

Naturnahe Verfahren zur Behandlung von Regenabflüssen

2. Untersuchungszeitraum

Forschungsprojekt gefördert durch die
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

15.
Endbericht März 2006

Endbericht

Naturnahe Verfahren zur Behandlung von Regenabflüssen

2. Untersuchungszeitraum

Aufgestellt:

Hannover, den 16.03.2006

ifs Ingenieurgesellschaft für
Stadthydrologie mbH
Hannover

Herr Dr.-Ing. Grotehusmann

.....

Projektbearbeitung

Herr Dr.-Ing. Kasting

.....

Inhalt

1	Veranlassung und Aufgabenstellung	1
2	Material und Methoden der Lysimeteruntersuchungen.....	1
2.1	Lysimeteranlage.....	1
2.2	Messbetrieb	2
2.3	Substratanalysen.....	4
3	Ergebnisse Lysimeteruntersuchungen	5
3.1	Hydraulische Belastung.....	5
3.2	Kenngroßen des Betriebs (Filtermächtigkeit, Durchlässigkeit, Kolmation)	6
3.2.1	Filtermächtigkeit.....	6
3.2.2	Durchlässigkeit	7
3.2.3	Äußere Kolmation.....	9
3.2.4	Innere Kolmation.....	11
3.2.5	Fazit Kenngroßen Betrieb.....	12
3.3	Zulaufbelastung.....	14
3.4	Wirkungsgrade.....	16
3.5	Substratuntersuchungen nach Versuchsende.....	23
3.5.1	Kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse	23
3.5.2	RFA-Analysen.....	25
3.5.3	Eluatuntersuchungen.....	27
3.5.4	pH-Wert und CaCO ₃ -Gehalt	28
3.5.5	Fe-, Mn- und Al-Oxide und KAKpot	30
3.5.6	Glühverlust.....	34
3.6	Fazit Wirkungsgrade und Substratuntersuchungen.....	35
4	Sedimentuntersuchungen	38
4.1	Proben	38
4.2	Versuchsaufbau	40
4.3	Ergebnisse	41
4.4	Fazit	44
5	Untersuchung zur Salzbelastbarkeit	44
5.1	Grundlagen	45
5.2	Konzentrationen im Straßenabfluss.....	47
5.3	Versuche zur Salzbelastbarkeit	47
5.3.1	Sand „Nr. 22“.....	48
5.3.2	Filtersubstrat „Augsburg“	49
5.3.3	Sand „Toppenstedt“ und „Heßel“.....	51
5.4	Testverfahren für Filtersubstrate zur Salzbelastbarkeit	52
5.5	Fazit und Folgerungen	54
6	Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen von Regenwasserbehandlungsanlagen	56
6.1	Behandlungsziel	56
6.2	Reinigungsmechanismen	57
6.3	Reinigungsleistung	57
6.4	Baukosten.....	59
6.4.1	Kostenarten	59
6.4.2	Baukosten (Einheitspreise).....	60
6.4.3	Baukosten von Beispielanlagen	62
6.5	Kosten- Wirksamkeitsbetrachtung	64
7	Zusammenfassung und Empfehlungen.....	66
7.1	Lysimeteruntersuchungen	66
7.2	Sedimentuntersuchungen.....	70
7.3	Untersuchung zur Salzbelastbarkeit.....	70
7.4	Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen	71

**Literatur
Anlagen**

Anlagenverzeichnis

- Anlage 1 hydraulische Belastung Lysimeter 1-6
- Anlage 2 Zu- und Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6
- Anlage 3 Wirkungsgrade Lysimeter 1-6
- Anlage 4 Substratuntersuchungen nach Versuchsende
- Anlage 5 Versuchsprotokolle zur Salzbelastbarkeit für Sand Nr. 22, Test 1
- Anlage 6 Auswirkungen von Straßenabflüssen bei der Einleitung in Oberflächengewässer
- Anlage 7 Hinweise zu den Untersuchungen an Absetzbecken

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

In dem ersten Teil des durch die DBU geförderten Forschungsvorhabens 14592 „Naturnahe Behandlung der Regenabflüsse stark verschmutzter Verkehrsflächen“ (IFS [2002]) wurde die Reinigungsleistung verschiedener Bodenfiltersubstrate gegenüber den straßenspezifischen Inhaltsstoffen in den Regenabflüssen untersucht. Insgesamt wurden hohe Wirkungsgrade festgestellt, die darauf hinweisen, dass Bodenfilter zu einer gezielten Frachtreduktion und zum nachhaltigen Gewässerschutz beitragen können.

Mit den bislang erzielten Daten lässt sich allerdings nicht das Langzeitverhalten von Bodenfiltern vorhersagen. Hier spielt im Wesentlichen die Adsorption gelöster Inhaltsstoffe an die Filtersubstrate eine wesentliche Rolle. Daher soll durch einen zweiten Versuchszeitraum der Datenbestand zu den Bodenfiltern zur Behandlung von Straßenabflüssen erhöht und abgesichert werden.

Ein neues technogenes Filtersubstrat soll dabei mit untersucht werden, um dessen Einsatz insbesondere auf einen gezielten Phosphat-Rückhalt zu prüfen. Dies spielt bei den geplanten Bodenfilteranlagen in Berlin eine entscheidende Rolle, mit denen der Eutrophierung der Berliner Gewässer begegnet werden soll.

Die hydraulische Leistungsfähigkeit ist die wesentliche Voraussetzung für einen langjährigen, sicheren Betrieb der Bodenfilter. Äußere und innere Kolmation kann zu einem Versagen des Filters und somit der Regenwasserbehandlung führen. Die für Straßen typische Chloridbelastung hat bei der ersten Untersuchung zu einer drastischen Verringerung der Durchlässigkeit bei dem Filtersubstrat mit der besten Reinigungsleistung geführt. Somit soll in diesem Vorhaben ein Testverfahren zur Qualitätssicherung entwickelt werden, um kolmationsgefährdete Substrate vor dem Einbau zu erkennen.

Der Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie (ifs), Hannover ist mit dem Schreiben vom 10.02.2003 die Bewilligung für eine Teilförderung des Vorhabens durch die DBU erteilt worden.

2 Material und Methoden der Lysimeteruntersuchungen

2.1 Lysimeteranlage

Im 1. Untersuchungszeitraum wurden die Lysimeteruntersuchungen am Pumpwerk Seelhorster Kreuz (Verbindung von Süd- und Messeschnellweg) in Hannover durchgeführt. In Absprache mit dem Straßenbauamt Hannover und der Stadtentwässerung Hannover können die Untersuchungen auch für den 2. Untersuchungszeitraum an diesem Standort weiter fortgeführt werden.

Das Einzugsgebiet der Anlage umfasst eine Trogstrecke des Messeschnellwegs mit einer versiegelten Fläche von 1,4 ha A_{red} . Weiterhin werden etwa 0,1 ha unbefestigte Böschungfläche über den Regenwasserkanal mit erfasst. Der Schnellweg weist eine Verkehrsbelastung von DTV 45.000 Kfz/d (Stand 1995) auf.

Die Lysimeteranlage besteht aus 6 Lysimetern, in denen verschiedene sandige Filtersubstrate und -gemische eingesetzt werden (Tabelle 2.1, Bild 2.1). Die Filtersubstrate aus den Lysimetern 3-6 werden aus dem 1. Versuchszeitraum übernommen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei Lysimeter 4 - 6 nach Ende des 1. Versuchszeitraums Substratproben entnommen wurden. Dazu wurde das Filtersubstrat lagenweise ausgebaut und nach Probenahme wieder entsprechend eingebaut. Das Filtersubstrat wurde bei diesem Vorgang somit gelockert.

In Lysimeter 1 und 2 werden die Filtersubstrate gegenüber dem 1. Untersuchungszeitraum ausgetauscht. Lysimeter 1 erhält dabei ein technogenes Filtersubstrat, das u.a. zur Regenwasserbehandlung in Bodenfiltern bei Berliner

Gewässern zum gezielten Phosphat-Rückhalt eingesetzt wird. Lysimeter 2 erhält ein Substratgemisch, dass u.a. in Bodenfilteranlagen zur Straßenwasserbehandlung in NRW (Landesbetrieb Straßenbau NRW, Niederlassung Köln) eingebaut wird.

Die Substrate werden lagenweise eingebaut und dabei mit einem Kantholz per Hand leicht verdichtet. Der Auslauf der Lysimeter wird über ein Drosselorgan auf einen Wert von $1,5 \cdot 10^{-5}$ m/s gedrosselt.

Tabelle 2.1
Kenndaten der Lysimeter

Lysimeter	1	2	3	4	5	6
Aufbau Filter	FerroSorp ® RW ¹⁾	Substrat- gemisch ²⁾	Sand Nr. 22 ³⁾	Sand Nr. 22	Lavasand / Bims ⁴⁾	Quarzsand Nr. 13
Bauhöhe Lysimeter	160,0	160,0	160,0	161,0	161,0	161,5
Innendurchmesser [cm]	62,9	61,0	60,0	59,0	59,3	59,6
Dränschichtdicke [cm]	20,5	21,0	20,0	20,0	19,5	19,0
1. Lage Dränschicht: 10cm Kies [mm]	8/16	8/16	8/16	8/16	8/16	8/16
2. Lage Dränschicht: ca. 10cm Kies [mm]	2/8	2/8	2/8	2/8	2/8	2/8
Mächtigkeit Hauptfilter- schicht [cm]	81,4	79,6	78,4	71,0	77,4	79,2
d_{10} ⁵⁾ [mm] Hauptfilterschicht	0,21	0,06	n.b.	0,08	0,07 ⁶⁾	0,24 ⁶⁾
d_{60} ⁵⁾ [mm] Hauptfilterschicht	0,58	1,2	n.b.	0,5	1,1 ⁶⁾	0,7 ⁶⁾
$U = d_{60} / d_{10}$ [-] Hauptfilterschicht	2,8	20	n.b.	6,3	15,7	2,9
Ton/Schluffgehalt ⁶⁾ [%] Hauptfilterschicht	1,3	10,8	n.b.	8,8	9,8 ⁶⁾	0,6 ⁶⁾

1) Hersteller: Firma HeGo Biotec

2) Hersteller: Firma Vulkatec, Gemisch aus 50% Lava-Sand 0/4, 25% Bims-Sand 2/5, 20% Basalt 0,5/1,0 und 5% Rinden-Humus nach RAL

3) Sand Nr. 22 (abgesiebt auf Korngrößen > 0,125 mm; Trockensiebung)

4) Gemisch aus 70 Vol% Lavasand und 30Vol.% Bims

5) Ermittelt über kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse DIN 18123

6) Ermittelt nach Versuchsende, Substratentnahme aus 60-62 cm

Bild 2.1
Lysimeteranlage Seel-
horster Kreuz



2.2 Messbetrieb

Der Messbetrieb beginnt im Juni 2003. Aufgrund der begrenzt zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel erfolgen die Beschickungen wie beim 1. Untersuchungszeitraum unabhängig von den Regenereignissen. Die Lysimeter werden mit Straßenabflusswasser aus einem Sandfang ($L \times B \times T = 5 \times 2,5 \times 3 = 37,5 \text{ m}^3$) am Pumpwerk beschickt, in den über einen Regenwasserkanal die Abflüsse der Trogstrecke geleitet werden.

Durchführung der Beschickungen

- Vor Beginn der Beschickungen wird mit einer Pumpe das Sediment im Sandfang leicht aufgewirbelt, um den Anteil der partikulären Stoffe im Zulauf zu erhöhen.
- Es werden Sammel- und Einzelbeschickungen durchgeführt. Bei Sammelbeschickungen wird nur der Zulauf beprobt, um die gesamte aufgebrachte Fracht auf die Filter zu erfassen. Für die Analysen werden etwa 4-12 Einzelbeschickungen zusammengefasst. Der Ablauf wird nicht beprobt, um den Analysenaufwand zu begrenzen.
Bei Einzelbeschickungen wird sowohl Zu- als auch Ablauf beprobt.
- Bei Einzelbeschickungen wird vor jedem Lysimeter ein Ausgleichsbehälter aufgebaut, in den aus dem Sandfang über eine Tauchpumpe die aufzubringende Wassermenge gefördert wird. Die Ausgleichsbehälter werden in mindestens 6 Teilintervallen abwechselnd zügig beschickt, um eine gleichmäßige Konzentration der Inhaltsstoffe in den Vorlagebehältern zu gewährleisten, was durch Parallelmessungen überprüft wurde.
- Bei jeder Beschickung werden die Lysimeter annähernd mit der gleichen Wassermenge beaufschlagt.
Bei Sammelbeschickungen beträgt die Zielgröße für die aufzubringende Wassermenge auf die Lysimeter 228 l (entsprechend 80 cm Wassersäule). Bedingt durch die unterschiedliche Durchlässigkeit der Filtersubstrate und die unterschiedlich hohe Staulamelle oberhalb des jeweiligen Filters ist die aufgebrachte Wassermenge bei den Lysimetern von Versuch zu Versuch leicht unterschiedlich.
Bei Einzelbeschickungen beträgt die Zielgröße für die aufzubringende Wassermenge auf die Lysimeter 210 l (entsprechend 74 cm Wassersäule).
- die Probenahme erfolgt per Hand
- die Zulaufkonzentration zu den Lysimetern wird bei den Einzelbeschickungen über Teilmischprobenbildung aus den Ausgleichsbehältern bestimmt
- Für die Bestimmung der Ablaufkonzentration wird bei den Einzelbeschickungen aus jedem Auffangbehälter eine Mischprobe gebildet.
- Für die Probenahme werden für die Proben zur Analyse der PAK und MKW Glasflaschen und für die restlichen Parameter PE-Flaschen verwendet.

Analyseumfang

Der Analyseumfang für die Lysimeteruntersuchungen ist in Tabelle 2.2 dargestellt.

	Sammelbeschickungen Zulauf		Einzelbeschickungen				Verfahren
	filtr.	homo.	filtr.	homo.	filtr.	homo.	
Leitfähigkeit	-	-	-	x	-	x	DIN EN 27888
pH-Wert	-	-	-	x	-	x	DIN 38404 C5
NH ₄ -N	-	-	-	x	-	x	DIN 38406 E 5
Blei	x	x	x	x	x	x	DIN EN ISO 11886
Kupfer	x	x	x	x	x	x	DIN EN ISO 11888
Palladium	x	x	x	x	x	x	DIN EN ISO 11885
Platin	x	x	x	x	x	x	DIN EN ISO 11885
Zink	x	x	x	x	x	x	DIN EN ISO 11885
AFS	-	x	-	x	-	x	DIN 38409 H2-2
Summe PAK (EPA)	-	-	-	x ¹⁾	-	x ¹⁾	DIN 38407 F18
MKW H18	-	-	-	x	-	x	DIN 38409 H18
Chlorid	-	x	-	x	-	x	DIN En ISO 10304-1 / -2
Pges	-	-	x	x	x	x	DIN EN 11885 (nach Aufschluss mit HCl)
CSB	-	-	x	x	-	x	DIN 38409 H 41-1

x = Parameter wird analysiert
 - = Parameter wird nicht analysiert
 filtr. = Probe wird filtriert und der gelöste Anteil bestimmt
 homo. = Probe wird homogenisiert und der Gesamtgehalt bestimmt
 1) nur bei jeder 2. Einzelbeschickung

Tabelle 2.2
Analyseumfang Lysimeteruntersuchungen

2.3 Substratanalysen

Ausgangsbelastung der Filtersubstrate

Vor Beginn des Messbetriebes werden die Filtersubstrate hinsichtlich ihrer Ausgangsbelastung untersucht. Zur Beurteilung werden die Kriterien der LAGA 20 angewendet. Damit kann sichergestellt werden, dass keine belasteten Böden als Filtermaterial eingesetzt werden.

Für die Bewertung werden zunächst die Z 0 Werte nach LAGA 20 herangezogen. Dabei liegen für die organischen Parameter (BTEX, LHKW, PAK, PCB, EOX, MKW) keine Zuordnungswerte für das Eluat vor. Daher wird für die Bewertung der Feststoffgehalt dieser Parameter herangezogen. Es werden nur die gegenüber dem 1. Versuchszeitraum neu eingebauten Filtersubstrate untersucht.

Für das Substratgemisch der Firma Vulcatec zeigt sich nach Tabelle 2.3, dass für den Parameter Blei ein Überschreiten des Z0 Wertes festzustellen ist. Die bei den Lysimeteruntersuchungen festgestellten Wirkungsgrade (siehe Abschnitt 3.4) weisen aber insgesamt darauf hin, dass mehr gelöstes Blei zurückgehalten wird, als aus dem Filter ausgetragen wird. Weiterhin liegen die festgestellten Ablaufkonzentrationen in einem Bereich von < 0,002 mg/l und 0,006 mg/l und damit deutlich unter den Werten der Eluatbestimmung nach Tabelle 2.3. Ein Einsatz des Substratgemisches in Bodenfilteranlagen wird daher als unbedenklich eingestuft.

Weiterhin wird beim Substratgemisch der Firma Vulcatec und auch beim FerroSorp® RW der Firma HeGo Biotec eine Überschreitung des Z0-Wertes für den Phenolindex festgestellt. Der Z1,2-Wert für den eingeschränkten Einbau liegt bei 50 µg/l und damit über den festgestellten Werten. Die Ursache für die Überschreitung des Z0-Wertes ist unklar und sollte weiter untersucht werden.

Tabelle 2.3
Bestimmung der Eluatkonzentrationen und der Feststoffgehalte für die Filtersubstrate - Vergleich mit Grenzwerten nach LAGA Z0

Feststoffbestimmungen		Substratgemisch		
		FerroSorp® RW	Vulcatec	LAGA Z 0
pH-Wert	[-]	7,6	6,5	5,5 - 8
EOX	[mg/kg]	<1,0	<1,0	1
MKW	[mg/kg]	24,3	18,4	100
Σ BTEX	[mg/kg]	<0,4	<0,4	< 1
Σ LHKW	[mg/kg]	<1,0	<1,0	< 1
Σ PAK n. EPA	[mg/kg]	<0,02	<0,02	1
Σ PCB	[mg/kg]	<0,002	<0,002	0,02
Cyanid (ges.)	[mg/kg]	<1,0	3,1	1
Phenol	[mg/kg]	0,23	<0,05	k.A.
Eluatbestimmungen				
pH-Wert	[-]	8,4	7,5	6,5 - 9
el. Leitfähigkeit	[µs/cm]	307	72	500
Chlorid	[mg/l]	4,22	4,01	10
Sulfat	[mg/l]	44,9	4,4	50
Cyanid (ges.)	[µg/l]	<10	<10	< 10
Phenolindex ¹⁾	[µg/l]	25	18	< 10
Arsen	[µg/l]	<5	<5	10
Blei	[µg/l]	<5	151	20
Cadmium	[µg/l]	<2	<2	2
Chrom (ges.)	[µg/l]	12	7	15
Kupfer	[µg/l]	<5	9	50
Nickel	[µg/l]	<5	<5	40
Quecksilber	[µg/l]	<0,2	<0,2	0,2
Thallium	[µg/l]	<5	<5	< 1
Zink	[µg/l]	<5	<5	100

1) Bei Überschreitungen des Z0-Wertes ist die Ursache zu prüfen. Höhere Gehalte, die auf Huminstoffe zurückzuführen sind, stellen kein Ausschlusskriterium nach LAGA 20 dar.

Analysen am Ende der Untersuchungen

Nach dem Ende der Untersuchungen werden die Filtersubstrate der Lysimeter 1 und Lysimeter 4-6 lagenweise ausgebaut. Es werden Substratproben aus folgenden Schichten entnommen:

- 0-2 cm unter Oberkante Filter
- 4-6 cm unter Oberkante Filter
- 20-22 cm unter Oberkante Filter
- 60-62 cm unter Oberkante Filter

Die Proben werden auf die Parameter nach Tabelle 2.4 hin untersucht, um den Verbleib der eingetragenen Feststoffe und Schwermetalle zu dokumentieren und Hinweise auf die Veränderung des Stoffbestandes in den Filtersubstraten zu erhalten.

Parameter	Verfahren
Kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse	DIN 18123
Glühverlust	DIN 38414-S3
pH-Wert	DIN ISO 10390
Pb, Cu, Zn	Untersuchung am Eluat nach DIN 38406-E22 ¹⁾
Kationenaustauschkapazität KAK_{pot}	DIN 19684 Teil 8
Carbonatgehalt $CaCO_3$	VDLUFA [1991]
oxalatlösliches Eisen Fe _o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Eisen Fe _d	MEHRA/JACKSON [1960]
oxalatlösliches Aluminium Al _o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Aluminium Al _d	MEHRA/JACKSON [1960]
oxalatlösliches Mangan Mn _o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Mangan Mn _d	MEHRA/JACKSON [1960]

1) Eluate nach BBodSchV [1999] nach DIN 38414-S4

Tabelle 2.4
Analyseverfahren für
Filtersubstrate

Weiterhin werden die Gesamtgehalte ausgewählter Parameter mit dem energiedispersivem Röntgenfluoreszenzspektrometer (RFA-Analyse) untersucht (XEPOS der Firma Spektro).

3 Ergebnisse Lysimeteruntersuchungen

3.1 Hydraulische Belastung

Die Beschickungshöhen der Lysimeter für den 2. Untersuchungszeitraum vom 30.05.03 bis zum 08.09.2005 sind Anlage 1 zu entnehmen. Die Summe der Belastung ist in Tabelle 3.1 dargestellt und liegt zwischen 140 m und 164 m Wassersäule. Damit werden die Lysimeter im Untersuchungszeitraum mit einer Wassermenge beaufschlagt, die nach der Empfehlung des Merkblatt DWA-M 178 im Mittel innerhalb von 3 Jahren maximal auf Bodenfilter zur Behandlung von Straßenabflüssen aufgebracht werden sollte. Nach DWA-M 178 soll die hydraulische Flächenbelastung im langjährigen arithmetischen Mittel ≤ 50 m/a und in nassen Jahren ≤ 70 m/a sein.

Die Lysimeter 3-6 wurden schon im 1. Untersuchungszeitraum mit Straßenabflüssen belastet. In der Summe ist für diese Lysimeter eine Wassersäule von 206 – 230 m aufgebracht worden. Dies entspricht nach Merkblatt DWA-M 178 damit der Wassermenge, die im Mittel innerhalb von 4-5 Jahren maximal aufgebracht werden sollte.

Die leichten Unterschiede in der Summe der Beschickungshöhe sind durch die unterschiedliche Durchlässigkeit der Lysimeter und die unterschiedlich hohe Staulamelle oberhalb des jeweiligen Filterkörpers begründet. Durch diese Einflussfaktoren wurde bei den jeweiligen Beschickungen unterschiedlich viel Wasser auf die Lysimeter aufgebracht.

Tabelle 3.1
Beschickungshöhe der
Lysimeter

Zeitraum	Lysimeter 1 [m]	Lysimeter 2 [m]	Lysimeter 3 [m]	Lysimeter 4 [m]	Lysimeter 5 [m]	Lysimeter 6 [m]
1	entfällt	entfällt	65,9	64,9	66,1	66,1
2	150,9	156,1	140,2	157,4	160,4	164,7
Summe	150,9	156,1	206,1	222,3	226,5	230,8

Für den Betrieb wird der Ablauf der Lysimeter mit einem Drosselventil versehen, damit die Abflüsse auf eine definierte Drosselabflussspende eingestellt werden können. Die Lysimeter werden, wie eingangs schon erwähnt, mit etwa $0,015 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{m}^2)$ ($1,5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$) betrieben. Dies entspricht in etwa der Empfehlung des Merkblatt DWA-M 178 mit einer Drosselabflussspende $0,02 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{m}^2)$. In regelmäßigen Abständen wird die Einstellung der Drosselventile überprüft und erforderlichenfalls angepasst.

3.2 Kenngrößen des Betriebs (Filtermächtigkeit, Durchlässigkeit, Kolmation)

Für die Lysimeter werden in regelmäßigen Abständen Filtermächtigkeit, Drosselabflussspende und Durchlässigkeit ermittelt. Die Ergebnisse werden nachfolgend dargestellt.

3.2.1 Filtermächtigkeit

In Bild 3.1 ist die Entwicklung der Filtermächtigkeit aufgetragen. Die Mächtigkeit wird durch Messung des Abstichs von der Oberkante des Lysimeterrohres auf die Filterschicht bestimmt. Dabei wird eine 8-Punkt-Messung durchgeführt und der Mittelwert als Abstich angesetzt. Aus Differenzbildung zur Oberkante der Dränageschicht, die beim Einbau eingemessen wurde, ergibt sich die Filtermächtigkeit, die sich somit nur auf den eigentlichen Filteraufbau bezieht. Bei den Lysimetern kommt es zu einer Setzung, die jedoch unterschiedlich ausfällt.

Für Lysimeter 1 ist auffällig, dass die Filtermächtigkeit zunächst zunimmt. Daher muss es bei Lysimeter 1 zu einer Lockerung des eingebauten Filtersubstrates gekommen sein. Während der Frostzeit wurde ein Auffrieren des Filtersubstrates beobachtet, das sich in einer Hebung des Filtersubstrates in der Mitte des Lysimeters deutlich macht. Insgesamt kommt es am Ende der Versuche zu einer Setzung von 1,3 %.

Bei Lysimeter 2 ist während der Versuchsphase eine kontinuierliche Setzung zu erkennen, die am Ende der Versuche 4 % beträgt. Die Setzung entspricht in etwa dem von Lysimeter 5 mit 3,8 %, bei dem ein ähnliches Filtersubstrat eingebaut ist. Zu berücksichtigen ist dabei, dass bei Lysimeter 5 nach dem 1. Versuchszeitraum eine Lockerung des Filtersubstrates für die Probenentnahme erfolgte und daher die Setzung auch in einer ähnlichen Größenordnung wie bei Lysimeter 2 liegen muss.

Bei Lysimetern 3 bzw. 4, die schon während des ersten Untersuchungszeitraums betrieben wurden und beide mit dem gleichen Filtersubstrat bestückt sind, findet insgesamt eine Setzung von 1,2 % bzw. 4,1 % statt. Die größere Setzung bei Lysimeter 4 ist nachvollziehbar, da auch hier nach dem 1. Versuchszeitraum eine Lockerung des Filtersubstrates erfolgte, was sich in der stärkeren Setzung bemerkbar macht.

Lysimeter 6 weist eine Setzung von insgesamt 2,2 % auf. Auch hier wurde das Filtersubstrat nach dem 1. Versuchszeitraum gelockert. Die Setzung fällt gegenüber dem 1. Versuchszeitraum, bei dem ein Wert von 3,5 % ermittelt wurde, etwas geringer aus, was auf eine höhere Verdichtung beim Einbau des Substrates zurückgeführt wird.

Insgesamt sind die absoluten Veränderungen gegenüber der Ausgangsmächtigkeit zu Beginn der Versuche mit 1,0 – 3,1 cm gering. Zu berücksichtigen ist, dass durch Unebenheiten an der Filteroberfläche trotz der 8-Punkt-Messung die Ermittlung der Filtermächtigkeit noch mit Unsicherheiten behaftet ist, was die leichten Schwankungen in den Messwerten erklärt.

Die eingetragene AFS-Fracht hat rechnerisch nur einen untergeordneten Einfluss auf die Filtermächtigkeit, wie folgende Überschlagsrechnung zeigt. Im 2. Versuchszeitraum liegt die eingetragene AFS-Fracht bei 4,1 kg/m². Bei einer angenommenen Lagerungsdichte von 1,1 g/cm³ ergibt sich eine rechnerische Sedimenthöhe von 3,7 mm. Demnach überwiegt die bei den Lysimetern festgestellte Setzung einer möglichen Aufhöhung durch Sedimenteintrag.

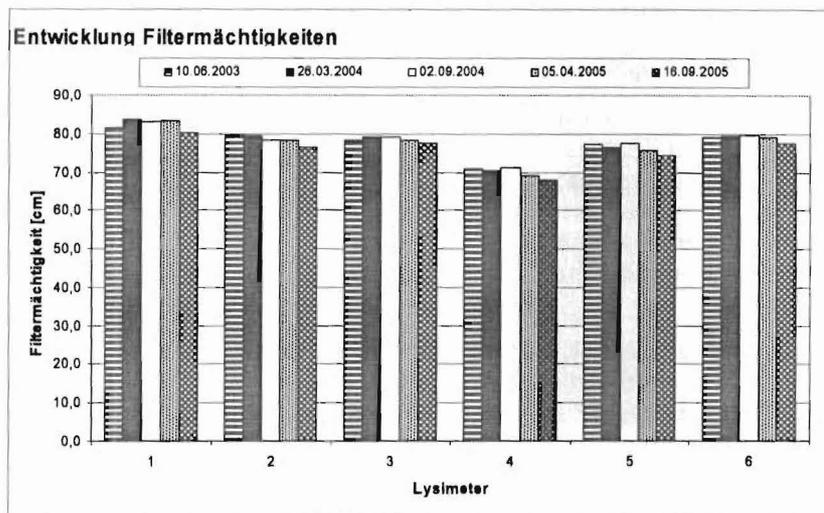
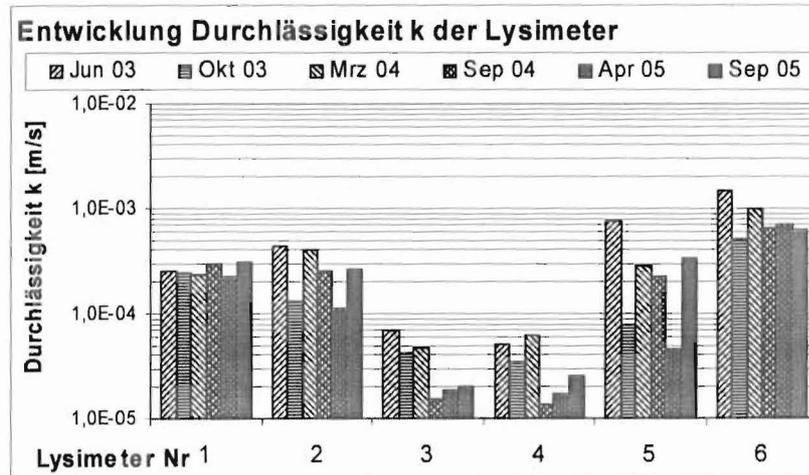


Bild 3.1
Entwicklung der Filtermächtigkeit

3.2.2 Durchlässigkeit

Die Durchlässigkeit (Bild 3.2) wird bestimmt, indem die Lysimeter insgesamt mit einer Wassersäule von 80 cm beschickt werden. Um den Einfluss der Vorsättigung auf das Messergebnis möglichst klein zu halten, erfolgt mit den ersten 62cm Wassersäule eine Vorsättigung der Lysimeter. Bezogen auf den Grobporenanteil der Filterschicht von 80 cm, der nach BLUME [1990] bei einem Fein- bis Grobsand mit etwa 30% anzusetzen ist (Porengröße > 50 µm Durchmesser), ist die Vorsättigung als groß zu bezeichnen. Nach der Vorsättigung wird, ausgehend von einem Wasserstand im Lysimeter von etwa 18 cm über Oberkante des Filterbodens, die Durchlässigkeit bei fallender Druckhöhe ohne Drosselung des Ablaufes bestimmt. Gegenüber dem 1. Versuchszeitraum wird statt der Versickerungsrate der Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt, der das hydraulische Gefälle berücksichtigt.

Bild 3.2
Entwicklung der
Durchlässigkeit k
der Lysimeter



Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede für die einzelnen Lysimeter. Bei Lysimeter 1 ist praktisch eine gleich bleibende Durchlässigkeit festzustellen. Aufgrund der geringen Setzung des Filtersubstrates und der beobachteten Lockerung in den Wintermonaten, ist dieses Ergebnis plausibel.

Bei Lysimetern 2 bis 6 nimmt die Durchlässigkeit insgesamt ab, was zum Teil auf die während des Versuchszeitraums beobachtete Setzung und die damit einhergehende dichtere Lagerung des Filtermaterials zurückzuführen ist. Weiterhin ist bei den Lysimetern 3 und 4 eine innere Kolmationstendenz und bei Lysimetern 5 und 6 eine äußere Kolmationstendenz zu erkennen, die für die Abnahme der Durchlässigkeit mit verantwortlich ist (siehe Abschnitte 3.2.3 u. 3.2.4).

Die Ergebnisse der Durchlässigkeitsbestimmung nach Bild 3.2 zeigen teilweise starke Sprünge in der zeitlichen Abfolge (z.B. Lysimeter 2 und 5 im Okt 03 u. Apr 05). Diese Ergebnisse sind möglicherweise durch Sedimente an der Filteroberkante unterschiedlich stark beeinflusst, die sich während des Versuchsbetriebs durch Turbulenzen bei der Beschickung bzw. dem manuellen Ausgleich der Filteroberfläche beim Auftreten von Auskolkungen verlagert haben können.

Ausgangsdurchlässigkeit:

Nach den Empfehlungen des Merkblatt DWA-M178 soll die Ausgangsdurchlässigkeit von Filtersubstraten $\geq 1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s (nach DIN 18130-1) liegen. Die RAS-Ew, die in ihrer neuen Ausgabe ebenfalls Empfehlungen zum Bau von Retentionsbodenfiltern zur Behandlung von Straßenabflüssen gibt, empfiehlt einen Wert von $2,0 \cdot 10^{-4}$ m/s – $5,0 \cdot 10^{-4}$ m/s. Diese Empfehlungen können von den Filtersubstraten der Lysimeter 1, 2 und 5 in etwa eingehalten werden. Der Quarzsand von Lysimeter 6 weist zu Beginn der Versuche eine deutlich höhere Durchlässigkeit auf, was nach Abschnitt 3.4 jedoch keinen erkennbaren Einfluss auf die Reinigungsleistung hat.

Das Filtersubstrat der Lysimeter 3 und 4 kann die genannten Kriterien des Merkblatt DWA-M178 bzw. der RAS-Ew (beide Regelwerke sind während des Versuchszeitraums in 2005 erschienen) nicht einhalten und ist daher für den Einsatz in großtechnischen Bodenfiltern nicht zu empfehlen.

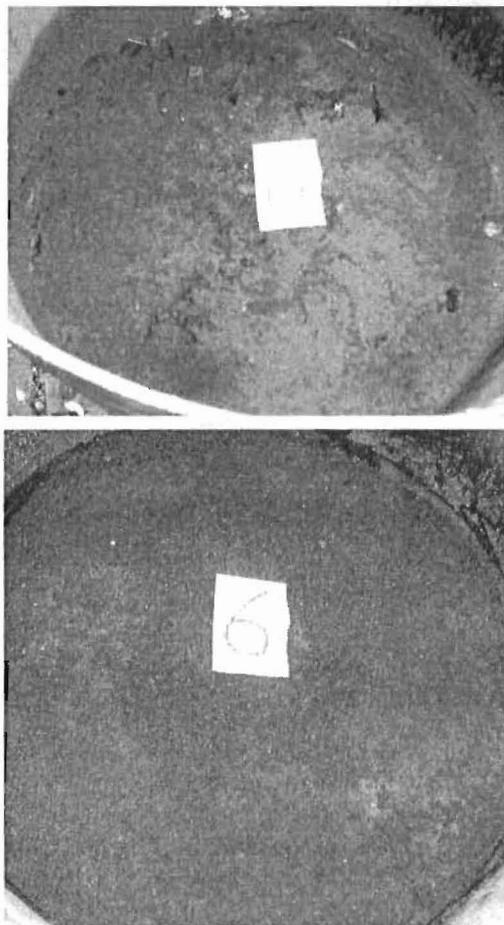
Nur in den älteren Hinweisen des MUNLV [2003] wird eine Durchlässigkeit der Filtersubstrate von $1,0 \cdot 10^{-5}$ m/s – $1,5 \cdot 10^{-4}$ m/s empfohlen, was vom Filtersubstrat der Lysimeter 3 und 4 eingehalten wird. Der untere Grenzbereich der Empfehlung des MUNLV von $1,0 \cdot 10^{-5}$ m/s wird als Ausgangsdurchlässigkeit jedoch als zu gering angesehen, da es bei einem zusätzlichen Eintrag von Feinststoffen während der Betriebszeit zu schnell zu einem zu starken Abfall der Durchlässigkeit kommen kann. Daher sollten für eine Beurteilung der

Durchlässigkeit der Filtersubstrate die oben genannten Hinweise des Merkblatt DWA-M178 bzw. der RAS-Ew herangezogen werden.

3.2.3 Äußere Kolmation

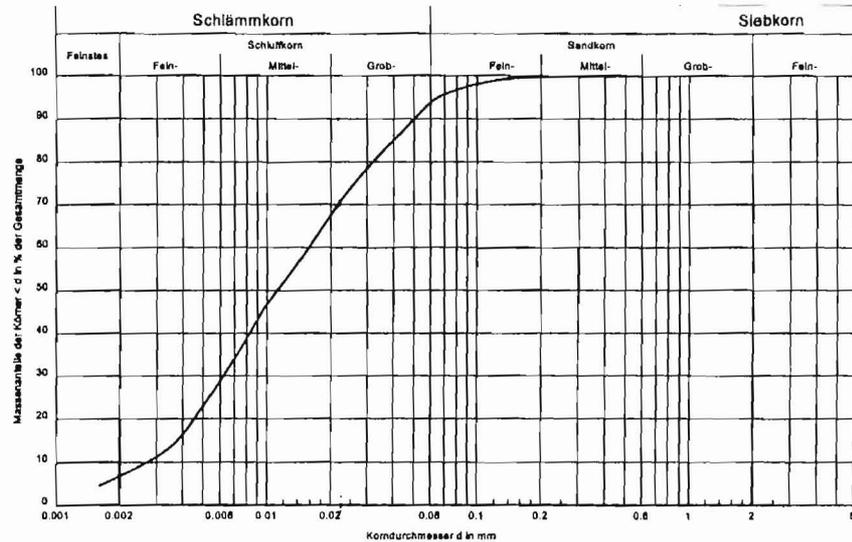
Während des Versuchszeitraums ist es durch den Eintrag von Feststoffen durch den Straßenabfluss und die Filterwirkung der Lysimeter nach Abschnitt 3.5.1 zu einer Zunahme des Schluffgehaltes in der oberen Filterschicht gekommen. Nachfolgend wird untersucht, ob der Eintrag dieser Feststoffe für die genannte Verringerung der Durchlässigkeit während des Versuchszeitraums verantwortlich ist.

In Bild 3.3 lässt sich exemplarisch die Sedimentablagerung bei Lysimeter 6 erkennen. Um einen direkten Eindruck von der Korngrößenverteilung der aufgebrauchten Feststoffe zu erhalten, wird eine entsprechende Sedimentprobe untersucht. Dazu wird das Straßenabflusswasser nach dem üblichen Vorgehen für die Beschickungen über die Pumpe aus dem Sandfang gefördert und nachfolgend sedimentiert. Die Korngrößenverteilung nach Bild 3.4 zeigt, dass die eingetragenen Feststoffe praktisch ausschließlich der Schlufffraktion zuzuordnen sind.



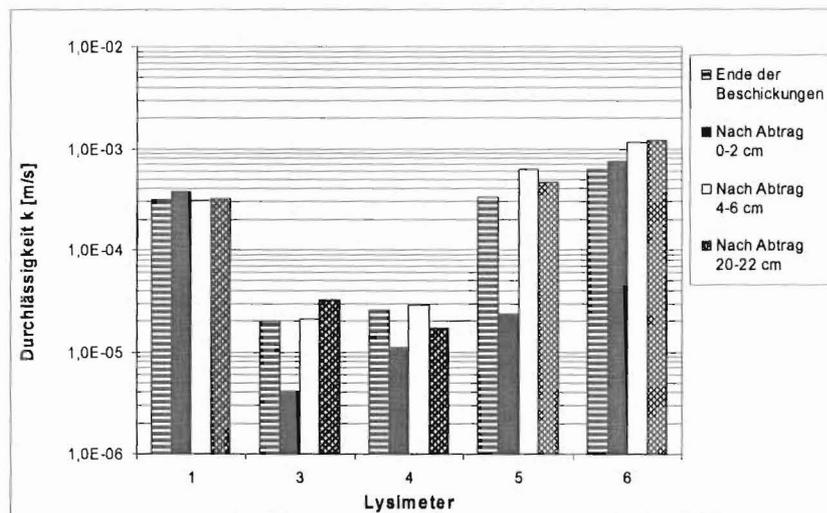
*Bild 3.3
Foto auf Filteroberkante
Lysimeter 6,
oben: Sedimentablagerun-
gen nach Versuchsende
unten: Filteroberkante
nach Abtrag 2 cm Filter-
schicht*

Bild 3.4
Körnungslinie der Sedimente
im Zulauf zur Lysimeter-
anlage



Der Einfluss der eingetragenen Feststoffe auf die Durchlässigkeit wird wie folgt untersucht. Nach Ende des 2. Versuchszeitraums erfolgt bei den Lysimetern 1 und 3-6 ein schichtweiser Abtrag der Filtersubstrate. Der Abtrag erfolgt um 2 cm, um 6 cm und um 22 cm (jeweils bezogen auf die Filteroberkante). Nach jedem Abtrag wird die Durchlässigkeit der Lysimetersäulen neu bestimmt. Die Ergebnisse sind in Bild 3.5 aufgeführt. Folgendes ist festzustellen:

Bild 3.5
Durchlässigkeit nach Ende
der Versuche (nach Abtrag
der oberen Filterschichten)



Bei Lysimeter 1 zeigt sich kein Anzeichen für eine Kolmation, was auch nicht zu erwarten war, da die Durchlässigkeit sich während der Versuchszeit praktisch nicht verändert hat (siehe Bild 3.2).

Bei Lysimeter 3 und 4 fällt der Abfall der Durchlässigkeit nach dem Abtrag von 2 cm Filtermaterial auf. Nach diesem Abtrag waren insbesondere bei Lysimeter 3 und 4 (teilweise auch bei Lysimeter 5) noch feine Sedimentablagerungen an der Filteroberkante zu erkennen. Der Abfall der Durchlässigkeit nach dem Abtrag von 2 cm wird daher auf Verschmierungen der eingetragenen Sedimente an der Filteroberkante beim Abtrag der obersten Filterschicht zurückgeführt. Für die Interpretation sollten diese Messwerte daher nicht herangezogen werden. Die übrigen Messwerte liegen für Lysimeter 3 und 4 in einer gleichen Größenordnung. Anzeichen für eine äußere Kolmation durch die eingetragenen Feststoffe sind somit nicht erkennbar. Die nachlassende Durchlässigkeit nach

Bild 3.2 für Lysimeter 3 und 4 wird nach Abschnitt 3.2.3 daher auf eine innere Kolmation zurückgeführt.

Bei Lysimeter 6 ist mit zunehmendem Abtrag der oberen Filterschichten ein eindeutiger Anstieg der Durchlässigkeit zu erkennen. Ähnliches gilt für Lysimeter 5, wobei hier der Messwert nach Abtrag von 2 cm Filtermaterial einen deutlichen Ausreißer darstellt, der wie oben bereits erwähnt auf eine Verschmierung bei der Probeentnahme zurückgeführt wird. Die steigende Tendenz der Durchlässigkeiten zeigt, dass es bei Lysimetern 5 und 6 zu einer leichten äußeren Kolmation gekommen ist.

Da der Ausgangswert der Durchlässigkeit (Bild 3.2) bei Lysimeter 5 und 6 auch nach Abtrag der oberen Filterschicht von 22 cm nicht erreicht wird, kann der Abfall der Durchlässigkeit nur teilweise auf die äußere Kolmation zurückgeführt werden. Eine weitere Ursache ist damit die bereits genannte Setzung der Filtersubstrate (Bild 3.1).

3.2.4 Innere Kolmation

Im ersten Untersuchungszeitraum (IFS [2002]) wurde bei Lysimeter 4 bereits eine innere Kolmation festgestellt, bei der es durch den Streusalzeinfluss zu einer Destabilisierung des Bodengefüges gekommen ist (chemische Kolmation). Ergänzende Ausführungen dazu sind in Kapitel 5 aufgeführt.

Auch im 2. Untersuchungszeitraum wird sowohl im Winter 2003/2004 (am 22.12.03 und 08.01.04) als auch im Winter 2004/2005 (am 23.03.05) eine kräftig dunkelgelbe Trübung der Abläufe von Lysimeter 3 und 4 festgestellt.

Für die Abläufe der Lysimeter 3 bzw. 4 wird am 23.03.05 die AFS-Konzentration mit 39 bzw. 35 mg/l ermittelt. Diese Werte liegen deutlich höher als die Zulaufkonzentration bei diesem Ereignis von 27 mg/l. Die Destabilisierung des Bodengefüges mit der einhergehenden Verlagerung und dem teilweisen Austrag von feinen Partikeln aus dem Filtersubstrat wird damit direkt nachgewiesen. Der AFS-Austrag im Winter 2003/2004 wurde nicht analysiert.

Die festgestellten Trübungen der Abläufe korrespondieren mit Zeiten, zu denen durch den Winterbetrieb der Straße der Zulauf zu den Lysimetern mit Salz belastet ist.

Für den festgestellten Austrag im Winter 2003/2004 wird das Beschickungswasser auf den Chloridgehalt untersucht. Bei der Sammelbeschickung vom 19.12.03 wird der maximale Wert von etwa 760 mg/l Cl ermittelt. Für den weiteren festgestellten Austrag im März 2005 wird ein noch höherer Chloridgehalt gemessen, der beim Vorereignis (am 11.03.05) 7.534 mg/l beträgt.

Zu einer sofortigen inneren Kolmation hat die Mobilisierung von feinen Partikeln bei dem festgestellten Austrag im Winter 2003/2004 nicht geführt, wie die Messung der Durchlässigkeit vom März 2004 zeigt (Bild 3.2). Es wird daher vermutet, dass die Partikel im Filteraufbau in Bewegung gekommen sind und aus dem Filter ausgetragen werden konnten, ohne direkten Einfluss auf die Durchlässigkeit zu haben.

Erst die nachfolgende Messung vom September 2004 zeigt einen deutlichen Abfall der Durchlässigkeit. Die festgestellte Destabilisierung des Bodengefüges in den Wintermonaten hat sich damit erst nach dem März auf die Durchlässigkeit des Filters ausgewirkt. Der erneute Austrag von Feinststoffen im März 2005 hat nach Bild 3.2 dann wieder zu einer leichten Verbesserung der Durchlässigkeit geführt.

3.2.5 Fazit Kenngrößen Betrieb

Aus den Kenngrößen des Betriebs lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- Die Entwicklung der Filtermächtigkeit in den Lysimetern zeigt eine erwartete Setzung der Filtersubstrate. Die bei den Lysimetern 2-6 beobachtete Abnahme der Durchlässigkeit wird teilweise auf die dichtere Lagerung des Filtermaterials zurückgeführt.
- Bei Lysimeter 1 wird eine gleich bleibende Durchlässigkeit festgestellt, was auf die beobachtete Lockerung in den Wintermonaten durch Auffrieren des Filtersubstrates zurückgeführt wird.
- Bei Lysimeter 3 und 4 wird eine innere Kolmationstendenz festgestellt, die durch den Streusalzeinfluss und die damit einhergehende Destabilisierung des Bodengefüges des Filtersubstrates hervorgerufen wird. Diese innere Kolmationstendenz führt zu einer Abnahme der Durchlässigkeit. Die Durchlässigkeit nach Ende des Versuchszeitraums ist bei Lysimeter 3 und 4 relativ gering, so dass es durch die eingetragenen Feststoffe, die sich auf der Filteroberfläche abgelagert haben, zu keiner Beeinflussung der Durchlässigkeit kommt.
- Bei Lysimeter 5 und 6 ist eine äußere Kolmationstendenz zu erkennen, die durch den Eintrag von Feststoffen mit dem Straßenabfluss und die Filterwirkung in den oberen Zentimetern der Filterschicht hervorgerufen wird. Dies führt zu einer Abnahme der Durchlässigkeit. Einen weiteren Einfluss auf die nachlassende Durchlässigkeit hat bei Lysimeter 5 und 6 die Setzung der Filtersubstrate.

Insgesamt zeigen die Versuche, dass das Filtersubstrat der Lysimeter 3 und 4 aufgrund seiner geringen Salzbelastbarkeit nicht für den Einsatz in Bodenfiltern zu empfehlen ist, da es zu **innerer Kolmation** neigt. Die geringe Salzbelastbarkeit wird unter anderem auf den relativ hohen Ton- und Schluffgehalt von insgesamt 8,8 % zurückgeführt, der über der empfohlenen Obergrenze von 5 % nach Merkblatt DWA-M178 liegt.

Wesentlich für die Destabilisierung ist allerdings die mineralogische Zusammensetzung der Ton- und Schlufffraktion. So sind Böden bzw. Substrate mit aufweitbaren Tonmineralien (z.B. Smectite, Vermiculite) besonders gefährdet (u.a. BROD [1993]). Dies wird bestätigt durch Angaben von SCHACHTSCHABEL et al. [1992], wo der Zerfall von Smectiten infolge der Adsorption von Natrium beschrieben wird.

Es wird daher vermutet, dass das Filtersubstrat von Lysimeter 3 und 4 aufweitbare Tonminerale enthält, die besonders anfällig gegenüber der Belastung mit Salzen sind.

Zu berücksichtigen ist, dass die Filtersubstrate von Lysimeter 2 bzw. 5, die hauptsächlich aus Lavasand und Bims bestehen, nach der Korngrößenbeurteilung der DIN 4022 ebenfalls einen hohen Ton- und Schluffgehalte von 10,8 % bzw. 9,8 % aufweisen. Im mineralogischen Sinne handelt es sich dabei aber nicht um Tonminerale, da die genannten Substrate vulkanischen Ursprungs und nicht durch Verwitterungsprozesse entstanden sind. Die Salzbelastung während des 2. Versuchszeitraums führt bei diesen Substraten daher nicht zu einer Dispergierung.

Bestehen beim Einsatz von Filtersubstraten bei Bodenfilteranlagen zur Straßenentwässerung Zweifel, ob das Filtersubstrat unempfindlich gegenüber Streusalzeinfluss ist, so sollte die Salzbelastbarkeit vor Einbau der Substrate in einem Vorversuch getestet werden.

Die mit dem Straßenabfluss eingetragenen Feststoffe lagern sich durch Filtration hauptsächlich in den oberen Zentimetern der Filterschicht ab. Dies führt bei den hier durchgeführten Versuchen zu einer **äußeren Kolmationstendenz** bei Lysimeter 5 und 6, wobei die Durchlässigkeit dieser Filtersubstrate auch nach Ende der Versuche noch ausreichend hoch ist.

Es stellt sich die Frage, ob bei großtechnischen Anlagen unter sonst ähnlichen Belastungen wie in den durchgeführten Versuchen eine äußere Kolmationstendenz hätte beobachtet werden können.

Es ist davon auszugehen, dass es durch den Bewuchs und die damit verbundene Durchwurzelung der oberen Filterschicht und die bessere Abtrocknungsmöglichkeit der offenen Filteroberfläche zu einer besseren Strukturierung der eingetragenen Feststoffe (Sedimente) kommen würde, die die in den Versuchen beobachtete äußere Kolmationstendenz verringern würde. Hinweise für ein solches Verhalten sind in BOFITEC [2001] zu finden, wo auf gut strukturierte Sedimente von mehreren Zentimetern Dicke an der Filteroberfläche von Bodenfilteranlagen hingewiesen wird, die sich bei gutem Bewuchs einstellen können. Wesentlich für eine gute Strukturierung der eingetragenen Sedimente ist neben dem Bewuchs daher die Sicherstellung der Abtrocknung der Bodenfilteroberfläche während der Beschickungspausen, so dass ggf. dünne Sedimentschichten, die sich an der Oberfläche gebildet haben, aufbrechen können (MUNLV [2003]). Fremdwasserzuflüsse zu Bodenfilteranlagen mit einhergehender ständiger Vernässung der Filterfläche sind daher zu vermeiden.

Der positive Einfluss des Bewuchses auf die Durchlässigkeit ist auch aus dem Bereich von Versickerungsbecken zur Entwässerung von Straßen bekannt. So stellen LANGE/SCHEUFELE [1987] bei Erhebungsuntersuchungen fest, dass eine Vegetation im Versickerungsbereich einer Dichtung des Untergrundes entgegenwirkt.

Einen weiteren Schutz gegen äußere Kolmation stellt eine Eigenschaft des Schilfs dar, dass nach Merkblatt DWA-M 178 für den Bewuchs von Bodenfiltern empfohlen wird. Schilf erzeugt durch die Streubildung einen „Raumfilter“ auf der Bodenfilteroberfläche, der erhebliche Oberflächen für eine Sedimentablagerung zur Verfügung stellt (MUNLV [2003]).

Es ist daher davon auszugehen, dass der Eintrag von Feststoffen auf eine großtechnische Anlage in einem Umfang, wie er in diesem Untersuchungszeitraum erfolgt ist, sich nicht nachteilig auf die Betriebsweise der Anlage (Durchlässigkeit) auswirken würde.

Die **hydraulische Flächenbelastung** hat wesentlichen Einfluss auf die Dimensionierung und damit auf die Baukosten von Bodenfiltern. Die Lysimeter werden mit einer hydraulischen Flächenbelastung betrieben, die nach der Empfehlung des Merkblatt DWA-M 178 im Mittel innerhalb von 3 Jahren maximal auf Bodenfilter zur Behandlung von Straßenabflüssen aufgebracht werden sollte. Da die Wassermenge in einem relativ kurzen Zeitraum aufgebracht wird, liegt die jährliche Belastung bei etwa 85 m/a, wenn Ausfallzeiten während des 2. Versuchszeitraums nicht berücksichtigt werden. Dieser Wert überschreitet den empfohlenen maximalen Wert für nasse Jahre nach DWA-M 178 von 70 m/a.

Ob eine höhere hydraulische Flächenbelastung als nach den Empfehlungen des DWA-M 178 möglich ist, kann mit diesen Untersuchungen nicht ausgesagt werden. Durch die Begrenzung der hydraulischen Flächenbelastung wird die spezifische Sedimentfracht auf die Filteroberfläche begrenzt. Weiter ist bei höherer hydraulischer Flächenbelastung insgesamt auch mit längeren Einstauzeiten und damit längeren Zeiten der Benetzung der Filteroberfläche zu rechnen, was sich ggf. negativ auf die Durchlässigkeit des Filters auswirken könnte (Kolmationsneigung, s.o.).

Ob eine höhere hydraulische Flächenbelastung sich insgesamt nachteilig auf die Betriebsweise von Bodenfilteranlagen auswirken würde, sollte an

größtechnischen Anlagen mit etabliertem Schilfbewuchs untersucht werden. Hier besteht Forschungsbedarf. Zur Zeit wird von einer Erhöhung der hydraulischen Flächenbelastung über das in Merkblatt DWA-M 178 angegebene Maß abgeraten.

3.3 Zulaufbelastung

Von der Gesamtbelastung der Lysimeter wird eine Beschickungshöhe von insgesamt 17,8 m über die 24 Einzelereignisse mit einer Beprobung der Zu- und Abläufe aufgebracht. Bei den übrigen 188 Beschickungen werden rund 140 m Wassersäule aufgebracht, bei denen nur der Zulauf (Sammelbeschickungen) auf einen verringerten Probenumfang hin analysiert wird. Die Datenprüfung auf Ausreißer bei der Analyse erfolgt nach Abschnitt 3.4.

Die Berechnung der frachtgewogenen Gesamtmittel der Zulaufkonzentration erfolgt nach folgender Formel:

$$c_m = \frac{\sum F_i}{\sum VQ_i}$$

mit c_m frachtgewogene Zulaufkonzentration
 F_i Zulauffrachten der Beschickungen
 VQ_i Beschickungsmengen

Wird die Bestimmungsgrenze für einen Parameter unterschritten, so wird für die Berechnung der frachtgewogenen Zulaufkonzentration die Konzentration zu „0“ gesetzt.

Die Zulaufkonzentrationen für die Einzelbeschickungen sind in Anlage 2 mit aufgeführt.

Für den Parameter Palladium konnte nur bei einem Ereignis (14.05.04) eine Überschreitung der Bestimmungsgrenze festgestellt werden. Der Messwert liegt mit 485 µg/l sehr hoch. Die Ursache dafür ist unklar. Für die weiteren Auswertungen wird der Parameter Palladium nicht weiter berücksichtigt.

Bei den Parametern MKW, PAK und Platin wird die Bestimmungsgrenze im Zulauf häufig unterschritten. Zur Ermittlung der frachtgewogenen Zulaufkonzentration wird bei diesen Parametern, wie oben ausgeführt, die Konzentration zu „0“ gesetzt, wenn die Bestimmungsgrenze unterschritten ist. In der Realität liegt die tatsächliche Konzentration geringfügig höher.

Die Zulaufbelastung der Lysimeter aus den Sammel- und Einzelbeschickungen ist in Tabelle 3.2 dargestellt. Die nur aus den Einzelbeschickungen berechneten Werte sind in Tabelle 3.4 aufgeführt. Weiterhin ist die Flächenbelastung, bei der die aufgebrachte Fracht auf die Grundfläche des Lysimeters bezogen wird, mit aufgeführt.

Die sich aus den frachtgewogenen Zulaufkonzentrationen ergebenden gelösten Anteile sind in Tabelle 3.3 angegeben.

Tabelle 3.2
frachtgewogene
Zulaufkonzentration
und Flächenbelastung
(Einzel- und Sammel-
beschickungen)

Parameter	frachtgewogener Mittelwert	Flächen- belastung	
AFS	26 [mg/l]	4,099	[g/m ²]
Cl	52 [mg/l]	8,266	[g/m ²]
Cu	0,031 [mg/l]	4,93	[g/m ²]
Cu-f	0,020 [mg/l]	3,20	[g/m ²]
Pb	0,007 [mg/l]	1,03	[g/m ²]
Pb-f	0,003 [mg/l]	0,46	[g/m ²]
Platin	3,7 [µg/l]	581	[mg/m ²]
Platin-f	2,2 [µg/l]	340	[mg/m ²]
Zn	0,093 [mg/l]	14,71	[g/m ²]
Zn-f	0,055 [mg/l]	8,63	[g/m ²]

Hinweis: gelöste Konzentrationen an der filtrierten Probe bestimmt sind mit „-f“ gekennzeichnet

Parameter	gelöster Anteil
Cu	65 [%]
Pb	44 [%]
Zn	59 [%]
Pt	58 [%]
CSB ¹⁾	59 [%]
Pges ¹⁾	36 [%]

1) berechnet nur aus den Einzelereignissen

Tabelle 3.3
gelöste Anteile im
Zulauf

Parameter	frachtgewogener Mittelwert	Flächen- belastung ¹⁾
AFS	54 [mg/l]	
Cl	43 [mg/l]	
CSB	57 [mg/l]	8732 [g/m ²]
CSB-f	34 [mg/l]	5134 [g/m ²]
NH ₄ -N	0,45 [mg/l]	69 [g/m ²]
Cu	0,062 [mg/l]	
Cu-f	0,023 [mg/l]	
Pb	0,010 [mg/l]	
Pb-f	0,005 [mg/l]	
Platin	3,042 [µg/l]	
Platin-f	1,750 [µg/l]	
Zn	0,155 [mg/l]	
Zn-f	0,064 [mg/l]	
Pges	0,08 [mg/l]	13 [g/m ²]
Pges-f	0,03 [mg/l]	4,6 [g/m ²]
MKW H18	0,34 [mg/l]	52 [g/m ²]
PAK EPA	0,21 [µg/l]	31 [mg/m ²]
pH	7,6 [-]	
Leitfähigkeit	540 [µS/cm]	

Hinweis: gelöste Konzentrationen an der filtrierten Probe bestimmt sind mit "-f" gekennzeichnet

1) hochgerechnet für den Untersuchungszeitraum über die frachtgewogene Zulaufkonzentration der Einzelereignisse und einer mittleren Beschickungshöhe von 152 m

Tabelle 3.4
frachtgewogene
Zulaufkonzentration
und Flächenbelastung
(Einzelbeschickungen)

Der Vergleich der Tabellen 3.2 und 3.4 zeigt, dass bei den Einzelbeschickungen i.d.R. höhere Stoffkonzentrationen vorhanden sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Einzelbeschickungen nach Möglichkeit zeitnah zu Regenereignissen durchgeführt werden, so dass die Sedimentation von partikulären Inhaltsstoffen des Straßenabflusses im Bereich des Sandfangs noch gering ist. Ist keine Beprobung unmittelbar zu einem Regenereignis möglich, werden bei den Einzelbeschickungen die Sedimente im Sandfang über eine längere Zeit aufgewirbelt, um höhere Stoffkonzentrationen zu erreichen.

In Tabelle 3.5 werden die Konzentrationen ausgewählter Parameter der jetzigen Untersuchung (1. und 2. Versuchszeitraum) mit bisherigen Messwerten von Straßenabflüssen aus der Literatur verglichen.

Tabelle 3.5
Vergleich der Zulaufkonzentration mit Straßenabflusskonzentrationen aus der Literatur

Parameter	1. Untersuchungszeitraum ⁴⁾	2. Untersuchungszeitraum ⁴⁾	Median ³⁾ Messprogramme Straßenabflüsse	
AFS	24	54	155	[mg/l]
CSB	42	57	99	[mg/l]
NH ₄ -N	0,49	0,45	0,60	[mg/l]
Cu	0,032	0,062	0,110	[mg/l]
Pb	0,019	0,010	0,08 ¹⁾	[mg/l]
Zn	0,12	0,155	0,460	[mg/l]
P _{ges}	0,41	0,08	0,31	[mg/l]
MKW H18	0,14	0,34	<0,1-0,25 ²⁾	[mg/l]
PAK (EPA)	0,4	0,21	5,20	[µg/l]

1) Messprogramme seit 1993

3) Datenauswertung nach KASTING [2003]

2) Messprogramme an der BAB A 4 und A 59

4) frachtgew. Konzentrationen der Einzelbeschickungen

Gegenüber dem 1. Versuchszeitraum weisen die im 2. Zeitraum ermittelten Konzentrationen für Pb, Cl, P_{ges} und PAK deutlich geringere Konzentrationen und für AFS, Cu (auch Cu-f) und MKW deutlich höhere Konzentrationen auf. Die übrigen Werte liegen in etwa in dem Bereich des 1. Zeitraums.

Die höhere AFS-Konzentration ist auf die oben genannten versuchsbedingten Unterschiede zurückzuführen. Dies wird wahrscheinlich auch Ursache für die höheren Cu- und MKW-Konzentrationen sein, da sich diese Stoffe überwiegend an die partikuläre Phase anlagern.

Warum es zu den genannten geringeren Konzentrationen bei Pb, P_{ges} und PAK kommt, überrascht allerdings, da diese Stoffe ebenfalls überwiegend an die partikuläre Phase gebunden sind. Als Ursache kommen daher nicht genauer ermittelbare Schwankungen in Betracht.

Hinweise für eine solches Verhalten sind in einem Messprogramm von HEINZMANN [1993] an einem städtischen Trennsystem festgestellt wurden. Bei dieser Untersuchung liegen Auswertungen für zwei Messzeiträume von jeweils einem Jahr vor. Bei diesen Daten liegen die frachtgewogenen Mittelwerte z.B. bei PO₄-P bei 0,23 mg/l bzw. 0,086 mg/l, CSB 179 mg/l bzw. 113 mg/l und Zink 1,89 mg/l bzw. 1,49 mg/l.

Vergleicht man die Zulaufkonzentrationen der jetzigen Untersuchung mit bisherigen Messwerten von Straßenabflüssen nach Tabelle 3.5, so zeigt sich, dass die Werte geringer liegen. Die geringeren Konzentrationen werden hauptsächlich darauf zurückgeführt, dass die Versuche nicht direkt parallel zu den Regenereignissen durchgeführt werden konnten und daher im Sandfang eine Sedimentation stattfand, die durch die Aufwirbelung der Sedimente nur teilweise ausgeglichen werden konnte.

Bei der Beurteilung der teilweise geringeren Konzentrationen für die Aussagekraft der an den Lysimetern festgestellten Wirkungsgrade ist zu berücksichtigen, dass in der praktischen Anwendung dem RBF immer eine Absetzanlage vorgeschaltet ist und somit der RBF immer mit vorabgesetztem Straßenabflusswasser belastet wird, wie es auch in dieser Untersuchung erfolgt.

3.4 Wirkungsgrade

Die Ablaufkonzentrationen für die beprobten Einzelereignisse sind in Anlage 2 aufgeführt. Anlage 3 zeigt die aus den Zu- und Ablaufkonzentrationen berechneten Wirkungsgrade.

Hinweise zur Berechnung der Wirkungsgrade:

Die Berechnung der Wirkungsgrade für Einzelereignisse erfolgt für Ereignisse, bei denen sowohl der Zu- als auch der Ablauf beprobt wurde. Liegen die Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird die Konzentration zu „0“ gesetzt. Dies erfolgt bei den Abläufen häufiger bei den unter-

suchten Metallen. Bei diesen Parametern wird bei der Berechnung der Wirkungsgrad daher leicht überschätzt.

Da für Palladium, wie bereits erwähnt, praktisch immer die Zulaufkonzentration unter der Bestimmungsgrenze liegt, kann für diesen Parameter kein Wirkungsgrad berechnet werden.

Bei der Berechnung der frachtgewogenen Wirkungsgrade (gesamt), die sich auf den gesamten 2. Untersuchungszeitraum beziehen, werden folgende Annahmen getroffen:

Zunächst wird davon ausgegangen, dass die Zulaufsumme gleich der Ablaufsumme ist. Nach BLUME [1990] liegt die Feldkapazität für sandige Böden bei etwa 6 Vol.% (bzw. mm/dm). Bezogen auf die Filtermächtigkeiten von 80 cm entspricht dies einer Feldkapazität von 48 mm. Für Beschickungen, bei denen die gesamte Feldkapazität zur Speicherung zur Verfügung steht, kann die Ablaufhöhe somit maximal um 6% bei 80cm Beschickungshöhe verringert sein. Da die Beschickungen mehrmals in der Woche erfolgten und die Verdunstung durch die Wind- und Sonnenbeschattung der Lysimeter als eher gering anzusehen ist, wird im Regelfall die Differenz der Ablaufhöhe zur Zulaufhöhe deutlich geringer sein als der oben genannte Wert. Der mögliche „Fehler“ bei der Berechnung der Wirkungsgrade ist somit vernachlässigbar. Die frachtgewogenen Wirkungsgrade werden durch obige Annahme insgesamt eher unterschätzt.

Eine Unterschreitung der Bestimmungsgrenze wird auf zwei Arten berücksichtigt. Bei einer Berechnungsart wird, wie oben schon erwähnt, die entsprechende Konzentration zu „0“ bei der anderen Berechnungsart wird die Konzentration gleich der Bestimmungsgrenze gesetzt. Damit kann der Bereich des Wirkungsgrades abgeschätzt werden.

Je nach Art der berücksichtigten Konzentration (gelöster Anteil, partikulärer Anteil, Gesamtkonzentration) werden unterschiedliche frachtgewogene Wirkungsgrade nach folgenden Formeln definiert. Die partikuläre Konzentration ergibt sich dabei als Differenz zwischen der Gesamtkonzentration und der gelösten Konzentration:

$$\eta_{ges} = \left(1 - \frac{\sum c_{ges,a,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{ges,z,i} \cdot VQ_i}\right) \cdot 100$$

$$\eta_{gelöst} = \left(1 - \frac{\sum c_{gelöst,a,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{gelöst,z,i} \cdot VQ_i}\right) \cdot 100$$

$$\eta_{part} = \left(1 - \frac{\sum (c_{ges,a,i} - c_{gelöst,a,i}) \cdot VQ_i}{\sum (c_{ges,z,i} - c_{gelöst,z,i}) \cdot VQ_i}\right) \cdot 100$$

mit	η_{ges}	frachtgewogener Wirkungsgrad (gesamt)
	$c_{ges,z,i}$	mittlere Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{ges,a,i}$	mittlere Ablaufkonzentration der Beschickung
	VQ_i	Beschickungsmengen
	$\eta_{gelöst}$	frachtgewogener Wirkungsgrad (gelöst)
	$c_{gelöst,z,i}$	mittlere gelöste Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{gelöst,a,i}$	mittlere gelöste Ablaufkonzentration der Beschickung
	η_{part}	frachtgewogener Wirkungsgrad (partikulär)

Hinweise zur Datenprüfung:

Die ermittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen werden auf Plausibilität geprüft. Um mögliche Ausreißer (bedingt durch Messfehler, Übertragungsfehler etc.) zu erkennen, wird dabei ein Ausreißertest (4-sigma-Test) nach SACHS [1981] durchgeführt. Demnach darf bei Stichproben von mehr als 10 Einzelwerten ein Wert als Ausreißer verworfen werden, wenn er außerhalb des 4-sigma-Bereiches nach folgender Formel liegt. Dabei ist darauf zu achten, dass Mittelwert und Standardabweichung ohne den ausreißerverdächtigen Wert berechnet werden.

$$\mu \pm 4 \cdot \sigma$$

mit μ Mittelwert der Stichprobe
 σ Standardabweichung der Stichprobe

Deutet der Test bei einem Wert auf einen möglichen Ausreißer hin, erfolgt eine weitere Plausibilitätsprüfung, bevor ein Messwert als Ausreißer eingestuft wird. Bei auffälligen Ablaufkonzentrationen werden die Werte mit den sonst üblichen Konzentrationen der anderen Lysimeter verglichen. Weiterhin werden besondere Vorkommnisse berücksichtigt wie z.B. der erhöhte Austrag infolge Streusalzeinfluss am 23.03.05 bei Lysimeter 3 und 4.

Aufgrund der Prüfungen werden folgende Werte als Ausreißer gewertet:

- Ereignis vom 10.12.04, Ablauf Lysimeter 1, CSB 197 mg/l (Wert liegt deutlich höher als Zulaufwert und zudem deutlich höher als die sonstigen Ablaufwerte)
- Ereignis vom 31.10.03, Ablauf Lysimeter 1-3, PAK 1,02 µg/l; 0,85 µg/l; 0,49 µg/l (Messwerte für Pyren sind ungewöhnlich hoch, Ablaufwerte liegen auch höher bzw. im Bereich des Zulaufwertes)

frachtgewogene Wirkungsgrade:

In Tabelle 3.6 sind die frachtgewogenen Wirkungsgrade (gesamt) zusammengestellt. Bei den Parametern Blei, Platin und MKW hat die Art der Berechnung aufgrund der häufigeren Unterschreitung der Bestimmungsgrenze einen größeren Einfluss auf den Wirkungsgrad. Daher ist in der Tabelle der Bereich des frachtgewogenen Wirkungsgrades aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsarten angegeben. Ursache ist die häufige Unterschreitung der Bestimmungsgrenze für die Ab- bzw. die Zulaufkonzentration.

In Bild 3.7 sind die entsprechenden Werte für die gelösten Stoffe aufgetragen. Da es hierbei häufiger zu einer Unterschreitung der Bestimmungsgrenze gekommen ist, wird hier generell der Bereich für die beiden Berechnungsarten angegeben.

Tabelle 3.6
frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt
(homogenisierte Proben)

Lysimeter	Filtersubstrat	AFS	Cl	CSB	NH ₄ -N	Pges	Cu	Pb	Platin	Zn	MKW	ΣPAK EPA
1	FerroSorp® RW ¹⁾	92	-5	67	95	65	90-96	54-64	29-48	97	78-90	65
2	Substratgemisch ²⁾	93	-2	65	97	67	90	33-40	31-59	96	84-96	77
3	Sand 22	88	2	69	98	32	90	46-54	29-53	91	86-98	75
4	Sand 22	91	2	69	98	61	89	38-43	32-63	96	86-99	74
5	Lavasand / Bims	94	-4	68	98	58	86	56-66	39-73	97	86-100	77
6	Quarzsand	94	-3	64	96	61	80	60-69	30-58	97	86-99	80

Hinweis: Ergeben sich aufgrund der Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze Abweichungen von mehr als 5 % beim Wirkungsgrad, so wird der Bereich angegeben. Ansonsten ist der Mittelwert aus den Berechnungen angegeben.

- 1) Firma HeGo Biotec
 2) Firma Vulkatec

Lysimeter	Filter-substrat	P-f	Cu-f	Pb-f	Platin-f	Zn-f
1	FerroSorp® RW ¹⁾	33-36	77-93	56-87	27-76	91-98
2	Substratgemisch ²⁾	51-57	74-85	47-71	31-88	90-95
3	Sand 22	9-15	76-89	40-63	30-74	82-88
4	Sand 22	30-36	75-89	51-81	32-90	90-96
5	Lavasand / Bims	13-14	66-75	40-66	34-93	91-98
6	Quarzsand	40-42	68-75	53-80	27-76	90-97

Hinweis: Es wird der Bereich der Wirkungsgrade aufgrund der unterschiedlichen Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze angegeben.

- 1) Firma HeGo Biotec
- 2) Firma Vulkatec

Tabelle 3.7
frachtgewogene Wirkungsgrade – gelöst (filtrierte Proben)

In den Bildern 3.10 und 3.11 ist beispielhaft für Lysimeter 4 bzw. Lysimeter 6 mit der höchsten bzw. geringsten Reinigungsleistung im 1. Versuchszeitraum der Vergleich der Wirkungsgrade für die beiden Versuchszeiträume aufgetragen. Zusammen mit den jetzigen Ergebnissen lässt sich für die einzelnen Parameter folgendes feststellen:

Die Lysimeter weisen durchweg einen hohen **AFS** Rückhalt auf (Bild 3.6). Bei Lysimeter 3 und 4 liegt der Rückhalt relativ gesehen zu den anderen Lysimetern etwas geringer. Dies ist hauptsächlich auf die genannte Destabilisierung des Bodengefüges durch den Streusalzeinfluss zurückzuführen, bei dem es vermehrt zu einem Austrag von AFS gekommen ist. Im Vergleich zum 1. Untersuchungszeitraum zeigt sich nach Bild 3.11 insbesondere für Lysimeter 6 mit dem Quarzsand eine deutliche Verbesserung der Reinigungsleistung. Dies ist auf die bessere Filterleistung des Lysimeters zurückzuführen, die in dem höheren Feinkornanteil im Filtersubstrat durch den Feststoffeintrag begründet ist (siehe Abschnitt 3.5.1), der sich auch in der leicht nachlassenden Durchlässigkeit des Lysimeters widerspiegelt.

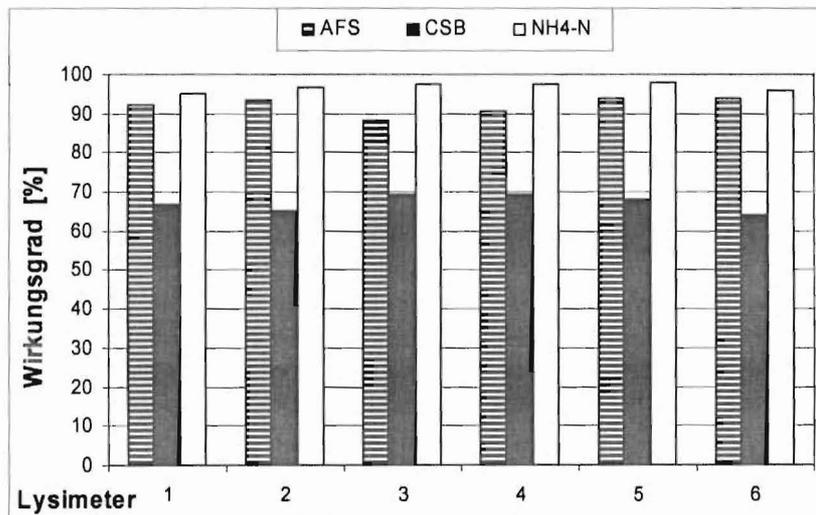


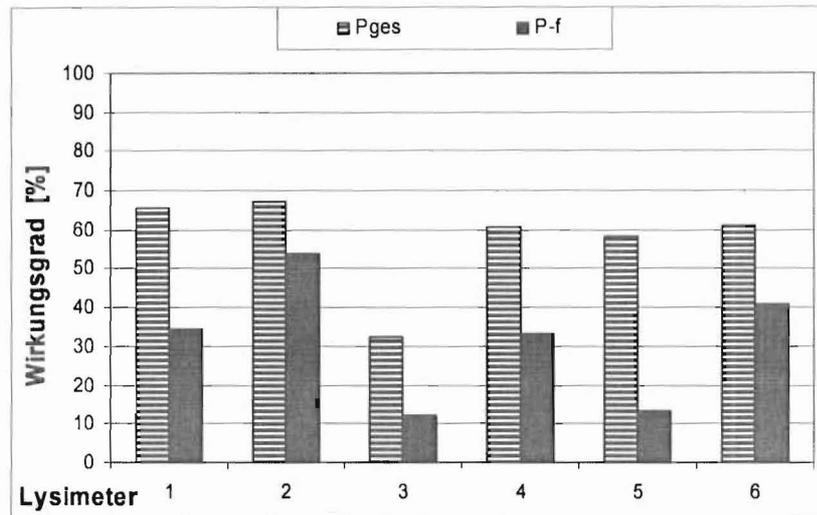
Bild 3.6
frachtgewogene Wirkungsgrade AFS, CSB u. NH4-N, 2. Untersuchungszeitraum

Für **Chlorid** wird aufgrund seiner guten Löslichkeit, wie erwartet, keine Reinigungsleistung festgestellt. Die leichten Schwankungen sind durch den Versuchsbetrieb bedingt, bei dem nicht jedes Ereignis bilanziert wurde, und somit keine geschlossene Bilanz der Zu- und Abfrachten erstellt werden kann.

Bei **CSB** bzw. **NH4-N** liegen die Wirkungsgrade der Lysimeter 1 – 6 mit 64 % – 69 % bzw. 96 % – 98 % ebenfalls sehr dicht beieinander (Bild 3.6). Bei beiden Parametern ist es nach Bild 3.11 für Lysimeter 6 mit dem Quarzsand zu einer

deutlichen Verbesserung der Reinigungsleistung gegenüber dem 1. Untersuchungszeitraum gekommen. Die Reinigung gegenüber CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ beruht auf der Sorption während der Beschickung und nachfolgendem mikrobiellen Kohlenstoffabbau und Nitrifikation. Dies deutet darauf hin, dass sich insbesondere bei Lysimeter 6 das Sorptionsvermögen verbessert hat, was vermutlich im höheren Feinkornanteil und möglicherweise in der Zunahme der Fe-, Mn- und Al-Oxiden begründet ist (siehe Abschnitt 3.5.5).

Bild 3.7
frachtgewogene Wirkungsgrade Pges u. P-f,
2. Untersuchungszeitraum



Hinweis: Dargestellt ist der Mittelwert der Berechnung nach Tabelle 3.6 bzw. 3.7.

Bei **Pges** liegen die Wirkungsgrade mit 58 % – 67 % bis auf Lysimeter 3 relativ nah beieinander (Bild 3.7). Durch den genannten Austrag an Feststoffen am 23.03.05 ist es auch zu einem erhöhten Austrag an Pges gekommen, der sich insbesondere bei Lysimeter 3 bemerkbar macht. Die Reinigungsleistung ist daher für Lysimeter 3 deutlich verringert (Wirkungsgrad 32 %).

Beim Rückhalt gegenüber gelöstem Phosphat weisen die Filtersubstrate deutlichere Unterschiede auf, wobei die geringste Reinigungsleistung wiederum bei Lysimeter 3 festzustellen ist.

Gegenüber dem 1. Untersuchungszeitraum sind bei den jetzt festgestellten Wirkungsgraden deutliche Unterschiede zu erkennen. So ist es im 1. Zeitraum bei allen untersuchten Substraten (Hinweis: Die Filtersubstrate der Lysimeter 1 und 2 des jetzigen Zeitraums wurden im 1. Zeitraum noch nicht untersucht) zu einem Austrag an gelöstem Phosphat gekommen, wobei nicht beurteilt werden konnte, ob partikulär eingetragenes Phosphat in Lösung gegangen war oder eine nicht vollständige Bilanzierung der Phosphate vorlag. Auch der Rückhalt gegenüber Pges war im 1. Zeitraum teilweise nur gering. Bei Lysimeter 5 und 6 wurde kein Rückhalt ermittelt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass sich die Zulaufkonzentrationen sehr stark unterscheiden. So hat sich die Konzentration für Pges von 0,41 mg/l auf 0,08 mg/l und für gelöstes Phosphat von 0,29 mg/l auf 0,03 mg/l im 2. Zeitraum verringert. Dies würde jedoch dafür sprechen, dass im 2. Untersuchungszeitraum die Reinigungsleistungen generell geringer ausfallen würden, da üblicherweise die Reinigungsleistung von Behandlungsanlagen bei geringeren Zulaufkonzentrationen auch geringer ist.

Als Ursachen für die höhere Reinigungsleistung im 2. Untersuchungszeitraum werden daher folgende Faktoren vermutet.

Zunächst hat sich durch den bereits genannten Sedimenteintrag das Filtervermögen gegenüber feinen Partikeln verbessert. Partikulär gebundenes Phosphat kann somit besser zurückgehalten werden.

Weiterhin hat sich im 2. Versuchszeitraum durch die eingetragenen Sedimente der Anteil der Fe- und Al- Oxide erhöht (vgl. Abschnitt 3.5.5), an die nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] im Wesentlichen die spezifische Sorption der Phosphat-Ionen erfolgt, was zu einem besseren Rückhalt führt.

Jedoch ist zu berücksichtigen, dass Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) den weitaus höchsten Gehalt an Eisen- und Manganoxiden und einen hohen Gehalt an Aluminiumoxiden aufweist (siehe Abschnitt 3.5.5). Dies schlägt sich jedoch nicht in einem besseren Wirkungsgrad gegenüber gelöstem Phosphat wieder. Ein sehr hoher Anteil von Fe- und Al- Oxiden ist bei den durchgeführten Versuchen und den geringen Zulaufkonzentrationen somit nicht allein ausschlaggebend für einen hohen Rückhalt an Phosphat. Ob der deutlich höhere Anteil an Fe- und Al- Oxiden bei einer längeren Betriebsdauer entscheidend für den Phosphatrückhalt ist, wie es theoretisch zu vermuten ist, kann jedoch nicht abgeschätzt werden.

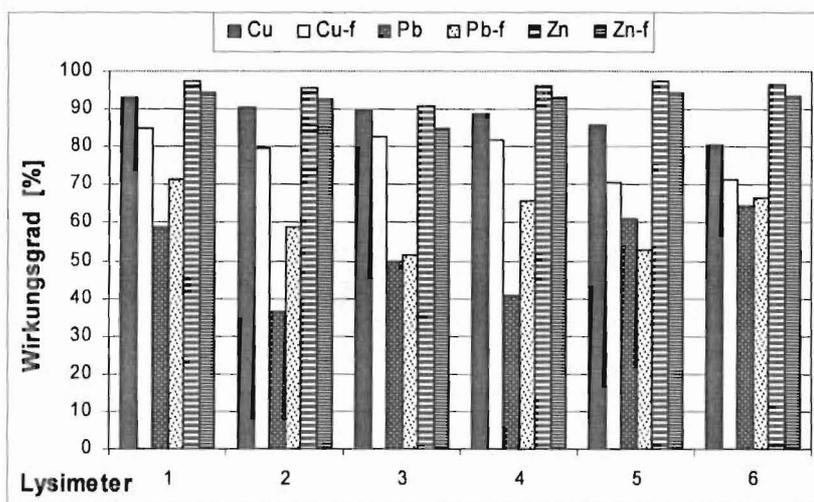


Bild 3.8
frachtgewogene Wirkungsgrade Cu, Cu-f, Pb, Pb-f, Zn u. Zn-f, 2. Untersuchungszeitraum

Hinweis: Dargestellt ist der Mittelwert der Berechnung nach Tabelle 3.6 bzw. 3.7.

Bei **Kupfer** (gesamt und gelöst) weisen die Lysimeter insgesamt relativ hohe Wirkungsgrade auf, wobei Lysimeter 5 und 6 leicht geringere Wirkungsgrade aufweisen (Bild 3.8). Auffällig ist nach Bild 3.10 und 3.11 die Zunahme der Reinigungsleistung vom 1. zum 2. Untersuchungszeitraum für Lysimeter 4 und insbesondere auch Lysimeter 6. Ursache wird die genannte bessere Filterung gegenüber Feststoffen und das bessere Adsorptionsvermögen durch die eingetragenen Fe-, Al- und Mn-Oxide sein, da nach DVWK [1988] die Schwermetallbindung hauptsächlich an die genannten Oxide (Sesquioxide) erfolgt.

Bei **Zink** (gesamt und gelöst) weisen die Lysimeter insgesamt relativ hohe Wirkungsgrade auf, wobei Lysimeter 3 leicht geringere Wirkungsgrade aufweist. Ursache für die geringere Reinigungsleistung ist der genannte Austrag an Feststoffen am 23.03.05. Wie bei Kupfer kommt es nach Bild 3.10 und 3.11 zu einer Zunahme der Reinigungsleistung vom 1. zum 2. Untersuchungszeitraum für Lysimeter 4 und insbesondere für Lysimeter 6. Ursache wird die genannte bessere Filterung gegenüber Feststoffen und das bessere Adsorptionsvermögen durch die eingetragenen Fe-, Al- und Mn-Oxide sein.

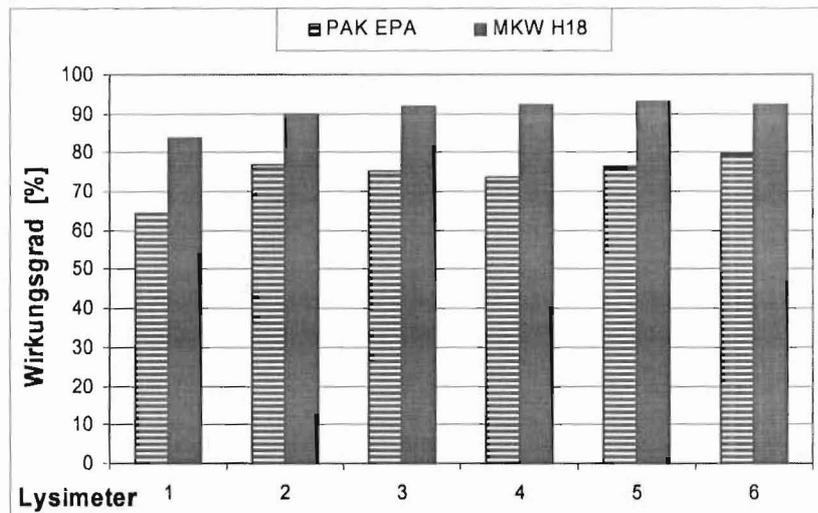
Für **Blei** zeigen sich insgesamt stärkere Unterschiede. Da die gemessenen Konzentrationen häufiger im Bereich der Bestimmungsgrenze liegen, hat die Art der Berechnung der Wirkungsgrade einen höheren Einfluss auf die angegebene Reinigungsleistung. Es wird vermutet, dass die Ergebnisse zwischen den einzelnen Lysimetern daher auch stärker schwanken.

Im Vergleich zum 1. Versuchszeitraum führt der genannte Austrag von Feinstoffen bei Lysimeter 3 und 4 auch zu einem erhöhten Austrag von Blei,

der sich nachteilig auf die Reinigungsleistung bei diesen Lysimetern auswirkt. Bei Lysimeter 5 und 6 hat sich die Reinigungsleistung gegenüber Blei (gesamt und gelöst) verbessert, was wiederum auf die bessere Filterung und das bessere Adsorptionsvermögen durch die eingetragenen Fe-, Al- und Mn-Oxide zurückgeführt wird.

Gegenüber **Platin**, das im 1. Zeitraum nicht untersucht wurde, ist bei allen Lysimetern ebenfalls eine Reinigungsleistung festzustellen. Wie beim Blei liegen die Konzentrationen häufiger im Bereich der Bestimmungsgrenze, was auf die Art der Berechnung der Wirkungsgrade und die angegebene Reinigungsleistung einen hohen Einfluss hat.

Bild 3.9
frachtgewogene Wirkungsgrade Σ PAK (EPA) u. MKW H18
2. Untersuchungszeitraum



Hinweis: Dargestellt ist der Mittelwert der Berechnung nach Tabelle 3.6 bzw. 3.7.

Bei den **PAK** weisen die Lysimeter Reinigungsleistungen von 74 % bis 80 % auf, wobei bei Lysimeter 1 der Wert mit 65 % etwas geringer liegt (Bild 3.9). Gegenüber dem 1. Versuchszeitraum, in dem Reinigungsleistungen von über 91% festzustellen waren, liegen die Reinigungsleistungen geringer, was erstaunt, da der Rückhalt der Feststoffe, an die die PAK überwiegend gebunden sind, sich verbessert hat. Daher wird eine Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration vermutet, die im 2. Zeitraum deutlich geringer ist. Die frachtgewogene Zulaufkonzentration hat sich von 0,4 µg/l im 1. Zeitraum auf 0,21 µg/l verringert.

Die Wirkungsgrade für **MKW** liegen für die Lysimeter insgesamt recht hoch (Bild 3.9) und tendenziell auch höher als im 1. Untersuchungszeitraum. Da die gemessenen Konzentrationen häufiger im Bereich der Bestimmungsgrenze liegen, hat die Art der Berechnung der Wirkungsgrade einen höheren Einfluss auf die angegebene Reinigungsleistung. Die gute Reinigungsleistung ist möglicherweise auch auf die festgestellte Zunahme der organischen Substanz (Abschnitt 3.5.6) in den oberen Filterschichten zurückzuführen. Hinweise für einen höheren Rückhalt gegenüber MKW durch organische Substanz sind in KLOKE/LEH [1966] zu finden.

Im 1. Untersuchungszeitraum, wo die Wirkungsgrade tendenziell geringer als im 2. Untersuchungszeitraum sind, waren die Ergebnisse für MKW noch mit Unsicherheiten behaftet. Ursache dafür war die relativ geringe Anzahl der beprobten Ereignisse (9 Stücke). Weiterhin wurden häufig hohe Ablaufkonzentrationen festgestellt, die nicht systematisch verteilt waren. Ein direkter Vergleich mit den jetzigen Ergebnissen ist daher nicht sinnvoll.

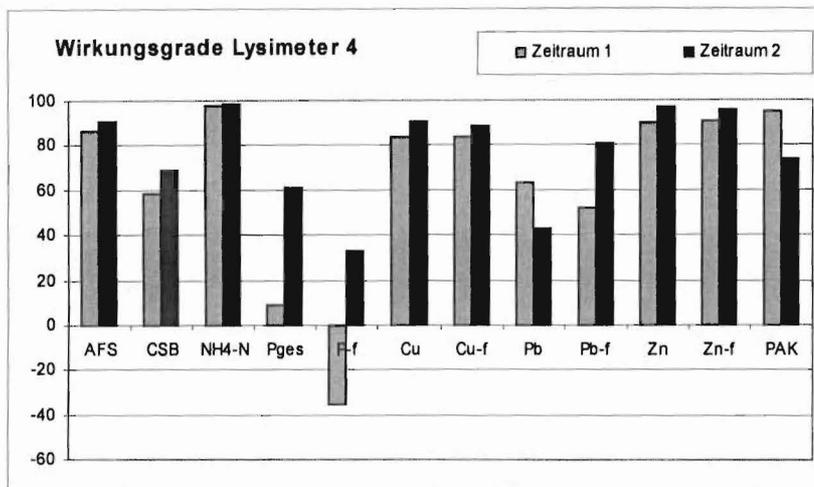


Bild 3.10
frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, Lysimeter 4, Vergleich 1. u. 2. Untersuchungszeitraum

Hinweis: Dargestellt sind die Werte für eine Auswertung, bei der bei Unterschreitung der Bestimmungsgrenze der Wert „0“ angesetzt wird.

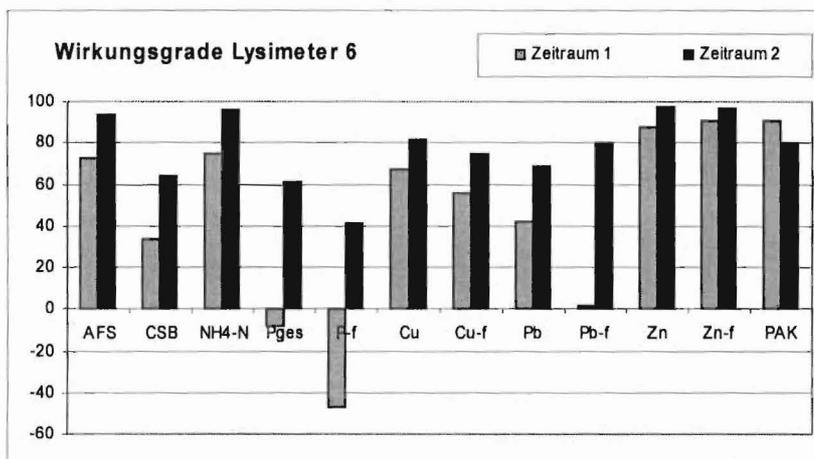


Bild 3.11
frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, Lysimeter 4, Vergleich 1. u. 2. Untersuchungszeitraum

Hinweis: Dargestellt sind die Werte für eine Auswertung, bei der bei Unterschreitung der Bestimmungsgrenze der Wert „0“ angesetzt wird.

3.5 Substratuntersuchungen nach Versuchsende

Nach dem Ende der Untersuchungen werden die Filtersubstrate nach dem Vorgehen nach Abschnitt 2.3 untersucht, um Hinweise zur Stoffanreicherung bzw. Verlagerung zu erhalten. Um den Analyseaufwand zu begrenzen werden dazu Lysimeter 1 und 4 – 6 ausgewählt. Die Ergebnisse werden nachfolgend dargestellt. Die Analysewerte sind in Anlage 4 aufgeführt.

3.5.1 Kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse

Die Bilder 3.12 – 3.13 zeigen die Ergebnisse der kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse. Aufgetragen sind die Korndurchmesser d_{10} bzw. d_{60} über die Profiltiefe, die von 10 % bzw. 60 % der Masse der untersuchten Probe unterschritten werden.

Durch den Eintrag der Feststoffe (AFS) durch die Belastung der Lysimeter mit den Straßenabflüssen, erhöht sich in der Kornzusammensetzung der Anteil der Feinkornfraktion sehr deutlich. Bild 3.12 zeigt dies durch die Veränderung des d_{10} . Bei allen Lysimetern ist mit zunehmender Profiltiefe ein deutlicher Anstieg

des d_{10} zu verzeichnend, d.h., der Feinkornanteil nimmt mit zunehmender Profiltiefe ab und nähert sich dem Wert des unbelasteten Filtersubstrates an (siehe Tabelle 2.1 für Lysimeter 1 und 4).

Aufgrund des höheren Feinkornanteils ist nach Bild 3.13 auch der d_{60} verschoben. In den tieferen Schichten erreicht dieser Wert den Wert des unbelasteten Filtersubstrates.

Bild 3.12
Korndurchmesser d_{10}
[mm], Lysimeter 1 u. 4-6,
kombinierte Sieb- und
Schlammanalyse

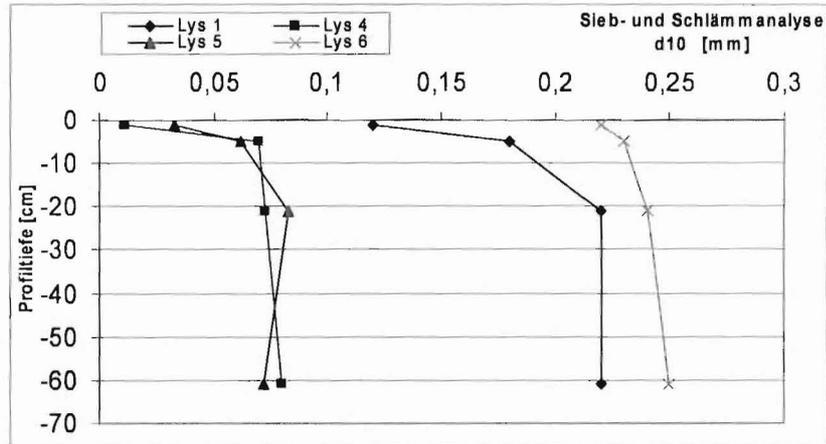
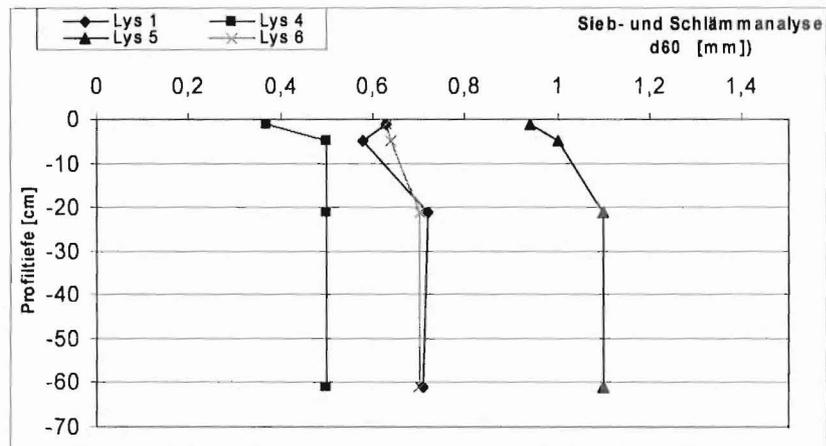


Bild 3.13
Korndurchmesser d_{60}
[mm], Lysimeter 1 u. 4-6,
kombinierte Sieb- und
Schlammanalyse



In Bild 3.14 wird die Veränderung des Ton- und Schluffgehaltes (Summe Massenanteile $< 0,063$ mm) dargestellt. Aus dieser Grafik ist direkt ablesbar, dass durch den Feststoffeintrag sich der Ton- und Schluffgehalt z.B. in der obersten Schicht von 0-2 cm um etwa 5 % (Lysimeter 6) bis 13% (Lysimeter 4) gegenüber der Schichttiefe von 60-62 cm erhöht hat. Auch in einer Schichttiefe von 20-22 cm ist eine geringe Erhöhung von 0,8 % bei Lysimeter 4 bis 1,3 % bei Lysimeter 6 noch messbar.

Bei Lysimeter 5 ist ein gegenläufiger Trend zu erkennen. Da der ursprüngliche Ton- und Schluffgehalt nicht bestimmt wurde, ist eine weitere Interpretation dieses Verhaltens jedoch nicht möglich.

Nach Merkblatt DWA-M 178 liegt die Obergrenze des Ton- und Schluffgehaltes bei ≤ 5 % für die einzubauenden Filtersubstrate. Wie zu erwarten ändert sich im Betrieb durch den Feststoffeintrag der Ton- und Schluffgehalt. Die Obergrenze für das Ausgangssubstrat kann bei Lysimeter 1 und 6 in den oberen Schichten am Ende des 2. Versuchszeitraums daher nicht mehr eingehalten werden. Bei Lysimeter 4 und 5 wird dieser Wert schon beim Einbau nicht eingehalten.

Der Einfluss der Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes auf die Durchlässigkeit bzw. eine mögliche beginnende äußere Kolmation wurde bereits in Abschnitt 3.2 erörtert.

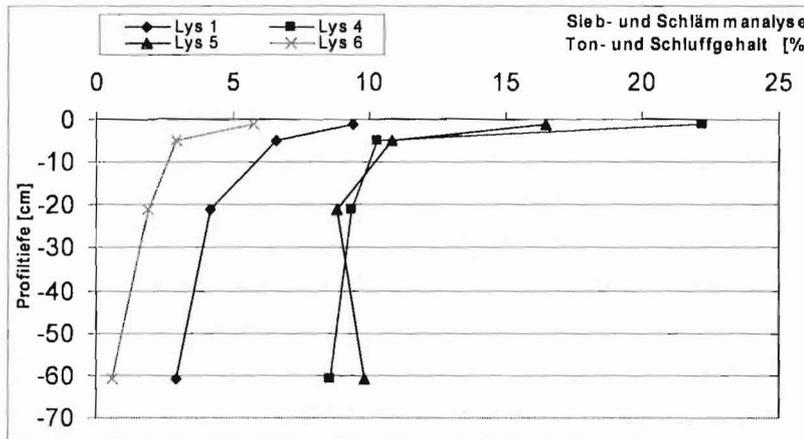


Bild 3.14
Ton- und Schluffgehalt [%], Lysimeter 1 u. 4-6, kombinierte Sieb- und Schlämmanalyse

Die Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes führt insgesamt zu einer besseren Filterwirkung und damit Reinigungsleistung gegenüber partikulären Stoffen, wie die Ergebnisse nach Abschnitt 3.4 zeigen. Dabei ist für Lysimeter 3 und 4 zu berücksichtigen, dass es durch Destabilisierung des Bodengefüges infolge Salzeinfluss zu einem Austrag an partikulären Stoffen gekommen ist, was unabhängig von der eigentlichen Filterwirkung des Filtersubstrates ist.

3.5.2 RFA-Analysen

Die Bilder 3.15 – 3.17 zeigen die Ergebnisse der RFA-Analyse. Aufgetragen sind die Stoffkonzentrationen über die Profiltiefe der Lysimeter. Sehr deutlich ist die starke Stoffanreicherung im oberen Bereich der Filtersäulen zu erkennen. Die Konzentrationen nehmen mit zunehmender Profiltiefe ab und liegen im unteren Bereich in etwa bei der Ausgangsbelastung der Filtersubstrate.

Auffällig sind die sehr hohen Konzentrationen im Bereich von 0-2 cm unter Filteroberkante. Die Konzentrationen liegen gegenüber der Ausgangsbelastung um etwa 210 – 450 mg/kg beim Parameter Zink, 50 – 290 mg/kg beim Parameter Kupfer und 15 – 25 mg/kg beim Parameter Blei erhöht. Die Konzentrationen in diesem Bereich schwanken von Lysimeter zu Lysimeter stark.

Ursache für die starke Stoffanreicherung im oberen Filterbereich ist der Rückhalt der eingetragenen partikulär gebundenen Schwermetalle durch die Filtrierung. Eine weitere Ursache für die Stoffanreicherung wird wahrscheinlich die Anreicherung von gelösten Schwermetallen durch Adsorption sein, die besonders an die Fe-, Al- und Mn-Oxide erfolgt, die sich nach Abschnitt 3.5.5 in den oberen Filterschichten angereichert haben.

Bild 3.15
Zinkkonzentration über
Profiltiefe, Lysimeter 1 u.
4-6, RFA-Analyse

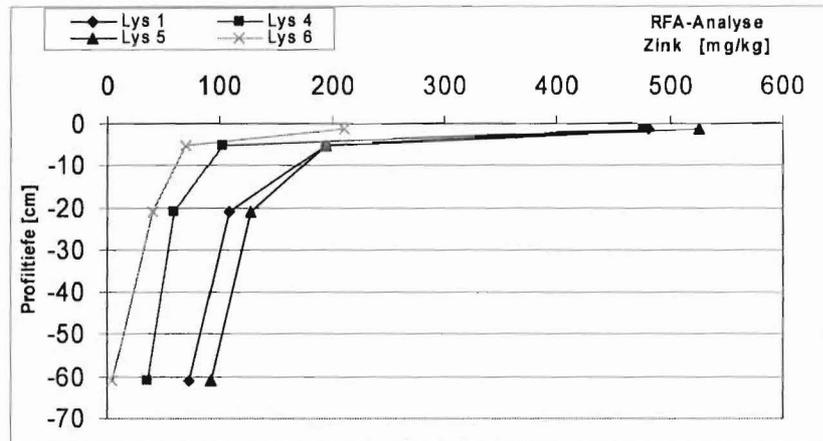


Bild 3.16
Kupferkonzentration über
Profiltiefe, Lysimeter 1 u.
4-6, RFA-Analyse

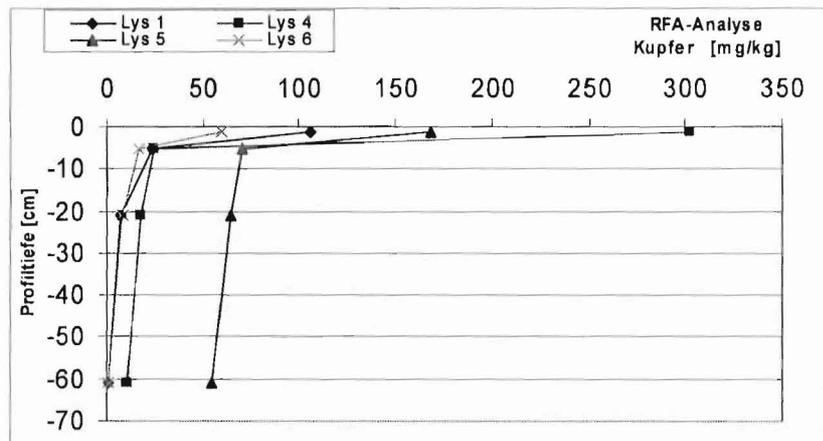
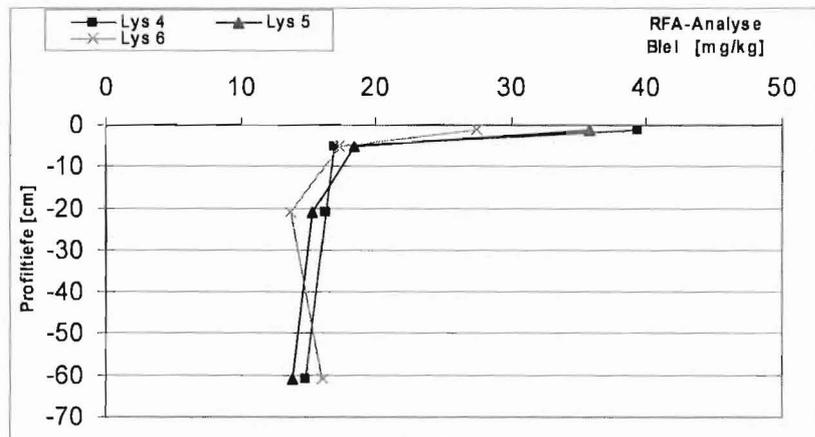


Bild 3.17
Bleikonzentration über
Profiltiefe, Lysimeter 1 u.
4-6, RFA-Analyse



Für den Parameter Blei wird beim Filtersubstrat FerroSorp®RW bei Lysimeter 1 die Bestimmungsgrenze bei den untersuchten Proben unterschritten. Eine Auswertung in Bild 3.17 ist daher nicht möglich.

Bei der Interpretation der oben aufgeführten Ergebnisse ist zu beachten, dass die Ausgangsbelastung der Filtersubstrate nach Tabelle 3.8 stark unterschiedlich ist.

		Ausgangswert			
		Lys 1	Lys 4	Lys 5	Lys 6
Zink	[mg/kg]	79,5	30,3	76,2	4,1
Kupfer	[mg/kg]	< 1	14,4	61,5	5,9
Blei	[mg/kg]	< 2	14,3	11,8	10,6

Tabelle 3.8
Schwermetallgehalte RFA-
Analyse der Filtersubstrate
im Ausgangszustand

Eine genaue Bilanzierung der sich in den Lysimetern angereicherten Schwermetalle aufgrund der RFA-Analyse ist nicht möglich, da die Lagerungsdichten nicht bestimmt wurden. Überschlägliche Berechnungen für Lysimeter 5 und 6 zeigen, dass nach den RFA-Analysen für die Parameter Zink und Blei deutlich mehr Fracht im Lysimeter ermittelt wird, als nach den Wasseranalysen in die Lysimeter eingetragen wird. Für den Parameter Kupfer kann dagegen der über die Wasseranalysen ermittelte Eintrag in die Lysimeter gut wiedergegeben werden.

Aufgrund der hohen Konzentrationsunterschiede in den obersten Zentimetern des Filtersubstrates wird vermutet, dass für eine genauere Ermittlung der eingetragenen Stofffracht über die RFA-Analysen eine noch feinere Diskretisierung der Probeentnahmen über die Filtertiefe erforderlich ist.

Die eingangs beschriebene starke Anreicherung der Schwermetalle in den obersten Zentimetern der Filtersubstrate kann mit den hier durchgeführten Analysen aber gut dokumentiert werden.

3.5.3 Eluatuntersuchungen

Neben den RFA-Analysen, die die Gesamtgehalt der untersuchten Stoffe wiedergeben, werden zusätzlich Eluatuntersuchungen durchgeführt. Nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) wird dieses Verfahren eingesetzt, um Schadstoffkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser und den Schadstoffeintrag in das Grundwasser zu beurteilen. Dieses Verfahren stellt damit ein Maß dar, wie stark die einzelnen Schadstoffe an das Filtersubstrat gebunden sind.

Die Bilder 3.18 und 3.19 zeigen die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen. Aufgetragen sind die Stoffkonzentrationen über die Profiltiefe der Lysimeter. Für den Parameter Blei wird die Bestimmungsgrenze sehr häufig unterschritten, so dass eine Auswertung nicht möglich ist.

Von der Tendenz zeigt sich ein ähnliches Verhalten wie bei der RFA-Analyse mit deutlich höheren Konzentrationen im oberen Bereich der Filtersäule und geringeren Konzentrationen in zunehmender Profiltiefe.

Auffällig ist, dass bei einigen Lysimetern der eluierbare Schwermetallgehalt in den unteren Schichten höher als in der obersten Schicht ist (Lysimeter 4-6), was sich sowohl bei Kupfer als auch bei Zink zeigt. Möglicherweise ist dies auf unterschiedlich starke Adsorptionskräfte der Schwermetalle an die Feststoffe in den einzelnen Schichten zurückzuführen. Ein Einfluss des pH-Werts auf die unterschiedlich starke Bindungsstärke, wie sie z.B. in DVWK [1988] beschrieben ist, ist nicht zu vermuten, da nach Abschnitt 3.6.4 der pH-Wert über die Profiltiefe nur in einem geringen Bereich schwankt und im neutralen bzw. leicht alkalischen Bereich liegt.

Auffällig ist weiterhin das Filtersubstrat FerroSorp®RW aus Lysimeter 1, das deutlich die geringsten eluierbaren Anteile an Zink und Kupfer gegenüber den anderen Filtersubstraten aufweist, obwohl die Gesamtgehalte nach der RFA-Analyse in gleicher Größenordnung liegen wie bei den übrigen Filtersubstraten. Damit ist die Bindungsstärke der Schwermetalle am Filtersubstrat FerroSorp®RW z.B. gegenüber dem Quarzsand von Lysimeter 6 deutlich höher. Dies wird auf den deutlich höheren Gehalt an Fe-, Mn- und Al-Oxiden zurückge-

führt (siehe Abschnitt 3.5.5), der nach DVWK [1988] zu einer spezifischen Adsorption von Schwermetallen beiträgt.

Zu berücksichtigen ist dabei, dass das Substrat FerroSorp®RW nur im 2. Untersuchungszeitraum mit Straßenabflüssen belastet wurde, was sich aber in der Summe der gelösten eingetragenen Schwermetalle wenig gegenüber dem gesamten Untersuchungszeitraum unterscheidet. So werden im 2. Untersuchungszeitraum $3,20 \text{ g/m}^2$ gelöstes Kupfer und $8,63 \text{ g/m}^2$ gelöstes Zink (Tabelle 3.2) eingetragen gegenüber $4,03 \text{ g/m}^2$ gelöstem Kupfer und $11,47 \text{ g/m}^2$ gelöstem Zink als Summe aus beiden Zeiträumen.

Bild 3.18
Zinkkonzentration über
Profiltiefe, Lysimeter 1 u.
4-6, Eluatanalyse

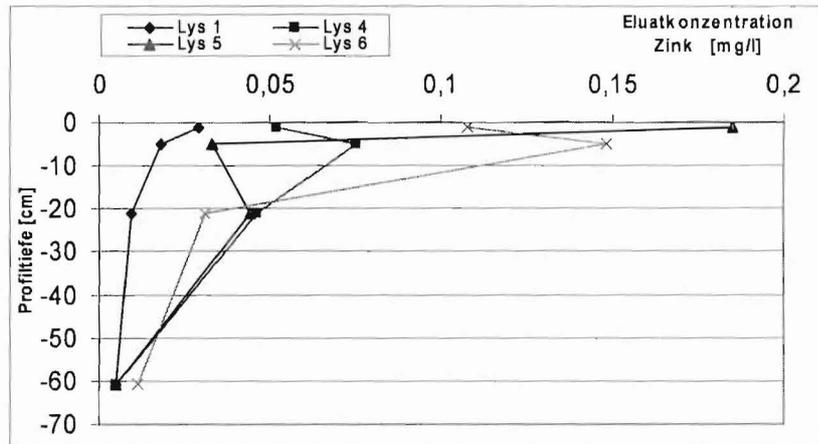
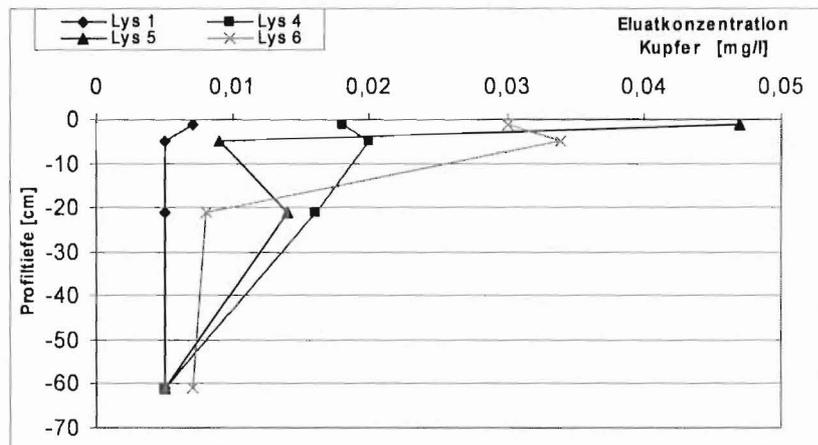


Bild 3.19
Kupferkonzentration über
Profiltiefe, Lysimeter 1 u.
4-6, Eluatanalyse



3.5.4 pH-Wert und CaCO_3 -Gehalt

Weiterhin wird der pH-Wert und der Carbonatgehalt untersucht. Die Ergebnisse sind in den Bildern 3.20 und 3.21 aufgeführt. Es zeigt sich, dass es während der Belastungsdauer zu einer Veränderung der Werte im Filtersubstrat kommt.

Beim pH-Werte ist die Veränderung bei den einzelnen Filtersubstraten unterschiedlich. So nimmt bei Lysimeter 4 mit dem höchsten Ausgangs pH-Wert von 7,71 der pH-Wert in der obersten Schicht auf 7,44 ab. Nur in der untersten Schicht bleibt der pH-Wert praktisch konstant. Demgegenüber kommt es bei den übrigen Lysimetern zu einem generellen Anstieg des pH-Wertes. Am stärksten fällt dies bei Lysimeter 6 aus, der den niedrigsten Ausgangs pH-Wert von 4,53 aufweist und nach Versuchsende über die gesamte Filterhöhe Werte von etwa 7,1 aufweist.

Eine Versauerung des Filtersubstrates, bei dem es durch ein starkes Absinken des pH-Wertes zu einer Mobilisierung von Schwermetallen kommen würde, wie es z.B. in DVWK [1988] beschrieben wird, ist während des Versuchszeitraums

an den eingesetzten Filtersubstraten somit nicht zu erkennen. Aufgrund des Zulaufs zu den Filtersäulen, der einen pH-Wert von 7,6 (Median) aufweist, wurde dies auch nicht erwartet.

Neben dem pH-Wert wird auch der Carbonatgehalt bestimmt, der Hinweise auf die Puffereigenschaften des Filtersubstrates geben kann. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] kann die Pufferung von H-Ionen neben Carbonaten auch durch andere Mechanismen (z.B. variable Ladungen, Silicate und Oxide, Hydroxide und Hydroxysalze) erfolgen. Daher ist durch die Carbonatgehaltbestimmung keine abschließende Beurteilung der Puffereigenschaften der Filtersubstrate möglich.

Die gemessenen Carbonatgehalte weisen Änderungen auf. Bei Lysimeter 1 nimmt der Carbonatgehalt im Vergleich zum Ausgangsgehalt (Tabelle 3. 9) zu, was vermutlich auf den Eintrag carbonathaltiger Sedimente zurückzuführen ist. Bei Lysimeter 4 mit dem höchsten Carbonatgehalt im eingesetzten Filtersubstrat kommt es jedoch zu einer leichten Abnahme, was auf Lösungsprozesse zurückgeführt wird.

Bei Lysimetern 5 und 6 ist der Ausgangsgehalt an Carbonat sehr gering. In der obersten Schicht ist ein geringfügiger Anstieg des Carbonatgehalts zu erkennen. Bei Lysimeter 5 kommt es in den unteren Schichten zu einem geringfügigen Austrag.

Insgesamt zeigt sich, dass auch beim Quarzsand (Lysimeter 6), der im Ausgangssubstrat kein Carbonat und daher sehr geringe Puffereigenschaften aufweist, durch die Zunahme des Carbonatgehaltes und des pH-Anstieg keine Versauerung mit einem Abfall des pH-Wertes zu verzeichnen ist. Eine Mobilisierung von Schwermetallen aufgrund eines möglichen Abfalls des pH-Wertes ist somit nicht zu befürchten.

Wie bereits beschrieben ist dafür der hohe pH-Wert des aufgebrauchten Straßenabflusses sowie die geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration verantwortlich. Bei der Behandlung von Mischwasser mit höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen wäre durch Nitrifikation mit einer pH-Wert Senkung zu rechnen.

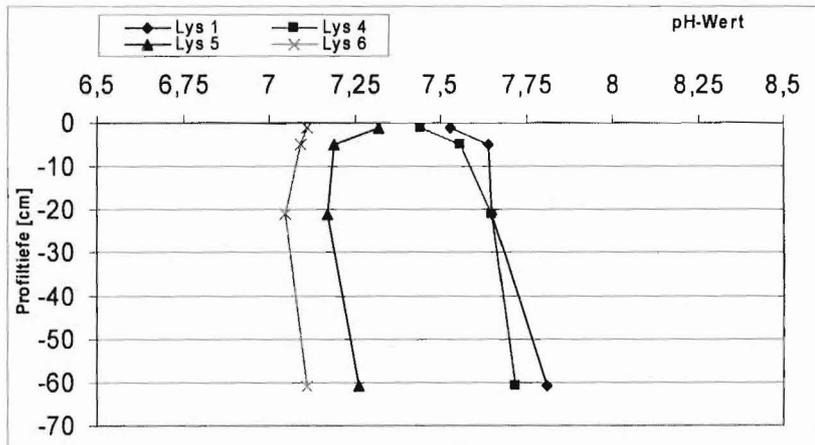


Bild 3.20
pH-Wert über Profiltiefe,
Lysimeter 1 u. 4-6

Bild 3.21
Carbonatgehalt über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

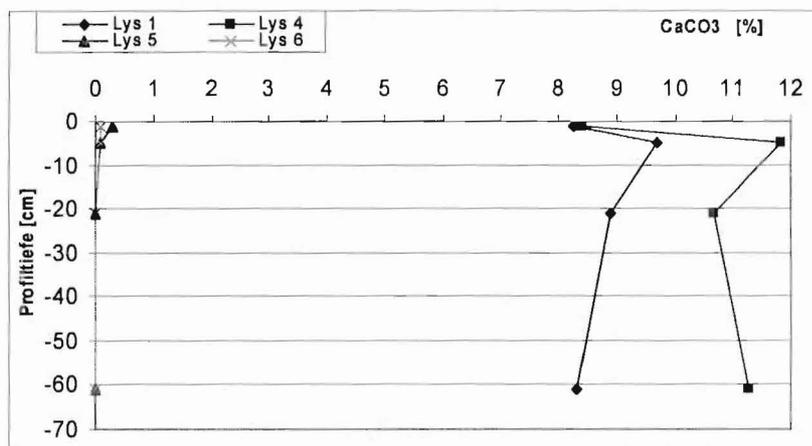


Tabelle 3.9
pH-Wert und Carbonatgehalt der Filtersubstrate im Ausgangszustand

	Ausgangswert			
	Lys 1	Lys 4	Lys 5	Lys 6
pH-Wert $-\lg c(\text{H}_3\text{O}^+)$	7,35	7,71	7,13	4,53
CaCO ₃ [%]	8,19	13,92	0,27	0

Nach Merkblatt DWA M-178 wird für Filtersubstrate zum Einsatz in Bodenfilter im Trennsystem bzw. zur Straßenentwässerung ein Mindestgehalt an Carbonat von 5 % bei natürlichen Sanden und 10 % bei technischer Carbonatzumischung empfohlen, wenn der Bodenfilter das Ziel der Schwermetallbindung erfüllen soll.

Wie oben beschrieben, weisen Lysimetern 5 bzw. 6 einen sehr geringen bzw. keinen Carbonatgehalt im Ausgangszustand auf. Ein Abfall der Reinigungsleistung gegenüber Schwermetallen ist aufgrund der Beschaffenheit des Zulaufwassers jedoch nicht zu erkennen. Unter den bei den Versuchen vorliegenden Randbedingungen ist daher eine Forderung eines bestimmten Carbonatgehaltes im Ausgangssubstrat nicht erforderlich.

Bei einer Übertragung dieser Erkenntnisse auf andere Einzugsgebiete ist jedoch zu berücksichtigen, dass der pH-Wert im Straßenabfluss vom Carbonatgehalt der Böden im Umfeld, vom Straßenbelag (Gehalt an Carbonaten) und der Vorbelastung des Regenwassers abhängig ist.

3.5.5 Fe-, Mn- und Al-Oxide und KAKpot

Die Bilder 3.22 – 3.27 zeigen die Ergebnisse der Fe-, Mn- und Al-Oxide für den oxalatlöslichen und dithionitlöslichen Anteil. In Tabelle 3.10 ist der jeweilige Ausgangswert in der unbelasteten Filtersubstratprobe und in Tabelle 3.11 die Veränderung dieses Wertes mit dem Wert der belasteten Probe nach Ende des 2. Versuchszeitraums (Entnahmetiefe 60–62 cm) aufgeführt.

Es ist zu erkennen, dass es in der Regel insbesondere in der obersten Schicht zu einer deutlichen Erhöhung dieser Oxide gekommen ist. Die Adsorptionsfähigkeit der Filtersubstrate verbessert sich demnach theoretisch durch die eingetragenen Feststoffe.

Teilweise kommt es aber auch zu einer leichten Abnahme. Dies ist bei Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) der Fall, dass bei den Eisen- und Manganoxiden um 1–2 Größenordnungen größere Ausgangsgehalte gegenüber den anderen Substraten aufweist. Gleiches gilt für die oxalatlöslichen Aluminiumoxide (Al_o) von Lysimeter 5, wo es bei der weitaus höchsten Ausgangskonzentration zu einer leichten Abnahme kommt. Einfluss auf dieses Verhalten wird wahrscheinlich das Lösungsgleichgewicht haben, bei dem bei sehr hohen Konzentrationen in der

Festphase und geringen Konzentrationen im Zulaufwasser ein Teil der Oxide in Lösung geht.

Bei den Lysimetern 3-6, die schon im 1. Versuchszeitraum betrieben wurden, ist gegenüber den gelösten Schwermetallen überwiegend eine verbesserte Reinigungsleistung im Vergleich zum 1. Versuchszeitraum festzustellen (siehe Abschnitt 3.4). Dies ist wahrscheinlich auf die oben beschriebene Zunahme der Fe-, Mn- und Al-Oxide zurückzuführen. Besonders deutlich steigt die Reinigungsleistung bei Lysimeter 6 an, bei dem die Ausgangsgehalte der genannten Oxide am geringsten sind.

Jedoch ist zu berücksichtigen, dass Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) den weitaus höchsten Gehalt an Eisen- und Manganoxiden und einen hohen Gehalt an Aluminiumoxiden aufweist. Das Filtersubstrat weist nach Tabelle 3.7 gegenüber den gelösten Schwermetallen zwar die besten Wirkungsgrade auf, jedoch ist der Unterschied zu den anderen Substraten teilweise nur gering. Ein sehr hoher Anteil der genannten Oxide kann die Reinigungsleistung somit nicht entsprechend steigern. Die Intensität der Bindung ist jedoch höher, wie die Eluatuntersuchungen zeigen (Abschnitt 3.5.3).

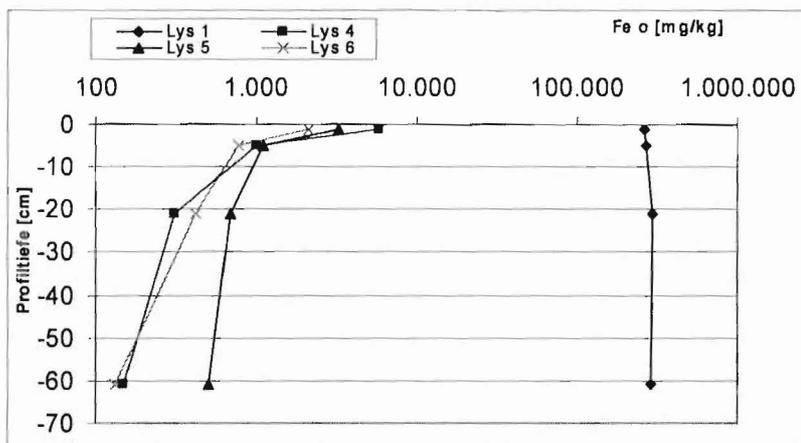


Bild 3.22
oxalatlösliches Eisenoxid
Fe_o über Profiltiefe,
Lysimeter 1 u. 4-6

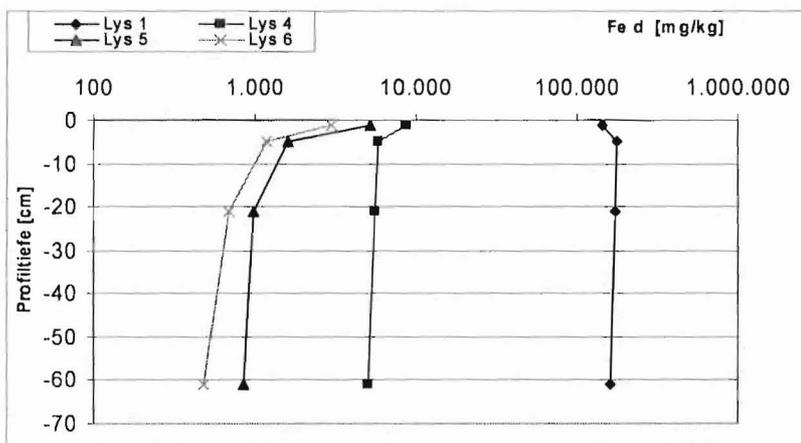


Bild 3.23
dithionitlösliches Eisen-
oxid Fe_d über Profiltiefe,
Lysimeter 1 u. 4-6

Bild 3.24
oxalatlösliches Aluminiumoxid Al_o über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

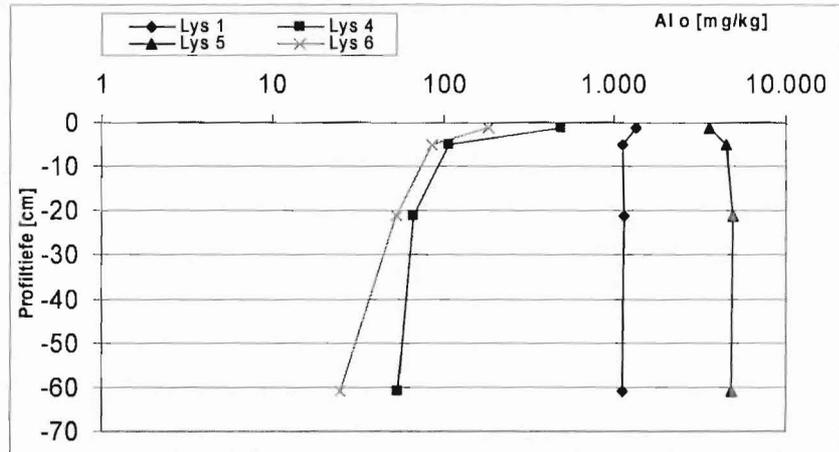


Bild 3.25
dithionitlösliches Aluminiumoxid Al_d über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

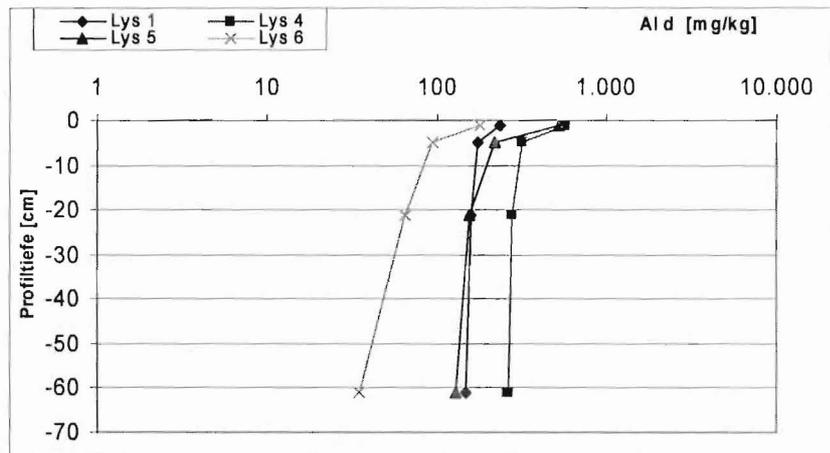
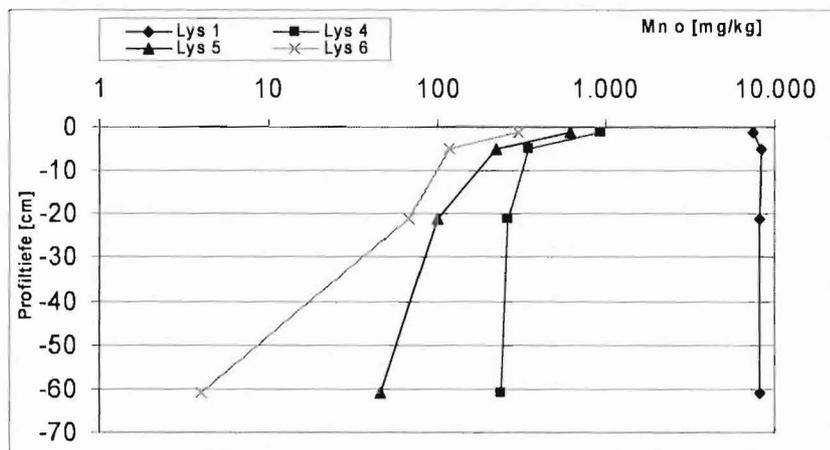


Bild 3.26
oxalatlösliches Manganoxid Mn_o über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6



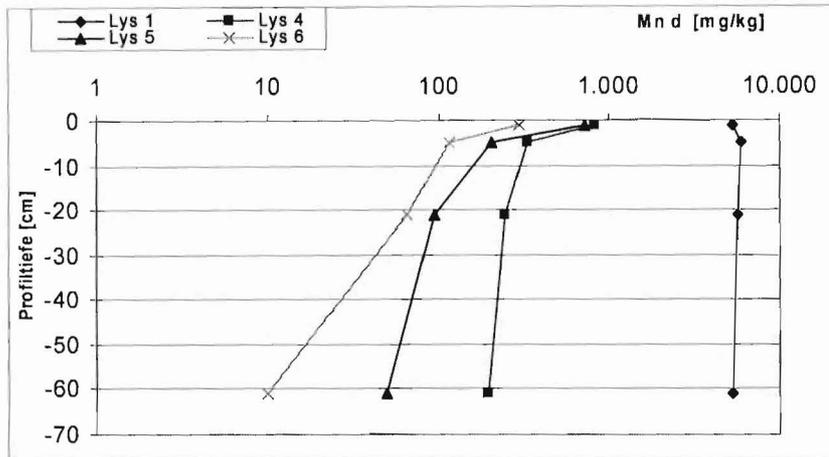


Bild 3.27
dithionitlösliches Manganoxid Mn_d über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

Bei der Untersuchung der Fe-, Mn- und Al-Oxide zeigt sich, dass der dithionitlösliche Anteil teilweise unter dem oxalatlöslichem Anteil liegt. Dies ist beim Filtersubstrat FerroSorp® RW bei allen Parametern und beim Filtersubstrat von Lysimeter 5 (Lavasand/Bims) für Aluminium der Fall. Für gewachsene Böden ist nach SCHLICHTING et al. [1995] üblicherweise davon auszugehen, dass der dithionitlösliche Anteil höher als der oxalatlösliche Anteil liegt. Bei den genannten Substraten ist dies nicht der Fall.

Neben den Oxiden wird auch die potenzielle Kationenaustauschkapazität bestimmt (Bild 3.28). Auch hier zeigt sich bei den Lysimetern 4-6 eine Zunahme in der obersten Schicht. Bei Lysimeter 1 mit dem deutlich größten Ausgangsgehalt kommt es hingegen zu einer leichten Abnahme.

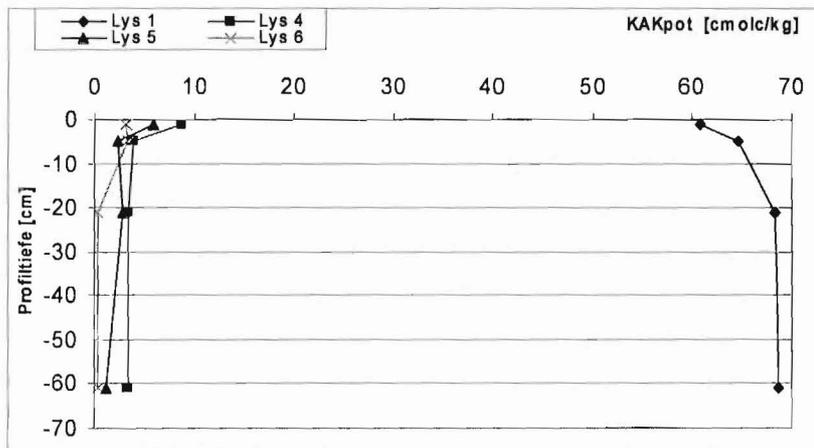


Bild 3.28
 KAK_{pot} über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

		Ausgangswert			
		Lys 1 [mg/kg]	Lys 4 [mg/kg]	Lys 5 [mg/kg]	Lys 6 [mg/kg]
Fe_o	[mg/kg]	275316	123	137,7	79
Fe_d	[mg/kg]	147357	3784	525,1	145
Al_o	[mg/kg]	1007	73	5706,5	22
Al_d	[mg/kg]	139	178	67,7	20
Mn_o	[mg/kg]	7997	191	60,7	4
Mn_d	[mg/kg]	5093	161	53,9	4
KAK_{pot}	[cmolc/kg]	71	4,2	1,5	0,3

Tabelle 3.10
Ausgangskonzentrationen in den unbelasteten Filtersubstraten

Tabelle 3.11
Veränderung der Stoffkonzentrationen, Vergleich Ausgangskonzentration und Probenahme 60-62 cm

	Veränderung ¹⁾ gegenüber Ausgangswert			
	Lys 1 [%]	Lys 4 [%]	Lys 5 [%]	Lys 6 [%]
Fe _o	4	21	268	68
Fe _d	10	35	61	233
Al _o	11	-25	-15	14
Al _d	8	49	92	75
Mn _o	3	27	-24	0
Mn _d	3	21	-7	150
KAK _{pot}	-3	-21	-22	-3

1) Probe Profiltiefe 60-62 cm

Insgesamt zeigt sich, dass es durch die Belastung der Lysimeter mit den Straßenabflüssen zu einer Anreicherung der Fe-, Mn- und Al-Oxide kommt, wenn die Ausgangskonzentration im Filtermaterial nicht sehr hoch ist. Die Adsorptionsfähigkeit der Filtersubstrate verbessert sich demnach durch die eingetragenen Feststoffe. Damit verringert sich die Bedeutung des eingesetzten Filtermaterials in Bezug auf die Reinigungsleistung der Behandlungsanlage.

3.5.6 Glühverlust

Auch der Glühverlust nach Bild 3.29 zeigt einen deutlichen Anstieg über die Profiltiefe. Durch die eingetragene org. Substanz kommt es durch die Filterwirkung insbesondere im oberen Bereich des Filters zu einer Anreicherung gegenüber dem Ausgangswert.

Bild 3.29
Glühverlust über Profiltiefe, Lysimeter 1 u. 4-6

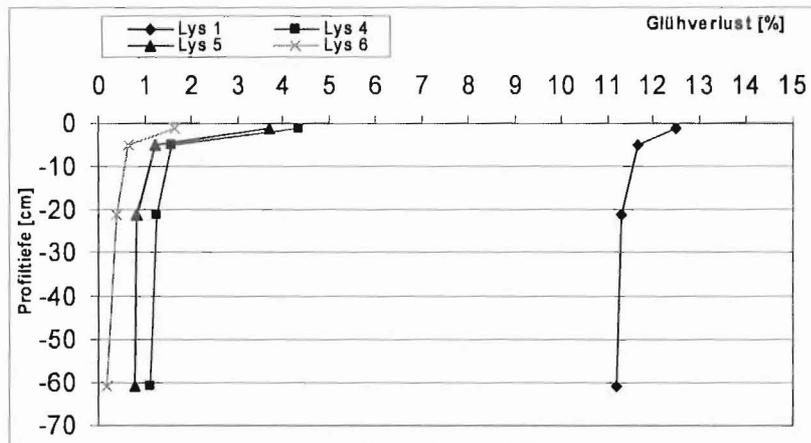


Tabelle 3.12
Ausgangswert Glühverlust der unbelasteten Filtersubstrate

	Ausgangswert			
	Lys 1	Lys 4	Lys 5	Lys 6
Glühverlust [%]	10,9	1,1	k.A.	0,16

Durch eine Zunahme der organischen Substanz im Filtersubstrat ist nach Erkenntnissen aus der Literatur mit einer Verbesserung der Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen zu rechnen.

Nach Hinweisen von SCHACHTSCHABEL et al. [1992] kann es zu einer Anlagerung von Schwermetallen an gut zersetzte organische Substanz kommen, wobei dieser Vorgang hauptsächlich auf den Gehalt an Huminstoffen zurückzuführen ist. Auch DVWK [1988] weist auf die Bildung von metallorganischen Komplexen hin. Weiterhin ist auch für die PAK eine Verbesserung des Rückhalts

durch organische Substanz bekannt (MARSCHNER [1999]). Gleiches gilt auch für den Rückhalt gegenüber MKW (KLOKE/LEH [1966]).

3.6 Fazit Wirkungsgrade und Substratuntersuchungen

Reinigungsleistung:

Im 2. Untersuchungszeitraum zeigen die untersuchten Filtersubstrate eine recht ähnliche Reinigungsleistung für die untersuchten Parameter (siehe Tabellen 3.6 u. 3.7).

Auffällig ist, dass Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) keinen besseren Wirkungsgrad gegenüber gelöstem Phosphat aufweist, obwohl dieses Substrat den weitaus höchsten Gehalt an Eisen- und Manganoxiden und einen hohen Gehalt an Aluminiumoxiden aufweist, was theoretisch für eine gute Phosphatadsorption erforderlich ist. Ein sehr hoher Anteil von Fe- und Al- Oxiden ist bei den durchgeführten Versuchen und den geringen Zulaufkonzentrationen somit nicht allein ausschlaggebend für einen hohen Rückhalt an Phosphat. Ob der Gehalt der genannten Oxide bei einer längeren Betriebsdauer entscheidend für den Phosphatrückhalt ist, wie es theoretisch zu vermuten ist, kann jedoch nicht abgeschätzt werden.

Gegenüber dem 1. Untersuchungszeitraum hat sich insbesondere die Reinigungsleistung bei Lysimeter 6 mit dem eingebauten Quarzsand sowohl bei den partikulären als auch den gelösten Stoffen bei praktisch allen Parametern deutlich verbessert. Dies ist auf die bessere Filterleistung des Lysimeters zurückzuführen, die in dem höheren Feinkornanteil im Filtersubstrat durch den Feststoffeintrag begründet ist. Als weitere Ursache ist das bessere Adsorptionsvermögen durch die eingetragenen Fe-, Al- und Mn-Oxide zu nennen. Eine nachlassende Reinigungsleistung durch die längere Betriebsdauer der Lysimeter 3-6, die schon im 1. Untersuchungszeitraum betrieben wurden, ist somit nicht zu erkennen.

In IFS [2002] wurden Langzeitsimulationsrechnungen zur Reinigungsleistung der Lysimeter aufgrund von Adsorptionsisothermen durchgeführt, um eine Aussage zum Langzeitverhalten der Reinigungsleistung zu machen. Die Ergebnisse prognostizieren für den Quarzsand von Lysimeter 6 praktisch keinen Rückhalt gegenüber gelösten Schwermetallen. Bei den Simulationen wurde u.a. eine Beeinflussung der Lysimeterversuche durch eingetragene Feststoffe / Sedimente vermutet, was durch die jetzigen Ergebnisse der Substratuntersuchungen nach Ende des 2. Untersuchungszeitraums bestätigt wird. Es bestätigt sich somit, dass die Simulationsrechnungen unter Annahme über die Zeit gleich bleibender Adsorptionsisothermen nicht für die Abschätzung des Langzeitverhaltens geeignet sind.

Substratuntersuchungen:

Die **Korngrößenbestimmungen**, die nach dem Versuchsende an Proben aus unterschiedlicher Profiltiefe durchgeführt wurden, zeigen, dass es durch die Filterwirkung zu einer Anreicherung der mit dem Straßenabfluss eingetragenen Stoffe besonders in den obersten 2 Zentimetern der Filterschichten kommt. Die eingetragenen Feststoffe kommen praktisch ausschließlich aus dem Bereich der Schlufffraktion. Teilweise ist eine geringe Erhöhung des Ton- u. Schluffgehaltes in einer Tiefe von 20-22 cm unter Filteroberkante noch messbar.

Nach Merkblatt DWA-M 178 liegt, wie bereits erwähnt, die Obergrenze des Ton- und Schluffgehaltes bei $\leq 5\%$ für die einzubauenden Filtersubstrate. Wie zu erwarten ändert sich im Betrieb durch den Feststoffeintrag der Ton- und Schluffgehalt. Die Obergrenze für das Ausgangssubstrat kann bei Lysimeter 1 und 6 in den oberen Schichten am Ende des 2. Versuchszeitraums daher nicht

mehr eingehalten werden. Bei Lysimeter 4 und 5 wird dieser Wert schon beim Einbau nicht eingehalten.

Die Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes hat sich bei einigen Lysimetern nachteilig auf die Durchlässigkeit ausgewirkt (s.o.). Bezogen auf die Reinigungsleistung führt die Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes jedoch zu einer besseren Filterwirkung und damit Reinigungsleistung gegenüber partikulären Stoffen.

Bei großtechnischen Anlagen ist u.a. durch den Bewuchs eine bessere Sedi-
mentstrukturierung der eingetragenen Feststoffe als bei den hier durchgeführten Versuchen zu erwarten. Möglicherweise wird dadurch die Filterleistung direkt an der Filteroberkante gegenüber den hier durchgeführten Versuchen verringert und die Filterung erfolgt über einen größeren Tiefenbereich der oberen Filterschicht.

Die **RFA-Analysen** zeigen deutlich, dass der Rückhalt der eingetragenen Schwermetalle hauptsächlich im obersten Bereich der Filtersäulen erfolgt. Ursache ist der Rückhalt der eingetragenen partikulär gebundenen Schwermetalle durch die Filterung. Eine weitere Ursache wird wahrscheinlich die Anreicherung von gelösten Schwermetallen durch Adsorption sein, die besonders an die Fe-, Al- und Mn-Oxide erfolgt, die sich ebenfalls in den oberen Filterschichten angereichert haben. Die Schwermetallkonzentrationen nehmen mit zunehmender Profiltiefe stark ab und liegen im unteren Bereich der Filtersäulen in etwa bei der Ausgangsbelastung der Filtersubstrate.

Die **Eluatuntersuchungen** für die Schwermetalle zeigen ein ähnliches Verhalten wie die RFA-Analyse mit deutlich höheren Konzentrationen im oberen Bereich der Filtersäule und geringeren Konzentrationen in zunehmender Profiltiefe. Auffällig ist das Filtersubstrat FerroSorp®RW aus Lysimeter 1, das deutlich den geringsten eluierbaren Anteil an Zink und Kupfer gegenüber den anderen Filtersubstraten aufweist. Damit ist die Bindungsstärke der Schwermetalle an diesem Filtersubstrat z.B. gegenüber dem Quarzsand von Lysimeter 6 deutlich höher.

Die Untersuchungen des **pH-Werts** und des **Carbonatgehalts** zeigen für den pH-Werte für Lysimeter 4 mit dem höchsten Ausgangs pH-Wert von 7,71 eine geringe Abnahme. Bei den übrigen Lysimetern kommt es zu einem Anstieg, der bei Lysimeter 6 am stärksten ausfällt (Zunahme von pH 4,5 auf etwa 7,1).

Die gemessenen Carbonatgehalte weisen teilweise eine Erhöhung gegenüber dem Ausgangszustand auf, was auf den Eintrag carbonathaltiger Sedimente zurückgeführt wird. Bei Lysimeter 4 mit dem höchsten Carbonatgehalt im eingesetzten Filtersubstrat kommt es jedoch durch Lösungsprozesse zu einer leichten Abnahme.

Eine Versauerung des Filtersubstrates, bei dem es durch ein starkes Absinken des pH-Wertes zu einer Mobilisierung von Schwermetallen kommen würde, wie es z.B. in DVWK [1988] beschrieben wird, ist während des Versuchszeitraums an den eingesetzten Filtersubstraten somit nicht zu erkennen. Aufgrund des Zulaufs zu den Filtersäulen, der einen pH-Wert von 7,6 (Median) aufweist, wurde dies auch nicht erwartet.

Nach Merkblatt DWA M-178 wird für Filtersubstrate zum Einsatz in Bodenfilter im Trennsystem bzw. zur Straßenentwässerung ein Mindestgehalt an Carbonat von 5 % bei natürlichen Sanden und 10 % bei technischer Carbonatzumischung empfohlen, wenn der Bodenfilter das Ziel der Schwermetallbindung erfüllen soll.

Bei den hier durchgeführten Versuchen ist eine Forderung eines bestimmten Carbonatgehaltes im Ausgangssubstrat nicht erforderlich, da keine Versauerung des Filtersubstrates beobachtet wurde. Bei einer Übertragung dieser Erkenntnisse auf andere Einzugsgebiete ist jedoch zu berücksichtigen, dass der pH-Wert im Straßenabfluss vom Carbonatgehalt der Böden im Umfeld, vom Stra-

Benbelag (Gehalt an Carbonaten) und der Vorbelastung des Regenwassers abhängig ist. Treten geringe pH-Werte im Zulauf zu Bodenfilteranlagen auf oder ist durch einen verstärkten Eintrag von $\text{NH}_4\text{-N}$ mit einer pH-Wert Senkung zu rechnen, so sollte auf ein carbonathaltiges Filtersubstrat nicht verzichtet werden.

Ergebnisse von vier Messprogrammen an Straßen (zitiert in KASTING [2003]) mit pH-Werten von 7,1 – 7,6 weisen aber darauf hin, dass Straßenabflüsse, wie bei diesem Vorhaben, häufig im neutralen bis leicht alkalischen Bereich liegen.

Dies belegen auch indirekt Messungen an Straßenrandböden, bei denen eine Bestimmung des pH-Werts erfolgte. U.a. KOCHER/WESSOLEK [2002] weisen den pH-erhöhenden Einfluss der Straße an mehreren Standorten nach.

Auch direkte Untersuchungen der Sedimenteigenschaften von Bodenfilteranlagen zur Straßenentwässerung nach BOFITEC [2001] belegen dies. An vier beprobten Anlagen liegen pH-Werte der Sedimente in einem Bereich von 7,0 – 7,5. Der Carbonatgehalt der Sedimente liegt zwischen 3,3 – 10,1 %.

Die Untersuchung der **Fe-, Mn- und Al-Oxide** zeigt, dass es in der Regel insbesondere in der obersten Schicht zu einer deutlichen Erhöhung dieser Oxide gekommen ist. Die Adsorptionsfähigkeit der Filtersubstrate verbessert sich demnach durch die eingetragenen Feststoffe.

Teilweise kommt es aber auch zu einer leichten Abnahme. Dies ist bei Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) der Fall, das bei den Eisen- und Manganoxiden um 1 –2 Größenordnungen größere Ausgangsgehalte gegenüber den anderen Substraten aufweist. Gleiches gilt für die oxalatlöslichen Aluminiumoxide (Al_3) von Lysimeter 5, wo es bei der weitaus höchsten Ausgangskonzentration zu einer leichten Abnahme kommt. Einfluss auf dieses Verhalten wird wahrscheinlich das Lösungsgleichgewicht haben, bei dem bei sehr hohen Konzentrationen in der Festphase und geringen Konzentrationen im Zulaufwasser ein Teil der Oxide in Lösung geht.

Die festgestellte Anreicherung lässt sich auch durch Literaturangaben bestätigen. So sind in BOFITEC [2001] Hinweise auf eisenhaltige Sedimente gegeben, die mit dem Straßenabfluss transportiert werden. Dort werden bei der Untersuchung einer Bodenfiltervorstufe zur Straßenentwässerung Eisengehalte von 2,6 – 4,2 % festgestellt.

Auch bei Messprogrammen an Straßen wird direkt Eisen im Straßenabfluss nachgewiesen. So werden folgende mittlere Eisenkonzentrationen von 3,4 mg/l bzw. 5,2 (BAB A 81 bzw. BAB A6, KRAUTH/KLEIN [1982]), 2,2 mg/l (BAB A 8/B10, KLEIN [1982]), 3,2 mg/l (B33/B34, KRAUTH/STOTZ [1993]) und 10,4 mg/l (Marienburger Straße, GROTTKER/SIEKER [1987]) gemessen. Auch die von PLEBOW et al. [1998] analysierten Straßenkehrichproben aus Göttingen mit Gehalten von 3 – 5 % Eisen und 4 – 6 % Aluminium bestätigen die festgestellte Anreicherung von Eisen und Aluminium in den Lysimeterversuchen.

Die Untersuchung des **Glühverlustes** zeigt ebenfalls einen deutlichen Anstieg über die Profiltiefe. Durch eine Zunahme der organischen Substanz im Filtersubstrat ist nach Erkenntnissen aus der Literatur mit einer Verbesserung der Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen (Schwermetalle, PAK und MKW) zu rechnen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die obere Filterschicht eine besondere Bedeutung für die Reinigungsleistung der Filtersäule hat.

Durch den Eintrag von Feststoffen kommt es zu einer Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes, der Fe-, Mn- und Al-Oxide (wenn die Ausgangskonzentration nicht zu hoch ist) und der organischen Substanz in der oberen Filterschicht. Die Reinigungsleistung des Filters durch bessere Filtration und Adsorptionsmöglichkeit wird dadurch verbessert. Durch den Stoffeintrag während der Betriebszeit verringert sich somit die Bedeutung des eingesetzten Filtermaterials in Bezug auf die Reinigungsleistung der Bodenfilteranlage. Lysimeter 6 mit dem einge-

setzten Quarzsand, der aufgrund seiner mineralischen Zusammensetzung nur einen geringen Rückhalt gegenüber gelösten Stoffen erwarten lassen würde (IFS [2002]), zeigt durch den Stoffeintrag eine deutliche Verbesserung der Reinigungsleistung. Nach den jetzigen Erkenntnissen ist dieses Filtersubstrat somit auch für den Einsatz in Bodenfilteranlagen geeignet.

Nach Merkblatt DWA-M 178 soll die Filtermächtigkeit bei Bodenfiltern zur Trennentwässerung bzw. zur Straßenentwässerung 0,5 m betragen. Nach den Anforderungen der RAS-Ew wird eine Mächtigkeit von 1 m zuzüglich einer 0,2 m mächtigen Oberbodenaufgabe gefordert. Die jetzigen Erkenntnisse deuten darauf hin, dass eine hohe Filtermächtigkeit i.d.R. nicht erforderlich ist, um durch die Adsorptionsfähigkeit des Ausgangssubstrates eine langfristige Reinigungsleistung sicher zu stellen. Daher wird die Empfehlung des Merkblattes DWA-M 178 zur Filtermächtigkeit als sinnvoll angesehen. Ob möglicherweise eine noch geringere Filterschichtdicke möglich ist, wie sie bei Bodenfilteranlagen zur Straßenwasserbehandlung im Kölner Raum vorhanden ist (0,3 m), wäre durch gesonderte Untersuchungen zu belegen. Dazu läuft derzeit ein Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Straßen, wo u.a. diese Fragestellung untersucht wird.

4 Sedimentuntersuchungen

Zusätzlich zu den Untersuchungen von Kapitel 3 soll dem Einfluss der eingetragenen Feststoffe / Straßensedimente auf die langfristige Reinigungsleistung der Bodenfilteranlagen durch eine gesonderte Untersuchung nachgegangen werden.

Bei diesem Versuch werden die von Straßen abgespülten Feststoffe in Kleinlysimeter eingebaut und mit Straßenabflusswasser, das mit gelösten Schwermetallen zusätzlich angereichert ist, belastet. Mit diesem Versuch soll somit die direkte Reinigungsleistung der Sedimente ohne den Einfluss des Filtermaterials untersucht werden.

4.1 Proben

Da eine direkte Probenahme der Feststoffe von der Straße mit einfachen Mitteln aufgrund des Verkehrs und der kleinen Kornfraktionen nicht möglich ist, werden für die Versuche drei Sedimentproben aus Absetzbecken zur Straßenentwässerung entnommen. Weiterhin werden zwei Straßenkehrichtproben untersucht, die aus dem Bereich des Seiten- bzw. Mittelstreifens von Autobahnen durch Kehrmaschinen der Autobahnmeistereien genommen wurden (Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1
Sediment- und Straßenkehrichtproben

Nr	Probenort	Probenart	Besonderheiten
1	Sandfang Seelhorster Kreuz	Sediment Becken	Am Standort der Lysimeteranlage
2	Osnabrück BAB A30/31	Straßenkehricht	Straßenkehrichtprobe aus dem Bereich des Mittelstreifens, Fahrbahn mit Asphaltbelag, Probe vom 8. u. 9.06.2005
3	Braunschweig BAB A39	Straßenkehricht	Straßenkehrichtprobe aus dem Bereich des Seitenstreifens, Fahrbahn mit Asphaltbelag, Probe vom 13.06.2005
4	Absetzbecken Berlin	Sediment Becken	Absetzbecken aus dem Einzugsgebiet Biesdorfer Baggersee, Berlin, Trennsystem und Straßenentwässerung
5	Absetzbecken BAB A3 km 33	Sediment Becken	

Die Proben nach Tabelle 4.1 werden für die Versuchsdurchführung zunächst gesiebt (Öffnungsweite 0,1 mm) und der Feinkornanteil getrocknet. Da diese Proben zur Zusammenballung neigen, wird nachfolgend eine strukturierte Probe durch wechselnde Zerkleinerung und Befeuchtung erstellt (Bild 4.1), die in die Kleinlysimeter eingebaut werden kann.



Bild 4.1
strukturierte Sediment-
probe, Absetzbecken BAB
A3 km 33

Hinweise zu den Sedimentproben

Bei den Sedimentproben aus den Absetzbecken ist zu berücksichtigen, dass es durch den Aufenthalt der Sedimente im Dauerstaubereich der Becken möglicherweise zu einer Veränderung der Oxidationsstufen und Bindungsformen einzelner Elemente in den Sedimenten gekommen ist. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] hat neben dem pH-Wert das Redoxpotenzial wesentlichen Einfluss auf die Oxidationsstufen und Bindungsformen der einzelnen Elemente.

Bei den Sedimentproben aus den Absetzbecken ist davon auszugehen, dass die Proben schwach reduzierenden Verhältnissen ausgesetzt gewesen sind. Stichprobenmessungen an wässrigen Sedimentproben aus anderen Absetzbecken nach Tabelle 4.2 deuten darauf hin. Eine direkte Messung des Redoxpotenzials bei den Probeentnahmen ist nicht erfolgt.

Der pH-Wert liegt bei den Stichprobenmessungen im neutralen bzw. leicht basischen Bereich. Dies entspricht damit dem pH-Bereich, der auch bei den Lysimeterversuchen nach Kapitel 3 und anderen Messprogrammen an Straßenabflüssen (zitiert in KASTING [2003]) festgestellt wurde.

Die Ergebnisse der jetzigen Untersuchung (Abschnitt 4.3) zeigen für die Sediment- und die Straßenkehrrichtproben keine systematischen Unterschiede. Daher wird von keiner gravierenden Beeinflussung des Stoffbestandes der Sedimente durch die Lagerung im Dauerwasserbereich ausgegangen.

Tabelle 4.2
Redoxpotenzial und pH-
Wert in wässrigen
Schlammproben aus
Absetzbecken

Nr	Probenort		pH-Wert	Redox- potenzial [mV]
1	Absetzbecken BAB A57, km 104,6	Zulauf	7,4	-24
		Mitte Becken	7,6	-25
		Ablauf	7,3	-14
2	Absetzbecken BAB A46, Rumbek	Zulauf vorne	7,7	-6
		Zulauf hinten	8	-25
		Mitte Becken	7,6	-40
		Ablauf	7,9	-34
3	Absetzbecken BAB A46, Kuhpfadsiepen	Zulauf Mitte	7,8	-7
		Zulauf hinten	7,9	-11
		Ablauf	7,8	-18

4.2 Versuchsaufbau

Die strukturierten Sedimentproben werden in Kleinlysimeter (DN 70 mm) eingebaut (Bild 4.2). Als Dränageschicht für die Sedimente wird in die Lysimeter zunächst eine 10 cm starke Kiesschicht 2/8 mm und nachfolgend eine Quarzsandschicht 0,1 / 1 mm mit einer Schichtstärke von 2 cm aufgebracht. Kies und Quarzsand sind mehrfach gewaschen. Die Sedimente werden in einer Schichtstärke von 3,1 – 5,4 cm eingebaut. Der Ablauf der Lysimeter erfolgt durch eine Lochbohrung (1 mm Durchmesser), so dass die Lysimeter eine Drosselabflussspende von etwa $3 \cdot 10^{-5}$ m/s aufweisen, was der Drosselabflussspende von Retentionsbodenfiltern in etwa entspricht.

Neben den Proben nach Tabelle 4.1 wird in Lysimeter 6 eine „Nullprobe“ mit untersucht, bei der nur der Kies- und Quarzsandaufbau enthalten ist. Damit lässt sich der Einfluss dieser Materialien auf das Ergebnis bewerten.

Die Lysimeter werden zu 9 Zeitpunkten mit Zulaufwasser belastet. Je Beschickung wird eine Wassermenge von 1,9 l aufgebracht, was einer Beschickungshöhe von 0,5 m entspricht. Aus jeweils 3 Beschickungen wird eine Mischprobe (Proben 1-3) gebildet und analysiert. Zur Probenvorbereitung wird der Zu- und Ablauf gefiltert (Papierfilter und nachgeschalteter 0,45 µm Feinfilter der Firma Eijkelkamp) und angesäuert. Die Analyse der Schwermetalle erfolgt nach den in Abschnitt 2.2 angegebenen Verfahren.

Das Beschickungswasser besteht aus Straßenabfluss vom Messeschnellweg am Seelhorster Kreuz, das auch für die Großversuche verwendet wird. Um den Anteil der gelösten Schwermetalle zu erhöhen, werden dem Beschickungswasser gelöste Schwermetalle zugegeben.

Bei den ersten Versuchen (Proben 1 u. 2) liegt durch einen Laborfehler der pH-Wert in der zugegebenen Schwermetalllösung und damit im Beschickungswasser nicht im neutralen Bereich, was für die Versuche vorgesehen war. Bei einer Kontrollmessung im Beschickungswasser der Probe 2 liegt der pH-Wert bei 5,6. Durch den Einfluss der Sedimente weisen die beprobten Abläufe bei der Probe 2 jedoch pH-Werte zwischen 6,2 und 7,3 auf. Für die nachfolgenden Versuche (Probe 3) werden die Lösungen der gelösten Schwermetalle neutralisiert, so dass das Beschickungswasser einen pH-Wert von 7,7 aufweist.

Nach DVWK [1988] wird die Bindungsstärke von Schwermetallen in sandigen Böden durch den pH-Wert beeinflusst. Bei den genannten pH-Werten im Ablauf der Probe 2 ist nach DVWK für die untersuchten Schwermetalle von einer sehr hohen Bindungsstärke auszugehen. Eine starke Beeinflussung der Versuchsergebnisse durch den pH-Wert im Beschickungswasser der ersten Proben wird daher nicht vermutet.

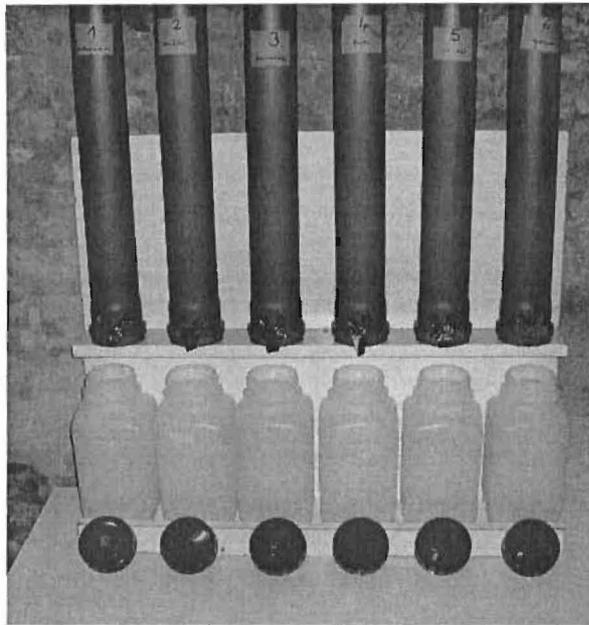


Bild 4.2
Versuchsstand

4.3 Ergebnisse

Die Zulaufkonzentrationen der 3 Mischproben sind in Tabelle 4.3 aufgeführt. Die Konzentrationen liegen in einem Bereich, der auch in Straßenabflüssen vorkommt. Der Gehalt der gelösten Schwermetalle im Zulauf nimmt bei den Beschickungen leicht ab.

	Zink [mg/l]	Kupfer [mg/l]	Blei [mg/l]
Probe 1	0,328	0,130	0,018
Probe 2	0,276	0,082	0,014
Probe 3	0,239	0,064	0,012

Tabelle 4.3
gelöste Zulaufkonzentrationen

In den Bildern 4.3 – 4.5 sind die Ergebnisse der Versuche aufgeführt. Dabei wird als Differenz zwischen Zu- und Abflurfracht der Rückhalt bzw. der Austrag dargestellt.

Die Ergebnisse für die Nullprobe zeigen, dass es allein durch den Versuchsaufbau mit der Kies- und Sandschicht als Trägermaterial für die Sedimente zu einem deutlichen Rückhalt an gelösten Schwermetallen kommt. Wird der durch den Kies- und Quarzsandaufbau erzeugte Rückhalt an gelösten Schwermetallen für die Ergebnisse der einzelnen Sedimente abgezogen, so ergibt sich der Rückhalt bzw. der Austrag, der direkt auf die Wirkung der eingebauten Sedimente zurückzuführen ist (Bilder 4.6-4.8).

Bild 4.3
Rückhalt / Austrag an Zink
(beeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)

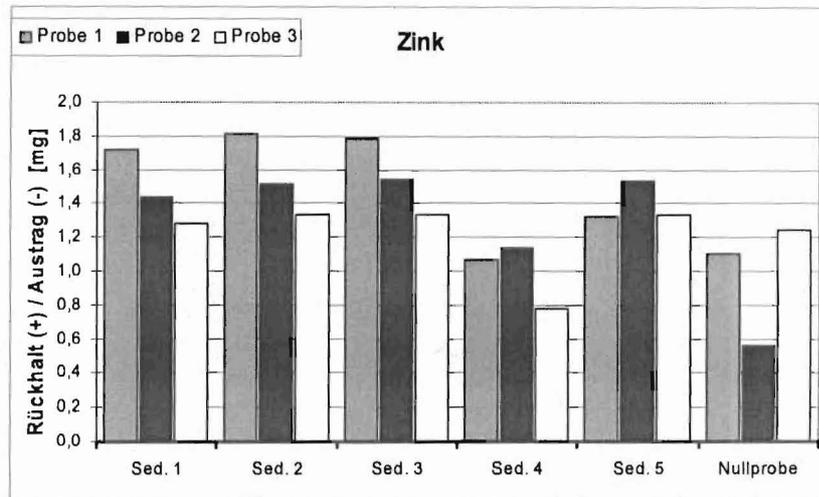


Bild 4.4
Rückhalt / Austrag an Kupfer
(beeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)

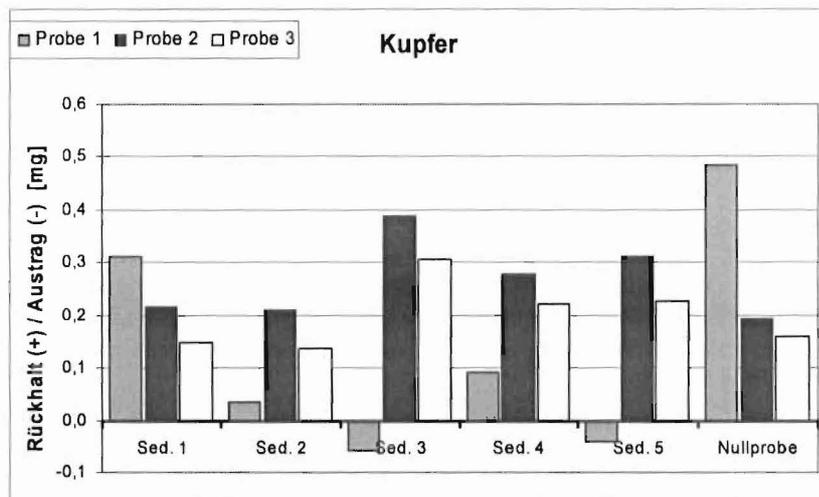
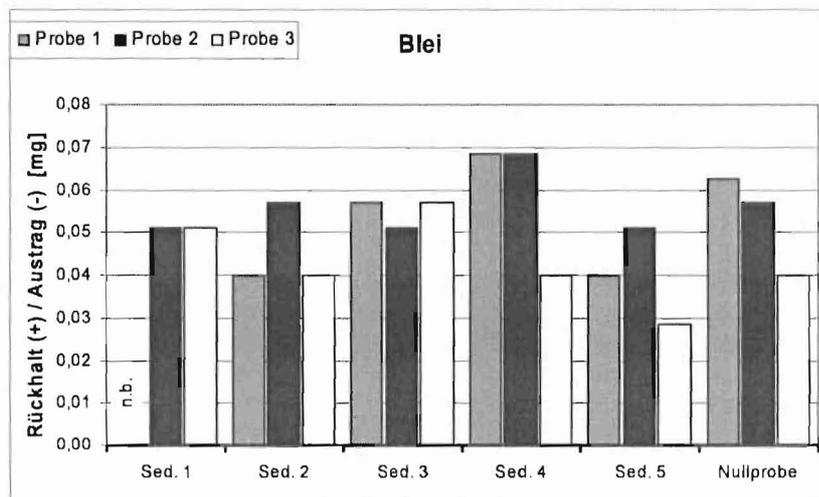


Bild 4.5
Rückhalt / Austrag an Blei
(beeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)



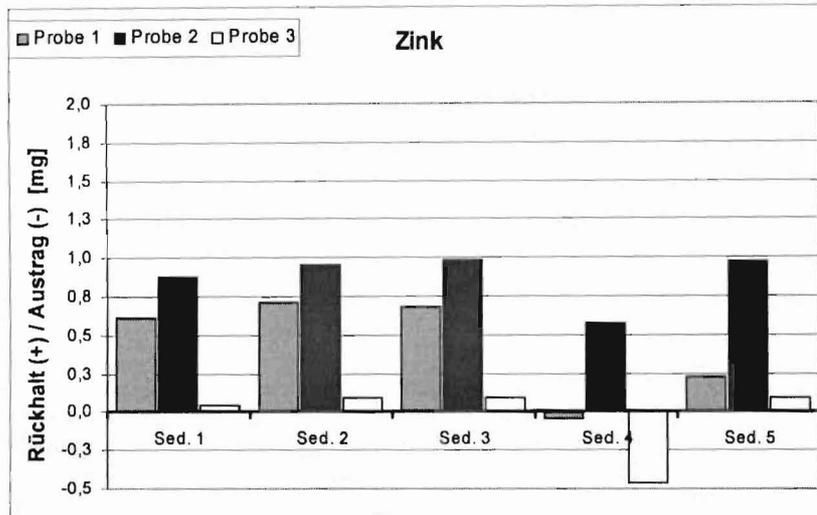


Bild 4.6
Rückhalt / Austrag an Zink
(unbeeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)

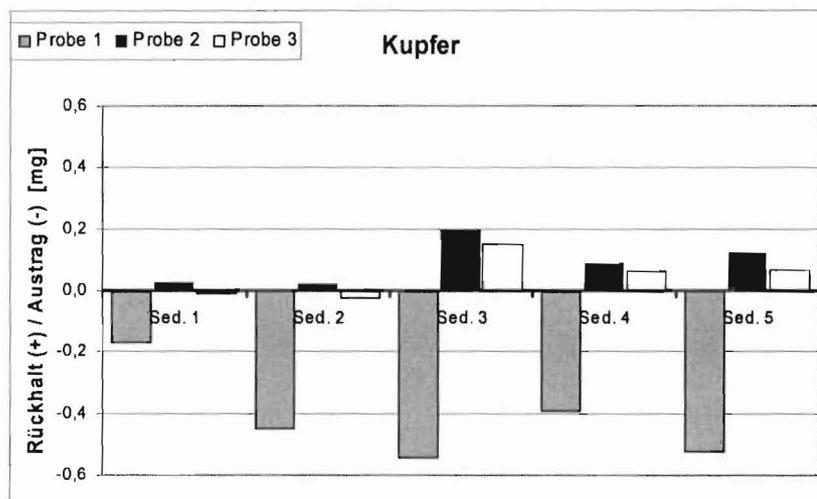


Bild 4.7
Rückhalt / Austrag an Kupfer
(unbeeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)

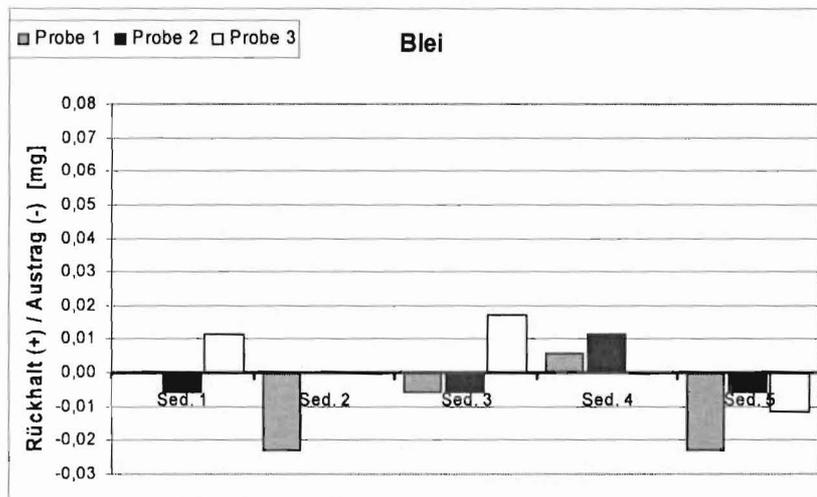


Bild 4.8
Rückhalt / Austrag an Blei
(unbeeinflusst durch Kies- u.
Quarzsandaufbau)

Nach Bild 4.6 zeigt sich, dass bei allen Proben ein zusätzlicher Rückhalt gegenüber gelöstem **Zink** durch das eingebaute Sediment erfolgt. Bei Sediment 4 (Absetzbecken Berlin) wird bei Probe 3 ein größerer Austrag festgestellt. In der Summe über alle Beschickungen kommt es aber auch bei diesem Sediment zu einem Rückhalt gegenüber Zink. Eine Beeinflussung der Ergebnisse durch den geringen pH-Wert im Beschickungswasser der Proben 1 und 2 ist nicht zu erkennen.

Bei **Kupfer** zeigen die Ergebnisse keine einheitliche Tendenz auf, so dass eine Aussage in Bezug auf den Einfluss der Sedimente nicht möglich ist. Auffällig ist nach Bild 4.4, dass bei Probe 1 die Ablaufkonzentration bei Sediment 3 (Straßenkehrriech BAB A 39) und Sediment 5 (Absetzbecken BAB A3) über der Zulaufkonzentration liegt. Bei diesen Sedimenten führt die erste Beschickung somit zu einem Austrag an Kupfer aus dem Sediment. Werden die Ergebnisse um den Einfluss des Versuchsaufbaus korrigiert, so kommt es nach Bild 4.7 bei Probe 1 bei allen Sedimenten zu einem Austrag an Kupfer. Überraschend ist im Vergleich das Ergebnis der nachfolgenden Beschickung (Probe 2), wo bei allen Sedimenten ein Rückhalt registriert wird.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse für den Parameter Kupfer, dass der Rückhalt durch den Versuchsaufbau im Bereich des Rückhaltes der Sedimente liegt (für Probe 1 sogar deutlich darüber), so dass es zu einer starken Beeinflussung der Ergebnisse kommt.

Für den Parameter **Blei** zeigt sich ebenfalls eine starke Beeinflussung durch den Versuchsaufbau (Bild 4.5). Nach Korrektur der Ergebnisse nach Bild 4.8 zeigt sich daher ein uneinheitliches Bild, so dass bei einigen Sedimenten in der Summe der Proben 1-3 ein Austrag (Sediment 2 u. 5) und bei anderen ein Rückhalt (Sediment 1 u. 3-4) zu verzeichnen ist.

4.4 Fazit

Die Ergebnisse zeigen, dass der Versuchsaufbau schon zu einem starken Rückhalt an gelösten Schwermetallen führt und die Ergebnisse daher stark beeinflusst werden. Die Messergebnisse müssen daher um diesen Einfluss bereinigt werden.

Für den Parameter Zink wird ein deutlicher Rückhalt durch die eingebauten Sedimente erzielt. Dies bestätigt damit die Ergebnisse der Versuche aus Kapitel 3.

Für den Parameter Kupfer und Blei lassen die Ergebnisse trotz der Bereinigung um den Einfluss des Versuchsaufbaus keine eindeutige Aussage zu. Hier müssten umfangreichere Untersuchungen durchgeführt werden, um den direkten Einfluss der Sedimente auf Rückhalt / Austrag von Schwermetallen zu erfassen. Für den Versuchsaufbau sollte dabei weniger Trägermaterial für die Sedimente eingesetzt werden, dass zudem einen geringeren Rückhalt gegenüber den untersuchten Parametern aufweisen sollte.

Die unterschiedliche Herkunft der Sedimente (Straßenkehrriech bzw. Sedimente aus Absetzbecken) führt bei den hier durchgeführten Ergebnissen nicht zu systematischen Unterschieden. Beide Herkunftsquellen werden daher für diese Untersuchung als geeignet angesehen. Für die einzelnen Sedimentproben sind aber Unterschiede in den Ergebnissen zu erkennen. Das deutet darauf hin, dass die Herkunft der Sedimente, die mit dem Straßenabfluss auf Bodenfilter aufgebracht werden, einen unterschiedlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung der Bodenfilteranlagen hat.

5 Untersuchung zur Salzbelastbarkeit

Durch den Winterbetrieb der Straßen kommt es zu einer hohen Salzbelastung der Straßenabflüsse, die sich negativ auf die Durchlässigkeit von bestimmten Filtersubstraten auswirken kann (siehe Abschnitt 3.2.4). Ursache ist bei diesen Filtersubstraten eine Dispergierung des Bodengefüges, die zu einer inneren Kolmation führen kann.

Nachfolgend wird ein Testverfahren zur Qualitätssicherung von Filtersubstraten entwickelt, um kolmationsgefährdete Substrate vor dem Einbau in Bodenfilter-

anlagen zu erkennen. Dazu wird zunächst der Kenntnisstand ergänzt. Nachfolgend wird an ausgewählten Substraten die Salzbelastbarkeit getestet und darauf aufbauend ein Testverfahren erarbeitet.

5.1 Grundlagen

Der Einfluss des Streusalzes und dabei insbesondere des Natriums auf das Bodengefüge wurde bereits im Abschlussbericht zum 1. Versuchszeitraum (IFS [2002]) beschrieben. Dieser Kenntnisstand wird nachfolgend zusammengefasst und durch weitere Punkte ergänzt:

Dispergierung des Bodengefüges durch Streusalzbelastung

Unter anderem bei SCHACHTSCHABEL et al. [1992] wird auf Schäden von Straßenrandböden durch Streusalz hingewiesen. Die NaCl-Zufuhr führt dabei zu einem Austausch der Ca- und Mg-Ionen durch Na-Ionen. Der hohe Na-Anteil an den Austauschern erhöht den pH-Wert und destabilisiert das Bodengefüge, wodurch eine Oberbodenverschlammung begünstigt und eine Tonumlagerung ermöglicht wird. Generell bewirken austauschbare Kationen eine Flockung im Boden (positiver Einfluss auf die Gefügestabilität). Die austauschbaren Kationen stehen aber in einem Zusammenhang mit der Salz-Konzentration in der Bodenlösung. Die Fähigkeit der austauschbaren Kationen zur Flockung steigt von $\text{Na} < \text{Ca} < \text{Al}$. Somit liegen Böden mit hoher Na-Sättigung (austauschbare Kationen) nur dann in geflocktem Zustand vor, wenn in der Bodenlösung ein erheblicher Anteil an gelösten Salzen enthalten ist. Werden die Salze ausgewaschen oder erfolgt eine zu hohe Na-Sättigung an den Austauschern, so zerfallen die Aggregate, und die Sekundärporen verschwinden, was mit einer Verringerung der Wasserdurchlässigkeit einhergeht (SCHACHTSCHABEL et al. [1992]).

Einfluss des Ladungs- und Konzentrationseffektes auf die Dispergierung

Der Einfluss der Na-Ionen auf die Dispergierung von Tonmineralen wird bei DEPARTMENT OF GEOGRAPHY [2004] detaillierter beschrieben:

Sowohl die Menge als auch die Art der Salze (insbesondere die Kationen) haben einen Effekt auf die Bodeneigenschaften und dabei insbesondere auf die Aggregation der Tonminerale. Geladene Partikel im Boden (sowohl Tonminerale als auch Ionen) sind von einer Hydrathülle (dünne Schicht aus Wassermolekülen) umgeben, die einen engen Kontakt der Teilchen erschwert. Können die Anziehungskräfte zwischen den Teilchen diesen Abstand überwinden, so aggregieren sie zu größeren Einheiten, was als Koagulation oder Flockung bezeichnet wird. Im gegenteiligen Fall bleiben die Einzelpartikel (Kolloide) im peptisierten (dispergierten) Zustand.

Flockung und Dispergierung werden von den Salzen über folgende zwei Effekte beeinflusst, die nicht unabhängig voneinander sind:

1. Ladungseffekt: Bei zwei- und dreiwertigen Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}) ist die Ladungsdichte ausreichend hoch, so dass eine starke elektrostatische Anziehung zwischen Kation und Tonmineral zustande kommt. Mehrwertige Kationen wirken daher wie Brücken zwischen den Tonmineralen und verbinden diese zu Aggregaten (Flockung). Einwertige Kationen sind dazu weniger in der Lage; die Tone peptisieren (dispergieren) unter dem Einfluss einwertiger Kationen. Dominieren also einwertige Kationen (v.a. Na) an den Austauscherplätzen der Tonminerale und in der Bodenlösung, so führt dies zu einer schlechteren Aggregation der Tonpartikel als in Gegenwart von zweiwertigen Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+}). In schwach aggregierten Böden besteht die Gefahr der Verschlammung, wobei die Aggregate zerfallen, was die Porenstruktur und damit Luft- und Wasserhaushalt negativ beeinflusst.

2. Konzentrationseffekt: Ein hoher absoluter Salzgehalt (unabhängig von der Art der Ionen) wirkt generell strukturstabilisierend, da er eine Flockung (Aggregation zu größeren Einheiten) der Tonpartikel bewirkt.

Daraus lässt sich folgern, dass je höher der Natriumanteil an den Kationen ist, desto höher muss der absolute Salzgehalt im Bodenwasser sein, um eine Flockung des Tones und damit eine stabile Bodenstruktur zu bewirken. Nimmt nachfolgend der Salzgehalt im Bodenwasser ab, so kommt es zur Dispergierung.

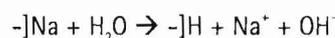
Einfluss aufweitbarer Tonminerale auf die Dispergierung

Nach BROD [1993] steigt die Dispergierung mit dem Tonmineralgehalt der Böden an, wobei Böden mit aufweitbaren Tonmineralien (z.B. Smectite, Vermiculite) besonders gefährdet sind. BRESLER et al. [1982] weisen ergänzend darauf hin, dass Vermiculite stabiler gegenüber dem Salzeinfluss sind als Smectite.

SCHACHTSCHABEL et al. [1992] beschreiben den Prozess der Dispergierung für die Smectite aufgrund des oben bereits erläuterten Ladungseffektes folgendermaßen. Bei einem mit Ca oder Mg gesättigtem Smectit lagern sich stufenweise Wasserschichten zwischen die Silicatschichten ein. Ein Na-Smectit weitet dagegen viel weiter auf und kann bei hohem Wasserangebot in seine Elementarschichten zerfallen. Dies ist darin begründet, dass die adsorbierten Na-Ionen stärker hydratisieren und weniger stark gebunden werden als adsorbierte Ca- und Mg-Ionen. Dadurch werden die anziehenden Kräfte zwischen den Silikatschichten so schwach, dass schließlich der Schichtzusammenhalt verloren geht und es zu einem Gefügezerfall kommt.

Einfluss der NaCl-Belastung auf den pH-Wert

Durch hohe Na-Gehalte im Filterboden kann es zu einer Anhebung des pH-Wertes kommen. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] führt austauschbares Natrium im Ionenbelag in Verbindung mit Wasser zu einem hydrolytischen Austausch von Na und zu einer Spaltung von H₂O (siehe nachfolgende Reaktion), da die H-Ionen an der variablen Ladung stärker gebunden werden als das Natrium. Das verbleibende OH⁻ erhöht den pH-Wert der Bodenlösung und zwar umso mehr, je mehr austauschbares Na vorliegt.



Die beschriebene pH-Erhöhung wird bei den Lysimeteruntersuchungen nach Kapitel 3 auch zu Zeiten hoher Salzbelastung insbesondere bei Lysimeter 3 und 4 festgestellt. So weisen die Abläufe beim Ereignis vom 23.03.05 pH-Werte von 8,9 - 9,4 auf. Der Prozess des Na-Austausches lässt sich somit indirekt auch über den pH-Wert Anstieg nachweisen.

Fazit:

Die Destabilisierung des Bodengefüges durch die Na-Zufuhr erfolgt durch eine Dispergierung der Tonminerale.

Enthält das Filtersubstrat auch aufweitbare Tonminerale, so ist mit einem verstärkten Prozess der Dispergierung zu rechnen.

Der Einfluss des Konzentrationseffektes auf die Dispergierung weist darauf hin, dass insbesondere der Wechsel in der Ionenkonzentration des Straßenabflusses (von hoher zu geringer Salzbelastung) zu einer Dispergierung der Tonminerale im Filtersubstrat führen kann.

Kenngrößen, ab welchem Tonmineralbestand eine Dispergierung von Filtersubstraten nicht mehr zu befürchten ist, sind nicht bekannt.

5.2 Konzentrationen im Straßenabfluss

Um für das Testverfahren nach Abschnitt 5.4 Anhaltswert für realitätsnahe Salzkonzentrationen zu erhalten, werden gemessene Chloridkonzentrationen von Messprogrammen an Straßenabflüssen ausgewertet. In Tabelle 5.1 sind dazu maximale Einzelkonzentrationen von Messprogrammen an Autobahnabflüssen zusammengestellt. Der höchste Wert liegt bei 9.300 mg/l Chlorid.

BAB		Ereignisdatum	Cl [mg/l]	N _{ges} [mm]	Messzeitraum
A81	1)	01.02.1978	1.086	15	02/78 - 09/78
A6	1)	04.03.1979	2.761	5	02/79-07/79
A4	2)	4.-5.12.1998	6.600	1,4	07/98-01/00
A59	2)	10.02.1999	9.300	N _{eff} 0,29	07/98-07/00

1) KRAUTH/KLEIN [1982]

2) LANGE et al. [2003]

Tabelle 5.1
maximale Cl-
Ereigniskonzentrationen im
Messzeitraum verschiedener
Messprogramme

Zu beachten ist bei Tabelle 5.1, dass sich die Angaben auf den entsprechenden Untersuchungszeitraum beziehen, der zwischen 5 Monaten und 2 Jahren liegt. Maximale Chloridkonzentrationen, die bei besonders hohem Tausalzeinsatz auftreten, können durch diese Kurzzeitmessung nicht erfasst werden und können daher noch über den Werten von Tabelle 5.1 liegen.

Bei Bodenfilteranlagen ist zu berücksichtigen, dass diesen ein Absetzbecken vorgeschaltet ist. Diese bergen in Bezug auf die Salzkonzentration die Gefahr, dass sich bei geringen Zuflüssen mit hohen Salzkonzentrationen im Winterhalbjahr eine Schichtung des Salzwassers einstellt, die zu einer Salzanreicherung im unteren Wasserkörper führt. Bei hohen Zuflüssen können aus diesem Bereich Wassermengen auf den Bodenfilter entlastet werden, die hohe Salzkonzentration aufweisen, die damit noch über den Werten nach Tabelle 5.1 liegen können.

5.3 Versuche zur Salzbelastbarkeit

Nachfolgend werden ausgewählte Substrate auf ihre Salzbelastbarkeit hin untersucht, um aus den Erkenntnissen ein Testverfahren ableiten zu können. Dabei werden zwei Substrate (Sand „Nr. 22“, Filtersubstrat „Augsburg“) untersucht, die aufgrund ihres Ton- und Schluffgehaltes eine innere Kolmation erwarten lassen. Bei zwei weiteren Substraten (Sand „Toppenstedt“, Sand „Heeßel“) wird keine Kolmation erwartet. Die Sieblinienkennwerte dieser Substrate sind in Tabelle 5.2 aufgeführt.

Bei den Versuchen wird das Substrat in einer Versuchssäule eingebaut und mit wechselnden Salzkonzentrationen im Zulauf belastet. Das in Abschnitt 5.4 beschriebene Testverfahren baut auf diesen Versuchen auf.

Substrat	Sand „Nr. 22“	Filtersub- strat Augsburg	Sand Top- penstedt	Sand Heeßel
d ₁₀ [mm]	0,08	0,008	0,11	0,15
d ₅₀ [mm]	0,5	0,15	0,3	0,5
Tongehalt [%]	3	4,5	0,7	0,1
Schluffgehalt [%]	5,5	20	1,8	0,8
Summe Ton- und Schluffgehalt [%]	8,5	24,5	2,5	0,9

Tabelle 5.2
Vergleich der Sieblinien-
kennwerte (kombinierte Sieb-
und Schlämmanalyse nach
DIN 18123)

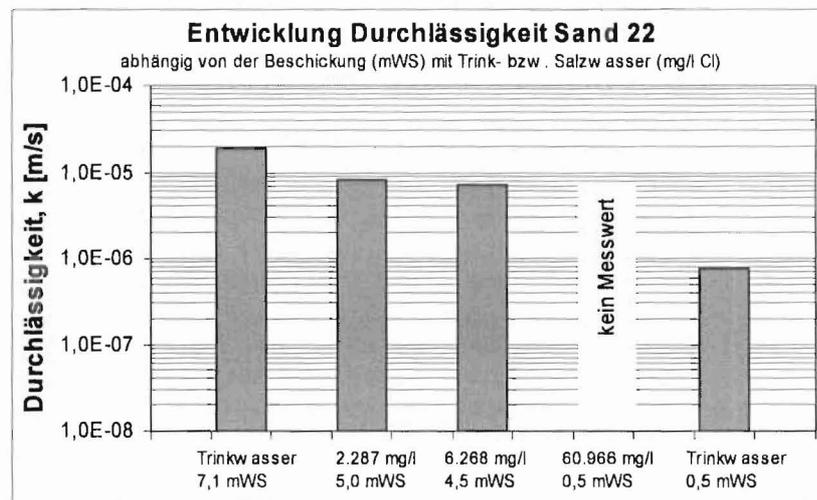
5.3.1 Sand „Nr. 22“

Sand „Nr. 22“ ist das Filtersubstrat, bei dem nach Abschnitt 3.2.4 eine Tendenz zur inneren Kolmation in den Lysimeterversuchen festgestellt wird. Das Substrat kommt aus dem Weserraum bei Coppenbrügge und wurde über die Datenbank des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenkunde aufgrund seines hohen Eisen- und Carbonatgehaltes ausgewählt (IFS [2002]).

Test 1: kontinuierlich steigenden Salzkonzentrationen

Bei dieser Testreihe wird das Substrat zunächst mit Trinkwasser belastet und anschließend die Zulaufkonzentration nach Bild 5.1 auf 60.966 mg/l Cl gesteigert. Exemplarisch sind die Versuchsprotokolle für Test 1 in Anlage 5 aufgeführt. In Bild 5.1 sind die Ergebnisse der Durchlässigkeitsbestimmung aufgeführt. Nach der Beschickung mit den beiden ersten Konzentrationsstufen der Salzbelastung liegt die Durchlässigkeit in etwa gleich bei $8 \cdot 10^{-6}$ m/s. Die ersten Beschickungen mit Trinkwasser weisen eine höhere Durchlässigkeit auf, die auf die noch nicht abgeschlossene Setzung hinweisen. Bei der 3. Konzentrationsstufe mit der einmaligen Beschickung mit 60.966 mg/l Cl wurde keine Messung der Durchlässigkeit durchgeführt, wobei beim Versuch selbst keine Veränderung der Durchlässigkeit gegenüber den Vorversuchen festgestellt wurde. Erst bei der nachfolgenden Belastung mit Trinkwasser zeigt sich das Phänomen der inneren Kolmation. Die Durchlässigkeit des Filtersubstrates nimmt durch die Tausalzbelastung um eine 10er Potenz ab. Das in Abschnitt 5.1 beschriebene Phänomen, dass es nach hohen Salzbelastungen erst bei geringeren Salzkonzentrationen im Zulaufwasser zum Effekt der Dispergierung kommt, tritt damit an diesem Versuch auf.

Bild 5.1
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Sand „Nr. 22“,
Test 1



Test 2: einmalige Salzbelastung

Bei dieser Testreihe wird das Substrat zunächst mit Trinkwasser belastet, anschließend einmalig mit einer Salzkonzentration im Zulauf beschickt und nachfolgend nochmals mit Trinkwasser belastet. Ein Versuch wird dabei mit einer Zulaufkonzentration von 7.465 mg/l Cl (Bild 5.2) und ein zweiter Versuch mit 2.360 mg/l Cl (Bild 5.3) durchgeführt.

In beiden Versuche zeigt sich das bereits oben beschriebene Phänomen, dass bei der Salzbelastung selbst keine Abnahme der Durchlässigkeit auftritt. Erst bei der nachfolgenden Trinkwasserbelastung tritt die Kolmation auf. Die Durchlässigkeit des Filtersubstrates nimmt bei beiden Versuchen auf etwa $2 \cdot 10^{-6}$ m/s ab.

Beim Versuch nach Bild 5.3 ist zu erkennen, dass die Durchlässigkeit vor Versuchsbeginn gegenüber den Versuchen nach Bild 5.1 und 5.2 geringer ist, was auf eine stärkere Verdichtung beim Einbau zurückgeführt wird.

Der Vergleich zum Test 1 zeigt, dass es auch schon bei Belastung mit einer deutlich geringeren Salzfracht bzw. -konzentration zu einer Kolmation kommt. Die Cl-Zulaufkonzentration nach Bild 5.3 liegt mit 2.360 mg/l Cl deutlich im unteren Bereich der Werte von Tabelle 5.1, die in Straßenabflüssen gemessen wurden. Kolmationserscheinungen wären somit für den Sand „Nr. 22“ beim Einsatz in großtechnischen Bodenfiltern zu erwarten, was sich schon in den Lysimeterversuchen gezeigt hat.

Weiterhin bestätigt sich auch die Erkenntnis aus Test 1, dass die Kolmation nicht direkt bei der Salzbelastung sondern erst bei der nachfolgenden Belastung mit salzarmem Wasser auftritt. Die Dispergierung der Tonminerale im Filtersubstrat setzt somit erst ein, wenn das Filtersubstrat mit Natrium beladen ist und nachfolgend Wasser mit einer geringen Salzkonzentration auf das Filtersubstrat trifft.

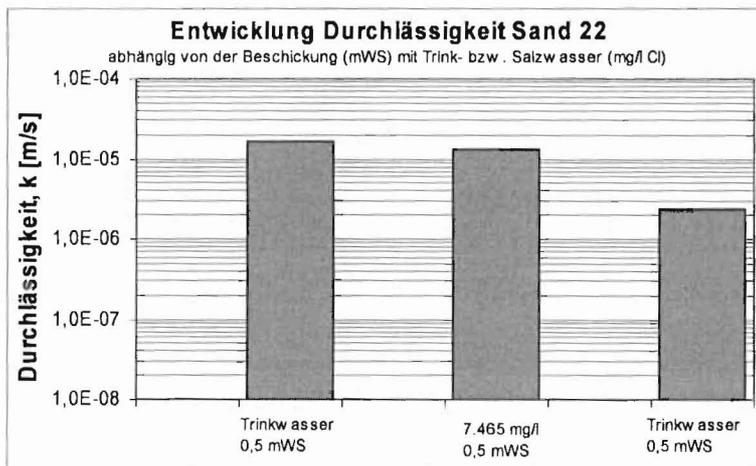


Bild 5.2
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Sand „Nr. 22“,
Test 2, 7.465 mg/l Cl

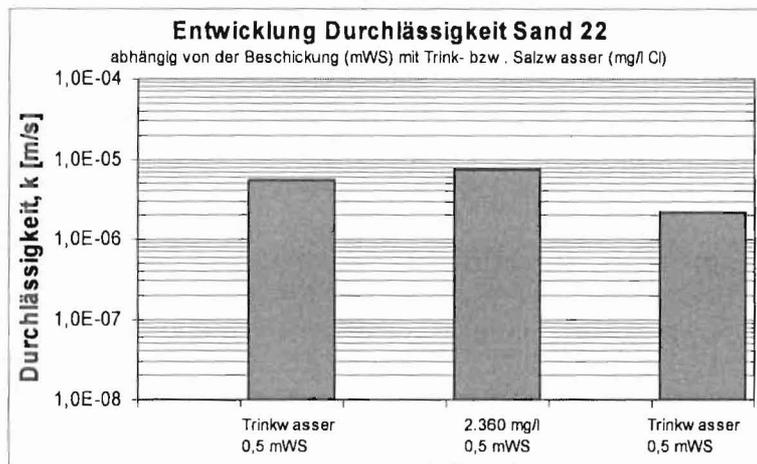


Bild 5.3
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Sand „Nr. 22“,
Test 2, 2.360 mg/l Cl

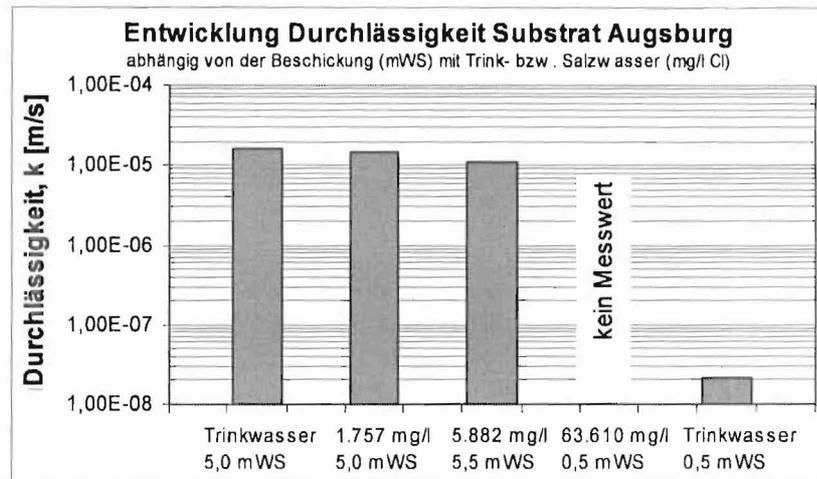
5.3.2 Filtersubstrat „Augsburg“

Das Filtersubstrat „Augsburg“ kommt von einer Forschungsanlage zur Behandlung von Straßenabflüssen in straßenparallelen Versickerungsanlagen in Augsburg (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999 u. 2001]). Es setzt sich zu gleichen Teilen aus einem Sand und einem Mutterboden zusammen. Durch den Einsatz des Mutterbodens weist dieses Filtersubstrat einen

hohen Ton- und Schluffanteil auf. An dieser Stelle sei dem Landesamt für die Überlassung der Probe gedankt.

Für das Filtersubstrat sind die Ergebnisse in Bild 5.4 dargestellt, wobei die Versuche parallel zu dem Vorgehen von Test 1 Abschnitt 5.3.1 durchgeführt werden. Auch bei diesem Filtersubstrat ist das Phänomen der inneren Kolmation durch Tausalzbelastung deutlich zu erkennen, dass sich nach der letzten Belastungsstufe bei Aufbringung des Trinkwassers zeigt. Die Abnahme der Durchlässigkeit fällt gegenüber dem Sand „Nr. 22“ noch deutlicher aus, was auf den höheren Tongehalt zurückgeführt wird.

Bild 5.4
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Substrat „Augsburg“

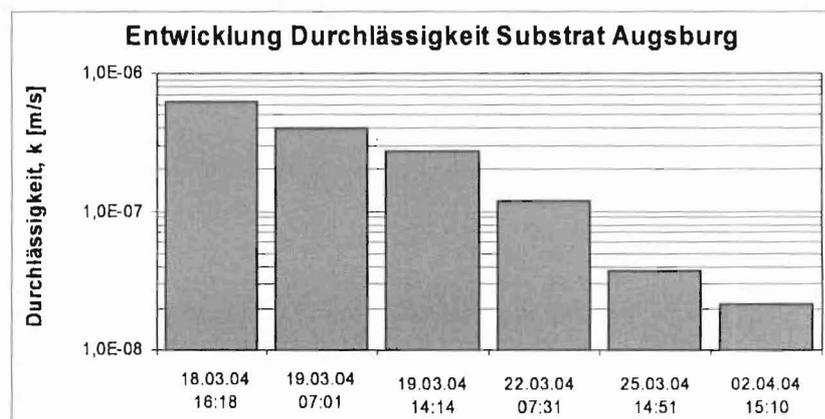


Das Verhalten des Filtersubstrates bei der letzten Beschickung mit Trinkwasser wird nach Tabelle 5.3 ausgewertet und ist in Bild 5.5 dargestellt. Der Durchlässigkeitsbeiwert liegt beim 1. Messwert zwar schon deutlich unter den sonst festgestellten Werten von knapp über $1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Der Prozess der Kolmation mit einer zunehmenden Abnahme der Durchlässigkeit lässt sich jedoch deutlich erkennen (Bild 5.5).

Tabelle 5.3
Entwicklung der Durchlässigkeit bei der letzten Belastung mit Trinkwasser

Messung Nr.	Datum	Zeit	Höhe Filterschicht [cm]	mittlerer hydraulischer Höhenunterschied, h	Durchlässigkeitsbeiwert k [m/s]
1	18. Mrz 04	16:18	53,00	98,6	6,3E-07
2	19. Mrz 04	07:01	53,00	96,9	4,0E-07
3	19. Mrz 04	14:14	53,00	96,1	2,8E-07
4	22. Mrz 04	07:31	53,00	93,7	1,2E-07
5	25. Mrz 04	14:51	53,00	92,6	3,8E-08
6	2. Apr 04	15:10	53,00	91,3	2,2E-08

Bild 5.5
Entwicklung der Durchlässigkeit bei der letzten Belastung mit Trinkwasser



5.3.3 Sand „Toppenstedt“ und „HeeBel“

Die Lage der Sandgruben für den Sand „Toppenstedt“ und „HeeBel“ werden aus der Datenbank des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenkunde (NLFB) ausgewählt (wie für Sand „Nr. 22“). Der Sand „Toppenstedt“ kommt aus der Sandgrube (Koordinaten 3574110 / 5906920) mit der NLFB-Probennummer 1561, Inhaber Kieswerk Lüchens, 21441 Garstedt. Der Sand „HeeBel“ stammt aus der Sandgrube HeeBel (Koordinaten 3564920 / 5812120), NLFB-Probennummer 2251, Inhaber Firma Readymix, Kies & BEton, 39116 Magdeburg. Es handelt sich um eine gesiebte und gewaschene Probe.

Das Kriterium für die Auswahl der Sande ist ein möglichst hoher Eisenoxidgehalt, der nach den Literaturangaben und den Voruntersuchungen (IFS [2002]) ein gutes Reinigungsvermögen gegenüber gelösten Schwermetallen erwarten lässt. Weiterhin sollen die Sande einen deutlich geringeren Feinkornanteil aufweisen als Sand „Nr. 22“, was nach Tabelle 5.2 der Fall ist.

Die beiden Sandproben werden analysiert und nach Tabelle 5.4 mit den Werten für Sand „Nr. 22“ und dem Quarzsand (siehe Lysimeterversuche) verglichen. Sie weisen für die untersuchten Oxide höhere Konzentrationen als der Quarzsand auf. Gegenüber Sand „Nr. 22“ liegen die Konzentrationen jedoch teilweise geringer.

		Quarzsand (Nr. 13)	Sand („Nr. 22“)	Sand "Toppenstedt"	Sand "HeeBel"
CaCO ₃	[%]	0,00	13,92	nb	nb
Fe _o	[mg/kg]	79	123	264	230
Fe _d	[mg/kg]	145	3.784	1.150	150
Fe _{gesamt} ¹⁾	[mg/kg]	2.008	20.730	12.450	6.896
Al _o	[mg/kg]	22	73	428	41
Al _d	[mg/kg]	20	178	559	27
Al _{gesamt} ¹⁾	[mg/kg]	11.440	25.130	31.080	28.210
Mn _o	[mg/kg]	4	191	37	8
Mn _d	[mg/kg]	4	161	38	5
Mn _{gesamt} ¹⁾	[mg/kg]	48	555	276	136
KAK _{pot}	[cmol _c / kg]	0,31	4,24	1,71	1,39

1) RFA-Analyse

Tabelle 5.4
Vergleich der Kennwerte für
die Sande Toppenstedt und
HeeBel mit den Sanden Nr. 13
und Nr. 22 der Lysimeterun-
tersuchungen

Die Versuche zur Salzbelastbarkeit werden nach dem Vorgehen nach Abschnitt 5.3.1 Test 1 durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Bild 5.6 und 5.7 dargestellt. Eine Abnahme der Durchlässigkeit nach der letzten Belastungsstufe bei Aufbringung des Trinkwassers ist nicht zu erkennen. Der Effekt der inneren Kolmation tritt bei diesen Sanden somit nicht auf, was aufgrund des geringen Tongehaltes auch nicht erwartet wurde.

Bild 5.6
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Sand „Toppenstedt“

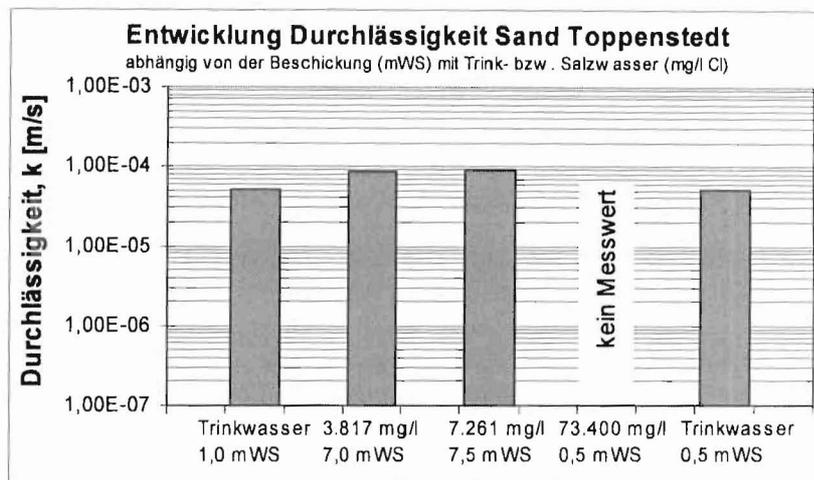
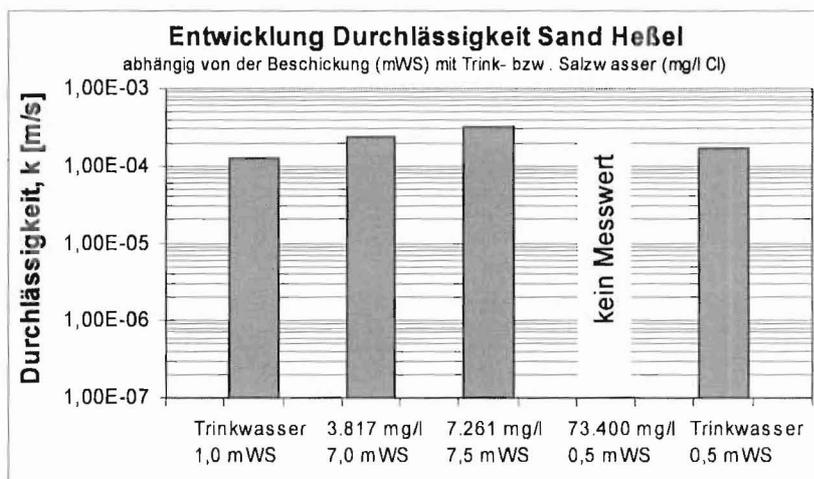


Bild 5.7
Ergebnisse Salzbelastbarkeit für Sand Heßel



5.4 Testverfahren für Filtersubstrate zur Salzbelastbarkeit

Da verlässliche Kenngrößen für Filtersubstrate zur Abschätzung einer Kolmationsgefahr durch Salzeinfluss fehlen, wird aufbauend auf den Versuchen von Abschnitt 5.3 ein Testverfahren zur Prüfung von Filtersubstraten gegenüber Salzbelastung vorgeschlagen, bei dem die Proben in einer Versuchssäule mit unterschiedlichen Salzkonzentrationen belastet werden.

Versuchsaufbau

In einer Versuchssäule (PVC-Rohr, DN 100) wird über einem filterstabil aufgebauten Kiesbett (1. Schicht 10 cm Kies 8/16, 2. Schicht 10 cm Kies 2/8) das zu untersuchende Filtersubstrat mit einer Mächtigkeit von 50 cm aufgebracht. Der Ablauf ist mit einem Drehhahn versehen, der eine Drosselung des Abflusses während der Beschickung mit Salzwasser auf eine Drosselabflussspende von $0,02 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ (entsprechend $2,3 \text{ l/h}$) ermöglicht. Die Drosselabflussspende ist nach Merkblatt DWA-M 178 für Retentionsbodenfilter gewählt.

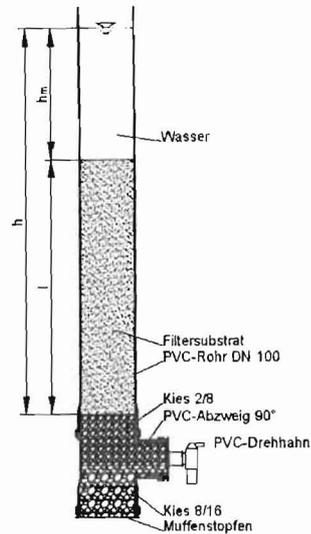


Bild 5.8
Versuchsaufbau

Versuchsdurchführung

Das Substrat wird nach Tabelle 5.5 abwechselnd mit Trinkwasser bzw. mit salzhaltigem Wasser belastet, um eine ggf. auftretende Dispergierung durch den Wechsel der Ionenkonzentration im Zulaufwasser zu ermitteln.

Die ersten beiden Beschickungen erfolgen mit Trinkwasser, um die Durchlässigkeit und das Verhalten des Substrates ohne Salzbelastung (bzw. mit der natürlichen Konzentration des Trinkwassers) zu untersuchen.

Pro Beschickung wird eine Wassersäule von 50 cm aufgebracht. Das Aufbringen des Beschickungswassers muss so erfolgen, dass die Filteroberfläche nicht verschlämmt.

Die Setzung des Substrates wird über eine Vierpunktmessung zu Beginn jeder Beschickung ermittelt. Damit kann eine durch die Setzung des Substrates bedingte Abnahme der Durchlässigkeit erkannt werden.

Während der Salzbelastungen wird der Abfluss auf den eingangs genannten Wert gedrosselt. Die Beschickungen mit Trinkwasser, bei denen die Durchlässigkeit bestimmt wird, erfolgen ohne Drosselung.

Die Durchlässigkeit des Filtersubstrates wird bei jeder Belastung mit Trinkwasser ermittelt. Dabei erfolgt eine Beschickung mit insgesamt 50 cm Wassersäule. Die Infiltration der ersten 40 cm Wassersäule dient der Vorsättigung. Die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes erfolgt in Anlehnung an DIN 18130 nach dem Fließgesetz von DARCY nach folgender Formel:

$$k = \frac{v}{i} = \frac{v}{h} \cdot l$$

mit	$h = l + h_m$
k	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
v	Filtergeschwindigkeit [m/s]
i	hydraulische Gefälle [-]
h	hydraulische Höhenunterschied [cm]
l	Höhe der Filterschicht [cm]
h_m	mittlerer Wasserstand über der Filteroberkante [cm]

Tabelle 5.5
Versuchsablauf

Schritt	Anzahl Beschickungen [Stck]	Beschickungs- höhe je Versuch [cm]	Summe	
			Beschickungs- höhe [cm]	Chlorid- konzentration [mg/l]
1	2	50	100	Trinkwasser
2	1	50	50	2.000
3	1	50	50	Trinkwasser
4	1	50	50	6.000
5	1	50	50	Trinkwasser
6	1	50	50	60.000
7	1	50	50	Trinkwasser

Für die Salzbelastungen wird dem Beschickungswasser eine entsprechende Menge an Tausalz zugegeben. Dabei ist Tausalz zu verwenden, dass von der Straßenbauverwaltung im Winterbetrieb eingesetzt wird. Für die Versuche nach Abschnitt 5.3 wird Tausalz der Firma ESCO eingesetzt, dass von der Autobahnmeisterei Kaltenweide (BAB A 352) verwendet wird. Nach den Produktinformationen weist das Salz etwa 98,5 % Natriumchlorid auf.

Tabelle 5.7
Beschaffenheit Auftausalz

Produkt Information		 ESCO european salt company	
esco Auftausalz			
Version: 1.1		Seite: 1 / 1	
		Druckdatum: 17.02.2003	
CAS-Nr.:	7847-14-5	EINECS-Nr.:	231-598-3
Beschaffenheit:	weiß, vereinzelt mit grau-schwarzen Nebenmineralen		
Chemische Zusammensetzung:		Typisch	Methoden
• Natriumchlorid		98,5 %	ASTM 634-98
• Ca + Mg		0,3 %	ISO 2482
• Sulfat		0,7 %	ISO 2480
• Anhaftende Feuchte		0,3 %	ISO 2483
• H ₂ O-unlösliches		0,15 %	ISO 2479
Korngrößenverteilung:		Typisch	Methoden
• < 5,0 mm		100 - 2 %	EN 1235
• < 3,15 mm		95 ± 2 %	EN 1235
• < 1,60 mm		55 ± 15 %	EN 1235
• < 0,80 mm		25 ± 15 %	EN 1235
• < 0,16 mm		5 ± 2 %	EN 1235
Physikalische Eigenschaften:			Methoden
• Schüttdichte	1.050 - 1.250 kg/m ³		EN 1238
• pH-Wert	5 - 10		
Präparierung:			
• Trennmittel E 535		60 - 100 mg/kg	ESPA/CN-111-98
• berechnet als Na ₄ [Fe(CN) ₆] wfr.			
Lieferformen:			
• 1. lose			
• Im Silo- oder Kipp-LKW, per Bahn in Td-Waggons			

5.5 Fazit und Folgerungen

Durch die Versuche zur Salzbelastbarkeit ist die bei Sand „Nr. 22“ (Ton- und Schluffgehalt 8,5 %) in den Lysimeterversuchen festgestellte innere Kolmationstendenz reproduzierbar. Damit bestätigt sich die Vermutung aus dem 1. Untersuchungszeitraum, dass die durch den Winterbetrieb der Straße hervorgerufene Salzbelastung im Zulauf zur Lysimeteranlage zu einer Destabilisierung des Bodengefüges und damit zur inneren Kolmation des Substrates geführt hat.

Auch das Sand-Mutterbodengemisch (Filtersubstrat „Augsburg“) zeigt in den Versuchen eine innere Kolmation, was aufgrund des hohen Ton- und Schluffgehalts von 24,5 % erwartet wurde. Die beiden untersuchten Sande „Toppenstedt“ bzw. „HeBel“ zeigen hingegen keine Kolmation, was auf den geringen Ton- und Schluffgehalt von 2,5 bzw. 0,9 % zurückgeführt wird.

Damit bestätigen die Versuche an den hier untersuchten Substraten die empfohlene Obergrenze des Ton- und Schluffgehalts von 5 %, die in Merkblatt

DWA-M 178 für Filtersubstrate zum Einsatz in Bodenfiltern zur Straßenentwässerung angegeben wird.

Allerdings kann mit den jetzigen Versuchen nicht belegt werden, ob die empfohlene Obergrenze nach Merkblatt DWA-M 178 eine ausreichende Bedingung darstellt, um eine Kolmation von Filtersubstraten infolge Salzbelastung zu vermeiden. Möglicherweise kann es bei Filtersubstraten mit aufweitbaren Tonmineralen schon eher zu einer Destabilisierung des Bodengefüges kommen.

Ob es bei einer Destabilisierung tatsächlich zu einer inneren Kolmation kommt oder ob die Tonminerale aus dem Filtersubstrat durch die Strömung ausgetragen werden (innere Suffosion), hängt nach BUSCH et al. [1993] von der Feststoffmatrix (tragendes Feststoffskelett) bzw. dem vorhandenen Porenraum und damit vom jeweiligen Filtersubstrat ab. Die Lysimeteruntersuchungen nach Abschnitt 3 zeigen, dass es infolge Salzbelastung auch zu einer Destabilisierung des Bodengefüges mit nachfolgendem Austrag von Feststoffen und Verringerung der Durchlässigkeit kommen kann, ohne dass das Filtersubstrat vollständig kolmatiert.

Zur Beurteilung der Eignung von Filtersubstraten sollte unter dem Gesichtspunkt der Salzbelastbarkeit zunächst immer der Ton- und Schluffgehalt mit einer kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse nach DIN 18123 erfolgen. Bei dieser Analyse wird ein Dispergierungsmittel (Natriumpyrophosphat) zugegeben, um eine Koagulation der Feinsteilchen zu vermeiden, so dass der Ton- und Schluffgehalt feststellbar ist. Eine reine Trockensiebung ist dazu nicht ausreichend, da bei einer Aggregation der Ton- und Schluffpartikel der Ton- und Schluffgehalt durch die Siebung nicht erkannt werden würde.

Allerdings ist beim Ton- und Schluffgehalt zu berücksichtigen, dass sich dieser auf die Korngrößenbeurteilung der DIN 4022 bezieht (vgl. Abschnitt 3.2.5). Ein hoher Tongehalt lässt nicht zwangsweise auf einen hohen Bestand an Tonmineralen im mineralogischen Sinne schließen, wie die Filtersubstrate vulkanischen Ursprungs aus den Lysimeteruntersuchungen zeigen. Substrate mit einem hohen Ton- und Schluffgehalt nach DIN 4022 müssen daher nicht zwangsweise eine geringe Salzbelastbarkeit aufweisen.

Wird ein Ton- und Schluffgehalt von z.B. > 2,5 % festgestellt, bei dem Unsicherheiten bestehen, ob das Substrat eine ausreichende Salzbelastbarkeit aufweist, so sollte das Testverfahren nach Abschnitt 5.4 durchgeführt werden. Führen die Versuche zu keiner Kolmation, ist nach jetzigem Wissenstand eine ausreichende Salzbelastbarkeit gegeben.

Im Zusammenhang mit der Salzbelastbarkeit von Filtersubstraten ist noch auf folgende Hinweise bzw. Empfehlungen in den Regelwerken hinzuweisen:

Im **Merkblatt DWA-M 153** werden Filteranlagen zur Behandlung von Regenabflüssen mit einer 20 cm mächtigen Oberbodenschicht beschrieben, denen die größte Reinigungsleistung zugewiesen wird. In der **RAS-Ew** wird für Retentionsbodenfilter eine 20 cm mächtige Oberbodenschicht über dem Filtersubstrat empfohlen.

Da Oberbodenschichten hohe Gehalte an Ton- und Schluff aufweisen können, wird der Einsatz von Oberbodenschichten ohne weitere Qualitätsangaben aus betrieblichen Gründen wegen der Gefahr der inneren Kolmation im Bereich von Retentionsbodenfiltern zur Straßenwasserbehandlung nicht empfohlen. Die Beschränkung des Ton- und Schluffgehaltes, wie es das Merkblatt DWA-M 178 vorsieht, wird als notwendig erachtet.

Ein hoher Ton- und Schluffgehalt kann zudem zur Bildung von Makroporen im Boden führen, durch die das Wasser schnell ohne ausreichende Verweilzeit versickert.

Einfluss der Salzlösung auf die Mobilität von Schwermetallen

Neben der Auswirkung auf die Destabilisierung des Bodengefüges kann es durch die Salzbelastung zu einem weiteren Effekt kommen. BAUSKE [1994] weist in Labor- und Felduntersuchungen nach, dass es durch erhöhte Salzkonzentrationen zu einer verstärkten Mobilisierung von Cadmium und teilweise auch von Zink kommt. Die von BAUSKE festgestellte Zinkerhöhung im Sickerwasser von Straßenrandböden erfolgte bei Chloridkonzentrationen von etwa 250 – 3.500 mg/l bzw. einer Leitfähigkeit von 1.000 – 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ob das von BAUSKE geschilderte Phänomen auch bei den Lysimeterversuchen nach Kapitel 3 aufgetreten ist, kann mit den erfassten Daten nicht nachgewiesen werden. Die vollständig beprobten Ereignisse wurden bei deutlich geringeren Chloridkonzentrationen von unter 100 mg/l bzw. einer Leitfähigkeit von unter 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durchgeführt.

6 Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen von Regenwasserbehandlungsanlagen

Ist eine Behandlung von Straßenabflüssen vor der Einleitung in Oberflächengewässer erforderlich, so werden dabei üblicherweise Absetzbecken bzw. seit einiger Zeit auch Retentionsbodenfilteranlagen eingesetzt.

Nachfolgend werden für eine Kosten-Wirksamkeitsbetrachtung Faktoren zusammengestellt, die bei der Auswahl der Behandlungsanlage u.a. berücksichtigt werden sollten.

6.1 Behandlungsziel

Straßenabflüsse haben bei der Einleitung in Oberflächengewässer unterschiedliche Auswirkungen, die in einer Übersicht in Anlage 6 zusammengestellt sind. Aus immissionsorientierter Sicht lassen sich daraus Hinweise für das Behandlungsziel ableiten. Die wesentlichen Punkte werden wie folgt zusammengefasst:

- Nach bisherigem Kenntnisstand geht von Straßenabflüssen in der Regel keine kurzzeitige Wirkung durch akute Toxizität (z.B. Ammoniak) oder kritische Sauerstoffkonzentrationen in oberirdischen Gewässern aus. Somit werden die Behandlungsanlagen i.d.R. nicht zur Reduzierung der kurzzeitigen Wirkung eingesetzt.
- Über die Wirkung einer lang andauernden oder häufigen Einleitung subletaler Konzentrationen von Straßenabflüssen ist bislang wenig bekannt. Für Schwermetalle (Kupfer) liegen Hinweise vor, die auf toxische Wirkungen auf Gewässerorganismen hindeuten. Der Kenntnisstand ist bislang jedoch nicht ausreichend genug, um Behandlungsziele abzuleiten.
- Über die Langzeitwirkungen infolge der Akkumulation eingeleiteter Stofffrachten liegen umfangreiche Untersuchungen vor. Insbesondere partikuläre und partikulär gebundene Stoffe und Schwermetalle tragen nennenswert zur Gewässerbelastung bei. Die Einleitungen über Straßenabflüsse stellen dabei eine Quelle für diese Gewässerbelastungen dar. Das Ziel von Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse wird i.d.R. daher die Frachtreduzierung der genannten Stoffe sein.
- In gestauten und staugeregelten Gewässern kann zudem der Eintrag von Nährstoffen durch Straßenabflüsse in Bezug auf die Eutrophierung relevant sein. In solchen Fällen wird üblicherweise der Rückhalt von Phosphat als Behandlungsziel definiert sein.

Neben der stofflichen Belastung kann es durch Straßenabflüsse bei der Einleitung in Oberflächengewässer auch zu einer hydraulischen Belastung kommen. Aus immissionsorientierter Sicht können somit auch Vorgaben für eine gedroselte Ableitung (Retention) der Straßenabflüsse erforderlich werden. Auf dieses Themenfeld soll an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden. Hinweise für eine immissionsorientierter Bewertung können Merkblatt BWK-M 3 entnommen werden.

Ist neben einer Behandlungsanlage eine zusätzliche Retention erforderlich, so können die Anlagen ggf. kombiniert ausgeführt werden.

6.2 Reinigungsmechanismen

Die Behandlungsanlagen zur Straßenentwässerung weisen unterschiedliche Reinigungsmechanismen auf:

Absetzbecken (dazu gehören auch Abscheideanlagen nach RiStWag und Regenklärbecken mit Dauerstau):

- Sedimentation partikulärer u. partikelgebundener Stoffe
- Abscheidung von Leichtflüssigkeiten

Retentionsbodenfilteranlagen:

Vorstufe

- Sedimentation partikulärer u. partikelgebundener Stoffe
- Abscheidung von Leichtflüssigkeiten

Retentionsbodenfilter

- Filtration partikulärer u. partikelgebundener Stoffe im Filtersubstrat
- Sorption gelöster Stoffe
- biochemische Umwandlung

6.3 Reinigungsleistung

Nachfolgend wird der Kenntnisstand zur Reinigungsleistung von Absetzbecken und Retentionsbodenfiltern zusammengestellt.

Absetzbecken

In Messprogrammen wurde die Reinigungsleistung von unterschiedlichen Absetzbecken nach Tabelle 6.1 ermittelt.

Tabelle 6.1
Vergleich der Wirkungsgrade
von Absetzbecken (ergänzt
nach KASTING, 2003)

Untersuchungsgebiet	A 59 Maarhäuser Weg ¹⁾	B 33/34 Singen	A 4 Westthover Weg	A81 Pleidels- heim	A6 Obereises- heim	A8/B10 Ulm West	A8/B10 Ulm West RRB mit Dauerstau
Literaturquelle	LANGE et al. [2003]	KRAUTH/ STOTZ [1993]	LANGE et al. [2003]	KRAUTH/ KLEIN [1982]	KRAUTH/ KLEIN [1982]	KRAUTH/ KLEIN [1981]	KRAUTH/ KLEIN [1981]
	Wirkungsgrad Konzentration [%]						
AFS	82	7,7	13	85	50	45	54
CSB	72	19,3	37	63	26	18	39
P ges	k.A.	k.A.	k.A.	32	9	3	12
NH ₄ -N	(-37)	k.A.	(-48)	36	16	10	(-72)
Eisen	k.A.	68,8	k.A.	74	45	24	38
Blei	67	27,6	29	79	39	33	52
Cadmium	(>33) ^{2) 3)}	27	(11) ²⁾	63	28	14	60
Chrom	k.A.	35,5	k.A.	66	33	(-60)	7
Kupfer	77	40,7	7	73	26	(-13)	17
Zink	84	47,1	23	50	37	24	29
MKW (H18)	> 72 ³⁾	k.A.	35	80 ⁴⁾	29 ⁴⁾	17 ⁴⁾	33 ⁴⁾
PAK (US-EPA)	96	k.A.	39	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

¹⁾ angegeben ist der Frachtwirkungsgrad, der dem Konzentrationswirkungsgrad in etwa entspricht

²⁾ Nachweisgrenze im Zu- und Ablauf ist bei den gemessenen Ereignissen häufig unterschritten. Angegeben ist der Median der Ereignisse, bei denen die Zulaufkonzentration über der Nachweisgrenze liegt.

³⁾ Da die Ablaufkonzentration häufig unter der Nachweisgrenze liegt und für die Berechnung des Wirkungsgrades die Nachweisgrenze angesetzt wird, stellt der angegebene Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung für die untersuchten Ereignisse dar.

⁴⁾ angegeben als Mineralöl

Die Becken unterscheiden sich hinsichtlich Bauart, Dimensionen, Anlagenkonfiguration und Einzugsgebiet, weshalb die Vergleichbarkeit der Daten eingeschränkt ist (siehe Anlage 7). Die Angabe von mittleren Wirkungsgraden für eine einzelne Kategorie „Absetzbecken“ ist daher nicht möglich.

In Untersuchungen zur Optimierung von Absetzbecken (IFS [2005]) wird gezeigt, dass die übliche Zulaufgestaltung von Absetzbecken zu einer ungünstigen hydraulischen Belastung der Becken führt, die zu einer Remobilisierung bereits abgelagerter Sedimente führen kann. Untersuchungen über die Reinigungsleistung optimierter Absetzbecken fehlen derzeit jedoch, so dass eine Bewertung dieser Anlagen nicht möglich ist. Hier ist somit Forschungsbedarf gegeben.

Der Kenntnisstand zur Reinigungsleistung der Absetzbecken wird daher folgendermaßen zusammengefasst:

- **stark belastete Absetzanlagen:** Absetzbecken mit der bislang üblichen ungünstigen Zulaufgestaltung und einer hohen hydraulischen Belastung, die dem Bemessungswert der RiStWag entspricht (z.B. Becken Westthover Weg), weisen nur eine geringe Reinigungsleistung auf.
- **schwach belastete Absetzanlagen:** Absetzbecken mit einer schwachen hydraulischen Belastung, bei der die Aufenthaltszeit nicht durch die maximale Oberflächenbeschickung eines Ereignisses, sondern durch die zeitliche Abfolge zu den nachfolgenden Regenereignissen bestimmt wird (Becken Maarhäuser Weg und Pleidelsheim), weisen eine hohe Reinigungsleistung gegenüber sedimentierbaren Stoffen auf. Der Rückhalt gegenüber Ammonium und Phosphat ist jedoch gering.

Retentionsbodenfilter

Über die Reinigungsleistung von großtechnischen Retentionsbodenfilteranlagen zur Straßenwasserbehandlung liegen bislang noch keine Untersuchungsergebnisse vor. Hier ist Forschungsbedarf gegeben.

Zur Bewertung der Reinigungsleistung dieser Anlagen werden daher die Erkenntnisse aus den Lysimeterversuchen nach Abschnitt 3.4 herangezogen.

Eine weitere Untersuchung einer halbertechnischen Filteranlage liegt vom BAYERISCHEN LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [2004] vor. Dort wird ein

Sandfilter aus Sand 0/4 mit einer Mächtigkeit von 0,6 m ohne Begrünung untersucht, der mit Abflüssen der Derchinger Straße bei Augsburg über 1 Jahr beschickt wird. Die Versuchsanlage weist für Bodenfilteranlagen aber eine relativ geringe hydraulische Belastung auf (angeschlossenes Flächenverhältnis $A_{red} : A_{sicker} = 8$) und der Abfluss der Anlage ist nicht gedrosselt. Ein strenger Vergleich mit den Ergebnissen der Lysimeteruntersuchungen ist somit nicht möglich. Die festgestellte Reinigungsleistung von AFS 97 %, Blei 93 %, Kupfer 89 % und Zink 95 % bestätigen aber die Ergebnisse der jetzigen Untersuchung, wobei die Reinigungsleistung für Blei deutlich höher ist.

Reinigungsleistung der Behandlungsanlagen

In Tabelle 6.2 ist die Reinigungsleistung der Behandlungsanlagen nach derzeitigem Kenntnisstand zusammengestellt. Aufgrund des eingeschränkten Datenbestandes wird aufgrund der unterschiedlichen Reinigungsmechanismen zwischen partikulären und gelösten Stoffen unterschieden.

Bei den bislang untersuchten gelösten Stoffen stellt Chlorid eine Ausnahme dar. Chlorid kann weder mit einer Absetzanlage noch mit einem Retentionsbodenfilter zurückgehalten werden.

	stark belastete Absetzanlage	schwach belastete Absetzanlage	Retentionsbodenfilter
partikuläre Stoffe	gering	hoch	hoch
gelöste Stoffe ²⁾	keine ¹⁾	keine ¹⁾	mittel - hoch

¹⁾ Bei langen Aufenthaltszeiten kann es durch Adsorptionsprozesse am eingetragenen Sediment auch zu einer Reduktion von gelösten Stoffen kommen

²⁾ ohne Chlorid

Tabelle 6.2
Reinigungsleistung zentraler
Behandlungsanlagen von
Straßenabflüssen

6.4 Baukosten

Für die Behandlungsanlagen werden für ein Beispielgebiet die Baukosten gegenübergestellt. Da für die vergleichende Bewertung der Kosten von wasserwirtschaftlichen Anlagen nach LAWA [2005] der Untersuchungszeitraum und damit die durchschnittliche Nutzungsdauer einen wesentlichen Einfluss hat, wird dieser Faktor berücksichtigt.

Nachfolgend werden zunächst die Annahmen für die Kostenarten und die Einheitspreise aufgeführt. Für eine Einzugsgebietsfläche von 5 ha werden dann die Dimensionen und die Baukosten ermittelt.

6.4.1 Kostenarten

Bei den Kostenarten wird nach LAWA [2005] zwischen einmaligen Kosten (Investitionskosten) und laufenden Kosten unterscheiden.

Zu den Investitionskosten gehören neben den Baukosten u.a. auch Kosten für Grunderwerb und Ingenieurleistungen. Zu den laufenden Kosten gehören Betriebskosten durch Wartung und Instandhaltung (Personal- und Sachkosten) und Energiekosten. Es werden folgende Vereinfachungen getroffen:

Investitionskosten: Es werden nur Baukosten berücksichtigt. Kosten für Grunderwerb und Ingenieurleistungen bleiben unberücksichtigt.

Laufende Kosten: Ein wesentlicher Kostenfaktor für die laufenden Kosten bei Sedimentationsbecken ist die Räumung und Entsorgung der Sedimente. Da auch einer Retentionsbodenfilteranlage eine Sedimentationsstufe vorgeschaltet ist, fallen bei allen untersuchten Anlagen Sedimente an. Die Räumungsintervalle hängen stark vom örtlichen Sedimentanfall, den

Dimensionen des Sedimentsammelraums und den entsprechenden Vorgaben ab, zu welchem Zeitpunkt eine Räumung der Sedimente erforderlich ist. In der Praxis fehlen teilweise jedoch Vorgaben zu Räumungsintervallen. Insgesamt wird für die untersuchten Anlagen vereinfachend von gleichen laufenden Kosten für die Sedimenträumung ausgegangen. Diese Kosten werden für die Kostengegenüberstellung nicht berücksichtigt.

Die Betriebskosten für die regelmäßigen Inspektionen der Beckenanlagen werden vereinfachend ebenfalls als gleich angesetzt und nicht berücksichtigt. Wird bei Retentionsbodenfilteranlagen im Bereich des Ablaufs Mess-, Steuer- und Regeltechnik eingesetzt, wie es das Merkblatt DWA-M 178 empfiehlt, so wird das Kontrollintervall wahrscheinlich kürzer und die Betriebskosten werden höher als bei den Sedimentationsanlagen sein. Bislang liegen dazu aber noch wenige Erfahrungen vor, da Bodenfilteranlagen zur Straßenentwässerung häufig ohne MSR-Technik ausgerüstet sind.

6.4.2 Baukosten (Einheitspreise)

Die Baukosten für die einzelnen Behandlungsanlagen hängen neben den Anlagendimensionen wesentlich von den örtlichen Verhältnissen ab. Nachfolgend werden aus der Literatur spezifische Kosten für die Anlagen zusammengestellt. Zu höheren Kosten kann es u.a. durch folgende Faktoren kommen:

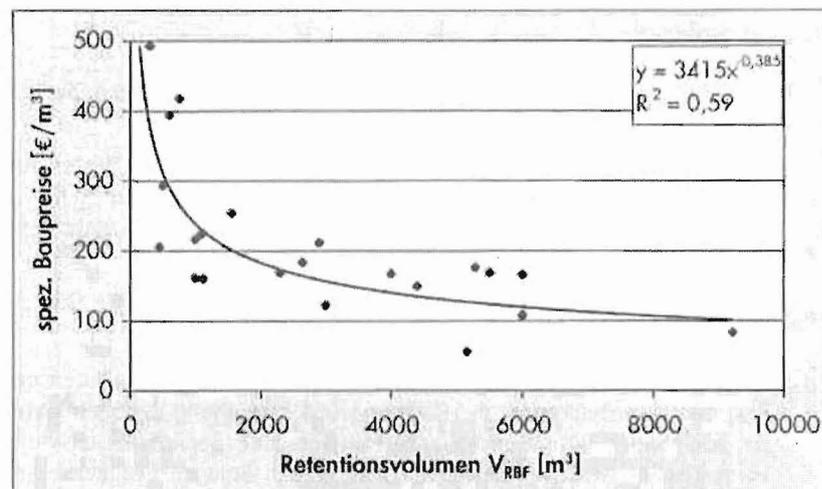
- schwierige Gründungsverhältnisse (nicht tragfähiger Boden, schwerer Fels)
- aufwendige Wasserhaltung
- tief gelegener Zulauf zur Beckenanlage (Zufluss zur Anlage muss gepumpt werden bzw. Beckenanlage schneidet tief in das Gelände ein und der Ablauf wird ggf. gepumpt)
- aufwendiger Verbau
- Verlegung von Versorgungsleistung bzw. Kanälen

Liegen hingegen einfachere Randbedingungen vor, kann es auch zu geringeren Baukosten kommen.

Retentionsbodenfilter:

Für Retentionsbodenfilter sind in MUNLV [2003] nach Bild 6.1 netto Baupreise (ohne Ingenieurleistungen) angegeben, die auf das Jahr 2000 normiert wurden. Zu berücksichtigen ist dabei, dass sich die Preise auf Retentionsbodenfilter ohne Vorstufe beziehen.

Bild 6.1
Spezifische Baupreise für
Retentionsbodenfilter
abhängig vom Retentions-
volumen (Stand 2000,
Nettopreise) MUNLV (2003)



Absetzbecken:

Für Absetzbecken sind in IFAH [2003] nach Bild 6.2 netto Baupreise (inklusive Ingenieurleistungen) angegeben, die auf das Jahr 2003 normiert sind. Die Preisentwicklung hat nach den Angaben des Statistischen Bundesamtes gegenüber dem Preisstand von 2000 praktisch stagniert (IFAH 2003), so dass die Angaben mit den Preisen für die Retentionsbodenfilter vergleichbar sind. Da jedoch Ingenieurleistungen in den Preisen enthalten sind, werden die Angaben pauschal um 10 % für Ingenieurleistungen reduziert.

Die Kosten sind für Regenüberlaufbecken in Stahlbetonbauweise und für Regenrückhaltebecken in Erdbauweise zusammengestellt. Für Regenklärbecken müssen nach IFAH die Kosten um 20 % für das entfallende Trennbauwerk und den geringeren Ausrüstungsaufwand abgemindert werden.

Für Absetzbecken in Erdbauweise werden die Kosten für die Regenrückhaltebecken zuzüglich eines Zuschlags für die Sohldichtung und Pflasterung des Sohlbereichs angesetzt. Der Zuschlag wird nach SCHLÜTER/BARTZ [2004], die Leistungsverzeichnissen von Regenbecken an Autobahnen ausgewertet haben, mit 40 EUR/m² Beckenfläche angesetzt.

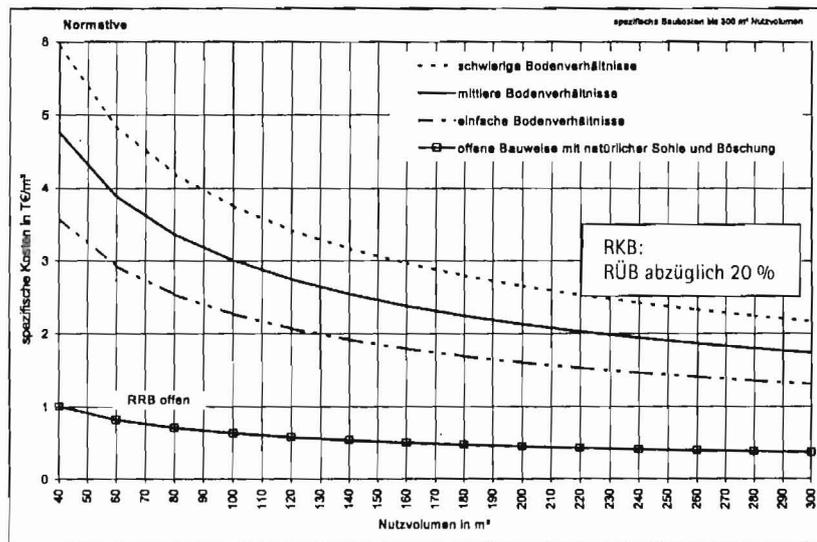
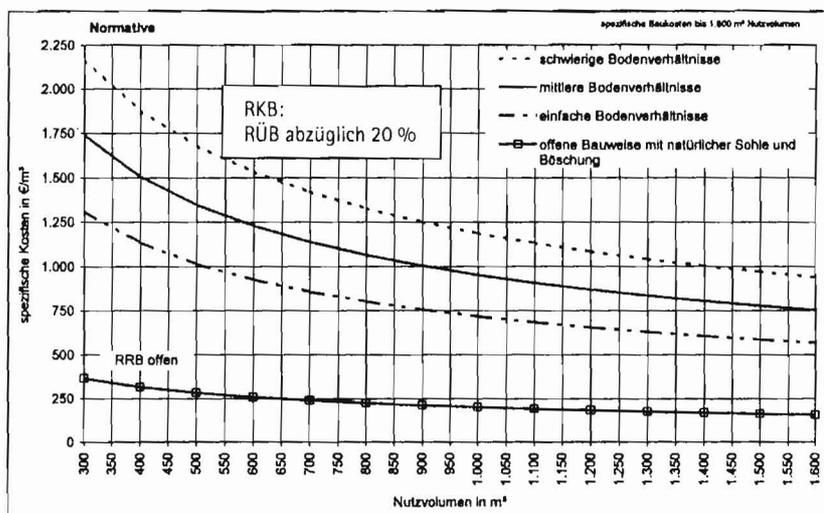


Bild 6.2
Spezifische Baupreise für
Stahlbeton-RÜB oder
offene RRB, ergänzt nach
IFAH, 2003



Nachfolgend wird geprüft, ob die unterschiedlichen Quellen für die Kostangaben für Absetzbecken und Retentionsbodenfilter plausibel sind. Dazu werden

für den Retentionsbodenfilter die spezifischen Kosten sowohl über die Angaben nach MUNLV als auch über die Angaben nach IFAH (vereinfacht für Regenrückhaltebecken zuzüglich eines Zuschlags für zusätzlichen Bodenaushub und Filteraufbau) verglichen. Für einen Retentionsbodenfilter nach Abschnitt 6.4.3 mit 470 m^3 Retentionsvolumen ist nach MUNLV (Bild 6.1) mit spezifischen Kosten von 320 EUR/m^3 zu rechnen. Nach IFAH ergeben sich nach Bild 6.2 für eine RRB mit gleichem Volumen von 470 m^3 spezifische Kosten von 250 EUR/m^3 (= 278 EUR/m^3 abzüglich 10 % Ingenieurleistungen). Nach SCHLÜTER/BARTZ [2004] ist für den zusätzlichen Bodenaushub und den Filteraufbau mit 75 EUR/m^2 Filterfläche zu rechnen. Bei einer üblichen Einstauhöhe von 1m im Bodenfilter ergeben sich überschlägig spezifische Kosten von $250 + 75 = 325 \text{ EUR/m}^3$. Die Angaben des MUNLV mit 320 EUR/m^3 sind demnach plausibel.

6.4.3 Baukosten von Beispielanlagen

Für eine mittlere Einzugsgebietsgröße von 5 ha werden in Tabelle 6.3 zunächst die Beckendimensionen ermittelt. Für die stark bzw. schwach belasteten Absetzbecken werden die spezifischen Größen nach Anlage 7 angesetzt. Für den Retentionsbodenfilter wird die spezifische Anlagengröße nach den Angaben des MUNLV [2003] ermittelt (ermittelt für Regenstation Essen-Steele, hydraulischer Wirkungsgrad 95 %, hydraulische Flächenbelastung 50 m/a).

Für die Vorstufe des Retentionsbodenfilters wird nach RAS-Ew eine Absetzanlage angesetzt, die eine Oberflächenbeschickung von 18 m/h aufweist, was dem oberen Wert der zulässigen Oberflächenbeschickungen für Absetzanlagen nach RAS-Ew entspricht. Würde die Vorstufe nach den Empfehlungen des Merkblatt DWA-M178 bemessen werden, so würde die Vorstufe etwas geringere Dimensionen aufweisen.

Für Regenbecken werden nach LAWA [1998] durchschnittliche Nutzungsdauern von 50-70 Jahren angegeben. Für Bodenfilteranlagen gibt es keine entsprechenden Angaben. Versickerungssysteme für Regenwasser werden allerdings mit Nutzungsdauern von 20-30 Jahren veranschlagt. Dies deutet darauf hin, dass für Bodenfilteranlagen eine frühzeitigere Reinvestition zu erwarten ist. Für die Kostengegenüberstellung wird daher ein Untersuchungszeitraum von 50 Jahren zu Grunde gelegt, wobei für den Bodenfilter von einer Reinvestition nach 25 Jahren ausgegangen wird, die unter Berücksichtigung eines von der LAWA [2005] empfohlenen Realzinssatzes von 3 % auf den Beginn des Untersuchungszeitraums diskontiert wird.

Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 6.4 und Bild 6.3 aufgeführt.

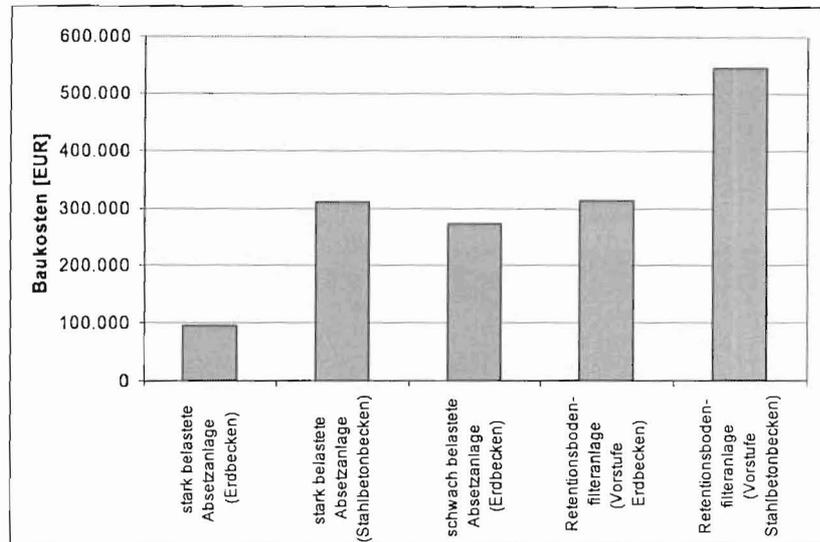
Einzugsgebiet			
abflusswirksame, versiegelte Fläche A_w		5,0 [ha]	
Beckendimensionen			
1. stark belastete Absetzanlage			
Var. 1: Erdbecken		41 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen
		205 [m²]	Funktionalvolumen (Länge/Breite=3:1, Böschungsneigung 1:1,5)
		216 [m²]	Oberfläche Dauerstau
Var. 2: Stahlbetonbecken		41 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen
		205 [m²]	Funktionalvolumen
2. schwach belastete Absetzanlage			
Erdbecken		202 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen
		1.010 [m²]	Funktionalvolumen (Länge/Breite=2:1, Böschungsneigung 1:1,5)
		1.572 [m²]	Oberfläche Dauerstau
3. Retentionsbodenfilteranlage			
Vorstufe	Var. 1: Erdbecken	45 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen
		226 [m²]	Funktionalvolumen (Länge/Breite=3:1, Böschungsneigung 1:1,5)
		241 [m²]	Oberfläche Dauerstau
Vorstufe	Var. 2: Stahlbetonbecken	45 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen
		226 [m²]	Funktionalvolumen
Retentionsbodenfilter		94 [m³/ha A_w]	spez. Funktionalvolumen (MUNLV [2003])
		470 [m²]	Funktionalvolumen (hydraulische Flächenbelastung 50 m/a, hydr. Wirkungsgrad 95 %, Einstauhöhe über OK Filter 1 m, Regenstation Essen-Steele)
Baukosten (Einheitspreise)			
1. stark belastete Absetzanlage			
Var. 1: Erdbecken		420 [EUR/m²]	Absetzbecken ohne Sohldichtung
		40 [EUR/m²]	Sohldichtung + Pflasterung
Var. 2: Stahlbetonbecken		1.512 [EUR/m²]	
2. schwach belastete Absetzanlage			
Erdbecken		208 [EUR/m²]	Absetzbecken ohne Sohldichtung
		40 [EUR/m²]	Sohldichtung + Pflasterung
3. Retentionsbodenfilteranlage			
Vorstufe	Var. 1: Erdbecken	360 [EUR/m²]	Absetzbecken ohne Sohldichtung
		40 [EUR/m²]	Sohldichtung + Pflasterung
Var. 2: Stahlbetonbecken		1.440 [EUR/m²]	
Retentionsbodenfilter		320 [EUR/m²]	

Tabelle 6.3
Ermittlung der Beckendimensionen und Einheitspreise

Baukosten			
1. stark belastete Absetzanlage			
Var. 1: Erdbecken		86.100 [EUR]	Absetzbecken ohne Sohldichtung
		8.626 [EUR]	Sohldichtung + Pflasterung
	Summe	94.726 [EUR]	
Var. 2: Stahlbetonbecken		309.960 [EUR]	
2. schwach belastete Absetzanlage			
Erdbecken		209.575 [EUR]	Absetzbecken ohne Sohldichtung
		62.882 [EUR]	Sohldichtung + Pflasterung
	Summe	272.457 [EUR]	
3. Retentionsbodenfilteranlage			
Vorstufe	Var. 1: Erdbecken	90.624 [EUR]	
		150.221 [EUR]	
	Summe	240.845 [EUR]	
Vorstufe	Var. 2: Stahlbetonbecken	324.000	
		150.221	
	Summe	474.221	
Baukosten unter Berücksichtigung der Reinvestition für die Retentionsbodenfilteranlage			
3. Retentionsbodenfilteranlage			
Vorstufe	Var. 1: Erdbecken	90.624 [EUR]	
		150.221 [EUR]	
	Ersatz RBF nach 25 Jahren	71.746 [EUR]	DFAKE (3%; 25) = 0,4776
	Summe	312.590 [EUR]	
Vorstufe	Var. 2: Stahlbetonbecken	324.000	
		150.221 [EUR]	
	Ersatz RBF nach 25 Jahren	71.746 [EUR]	DFAKE (3%; 25) = 0,4776
	Summe	546.967 [EUR]	

Tabelle 6.4
Ermittlung der Baukosten

Bild 6.3
Baukosten fiktiver zentraler
Behandlungsanlagen von
Straßenabflüssen für eine
Straßenfläche von $A_v = 5$ ha



6.5 Kosten- Wirksamkeitsbetrachtung

Aus den vorgenannten Faktoren lassen sich abhängig vom Reinigungsziel folgende Empfehlungen für den Einsatz der Behandlungsanlagen geben:

stark belastete Absetzanlagen

- Für stark belastete Absetzanlagen mit der bislang üblichen ungünstigen Zulaufkonzentration ist insgesamt nur mit einer geringen Reinigungsleistung zu rechnen. Als Anlagen zur Frachtreduzierung sind sie daher nicht geeignet. Als Schutzelement gegenüber Haverien sind diese Becken bei entsprechender Ausbildung aber geeignet.
- Auf den Einsatz von Stahlbetonbecken zugunsten von Erdbecken sollte aufgrund von Kostengesichtspunkten soweit möglich verzichtet werden.
- Über die Reinigungsleistung von stark belasteten Absetzanlagen mit optimiertem Zulauf bzw. Absetzanlagen mit mittlerer Belastung (nicht optimierter Zulauf bzw. optimierter Zulauf) fehlen bislang noch Untersuchungsergebnisse. Für diese Anlagen lassen sich keine Aussagen treffen.

schwach belastete Absetzbecken

- Das schwach belastete Absetzbecken weist bei den partikulären Stoffen einen Rückhalt auf, der in etwa in gleicher Größenordnung wie beim Bodenfilter liegt. Zur Frachtreduktion dieser Stoffe ist das schwach belastete Absetzbecken somit geeignet.
- Da die Baukosten für diese Anlage auch in etwa in dem Bereich des Retentionsbodenfilters (Vorstufe Erdbecken) liegen, kann diese Anlage bei einem entsprechenden Behandlungsziel eingesetzt werden.
- Für den Rückhalt von Ammonium und Phosphat ist das schwach belastete Absetzbecken nicht geeignet. Ist das Behandlungsziel die Vermeidung von kurzzeitigen Wirkungen (Ammoniak-Toxizität) bzw. die Vermeidung des Eintrags von Nährstoffen (Phosphat), so sollte das schwach belastete Absetzbecken nicht gewählt werden.
- Ist neben der Behandlung der Straßenabflüsse auch eine Retention der Abflüsse erforderlich, so kann durch eine Anordnung des Retentionsvolu-

mens oberhalb des Dauerstaus die Retentionsanlage in die Behandlungsanlage integriert werden.

Retentionsbodenfilteranlagen

- Der Retentionsbodenfilter weist sowohl bei den partikulären als auch den gelösten Stoffen (bis auf Chlorid) eine hohe Reinigungsleistung auf. Zur Frachtreduktion dieser Stoffe ist der Retentionsbodenfilter somit geeignet.
- Kann die Vorstufe als Erdbecken ausgebildet werden, so liegen die Kosten in ähnlicher Größenordnung wie bei dem schwach belasteten Absetzbecken.
- Ist das Reinigungsziel der Rückhalt von Phosphat, was bei staugeregelten Gewässern der Fall sein kann, so sollte aufgrund der höheren Reinigungsleistung der Retentionsbodenfilter gegenüber dem schwach belasteten Absetzbecken gewählt werden.
- Ist das Reinigungsziel der Rückhalt von Ammonium, was in der Regel aber nicht der Fall ist, so sollte aufgrund der höheren Reinigungsleistung ebenfalls der Retentionsbodenfilter gewählt werden. Bei den schwach belasteten Absetzbecken ist von keiner kalkulierbaren Reinigungsleistung gegenüber Ammonium auszugehen.
- Auch bei der Vorstufe des Retentionsbodenfilters sollte aufgrund von Kostengesichtspunkten auf den Einsatz von Stahlbetonbecken zugunsten von Erdbecken soweit möglich verzichtet werden.

7 Zusammenfassung und Empfehlungen

Die bereits in den einzelnen Abschnitten zusammengefassten Ergebnisse werden nachfolgend im Zusammenhang dargestellt.

7.1 Lysimeteruntersuchungen

Im Rahmen eines von der DBU geförderten Forschungsprojektes werden in einem 2. Untersuchungszeitraum halbtechnische Bodenfilter (Lysimeter) mit unterschiedlichen Filtersubstraten zur Behandlung von Straßenabflüssen untersucht.

Die Lysimeter werden mit Straßenabflüssen belastet. Die Beschickungshöhe liegt dabei zwischen 140 und 164 m. Dies entspricht nach der Empfehlung des Merkblatt DWA-M 178 in etwa der Wassermenge, die innerhalb von 3 Jahren maximal auf Bodenfilter zur Behandlung von Straßenabflüssen aufgebracht werden sollte.

Die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchung werden wie folgt zusammengefasst und diskutiert:

Ausgangsdurchlässigkeit

Die Ausgangsdurchlässigkeit des Filtersubstrates von Lysimeter 6 (Quarzsand) mit $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/s ist größer als die nach RAS-Ew empfohlene Obergrenze von $5,0 \cdot 10^{-4}$ m/s. Auf die Reinigungsleistung des Substrates hat dies keinen nachteiligen Einfluss. Nach den jetzigen Untersuchungen ist daher davon auszugehen, dass die Obergrenze der Ausgangsdurchlässigkeit nach RAS-Ew heraufgesetzt werden kann.

Ob generell nur eine Mindestdurchlässigkeit als Anforderung ausreichend ist, wie sie das Merkblatt DWA-M178 mit $\geq 1,0 \cdot 10^{-4}$ m/s fordert, kann mit diesen Versuchen nicht beurteilt werden.

Kolmation:

Bei Lysimeter 3 und 4 wird eine **innere Kolmation**tendenz festgestellt, die durch den Streusalzeinfluss und die damit einhergehende Destabilisierung des Bodengefüges des Filtersubstrates hervorgerufen wird. Die geringe Salzbelastbarkeit wird unter anderem auf den relativ hohen Ton- und Schluffgehalt von insgesamt 8,8 % zurückgeführt, der über der empfohlenen Obergrenze von 5 % nach Merkblatt DWA-M178 liegt.

Wesentlich für die Destabilisierung ist die mineralogische Zusammensetzung der Ton- und Schlufffraktion. So sind Böden bzw. Substrate mit aufweitbaren Tonmineralien (z.B. Smectite, Vermiculite) besonders gefährdet (u.a. BROD [1993]). Es wird daher vermutet, dass das Filtersubstrat von Lysimeter 3 und 4 aufweitbare Tonminerale enthält. Das Filtersubstrat ist daher für den Einsatz in Bodenfilteranlagen nicht zu empfehlen.

Zu berücksichtigen ist, dass die Filtersubstrate von Lysimeter 2 bzw. 5, die hauptsächlich aus Lavasand und Bims bestehen, nach der Korngrößenbeurteilung der DIN 4022 ebenfalls einen hohen Ton- und Schluffgehalte aufweisen. Im mineralogischen Sinne handelt es sich dabei aber nicht um Tonminerale, da die genannten Substrate vulkanischen Ursprungs und nicht durch Verwitterungsprozesse entstanden sind. Die Salzbelastung während des 2. Versuchszeitraums führt bei diesen Substraten daher nicht zu einer Dispergierung.

Bei Lysimeter 5 und 6 ist eine **äußere Kolmation**tendenz zu erkennen, die durch den Eintrag von Feststoffen mit dem Straßenabfluss hervorgerufen wird.

Die Filterwirkung in den oberen Zentimetern der Filterschicht führt zu einer Ablagerung der Feststoffe, die dann die Durchlässigkeit des Filters verringern.

Es ist jedoch davon auszugehen, dass der Eintrag von Feststoffen auf eine großtechnische Anlage in einem Umfang, wie er in diesem Untersuchungszeitraum erfolgt ist, sich nicht nachteilig auf die Betriebsweise der Anlage (Durchlässigkeit) auswirken würde.

Bei großtechnischen Anlagen führt der Bewuchs und die damit verbundene Durchwurzelung der oberen Filterschicht und die bessere Abtrocknungsmöglichkeit der offenen Filteroberfläche zu einer besseren Strukturierung der eingetragenen Feststoffe / Sedimente (BOFITEC [2001]). Voraussetzung dafür ist aber, dass eine Abtrocknung der Bodenfilteroberfläche während der Beschiebungspausen möglich ist, so dass ggf. dünne Sedimentschichten, die sich an der Oberfläche gebildet haben, aufbrechen können (MUNLV [2003]). Fremdwasserzuflüsse zu Bodenfilteranlagen sind daher zu vermeiden.

Einen weiteren Schutz gegen äußere Kolmation stellt eine Eigenschaft des Schilfs dar, dass nach Merkblatt DWA-M 178 für den Bewuchs von Bodenfiltern empfohlen wird. Schilf erzeugt durch die Streubildung einen „Raumfilter“ auf der Bodenfilteroberfläche, der erhebliche Oberflächen für eine Sedimentablagerung zur Verfügung stellt (MUNLV [2003]).

Reinigungsleistung:

Im 2. Untersuchungszeitraum zeigen die untersuchten Filtersubstrate eine recht ähnliche Reinigungsleistung für die untersuchten Parameter.

Auffällig ist, dass Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) keinen besseren Wirkungsgrad gegenüber gelöstem Phosphat aufweist, obwohl dieses Substrat den weitaus höchsten Gehalt an Eisen- und Manganoxiden und einen hohen Gehalt an Aluminiumoxiden aufweist, was theoretisch für eine gute Phosphatadsorption erforderlich ist. Ein sehr hoher Anteil von Fe- und Al- Oxiden ist bei den durchgeführten Versuchen und den geringen Zulaufkonzentrationen somit nicht allein ausschlaggebend für einen hohen Rückhalt an Phosphat. Ob der Gehalt der genannten Oxide bei einer längeren Betriebsdauer entscheidend für den Phosphatrückhalt ist, wie es theoretisch zu vermuten ist, kann jedoch nicht abgeschätzt werden.

Gegenüber dem 1. Untersuchungszeitraum hat sich insbesondere die Reinigungsleistung bei Lysimeter 6 mit dem eingebauten Quarzsand sowohl bei den partikulären als auch den gelösten Stoffen bei praktisch allen Parametern deutlich verbessert. Dies ist auf die bessere Filterleistung des Lysimeters zurückzuführen, die in dem höheren Feinkornanteil im Filtersubstrat durch den Feststoffeintrag begründet ist. Als weitere Ursache ist das bessere Adsorptionsvermögen durch die eingetragenen Fe-, Al- und Mn-Oxide zu nennen. Eine nachlassende Reinigungsleistung durch die längere Betriebsdauer der Lysimeter 3 -6, die schon im 1. Untersuchungszeitraum betrieben wurden, ist somit nicht zu erkennen.

In IFS [2002] wurden Langzeitsimulationsrechnungen zur Reinigungsleistung der Lysimeter aufgrund von Adsorptionsisothermen durchgeführt, um eine Aussage zum Langzeitverhalten der Reinigungsleistung zu machen. Die Ergebnisse prognostizieren für den Quarzsand von Lysimeter 6 praktisch keinen Rückhalt gegenüber gelösten Schwermetallen. Bei den Simulationen wurde u.a. eine Beeinflussung der Lysimeterversuche durch eingetragene Feststoffe / Sedimente vermutet, was durch die jetzigen Ergebnisse der Substratuntersuchungen nach Ende des 2. Untersuchungszeitraums bestätigt wird. Es bestätigt sich somit, dass die Simulationsrechnungen unter Annahme über die Zeit gleich bleibender Adsorptionsisothermen nicht für die Abschätzung des Langzeitverhaltens geeignet sind.

Substratuntersuchungen:

Die **Korngrößenbestimmungen**, die nach dem Versuchsende an Proben aus unterschiedlicher Profiltiefe durchgeführt wurden, zeigen, dass es durch die Filterwirkung zu einer Anreicherung der mit dem Straßenabfluss eingetragenen Stoffe besonders in den obersten 2 Zentimetern der Filterschichten kommt. Die eingetragenen Feststoffe kommen praktisch ausschließlich aus dem Bereich der Schlufffraktion. Teilweise ist eine geringe Erhöhung des Ton- u. Schluffgehaltes in einer Tiefe von 20–22 cm unter Filteroberkante noch messbar.

Nach Merkblatt DWA-M 178 liegt, wie bereits erwähnt, die Obergrenze des Ton- und Schluffgehaltes bei $\leq 5\%$ für die einzubauenden Filtersubstrate. Wie zu erwarten ändert sich im Betrieb durch den Feststoffeintrag der Ton- und Schluffgehalt. Die Obergrenze für das Ausgangssubstrat kann bei Lysimeter 1 und 6 in den oberen Schichten am Ende des 2. Versuchszeitraums daher nicht mehr eingehalten werden. Bei Lysimeter 4 und 5 wird dieser Wert schon beim Einbau nicht eingehalten.

Die Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes hat sich bei einigen Lysimetern nachteilig auf die Durchlässigkeit ausgewirkt (s.o.). Bezogen auf die Reinigungsleistung führt die Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes jedoch zu einer besseren Filterwirkung und damit Reinigungsleistung gegenüber partikulären Stoffen.

Bei großtechnischen Anlagen ist u.a. durch den Bewuchs eine bessere Sedimentstrukturierung der eingetragenen Feststoffe als bei den hier durchgeführten Versuchen zu erwarten. Möglicherweise wird dadurch die Filterleistung direkt an der Filteroberkante gegenüber den hier durchgeführten Versuchen verringert und die Filterung erfolgt über einen größeren Tiefenbereich der oberen Filterschicht.

Die **RFA-Analysen** zeigen deutlich, dass der Rückhalt der eingetragenen Schwermetalle hauptsächlich im obersten Bereich der Filtersäulen erfolgt. Ursache ist der Rückhalt der eingetragenen partikulär gebundenen Schwermetalle durch die Filterung. Eine weitere Ursache wird wahrscheinlich die Anreicherung von gelösten Schwermetallen durch Adsorption sein, die besonders an die Fe-, Al- und Mn-Oxide erfolgt, die sich ebenfalls in den oberen Filterschichten angereichert haben. Die Schwermetallkonzentrationen nehmen mit zunehmender Profiltiefe stark ab und liegen im unteren Bereich der Filtersäulen in etwa bei der Ausgangsbelastung der Filtersubstrate.

Die **Eluatuntersuchungen** für die Schwermetalle zeigen ein ähnliches Verhalten wie die RFA-Analyse mit deutlich höheren Konzentrationen im oberen Bereich der Filtersäule und geringeren Konzentrationen in zunehmender Profiltiefe. Auffällig ist das Filtersubstrat FerroSorp®RW aus Lysimeter 1, das deutlich den geringsten eluierbaren Anteil an Zink und Kupfer gegenüber den anderen Filtersubstraten aufweist. Damit ist die Bindungsstärke der Schwermetalle an diesem Filtersubstrat z.B. gegenüber dem Quarzsand von Lysimeter 6 deutlich höher.

Die Untersuchungen des **pH-Werts** und des **Carbonatgehalts** zeigen für den pH-Werte für Lysimeter 4 mit dem höchsten Ausgangs pH-Wert von 7,71 eine geringe Abnahme. Bei den übrigen Lysimetern kommt es zu einem Anstieg, der bei Lysimeter 6 am stärksten ausfällt (Zunahme von pH 4,5 auf etwa 7,1).

Die gemessenen Carbonatgehalte weisen teilweise eine Erhöhung gegenüber dem Ausgangszustand auf, was auf den Eintrag carbonathaltiger Sedimente zurückgeführt wird. Bei Lysimeter 4 mit dem höchsten Carbonatgehalt im eingesetzten Filtersubstrat kommt es jedoch durch Lösungsprozesse zu einer leichten Abnahme.

Eine Versauerung des Filtersubstrates, bei dem es durch ein starkes Absinken des pH-Wertes zu einer Mobilisierung von Schwermetallen kommen würde, wie es z.B. in DVWK [1988] beschrieben wird, ist während des Versuchszeitraums

an den eingesetzten Filtersubstraten somit nicht zu erkennen. Aufgrund des Zulaufs zu den Filtersäulen, der einen pH-Wert von 7,6 (Median) aufweist, wurde dies auch nicht erwartet.

Nach Merkblatt DWA M-178 wird für Filtersubstrate zum Einsatz in Bodenfilter im Trennsystem bzw. zur Straßenentwässerung ein Mindestgehalt an Carbonat von 5 % bei natürlichen Sanden und 10 % bei technischer Carbonatzumischung empfohlen, wenn der Bodenfilter das Ziel der Schwermetallbindung erfüllen soll.

Bei den hier durchgeführten Versuchen ist eine Forderung eines bestimmten Carbonatgehaltes im Ausgangssubstrat nicht erforderlich, da keine Versauerung des Filtersubstrates beobachtet wurde. Bei einer Übertragung dieser Erkenntnisse auf andere Einzugsgebiete ist jedoch zu berücksichtigen, dass der pH-Wert im Straßenabfluss vom Carbonatgehalt der Böden im Umfeld, vom Straßenbelag (Gehalt an Carbonaten) und der Vorbelastung des Regenwassers abhängig ist. Treten geringe pH-Werte im Zulauf zu Bodenfilteranlagen auf oder ist durch einen verstärkten Eintrag von $\text{NH}_4\text{-N}$ mit einer pH-Wert Senkung zu rechnen, so sollte auf ein carbonathaltiges Filtersubstrat nicht verzichtet werden.

Die Untersuchung der **Fe-, Mn- und Al-Oxide** zeigt, dass es in der Regel insbesondere in der obersten Schicht zu einer deutlichen Erhöhung dieser Oxide gekommen ist. Die Adsorptionsfähigkeit der Filtersubstrate verbessert sich demnach durch die eingetragenen Feststoffe.

Teilweise kommt es aber auch zu einer leichten Abnahme. Dies ist bei Lysimeter 1 (FerroSorp® RW) der Fall, das bei den Eisen- und Manganoxiden um 1 -2 Größenordnungen größere Ausgangsgehalte gegenüber den anderen Substraten aufweist. Gleiches gilt für die oxalatlöslichen Aluminiumoxide (Al_2O_3) von Lysimeter 5, wo es bei der weitaus höchsten Ausgangskonzentration zu einer leichten Abnahme kommt. Einfluss auf dieses Verhalten wird wahrscheinlich das Lösungsgleichgewicht haben, bei dem bei sehr hohen Konzentrationen in der Festphase und geringen Konzentrationen im Zulaufwasser ein Teil der Oxide in Lösung geht.

Die Untersuchung des **Glühverlustes** zeigt ebenfalls einen deutlichen Anstieg über die Profiltiefe. Durch eine Zunahme der organischen Substanz im Filtersubstrat ist nach Erkenntnissen aus der Literatur mit einer Verbesserung der Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen (Schwermetalle, PAK und MKW) zu rechnen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die obere Filterschicht eine besondere Bedeutung für die Reinigungsleistung der Filtersäule hat.

Durch den Eintrag von Feststoffen kommt es zu einer Zunahme des Ton- und Schluffgehaltes, der Fe-, Mn- und Al-Oxide (wenn die Ausgangskonzentration nicht zu hoch ist) und der organischen Substanz in der oberen Filterschicht. Die Reinigungsleistung des Filters durch bessere Filtration und Adsorptionsmöglichkeit wird dadurch verbessert. Durch den Stoffeintrag während der Betriebszeit verringert sich somit die Bedeutung des eingesetzten Filtermaterials in Bezug auf die Reinigungsleistung der Bodenfilteranlage. Lysimeter 6 mit dem eingesetzten Quarzsand, der aufgrund seiner mineralischen Zusammensetzung nur einen geringen Rückhalt gegenüber gelösten Stoffen erwarten lassen würde (IFS [2002]), zeigt durch den Stoffeintrag eine deutliche Verbesserung der Reinigungsleistung. Nach den jetzigen Erkenntnissen ist dieses Filtersubstrat somit auch für den Einsatz in Bodenfilteranlagen geeignet.

Nach Merkblatt DWA-M 178 soll die Filtermächtigkeit bei Bodenfiltern zur Trennentwässerung bzw. zur Straßenentwässerung 0,5 m betragen. Nach den Anforderungen der RAS-Ew wird eine Mächtigkeit von 1 m zuzüglich einer 0,2 m mächtigen Oberbodenaufgabe gefordert. Die jetzigen Erkenntnisse deuten darauf hin, dass eine hohe Filtermächtigkeit i.d.R. nicht erforderlich ist, um durch die Adsorptionsfähigkeit des Ausgangssubstrates eine langfristige Reini-

gungsleistung sicher zu stellen. Daher wird die Empfehlung des Merkblattes DWA-M 178 zur Filtermächtigkeit als sinnvoll angesehen. Ob möglicherweise eine noch geringere Filterschichtdicke möglich ist, wie sie bei Bodenfilteranlagen zur Straßenwasserbehandlung im Kölner Raum vorhanden ist (0,3 m), wäre durch gesonderte Untersuchungen zu belegen. Dazu läuft derzeit ein Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Straßen, wo u.a. diese Fragestellung untersucht wird.

7.2 Sedimentuntersuchungen

Der Einfluss der eingetragenen Sedimente auf die Reinigungsleistung der Bodenfilter soll durch eine weitere Untersuchung bestimmt werden. Dazu werden Sedimente aus Absetzbecken bzw. Straßenkehricht von Autobahnen mit Straßenabflusswasser in Kleinlysimetern belastet.

Die Ergebnisse zeigen, dass schon der Versuchsaufbau zu einem starken Rückhalt an gelösten Schwermetallen führt und die Ergebnisse daher stark beeinflusst werden. Die Messergebnisse müssen daher um diesen Einfluss bereinigt werden.

Für den Parameter Zink wird ein deutlicher Rückhalt durch die eingebauten Sedimente erzielt. Dies bestätigt damit die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen.

Für den Parameter Kupfer und Blei lassen die Ergebnisse trotz der Bereinigung um den Einfluss des Versuchsaufbaus keine eindeutige Aussage zu. Hier müssten umfangreichere Untersuchungen durchgeführt werden, um den direkten Einfluss der Sedimente auf Rückhalt / Austrag von Schwermetallen zu erfassen.

7.3 Untersuchung zur Salzbelastbarkeit

An vier ausgewählten Substraten wird die Belastbarkeit gegenüber Salz im Beschickungswasser untersucht.

Für Sand „Nr. 22“ (Ton- und Schluffgehalt 8,5 %) ist die in den Lysimeterversuchen festgestellte innere Kolmationstendenz reproduzierbar. Damit bestätigt sich die Vermutung aus dem 1. Versuchszeitraum, dass die durch den Winterbetrieb der Straße hervorgerufene Salzbelastung im Zulauf zur Lysimeteranlage zu einer Destabilisierung des Bodengefüges und damit zur inneren Kolmation des Substrates geführt hat.

Auch das Sand-Mutterbodengemisch (Filtersubstrat „Augsburg“) zeigt in den Versuchen eine innere Kolmation, was aufgrund des hohen Ton- und Schluffgehalts von 24,5 % erwartet wurde. Die beiden untersuchten Sande „Toppenstedt“ bzw. „HeBel“ mit geringen Ton- und Schluffgehalten von 2,5 bzw. 0,9 % zeigen hingegen keine Kolmation.

Damit bestätigen die hier untersuchten Substrate die empfohlene Obergrenze des Ton- und Schluffgehalts von 5 %, die nach Merkblatt DWA-M 178 für Filtersubstrate zum Einsatz in Bodenfiltern zur Straßenentwässerung empfohlen wird.

Allerdings kann mit den jetzigen Versuchen nicht belegt werden, ob die empfohlene Obergrenze nach Merkblatt DWA-M 178 eine ausreichende Bedingung darstellt, um eine Kolmation von Filtersubstraten infolge Salzbelastung zu vermeiden. Möglicherweise kann es bei Filtersubstraten mit aufweitbaren Tonmineralen schon eher zu einer Destabilisierung des Bodengefüges kommen.

Ob es bei einer Destabilisierung tatsächlich zu einer inneren Kolmation kommt oder ob die Tonminerale aus dem Filtersubstrat durch die Strömung ausgetragen werden (innere Suffosion), hängt nach BUSCH et al. [1993] von der Feststoffmatrix (tragendes Feststoffskelett) bzw. dem vorhandenen Porenraum und damit vom jeweiligen Filtersubstrat ab. Die Lysimeteruntersuchungen nach

Abschnitt 3 zeigen, dass es infolge Salzbelastung auch zu einer Destabilisierung des Bodengefüges mit nachfolgendem Austrag von Feststoffen und Verringerung der Durchlässigkeit kommen kann, ohne dass das Filtersubstrat vollständig kolmatiert.

Folgerungen

Zur Ersteinschätzung der Eignung von Filtersubstraten sollte unter dem Gesichtspunkt der Salzbelastbarkeit zunächst immer der Ton- und Schluffgehalt mit einer kombinierten Sieb- und Schlämmanalyse nach DIN 18123 erfolgen. Bei dieser Analyse wird ein Dispergierungsmittel (Natriumpyrophosphat) zugegeben, um eine Koagulation der Feinstteilchen zu vermeiden, so dass der Ton- und Schluffgehalt feststellbar ist. Eine reine Trockensiebung ist dazu nicht ausreichend, da bei einer Aggregation der Ton- und Schluffpartikel der Ton- und Schluffgehalt durch die Siebung nicht erkannt werden würde.

Allerdings ist beim Ton- und Schluffgehalt zu berücksichtigen, dass sich dieser auf die Korngrößenbeurteilung der DIN 4022 bezieht (vgl. Abschnitt 3.2.5). Ein hoher Tongehalt lässt nicht zwangsweise auf einen hohen Bestand an Tonmineralen im mineralogischen Sinne schließen, wie die Filtersubstrate vulkanischen Ursprungs aus den Lysimeteruntersuchungen zeigen. Substrate mit einem hohen Ton- und Schluffgehalt nach DIN 4022 müssen daher nicht zwangsweise eine geringe Salzbelastbarkeit aufweisen.

Wird ein Ton- und Schluffgehalt von z.B. > 2,5 % festgestellt, bei dem Unsicherheiten bestehen, ob das Substrat eine ausreichende Salzbelastbarkeit aufweist, so sollte das entwickelte Testverfahren nach Abschnitt 5.4 durchgeführt werden. Führen die Versuche zu keiner Kolmation, ist nach jetzigem Wissenstand eine ausreichende Salzbelastbarkeit gegeben.

Im Zusammenhang mit der Salzbelastbarkeit von Filtersubstraten sind folgende Hinweise bzw. Empfehlungen aus den Regelwerken kritisch zu beurteilen. Im Merkblatt DWA-M 153 werden Filteranlagen zur Behandlung von Regenabflüssen mit einer 20 cm mächtigen Oberbodenschicht beschrieben, denen die größte Reinigungsleistung zugewiesen wird. In der RAS-Ew wird für Retentionsbodenfilter eine 20 cm mächtige Oberbodenschicht über dem Filtersubstrat empfohlen.

Da Oberbodenschichten hohe Gehalte an Ton- und Schluff aufweisen können, wird der Einsatz von Oberbodenschichten ohne weitere Qualitätsangaben aus betrieblichen Gründen wegen der Gefahr der inneren Kolmation im Bereich von Retentionsbodenfiltern zur Straßenwasserbehandlung nicht empfohlen. Die Beschränkung des Ton- und Schluffgehaltes, wie es das Merkblatt DWA-M 178 vorsieht, wird als notwendig erachtet.

7.4 Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen

Ist eine Behandlung von Straßenabflüssen vor der Einleitung in Oberflächengewässer erforderlich, so werden dabei üblicherweise Absetzbecken bzw. seit einiger Zeit auch Retentionsbodenfilteranlagen eingesetzt.

Für eine Kosten-Wirksamkeitsbetrachtung werden Faktoren zusammengestellt, die bei der Auswahl der Behandlungsanlage u.a. berücksichtigt werden sollten.

Folgende Schlüsse können derzeit gezogen werden:

stark belastete Absetzanlagen

- Für stark belastete Absetzanlagen mit der bislang üblichen ungünstigen Zulaufkonzentration ist insgesamt nur mit einer geringen Reinigungsleis-

tung zu rechnen. Als Anlagen zur Frachtreduzierung sind sie daher nicht geeignet. Als Schutzelement gegenüber Haverien sind diese Becken bei entsprechender Ausbildung aber geeignet.

- Auf den Einsatz von Stahlbetonbecken zugunsten von Erdbecken sollte aufgrund von Kostengesichtspunkten soweit möglich verzichtet werden.
- Über die Reinigungsleistung von stark belasteten Absetzanlagen mit optimiertem Zulauf bzw. Absetzanlagen mit mittlerer Belastung (nicht optimierter Zulauf bzw. optimierter Zulauf) fehlen bislang noch Untersuchungsergebnisse. Für diese Anlagen lassen sich keine Aussagen treffen.

schwach belastete Absetzbecken

- Das schwach belastete Absetzbecken weist bei den partikulären Stoffen einen Rückhalt auf, der in etwa in gleicher Größenordnung wie beim Bodenfilter liegt. Zur Frachtreduktion dieser Stoffe ist das schwach belastete Absetzbecken somit geeignet.
- Da die Baukosten für diese Anlage auch in etwa in dem Bereich des Retentionsbodenfilters (Vorstufe Erdbecken) liegen, kann diese Anlage bei einem entsprechenden Behandlungsziel eingesetzt werden.
- Für den Rückhalt von Ammonium und Phosphat ist das schwach belastete Absetzbecken nicht geeignet. Ist das Behandlungsziel die Vermeidung von kurzzeitigen Wirkungen (Ammoniak-Toxizität) bzw. die Vermeidung des Eintrags von Nährstoffen (Phosphat), so sollte das schwach belastete Absetzbecken nicht gewählt werden.
- Ist neben der Behandlung der Straßenabflüsse auch eine Retention der Abflüsse erforderlich, so kann durch eine Anordnung des Retentionsvolumens oberhalb des Dauerstaus die Retentionsanlage in die Behandlungsanlage integriert werden.

Retentionsbodenfilteranlagen

- Der Retentionsbodenfilter weist sowohl bei den partikulären als auch den gelösten Stoffen (bis auf Chlorid) eine hohe Reinigungsleistung auf. Zur Frachtreduktion dieser Stoffe ist der Retentionsbodenfilter somit geeignet.
- Kann die Vorstufe als Erdbecken ausgebildet werden, so liegen die Kosten in ähnlicher Größenordnung wie bei dem schwach belasteten Absetzbecken.
- Ist das Reinigungsziel der Rückhalt von Phosphat, was bei staugeregelten Gewässern der Fall sein kann, so sollte aufgrund der höheren Reinigungsleistung der Retentionsbodenfilter gegenüber dem schwach belasteten Absetzbecken gewählt werden.
- Ist das Reinigungsziel der Rückhalt von Ammonium, was in der Regel aber nicht der Fall ist, so sollte aufgrund der höheren Reinigungsleistung ebenfalls der Retentionsbodenfilter gewählt werden. Bei den schwach belasteten Absetzbecken ist von keiner kalkulierbaren Reinigungsleistung gegenüber Ammonium auszugehen.
- Auch bei der Vorstufe des Retentionsbodenfilters sollte aufgrund von Kostengesichtspunkten auf den Einsatz von Stahlbetonbecken zugunsten von Erdbecken soweit möglich verzichtet werden.

Literatur

- ATV-DVWK [2000] Merkblatt M 153, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, Hennef 2000
- BAUSKE, B. [1994]: Einfluss von Salzlösungen unterschiedlicher Zusammensetzung auf die Mobilität von Schwermetallen in Straßenrandböden und im Laborauslaugversuch, Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 24, 1994
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [2003]: Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, 3. Zwischenbericht 2004
- BBodSchV [1999] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
- BLUME, H.-P. [1990]: Handbuch des Bodenschutzes, ecomed-Verlag
- BOFITEC [2001]: Bodenfilteranlagen in Nordrhein-Westfalen, Stand der Technik, Untersuchung im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, unveröffentlicht
- BORCHARDT, D.; J. FISCHER, R. IBSCH [2001]: Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern, Wasser & Boden 5/2001, 5-10
- BROD, H.-G. [1993]: Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V2, 1993
- BROD, H.-G. [1995]: Risiko-Abschätzung für den Einsatz von Tausalzen, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V21, 1995
- BRESLER, E.; B. L. MC NEAL, D.L. CERTER [1982]: Saline and Sodic Soils, Principles-Dynamics-Modeling, Springer Verlag 1982
- BRUNKE, M. [2001]: Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und Grundwasser: Bedeutung für aquatische Biodiversität, Sauerstoffhaushalt und Lebensraumstrukturen, Wasserwirtschaft 1/2001, 32-37
- BUCHER, R. [2001]: Feinsedimente: Einträge in die Fließgewässer und die Auswirkungen auf die Fische und andere aquatische Lebewesen, TeilprojektleiterInnenkonferenz vom 8. September 2001, Ergebnisse aus den Teilprojekten, Fischnetz-info 8, Projekt Fischnetz, EAWAG 2001
- BUCHER, R. [2002]: Feinsedimente in schweizerischen Fließgewässern - Einfluss auf die Fischbestände, Teilprojekt-Nr. 01/07, Fischnetzpublikation, Projekt Fischnetz, EAWAG 2002
- BUSCH, K.-F.; L. LUCKNER, K. TIEMER [1993]: Geohydraulik, 3. neubearbeitete Auflage, Gebrüder Borntraeger Berlin Stuttgart 1993
- BWK [2006]: Leitfaden zur detaillierten Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3, Arbeitsgruppe 2.3 des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e. V., Stand 30.01.2006, unveröffentlicht
- DEPARTMENT OF GEOGRAPHY [2004]: Vorlesung "Bodengeographie" WS 04/05, Department of Geography University Zurich, 10/2004
- DIN 4022 Teil 1, Benennen und Beschreiben von Boden und Fels
- DIN 18123 Bestimmung der Korngrößenverteilung
- DIN 18130 Teil 1, Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts

- DUFT, M., M. TILLMANN, J. OEHLMANN [2003]: Ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands, Texte 26/03 Umweltbundesamt
- DVWK [1988]: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Merkblätter 212/1988, Verlag Paul Parey
- DWA [2005]: Empfehlungen für Planung, Konstruktion und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, Merkblatt DWA-M 178
- GÜVEN, K., C. ÖZBAY, E. ÜNLÜ & A. SATAR [1999]: Acute lethal toxicity and accumulation of copper in *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). – Tr. J. Biology 23: 513 – 521.
- HAMM, A. [Hrsg.] [1991]: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, hrsg. vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuss Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft deutscher Chemiker, Sankt Augustin, Academia-Verl., 1991
- HARITOPOULOU, T. [1996]: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen – Aufkommen, Transport und Verbleib, Institut für Siedlungswasserwirtschaft Universität Karlsruhe, Band 77, Karlsruhe 1996
- HEINZMANN, B. [1993]: Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen, Fortschritt Berichte, VDI Reihe 15 - Umwelttechnik Nr. 13, VDI Verlag, 1993
- IFAH [2003]: Handbuch Kommunale Abwasserbeseitigung, Normative Kosten und Risikoabbau, 3. überarbeitete Auflage, Institut für Abwasserwirtschaft Halbach
- IFS [2002]: Naturnahe Behandlung der Regenabflüsse stark verschmutzter Verkehrsflächen, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover, Forschungsvorhaben 14.592, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt
- IFS [2005]: Optimierung von Absetzbecken, Schlussbericht Forschungsvorhaben FE-Nr. 05.0134/2003/GGB der Bundesanstalt für Straßenwesen, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover mit Unterstützung von FlowConcept, unveröffentlicht
- JOSHINAGA, J. [2003]: Organolead compounds in the environment. – in Craig, P. (Ed.) Organometallic compounds in the environment. 2nd edition Wiley, Chichester, 151 – 194.
- KASTING, U. [2003]: Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Band 17, Dissertation, 2003
- KLOKE, A.; H.-O. LEH [1966]: Untersuchungen über die Beeinflussung der Pflanzenentwicklung durch Verunreinigungen des Bodens mit Heiz- und Treibölen, Wasser und Boden 9/1966, 324–328
- KOCHER, B.; B. WESSOLEK [2002]: Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser, Endbericht der TU Berlin FG Bodenkunde, Forschungsprojekt der Bundesanstalt für Straßenwesen, unveröffentlicht
- KRAUTH, KH.; H. KLEIN [1981]: Untersuchungen über die Beschaffenheit des über ein Rückhaltebecken mit Leichtflüssigkeitsabscheider geleiteten Niederschlagswassers der A8/B10 bei Ulm/West, Schlussbericht Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, im Auftrag des Autobahnamtes Baden-Württemberg, unveröffentlicht

- KRAUTH, KH.; H. KLEIN [1982]: Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 363, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1982
- KRAUTH, KH.; G. STOTZ [1993]: Qualitativer und quantitativer Einfluss von Absetzanlagen auf den Betrieb von Versickerungsbecken, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 672, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1994
- LAGA [1997] Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen, 6. Nov. 1997
- LAMMERSEN, R. [1997]: Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz 15, 1997
- LANGE, G.; G. SCHEUFELE [1987]: Untersuchungen über den zeitlichen Verlauf der Versickerungsleistung von Versickerungsbecken und die Möglichkeit einer Beeinflussung, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 515, 1987
- LANGE, G.; D. GROTEHUSMANN, U. KASTING, M. SCHÜTTE, M. DIETRICH, W. SONDERMANN [2003]: Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 861, 2003
- LAWA [2005]: Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 7. überarbeitete Auflage, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag Berlin, 2005
- MADSON, R.P., J.M. BENOIT [2003]: Organomercury compounds in the environment. – in Craig, P. (Ed.) Organometallic compounds in the environment. 2nd edition Wiley, Chichester, 57 – 100.
- MALTBY, L., C. NAYLOR [1990]: Preliminary observations on the ecological relevance of the Gammarus „scope for growth“ assay: effect of zinc on reproduction, Functional Ecology 12, 393 397
- MARSCHNER, B. [1999]: Sorption von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) im Boden, J. Plant Nutr. Soil Sci., 162, 1999, 1-14
- MEHRA, O.P., M. L. JACKSON [1960] Proc. 7 Nat. Conf. Clays a Clay Min. 317 (zitiert in SCHLICHTING et al. [1995])
- MOLLS, F.; V. MERTSCH, G. MICKOLEIT [2002]: Das Wanderfischprogramm in Nordrhein-Westfalen – Konsequenzen für die Abwasserbehandlung, in: Neue Konzepte und Technologien in der Abwasserentsorgung, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 44, 2002
- MUNLV/LUA [2000]: Gewässergütebericht 2000, 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in Nordrhein-Westfalen, Sonderbericht, Herausgeber: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW und Landesumweltamt NRW
- MUNLV [2003]: Retentionsbodenfilter, Handbuch für Planung, Bau und Betrieb, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.)
- PLEBOW, A.; K. PLEBOW, H. HEINRICHS [1998]: Umweltrelevante Elemente in Straßenkehricht und Sedimenten der Regenwasserkanalisation Göttingen, Müll und Abfall 7, 1998, S. 458 – 464
- PODRAZA, P. [2005]: Ausarbeitung zur ökologischen Bedeutung von Schwermetallen in Abläufen der Straßenentwässerung, Dr. Petra Podraza Um-

- weltbüro Essen, im Auftrag der Fachhochschule Münster, unveröffentlicht
- RAS-Ew [2005]: Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung RAS-Ew, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 2005
- ROSSI, L. [2004]: Temperaturveränderungen im Gewässer bei Regenwetter, gwa 11/2004 S 795-805
- SACHS, L. [1981]: Angewandte Statistik, 6. Auflage, 1981, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo
- SCHACHTSCHABEL, P.; H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE, U. SCHWERTMANN [1992]: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Enke-Verlag, 1992
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME, K. STAHR [1995]: Bodenkundliches Praktikum, 2. Überarbeitete Auflage, Pareys Studientexte 81, 1995
- SCHLÜTER, K.; D. BARTZ [2004]: Kosten-Nutzen-Betrachtungen von Behandlungsanlagen für Straßenabflüsse, Diplomarbeit am FB Bauingenieurwesen der FH Hannover – Nienburg Weser, Sommersemester 2004, unveröffentlicht
- SCHWERTMANN, U. [1964]: Z. Pflanzenern.. Bodenk. 105, 194 (zitiert in SCHLICHTING et al. [1995])
- UHL, M., U. KASTING, C. SCHRÖER, D. GROTEHUSMANN, P. PODRAZA [2005]: Daten zur Einleitung der Abflüsse außerörtlicher Straßen in Gewässer, Wasser und Abfall 7-8 2005, 42 - 47
- VDLUFA [1991] Methodenhandbuch 1 „Die Untersuchung von Böden“, Verband der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten

Anlagen

- Anlage 1 Hydraulische Belastung Lysimeter 1-6
- Anlage 2 Zu- und Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6
- Anlage 3 Wirkungsgrade Lysimeter 1-6
- Anlage 4 Substratuntersuchungen nach Versuchsende
- Anlage 5 Versuchsprotokolle zur Salzbelastbarkeit für Sand Nr. 22, Test 1
- Anlage 6 Auswirkungen von Straßenabflüssen bei der Einleitung in Oberflächengewässer
- Anlage 7 Hinweise zu den Untersuchungen an Absetzbecken

Anlage 1

Hydraulische Belastung Lysimeter 1-6

Beschickungshöhen Lysimeter 1- 6

Anlage 1

Hinweise:

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
02.06.2003	160	160	80	80	160	160
10.06.2003	80	80	80	80	80	80
13.06.2003	80	80	80	80	80	80
16.06.2003	80	80	80	80	80	80
20.06.2003	80	80	80	80	80	80
23.06.2003	80	80	80	80	80	80
26.06.2003	74	74	74	74	74	74
01.07.2003	80	80	80	80	80	80
04.07.2003	80	80	80	80	80	80
07.07.2003	80	80	80	80	80	80
11.07.2003	80	80	80	80	80	80
14.07.2003	80	80	80	80	80	80
18.07.2003	80	80	80	80	80	80
21.07.2003	80	80	80	80	80	80
25.07.2003	80	80	80	80	80	80
05.08.2003	74	74	74	74	74	74
08.08.2003	80	80	80	80	80	80
12.08.2003	80	80	80	70	80	80
15.08.2003	80	80	63	80	80	80
18.08.2003	80	80	70	80	80	80
22.08.2003	80	80	67	80	80	80
26.08.2003	80	80	80	80	80	80
27.08.2003	80	70	70	80	80	80
29.08.2003	80	80	67	74	80	80
01.09.2003	80	80	74	80	80	80
03.09.2003	80	80	74	80	80	80
05.09.2003	74	74	74	74	74	74
08.09.2003	80	80	74	80	80	80
12.09.2003	80	80	70	80	80	80
16.09.2003	80	80	74	80	80	80
19.09.2003	80	80	74	80	80	80
22.09.2003	80	80	74	80	80	80
02.10.2003	80	80	74	80	80	80
07.10.2003	74	74	74	74	74	74
10.10.2003	80	74	63	74	80	80
17.10.2003	80	80	67	80	80	80
20.10.2003	80	80	80	80	80	80
24.10.2003	63	67	56	70	74	80
31.10.2003	74	74	74	74	74	74
03.11.2003	80	80	63	74	80	80
05.11.2003	80	80	70	80	80	80
07.11.2003	70	67	56	63	63	63
13.11.2003	63	63	56	67	67	80
17.11.2003	70	63	56	67	67	80
19.12.2003	70	80	56	75	77	77
22.12.2003	73	66	59	74	71	80
07.01.2004	66	63	79	72	73	80
08.01.2004	75	66	56	27	40	80
09.01.2004	65	64	55	63	67	78
12.01.2004	66	64	56	67	64	80

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
14.01.2004	74	74	74	74	74	74
15.01.2004	68	60	53	61	56	72
20.01.2004	64	60	53	60	62	77
26.03.2004	67	70	0	0	77	77
29.03.2004	67	73	63	73	73	73
01.04.2004	70	80	65	80	77	80
02.04.2004	68	75	68	80	77	80
05.04.2004	68	80	73	80	80	80
07.04.2004	74	74	74	74	74	74
13.04.2004	73	80	71	80	80	80
14.04.2004	70	80	70	80	80	80
16.04.2004	77	80	68	80	80	80
21.04.2004	68	77	67	77	80	80
23.04.2004	68	75	68	80	80	80
26.04.2004	73	80	68	80	80	80
27.04.2004	70	77	70	80	80	80
28.04.2004	75	80	77	80	80	80
30.04.2004	73	80	70	80	80	80
04.05.2004	73	80	71	80	80	80
05.05.2004	70	80	68	80	80	80
07.05.2004	73	75	70	77	80	80
11.05.2004	70	75	71	80	80	80
14.05.2004	74	74	74	74	74	74
17.05.2004	80	76	73	80	80	80
19.05.2004	80	77	70	80	80	80
21.05.2004	77	77	70	77	80	80
01.06.2004	73	80	70	80	80	80
02.06.2004	77	77	67	77	80	80
04.06.2004	73	80	70	77	77	80
07.06.2004	70	80	70	80	80	80
10.06.2004	80	80	67	80	80	80
11.06.2004	67	67	73	80	80	77
14.06.2004	77	80	70	77	80	80
15.06.2004	70	67	67	80	73	73
18.06.2004	73	80	67	77	77	80
21.06.2004	73	70	60	70	73	80
25.06.2004	63	63	60	67	67	80
29.06.2004	73	80	67	73	73	80
30.06.2004	67	70	63	73	73	70
01.07.2004	67	63	70	77	73	70
05.07.2004	70	77	67	73	77	80
06.07.2004	70	73	67	77	77	70
09.07.2004	73	77	70	77	80	80
12.07.2004	70	77	73	77	80	80
13.07.2004	70	73	70	77	73	80
14.07.2004	67	47	33	33	73	63
19.07.2004	77	67	67	80	80	80
21.07.2004	70	70	67	77	73	77
23.07.2004	73	73	67	77	80	80
26.07.2004	70	73	67	77	73	80
28.07.2004	73	73	67	80	80	80
30.07.2004	73	77	67	77	80	80
05.08.2004	74	74	74	74	74	74
12.08.2004	73	80	70	80	80	80
26.08.2004	73	80	67	80	80	80

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
30.08.2004	70	77	67	77	80	80
01.09.2004	74	74	74	74	74	74
02.09.2004	73	80	70	77	80	80
03.09.2004	70	77	67	77	77	80
06.09.2004	73	80	67	77	80	80
07.09.2004	70	73	67	77	77	80
10.09.2004	67	80	67	80	80	80
13.09.2004	63	77	67	80	80	80
14.09.2004	50	73	67	77	77	80
17.09.2004	67	77	67	77	80	80
20.09.2004	67	70	63	77	80	80
22.09.2004	67	70	67	77	80	80
24.09.2004	63	70	63	77	80	80
28.09.2004	74	74	74	74	74	74
29.09.2004	68	65	63	75	68	80
01.10.2004	68	70	65	72	72	80
04.10.2004	68	70	65	75	74	80
05.10.2004	70	67	63	74	74	80
06.10.2004	80	63	61	75	70	74
13.10.2004	68	68	61	74	74	80
18.10.2004	67	68	61	74	72	80
22.10.2004	67	68	61	72	72	80
25.10.2004	67	70	63	75	77	80
29.10.2004	65	67	63	72	70	80
01.11.2004	75	76	70	77	80	80
03.11.2004	74	74	74	74	74	74
08.11.2004	65	67	65	74	80	80
10.11.2004	61	65	63	77	75	80
12.11.2004	63	67	63	70	72	80
16.11.2004	68	67	63	74	72	80
19.11.2004	68	70	67	74	70	80
23.11.2004	65	63	63	74	68	80
26.11.2004	63	67	0	0	68	70
29.11.2004	65	67	67	74	74	80
01.12.2004	60	65	63	73	70	80
03.12.2004	74	74	74	74	74	74
06.12.2004	70	70	67	80	80	80
07.12.2004	67	65	56	47	74	74
10.12.2004	74	74	74	74	74	74
06.01.2005	74	80	80	80	80	80
07.01.2005	72	77	63	74	72	80
10.01.2005	80	80	74	67	70	72
12.01.2005	67	72	65	77	72	80
14.01.2005	67	67	65	74	72	80
21.01.2005	74	74	74	74	74	74
11.03.2005	50	77	68	80	58	80
14.03.2005	67	70	65	77	74	80
16.03.2005	68	72	67	77	80	80
21.03.2005	74	74	65	77	77	80
23.03.2005	74	74	74	74	74	74
24.03.2005	72	67	72	65	72	80
28.03.2005	70	70	67	79	74	80
05.04.2005	74	75	65	80	79	80
12.04.2005	67	72	65	80	80	80
15.04.2005	70	80	65	80	80	80

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
18.04.2005	70	80	67	80	80	80
26.04.2005	74	74	74	74	74	74
29.04.2005	67	77	67	78	80	80
03.05.2005	72	75	65	77	74	80
04.05.2005	65	68	77	66	71	72
09.05.2005	0	72	65	77	75	80
12.05.2005	0	72	67	77	77	80
13.05.2005	68	71	28	32	73	71
20.05.2005	80	80	67	80	80	80
23.05.2005	74	74	74	74	74	74
24.05.2005	67	70	50	80	73	77
26.05.2005	70	80	67	80	78	80
27.05.2005	70	76	70	80	75	75
30.05.2005	72	77	67	80	76	80
01.06.2005	74	72	67	78	75	80
02.06.2005	74	74	74	74	74	74
03.06.2005	63	67	29	54	53	72
06.06.2005	69	75	66	78	75	80
09.06.2005	70	75	67	79	79	80
10.06.2005	71	69	67	72	75	75
13.06.2005	72	74	68	80	79	80
16.06.2005	75	80	69	80	80	80
17.06.2005	75	69	69	80	75	72
20.06.2005	76	80	70	80	80	80
21.06.2005	69	78	67	80	74	80
22.06.2005	73	80	69	80	80	75
05.07.2005	74	74	74	74	74	74
06.07.2005	62	69	56	75	72	80
07.07.2005	76	79	69	80	80	80
11.07.2005	80	80	70	80	80	80
12.07.2005	77	69	68	80	77	75
13.07.2005	73	70	69	80	77	75
14.07.2005	80	80	72	80	80	80
21.07.2005	74	74	74	74	74	74
22.07.2005	73	69	58	80	75	74
25.07.2005	80	78	69	80	80	80
27.07.2005	75	74	69	80	80	80
28.07.2005	66	72	35	78	80	80
01.08.2005	77	80	69	80	80	80
02.08.2005	72	73	29	80	78	74
04.08.2005	77	73	68	80	80	73
08.08.2005	72	74	68	80	80	80
10.08.2005	72	72	55	80	80	80
11.08.2005	70	71	45	80	75	76
15.08.2005	74	74	74	74	74	74
18.08.2005	71	75	67	80	80	80
19.08.2005	71	69	67	80	74	69
22.08.2005	72	72	67	80	80	73
26.08.2005	72	72	67	80	80	80
08.09.2005	74	74	74	74	74	74

Anlage 2

Zu- und Ablauf- konzentrationen Lysimeter 1-6

Zu- und Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6

Hinweise:

Analysen an filtrierten Proben sind mit "-f" gekennzeichnet

Zulauf: Z, Abläufe Lysimeter 1-6: A1-A6

Datum	Messort	Qzu	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
		[l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[-]	[micS/cm]
26.06.2003	A1	210	nb	0,007	0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	23,5	nb	0,16	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	57	nb	nb
26.06.2003	A2	210	nb	0,009	0,006	< 0,002	< 0,002	< 0,005	0,006	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	15,7	nb	0,05	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	53	nb	nb
26.06.2003	A3	210	nb	0,014	< 0,005	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	8,3	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	50	nb	nb
26.06.2003	A4	210	nb	0,041	< 0,005	0,004	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	5,7	nb	0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	54	nb	nb
26.06.2003	A5	210	nb	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 0,5	nb	0,01	0,170	0,168	nb	< 0,05	54	nb	nb
26.06.2003	A6	210	nb	0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	16,1	nb	0,04	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	49	nb	nb
26.06.2003	Z		nb	0,025	0,012	0,004	0,003	0,055	0,038	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	17,0	19,6	0,46	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	48	nb	nb
05.08.2003	A1	210	1,4	0,015	0,010	< 0,002	< 0,002	0,010	0,016	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	31,4	nb	< 0,01	< 0,005	0,009	0,004	0,34	55	8,32	585
05.08.2003	A2	210	1,3	0,009	0,014	< 0,002	< 0,002	0,012	0,019	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	20,0	nb	< 0,01	0,039	0,018	< 0,001	0,10	67	7,18	832
05.08.2003	A3	210	5,1	0,007	0,007	< 0,002	< 0,002	0,009	0,017	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	11,0	nb	< 0,01	0,012	0,012	0,004	< 0,05	56	7,67	687
05.08.2003	A4	210	1,4	0,011	0,009	< 0,002	< 0,002	0,008	0,012	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	15,2	nb	< 0,01	< 0,005	0,014	0,003	< 0,05	64	7,34	764
05.08.2003	A5	210	2,0	0,053	0,034	< 0,002	< 0,002	0,010	0,013	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	9,0	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,002	< 0,05	67	7,25	791
05.08.2003	A6	210	3,4	0,013	0,011	< 0,002	< 0,002	0,009	0,014	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	15,2	nb	< 0,01	0,014	0,016	0,003	< 0,05	75	7,70	859
05.08.2003	Z		18,6	0,016	0,013	< 0,002	< 0,002	0,071	0,035	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	25,7	21,4	0,17	0,023	0,007	0,022	0,31	74	7,97	931
05.09.2003	A1	210	< 1,0	0,010	0,009	0,005	0,003	0,009	0,008	< 2,0	< 2,0	5,0	< 2,0	10,7	nb	0,02	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	47	8,21	495
05.09.2003	A2	210	1,3	0,008	0,007	0,003	< 0,002	0,015	0,007	< 2,0	< 2,0	6,0	< 2,0	7,1	nb	0,03	0,034	< 0,005	nb	< 0,05	47	7,32	635
05.09.2003	A3	210	3,1	0,009	0,008	0,007	0,003	0,013	0,007	< 2,0	< 2,0	6,0	3,0	2,2	nb	0,02	0,028	0,012	nb	< 0,05	48	7,61	644
05.09.2003	A4	210	6,2	0,017	0,011	0,005	< 0,002	0,026	0,014	< 2,0	< 2,0	6,0	4,0	21,0	nb	0,02	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	48	7,74	651
05.09.2003	A5	210	2,6	0,014	0,011	0,007	< 0,002	0,014	0,008	< 2,0	< 2,0	5,0	< 2,0	9,8	nb	0,01	0,056	0,050	nb	< 0,05	48	7,84	651
05.09.2003	A6	210	1,0	0,010	0,007	0,006	0,003	0,008	< 0,005	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	8,0	nb	0,01	0,089	0,037	nb	< 0,05	49	7,96	654
05.09.2003	Z		30,8	0,037	0,034	0,005	0,005	0,110	0,056	< 2,0	< 2,0	4,0	3,0	24,6	20,5	0,27	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	49	7,63	670

Datum	Messort	Qzu [l]	AFS [mg/l]	Cu [mg/l]	Cu-f [mg/l]	Pb [mg/l]	Pb-f [mg/l]	Zn [mg/l]	Zn-f [mg/l]	Pd [micg/l]	Pd-f [micg/l]	Pt [micg/l]	Pt-f [micg/l]	CSB [mg/l]	CSB-f [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Pges [mg/l]	Pges-f [mg/l]	PAK [micg/l]	MKW [mg/l]	Cl [mg/l]	pH [-]	Leitfähigkeit [micS/cm]
07.10.2003	A1	210	1,0	0,007	0,004	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	3,0	<2,0	15,8	nb	0,01	0,055	<0,005	0,003	<0,05	17	8,27	323
07.10.2003	A2	210	<1,0	0,007	0,003	0,003	0,003	0,009	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	10,9	nb	<0,01	0,088	0,073	0,004	<0,05	25	7,91	379
07.10.2003	A3	210	4,3	0,006	0,005	0,004	<0,002	0,009	0,008	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	7,2	nb	<0,01	0,089	<0,005	0,003	<0,05	19	7,94	363
07.10.2003	A4	210	<1,0	0,007	0,003	0,004	0,003	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	3,6	nb	<0,01	0,097	<0,005	0,010	<0,05	21	7,96	368
07.10.2003	A5	210	2,7	0,011	0,006	<0,002	<0,002	0,014	0,009	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	10,9	nb	<0,01	0,064	<0,005	0,004	<0,05	22	8,00	353
07.10.2003	A6	210	1,3	0,011	0,008	0,006	0,004	0,006	0,004	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	13,1	nb	<0,01	0,068	<0,005	0,006	<0,05	21	8,05	355
07.10.2003	Z		82,3	0,074	0,044	0,013	0,006	0,204	0,121	<2,0	<2,0	4,0	3,0	42,5	36,6	0,36	0,154	<0,005	0,148	0,56	25	7,76	358
31.10.2003	A1	210	<1,0	0,005	0,004	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	4,0	<2,0	11,6	nb	<0,01	0,018	0,006	nb	<0,05	62	7,88	606
31.10.2003	A2	210	<1,0	0,003	0,003	<0,002	<0,002	0,009	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	11,6	nb	<0,01	0,007	<0,005	nb	<0,05	62	7,63	754
31.10.2003	A3	210	4,9	0,009	0,005	<0,002	<0,002	0,014	<0,005	<2,0	<2,0	7,0	5,0	13,4	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	<0,05	67	7,74	754
31.10.2003	A4	210	1,5	0,006	0,003	<0,002	<0,002	0,008	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	12,5	nb	<0,01	<0,005	<0,005	0,087	<0,05	62	7,82	757
31.10.2003	A5	210	<1,0	0,010	0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	15,7	nb	<0,01	0,039	0,040	<0,001	<0,05	63	7,96	756
31.10.2003	A6	210	<1,0	0,072	0,010	<0,002	<0,002	0,007	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	17,1	nb	<0,01	0,019	<0,005	0,060	<0,05	64	8,07	760
31.10.2003	Z		14,2	0,028	0,018	<0,002	<0,002	0,080	0,047	<2,0	<2,0	5,0	3,0	28,6	27,7	0,29	0,051	<0,005	0,533	<0,05	65	7,84	750
14.01.2004	A1	210	<1,0	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	21,3	nb	<0,01	0,133	0,129	0,160	<0,05	64	10,18	680
14.01.2004	A2	210	1,2	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	12,3	nb	<0,01	0,087	0,085	0,061	<0,05	66	8,87	780
14.01.2004	A3	210	1,8	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	13,3	nb	<0,01	0,071	0,069	0,071	<0,05	71	8,71	770
14.01.2004	A4	210	2,6	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	14,7	nb	<0,01	0,074	0,066	0,082	<0,05	72	8,84	780
14.01.2004	A5	210	1,8	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	14,2	nb	<0,01	0,093	0,087	0,062	<0,05	77	8,65	810
14.01.2004	A6	210	1,2	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	17,1	nb	<0,01	0,090	0,076	0,088	<0,05	68	8,57	790
14.01.2004	Z		18,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,061	0,045	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	33,6	28,9	0,15	0,060	0,054	0,261	2,15	75	8,25	830
07.04.2004	A1	210	1,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	8,0	3,0	20,0	nb	0,02	0,013	0,010	nb	<0,05	117	6,40	730
07.04.2004	A2	210	2,6	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	28,5	nb	0,04	0,016	0,013	nb	<0,05	84	6,70	740
07.04.2004	A3	210	2,1	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	25,7	nb	<0,01	0,019	0,016	nb	<0,05	75	7,00	745
07.04.2004	A4	210	1,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	25,7	nb	0,02	0,031	0,026	nb	<0,05	71	7,10	696
07.04.2004	A5	210	2,2	0,006	0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	3,0	24,7	nb	<0,01	0,051	0,040	nb	<0,05	71	7,50	703

Datum	Messort	Qzu [l]	AFS [mg/l]	Cu [mg/l]	Cu-f [mg/l]	Pb [mg/l]	Pb-f [mg/l]	Zn [mg/l]	Zn-f [mg/l]	Pd [micg/l]	Pd-f [micg/l]	Pt [micg/l]	Pt-f [micg/l]	CSB [mg/l]	CSB-f [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Pges [mg/l]	Pges-f [mg/l]	PAK [micg/l]	MKW [mg/l]	Cl [mg/l]	pH [-]	Leitfähigkeit [micS/cm]
07.04.2004	A6	210	1,7	0,014	0,009	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	12,0	3,0	25,7	nb	0,03	0,089	0,083	nb	<0,05	60	7,00	637
07.04.2004	Z		69,7	0,070	0,035	0,011	<0,002	0,178	0,070	<2,0	<2,0	12,0	9,0	65,1	39,9	1,00	0,187	0,079	nb	0,06	76	6,90	590
14.05.2004	A1	210	4,8	<0,005	<0,005	0,004	<0,002	<0,005	<0,005	337,0	<2,0	9,0	<2,0	9,7	nb	0,02	0,035	0,023	0,023	<0,05	36	7,50	521
14.05.2004	A2	210	5,0	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	313,0	<2,0	8,0	<2,0	13,7	nb	0,01	0,036	<0,005	0,071	<0,05	51	7,20	780
14.05.2004	A3	210	3,5	<0,005	<0,005	0,006	<0,002	<0,005	<0,005	368,0	<2,0	7,0	<2,0	3,1	nb	<0,01	0,032	<0,005	<0,001	<0,05	47	7,30	736
14.05.2004	A4	210	1,1	<0,005	<0,005	0,004	<0,002	<0,005	<0,005	381,0	<2,0	8,0	<2,0	12,0	nb	0,01	0,027	<0,005	<0,001	<0,05	52	7,40	794
14.05.2004	A5	210	2,2	<0,005	0,006	0,005	<0,002	<0,005	<0,005	410,0	<2,0	8,0	<2,0	15,5	nb	<0,01	0,034	0,026	0,022	<0,05	53	7,50	790
14.05.2004	A6	210	4,0	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	390,0	278,0	9,0	7,0	15,1	nb	0,03	0,027	0,013	<0,001	<0,05	58	7,60	793
14.05.2004	Z		35,6	<0,005	<0,005	0,003	0,004	<0,005	<0,005	485,0	449,0	13,0	13,0	29,7	28,7	0,07	0,034	0,033	0,114	<0,05	60	7,70	984
25.06.2004	A1	210	3,9	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,011	<0,005	<2,0	<2,0	3,0	7,0	17,5	nb	0,02	0,034	0,024	nb	<0,05	16	8,83	334
25.06.2004	A2	210	5,4	0,007	0,005	<0,002	<0,002	0,025	0,007	<2,0	<2,0	7,0	5,0	21,1	nb	<0,01	0,030	0,027	nb	<0,05	15	7,67	331
25.06.2004	A3	210	3,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,012	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	17,0	nb	<0,01	0,025	0,018	nb	<0,05	13	8,04	327
25.06.2004	A4	210	2,1	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,006	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	17,5	nb	<0,01	0,027	0,023	nb	<0,05	13	8,19	326
25.06.2004	A5	210	3,9	0,007	0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	4,0	<2,0	14,3	nb	<0,01	0,045	0,043	nb	<0,05	13	8,16	290
25.06.2004	A6	210	4,5	0,010	0,009	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	3,0	<2,0	14,7	nb	<0,01	0,032	0,031	nb	<0,05	12	8,06	256
25.06.2004	Z		19,3	0,227	0,034	0,005	0,004	0,097	0,078	<2,0	<2,0	10,0	3,0	45,5	28,0	0,25	0,077	0,143	nb	<0,05	15	7,49	207
05.08.2004	A1	210	14,6	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	13,3	nb	<0,01	0,018	0,015	0,004	<0,05	45	8,50	501
05.08.2004	A2	210	5,5	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	18,2	nb	<0,01	0,011	0,009	0,010	<0,05	50	7,80	692
05.08.2004	A3	210	9,6	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,006	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	18,6	nb	<0,01	0,011	<0,005	<0,001	<0,05	56	8,00	721
05.08.2004	A4	210	7,5	0,007	<0,005	0,020	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	15,5	nb	<0,01	0,026	<0,005	<0,001	<0,05	54	8,00	733
05.08.2004	A5	210	6,9	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	22,2	nb	<0,01	0,026	0,021	<0,001	<0,05	56	8,00	723
05.08.2004	A6	210	1,8	0,008	0,006	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	21,3	nb	<0,01	0,025	0,017	<0,001	<0,05	58	8,00	742
05.08.2004	Z		26,4	0,018	0,009	0,008	0,007	0,067	0,035	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	33,3	26,6	0,16	0,054	0,041	0,014	<0,05	62	8,10	803
01.09.2004	A1	210	5,3	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	0,015	0,010	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	18,2	nb	0,01	0,026	0,021	<0,001	<0,05	12	8,70	273
01.09.2004	A2	210	1,0	0,027	0,010	0,008	<0,002	0,012	0,008	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	12,9	nb	<0,01	0,008	<0,005	0,033	<0,05	7	8,00	201
01.09.2004	A3	210	1,3	0,006	<0,005	0,003	0,003	0,013	0,011	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	9,3	nb	<0,01	0,008	0,006	<0,001	<0,05	6	7,90	222

Datum	Messort	Qzu	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
		[l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[-]	[micS/cm]
01.09.2004	A4	210	1,0	0,006	0,007	< 0,002	< 0,002	0,009	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	7,5	nb	0,02	0,008	0,008	0,024	< 0,05	6	7,90	223
01.09.2004	A5	210	1,1	0,013	0,008	< 0,002	< 0,002	0,008	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	10,2	nb	< 0,01	0,094	0,044	0,061	< 0,05	6	7,90	178
01.09.2004	A6	210	< 1,0	0,040	0,008	< 0,002	< 0,002	0,011	0,006	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	12,9	nb	< 0,01	0,023	0,020	0,027	< 0,05	5	7,80	146
01.09.2004	Z		50,5	0,058	0,020	0,011	< 0,002	0,168	0,044	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	51,1	24,0	0,30	0,072	0,006	0,203	0,55	3	7,50	90
28.09.2004	A1	210	7,6	< 0,005	< 0,005	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	22,9	nb	0,03	0,044	0,031	nb	< 0,05	12	8,80	261
28.09.2004	A2	210	3,9	0,008	0,006	0,007	0,005	0,012	0,007	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	37,4	nb	< 0,01	0,173	0,032	nb	0,18	15	7,60	277
28.09.2004	A3	210	2,5	0,004	0,003	0,007	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	36,4	nb	< 0,01	0,011	< 0,005	nb	0,11	24	7,80	300
28.09.2004	A4	210	0,8	0,007	< 0,005	0,013	< 0,002	< 0,005	0,006	< 2,0	< 2,0	6,0	< 2,0	29,4	nb	< 0,01	0,030	0,017	nb	< 0,05	21	7,90	289
28.09.2004	A5	210	0,9	0,006	0,005	0,005	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	35,0	nb	< 0,01	0,041	0,033	nb	< 0,05	21	8,00	292
28.09.2004	A6	210	1,1	0,006	< 0,005	0,006	< 0,002	0,006	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	48,6	nb	< 0,01	0,091	0,018	nb	< 0,05	25	7,90	302
28.09.2004	Z		11,0	0,042	0,024	0,007	0,006	0,132	0,098	< 2,0	< 2,0	4,0	< 2,0	83,1	72,4	0,10	0,066	0,039	nb	0,26	27	7,50	321
03.11.2004	A1	210	9,8	0,007	< 0,005	0,009	< 0,002	0,007	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	33,3	nb	< 0,01	0,044	0,026	0,085	< 0,05	32	8,54	360
03.11.2004	A2	210	4,9	0,005	< 0,005	0,007	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	6,0	< 2,0	32,3	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,023	< 0,05	47	7,70	563
03.11.2004	A3	210	2,7	0,008	< 0,005	0,004	0,003	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	9,0	3,0	28,4	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,104	< 0,05	46	7,88	569
03.11.2004	A4	210	6,8	0,008	< 0,005	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	7,0	< 2,0	32,3	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,053	< 0,05	39	7,91	521
03.11.2004	A5	210	1,0	< 0,005	< 0,005	0,008	0,007	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	21,6	nb	0,04	0,020	0,016	0,062	< 0,05	50	7,90	586
03.11.2004	A6	210	5,3	< 0,005	< 0,005	0,007	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	4,0	< 2,0	22,6	nb	0,13	0,029	0,026	0,006	< 0,05	53	8,02	589
03.11.2004	Z		6,4	0,019	0,013	0,008	0,006	0,088	0,062	< 2,0	< 2,0	6,0	4,0	55,4	45,8	0,43	0,047	< 0,005	0,186	< 0,05	61	7,78	725
03.12.2004	A1	210	1,4	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	20,0	nb	< 0,01	0,026	0,016	nb	< 0,05	53	8,98	628
03.12.2004	A2	210	1,1	< 0,005	< 0,005	0,006	0,005	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	18,2	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	57	8,15	713
03.12.2004	A3	210	2,8	< 0,005	< 0,005	0,004	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	16,4	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	56	7,89	681
03.12.2004	A4	210	0,8	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	16,9	nb	0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	55	7,82	675
03.12.2004	A5	210	1,0	< 0,005	< 0,005	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	19,1	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	55	7,87	691
03.12.2004	A6	210	1,4	< 0,005	< 0,005	0,005	0,005	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	22,2	nb	< 0,01	0,007	< 0,005	nb	< 0,05	61	6,12	696
03.12.2004	Z		21,8	0,026	0,019	0,006	0,004	0,111	0,069	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	33,3	28,4	0,14	0,026	0,005	nb	< 0,05	57	nb	798
10.12.2004	A1	210	nb	< 0,005	< 0,005	0,009	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	nb	nb	0,12	0,070	0,015	0,087	< 0,05	74	8,70	654

Datum	Messort	Qzu [l]	AFS [mg/l]	Cu [mg/l]	Cu-f [mg/l]	Pb [mg/l]	Pb-f [mg/l]	Zn [mg/l]	Zn-f [mg/l]	Pd [micg/l]	Pd-f [micg/l]	Pt [micg/l]	Pt-f [micg/l]	CSB [mg/l]	CSB-f [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Pges [mg/l]	Pges-f [mg/l]	PAK [micg/l]	MKW [mg/l]	Cl [mg/l]	pH [-]	Leitfähigkeit [micS/cm]
10.12.2004	A2	210	4,8	< 0,005	< 0,005	0,007	0,004	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	38,0	nb	< 0,01	0,023	< 0,005	< 0,001	< 0,05	70	7,70	897
10.12.2004	A3	210	1,8	< 0,005	< 0,005	0,006	0,004	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	27,6	nb	< 0,01	0,017	< 0,005	0,027	< 0,05	71	7,90	868
10.12.2004	A4	210	1,0	< 0,005	< 0,005	0,009	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	26,6	nb	0,02	0,010	< 0,005	0,031	< 0,05	73	8,00	869
10.12.2004	A5	210	7,4	< 0,005	< 0,005	0,007	0,006	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	35,2	nb	< 0,01	0,014	0,010	0,014	< 0,05	73	7,90	880
10.12.2004	A6	210	0,9	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	21,9	nb	0,02	0,029	< 0,005	0,030	< 0,05	71	8,00	871
10.12.2004	Z		82,8	< 0,005	< 0,005	0,009	0,004	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	73,6	10,5	0,20	0,030	0,026	0,214	0,31	72	7,80	974
21.01.2005	A1	210	1,1	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	13,5	nb	< 0,01	0,009	< 0,005	nb	< 0,05	42	nb	423
21.01.2005	A2	210	< 1,0	< 0,005	< 0,005	0,031	0,004	0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	14,0	nb	0,02	0,025	< 0,005	nb	< 0,05	36	nb	360
21.01.2005	A3	210	< 1,0	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	4,0	< 2,0	5,2	nb	0,02	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	37	nb	409
21.01.2005	A4	210	< 1,0	< 0,005	< 0,005	0,016	0,003	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	7,0	nb	0,01	0,020	< 0,005	nb	< 0,05	33	nb	366
21.01.2005	A5	210	2,8	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	12,2	nb	< 0,01	0,015	0,010	nb	< 0,05	36	nb	353
21.01.2005	A6	210	2,3	0,014	0,008	0,008	0,003	0,006	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	13,5	nb	0,02	0,030	0,019	nb	< 0,05	33	nb	301
21.01.2005	Z		149,0	0,154	0,030	0,027	0,011	0,411	0,084	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	112,1	27,9	0,34	0,179	0,035	nb	0,72	32	nb	251
23.03.2005	A1	210	4,7	0,009	0,006	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	68,8	nb	0,02	0,097	0,093	< 0,001	< 0,05	84	9,08	1125
23.03.2005	A2	210	2,6	0,008	0,008	0,008	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	20,2	nb	0,02	0,020	0,017	0,090	< 0,05	60	8,02	618
23.03.2005	A3	210	39,2	0,024	0,016	0,024	0,014	0,173	0,130	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	47,3	nb	< 0,01	0,819	0,463	0,069	< 0,05	59	9,41	736
23.03.2005	A4	210	34,7	0,012	0,012	0,011	0,008	0,032	0,027	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	27,9	nb	< 0,01	0,395	0,296	0,096	< 0,05	51	8,87	617
23.03.2005	A5	210	2,8	0,009	0,008	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	24,7	nb	0,03	0,019	0,010	0,075	< 0,05	71	8,10	586
23.03.2005	A6	210	3,5	0,012	0,009	0,006	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	19,3	nb	0,03	0,015	0,010	< 0,001	< 0,05	70	7,97	548
23.03.2005	Z		26,8	0,046	0,034	0,008	0,006	0,120	0,070	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	53,0	27,0	1,28	0,051	0,029	0,104	< 0,05	35	7,48	359
26.04.2005	A1	210	< 1,0	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	21,0	nb	< 0,01	0,049	0,045	nb	< 0,05	82	9,00	820
26.04.2005	A2	210	6,7	0,011	0,010	< 0,002	< 0,002	0,007	0,006	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	37,0	nb	< 0,01	0,026	0,020	nb	< 0,05	77	7,70	868
26.04.2005	A3	210	< 1,0	0,007	0,006	0,003	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	46,0	nb	0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	79	7,90	854
26.04.2005	A4	210	1,0	0,009	0,008	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	40,0	nb	0,02	0,007	0,006	nb	< 0,05	78	7,80	858
26.04.2005	A5	210	< 1,0	0,016	0,012	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	38,0	nb	< 0,01	0,021	0,018	nb	< 0,05	82	7,90	860
26.04.2005	A6	210	< 1,0	0,019	0,017	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	48,0	nb	0,01	0,038	0,030	nb	< 0,05	77	7,90	826

Datum	Messort	Qzu	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
		[l]	[mg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[-]	[micS/cm]						
26.04.2005	Z		93,0	0,144	0,035	0,015	<0,002	0,307	0,102	<2,0	<2,0	9,0	4,0	134,0	68,0	1,20	0,194	0,045	nb	1,36	71	7,40	795
23.05.2005	A1	210	6,1	<0,005	<0,005	0,013	0,006	0,006	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	15,2	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	34	8,30	401
23.05.2005	A2	210	9,5	<0,005	<0,005	0,006	<0,002	0,012	0,012	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	27,8	nb	0,01	0,010	0,008	nb	nb	35	7,80	508
23.05.2005	A3	210	8,9	<0,005	<0,005	0,007	0,005	0,013	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	8,1	nb	0,02	0,011	<0,005	nb	nb	35	8,10	557
23.05.2005	A4	210	11,0	<0,005	<0,005	0,015	<0,002	0,010	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	21,9	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	35	8,00	550
23.05.2005	A5	210	4,4	<0,005	<0,005	0,007	0,004	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	37,6	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	35	8,00	515
23.05.2005	A6	210	3,6	0,006	0,006	0,006	0,004	0,007	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	44,3	nb	<0,01	0,015	0,007	nb	nb	33	8,00	493
23.05.2005	Z		138,1	0,140	0,015	0,019	0,006	0,341	0,067	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	128,0	66,7	0,81	0,194	0,033	nb	nb	34	7,50	481
02.06.2005	A1	210	5,7	<0,005	<0,005	0,006	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	2,2	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	13	8,40	300
02.06.2005	A2	210	7,6	<0,005	<0,005	0,006	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	14,2	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	15	7,50	297
02.06.2005	A3	210	5,5	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	8,9	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	10	7,90	301
02.06.2005	A4	210	4,1	<0,005	<0,005	0,003	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	10,2	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	14	8,00	325
02.06.2005	A5	210	4,2	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	8,0	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	13	8,10	286
02.06.2005	A6	210	1,6	<0,005	<0,005	0,006	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	16,4	nb	<0,01	<0,005	<0,005	nb	nb	18	8,00	328
02.06.2005	Z		78,0	0,077	0,023	0,016	0,011	0,239	0,080	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	67,9	33,7	0,61	0,050	<0,005	nb	nb	20	7,70	339
05.07.2005	A1	210	3,8	<0,005	<0,005	0,005	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	13,2	nb	<0,01	0,009	0,006	0,150	0,39	63	8,20	660
05.07.2005	A2	210	2,9	0,009	0,007	0,003	<0,002	0,006	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	23,8	nb	<0,01	0,015	0,011	nb	nb	45	7,70	572
05.07.2005	A3	210	7,1	0,020	0,006	0,010	0,004	0,008	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	18,9	nb	0,01	0,022	0,006	0,101	<0,05	23	7,90	459
05.07.2005	A4	210	3,3	0,007	0,007	0,009	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	20,2	nb	0,01	0,016	0,008	0,092	0,07	22	7,90	452
05.07.2005	A5	210	1,1	0,013	0,009	0,013	0,010	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	22,0	nb	<0,01	0,016	0,009	0,085	<0,05	46	8,00	522
05.07.2005	A6	210	7,3	0,021	0,015	<0,002	<0,002	0,029	0,027	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	22,4	nb	0,01	0,020	0,009	0,123	0,10	31	8,00	448
05.07.2005	Z		45,1	0,072	0,044	0,005	0,005	0,166	0,085	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	50,2	37,4	0,50	0,111	0,081	0,273	0,23	5	7,70	131
21.07.2005	A1	210	9,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	14,6	nb	0,05	<0,005	<0,005	nb	nb	18	8,00	338
21.07.2005	A2	210	4,7	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	21,0	nb	0,07	<0,005	<0,005	nb	nb	15	7,40	260
21.07.2005	A3	210	14,1	<0,005	<0,005	<0,002	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	16,5	nb	0,07	<0,005	<0,005	nb	nb	15	7,60	334
21.07.2005	A4	210	18,6	<0,005	<0,005	0,003	<0,002	<0,005	<0,005	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0	23,3	nb	0,04	<0,005	<0,005	nb	nb	15	7,80	326

Datum	Messort	Qzu	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
		[l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[micg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[-]	[micS/cm]
21.07.2005	A5	210	10,8	0,026	0,022	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	25,6	nb	0,03	< 0,005	< 0,005	nb	nb	15	7,70	266
21.07.2005	A6	210	13,1	< 0,005	< 0,005	< 0,002	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	23,8	nb	0,05	< 0,005	< 0,005	nb	nb	13	7,70	230
21.07.2005	Z		59,6	0,087	0,054	0,012	0,010	0,220	0,126	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	77,7	49,8	0,57	0,099	0,049	nb	nb	13	7,30	187
15.08.2005	A1	210	2,5	< 0,005	< 0,005	0,016	0,003	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	5,8	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,169	< 0,05	19	8,10	348
15.08.2005	A2	210	3,2	0,008	0,006	0,032	0,005	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	13,8	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	nb	22	7,60	344
15.08.2005	A3	210	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
15.08.2005	A4	210	1,2	< 0,005	< 0,005	0,004	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	6,2	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	0,170	< 0,05	23	7,70	385
15.08.2005	A5	210	4,5	< 0,005	< 0,005	0,014	0,007	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	4,4	nb	< 0,01	0,007	< 0,005	0,189	< 0,05	22	7,80	366
15.08.2005	A6	210	4,5	0,008	0,008	0,006	< 0,002	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	6,7	nb	< 0,01	0,012	< 0,005	0,152	< 0,05	20	7,70	346
15.08.2005	Z		16,9	0,021	0,020	0,011	0,006	0,079	0,059	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	25,8	21,8	0,27	0,050	< 0,005	0,399	0,27	25	7,40	359
08.09.2005	A1	210	3,8	< 0,005	< 0,005	0,007	0,003	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	9,4	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	45	8,10	448
08.09.2005	A2	210	5,0	< 0,005	< 0,005	0,011	0,006	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	11,1	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	45	7,80	493
08.09.2005	A3	210	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
08.09.2005	A4	210	8,7	< 0,005	< 0,005	0,007	0,007	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	10,3	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	45	7,80	502
08.09.2005	A5	210	10,1	< 0,005	< 0,005	0,006	0,004	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	9,0	nb	< 0,01	< 0,005	< 0,005	nb	< 0,05	44	7,90	504
08.09.2005	A6	210	9,3	0,009	0,008	0,004	0,003	< 0,005	< 0,005	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	9,4	nb	< 0,01	0,019	0,009	nb	< 0,05	45	7,90	513
08.09.2005	Z		149,7	0,118	0,022	0,027	0,008	0,405	0,065	< 2,0	< 2,0	3,0	< 2,0	87,9	19,3	0,89	0,210	0,025	nb	0,42	41	7,40	479

Anlage 3

Wirkungsgrade Lysimeter 1-6

Wirkungsgrade Lysimeter 1-6 [%]

Hinweise:

Lysimeter 1-6: A1 - A6

Konzentration im Ablauf < NWG: Konzentration wird gleich 0 gesetzt. Wirkungsgrad wird mit 100% angegeben.

Konzentration im Zulauf < NWG: Wirkungsgrad wird nicht berechnet.

Datum	Lysimeter	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	CI
26.06.2003	A1		72	58	100	100	100	100					-38	65					-18
26.06.2003	A2		64	50	100	100	100	84					8	89					-10
26.06.2003	A3		44	100	25	100	100	100					51	100					-3
26.06.2003	A4		-64	100	0	100	100	100					66	98					-12
26.06.2003	A5		100	100	100	100	100	100					100	98					-11
26.06.2003	A6		80	100	100	100	100	100					5	91					-1
05.08.2003	A1	92	6	23			86	54					-22	100	100	-29	82	-8	26
05.08.2003	A2	93	44	-8			83	46					22	100	-70	-157	100	69	10
05.08.2003	A3	73	56	46			87	51					57	100	48	-71	81	100	25
05.08.2003	A4	92	31	31			89	66					41	100	100	-100	87	100	13
05.08.2003	A5	89	-231	-162			86	63					65	100	100	100	89	100	10
05.08.2003	A6	82	19	15			87	60					41	100	39	-129	88	100	-2
05.09.2003	A1	100	73	74	0	40	92	86			-25	100	57	93					3
05.09.2003	A2	96	78	79	40	100	86	88			-50	100	71	89					4
05.09.2003	A3	90	76	76	-40	40	88	88			-50	0	91	93					1
05.09.2003	A4	80	54	68	0	100	76	75			-50	-33	15	93					1
05.09.2003	A5	92	62	68	-40	100	87	86			-25	100	60	96					1
05.09.2003	A6	97	73	79	-20	40	93	100			25	100	67	96					-1
07.10.2003	A1	99	91	91	100	100	100	100			25	100	63	97	64		98	100	30
07.10.2003	A2	100	91	93	77	50	96	100			100	100	74	100	43		97	100	0
07.10.2003	A3	95	92	89	69	100	96	93			100	100	83	100	42		98	100	25
07.10.2003	A4	100	91	93	69	50	100	100			100	100	91	100	37		93	100	16
07.10.2003	A5	97	85	86	100	100	93	93			100	100	74	100	58		97	100	12
07.10.2003	A6	98	85	82	54	33	97	97			100	100	69	100	56		96	100	14
31.10.2003	A1	100	82	78			100	100			20	100	59	100	65				4
31.10.2003	A2	100	89	83			89	100			100	100	59	100	86				4
31.10.2003	A3	65	68	72			82	100			-40	-67	53	100	100				-3
31.10.2003	A4	89	79	83			90	100			100	100	56	100	100		84		4

Datum	Lysimeter	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	CI
31.10.2003	A5	100	64	72			100	100			100	100	45	100	24		100		2
31.10.2003	A6	100	-157	44			91	100			100	100	40	100	63		89		2
14.01.2004	A1	100					100	100					37	100	-122	-139	39	100	16
14.01.2004	A2	94					100	100					63	100	-45	-57	77	100	13
14.01.2004	A3	90					100	100					60	100	-18	-28	73	100	6
14.01.2004	A4	86					100	100					56	100	-23	-22	69	100	4
14.01.2004	A5	90					100	100					58	100	-55	-61	76	100	-2
14.01.2004	A6	94					100	100					49	100	-50	-41	66	100	10
07.04.2004	A1	98	100	100	100		100	100			33	67	69	98	93	87		100	-54
07.04.2004	A2	96	100	100	100		100	100			100	100	56	96	91	84		100	-10
07.04.2004	A3	97	100	100	100		100	100			100	100	61	100	90	80		100	1
07.04.2004	A4	98	100	100	100		100	100			100	100	61	98	83	67		100	7
07.04.2004	A5	97	91	86	100		100	100			100	67	62	100	73	49		100	6
07.04.2004	A6	98	80	74	100		100	100			0	67	61	97	52	-5		100	20
14.05.2004	A1	87			-33	100			31	100	31	100	67	71	-3	30	79		41
14.05.2004	A2	86			100	100			35	100	38	100	54	86	-6	100	38		16
14.05.2004	A3	90			-100	100			24	100	46	100	90	100	6	100	100		23
14.05.2004	A4	97			-33	100			21	100	38	100	60	86	21	100	100		13
14.05.2004	A5	94			-67	100			15	100	38	100	48	100	0	21	80		12
14.05.2004	A6	89			100	100			20	38	31	46	49	57	21	61	100		4
25.06.2004	A1	80	100	100	100	100	89	100			70	-133	62	92	56	83			-7
25.06.2004	A2	72	97	85	100	100	74	91			30	-67	54	100	61	81			-1
25.06.2004	A3	81	100	100	100	100	88	100			100	100	63	100	68	87			13
25.06.2004	A4	89	100	100	100	100	94	100			100	100	62	100	65	84			10
25.06.2004	A5	80	97	85	100	100	100	100			60	100	69	100	42	70			13
25.06.2004	A6	77	96	74	100	100	100	100			70	100	68	100	58	78			16
05.08.2004	A1	45	100	100	100	100	100	100					60	100	67	63	71		27
05.08.2004	A2	79	100	100	100	100	100	100					45	100	80	78	29		18
05.08.2004	A3	64	100	100	100	100	91	100					44	100	80	100	100		9
05.08.2004	A4	72	61	100	-150	100	100	100					53	100	52	100	100		12
05.08.2004	A5	74	100	100	100	100	100	100					33	100	52	49	100		10
05.08.2004	A6	93	56	33	100	100	100	100					36	100	54	59	100		6
01.09.2004	A1	90	100	100	100		91	77					64	96	64	-250	100	100	-361
01.09.2004	A2	98	53	50	27		93	82					75	100	89	100	84	100	-163

Datum	Lysimeter	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	CI
01.09.2004	A3	97	90	100	73		92	75					82	100	89	0	100	100	-120
01.09.2004	A4	98	90	65	100		95	100					85	94	89	-33	88	100	-139
01.09.2004	A5	98	78	60	100		95	100					80	100	-31	-633	70	100	-130
01.09.2004	A6	100	31	60	100		93	86					75	100	68	-233	87	100	-84
28.09.2004	A1	31	100	100	57	100	100	100			25		72	70	33	21		100	58
28.09.2004	A2	65	81	75	0	17	91	93			25		55	100	-162	18		31	45
28.09.2004	A3	77	90	88	0	100	100	100			100		56	100	83	100		58	11
28.09.2004	A4	93	83	100	-86	100	100	94			-50		65	100	55	56		100	23
28.09.2004	A5	92	86	79	29	100	100	100			100		58	100	38	15		100	23
28.09.2004	A6	90	86	100	14	100	95	100			100		42	100	-38	54		100	8
03.11.2004	A1	-53	63	100	-12	100	92	100			100	100	40	100	6		54		47
03.11.2004	A2	23	74	100	13	100	100	100			0	100	42	100	100		87		23
03.11.2004	A3	58	58	100	50	50	100	100			-50	25	49	100	100		44		25
03.11.2004	A4	-6	58	100	63	100	100	100			-17	100	42	100	100		72		36
03.11.2004	A5	84	100	100	0	-17	100	100			50	100	61	91	57		67		19
03.11.2004	A6	17	100	100	13	100	100	100			33	100	59	70	38		97		13
03.12.2004	A1	94	100	100	100	100	100	100					40	100	0	-220			6
03.12.2004	A2	95	100	100	0	-25	100	100					45	100	100	100			-1
03.12.2004	A3	87	100	100	33	100	100	100					51	100	100	100			1
03.12.2004	A4	96	100	100	100	100	100	100					49	93	100	100			3
03.12.2004	A5	95	100	100	50	100	100	100					43	100	100	100			2
03.12.2004	A6	94	100	100	17	-25	100	100					33	100	73	100			-7
10.12.2004	A1				0	100								40	-133	42	59	100	-2
10.12.2004	A2	94			22	0							48	100	23	100	100	100	3
10.12.2004	A3	98			33	0							62	100	43	100	88	100	2
10.12.2004	A4	99			0	100							64	90	67	100	86	100	-1
10.12.2004	A5	91			22	-50							52	100	53	62	93	100	-1
10.12.2004	A6	99			44	100							70	90	3	100	86	100	2
21.01.2005	A1	99	100	100	81	100	100	100			100		88	100	95	100		100	-34
21.01.2005	A2	100	100	100	-15	64	99	100			100		88	94	86	100		100	-15
21.01.2005	A3	100	100	100	100	100	100	100			-33		95	94	100	100		100	-17
21.01.2005	A4	100	100	100	41	73	100	100			100		94	97	89	100		100	-5
21.01.2005	A5	98	100	100	100	100	100	100			100		89	100	92	71		100	-14
21.01.2005	A6	98	91	73	70	73	99	100			100		88	94	83	46		100	-6

Datum	Lysimeter	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	CI
23.03.2005	A1	82	80	82	100	100	100	100					-30	98	-90	-221	100		-138
23.03.2005	A2	90	83	76	0	100	100	100					62	98	61	41	13		-72
23.03.2005	A3	-46	48	53	-200	-133	-44	-86					11	100	-1506	-1497	34		-66
23.03.2005	A4	-29	74	65	-37	-33	73	61					47	100	-675	-921	8		-43
23.03.2005	A5	90	80	76	63	100	100	100					53	98	63	66	28		-101
23.03.2005	A6	87	74	74	25	100	100	100					64	98	71	66	100		-99
26.04.2005	A1	100	100	100	100		100	100			100	100	84	100	75	0		100	-16
26.04.2005	A2	93	92	71	100		98	94			100	100	72	100	87	56		100	-9
26.04.2005	A3	100	95	83	80		100	100			100	100	66	99	100	100		100	-12
26.04.2005	A4	99	94	77	100		100	100			100	100	70	99	96	87		100	-10
26.04.2005	A5	100	89	66	100		100	100			100	100	72	100	89	60		100	-16
26.04.2005	A6	100	87	51	100		100	100			100	100	64	99	80	33		100	-9
23.05.2005	A1	96	100	100	32	0	98	100					88	100	100	100			1
23.05.2005	A2	93	100	100	68	100	96	82					78	99	95	76			-1
23.05.2005	A3	94	100	100	63	17	96	100					94	98	94	100			-2
23.05.2005	A4	92	100	100	21	100	97	100					83	100	100	100			-1
23.05.2005	A5	97	100	100	63	33	100	100					71	100	100	100			-3
23.05.2005	A6	97	96	60	68	33	98	100					65	100	92	79			4
02.06.2005	A1	93	100	100	63	100	100	100					97	100	100				37
02.06.2005	A2	90	100	100	63	100	100	100					79	100	100				25
02.06.2005	A3	93	100	100	100	100	100	100					87	100	100				48
02.06.2005	A4	95	100	100	81	100	100	100					85	100	100				32
02.06.2005	A5	95	100	100	100	100	100	100					88	100	100				38
02.06.2005	A6	98	100	100	63	100	100	100					76	100	100				9
05.07.2005	A1	92	100	100	0	100	100	100					74	100	92	93	45	-68	-1101
05.07.2005	A2	94	88	84	40	100	96	100					53	100	86	86			-758
05.07.2005	A3	84	72	86	-100	20	95	100					62	98	80	93	63	100	-332
05.07.2005	A4	93	90	84	-80	100	100	100					60	98	86	90	66	70	-311
05.07.2005	A5	98	82	80	-160	-100	100	100					56	100	86	89	69	100	-773
05.07.2005	A6	84	71	66	100	100	83	68					55	98	82	89	55	57	-483
21.07.2005	A1	84	100	100	100	100	100	100					81	91	100	100			-38
21.07.2005	A2	92	100	100	100	100	100	100					73	88	100	100			-12
21.07.2005	A3	76	100	100	100	100	100	100					79	88	100	100			-13
21.07.2005	A4	69	100	100	75	100	100	100					70	93	100	100			-11

Datum	Lysimeter	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	Pd	Pd-f	Pt	Pt-f	CSB	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	CI
21.07.2005	A5	82	70	59	100	100	100	100					67	95	100	100			-10
21.07.2005	A6	78	100	100	100	100	100	100					69	91	100	100			0
15.08.2005	A1	85	100	100	-45	50	100	100					78	100	100		58	100	26
15.08.2005	A2	81	62	70	-191	17	100	100					47	100	100				13
15.08.2005	A4	93	100	100	64	100	100	100					76	100	100		57	100	10
15.08.2005	A5	73	100	100	-27	-17	100	100					83	100	86		53	100	15
15.08.2005	A6	73	62	60	45	100	100	100					74	100	76		62	100	21
08.09.2005	A1	97	100	100	74	63	100	100			100		89	100	100	100		100	-12
08.09.2005	A2	97	100	100	59	25	100	100			100		87	100	100	100		100	-10
08.09.2005	A4	94	100	100	74	13	100	100			100		88	100	100	100		100	-10
08.09.2005	A5	93	100	100	78	50	100	100			100		90	100	100	100		100	-8
08.09.2005	A6	94	92	64	85	63	100	100			100		89	100	91	64		100	-11

Anlage 4

Substratuntersuchungen nach Versuchsende

Ergebnisse der RFA-Analyse in mg/kg TM

Pulverpresslinge

Nr.	Bez.	Tiefe	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Hg	Mn	Fe	Al	Ca	P	Na
	Lys.	cm												
1	1	0 - 2	< 2,0	481	106	< 0,30	218	29,9	10140	351800	6022	63940	3944	5420
2	1	4 - 6	< 2,0	195	23	< 0,30	223	29,0	10180	367700	2277	68350	4231	880
3	1	20 - 22	< 2,0	109	7,0	< 0,30	179	30,2	10210	374900	1691	65640	4163	1980
4	1	60 - 62	< 2,0	72,8	< 1,0	< 0,30	198	27,0	10380	391000	1394	62170	4411	6320
5	4	0 - 2	39,3	477	302	< 0,30	136	< 0,20	1433	26810	37150	57600	1449	4410
6	4	4 - 6	16,9	103	24,5	< 0,30	67,3	< 0,20	674	21170	30050	87100	827	3700
7	4	20 - 22	16,3	58,9	17,1	< 0,30	42,8	< 0,20	594	22350	27810	86380	918	4790
8	4	60 - 62	14,8	35,0	10,3	< 0,30	79,2	< 0,20	549	21970	28440	93340	119	3790
9	5	0 - 2	35,8	525	168	< 0,30	204	< 0,20	2442	61000	70260	49140	2952	24200
10	5	4 - 6	18,4	194	70,4	< 0,30	211	< 0,20	1837	64740	78810	58240	2589	29200
11	5	20 - 22	15,3	127	64,4	< 0,30	240	< 0,20	1591	65630	79500	57980	2769	29300
12	5	60 - 62	13,9	92,7	54,7	< 0,30	191	0,80	1598	62170	82680	52970	2705	32500
13	6	0 - 2	27,4	211	59,4	< 0,30	46,7	< 0,20	635	8882	24750	4604	443	4100
14	6	4 - 6	17,3	70,3	16,6	< 0,30	9,5	< 0,20	206	3343	19180	1640	< 50	4700
15	6	20 - 22	13,7	40,2	7,6	< 0,30	< 5,0	< 0,20	123	2309	16730	1273	< 50	1700
16	6	60 - 62	16,1	5,1	1,2	< 0,30	< 5,0	< 0,20	47,5	1735	29450	661	< 50	8100
17	Ferrosorop		< 2,0	79,5	< 1,0	< 0,30	200	26,2	10280	391000	2177	56030	4184	3240

Ergebnisse der Eluatanalysen, DEV S 4

Nr.	Bez.	Tiefe	Pb	Zn	Cu
	Lys.	cm	mg/l	mg/l	mg/l
1	1	0 - 2	< 0,002	0,029	0,007
2	1	4 - 6	< 0,002	0,018	< 0,005
3	1	20 - 22	< 0,002	0,009	< 0,005
4	1	60 - 62	0,008	< 0,005	< 0,005
5	4	0 - 2	< 0,002	0,052	0,018
6	4	4 - 6	0,008	0,075	0,020
7	4	20 - 22	< 0,002	0,046	0,016
8	4	60 - 62	< 0,002	< 0,005	< 0,005
9	5	0 - 2	0,017	0,185	0,047
10	5	4 - 6	< 0,002	0,033	0,009
11	5	20 - 22	< 0,002	0,044	0,014
12	5	60 - 62	< 0,002	< 0,005	< 0,005
13	6	0 - 2	< 0,002	0,108	0,030
14	6	4 - 6	0,011	0,148	0,034
15	6	20 - 22	< 0,002	0,031	0,008
16	6	60 - 62	< 0,002	0,011	0,007
17	Ferrosorop		0,005	< 0,005	< 0,005

Ergebnisse der Fe-, Al- u. Mn-Oxidbestimmung

Nr.	Bez.	Tiefe	Fe _{ox}	Fe _{di}	Mn _{ox}	Mn _{di}	Al _{ox}	Al _{di}
	Lys.	cm	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	1	0 - 2	264987	143642	7484	5323	1334	234
2	1	4 - 6	268143	177033	8258	5890	1106	174
3	1	20 - 22	296929	170542	8113	5689	1138	160
4	1	60 - 62	287391	161381	8212	5245	1118	150
5	4	0 - 2	5802	8676	936	834	494	569
6	4	4 - 6	993	5782	350	329	108	319
7	4	20 - 22	311	5578	267	247	67	277
8	4	60 - 62	149	5099	242	195	55	265
9	5	0 - 2	3262	5197	620	714	3593	519
10	5	4 - 6	1110	1597	225	204	4493	219
11	5	20 - 22	689	979	102	95	4927	155
12	5	60 - 62	507	845	46	50	4863	130
13	6	0 - 2	2133	2943	305	298	183	178
14	6	4 - 6	773	1177	118	115	86	95
15	6	20 - 22	421	680	68	65	53	65
16	6	60 - 62	133	483	4	10	25	35
17	Ferrosorop		275316	147357	7997	5093	1007	139

ox: oxalatlöslich

di: dithionitlöslich

Ergebnisse pH-Wert, CaCO₃, Glühverlust

Nr.	Bezeichnung	Tiefe	pH-Wert	CaCO ₃ %	Glühverlust
	Lys.	cm		(s.u.)	%
1	1	0 - 2	7,53	8,27	12,48
2	1	4 - 6	7,64	9,71	11,68
3	1	20 - 22	7,65	8,88	11,31
4	1	60 - 62	7,81	8,33	11,18
5	4	0 - 2	7,44	8,40	4,36
6	4	4 - 6	7,56	11,83	1,58
7	4	20 - 22	7,65	10,67	1,27
8	4	60 - 62	7,72	11,27	1,12
9	5	0 - 2	7,32	0,29	3,68
10	5	4 - 6	7,19	(+)	1,23
11	5	20 - 22	7,17	0	0,84
12	5	60 - 62	7,26	0	0,79
13	6	0 - 2	7,11	(+)	1,64
14	6	4 - 6	7,09	(+)	0,65
15	6	20 - 22	7,05	0	0,39
16	6	60 - 62	7,11	0	0,19
17	Ferrosorop		7,35	8,19	10,91
18	Vulkatec		7,13	0,13	2,35
19	Sand 22		7,71	11,17	1,14
20	Quarzsand		4,53	0	0,16

(+) Kalk vorhanden (< 0,1%)

In der HCL Vorprobe sprudelten einzelne Teilchen,
In der gemörserten Probe war es nicht mehr messbar

Ergebnisse der KAKpot Bestimmung

Labor	Bezeichnung	Tiefe	KAK _{pot}	Austauschbare Kationen			
				Mg	Ca	Na	K
Nr.	Lys.	cm	cmol _c /kg	cmol _c Element / kg			
1	1	0 - 2	60,76	1,94	95,21	0,22	0,15
2	1	4 - 6	64,58	2,11	100,42	0,27	0,10
3	1	20 - 22	68,24	2,18	104,42	0,33	0,12
4	1	60 - 62	68,71	4,03	105,10	0,33	0,08
5	4	0 - 2	8,79	0,17	10,28	0,00	0,21
6	4	4 - 6	3,82	0,07	7,23	0,00	0,10
7	4	20 - 22	3,28	0,09	7,35	0,02	0,11
8	4	60 - 62	3,32	0,08	8,20	0,02	0,09
9	5	0 - 2	5,85	0,11	6,89	0,04	0,24
10	5	4 - 6	2,28	0,02	2,26	0,04	0,17
11	5	20 - 22	2,85	0,03	1,38	0,04	0,14
12	5	60 - 62	1,20	0,07	1,07	0,09	0,16
13	6	0 - 2	3,16	0,08	2,60	0,00	0,05
14	6	4 - 6	3,35	0,07	2,80	0,00	0,06
15	6	20 - 22	0,26	0,01	0,34	0,00	0,01
16	6	60 - 62	0,30	0,02	0,26	0,01	0,01
17	Ferrosorop		71,04	12,27	100,75	0,54	0,11

Anlage 5

Versuchsprotokolle zur Salzbelastbarkeit für Sand Nr. 22, Test 1

Sand 22

Beschickung des Filterrohres mit Trinkwasser

Besch. Nr.	Datum	Uhrzeit	Stichmaß [cm]		Setzung [cm]	gesamte Filterhöhe [cm]	Beschickung V [l]
			vorher	nachher			
1	18. Jul 03	13:10	50	51	1	69	4,17
2	21. Jul 03	13:00	51	52	1	68	4,17
3	22. Jul 03	11:15	52	53	1	67	4,17
4	25. Jul 03	12:00	53	52,2	-0,8	67,8	4,17
5	28. Jul 03	10:00	52,2	52,6	0,4	67,4	4,17
6	29. Jul 03	7:55	52,6	52,5	-0,1	67,5	4,17
7	30. Jul 03	13:00	52,5	52,6	0,1	67,4	4,17
8	31. Jul 03	17:00	52,6	52,5	-0,1	67,5	4,17
9	1. Aug 03	11:35	52,5	52,7	0,2	67,3	4,17
10	4. Aug 03	9:00	52,7	52,7	0	67,3	4,17
11	18. Aug 03	8:40	52,7	52,7	0	67,3	4,17
12	22. Aug 03	12:15	52,7	52,7	0	67,3	4,17
13	25. Aug 03	8:30	52,7	52,7	0	67,3	4,17
14	26. Aug 03	8:48	52,7	52,7	0	67,3	0,83
15	27. Aug 03	9:32	52,7	52,6	-0,1	67,4	4,17

Gesamtbeschickung [l]:	59,2
(entspricht [cm]):	710

Beschickung des Filterrohres mit Salzwasser, 2.287 mg/l Cl

Besch. Nr.	Datum	Uhrzeit	Stichmaß [cm]		Setzung [cm]	gesamte Filterhöhe [cm]	Beschickung V [l]
			vorher	nachher			
16	28. Aug 03	13:10	52,6	52,7	0,1	67,3	4,17
17	29. Aug 03	12:20	52,7	52,8	0,1	67,2	4,17
18	1. Sep 03	10:00	52,8	52,5	-0,3	67,5	4,17
19	2. Sep 03	9:00	52,5	52,4	-0,1	67,6	4,17
20	3. Sep 03	9:00	52,4	52,4	0,0	67,6	4,17
21	4. Sep 03	15:35	52,4	52,4	0,0	67,6	4,17
22	9. Sep 03	9:30	52,4	52,6	0,2	67,4	4,17
23	10. Sep 03	8:45	52,6	52,7	0,1	67,3	4,17
24	11. Sep 03	8:50	52,7	52,4	-0,3	67,6	4,17
25	12. Sep 03	8:00	52,4	52,3	-0,1	67,7	4,17

Substratentnahme nach Beschickungen

Gesamtbeschickung [l]:	41,7
(entspricht [cm]):	500

Beschickung des Filterrohres mit Salzwasser 6.268 mg/l Cl

Besch. Nr.	Datum	Uhrzeit	Stichmaß [cm]		Setzung [cm]	gesamte Filterhöhe [cm]	Beschickung V [l]
			vorher	nachher			
26	8. Okt 03	12:15	52,9	53,2	0,3	64,7	4,17
27	9. Okt 03	16:20	53,2	53,2	0,0	64,7	4,17
28	16. Okt 03	13:15	53,2	53,3	0,1	64,6	4,17
29	17. Okt 03	8:30	53,3	53,2	-0,1	64,7	4,17
30	20. Okt 03	10:30	53,2	53,2	0,0	64,7	4,17
31	21. Okt 03	15:25	53,2	53,4	0,2	64,5	4,17
32	23. Okt 03	13:00	53,4	53,2	-0,2	64,7	4,17
33	28. Okt 03	8:50	53,2	53,1	-0,1	64,8	4,17
34	29. Okt 03	10:15	53,1	53,3	0,2	64,6	4,17

Gesamtbeschickung [l]:	37,5
(entspricht [cm]):	450

Beschickung des Filterrohres mit Salzwasser 60.966 mg/l Cl

35	5. Nov 03	11:00	53,3	53,5	0,2	64,4	4,17
----	-----------	-------	------	------	-----	------	------

Substratentnahme nach Beschickung

Beschickung des Filterrohres mit Trinkwasser

36	6. Nov 03	10:30	nicht gem.	nicht gem.	nicht gem.	nicht gem.	4,17
----	-----------	-------	------------	------------	------------	------------	------

Substratentnahme nach Beschickung

Bestimmung des kf-Wertes

Sand 22

Abstich auf OK Dränageschicht: 100 cm

Messung Nr.	Datum	Wasserstände (ab OK Rohr)			Δt [s]	v [m/s]	Abstich auf OK Filter [cm]	Höhe Filterschicht [cm]	mittlerer hydraulischer Höhenunterschied, h	Durchlässigkeitsbeiwert k [m/s]
		vorher [cm]	nachher [cm]	Δh [cm]						
Beschickung mit Trinkwasser										
4	25. Jul 03	40,0	50,0	10,0	3510	2,8E-05	52,6	47,40	55,0	2,5E-05
11	18. Aug 03	42,2	51,1	8,9	2160	4,1E-05	52,7	47,30	53,4	3,7E-05
13	25. Aug 03	40,0	46,4	6,4	7200	8,9E-06	52,7	47,30	56,8	7,4E-06
15	27. Aug 03	12,2	36,0	23,8	19860	1,2E-05	52,6	47,36	75,9	7,5E-06
	27. Aug 03	36,0	38,8	2,8	3060	9,2E-06	52,6	47,36	62,6	6,9E-06
	27. Aug 03	38,8	44,4	5,6	6960	8,0E-06	52,6	47,36	58,4	6,5E-06
Beschickung mit Salzwasser c = 2287 mg/l Cl										
22	9. Sep 03	40,0	48,5	8,5	6720	1,3E-05	52,5	47,50	55,8	1,1E-05
24	11. Sep 03	28,7	34,2	5,5	4320	1,3E-05	53,1	46,90	68,6	8,7E-06
	11. Sep 03	34,2	39,5	5,3	5580	9,5E-06	53,1	46,90	63,2	7,1E-06
	11. Sep 03	39,5	49,5	10,0	12660	7,9E-06	53,1	46,90	55,5	6,7E-06
25	12. Sep 03	5,2	26,2	21,0	15720	1,3E-05	52,4	47,65	84,3	7,6E-06
	12. Sep 03	26,2	32,7	6,5	6180	1,1E-05	52,4	47,65	70,6	7,1E-06
	12. Sep 03	32,7	37,5	4,8	5100	9,4E-06	52,4	47,65	64,9	6,9E-06
Beschickung mit Salzwasser c = 6268 mg/l Cl										
33	28. Okt 03	21,9	35,9	14,0	11640	1,2E-05	53,15	46,85	71,1	7,9E-06
	28. Okt 03	35,9	41,3	5,4	5700	9,5E-06	53,15	46,85	61,4	7,2E-06
	28. Okt 03	41,3	43,2	1,9	1860	1,0E-05	53,15	46,85	57,8	8,3E-06
34	29. Okt 03	23,6	31,2	7,6	6900	1,1E-05	53,2	46,80	72,6	7,1E-06
	29. Okt 03	31,2	36,4	5,2	5220	1,0E-05	53,2	46,80	66,2	7,0E-06
	29. Okt 03	36,4	44,0	7,6	7980	9,5E-06	53,2	46,80	59,8	7,5E-06
Beschickung mit Trinkwasser										
36	6. Nov 03	27,8	29,5	1,7	14220	1,2E-06	53,4	46,60	71,4	7,8E-07

Anlage 6

Auswirkungen von Straßenabflüssen bei der Einleitung in Oberflächen- gewässer

(Die folgenden Angaben sind einem von IFS erarbeiteten Zwischenstand zum ESOG-Projekt entnommen, das durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft (MUNLV) des Landes NRW finanziert und von Herrn Prof.-Dr. Uhl (FH Münster) geleitet wird)

Nach Merkblatt BWK-M3 wird zwischen hydraulischer und stofflicher Belastung bei Niederschlagswassereinleitungen in Oberflächengewässer unterschieden. Nach Tabelle 1 werden dabei abhängig von der Gewässersituation akute und verzögerte Wirkungen sowie Langzeitwirkungen unterschieden.

Tabelle 1: Gefährdungspotenzial von Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung der Gewässerempfindlichkeit (BWK 2001)

		Akute und verzögerte Wirkungen			Langzeitwirkungen			
		hydraulische Einflüsse	stoffliche Einflüsse (physikal.-chem.)		morphologische Schädigung	stoffliche Einflüsse		
		hydr. Stress / Geschlebeumlagerungen	O ₂ -Defizit	NH ₃ - N Toxizität	Strukturdefizite	Nährstoffe / Eutrophierung	Akkumulat.: Verschlammung / Schwermetalle / Xenobiotika	
Gewässergröße	Lage des Einzugsgebietes							
	Bäche / kleine Flüsse	Mittelgebirge (steil)	++ (+)	(+)	(+)	+ (+)	(+)	
	A _{E0} < 500 km ²	Tiefland (flach)	+ (++)	(++)	(++)	++ (+)	(+)	+ (+)
gestaut / stauge-regelt		+	+	(+)	(+)	+ (+)	+ (+)	
Flüsse / Ströme	A _{E0} > 500 km ²	Mittelgebirge (steil)	-	-	-	(+)	(+)	(+)
		Tiefland (flach)	(+)	(+)	-	(+)	(+)	(++)
		gestaut / stauge-regelt	-	(+)	+	(+)	+ (+)	+ (++)

Auf wesentliche Punkte bei der stofflichen Belastung wird nachfolgend eingegangen.

akute und verzögerte Wirkungen

Ammoniaktoxizität:

Ammoniak kann akut toxisch auf die Gewässerbiozönose wirken. In den Regenabflüssen von Straßen ist Ammonium enthalten, das in einem chemischen Gleichgewicht zum Ammoniak steht. Zu welchen Teilen sich das Ammoniak nach der Einleitung im Gewässer bildet, hängt vom pH-Wert ab. Ob es durch eine Einleitung zu einer akuten Ammoniaktoxizität kommt, hängt u.a. von der Belastungsdauer, Temperatur, Sauerstoffversorgung und der untersuchten Art ab (u.a. LAMMERSEN 1997).

Zur Bewertung der Ammoniaktoxizität existiert nach Merkblatt BWK-M3 ein immissionsorientiertes Nachweisverfahren, bei dem eine Ammoniakkonzentration von 0,1 mg/l NH₃-N im Gewässer als kritisch angesehen wird. Für eine detaillierte Nachweisführung der Ammoniaktoxizität werden Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte von BWK (2006) vorgeschlagen, die sich für Mittelgebirgs-/Tieflandgewässer und Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges unterscheiden. Nach Merkblatt BWK-M3 ist die Wahrscheinlichkeit von toxischen Ammoniakkonzentrationen bei der Einleitung von Straßenabflüssen insgesamt gering.

Sauerstoffdefizit:

Durch die Einleitung von sauerstoffzehrenden Stoffen kann es im Gewässer durch Sauerstoffmangel zu akut letalen Wirkungen bei der Gewässerbiozönose kommen. Ob geringe Sauerstoffkonzentrationen zu einer akuten Schädigung führen hängt von der Belastungsdauer, der Temperatur und der untersuchten Art ab (u.a. LAMMERSEN 1997).

Mit dem genannten Nachweisverfahren des Merkblatt BWK-M3 ist eine Bewertung der Sauerstoffkonzentrationen möglich. Dabei wird eine Unterschreitung der Sauerstoffkonzentration von 5 mg/l O₂ im Gewässer als kritisch angesehen. Für eine detaillierte Nachweisführung der Sauerstoffkonzentration werden Häufig-

keits-Dauer-Grenzwerte von BWK (2006) vorgeschlagen, die sich für Mittelgebirgsgewässer, Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges und Tieflandgewässer unterscheiden.

Welchen Einfluss die über den Straßenabfluss eingeleiteten sauerstoffzehrenden Stoffe auf die Sauerstoffkonzentration im Gewässer haben, hängt von den örtlichen Verhältnissen (Vorbelastung des Gewässers, Wiederbelüftungsrate, Abbauraten für die organ. Substanz) ab. Nach derzeitigem Kenntnisstand treten kritische Sauerstoffkonzentrationen bei der Einleitung von Straßenabflüssen üblicherweise nicht auf.

Temperaturbeeinflussung:

Zu Beginn eines Regenereignisses kann es durch die Einleitung von Straßenabflüssen zu einer plötzlichen Temperaturerhöhung im Gewässer kommen, die schädlich für die Biozönose sein kann. Dies kann hauptsächlich im Sommer der Fall sein, wenn durch starke Sonneneinstrahlung die Temperatur der Straßenoberfläche hoch ist und das Gewässer einen geringen Wasserstand aufweist (ROSSI 2004). Aus diesem Grunde sind Temperaturkriterien für eine immissionsorientierte Bewertung von Einleitungen in der EG-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) nach Tabelle 2 festgelegt worden.

Nach einer Untersuchung aus der Schweiz ist der Einfluss von Temperaturänderungen durch Trennsystemeinleitungen auf Wirbellose eher gering. Problematisch können Einleitungen für Forellen werden, wenn z.B. die Einleitung in relativ kalte Gewässer erfolgt, die durch Quellen oder Grundwasser gespeist werden. Der Regenabfluss weist dabei unter „normalen“ Bedingungen (Regen von einstündiger Dauer, zweijährliche Periodizität) Temperaturen von weniger als 21 – 22 °C auf, wenn der Bewertungsraum auf dem gleichen Breitengrad wie die Schweiz oder nördlicher liegt. Unter außergewöhnlichen Bedingungen können aber auch Temperaturen von bis zu 29 °C erreicht werden. (ROSSI 2004)

Tabelle 2: Thermische Grenzbelastung, EG-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG)

Kriterium	Grenzbelastung	
	Cypridengewässer	Salmonidengewässer
maximale Jahrestemperatur	> 28 °C	> 21,5 °C
maximale Wintertemperatur (nur soweit winterlaichende Arten vertreten)	> 10 °C	> 10 °C
maximale Aufwärmung durch Einleitung	> 3 K	> 1,5 K

Langzeitwirkungen

Eutrophierung:

Durch Straßenabflüsse werden auch Nährstoffe in die Gewässer eingetragen. Diese können zu einer vermehrten Entwicklung der Produzenten beitragen (Eutrophierung). Durch vermehrten Abbau der Biomasse kommt es zu einer Sauerstoffzehrung. Überschreitet diese Zehrung einen kritischen Wert, so treten vermehrt anaerobe Fäulnisprozesse auf, die die natürliche Biozönose zerstören. Der Umfang der Primärproduktion der Produzenten hängt im Wesentlichen vom Angebot an Licht und an Nährstoffen ab. Der im Verhältnis zu allen anderen Nährstoffen in geringster Menge vorhandene Nährstoff begrenzt die Primärproduktion. Dieser Minimumfaktor ist in der Regel Phosphor. Eine ausführliche Darstellung der Eutrophierungsproblematik ist in HAMM et al. (1991) gegeben. Nach Tabelle 1 ist insbesondere bei gestauten und staugeregelten Gewässern der Einfluss der Niederschlagswassereinleitung in Bezug auf die Eutrophierung relevant. Dies sind nach BWK (2006) insbesondere natürliche Seen, Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau und staugeregelte Gewässer mit überwiegenden Abflussanteilen aus niederschlagsbedingten Einleitungen.

Verschlämmung:

Der Eintrag von Feststoffen in die Gewässer stellt eine Belastung dar. Durch den Transport im Wasser erhöht sich die Schwebstoffkonzentration in der fließenden Welle, die zu Stressmomenten bei Fischen und Kleinlebewesen führt und ein erhöhtes Driftverhalten bewirkt (BUCHER 2001). Durch ständigen Transport erheblicher Mengen feinkörnigen Materials werden Fangnetze, die manche ortsfeste niedere Tiere zum Nahrungserwerb bauen, verstopft und damit unwirksam. Der verstärkte Schwebstofftransport führt daher zum Verschwinden dieser Organismen. Weiterhin kann es durch Eintrag und Ablagerung von Feinsedimenten zu einer Verschlämmung / Kolmation des Lückensystems (hyporheische Interstitial) unter der Gewässersohle kommen. Dies führt zu einem Verlust von Laichplätzen für kieslaichende Fische und insgesamt zu einer Verarmung der Lebensgemeinschaft (u.a BRUNKE 2001, BORCHARDT et al. 2001, BUCHER 2002).

Für den Reproduktionserfolg von Salmoniden sind nach MOLLS et al. (2002) neben der Verringerung der Durchflussraten im Interstitial durch Verschlämmung / Kolmation noch weitere Faktoren von Bedeutung. Dazu gehören erhöhte Sauerstoff-Zehrungsraten im Interstitial durch übermäßige Zufuhr gelöster und partikulärer organischer Substanz, Verringerung der Durchflussraten im Interstitial durch Eutrophierung des Gewässers (u.a. Algent Teppich auf dem Gewässergrund), Einschränkung der Umlagerungsdynamik von Kiesbänken durch technischen Gewässer Ausbau (Ausfall der natürlichen „Kiesreinigung“) und akute oder chronische Einflüsse durch wasserchemische Belastungen. Bezogen auf den Einflussfaktor Verschlämmung / Kolmation erfolgt für das Einzugsgebiet der Bröl (Zufluss zur Sieg) eine Bilanzierung des AFS-Eintrags in das Gewässer, bei dem die Haupteintragspfade über Gründland bzw. Abflüsse aus Trennsystemen erfolgen, wobei auch direkte Abflüsse von Straßen zur Belastung beitragen (MOLLS et al. 2002).

Eine Ableitung allgemein gültiger Fracht- oder Konzentrationsgrenzwerte für den Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Gewässer ist nach Merkblatt BWK-M 3 derzeit jedoch nicht möglich. Wegen der besonderen Bedeutung werden jedoch für Großsalmoniden-Laichgewässer von BWK (2006) Grenzwerte für AFS-Konzentrationen im Gewässer vorgeschlagen, die für Abflüsse \leq MQ gelten und auf Dauer-Häufigkeitsstufen beschränkt sind, die für Niederschlagswassereinleitungen relevant sind.

Schwermetalle:

(Nachfolgende Ausführungen sind größtenteils zitiert aus UHL et al. (2005))

Straßenabflüsse tragen zu einem wesentlichen Teil zum Eintrag von Schwermetallen in Gewässer bei. Dabei kann es sowohl zu Langzeitwirkungen als auch zu akuten Wirkungen kommen.

Nach Tabelle 1 ist bei den Langzeitwirkungen die Akkumulation im Gewässer von Bedeutung. Bezogen auf die Einleitungen ist damit die Jahresfracht relevant. Dies zeigen auch Untersuchungen von Sedimentproben aus Fließgewässern mit weitgehend standardisierten Biotests, bei denen die Biotestergebnisse mit der Schwermetallbelastung der Sedimente signifikant positiv korreliert ist (DUFT et al. 2003).

Darüber hinaus können im Einzelfall auch ereignisbezogene Konzentrationen von Relevanz sein. Abflüsse geringer Niederschläge bewirken im Einleitungsbereich eine Ansammlung schwermetallangereicherter Sedimente, die bei höheren Abflüssen resuspendiert und als Welle stromab transportiert werden. Dabei können starke Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen im Gewässer auftreten. Der pH-Wert und Härte beeinflussen die Löslichkeit der meist partikulär eingetragenen Schwermetalle und dadurch gegebenenfalls ihre Mobilität. Die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle wird dadurch bestimmt, ob sie in gelöster Form oder über die sedimentgebundene Nahrungskette in die Organismen gelangen können und in welchem Maße es dort zu einer Anreicherung kommt.

Die Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft hängen ab von:

- dem jeweiligen Schwermetallelement
- der Konzentration (gelöst oder partikulär)
- der Form, in der das Schwermetall vorliegt (gelöst, in Ionen-Form, partikulär als un-lösliches Salz oder adsorbiert an Partikel (z.B. Tonminerale); als Organo-Schwermetall oder angereichert in der Biomasse (z.B. in Fettgeweben))
- der Empfindlichkeit der einzelnen Arten gegenüber dem jeweiligen Schwermetall
- der Dauer und Häufigkeit der Exposition.

Als ökologisch bedeutsam sind vor allem erhöhte Kupferkonzentrationen anzusehen. **Kupfer**-Ionen wirken in hohem Maße algizid und schädigen hierdurch das Phytobenthos in Abundanz und Zusammensetzung. Kupfer-Ionen können jedoch auch auf die aquatische Fauna z.T. direkt toxisch wirken. So reagieren nach

GÜVEN et al. (1999) besonders Bachflohkrebse (Gammaridae) sehr empfindlich auf Kupfergehalte. Der LC50 dieser Art liegt bei 0,1 ppm Kupfer. Bachflohkrebse nehmen in Bachoberläufen, in denen auf Grund ungünstiger Verdünnungsverhältnisse besonders mit kritischen Kupfer-Konzentrationen zu rechnen ist, eine Schlüsselstellung im Ökosystem ein.

Zink, das ebenfalls häufig in Straßenabläufen in erhöhter Konzentration nachgewiesen wird, verhält sich ähnlich wie Kupfer, jedoch liegen hier die biologisch kritischen Konzentrationen höher MALTBY/NAYLOR (1990).

Neben der direkten Wirkung von Schwermetall-Ionen muss für die Abschätzung der biologischen Bedeutung auch eine mögliche bakterielle Umsetzung mit berücksichtigt werden. Bakterien sind, vor allem an der Grenzschicht zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen, in der Lage, einige Schwermetalle zu alkylieren. Die entstehenden Organo-Schwermetallverbindungen sind in der Regel um ein vielfaches toxischer als das entsprechende anorganische Schwermetall-Ion. Ausführlich sind Bildung und Toxizität der Organo-Quecksilber-Verbindungen untersucht (MADSEN/BENOIT 2003). Aber auch **Blei** kann bakteriell alkyliert werden und z.B. als Triethyl-Blei über mehrere Monate stabil bleiben. Organo-Blei-Verbindungen können auf verschiedenen Stoffwechselwegen in tierischen und pflanzlichen Organismen umgesetzt werden. Bei Tieren und Menschen erfolgt häufig eine rasche Ausscheidung über den Urin. Jedoch kommt es zu Anreicherungen in Nieren, Leber und Gehirn. Konzentrationen von 0,33 mg/l Organo-Blei-Verbindung reduzieren das Zellwachstum von Grünalgen um 32 – 85 % (JOSHINAGA 2003).

In Tabelle 3 sind die Qualitätsziele zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für ausgewählte Schwermetalle nach MUNLV (2003) aufgeführt.

Tabelle 3: Beurteilungsgrundlage für den ökologischen Zustand (Chemie) (MUNLV 2003)

Substanz ¹⁾	bei Überschreitung	
	gefährdet mg/kg	möglicherweise gefährdet mg/kg
Chrom	640 ²⁾	320 ²⁾
Kupfer	160 ²⁾	80 ²⁾
Zink	800 ²⁾	400 ²⁾
Zinn	20 ³⁾	10 ³⁾

1) Stoffe der Liste II der Richtlinie 76/464/EWG

2) Entwurf MusterVO, Anhang 4, Nr. 2

3) Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft für den Zeitraum 1999-2001

Chlorid:

Chloride sind in fast allen Binnengewässern enthalten und in geringen Konzentrationen für die aquatische Biozönose unbedenklich. Nach Angaben der LAWA (zitiert in MUNLV/LUA 2000) werden Fließgewässer mit Chloridkonzentrationen von 50 – 100 mg/l als gering belastet eingestuft werden. Bei Chloridkonzentrationen von 200-400 mg/l sind bereits Änderungen der Besiedlung festzustellen, während sich bei Chloridkonzentrationen von 400 – 1000 mg/l nur noch Biozönosen entwickeln, die hinsichtlich Artenzusammensetzung und Artenanzahl merklich reduziert sind. Nach MUNLV/LUA (2000) wirken sich kurzfristige und größere Schwankungen des Salzgehaltes besonders nachteilig auf die osmotische Regulation der aquatischen Biozönose aus. Angaben zur nachteiligen Dosis werden jedoch nicht gemacht.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK):

Nach einer Zusammenstellung von HARITOPOULOU (1996) ist die stark karzinogene Wirkung an Tieren mit Mutagenitätstests gegenüber einigen der PAK nachgewiesen. Bei aquatischen Organismen, die sich in PAK beladenen Sedimenten aufhalten, findet eine Bioakkumulation der PAK statt. Eine dadurch bedingte empfindliche, subletale Störung der Organismen kann jedoch nicht nachgewiesen werden. Dies zeigen auch Untersuchungen von Sedimentproben aus Fließgewässern mit weitgehend standardisierten Biotests, bei denen die Biotestergebnisse mit der PAK-Belastung der Sedimente nicht korreliert sind (DUFT et al. 2003). Aufgrund ihrer karzinogenen Wirkung sind einige der PAK in die Liste prioritärer Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie (Anhang X) aufgenommen.

Anlage 7

Hinweise zu den Untersuchungen an Absetzbecken

Tabelle: Kenndaten der in Messprogrammen untersuchten Sedimentationsbecken (nach KASTING [2003])

Becken - Messprogramm / Literaturquelle		Maarhäuser Weg A 59	Singen B 33/34 Krauth/Stotz [1993]	Westhoyer Weg A 4	Pleidelsheim A 81 Krauth/Klein [1982]	Oberelsesheim A 6 Krauth/Klein [1982]	Ulm West A 8 / B 10 Krauth/Klein [1981]
Gebietsdaten							
Gesamteinzugsgebiet A_{ges}	[ha]	5,13	15,3	7,58	1,3	2,52	25
befestigte Fläche A_{bef}	[ha]	3,55	5,54	6,68	1,3	2,16	9,9
Einzugsgebiet		Autobahn	Straße / Industriegebiet	Autobahn	Autobahn	Autobahn	Autobahn
Art der Entwässerung		befestigte Rinne / Kanal	befestigte Rinne u. Rasenmulden / Kanal	befestigte Rinne / Kanal	befestigte Rinne / Kanal	befestigte Rinne / Kanal	befestigte Rinne u. Rasenmulden / Kanal
Bauweise							
Erd-/Betonbecken vorgeschaltetes RRB		Erdbecken nein	Erdbecken nein	Betonbecken nein	Betonbecken nein	Betonbecken ja	Betonbecken ja
Begrenzung Zulauf	[l/s]	nein	nein	nein	nein	50	100
kritische Bemessungsregenspende	[l/s/ha A_{bef}]	-	-	-	-	23	10
Beruhigung Zulauf		nein	(Geröll- und Geschiebeschacht)	Tauchwand	4 DN 300 und Tauchwand	3 DN 300 und getauchter Zulauf	4 getauchte Zuläufe
Ablaufdrosselung		ja	nein	nein	nein	nein	nein
Getauchter Ablauf		nein	ja	ja	ja	ja	ja
Funktion als Leichtstoffabscheider		nein	ja	ja	ja	ja	ja
Geometrie							
Länge x Breite x Tiefe ¹⁾	[m]	45 x 20,2 x 0,83 ²⁾	13,5 x 4 x 0,56 ³⁾	28 x 8 x 1,5	17,7 x 6 x 1,8	(4,2+2,5)x2,4x2,2 ⁴⁾	10 x 4 x 2,23
Länge / Breite	[-]	2,2	3,4 / 1	3,5 / 1	3 / 1	2,8 / 1	2,5 / 1
Wasserfläche bei Dauerstau	[m ²]	910	54 ⁵⁾	224 ⁷⁾	107	16	40
spez. Wasserfläche	[m ² /ha A_{bef}]	256	9,7 ⁵⁾	33,5 ⁷⁾	82	7,4	4
Dauerstauvolumen	[m ³]	720	30 ⁶⁾	336 ⁷⁾	194 ⁸⁾	35,4	89
spez. Dauerstauvolumen	[m ³ /ha A_{bef}]	202	5,4 ⁶⁾	50,3 ⁷⁾	149	16,3	9
Hydraulik							
max. Zufluss	[l/s]	153	200	601	40	50	100
Untersuchungszeitraum							
mittlere Horizontalgeschwindigkeit beim max. Zufluss	[m/s]	0,013 ⁹⁾	0,3 – 0,02 ¹⁰⁾	0,05	0,0037	0,01	0,01
max. Oberflächenbeschickung	[m/h]	0,6	13,3 ⁵⁾	9,7	2,0	11,3 ⁴⁾	9
Untersuchungszeitraum							

1) Längenangaben inklusive ggf. vorhandener Zu- und Ablaufbereiche

2) Beckengeometrie ist unregelmäßig, es sind die mittleren Werte angegeben

3) Beckengeometrie ist sehr unregelmäßig. Aufgrund Verlandung beträgt die wirksame Oberfläche nur 54 m². Die max. Oberflächenbeschickung ist aufgrund des max. Zuflusses und der wirksamen Oberfläche berechnet.

4) inklusive des vorgeschalteten Schlammfanges

5) Werte sind bezogen auf die wirksame Wasserfläche

6) abgeleitet aus der spez. Wasserfläche und der mittleren Tiefe

7) bezogen auf Bereich zwischen den Tauchwänden ergeben sich folgende Werte: 183 m² (27 m²/ha Ared) bzw. 275 m² (41 m²/ha Ared)

8) Volumen inklusive Ein- und Auslaufbereich

9) bezogen auf Messquerschnitt Nr. 3 im Bereich des Zulaufes

10) im Einlaufbereich liegt die Horizontalgeschwindigkeit bei 0,3 m/s

Die Becken unterscheiden sich hinsichtlich Bauart, Dimensionen, Anlagenkonfiguration und Einzugsgebiet. Auf die wesentlichsten Unterschiede wird nachfolgend eingegangen:

Das Becken **Maarhäuser Weg** ist ein Rückhaltebecken mit einem groß dimensionierten Dauerstau von $202 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{A}_{\text{reg}})$, der als Absetzbecken dient (LANGE et al. [2003]). Der Dauerstaubereich ist mit Schilf und Rohrkolben bepflanzt, der zu einer Vergleichmäßigung der Strömung beiträgt. Durch die großen Dimensionen wird bei diesem Becken nach KASTING [2003] die Aufenthaltszeit nicht durch die maximale Oberflächenbeschickung eines Ereignisses, sondern durch die zeitliche Abfolge zu den nachfolgenden Regenereignissen bestimmt. Die Aufenthaltszeiten, in denen eine Sedimentation erfolgen kann, liegen daher im Bereich von mehreren Tagen. Die Wirkungsgrade für dieses Becken sind daher überwiegend hoch.

Das Erdbecken in **Singen** weist nach KRAUTH/STOTZ [1993] durch Auflandungsprozesse nur eine geringe wirksame Wasseroberfläche und eine geringe Dauerstautiefe (Mittel 0,56 m) auf, die damit deutlich unter dem empfohlenen Wert von 2 m nach RAS-Ew liegt. Dies führt zu den insgesamt sehr niedrigen Wirkungsgraden.

Das Becken **Westhover Weg** ist im Wesentlichen nach den Empfehlungen der RiStWag [1982] gebaut. Die über ein kalibriertes Niederschlags-Abfluss-Modell ermittelte Oberflächenbeschickung hält die Empfehlungen der RiStWag von $\leq 9 \text{ m/h}$ für das einjährige Ereignis ein. Wird der Bemessungszufluss aufgrund von Regenspenden ermittelt, wie es nach RiStWag vorgesehen ist, so zeigt sich, dass der Bemessungswerte der RiStWag nicht eingehalten werden kann (IFS [2005]).

Nach LANGE et al. [2003] wurde beim Becken Westhover Weg bei Starkregenereignissen eine Remobilisierung bereits abgelagerter Sedimente festgestellt, was nach einer Untersuchung von IFS [2005] auf die Zulaufkonstruktion (Zulauf ist über dem Dauerwasserstand angeordnet und der Zulaufstrahl wird durch die vordere Tauchwand auf die Beckensohle abgedrängt) zurückzuführen ist. Da die Zulaufkonstruktion nach RiStWag eine übliche Bauweise darstellt, die auch in einer Erhebungsuntersuchung von IFS [2005] an Absetzbecken überwiegend ausgeführt ist, stellt die Remobilisierung bereits abgesetzter Sedimente durch die hydraulische Belastung ein generelles Problem dar. Das Becken Westhover Weg weist daher nur geringe Wirkungsgrade auf. Hinweise zu einer optimierten Bauweise (getauchter Zulauf ohne weitere Prallplatte bzw. Tauchwand im Zulaufbereich), mit der eine Remobilisierung vermieden werden kann, sind in IFS [2005] enthalten.

Den Becken in **Ulm West** (KRAUTH/KLEIN [1981]) und **Obereisesheim** (KRAUTH/KLEIN [1982]) ist ein Regenrückhaltebecken vorgeschaltet, so dass der Zulauf zu den Becken begrenzt und gleichmäßig ist. In Obereisesheim ist zudem das Absetzbecken zweistufig als Schlammfang mit nachgeschaltetem Leichtflüssigkeitsabscheider ausgebildet. Die gemessenen Wirkungsgrade beziehen sich auf die Kombinationswirkung aus Regenrückhaltebecken und Absetzbecken.

Für das Becken in **Pleidelsheim** sind nach den Angaben von KRAUTH/KLEIN [1982] nur Ereignissen gemessen worden, deren Oberflächenbeschickungen weniger als 2 m/h erreicht haben. Die ermittelten hohen Wirkungsgrade beziehen sich damit auf ein Absetzbecken mit geringer hydraulischer Belastung.