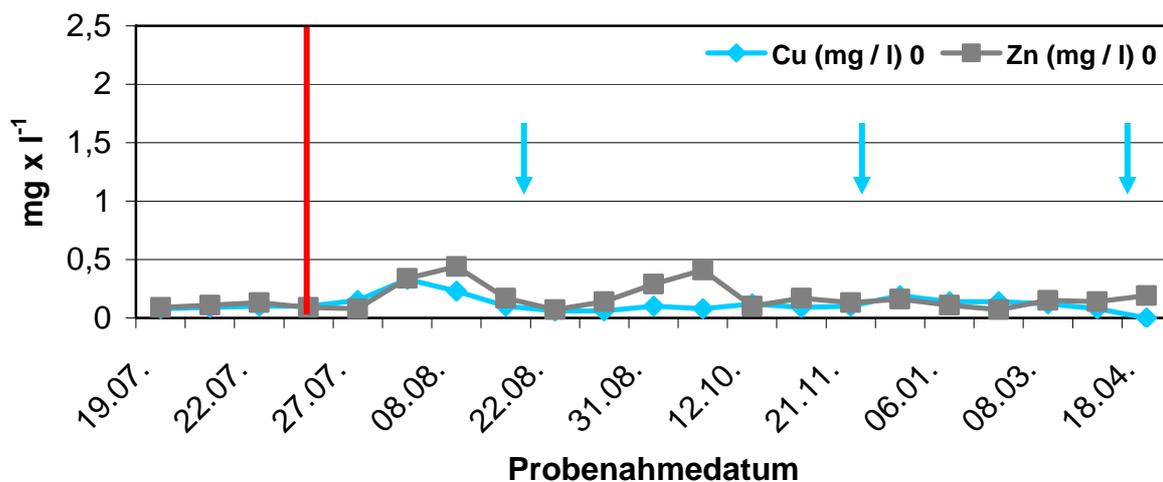


Abbildung 24: Lys. 4 - Elutionsprofile Kupfer und Zink; Legende vgl. Abb. 23

3.2.4.6.2 Bodenextrakte

Nach Abschluss der Lysimeterexperimente wurden aus allen Lysimetern schichtweise Bodenproben entnommen und die Schwermetallgehalte untersucht (Abb. 25).

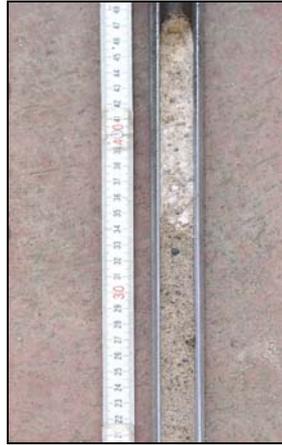


Abbildung 25: Bohrstockprobe aus Lys. 3 (t_{End}) mit erhaltener Substratschichtung (weiß: Silikatkolloidschicht)

Tabelle 30: Gerundete Schwermetall-Gehalte der Lysimetersubstrate bei Versuchsende (t_{End}) (StAbw: Standardabweichung, arithmetisches Mittel der vier Probennahmetiefen)

	Cu²⁺	StAbw	Zn²⁺	StAbw
$\Sigma \text{mg } t_0$	15000	---	80000	---
$\Sigma \text{mg } t_{\text{End}}$	(\emptyset)		(\emptyset)	
Lys. 1	27100	± 6200	88100	± 24700
Lys. 2	21700	± 7800	82900	± 15800
Lys. 3	24000	± 4800	72200	± 25200
Lys. 4	18000	± 5400	98200	± 21600
Lys. 5	21800	± 8500	82500	± 12400
Lys. 6	2050	± 300	4200	± 450

In Tab. 30 ist die abschließende Schwermetallbilanz der Lysimetersubstrate (vier Schichttiefen pro Lysimeter) dargestellt. Die erkennbare Streuung der Messwerte aus der Gesamtbilanz der Schwermetallgehalte zwischen Belastung vor Beginn (t_0) und nach Ende der Versuche (t_{End}) gestattet keine differenzierten Aussagen zu einzelnen Filtersubstraten. Unter Berücksichtigung des bisherigen Sickerwasser-Austrags und der Pflanzenaufnahme (Cu^{2+} : $< 3,5\% t_0$; Zn^{2+} : $< 5\% t_0$; vgl. Tab. 29) lassen die sehr hohen Boden-Messwerte aber generell den Schluss zu, dass sich der überwiegende Anteil Cu^{2+} und Zn^{2+} noch in den Substraten befindet und nicht das Sickerwasser belastet hat.

Da im Gegensatz zu den hydrophoben PAK und MKW Schwermetalle eine sehr hohe Wasserlöslichkeit aufweisen (Tab. 4) und mikrobiell nicht abbaubar sind, war mit einer Tiefenverlagerung unter der „worst case“ Berechnung zu rechnen. Diese raumzeitliche Dynamik konnte durch Oberboden-Untersuchungen nach drei Betriebsmonaten und zu Versuchsende erfasst werden. Tab. 31 orientiert für die untersuchten Lys. 1, 4 und 6 über die Ergebnisse.

Tabelle 31: Schwermetall-Gehalte und Tiefenmigration in Lysimeter 1, 4 und 6 nach drei Monaten (t_3) bzw. Versuchsende (t_{End})

$\mu\text{g} (\Sigma)$	Lys. 1		Lys. 4		Lys. 6	
	t_3 (24.10.)	t_{End} (29.05.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)	t_3 (24.10.)	t_{End} (16.06.)
Cu²⁺						
1 – 6 cm	5400	6800	10000	5500	2000	350
20 - 40 cm	3600	18250	12000	9750	3500	1200
Zn²⁺						
1 – 6 cm	18500	5100	10000	8000	500	450
20 - 40 cm	30750	37250	35250	41500	1000	1500

Aus Tab. 31 ist ersichtlich, dass relativ kurz nach Versuchsbeginn genommene, oberflächennahe Proben – im Rahmen des Schwankungsbereiches der Messwerte – noch höhere Cu²⁺ / Zn²⁺-Gehalte in der oberflächennahen Schicht aufweisen, während sich zu Versuchsende t_{End} die höheren Gehalte in der tiefer anschließenden Schicht befinden.

Die t_{End} -Beprobung nach 11 Monaten zeigt sowohl für Cu²⁺ als auch Zn²⁺ in allen Lysimetern eine ungleichmäßige Verteilung über das gesamte Profil (Abb. 26 und Abb. 27).

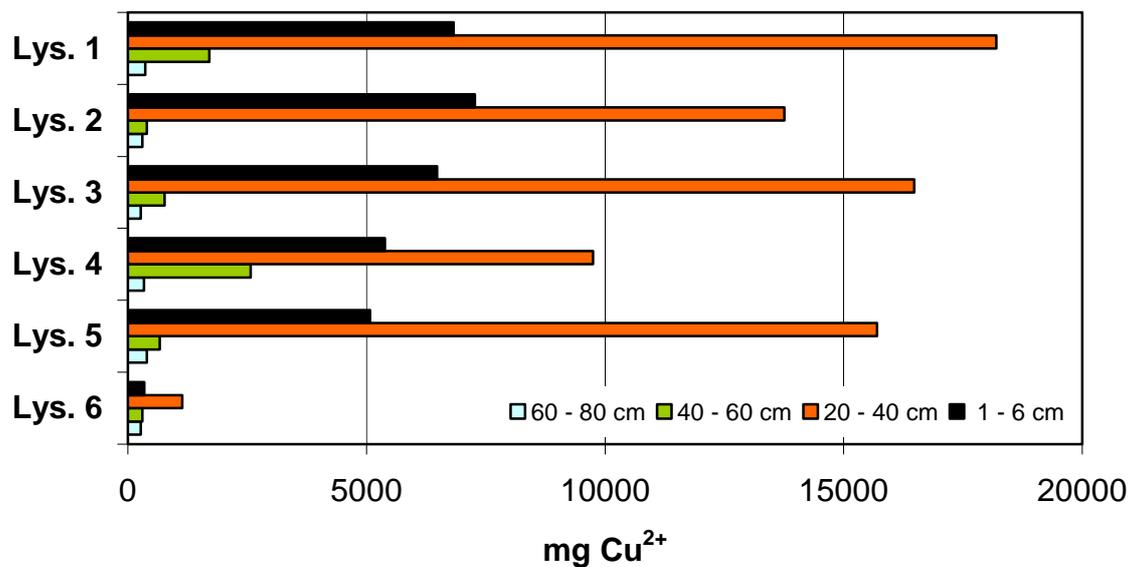


Abbildung 26: Tiefenprofil Cu²⁺ in den Testlysimetern bei Versuchsende t_{End}

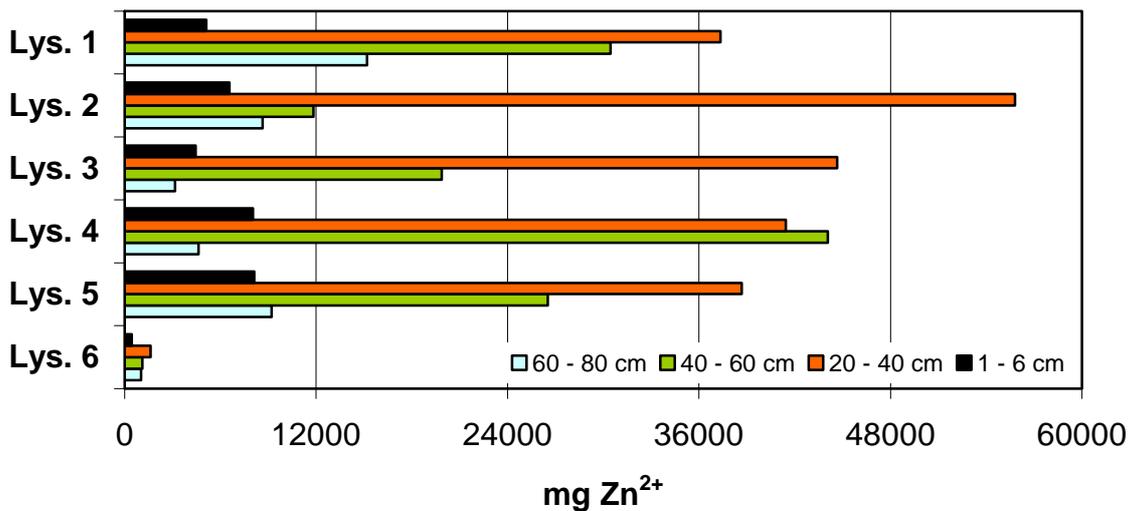


Abbildung 27: Tiefenprofil Zn^{2+} in den Testlysimetern bei Versuchsende t_{End}

Deutlich zu erkennen ist bei beiden Schwermetallen die Tendenz einer geringen Verlagerung in tiefere Filterschichten: generell befindet sich Cu^{2+} noch oberflächennah mit einem Maximum in der Zone 20 – 40 cm. Die beiden tieferen Schichten weisen dagegen kaum Cu^{2+} auf. Das mobilere Zn^{2+} zeigt ebenfalls ein ausgeprägtes Maximum in der Schicht 20 – 40 cm, ist aber auch bereits in der anschließenden Zone 40 – 60 cm in hoher Konzentration nachzuweisen.

Lys. 4 zeichnet sich hier ähnlich wie bei den PAK und MKW durch ein ungewöhnliches Verlagerungsprofil aus, da in diesem Substrat die höchste Zn^{2+} -Konzentration im Bereich 40 – 60 zu finden ist.

3.2.4.6.3 Schwermetallaufnahme durch Pflanzen

In den Sprossen der beprobten Vegetation der schadstoffhaltigen Lys. 2 und 4 finden sich erhebliche Zink-Gehalte (Tab. 32). Diese übertreffen die Gehalte in den Pflanzen der Kontrollvariante 6 deutlich. Interessant ist ein Vergleich zwischen Variante 2 und Variante 4. Bei gleicher Dotierung beinhalteten die Pflanzen von Lysimeter 2 höhere Konzentrationen. Artsspezifische Unterschiede im Akkumulationsverhalten zeigten sich nicht. Für die zweite Probenahme können entsprechende Beobachtungen gemacht werden (Tab. 34). Allerdings haben die Pflanzen in der zweiten Vegetationsperiode insgesamt weniger Zink akkumuliert.

Kupfer wurde von den Pflanzen im Zuge der Dotierung nur leicht vermehrt aufgenommen (vgl. schadstoffdotierte Varianten mit Kontrollvariante, Tab. 33). Außerdem wurden, entsprechend dem Aufnahmeverhalten für Zink, auch für Kupfer bei der zweiten Beprobung niedrigere Konzentrationen gefunden (Tab. 35).

Tabelle 32: Zinkgehalte in der oberirdischen Lysimetervegetation (1. Probennahme)

Lysimeter	<i>Phalaris arundinacea</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$	<i>Iris pseudacorus</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$	<i>Lythrum salicaria</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$
2	572	429	800
	877	1031	895
	757	882	915
4	837	207	570
	500	151	637
	165	217	409
6	80	42	64
	45	48	77
	41	29	65

Tabelle 33: Kupfergehalte in der oberirdischen Lysimetervegetation (1. Probennahme)

Lysimeter	<i>Phalaris arundinacea</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$	<i>Iris pseudacorus</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$	<i>Lythrum salicaria</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{ T.S.}$
2	21	18	20
	23	23	27
	26	20	23
4	21	18	31
	20	21	26
	21	19	22
6	13	15	18
	16	14	19
	14	15	19

Tabelle 34: Zinkgehalte in der oberirdischen Lysimetervegetation (2. Probennahme)

Lysimeter	<i>Phalaris arundinacea</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	<i>Iris pseudacorus</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	<i>Lythrum salicaria</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.
2	137	183	359
	89	87	703
	229	397	844
4	72	84	267
	234	169	295
	69	92	456
6	44	21	52
	30	23	51
	31	54	54

Tabelle 35: Kupfergehalte in der oberirdischen Lysimetervegetation (2. Probennahme)

Lysimeter	<i>Phalaris arundinacea</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	<i>Iris pseudacorus</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	<i>Lythrum salicaria</i> $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.
2	9	8	14
	11	11	16
	10	11	19
4	11	14	17
	14	12	17
	11	13	20
6	8	8	12
	7	7	13
	8	9	15

Die Wurzeln zeigen sowohl bei Zink als auch bei Kupfer vielfach höhere Konzentrationen als die oberirdischen Sprosssteile (vgl. Tab. 32 - 35 und 36). Von diesem deutlichen Trend ausgenommen sind allerdings die Kupfergehalte in den Wurzeln von *Phalaris arundinacea*. Sie betragen etwa das Doppelte der Konzentrationen oberirdischer Pflanzenteile. Der geringe Probenumfang lässt sichere Aussagen über Aufnahme- und Akkumulationsverhalten von Zink und Kupfer allerdings nicht zu. Die wenigen Ergebnisse können lediglich zum Erkennen möglicher Tendenzen bei der Schwermetallaufnahme herangezogen werden.

Tabelle 36: Schwermetallkonzentrationen in Wurzeln der Lysimetervegetation

Pflanzenprobe	Zn ²⁺ µg x g ⁻¹ T.S.	Cu ²⁺ µg x g ⁻¹ T.S.
<i>Lythrum salicaria</i> Probe A	3488	350
<i>Lythrum salicaria</i> Probe B	3424	357
<i>Phalaris arundinacea 1</i> Probe A	4587	53
<i>Phalaris arundinacea 1</i> Probe B	4179	44
<i>Phalaris arundinacea 2</i> Probe A	4689	44
<i>Phalaris arundinacea 2</i> Probe B	4792	45
<i>Phalaris arundinacea 2</i> Probe C	4921	44
<i>Lythrum salicaria</i> : beprobt wurde ein Exemplar (Proben A u. B als Parallelproben); <i>Phalaris arundinacea</i> : beprobt wurden 2 Exemplare, Pflanze 1 (Proben A u. B als Parallelproben), Pflanze 2 (Proben A, B u. C als Parallelproben)		

3.2.4.7 Abwasserparameter und pH-Werte

Begleitend zu den routinemässig erfassten Analyten erfolgte nach neun Betriebsmonaten einmalig eine photometrische Bestimmung biologisch relevanter Nährstoffparameter (Ammonium, Nitrat, gelöstes Phosphat) sowie einiger Abwasserparameter (BSB₅, CSB, TOC) in den Eluaten. Der Milieuparameter „abfiltrierbare Stoffe“ wird gesondert im folgenden Kap. 3.2.4.8 dargestellt.

Tab. 37 stellt die gemittelten Ergebnisse der Dreifachbestimmungen dar.

Tabelle 37: Gewässertypische Kennwerte der Lysimetereluat (n.b.: nicht bestimmbar bei den angegebenen Bestimmungsgrenzen)

mg x l ⁻¹	Bestimmungsgrenze	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
		∅	∅	∅	∅	∅	∅
NH₄⁺	0,02	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
NO₃⁻	1	4,27	1,32	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PO₄ ges.	0,15	0,23	0,16	8,8	6,8	0,27	0,42
BSB₅	0,5	1,52	n.b.	1,62	n.b.	5,39	n.b.
CSB	15	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TOC	3	10,9	12,6	11,1	13,3	14,9	13,9
AFS	--	2,4	0,8	1	2,66	3,46	5,06

Tab. 38 stellt die Messergebnisse des pH-Wertes der Eluate wieder, die kontinuierlich bei der Beprobung miterfasst wurden.

Tabelle 38: mittlere $pH_{(H_2O)}$ -Werte der Eluate ($n = 20$)

	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
$pH_{(H_2O)}$	$7,73 \pm 0,22$	$7,64 \pm 0,30$	$7,54 \pm 0,21$	$7,56 \pm 0,23$	$7,69 \pm 0,20$	$7,71 \pm 0,30$

Die mittleren $pH_{(H_2O)}$ -Werte der Eluate liegen bei allen Filtervarianten konstant im leicht alkalischen Bereich und entsprechen der in der TrinkwV genannten Spannbreite von $pH\ 6,5 - 9,5$ (Tab. 51).

3.2.4.8 Abfiltrierbare Stoffe (AfS)

Nach der vollständigen Durchsickerung der milchig-trüben Quarzmehlsuspension waren alle Lysimetereluats visuell klar und die messbaren Gehalte unauffällig (vgl. Abb. 28).



Abbildung 28: Abfiltrierbare Stoffe: links Zulaufkonzentration, rechts: Beispiel eines gereinigten Ablaufes (Lysimeter 4)

Tabelle 39: Gehalte abfiltrierbarer Stoffe (AfS) und Stoffrückhaltung

	AfS $mg \times l^{-1}$	Rückhalt (% c_0)
Lys. 1	1,7	99,89
Lys. 2	0,5	99,97
Lys. 3	0,4	99,97
Lys. 4	0,4	99,97
Lys. 5	0,7	99,95
Lys. 6	1,4	99,91

Insgesamt ist Tab. 39 ein sehr hoher AfS-Rückhalt aller Bodenfilter zu entnehmen (durchschnittlich $> 99,9\% c_0$), wobei Eluate des einfach aufgebauten, unbewachsenen Lysimeter 1 die höchste Schwebstoffbefrachtung aufwiesen ($1,7\ mg \times l^{-1}$), gefolgt von der ähnlich konstruierten Filterkombination Lys. 6. Die geringsten Schwebstoffgehalte waren in den silikatkolloidhaltigen Filterkombination zu verzeichnen (je $0,4\ mg \times l^{-1}$), was gegenüber dem Sandfilter Lys. 1 eine AfS-Reduktion um 75% bedeutet.

Die geringen Gehalte abfiltrierbarer Stoffe demonstrieren eine sehr hohe mechanische Filterleistung aller bewachsenen Bodenfilter. Dabei wurden die geringsten AfS-Gehalte bei den silikatkolloidbasierten Lys. 3 und 4 beobachtet.

Die ermittelte Filterleistung ist umso höher zu bewerten, als wenige Wochen vorher die homogene Filterstruktur durch tiefreichende Bohrstockbeprobung der Substrate teilweise zerstört wurde und mit temporärer Ausbildung von bevorzugten Fließbahnen zu rechnen war.

Zudem wurden die AfS-Proben aus den Auffangbehältern entnommen, wodurch die Gehalte durch sichtbare Kanisterverunreinigungen (Algen, Sand, ...) geringfügig erhöht sein könnten.

3.2.5 Bepflanzung

3.2.5.1 Wuchsleistungen

3.2.5.1.1 Morphologie

An den Sprossen der Pflanzen traten schadstoffbedingte morphologische Schäden während des Versuches, abgesehen von einer Ausnahme, nicht in Erscheinung. Lediglich einige Blätter von *Alnus glutinosa* waren wenige Tage nach dem Dotieren der Schadstoffe durch die Ausbildung brauner Flecken von einem Schadbild geprägt (Abb. 29). Das Auftreten dieser Blattrandnekrosen blieb sporadisch auf einige Individuen begrenzt. Nach der Schadstoffdotierung ausdifferenzierte Blätter blieben ohne entsprechende Schäden an den sich im weiteren Versuchsverlauf gut entwickelten Pflanzen (Abb. 30).

Insbesondere *Phalaris arundinacea* trat durch ein sehr gutes Wachstum hervor, welches auf den Varianten mit Silikatkolloid zusätzlich gesteigert war (Abb. 31). Mit Ausnahme von *Typha latifolia* zeigten alle Arten ein gutes Wachstum auf den feuchten aber nicht staunassen Substraten. Der kümmerwuchs bei *Typha latifolia* zeigte sich auf allen bepflanzten Varianten bei zahlreichen Individuen. Unter den Helophyten hat er gegenüber Bodenverhältnissen eine besonders schmale ökologische Amplitude und reagiert empfindlich bei vorübergehender Trockenheit der Filtersubstrate (Abb. 32).

Das Wuchsbild der Wurzeln ließ generell keinen Unterschied zwischen schadstoffbelasteten und unbelasteter Variante erkennen. Auffällig war ein verstärktes Feinwurzelwachstum in Bodenschichten, die mit Silikatkolloid durchmischt waren (Abb. 33 und Abb. 34).

Unabhängig von der Lysimetervariante bildeten die zahlreichen und sehr feinen Wurzeln von *Phalaris arundinacea* und *Juncus effusus* allgemein einen sehr dichten Wurzelfilz in 0 – 30 cm Bodentiefe (Abb. 35 und Abb. 36). Bemerkenswert ist hierbei ein ausgeprägter Anteil von *Juncus*wurzeln, obwohl das Sprosswachstum gegenüber *Phalaris* deutlich reduziert war. Ein weiterer Wurzelteppich hat sich in 70 – 80 cm Tiefe im feuchten Sand unmittelbar über der Kiesdrainageschicht ausgebildet. Die Mächtigkeit dieser dicht durchwachsenen Zone beträgt etwa 10 cm. Zwischen diesen beiden Wurzelfilzteppichen ist die Wurzeldichte deutlich schwächer ausgeprägt und wird von mächtigeren Trägerwurzeln dominiert. Diese Wurzeln wachsen zu den tiefer gelegenen sehr feuchten oder nassen Bodenbereichen. Die Ausbildung entsprechend dichter Wurzelteppiche konnte bei den anderen Arten der Lysimetervegetation nicht beobachtet werden.

Erdsprosse, so genannte Rhizome, fanden sich beim Aufgraben der Lysimeter in den oberen 10 cm des Substrates. Sie erreichten Stärken bis zur Dicke eines Fingers und wurden hauptsächlich von *Phalaris arundinacea* und *Iris pseudacorus* ausgebildet (Abb. 37). *Typha latifolia* war nur spärlich mit vitalen Wurzeln im Substrat vertreten. Viele der zu Beginn gesetzten Pflanzen sind während des Testverlaufs eingegangen.



Abbildung 29: Ausbildung brauner Flecken an Blättern von *Alnus glutinosa* nach Schadstoffdotierung.



Abbildung 30: vereinzelt behauptete sich *Alnus glutinosa* in der üppigen Lysimetervegetation.



Abbildung 31: starkes Wachstum von *Phalaris arundinacea* auf silikatkolloidhaltigen Lysimetern (links ohne, rechts mit Silikat-kolloid).



Abbildung 32: Kümmerwuchs bei *Typha latifolia* (siehe Pfeil).



Abbildung 33: Wurzelwachstum im Filtersubstrat.



Abbildung 34: dichtes Feinwurzelswachstum in silikatkolloidhaltigen Bodenschichten (Pfeile).



Abbildung 35: mächtig entwickeltes Wurzelwerk von *Phalaris arundinacea*.



Abbildung 36: mächtig entwickeltes Wurzelwerk von *Juncus effusus*.



Abbildung 37: Rhizombildung bei *Phalaris arundinacea*.

3.2.5.1.2 Biomasse

In Tab. 40 sind die ermittelten Trockengewichte der oberirdischen Biomasse der jeweiligen Artbestände aller Lysimetervarianten aufgeführt. Bei Betrachtung der Ergebnisse werden deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten erkennbar. Deutlich höher ist der Anteil der oberirdischen Gesamtbiomasse auf den silikatkolloidhaltigen Lysimetervarianten 3 und 4, der nach einer Vegetationsperiode um 25 – 35 % über denen der übrigen Varianten liegt. Der hohe Ertrag war auch visuell durch ein stärkeres Höhenwachstum erkennbar (Abb. 31).

In allen Lysimetern war *Phalaris arundinacea* mit einem Anteil von über 50% an der Gesamtbiomasse beteiligt. Von der krautigen Bepflanzung trugen *Lythrum*, *Epilobium* und *Iris* noch relevant, aber in deutlich geringerem Maß zur Bildung oberirdischer Biomasse bei. Sehr geringe Anteile an der oberirdischen Biomasse bildeten *Juncus* (max. 8%) sowie *Typha* (max. 1,5%).

Tabelle 40: Ermittelte Biomassen (Trockengewichte) der Lysimetervegetation

Pflanzenspezies Trockengewicht (g)	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
<i>Phalaris arundinacea</i>	677	1380	1289	735	774
<i>Juncus effusus</i>	32	-	20	29	110
<i>Lythrum salicaria</i>	155	66	262	207	117
<i>Epilobium hirsutum</i>	29	52	168	37	119
<i>Iris pseudacorus</i>	79	175	49	244	112
<i>Typha latifolia</i>	7	11	28	16	8
<i>Alnus glutinosa</i>	199	167	58	55	181
Gesamtbiomasse Spross	1178	1851	1874	1323	1421

3.2.5.1.3 Mykorrhizierungsgrade

Im unbelasteten Kontrolllysimeter 6 wurden bei allen vier untersuchten Pflanzenspezies hohe bis sehr hohe Mykorrhizierungsraten im Wurzelwerk beobachtet. Bei *Lythrum* und *Iris* waren sogar häufig Mykorrhizabildungen an über 50% der untersuchten Wurzelsegmente vorzufinden. In den mit Schadstoffen belasteten Lys. 2 und 4 fiel die Anzahl der Wurzeln mit Mykorrhizabildungen bei der Bepflanzung geringer aus, dennoch war die Mykorrhizaabildung im Wurzelwerk allgemein weit verbreitet. Einen genauen Überblick über Mykorrhizierungen der Wurzeln geben die folgenden Tabellen.

Tabelle 41: vorgefundene Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln von *Lythrum salicaria*

Versuchsvarianten	<i>Lythrum salicaria</i> (beprobte Pflanzen)	Mykorrhizierungsgrade des Wurzelwerks					
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%
Lysimeter 2	A			•			
	B			•			
	C			•			
	D		•				
	E		•				
Lysimeter 4	A	•					
	B	•					
	C						
	D				•		
	E		•				
Lysimeter 6	A					•	
	B				•		
	C			•			
	D					•	
	E						•

Von jeder Versuchsvariante wurden 5 Individuen (A-E) untersucht; je Individuum ist der Mittelwert aus zehn Wurzelsegmenten dargestellt.

Tabelle 42: vorgefundene Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln von *Phalaris arundinacea*

Versuchsvarianten	<i>Phalaris arundinacea</i> (beprobte Pflanzen)	Mykorrhizierungsgrade des Wurzelwerks					
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%
Lysimeter 2	A	•					
	B	•					
	C	•					
	D			•			
	E	•					
Lysimeter 4	A	•					
	B	•					
	C				•		
	D				•		
	E				•		
Lysimeter 6	A					•	
	B				•		
	C						•
	D					•	
	E						•

Von jeder Versuchsvariante wurden 5 Individuen (A-E) untersucht; je Individuum ist der Mittelwert aus zehn Wurzelsegmenten dargestellt.

Tabelle 43: vorgefundene Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln von *Iris pseudacorus*

Versuchsvarianten	<i>Iris pseudacorus</i> (beprobte Pflanzen)	Mykorrhizierungsgrade des Wurzelwerks						
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	100%
Lysimeter 2	A		•					
	B		•					
	C		•					
	D		•					
	E			•				
Lysimeter 4	A		•					
	B			•				
	C	•						
	D					•		
	E							
Lysimeter 6	A			•				
	B						•	
	C				•			
	D			•				
	E							
Von jeder Versuchsvariante wurden 5 Individuen (A-E) untersucht; je Individuum ist der Mittelwert aus zehn Wurzelsegmenten dargestellt.								

Tabelle 44: vorgefundene Mykorrhizierungsgrade in den Wurzeln von *Juncus effusus*

Versuchsvarianten	<i>Juncus effusus</i> (beprobte Pflanzen)	Mykorrhizierungsgrade des Wurzelwerks						
		keine Myk.	bis 5%	5-25%	25-50%	50-75%	75-100%	100%
Lysimeter 2	A			•				
	B			•				
	C			•				
	D				•			
	E							
Lysimeter 4	A		•					
	B		•					
	C		•					
	D							
	E							
Lysimeter 6	A		•					
	B				•			
	C		•					
	D						•	
	E							•
Von jeder Versuchsvariante wurden 5 Individuen (A-E) untersucht; je Individuum ist der Mittelwert aus zehn Wurzelsegmenten dargestellt.								

3.2.5.2 Transpirationsleistungen

Durch die kontrollierte Bewässerung der Lysimeteranlage konnte über einen Zeitraum von 13 Monaten eine geschlossene Volumenbilanz des saisonalen Sickerwasseranfalls aufgestellt werden. Dabei zeigte sich, dass durch die pflanzliche Transpiration in der Vegetationsperiode der Sickerwasseranfall deutlich reduziert wurde.

In der ersten Vegetationsperiode 2005 (bis Oktober 2005) fielen bei den bepflanzten Lysimetervarianten etwa 10% weniger Sickerwasser an als bei dem unbepflanzten Lys. 1 (Tab. 45, unteres Drittel). Während der Herbstphase mit einsetzendem Laubfall nivellierten sich die Unterschiede zwischen bepflanzten Varianten und unbepflanzter Variante 1, so dass bei allen Lysimetern nahezu identische Sickerwasservolumina anfielen. Im Winterbetrieb waren die Eluatmengen des vegetationsfreien Lys. 1 z.T. etwas geringer als die der bewachsenen Lysimeter. Dies deutet auf eine höhere Evaporation auf unbewachsener Lysimeteroberfläche hin. Die stehen gebliebenen Vegetationsreste und die Laubstreu auf den bepflanzten Varianten wirkten isolierend und schützten den Boden vor austrocknenden Witterungseinflüssen.

In der zweiten Vegetationsperiode des Lysimeterbetriebes (ab Mai 2006; mittlere Tagestemperatur > 15°C: vgl. Abb. 17) trat der Transpirationseffekt auf den bepflanzten Varianten noch deutlicher in Erscheinung. Gegenüber der unbepflanzten Kontrollvariante konnte eine Reduktion des gebildeten Sickerwassers von 30 - 40% beobachtet werden. Am deutlichsten war die Abnahme bei den Varianten 3 und 4 mit wachstumsfördernden Silikatkolloidanteilen im Filtersubstrat.

Tabelle 45: Transpirationsleistung der Lysimetervegetation im Versuchszeitraum VI/2005 - VII/2006.

Eluat	Phänologie	Total (l)	Lys.1	Lys.2	Lys.3	Lys.4	Lys.5	Lys.6
ΣΣ (incl. 31.07.2006)		6550	5761	5396	5170	5315,5	5438	5320,5
Σ (incl. 03.10.)	Veg.per. '05	1450	1220,5	1090,5	981,5	1078,5	1115	1052,5
Σ (04.10 - 21.04. incl.)	Veg.ruhe	4020	3624,5	3659,5	3624	3642,5	3660,5	3618
Σ (24.04. - 31.07.)	Veg.per. '06	1080	916	646	564,5	594,5	662,5	650
		Total (%)						
Σ (incl. 03.10.)	Veg.per. '05	100	88	91	78,9	81,2	83	81,2
Σ (04.10 - 21.04. incl.)	Veg.ruhe	100	90,2	91	90	90,6	91	90
Σ (24.04. - 31.07.)	Veg.per. '06	100	84,8	59,8	52,3	55	61,3	60,2
		(% Lys. 1)						
Σ (incl. 03.10.)	Veg.per. '05	\	100	89,3	80,4	88,3	91,4	86,2
Σ (04.10 - 21.04. incl.)	Veg.ruhe	\	100	101	100	100,5	101	99,8
Σ (24.04. - 31.07.)	Veg.per. '06	\	100	70,5	61,6	64,9	72,3	71

Die Differenz zwischen Bewässerung und anfallendem Eluat ermöglicht die Berechnung der täglichen Verdunstung (= Summe aus Evaporation und Transpiration) pro Flächeneinheit. Nach Abzug der eigentlichen Evaporationsverluste (Lys. 1) liegt die Spanne der täglichen, flächenbezogenen Verdunstung in der Vegetationsperiode 2005 zwischen 1,4 bis 3,2 l x d⁻¹ x m⁻² (Tab. 46).

Tabelle 46: Wasserverluste innerhalb und außerhalb der Vegetationszeit in den Lysimetervarianten pro Tag und Quadratmeter.

$I \times d^{-1} \times m^{-2}$	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
∅ Veg.per.'05	2,7	4,4	5,9	4,6	4,1	4,9
∅ Veg.ruhe	2,2	2,2	2,4	2,3	2,2	2,4
∅ Veg.per.'06	2	5,2	6,1	5,8	5	5,1

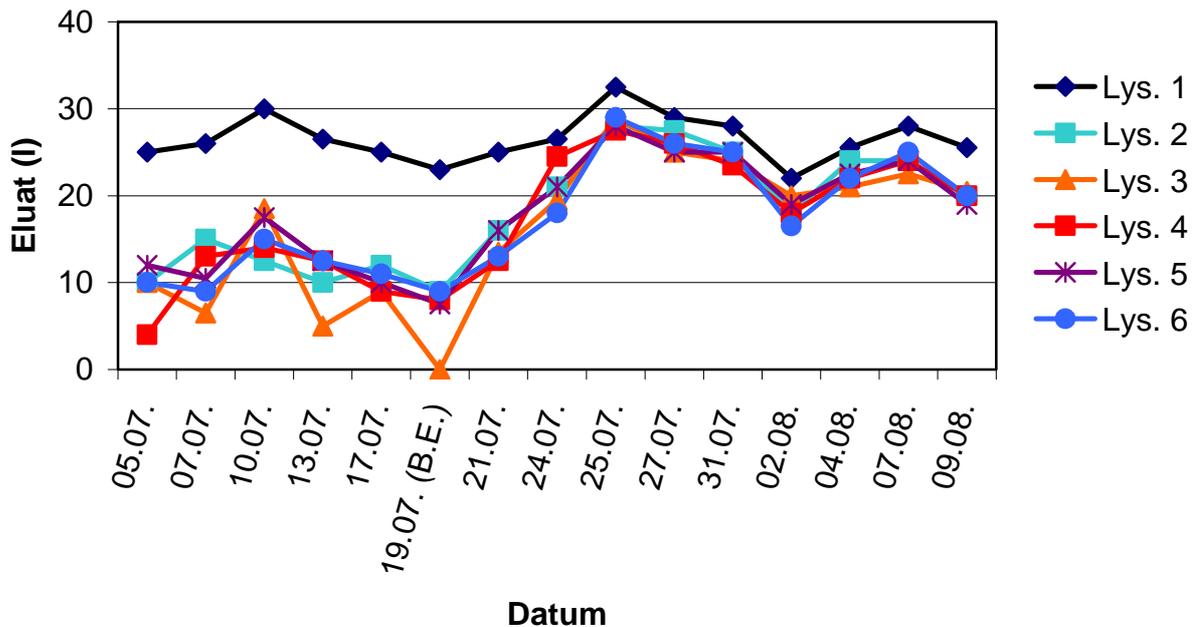


Abbildung 38: Effekte auf die Eluatbildung nach Ernte der oberirdischen Biomasse (19.07.: B.E.).

Deutlich wird der starke Einfluss der Vegetation auf die Sickerwasserbildung nach abschließender Ernte der oberirdischen Pflanzenteile am 19.07.2006 (die einzige vollständige Ernte innerhalb einer Vegetationsphase) (Abb. 38 und 39).



Abbildung 39: Lysimeteroberflächen nach Entfernung der oberirdischen Pflanzenteile

Liegen die Eluate der bewachsenen Filtersubstrate kurz vor der Ernte in einem Bereich von 40 – 60% der unbewachsenen Kontrolle, ist innerhalb einer Woche nach Entfernung der transpirierenden Bepflanzung ein steiler Anstieg des Sickerwasseranfalls auf bis zu 90 – 95 % des unbewachsenen Kontroll-Lysimeters 1 zu verzeichnen. Mit dem erneuten Nachwachsen der Vegetation, insbesondere von *Phalaris* und *Iris*, steigt auch erneut die Transpiration, was sich in den sinkenden Eluatvolumina ab 09.08. abzeichnet.

3.3. Ergänzende Laborversuche zu den Lysimeteruntersuchungen

3.3.1 Säulenversuche in Anlehnung an DIN V 19736

3.3.1.1 Streusalz-Kolmation

KASTING [2003] hat bei adsorptionsstarken Substraten eine Destabilisierung des Bodengefüges bei hoher Streusalzbelastung (Cl^- : 1400 mg x l^{-1}) beobachtet, die von einer deutlichen Abnahme der Substratdurchlässigkeit begleitet wurde.

Die in den Lysimetern eingesetzten Filteradditiva (Silikatkolloid, Bims-Lava, Kompost) zeigten im Labormaßstab während einer zehntägigen Perkolations mit NaCl keine Abnahme der täglichen Eluatvolumina, die auf eine Änderung der hydraulischen Durchlässigkeit bei den getesteten Materialien hindeuteten. Die Additiva sind als strukturstabil anzusehen.

3.3.1.2 Erforderlicher Silikatkolloidzuschlag

Die Eluate silikatkolloidhaltiger Filtermaterialien zeigten eine Freisetzung von Phosphat aus dem Silikatkolloid (vgl. Kap. 3.2.4.7).

Um diese Phosphatfreisetzung zu reduzieren, wurde der zur Schwermetallimmobilisierung minimal erforderliche Silikatkolloidanteil ermittelt. Die Schwermetall-elution bei veränderlichen Silikatkolloidanteilen ist den beiden folgenden Grafiken zu entnehmen.

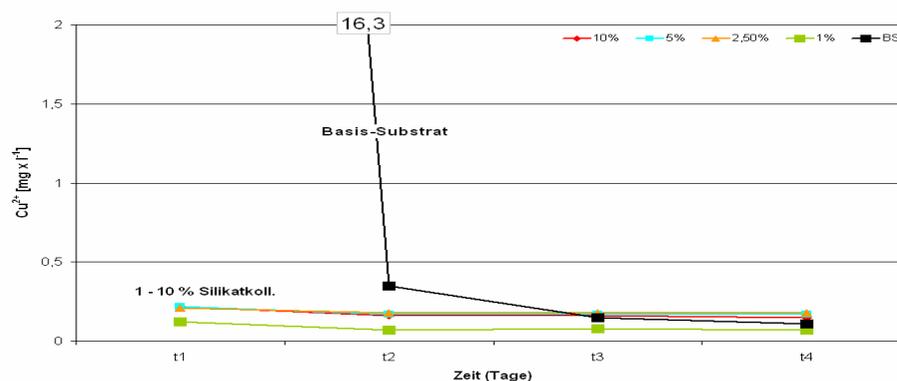


Abbildung 40: Cu^{2+} -Elution bei unterschiedlichen Beimischungen von Silikatkolloid (BS: Basis-Substrat)

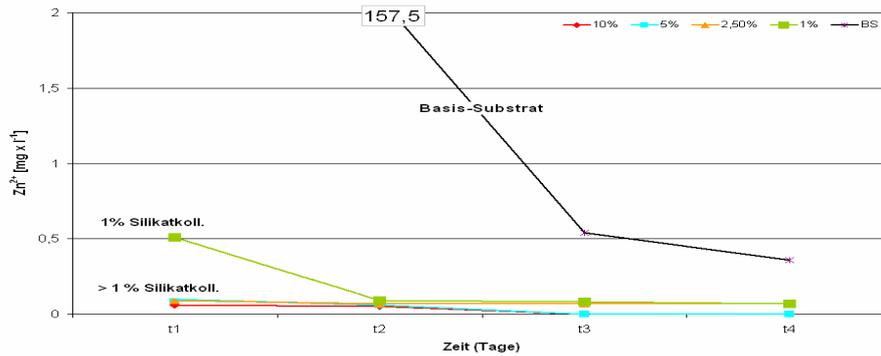


Abbildung 41: Zn²⁺-Elution bei unterschiedlichen Beimischungen von Silikatkolloid (BS: Basis-Substrat)

Aus Abb. 40 und Abb. 41 geht deutlich hervor, dass die effiziente Schwermetallrückhaltung auch bei wesentlich geringerer Silikatkolloidbeimischung möglich ist. Die Cu²⁺-Elution wird durch Reduktion auf 1 Gew.-% kaum beeinflusst, während für eine Wirksamkeit gegenüber Zn²⁺ die kritische Untergrenze bei einer Zumischung > 1 Gew.-% zu liegen scheint.

Aus den Ergebnissen kann gefolgert werden, dass die getesteten Zuschlagstoffe in der Praxis eines winterlichen Streusalzeinflusses als strukturstabil gelten können. Weiterhin zeigen die Säulenversuche, dass der Anteil des Silikatkolloids problemlos auf etwa 2% begrenzt werden kann, ohne dass die Schwermetallfixierung betroffen wird. Die mögliche Reduktion des Silikatkolloides wirkt sich ökologisch sehr positiv aus, da parallel der Phosphataustrag drastisch sinkt (Phosphatfreisetzung 10 Gew.-% Silikatkolloid: 40 mg x l⁻¹; 1 Gew.-%: 0,01mg x l⁻¹). Dieser experimentell ermittelte Bedarf entspricht gleichzeitig den Herstellerempfehlungen zur Aufwandmenge (2 kg x 1000 kg⁻¹ Boden).

3.3.2 Einfluss der Mykorrhiza auf die pflanzliche Schwermetallaufnahme

In diesem Versuch wurde durch einen Vergleich mit nicht-mykorrhizierten Kontrollpflanzen der Effekt der Mykorrhiza bei der Schwermetallaufnahme durch Pflanzen aus dem Boden herausgestellt.

Zn²⁺ hat sich in den untersuchten Pflanzen stark angereichert (Tab. 47, Ansätze 1 – 4). Eine Korrelation des Zinkgehaltes bezüglich einer Zunahme mit fortlaufender Versuchsdauer tritt nicht hervor und ist mit den verbreitet starken Schädigungen und mangelnder Vitalität der Versuchspflanzen erklärbar. Mit Mykorrhizapilzen beimpfte Pflanzen hatten weniger Zn²⁺ aufgenommen als in den Vergleichsansätzen ohne Mykorrhiza (vgl. Ansatz 1 mit Ansatz 2 sowie Ansatz 3 mit Ansatz 4). Der maximale Zn-Gehalt fand sich mit 5342 µg x g⁻¹ T.S. in Ansatz 3 und ist damit ca. 70 Mal höher gegenüber dem Wert aus dem nicht-dotierten Kontrollansatz.

Auch Cu^{2+} hat sich in den oberirdischen Pflanzenteilen angereichert (Tab. 48). Es fand sich jedoch im Vergleich zu Zn^{2+} in wesentlich geringeren Konzentrationen in den Pflanzen. Der Spitzenwert mit $185 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1} \text{Cu}^{2+}$ T.S. wurde in Ansatz 1 erreicht. In den mykorrhizierten Ansätzen ist die Cu-Aufnahme, wie schon beim Zn^{2+} , reduziert (vergleiche Ansätze 1 – 4).

Tabelle 47: Zn-Gehalte im Spross von *Lythrum salicaria*

Ernte nach Schadstoff-dotierung	Ansatz 1 (- Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 2 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 3 (- Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 4 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 5 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.
3 Wochen	3307	1983	5342	2422	2229
6 Wochen	2006	1614	2038	877*	76

*: Pflanzen waren durch Schadstoffe stark geschädigt

Tabelle 48: Cu-Gehalte im Spross von *Lythrum salicaria*

Ernte nach Schadstoff-dotierung	Ansatz 1 (- Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 2 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 3 (- Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 4 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.	Ansatz 5 (+ Myk.) $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S.
3 Wochen	185	99	147	89	18
6 Wochen	158	94	77	48	27

4. Diskussion

4.1 Beurteilung der Reinigungsleistungen

4.1.1 Eignung der methodischen Ansätze zur Ermittlung der Reinigungsleistungen

Die Eignung von Filtermaterialien zur Stoffsorptions wurde mit aufeinander aufbauenden Verfahren untersucht:

- Säulenversuche (DIN V 19736)
- Schüttel- (= Batch)versuche (OECD 106, DIN 38414; statisch)
- Lysimeterversuche mit bepflanzten Substraten.

Vergleichbar einem Lysimeter simulieren Säulenversuche nach DIN V 19736 [NAW, 1998] als „miniaturisierte Lysimeter“ eine statische Matrix, die von einer homogenen Wasserbewegung durchströmt wird. Tendenziell zeigten daher Säulen- und Lysimeterversuche Parallelen in den Elutionskinetiken, die tatsächlichen Eluatbefrachtungen wiesen jedoch deutliche Abweichungen auf.

Die für durchlässige Substrate ($k_f > 10^{-6} \text{ m} \times \text{s}^{-1}$) konzipierte Säulenversuche können chromatographische Transportkinetiken auch inhomogener Aggregate, wie sie in natürlicher Bodenlagerung existieren, in kurzer Zeit modellhaft darstellen. Dabei orientiert das Verfahren über die Elutionskinetiken hydrophober und hydrophiler Substanzen und gestattet Untersuchungen des Einflusses mikrobieller Aktivität.

Da im Gegensatz zu Batchversuchen strukturierte Substrate untersucht werden, eignen sich Säulenversuche zur kleinskaligen Einschätzung strukturverändernder Prozesse (z.B. Kolmation, vgl. Kap. 3.2.6.1.1). Damit stellen sie ein geeignetes Instrument dar, um den von KASTING [2003] zitierten Forschungsbedarf auf diesem Sektor zukünftig zu erhellen.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse eine Eignung von DIN V 19736 als materialsparendes, schnelles Werkzeug zur Identifikation sorptionsstarker und hydraulisch geeigneter Zuschlagstoffe für die Konstruktion bewachsener Bodenfilter. Die wesentlichen Unterschiede sind drastisch höhere Eluatbelastungen in den Säulenversuchen im Vergleich zu den realitätsnahen Lysimeteruntersuchungen [LITZ, 2005; PFEIFER, 2002]. Diese systematischen Abweichungen beruhen im Wesentlichen auf unterschiedlichen Verweilzeiten. So war die Durchflussrate in den Säulen um den Faktor 67 höher als bei den Lysimetern. In den Lysimetern kommen daher zeitbedürftige Prozesse wie Sorption und Bioabbau in der mykorrhizierten Rhizosphäre wesentlich stärker zum Tragen.

Da die Säulenexperimente in geschlossenen Systemen durchgeführt werden, die Lysimeter dagegen „offene Systeme“ darstellen, ist bei letzteren die Ausgasung flüchtiger Chemikalien ein bedeutender Entlastungsmechanismus. Zur Prognose des Verhaltens leichtflüchtiger organischer Schadstoffe unter Lysimeterbedingungen sind Säulenversuche daher nicht geeignet. Diese sollten über Bodenluftuntersuchungen hinsichtlich einer Gefahr für das Grundwasser beurteilt werden [GRATWOHL, 2000].

Generell ist die Übertragbarkeit von Säulenergebnissen auf Lysimeterbedingungen aus den genannten Gründen eingeschränkt. Tendenziell liegt das im Säulenversuch bestimmte Reinigungsvermögen niedriger als es den in der Umwelt möglichen Werten entspricht.

Noch größer sind die Diskrepanzen zwischen den Batchversuchen (Kap. 3.2.6.1.2) und Säulen- bzw. Lysimeterstudien. Bei den beiden letztgenannten Verfahren herrscht durch unzugängliche Strukturen und Makroporen eine realitätsnahe „worst

case“ Szenario der Sorption. Beim Batchversuch bildet sich dagegen durch eine schnelle und optimale Erschließung der Oberflächen ein maximaler Kontakt mit „best case“-Bedingungen für die Sorption [FEHSE, 2004].

Auf den Einsatz von Batchversuchen zur Prognose der Filterreinigung wurde daher verzichtet. Die durchgeführten Batch-Versuche zur Schwermetallsorption haben ausschließlich orientierenden Charakter zur Ermittlung der maximalen Sorptionskapazität verschiedener Additiva.

4.1.2 Schadstoffrückhaltung der Lysimeter

Unter Berücksichtigung der o.g. Methodendiskussion waren die Vorhersagen der Säulenversuche auf die Lysimeter übertragbar, die Lysimeterexperimente bestätigten das vorangegangene intensive Screening geeigneter Substrate und Pflanzen.

Die Wirksamkeit der getesteten Pflanzen-/Bodenfilter manifestierte sich unter den simulierten Umweltbedingungen in geringen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser.

Wie in den Säulenversuchen wurde in den Lysimetern die Chemikalienelution von unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten dominiert. Abweichend wurde aber das Umweltverhalten in den Lysimetern durch die Flüchtigkeiten der Chemikalien (MfBE, cyclische MKW) oder mikrobiellem Abbau (PAK, aliphatische MKW) modifiziert. Bei den Schwermetallen bestätigte sich die immobilisierende Wirkung von Silikatkolloid speziell für das mobile Zn^{2+} .

Der bisherige Schadstoffrückhalt ist umso höher zu bewerten, als bei der Wirkstoffapplikation t_0 (Kap. 2.6.7) ein zusätzlicher „worst case“ Faktor einwirkte. In realen Straßenabflüssen liegen große Teile der Schwermetalle und der hydrophoben PAK, aber auch des CSB, organisch gebundener N-Verbindungen und des Phosphates in partikulär gebundener Form vor [LANGE, 2003; MUNLV, 2003]. In der Praxis wird daher die stoffliche Belastung von Bodenfiltern bereits vor Infiltration durch mechanische Filtration, durch Integration einer Sedimentationsmöglichkeit oder Leichtstoffabscheider deutlich minimiert [MUNLV, 2003]. Daher dürften die applizierten „freien“ Schadstoffe eine weit höhere Mobilität besitzen, als es der Praxis normaler Straßenabflüsse entspricht.

Tab. 49 bilanziert die Reinigungseffizienz der getesteten bewachsenen Bodenfilter am Ende des Versuchszeitraums t_{End} als frachtbezogener Wirkungsgrad (Stoffrückhaltung der Dotierung t_0 ; vgl. Tab. 11). Nachfolgend werden die Ergebnisse substanzbezogen diskutiert.

Tabelle 49: Frachtbezogene Wirkungsgrade der Test-Lysimeter (prozentualer Stoffrückhalt der Dotierung t_0 ; 20 Beprobungen)

	% t_0	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
	AfS	99,89	99,97	99,97	99,97	99,95	99,91
hydrophil	Cu	97,94	97,7	96,66	96,67	96,69	--
	Zn	96,4	95,02	99,35	99,11	98,53	--
	2,4-D	30,2	45,1	18,3	51,6	47	--
	MfBE	93,9	94,5	95,5	95,2	95,2	--
hydrophob	MKW ($\Sigma C_{12} - C_{20}$)	99,96	99,99	99,99	99,98	99,99	--
	MKW (cycl.)	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	--
	Acen.	99,98	99,98	99,98	99,99	99,98	--
	Phen.	99,99	99,99	99,99	99,99	99,99	--

PAK

Gegenüber dieser kaum wasserlöslichen Schadstoffgruppe wurden generell sehr hohe Wirkungsgrade ($> 99,9\% t_0$) erzielt und es fielen keine Unterschiede zwischen einzelnen Lysimetervarianten auf. Diese Beobachtungen entsprechen tendenziell den Säulenversuchen, übertreffen sie aber in der Höhe des Wirkungsgrades z.T. deutlich. Allgemein scheint das Potenzial zur Grundwassergefährdung durch diese hydrophoben Substanzen äußerst gering.

Das Elutions- bzw. Sorptionsverhalten der Modell-PAK Acenaphthen und Phenanthren reflektiert in der gegebenen zeitlichen Auflösung und Versuchsanordnung Einflüsse, die primär die grundlegenden physiko-chemischen Eigenschaften dieser Stoffklasse (Wasserlöslichkeiten, Flüchtigkeiten, Persistenz,...) reflektieren. So lassen die Werte eine unterschiedliche Phasenverteilung von Acenaphthen und Phenanthren erkennen (Tab. 25 / 26): das dreifach wasserlöslichere Acenaphthen trägt wesentlich mehr zur Eluatbefrachtung bei, während das gering lösliche Phenanthren zur Sorption an Bodenpartikeln neigt, mit entsprechend geringer Verfügbarkeit für den Wasserpfad.

Die Versickerungsexperimente verdeutlichen unmittelbar zu Beginn und bei den Starkregensimulationen die Bedeutung der partikulären Schadstoffbindung. So dürfte das „first flush“-Phänomen zu Beginn der Versickerungsexperimente auf solchen PAK-Anteilen beruhen, die unmittelbar nach Applikation keinen Kontakt zu Oberflächen ausbilden konnten und nicht von Mikroorganismen metabolisiert worden sind. Eine weitere Ursache dieser erhöhten Werte kann eine Lösevermittlung der gleichzeitig applizierten hydrophilen Organika (z.B. MfBE) sein [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. Ein Indiz hierfür ist das abrupte Absinken der PAK-Elution parallel zum Ende der MfBE-Elution (Kap. 3.2.4.2).

Eine ähnliche Ursache dürfte der Konzentrationsanstieg nach der ersten Starkregensimulation haben. Auch hier dürften nicht oder schwach sorbierte PAK-Fractionen durch den schnellen Volumenstrom einer großen Wassermenge gelöst und unter weitestgehender Umgehung der sorbierenden Filtermatrix und mikrobieller Abbauprozesse abwärts transportiert worden sein. Da jedoch der Anteil gebundener Rückstände im allgemeinen mit der Verweildauer der Substanzen stark ansteigt, sinkt parallel der Anteil mobiler PAK, so dass bei den späteren Starkregensimulationen kaum noch erhöhte Werte verzeichnet wurden.

In den Lysimeterexperimenten erfolgte die Beregnung mit partikelfreiem Leitungswasser und die Schadstoffe wurden einmalig als organisch gelöste Reinsubstanzen ohne längere Kontaktzeit zu Partikeloberflächen appliziert. Daher konnte keine signifikante Schadstoffbindung an Feststoffe erwartet werden. Dagegen liegen in realen Niederschlagsabflüssen PAK überwiegend partikulär gebunden vor. So belegen Untersuchungen von IFS [2001] für PAK in Straßenabflüssen eine über 93 %-ige Partikelbindung. Auch XANTHOPOULOS [1990] wies nach, dass PAK zu 96,4% an der kleinsten Kornfraktion von 6-60 μm binden, was ähnlich für die Schwermetallbelastung gilt. Durch diese Partikelbindung ist in der Praxis von Bodenfiltern die Möglichkeit eines Grundwassereintrags durch die Ergänzung von Sorption (und Ausbildung sog. „nicht extrahierbarer Rückstände“), Filtration (vgl. Kap. 4.1.3) und Sedimentation stark reduziert.

Auch der mikrobielle PAK-Abbau kann wirkungsvoll zum Grundwasserschutz beitragen, wie die Bodenuntersuchungen zeigen. Auch unter Berücksichtigung der unvermeidlich fehlerbehafteten Bodenanalytik weist die erhebliche Bilanzlücke zwischen der anfänglichen Dotierung t_0 und der geringen PAK-Gesamtmenge (Σ Boden + Eluate) am Ende des Versuchzeitraumes (t_{End}) auf intensive mikrobielle

Abbauprozesse der niedrigkondensierten PAK [CERNIGLIA, 1992] und deren mögliche Verflüchtigung im Zuge des neunmonatigen Lysimeterbetriebes hin.

Das hohe Ausmaß des mikrobiellen PAK-Abbaus wurde in Säulenexperimenten mit bioaktivierten Substraten demonstriert [DOBNER et al., 2005].

Der mikrobielle Abbau von PAK beruht im Wesentlichen auf dem Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten der Einzelsubstanzen. Niedrigkondensierte PAK werden aufgrund geringerer Bindungsstärke und höherer Wasserlöslichkeit leichter abgebaut als höher kondensierte Verbindungen [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. Gleichzeitig war bei den bewachsenen, mykorrhizierten Lysimetern nach der dreimonatigen Etablierungsphase von einer PAK-abbauenden Mikroflora auszugehen [PFEIFER, 2002]. Aus dieser Konstellation erklären sich die deutlichen Unterschiede in den Rückstandsgehalten von Acenaphthen und Phenanthren in den Substraten (Tab. 26).

Eine Ursache der höheren Phenanthren-Gehalte dürfte die bessere Wasserlöslichkeit von Acenaphthen sein. Durch Verschiebung des Sorptions-gleichgewichtes von Acenaphthen in Richtung Bodenlösung sind mikrobieller Abbau und gasförmige Verflüchtigung (vgl. Dampfdruck, Tab. 4) begünstigt. Ein weiterer Grund für die relativ erhöhten Phenanthren-Gehalte am Ende des Untersuchungs-zeitraumes dürfte eine erhöhte Persistenz sein, die längere Abbauphasen erfordert. So zeigen sich erst im Anschluß an eine etwa dreimonatige „lag-Phase“ ($t_0 - t_3$) auch bei Phenanthren stärkere Reduktionen ($t_3 - t_{\text{End}}$: Lys. 1: - 66%, Lys. 4: -70%). Ähnlich konnten THIELE und BRÜMMER [1998] diese zweite, langsamere Abbauphase nachweisen.

Die hier festgestellte allgemein hohe PAK-Abnahme bis zum Versuchsende dürfte auf der ausschließlichen Applikation niedermolekularer PAK basieren. Dabei resultieren aus einer Kombination von höherer Wasserlöslichkeit, höherer Flüchtigkeiten (Tab. 4) sowie einer kürzeren Halbwertszeit für den mikrobiellen Abbau [CERNIGLIA, 1992] vergleichsweise geringere Acenaphthen-Anteile in den Bodenextrakten.

Die abschließenden Profilaufnahmen verdeutlichten unterschiedliche Tiefenverteilungen der PAK (Abb. 21 und Abb. 22), die sich ebenfalls aus den Persistenzen der Einzelsubstanzen erklären. Während Acenaphthen bereits in den obersten Bodenschichten durch mikrobiellen Abbau, Pflanzenaufnahme oder Verflüchtigung deutlich reduziert wurde und die belebte Oberbodenzone (< 40 cm) in keinem Fall passierte, gelangte das langlebigere Phenanthren trotz geringerer Wasserlöslichkeit in deutlich höheren Konzentrationen auch in den Unterboden.

Bemerkenswert ist die ausgeprägte Tiefenverlagerung von Phenanthren in Lys. 4 auch in größere Tiefen. Dies deutet auf eine unbefriedigende Retentionskapazität von Lys. 4 gegenüber PAK hin. Durch die Verlagerung in den O₂-limitierten Unterboden ist damit zu rechnen, dass der Abbau des persistenten Phenanthren verlangsamt wird und die Migration weiter anhält. Erste Hinweise hierauf bieten die langfristig steigende Phenanthren-Konzentration dieses Lysimetersubstrates (vgl. Kap. 4.1.5). Da hydrophobe Organika wie PAK überwiegend durch die organische Substanz des Bodens gebunden werden [BVB, 2000], ist in komposthaltigen Substraten diese Verlagerungstendenz von Phenanthren nur in geringerem Maß zu beobachten. Daher ist die zukünftige Zugabe schadstofffreier, strukturstabiler organischer Substanz zur Immobilisierung von PAK sinnvoll.

ALIPHATISCHE MINERALÖLKOHLENWASSERSTOFFE (C₁₂ – C₂₀)

Nach SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL [1992] wird das Verhalten der MKW in Böden von Dampfdruck, Persistenz, Viskosität und Sorptionsverhalten bestimmt.

Der Dampfdruck der Aliphaten sinkt mit steigender Kettenlänge (Tab. 4), höhersiedende Alkane (> C₁₅) verdampfen kaum noch. Die biologische Abbaubarkeit von n-Alkanen ist von deren Kettenlänge abhängig.

Daher scheint eine Faktorenkonstellation aus geringer Wasserlöslichkeit, niedrigem Dampfdruck (Tab. 4) und schlechterem Bioabbau diese hohen Rückstandsgehalte in den Substraten zu bewirken: da höherkettige Alkane (> C₉) bevorzugt hydrophobe Bindungen mit Bodenbestandteilen eingehen [BLUME, 1992], sind sie der wässrigen Bodenlösung weitestgehend entzogen, wodurch Bioabbau, Transportprozesse oder gasförmige Verflüchtigungen stark eingeschränkt sind.

Nur bei den flüchtigeren, leichter abbaubaren C₁₂-Analyten ist in allen Lysimetern eine deutliche Bilanzlücke erkennbar (C₁₂ t_{End}: 20 - 30% t₀, Tab. 24), die auf eine zwischenzeitliche Volatisierung über die Bodenluft oder stärkeren Bioabbau hindeutet.

Diese Kombination aus Metabolisierbarkeit und Dampfdruck dürfte ähnlich wie bei den PAK Ursache für die unterschiedliche Tiefenverlagerung der Aliphaten sein. So verhinderten bei kurzkettigen Aliphaten (C₁₂) intensive mikrobielle Umsetzungen oder Ausgasung eine Migration in Schichten tiefer als 40 cm. Die Mechanismen „Bioabbau“ und „Verflüchtigung“ wirken bei den längerkettigen C₁₅ / C₂₀-MKW in geringerem Maß, so dass diese trotz geringerer Wasserlöslichkeit durch eine erhöhte Persistenz in deutlich höheren Konzentrationen auch in den Unterboden verlagerten. Die substratoptimierten bepflanzten Filtervarianten 2, 3 und 5 zeigten sehr hohe, vergleichbare Reinigungskapazitäten, die aufgrund der lipophilen Eigenschaften der MKW unabhängig sind von Substrateigenschaften der Lysimetervarianten. Der unbewachsene, sandige Lys. 1 wies die geringste Reinigungskapazität gegenüber aliphatischen MKW auf (vgl. Tab. 23: Eluat-AMK). Der hohe MKW-Austrag über das Sickerwasser bedingt vermutlich die deutlich geringeren MKW-Gehalte dieses einfachen Filtersubstrates.

Wie bei den PAK, zeigt Lys. 4 auch Auffälligkeiten im Stoffrückhalt hydrophober MKW, erkennbar an erhöhten Boden-Rückständen und Verlagerungstendenzen von C₂₀-MKW (Abb. 20) auf. Parallel dazu wiesen seine Eluate relativ hohe Ablaufkonzentrationen auf. Offenbar mangelt es dieser Substratvariante an einer Humus-Komponente, da Mineralöl-Komponenten vor allem von der organischen Bodensubstanz gebunden werden [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992].

Trotz der applizierten „worst case“-Dotierung (Tab. 11) dürfte jedoch aufgrund der sehr geringen Wasserlöslichkeit kein Übergang dieser MKW in die Wasserphase zu erwarten sein.

SCHWERMETALLE

Die Schwermetallrückhaltung ist bei Versuchsende sehr effektiv und liegt bei allen Varianten in vergleichbarer Höhe (> 96,5% t₀, Tab. 29).

Der verzögerte Beginn der Schwermetallelution deutet auf effiziente und schwermetallspezifische Wechselwirkungen mit der reaktiven Filtermatrix hin, da der gleichfalls hydrophile Br⁻-Tracer und 2,4-D nahezu ohne Verzögerung in den Eluaten nachzuweisen waren. Diese spezifischen Wechselwirkungen beruhen auf der Kationenaustauschkapazität (KAK) des Bodens, die in erster Linie vom pH-Wert und den Bestandteilen der Matrix gesteuert wird. Die leicht basischen pH-Werte der Eluate (vgl. Tab. 38) lassen ebenfalls auf eine geringe Auswaschungstendenz schließen (vgl. Kap. 4.1.3). Die KAK ist für den Rückhalt des applizierten Cu²⁺ und

Zn²⁺ umso bedeutsamer, als dass beide Schwermetalle überwiegend in gelöster Form vorliegen und durch mechanische Filtration nur in geringen Teilen zurückgehalten werden [NADLER und MEIßNER, 2001]. Weiterhin wurden in den Substraten auch keine Einstauphasen beobachtet, die zu einer durch Anaerobiose verursachten Mobilisierung reduzierter Schwermetalle hätten führen können.

Unter hoher hydraulischer Belastung zeigten die nicht substratoptimierten Filtervarianten anfangs deutliche Zn²⁺-Mobilisierungen, deren Ausmaß jedoch zu späteren Terminen deutlich abnahm (Kap. 3.2.4.6.1). Eine mögliche Erklärung für diese sinkende Mobilisierbarkeit dürfte in der zunehmenden Kontaktdauer zu sorbierenden Oberflächen liegen, wodurch der Anteil mobilisierbaren Zn²⁺ sinkt.

Diese Zn²⁺-Mobilisierungen traten bei den silikatkolloidhaltigen Lysimetern wesentlich geringer auf, wahrscheinlich auf Grund schneller Bildung unlöslicher Zn²⁺-Silikate (s.u.).

Weitergehend lassen die Starkregensimulationen keine abschließenden Aussagen zu. Auf Grund des kurzen Beobachtungszeitraums fanden diese Experimente ausschließlich in der winterlichen Sickerphase (Fehlen der pflanzlichen Transpiration) statt, so dass keine Vergleichsdaten aus der Vegetationsphase (Reduktion des Sickerwasserbildung, ...) vorliegen.

Bemerkenswert ist die Erhöhung der Wirkungsgrade gegenüber Zn²⁺ bei den silikatkolloidhaltigen Filtern im Vergleich mit den Lys. 1 und 2 (ohne reaktive Additiva).

Ursache scheint die Bildung unlöslicher Zn-Silikate zu sein, wodurch Zn²⁺ zusätzlich zur KAK inaktiviert wird (AMK max. 25% von Lys. 1 als Referenz, Tab. 29). Diese Ergebnisse unterstreichen die Aussagen der Säulen- und Batchversuche (Kap. 3.1.1), wonach das Silikatkolloid das wirksamste Additiv gegen starke Zn-Belastungen ist. Werden für das Silikatkolloid die in Batchversuchen ermittelten maximalen Stoffbindungen (Cu²⁺: 90 g x kg⁻¹; Zn: 60 g x kg⁻¹), Einbaumassen (15 kg x Lys.⁻¹) und Durchschnittskonzentration (Cu²⁺: 76 µg x l⁻¹; Zn²⁺: 405 µg x l⁻¹) berücksichtigt, ergibt sich bis zur Substratsättigung ein Reinigungsvolumen für Cu²⁺ von etwa 17500 m³, für Zn²⁺ 2200 m³ (bei einem lokalen Jahresniederschlag von 0,7 m³).

Die Resultate der Schwermetallverteilung in den Substraten bei Versuchsende (t_{End}) (Tab. 30) weisen eine sehr hohe Datenstreuung auf (relative Standardabweichungen bis zu 83%), was auf eine sehr heterogene räumliche Schadstoffverteilung (ergänzt evtl. durch unterschiedliche Desorbierbarkeit) schließen lässt. Durch diese Variabilität und unter Berücksichtigung der Messgenauigkeit der Feststoffbestimmung ist die Interpretation des Datenmaterials mit Unsicherheiten behaftet und kann nur Tendenzen aufweisen.

Eine mögliche Ursache dieser starken Schwankungen der flächenhaften Schadstoffverteilung könnte in geringen Unebenheiten und zentralen Senkenbereichen der Lysimeteroberflächen liegen. Hierdurch infiltrierten die ersten Beschickungen (mit den gelösten Schwermetallen) punktuell verstärkt in Senkenstrukturen mit der Konsequenz inhomogener Schwermetallverteilung. Daneben kann speziell die ereignisorientierte, diskontinuierliche Eluatbeprobung Ursache für Bilanzlücken sein, wobei ein Teil der Schwermetalle ohne analytische Erfassung aus den Lysimetern ausgebracht wurde. Im Vergleich mit den Bodengehalten dürfte dieser Bestandteil der Gesamtbilanz aber von untergeordneter Bedeutung sein.

Insgesamt korrespondieren die hohen Bodengehalte sehr gut mit den niedrigen Eluatkonzentrationen. Gleichzeitig sind im Rahmen der Datenstreuung auch hohe Aufnahmeleistungen der Bepflanzung plausibel (Kap. 4.1.4.1.2). Die Substratuntersuchungen zeigen nur geringe Tiefenverlagerungen unter Einfluss einer neunmonatigen Beregnung. Die Masse der Schwermetalle befindet sich noch im Bereich

der mykorrhizierten Wurzelzone (20 – 40 cm) und kann somit weiterhin durch Pflanzen aufgenommen werden. Im Vergleich der Substratvarianten zeichnet sich Lys. 4 erneut nachteilig aus. Insgesamt scheint auch zum Schwermetallrückhalt eine organische Substratkomponente erforderlich. Ein unterstützendes Indiz hierfür sind auch die etwas niedrigeren Zn^{2+} -Eluatdaten des vergleichbaren, aber komposthaltigen Lys. 3 (Tab. 29).

2,4-D

2,4-D zeigte wie in den Säulenversuchen eine geringe Substratbindung, so dass der Rückhalt in allen Filtern unbefriedigend blieb. Da 2,4-D jedoch durch Bodenmikroorganismen schnell und effektiv eliminiert wird, kann in der Praxis eine Verlängerung der mikrobiellen Einwirkphase zum Grundwasserschutz beitragen [DOBNER et al., 2005]. In diesem Zusammenhang stellen bepflanzte, substratoptimierte Bodenfilter wirksame Alternativen zu konventionellen Sandfiltern dar. Ein Indiz hierfür ist die Beobachtung, dass die substratoptimierten, bewachsenen Lys. 4 und 5 den Wirkungsgrad gegenüber dem sorptionsschwachen Lys. 1 um etwa 40% erhöhten.

Durch ihre pflanzliche Transpiration war die Durchsickerung des belebten Wurzelraumes vermindert und verzögert. Gleichzeitig erhöhte die verbesserte Wasserspeicherkapazität der optimierten Filtersubstrate die Kontaktzeit für mikrobielle Einwirkungen. Die eingebauten Additiva Silikatkolloid und Bims-Lava boten hierfür eine günstige Faktorenkonstellation: durch ihre Porosität sind sie wasserspeichernd und begünstigen durch große spezifische Oberflächen die Ansiedlung eines autochthonen Biofilms (= Bioabbau). Aus Sicht des Schadstoffabbaus sind daher die beobachtete hohe Transpiration der mykorrhizierten Bepflanzung (Kap. 3.2.5.2) sowie die erkennbar steigende Wasserspeicherkapazität der Substrate (Kap. 4.1.3.1) förderlich.

MtBE

Obwohl MtBE die aus den Säulenversuchen vertraute „first flush“-Kinetik zeigte, waren die geringen Eluatgehalte des als hochmobil angesehenen MtBE (4,5% - 6% t_0) unerwartet. Das ebenfalls hydrophile 2,4-D eluierte dagegen mit 50 – 80% t_0 (Tab. 20). Die Ursachen dieser systematischen Abweichung liegen – vermutlich ähnlich wie bei cyclischen MKW – in dem hohem Dampfdruck von MtBE (MtBE: 268 hPa; 2,4-D: 0,001 hPa; Tab. 4). Diese hohe Flüchtigkeit, die Art der Applikation sowie steigende Tagestemperaturen (\varnothing 15,3 °C) dürften im „offenen System“ der Lysimeter zu erheblichen, nicht bilanzierbaren Ausgasungsverlusten geführt haben.

Für die Praxis bedeutet dies, dass wässrig gelöste Substanzen mit hohem Dampfdruck in niedrigen Konzentrationsbereichen kaum Potenzial zur Grundwassergefährdung aufweisen. Die Entlastung des Grundwasserpfad geschieht jedoch zu Lasten des atmosphärischen Umweltkompartiments.

CYCLISCHE MINERALÖLKOHLENWASSERSTOFFE (TOLUOL, CYCLOHEXAN)

Trotz der fehlenden ersten Eluatanalysen kann theoretisch aus einem Vergleich der Wasserlöslichkeiten von Toluol und Cyclohexan mit denen des hydrophilen MtBE und 2,4-D (mit bekannten Elutionsverhalten, vgl. Kap. 3.2.4.1 und 3.2.4.1) der Zeitraum für eine vollständige Elution von Toluol und Cyclohexan grob abgeschätzt werden (Tab. 50).

Tabelle 50: Modell zur Prognose des Elutionszeitraums von Toluol und Cyclohexan

	Löslichkeit (H ₂ O)	vollständige Elution nach ... Porenvolumen
MfBE	50 g x l ⁻¹	0,5
Toluol	0,5 g x l ⁻¹	?
2,4-D	0,3 g x l ⁻¹	1 - 1,34
Cyclohexan	0,55 mg x l ⁻¹	?

Nach diesem einfachen Prognosemodell hätte Toluol mindestens bis zu einem Austausch von 0,5 – 1,3 Porenvolumen ($\approx 175 - 450$ l) nachweisbar sein müssen, Spuren von Cyclohexan sogar noch später. Dieses ausgetauschte Porenvolumen wurde jedoch noch von den Probenahmen 3 und 4 erfasst, ohne dass hier die beiden Analyte nachgewiesen wurden.

Daher lässt trotz fehlender Eingangsdaten die vollständige Abwesenheit von cyclischen MKW auf wirkungsvolle Mechanismen zur Entlastung der Sickerwässer schließen. Vermutlich hat ähnlich wie bei MfBE die hohe Flüchtigkeit der beiden leichtsiedenden Benzinbestandteile (Tab. 4) unter den herrschenden sommerlichen Freilandbedingungen in Verbindung mit einer raschen Mineralisation des leicht abbaubaren Toluols [KARLSON und FRANKENBERGER, 1989] einen bedeutenden Beitrag zur Dekontamination der Bodenfilter geleistet [BLUME, 1992]. Weitergehende Aussagen zu Leistungen von Substraten oder Einwirkung der mykorrhizierten Vegetation sind nicht möglich.

4.1.3 Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser

Tab. 51 bezieht die eluierten Stoffmengen auf die jeweiligen Sickerwasservolumina (abflussgewichtete mittlere Konzentrationen = AMK). Durch Bezug der AMK auf die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung [TrinkwV, 2001] lässt sich die Filterleistung differenzierter bewerten.

Tabelle 51: Bilanz der Sickerwasserbildung, mittlere pH-Werte und Gehalte abfiltrierbarer Stoffe (AfS) sowie der abflussgewichteten mittleren Konzentrationen (Quotient aus Stoffmengensumme und kumulierter Abflusssumme) (t_{End} ; 20 Beprobungen)

	Einheit	TrinkwV	Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6	
Eluat_{Total}	l		5007	4715	4567	4681,5	4745,5	4632	
AfS	mg x l ⁻¹	--	1,7	0,5	0,4	0,4	0,7	1,4	
pH (Ø)	--	6,5 - 9,5	7,73	7,64	7,54	7,56	7,69	7,71	
hydro-phob	MKW (Σ)¹⁾	µg x l ⁻¹	10	2,64	0,37	0,54	1,45	0,93	0,12
	MKW (cycl.)	µg x l ⁻¹	10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	PAK (Σ)²⁾	ng x l ⁻¹	100	52,7	58,5	52,3	52,9	45,2	49,8
hydrophil	Cu	mg x l ⁻¹	2	0,06	0,07	0,11	0,11	0,10	0,11
	Zn	mg x l ⁻¹	--	0,58	0,84	0,11	0,15	0,25	0,12
	2,4-D	µg x l ⁻¹	0,5	13,9	11,6	17,9	10,3	11,2	n.n.
	MfBE	µg x l ⁻¹	--	1,2	1,2	1	1	1	n.n.

¹⁾ Summe der Einzelkonzentrationen von C₁₂, C₁₅ und C₂₀

²⁾ Summe der Einzelkonzentrationen von Acenaphthen und Phenanthren

Die beobachtete sehr hohe Stoffrückhaltung hydrophober PAK und MKW (Tab. 49) führt komplementär zu Eluatkonzentrationen, die trotz „worst case-Dotierung“ deutlich unter dem Bezugsrahmen der TrinkwV liegen.

Da aus den Eluaten des nicht dotierten Lys. 6 eine Eigenbelastung durch den eingebauten Kompost mit EPA-PAK ($5,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$) hervorging, waren alle PAK-Eluate komposthaltiger Filtervarianten durch ein zusätzliches „Hintergrundrauschen“ erhöht. Trotz der spurenverunreinigten Kompostadditiva (Kap. 2.6.3) und einer „worst case-Dotierung“ sind jedoch seit dem Zwischenbericht 2005 die AMK der PAK in allen Fällen weit unterhalb des zulässigen Grenzwertes gefallen und lagen bei t_{End} in vergleichbarer Höhe ($45 - 59 \text{ ng} \times \text{l}^{-1}$) (vgl. Tab. 25).

Diese Befunde unterstreichen die Notwendigkeit, potenzielle Filtermaterialien sorgfältig auf mögliche Eigenbelastungen zu überprüfen. Gleichzeitig scheint ein Verzicht auf gut zersetzte organische Substanz zur unspezifischen Sorption von Organika und Schwermetallen ungünstig, wie ein zwischenzeitlicher Anstieg der PAK- und MKW-Elution (Tab. 55) sowie Verlagerungstendenzen von Schwermetallen im kompostfreien Lys. 4 beweist (Kap. 4.1.5).

Allgemein zeigt die silikatkolloidhaltige Filtervariante von Lys. 3 die niedrigste Sickerwasserbelastung mit hydrophoben Analyten.

Bei den hydrophilen Schwermetallen liegen die AMK von Cu^{2+} bei allen Eluaten relativ einheitlich um $0,1 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ und unterschreiten den Cu-Grenzwert der TrinkwV problemlos. Ein differenzierteres Verhalten zeigen die AMK des mobilen Zn^{2+} : dieses eluiert aus den nicht-substratoptimierten Lys. 1 und 2 in deutlich höherem Maß als in den Varianten mit Silikatkolloid oder Bims-Lava. Hier wird ein deutlicher positiver Effekt einer Filterkombination auf Basis von Silikatkolloid / Kompost (Lys. 3) sichtbar, der Zn^{2+} sehr effizient inaktiviert (AMK max. 19% von Referenz-Lys. 1).

Der für das hochmobile 2,4-D geltende Pestizid-Grenzwert der TrinkwV wird von keiner AMK eingehalten. Jedoch weisen auch hier Kombinationen eines pflanzenbestandenen Substratkörpers mit Silikatkolloid- und Organik-Anteilen die höchsten Reinigungsgrade auf und bieten viel versprechende Perspektiven zur Verbesserung der Reinigungsleistung. In der Praxis kann durch oberflächennahe Wasserspeicherung in den Filtermaterialien (oder technische Ablaufdrosselung) gelöstes 2,4-D „indirekt“ gebunden werden, wodurch die mikrobielle Einwirkzeit verlängert wird. Dies begünstigt den mikrobiellen Abbau und erhöht den für diese problematische Substanz bereits beachtlichen Wirkungsgrad.

Die AMK von MfBE liegen in vergleichbar niedrigen Bereichen. Der Vergleich zeigt eine 20% geringere Eluatbelastung der substratoptimierten Lysimetervarianten.

Generell zeigen die substratoptimierten Filtervarianten auch bei hydrophilen Analyten die geringeren AMK.

pH-WERTE

Die mittleren pH-Werte der Eluate liegen bei allen Filtervarianten konstant im leicht alkalischen Bereich und entsprechen der in der TrinkwV genannten Spannbreite. Da Zn^{2+} ab einem Grenz-pH < 6 und Cu^{2+} ab einem pH $< 4,5$ mobilisiert wird [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992], sind die ermittelten pH-Werte ein Indikator für eine geringe Mobilisierungswahrscheinlichkeit der applizierten Schwermetalle. Die meisten Bakterien wachsen optimal in diesem leicht alkalischen Milieu, so dass in Zusammenhang mit den grobporigen, gut belüfteten Substraten und einer konstanten Durchfeuchtung auf günstige Bedingungen für den mikrobiellen Schadstoffabbau zu schließen ist (vgl. Tab. 5).

ABFILTRIERBARE STOFFE (AfS)

Die abfiltrierbaren Stoffe (AfS) sind ein Maß für die mechanische Rückhaltung ungelöster 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, Exkrememente u.v.m. Nach ihrer Herkunft können sie ein großes Spektrum gewässerbelastender Stoffe enthalten. Daher ist in Bodenfiltern bereits durch mechanische Ausfilterung insbesondere kleiner Kornfraktionen eine wirksame Frachtreduktion zu erzielen. Diesem Reinigungsprozess unterliegen nur ungelöste Stoffe bzw. an mitgeführten Feinstpartikeln adsorbierte Schadstofffraktionen [KASTING, 2003]. Unter ungünstigen Umständen können hydrophob gebundene Schadstoffe durch Koelution eine Tiefenverlagerung erfahren [SCHEUNERT, 1992]. Daher trägt eine effektive Partikelfiltration im Porenkontinuum des Bodens als eingehende Reinigungsstufe bereits wesentlich zum Grundwasserschutz bei.

Böden fungieren dabei nach BLUME [1990] durch mechanische Filtration an der Oberfläche des Bodens (Oberflächenfilter) und im anschließenden Feinporensystem der oberen Dezimeter (Raumfilter). Im Fall bewachsener Bodenfilter wird diese Substratfiltration noch durch einen oberirdischen „Raumfilter“ aus weitmaschigen Vegetationsresten ergänzt (Abb. 42). Die mögliche Ablagerung von Feinststoffen auf Blättern, als auch auf der Halmbruchzone und der Streuschicht schützt somit den Filter zusätzlich vor äußerer Kolmation.

Lagern sich diese kleinen Partikel im Porenraum des Bodens ab, kann dies durch Selbstabdichtung bis zum Funktionsausfall führen. Bewachsene Bodenfilter sind gegenüber diesem Prozess jedoch unanfällig, da das Wurzelwachstum undurchlässige Bodenschichten kontinuierlich auflockert und so langfristig die Durchlässigkeit des Filters sichert [BAHLO und WACH, 1995]. Die Bepflanzung der Filter wirkt dabei selbstoptimierend, da eine kontinuierliche Streuzufuhr langfristig die Sorptions- und Filterkapazität erhöht. Durch die teilweise Verholzung der Bepflanzung bleibt die herbstliche Pflanzenstreu grob strukturiert, wodurch ein Verstopfen von Filterporen dauerhaft vermieden wird. Bei einfachen Versickerungsmulden mit Rasen-Ansaat ist hingegen durch Ausbildung undurchdringlicher Gras-Moos-Filze mit nachlassender hydraulischer Durchlässigkeit zu rechnen, welche durch Vertikutieren zu beseitigen ist [BSU, 2006].



Abbildung 42: Ausbildung eines grobmaschigen Raumfilters aus abgestorbener Laubstreu von *Iris pseudacorus*

ABWASSERPARAMETER

Für die Bewertung können diese Abwasser-Parameter in Abhängigkeit von ihrem Belastungspotenzial nach der biologischen Gewässerqualität [LAWA, 1998] in vier Güteklassen (Tab. 52) eingeteilt werden.

Tabelle 52: Biologische Gewässergüteklassen (LAWA [1998], ergänzt nach BAUR [1998])

Gewässergüteklasse		I	II	III	IV
		Unbelastet	mäßig belastet	stark verschmutzt	übermäßig verschmutzt
NH₄⁺	mg x l ⁻¹	< 0,1	0,2 - 0,5	4,0 - 6,0	8
NO₃⁻	mg x l ⁻¹	< 1	1 - 5	> 5	
ortho-PO₄³⁻	mg x l ⁻¹	< 0,03	< 0,5	0,5	
BSB₅	mg x l ⁻¹	1 - 8	8 - 20	20 - 50	> 50
CSB	mg x l ⁻¹	2 - 15	15 - 40	40 - 100	> 100
TOC	mg x l ⁻¹	1 - 2		> 10	

Zusammenfassend zeigen die Messwerte keine auffälligen Belastungen des Sickerwassers.

Die geringen Messwerte der Parameter BSB₅ und CSB als summarische Indizes (bio)chemisch oxidierbarer organischer Wasserinhaltsstoffe klassifizieren alle Eluate als „unbelastet“ (Kat. I). Da die CSB-Untersuchungen in keinem Fall sauerstoffzehrende Stoffe nachgewiesen haben, dürften die Nachweise von Gesamtkohlenstoff (TOC) auf mobilen Humin- oder Fulvosäuren beruhen, die als nicht oxidierbare Biopolymere kontinuierlich aus der Humuskomponente versickern.

Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) als Pflanzennährstoffe entstehen mikrobiell durch Zersetzung stickstoffhaltiger organischer Substanz (NH₄⁺) und deren rascher Oxidation in gut durchlüfteten Böden (NO₃⁻). Eine Elution von NH₄⁺ ist innerhalb der analytischen Messgenauigkeit in keinem Fall nachweisbar (Kat. I). Die geringe Mobilität dieses Kations in Böden [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992] in Verbindung mit einer Aufnahme durch die Filtervegetation dürften die Gründe sein. Für Nitrat weisen ausschließlich die Eluate des unbewachsenen Lys. 1 sowie der ähnlich aufgebaute bepflanzte Lys. 2 eine mäßige Belastung (Kat. II) auf. Da hier durch fehlende Vegetation eine Wurzelaufnahme des Pflanzennährstoffs NO₃⁻ entfällt (Lys. 1) bzw. das Wurzelwachstum nicht durch wuchsfördernde Additiva unterstützt wird (Lys. 2) (s.u.), kann das hochmobile NO₃⁻ in vergleichsweise hoher Konzentration aus beiden Filtern auswaschen. Generell deutet das Auftreten von NO₃-N auf eine gute Sauerstoff-Versorgung in den grobkörnigen Substraten.

Der Pflanzennährstoff Phosphat kann in allen Eluaten im Bereich geringer Belastungen (Kat. I – II) nachgewiesen werden. Da er in aquatischen Ökosystemen der am stärksten wachstumslimitierende Faktor ist und maßgeblich zu Gewässereutrophierungen (z.B. Algenblüte) beisteuert [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992], sind PO₄-Belastungen der Lys. 3 und 4 ungünstig zu beurteilen (Kat. III). Ursache ist die Auswaschung von P₂O₅, welches dem Silikatkolloid dieser beiden Lysimeter zur Schwermetallimmobilisierung beigemischt ist [Herstellerangaben]. Bodenfilter ohne Silikatkolloid weisen entsprechend deutlich niedrigere Phosphatbelastungen auf (Kat. II: „mäßig belastet“).

Da dieser Phosphatanteil gleichzeitig als zusätzlicher Pflanzendünger fungiert, zeigte die Vegetation auf diesen beiden Lysimetern die höchsten Wachstumsleistungen (Kap. 3.2.5.1.2) und stärksten Transpirationseffekte (Kap. 3.2.5.2).

In der Praxis dürfte diese PO_4^{3-} -haltige Bodenfilterdrainage bei Einleitung in sauerstoffhaltige Fließgewässer tolerierbar sein. Eine Phosphatzufuhr in Ionenform besitzt eine weitaus geringere Bedeutung als Einträge von erodierter Ackerkrume mit hohen Gehalten leicht mobilisierbaren Phosphates [SCHEFFER / SCHACHT-SCHABEL, 1992]. Zusätzlich wird ein Großteil des Phosphates von Plankton aufgenommen, welches nach Absterben zum Gewässergrund sedimentiert. Hier wird es durch Bildung wasserunlöslicher Fe(III)-phosphate fixiert („Phosphatfalle“) [BAUR, 1998] und die Phosphatbilanz reguliert. Sensible Stillgewässer mit großem Einzugsgebiet sollten jedoch nicht mit hohen Phosphatmengen belastet werden. Ein Lösungsansatz besteht in der Mengenreduktion silikatkolloidhaltigen Filteradditivs. Entsprechende Säulenversuche demonstrierten, dass sich die Filterleistung bis zu einem Mengenanteil von 2,5 Gew.-% nicht wesentlich ändert (Kap. 3.2.6.1.2).

4.1.3.1 Wasserhaushalt der Lysimeter

Die wichtigsten Einflussgrößen auf den Wasserhaushalt der bepflanzten Bodenfilter waren die pflanzliche Transpiration und die Wasserspeicherung der Substrate.

Die schadstoffadaptierte und mykorrhizierte Vegetation senkte effektiv die Sickerwasserbildung und zeigte eine sehr starke Transpirationsleistung. So lagen die Sickerwasserbildungen der bepflanzten Varianten in der ersten Vegetationsperiode etwa 10 – 20% unter der des unbepflanzten Lys. 1. Im zweiten Jahr steigerte sich dieser Wert durch eine fortentwickelnde Durchwurzelung des Filters bis auf die Drainageschüttung (s. Abb. 34) auf mehr als 40%. Diese Senkung des Sickerwasseranfalls liegt deutlich über der von Pflanzenkläranlagen, für die in der Vegetationsperiode eine Reduktion um ca. 10 - 30 % angegeben wird [BAHLO und WACH, 1995].

Eng verbunden mit der Sickerwasserbildung ist die Transpiration. Nach LARCHER [1984] beträgt diese Verdunstung in der gemäßigten Zone im Durchschnitt während der Vegetationsperiode rund $2 \text{ l} \times \text{d}^{-1} \times \text{m}^{-2}$. Auf die Sommermonate berechnet kann dieser Wert auf maximal $4 \text{ l} \times \text{d}^{-1} \times \text{m}^{-2}$ steigen.

Aus Tab. 46 wird ersichtlich, dass in der Vegetationsperiode 2005 die atmosphärische Wasserabgabe der Lysimeterbepflanzung mit den Durchschnittswerten nach LARCHER korrelieren. In der zweiten Vegetationsperiode steigert sich die Transpirationsleistung aufgrund einer dichteren Durchwurzelung des Filterkörpers, wobei durch Bepflanzung in Lys. 3 und 4 bereits die sommerlichen Maximalwerte erreicht bzw. sogar überschritten werden (Maximum Lys. 3: $4,1 \text{ l} \times \text{d}^{-1} \times \text{m}^{-2}$). Diese sehr hohe Transpirationsleistung der Bepflanzung erklärt die deutliche Sickerwasserreduktion speziell für die Lys. 3 und 4 (Tab. 45).

Es ist zu vermuten, dass die gemessene pflanzliche Transpiration auf den Bodenfiltern experimentell bedingt Minderbefunde gegenüber dem Freiland liefert. Dies liegt daran, dass durch die Folien-Überdachung der Lysimeter das Kleinklima gegenüber dem unmittelbaren Umfeld durch eine lokal erhöhte Luftfeuchte und eine geringere Luftbewegung sowie eine leichte Schattierung (Kap. 3.2.2) verändert war. Da die Einstrahlung die Transpiration fördert [LARCHER, 1984], dürfte die gemessene Schattierung die Verdunstung der Pflanzen herabgesetzt haben, so dass bei einer ungedämpften Sonneneinstrahlung mit höheren Transpirationseffekten zu rechnen ist. Neben der Einstrahlung steigt die Transpirationsintensität mit zunehmender Lufttrockenheit [LARCHER, 1984]. Die mikroklimatischen Daten zeigen eine erhöhte Luftfeuchtigkeit (Tab. 18), deren Ursache eine eingeschränkte Luftzirkulation unter dem Dach ist. Dieses niedrigere Wasserpotenzialgefälle zwischen verdunstenden Oberflächen und der Umgebungsluft dürfte die

Transpiration der Lysimeterbepflanzung im Vergleich zur Freifläche erniedrigt haben, so dass in der Praxis ebenfalls eine höhere Transpiration vorliegen dürfte. Auch eine fortschreitende Entwicklung der Vegetation mit dem laufenden Betrieb der Filter dürfte diesen Effekt zusätzlich verstärken.

Große Niederschlagsmengen werden nicht vollständig von der Vegetation aufgenommen. In diesem Fall kommt der Wasserspeicherung durch die Filtersubstrate eine besondere Bedeutung zu. Im Fall der Starkregensimulationen wurden durchschnittlich 10 – 20 % in den Substraten gespeichert (Tab. 19). Dabei zeichnete sich das Filtersubstrat 3 mit einer überdurchschnittlichen Wasserspeicherung aus. Die Ursache hierfür dürfte die Kombination von zwei wasserspeichernden Additiven sein (max. Wasserhaltekapazität Silikatkolloid: 136% TG; mWhk Kompost: 101% TG).

Bemerkenswert in diesem Zusammenhang ist der Anstieg der substratbürtigen Wasserspeicherkapazität im Versuchszeitraum. Vermutlich haben visuell nicht wahrnehmbare Sackungen die anfänglich locker-grobporigen Substrate zu feinporigeren Strukturen verdichtet, die aufgrund der Kapillarkräfte eine höhere Wasserspeicherkapazität besitzen. Für solche Sackungen sind Maximalwerte bis zu 15% angegeben [LfU, 2002].

Ob diese natürliche Verdichtung durch nachträgliche Bildung potenziell sorbierender Substratoberflächen zu einer langfristigen Erhöhung der Filterleistungen führt, kann in dem relativ kurzen Messzeitraum nicht abschließend beantwortet werden. Ähnliches gilt für Aussagen zu einem möglicherweise damit verbundenen Absinken der Durchlässigkeit (k_f -Wert), wie sie teilweise in anderen Lysimeterstudien beobachtet worden sind [KASTING et al., 2003]. Da sich die Durchlässigkeit des dominierenden, sandigen Lysimetermaterials (k_f : $8,5 \times 10^{-4} \text{ m} \times \text{s}^{-1}$) jedoch weit im oberen Abschnitt des entwässerungstechnisch relevanten k_f -Bereiches von 1×10^{-3} bis $1 \times 10^{-6} \text{ m} \times \text{s}^{-1}$ befindet [ATV, 2002], ist ausreichend Toleranz gegenüber hydraulisch nachteilig wirkenden Setzungserscheinungen gegeben. Daneben lockert die starke Durchwurzelung die Substrate permanent auf, was die Infiltrationskapazität langfristig erhält.

Die hydraulische Durchlässigkeit kann in feinkörnig-bindigen Böden bei langanhaltendem Frost durch Schrumpfspalten erhöht sein [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. Die Ausbildung solcher schnell drainender, tiefreichender Fließwege wurde in den Wintermonaten nicht beobachtet, die grobkörnigen Filtersubstrate erwiesen sich als struktur stabil. Jedoch konnte eine temporäre Immobilisierung der Bewässerung festgestellt werden (gefrorenes Haftwasser) (Abb. 43).

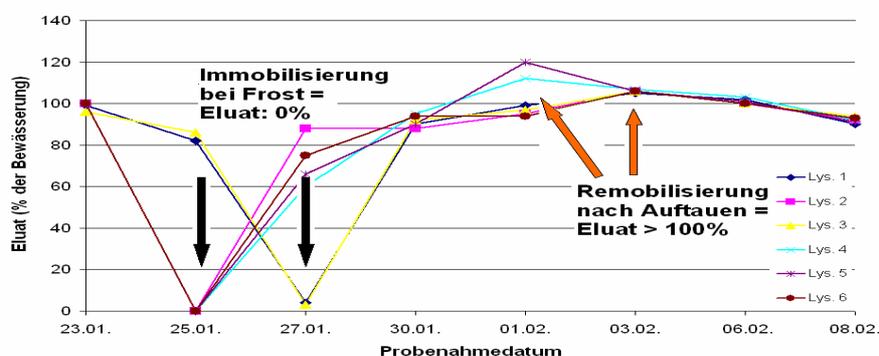


Abbildung 43: Mobilisierungseffekte gefrorenen Sickerwassers bei Tauwetter

Eine stauend wirkende, oberflächliche Eisbildung wurde nicht beobachtet und auch die Filteroberflächen trockneten nach winterlicher Bewässerung weiterhin schnell ab, was die gute Wasserleitfähigkeit der grobkörnigen Substrate auch unter Frostbedingungen unterstreicht. Der Großteil der Beschickung konnte weiterhin unmittelbar in tiefere, frostfreie Bodenbereiche versickern.

Experimentell konnte die maximale hydraulische Kapazität nicht ermittelt werden, sie dürfte jedoch deutlich über dem bei den Starkregensimulationen ermittelten $1\text{m}^3 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ (Kap. 3.2.3) liegen. Somit sind die bewachsenen Bodenfilter auch für höhere Anschlussverhältnisse geeignet.

Die hier diskutierten Faktoren „Transpiration“ und „Wasserspeicherung“ sind aus Sicht der Grundwasserökologie ambivalent zu bewerten. Einerseits ist die Verdunstung von Niederschlagswasser als „Verlust“ für eine erwünschte Grundwasserneubildung zu verstehen. Andererseits verzögern Speicherung und jede aufwärtsgerichtete Bewegung des Bodenwassers die Möglichkeit einer Tiefenverlagerung gelöster Schadstoffe. Durch diese Verzögerung im vertikalen Transport verlängert sich die Kontaktzeit der Schadstoffe mit dem Filtersubstrat. Mikrobielle Umsetzungen und physiko-chemische Prozesse werden somit gefördert, gleichzeitig stehen die Schadstoffe der Wurzelaufnahme länger zur Verfügung.

Aus diesen Gründen sind die Sickerwasserreduktion, die Transpiration und Wasserspeicherung positiv zu beurteilen und die Resultate verdeutlichen die Leistungsfähigkeit der ausgewählten Pflanzen und Filtersubstrate, wobei sich besonders der bepflanzte, silikatkolloidhaltig-humose Lys. 3 auszeichnete.

4.1.4 Lysimeterbepflanzung

4.1.4.1 Schadstoffaufnahme und Akkumulationsleistung durch die Bepflanzung

4.1.4.1.1 PAK

Die ermittelten niedrigen PAK-Konzentrationen in den Sprossen der Pflanzen lassen sich mit der geringen Verfügbarkeit dieser Schadstoffe durch Aufnahme mit der Bodenlösung erklären. Das beobachtete höhere Aufnahmevermögen für Phenanthren gegenüber Acenaphthen durch Pflanzen ist auch durch Untersuchungen von KIPOPOULOU et al. [1999] nachgewiesen worden. Die Schadstoffbefunde in den Pflanzen des nicht dotierten Lys. 6 lassen sich sehr wahrscheinlich durch den PAK-verunreinigten Kompost erklären, der als Substratergänzung beim Lysimeteraufbau Verwendung fand (vgl. Kap. 2.6.3).

Obwohl auch in den Wurzeln mit PAKs stark zu rechnen ist - so fanden GAO und ZHU [2004] in den Wurzeln von Chinakohl gegenüber den Sprosssteilen zehn bis fünfzehn Mal höhere Phenanthren-Gehalte - wurden entsprechende Pflanzenteile nicht in die Untersuchungen einbezogen. Die Wurzelwerke verschiedener Spezies waren im Substratkörper der Lysimeter stark miteinander verwoben, bildeten zum Teil dichte Filze und konnten nicht mehr den jeweiligen Individuen zugeordnet werden. Außerdem ließ sich das Feinwurzelwerk für die Probenaufbereitung nur unvollständig aus dem Boden entfernen.

Nicht mehr detektieren ließen sich aufgenommene PAK-Anteile, die möglicherweise vor der Extraktion bereits in verschiedenen Stoffwechselprozessen in den Pflanzen umgewandelt oder abgebaut wurden. Gesicherte Bilanzierungen zum Aufnahmevermögen von PAK durch Pflanzen wären diesbezüglich beispielsweise mit ^{14}C -markierten PAK-Applikationen möglich.

4.1.4.1.2 Schwermetalle

Auf Böden mit normaler Zinkversorgung betragen die Zinkgehalte der Pflanzen meist $5 - 100 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S. [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. Entsprechende Gehalte fanden sich in den Pflanzen der Kontrollvarianten (Laborexperiment Ansatz 5 etwas höher und Freilandversuch Lys. 6). In den dotierten Ansätzen ist der Zinkgehalt als Folge eines starken Zinkeintrages in die Substrate ungleich höher. Die Fähigkeit zur Hyperakkumulation von Zink scheint unter den Pflanzen bei entsprechendem Angebot weit verbreitet zu sein, da in allen untersuchten Pflanzenarten hohe Konzentrationen nachgewiesen wurden. Interessant ist die schwermetalladsorbierende Eigenschaft des verwendeten Silikatkolloids mit dem Ergebnis einer reduzierten Verfügbarkeit und folglich einer verringerten Aufnahme sowohl von Zink als auch von Kupfer in die Pflanzen (Tab. 47 und 48, Varianten 2 und 4). Durch Beimengung von Silikatkolloid in das Filtersubstrat kann die Eigenschaft zur Schwermetallbindung demnach wesentlich verbessert werden. Bei schon in geringen Konzentrationen toxisch wirkenden Stoffen wie Kupfer kann es die Lysimetervegetation außerdem vor vitalitätshemmenden Einflüssen schützen. Eine reduzierte Aufnahme von Zn^{2+} und Cu^{2+} bewirkten auch die hier getesteten Mykorrhizapilzspezies bei den Pflanzen. Allerdings kann durch Mykorrhizierung der Pflanzen auch der entgegengesetzte Effekt erzielt werden mit der Folge einer gesteigerten Schwermetallaufnahme. So fanden LIAO et al. [2003] in mykorrhizierten Pflanzen niedrigere Kupferwerte. Demzufolge sind Substrataffinität und Aufnahmeverhalten für Pilze vermutlich artspezifisch.

Bei normaler Versorgung mit Kupfer enthalten Pflanzen meistens zwischen $2 - 20 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ T.S. Kupfer [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. In diesem Bereich liegen auch die Gehalte in den Kontrollpflanzen der hier durchgeführten Experimente. Im Lysimeterversuch waren die detektierten Kupfergehalte der Pflanzen in den schadstoffdotierten Varianten nur leicht erhöht (Tab. 33 und 35). Cu^{2+} wurde bei der Dotierung in fünf Teilmengen über einen Zeitraum von zehn Tagen auf die Lysimeter aufgebracht. Die schnellen Bindungsvorgänge an Substratbestandteile im neutralen pH-Wert-Bereich setzten die Verfügbarkeit für Pflanzen vermutlich stark herab und sind somit als Ursache für die geringe Aufnahme anzusehen. Anders im Laborversuch mit Topfkulturen. Hier stiegen die Kupfergehalte der Pflanzen aufgrund einer einmaligen Kupfergabe auf ein z. T. vielfaches an (Tab. 48). Durch die hohe Zufuhr wurde eine Verfügbarkeit über einen längeren Zeitraum gewährleistet, bis Bindungsvorgänge an Bodenbestandteile umfassend stattfanden. Entsprechendes, allerdings weniger stark ausgeprägt, wurde auch für die Zinkgehalte im Laborexperiment beobachtet.

4.1.4.1.3 Biomasse und Bilanzierung der Akkumulationskapazität

Die oberirdische Biomasse ließ sich zuverlässig und vollständig durch Ernte der Sprosssteile erfassen (Kap. 3.2.5.1.2). Die aus methodischen Gründen quantitativ nicht erfassbare Wurzel-Biomasse kann anhand von Literaturangaben zuverlässig geschätzt werden. Umfassende Studien hierzu gibt es sowohl für Gehölze als auch für krautige Vegetationseinheiten [z. B. BÖHM et al. 1982, KUTSCHERA und LICHTENEGGER 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 das W/S von 7,0 überschritten werden kann [BÖHM et al., 1982]. Die getestete Lysimetervegetation bestand in ihrer artspeziellen Zusammensetzung allerdings nicht nur aus grasartigen Pflanzen, welche oft von einem besonders starken Wurzelwachstum geprägt sind. Für *Lythrum*,

Epilobium, *Iris* und *Typha* ist unter Berücksichtigung eigener Beobachtungen von einem geschätzten W/S von 1,0 bis 3,0 auszugehen. Unter Berücksichtigung dieser Faktoren wird für die Berechnung des W/S der gesamten Lysimetervegetation ein Wert von 2,0 angenommen (Tab. 53 und 54).

Die ermittelten Schwermetallgehalte in den Pflanzengeweben sind sehr inhomogen und erlauben daher nur vorsichtige Schätzungen über das Akkumulationsvermögen der Vegetation auf den Filtern. Vor allem für das Zn^{2+} ist in den Wurzeln mit wesentlich höheren Konzentrationen zu rechnen als in den Sprossen. Allerdings ist diese Annahme aufgrund der geringen Mengen an untersuchten Wurzelproben nicht gesichert. Auch in der Literatur wird von höheren Gehalten in den Wurzeln berichtet. Je Lysimeter wurden 80 Gramm Zn^{2+} und 15 Gramm Cu^{2+} dotiert. In Tab. 53 ist beispielhaft unter Berücksichtigung der erzielten Ergebnisse die Aufnahme von Zn^{2+} und Cu^{2+} durch die Pflanzen in Lys. 4 berechnet.

Tabelle 53: Modellhafte Berechnung der Aufnahme von Zn^{2+} und Cu^{2+} durch die Vegetation in Lysimeter 4

Biomasse (T.S.)	Zn^{2+}	Cu^{2+}
Spross		
Biomasse gesamt: 1874 g		
Veranschlagter SM-Gehalt:	500 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ Tr.S	15 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ Tr.S.
Gesamtgehalt/Sprossgewebe	937000 μg (0,937 g)	28110 μg (0,028 g)
Wurzel		
Biomasse gesamt: 3748 g		
Veranschlagter SM-Gehalt:	3000 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ Tr.S.	50 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ Tr.S.
Gesamtgehalt/Wurzelgewebe	11244000 μg (11,244 g)	187400 μg (0,187 g)

Zumindest für Zn^{2+} ergeben sich erhebliche Aufnahmeraten. Der zusammengefasste Zinkgehalt aus Spross und Wurzel der gesamten Vegetation von Lys. 4 beträgt etwa 12 Gramm. Somit wurden in der ersten Vegetationsperiode ab Versuchsbeginn 15 % der dotierten Menge aufgenommen.

Untersuchungen zur PAK-Aufnahme in Pflanzen beschränkten sich ausschließlich auf oberirdische Organe. Die nachgewiesenen Konzentrationen für Acenaphthen und Phenanthren waren sehr niedrig. Die berechnete Gesamtmenge aufgenommener PAK für die oberirdische Vegetation auf Lysimeter 4 ist mit knapp 2,4 mg unter Berücksichtigung der ursprünglich dotierten Menge t_0 unbedeutend (Tab. 11).

Allerdings muss aufgrund von Literaturdaten auf deutlich höhere PAK-Konzentrationen im Wurzelgewebe geschlossen werden [GAO und ZHU, 2004]. Zudem kann angenommen werden, dass bedeutende Anteile aufgenommener PAK aufgrund von Umsetzungsprozessen im pflanzlichen Gewebe inzwischen metabolisiert wurden und somit von der Analytik nicht erfasst werden konnten.

Tabelle 54: Modellhafte Berechnung der Aufnahme von Acenaphthen und Phenanthren durch die oberirdische Vegetation in Lysimeter 4

Biomasse (T.S.)	Acenaphthen	Phenanthren
Spross		
Biomasse gesamt: 1874 g		
Veranschlagter PAK-Gehalt:	0,5 µg x g ⁻¹ T.S.	0,75 µg x g ⁻¹ T.S.
Gesamtgehalt/Sprossgewebe	937 µg (0,937 mg)	1405,5 µg (1,405 mg)

4.1.4.2 Entwicklung der Mykorrhiza

Bei Betrachtung der Mykorrhizierungsgrade an den Wurzeln der Lysimeterbepflanzung wird eine Verminderung der Infektionsrate durch Schadstoffzugabe deutlich (Tab. 41 - 44). Die Mykorrhizierungsraten sind in der nicht mit Schadstoffen dotierten Kontrollvariante 6 höher. Bei vorangegangenen Vorversuchen waren solche Tendenzen bei mengenmäßig vergleichbarer Schadstoffzugabe nicht zu beobachten (Tab. 5). Möglicherweise treten hemmende Einflüsse auf die Ausbildung einer Mykorrhiza erst in zeitlich größeren Dimensionen zu Tage. Die Wurzeln aus den Lysimetern wurden etwa ein Jahr nach Schadstoffapplikation geerntet. In den Vorversuchen hatten Pflanzen und Pilze lediglich 1-2 Monate Kontakt mit den dotierten Schadstoffen.

Hemmende Einflüsse durch PAK auf die Mykorrhizierung von Pflanzen belegen Untersuchungen von CABELLO [1997] und GASPAR et al. [2002]. So reduziert eine Konzentration von 100 mg Phenanthren je kg Boden Mykorrhizainfektionen durch *Glomus geosporum* bei Wurzeln von *Zea mays* erheblich. Auch Cu²⁺ hemmt die Ausbildung von Mykorrhizen. Entsprechendes zeigten Experimente in Sandkulturen mit verschiedenen Pilzen der Gattung *Glomus* und *Zea mays* [LIAO et al., 2003].

Abgesehen von den dotierten Schadstoffen, könnten zudem im Freiland auftretende Temperaturschwankungen und Schwankungen der Bodenfeuchtigkeit (simulierte mehrwöchige Trockenphasen) als zusätzliche Stressfaktoren auf Pflanzen und Pilze in den Lysimetern gewirkt haben, welche dann insbesondere im schadstoffbelasteten Bodenmilieu hemmenden Einfluss auf den Mykorrhizierungsgrad ausübten.

Letztendlich ist zu berücksichtigen, dass in den Experimenten Schadstoffe in worst case Konzentrationen dotiert wurden und unter Praxisbedingungen nicht zwingend mit einer Hemmung der Mykorrhizierung zu rechnen ist.

4.1.4.3 Bedeutung der Mykorrhiza für den Lysimeterbetrieb

4.1.4.3.1 Phytoextraktion - Reinigungsleistung durch Aufnahme in Pflanzen und Pilze

SCHWERMETALLE

Die beprobten Eluate bestätigen eine geringe Auswaschungstendenz der applizierten Schwermetalle. Vorherrschend sind Wechselwirkungen mit der reaktiven Filtermatrix. Die Schwermetallgehalte in den untersuchten Bodenproben sind durch eine hohe Wertestreuung gekennzeichnet, was ein sicherer Hinweis auf eine sehr heterogene räumliche Verteilung der Schadstoffe im Boden ist (vgl. Kap. 4.1.2, Abschnitt Schwermetalle). Welche Rolle Pflanzen und Mykorrhizapilze bei der Reinigungsleistung der Filter spielen, soll anhand des Aufnahmevermögens von Schwermetallen diskutiert werden. Cu²⁺ wurde von den Pflanzen lediglich in geringen Mengen

aufgenommen (Tab. 33 und 35). Dies liegt vermutlich an der geringen Bioverfügbarkeit. Für Cu^{2+} ist das Reinigungspotenzial der mykorrhizierten Pflanzen unter den gegebenen Versuchsbedingungen also als gering einzustufen. Andere Bedingungen gelten für das Zn^{2+} . Der Einfluß auf den Abreicherungsprozeß ist für Zn^{2+} wesentlich größer. Es wurden erhebliche Mengen in den Pflanzen gefunden (Tab. 32 und 34). Die modellhafte Bilanzierung zum Aufnahmevermögen von Schwermetallen durch die mykorrhizierte Vegetation in Lys. 4 belegt für Zn^{2+} bereits nach einer Vegetationsperiode einen Wert von 15% der ursprünglichen Dotierung (t_0). Wird das Zn^{2+} in den Sprossanteilen akkumuliert, kann es durch das Abernten der oberirdischen Vegetation entfernt werden. Unterirdisch immer wieder von den Wurzeln zeitweise akkumuliertes bzw. festgelegtes Zn^{2+} wird trotz Freisetzung nach dem Absterben der Wurzeln in seinem Migrationsfluss in tiefere Bodenschichten beeinträchtigt. Entsprechendes bewirkt auch das extraradikale Mykorrhizapilzmycel in der Bodenmatrix. Die von dem externen Pilzmycel hervorgehende 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 Pilze möglich ist.

PAK

Die PAK-Aufnahme durch die Lysimeterbepflanzung spielt beim Prozess der Abreicherung in den Filtern eine untergeordnete Rolle. Sowohl von Acenaphthen als auch von Phenanthren ließen sich nur geringe Mengen im beprobten Sprossmaterial detektieren (vgl. Tab. 28). Die Aufnahmeraten waren sehr gering. Allerdings ist anzunehmen, dass anteilig aufgenommene PAK in den Geweben schnell metabolisiert und als Abbauprodukte in die pflanzliche Matrix eingebaut wurden. Diese Anteile wurden von der Analytik nicht erfasst.

ANDERE KONTAMINANTEN

Untersuchungen zum Gehalt der übrigen Modellschadstoffe (2,4-D, MtBE, cyclische und aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe) in den Pflanzen wurden nicht durchgeführt. Folglich lassen sich keine Angaben zu den jeweiligen Aufnahmegrößen machen. Der Einfluss von Pflanzen und Pilzen auf leicht flüchtige bzw. mobile Schadstoffe mit einer kurzen Verweildauer im Filter dürfte allerdings kaum von Bedeutung sein.

4.1.4.3.2 Phytodegradation - Einfluss auf Schadstoffe in der Rhizosphäre

Pflanzen und Mykorrhizapilze 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 (vgl. Kap. 1.2.6).

In den durchgeführten Lysimeterversuchen kann den eingesetzten Pflanzen und Pilzen bei der PAK-Abreicherung im Boden im Hinblick auf die ermittelten Messdaten keine eindeutige Rolle zugeordnet werden. Die PAK-Gehalte haben sich bis zum Untersuchungsabschluss in allen Versuchsvarianten nahezu vollständig abgereichert. Vergleichende Aussagen über Einflüsse der Pflanzen und Pilze auf die Abbaukinetik im Versuchsablauf sind somit nicht möglich (Beprobung der Lysimetersubstrate erfolgte nach Abschluss der Experimente). Allerdings ist hinlänglich bekannt, dass die Mykorrhiza die Degradation im Rhizosphärenraum maßgeblich fördert [CRIQUET et al., 2000; JONER et al. 2001; YOSHITOMI und SHANN, 2001]. Diesbezüglich kann von einer beschleunigten Biodegradation der PAK als

Mykorrhizaeffekt ausgegangen werden. Anders ist die Situation für aliphatische MKW. Eine verstärkte Abnahme der MKW-Gehalte über einen Zeitraum von neun Monaten war in den bepflanzten und mit Mykorrhizapilzen beimpften Varianten nicht zu beobachten. Vermutlich ist für MKW der Zeitraum zur Beurteilung der Effekte durch einen verbesserten Rhizosphärenabbau zu kurz bemessen. Von entsprechenden Beobachtungen berichtet auch Jakob [2003] nach umfassenden Experimenten zum MKW-Abbau durch den Einfluss der Rhizosphäre.

4.1.4.3.3 Weitere Vorteile der Lysimeterbepflanzung

Die Bepflanzung der Bodenfilter gewährleistet eine permanente Wurzelaktivität im Substrat. Verschlammungen und Verkrustungen werden dadurch verhindert. Die hydraulische Durchlässigkeit bleibt erhalten. Der Filterkörper wird somit vor Kolmation bewahrt. Zudem gibt es eine Reihe weiterer positiver Einflüsse. Der Eintrag von O_2 aus der Atmosphäre über die Pflanzen in den Boden ist vermehrt. Stickstoff und Phosphor werden dem Boden entzogen und verringern die Fracht gelöster Nährstoffe im Sickerwasser. Darüber hinaus wird das Sickerwasservolumen durch Transpiration reduziert (vgl. Kap. 4.1.3.1). Pflanzen beschatten die Filteroberfläche und halten sie feucht, wodurch sich die Lebensbedingungen oberflächennah siedelnder Mikroorganismen deutlich verbessern. Zudem schützt die Vegetation den bodennahen Bereich in Extremwetterlagen und bewirkt eine Verbesserung des Kleinklimas aufgrund geringerer Schwankungen der Feuchtigkeit in der Luft. Abgestorbene Biomasse erhöht den Eintrag organischer Substanz, die als Sorbent für Schadstoffe fungiert (vgl. Abb. 42). Darüber hinaus zeigte das ausgewählte und getestete Artenspektrum eine ausgezeichnete Verträglichkeit gegenüber trockenen Bodenverhältnissen, wie sie im Testverlauf in den Lysimetervarianten mehrmals über längere Zeiträume simuliert wurden. Dies ist ein großer Vorteil gegenüber bisher in konventionellen Filteranlagen verwendeten Pflanzenarten wie Schilf, welches sich immer wieder als anfällig gegenüber Trockenheit erwies [MUNLV, 2003]. Ein gut im Filterkörper etablierter Pflanzenbestand ist in dieser Hinsicht entscheidend für einen effizienten Schadstoffabbau und daher von besonderer Bedeutung.

4.1.5 Langzeiteffekte

Ein Vergleich der Ablaufdaten nach 6 Monaten ($t_{6\text{Mon}}$) (vgl. Zwischenbericht 2005) und t_{End} demonstriert, dass zur sicheren Prognose der dynamischen Entwicklung der Filterleistungen eine ausreichend lange Beobachtungsperiode und ergänzende Substratuntersuchungen notwendig sind. Es deutet einiges darauf hin, dass der neunmonatige Untersuchungszeitraum langfristige Filtereffekte (Schadstoffverlagerungen, Filterhydraulik, ...) sowie floristische Tendenzen (Transpirationsleistung, Dominanzverhalten, Durchwurzelung, Schadstoffakkumulation, ...) nicht ausreichend dokumentieren kann.

Deutlich erkennbar ist dies bei Lys. 4, dessen Eluatgehalte zum Zeitpunkt des Zwischenberichtes ($t_{6\text{Mon}}$) auf eine sehr gute Reinigungsleistung schließen ließen. Während sich aber bei allen Bodenfiltern die Gehalte hydrophober Analyte nach neun Monaten (t_{End}) mehr als halbierten (Tab. 55), weisen die langfristig steigenden Gehalte in Lys. 4 auf eine mangelhafte Filterausstattung hin (vgl. Kap. 3.2.4.5.2 und 3.2.4.6.2).

Tabelle 55: Zeitliche Entwicklung der abflussgewichteten mittleren Eluatkonzentrationen (AMK) von PAK und aliphatischen MKW (↓: sinkende AMK; ↑: steigende AMK)

PAK (Σ AMK)		Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
ng x l ⁻¹	t _{6Mon}	106	126	105,5	48,5	101,3	123
	t _{End}	52,7	58,5	52,3	52,9	45,2	49,8
	Δ %	51,4↓	53,5↓	51,3↓	9↑	55,4↓	59,5↓
MKW aliph. (Σ AMK)		Lys. 1	Lys. 2	Lys. 3	Lys. 4	Lys. 5	Lys. 6
μg x l ⁻¹	t _{6Mon}	1,6	0,4	1	1,4	2,6	0,3
	t _{End}	2,64	0,37	0,54	1,45	0,93	0,12
	Δ %	65↑	7,3↓	46↓	3,6↑	64,2↓	60↓

Ähnlich lässt die ermittelte Zn²⁺-Tiefenmigration (vgl. Kap. 3.2.4.6.2) hier einen zukünftigen Anstieg der Zn²⁺-Konzentrationen in den Eluaten prognostizieren.

Weiterhin weisen die Ergebnisse von Kap. 3.2.4.6.2 darauf hin, dass zur Erfassung saisonaler Effekte der Wasserhaushaltsbilanz (Sickerphase – Transpirationsphase) der Beobachtungszeitraum mindestens einen vollständigen Jahresgang umfassen und an die Phasen synchronisiert sein sollte.

Auch langfristige Effekte, die mit der Substratverdichtung (vgl. Kap. 4.1.3.1) verbunden sind (Wasserspeicherung, Reinigungseffizienz; Filterhydraulik), bedürfen für gesicherte Aussagen längerer Beobachtung.

Anzustreben sind Untersuchungszeiträume, die mindestens zwei vollständige Vegetationsperioden umfassen.

4.1.6 Vergleich der Reinigungsleistungen mit existierenden Verfahren

Bislang sind wenige Daten zur Reinigungsleistung verschiedener Verfahren gegenüber Straßenabflüssen zugänglich. Ein Vergleich dieser Daten ist durch Abweichungen bei den hydraulischen Belastungen sowie der Infiltration der Zuflüsse (Tab. 56) eingeschränkt (vgl. Kap. 4.1.2).

Tabelle 56: Stapelhöhen und Infiltrationsart verschiedener Lysimeter- bzw. Bodenfilterstudien

Quelle	Filterart	Stapelhöhe [m]	Straßenabfluss
Vorliegender Bericht	Lys. 3 und 1	5,6	simuliert "worst case"
[Kasting, 2003]	"Lys. 5", "Lys. 4"	66	Real
[Nadler, 2001]	"M 30"	2 - 19	Real
[Fitschen, 2000]	RBF *	16,7	Real

* RBF: bewachsener Retentionsbodenfilter

Eine normierte Datengrundlage zum Vergleich der Reinigungsleistung bieten die frachtbezogenen Wirkungsgrade der jeweiligen Verfahren. Auf dieser Basis werden die Resultate der effektivsten Lys. 3 sowie Lys. 5 mit weiteren untersuchten adsorptionsstarken Lysimetersubstraten (1 – 3) sowie etablierten Behandlungsverfahren für Niederschlagswässer (4, 5) verglichen (Tab. 57).

Tabelle 57: Vergleich frachtbezogener Wirkungsgrade verschiedener Verfahren zur Niederschlagswasserbehandlung (versch. Autoren)

Quelle	Filterart	AFS (%)	PAK (%)	MKW (%)	Cu ²⁺ (%)	Zn ²⁺ (%)	2,4-D (%)
Tab. 49	Lys. 3	> 99,9	> 99,9	> 99,9	96,7	99,1	18,3
Tab. 49	Lys. 5	> 99,9	> 99,9	> 99,9	96,7	98,5	47
[Kasting et al., 2003]	1. Lavasand / Bims (Lys. 5)	81	96	- 77 ²⁾	72	92	--
[Kasting et al., 2003]	2. "Sand 22" (Lys. 4)	87	95	13	84	90	--
[Nadler et al., 2001]	3. "sandige Mulde" (M 30)	92	k.A.	k.A.	70	86	--
[Fitschen, 2005]	4. Retentionbodenfilter	98	n.n.	k.A.	92	> 80	--
[Kasting, 2003]	5. RiStWag-Abscheider	13	39	35	7	23	--

¹⁾ unsystematisch hohe Ablaufkonzentrationen beobachtet

²⁾ Sedimentbecken mit anschließenden schilfbestandenen Retentionsbodenfilter (Sand 0 – 8 mm)

³⁾ Sedimentbecken mit Leichtstoffsperrre

Auffällig sind sehr große Differenzen zwischen der auf Sedimentation beruhenden Niederschlagsreinigung in Regenklärbecken (5) und den substratbasierten Verfahren (1) – (4) sowie Lys. 3 und 5 des vorliegenden Berichtes.

Die Ursache für den geringen Wirkungsgrad von (5) dürfte die geringe Rückhaltung der Schwebstoffe sein, wodurch auch die daran gebundenen Schadstoffe in die Gewässer gelangen. Ausschlaggebend für eine geringe Sedimentation sind die ungünstigen Strömungsverhältnisse im Becken, die maßgeblich von der Beckengeometrie beeinflusst werden [KASTING, 2004]. Absetzeinrichtungen wie (5) werden oft den eigentlichen Bodenfiltern vorgeschaltet, um die Gefahr der Filterkolmation durch eingetragene Trüb- und Schwebstoffe zu senken. Dieser Selbstabdichtung kann auch durch Bepflanzung wirksam entgegen gewirkt werden, da das Wurzelwachstum undurchlässige Bodenschichten im Frühjahr zerstört und so langfristig die Durchlässigkeit erhält [BAHLO und WACH, 1995].

Die Filtervarianten (1) – (3) basieren auf adsorptionsstarken Materialien ((1):Bims-Lava; (2): sesquioxidreicher Sand; (3): Humus : Sand 1:2). Im Falle von (1) und (2) wurde über diese Filterschichten Rollrasen aufgebracht.

Dem Wirkungsgrad gegenüber abfiltrierbaren Stoffen kommt eine sehr hohe Bedeutung zu, da viele Schadstoffe überwiegend partikulär gebunden vorliegen.

Die mechanische Filtration im Porensystem der festen Filtermatrices kann diese Schwebstoffbelastungen während der Bodenpassage effektiv reduzieren. Hier erweisen sich die Lysimetersubstrate 3 und 5 im Vergleich mit den übrigen Verfahren z.T. deutlich überlegen, nur der bewachsene Retentionsbodenfilter (4) erreicht einen vergleichbaren Partikelrückhalt.

Durch dieses Zusammenwirken der hohen physikalischen Filterleistung substratbasierter Verfahren mit der anschließenden Sorption an den eingesetzten Substraten werden die hydrophoben PAK bereits stets sehr effizient zurückgehalten (> 95%). Wesentlich ungünstiger ist die Leistung von Bims-Lava oder dem „Sand 22“ zur Reinigung von MKW. Gegenüber Schwermetallen liegt der Wirkungsgrad dieser Substrate zwischen 70 und 90%, wobei bei Zn²⁺ die besseren Leistungen erzielt werden.

Im weiteren Vergleich der substratbasierten Verfahren sind die beiden substratoptimierten Lys. 3 und 5 den Substraten (1) – (3) bei den Parametern PAK kaum, jedoch deutlich bei Cu²⁺ sowie speziell bei Zn²⁺ und MKW überlegen. Das in Lys. 3 getestete Filtersubstrat auf Grundlage von Silikatkolloid / Kompost ist bei der Rückhaltung von Zn²⁺ noch geringfügig besser als Filtermaterial auf Grundlage von Bims-Lava / Kompost. Da die Untersuchungen von (1) bis (5) jeweils ein vollständiges Jahr umfassten, ähneln sie dem hier dargestellten Zeitraum. Aus diesem Grund ist ein

kürzerer Beobachtungszeitraum als Ursache einer höheren Reinigungsleistung auszuschließen.

Einen interessanten Hinweis auf eine mögliche Leistungssteigerung des Filtermaterials von (1) gibt der direkte Vergleich mit Lys. 5. Beide basieren auf Bims-Lava (Hauptfilterschicht (1): 78 cm [KASTING, 2003]; Additivschicht Lys. 5: 10 cm), dem jedoch bei Lys. 5 Kompost zugemischt ist. Bei prinzipiell gleichem Zuschlagstoff können so drastisch höhere Wirkungsgrade für Cu^{2+} und MKW erzielt werden. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Gegenwart organischer Additiva die Wirksamkeit der Schadstoffrückhaltung erhöht.

KASTING et al. [2003] weisen auf eine sehr geringe Rückhaltung von PO_4^{3-} oder Cl^- in den Substraten (1) und (2) hin. Beide Substrate weisen hohe Sesquioxid-Anteile auf (Kap. 2.6.3), welche einen phosphatspezifischen Ligandenaustausch vermuten lassen $[(\text{Al,Fe})\text{-OH}_2^+ + \text{H}_2\text{PO}_4^- \leftrightarrow (\text{Al, Fe})\text{-O-PO}(\text{OH})_2 + \text{H}_2\text{O}]$ [SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL, 1992]. Da in der Praxis leicht alkalische Straßenabflüsse (Tab. 3) dominieren, ist die erforderliche Protonierung der Bodenaustauscher nicht möglich und die mineralische Ausstattung wirkungslos (vgl. Kap. 3.1.1). Gegenüber der problematischen anionisch-hydrophilen Stoffgruppe kann der teilweise Rückhalt von 2,4-D in Lys. 5 und 3 unter Vorbehalten (2,4-D = organische Verbindung) als Indikator einer Wirksamkeit dienen.

Gegenüber den experimentell ermittelten Werten von (1) – (3) sind die unter Praxisbedingungen erzielten Wirkungsgrade des sandigen, bewachsenen Retentionsbodenfilters erhöht. Dies bestätigt Beobachtungen von LITZ [2005], nach denen Lysimeter auf Grund eindimensionalen Transportes und fehlendem Entzug durch Bewuchs etwas höhere Konzentrationen als Feldversuche ergeben. Bezüglich der Wirkung gegenüber AfS und Cu^{2+} sind die Wirkungsgrade des RBF mit denen von Lys. 3 und Lys. 5 vergleichbar, der Rückhalt gegenüber Zn^{2+} ist jedoch wesentlich geringer.

4.1.7 Folgerungen und Empfehlungen

Die vergleichenden Beispiele zeigen, dass die Reinigungsleistung von Bodenfiltern durch Verwendung geeigneter, mykorrhizierter Bepflanzung sowie optimierter Substrate gesteigert werden kann.

Die Filterleistung des neuentwickelten bepflanzten und mykorrhizierten Bodenfilters mit Silikatkolloid- / Organikanteilen ist auch unter „worst case“ Bedingungen und gegenüber neuartigen Schadstoffen konventionellen Reinigungsverfahren überlegen. Das Filtermaterial ist struktur stabil und hoher hydraulischer Beanspruchung gewachsen. Die mykorrhizierte Bepflanzung ist vital und trägt durch Schwermetallaufnahme und Sickerwasserreduktion wesentlich zum Grundwasserschutz bei.

Im Vergleich mit Daten bestehender Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen liegen die Resultate der Lysimeter in plausiblen Größenordnungen, jedoch wird der Wirkungsgrad durch Zugabe von Bims-Lava / Humus und speziell Silikatkolloid / Humus z.T. deutlich verbessert.

Die im halbtechnischen Maßstab erzielten Wirkungsgrade dürften in der Praxis höher liegen, da ingenieurtechnische Maßnahmen (z.B. vorgeschaltete Sedimentbecken; Leichtflüssigkeitsabscheider) zusätzliche Reinigungsstufen ermöglichen.

Bei der Auswahl geeigneter Substratzusätze wirken sich bereits Anteile von organischer Substanz in den Filterkörpern leistungssteigernd aus, wobei jedoch vor Einbau wie bei allen Filtermaterialien auf Schadstofffreiheit zu achten ist.

Die entscheidende Verbesserung stellt die Kombination einer Humus-Komponente mit den sorptionsstarken Zuschlagstoffen Bims-Lava oder Silikatkolloid dar. Hierdurch lassen sich auch bei höheren Anschlussverhältnissen sehr gute Reinigungsleistungen speziell hinsichtlich Schwermetallen und Mineralölkohlenwasserstoffen erzielen. Beide Filterkombinationen sind als Pflanzenstandort geeignet, weisen eine hohe Durchlässigkeit auf und zeigen auch unter Streusalzeinwirkung eine dauerhafte Strukturstabilität.

Bei tendenziell ähnlicher Effizienz ist Silikatkolloid wegen spezifischer Wirkung gegenüber Zink und seinen pflanzenfördernden Eigenschaften zu bevorzugen.

Generell rechtfertigen die Leistungssteigerungen der bewachsenen, substrat-optimierten Bodenfilter die zusätzlichen Materialkosten. Diese liegen nicht wesentlich über denen unbewachsener Sandfilterkörper, da der optimierte Filterkörper ebenfalls überwiegend aus ortsnahen Sanden aufgebaut werden kann. Gütegesicherte Humuskomponenten sind preiswert bei regionalen Kompostierungsanlagen zu beziehen, die Materialkosten für das synthetische Silikatkolloid sind bei den geringen erforderlichen Aufwandmengen ebenfalls akzeptabel. Die positiven Aspekte einer leistungsfähigen Bepflanzung wie Kolmationsschutz, Schwermetallaufnahme, Eluatreduktion oder Förderung des Mikroklimas kompensieren mögliche finanzielle Einwände.

4.2 Gegenüberstellung der Forschungsergebnisse mit der ursprünglichen Zielsetzung des Projektes

Den im Projektantrag formulierten wissenschaftlich-technischen Fragestellungen werden im Folgenden die erreichten Forschungsziele gegenübergestellt.

- Identifizierung von mykorrhizierten Pflanzen, die für einen Abbau organischer Schadstoffe oder die Abreicherung von Schwermetallen aus Regenwasserabflüssen geeignet sind

Das ausgewählte und getestete Spektrum mykorrhizierter Pflanzen (Pflanzen und Mykorrhizapilze) ist für die Entfernung von Schadstoffen aus Regenwasserabflüssen geeignet. Insbesondere für das Schwermetall Zink konnten hohe Aufnahmeleistungen festgestellt werden (Kap. 3.2.4.6.3).

- Bestimmung der Milieubedingungen und Leistungsgrenzen, unter denen die Funktionsfähigkeit dieser Pflanzen gesichert ist

Die Milieubedingungen in den Testlysimetern (dotierte Schadstoffmenge entsprechend einer 5-Jahresfracht, simulierte Bodenbedingungen usw.) wirken sich nicht hemmend auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit der getesteten mykorrhizierten Pflanzen aus. In den Vorversuchen erwiesen sich „worst-case“ Bedingungen, die einer Schadstoffdotierung vergleichbar einer 10-Jahresfracht entsprachen, als nicht geeignet für die Testorganismen. Die Grenze zur Beibehaltung der Leistungsfähigkeit wurde hier überschritten.

- Aufbau eines modularen und technisch einsetzbaren Pflanzenfilters

Die erzielten Ergebnisse gestatten die Konstruktion eines modularisierbaren, bepflanzten Hochleistungs-Bodenfilters, der in Verbindung mit ingenieurtechnischen Maßnahmen eine Verbesserung gegenüber herkömmlichen Verfahren zur Niederschlagswasserreinigung bietet (Kap. 4.3.1)

- Bestimmung und Optimierung der hydraulischen Belastbarkeit des Filtermoduls

Die in den Lysimeterstudien beobachtete Infiltrationskapazität beträgt für alle Testsubstrate mindestens $1 \text{ m}^3 \times \text{m}^2 \times \text{h}^{-1}$, was hohen hydraulischen Anforderungen genügt. Unter Maximalbelastung reduzieren die bepflanzten Bodenfilter die Abflussspitzen um bis zu 20% (Kap. 3.2.3). Die hydraulische Belastbarkeit ist bei Modulbauweise durch Kopplung einzelner Filtereinheiten noch weiter optimierbar, zusätzlich ist die Strömungsdynamik durch Vorschaltung speichernder und beruhigender Bauwerke weiter verbesserungsfähig (Kap. 4.3.1)

- Bestimmung der maximalen stofflichen Belastbarkeit und der Stabilität der Schadstoffrückhaltung durch den Pflanzenfilter

Die Ergebnisse zeigen trotz „worst case“-Dotierung bei hydrophoben Schadstoffen Stoffrückhaltungen $> 99,9\%$. Bei den hydrophilen Schwermetallen wird ein ähnlicher Stoffrückhalt von den sorptionsstärksten Filtermaterialien erreicht. Nichtflüchtige hydrophile Organika werden mit maximal 50% zurückgehalten. Flüchtige Organika zeigen Stoffrückhalte von $> 93\%$, die jedoch nur zu geringen Anteilen auf den Reinigungsleistungen der bepflanzten Bodenfilter beruhen (Kap. 4.1.3).

Die Stabilität der Schadstoffrückhaltung ist aus den Bodenuntersuchungen erkennbar. Mit Ausnahme der humusfreien Filtervariante Lys. 4 ist im Beobachtungszeitraum nur eine geringe Tendenz zur Tiefenverlagerung persistenter Stoffe zu beobachten (Kap. 3.2.4.5.2 und 3.2.4.6.2).

4.3 Wissenschaftlich-technischer und wirtschaftlicher Nutzen für KMU

4.3.1 Bepflanzter Hochleistungsbodenfilter: Bau und Betrieb

Der optimierte bewachsene Bodenfilter stellt gegenüber bestehenden Verfahren zur Niederschlagswasserbewirtschaftung eine Verbesserung sowohl hinsichtlich Reinigungskapazität als auch bezüglich einer möglichen Flächenreduktion dar.

KMU's können aus einer technischen Umsetzung dieser wissenschaftlichen Ergebnisse einen unmittelbaren wirtschaftlichen Nutzen erzielen.

Der Praxistransfer ist durch Kombination des bewachsenen Hochleistungs-Bodenfilters mit ergänzenden ingenieurtechnischen Maßnahmen in Form einer modularisierbaren Anlage zu realisieren. Hierbei sind mögliche patentrechtliche Ansprüche zu berücksichtigen (z.B. Patentschrift DE 4403454 C 1 vom 4.2.1994).

Im Folgenden werden Grundzüge zu Bau und Betrieb einer solchen Anlage dargestellt. Technische Grundlage sind modularisierbare Standard-Filterbecken (Abb. 44 und Abb. 45). Eine kostengünstige, vorgefertigte Beckenausführung ist auf Basis von Betonfertigteilen, glasfaserverstärktem Kunststoff oder form- und verwitterungsbeständigen HD-PE (10 mm Wandstärke) möglich. Die letzteren Baustoffe ermöglichen aufgrund ihres geringeren Gewichtes einen leichteren Einbau. Diese Becken sind in zwei Bauausführungen konzipiert. Die Grundversion ist ein zweistufiges Startmodul, das aus einem Einlaufbereich mit Absetzbecken und dem daran anschließenden bewachsenen Bodenfilter samt Drainage besteht (L x B x T: 1,5 x 1,0 x 1,0 m). Als kleinere Erweiterungseinheit bestehen sie nur aus dem Filterelement, der Einlaufbereich entfällt (L x B x T: 1,0 x 1,0 x 1,0 m).

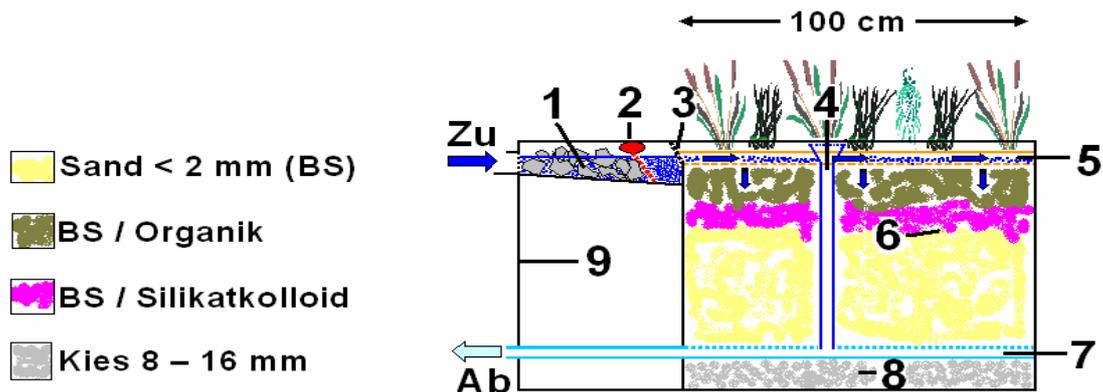


Abbildung 44: Startmodul eines bewachsenen Hochleistungsbodenfilters (Seitenansicht, schematisiert; Zu: Zulauf mit Rohrauslassgitter; 1: integriertes Tos- und Sedimentbecken; 2: Leichtstoffabscheider; 3: Fangrechen; 4: Notüberlauf; 5: Verteilerrinnen; 6: bewachsener, mykorrhizierter Bodenfilter; 7: kokosummantelte Drainagerohre; 8: Kies in Dauerstau; 9: Normiertes HD-PE-Becken; Ab: Ablauf Wartungsschacht und Vorflut / Versickerung)

Nach Einbau des Filtersubstrates erfolgt die Bepflanzung mit Stauden wechselfeuchter Standorte. Die anfängliche Bestückung sollte mit einer hohen Pflanzendichte geschehen, um eine schnelle und erfolgreiche Funktion des Filters zu gewährleisten.

Ist die Vegetation etabliert und die Anlage an das Leitungssystem angeschlossen, ist die Anlage funktionsbereit. Durch die Kopplung mehrerer Module kann die hydraulische Filterleistung problemlos an die Anschlussfläche adaptiert werden.

Vorteile dieser normierten Bauausführung sind Kostensenkungen und erleichterte Installation.

Durch die vollständige Wasserdichtung der Filterelemente besteht keine Gefahr der Vernässung angrenzender Kellerwände, so dass die Filter direkt an Bauwerke angrenzen können.

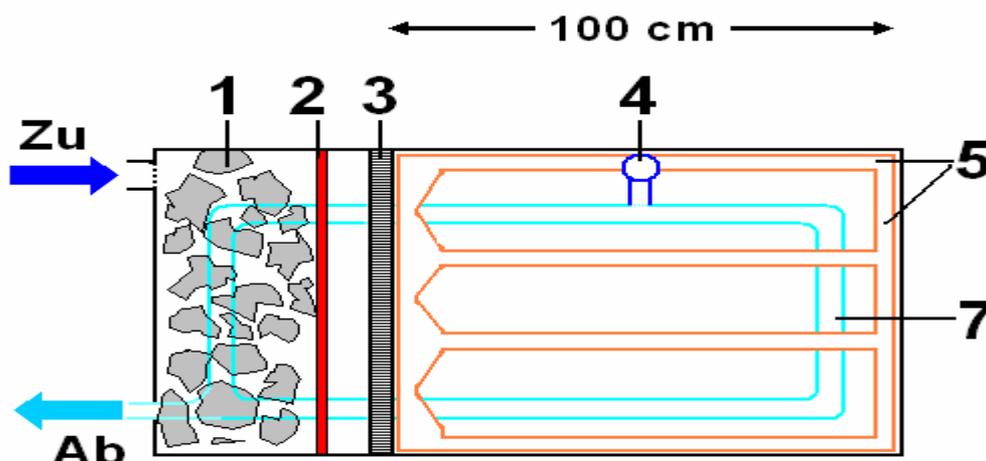


Abbildung 45: Startmodul eines bewachsenen Hochleistungsbodenfilters (Aufsicht, schematisiert; Zu: Zulauf mit Rohrauslassgitter; 1: integriertes Tos- und Sedimentbecken; 2: Leichtstoffabscheider; 3: Fangrechen; 4: Notüberlauf; 5: Verteilerrinnen; 7: kokosummantelte Drainagerohre; Ab: Ablauf Wartungsschacht und Vorflut / Versickerung)

Funktionsweise

Der Betrieb der Versickerungsanlage erfordert keine Energie.

Im **Startmodul** der Filteranlage wird das verunreinigte Niederschlagswasser zuerst zentral einem vorgeschalteten Tos- und Sedimentbecken (1) zugeführt. Hier dämpft eine Packung grober Steine stoßweise auftretenden Niederschlagsabfluss und verteilt das Wasser gleichmäßig auf die gesamte Modulbreite.

Bei einem $A_{red} : A_s$ von 10 : 1 und unter Berücksichtigung lokaler Niederschlagsverhältnisse haben etwa 85% der Niederschlagsereignisse Volumina $< 7,5 \text{ l} \times \text{m}^{-2}$. Das Volumen des Absetzbereiches (75 l) entspricht diesem Erwartungsfall. Da der Anfall des Niederschlagswassers diskontinuierlich ist, ist eine Zwischenspeicherung sinnvoll, um mit kleinen Versickerungsflächen auszukommen. Gleichzeitig erfolgt auf diese Weise eine intermittierende Beschickung des Filters, wodurch der aerobe Abbau verbessert wird. Durch eine bauliche Vergrößerung des Speichervolumens sind entsprechend höhere Anschlussverhältnisse möglich.

Die Verstetigung und Beruhigung der Fließgeschwindigkeit ermöglicht den ersten, rein physikalischen Reinigungsschritt: aufschwimmende Verunreinigungen werden durch den Leichtstoffabscheider zurückgehalten (2), während schwerere Partikel sedimentieren können. Nach Überschreiten des Speichervolumens gelangt das vorgereinigte Wasser durch einen Rechen (3), welcher evtl. noch vorhandene Grobstoffe zurückhält, in den Bereich des bewachsenen Bodenfilters. Hier verteilt ein oberflächliches Zulaufbauwerk das Wasser im Freigefälle gleichmäßig auf ein System mehrerer Verteilerrinnen (5). Durch eine unterseitige Perforation der Rinnen findet eine relativ gleichmäßige Beschickung der gesamten Filteroberfläche statt. Nach einer oberflächlichen Filtration durchsickert das Wasser langsam in den durchwurzelten Bodenfilter (6), der ein Volumen von etwa 1 m^3 besitzt.

Ein Teil des Wassers wird durch Transpiration der Filtervegetation wieder an die Umgebungsluft abgegeben, ein Teil durch Speicherung im Substrat immobilisiert. Der infiltrierende Teil des Wassers wird bei der Passage von Rhizosphäre und Substratfilter durch mikrobiologischen Abbau oder Sorption von den meisten gelösten Inhaltsstoffen befreit. Durch die vertikale Beschickung können größere Mengen Luftsauerstoff in den Filterkörper eindringen, wodurch das Zusammenspiel von Mikroorganismen, Boden und Pflanze optimiert wird.

Über der Filtersohle wird das gereinigte Wasser flächendeckend mit Drainagesträngen (7) gesammelt und kann über einen gemeinsamen Wartungs- und Kontrollschacht drosselbar zur Vorflut geleitet werden oder ortsnah versickern.

Übersteigt das anfallende Niederschlagswasser die Infiltrationskapazität der Filteroberfläche, wird überschüssiges Wasser ohne weitere Reinigungsschritte durch einen Notüberlauf (4) direkt der Drainage zugeführt, was ggf. zusätzlichen Speicher- raum erfordert. Aus diesem Grunde ist die Drainage (7) etwas größer als erforderlichlich zu dimensionieren.

Zwischen der Drainage und der Beckensohle befindet sich in frostfreier Tiefe eine Kiesschüttung (8) mit einem permanenten Speichervolumen von etwa 150 l, welche der tiefwurzelnden Bepflanzung in Trockenperioden als Wasserreservoir dient.

Erfordert die angeschlossene Abflussfläche zusätzliche Filterleistung, kann durch **Erweiterungsmodule** die erforderliche Filteroberfläche entsprechend angepasst werden. Hierzu können Leistungen mehrere Filter über die Verteilerrinnen (5) und die Drainagen (7) beckenverbindend gekoppelt werden. Da die Einlaufenergie des Wasserzulaufs bereits im Startmodul umgewandelt wurde, entfällt bei diesen Erweiterungseinheiten der Einlaufbereich.

Durch einfache Modifikationen dieses Filtersystems sind individuelle Lösungen problematischer Situationen (z.B. Grundstückstopographie) möglich.

Wartung und Pflege

Beim Einbau der Anlage sollte auf eine sonnenexponierte Süd- oder Westlage geachtet werden, um eine optimale Pflanzenentwicklung zu gewährleisten. Da kein Gefährdungspotenzial durch offene Tiefwasserbereiche besteht, sind keine baulichen Sicherungsmaßnahmen wie Umzäunungen vorgesehen.

Der Wartungs- und Pflegeaufwand ist gering: regelmäßige Kontrolle und ggf. Reinigung des Einlauf- und Sedimentbereiches sowie des Notüberlaufs, einmal jährliche Entfernung des Aufwuchses und evtl. Vertikutieren verkrusteter Oberflächen.

Die laufenden Betriebskosten für Reinigung und Pflege sind nach SOMMER [2006] etwas höher als bei dezentralen Versickerungsmulden (ca. $1 \text{ €} \times \text{a}^{-1} \times \text{m}^{-2}$ Filterfläche). Bezogen auf ein niedriges Anschlussverhältnis von 10 : 1 errechnen sich damit jährliche Betriebskosten von $0,1 \text{ €} \times \text{m}^{-2}_{\text{red}}$.

Die mittlere Nutzungsdauer von Bodenfilterbecken schätzt SOMMER auf 25 Jahre.

4.3.2 Bepflanzter Hochleistungsbodenfilter: Planung, Pflege und Kosten

Die allgemeinen Vorschriften und Erfahrungen des Regelwerkes ATV-A138 „Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser“ sind zu beachten.

Weiterhin gehört zur Planung großflächiger Niederschlagswasserbehandlungsanlagen eine landschaftsgerechte Integration. Zur Minimierung von Störungen der belebten Natur, Landschaftshaushalt und Anwohnern sind in der Planungs- und Bauphase folgende Forderungen zu erfüllen [ROTHE, 2001, GROTEHUSMANN und UHL, 2003]:

- Minimierung baubedingter Störungen während der Vegetations- und Brutzeit (d.h. Bauphase von August bis Februar)
- Minimierung der Flächeninanspruchnahme, landschaftsgemäße Formgebungen und Nutzung der Anlage als Bindeglied zwischen rein technischer Kanalisation und einem naturnahen Gewässer mit Biotopfunktion
- Vermeidung betriebsbedingter Veränderungen der Wasserführung
- Bauplanerische Berücksichtigung eines einfachen und kostengünstigen Austausches erschöpfter Filtersubstrate. Gleiches gilt für notwendige Kontroll- und Unterhaltungsarbeiten
- Inbetriebnahme der Bodenfilter erst nach Abschluss der Bautätigkeiten und Begrünung der Aussenanlagen

Für dezentrale Versickerungsanlagen gelten zusätzlich folgende Einschränkungen:

- Zulässigkeit der Versickerung über die Bodenzone in Wassergewinnungsgebieten nur in Schutzzone III. In den Schutzzonen I und II sind Versickerungen generell untersagt
- Mindestabstand zu unterkellerten Gebäuden > 6 m (Mauervernässung). Bei Versickerung in Hanglagen ist eine Gefährdung unterliegender Bebauung zu verhindern

Während ihres Betriebs bedürfen Versickerungsanlagen und Bodenfilter regelmäßiger Pflege, da sie sonst durch oberflächliche Verdichtung ihre Funktionstüchtigkeit verlieren können. Für eine ordnungsgemäße Funktion sind verschiedene Randbedingungen einzuhalten, die im Folgenden schlagwortartig dargestellt sind [BSU, 2006]:

- kein Einbau von Recycling-Materialien, Schlacken, Aschen etc.
- Vermeidung von Verdichtungen im Baubetrieb
- Vorbeugung und Kontrolle von Schlammeinträgen und Ausspülungen der Einlaufbereiche; bei integrierten Absetzeinrichtungen jährliche Entschlammung
- Regelmäßige Wartung technisch aufwändigerer Anlagen
- gärtnerische Pflege (regelmäßige Mahd oder Entfernung von Bewuchs und Laubstreu), Vertikutieren / Austausch kolmatierter Filterflächen
- Verzicht auf Anpflanzung von Bäumen oder tief wurzelnder Sträucher im Anlagenbereich
- Begrenzung von Algenentwicklung in Sedimentbecken (Verwendung nährstoffarmer Sedimente, Beschattung, Einsatz konkurrenzstarker Wasserpflanzen)
- Verbot der Lagerung wassergefährdender Stoffe in der Nähe von Versickerungsanlagen
- Verbot von Streusalz, Pflanzenschutzmitteln oder Fahrzeugreinigungsmitteln auf wasserdurchlässig befestigten Flächen, die der Versickerungsanlage angeschlossen sind
- Fachmännische Bodenbeprobungen zur Prüfung der Rückhaltekapazität und vorhandener Schadstoffkonzentrationen der Beckensohle (10-Jahres Rhythmus)
- Weitere betriebliche Unterhaltungsmaßnahmen sowie deren Häufigkeit sind in Arbeitsblatt ATV-A 138 enthalten
- Vorschriften für den Betrieb von Niederschlagswasserbewirtschaftungsanlagen, zum Beispiel nach DWA oder DIN, sind strikt einzuhalten.

Sämtlichen Voraussetzungen sowie den Pflege- und Unterhaltsmaßnahmen entspricht das hier vorgestellte modularisierbare Bodenfilterverfahren.

5. Literatur

ATV (Abwassertechnische Vereinigung e.V.) (1998): ATV – A 262 Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte. Vertrieb: GFA, Hennef. 12 S.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung e.V.) (2002): ATV - A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Vertrieb: GFA, Hennef. 61 S.

Alexy, R., Kümmerer, K. (2005): Antibiotika in der Umwelt. KA - Korrespondenz Abwasser 52 / 5: 563 – 571.

Armstrong, W., Armstrong, J. (1990): Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proc. Int. Conf. on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control: 529 – 533. Oxford, New York, Beijing: Pergamon Press.

Ascherl, A., Floss, R. (1996): Sicherheitsbewertung bautechnischer Maßnahmen zum Grundwasserschutz an Straßen in Wassergewinnungsgebieten auf probabilistischer Grundlage. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstechn. 726. Bundesminister für Verkehr. Bonn.

Bahlo, K., Wach, G. (1995): Naturnahe Abwasserreinigung. Staufen: Ökobuch.

Baur, W. H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen, 3.Aufl.. Berlin: Parey.

BSU (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg) (Hrsg.) (2006): Dezentrale naturnahe Regenwasserbewirtschaftung. 60 S.

Blume, H.P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Aufl. Landberg: Ecomed.

Böhm, W., Kutschera, L., Lichtenegger, E. (1982): Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung - Ein Beitrag zur Erforschung der Gesamtpflanze. Int. Sympos. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein (27.- 29.11.1982). Verlag: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, A – 8952 Irndning

Boller, M., Mottier, V. (1998): Wasserwirtschaftliche Bedeutung der Regenwasserversickerung am Beispiel einer Region. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 39

Bolten, J., Bürgel, B. (2001): Retentionsbodenfilter Wülfrath Süd-Erbach. Staatliches Umweltamt Düsseldorf, Düsseldorf.

Brunner, P.G. (1996): Weitergehende Regenwasserbehandlung durch Bodenfilter. ATV Schriftenreihe 4. GFA. S. 523.

Bucheli, T.D., Müller, S.R., Heberle, S., Schwartzenbach, R.P. (1998): Occurrence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. Environ. Sci. Technol. 32: 3457 – 3464.

Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2006): <http://www.bgkev.de/produkte/kompost/fertigkompost.htm>

BVB (Bundesverband Boden) (Hrsg.) (2000): Böden und Schadstoffe. BVB-Materialien Bd. 4. Berlin: Erich Schmidt.

- Cabello, M. N. (1997):** Hydrocarbon pollution: its effect on native arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). *FEMS Microbiol. Ecol.* 22: 233-236.
- Cairney, J. W. G., Burke, R. M. (1998):** Do ecto- and ericoid mycorrhizal fungi produce peroxidase activity? *Mycorrhiza* 8: 61-65.
- Cerniglia, C.E. (1992):** Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3: 351 – 368.
- Colpaert, J. V., van Laere, A. (1996):** A comparison of the extracellular enzyme activities of two ectomycorrhizal and leaf-saprotrophic basidiomycetes colonizing beech leaf litter. *New Phytol.* 134: 133-141.
- 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.
- 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
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2005):** Merkblatt DWA-M 178: Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. 42 S. Hennef.
- Dierkes, C., Göbel, P., Coldewey, W.G. (2005):** Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser. Abschlussbericht DBU Az 18622. Osnabrück.
- Dobner, I. (2003):** Der Einsatz mykorrhizierter Gehölze in biologischen Sanierungsverfahren unter dem Aspekt TNT-belasteter Böden. Universität Bremen (Dissertation).
- Dobner, I., Holthuis, U., Heyser, W., Warrelmann, J., Mahro, B. (2005):** Einsatz von Säulenversuchen nach DIN V 19736 zur Entwicklung mykorrhizierter Bodenfiltersubstrate. *Mittlg. Dt. Bodenkundl. Ges.* 107/2: 461 – 462.
- Donnelly, P. K.; Fletcher, J. S. (1995):** PCB metabolism by ectomycorrhizal fungi *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 507-513.
- Ellenberg, H., Weber, E. H., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulißen, Dirk (1991):** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Erich Goltze.
- Ender, R. (1986):** Schwermetallbilanzen von Lysimeterböden. *Marburger Geogr. Schriften* 102. 100 S.
- Fehse, K.-U. (2004):** Zur Sorption von Zink-Ionen an natürliche und technische Sorbentien unter Berücksichtigung des Feststoff:Lösung-Verhältnisses. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. 161 S.
- Fiebach, G., Schröder, J. (2005):** Retentionsbodenfilter Ebeersreya – Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.

Fitschen, T. (2000): Straßenabwasser – Reinigung mit der Pilotanlage Halenreihe. Abschlußbericht. Freie und Hansestadt Hamburg - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.

Gao, Y., Zhu, L. (2004): Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere* 55: 1169 - 1178.

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.

Gieska, M., Tanneberg, H., van der Ploeg, R.R. (2000): Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen in urbanen Böden durch Versickerung von Dachabflüssen. *Wasser und Boden* 52/3: 41 – 45.

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.

Grathwohl, P. (2000): Gefahrenbeurteilung „Grundwasser“ bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten: Methoden zur Sickerwasserprognose. In: Boden- und Altlastensymposium, Berlin – Schöneberg. 1 - 41

Griffiths, R. P., Caldwell, B. A. (1992): Mycorrhizal mat communities in forest soil. In: *Mycorrhizas in Ecosystems* (Read, D. J., Lewis, D. H., Fitter, A. H., Alexander, I. J., Hrsg.): 98 - 105. Wallingford: CAB International.

Grosse, W. (1996): A history of pressured gas – flow studies in plants. *Aquatic Botany* 54: 87 – 100.

Grotehusmann, D., Uhl, M. (2003): Bodenfilter zur Regen- und Mischwasserbehandlung. Vortrag auf dem Seminar der Technischen Akademie Hannover „Regen- und Mischwasserbehandlung“ (30.09. – 01.10. 2003 in Hannover).

Grover, R. (Hrsg.) (1988): Environmental Chemistry of Herbicides, Vol. 1. Boca Raton: CRC Press.

Harms, R.W. (1994): Wo steht die entwässerungstechnische Versickerung? *Wasser und Boden* 46: 22 ff.

Hilber, O. (1992): Angewandte Mykorrhizaforschung an der Versuchsanstalt für Pilzanbau. *AFZ* 8: 366.

Hilliges, R., Schriewer, A., Wilderer, P.A., Helmreich, B. (2005): Entwicklung eines neuartigen Behandlungssystems für Straßenabläufe zur Einhaltung der EG-WRRL. *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 51: 49 – 60.

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.

IFS (Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover) (2001): Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Tank- und Rastanlagen. Zwischenbericht, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen. Unveröff.

Jakob, U. (2003): Untersuchungen zum Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen in der Rhizosphäre. Universität Bremen (Diplomarbeit).

Joner, E.J., 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.

Karlson, U., Frankenberg, W.T. (1989): Microbial Degradation of Benzene and Toluene in Groundwater. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43: 505-510.

Kasting, U., Gameh, O., Grotehusmann, D. (2001): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Auswahl geeigneter Bodensubstrate. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48/9: 1274 – 1284.

Kasting, U. (2003): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Bd. 17 (Dissertation)

Kasting, U., Janiczek, M., Grotehusmann, D. (2003): Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen – Halbtechnische Bodenfilterversuche - KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 50/11: 1428 – 1433.

Kasting, U. (2004): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen. KA- Abwasser, Abfall 51/9: 948 - 953.

Kipopoulou, A. M., Manoli, E., Samara, C. (1999): Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. Environm. Poll. 106: 369 - 380.

Krauth, K.H., Klein, H. (1982): Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen. Forsch. Straßenbau Straßenverkehrstech. 363. Bundesminister für Verkehr, Bonn.

Kutschera, L., Lichtenegger, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Graz: Leopold Stocker Verlag.

Lange, G. (2003): Regelwerke zum Umgang mit Strassenabflüssen (RAS-Ew, RiStWag u.a.). Vortrag auf dem Seminar der Technischen Akademie Hannover „Regen- und Mischwasserbehandlung“ (30.09. – 01.10. 2003 in Hannover).

Larcher, W. (1984): Ökologie der Pflanzen. 4. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation . Berlin.

- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.)(2002):** Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Karlsruhe. 114 S.
- 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.
- Litz, N. (2005):** Evaluation des Mobilitätsverhaltens organischer Schadstoffe im Hinblick auf Grundwasserbelastungen mittels verschiedener Verfahren. *WasserWirtschaft* 12/2005: 27 – 31.
- Londong, G. (1997):** Die Regenwasserbewirtschaftung vor Ort und ihre Kosten. *Entsorgungspraxis* 10: 43 ff.
- McLachlan, M. S., Horstmann, M., Bopp U., Towara, J., Bopp, U., Pfitzenmaier, F., Scholz, M. (1998):** Untersuchung der atmosphärischen Belastung, des weiträumigen Transports und des Verbleibs von polychlorierten Dibenzodioxinen, Dibenzofuranen und coplanaren Biphenylen in ausgewählten Gebieten Deutschlands. Schlussbericht UBA F+E-Vorhaben 104 02 659
- 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.
- 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.) (2003):** Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb (1. Aufl.). Düsseldorf. 233 S.
- Nadler, A., Meißner, E. (2001):** Ergebnisse einer Versuchsanlage zur Versickerung des Niederschlagswassers von Straßen. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48/5: 624 – 638.
- NAW (Normenausschuss Wasserwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.) (1998):** DIN V 19736 Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser. Berlin: Beuth.
- OECD (Hrsg.) (1981):** OECD-guideline for testing chemicals: Adsorption / Desorption. Ohne Ortsangabe. 1 – 23.
- Oliveira, R.S., Dodd, J.C., Castro, P.M.L. (2001):** The mycorrhizal status of *Phragmites australis* in several polluted soils and sediments of an industrialised region of Northern Portugal. *Mycorrhiza* 10 (5): 241 – 247.
- Orfanoudakis, M.Z., Hooker, J.E., Wheeler, C.T. (2004):** Early interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and *Frankia* during colonisation and root nodulation of *Alnus glutinosa*. *Symbiosis* 36 (1): 69 – 82.
- Paul, E. A., Clark, F. E. (1989):** Soil microbiology and biochemistry. San Diego: Academic Press.
- Pfeifer, F. (2002):** Durchführung und Auswertung von Versuchen mit 2 Lysimetern in der Anlage des LUA NRW in Waldfeucht zur Beurteilung der mobilen und mobilisier-

baren Anteile von PAK in der ungesättigten Bodenzone (Hrsg: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen). 65 S.

Pfeifer, R., Hahn, H. (1995): Regenwasserbehandlung in Trennsystemen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Bd. 73.

Phillips, J.M., Hayman, D.S. (1970): Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Trans. Brit. Mycol. Soc. 55: 158 – 160.

Pick, V., Fettig, J., Miethe, M., Strüber, K. (2002): Dezentrale Behandlung des Niederschlagsabflusses von Verkehrsflächen in einer mehrstufigen Schachtanlage. KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 49 / 3: 312 – 320.

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.

Remmler, F., Schöttler, U. (1998): Qualitative Anforderungen an eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung aus der Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes. In: Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung (Sieker, F., ed.): 104 - 125. Berlin: Analytika.

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.

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

Salomons, W., Stigliani, W.M. (Hrsg.) (1994): Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments. Berlin: Springer.

SBUV (Freie Hansestadt Bremen – Der Senator für Bau, Umwelt und Verkehr – Wasserwirtschaft) (Hrsg.) (2005): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Broschüre. 70 S.

Schäfer, M. (1999): Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten – Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Bd. 97.

Scheffer, F., Schachtschabel, F. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl. Stuttgart: Enke.

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.

- Scheunert, I. (1992):** Physical and physico-chemical processes governing the residue behavior of pesticides in terrestrial ecosystems. In: Chemistry of plant protection, Vol. 8 (Ebing, W. ed.). Berlin: Springer. 1 – 22.
- Schirmer, M., Lorenz, U., Osterkamp, S., Thobor, C., Steinweg, B., Kettler, J. (1997):** Weitergehende Behandlung von schadstoffbelastetem Oberflächenabfluß mit Pflanzenkläranlagen. Forschungsbericht des Landes und der Universität Bremen, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie.
- Schleyer, R., Fillibeck, J., Hammer, J., Raffius, B. (1994):** Auswirkungen organischer Luftschadstoffe auf die Qualität des Grundwassers. In: Matschullat, J., Müller, G. (Hrsg.): Geowissenschaften und Umwelt. Berlin: Springer-Verlag. 105 ff.
- Schleyer, R., Fillibeck, J., Hammer, J., Raffius, B. (1996):** Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition anthropogener organischer Stoffe aus der Atmosphäre. UBA F+E-Vorhaben 102 02 626.
- Schulze, M., de Vries, J.M. (1995):** Dezentrale Regenwasserbehandlung durch Versickerung auf einem Gewerbegrundstück. KA – Korrespondenz Abwasser 42 / 3: 734 – 739.
- Siepmann, R., v.d. Kammer, F. (2005):** Pilotanlage zur Reinigung von Straßenablauf B 75 Bremer Straße, Hamburg-Harburg. Ergebnisübersicht. Technische Universität Hamburg Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutztechnik. Unveröff.
- Sommer, H. (2006):** Bodenfilter. <http://www.sieker.de/modules/wfsection/article.php?articleid=16>
- Steffens, F., Arendholz, W. R., Storrer, J. G. (1994):** Die Ektomykorrhiza: Eine Symbiose unter der Lupe. BIUZ 24/4: 211-218.
- Stenlund, D.L., Charvat, I.D. (1994):** Vesicular arbuscular mycorrhizae in floating wetland mat communities dominated by *Typha*. Mycorrhiza 4 (3): 131 – 137.
- Stevens, K.J., Peterson, R.L. (1996):** The effect of a water gradient on the vesicular-arbuscular mycorrhizal status of *Lythrum salicaria* L. (purple loosestrife). Mycorrhiza 6: 99 – 10.
- Stotz, G., Krauth, K. (1998):** Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. Korrespondenz Abwasser 45 / 9: 1689 – 1699.
- Sutherland, W.J. (1990):** Biological Flora of the British Isles. *Iris pseudacorus* L. J. Ecol. 78 (3): 833 – 848.
- Tang, F., White, J.A., Charvat, I. (2001):** The effect of Phosphorus availability on arbuscular mycorrhizal colonization of *Typha angustifolia*. Mycologia 93 (6): 1042 - 1047.
- Tegge, K.T. (2005):** Straßenabwasserbehandlung in Hamburg - Situation und aktuelle Beispiele. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 51: 61 – 72.
- Terzioglu, K., Peter, A., Sarfert, F. (1987):** Regenklärbecken am Dianasee in Berlin. KA - Korrespondenz Abwasser 34: 1296 – 1305.

- Thiele, S., Brümmer, G. (1998):** PAK-Abnahmen in Bodenproben verschiedener Altlastenstandorte bei Aktivierung der autochthonen Mikroflora. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 161: 221 – 227.
- Timonen, S., Sen, R. (1998):** Heterogeneity of fungal and plant enzyme expression in intact Scots pine-*Suillus bovinus* and -*Paxillus involutus* mycorrhizospheres developed in natural forest humus. New Phytol. 138: 355 - 366.
- Trapp, S., Karlson, U. (2000):** Phytoremediation organischer Schadstoffe. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 12 (5): 245 – 255.
- Uhlmann, D. (1988):** Hydrobiologie – Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. 3. Aufl. Semper Bonis Verlag.
- TrinkwV (Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) (2003).** BGBl. I S. 959: Berlin.
- 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.
- Vogt, G. (1997):** Wissenslücken und Umsetzungshemmnisse bei dezentraler Regenwasserversickerung sowie Vorschläge zu deren Behebung. Wasser und Boden 49: 31 ff.
- v.d. Kammer, F., Jacobs, P.H. (2003):** Dezentrale Regenwasserreinigung an der B75: Problemlösung mit reaktiven Filtersystemen. In: Regenwasserversickerung – eine Möglichkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft Technische Universität München Nr. 175: 187 – 203.
- v. Unold, G. (2002):** Allgemeine Anforderungen an Lysimeterstationen und deren Betrieb. Broschüre UMS umweltanalytische Meßsysteme GmbH, München. 20 S.
- Werner, D. (1987):** Pflanzliche und mikrobielle Symbiosen. Stuttgart: Thieme.
- Wissing, F., Hofmann, K. (2002):** Wasserreinigung mit Pflanzen. 2., erw. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Xanthopoulos, C. (1990):** Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen, Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen. In: Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe Bd. 58: 115-145
- Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1992):** Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß. AG Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen Flächen – Bd. 2 – Universität Karlsruhe.
- Yoshitomi, K. J., Shann, J. R. (2001):** Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on ¹⁴C-pyrene mineralization. Soil Biol. Biochem. 33: 1769 - 1776.

6. 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 / 2005: 79 – 88.

Dobner, I., Holthuis, J.-U, Heyser, W., Warrelmann, J. und 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. und Mahro, B. (2006): Development of an optimized plant-soil filter for the treatment of contaminated stormwater run-off. Book of Abstracts Int. Symp. Environ. Biotechnol. ISEB ESEB JSEB 2006: 317. UFZ Leipzig Halle, Leipzig.

Dobner, I., Holthuis, J.U., Heyser, W., Warrelmann, J. und Mahro, B. (2006): A High-Performance stormwater-infiltration facility as a low cost alternative for down sizing urban sewer systems. Proc. of the 3rd Int. Conf. Urban Ecology in Berlin 15.09. / 16.09. 2006: 93 – 97. Berlin.

Holthuis, J.U., Dobner, I., Heyser, W., Warrelmann, J. und Mahro, B. (2007): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil I. KA – Abwasser, Abfall (in Vorbereitung).

Dobner, I., Holthuis, J.U., Heyser, W., Warrelmann, J. und Mahro, B. (2007): Entwicklung eines neuartigen Pflanzen-Bodenfilters zur Behandlung kontaminierter Niederschlagswässer. Teil II. KA – Abwasser, Abfall (in Vorbereitung).

Danksagung

An dieser Stelle möchten wir allen Fördereinrichtungen, Firmen und Personen danken, die zum Gelingen des Forschungsvorhabens beigetragen haben.

Dieses Projekt wurde durch die AIF über die DECHEMA finanziell großzügig gefördert (AIF-Vorhaben 13601 N/1 und N/2). Dafür bedanken wir uns bei den entsprechenden Einrichtungen ausdrücklich.

Die Autoren danken den beteiligten Kooperationsfirmen

LANDSCHAFTSBAU DITTRICH
NORDBETON GMBH
UKON UMWELTKONZEPTE
INOQ
COMPO
VULKATEC RIEBENSAHM GMBH

für die gute Zusammenarbeit und die Bereitstellung von Materialien und Dienstleistungen.

Ein besonderer Dank gebührt den tatkräftigen Mitarbeitern in den Laboren für die umfangreiche und zuverlässige Analytik. Hier sind insbesondere Herr Peter Behrend sowie Frau Bettina Vagt für die kompetente Hilfestellung bei analytischen Problemen und für die Messung zahlreicher Eluat-, Boden- und Pflanzenproben zu nennen. Danke Peter, danke Bettina!

Herrn Dr. Josef Müller gilt unser Dank für die Hilfestellung zur Auswahl der Lysimeterbepflanzung.

Wir danken Frau Sigrid Esselborn, Frau Irina Rohr und Herrn Daniel Jantzen für die hilfreiche Unterstützung bei den umfangreichen Laborarbeiten.

Herrn Falko Berger danken wir für die Hilfestellung bei Computerfragen.

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.

Wir danken Herrn Michael Birkner und allen studentischen Hilfskräften für die hilfreiche Unterstützung bei den Außenarbeiten an der Lysimeteranlage.

Die Projektbearbeiter sind sehr dankbar für die stets motivierende, unkomplizierte und Perspektiven eröffnende Unterstützung durch Herrn Klaus-Thorsten Tegge von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg!

Ort, Datum

Unterschrift des verantwortlichen
Projektleiters der Forschungsstelle 1
"Universität Bremen"

Ort, Datum

Unterschrift des verantwortlichen
Projektleiters der Forschungsstelle 2
"Hochschule Bremen"