



Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“





**Bodenkundliche Untersuchungen im
Rahmen des Entwicklungsvorhabens
„Versickerung des Niederschlagswassers
von befestigten Verkehrsflächen“**

Impressum

Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens
„Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“
ISBN (Online-Version): 978-3-940009-96-8

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.

Bearbeitung

BIOPAN-Landeskulturgesellschaft,
Pfohlhofstraße 20, 74889 Sinsheim,
Tel. 07261-5995, Fax -61406, email: bioplan-lambert@t-online.de

Dipl.-Ing.(FH) Angela Nadler, Dr.-Ing. Erhard Meißner
Ref. 66/LfU

© Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 2008

Alle Rechte vorbehalten. Nachdruck und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers.

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass der Untersuchung	5
2	Untersuchungsgegenstand und -methoden	6
2.1	Untersuchungsgegenstand	6
2.2	Untersuchungen	11
2.2.1	Sedimentprobenahme	11
2.2.2	Bodenprobennahme	11
2.2.3	Analytik der Sediment- und Bodenproben	11
2.2.4	Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit	12
2.2.5	Überstautracerversuche	13
2.2.6	Kleinsäulenversuche	14
2.2.7	Zink als Leitparameter der Untersuchung	14
3	Ergebnisse	15
3.1	Eigenschaften der Straßenabflüsse	15
3.1.1	Phasenverteilung der Schadstoffe	15
3.1.2	Carbonatgehalte	19
3.1.3	Jahresgang	22
3.2	Filterhydraulik	24
3.2.1	Lysimeter	24
3.2.2	Filtersack	31
3.3	Depotbildung	36
3.3.1	Sediment	36
4	Filtrationsleistung	59
4.1	Augsburger Versuchsvarianten	59
4.2	Kleinsäulen	65
4.3	Einflüsse der Substrateigenschaften	71
4.3.1	Korngrößenverteilung	71
4.3.2	Organische Substanz	73
4.3.3	Eisen	76

4.3.4	Carbonat	77
5	Schlussfolgerungen	81
5.1	Anforderungen an das Filtersubstrat	81
5.2	Filtergröße	81
5.3	Standzeit der Filtration	81
5.4	Übertragbarkeit	82
6	Zusammenfassung	83
6.1	Eigenschaften der Augsburger Straßenabflüsse	83
6.2	Mineralisierung und DOC-Freisetzung von organischer Substanz	84
6.3	Mechanische Filtrationsleistung	84
6.4	Sandiges Filtersubstrat	85
6.5	Sedimentfiltration	85
7	Literatur	87
8	Anhang	91

1 Anlass der Untersuchung

Im Jahr 1996 startete das Entwicklungsvorhaben „Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen“ an der Derchinger Straße in Augsburg. Die Versuchsanlage wurde über einen Zeitraum von 9 Jahren betrieben. Dabei wurden in regelmäßigen Abständen der gesammelte Niederschlag, der Straßenabfluss und das Sickerwasser der Lysimeter untersucht, die Ergebnisse können dem Abschlussbericht (Bayer. Landesamt für Umwelt, 2008) entnommen werden. Am Ende dieser langen Untersuchungszeit konnten bodenkundliche Untersuchungen in Auftrag gegeben werden.

Mit den Untersuchungen sollen folgende Fragen geklärt werden:

- In welchem Umfang unterscheiden sich die stofflichen Rückhalteleistungen der verschiedenen Filteranlagen?
- Für welche Betriebszeit kann eine hohe stoffliche Rückhalteleistung erwartet werden?
- Können die an der Versuchsanlage gewonnenen Ergebnisse auf andere Standorte in Bayern übertragen werden?

Der Auftrag wurde an die Bioplan-Landeskulturgesellschaft in Sinsheim vergeben, die aufgrund ihrer langjährigen Erfahrung im Bereich der Bodenfilter besonders für die Beurteilung von Böden in Versickerungsanlagen geeignet war.

Im Folgenden wird der Abschlussbericht vom Juni 2007 „Bodenkundliche Untersuchungen an der Straßenbankettlysimeteranlage in Augsburg, Derchinger Straße“ der Bioplan-Landeskulturgesellschaft wiedergegeben.



Bild 2: Versuchsanlage Augsburg, Derchingerstraße, Blick stadteinwärts. Die Betonborde am 1,3 m breiten Bankett grenzen die 14 Untersuchungsfelder von je 2 m Breite gegeneinander ab.

Die Felder 0 und 0A dienten der Zulaufmessung. Feld 0 ohne Modell-Ristwag-Abscheider, Feld 0A mit Modell-Ristwag-Abscheider. Sie waren mit Rinnen ausgestattet, an deren Tiefpunkt das Zulaufrohr in den Probenkeller durch ein 1 mm-Edelstahlsieb abgedeckt war. Die als Zulauf gemessenen Feststoffe beziehen sich somit auf die Kornfraktion < 1,00 mm. Über die ergänzende Erfassung der Bankett- und Rinnensedimente wurde deshalb versucht, den Gesamtanfall an Feststoffen abzuschätzen.

Die übrigen Felder waren während der neunjährigen Untersuchungszeit mit unterschiedlichen Filteranlagen ausgestattet. Der gesamte Zufluss von der Straße floss in die jeweiligen Felder (Vollstrombehandlung). Auf dem 1,5 breiten Betonbankett fand eine erste Sedimentation statt, die zu ca. 75 % aus groben Feststoffen bestand.

Bei den Varianten AGEOU und ASANDU fand zusätzlich noch eine weitere mechanische Vorreinigung durch Modell-Ristwag-Abscheider statt.

Der Straßenabfluss gelangte nach der Passage eines 1 mm-Edelstahlsiebes direkt in den Probenkeller, wo über Abflussteiler Quartalsmischproben hergestellt wurden. Die übrigen Felder bestanden aus Behandlungsvarianten, die nach Passage einer Filterschicht über Rohrleitungen dem Probenkeller zugeleitet wurden.

Die bodenkundlichen Untersuchungen konzentrierten sich auf die acht folgenden Varianten:

Tabelle 1: Filterstärken und Betriebszeit der Varianten

Variante		Oberboden in m	Unterboden ¹⁾ in m	Betriebszeit in a
SR 75	Schotterrasen mit 75 cm Filterhöhe	0,75	0,00	9
M 20	Muldenversickerung mit 20 cm örtlichem Oberboden /Sand (1:1)	0,20	0,30	9
G 30 S	Grabenversickerung mit 30 cm Oberboden /Sand (1:1) und Schilfbepflanzung	0,30	0,15	9
M 20 D	Muldenversickerung mit 20 cm ortsfremdem Oberboden aus Düllstadt	0,20	0,30	4
AGEOU	Geotexilsack der Firma Schreck, Durchmesser 0,60 m, Höhe 0,90m	2)	2)	4
ASANDU	Sandfilter Durchmesser 1,5 m, örtlicher Sand Körnung 0/4	0,50	0,00	4
F 10	10 cm örtlicher Oberboden	0,10	0,65	9
G 30	Grabenversickerung mit 30 cm örtlichem Oberboden /Sand (1:1)	0,30	0,15	9

1) Unterboden: örtlicher Kies

2) Filterstärke des Geotextiles ca. 6 mm

Fünf Varianten waren neun Jahre, drei Varianten waren vier Jahre in Betrieb (Tabelle 1). Die Gesamtfilterschicht oberhalb der 25 cm mächtigen 4/16-Dränkiesschicht war 45 - 75 cm mächtig. Bei SR 75 und ASANDU war sie einschichtig, bei den restlichen Varianten 2-schichtig (Tabelle 1). Die untere Schicht bestand jeweils aus örtlichem Kies (Lechkies).

Bei den Varianten G (Graben, 1m lang) und M (Mulde, 2m lang) war die Filteroberfläche nicht eben, sondern bestand aus Sohle und Böschungen (Bild 20, 21).

Die Varianten AGEOU und ASANDU waren im Gegensatz zu den anderen Varianten nicht offen, sondern abgedeckt, wodurch sich ein feuchtes Mikroklima ausgebildet hat, das u. a. Einfluss auf die Abtrocknung des Sedimentes und damit auf die Filterhydraulik nehmen kann.

Folgende Besonderheiten sollen noch aufgeführt werden:

Die Variante G 30 S hatte keine 25 cm starke 4/16-Dränkiesschicht, der Unterboden aus örtlichem Kies ging bis zur Sohle. Zusätzlich wurde eine 30 cm hohe Nase aus Ton eingebaut, um die Durchströmung zu verlangsamen. Detailskizze siehe Nadler/Meißner (2004). Das Sickerwasser musste bis zu 4 m lang den kiesigen Unterboden weitgehend horizontal bis zum Dränrohr durchfließen. Trotz des beschriebenen langen Fließweges im örtlichen Kies, der 9 % T+U enthielt, konnte eine geringfügig abnehmende Tendenz des Zinkrückhaltes im Laufe der Betriebszeit festgestellt werden, die auf Zunahme der kurzschlüssigen Durchströmung (Mäuseröhren) im Oberboden zurückzuführen ist.

Das Filtervlies der Variante AGEOU lag an einem Lochblech aus Edelstahl (Bild 8) an. Der Loch-

blechmantel war mit 8/16-Kies aufgefüllt. Diese Umstände könnten Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit und die Reinigungsleistung des Filtersackes haben. Eine Beurteilung, welche Wirkung diese Umstände auf das Verhalten des Filtersackes haben, war im Rahmen dieser Untersuchung allerdings nicht möglich.

Bei der Variante ASANDU besteht die Dränkieslage von 25 cm nicht aus Körnung 4/16, sondern aus dem örtlichen Kies. Dieser Umstand könnte eine Verringerung der Sickerwassergeschwindigkeit und einen im ersten Betriebsjahr höheren kiesbürtigen Feinpartikelaustrag bewirkt haben.

Tabelle 2: Korngrößenverteilung der 7 Lysimetervarianten im Ausgangszustand - nach LfU

Variante	Boden	T	U	fS	mS	gS	fG ¹⁾
		in Mass-%					
F 10	OB	4	49	24	10	5	8
M 20, G 30 S, G 30	50 % OB	3	24	20	33	2	18
M 20 D	Düllstadt	0	10	3	48	36	3
ASANDU	Sand 0/4	0	1	7	33	29	30
SR 75	25 % OB	1	12	6	2	1	78
Unterboden	Kies	0,5	8,5	3,0	6,0	3,0	82

1) >2,0 mm, insbesondere bei SR 75 auch mG und gG
OB örtlicher Oberboden

Die Korngrößenverteilung der Filteranlagen deckt eine sehr große Spannweite von sehr fein (Oberboden: T+U = 53 %) bis sehr grob (SR 75: Kiesfraktion = 78 %) ab.

Die primärkornbedingte sehr geringe hydraulische Leitfähigkeit des feinkornreichen Oberbodens (53% T+U) wird durch die Besonderheiten des Lechlaubodens (Humus = 11,6 %, Carbonat = 28,0 %) über die Sekundärstrukturierung stark erhöht. Ohne die hohen Humus- und Carbonatgehalte würde der hohe bindige Kornanteil k_f -Werte verursachen, die unter der kritischen Grenze von $0,5 \times 10^{-5}$ m/s liegen. Die hydraulische Leitfähigkeit wäre für eine Filtration zu gering; im Laufe der Betriebszeit würde es zur Filterkolmation kommen.

Der sehr hohe Kiesanteil der Variante SR 75 (78 %) wie auch des kiesigen Unterbodens (82 %) verursacht im Gegensatz zum Oberboden eine sehr hohe primärkornbedingte hydraulische Leitfähigkeit, die bei freiem Dränablauf sehr geringe Aufenthaltszeiten des Sickerwassers erwarten lassen.

Zwischen den genannten Extremen liegen die drei Varianten M 20, G 30 S, G 30, bei denen der Oberboden mit 50 % Sand, vermutlich der Körnung 0/4, gemischt wurde, und die beiden Sandvarianten M 20 D und ASANDU.

Auch bei 50 %-iger Sandverdünnung des Oberbodens ist nach bisheriger Erfahrung bei 27 % T+U eine sekundärporenbedingte hydraulische Leitfähigkeit Voraussetzung für eine ausreichende hydraulische Leitfähigkeit.

Erst beim Sandboden Düllstadt mit 10 % T+U ist evtl. eine Sekundärstrukturierung des Feinanteiles nicht mehr notwendig. Hingegen basiert das hydraulische Verhalten der Variante ASANDU ausschließlich auf der Primärkornstruktur. Der hohe Kiesanteil von 30 % bewirkt allerdings eine über dem Optimum liegende hydraulische Ausgangsleitfähigkeit.

Tabelle 3: Chemische Kenngrößen der 7 Lysimetervarianten im Ausgangszustand - nach LfU -

Variante	Boden	Humus in %	KAK in mmol/100 g	Fe in %	CaCO ₃ in %	Zn in mg/kg
F 10	OB	11,6	30,4	1,60	28,0	71
M 20, G 30 S, G 30	50 % OB	5,8	15,2	1,19	28,0	42
M 20 D	Düllstadt	¹⁾	¹⁾	0,37	1,1	23
ASANDU	Sand 0/4	0,2	< 1	0,29	37,8	7
SR 75	25 % OB	9,4	32,0	1,60	28,0	71
Unterboden	Kies	0,2	< 1	0,51	50,7	29

Analysen aus der Kornfraktion < 2,0 mm

1) Es liegen keine Analysen zum Ausgangszustand vor
OB örtlicher Oberboden

Die in Tabelle 3 angeführten Analysen beziehen sich auf den sogenannten Feinboden (Kornfraktion < 2,0 mm). Die tatsächlichen Gehalte bezogen auf den Gesamtboden sind somit insbesondere bei SR 75 mit einem Feinbodenanteil von 22 % deutlich geringer.

Bis auf die Varianten M 20 D und ASANDU sind die restlichen Varianten durch den Chemismus des örtlichen Oberbodens geprägt. Dies zeigt sich vor allem am hohen Humusgehalt und der hohen Kationenaustauschkapazität (KAK).

Die Carbonatgehalte sind mit Ausnahme des ortsfremden Bodens aus Düllstadt mit 28 - 50 % extrem hoch; sie sind eine Folge der natürlicherweise hohen Carbonatgehalte der Lechaue.

Tabelle 4: Rechnerische, hydraulische Belastung der 8 Untersuchungsvarianten

Variante	Fläche in m ²	A _F /A _u ¹⁾ in %	Stapelhöhe ²⁾ in m ³ /m ² · a
SR 75	5,40	36,0	2,5
M 20	3,60	24,0	3,8
G 30 S	1,80	12,0	7,6
M 20 D	3,60	24,0	3,8
AGEOU ³⁾	0,28	2,5	48,9
ASANDU	1,77	11,8	7,7
F 10	7,20	48,0	1,9
G 30	1,80	12,0	7,6

1) Annahme A_u = 15 m²

2) Annahme durchschnittlicher jährlicher Zufluss pro Feld 13,7 m³

3) Bezogen auf die Bodenfläche ohne die Wandflächen

In Tabelle 4 ist die rechnerische, hydraulische Belastung der 8 Untersuchungsvarianten aufgelistet. Die tatsächliche Flächenbelastung weicht deutlich hiervon ab, da die Filterfläche, von der Variante AGEOU ausgenommen, zulaufseitig deutlich höher belastet wurde.

2.2 Untersuchungen

Vom 11.-16.11.2005 wurde der Hauptteil der Vor-Ort-Untersuchungen vorgenommen. Ergänzend wurden am 13.05.2007 nochmals Bankettsedimentproben (S15 – S17, Anhang A1) bezogen.

2.2.1 Sedimentprobenahme

Insgesamt wurden 17 Sedimentproben entnommen (Anhang A1, S1 - S17).

Hierbei wurde zwischen dem Bankettsediment und der keilförmigen Sedimentation unmittelbar am Übergang von Betonbankett zum Lysimeter differenziert. Da bei der 1. Sedimentprobenahme am 16.11.2005 die Betonbankette von Sediment befreit wurden, konnten am 13.03.07, nach ca. 16 Monaten, nochmals Bankettsedimentproben entnommen werden, um die Sedimentmenge des Bankettes und damit auch den Gesamtanfall an Feststoffen differenziert nach T+U und S+G zu quantifizieren.

Die Lokalisierung der Sedimentprobenahme ist aus Bild 1 ersichtlich.

Die Sedimente des Filtersackes AGEOU wurden differenziert nach Bodenauflage (S8) sowie Sediment im Boden (S13) und in der Wand (S14, Anhang A1 Sedimente) untersucht. Weiterhin wurde die Sedimentmenge in Abhängigkeit zur Wandhöhe (Anhang A2) erfasst.

Die optische Differenzierung der Freilandsedimente vom unterliegenden Boden war aufgrund der schwarzen Färbung des örtlichen Bodens und des ebenfalls hohen Carbonatgehaltes nur bei der Variante M 20 D (Düllstadt) möglich.

2.2.2 Bodenprobennahme

Es wurden insgesamt 41 Bodenproben gezogen (Anhang A3), davon sind die Proben der Versuchsanlage (B1 - B33) in Bild 1 lokalisiert.

Die Bodenprobenahme erfolgte ausschließlich über Profilgrubenwände. Dadurch wurden zwangsläufig die beprobten Varianten für spätere Versuche unbrauchbar.

Bei der Variante SR 75 wurde zulaufnah und zulauffern eine 50 cm x 50 cm große Profilgrube bis zum Dränkies angelegt. Die beiden Gruben wurden diagonal angelegt, um hierdurch die beiden Extreme der Flächenbelastung zu erfassen.

Zulaufnah bildet sich entsprechend dem Straßenlängsgefälle am Tiefpunkt ein deutlich sichtbarer Sedimentkeil aus, der gleichzeitig die Stelle der höchsten hydraulischen Belastung anzeigt.

Die Bodenprobe B28 wurde bei der Homogenisierung versehentlich ausgeschüttet und konnte nicht mehr verwendet werden. Da eine Aussage zur stofflichen Depotbildung auch ohne diese Probe vorgenommen werden konnte, wurde diese Probe nicht nochmals beprobt.

2.2.3 Analytik der Sediment- und Bodenproben

Der Großteil der Sediment- und Bodenanalytik wurde im Labor des Landesamtes für Umwelt untersucht. Dies umfasste folgende Parameter:

Königswasserlösliche Elemente Zn, Cd, Cu, Pb, Fe, Al, Ca, Na

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Probenvorbereitung dieser Proben wurde im Labor Bioplan vorgenommen. Die ca. 2 kg Proben wurden im Labor von Hand feuchthomogenisiert und danach eine Teilprobe bei 5 mm abgesiebt.

Für die Bestimmung der königswasserlöslichen Gehalte wurde die 5 mm-Feuchtprobe bei 40° C ge-

trocknet und danach maschinell auf 2 mm abgeseibt.

Für die Bestimmung von MKW und PAK wurde die 5 mm-Feuchtprobe direkt verwendet.

In Anhang A1, A3, A4 sind die Analysen, die im Bodenlabor Bioplan vorgenommen wurden, aufgelistet. Dies betraf hauptsächlich die Parameter TS, Korngrößenverteilung, GV, N_{ges} , CaCO_3 , $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$, KAK, und Fe^0 . Bei einem Teil der Proben wurden zusätzlich die königswasserlöslichen Elemente in der Gesamtprobe und der Kornfraktion $> 0,06$ mm bestimmt (Anhang A1, A4). Hierdurch konnten die Gehalte der T+U-Fraktion errechnet werden.

In Tabelle 5 sind die verwendeten Analysemethoden des Bodenlabors Bioplan aufgelistet.

Tabelle 5: Analysemethoden der Feststoffuntersuchungen

Parameter	Methoden
Korngrößenverteilung	ISO 11277, Juni 1994
Glühverlust	DIN 19684-3, 2000
N_{ges}	SCHLICHTING/BLUME (1995)
$\text{pH}(\text{CaCl}_2)$	VDLUFA-Methodenbuch, Bd. 1, 1995
CaCO_3	VDLUFA-Methodenbuch, Bd. 1, 1995
KAK_{pot}	SCHLICHTING/BLUME (1995)
oxalatlösliches Fe, P	SCHLICHTING/BLUME (1995)
Königswasseraufschluss	VDLUFA-Methodenbuch, Bd. 1, 1995
Fe, P, S, Al, Ca, Na, Zn, Cd, Cu, Pb	DIN 38406, Teil 22, 1987

2.2.4 Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit

Die 8 Untersuchungsvarianten wurden nacheinander mit Leitungswasser mit einem Zufluss von 0,58 l/s bzw. $387 \text{ l/s} \times h_{\text{Au}}$ gefüllt.

Bis auf die Variante Filtersack wurde hierbei der Dränablauf durch einen Gummistopfen verschlossen. Die Füllphase beim Filtersack erfolgte erst nachdem Halterung und Sack ausgebaut und bei Feld 4 oberirdisch aufgestellt waren.



Bild 3: Einstau der Variante SR 75 für die k_f -Bestimmung und den Überstautracerversuch



Bild 4: Einstau der Variante ASANDU für die k_f -Bestimmung und den Überstautracerversuch. Zur Verhinderung der Erosion wurde ein Tuch ausgelegt. Während des 4jährigen Betriebes bildete sich keine separate Sedimentschicht aus.



Bild 5: Dränabläufe nach Demontage der Probenteiler. Insbesondere bei SR 75 (rechtes Ablaufrohr) liegt Feinsediment auf der Sohle.

Während des Füllvorganges wurde beobachtet, ob es bei der Zuflusssspende von umgerechnet $387 \text{ l/s} \cdot \text{ha}_{\text{Au}}$ zu einem Aufstau im Lysimeter kam. Nach dem Überstau von ca. 200 mm (Bild 3, Bild 4) wurde der Gummistopfen des Dränablaufes geöffnet und zwischen 100 und 200 mm Dränablauf mit einem 20 Liter-Eimer die Ablaufmenge bestimmt.

Bild 5 zeigt beispielhaft die Dränabläufe nach Demontage der Probenteiler und die Möglichkeit der Eimermessung.

Bei der Variante F 10 wurde aufgrund der großen Filterfläche bzw. 4 m Filterlänge ergänzend in 3 Abständen vom Zulauf (0,20 m, 2,0 m, 3,0 m) mit Doppelringen die Infiltration unter trockenfallenden Filterbedingungen bestimmt. Diese Messung erfolgte nach einer Hausmethode des Bodenlabors Bioplan (Überstauhöhe fallend von 300 auf 0 mm).

2.2.5 Überstautracerversuche

Bei den Varianten SR 75, ASANDU und F 10 wurde zusätzlich ein Überstautracerversuch durchgeführt. Hierzu wurde wie bei der k_f -Messung ein Überstau von ca. 200 mm erzeugt.

In das Überstauwasser wurde eine rechnerische Tracermenge von 100 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ und 100 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ dem Überstauwasser zugegeben. Nach öffnen des Dränablaufes wurde die Ablaufmenge gemessen und Proben für eine Ablaufkonzentrationsganglinie gezogen. Die Rohdaten hierzu sind in Anhang A5 aufgelistet.

2.2.6 Kleinsäulenversuche

Zur Abschätzung der Schwermetallbindefähigkeit wurden 12 ausgewählte Proben in Kleinsäulen gepackt und mit einer synthetischen Salzlösung beschickt. Die Ausgangsgehalte der Säulenpackungen sind in Anhang A4, die Rohdaten der Wasseruntersuchung im Anhang A6 - A16 aufgelistet.

Der Säulendurchmesser betrug 0,61 dm, die Säulenhöhe bezogen auf eine Lagerungsdichte von 1,50 kg TM/l, 0,50 dm. Die Säulenfüllung betrug bei allen Varianten 0,219 kg TM.

2.2.7 Zink als Leitparameter der Untersuchung

Die nachfolgenden Untersuchungen konzentrieren sich aus folgenden Gründen auf das Element Zink:

- Zink war sowohl im Wasser als auch in den Sedimenten und Böden deutlich über der Bestimmungsgrenze messbar.
- Die Zinkmobilität besitzt eine strikte Abhängigkeit vom pH-Wert; hierdurch ist der Einfluss der Mobilität bei fehlender Carbonatausstattung sicher erfassbar.
- Das Zink der Straßenabflüsse kommt zum Teil feinstpartikulär bzw. kolloidal gebunden ($< 0,45 \mu\text{m}$) vor. An die mechanische Filtration wird hierdurch eine hohe Anforderung gestellt.
- Die Zink-Mobilität im Straßenabfluss bzw. die feinstpartikuläre oder gelöste Phase ($< 0,45 \mu\text{m}$) scheint von der Anwesenheit von komplexbildenden bzw. gelöstem organischem Kohlenstoff (CSB_{gel} , DOC) abhängig zu sein.

Überstau von Sedimenten mit der Folge geringer Redoxpotentiale kann zu hohen Zinkgehalten im Überstauwasser führen. Zink kann somit als sicherer und sensibler Schadstoffindikator angesehen werden. Wird Zink aus dem Straßenabfluss entfernt, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Schwermetalle Cd, Cu und Pb wie auch die organischen Summenparameter MKW und PAK entfernt werden.

3 Ergebnisse

3.1 Eigenschaften der Straßenabflüsse

Für die Beurteilung der Filtrationsleistung sind die Eigenschaften des zu filtrierenden Wassers eine wichtige Randgröße. Offensichtlich wird dies z.B. beim Vergleich von Straßen- und Dachwasser. So konnte Athanasiadis u.a. (2004) bei Dachabwasser keine relevante Zn-Elimination durch den Geotextilsack der Firma Schreck feststellen, beim Straßenabfluss Derching konnte hingegen ein hoher Rückhalt festgestellt werden. Da es sich in beiden Fällen um den gleichen Filtersack gehandelt hat, muss der festgestellte Leistungsunterschied auf die Eigenschaften der Abflüsse zurückzuführen sein.

Der geringe Feststoff-, Eisen- und Carbonatgehalt des Dachabflusses bzw. die hohen Gehalte beim Straßenabfluss dürften für die genannten Leistungsunterschiede verantwortlich sein. Die jahreszeitliche Salzbelastung beim Straßenabfluss, die vordergründig als leistungsmindernd angesehen wird, wirkt sich offensichtlich weniger aus, als der hohe Feststoff-, Eisen- und Carbonatgehalt.

Im Folgenden soll auf drei Aspekte des Straßenabflusses eingegangen werden:

- Phasenverteilung der Schadstoffe
- Carbonatgehalt des Straßenabflusses
- Jahresgang der Abflusseigenschaften

3.1.1 Phasenverteilung der Schadstoffe

Die Phasenverteilung der Schadstoffe ist eine zentrale Größe für die Filtration. Sind die Schadstoffe partikulär gebunden und bleiben sie das auch im sich bildenden Sediment, besteht die Reinigungsaufgabe ausschließlich in der mechanischen Abtrennung der beladenen Partikel. Liegen die Schadstoffe hingegen gelöst vor, so besteht die Reinigungsaufgabe in der Überführung von der gelösten in die partikuläre Phase, z.B. durch Fällung. Im letzteren Fall muss der Filter nicht nur mechanische sondern auch chemische Eliminationsleistung besitzen.

Im Folgenden soll die Phasenverteilung anhand des Parameters Zink besprochen werden. Vorab einige Anmerkungen zu den Parametern MKW und PAK.

Nach bisherigem Kenntnisstand sind die Parameter MKW und PAK im Straßenabfluss weitgehend vollständig partikulär gebunden (Grotehusmann/Kasting; 2002). Insbesondere der organische Anteil des feinen Feststoffes dient als Bindungspartner.

Es stehen insbesondere für die kleinen Mengen an PAK ausreichend Feststoffe als Bindungspartner zur Verfügung. Die inzwischen insbesondere bei den MKW festgestellten Konzentrationsabnahme im Straßenabfluss dürfte auch bei diesem Summenparameter kein Feststoffmangel mehr hervorrufen.

Moritz/Wirtz (2005) konnten bei einem Zeitvergleich bei 10 identischen Straßen anhand der Bankettvegetation eine starke Abnahme von 2.400 mg MKW/kg (1994) auf 500 mg MKW/kg (2001) feststellen. Durch Vergleichsuntersuchungen im Jahr 2001 wurde ausgeschlossen, dass diese Abnahme nicht auf den Methodenwechsel von Infrarot-Spektroskopie auf Gaschromatografie zurückzuführen ist.

Eine Abflussuntersuchung eines Berliner Trennsystems mit einem Straßenflächenanteil von 45 % in den Jahren 2003/2004 zeigt MKWges-Gehalte von ca. 0,50 mg/l, der getrennt untersuchte gelöste Anteil lag immer unter der Bestimmungsgrenze von 0,10 mg MKW/l.

Der Mittelwert aus 3 Quartalen (1/02, 1/4, 3/05) der Augsburger Versuchsanlage lag bei 0,84 mg MWK_{ges}/l . Ältere Messungen (Tiemann; 1972) und (Krauth/Klein; 1982) liegen um ca. Faktor 10 über den genannten aktuellen MWK_{ges} -Gehalten. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass das aktuelle MKW-Niveau so gering ist, dass die MKW vollständig durch die Feststoffe des Straßenabflusses gebunden werden können. Die bevorzugte Bindung der MKW an die organische Fraktion bewirkt, dass bei Straßenabflüssen ohne relevanten Vegetationseinfluss die MKW-Bindung vorwiegend an die T+U-Fraktion stattfindet (Arge Bioplan/IfS; 2006). Diese Fraktion enthält auch bei Abflüssen ohne Vegetationseinfluss sehr hohe Glühverluste von z.B. 40 % wie Jäger/Cordt (1988) nachweisen konnten, wodurch die MKW-Bindung spezifisch hoch ist.

Die Aufgabe der Entfernung von PAK und MKW aus den Straßenabflüssen besteht somit in der Entfernung der feinpartikulären Feststoffe.

Während der neunjährigen Messperiode wurden in Augsburg in zwei Quartalen auch die gelösten Zinkgehalte gemessen (4/97: 205 $\mu g Zn_{gel}/l$, 2/01: 40 $\mu g Zn_{gel}/l$). Der partikulär gebundene Zinkanteil betrug 33 bzw. 90 %. Die starke Schwankung des gelösten Zinks lässt vermuten, dass der analytisch festgestellte Zn_{gel} -Wert bei Straßenabflüssen ein variabler Wert ist, der u.a. von der Intensität des Feststoffkontaktes abhängig ist.

Tabelle 6: Partikelgebundenheit des Zinks im Abfluss Derchinger Straße

		Quartale Geotextilsack			
		Herbst	Winter	Frühjahr	Sommer
Zulauf					
Na	in mg/l	28,9	1623	21,2	3,1
Trübung	in FNU	53,6	132	137	17,2
Eisen	in $\mu g/l$	988	2531	3590	303
Zink	in $\mu g/l$	238	609	455	169
Ablauf					
Na	in mg/l	28,9	819	31,6	5,7
Trübung	in FNU	11,5	24,0	9,5	3,2
Eisen	in $\mu g/l$	194	312	151	78
Zink	in $\mu g/l$	38,5	92,6	37,6	24,7

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

Als Indiz für eine potenziell deutlich höhere Partikelgebundenheit als durch das Analyseergebnis von Quartal 4/97 mit 205 $\mu g Zn_{gel}/l$ angezeigt, sollen die Ablaufwerte des Filtersackes dienen.

Im Mittel der 4 Betriebsjahre lag der Zinkgehalt im Filtersackablauf im salzbeladenem Winterquartal bei 92,6 $\mu g Zn/l$. Dieser Wert beträgt weniger als die Hälfte des Analysenwertes an gelöstem Zink im Quartal 4/97. Der hohe Zn-Gehalt im Winterquartal besteht nur zu einem Teil aus gelöstem Zink, dies zeigt der in diesem Quartal gleichzeitig hohe Trübungs- und Eisenwert an (Tabelle 6). Würden weitgehend alle Partikel zurückgehalten, wie bei einer optimalen Filtration zu erwarten wäre, lägen die Restzinkkonzentration im Bereich von ca. 25 $\mu g Zn/l$, wie aus den Ablaufwerten, z.B. des Sommerquartals zu ersehen ist (Tabelle 6).

Hieraus kann geschlossen werden, dass bei den Augsburger Verhältnissen bei intensivem Kontakt zwischen Wasser und Feststoffe, z.B. durch Filtration der gelöste Zinkgehalt auf Werte von ca. 25 $\mu g/l$

sinken kann.

Ein vergleichbar niedriges Zn-Niveau im Straßenabfluss mit $28 \mu\text{g Zn}_{\text{ges}}/\text{l}$ bei einem zugehörigen AFS-Gehalt von $7,5 \text{ mg/l}$ konnten Tegge/Heinrich (2006) am Ende eines großen Straßenseitengrabens messen. Der Straßenseitengraben mit Schottersohle bewirkte offensichtlich einen engen Kontakt zwischen Wasser- und Feststoffen, wodurch sich bei gleichzeitig starker Sedimentation sehr geringe Restgehalte einstellten.

Tabelle 7: Partikelgebundenheit des Zinks im Abfluss Derchinger Straße

	Betriebsjahre Geotextilsack AGEOU					
	Mittelwert	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	
Zulauf						
AFS	in mg/l	193	96,9	56,5	91,5	464
Fe	in $\mu\text{g}/\text{l}$	1875	1591	1312	1049	3264
Zn	in $\mu\text{g}/\text{l}$	370	399	350	309	415
Ablauf						
AFS	in mg/l	6,4	8,4	4,3	6,7	6,3
Fe	in $\mu\text{g}/\text{l}$	185	386	132	131	135
Zn	in $\mu\text{g}/\text{l}$	49,1	69,0	43,7	48,5	39,9

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

Durch die getrennte Sedimentuntersuchung von Bodenaufgabe, eingelagertes Boden- und Wandsediment des Filtersackes konnte nachgewiesen werden, dass sich ein Filterkuchen aus Sediment aufbaut, der zur Bindung, z. B. von gelöstem Zink befähigt ist. Die Filterkuchenbildung scheint sehr schnell zu erfolgen, wie aus dem Vergleich der Jahresmittelwerte in Tabelle 7 zu sehen ist. Andererseits kann der im 1. Betriebsjahr nur geringfügig höhere Zink-Ablaufwert (Tabelle 7) auch durch eine Partikelbindung des gelösten Zinks schon vor der Filterkuchenbildung verursacht sein.

Tabelle 8: Stoffkonzentrationen des gleichen Geotextilsackes in zwei Einzugsgebieten

	Augsburg ¹⁾		Burgdorf ²⁾	
	Zu ³⁾	Ab	Zu	Ab
AFS in mg/l	98,4	6,4	93,0	18,0
Fe _{ges} in mg/l	1,20	0,18	2,34	0,79
Zn _{ges} in $\mu\text{g}/\text{l}$	292	49,1	250	74,0

1) abflussgewichtetes Mittel 6. - 9. Untersuchungsjahr

2) Phase 1, 8/02 - 3/03

3) Sedimentation durch LSTA: $193 \text{ mg AFS/l} \times 0,51 = 98,4 \text{ mg AFS/l}$
 $42,1 \text{ mg Ca}_{\text{ges}}/\text{l} \times 0,75 = 31,7 \text{ mg Ca}_{\text{ges}}/\text{l}$
 $1,88 \text{ mg Fe}_{\text{ges}}/\text{l} \times 0,64 = 1,20 \text{ mg Fe}_{\text{ges}}/\text{l}$
 $370 \mu\text{g Zn/l} \times 0,79 = 292 \mu\text{g Zn/l}$

Der geringere Zinkwirkungsgrad mit dem identischen Filtersack in der Burgdorfer Untersuchung (Tabelle 8 bzw. Langbein u.a.; 2005) zeigt, dass selbst innerhalb der Straßenabflüsse durch deren unterschiedlichen Eigenschaften abflussbedingte Leistungsunterschiede durch die Filtration auftreten können. Diese Filtrationsunterschiede liegen vermutlich nicht an dem in Burgdorf geringeren Carbonatgehalt des Straßenabflusses.

Bezogen auf die Festphase beträgt in Burgdorf der CaCO_3 -Gehalt ca. 16 %, hingegen in Augsburg ca. 32 %. Beim Eisen ist der Rückhalteunterschied zwischen den beiden Untersuchungen noch deutlich ausgeprägter als beim Zink (Tabelle 8). Dies deutet darauf hin, dass organische Verbindungen und nicht Carbonat für den geringeren Rückhalteeffekt verantwortlich sind. Diese Feststellung stützt sich auf bisherigen Gewässeruntersuchungen der Bioplan-Landeskulturgesellschaft in Berlin, wo hohe Eisengehalte mit hoher organischer Belastung in Verbindung stehen.

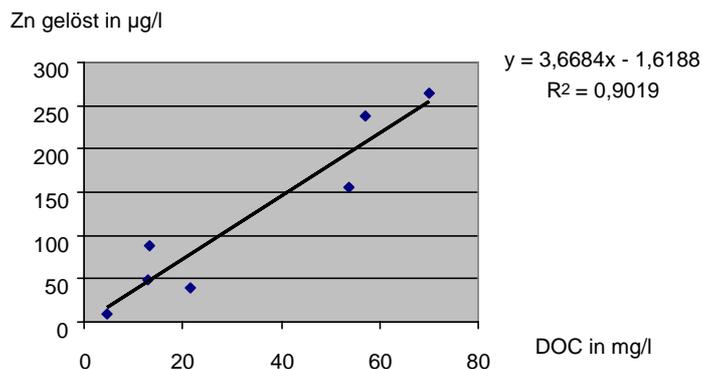


Bild 6: DOC- und Zn_{gel} -Gehalte im Straßenabfluss Burgdorf, nach Langbein u.a. (2005)

Im Falle des Straßenabflusses Burgdorf kann aus den Daten von Langbein u.a. (2005) eine sehr enge Korrelation zwischen DOC und Zn_{gel} ermittelt werden (Bild 6). Die DOC-Konzentrationen, die sehr hohe Werte bis 70 mg/l annehmen, dürften hauptsächlich vegetationsbürtig sein. Die Untersuchungsstrecke Burgdorf grenzt an einen Auwald. Das mit dem gelösten Zink in Korrelation stehende DOC steht wiederum in gleich enger Beziehung zu der vor dem Regen stattgefundenen Trockenzeit (Langbein u.a.; 2005). Vermutlich wird das DOC in dem vorgeschalteten Pumpensumpf in Abhängigkeit zur Einstauzeit des Sedimentes erst gebildet.

Tabelle 9: Vergleich der Zinkkonzentrationen von Straßenabflüssen

Quelle	Zn_{ges} in µg/l	Zn_{gel} in µg/l
Fehr (1990)	433	96,7
Dusny/Striebel (1993)	674	279
Striebel (1994)	353	83,3
Fitschen (2000)	195	73,7
Grotehusmann/Kasting (2002)	120	62,0
Lange u.a. (2003)	460	143
Langbein u.a. (2005)	446	121
Hilliges u.a. (2006)	896	269

In Tabelle 9 sind beispielhaft die Zinkgehalte von Abflüssen verschiedener Straßen aufgelistet. Alle Analysenwerte liegen beim gelösten Zink ($< 0,45 \mu\text{m}$) deutlich über dem Zinkgehalt, der unter Augsburger Bedingungen potenziell durch Eigenbildung der Feststoffe des Straßenabflusses erreicht werden kann ($< 25 \mu\text{g Zn/l}$). In der Burgdorfer Untersuchung wurde ein mittlerer gelöster Zinkgehalt von $121 \mu\text{g/l}$ gemessen, (Tabelle 9, Langbein u.a.; 2005), demgegenüber wurde ein mittlerer Ablauf des Geotextilsackes von $74 \mu\text{g/l}$ festgestellt (Tabelle 8). Hiernach fand auch in Burgdorf unter deutlich messbarem Vegetationseinfluss (angrenzender Auwald) eine Eigenbindung des Zinkes statt, die aber

im Vergleich zu Augsburg geringer ist. Quantitative verallgemeinerbare Aussagen zur Frage der Abschwächung der Eigenbindung der Schwermetalle bzw. des Zinkes durch den Vegetationseinfluss sind nach derzeitigem Kenntnisstand nicht möglich.

Im Falle der Burgdorfer Untersuchung ist nicht explizit belegt, ob die gefundene Abschwächung gegenüber Augsburg auch dann stattgefunden hätte, wenn das dem Filtersack vorgeschaltete große Einstauvolumen des Pumpenschachtes von 40 m³/ha_{AU} nicht vorhanden gewesen wäre. Es ist somit auch offen, ob unter Augsburger Bedingungen (kein vorgeschaltetes Einstauvolumen) durch zunehmendes Alter der angepflanzten Baumallee eine relevante Abschwächung der Eigenbindung des Straßenabflusses stattfindet. Die Bioplan-Landeskulturgesellschaft geht bisher davon aus, dass diese mögliche Abschwächung sich nur auf den Filtersack aber nicht auf den Bodenfilter leistungsmindernd auswirkt.

3.1.2 Carbonatgehalte

Wie bisherige Säulenversuche zeigen, erhöht das partikuläre Carbonat im Filtersubstrat die Schwermetallbindung (Tabelle 67, 68). Das gelöste Carbonat, von dem Wintersalzeinfluss abgesehen, bildet hingegen die Hauptionenkomponente des Straßenabflusses. Nach Christ (2004) findet ab dem Ionengehalt von kleiner 1 mmol/l eine Abnahme der Filtrationsleistung feiner, mineralischer Partikel (~1 µm) statt. Es ist allerdings davon auszugehen, dass für Feinpartikel des Straßenabflusses, die generell hohe organische Anteile besitzen, der von Christ (2004) ermittelte Dispergierungsgrenzwert von 1 mmol/l zu hoch ist. Auch wenn in Straßenabflüssen der Dispergierungsgrenzwert generell nicht erreicht werden sollte, ist der Gehalt an gelöstem Carbonat von Interesse, da er die im Vergleich zu Dachabflüssen gute Partikelfiltrierbarkeit verursachen dürfte.

Tabelle 10: Calciumgehalte im Zu- und Abfluss der Augsburger Varianten

	Winterquartale in mg Ca/l	Sommerquartale in mg Ca/l
Zufluss	66,1	19,8
SR 75	127	23,9
M 20	159	28,2
G 30 S	149	27,6
M 20 D	138	32,5
AGEOU	49,4	16,8
ASANDU	83,8	24,1
F 10	176	26,3
G 30	166	22,0

Untersuchungsjahre 6-9, abflussgewichtet

Zulauf: partikulär und gelöst

Ablauf: entspricht weitgehend dem gelösten Gehalt

Der qualitative Salzsäuretest auf der Fahrbahndecke der Derchinger Straße wie die Analyse der Sedimente zeigen, dass der partikuläre Carbonatgehalt im Straßenabfluss sehr hoch ist. Diese hohen Carbonatgehalte von ca. 28-32 % tragen zur Bindung der Schwermetalle bei.

Mit Hilfe der Ca_{ges}-Analyse des Straßenabflusses soll der gelöste Carbonatgehalt abgeschätzt werden. Um den Einfluss des Winterdienstes separieren zu können, sind in Tabelle 10 die Ca_{ges}-Gehalte für die Winter- und Sommerquartale getrennt aufgeführt. Über die AFS-Gehalte und einem angenommenen mittleren CaCO₃-Gehalt von 29 % kann der partikuläre Calciumgehalt ermittelt werden:

Winterquartal: $136 \text{ mg AFS/l} \times 0,116 = 15,8 \text{ mg Ca}_{\text{part}}/\text{l}$

Sommerquartal: $39 \text{ mg AFS/l} \times 0,116 = 4,5 \text{ mg Ca}_{\text{part}}/\text{l}$

Der gelöste Ca-Gehalt beträgt hiernach im Winterquartal $50,3 \text{ mg/l}$ ($=66,1-15,8$) bzw. im Sommerquartal $15,3 \text{ mg/l}$ ($=19,8-4,5$). Rechnet man das Sommerquartal in mmol/l $k_{\text{s}4.3}$ um, so entspricht dies $0,76 \text{ mmol/l}$ ($1 \text{ mmol} \hat{=} 20 \text{ mg Ca}$). Der hohe gelöste Ca-Gehalt im Winterquartal dürfte primär durch Feuchtsalz und nicht durch gelöstes Carbonat bedingt sein.

Der ermittelte gelöste Carbonatgehalt von $0,76 \text{ mmol/l}$ kann nach bisherigen Erfahrungen mit Säulenversuchen als hoch genug eingestuft werden, um eine Partikeldispersierung zu unterbinden.

Bei $0,76 \text{ mmol } k_{\text{s}4.3}/\text{l}$ ist nach Erfahrungen der Bioplan-Landeskulturgesellschaft mit Säulenversuchen auch bei keiner weiteren Ionenerhöhung durch das Filtersubstrat eine vollständige Partikelabtrennung möglich. Hingegen konnten dort bei Dachwasser mit Konzentrationen von $0,10 \text{ mmol } k_{\text{s}4.3}/\text{l}$ trübe Filterabläufe beobachtet werden. Allerdings wurden bei diesen Säulenversuchen nicht dachwasserbürtige sondern filtersubstratbürtige Feinpartikel dispergiert. Eventuell hat der geringe Zn-Rückhalt des Filtersackes in der Untersuchung von Athanasiadis u.a. (2004) nicht nur mit der Partikelarmut und -qualität, sondern auch mit dem geringen Flockungszustand, verursacht durch geringe $k_{\text{s}4.3}$ -Werte zu tun.

Aus dem Vergleich zwischen Zu- und Ablauf- Ca_{ges} -gehalten lassen sich weiterhin folgende Aussagen treffen (Tabelle 10):

AGEOU zeigt als einzige Variante geringere Ca-Ablaufgehalte als der Zulauf. Dies zeigt an, dass im Filtersacksediment eine geringe Mineralisierung, DOC-Freisetzung aus dem Sediment, bzw. geringe CO_2 -Bildung stattgefunden hat, die den Umstand des geringen Vegetationseinflusses bestätigt.

Der Ca-Austrag ist bei M 20 D am größten (Sommerquartal: Differenz $12,7 \text{ mg/l}$), obwohl hier mit Abstand der geringste Carbonatgehalt von nur ca. $1,1 \%$ CaCO_3 im Filterboden vorliegt. Dies liegt an der sehr starken Mineralisierung des bodenbürtigen Humus dieser Varinate.

Aus der starken Zunahme der Ca-Gehalte in den Dränabläufen unter Winterdienstbedingungen lässt sich der hohe natriumbedingte Calziumaustausch an den Austauschern erkennen. Insbesondere bei hohen KAK-Werten von $16 - 32 \text{ mmol}/100 \text{ g}$ bei den bindigen und humosen Filtersubstraten ist der Ca-Austrag besonders hoch und im Mittel der fünf Varianten (SR 75, M 20, G 30 S, F 10, G 30) im Winterquartal 15-fach höher als im Sommer, wo kein Salzeinfluss mehr vorhanden ist (Winter: $155,4 \text{ mg Ca/l} - 66,1 \text{ mg Ca/l} = 89,3 \text{ mg Ca/l}$; Sommer: $25,6 \text{ mg Ca/l} - 19,8 \text{ mg Ca/l} = 5,8 \text{ mg Ca/l}$).

Hingegen beträgt der salzbedingte Ca-Austrag bei der sandigen Variante ASANDU nur 20% der bindigen ($17,7 \text{ mg Ca/l}$ bzw. $89,3 \text{ mg Ca/l}$). Durch den Eintrag von bindigem Sediment nahm der Ca-Austrag bei ASANDU vom Winterquartal/02 (1. Betriebsjahr) auf das Winterquartal/05 (4. Betriebsjahr) von 13 mg Ca/l auf 35 mg Ca/l zu.

Für die Ca-Kompensation der winterlichen Salzlaster benötigen insbesondere bindige Filtersubstrate hohe Carbonatgehalte. Dieser salzbedingte Carbonatbedarf des bindigen Filtersubstrates ist dann besonders groß, wenn der Straßenabfluss arm an gelöstem und partikulärem Carbonat ist. Bei sandigen Filtersubstraten ist dieser Bedarf aufgrund der kleinen KAK deutlich geringer wie das Beispiel ASANDU zeigt.

Tabelle 11: Stoffkonzentrationen des Augsburger und Burgdorfer Straßenabflusses

	Augsburg ¹⁾	Burgdorf ²⁾
Straßenabfluss		
Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	2123	155
$K_{\text{S}4.3}$ in mmol/l ³⁾	0,93	1,53
AFS in mg/l	193	167
DOC in mg/l	4,5	33,4
Ca_{ges} in mg/l	42,1	34,9
Ca_{gel} in mg/l ³⁾	20,5	21,5
Feststoff		
CaCO_3 in %	32	16
Fe in %	2,50	2,62
Zn in mg/kg	1800	2090

1) 1.-9. Untersuchungsjahr

2) Intensivereignisuntersuchung n=7

3) Errechnet aus Wasser- Ca_{ges} und den Feststoff- CaCO_3

In Tabelle 11 sind die Eigenschaften der Augsburger Abflüsse denen der Burgdorfer (Langbein u.a.; 2005) gegenübergestellt.

Die Augsburger Werte umfassen alle Messungen (Durchschnitt 9 Untersuchungsjahre). Hierdurch ist z.B. der errechnete $K_{\text{S}4.3}$ von Tabelle 11 um 0,17 mmol/l höher als der in Tabelle 10, wo ausschließlich das Sommerquartal der Betriebsjahre 6 - 9 für die Berechnung herangezogen wurde.

Bei nur halbem CaCO_3 -Gehalt in der Festphase besitzt der Burgdorfer Straßenabfluss mit 1,53 mmol $K_{\text{S}4.3}/\text{l}$ einen deutlich höheren gelösten Carbonatgehalt als der Augsburger mit 0,93 mmol/l . Bei den Burgdorfer Werten ist, im Gegensatz zu denen von Augsburg, kein Salzeinfluss vorhanden (Tabelle 11, Lf-Werte). Vermutlich bewirkt Salz über die Beschleunigung der Fahrbahndeckenerosion indirekt eine Erhöhung des $K_{\text{S}4.3}$ -Wertes (größere Oberflächen für die CO_2 -Reaktion). Hiernach müssten in Augsburg höhere $K_{\text{S}4.3}$ -Werte auftreten.

Der vergleichsweise hohe gelöste Carbonatgehalt im Burgdorfer Straßenabfluss könnte durch die große Vorstufe im Dauerstau bedingt sein. Eine Anhebung des Ca-Gehaltes von 16 - 34 $\text{mg Ca}/\text{l}$ im Einstauwasser von groß dimensionierten Absetzanlagen ist aus den Messungen von Krauth/Klein (1982) bekannt. Die im Vergleich zu den hohen festen Carbonatgehalt geringen gelösten Gehalte des Augsburger Straßenabflusses dürften primär auf das Fehlen einer großen Vorstufe zurückzuführen sein. Der Vergleich der $K_{\text{S}4.3}$ -Werte zwischen Augsburg und Burgdorf kann als Indiz für die durch den Einstau der Vorstufe in Burgdorf höhere DOC-Freisetzung aus dem Sediment gewertet werden.

Die bisher angeführten Straßenabflüsse hatten eine Straßendecke aus Asphalt mit einem hohen Carbonatanteil (16-32%) in der mineralischen Fraktion. Bei Asphaltstraßen ohne bzw. mit sehr geringem CaCO_3 in der mineralischen Fraktion können Straßenabflüsse mit sehr geringen $K_{\text{S}4.3}$ -Werten von 0,36 mmol/l bzw. 13,0 $\text{mg Ca}/\text{l}$ entstehen (Heinzmann; 1993). Ob bei diesen geringen gelösten Carbonatgehalten Probleme mit der Partikelfiltration entstehen, ist bisher nicht bekannt. Hingegen konnten an Sedimenten von Versickerungsbecken mit gleichzeitig geringen gelösten und geringen partikulären Carbonatgehalten, sehr tiefe $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ -Werte von 5,1 festgestellt werden (Brunner/Lambert; 1999). Im

Unterschied zum Sediment konnte bei der Versickerung basenarmer Regenabflüsse im sauren Waldboden eine pH-Anhebung von 4,0 auf 6,0 erreicht werden, wie Messungen von Grotehusmann (1995) zeigten. Trotz dieser pH-Anhebung im Sandboden konnte andererseits eine Aufstockung der Zn-Gehalte vom Zustrom (17,7 µg Zn/l) zum Abstrom (90,8 µg Zn/l) des Versickerungsbeckens Langendamm festgestellt werden.

Geringe gelöste Carbonatgehalte im Straßenabfluss führen vor allem zu einer pH-Senkung im GV-reichen Sediment.

Die unterschiedliche pH-Reaktion von bindigen Sedimenten und sandigen Böden ist nach bisherigem Kenntnisstand auf folgende Eigenschaftsunterschiede zurückzuführen:

- hoher / geringer salzbedingter Ca-Verbrauch
- hohe / geringe Mineralisierung bzw. CO₂-Bildung
- hohe / geringe pH-Pufferfähigkeit

Der im Vergleich zum natürlichen Niederschlag um das mehrfache höhere $K_{s4.3}$ -Wert des Straßenabflusses reicht selbst bei sehr geringen Werten von z.B. 0,36 mmol/l (Heinzmann; 1993) aus, um sehr saure, pufferarme, mineralische, humusarme, sandige Unterböden, auf ein hohes pH-Niveau zu heben. Ähnliche pH-Anhebungen durch Straßenabflüsse sind durch Untersuchungen von Chinnow (1975) und Blume/Hellriegel (1981) belegt.

Nach bisheriger Kenntnis ist die pH-Anhebung von pufferarmen Sanden durch carbonatarmer Straßenabflüsse kein Beleg dafür, dass bei der Filtration oder Versickerung keine Ansprüche an die Carbonatausstattung zu stellen sind. Indizien für die Notwendigkeit einer hohen Carbonatversorgung durch den Straßenabfluss und/oder durch das Filtersubstrat sind z.B. die abstromseitige Zinkerhöhung in der Versickerungsanlage Langendamm (Grotehusmann; 1995) und Frankfurter Kreuz (Golwer/Schneider; 1982 bzw. 1983).

Neben den geschilderten Fahrbahndecken (Asphalt mit fehlendem/geringem bzw. hohem Carbonatgehalt) ist noch als Sonderfahrbahn die Betondecke anzuführen. Krauth/Klein (1982) fanden bei einer Fahrbahndecke aus Asphalt 22 mg Ca/l und bei einer Betondecke 38 mg Ca/l im Fahrbahnabfluss bzw. im Zulauf von Absetzanlagen. Im Ablauf von großvolumigen dauereingestauten Absetzanlagen konnten sie eine Erhöhung der Ca-Gehalte um 16 bzw. 34 mg/l messen. Hieraus ist eine höhere Ca-Freisetzung ins Überstauwasser bei dem Abfluss der Betonfahrbahn erkennbar. Geiger-Kaiser (2005) fanden im Mittel von 3 verschiedenen Messstellen an Betonfahrbahnen sehr hohe Werte im Straßenabfluss ($K_{s4.3} = 2,04$ mmol/l, 54,5 mg Ca/l). Betonfahrbahnen verursachen nach den vorgestellten Messungen sehr hohe Carbonatgehalte im Straßenabfluss. Probleme mit der Versauerung von Sedimenten oder Filterböden sind hier nicht zu erwarten, da neben hohen gelösten gleichzeitig auch hohe partikuläre Carbonatgehalte auftreten. Andererseits sind geringe gelöste auch mit geringen partikulären Carbonatgehalten verknüpft. Bei solchen Straßenabflüssen sollte besonderer Wert auf die Carbonatausstattung des Filtersubstrates gelegt werden.

3.1.3 Jahresgang

Findet auf den Straßen Winterdienst statt, so sind die Straßenabflüsse die Niederschlagsabflüsse mit den stärksten jahreszeitlichen Ionengehaltsschwankungen. Als Folge des Winterdienstes schwanken nicht nur die Ionengehalte, sondern auch die von Feststoffen, Eisen und Zink (Tabelle 12). Bei Straßenabflüssen mit relevantem Vegetationseinfluss kann potenziell der Gehalt an gelöster und partikulärer organischer Substanz schwanken. Im Folgenden sollen hierzu Ergebnisse angeführt werden.

Tabelle 12: Eigenschaften des Straßenabflusses an der Versuchsanlage Augsburg

		Quartale			
		Herbst	Winter	Frühjahr	Sommer
AFS	in mg/l	49,7	120	378	56,7
Trübung	in FNU	86,0	184	123	32,1
Lf	in $\mu\text{S}/\text{cm}$	1146	6103	186	111
Na	in mg/l	187	1285	12,8	2,5
Ca	in mg/l ¹⁾	28,4	65,4	56,7	22,6
Fe	in $\mu\text{g}/\text{l}$	1090	2240	2548	591
Zn	in $\mu\text{g}/\text{l}$	282	615	409	218

1. - 9. Untersuchungsjahr, abflussgewichtet

1) gelöst und partikulär

Die Natriumgehalte des Straßenabflusses an der Augsburger Versuchsanlage schwanken bezogen auf die Quartalsmittel während des Jahres um Faktor 514 (Winterquartal: 1285 mg Na/l, Sommerquartal: 2,5 mg Na/l). Diese sehr starke Schwankung der Ionengehalte kann zur Dispergierung mineralischer, filterbodenbürtiger Feinpartikel führen. So konnte an dem Autobahnfilter Wurm die Einlagerung von mineralischen Feinpartikeln in ein Geotextil beobachtet werden, die zur Kolmation der Anlage führte. Die mineralischen Feinpartikel stammten aus dem carbonatfreien Filterboden (Lambert/Fuchs; 2000).

Nach bisheriger Vorstellung ist der beschriebene Dispergierungseffekt an sehr geringe Ca- bzw. $K_{s4.3}$ Werte des Straßenabflusses und der mineralischen Feinpartikel des Filtersubstrates gebunden. Beide Zusatzvoraussetzungen sind in Augsburg nicht gegeben. Der niedrigste Quartalswert des Straßenabflusses beträgt 22,6 mg Ca/l; die mineralischen Feinpartikel des hiesigen Unterbodens haben sehr hohe CaCO_3 -Gehalte (Kornfraktion <2,0 mm: 50,7 %).

Die sehr hohen winterlichen Salzgehalte beschleunigten offensichtlich die Fahrbahndeckenerosion wie auch die Eisenkorrosion der Fahrzeuge. Dem Salzpeak im Winterquartal folgt mit zeitlichem Versatz der AFS- und Fe-Peak im Frühjahrsquartal; hingegen folgt die Zn-Konzentration der des Natriums (Tabelle 12). Der sehr stark ausgeprägte Jahresgang der Feststoffe bzw. AFS ist unter Einbezug der Kornfraktion > 1 mm noch deutlich größer als in Tabelle 12 aufgeführt, da die AFS-Bestimmung nur die Partikel < 1 mm erfasst hat. Andererseits geben die AFS-Gehalte in Tabelle 12 den Jahresgang der schadstoffbeladenen und kolmationswirksamen Feinpartikel (T+U, <0,06 mm) annähernd wieder. Der Vergleich der AFS-Konzentrationen des Frühjahrs- und Sommerquartals zeigt, dass der Feststoffanfall zwischen diesen um Faktor 6 schwanken kann. Diese starke systematische Schwankung zwischen den Quartalen konnte bisher in anderen Messprogrammen nicht beobachtet werden. Der stoßartige Anfall von feinpartikulären Feststoffen im Frühjahr erhöht das Kolmationsrisiko bei einer Filtration.

Der Jahresgang der Eisenkonzentration dürfte wesentlich durch die winterliche Salzlast bedingt sein. Die korrosionsfördernde Wirkung des Salzes erhöht die Eisenkonzentration des Straßenabflusses und damit die Bindefähigkeit gegenüber schädlichen bzw. toxischen Schwermetallen. In einem Berliner Trennsystem konnte, wie in Augsburg, ein Zusammenhang zwischen Na und Fe festgestellt werden. Im Winterhalbjahr mit hohen Na-Gehalten von durchschnittlich 350 mg/l konnte ein Fe-Gehalt von 4,37 mg/l gemessen werden, während des Sommerhalbjahres hingegen sanken beide Werte ab (Na = 10,6 mg/l, Fe = 2,07 mg/l, Arge Bioplan/lfS; 2006).

Der in Tabelle 12 dokumentierte Zn-Jahresgang mit einem Konzentrationshoch im Winterquartal und einem Tief im Sommerquartal konnte sowohl in einer früheren wie in einer neueren Untersuchung

festgestellt werden:

	Winter ($\mu\text{g Zn/l}$)	Sommer ($\mu\text{g Zn/l}$)
Krauth/Klein (1982)	411	274
Hilliges u. a.(2006)	1700	546

Aufgrund der geringen Glühverluste in den Sedimenten von ca. 8 % (bezogen auf Kornfraktion < 2,0 mm) besteht in Augsburg bisher kein relevanter Vegetationseinfluss; somit ist auch kein vegetationsbürtiger Jahresgang z.B. der gelösten und festen organischen Substanz zu erwarten. Ott/Jäger (2005) konnten im Kehrgut von baumbestandenen Straßen extreme Unterschiede im GV und Eluat-DOC zwischen Sommer und Herbst feststellen:

	Sommer	Herbst
GV (%)	8	40
Eluat-DOC (mg/l)	20	1000

Würden die Vegetationsreste der Straßenoberfläche tatsächlich in den Abfluss gelangen, entstünde hierdurch eine hohe organische Belastung, die auch Rückwirkungen auf die Schwermetallbindung haben könnte. In Straßenabflüssen mit hohem Vegetationseinfluss konnten solche großen Schwankungen zwischen Sommer und Herbst noch nicht beobachtet werden. Heinzmann (1993) fand allerdings sehr große DOC-Unterschiede zwischen Frühling und Sommer. Die praktische Bedeutung dieser DOC-Schwankungen bei Straßenabflüssen mit hohem Vegetationseinfluss ist noch nicht geklärt.

3.2 Filterhydraulik

Die Lysimetervarianten sollen im Folgenden getrennt vom Filtersack betrachtet werden.

3.2.1 Lysimeter

Neben der hydraulischen Leitfähigkeit am Ende der vier bzw. neunjährigen Betriebszeit wurde für drei (SR 75, ASANDU, F 10) der sieben Lysimeter die Durchströmung des Lysimeters durch einen Überstautracerversuch charakterisiert.

3.2.1.1 Hydraulische Leitfähigkeit

Aufgrund der geringen rechnerischen Filterflächenbelastung, die von 12 – 48 % A_F/A_U reicht (Tabelle 4), wurde vermutlich bei der Großzahl der Ereignisse nur ein kleiner Teil der zur Verfügung stehenden Filterfläche für die Versickerung genutzt.

Die dadurch bedingte primär nur zulaufnahe Sedimentbildung führte nicht zu einer Vergrößerung der Versickerungsfläche, da die sich gebildeten Sedimente eine gleich hohe oder höhere hydraulische Leitfähigkeit als der darunter liegende Oberboden hatten. Die Sedimente waren krümelstrukturiert und intensiv durchwurzelt. Dies traf nur für die oberirdischen Filteranlagen zu; bei ASANDU war keine separate Sedimentschicht vorhanden, das Sediment war ins Korngerüst des Sandes eingewandert. Die Sedimentzufuhr hat dort nach 4 Betriebsjahren zu einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit von $k_f = 4800 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (Hazen-Abschätzung Hartge/Horn; 1991) auf $k_f = 20 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ geführt, wodurch u.a. eine gleichmäßigere Filterflächenbelastung bewirkt wurde.

Tabelle 13: Infiltrationsbedingungen und gemessene k_f -Werte bei Überstau der gesamten Filterfläche, 11.-15.11.05

Lysimeter	Infiltration			k_f -Wert in 10^{-5} m/s
	Zeit ¹⁾ in min	Zuflussmenge ²⁾ N_{eff} in mm	Einstauhöhe ³⁾ in cm	
SR 75	60	140	0	7
M 20	30	70	12	28
G 30 S	30	70	4	100
M 20 D	60	140	0	167
ASANDU	30	70	5	20
F 10	60	140	0	7
G 30	30	70	3	90

1) Zeitdauer der Infiltration mit offenem Dränablauf

2) Zufluss berechnet als Effektivniederschlag bei $A_u = 15 \text{ m}^2$

Zufluss = $0,58 \text{ l/s}$ bzw. $387 \text{ l/s} \cdot \text{ha } A_u$

3) Höhe des Einstaus über Filteroberfläche bzw. Sohlhöhe nach Ende der 30 bzw. 60 Minuten
Zuflusszeit

Um eine Vorstellung über die Größe der Infiltrationsfläche bzw. die hydraulische Ausnutzung der Filterfläche zu bekommen, wurden zu Beginn der hydraulischen Untersuchungen bei geöffnetem Dränablauf die maximale Wassermenge des vorhandenen Trinkwasseranschlusses auf die Lysimeter gegeben. Diese Wassermenge lag während der gesamten Versuchszeit weitgehend konstant bei $0,58 \text{ l/s}$ bzw. umgerechnet auf die A_u -Fläche von 15 m^2 bei einer Zulaufspende von $387 \text{ l/s} \times \text{ha } A_u$. Unter diesem extrem hohen Zufluss konnte nur bei 4 von 7 Lysimetern eine Teilfilterbespannung innerhalb einer Zuflusszeit von 30 Minuten beobachtet werden (M 20, G 30 S, ASANDU, G 30). Bei 3 Lysimetern trat auch nach 60 Minuten Zuflusszeit keine sichtbare freie Wasserfläche auf. Nach 30 bzw. 60 Minuten wurde der Dränablauf verschlossen, um einen Überstau für die k_f -Messung bzw. den Überstautra-cerversuch zu erhalten.

Unter den vorgefundenen Bedingungen im November 2005 konnte bis auf den Lysimeter ASANDU keine vollständige Filterbespannung erzielt werden. Bei ASANDU war die vollständige Bespannung nach 8 Minuten Zuflusszeit bzw. nach $18,6 \text{ mm}$ Effektivniederschlag erreicht. Da der Zufluss von $18,6 \text{ mm } N_{\text{eff}}$ in 8 Minuten ein äußerst seltenes Ereignis ist, kann davon ausgegangen werden, dass selbst bei der Variante ASANDU mit der geringsten Infiltrationsrate auch in den zuflusskritischeren Quartalen Winter und Frühjahr nur ein Bruchteil der Zuflussereignisse zu einer Filterbespannung geführt haben.

Bei den Freilandvarianten ist aufgrund der Krümelstruktur des Sedimentes und der Filteroberböden nicht davon auszugehen, dass die hydraulischen Verhältnisse in den kritischeren Winterbedingungen markant von den vorgefundenen vom November 2005 abgewichen haben.

Es ist deshalb anzunehmen, dass bei den 3 Lysimetern (SR 75, M 20 D, F 10), die während der Versuche keinen Filtereinstau gezeigt haben, auch während der vergangenen Betriebsjahre kein Filtereinstau aufgetreten ist. Die sehr ungleiche Verteilung der gebildeten Schadstoffdepots bestätigt diese Aussage. Durch den fehlenden Filtereinstau wird indirekt die hohe hydraulische Leitfähigkeit der sich zulaufseitig gebildeten Sedimentschichten belegt.

Der geringfügige Einstau bei den Freilandlysimetern M 20, G 30 S und G 30 dürfte durch die geneigte Filterböschung bedingt sein; der sehr hohe Versuchszufluss konnte erst in der schmalen ebenen Soh-

le vollständig versickern. Nur bei M 20 D tritt aufgrund der sehr hohen Anzahl an Mäuselöchern keinerlei Einstau auf. Das Einstauvolumen betrug 0,6 - 1,0 % des Zuflussvolumens (1044 l) bzw. die Einstaufläche betrug 2 - 22 % der Filterfläche (M 20 = 2 %, G 30 S = 11 %, G 30 = 22 %).

Die gemessenen k_f -Werte beziehen sich auf die gesamte Filterfläche und -tiefe. Vorhandene Grobporen wurden durch den kompletten Überstau der Filterfläche mit erfasst. Die sehr hohen k_f -Werte der Varianten M 20 D und G 30 S dürften durch die hohe Zahl an Mäuselöchern verursacht sein. Deren Wirkung muss sich zwangsläufig auf den Oberboden beschränken, da der kiesige Unterboden lebensfeindlich für z.B. grabende Tiere ist. Die gemessenen k_f -Werte der Varianten mit deutlich sichtbaren, kurzschlüssigen Gröbstporen (G 30 S, M 20 D, G 30) ist teilweise eine Zehner-Potenz höher als der zu Versuchsbeginn gemessene k_f -Wert des kiesigen Unterbodens von $k_f = 16 \cdot 10^{-5}$ m/s (Nadler/Meißner; 1999). Die Ursache für diesen Unterschied kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht aufgeklärt werden.

Die Wirkung biogener Wühl- und Mischstätigkeit im Oberboden von M 20 D konnte hingegen auch analytisch belegt werden. Der Carbonatgehalt des dem carbonatarmeren Filterboden aufliegenden Sedimentes zeigt aufgrund der teilweisen Einmischung in den Filterboden eine Abnahme von 28 auf 17 %.

Der ebenfalls noch sehr hohe k_f -Wert bei G 30 ist vermutlich auf einen Schlitz zwischen Filterboden und Einfassung zurückzuführen (Bild 21). Nur M 20 hatte keine optisch erkennbaren kurzschlüssigen Gröbstporen, dessen k_f -Wert mit $20 \cdot 10^{-5}$ m/s von den Varianten mit 50 % Oberboden am geringsten war.

Obwohl die Variante SR 75 den mit Abstand größten Kornaufbau über die gesamte Filtermächtigkeit aufweist, hat sie wie die Variante F 10 mit $k_f = 7 \cdot 10^{-5}$ m/s die geringste hydraulische Leitfähigkeit. Grund hierfür dürfte die ausschließlich primärkornbedingte hydraulische Leitfähigkeit ohne wesentlichen Einfluss biogener Gröbstporen sein.

Tabelle 14: Doppelringinfiltrationsmessungen auf Feld F 10

Entfernung von Bankett in m	Durchschnitt	min	max
0,20 m, zulaufnah, auf Sediment	16,6	9,1	30,0
2,0 m, mittig, auf Filterboden	12,7	1,9	22,7
3,0 m, zulauffern, auf Filterboden	8,9	6,6	10,8

3 Messungen pro Probenahmestelle

Bei der Variante F 10 hat sich der k_f -Wert des 10 cm mächtigen Oberbodens gegenüber dem Ausgangszustand ($k_f \approx 50 \times 10^{-5}$ m/s, Nadler/Meißner; 1999) aufgrund verminderter Grobdurchporung abgenommen.

Die Variante F 10 mit der größten Filterfläche bot die Möglichkeit, in Abhängigkeit von der Zulaufentfernung bzw. der hydraulischen Belastung bzw. der Sedimentmenge die Infiltration über Doppelringe zu bestimmen (Tabelle 14). Diese Messungen zeigen, dass der zulaufferne Teil die geringsten Infiltrationswerte mit den geringsten Schwankungen aufweist. Dieses Ergebnis stimmt mit der Beobachtung geringerer Durchwurzelung und der k_f -Abnahme bezogen auf die Gesamtfilterfläche überein.

Zulaufnah ist die Infiltration wie auch deren Schwankung am größten. Hohe Infiltration und räumliche hohe Schwankung sind typische Merkmale biogenen Gröbstporenflusses. Zulaufnah wurden deutlich mehr Wurzeln beobachtet als zulauffern. Der höchste Infiltrationswert in 0,20 m Abstand zum Zulaufbankett wurde auf der vollständig von Sediment überdeckten Filterfläche erzielt. Der Befund, dass die Sedimentschicht höhere Infiltrationsraten zeigt als der unterlagernde Filterboden konnte auch an an-

deren Filtern festgestellt werden (Arge Bioplan/IfS; 2006, b).

Die durch die biogenen Gröbstporen verursachten kurzschlüssigen Flüsse durch den Oberboden führten nach den vorgenommenen Untersuchungen des kiesigen Unterbodens nicht zu einer messbaren Schadstoffanreicherung in diesem. So liegt z.B. der zulaufseitige Zinkgehalt im Unterboden der Variante G 30 S im Bereich von 30 - 40 mg/kg. Dieser Wert entspricht den Ausgangsgehalten. Allerdings konnte bei G 30 S eine geringfügige Abnahme des Zinkrückhaltes im Laufe der Betriebszeit festgestellt werden (Tabelle 48), die Bioplan auf die Zunahme der Kurzschlüssigkeit des Oberbodens zurückführen (Bild 20). Dieser Befund belegt gleichzeitig die Kurzschlüssigkeit des kiesigen Unterbodens, die korngößenbedingt (Tabelle 2) schon im Ausgangszustand vorhanden war. Eine Zinkanreicherung im kiesigen Unterboden, die zumindest im geringen Umfang stattgefunden haben muss, ist bei hiesigem Boden äußerst schwer nachweisbar, da diese sich über eine große Bodenmasse verteilt und nicht lokalisiert als enges Band vorliegt.

Alle Lysimeter zeichnen sich trotz der von Betriebsbeginn an vorhandenen oder während des Betriebes zusätzlich entstandenen Gröbstporeneinflüsse durch eine zunehmende Filtrationsleistung aus, dies dürfte durch die sich ausbildende Sedimentschicht bedingt sein, die am Ort der hauptsächlich infiltriert ist. Bei der Variante ASANDU ist die Steigerung der Filtrationsleistung trotz des höchsten Ausgangsniveaus am deutlichsten (Tabelle 47). Dies dürfte ebenfalls an dem eingetragenen Sediment liegen, das aber zusätzlich zu einer Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit des grobkörnigen Sandfilters geführt hat.

Der hohe biogene Gröbstporenfluss der Freilandlysimeter wird weitgehend im Oberboden gepuffert. Dieser Umstand dürfte letztlich durch die Zulaufeigenschaften des Augsburger Straßenabflusses (hohe potenzielle Schadstoffbindefähigkeit des Sedimentes) verursacht sein. Bei einem Mischwasserfilter konnte unter vergleichbaren Durchströmungsbedingungen eine deutlich messbare Schadstoffanreicherung im Unterboden festgestellt werden (Lambert/Fuchs; 2000).

Die hydraulische Betriebsleitfähigkeit der vier bzw. neun Jahre alten Lysimeter ist auch bei Ausschluss der dominant kurzschlüssigen Varianten (G 30 S, M 20 D G 30) bei M 20 bzw. ASANDU mit $k_f = 20$ bzw. 28×10^{-5} m/s sehr hoch.

Bei den Varianten SR 75 und F 10 mit $k_f = 7 \cdot 10^{-5}$ m/s wird die hydraulische Betriebsleitfähigkeit nicht durch das eingetragene Sediment bestimmt. Dies trifft nur für die Variante ASANDU zu. Die Ausgangsleitfähigkeit dieser Variante ist aufgrund der groben Körnung (Tabelle 2) nach der Hazen-Abschätzung (Hartge/Horn; 1991) mit $d_{10} = 0,22$ mm extrem hoch ($k_f = 4800 \cdot 10^{-5}$ m/s), sie nahm durch den Sedimenteintrag um Faktor 200 ab.

Bei strukturierten Regenabflusssedimenten konnten sehr hohe Infiltrationsraten gemessen werden (48-112 mm/min, Lambert; 1999), die noch deutlich über den Werten der Variante F 10 lagen (Tabelle 14, 16,6 mm/min). Nach bisheriger Erfahrung kann der Gröbstporenfluss von hydraulisch durchlässigen Sedimenten nur mit einem sandigen Filter als Unterlage verhindert werden, um eine hohe Filtrationsleistung des Sedimentes zu erreichen. Bindige Filterschichten führen zu Kurzschlüssigkeiten im gesamten Filterprofil.

3.2.1.2 Durchströmung im gesättigten Zustand

Bei den 3 Lysimetern mit der geringsten hydraulischen Leitfähigkeit (SR 75, F 10, ASANDU, $k_f = 7 - 20 \cdot 10^{-5}$ m/s, Tabelle 13) wurden Überstautracerversuche vorgenommen. Diese Versuche erfassen die Durchströmung im gesättigten Zustand und unter Einschluss aller Poren. Selbst beim Lysimeter ASANDU, mit der geringsten ungesättigten Leitfähigkeit, kann davon ausgegangen werden, dass im tatsächlichen Betrieb kein gesättigter Zustand aufgetreten ist. Auch wenn aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeit und der geringen hydraulischen Filterbelastung die tatsächliche Durchströ-

mung mit dem Überstau-Tracerversuch nicht erfasst werden kann, kennzeichnet er die Filterdurchströmung unter gleichen und reproduzierbaren Randbedingungen. Die Filterdurchströmung ist ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der potenziellen Filterleistung.

Tabelle 15: Wassermengen und Konzentrationen von Überstau- und Einstauwasser der Überstau-Tracerversuche

	SR 75	F 10	ASANDU
Überstauwasser			
Wassermenge in l	972	864	492
Überstauhöhe in l/m ²	180	120	280
Konzentrationen			
Lf in µS/cm	1309	1309	1309
NH ₄ -N in mg/l	106	106	106
NO ₃ -N in mg/l	88,1	88,1	88,1
Einstauwasser			
Wassermenge in l	756	864	1126
Einstauhöhe in l/m ²	140	120	636
Konzentrationen			
Lf in µS/cm	459	459	459
NH ₄ -N in mg/l	0,01	0,01	0,01
NO ₃ -N in mg/l	1,19	1,19	1,19

Die Bestimmung der Tracerpeaks konnte bei ASANDU aufgrund der hydraulischen Verbindung zwischen dem eigentlichen Lysimeter (Durchmesser 1,5 m) und dem Gesamtfeld (1,8 x 4,0 m) nicht vorgenommen werden. Bei dieser Variante beschränkt sich die Auswertung auf den Durchgang der gesamten Tracermenge ohne zeitliche bzw. hydraulische Auflösung.

Die Überstauhöhe konnte aufgrund der geringen Höhen der Lysimeterumfassungen bei F 10 und SR 75 nur 1,2 bzw. 1,8 dm betragen. Aufgrund des schnellen Tracerdurchganges war diese geringe Überstauhöhe aber ausreichend.

Vor dem Überstau-Tracerversuch wurden die Lysimeter schon einmal überstaut, um den maximalen Wassergehalt einzustellen, damit Zuflusswassermenge der Ablaufwassermenge entsprach. Der Einstau konnte von oben vorgenommen werden, da aufgrund der Gröbstoporen eine Entlüftung der Lysimeter sicher erfolgen konnte. Nur bei dem sandigen Lysimeter ASANDU konnte noch 10 Minuten nach dem Überstau das Entweichen von Luftblasen beobachtet werden. In alle Lysimeter wurde entsprechend dem errechneten Überstauvolumen eine NH₄NO₃-Lösung zugegeben (Tabelle 15). Die Zielkonzentration im Überstau betrug 100 mg NH₄-N/l bzw. 100 mg NO₃-N/l. Zur Kontrolle dieses Wertes wurden zwei Parallelproben aus allen 3 Überstauwässern entnommen (Anhang A5). Der Mittelwert der beiden Proben ist in Tabelle 15 angeführt. Die Probenahme am Dränablauf erfolgte volumenproportional von Beginn bis Ende des Ablaufes. Bei F 10 konnte ein Nachlauf beobachtet werden, dieser wurde mit den letzten 3 Proben (Nr. 21 bis 23) in 5-minütigem Intervall zeitproportional beprobt (Anhang A5).

In Tabelle 15 sind die Angaben zu dem Überstauwasser und dem Einstauwasser enthalten. Die Einstauwassermenge wurde aus dem gesamten Dränabfluss des Überstauversuches minus der über

den Lysimeter befindlichen Wassermenge (Überstauwasser) ermittelt. Die Konzentration des Einstauwassers (Wasser unter Lysimeteroberfläche) entspricht dem verwendeten Leitungswasser, da durch den dem Überstauversuch vorausgegangenen Leitungswassereinstau ein Ausgleich der Konzentrationen erreicht wurde. Die Konzentrationsunterschiede zwischen Einstau- und Überstauwasser waren ausreichend groß, um einen eindeutigen Tracerdurchgang aufnehmen zu können. Der Dränablauf fand ohne Drosselung statt.

Die Bewertung der Überstauversuche soll über den zeitlichen (SR 75, F 10) und den gesamten Tracerdurchgang (SR 75, F 10, ASANDU) vorgenommen werden.

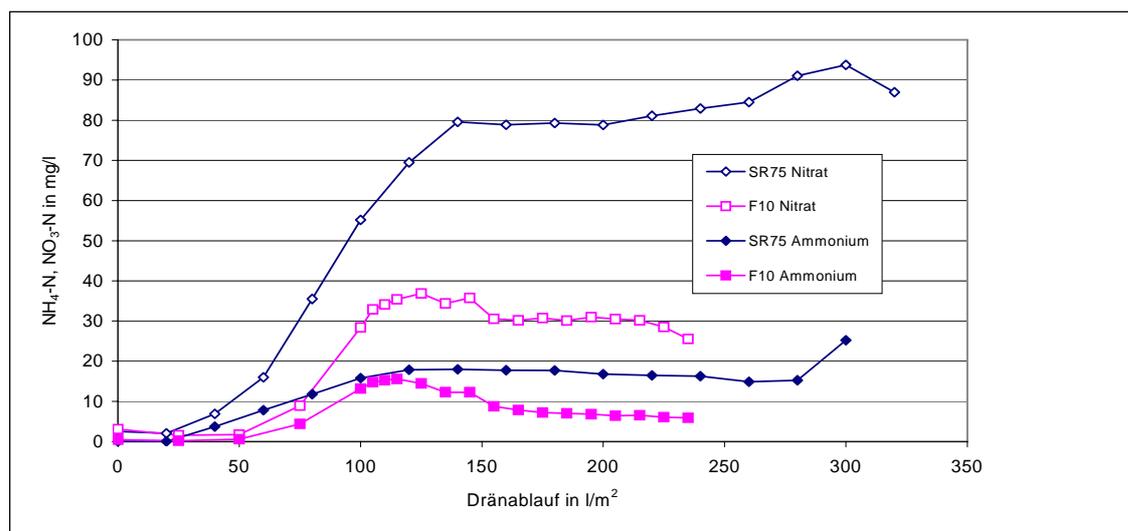


Bild 7: Ganglinien der Dränabläufe der Überstauversuche

Der Anstieg der Tracerkonzentration und das Konzentrationsmaximum sind am Dränablauf sehr schnell zu beobachten, was auf einen dominanten Gröbstporenfluss hinweist. Der Konzentrationsanstieg beginnt deutlich vor der Ablaufmenge der Einstauhöhe (140 bzw. 120 l/m²). Gleiches gilt für das Konzentrationsmaximum, das ebenfalls mit großem Abstand vor Dränende auftritt (Bild 7). Das NH₄-N-Maximum, das bei SR 75 bei 140 l/m² und bei F 10 bei 115 l/m² Dränablauf auftritt, entspricht der Einstauwassermenge, bei der nach theoretischer Pfropfenströmung erst der Konzentrationsanstieg beginnen würde. Der sehr gröbstporenflussdominierte Filter Waldangelloch zeigte unter vergleichbaren Versuchsbedingungen erst bei Dränabfluss von 220 l/m² ein NH₄-N-Maximum (Lambert/Fuchs; 2001). Bei dem Filter Waldangelloch ist ein sehr langsamer Abfall der Tracerkonzentrationen zu beobachten; noch bei einem Dränabfluss von 600 l/m² konnte eine deutlich messbare Tracerkonzentration festgestellt werden. Dieser sehr langsame Abfall kann als das langsame, zweite Porensystem gedeutet werden, das mit dem ersten, schnellen Porensystem im Austausch steht. Dieses zweite Porensystem ist hiernach bei SR 75 deutlich ausgeprägter vorhanden als bei F 10 (Bild 7). Grundsätzlich kann dieses zweite Porensystem die Leistungsabnahme des Filters durch den Gröbstporenfluss mindern. Im Augsburgener Überstauversuch trifft dies nicht zu. Der Stoffaustausch zwischen dem ersten und zweiten Porensystem bei SR 75 führt nicht zu einer Steigerung des NH₄-N-Rückhaltes gegenüber F 10, wo 65 von 75 cm Filterhöhe keinerlei Zweitporensystem aufweisen können (Kies).

Tabelle 16: Vergleich der mittleren Konzentrationen der Überstautracerversuche

	Zulauf	Ablauf	Differenz in %
SR 75			
Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	937	951	-1,5
$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l	59,6	12,8	78,5
$\text{NO}_3\text{-N}$ in mg/l	50,0	60,3	-20,6
F 10			
Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	884	655	25,9
$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l	53,0	7,57	85,7
$\text{NO}_3\text{-N}$ in mg/l	44,6	24,3	45,5
ASANDU			
Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	718	526	26,7
$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l	32,3	1,16	96,4
$\text{NO}_3\text{-N}$ in mg/l	27,7	8,54	69,2

Wird der gesamte Tracerdurchgang als Durchströmungskriterium herangezogen, zeigt sich eine deutliche Vergleichsmäßigung und damit potenzielle Zunahme des Stoffrückhaltes von SR 75 über F 10 nach ASANDU. Bemerkenswert ist dies deshalb, da der sandigen Variante im Ausgangszustand keine Kationenaustauschkapazität zugeschrieben werden kann, hingegen die SR 75 und F 10 eine sehr hohe KAK von ca. 30 mmol/100 g Feinboden aufweisen (Tabelle 3).

Aus den Angaben der Tabelle 16 ist ersichtlich, dass nicht die potenzielle Leistung im Ausgangszustand, sondern die tatsächliche im Betrieb maßgeblich ist. Der sandige Filter zeigt hiernach mit Abstand die besten Leistungen, die primär auf eine gleichmäßigere Durchströmung zurückzuführen ist. Dies zeigen auch Überstautracerversuche mit Säulen, wo bei mittelsanddominierten Sanden noch gleichmäßigere Durchströmungen erzielt werden konnten als mit dem groben Sand der Variante ASANDU (Lambert/Fuchs; 2002).

Tabelle 17: Durchströmbares Porenvolumen der 0,75 m mächtigen Filterschicht auf Grundlage der Überstautracerversuche

	SR 75	F 10
Dränablauf in l/m^2	320	235
Überstau in l/m^2	180	120
Dränage ¹⁾ in l/m^2	71	88
Filterschicht in l/m^2	69	27
Durchströmbares Porenvolumen in Vol-% ²⁾	9,2	3,6

1) SR 75: Dränkiesvolumen $250 \text{ l}/\text{m}^2 \times 0,25 = 62 + 9 \text{ l}/\text{m}^2$ Dränrohrvolumen

F 10: Dränkiesvolumen $250 \text{ l}/\text{m}^2 \times 0,25 = 62 + 26 \text{ l}/\text{m}^2$ Dränrohrvolumen

2) Bezogen auf das Gesamtfiltrvolumen von $750 \text{ l}/\text{m}^2$

Berechnet man aus den Versuchsdaten das durchströmbare Porenvolumen, so ergeben sich mit 3,6 - 9,2 % (Tabelle 17) sehr geringe Werte. Unter vergleichbaren Versuchsbedingungen (u.a. freier Dränabfluss) konnte bei einem mittelsanddominierten Sand ein durchströmbares Porenvolumen von 17,5 %

gemessen werden. Mit Dränablaufdrosselung stieg dieses auf 26,5 % (Lambert/Fuchs; 2003).

Das geringe durchströmbare Porenvolumen ist ebenfalls ein Kriterium für ungleichmäßige Durchströmung und die hierdurch verursachte Minderung der stofflichen Filterleistung.

Die für die Varianten SR 75 und F 10 im Überstautracerversuch festgestellte ungleiche bzw. kurzschlüssige Durchströmung dürfte für alle Augsburger Varianten gelten, mit Ausnahme der sandigen Variante ASANDU.

3.2.2 Filtersack

Die Hydraulik des Filtersackes AGEOU zeichnet sich gegenüber dem Lysimeter durch eine bis zu 20-fach höhere Filterflächenbelastung aus ($2,5 \% A_F/A_u$, Bezug Bodenfläche, Tabelle 4). Im Vergleich zur spezifischen Flächenbelastung von RBF ($1 \% A_F/A_u$) ist der Wert von 2,5 % hingegen noch hoch.

Eine für die Hydraulik wichtige Randbedingung gegenüber den Freilandlysimetern ist in der Abdeckung zu sehen, wodurch ein feuchtes Mikroklima entsteht und eine sedimentstrukturierende Vegetation fehlt.

Bei der ebenfalls abgedeckten Variante ASANDU entstand durch die geringere Filterflächenbelastung ($A_F/A_u = 11,8 \%$) keine vollständige Kolmation durch das eingetragene Sediment.

Bei Inspektionen während der Betriebszeit des Filtersacks konnte beobachtet werden, dass das Sediment des Filtersackbodens immer feucht bzw. engestaut war. Eine Sedimentstrukturierung konnte somit nicht erfolgen. Bei den Feldarbeiten im November 2005 war das Bodensediment des Filtersackes mit einem TS-Gehalt von 50,1 % strukturlos. Allerdings stand kein Wasser mehr auf dem Sediment, wie an anderen Einbauorten auch nach langer Trockenzeit beobachtet wurde (Zanzinger; 1999).

Um Versuche am Filtersack AGEOU vornehmen zu können, wurden Halterung und Sack ausgegraben. Hierbei konnte beobachtet werden, dass sich feines Sediment auf dem oberflächennahen Kies abgelagert hatte. Hiernach muss es, eventuell in den Winter- und Frühjahrsquartalen, zum kurzzeitigen Überlaufen des Sackes gekommen sein. Nachdem der Filtersack im Freien und zugänglich aufgestellt war (Bild 8) wurden zwei Einstauversuche vorgenommen:

- V1 am 11.11.2005, maximale Einstauhöhe = 37,5 cm
- V2 am 15.11.2005, maximale Einstauhöhe = 32,5 cm

Die Wasserzufuhr der beiden Einstauversuche betrug 0,35 l/s.



Bild 8: Geotextilsack AGEOU im ausgebauten Zustand, um die hydraulische Leitfähigkeit messen zu können. Eventuell hat die an die Lochblechhalterung anliegende Filtersackwand Einfluß auf die Hydraulik

Bei V1 (unmittelbar nach dem Ausbau) stellte sich bei 37,5 cm, bei V2 (4 Tage später) ein Gleichgewichtswasserspiegel von nur noch 32,5 cm über Filtersackboden ein. Die Niveaus des maximalen Wasserspiegels decken sich mit der in der unteren Hälfte verstärkten Sedimenteinsparung in die Sackwandung (Bild 9).



Bild 9: Außenseite des Filtersackes. Die unteren 30cm (linkes Bild) zeigen eine deutliche Sedimenteinsparung mit Abdrücken der Lochblechhalterung (siehe Bild 8). Im oberen Teil (rechtes Bild) sind hingegen von außen keine Sedimenteinsparungen erkennbar.



Bild 10: Linkes Bild zeigt die Innenseite des Filtersackes links zulaufnah und rechts zulauffern. Die zulaufnahme Seite zeigt auch am oberen Rand Sedimenteinträge, vermutlich durch kleine Zuflüsse verursacht. Rechtes Bild zeigt die gleichen Filtersackstreifen wie linkes Bild von der Außenseite. Die zulaufnahme Seite (links) zeigt im oberen Teil deutlich höhere Sedimenteinträge als der zulaufferne rechte Teil

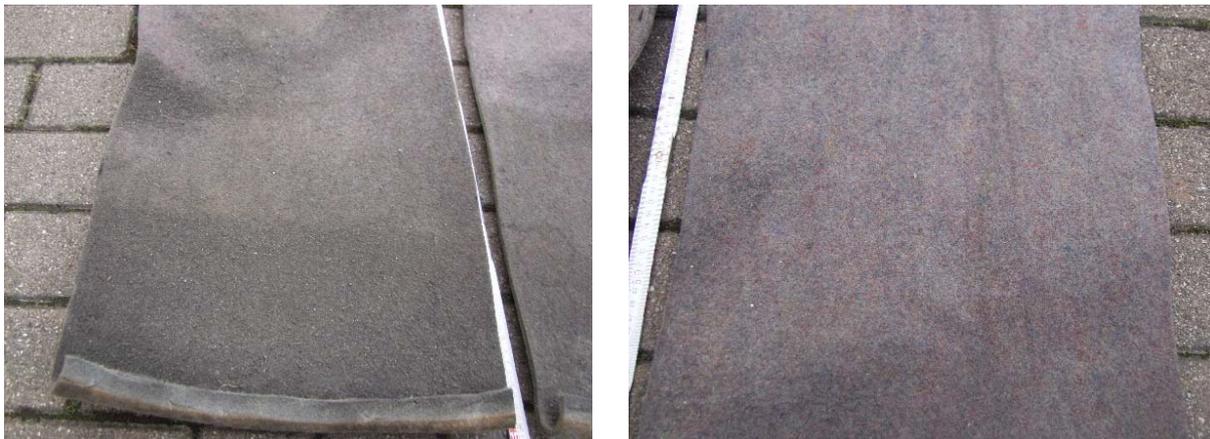


Bild 11: Innenseite des Filtersackes. Die linke Bildhälfte zeigt den unteren Teil der zulaufnahen Seite (hohe Sedimentbeladung) und die rechte Bildhälfte den oberen Teil der zulauffernen Seite (geringe Sedimentbeladung)

Der Vergleich der beiden Versuche zeigt, dass die Wandung die Hydraulik des Filtersackes bestimmt. Am Sackboden selbst konnten keine Wasseraustritte beobachtet werden. Durch die 4 Tage Standzeit im Freien ohne Regen fand eine Trocknung des Sedimentes statt, die die hydraulische Leitfähigkeit des Filtersackes stark erhöht hat (Tabelle 18)

Bei Versuch 1 wurde aufgrund der sehr geringen Sickerrate bei 15 -20 cm Einstauhöhe der Versuch abgebrochen. Hingegen konnten 4 Tage später in diesem Einstaubereich schon bis zu Faktor 10 höhere Sickerraten gemessen werden (Tabelle 18). Die Versickerung der letzten 1 cm über dem Sediment dauerte mit 0,10 l/min überproportional lange, was ein weiterer Hinweis für die undurchlässige Bodenfläche ist.

Tabelle 18: Einstauversuche am Filtersack AGEOU

Versuch	V1	V2
Datum	11.11.05	15.11.05
Zulauf in l/s	0,35	0,35
maximale Einstauhöhe in cm	37,5	32,5
Mittlere Einstauhöhe in cm	Sickerraten in l/min	
35	7,06	7,77
30	2,83	4,24
25	0,28	1,77
20	0,09	0,62
15	--	1,13
10	--	0,44
5	--	0,19
3	--	0,12
1	--	0,10

Zum Zeitpunkt des Ausbaues am 11.11.2005 hatte der Filtersack auch ohne weitere Trocknung eine so hohe hydraulische Leitfähigkeit, dass ein Zufluss von 0,35 l/s bzw. eine Zuflussspende von 233 l/s x h_{Au} nur die untere Hälfte der Filtersackwand unter Klarwasserbedingungen zum Einstau brachten. Da nach den Beobachtungen beim Ausbau des Filtersackes ein Überlaufen stattgefunden haben muss, ist von einer sehr großen Schwankung der hydraulischen Leitfähigkeit des Filtersackes, vermutlich in Abhängigkeit der Salzlast und der Trockenzeiten, auszugehen.

Nach den geschilderten Einstauversuchen wurde das Bodensediment (Auflage) entnommen. Der Filtersack wurde nach einer Lagerzeit von 16 Monaten im Labor zerlegt und in Abhängigkeit von der Wandhöhe mit einer einfachen Vorrichtung auf hydraulische Durchlässigkeit nochmals geprüft. Die Einstauversuche im November 2005 sind mit dem Infiltrationsversuch vom März 2007 nicht unmittelbar vergleichbar. Der Versuch im März 2007 zeigt eindrücklich, dass die Trocknungszeit einen enorm hohen Einfluss auf die Wanddurchlässigkeit besitzt. Auch in den untersten 30 cm konnte eine sehr hohe hydraulische Leitfähigkeit gemessen werden, die um Zehnerpotenzen über der vom November 2005 lag (Tabelle 19).

Die Versuchsanordnung vom März 2007 lehnt sich an die von Zanzinger (1999) an. Allerdings wurde bei uns zur Vereinfachung mit einer fallenden Druckhöhe gearbeitet. Verwendet man den Mittelwert aus 600 - 0 mm fallender Druckhöhe (300 mm), so ist für eine Abschätzung ein Vergleich mit den Messungen von Zanzinger (1999) möglich. Er ermittelte im neuen Gewebe ohne Sedimenteinträger eine Durchflussspende von 160 l/s x m^2 bei einer Einstauhöhe von 300 mm. Ohne Auswaschung der Sedimente konnte im Versuch vom März 2007 in der unteren Wandhälfte eine Durchflussspende von 5 und in der oberen von 60 l/s x m^2 gemessen werden. Gegenüber dem Ausgangszustand ohne Sedimenteinträger liegt die Durchflussspende nach sehr langer Trockenzeit in der unteren Sackwandung bei 3 % (ohne Sediment: 160, mit Sediment: 5 l/s x m^2).

Unterstellt man, dass im November 2005 nur die Wand hydraulisch durchlässig war, lässt sich unter Berücksichtigung der Einstauhöhen für die unteren 15 cm Wandhöhe folgender Vergleich der Durchflussspenden abschätzen:

		(l/s x m ²)
November 2005,	unmittelbar nach Ausbau	0,003
November 2005,	4 Tage nach Ausbau	0,036
März 2007,	16 Monate nach Ausbau	2,500

Am Beispiel des Filtersackes AGEOU konnte eine Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit der stark mit Sediment eingelagerten Filtersackwände von Faktor 1000 abgeschätzt werden.

Tabelle 19: Hydraulische Durchlässigkeit der trockenen Filtersackwand, 09.03.07

Wandhöhe in cm	Abflusszeit in sec.	Durchflussspende in l/s · m ²
60 - 75	5	60
40 - 55	5	60
20 - 30	60	5
0 - 15	60	5

Zylinder: Ø = 150 mm, Höhe = 600 mm, Wassermenge = 10,6 l

Die vorgestellten Versuche lassen den Schluss zu, dass im Abtrocknen des Sedimentes und weniger in der absoluten Menge die zentrale hydraulische Regengröße des Filtersackes liegt.

Tabelle 20: Vergleich der Feststoffbelastung von 2 Filtersäcken

	Augsburg	Straubing ¹⁾
Betriebszeit in a	4	10
Durchmesser in m	0,60	1,00
Wandhöhe in m	0,85	1,10
Wandfläche in m ²	1,60	3,45
TM, gesamt in kg	5,11	92,0
T+U in %	79,7	38,0
TM, gesamt in kg/m ² · a ²⁾	0,80	2,67
TM, T+U in kg/m ² · a ²⁾	0,64	1,01
TM, Wand, gesamt in kg/m ² ²⁾	1,25	3,03

1) Angaben aus Zanziger (1999)

2) Bezogen auf gesamte Wandfläche

Nach bisherigem Kenntnisstand kommt der Hydraulik der Filtersackwand die zentrale Rolle zu. Vergleicht man die Sedimenteinträgerung in die Wand des Filtersackes AGEOU in Augsburg nach 4 Betriebsjahren (1,25 kg TM/m²) mit einem Filtersack von Straubing nach 10 Betriebsjahren (3,03 kg TM/m²) so könnte man die absoluten Einlagerungsmenge als Schlüsselgröße vermuten (Tabelle 20). In Straubing war der Filtersack bis nahe Oberkante Filtersack eingestaut. Die geringe Durchflussrate unabhängig von der Wandhöhe zeigte eine weitgehende Kolmation der Wände an (Zanziger; 1999). Bezieht man die Wandeinträgerung in Augsburg nur auf den im November 2005 relevanten Bereich (0 - 35 cm) so erhöht sich die spezifische Einlagerung von durchschnittlich 1,25 kg TM/m² auf 1,85 kg TM/m². Es ist deshalb fraglich, ob eine Erhöhung auf 3,03 kg TM/m² (Straubing) die Ursache für eine weitgehende Kolmation der Filtersackwand in Straubing ist.

3.3 Depotbildung

Die Depotbildung wird in Fließrichtung des Wassers dargestellt und wird zwischen Sediment und Filterboden unterschieden.

3.3.1 Sediment

3.3.1.1 Bankett

Die Versuchsanlage Augsburg besitzt die Besonderheit, dass der Straßenabfluss ohne Kanal und Gully nur vermittelt über das 1,3 m breite Betonbankett direkt den Versuchsvorrichtungen zugeführt wird (Bild 1). Entlang dieses nur 1,3 m langen Fließweges findet insbesondere schon eine Sedimentation von groben Partikeln statt. Diese Sedimente sollen im Kapitel Bankett separat betrachtet werden, da in Abhängigkeit der Bankettsedimentation sehr große Fracht- und Qualitätsunterschiede in der folgenden Fließposition (Sedimente auf der Filteroberfläche) entstehen können.

Die 9-jährige Zulaufmessung an Feld 1 zeigt im Mittel zwischen dem Frühjahrsquartal (378 mg AFS/l) und dem Sommerquartal (56,7 mg AFS/l, Tabelle 12) eine systematische, jahreszeitliche Schwankung der AFS-Konzentration von Faktor 6.7. Dieser systematische Jahrgang wurde erstmals an der Versuchsanlage Augsburg umfassend dokumentiert. Die Ursache für diesen engen Zusammenhang zwischen Jahreszeit (Quartal) und AFS-Konzentration ist u.E. die quartalsweise und lückenlose Erfassung der Regenereignisse sowie die im Vergleich zu großen Einzugsgebieten vergleichsweise geringen Feststoffverluste, die sich nur auf die Bankettsedimentation und auf das 1 mm-Zulaufsieb beschränkte.

Als Beleg der Arbeitshypothese, dass am Ende des Winters, ein noch größerer potenzieller Feststoffpeak an Straßen auftritt, als in Derching gemessen (Tabelle 12), sollen die folgenden Indizien angeführt werden.



Bild 12: Fahrbahndecke Derchinger Straße am 13.03.07, Ende Winter. Linkes Bild: Die Fahrspurfläche zeigt einen feinen Abrieb, der zwischen den Spuren nicht zu erkennen ist. Unmittelbar am Fahrbahnrand hat sich auf dem Betonbankett vorwiegend grobes Sediment am Tiefpunkt des Straßenlängsgefälles angesammelt. Rechtes Bild: Detailaufnahme der Fahrspur mit Übergang zum Betonbankett. Die Fahrspuroberfläche zeigt die Vertiefung, die durch die herausgebrochene grobe, mineralische Kornfraktion entstanden ist.

Bild 12 belegt optisch die im 1. und 2. Quartal gemessenen hohen AFS-Konzentrationen im Straßenabfluss (Tabelle 12).



Bild 13: Bankettsediment bei Hochbord. Linkes Bild: Grobes Bankettsediment von der Fahrbahn Derchinger Straße, 13.03.07, unmittelbar oberhalb Versuchsanlage. Das Bild legt nahe, dass der grobe Fahrbahnabrieb nicht ausschließlich durch Fahrbahnabfluss verfrachtet wird. Auf der rechten Bildhälfte ist die raue Oberfläche durch Fahrbahnabrieb bzw.-erosion zu erkennen. Rechtes Bild: Hochbordsediment eines unbefestigten Banketts an der Ausfallstraße 96a in Berlin – Adlergestell, 12.04.07. Auch dieses dominant sandige Sediment ist nicht durch Abfluss ins Bankett verfrachtet worden. Die Schichtenstruktur belegt die Fahrbahnherkunft und die im Gegensatz zu Augsburg fehlende Bioturbation.

Bild 13 zeigt, dass ein Teil der fahrbahnbürtigen Feststoffe nicht über den Abfluss transportiert werden, und somit in Abhängigkeit von der Ausbildung des Bankettbereiches im unterschiedlichen Umfang Feststoffverluste im Abfluss auftreten können.

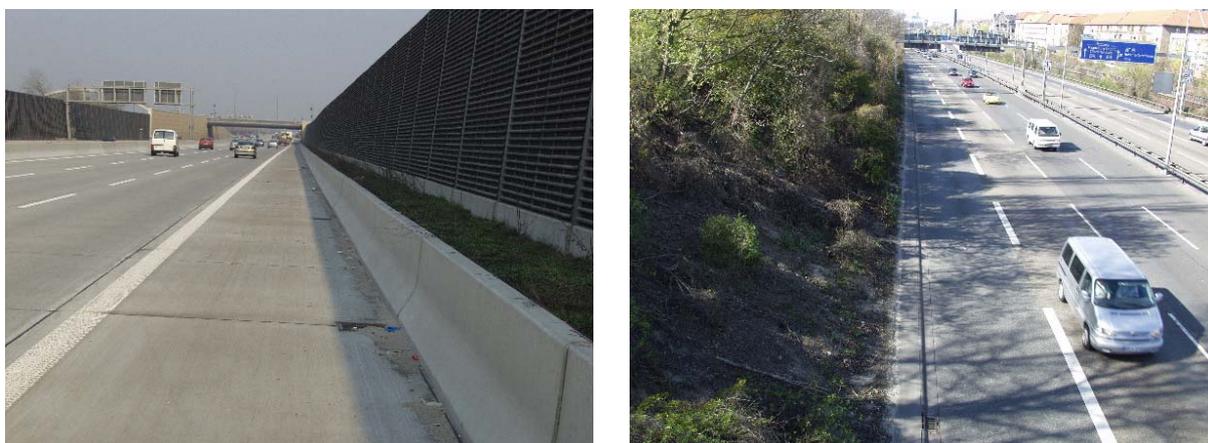


Bild 14: Beobachtung des hohen Feststoffanfalls am Ende des Winters an Berliner Straßenbanketten ist ein Indiz für den generellen Charakter des in Augsburg gemessenen Feststoffpeaks im Quartal 2. Linkes Bild: Stadtautobahn A 113 neu, Berlin, 02.04.07. Der hohe sandige Sedimentanfall am Rande der Standspur konnte über den Carbonatgehalt (Betonfahrbahn) als Fahrbahnabrieb identifiziert werden. Rechtes Bild: Stadtautobahn A 100, Bereich „Hoher Bogen“, 02.04.07. Der helle Streifen am fahrbahnfernen Bankett indiziert den hohen fahrbahnbürtigen Feststoffanfall am Ende des Winters. Dieses Sediment ist aufgrund des Hochbords nicht durch den Fahrbahnabfluss verfrachtet worden.

Bei Bild 14 (linke Hälfte) ist ein Feststoffverlust aufgrund der Barrierewirkung der Betonkonsolen nicht möglich, die Anreicherung von groben bzw. sandigen Feststoffen ist hierdurch besonders offensichtlich.

Die angeführten Bilder unterstreichen, dass ein hoher Feststoffanfall am Straßenbankett am Ende des Winters nicht nur am Standort Derching beobachtet werden kann.

Im Folgenden soll versucht werden, die Feststoffmengen unter Einschluss des gesamten Bankettsedimentes am Standort Derching abzuschätzen. Die Beprobung im November 2005 konnte nur zur Qualitätsuntersuchung hingegen nicht zur Frachtabschätzung verwendet werden, da unklar war, wann die letzte vollständige Sedimenträumung des Bankettbereiches stattgefunden hatte. Durch die vollständige Räumung im November 2005 war bis zum März 2007 ein großer über 16 Monate dauernder Zeitraum vorhanden, wo keine Sedimenträumung stattgefunden hat. Dieser Umstand bot die Gelegenheit, die Sedimentmasse der Bankette zu erfassen. Am 13. März 2007 wurden 3 Mischproben an Bankettsedimenten entnommen (Tabelle 21).

Tabelle 21: Anfall von Bankettsediment an der Derchingerstraße

	Feld 1	Feld 12	Feld 3-8
T+U in %	25,2	31,9	15,6
GV in %	4,3	4,2	2,1
TM in kg/ha $A_u \cdot a$	5012	5047	936
T+U in kg/ha $A_u \cdot a$	1263	1610	146
S+G in kg/ha $A_u \cdot a$	3749	3437	790

Depositionszeitraum 15.11.05 - 13.03.07, 1,33 Jahre

Feld 1: Bankett und Rinne, Rinnenablauf 1 mm Sieb

Feld 12: Freier Ablauf in Feld war durch Sedimentbildung auf dem Feld behindert

Feld 3-8: Freier Ablauf in Felder war gewährleistet



Bild 15: Bankettsediment Derchinger Straße, Feld 1, 13.03.07. Linkes Bild: das großteils grobe Sediment auf dem Betonbankett am rechten Rand zeigt den Zufluss am Tiefpunkt des Straßenlängsgefälles an. Rechtes Bild: Der linke Haufen (trocken) zeigt das Sediment auf dem Betonbankett, der rechte (feucht) das Sediment der Sammelrinne. Links das Zuflussrohr in den Probenkeller. In den Keller konnten nur Partikel kleiner 1 mm (Sieb) gelangen. Seit der letzten Räumung im November 2005 sind in der Rinne und auf dem Betonbankett umgerechnet 5012 kg TM/ha $A_u \cdot a$ sedimentiert, hiervon 1263 T+U/ha $A_u \cdot a$.



Bild 16: Sediment des Betonbankettes von Feld 12. Aufgrund des in diesem Feld aufgewachsenen, zulaufnahen, keilförmigen Lysimetersedimentes konnte sich seit der letzten Räumung im November 2005 auch fernes Sediment auf dem Betonbankett bilden. Der Sedimentbedingte Zuflussstau führte zu einer Vergleichmäßigung des Zuflusses über die Lysimeterbreite

An Feld 1, das während der 9-jährigen Untersuchung zur Zulaufmessung diente, wurde eine Sedimentmischprobe von Bankett und der Rinne gebildet. Die hier ermittelte sehr hohe Gesamtfeststofffracht von 5012 kg/haA_v-a enthält schon einen hohen T+U-Anteil von 25,2 % bzw. 1263 kg/haA_v-a, weil während der 16 Monate das 1 mm-Sieb nicht gereinigt wurde. Hingegen beträgt beim reinen Bankettsediment (Durchschnitt Feld 3 - 8) der T+U-Anteil nur 15,6 %. Bei diesen Banketten bestand kein Abflusshindernis, wodurch die Feinpartikelsedimentation geringer ausfiel. Hingegen bestand beim Bankett von Feld 12 über die gesamte Breite ein Abflusshindernis (Bild 16), was zu einem besonders hohen Feinkornanteil von T+U = 31,9 % führte.

Aus dem Vergleich der gemessenen Sedimentmengen lässt sich folgendes anführen:

- Die Gesamtfeststofffracht liegt bei über 5000 kg/haA_v-a. Sie ist um ca. Faktor 10 höher als die in Gebietsauslässen größerer Einzugsgebiete gemessenen Frachten. Dort werden häufig Frachten von weniger als 500 kg/haA_v · a gemessen (Arge Bioplan/lfs; 2006).
- Die T+U-Frachten dürften am Standort Derchinger Straße bei ca. 1600 kg/haA_v-a liegen und sind somit um Faktor 4 höher als in größeren Einzugsgebieten (Arge Bioplan/lfs; 2006).
- Diese genannten Differenzen dürften primär durch die korngroßendifferenzierte Sedimentation entlang des Fließweges entstehen. Die Abreicherung der Grobpartikel ist höher als die der Feinpartikel.
- Der Feststoffverlust durch die Sedimentation auf dem 1,3 m breiten Betonbankett beträgt für Feinpartikel (T+U) ca. 10 % und für Grobpartikel (S+G) ca. 20 %. Die spezifische auf die Einzugsgebietsfläche bezogene Feststoffbelastung der Versuchsvarianten ist für beide Korngrößengruppen aufgrund des kurzen Fließweges besonders hoch.

3.3.1.2 Lysimeter



Bild 17: Der Zufluss am Tiefpunkt der Straße führt nicht nur im Bankett sondern auch auf den Feldern zu einer einseitigen Sedimentation. Linkes Bild: Feld SR 75. Auf der rechten Bildhälfte ist ein Sedimentkeil in Richtung des Straßengefälles zu erkennen. Rechtes Bild: Feld G 30. Die keilförmige Sedimentation in Richtung des Straßengefälles ist an der straßenseitigen Böschung und an der Grabensohle (rechts) zu erkennen.

Von dem Sonderfall Feld F 10, (Feldnr. 12 (Bild 16)) abgesehen, lag der Zufluss zu dem Freilandlysimeter während der Untersuchungszeit einseitig am Straßentiefpunkt, wie u.a. durch das Sediment des Bankettes angezeigt wird (Bild 15, linker Teil).

Durch den einseitigen Zufluss kombiniert mit der hohen hydraulischen Leitfähigkeit von Filterboden und der sich bildenden Sedimente wurde die Hauptmasse der Sedimente nur über maximal 1/3 der Lysimeterbreite abgelagert. Diese keilförmige Sedimentbildung in Längsrichtung der Straße bzw. auf ca. 1/3 der Lysimeterbreite ist beispielhaft an Bild 17 zu ersehen. Die linke Bildhälfte zeigt das Feld SR 75 mit ebener Filterfläche und die rechte Bildhälfte Feld G 30 mit geneigten Böschungsflächen. Beide Feldaufbauten zeigen das gleiche kleinräumige Sedimentbildungsmuster mit einer maximalen Sedimentationsbreite von 60 cm.



Bild 18: Sedimentbildung; linke Hälfte: F 10; Sedimentkeil am Straßentiefpunkt; rechte Hälfte: ASANDU; zulaufnahes Sedimentmuster verursacht durch turbulente Strömung

In Längsrichtung der Bodenfilter bzw. quer zur Straßenachse erstreckte sich der Sedimentationskeil bis maximal 80 cm. Der Feldaufbau mit ebener Filterfläche sowie der mit geneigter unterscheiden sich kaum. Auch eine Differenzierung nach den in Tabelle 13 aufgeführten hydraulischen Eigenschaften konnte nicht gefunden werden.

Allerdings wurde die räumliche Ausbreitung des Sedimentes stark durch die Farbgleichheit zwischen Sediment und Oberboden erschwert. Für den Typus ebene Filterfläche ist in Bild 18 (linke Hälfte) das Feld F 10, und für den mit geneigter Böschungfläche G 30 in Bild 17 (rechte Hälfte) beispielhaft angeführt. Bei G 30 ist zu erkennen, dass sich im rechten Teilbereich auch Sediment auf der Grabensohle gebildet hat. Bei einer Feldlänge von 1 m ist eine Mindestausbreitung des Sedimentes von 0,60 m belegt.

Bei dem abgedeckten und unbewachsenen Lysimeter ASANDU liegen im Vergleich zu den bewachsenen Freilandlysimetern abweichende Bedingungen vor. Aufgrund der vergleichsweise hohen Fallhöhe des Zuflusses (Bild 4) und des fehlenden Bewuchses wurde Sediment und Filterschicht vermischt und aufgrund der geringen Infiltrationsrate über die gesamte Filterfläche verteilt (Bild 18, rechte Hälfte). Auch wenn trotz des deutlichen Farbunterschiedes zwischen Sediment und Filterboden die vergleichsweise starke flächenhafte Sedimentverteilung optisch nicht überall zu erkennen war, muss diese stattgefunden haben, da die im November 2005 gemessene Betriebsleitfähigkeit deutlich von der abgeschätzten Ausgangsleitfähigkeit abwich. Die Wirkung des in das Korngerüst eingelagerten Sedimentes dieser Variante kann auch durch eine Zunahme der stofflichen Rückhalteleistung im Laufe der vier Betriebsjahre belegt werden (Tabelle 47).

Für die Freilandlysimeter, die sich vor allem durch eine kleinräumige Sedimentbildung auf dem Filterboden auszeichnen, kann unter Berücksichtigung der geschilderten Beobachtungen eine Sedimentationsfläche von 0,60 m x 0,80 m = 0,48 m² abgeschätzt werden. Unterstellt man, die aus der Bankettsedimentmessung (Tabelle 21) abgeschätzte Zulaufschicht von 5500 kg TM/ha · A_u-a und einen Bankettsedimentationsverlust von 950 kg TM/ha · A_u-a, so ergibt sich umgerechnet auf 9 Betriebsjahre eine absolute, zugeführte Feststoffmasse von 60 kg. Bei einer Sedimentationsfläche von 0,50 m² und einer Lagerungsdichte von 1,5 kg TM/l errechnet sich eine durchschnittliche Sedimenthöhe von 8 cm. Diese Höhe deckt sich mit den Beobachtungen der sich gebildeten Sedimentkeile (Bild 18, linke Hälfte). Allerdings muss aufgrund der festgestellten Bioturbation diese Sedimentschicht nicht mehr lagengetreu vorliegen.

Tabelle 22: Einmischen des Sedimentes durch Bioturbation

		M 20 D ¹⁾		M 20	
		Sediment	Boden	Sediment	Boden
T+U	in %	26,1	11,4	31,9	50,4
GV	in %	7,30	1,1	7,42	12,7
CaCO ₃	in %	17,3	1,1	28,3	25,8
Fe	in %	1,35	0,37	1,48	1,41
Zn	in mg/kg	635	23	695	44

Alle Analysen aus Kornfraktionen < 2,0 mm

1) 4 statt 9 Betriebsjahre

Böden jeweils Ausgangsgehalte

Während der Aufgrabungen konnten Regenwürmer in den Sediment- und Bodenschichten festgestellt werden, die u.a. für diese Vermischung von Sediment und Boden verantwortlich sein können. Aufgrund des bei Feld M 20 D großen Unterschiedes zwischen dem Carbonatgehalt des Oberbodens (1,10 % CaCO₃) und dem des Sediments (28,3 %) konnte in dieser Variante die Vermischung von Sediment und Oberboden analytisch nachgewiesen werden. Aufgrund der Bioturbation sank der Car-

bonatgehalt des Sedimentes im zulaufnahen Sedimentkeil von 29,3 % auf 17,3 % ab (Tabelle 22).

Im Folgenden sollen die Eigenschaften des skizzierten Sedimentkeiles auf den Freilandlysimeter beschrieben werden, da diese Einfluss auf die Leistungsfähigkeit des gesamten Filters haben können. Diese Beschreibung soll das Bankettsediment mit einbeziehen, da die in Fließrichtung stattfindende Kornklassierung sehr wesentlich die Sedimenteigenschaften bestimmt.

Tabelle 23: Vergleich der Sedimenteigenschaften in Fließrichtung

		Bankett	Lysimeter
T+U	in %	33,0 / 24,9	38,3 / 38,3
GV	in %	7,30	8,73
CaCO ₃	in %	28,2	28,4
Fe	in %	1,92	1,67
KAK	in mval/100 g	16,9	15,8
Zn	in mg/kg	559	988
MKW	in mg/kg	160	130
PAK	in mg/kg	3,17	1,63

Bankett: Mittelwert aus allen Banketten

Lysimeter: Mittelwert aus M 20, F 10, jeweils links, rechts (n=4)

Alle Analysen aus Kornfraktion < 2,0 mm. Zweite Zahl bei T+U hingegen bezogen auf Gesamtprobe

Aufgrund der nur geringen Sedimentation auf dem Betonbankett und der fehlenden mechanischen Vorstufe ist das gebildete Sediment auf den Lysimeter mit ca. 38 % T+U noch sehr grob. Hingegen ist es beim Filtersack AGEOU mit mechanischer Vorstufe deutlich feiner (ca. 77 % T+U).

Die Sedimentschicht der Freilandlysimeter kann mit der Kornzusammensetzung mit Bankettschälgut bzw. dem Bankettsediment an Überlandstraßen verglichen werden. Stotz/Quadt (2001) fanden in Abhängigkeit von der Anwesenheit einer Standspur bzw. einer zusätzlichen Sedimentationsstrecke für Grobpartikel im Mittel ohne Standspur 16,9 % und mit Standspur 31,1 % T+U. Die Kornverteilung des Lysimetersedimentes ist hiernach dem Bankettsediment von Überlandstraßen mit Standspur vergleichbar.

Der vergleichsweise geringe T+U-Gehalt von ca. 38 % der Lysimetersedimente bewirkt auch geringe Gehalte bei den chemischen Parametern.

Tabelle 24: Korngrößenabhängige Stoffgehalte eines Bankettbodens einer Autobahn - nach Lee/Touray (1998) -

Kornfraktionen in mm	< 0,02	0,02-0,10	0,10-1,60
TM in %	13,9	8,3	77,8
Humus in %	18,2	7,6	0,5
CaCO ₃ in %	10,0	9,6	6,7
Fe in %	3,37	2,30	2,17
Zn in mg/kg	6650	1845	488

Abstand Fahrbahnrand 1,0 m, Bodentiefe 0 - 5 cm

In welchem Umfang die Stoffgehalte des Straßensedimentes von der Korngröße beeinflusst werden soll in Tabelle 24 an einer Untersuchung von Lee/Touray (1998) illustriert werden. So beträgt der Zinkgehalt nach dieser Untersuchung in der T+U-Fraktion das 14-fache der Sandfraktion. Die Zinkgehaltszunahme vom Bankett (559 mg/kg) zu den Lysimetern (988 mg/kg, Tabelle 23) lässt sich allerdings nicht alleine aus der T+U-Zunahme erklären. Der Vergleich der separat ermittelten Schwerme-

tallgehalte in der T+U-Fraktion zeigt, dass das Lysimetersediment durch die Versickerung des Straßenabflusses eine Schwermetallanreicherung erfahren hat. Dieser Befund belegt, dass das Sediment als Sekundärfilter wirken kann.

Diese Sedimentfilterwirkung wird wesentlich durch die chemischen Kenngrößen organische Substanz bzw. Glühverlust, CaCO₃ und Eisen beeinflusst.

Der geringe Glühverlust der Lysimetersedimente mit 8,7 % ist eine Folge des geringen Vegetationsinflusses und des geringen T+U-Gehaltes von ca. 38 %. Grotehusmann/Kasting (2006) konnten eine deutliche Abhängigkeit des Glühverlustes der Straßensedimente von T+U-Gehalt feststellen, in die sich die Lysimetersedimente von Augsburg einordnen lassen (Tabelle 25).

Tabelle 25: Vergleich der Sedimenteigenschaften

	Augsburg ¹⁾	Grotehusmann/Kasting (2006)	
T+U in %	38,3	51,0	86,0
GV in %	8,7	14,0	23,5

1) Sedimentkeil: Mittelwert aus M 20, F20, jeweils links, rechts (n=4)

Der Vergleich zeigt, dass bei höherem T+U-Gehalten des Sedimentes auch mit deutlich höherem Glühverlust und damit potenziellen Bindekapazitäten für Schadstoffe zu rechnen ist. Der GV-Gehalt der T+U-Fraktion des Lysimetersedimentes ist im Gegensatz zur Gesamtprobe mit unterschiedlichem T+U-Anteil ein objektiver Vergleichsmaßstab. Der Glühverlust von T+U bei Grotehusmann/Kasting (2006) betrug 19,0 %, der der Lysimetersedimente in Augsburg 17,2 %.

Im Gegensatz zum Glühverlust gibt es beim Carbonat keinen systematischen Zusammenhang zum T+U-Gehalt. Bei hohen Gesamtcarbonatgehalten, wie dem Augsburger Straßensediment, finden sich in allen Kornfraktionen eine weitgehende Gleichverteilung des Carbonates.

Die 3. Größe, die die Schadstoffbindefähigkeit der Sedimente stark beeinflusst, ist das Eisen. Dieses besitzt bezüglich der Kornabhängigkeit der Sedimentgehalte eine wichtige Besonderheit. Wie bei der vegetationsbürtigen organischen Substanz, liegt das Eisen anfangs zu einem hohem Anteil noch in der Grobkornfraktion vor. Erst mit zunehmenden Alter bzw. Lagerungszeit wird das grobkörnige, metallische Eisen zu feineren Oxidpartikeln oxidiert. So zeigt das ältere Lysimetersediment geringere Gesamteisengehalte als das jüngere Bankettsediment (Tabelle 23). Erst in älteren, stärker aufoxidierten Sedimenten zeigt sich eine enge Korngrößenabhängigkeit der Eisengehalte. In jüngeren Sedimenten zeigen die Eisengehalte deshalb nur eine im Vergleich zu T+U bzw. Glühverlust geringe Gehaltszunahme in Fließrichtung an. Beispielhaft sei dies an den Sedimenten eines Rückhaltebeckens einer Autobahn in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: Eisengehalte im Sediment des Autobahn-RRB Marscheider Bach -Lambert/Fuchs (2000)-

	Zulaufnah	zulauffern
T+U in %	3,1	95,0
GV in %	2,0	26,5
Fe in %	2,59	4,17

Das zulaufnahme Sediment in Tabelle 26 besteht fast nur aus Sand. Durch metallisches Eisen in Sandkorngröße erhöhte sich der Eisengehalt der Sandkornfraktion von ca. 0,30 % auf ca. 2,60 %.

Die Zufuhr von grobpartikulärem, noch metallischem Eisen bewirkt eine hohe Schadstoffbindekapazität. Eine mechanische Vorstufe, auch wenn sie nur primär die Sandkornfraktion zurückhält, wie z.B.

die Modell-Ristwag-Abscheider, senkt die langfristige Schwermetallbindekapazität der Filtersedimente. Die Lysimeter-Sedimente mit geringer Voredimentation, die mit Bankettsedimenten von Überlandstraßen vergleichbar sind, besitzen somit die höchste potenzielle Flächenbindekapazität, da längerfristig auch das metallische Eisen für die Bindung genutzt werden kann. Die Zunahme der Eisengehalte durch Sedimentation im Bankettbereich ist auch durch Untersuchungen von Bauske (1994) dokumentiert.

Tabelle 27: Eisen- und Zinkanreicherung eines Bankettbodens einer Hamburger Autobahn - nach Bauske (1994)

	Bodentiefe in cm		Anreicherung	
	0 - 10	20 - 50	Differenz	Anreicherung ²⁾
Fe _{ges} in %	3,56	1,06	2,50	236
Fe _o in %	0,83	0,13	0,70	538
Fe _o in % ¹⁾	23,3	12,3	11,0	89
Zn in mg/kg	700	90	610	678

1) bezogen auf Fe_{ges}

2) % bezogen auf Tiefe 20 - 50 cm

Analysen aus Kornfraktion < 6,3 mm

Der sedimentdominierte Oberboden besitzt nicht nur einen höheren Zn- bzw. Schadstoffgehalt sondern sehr hohe Eisengehalte von 3,56 %.

Die Sedimente der Freilandlysimeter in Augsburg besitzen durch ihre Krümelstruktur und das schnelle Trockenfallen günstige Voraussetzungen für den mikrobiellen Abbau. Der mikrobiell abbaubare Anteil der organischen Substanz von Straßensedimenten ohne Vegetationseinfluss kann allerdings als sehr gering beurteilt werden.

Dies belegen u.a. Kompostierungsversuche von Gallenkemper u.a. (1993), die bei Bankettschälgut mit 8,5 % Glühverlust, aber nur 150 mg MKW/kg, keine Selbsterhitzung feststellen konnten. Andererseits konnte Durth-Sachs (1999) in Kompostierungsversuchen von Bankettschälgut eine Abnahme von MKW und PAK feststellen.

Der Parameter Glühverlust ist keine geeignete Größe um den mikrobiellen Abbau anzuzeigen.

Allerdings zeigt der Vergleich der Tabelle 23 von jungem Bankett- und älterem Lysimetersediment bei letzterem geringere MKW- und PAK-Gehalte.

Der MKW-Abbau hat aber in hohem Maße auch beim Bankettsediment stattgefunden. Nach einer Abschätzung aus den Zulaufmessungen der 3 Quartale (1/02, 1/04, 3/05) von durchschnittlich 0,84 mg MKW/l und einer mittleren zugehörigen AFS-Konzentration von 105 mg/l ergibt sich ein partikulärer MKW-Gehalt von 8400 mg/kg. Auch wenn man im Betonbankettsediment eine im Vergleich zur Abflussmessung geringe MKW-Feststoffkonzentration unterstellt (höherer S+G-Anteil), zeigt der Vergleich zu den 160 mg MKW/kg im Bankettsediment einen hohen Abbau. Wessolek/Kocher (2003) konnten im oberflächennahen Bankettbereich von 8 Standorten meist MKW-Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 25 mg/kg finden. Gallenkemper u.a. (1993) fanden im Bankettschälgut 210 - 260 mg MKW/kg.

Hingegen konnten bei eingestauten Sedimenten von Straßenabflüssen mehrere 1000 mg MKW/kg gefunden werden (Lange u.a.; 2003 / Geiger-Kaiser; 2005). Die hohe Konzentration von 1700 mg MKW/kg des Filtersackes AGEOU belegt ebenfalls die konservierende Wirkung von geringen Trockenzeiten auf den MKW-Gehalt.

Tabelle 28: Verteilung der PAK-Verbindungen in den Sedimenten der Derchingerstraße

Anzahl		Bankett	Lysimeter	Filtersack
Ringe	Verbindungen			
2	1	1	1	1
3+4	9	72	59	55
5+6	6	27	38	44
Σ	16	100	100	100
Σ	in mg/kg	3,29	1,62	8,18
T+U ¹⁾	in %	24,9	37,7	77,1
GV ²⁾	in %	7,3	8,7	12,9

Bankett: S1

Lysimeter: S4, S5, S9, S10

Filtersack: S8

1) Originalprobe

2) Kornfraktion < 2,0 mm

Die PAK-Gehalte in Tabelle 23 legen auch einen Abbau im Lysimetersediment nahe. Der Vergleich der Verteilung der PAK-Verbindungen zwischen Bankett und Lysimeter bestätigt diese Annahme. Unplausibel werden die Ergebnisse allerdings, wenn man den Filtersack in den Vergleich mit einbezieht. Dieser besitzt mit 8,18 mg PAK/kg den höchsten Gehalt, hat aber andererseits mit 44 % den höchsten Anteil an PAK-Verbindungen mit 5 und 6 Ringen (Tabelle 28).

3.3.1.3 Filtersack AGEOU

Dem Filtersack war eine mechanische Vorreinigung vorgeschaltet (Bild 1). Das Sediment war deshalb deutlich feiner und die Sedimentgesamtmasse war hierdurch geringer als bei den Freilandlysimetern. Im Gegensatz zu den Freilandlysimetern kann die Sedimentmenge aufgrund der eindeutigen räumlichen Abgrenzung gut bilanziert werden.

Unterstellt man einen Gesamtzufluss von 71,1 m³ in den vier Betriebsjahren, einen durchschnittlichen AFS-Gehalt von 193 mg/l, so ergibt sich eine zugeführte Trockenmasse (Zulauf Vorstufe LSTA) von 13,7 kg. Bei einem Wirkungsgrad von 49 % der Vorstufe beträgt der Zulauf zum Filtersack 6,7 kg TM. Bei einem durchschnittlichen Wirkungsgrad des Filtersackes von 96,7 % beträgt der Filtersackablauf 0,45 kg TM. Die rechnerisch im Filtersack vorhandene Sedimentmasse müsste hiernach 6,25 kg betragen. Im Filtersack selbst konnte am Versuchsende 5,11 kg TM festgestellt werden. In welchem Umfang ein mikrobieller Abbau der organischen Masse stattgefunden hat, kann nicht sicher beurteilt werden.

Der errechnete Fehlbetrag von 1,14 kg/TM bzw. 18 % bezogen auf den Zulaufrechenwert dürfte auf Abschätzungsfehler, Mineralisierung und Sedimentverlust durch das Überlaufen des Sackes verursacht sein.

Die in den Filtersack AGEOU eingetragenen Feststoffe teilen sich wie folgt auf:

	TM (g)	(%)
Bodenauflage	2849	55,7
Bodeneinlagerung	260	5,1
<u>Wandeinlagerung</u>	<u>2003</u>	<u>39,2</u>
Gesamtmasse	5112	100

Die Bodenauflage hatte im feuchten Ausgangszustand (50,1 % TS) eine Höhe von 2 cm, ein Volumen von 5,65 l und eine Lagerungsdichte von 0,50 kg TM/l.

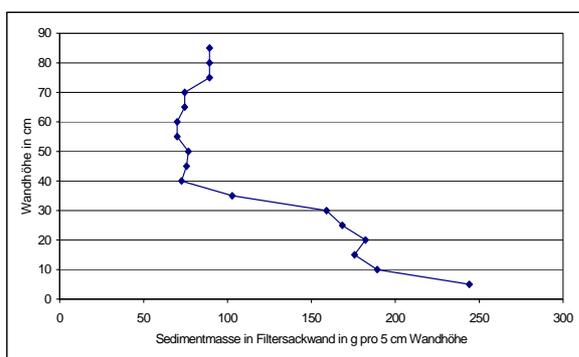


Bild 19: Höhenverteilung der Sedimente in der Filtersackwand

Wie im Kapitel Filterhydraulik angeführt, kommt der Filtersackwand die hydraulische Schlüsselrolle zu. In Bild 19 ist die Verteilung der insgesamt 2003 g eingelagerten Sedimenttrockenmasse in 5 cm Schritten aufgeführt. In den unteren 35 cm ist die größte Einlagerung festzustellen, die Ursache für die Minderung der hydraulischen Leitfähigkeit ist (Tabelle 18). In den obersten 20 cm nimmt die Sedi-
menteinlagerung wieder leicht zu (Bild 19), dies ist auf das zulaufseitige Hinabfließen an der Sack-
wandung bei kleinen Ereignissen zu erklären (Bild 10).

Tabelle 29: Besonderheiten der Sedimenteigenschaften des Filtersackes (Bodenauflage)

	Filtersack	Lysimeter
T+U in %	77,2	38,3
GV in %	12,9	8,73
CaCO ₃ in %	31,7	28,4
Fe in %	2,08	1,67
KAK in mval/100 g	17,0	15,8
Zn in mg/kg	1559	988
MKW in mg/kg	1700	130
PAK in mg/kg	7,41	1,63

Filtersack mit vorgeschalteter LSTA-Absetzstufe

Lysimeter: Mittelwert aus M 20, F20, jeweils links, rechts (n = 4)

Alle Proben enthielten kein Kieskorn. Analyse in Kornfraktion < 2 mm entspricht Gesamtprobe

Die im Vergleich zu Lysimetern geringe hydraulische Leitfähigkeit des Filtersackes mit langen Überstauzeiten, insbesondere der bodennahen Sedimente, hat deutliche Auswirkungen auf die Mineralisierung der MKW. Die Gehaltsdifferenz zwischen Filtersack (1700 mg MKW/kg) und den Lysimetern (130 mg MKW/kg) kann als Abbauhemmung durch den langen Sedimentüberstau erklärt werden. Die ebenfalls große Differenz bei PAK kann hingegen nicht auf Abbauhemmung zurückgeführt werden, da die PAK-Verbindungen mit der größten Ringzahl im Filtersack am häufigsten vertreten sind (Tabelle 28).

Der Überstau der Sedimente im Filtersack führte allerdings nicht zu tiefen Redoxpotenzialen im Sediment. Diese Aussage lässt sich aus dem Vergleich der Zu- und Ablaufwerte des Nitrates ableiten. Im Mittel der 4 Betriebsjahre konnte im Ablauf eine geringfügig höhere NO_3 -Konzentration festgestellt werden (Zu: 5,55, Ab: 5,95 mg NO_3/l)

Tabelle 30: Vergleich der Stoffgehalte der für die Schwermetallbindung maßgeblichen T+U-Kornfraktion in den Filtersacksedimenten AGEOU

	Bodenauflage	Boden	Wand
TM in g	2849	260	2003
TM/Vliesmasse in g/g	--	1,15	1,56
T+U in %	76,6	75,6	84,6
$\text{GV}_{\text{T+U}}$ in %	17,3	20,3	21,8
$\text{Fe}_{\text{T+U}}$ in %	3,02	3,42	3,59
$\text{CaCO}_3_{\text{T+U}}$ in %	32,0	20,3	21,0
$\text{Zn}_{\text{T+U}}$ in mg/kg	2160	2331	3314

Tabelle 31: Berechnung der Sedimentfiltration im Filtersack AGEOU

T+U-Masse	Bodensediment ¹⁾	Wandsediment	Σ
in kg	2,379	1,694	4,073
in %	58	42	100
$\text{Zn}_{\text{T+U}}$ -Gehalte			Δ
in mg/kg	2174	3314	1140
in %	100	152	52
$\text{Zn}_{\text{T+U}}$ -Massen			Σ
in mg	5172	5614	10786
in %	48	52	100
$\text{Zn}_{\text{T+U}}$ -Depot über Sedimentation $4.073 \text{ kg} \times 2174 \text{ mg Zn/kg} = 8855 \text{ mg Zn} \cong 82 \%$			
$\text{Zn}_{\text{T+U}}$ -Depot über Sedimentfiltration $1.694 \text{ kg} \times 1140 \text{ mg Zn/kg} = 1931 \text{ mg Zn} \cong 18 \%$			

1) Bodenauflage und Bodeneinlagerung

Die hohe Reinigungsleistung des Filtersackes AGEOU (Tabelle 7) lässt sich durch eine Sedimentfiltration erklären. Nach den hydraulischen Untersuchungen fällt das Sediment der Bodenfläche für die Filtration weitgehend aus, da dieses kolmatiert ist. Die Sedimentfiltration muss deshalb hauptsächlich über die Wandfläche stattgefunden haben. Durch die getrennte Untersuchung der Boden- und Wandsedimente konnte geklärt werden, in welchem Umfang eine Sedimentfiltration stattgefunden hat. Als Maßstab für den Umfang der Sedimentfiltration soll die Gehaltsdifferenz von Zink der Boden- und Wandsedimente herangezogen werden. Diese Differenz soll sich allerdings, um Korngrößeneffekte weitgehend auszuschließen, auf die T+U-Fraktion beziehen. Ergänzend zu Zink wurden auch die die Bindekapazität beeinflussenden Größen GVT+U, FeT+U und CaCO₃ T+U mituntersucht. In Tabelle 30 sind die Analysedaten hierzu aufgeführt. Aus diesen wurde in Tabelle 31 die Zinkdepoterhöhung durch die Sedimentfiltration errechnet. Diese Rechnung geht davon aus, dass der Zn-Konzentrationsunterschied zwischen Boden- und Wandsediment multipliziert mit der jeweiligen T+U-Masse durch Sedimentfiltration zu erklären ist. Diese Annahme dürfte zutreffen, da:

1. das Bodensediment hydraulisch undurchlässig ist
2. die Gehalte der Parameter GV, Fe, CaCO₃ innerhalb der T+U-Fractionen von Bodensediment und Wandsediment weitgehend gleiche Ausgangsgehalte erwarten lassen.

Aus Tabelle 31 lassen sich folgende Aussagen ableiten:

- 42 % der dem Filtersack zugeführten und für die Schadstoffbindung maßgeblichen Feinkornfraktion (T+U) wurden in die Filtersackwand eingelagert. Der optische Eindruck hätte einen deutlich geringeren Anteil vermuten lassen.
- Die Zn-Gehaltserhöhung in der Filtersackwand ist mit 52 % (Bezug Ausgangsgehalt) deutlich messbar. Verrechnet mit den Sedimentmassen ergibt sich ein Depotanteil von 18 %, der über die Sedimentfiltration verursacht wurde. Hingegen sind 82 % des Zn-Depots durch mechanische Partikelabtrennung verursacht.

18% des Zinkdepots im Filtersacksediment sind hiernach durch Bindung des Sedimentes aus der gelösten Phase entstanden. Ordnet man dem Filterablauf 13 % und dem zurückgehaltenen Teil (Vorstufe und Filtersack) 87 % der Zn-Zulaufmenge zu (Tabelle 8), so beträgt die Phasenverteilung partikulär / gelöst des Augsburgsberger Straßenabflusses hiernach 71/29. Der gelöste Anteil von 29 % dürfte allerdings als Obergrenze anzusehen sein, da ein Teil des Zn-Filtersackablaufes, insbesondere während des salzbelasteten Quartals, partikelgebunden war.

Aufgrund der Kolmation des Bodensedimentes wird im Filtersack nur 42 % der Schadstoffbindekapazität des eingetragenen Sedimentes genutzt (Wandanteil).

3.3.2 Filterboden

Die angeführten Ergebnisse zur Sedimentbildung und Hydraulik lassen erwarten, dass die Straßenabflüsse weitgehend vollständig durch das eigene Sediment infiltrieren. Eine Durchflussreduzierung wie beim Filtersack ist aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeit der Sedimente nicht zu erwarten. Dieser Umstand lässt unter Berücksichtigung der potenziellen Schadstoffbindung durch das Sediment eine geringe Depotbildung im Filterboden während der Betriebszeit erwarten. Folgende Annahmen für die Freilandlysimeter sollen die Randbedingungen zur Ermittlung des Filterbodendepots verdeutlichen:

1. Der Anteil des Filterbodendepots an der während der 9-jährigen Betriebszeit zugeführten Zinkfracht sei kleiner als 13 % (Durchgang Filtersack AGEOU; $50,5 \times 0,13 = 6,565$ g Zn).
2. Die Versickerung des Straßenabflusses fand in die Hauptsedimentationsfläche von $0,5 \text{ m}^2$ und einer Höhe von 5 cm statt.

Unter diesen Annahmen ergibt sich eine maximale rechnerische Zinkakkumulation im Filterboden von $6565 \text{ mg Zn} : 22,5 \text{ kg TM} = 290 \text{ mg Zn/kg}$ für den 9-jährigen Betrieb (Feld SR 75, M 20, G 30F, F 10, G 30) und 225 mg Zn/kg für den 4-jährigen Betrieb (Feld M 20 D). Findet hingegen die Akkumulation anstatt in einer Schichthöhe von 5 cm in einer von 30 cm statt, kann eine Anreicherung mit 48 bzw. 37 mg Zn/kg gerade noch nachgewiesen werden.

Die flächenhafte Erfassung des Depots wurde bei den Mulden- und Grabenvarianten auf die oberen 5 cm beschränkt. Zulauffern war nicht zu erwarten, dass tiefer als 5 cm eine analytisch nachweisbare Anreicherung festzustellen ist. Die Beprobung der oberen 5 cm des Filterbodens bezog sich bei den Feldern M 20, G 30F, M 20 D und G 30 auf die zulaufnahme und zulaufferne Böschung und auf die mittige Sohle (Bild 1). Bei den flächenhaften Feldern (SR 75, F 10) wurden bei F 10 nur zulaufnahme Proben entnommen. Hingegen wurde SR 75 aufgrund des besonderen Filterbodenaufbaues an der Position mit der höchsten (zulaufnahme) und der geringsten hydraulischen Belastung (zulauffern) in sechs Schichten über die gesamte Filtermächtigkeit von 75 cm beprobt (Bild 1, Anhang A3). Hierdurch sollte exemplarisch die mögliche räumliche Verteilung des Stoffdepots unter extremen Bedingungen geprüft werden.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen zum Stoffdepot der Lysimeterböden wird allerdings auf die vertikale Verteilung im zulaufnahme Bereich gelegt. Bis auf die Bodenproben der Variante SR 75 und F 10 stammten diese nicht aus dem Zentrum des vermuteten Hauptversickerungsbereiches von ca. $0,50 \text{ m}^2$ ($0,60 \text{ m} \times 0,80 \text{ m}$ unter dem Sedimentkeil), sondern aus dessen Randbereich (Bild 1). Die Probenentnahme erfolgte aus dem Stirnwandbereich ($0,60 \text{ m}$ vom unteren Lysimeterrand entfernt). Eine mittige Bodenprobeentnahme wie bei SR 75 und F 10 hätte einen enormen Mehraufwand bedeutet.

Tabelle 32: Oberflächennahe Zink-Akkumulation ¹⁾ der Lysimeterböden

Feld	Betriebsjahre	zulaufnahme		zulauffern	
		in m^2	in mg Zn/kg	in m^2	in mg Zn/kg
SR 75	9	0,25	280	2,75	39
M 20	9	0,25	499	1,75	64
M 20 D	4	0,25	226	1,75	4
G 30 S	9	0,25	686	0,75	96
G 30	9	0,25	566	0,75	91

1) Messwert minus Ausgangsgehalte

2) Bankettabstand

Die Ergebnisse werden wie folgt dargestellt:

- Zn-Verteilung der Schicht 0-5 cm in Filterlänge
- Vertikale Verteilung zulaufnahme
- Sonderuntersuchungen bei Feld SR 75
- Vier Jahre alter Feldaufbau M 20 D
- Vier Jahre alter Feldaufbau ASANDU

Zulaufnah konnte an der Oberfläche (0 - 5 cm) in allen Varianten eine deutlich messbare Zinkanreicherung festgestellt werden. Die höhere Anreicherung bei M 20, G 30 S und G 30 von durchschnittlich 304 mg Zn/kg gegenüber SR 75 dürfte auf die Probenahme außerhalb des Sedimentzentrums zurückzuführen sein. Bei der Bodenprobe von SR 75 hat das überlagerte Sediment durch die Sedimentfiltration gehaltsmindernd gewirkt. In allen Fällen dürften die Bodenproben aber auch Sedimentpartikel enthalten, die u.a. durch Bioturbation eingemischt wurden. Die Zink-Akkumulation der obersten Bodenschicht ist somit ein Ergebnis aus Sedimenteinlagerung und Bindung aus der gelösten Phase, wobei der Großteil der Akkumulation durch Sedimenteinlagerung entstanden sein dürfte.

Tabelle 33: Abschätzung der Herkunft der Zinkakkumulation im Oberboden der zulauffernen Positionen

	Bankettabstand in m	Aktuelle Messwerte		Ausgangsgehalt	Akkumulation
		Fe in %	Zn in mg/kg	Zn in mg/kg	Zn in mg/kg
SR 75	2,75	1,61	110	71	39
M 20	1,75	1,24	108	44	64
G 30 S, G 30	0,75	1,12	135	42	93
Außerhalb Anlage	0,20 ¹⁾	1,30	88,3	50 ²⁾	38

1) Probenahme aus Hochbord in 1,50m Fahrbahnabstand bzw. 0,20m Bankettabstand

2) Aus Fe-Gehalt abgeschätzter Wert der Bodenproben B34, B37

Die vergleichsweise geringere Zn-Anreicherung zulauffern bestätigt die aus den hydraulischen Untersuchungen gefolgerten sehr geringen ablaufseitigen Belastungen. Es zeigt sich aus Tabelle 33 ein Gradient in Abhängigkeit vom Bankettabstand; 0,75 m = 93 Zn/kg, 1,75 m = 64 Zn/kg, 2,75 m = 39 mg Zn/kg. Diese Abhängigkeit ist aber nur teilweise durch die Belastung mit Fahrbahnabfluss, sondern auch durch das Spritzwasser verursacht worden, wie der Vergleich mit der Zn-Akkumulation in 0,20 m Bankettabstand außerhalb der Versuchsanlage zeigt. Um die Zinkakkumulation dieser beiden Böden (B34, B37) zu ermitteln, musste der analytisch nicht vorliegende Ausgangsgehalt aus den aktuellen Fe-Gehalten abgeschätzt werden (Tabelle 33).

Tabelle 34: Zulaufnahme, vertikale Zinkakkumulation nach 9 Betriebsjahren

	Tiefe	SR 75	M 20	G 30 S	F 10	G 30
	in m	in mg Zn/kg				
Sediment	- ¹⁾	460	695	737	859	972
Oberboden	0 - 5	280	499	686	242	566
Unterboden	30 - 60	101	13,2	1,4	9,6	6,5

Analysen beziehen sich auf Kornfraktionen < 2,0 mm

1) Die Sedimentmächtigkeit schwankte zwischen 5 - 15 cm. Die Grenze zum Oberboden konnte nicht exakt festgestellt werden.

Die vertikale Verteilung soll anhand der zulaufnahmen Position beurteilt werden, da hier aufgrund der hohen hydraulischen Belastung am ehesten eine Tiefenverlagerung zu erwarten ist. Der Vergleich der neunjährigen Freilandlysimeter zeigt, dass bis auf Feld SR 75 eine geringe Unterbodenanreicherung (30 - 60 cm Tiefe) vorhanden ist. SR 75 besitzt den höchsten Unterbodenwert wie auch die höchste Dränablaufkonzentration (z.B. 9. Betriebsjahr: 59,9 µg Zn/l). Bei den restlichen 4 Varianten zeigen die

Einzelwerte der Unterböden keinen Zusammenhang zu den Dränablaufwerten. Das Mittel der 4 Varianten (M 20, G 30 S, F 10, G 30) hingegen setzt sich deutlich von SR 75 ab:

	Unterboden Anreicherung (mg Zn/kg)	Dränablauf 9. Betriebsjahr ($\mu\text{g Zn/l}$)
Durchschnitt M 20, G 30 S, F 10, G 30	7,6	22,2
SR 75	101,0	59,9



Bild 20: Feld G 30 S. Wie bei M 20 D ist eine hohe Anzahl an Mäusegängen an der Filteroberfläche vorhanden. Linkes Bild: Nach dem Räumen der Vegetationsauflage sind die Mäusegänge sichtbar. Rechtes Bild: Blick in Richtung Straßenlängsgefälle. Im Hintergrund ein Mäusenest, das in 20 cm Tiefe ausgegraben wurde. Am rechten Bildrand ist erkennbar, dass die für Gräben vorgesehene Länge der Oberbodenauflage von 1 m größer ist. Da dieser Punkt aber nicht in relevantem Umfang das Verhalten des Filters bestimmt, wurde z.B. für die Flächenangabe in Tab.4 trotzdem die Länge 1 m verwendet



Bild 21: Feld G 30. Im Gegensatz zu F 10 fand hier nicht nur zulaufnah Versickerung statt. Linkes Bild: Zulaufseitig, an der Nahtstelle zwischen zusätzlich angebrachtem Edelstahlwinkel ist die kurzschlüssige Tiefenwanderung von Feinpartikeln zu erkennen. Es gab vermutlich während des 9 – jährigen Betriebes auch Versickerung auf der mittigen Grabensohle (Bild 17, rechte Hälfte). Rechtes Bild: 8 mm breiter Spalt an der zulaufernen Wand bis in den kiesigen Unterboden. Vermutlich ist dieser Spalt an dem hohen gemessenen k_f – Wert von 90×10^{-5} m/s beteiligt.



Bild 22: Unterboden des Feldes F 10. Linkes Bild zulaufnah, rechtes Bild zulauffern. Der zulaufnah Unterboden zeigt eine höhere Durchwurzelung als der zulaufferne. Dies dürfte auf die sehr einseitige Versickerung und Sedimentation (zulaufnah) und die dadurch bewirkte einseitige Wasser- und Nährstoffversorgung zurückzuführen sein. Nach den hydraulischen Untersuchungen fand bei Feld F 10 während der neun jährigen Betriebszeit keine ganzflächige Filterbespannung mit Wasser statt.

Individuelle Eigenschaften der einzelnen Felder wie z.B. hohe Anzahl an Mäusegängen bei G 30 S (Bild 20), Kurzschlüssigkeit entlang der Lysimeteinfassungen bei G 30 (Bild 21) oder die geringe Oberbodenmächtigkeit und hohe zulaufseitige Durchwurzelung des Unterbodens bei F 10 (Bild 22) stehen nicht mit der Unterbodenakkumulation in Zusammenhang.

Die mit Abstand geringste Zn-Rückhalteleistung des Feldes SR 75 zeigt sich im sehr flachen Akkumulationsgradienten (Tabelle 34), der primär durch die sehr kurzschlüssige Filterdurchströmung bedingt sein dürfte. Hingegen zeigt F 10 (Tabelle 34) einen sehr steilen Gradienten. Der bei F 10 hohe Sedimentgehalt (859 mg Zn/kg), kontrastiert deutlich zu dem geringen von SR 75 (460 mg Zn/kg). Erklärt werden kann dieser Unterschied nicht durch den Gesamtflächen- k_f -Wert, der zwischen beiden Lysimetern gleich ist (Tabelle 13) und nur in geringem Umfang durch den geringeren Gesamtflächentracerdurchgang (Bild 7), sondern vor allem durch die langsamere und umfänglichere Durchströmung des Sedimentes von F 10. Die umfangreiche Sedimentfiltration des Straßenabflusses von F 10 wurde durch die geringe Versickerungsleistung des Oberbodens (Tabelle 14) und durch den geringen Höhenunterschied von Bankett und Lysimeteroberfläche bewirkt. Im Gegensatz zu SR 75, wo ein großer Höhenunterschied vorhanden war (Bild 17, linke Hälfte) bildete sich bei F 10 ein besonders mächtiger Sedimentkeil aus (Bild 18, linke Hälfte), der im Parallelfeld 11 (Bild 1), schon zur Sedimentfiltration auf dem Bankett geführt hat (Bild 16). Der Vergleich der Zinkgehalte im Sediment der Felder SR 75 und F 10 von 460 gegenüber 859 mg Zn/kg belegt die große Bedeutung der Sedimentfiltration und die hierdurch sekundäre Reinigungsfunktion des eigentlichen Filterbodens. Dies zeigt ergänzend auch der Vergleich der Oberbodengehalte von SR 75 und F 10 zu den anderen Varianten M 20, G 30 S und G 30. Die relativ geringen Gehalte von SR 75 und F 10 (Tabelle 34) sind durch die zentrische Probenahme unter dem Sedimentkeil bedingt, beispielhaft illustriert an F 10 im Bild 18, linke Hälfte; hingegen wurden die Bodenproben in 0 - 5 cm Tiefe unter dem Sediment bei den Varianten M 20, G 30 S und G 30 am Randbereich des Sedimentkeiles entnommen (Bild 1). Die angeführten Gehaltsdifferenzen zwischen Sediment und Boden beruhen allerdings schon auf einer zwangsläufigen Vermischung beider Schichten, die durch Bioturbation (Tabelle 22) und auch durch die fehlende optische Differenzierung bei der Probenahme bedingt ist. Die Konzentrationsunterschiede zwischen Sediment- und Oberboden sind potenziell somit deutlich höher als in Tabelle 34 ermittelt. Dies zeigen z.B. die Kleinsäulenversuche.

Die Depotanteile des Sedimentes einerseits und des Filterbodens andererseits, lassen sich wegen der unscharfen Grenze zwischen beiden und auch wegen der geringen Probenzahl im Vergleich zu dem sehr kleinräumigen Mosaik des Depots nicht exakt ermitteln. Da insbesondere die potenzielle Verteilung der beiden Depots von Interesse ist, soll beispielhaft an Feld F 10 eine Abschätzung vorgenommen werden. Durch die Differenz von Zulauftracht zu Sedimentdepot kann auf das Filtersubstratdepot geschlossen werden.

Es wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

1. Die Hauptversickerungsfläche bzw. die Sedimentationsfläche soll 0,50 m² betragen.
2. Es wird eine Sedimenthöhe von 0,10 m (Bild 18, linke Hälfte) und eine Lagerungsdichte von 1,5 kg TM/l angenommen.
3. Das über dem Straßenabfluss in 9 Jahren eingetragene Zinkdepot soll 50,4 g betragen.

Aus den genannten Angaben errechnet sich eine Sedimentmasse von 75 kg TM. Diese liegt in der gleichen Größenordnung, wie die Abschätzung des Gesamtsedimenteintrages in die Lysimeter aus den Messungen der Bankettsedimente (Tabelle 21). Der Zinkeintrag über Spritzwasser in den Sedimentkeil kann nach Tabelle 33 als vergleichsweise gering angesehen werden. Er beträgt ca. 1,4 g Zn (38 mg Zn/kg x 37,5 kg TM, Tabelle 33).

Die Differenz zwischen Emission (51,8 g Zink) (50,4 + 1,4) und Immission (64,4 g Zink) kann als gering beurteilt werden; schon ein geringerer Zinkgehalt in der zweiten Sedimentschicht (5 - 10 cm) kann zu gleichen rechnerischen Werten zwischen Emission und Immission führen.

Die vorgenannte Abschätzung zeigt, dass das Sedimentdepot und damit die partikuläre Depotbildung bzw. die Sedimentfiltration der dominante Vorgang am Versuchsstandort Derchinger Straße ist.

Das Lysimeter SR 75 kann durch die kurzschlüssige Durchströmung, die über die gesamte Filterschicht reicht, als der leistungsschwächste Filter der Versuchsanlage Derching gelten. Weiterhin ist die Einmischung von Oberboden über die gesamte 0,75 m mächtige Filterschicht eine weitere Besonderheit, die ebenfalls zu stofflichen Wirkungen führte. Aufgrund der Besonderheiten dieses Lysimeters wurde hier eine sehr aufwändige Bodenprobenahme von je 6 Schichten zulaufnah und zulauffern vorgenommen (Bild 1). In den folgenden Tabellen ist ein Teil der Ergebnisse dokumentiert.

Tabelle 35: Räumliches Muster der Zinkanreicherung beim Lysimeter SR 75 nach 9 Betriebsjahren

Bankettabstand in m	0,25	2,75
Tiefe in m	Zn in mg/kg	Zn in mg/kg
0 - 10	277	35,0
10 - 20	250	20,2
20 - 30	207	16,5
30 - 60	101	8,4
60 - 75	66	5,5

Ausgangsgehalt: 71 mg Zn/kg
Analysen aus Feinboden (< 2,0 mm)

Tabelle 36: Räumliches Muster der PAK-Gehalte im Boden bei Feld SR 75 nach 9 Betriebsjahren

Bankettabstand in m Tiefe in m	0,25 PAK in mg/kg	2,75 PAK in mg/kg
0 - 5	1,37	0,69
5 - 10	1,27	0,22
10 - 20	0,77	0,31
20 - 30	0,63	0,26
30 - 60	0,26	0,91
60 - 75	0,10	0,18

Analysen aus Kornfraktion < 5,0 mm

Tabelle 37: Bauchiges Muster der Kupferanreicherung beim Feld SR 75

Bankettabstand in m Tiefe in cm	0,25 Cu in mg/kg	2,75 Cu in mg/kg
0 - 5	28,1	16,5
5 - 10	13,7	26,4
10 - 20	21,2	31,2
20 - 30	30,6	31,9
30 - 60	31,1	15,1
60 - 75	3,3	5,2

Analysen aus Feinboden (< 2,0 mm)

Tabelle 38: Räumliches Muster der CaCO₃-Gehalte im Boden des Feldes SR 75 nach 9 Betriebsjahren

Tiefe in m	Bankettabstand in m	
	0,25	2,75
	CaCO ₃ in %	CaCO ₃ in %
0 - 5	28,5	36,8
5 - 10	28,6	35,1
10 - 20	31,5	29,7
20 - 30	36,3	35,9
30 - 60	36,5	38,8
60 - 75	41,8	50,6

Analysen aus Feinboden (< 2,0 mm)

Tabelle 39: Na-Gehalte im Lysimeterboden vor Beginn des Winterdienstes, Feld SR 75 Probenname Nov. 2005

Tiefe in m	Bankettabstand in m	
	0,25 (zulaufnah)	2,75 (zulauffern)
	Na in g/kg	Na in g/kg
0 - 5	0,30	0,19
5 - 10	0,24	0,21
10 - 20	1,03	0,21
20 - 30	2,43	0,24
30 - 60	2,53	0,25
60 - 75	1,83	0,25

Analysen aus Feinboden (< 2,0 mm)

Auffällig ist der mit zunehmender Tiefe nur allmählich abnehmende Zinkgehalt (Tabelle 35). Die zulaufseitige Anreicherung in 60 - 75 cm Filtertiefe kann primär durch Partikeltransport im Filterboden erklärt werden. Diese zeigt die unzureichende mechanische Filtrationsleistung der Variante SR 75. Im Gegensatz zu F 10, die eine nahezu vollständige Deponierung des Zinks im Sediment aufweist, beträgt der Depotanteil des Sedimentes nach folgender grober Abschätzung anhand des zulaufseitigen Profils nur ca. 17 %:

Sediment	460 x 0,05	=	23	^	17 %
Boden	151 x 0,75	=	113	^	83 %
			136	^	100 %

Die zulaufferne Zinkakkumulation dürfte primär spritzwasserbedingt sein. Diese Aussage stützt sich vor allem auf die hydraulischen Untersuchungen, bei denen kein Filterüberstau trotz extrem hohem Zufluss erzeugt werden konnte (Tabelle 13). Die ermittelte Spritzwasserakkumulation bei 0,20 m Bankettabstand von 38 mg Zn/kg (Tabelle 33) lässt hingegen erwarten, dass ein Teil der Anreicherung bei Variante SR 75 in 2,75m Bankettabstand von 39 mg Zn/kg auch durch Fahrbahnabfluss entstanden ist.

Abweichend von der in dieser Arbeit verwendeten Schwerpunktsetzung, Zink als Schadstoffindikator zu verwenden, sind in Tabelle 36 und Tabelle 37 PAK und Kupfer ergänzend aufgeführt. Bei den PAK zeigt sich zulaufseitig wie beim Zink ein flacher Konzentrationsgradient, der ebenfalls auf eine unzureichende mechanische Filtrationsleistung hinweist. Zulauffern ist hingegen, im Unterschied zum Zink, kein einheitlicher Konzentrationsgradient vorhanden. Im Profilmittel von 0 - 75 cm sind die PAK-Gehalte zulauffern mit 0,537 mg PAK16/kg sogar geringfügig höher als zulaufnah (0,487 mg PAK16/kg). Eine schlüssige Beurteilung der angeführten Analysen kann nicht vorgenommen werden. Unstrittig scheint hingegen zu sein, dass grobkörnige Filterböden mit hohem organischen Anteil, wie SR 75, gerade bei geringer hydraulischer Belastung eine geringe Filterleistung aufweisen.

Der hohe Humusgehalt von ca. 9,5 % (bezogen auf Feinboden) wirkt sich besonders nachteilig auf den Kupferrückhalt aus, wie das bauchige Anreicherungsprofil (Tabelle 37) und der geringe Wirkungsgrad (Durchschnitt 6. - 9. BJ: Zu = 36,4 µg Cu/l, Ab = 16,8 µg Cu/l) zeigen. Die Ablaufkonzentration bei SR 75 ist mit 16,8 µg Cu/l deutlich höher als bei AGEOU mit 7,1 µg Cu/l. Trotz der mächtigen Filterschicht von 75 cm ist das Leistungsvermögen geringer als bei AGEOU mit einer Filterdicke von nur 0,06 m bzw. ca. 1% der Variante SR 75. Der Vergleich der DOC-Werte zeigt, dass die hohe bo-

denbürtige organische Substanz bei SR 75 zu einer Freisetzung führt. Bei SR 75 ist der DOC im Ablauf mit 7,24 mg/l 1,9-fach höher als der Zulauf; bei AGEOU hingegen ist der DOC-Wert im Ablauf mit 2,21 mg/l geringer als der Zulauf (Tabelle 44).

Die Mineralisierung der bodenbürtigen organischen Substanz (Humus) hat nicht nur eine Erhöhung des DOC im Dränablauf bewirkt, sondern hat über die hohe CO₂-Produktion zu einer enormen Carbonatlösung geführt. Diese hierdurch bewirkte Ca-Lösung machte sich allerdings nicht in einem hohen Ca-Austrag über den Dränablauf, sondern in einer Carbonatanreicherung (Ca-Fällung, Sekundärkalkbildung) in der untersten Bodenschicht bemerkbar (Tabelle 38). In der sickerwasserarmen zulauffernen Position ist die Sekundärkalkbildung deutlich höher (Tabelle 38). Eine andere Interpretation der hohen Carbonatgehalte der Filterschicht über der Drainage steht nach den bisherigen Informationen nicht zur Verfügung. Insbesondere die hohe Carbonatanreicherung in der zulauffernen Position zeigt die tiefgreifende Wirkung auf das stoffliche Geschehen des Lysimeters, die durch die Verwendung von humusreichem Filterboden verursacht wurde. Die Kombination von hoher Mineralisierung und geringer hydraulischer Belastung kann u.a. auch hydraulische Auswirkungen haben, indem der Sekundärkalk die Dränschlitze verschließt.

Die sehr ungleiche hydraulische Filterflächenbelastung des Lysimeters SR 75, die zulauffern bei sehr geringer Sickerwasserbildung zu einer Sekundärkalkbildung geführt hat, bewirkte allerdings nicht, dass die relativ hohe hydraulische Belastung an der zulaufnahen Position ($\sim 15 \text{ m}^3/\text{a} : 0,5 \text{ m}^2 = 30 \text{ m/a}$) zu einer schnellen Natriumauswaschung geführt hat. Noch vor der neuen Salzsaison waren zulaufnah noch deutlich messbare Na-Mengen im Filterboden vorhanden (Tabelle 39). Dieses Na-Depot zeigt eine sehr ungleiche Durchströmung des Filterbodens an, wie sie auch in den Überstautracerversuchen ermittelt werden konnte (Bild 7). Aus diesem Befund kann geschlossen werden, dass ein Teil des Wintersalzes in den vom Straßenabfluss beeinflussten Bodenbereichen ganzjährig gespeichert bleibt. Die hohen Na-Dränablaufwerte des Sommerquartals ($\sim 50 \text{ mg Na/l}$) deuten an, dass dies auch für die Felder M 20, G 30 S, F 10 und G 30 zutrifft.



Bild 23: Lysimeter M 20 D. Aufgrund der Braunfärbung des Filterbodens kann die Einwanderung des schwarz gefärbten Sedimentes erkannt werden. Linkes Bild: Der schwarz gefärbte Keil reicht mit 15 cm Eindringtiefe ungewöhnlich stark in den Filterboden hinein. Diese Sondersituation dürfte durch die in diesem Lysimeter nachgewiesene starke Mineralisierung der bodenbürtigen organischen Substanz verursacht sein. Rechtes Bild: An der Nutstelle zwischen Bankett und Filterboden wurden die straßenbürtigen Feststoffe über die gesamte Tiefe des Oberbodens verteilt.

Wie bei SR 75 fand auch bei M 20 D eine starke Mineralisierung der bodenbürtigen organischen Substanz statt, wie die Dränablaufwerte zeigen (Tabelle 44). Die keilförmige Schwarzfärbung an der zulaufseitigen Muldenflanke des braun gefärbten Oberbodens (Bild 23, linke Hälfte) lässt sich auf die starke Mineralisierung zurückführen. Das 15 cm-tiefe Eindringen der schwarzen Partikel des Straßenabflusses in den Filterboden ist ohne eine mineralisationsbedingte Dispergierung der Partikel bei einem sandigen Filterboden nicht vorstellbar. Bei sandigen Böden ist eine maximale Eindringtiefe von 5 cm üblich. Biogene Größtporen wie z.B. Mäusegänge, die an der Filteroberfläche in hoher Zahl nachweisbar waren oder eine Bioturbation durch Regenwürmer können für die gleichmäßige Front der Partikelwanderung nicht verantwortlich sein.

Tabelle 40: Verteilung des Stoffdepots im oberflächennahen Filterboden des Lysimeters M 20 D nach vier Betriebsjahren

	zulaufnah	Sohle	zulauffern
T+U in %	20,4	15,5	14,7
GV in %	5,92	4,74	4,94
Fe in g/kg	6,87	4,45	3,69
CaCO ₃ in %	6,13	1,61	2,48
Ca in %	1,97	0,84	0,63
Zn in mg/kg	249	46,0	26,7

Die vor allem zulaufseitige Stoffdepotbildung ist besonders deutlich am Zink erkennbar (Tabelle 40). In Tabelle 40 sind die Stoffgehalte und nicht die Akkumulationswerte (Stoffgehalte minus Ausgangsgehalt) nach 4 Betriebsjahren angeführt, da nicht für alle Parameter die Ausgangsgehalte bekannt sind. Verwendet man als Ausgangsgehalt bei Zink den Wert 22,7 mg/kg (Tabelle 41, Sohle 5 – 10 cm), so zeigt sich auch schon nach 4 Betriebsjahren ein sehr großer räumlicher Unterschied in der Zinkakkumulation (zulaufnah: 226, zulauffern: 4 mg/kg).

Tabelle 41: Verteilung des Stoffdepots in der Sohle des Filterbodens von Lysimeter M 20 D nach vier Betriebsjahren

	Tiefe in cm	
	0 - 5	5 - 10
T+U in %	15,5	12,8
GV in %	4,74	3,16
Fe in g/kg	4,45	3,69
CaCO ₃ in %	1,61	0,83
Ca in %	0,84	0,63
Zn in mg/kg	46,0	22,7

Trotz der geringen Zinkakkumulation an der Sohle von M 20 D von 23,3 mg/kg (Tabelle 41, =46,0-22,7) konnte diese aufgrund kleinräumiger Probenahme sicher nachgewiesen werden.

Von der Kurzschlüssigkeit am Randbereich (Bild 23, rechte Hälfte) und der bodenbürtigen Mineralisierung abgesehen, wirkt sich der sanddominierte Oberboden von M 20 D im Vergleich zu den bindigen Oberböden leistungssteigernd aus. Der steile Gradient auf der Sohle ist ein Indiz hierfür (Tabelle 41). Das Lysimeter M 20 D nimmt somit in der Rückhalteleistung eine Mittelstellung zwischen den bindigen und dem sandigen Lysimeter ASANDU ein. Diese Aussage gilt insbesondere nach dem Abklingen der Mineralisierung bei M 20 D.

Tabelle 42: Stoffdepotbildung im Sandlysimeter ASANDU nach vier Betriebsjahren

	Filtertiefe in cm	
	0 - 5	30 - 50
T+U in %	10,4	3,0
GV in %	1,67	0,40
CaCO ₃ in %	30,8	30,5
pH _{CaCl2}	7,3	7,5
Fe in g/kg	4,78	2,76
Fe _{T+U} in g/kg	16,6	2,93
Fe _o in g/kg	0,52	0,22
Zn in mg/kg	162	8,20
Zn _{T+U} in mg/kg	1087	8,90

Bei Feld ASANDU fand im Zulaufbereich eine sehr tiefe strömungsmechanische Einmischung von Sediment statt (Bild 18, rechte Hälfte), hierdurch hätte nur mit sehr großem Aufwand ein exakter Tiefengradient ermittelt werden können. Die Bodenprobenahme erfolgte deshalb flächenproportional in 0 - 5 cm und in 30 - 50 cm Tiefe. Eine separate Sedimentschicht war nicht ausgebildet. Durch diese Probenahme kann die oberflächennahe (0 - 5 cm) Depotbildung quantifiziert werden. Die Schicht 30 - 50 cm Filtertiefe kann hingegen aufgrund der steilen Stoffgradienten bei sandigen Lysimetern noch als der Ausgangsgehalt angesehen werden.

Der vierjährige Zufluss des Straßenabflusses summierte sich nach den Zulaufuntersuchungen auf 26,2 g Zink. Hiervon entfernte die mechanische Vorstufe 5,50 g. Dem Lysimeter ASANDU wurden hiernach 20,7 g Zink zugeführt. Die Zufuhr von Spritzwasser kann aufgrund der Abdeckung vernachlässigt werden. Berechnet man demgegenüber die Zinkmenge in der Schicht 0 - 5 cm, so ergibt dies 20,4 g. Der Vergleich zeigt, dass der Sandlysimeter in sehr hohem Umfang das eingetragene Zink oberflächennah binden kann. Das durch die Zulaufturbulenz tiefer als 5 cm eingetragene Sediment (Bild 18, rechte Hälfte) dürfte allerdings mehr als $(20,7 - 20,4 =) 0,3$ g Zink enthalten. Vermutlich ist die tatsächlich eingetragene Zinkmenge größer als 20,7 g.

Durch den Eintrag von T+U, GV (organische Substanz) und Eisen in das Sandkorngerüst wird die Bindekapazität für z.B. Zink erhöht. Die separate Gehaltsbestimmung der T+U-Fraktion von Eisen und Zink zeigt, dass die Stoffakkumulation vor allem in dieser feinen Kornfraktion stattfindet. Dem Sediment, das die Hauptmenge an oberflächennahen Feinpartikeln stellt, kommt deshalb eine Schlüsselrolle bei der Schadstoffbindung im sandigen Lysimeter ASANDU zu.

4 Filtrationsleistung

Im Folgenden soll die Filtrationsleistung der Augsburger Versuchsvarianten angeführt werden. Ergänzend hierzu werden die Ergebnisse der Kleinsäulenversuche, die sich ausschließlich auf die gelösten Schwermetalle beziehen, im Kapitel 4.2 besprochen. Da aus den beiden Versuchsergebnissen keine klare Trennung des Einflusses der relevanten Filtersubstratkenngößen auf die Rückhalteleistung vorgenommen werden kann, sollen ergänzend die bisher bekannten Einflüsse dieser Kenngrößen auf den Stoffrückhalt unter Zuhilfenahme anderer Versuche dargestellt werden (Kap. 4.3).

4.1 Augsburger Versuchsvarianten

Um alle Varianten miteinander vergleichen zu können, werden in Tabelle 43 die abflussgewichteten Mittel der letzten vier Betriebsjahre (6.-9.Bj) angeführt. Für die 4-jährigen Varianten M 20 D, AGEOU und ASANDU sind dies die ersten 4 Betriebsjahre.

Ergänzend zur AFS und zum Zink wird die Trübung und das Eisen mitangeführt; beide Größen sind für die Beurteilung der Filtrationsleistung hilfreich.

Tabelle 43: Filtrationsleistung der Varianten

	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Fe in µg/l	Zn in µg/l
Zulauf	193	85,4	1875	370
SR 75	7,5	21,5	303	55,6
M 20	4,6	17,8	272	23,0
G 30 S	4,8	15,2	289	28,2
M 20 D	8,3	55,3	1060	22,0
AGEOU	6,4	12,2	185	49,1
ASANDU	6,1	9,5	136	9,0
F 10	6,1	24,2	411	27,5
G 30	5,9	14,8	267	26,9

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

Bei den AFS-Ablaufkonzentrationen gibt es zwischen den Varianten nur geringe Unterschiede, hingegen zeigt die Trübung ein deutlich differenzierteres Bild der Dränablaufgehalte. Die AFS-Ablaufkonzentrationen verdeutlichen, dass alle Varianten eine überraschend hohe mechanische Filtrationsleistung besitzen; obwohl die Varianten keinen optimalen Filteraufbau aufweisen. Selbst SR 75 mit durch Überstautracerversuche nachgewiesener sehr kurzschlüssiger Durchströmung zeigt im Mittel der letzten 4 Betriebsjahre mit 7,5 mg AFS/l geringe Ablaufwerte. Allerdings konnten im Dränablaufrohr verstärkt schwarze Feinpartikelablagerungen festgestellt werden (Bild 5). Die Ursache für diese hohe mechanische Filtrationsleistung ist u. E. insbesondere der hohe Carbonatgehalt (gelöst, partikulär) des Augsburger Straßenabflusses.

Der hohe Trübungswert bei M 20 D ist durch die mineralisationsbedingte Dispergierung von bodenbürtigen Feinpartikeln vor allem in den ersten beiden Betriebsjahren bedingt. Die straßenabflussbürtigen und schadstoffbeladenen Feinpartikel konnten hingegen im Oberboden erst über eine unüblich große Tiefe (Bild 23, linke Hälfte) abgetrennt werden. Diesen Vorgang bestätigt auch die vergleichsweise geringe Zinkablaufkonzentration von 22 µg Zn/l (Tabelle 43). Nach dem Abklingen des Mineralisationsvorganges bei M 20 D sind geringe AFS- und Trübungswerte zu erwarten, die dem sandigen Charakter des Oberbodens entsprechen. Gleiches gilt für die extrem hohen Eisengehalte im Dränablauf (Tabelle 43).

Bezogen auf die Ablaufkonzentration des Eisens zeigen alle Varianten eine noch suboptimale mechanische Filtrationsleistung an. Das Eisen ist ein sicherer Indikator zur Beurteilung der mechanischen Filtrationsleistung. Im Straßenabfluss liegt es, vom metallischen Anteil der Grobfraction abgesehen, in hohem Umfang feinpartikulär vor; der gelöste Anteil ist hingegen vernachlässigbar. Bei optimaler Filtration liegen die Dränablaufwerte unter der Bestimmungsgrenze von 50 µg Fe/l (Arge Bioplan/lfs; 2006). Die suboptimale mechanische Filtrationsleistung der Freilandlysimeter ist am Vergleich mit AGEOU ersichtlich. Der Filtersack mit einer Filterdicke von unter 1 cm hat mit 185 µg Fe/l geringere Werte als die Freilandlysimeter mit Werten von 270 - 410 µg Fe/l.

Die hohen Eisenwerte im Dränablauf der Freilandlysimeter sind teilweise bodenbürtig. So dürfte bei F 10 mit 411 µg Fe/l und 27,5 µg Zn/l ein Teil des Eisens aus dem Oberboden stammen (Fe-Mobilisierung durch Mineralisierung von organischer Substanz). F 10 hat, wie SR 75, ca. doppelt so hohe Humusgehalte im Oberboden wie die anderen Freilandlysimeter (Tabelle 3). Der bei M 20 D extrem ausgeprägte Vorgang der Mineralisierung trat bei den anderen Varianten weniger intensiv, dafür aber länger anhaltend auf.

Als zentrales Filtrationskriterium soll Zink verwendet werden. Hier erweisen sich die beiden sandigen Varianten, insbesondere ASANDU als die leistungsstärksten. SR 75 besitzt aufgrund der kurzschlüssigen Strömung und der hohen bodenbürtigen DOC-Gehalte (Tabelle 44), die geringste Filtrationsleistung.

Der Leistungsabfall von AGEOU (49,1 µg Zn/l) gegenüber den Freilandlysimetern (M 20, G 30 S, F 10, G 30: Durchschnitt 22,2 µg Zn/l) ist zum Großteil durch die salzbedingte, winterliche Dispergierung der Feinpartikel bedingt. Es ist nicht ausgeschlossen, dass es während dieser Zeit auch zum Überlaufen des Filtersackes gekommen ist.

Differenzierungen des Zinkrückhaltes zwischen den 4 Freilandlysimetern M 20, G 30 S, F 10 und G 30 sind nicht zu erkennen. So ist unter den Augsburger Bedingungen Filtermächtigkeit und -größe nicht leistungsrelevant.

Tabelle 44: Organischer Kohlenstoff im Zu- und Ablauf

	TOC in mg/l	DOC in mg/l
Zulauf	21,1	3,81
SR 75	9,20	7,24
M 20	8,54	6,48
G 30 S	6,61	5,13
F 10	9,89	7,30
G 30	8,17	5,64
M 20 D ¹⁾	10,8	6,60
AGEOU	3,81	2,21
ASANDU	2,99	2,39

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

1) 1. Betriebsjahr: TOC = 20,9 mg/l, DOC = 9,3 mg/l

Die organische Substanz kann in gelöster Form (DOC) die Rückhalteleistung eines Filters beeinflussen. So interpretieren die Bioplan-Landeskulturgesellschaft die geringere Rückhalteleistung des Burgdorfer Filtersackes durch das dort vegetations- und einstaubürtige hohe DOC-Niveau (Tabelle 11).

Die in Tabelle 44 angeführten DOC-Gehalte sind eventuell bereits um einen geringen mineralisationsfähigen Anteil verringert, da die Proben im Probenkeller über drei Monate bei Raumtemperatur ge-

sammelt wurden. Dieser Anteil dürfte hingegen die Relation der DOC-Werte kaum beeinflussen. So ist z.B. die hohe DOC-Freisetzung bei SR 75 und die fehlende bei AGEOU als gesichert und unbeeinflusst von der langen Lagerzeit der Augsburgsburger Proben anzusehen. Filtrationsuntersuchungen von Grotehusmann/Kasting (2002) mit Straßenabflüssen bei Lysimetern ohne und mit Koks im Filtersubstrat konnten zeigen, dass bei geringem Vegetationseinfluss die Hälfte des gelösten, organischen Kohlenstoffes nicht mikrobiell abbaubar ist. Die MKW zeigen im Gegensatz zum DOC eine hohe mikrobielle Abbaubarkeit und dies obwohl sie weitgehend partikulär gebunden sind. Das unterschiedliche Verhalten von DOC und MKW lässt sich z.B. am Filtersack AGEOU illustrieren. Hier konnten die geringsten DOC-Gehalte im Dränablauf, allerdings die höchsten MKW-Gehalte im Sediment festgestellt werden. Geringe DOC-Gehalte im Dränablauf sind nach Tabelle 44 an sandige Filtersubstrate und geringe MKW-Gehalte im Sediment an trockenfallende Bedingungen geknüpft.

Aus Tabelle 44 ist zu ersehen, dass bis auf die Varianten AGEOU und ASANDU, die DOC-Werte im Ablauf höher sind als im Zulauf. Dies ist auf die DOC-Bildung aus bodenbürtiger organischer Substanz zu erklären.

Dieses Verhalten konnte Golwer/Schneider (1973) bei humosem, sandigem Muldensubstrat ebenfalls feststellen. Zu Beginn des Substrateinbaues konnten bis 160 mg CSB/l im Dränablauf gemessen werden. Im Laufe der Betriebsjahre nahmen, wie bei dem sandigen Lysimeter M 20 D auch, die CSB-Gehalte ab. Die DOC-Bildung findet bei den neunjährigen Varianten offensichtlich auch noch nach 6 - 9-jährigen Betrieb und somit längerfristig statt. Bei SR 75 konnte hierdurch verursacht die Profilverlagerung von PAK und Kupfer nachgewiesen werden (Tabelle 36, Tabelle 37). Bei F 10, mit gleich hohen DOC-Gehalten im Dränablauf, wurde diese Profilverlagerung vermutlich durch die höhere Sedimentfiltration (Bild 18, linke Hälfte) verhindert.

Tabelle 45: Mineralisierung von organischer Bodensubstanz zu Betriebsbeginn, Variante M 20 D

		Betriebsjahr			
		1	2	3	4
Zulauf					
Ca	in mg/l	34,6	42,8	32,3	56,0
P _{ges}	in mg/l	0,21	0,13	0,12	0,32
Fe _{ges}	in mg/l	1,59	1,31	1,05	3,26
Ablauf					
Ca	in mg/l	82,6	73,9	55,1	55,4
P _{ges}	in mg/l	1,05	0,30	0,21	0,21
Fe _{ges}	in mg/l	2,44	1,18	0,70	0,47

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

Im Gegensatz zu den Varianten mit dem humosen, örtlichen Oberboden ist bei M 20 D ein äußerst intensiver Humusabbau mit starker Abnahme im Laufe der Betriebszeit aufgetreten. Die sehr hohe Mineralisierung wie auch deren Abnahme kann an den Dränablaufgehalten von Ca, P_{ges}, Fe_{ges} sehr eindrücklich belegt werden (Tabelle 45). Bei der Inbetriebnahme (Winterquartal/02) von M 20 D wurden als Sonderuntersuchungen auch MKW und PAK im Zu- und Ablauf gemessen. Diese Messungen zeigten, dass durch die intensive Mineralisierung insbesondere der MKW-Rückhalt stark beeinträchtigt wird. Der starke Leistungseinbruch ist durch das fehlende Rückhaltevermögen von feinen, dispergierten Partikeln verursacht, was insbesondere an dem hohen Trübungswert im Ablauf von M 20 D zu erkennen ist (Tabelle 46). Am Beispiel von M 20 D der Tabelle 46 ist die Ursachenkette geringer mechanischer Filtrationsleistung zu erkennen: Mineralisierung bodenbürtiger organischer Bodensubstanz führt zur DOC-Bildung, die zur Partikeldispersierung führt mit der Folge, dass partikulär gebundene

Schadstoffe, wie z.B. MKW und PAK nicht vom Filter zurückgehalten werden.

Tabelle 46: Vergleich des Rückhalts organischer Schadstoffe im Winterquartal/02

	Zulauf	Ablauf		
		M 20 D	AGEOU	ASANDU
AFS in mg/l	190	13	12	13
Trübung in FNU	165	167	40,8	27,2
Lf in µS/cm	5000	2930	3210	3840
TOC in mg/l	20,0	41,0	5,4	3,2
DOC in mg/l	4,0	15,6	2,2	2,5
Fe in mg/l	2,89	5,30	0,63	0,31
Zn in mg/l	690	60	122	16
MKW in mg/l	0,96	2,04	0,17	0,08
PAK in µg/l	3,02	0,22	0,57	0,00

Inbetriebnahme bei M 20 D und ASANDU Winterquartal/02
 Inbetriebnahme bei AGEOU Quartal 4/01

Tabelle 47: Filtrationsleistung der 4-jährigen Varianten im Laufe der Betriebszeit

	Betriebsjahr 1				Betriebsjahr 4			
	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Fe in µg/l	Zn in µg/l	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Fe in µg/l	Zn in µg/l
Zulauf	96,9	95,6	1591	399	464	125	3264	415
M 20 D	13,8	99,0	2440	27,6	6,6	26,0	468	15,9
AGEOU	8,4	26,2	386	69,0	6,3	9,4	135	39,9
ASANDU	8,5	22,4	196	9,4	5,7	5,1	98,0	6,2

abflussgewichtet

Die Abnahme der Mineralisierung der bodenbürtigen organischen Substanz bei M 20 D läuft zeitlich parallel mit einer Steigerung der Filtrationsleistung. So nahm beispielsweise der Zinkgehalt vom ersten auf das vierte Betriebsjahr von 27,6 auf 15,9 µg Zn/l ab. Die Kurzschlüssigkeit durch Mausgänge im Oberboden hatte offensichtlich keine Auswirkungen auf die Rückhalteleistung. Dies ist eventuell durch die geringe Standfestigkeit von Gröbstporen in sandigem Oberboden M 20 D im Vergleich zu bindigem Oberboden bei G 30 S verursacht.

Bei den Varianten AGEOU und ASANDU ist im Gegensatz zu den Freilandvarianten nicht mit einer Leistungsminderung durch biogene Gröbstporen zu rechnen. In beiden Fällen erhöhte sich die Filtrationsleistung vom ersten auf das 4. Betriebsjahr (Tabelle 47). Dies ist auf den Eintrag von Feinpartikeln und die dadurch zunehmende Sedimentfiltration zurückzuführen.

Tabelle 48: Filtrationseigenschaften der 9-jährigen Varianten im Laufe der Betriebszeit

	Betriebsjahr 1			Betriebsjahr 6			Betriebsjahr 9		
	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Zn in µg/l	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Zn in µg/l	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Zn in µg/l
Zulauf	175	137	486	96,9	95,6	399	464	125	415
SR 75	7,8	49,5	64,7	7,6	29,4	58,7	9,4	27,0	59,9
M 20	5,1	42,8	17,7	4,7	16,1	22,1	4,6	18,6	18,1
G 30 S	3,5	24,1	17,7	6,1	18,7	27,6	6,2	18,4	27,8
F 10	7,4	56,4	41,1	6,5	27,2	25,5	5,8	20,1	19,4
G 30	6,3	43,7	63,5	5,0	22,7	27,1	6,6	11,1	23,7

Aufgrund der großen Bedeutung der Sedimentfiltration bzw. der im Kapitel Depotbildung festgestellten Dominanz des Sedimentdepots ist plausibel, dass auch bei den neunjährigen Freilandlysimumern keine Abnahme der Filtrationsleistung während der Betriebszeit aufgrund des Verbrauchs an Bindekapazität festgestellt werden kann. Aus der Zeitreihe der Tabelle 48 lässt sich folgendes ablesen:

1. Bei SR 75 und M 20 gibt es keinen erkennbaren Trend der Filtrationsleistung.
2. Bei G 30 S nimmt der Zn-Wirkungsgrad von 18 auf 28 µg Zn/l im Dränablauf leicht ab.
3. Bei F 10 und G 30 ist eine leichte Zunahme des Zinkwirkungsgrades feststellbar.

Die Sedimentfiltration wirkt sich bei SR 75, im Gegensatz zu F 10 und G 30, nicht leistungssteigernd aus. Ursache dürfte die zu schnelle Versickerung durch das sich bildende Sediment sein, die wiederum durch die zu hohe Durchlässigkeit des Filterbodens bedingt ist. Die hohe Versickerungsrate im unterlagernden Filterboden führt zu geringer Aufenthaltszeit und damit zu geringer Rückhalteleistung.

Die biogene Größtporenbildung hat vermutlich bei G 30 S die leichte Abnahme des Zinkwirkungsgrades verursacht. Vermutlich wirken sich die Mäusegänge beim bindigeren Oberboden von G 30 S stärker aus als beim sandigen M 20 D. Die vorgenommene Untersuchung des Zinktiefegradienten (Tabelle 34) konnte diese geringfügige Leistungsminderung nicht anzeigen. Hiefür war vermutlich die räumliche Auflösung der Probenahme zu gering.

Tabelle 49: Jahresgang der Na- und Ca-Gehalte im Zu- und Ablauf

	Winterquartal		Sommerquartal	
	Na in mg/l	Ca in mg/l	Na in mg/l	Ca in mg/l
Zulauf	1623	66,2	3,1	19,8
SR 75	814	127	49,8	23,9
M 20	582	159	44,2	28,2
G 30 S	536	149	71,3	27,6
M 20 D	653	138	29,7	32,5
AGEOU	819	44,9	5,7	16,8
ASANDU	782	83,8	17,2	24,1
F 10	721	176	51,9	26,3
G 30	644	166	50,7	22,0

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

Im Folgenden soll die Filterwirkung in Abhängigkeit der Salzbelastung angeführt werden. Im Winterquartal trat die höchste und im Sommerquartal die geringste Salzbelastung auf (Tabelle 49). Das Salz wird insbesondere bei dem Lysimeter mit sorptionsstarkem Oberboden sehr verzögert wieder abgegeben wie Tabelle 49 zeigt, so dass hier eine weitgehend ganzjährige Salzbelastung der Lysimeter auftritt. Die sandigen, sorptionsschwächeren Lysimeter haben hingegen einen schnelleren Salzaustrag.

Die Natriumbelastung führt insbesondere bei den sorptionsstarken Lysimetern zu einem starken Calciumaustausch und im Jahresmittel zu einem hierdurch bedingten höheren Carbonatverbrauch bzw. Calciumaustrag aus den Lysimetern.

Bei Lysimeter SR 75 ist aufgrund der sehr kurzschlüssigen Durchströmung im Winterquartal ein gedämpfter Na-Eintausch bzw. Ca-Austausch erkennbar. So hat der Dränablauf deutlich höhere Na-Gehalte (814 mg/l) bzw. geringere Ca-Gehalte (127 mg/l) als der Mittelwert der Varianten M 20, G 30 S, F 10, G 30 (Na = 621 mg/l, Ca = 162 mg/l). Bemerkenswert ist der hohe Ca-Austausch bei dem sandigen Lysimeter M 20 D, die durch die hohe Mineralisierung der bodenbürtigen organischen Substanz bedingt sein dürfte. Der hohe Ca-Gehalt im Dränablauf im hoch mit Salz belastetem Winterquartal zeigt weiterhin, dass hoher Ca-Austrag nicht nur bei hohen (z.B. 28 % CaCO₃), sondern auch bei geringen CaCO₃-Gehalten des Oberbodens (ca. 1 %) auftreten kann.

AGEOU besitzt als einzige Variante keinen Calciumverlust sondern einen Rückhalt (Tabelle 49). Dies ist ein Indiz dafür, dass der Großteil des Carbonat- bzw. Calciumaustrags der Lysimeter aus dem Filterboden stammen muss.

Das sorptionsarme Lysimeter ASANDU zeigt gegenüber den sorptionsstarken Lysimetern (Durchschnitt M 20, G 30 S, F 10, G 30) einen deutlich geringeren Ca-Austausch bzw. Ca-Austrag (17,6 mg Ca/l gegenüber 95,8 mg Ca/l). Der salzbedingte Ca-Verbrauch hängt somit stark von der KAK ab.

Der beim Calcium festgestellte Ca-Austausch kann beim Zink, wenn überhaupt, nur sehr gedämpft festgestellt werden (Tabelle 50). Zwar zeigen alle Versuchsvarianten eine messbare Abhängigkeit der Zinkablaufkonzentration von der Salzbelastung. So erhöht sich z.B. bei den 4 sorptionsstarken Lysimetern M 20, G 30 S, F 10 und G 30 vom Winterquartal zum Sommerquartal die Zinkablaufkonzentration um 14 µg Zn/l (Mittel Winterquartal = 33 µg Zn/l; Mittel Sommerquartal = 19 µg Zn/l). Diese Erhöhung kann aber nur zum Teil als natriumbedingter Zinkaustausch der Bodensorbenten erklärt werden, da ein Teil der Zinkerhöhung durch unvollständige mechanische Filtration entstanden sein muss, wie z.B. die höheren Trübungswerte im Winterquartal zeigen (Tabelle 50).

Bei der sorptionsarmen, sandigen Variante ASANDU dürfte die Zn-Gehaltsdifferenz zwischen dem Winter und Sommerquartal mit 5,8 µg Zn/l nicht auf den Kationenaustausch sondern auf einen partikulären und gelösten Zinkrestgehalt zurückzuführen sein.

Bei AGEOU kann, wie schon der nicht nachweisbare Ca-Austausch anzeigt, der Kationenaustausch vollständig ausgeschlossen werden. Der im Winterquartal deutlich ansteigende Zn-Gehalt im Dränablauf (Sommerquartal = 24,7 µg Zn/l, Winterquartal = 92,6 µg Zn/l) setzt sich aus gelöstem und partikulärem Restgehalt zusammen. Rechnet man die Zinkgehalte von Winterquartal auf die AFS um ($92,6 \mu\text{g} : 10 \text{ mg AFS} \wedge 9200 \text{ mg Zn/kg}$) und unterstellt ca. 2000 mg Zn/kg in den Feinpartikeln des Filtersackablaufes, so müsste der Großteil des Zinkes im Filtersackablauf vom Winterquartal gelöst gewesen sein.

Der geringe Einfluss der Salzbelastung auf den Zink- bzw. Stoffrückhalt beruht nach den angeführten Ausführungen vor allem in der Tatsache, dass das schon deponierte wie das zugeführte Zink nicht in austauschbarer sondern in fester Form vorliegt.

Tabelle 50: Filtrationsleistung der Varianten mit und ohne Salzeinfluss

	Winterquartal				Sommerquartal			
	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Fe in µg/l	Zn in µg/l	AFS in mg/l	Trübung in FNU	Fe in µg/l	Zn in µg/l
Zulauf	136	53,6	2531	609	39,1	17,2	303	189
SR 75	9,2	27,9	343	79,3	7,0	15,2	224	38,1
M 20	5,6	19,2	218	27,8	2,8	12,8	262	14,9
G 30 S	5,7	18,3	345	38,7	3,4	11,4	260	16,8
M 20 D	7,5	58,0	1587	12,9	8,2	30,3	656	6,2
AGEOU	10,0	24,0	312	92,6	4,8	3,2	78,0	24,7
ASANDU	8,1	8,8	130	12,2	5,2	4,6	97,2	6,4
F 10	7,6	24,6	288	29,4	6,4	24,4	572	25,1
G 30	7,6	20,5	275	36,9	5,4	9,7	232	19,3

Untersuchungsjahre 6 - 9, abflussgewichtet

4.2 Kleinsäulen

In den Kleinsäulenversuchen wurde ausschließlich der Rückhalt der gelösten Schwermetalle geprüft, denn nur über die Rückhalteleistung dieser Phase lassen sich Aussagen über die längerfristige Filterleistung vornehmen. Für die Kleinsäulenversuche wurden 12 Proben ausgewählt (Tabelle 51).

Diese Versuche sollten insbesondere die Bindeleistung des örtlichen Augsburgs Oberbodens und des örtlichen Straßenabflusssedimentes prüfen. Ergänzend wurde die Bindeleistung von Eisenoxiden (Säule Nr. 10 und 11) und die eines sehr durch die Vegetation geprägte Straßensedimentes (Säule Nr. 12) mit in die Versuchsreihe aufgenommen (Tabelle 51).

Tabelle 51: Ausgangsgehalte der Kleinsäulen

Säule	T+U in %	GV in %	Fe in %	CaCO ₃ in %	Zn in mg/kg
1 Oberboden, o	50,4	12,7	1,41	25,8	108
2 Oberboden, m	37,0	7,6	1,83	30,9	773
3 Düll, o	13,0	3,3	0,51	0,89	41,5
4 Düll, m	20,3	5,8	1,11	6,23	413
5 ASANDU, o	2,4	0,40	0,28	37,8	8,2
6 ASANDU, m	10,5	1,65	0,48	35,1	162
7 Unterboden	30,7	1,80	0,63	50,7	29,0
8 Sediment F 10	47,7	11,3	2,01	26,2	1353
9 Sediment AGEOU	76,6	14,4	2,53	30,1	1730
10 Sand 0/2 Berlin	1,3	0,16	0,23	2,09	8,0
11 Eisensand 0/2 Berlin	5,1	1,04	4,56	0,00	32,8
12 Sediment Berlin	67,8	49,8	2,29	0,42	2001

o = ohne Sedimenteinfluss

m = mit Sedimenteinfluss

Die Kleinsäulen hatten einen Durchmesser von 6 cm und eine auf die Lagerungsdichte 1,5 kg TM/l genormte Höhe von 5 cm. Die Trockenmasse der Säulenpackungen betrug bei allen Varianten 212 g. Die hydraulische Belastung der Kleinsäulen ist auf m³ pro m² Filterfläche umgerechnet. Sie betrug insgesamt 33,17 m³/m². Diese Beschickungsmenge wurde über 16 Einzelgaben innerhalb von 22 Tagen aufgebracht. Die Zinkzulaufkonzentration betrug 2132 µg Zn/l. Bei jeder Beschickung wurde der Zulauf und die 12 Abläufe beprobt. Die Rohdaten der Kleinsäulenversuche sind im Anhang A6 bis A16 aufgelistet.

Zu Beginn und am Ende der Versuche wurde der Zulauf mit 500 mg Na/l versetzt (B2, B12, Tabelle 52). Bei Beschickung 11 und 16 wurde der Zulauf nicht mit gelöstem Zink aufdotiert, um die Gleichgewichtskonzentration bei geringer Zulaufkonzentration bestimmen zu können (Tabelle 52). Bei der 5. Beschickung kam es durch die Verwendung von Dachwasser, das algenbelastet war, zu einer mikrobiellen Kolmation, die durch den Wechsel auf deionisiertes Wasser behoben werden konnte. Das Zulaufwasser setzte sich ab dieser Zeit aus 80 % Deionat und 20 % Leitungswasser zusammen.

Tabelle 52: Beschickungsmengen der Kleinsäulenversuche

BNr.	Anmerkungen	Wassermenge in m ³ /m ²	Zink in µg/l	Zink in g/m ²
1		3,42	1981	6,775
2-4	Salz	1,03	2466	2,540
5	Kolmation	3,42	2440	8,345
6-10		17,10	2154	36,833
11	keine Zn-Dosierung	0,34	48,5	0,016
12-13	Salz	0,68	2115	1,438
14-15		6,84	2157	14,754
16	keine Zn-Dosierung	0,34	26,0	0,009
		Σ 33,17	Ø 2132	Σ 70,710

BNr = Beschickungsnummer

Da nicht nur sandige Filtersubstrate geprüft werden sollten, musste bei bindigen Filtersubstraten eine hinreichend hohe hydraulische Durchströmung gewährleistet werden. Während der Versuche stellte sich heraus, dass dies bei 3 bindigen Substraten (Oberboden, m; Unterboden, Sediment AGEOU, Tabelle 51) nicht der Fall war. Erkennbar ist dies an dem geringen Ca-Austausch beim Salzversuch der Beschickung 12 (Tabelle 53). Trotz der

Dränablaufdrosselung auf 0,03 l/s x m² konnte offenbar das Aggregatinnere der feinputikulären Feststoffe nicht ausreichend durchströmt werden. Dieses Phänomen ließ sich auch bei dem Freilandlysimeter SR 75 feststellen (Tabelle 49). Die Substrate Oberboden (m), Unterboden und Sediment AGEOU werden deshalb nicht in die Auswertung miteinbezogen.

Tabelle 53: Austauschbares Calcium bei der Salzzufuhr von Beschickung 12

Säule	T+U in %	CaCO ₃ in %	Ca ¹⁾ in mg/l
1 Oberboden ohne Sediment	50,4	25,8	88,0
2 Oberboden mit Sediment	37,0	30,9	33,6
7 Unterboden	30,7	50,7	24,4
8 Sediment F 10	47,7	26,2	65,8
9 Sediment AGEOU	76,6	30,1	36,5

1) Austauschbares Calcium = Ablauf-Zulauf

Zu Beginn (Beschickung B2) und gegen Ende des Versuches (B12) wurden dem Zulauf 500 mg Na/l zugegeben. Bis auf Sediment F 10, zeigt sich in Abhängigkeit zum Natrium im Zulauf eine Wirkungsgradsenkung (Tabelle 54). Bei der Beschickung B12 lag eine Zulaufbelastung von 55,9 g Zn/m² oder umgerechnet auf die Säulensubstrate von 746 mg Zn/kg vor. Die Säulensubstrate verhalten sich sehr verschieden bei der hohen zugeführten Zinkmenge. So zeigt das Filtersubstrat ASANDU durch die Salzzlast einen weitgehenden Verlust des Zn-Rückhaltes, hingegen ist der Rückhalt beim Sediment F 10 vom Salz unbeeinflusst hoch (Tabelle 54). Das Verhalten bei Salzzlast von ASANDU ist zwischen Kleinsäulenversuch und dem 4-jährigen Lysimeterversuchsbetrieb sehr verschieden (Tabelle 50). Ein Grund hierfür dürfte der große Unterschied an gelöster Zinkzufuhr sein. Beim Kleinsäulenversuch lag die Belastung mit 6,8 g Zn/m² bei B2 und 55,9 g Zn/m² bei B12 sehr hoch. Eine Tiefenwanderung des Zinks bzw. die Bildung eines mobilen durch Natrium austauschbaren Zinkdepots ist beim Lysimeterversuch aufgrund der geringen Zufuhr an gelöstem Zink nicht zu erwarten.

Ein weiterer Grund für die hohe Zinkmobilität bei dem Lysimeter ASANDU bei einer erfolgten Zufuhr von 55,9 g Zn/m² könnte in der zeitgerafften nur 22-tägigen Versuchsdauer liegen. Bei einem 2-jährigen Säulenversuch (Brunner/Lambert; 2000) mit einer Zufuhr von umgerechnet 349 mg Zn/kg TM konnten noch keine Dränablaufwerte von über 25 µg Zn/l bei einem carbonathaltigen, sandigen Filtersubstrat beobachtet werden. Hingegen konnte bei dem Kleinsäulenkurzzeitversuch von ASANDU(o) schon bei einer umgerechneten Zufuhr von 90 mg Zn/kg ein Dränablauf von 141 µg Zn/l festgestellt werden.

Tabelle 54: Zinkrückhalt der Filtersubstrate des Kleinsäulenversuches während der Salzzlast

Filtersubstrat	Beschickung			
	B2		B12	
	Ablauf	η	Ablauf	η
	in µg Zn/l	in %	in µg Zn/l	in %
SNr. 1 Oberboden ¹⁾	46	98,1	100	95,2
SNr. 8 Sediment F 10	99	95,9	48	97,7
SNr. 12 Sediment Berlin	3863	60,1	1268	39,2
SNr. 3 Düllstadt ¹⁾	115	95,2	1511	27,5
SNr. 4 Düllstadt ²⁾	147	93,9	1122	46,2
SNr. 5 ASANDU ¹⁾	142	94,1	2035	2,4
SNr. 6 ASANDU ²⁾	30	98,7	2010	3,6
SNr. 10 Sand Berlin	269	88,8	2037	2,3
SNr. 11 Eisensand Berlin	51	97,9	123	94,1

1) ohne Sediment

2) mit Sediment

In Tabelle 55 sind die Ergebnisse des gesamten Belastungsbereiches des Kleinsäulenversuches angeführt.

Groß ist der Unterschied zwischen den sandigen Filtersubstraten (Düllstadt, ASANDU) und dem bindigen Sediment F 10. Das Sediment F 10 ist hingegen mit dem bindigen Oberboden vergleichbar. Dies ist insbesondere unter der sehr unterschiedlichen Vorbelastung bemerkenswert (Oberboden: 108 mg Zn/kg, Sediment F 10: 1353 mg Zn/kg). Dieser Vergleich belegt, dass Sedimente die gleiche Leistung wie bindige und humose Oberböden haben können. Die geringste Leistung zeigt der Berliner Sand (Säule 11) mit nur geringem Carbonat- (2,09 %) und Eisengehalt (0,46 %). Er kann alleine durch die Zugabe von Eisenoxiden (Feges = 4,56 %) erheblich an Bindefähigkeit dazugewinnen, und er-

reicht somit fast das Niveau des Sedimentes F 10 (Tabelle 55). Innerhalb der beiden Sandsubstrate (Düllstadt, ASANDU) zeigt jeweils die Variante mit Sedimentbeimengung eine höhere Rückhalteleistung.

Tabelle 55: Zinkrückhalt der Filtersubstrate des Kleinsäulenversuches

Filtersubstrat	Rückhalt ¹⁾ in %	Ablaufkonzentrationen	
		Beginn ²⁾ in µg/l	Ende ³⁾ in µg/l
SNr. 1 Oberboden ⁴⁾	98,6	27,0	20,0
SNr. 8 Sediment F 10	98,1	58,0	15,0
SNr. 12 Sediment Berlin	77,0	757	238
SNr. 3 Düllstadt ⁴⁾	76,7	215	706
SNr. 4 Düllstadt ⁵⁾	80,1	49	478
SNr. 5 ASANDU ⁴⁾	40,9	141	1366
SNr. 6 ASANDU ⁵⁾	52,3	40	1210
SNr. 10 Sand Berlin	33,1	547	1157
SNr. 11 Eisensand Berlin	96,9	36,0	83,0

1) bezogen auf die gesamte Zinkzufuhr

2) Nach Beschickung B1; Zinkzufuhr 6,77 g/m² bzw. Δ 90 mg/kg TM

3) Beschickung B16; Zinkzufuhr 70,71 g/m² bzw. Δ 943 mg/kg TM; B16: Zinkzulaufkonzentration 26 µg/l

4) ohne Sediment

5) mit Sediment

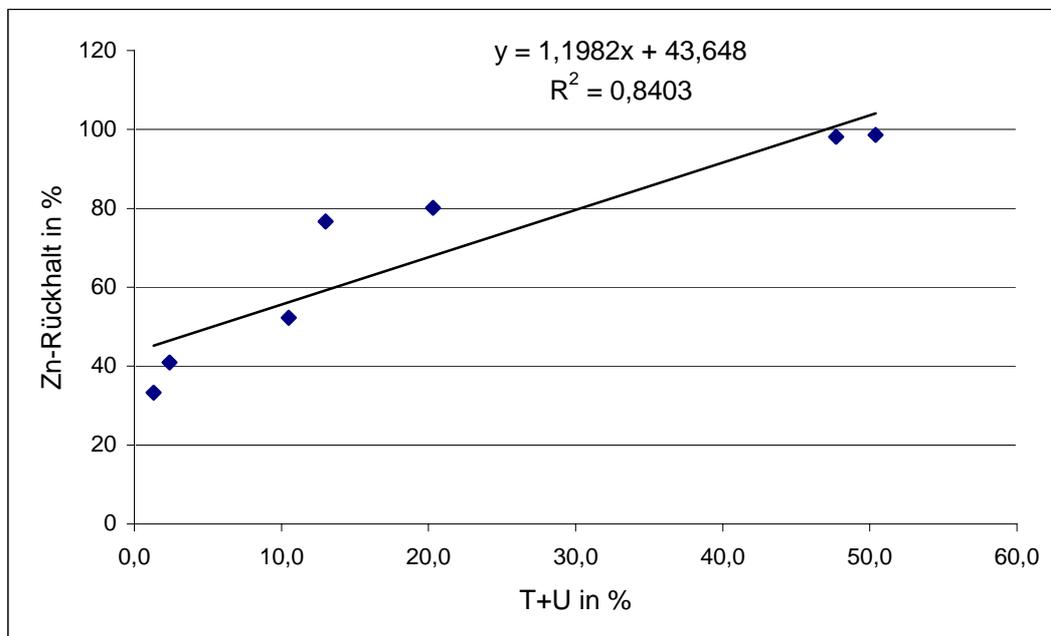


Bild 24: T+U-Gehalt und Zn-Rückhalt der Versuchsvarianten im Kleinsäulenversuch (ohne die Sonderfälle Sediment und Eisensand Berlin)

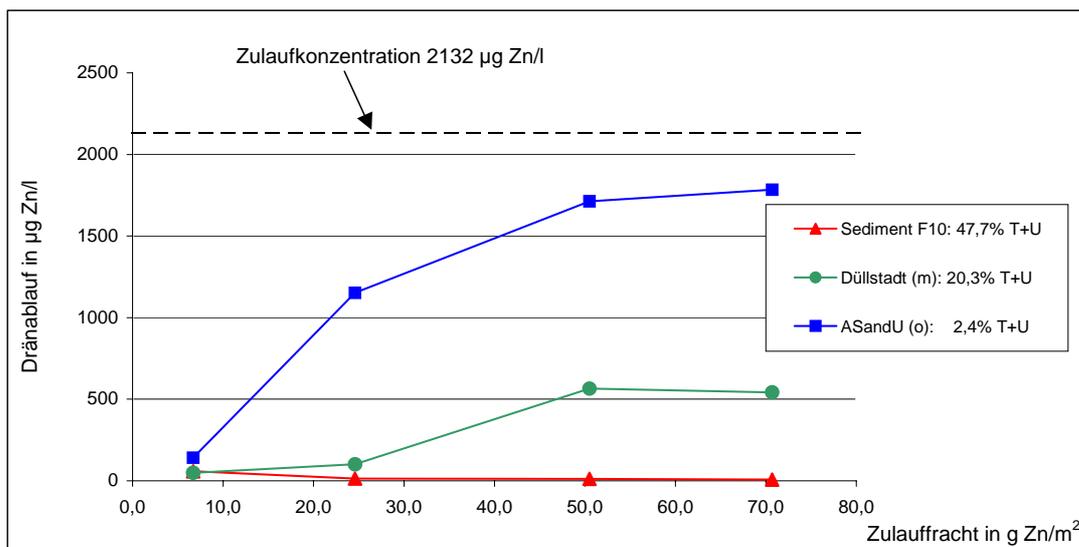


Bild 25: Zulaufmengen und Dränablaufkonzentration von Zink bei 3 Varianten des Kleinsäulenversuches

Von dem Sonderfall Eisensand Berlin und Sediment Berlin abgesehen, zeigt der Zinkrückhalt über den Gesamtversuch einen Zusammenhang zum Feinkornanteil (T+U) der Varianten (Bild 24). Neben dem Gesamtrückhalt kann auch im zeitlichen Verlauf der Zn-Ablaufwerte ein Zusammenhang zum T+U-Gehalt der Varianten festgestellt werden. Dies ist beispielhaft an den drei ausgewählten Substraten Sediment F 10, Düllstadt (m) und ASANDU (o) in Bild 25 zu ersehen.

Selbst die noch bei ASANDU (o) mit sehr geringem T+U-Gehalt von 2,4 % schleifende Ablaufkonzentrationszunahme zeigt, dass die Zn-Bindekapazität noch nicht vollständig erschöpft ist, aber aufgrund der zeitgerafften Versuchsanordnung kurzfristig ein Mangel an reaktiven Oberflächen zur Verfügung steht. Unterstellt man, dass ein Teil der Zinkfixierung bei den carbonathaltigen Sanden über die Lösung von festem Carbonat und spätere Wiederausfällung geschieht, so steht bei den Varianten mit höherem T+U-Anteil gleichzeitig eine höhere Carbonatreaktivität für die Bindung der Schwermetalle zur Verfügung.

Bei der Variante Eisensand Berlin liegt im Vergleich zu den carbonathaltigen Varianten ein Sonderfall vor. Hier ist kein Carbonat vorhanden und somit auch keine Korngrößenabhängige Carbonatreaktivität. Andererseits besteht ein großer Teil des T+U-Gehaltes aus Eisenoxiden. Diese Variante besitzt aufgrund des fast ausschließlich aus Eisenoxiden bestehenden Feinanteils auch bei geringen T+U-Gehalten von 5,1 % eine hohe Schwermetallbindefähigkeit.

Das Sediment Berlin ist ebenfalls ein Sonderfall und lässt sich nicht in die angeführten Proben der Kleinsäulenversuche einreihen. Zur Verdeutlichung der Sonderstellung dieser Probe sind einige Kenngrößen in Tabelle 56 vergleichend mit der Augsburger Sedimentprobe F 10 aufgelistet. Wie schon ausgeführt, sind die Augsburger Straßensedimente noch weitgehend frei von einem Vegetationseinfluss, der z.B. über eine Baumallee entstehen kann. Dieser Umstand äußert sich an dem geringen Glühverlust (GV_{ges} = 11,3 %). Der Glühverlust in der T+U-Fraktion steigt typischerweise gegenüber dem Gesamtgehalt an (18,5 %) und fällt in der S+G-Fraktion hingegen deutlich ab (4,73 %). Der geringe Glühverlust in der S+G-Fraktion kann bei typischen Straßensedimenten ohne Vegetationseinfluss auch optisch durch das Vorherrschen von mineralischen Sand- und Kieskörnern festgestellt werden.

Tabelle 56: Ausgangsgehalte des Augsburger und Berliner Sedimentes für den Kleinsäulenversuch

	Augsburg ¹⁾	Berlin ²⁾
T+U in %	47,7	67,8
GV _{ges} in %	11,3	49,8
GV _{T+U} in %	18,5	42,4
GV _{S+G} in %	4,73	65,4
Zn _{ges} in mg/kg	1353	2001
Zn _{T+U} in mg/kg	2544	2259
Zn _{S+G} in mg/kg	267	1457

1) Labor-Nr. S10, Kleinsäule Nr. 8, Sediment F 10

2) Labor-Nr. B186, Kleinsäule Nr. 12, Sediment Berlin

Im Gegensatz zu der Augsburger Sedimentprobe ist die Berliner in sehr hohem Maße durch Straßenbäume beeinflusst. Dies zeigt sich optisch wie analytisch im sehr hohen Glühverlust der S+G-Fraktion von 65,4 %. Der hohe organische Anteil in der S+G-Fraktion führt auch zu einem sehr starken Anstieg an Schadstoffen in dieser Fraktion. Wird bei Sedimenten ohne Vegetationseinfluss z.B. der Zinkgehalt in der sand- und kiesdominierten Grobfraction vor allem durch das dort vorhandene Eisen (metallisches Eisen mit Oxidüberzügen) gegenüber dem geogenen Background-Verhalten erhöht (z.B. Sediment Augsburg: 267 mg Zn/kg, Tabelle 56), so ist bei vegetationsbeeinflussten Sedimenten vor allem die dort enthaltene teilzersetzte Holzmasse für hohe Schadstoffgehalte verantwortlich (z.B. Sediment Berlin: 1457 mg Zn/kg, Tabelle 56). Der hohe Zink-Gehalt in den groben, organischen Partikeln zeigt an, dass die organische Fraktion potenziell eine Schadstoffsенke darstellt.

Durch die zwangsläufige Homogenisierung der Probe wird allerdings versuchsbedingt eine Mineralisierung und DOC-Freisetzung ausgelöst, die die potenzielle Schadstoffsенke zur vorübergehenden Schadstoffquelle werden lässt. Diese mineralisationsbedingte Freisetzung ist insbesondere beim Zink zu beobachten. Beim Phosphor ist die Senkenfunktion aufgrund des hohen reaktiven Eisengehaltes erhalten geblieben (Arge Bioplan/IFS (2006)).

Dieser mineralisationsbedingte Effekt konnte bei den Augsburger Versuchen an M 20 D und SR 75 festgestellt werden. Da hier die Mineralisierung der organischen Bodensubstanz mit geringem Zinkgehalt zusammenfiel, wirkte sich dies bei der Variante M 20 D mit vergleichsweise guter Filterleistung kaum auf die Dränablaufgehalte aus (Tabelle 43). Bei SR 75 mit sehr schlechter Filterleistung schlägt der mineralisationsbedingte hohe DOC-Gehalt hingegen auf den Ablauf durch. Ein Teil des straßenbürtigen Zinks wird mineralisationsbedingt nicht zurückgehalten (Tabelle 43). Bei M 20 D zeigte sich der Mineralisationsschub der ersten beiden Betriebsjahre u.a. in einem hohen bodenbürtigen Phosphoraustrag (Tabelle 45) Der Mineralisationsschub beim Berliner Sediment zeigte sich, aufgrund der schon hohen deponierten Zinkmengen, in einem sedimentbürtigen Zinkaustrag. Das Berliner Sediment wurde im Jahr 2003/2004 in Sedimentsäulen analog der Kleinsäulenversuche untersucht. Der Versuch war der gleiche, mit Ausnahme der verwendeten Dimensionen der Säulen. Der Austrag nahm im Laufe der Versuchszeit ab (Arge Bioplan/IFS 2006). Nach einer 2,5-jährigen Lagerungszeit in feuchtem Zustand konnte bei den Kleinsäulenversuchen im Jahr 2006 eine deutliche Senkenfunktion für Zink festgestellt werden (Tabelle 55). Diese ist zwar noch deutlich geringer als beim Augsburger Sediment F 10; der Vergleich zwischen den beiden Säulenversuchen zeigt allerdings, dass die potenzielle Senkenfunktion durch das langsame Nachlassen der versuchsbedingt ausgelösten Mineralisation wiederhergestellt werden kann. Eine abschließende Beurteilung der Schwermetallbindung kann hingegen aufgrund der nicht abgeschlossenen Mineralisierung noch nicht vorgenommen werden.

Im Folgenden soll am Beispiel des Augsburger Sedimentes F 10 eine Abschätzung der Schwermetall-

fixierung von der gelösten in die feste Phase vorgenommen werden.

Aus dem Kleinsäulenversuch kann ersehen werden, dass bei einer gelösten Zinkzulaufkonzentration von umgerechnet 943 mg/kg TM beim Sediment F 10 noch keinerlei Reaktion im Ablauf auftritt (Bild 25). Bezogen auf den Gehalt von 2296 mg Zn/kg bei Versuchsende entspricht dies einer zusätzlichen Bindung an gelöstem Zink von mindestens 42 %. Unterstellt man einen maximalen gelösten Zinkanteil im Zufluss von 30 % (Tabelle 31), so kann der Augsburger Straßenabfluss vollständig über die Sedimentfiltration entfrachtet werden, die Bindekapazität des Filtersubstrates wird nicht benötigt. Auch wenn der gelöste Anteil auf einen extrem hohen Wert (Tabelle 9) von 70 % ansteigen würde, z.B. durch extremen Vegetationseinfluss, müsste die Bindekapazität des Filtersubstrates noch nicht beansprucht werden. Dies zeigt der Vergleich der Zn-Gehalte der T+U-Fraktion. So betrug der ZnT+U-Gehalt des Bankettsedimentes mit noch geringer Sedimentfiltration 657 mg/kg, hingegen lag er beim Lysimeter-sediment F 10 mit höherer Sedimentfiltration schon bei 2544 mg Zn/kg. Das Mehrfache des Ausgangsgehaltes kann zusätzlich aus der gelösten Phase gebunden werden. Die Zinkaufnahme aus der gelösten Phase ist demnach auch deutlich größer als im Kleinsäulenversuch ermittelt.

Der Einfluss der Zinkfixierung bei einem hohen DOC-Gehalt bzw. hohem Vegetationseinfluss kann allerdings noch nicht abschließend beurteilt werden.

4.3 Einflüsse der Substrateigenschaften

4.3.1 Korngrößenverteilung

Die potenziell hohe Bindeleistung von feinen Partikeln bzw. bindigen Böden ist unstrittig, wie u.a. auch die Kleinsäulenversuche (Bild 24) gezeigt haben. Allerdings zielt diese Leistung nicht auf die Sorptionsfähigkeit von gelösten Schadstoffen sondern auf die definitive Entfernung aus der gelösten Phase. Dass hohe Kationensorption für sich genommen kein Leistungsmerkmal eines Filtersubstrates ist, zeigt Tabelle 57. Durch die Erhöhung der Ionenkonzentration (Beschickung 77) trat bei der Lehmsäule mit hoher KAK eine starke Erhöhung des Zinkgehaltes im Dränablauf auf; bei der Sandsäule, die kaum eine messbare KAK besitzt, konnte dies nicht beobachtet werden (Tabelle 57). Die hohe potenzielle Bindekapazität von T+U- und humusreichen Böden ist, wie die Augsburger Versuche gezeigt haben, entbehrlich, insbesondere, wenn in hohem Maße die der Sedimente genutzt werden kann.

Tabelle 57: Einfluss der Änderung des Ionengehaltes im Zulauf auf die Zn-Ablaufkonzentration - nach Lambert/Brunner (2000) -

	Sandsäule	Lehmsäule
Beschickung 69		
Zulauf-Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	31	31
Ablauf-Zn in $\mu\text{g}/\text{l}$	25	28
Beschickung 77		
Zulauf-Lf in $\mu\text{S}/\text{cm}$	655	655
Ablauf-Zn in $\mu\text{g}/\text{l}$	10	418

Zn-Zulaufkonzentration: 2.275 $\mu\text{g}/\text{l}$

Das Verhalten bei der Extremvariante SR 75 der Augsburger Versuche mit hoher potenzieller Bindekapazität, die aber durch die sehr ungleiche Durchströmung konterkariert wird, zeigte sich auch bei anderen Versuchen.

Tabelle 58: Einfluss der Grobporen eines bindigen Bodens im Säulenversuch - nach Lambert/Brunner (2000) -

Tiefe in cm	Säulenmächtigkeit in m ¹⁾	
	0,15	0,30
	Zn-Akkumulation in mg/kg	
0 - 5	566	575
5 - 10	268	371
10 - 15	238	350
15 - 30	170	191
30 - 50	25	81
Ablauf in µg Zn/l	22	28

1) der bindigen Schicht, darunter Rheinsand

In Tabelle 58 sind die Zinkgradienten zum Versuchsende eines 15 cm und eines 30 cm mächtigen bindigen, humosen Oberbodens, der mit dem Augsburgers vergleichbar ist, einander gegenübergestellt. Die Variante mit der geringen Oberbodenmächtigkeit zeigt den steileren Konzentrationsgradienten und die niedrigere Dränablaufkonzentration. Der zwangsläufig bei bindigen Böden auftretende Gröbtporenfluss hat die hohe potenzielle Bindekapazität konterkariert. Nicht nur bei Säulenversuchen, auch bei Freilandfiltern zeigte sich die leistungsmindernde Wirkung der Gröbtporenströmung bindiger Böden. So konnte unter einem 30 cm mächtigen, bindigen Oberboden eine Bleianreicherung festgestellt werden, die auf der Sandvariante ohne Oberboden nicht auftrat (Lambert/Fuchs (2000)). Erst die gleichmäßigere Durchströmung der Sandunterlage führte zur Abtrennung des feinpartikelgebundenen Bleis.

Der Kornaufbau des Filtersubstrates sollte sich nicht primär an der chemischen Bindekapazität, sondern an der gleichmäßigen Durchströmung bzw. mechanischen Filterfunktion orientieren. Neben dem zu hohen T+U-Gehalt der Böden kann auch ein zu hoher Kiesanteil die mechanische Filterleistung herabsetzen. Erkennbar ist dies dann u.a. an der starken Tiefenverteilung der Schadstoffe und/oder auch hohen Sickerwassergehalten in größeren Filtertiefen.

Im Folgenden soll an zwei Straßenbankettböden illustriert werden, dass selbst bei geringer stofflicher Flächenbelastung eine starke Tiefenverlagerung beobachtet werden kann, die ihre Ursachen in einem zu groben Kornaufbau hat.

An Bankettböden konnte Tegethof/Cichos (1994) in 120 cm Tiefe Zinkgehalte im Sickerwasser von durchschnittlich 225 µg Zn/l feststellen. Vergleicht man dies mit den Augsburgers Ergebnissen, so kann dies nur durch eine deutlich schlechtere mechanische Filterleistung der Bankettböden bedingt sein. Die leistungsschwächste Augsburgers Variante SR 75 hatte hingegen nur eine Zinkkonzentration in 75 cm Tiefe von ca. 60 µg Zn/l. Neben dem zu groben Kornaufbau können die höheren Zinkkonzentrationen der Untersuchungen von Tegethof/Cichos (1994) allerdings auch durch eine schlechtere Filtrierbarkeit des dortigen Straßenabflusses und eine unvollständige Sedimentfiltration (Bankettsedimenträumung) beeinflusst sein.

Tabelle 59: Zinkgehalte im Boden und Sickerwasser (Saugkerzenproben < 1 µm) von Autobahnbankettböden - nach Tegethof/Cichos (1994) -

	Körnung	Boden		Sickerwasser	
		Tiefe in cm	Zn in mg/kg	Tiefe in cm	Zn in µg/l
		0 - 5	225		
		5 - 10	120		
		10 - 20	105	20	387
Frostschuttschicht		60 - 80	35	70	218
		100-120	50	120	225

Messzeitraum April - Juli 2001

Mittelwerte aus 4 Autobahnen

Bodengehalte bezogen auf Feinboden (< 2 mm)

Steiner u.a. (2005) fanden bei einem Bankettboden eine deutliche Tiefeneinwanderung des Zinks. Bei PAK trat die maximale Konzentration sogar in 20 - 30 cm Tiefe auf. In dem in 1 m Tiefe beprobten Sickerwasser konnten extreme Schwankungen beim Zink (5 - 800 µg Zn/l) und der AFS (20 - 500 mg AFS/l) beobachtet werden. Dies zeigt, dass die mechanische Filterfunktion des von Steiner u.a. (2005) untersuchten Bankettbodens deutlich geringer war, als die schlechteste Augsburger Variante SR 75.

4.3.2 Organische Substanz

Wie schon in den vorgenannten Beispielen (Lysimeter SR 75, M 20 D und Sediment Berlin) besprochen, besitzt die organische Substanz bei der Schadstoffbindung einen ambivalenten Charakter. Einerseits kann in der partikulären, organischen Fraktion eine Schadstoffbindung festgestellt werden, andererseits kann es durch die Freisetzung von DOC aus dem partikulären Depot auch zu einer Freisetzung von Schadstoffen bzw. zu einer geminderten Fixierung kommen. Vermutlich ist der gefundene Zusammenhang zwischen DOC- und gelöster Zinkkonzentration im Burgdorfer Straßenabfluss (Bild 6) durch die unterschiedliche Freisetzung aus dem Straßenabflusssediment bedingt.

Wird die Freisetzung der organischen Substanz gleichgültig ob straßenabfluss- oder filterbürtig nicht unterbunden, können Leistungseinbrüche bei der Filtration auftreten. Werden sandige Filtersubstrate verwendet, ist die organische Substanz entbehrlich bzw. bei sich einstellender Mineralisierung evtl. auch hydraulisch ein Problem. Lambert/Brunner (2000) konnten bei der Mineralisierung der organischen Substanz eines humosen Sandes starke Abnahmen der hydraulischen Leitfähigkeit im Säulenversuch feststellen.

Bindige Filtersubstrate wie der Augsburger Oberboden (53 % T+U, Humus =11,6 %) sind hingegen zwingend für die Krümelstrukturierung auf die organische Substanz angewiesen. Bei geringeren Humusgehalten wie z.B. den Alsdorfer Filtern mit nur 3 % (Lambert/Fuchs (2000)) treten besonders ausgeprägte Gröbstporenflüsse auf oder das Filter besitzt eine zu geringe hydraulische Leitfähigkeit.

Aus den vorgenannten Ausführungen kann der Schluss gezogen werden, sandige Filtersubstrate ohne organische Substanz zu verwenden. Die organische Substanz aus den Sedimenten des Straßenabflusses ist hingegen zwangsläufig vorhanden. Ihre Rolle soll im Folgenden beleuchtet werden.

Tabelle 60: CSB- und Zinkgehalte bei Säulensäulenversuchen - nach Arge Bioplan/IfS (2006) -

	Säulenbeschickung	
	16	23
CSB in mg/l		
Zulauf	7,4	5,8
Ablauf	25,6	10,4
Zink in µg/l		
Zulauf	348	405
Ablauf	3301	1705

Mittelwerte aus 5 Säulen bzw. 5 Sedimenten:

T+U = 76,5 %, GV = 36,2 %, KAK_{pot} = 46,3 mmol/100 g, Zn = 2216 mg/kg (Ausgangsgehalt)

In Tabelle 60 sind Angaben zum Säulensäulenversuch mit 5 Berliner Straßensedimenten mit hohem Vegetationseinfluss angeführt. Es sind die Mittelwerte aus den 5 Säulenwerten eingetragen. Durch die 5 Sedimente aus 5 verschiedenen Einzugsgebieten ist belegt, dass das ausgewählte Sediment des Kleinsäulensäulenversuches (Säule12, Tabelle 56) mit 49,8 %GV zwar ein Extrembeispiel ist, dass aber das Mittel der 5 Sedimente (mit einem Glühverlust von 36,2 %) ebenfalls eine extrem hohe Zinkfreisetzung ergibt (Tabelle 60). Die beiden angeführten Beschickungen 16 und 23 wurden ohne Zinkaufdotierung vorgenommen und sollen deshalb als Maß für die Zinkfreisetzung herangezogen werden. Die anderen Beschickungen erfolgten mit Aufdotierung. Der Zinkgehalt im Zulauf resultiert aus dem gelösten Zink des verwendeten Dachwassers. Zwischen CSB und Zink im Ablauf ist ein paralleler Verlauf festzustellen, der eine Abnahme der Mineralisierung bzw. DOC-Freisetzung bzw. der Zinkfreisetzung im Laufe der Zeit vermuten lässt (Tabelle 60). Diese Abnahme ist nicht durch den Austrag des mobilen Zinkdepots sondern durch eine Wiederherstellung der Zinkbindefähigkeit hervorgerufen (Tabelle 55).

Tabelle 61: Sickerwasserqualität von Bankettschälgut im Säulensäulenversuch - nach Bode (2005) -

pH	7,2
Lf in µS/cm	1500
DOC in mg/l	38
SO ₄ in mg/l	100
Ca in mg/l	220
Zn in µg/l	3000

Bankettschälgut: Humus 5,6 %
 C/N 19,2 %
 T+U 11,6 %
 CaCO₃ 2,4 %
 Fe 2,0 %
 Zn 860 mg/kg

Bode (2003) konnte bei Säulensäulenversuchen mit Bankettschälgut und deutlich geringeren organische Gehalten (5,6 %) ebenfalls sehr hohe Zinkgehalte im Dränablauf (3000 µg Zn/l) messen (Tabelle 61). Die Beschickung der Säulen erfolgte ausschließlich durch den am Standort gefallen natürlichen Niederschlag. Die gemessenen Ablaufkonzentrationen sind deshalb besonders hoch, wie z.B. an den Calciumwerten von 220 mg/l ersichtlich ist. Die Versuche von Bode (2005) belegen, dass die Effekte der Mineralisation der organischen Substanz nicht nur auf die stark vegetationsbeeinflussten Sedimente beschränkt sind.

Tabelle 62: Stoffgehalte von Bankettschälgut - nach Gallenkemper u.a. (1993)

Fahrzeuge/Tag (DTV)	3500	9000	15000	25000
Zn in mg/kg	187	152	330	402
Zn Eluat in µg/l	105	95	135	260
Fe in %	1,95	1,17	1,99	2,61
Fe Eluat in mg/l	2,01	1,85	1,02	1,71
MKW in mg/kg	210	210	210	260

Die Eluatgehalte (Wasser: Feststoff = 10) in Schüttelversuchen von Gallenkemper (Tabelle 62) liegen gegenüber den Werten von Bode (2005) bei Bankettschälgut deutlich niedriger, was vermutlich durch die 1:10-Verdünnung mitverursacht wird. Es wurden allerdings extrem hohe Eisengehalte im Eluat von Gallenkemper u.a. (1993) gemessen, die vermutlich auf den Schüttelvorgang zurückzuführen sind. Unter ruhenden Filterbedingungen kommen gelöste bzw. den Membranfilter (< 0,45 µm) passierende Eisengehalte von 1 - 2 mg Fe/l nur bei hoher gelöster organischer Belastung vor.

Tabelle 63: Zinkgehalte in und unter trockenfallenden Regenabflusssedimenten von Versickerungsanlagen und Regenrückhaltebecken in Berliner Gartenstadtsiedlungen

	1)	2)	3)	4)
Im Sediment ⁵⁾				
T+U in %	54,6	81,5	64,8	85,6
GV in %	19,5	16,2	11,3	24,2
CaCO ₃ in %	0,00	0,20	4,61	1,20
pH _{CaCl2}	5,1	6,6	7,1	7,0
Zn in mg/kg	606	906	887	2071
10 cm unter Sediment				
T+U in %	7,4	42,6	12,6	38,5
GV in %	0,80	1,98	0,56	1,79
CaCO ₃ in %	0,00	8,07	0,25	0,89
pH _{CaCl2}	5,4	7,6	7,5	7,4
Zn in mg/kg	47,7	62,2	19,7	69,6

1) Versickerungsbecken Pücklerteich, 3. Becken, 10/98, nach Lambert/Brunner (1999)

2) Versickerungsbecken RRB5 Biesdorf, 4/06, nach Arge Bioplan/IfS (2006)

3) RRB Hohensaatenstraße 4/06, nach Arge Bioplan/IfS (2006)

4) RRB Orlopp, 5/06, nach Arge Bioplan/IfS (2006)

5) Sedimentschichten 20 - 50 cm mächtig

Die Bedeutung der organischen Substanz der Sedimente unter Filterbedingungen kann nach den bisherigen Untersuchungen noch nicht eindeutig beurteilt werden. Die in Tabelle 63 aufgelisteten Beispiele deuten aber an, dass die bei Säulenversuchen insbesondere zu Versuchsbeginn gemessene Zink-Freisetzung aus den Sedimenten unter Freilandbedingungen nicht stattfindet. Dies gilt insbesondere unter trockenfallenden Bedingungen. Unter Bedingungen des Sedimenteinstauses kann es nach Grotehusmann (1995), Geiger-Kaiser (2005) und Langbein u.a. (2005) zu einer Zinkfreisetzung aus dem Sediment kommen.

Die in Tabelle 63 aufgelisteten Sedimente mit 11 - 24 % Glühverlust können potenziell Zink freisetzen.

Die Zinkgehalte 10 cm unter der Sedimentschicht weisen allerdings nicht darauf hin. Die Beobachtung an sauren Böden, dass ein Lösungs-transport trotz geringer Bodengehalte stattfindet (Gensior (1995)), könnte nur am Standort 1 zutreffen (Tabelle 63). Bei den Standorten 2 - 4 müsste sich ein Transport durch den Unterboden in einer Gehaltserhöhung bemerkbar machen. Bei Betriebszeiten der Becken von mehr als 30 Jahren, bei denen Sedimentmächtigkeiten von 20 - 50 cm auftreten, dürfte eine ausreichende Sickerwassermenge für eine potenzielle Unterbodenanreicherung gegeben sein.

4.3.3 Eisen

Im Gegensatz zum GV und CaCO_3 unterscheidet sich der Eisengehalt zwischen verschiedenen Straßenabflüssen wenig. Dies dürfte an der konstanten Quelle der Fahrzeugkorrosion liegen. Der GV hängt hingegen von der Zahl an Straßenbäumen ab und das CaCO_3 von der Art der Fahrbahndecke. Eisen kann als straßenbürtiger Marker angesehen werden. Oberflächennahe Bankette haben häufig 2 - 4 % Gesamteisen (Tabelle 27). So unterscheiden sich die Eisengehalte der Feststoffe zwischen Augsburg und Burgdorf nicht (2,5 bzw. 2,6 %), während bei der organischen Substanz deutliche Unterschiede vorhanden sind (Tabelle 11).

So vergleichsweise wenig sich die Eisengehalte zwischen den Einzugsgebieten unterscheiden, so groß ist der Unterschied im Jahresverlauf, wie die Augsburger und in geringem Umfang auch andere Untersuchungen (Arge Bioplan/IfS (2006)) zeigen konnten. In Augsburg beträgt im Winterquartal der Eisengehalt des Straßenabflusses 2,53 mg Fe/l, hingegen im Sommerquartal nur 0,30 mg Fe/l. Dieser große Gehaltsunterschied deutet auf die Quelle des Eisens im Straßenabfluss hin. Es ist davon auszugehen, dass Streusalz als Korrosionsagens wirkt. Die Herkunft des Eisens als Korrosionsprodukt bestimmt dessen Kornverteilung.

Das frisch korrodierte Eisen besteht zu einem großen Teil aus groben Partikeln, die in Sandkorngröße (Fraktion S+G) vorliegen. Dieses Eisen ist sehr leicht sedimentierbar und wurde z.B. als Schwemmfächer im Zulauf einer Absetzstufe gefunden. Der Eisengehalt des zu 97 % aus S+G bestehenden Sedimentes war mit 2,59 % Fe fast 10-fach höher als der nicht mit Eisen angereicherte Sand (Tabelle 26). Dieses grobkörnige Eisen ist zur Hauptsache metallisch, nur wenig Oberfläche ist oxidiert und damit chemisch reaktiv. Im Lauf der Zeit wird dieses grobe und inaktive Eisen fein und reaktiv. Der schon aufoxidierte Teil des Eisens ist schwer sedimentierbar und durch seine Feinpartikelbeschaffenheit als Filtrationsindikator geeignet. Die noch hohen Eisengehalte im Dränablauf der Augsburger Versuchsvarianten von 136 $\mu\text{g Fe/l}$ (ASANDU) bis 411 $\mu\text{g Fe/l}$ (F 10, Tabelle 43) zeigen z.B. die suboptimale Filtrationsleistung an. Gelöstes Eisen bzw. Eisen das den 0,45 μm großen Membranfilter passieren kann, kommt nach unseren Messungen (Arge Bioplan/IfS (2006)) im Straßenabfluss kaum vor.

Im Gegensatz zum Carbonat wird das Eisen bei aeroben Filterbedingungen nicht sukzessive ausge- tragen. Durch Zufuhr und Oxidation wird das reaktive Depot eines Filters mit zunehmendem Betriebs- alter größer.

In Tabelle 64 sind 3 typische Sedimente aus Augsburg aufgeführt. Das Sediment des Betonbanketts hat höhere Eisengehalte als das der Freilandlysimeter, da es noch einen höheren Anteil an metallischem bzw. grobem Eisen enthält. Beim Filtersack hat durch die mechanische Vorstufe hingegen eine Anreicherung des feineren Eisens stattgefunden, was sich an einem höheren Fe₀/Fe_{ges}-Verhältnis von 30,2 % bemerkbar macht. Der Filtersack enthält durch die mechanische Vorreinigung zwar eine hohe reaktive Eisenkonzentration, in dem Freilandlysimeter ist durch das Fehlen der mechanischen Vorreinigung hingegen das gesamte sedimentbürtige Eisendepot größer.

Tabelle 64: Eisengehalte in den Sedimenten der Derchingerstraße

Sediment	T+U ¹⁾ in %	Fe _o in g/kg	Fe _{ges} in g/kg	Fe _o /Fe _{ges} in %
Betonbankett	33,0	3,39	19,3	17,6
Freilandlysimeter	38,3	3,18	16,8	18,9
Filtersack	77,1	6,31	20,9	30,2

1) Bezogen auf < 2,0 mm

Betonbankett, S1

Freilandlysimeter, S3, S4, S9, S10

Filtersack, S9

Die Eisenzufuhr zum Filter (Sedimentbildung) hat eine große Bedeutung für die Fixierung gelöster Schwermetalle, deren genaue separate Quantifizierung nach derzeitigem Kenntnisstand nicht möglich ist. Die im Kleinsäulenversuch erzielten Ergebnisse (Tabelle 55), deuten aber darauf hin, dass dem Eisen eine Schlüsselrolle zukommt.

4.3.4 Carbonat

Das Carbonat in den Feststoffen des Straßenabflusses variiert in Abhängigkeit zu den Gehalten der Fahrbahndecke. Die Augsburger Fahrbahndecke zeigte ein starkes Aufschäumen (HCl-Test). Die sich aus dem Fahrbahnabrieb ergebenden Sedimente haben Gehalte von ca. 32 % CaCO₃, hingegen haben die des Burgdorfer Einzugsgebietes nur 16 % (Tabelle 11).

Die Gehalte in der Fahrbahndecke wiederum sind von dem des mineralischen Kornanteiles abhängig. Südlich der Donau, wo die Gletscher- und Flussablagerungen der Kalkalpen die wesentlichen Sand- und Kiesvorkommen bilden sind die Carbonatgehalte generell hoch. Der Versuchsstandort Augsburg, der zu diesem Gebiet gehört, zeigt deshalb bei allen Probenarten hohe Carbonatgehalte. So enthalten der Filterstand ASANDU ca. 38 %, der örtliche Oberboden ca. 26 % und der örtliche Unterboden der Lechaue ca. 51 % CaCO₃.

Nördlich der Donau können die Carbonatgehalte der Sand- und Kiesvorkommen und damit auch der Fahrbahndecken carbonatfrei sein. Eine Sonderrolle nehmen die Betonfahrbahnen ein, die wiederum sehr hohe Carbonatgehalte in den Sedimenten verursachen können.

In jungen Sedimenten aus Asphaltfahrbahnen konnten in Berlin 1 - 5 % CaCO₃ festgestellt werden. In alten Sedimenten von Versickerungsbecken haben sich tiefe pH_{CaCl2}-Werte von z.B. 5,1 eingestellt. Das Carbonat unterliegt, im Unterschied zum Eisen, einem Lösungsaustrag, der insbesondere bei Sedimenten mit hohen GV-Gehalten zunimmt. Die Depotabnahme bzw. Carbonatlösung kann bei geringer hydraulischer Belastung zu Sekundärkalkausfällung in der unteren Filterschicht führen, wie am Beispiel SR 75 beobachtet (Tabelle 38) und dadurch eventuell negative Auswirkungen auf die hydraulische Leitfähigkeit des Filters haben.

Die CaCO₃-Gehalte der einzelnen Korngrößen (T+U, S+G) sind nicht, wie GV und Fe, systematisch differenziert. In den Augsburger Böden und Sedimenten sind die CaCO₃-Gehalte z.B. zwischen den beiden Hauptkornfraktionen T+U bzw. S+G weitgehend gleich. Bei geringem T+U-Gehalt wie z.B. dem Sandboden der Variante ASANDU, ist auch der für die Schwermetallbindung reaktive Carbonatanteil deutlich geringer. Dies erklärt, neben den anderen Bindungsparametern z.B. Eisen, die geringe SM-Bindung im Kleinsäulenversuch von ASANDU gegenüber dem Sediment F 10 (Tabelle 55). Dem CaCO₃ können zwei Funktionen zugeschrieben werden: Die pH-Stabilisierung und die carbonatische Schwermetallfixierung. Beide Funktionen sollen im Folgenden behandelt werden.

Tabelle 65: Zinkgehalte an der Autobahn Avus - nach Wessolek/Kocher (2003) -

Fahrbahnabstand in m	1		10	
	Bodentiefe in cm			
	0 - 10	100 - 110	0 - 10	100 - 110
pH _{CaCl₂}	6,8	7,1	3,9	4,3
Zink in mg/kg	380	63	91	10
Humus in %	4,33	0,22	11,0	0,07
	Sickerwassertiefe in cm			
	50	150	50	150
pH	8,0	7,4	4,5	4,9
Lf in $\mu\text{S/cm}$	4470	4519	233	576
Zink in $\mu\text{g/l}$	36	142	213	415

Bodenart an allen Probenahmestellen: Mittelsand

Messzeitraum des Sickerwassers: 5/99 - 8/01 (n=22)

Vor der Bodenprobenahme am 07.03.00 fand am 12.10.99 eine Bankettschälung statt

Vor der Bodenprobenahme am 07.03.00 fand am 12.10.99 eine Bankettschälung statt.

Tabelle 66: Zinkgehalte im sauren Sandboden, Grunewald - nach Gensior (1995) -

Bodentiefe in cm	Zn _{ges} in mg/kg	Zn-Bodenlösung in $\mu\text{g/l}$
0 - 5	35,0	--
5 - 10	17,2	--
10 - 20	10,8	--
20 - 30	10,5	--
30 - 40	9,7	--
40 - 50	8,0	1180

Aus den Untersuchungen von Wessolek/Kocher (2003) lässt sich ersehen, dass der pH-Stabilisierung eine Schlüsselrolle bei der Fixierung der Schwermetalle zukommt (Tabelle 65). Das Sickerwasser in 10 m Entfernung zur Fahrbahn hatte aufgrund der dort tiefen pH-Werte deutlich höhere Zinkgehalte als das in 1 m Fahrbahnabstand, wo neutrale pH-Werte vorhanden waren. Trotz der geringen Zink-Gesamtgehalte im sauren Boden traten hohe Sickerwassergehalte auf.

Auffällig ist beim pH-neutralen Bankett (1 m Abstand), dass die Sickerwasserkonzentration in 1,5 m Tiefe mit 142 $\mu\text{g Zn/kg}$ noch sehr hoch ist. Dies ist eventuell auf die fehlende Sedimentfiltration (kein Bankettsediment) oder auf einen zu grobkörnigen Bodenaufbau zurückzuführen.

Der saure Standort (10 m Entfernung) zeigt weiterhin, dass geringe und mit der Tiefe abfallende Zink-Bodengehalte keine Gewähr für geringe Sickerwassergehalte sind. Diese Aussage bestätigen auch Messungen von Gensior (1995), der in der Nähe des Standortes von Wessolek/Kocher (2003) ebenfalls einen sauren, sandigen Waldbodenstandort untersuchte.

Tabelle 67: Vergleich der Zinkgehalte von einem carbonatfreien und carbonathaltigen Filtersubstrat aus Sand - nach Lambert/Fuchs (2005) -

	Säulenbeschickung	
	33	29
Zulauf		
Na in mg/l	1,7	598
Zn in µg/l	2026	2411
Zn-Ablauf in µg/l		
Karsee, 29,9 % CaCO ₃	1,0	3,0
Rhiem, 0,0 % CaCO ₃	3527	4539

Zn-Belastung bei Beschickung 29: 41,9 g Zn/m²
Säulenhöhe: 75 cm

Tabelle 68: Einfluss der Eigenschaften von Sandböden auf den Rückhalt von gelöstem Zink im Säulenversuch - nach Lambert/Fuchs (2005) -

Säule	Ablauf in µg Zn/l ¹⁾
Gesamtbelastung 75,5 g Zn/m ²	
1 Quarzsand	1226
2 Rheinsand 0,90 % CaCO ₃	549
3 Rheinsand 1,63 % CaCO ₃	212
4 Rheinsand 2,29 % CaCO ₃	187
5 Rheinsand 9,0 % CaCO ₃	6
Gesamtbelastung 183,8 Zn/m ²	
6 Rheinsand 5,7 % CaCO ₃	139

1) Ablaufkonzentration der letzten Beschickung
Säulenhöhe: 75 cm

Die bisher durchgeführten Säulenversuche bestätigen, dass dem Carbonat eine Schwermetallbindung zuzuschreiben ist. So haben carbonatfreie Filtersande, die z.B. keine relevanten Mengen an reaktivem Eisen enthalten, eine sehr geringe Schwermetallbindekapazität. So traten bei einer umgerechneten Zn-Gesamtzufuhr von 37 mg Zn/kg bereits deutliche Zinkausträge auf, die durch Salzzufuhr noch gesteigert werden konnten. Hingegen war bei einem carbonathaltigen Sand, der mit 29,9 % den Augsburger Gehalten vergleichbar ist, eine sehr hohe Bindung erkennbar, die nicht relevant durch die Salzzufuhr verändert wurde (Tabelle 67).

Aus dem Versuch lässt sich ableiten, dass mindestens die Zufuhr von 37 mg Zn/kg im Augsburger Sediment durch das Carbonat gebunden wird. Dieser Wert kann als untere Grenze angesehen werden. Rechnet man die Ergebnisse von Tabelle 68, Säule 6 auf Augsburger Carbonatgehalte von 32 % um, so ergibt sich hieraus ein oberer Wert von 917 mg Zn/kg:

$$183,8 \text{ g Zn/m}^2 : 1125 \text{ kg TM/m}^2 = 163,4 \text{ mg Zn/kg}$$

$$(163,4 \text{ mg Zn/kg} : 5,7) \times 32 = 917 \text{ mg Zn/kg}$$

Aus Säule 5 lässt sich hingegen, bezogen auf den Augsburger Carbonatgehalt von 32 %, eine maximale Akkumulation von 238 mg Zn/kg errechnen. Dieser Wert dürfte als sicher einhaltbar gelten. Das Carbonat hätte unter den Augsburger Bedingungen (32 % CaCO_3) einen relevanten Einfluss auf die Schwermetallbindung. Sie liegt im Augsburger Sediment vermutlich höher als die angeführten 238 mg Zn/kg, da durch den höheren T+U-Gehalt im Sediment auch der reaktive Carbonatanteil höher ist als bei den T+U-armen Sanden der Tabelle 68.

Aufgrund des zwangsläufig stattfindenden Austrages an Carbonat (der beim Eisen nur bei betriebswidriger Verockerung auftritt), sollten für eine Abschätzung der Schwermetallbindung durch das Carbonat eher geringere Werte angesetzt werden.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Anforderungen an das Filtersubstrat

Korngrößenverteilung

Die primäre Aufgabe des Filtersubstrates von Straßenabflüssen besteht in der mechanischen Abtrennung der Feinpartikel (T+U). Diese Aufgabe erfüllt sandiges Substrat besser als bindiges. Es wird deshalb vorgeschlagen, generell sandiges Filtersubstrat zu verwenden, wobei der Feinkiesanteil nicht größer als 10 %, besser weniger, betragen sollte.

Humus

Da sandiges Filtersubstrat vorgeschlagen wird, ist die organische Substanz aus hydraulischer Sicht, im Gegensatz zu bindigem, entbehrlich, in Einzelfällen sogar schädlich. Bei der vorgeschlagenen Verwendung von handelsüblichen Sanden 0/2 ist der GV-Gehalt < 0,5 %. Bei solchen Sanden ist im Gegensatz zu humosen Substraten nicht mit einer Mineralisierung zu rechnen, die die Tiefenverlagerung oder sogar den Austrag von Schadstoffen bewirken kann.

Eisen

Der Eisengehalt des Filtersubstrates muss nicht künstlich z.B. durch Zumischen von technischen Eisenhydroxiden erhöht werden, da nach bisherigen Erkenntnissen, die sich auf dem Filtersubstrat ausbildende, feinputikuläre Sedimentschicht die Kapazität besitzt, die gelösten Schwermetalle zu binden.

Carbonat

Das Filtersubstrat sollte aus Gründen der sicheren pH-Pufferung einen Mindestgehalt von 5 % CaCO_3 besitzen. Sind die Carbonatgehalte der natürlichen Sande geringer als 5 % sollten sie durch Zumischung von Carbonatbrechsand 0/2 auf 10 - 20 % Carbonat erhöht werden.

5.2 Filtergröße

Bei den Freilandfiltern ist unter den Augsburger Bedingungen eine Filterfläche von 3 % A_F/A_U (s. Tabelle 4) ausreichend, um eine hohe hydraulische Durchlässigkeit des potenziell hydraulischen Nadelohrs, wie es das Sediment darstellt zu erreichen. Größere Flächen würden kaum oder nicht genutzt und können eventuell zu hydraulischen Problemen (Sekundärkalkbildung im Unterboden) führen.

Die Filtermächtigkeit sollte 30 cm betragen, damit bei sandigem Filtersubstrat eine kurzschlüssige Durchströmung unterbunden wird.

5.3 Standzeit der Filtration

Unter der Bedingung weitgehender Sedimentfiltration und Augsburger Sedimenteigenschaften (Gesamtprobe: ~ 45 % T+U, ~ 10 % GV, ~ 2 % Fe, ~ 30 % CaCO_3) ist keine betriebsdauerabhängige Änderung der Filterwirkung zu erwarten. Bei starkem Vegetationseinfluss (Baumallee) und fehlendem Carbonat in der Fahrbahndecke ist eine durch Dränablaufmessungen abgesicherte Beurteilung derzeit nicht möglich.

Wird gedanklich eine ausschließliche Filtration über das Filtersubstrat angenommen, was z.B. eine sehr große mechanische Vorstufe voraussetzen würde, errechnet sich unter den folgenden Augsburger Bedingungen beim Oberboden eine theoretische Standzeit von 335 Jahren und beim Filtersand ASANDU eine solche von 10 Jahren.

Randbedingungen:

Filterfläche:	0,50 m ² bzw. 3 % von Au
Filtermächtigkeit:	0,30 m bzw. 1125 kg TM/m ²
Zn-Belastung:	5,61 Zn _{ges} /a bzw. 1,68 g Zn _{gel} /a 3,36 g Zn _{gel} /m ² · a bzw. 2,98 mg Zn _{gel} /kg · a
Zn-Bindfähigkeit:	Oberboden 1000 mg/kg Filtersand 30 mg/kg

5.4 Übertragbarkeit

Die angeführten Schlussfolgerungen beziehen sich ausschließlich auf Straßenabflüsse. Für feststoffarme Dachabflüsse treffen die getroffenen Aussagen nicht zu. Die Straßenabflüsse können nach bisherigem Kenntnisstand vor allem bezogen auf die Gehalte an organischer Substanz (Vegetationseinfluss) und Carbonat (Fahrbahndecke) voneinander abweichen. Da die Sedimentfiltration als zwangsläufige und leistungsbestimmende Randbedingung angenommen wird, können insbesondere die beiden genannten Sedimenteigenschaften das Leistungsvermögen der Filtration beeinflussen. Der Umfang dieser Größen auf das Leistungsvermögen der Filtration ist nur unzureichend bekannt. Es wird bisher davon ausgegangen, dass auch bei hohem GV und geringem CaCO₃ im Sediment keine weiteren Kriterien wie optimale Feinpartikelabtrennung (sandiger Kornaufbau) und pH-Stabilisierung (Mindestgehalt 5 % CaCO₃) für das Filtersubstrat gelten müssen. Insbesondere mit hohem GV und geringem CaCO₃ im Sediment sollten noch weitere Erkenntnisse erworben werden.

6 Zusammenfassung

Nach 9-jährigem Betrieb der Versuchsanlage Augsburg zur Versickerung von Straßenabflüssen wurden die Wasserdurchlässigkeit der Filter, die abgelagerten Sedimente aus dem Straßenabfluss und die Filtersubstrate untersucht. Folgende Ergebnisse wurden hierbei erzielt.

6.1 Eigenschaften der Augsburger Straßenabflüsse

Das in den Winter- und Frühjahrsquartalen aufgebrauchte Streusalz spielt offensichtlich eine katalytische Rolle bei der Frachtentstehung, insbesondere bei Feststoffen, Eisen und Zink. Die Konzentrationschwankungen zwischen den Quartalsexremen Winter und Sommer lagen bei

- Natrium im Streusalz zwischen 1.285 und 2,5 mg/l (Faktor 514),
- abfiltrierbaren Stoffen zwischen 378 und 57 mg/l (Faktor 6,6),
- Eisen zwischen 2,55 und 0,59 mg/l (Faktor 4,3) und bei
- Zink zwischen 616 und 218 µg/l (Faktor 2,8).

Die Kombination von hoher Salz- und Partikel fracht hat bei den Freilandlysometern nicht zu einer relevanten Minderung der Wasserdurchlässigkeit des Sedimentes geführt. Der Grund ist wohl in der guten Strukturierung des abgelagerten Sediments bei immer wieder trocken fallenden Filtern zu suchen. Beim Filtersack hingegen ist es wegen fehlender Sedimentstrukturierung zu einer Minderung der Wasserdurchlässigkeit und dadurch zu zeitweiligem Überlauf gekommen, wie an Sedimentspuren außerhalb des Filtersackes erkennbar war.

Im Gegensatz zu Dachabflüssen weisen die Augsburger Straßenabflüsse eine hohe Gesamtfeststofffracht auf. Die Sedimentmengen von Ton und Schluff betragen insgesamt ca. 5000 kg pro Hektar und Jahr, davon die Feinpartikel fracht ca. 1600 kg pro Hektar und Jahr. Dies ist etwa das Vierfache der Fracht, die von Abflüssen aus Trenngebieten bekannt ist. Die hohe Feststofffracht führte zu optimalen Voraussetzungen für die Filterwirkung bei den Augsburger Straßenabflüssen, wie ein Vergleich mit folgenden Untersuchungen an Filtersäcken zeigt (siehe auch Kap. 6.5):

- Filtersäcke in Augsburg mit hoher,
- in Burgdorf mit verminderter und
- in München (bei Dachwasser) mit extrem geringer Filterwirkung.

In Burgdorf gab es mehr Vegetationseinflüsse als in Augsburg. Außerdem hielt eine Sedimentationsvorstufe einen Teil der Feststoffe vom Filtersack zurück. Vermutlich kam es durch diese beiden Randbedingungen zu einer DOC-Freisetzung und zu dem gemessenen Leistungsabfall beim Filtersack. Dies tritt bei Filtern mit größerer Sediment- und Filterschichtdicke vermutlich nicht auf.

Fazit: die Fixierung von gelösten Schadstoffen an Partikel ist nachweisbar. In Augsburg wurde anhand der Filtersackuntersuchung der gelöste Anteil an Zink auf maximal 30 % geschätzt. Mit zunehmender Kontaktzeit der Straßenabflüsse mit Feststoffen finden sich steigende Zinkgehalte in der Ton/Schluff-Fraktion. Dies zeigt der Vergleich der Zinkgehalte der Ton- und Schluffsedimente auf dem Bankett (657 mg/kg), auf der Sickerfläche F 10 (2544 mg/kg) und in der Filtersackwand (3314 mg/kg).

6.2 Mineralisierung und DOC-Freisetzung von organischer Substanz

Im Schotterrasenfeld SR 75 mit bindigem, humosem Oberboden und in der Sickermulde M 20 D mit 20 cm sandigem, humosem Oberboden konnte die DOC-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz sowohl im Dränablauf als auch in tieferen Schichten des Filters nachgewiesen werden. Bei SR 75 ist diese Freisetzung nachhaltig, bei M 20 D abklingend, was vermutlich auf den unterschiedlichen Kornaufbau des bindigen bzw. sandigen Oberbodens zurückzuführen ist. Die DOC-Freisetzung im Schotterrasenfeld SR 75 führte zu einer Erhöhung des Zinkgehaltes im Dränablauf. Dies war bei der Sickermulde M 20 D aufgrund des sandigen Filtersubstrates nicht der Fall. In beiden Lysimetern zeigte sich im Filterprofil eine Tiefenverlagerung von Schadstoffen bzw. Feinpartikeln aus dem Straßenabfluss.

Aufgrund des geringen Vegetationseinflusses in Augsburg konnte keine DOC-Freisetzung aus dem Sediment des Straßenabflusses festgestellt werden, selbst nicht beim Filtersack AGEOU mit den langen Einstauzeiten. Die längeren Einstauzeiten des Filtersackes wirkten sich allerdings in einer starken Abnahme der MKW-Mineralisierung aus.

Fazit: die Beispiele zeigen, dass die mit humosem Filtersubstrat eingebrachte organische Substanz zu einer Leistungsminderung des Filters führen kann. Um die DOC-Freisetzung mit möglichen negativen Folgen für die Filtrationsleistung zu verhindern und die weitgehende Mineralisierung der MKW zu ermöglichen, ist die Verwendung von humusfreien Filtersubstraten anzuraten und ein schnelles Trockenfallen der Sedimente Voraussetzung.

6.3 Mechanische Filtrationsleistung

An der Augsburger Anlage wurde nach neun Jahren Betriebszeit durch Tracerversuche die Wasserdurchlässigkeit der Bodenfilter untersucht. Schnelle Tracerdurchgänge deuten auf eine kurzschlüssige Durchströmung der Lysimeter hin, die eine unvollständige mechanische Filtration bewirken. Dies führte zu hohen Eisengehalten im Dränablauf. Primärer Grund für diese unvollständige mechanische Filtration dürfte der zu Rissbildung neigende bindige oder grobe Kornaufbau sein.

Der Sandfilter ASANDU zeigte die beste Filtrationsleistung, die im Laufe der Betriebszeit aufgrund des Feinpartikeleintrages noch zunahm. Daraus kann geschlossen werden, dass der Kornaufbau 0/2 mm anstelle von 0/4 mm noch optimaler für den Schadstoffrückhalt gewesen wäre, allerdings auf Kosten einer schlechteren Wasserdurchlässigkeit und damit einer größeren erforderlichen Filterfläche.

Beim Filtergraben G 30 S mit 30 cm bindigem Oberboden, der eine große Zahl an Mäuselöchern aufwies, war im Laufe der Betriebszeit eine leichte Abnahme der Filtrationsleistung festzustellen, die vermutlich durch die Mäusegänge verursacht wurde. Bei der sandigen Sickermulde M 20 D, die ebenfalls eine hohe Mäusebesiedlung aufwies, konnte hingegen keine abnehmende Tendenz festgestellt werden, was vermutlich auf die geringere Haltbarkeit der Mäusegänge im sandigen Substrat zurückzuführen ist.

Bei der Flächenversickerung F 10 konnte eine Zunahme der Filtrationsleistung im Laufe der Betriebszeit festgestellt werden. Es bildete sich ein sehr mächtiges Sedimentpolster, durch das der größte Anteil des Straßenabflusses versickerte. Hierauf kann die Zunahme des Wirkungsgrades zurückgeführt werden (siehe Kap. 6.5).

Fazit: aufgrund der hohen Gebundenheit von Schadstoffen an Feinpartikel im Straßenabfluss kommt der effektiven mechanischen Filtration eine zentrale Rolle bei der Reinigung des Straßenabflusses zu.

6.4 Sandiges Filtersubstrat

Beim Sandfilter ASANDU trat die geringste Wasserdurchlässigkeit auf, erkennbar am schnell erreichten Überstau und an aufsteigenden Luftblasen beim manuellen Füllen mit Wasser. Hingegen war die Wasserdurchlässigkeit beim Schotterrasenfeld SR 75 sehr hoch, erkennbar an dem im Versuch nicht erreichbaren Überstau. Der längere Aufenthalt des Straßenabflusses im Sandfilter führte zu einer oberflächennahen, hohen Schadstoffbindung im Sediment, hingegen im bindigen Oberboden des Schotterrasenfeldes zu einer geringen Schadstoffbindung im Sediment und zu einer stark verteilten Schadstoffanreicherung in der Filtertiefe. Hätte das Schotterrasenfeld SR 75 mit sehr hoher Wasserdurchlässigkeit des Sedimentes statt des zur Rissbildung neigenden bindigen Oberbodens ein sandiges Filtersubstrat mit geringer Wasserdurchlässigkeit besessen, hätte aufgrund der dadurch bedingten langsameren Durchströmung des Sedimentes eine höhere Schwermetallbindung im Sediment stattfinden können.

Fazit: ein effektiver Schadstoffrückhalt im abgelagerten Sediment auf schnell trockenfallenden Freilandfiltern ist auf eine hydraulische Drosselung und Vergleichmäßigung durch ein sandiges Filtersubstrat angewiesen.

6.5 Sedimentfiltration

Aufgrund der hohen Wasserdurchlässigkeit der Freilandlysimeter infiltrierte ein Großteil des Straßenabflusses auf einem nur wenige Dezimeter breiten Streifen unmittelbar am Straßenrand. Hier lagerte sich auch der Großteil der Feststoffe als Sediment ab. Die Schichtdicke des abgelagerten Sediments wirkt sich maßgebend auf den Schadstoffrückhalt aus. Dies konnte durch einen Vergleich von Bodenproben aus den Filtersubstraten unter den Sedimenten belegt werden. Bei der Flächenversickerung in den Feldern SR 75 und F 10 lag der Zinkgehalt unterhalb einer Sedimentmächtigkeit von 10 cm im Durchschnitt bei 261 mg/kg, bei den Mulden- und Grabenversickerungen M 20, G 30 S und G 30 lag er unterhalb einer Sedimentmächtigkeit von 2 cm im Durchschnitt bei 584 mg/kg.

Beim Filtersack wies das durchströmte Wandsediment gegenüber dem nicht durchströmten Bodensediment einen um 52% höheren Zinkgehalt in der Ton/Schluff-Fraktion auf. Er betrug hier 1140 mg/kg. Diese Akkumulation belegt die erhebliche Festlegung von gelöstem Zink im Sediment.

Nach den Erkenntnissen aus den Augsburger Untersuchungen spielen die Feststoffe im Straßenabfluss die zentrale Rolle für einen hohen Wirkungsgrad beim Schadstoffrückhalt. Die Entfernung von feinputikulären Feststoffen, zum Beispiel durch große, der Filteranlage vor geschaltete Absetzstufen, verursacht eine enorme Minderung des Stoffrückhalts. Fehlen die Sedimente auf dem Filter, sind hierdurch die Voraussetzungen für die sehr leistungsfähige Sedimentfiltration nicht mehr gegeben. Trotz der in Augsburg festgestellten geringen Glühverluste ($GV_{\text{ges}} \sim 10\%$) und hohen Carbonatgehalte ($\sim 30\%$) der Feststoffe dürfte diese Aussage für alle Filteranlagen von Straßenabflüssen zutreffen.

Fazit: bei der Versickerung des Straßenabflusses durch sein eigenes Sediment (Sedimentfiltration) können neben dem mechanischen Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe auch die noch nicht partikulär gebundenen, gelösten Schadstoffe durch das Sediment gebunden werden. Aus den Untersuchungen wird ersichtlich, dass der erforderliche Schadstoffrückhalt aus dem Straßenabfluss ausschließlich durch Sedimentfiltration erreicht werden kann.

7 Literatur

- Arge Bioplan/IfS (2006): Untersuchungsvorhaben RBF Biesdorf Phase 1 + 2. Abschlussbericht. Auftraggeber: Berliner Wasserbetriebe
- Arge Bioplan/IfS (2006, b): Untersuchungen an dem RBF Dürwiß, unveröffentlichter Bericht Auftraggeber: Wasserverband Eifel-Rur, Düren
- Athanasiadis, K.u.a. (2004): Elimination of Zinc from Roof runoff through Geotextile and Chinoptilolite Filters Acta hydrochim., H. 6, 419 - 428
- Bayer. Landesamt für Umwelt (2008): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996- Oktober 2005.
http://www.bestellen.bayern.de/shoplinc/lfu_was_00027.htm
- Blume, H.P. und Hellriegel, T. (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden, Z. Pflanzenernährung Bodenkunde, 144, 181 - 196
- Bode, R. (2005): Auslaugung anorganischer Schadstoffe aus Abfall- und Altlastenmaterial, Diss. Univ. Göttingen
- Chinnow, D. (1975): Bodenveränderungen durch Carbonate und Streusalze im Westberliner Stadtgebiet, Mitt. Dtsch. Bodenk.Gesell., 22, 355 - 358
- Christ, A. (2004): Zum Transport von partikelgebundenen Schadstoffen, Diss. Univ. Mainz
- Durth-Sachs, I. (1999): Entwicklung eines Entsorgungskonzeptes für Bankettschälgut von Straßen, Diss. TU Darmstadt
- Dusny, H. und Striebel, T. (1993): Transport und Rückhaltungsmöglichkeiten von Schwermetallen bei Regenabfluss, WAP 6/93, 380 - 385
- Fehr, K. (1990): Die Retentionsfilteranlage mit Versickerung für Straßenabwasser in Rafz, VSA-Verbandsbericht Nr. 424
- Fitschen, T. (2000): Straßenabwasser-Reinigung mit der Pilotanlage Halenreie. Abschlussbericht Hamburg
- Gallenkemper, B., u.a. (1993): Schadstoffgehalte von Bankettschäl- und Kehrgut. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 664
- Geiger-Kaiser, M. (2005): Reinigung von Straßenabwasser, Reihe Gewässerschutz Bd. 11, Land Salzburg
- Gensior, A. (1995): Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde, Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 17, TU Berlin
- Golwer, A. und Schneider, W. (1973): Belastung des Bodens und des unterirdischen Wassers durch Straßenverkehr. gwf-wasser/abwasser, 114, H. 4, 154 - 165
- Golwer, A. und Schneider, W. (1982): Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen im Gebiet von Straßen gwf, 123, H. 7, 329 - 342
- Golwer, A. und Schneider, W. (1983): Untersuchungen über die Belastung des Wassers im Gebiet

von Straßen Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 391

Golwer, A. und Zereini, F. (1998): Einflüsse des Straßenverkehrs auf rezente Sedimente. Geol. Jb. Hessen, 126, 47 - 70

Grotehusmann, D. (1995): Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes. Schriftenreihe Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 12, Univ. Hannover

Grotehusmann, D. und Kasting, K. (2002): Naturnahe Behandlung der Regenabflüsse stark verschmutzter Verkehrsflächen. Abschlussbericht, unveröffentlicht IfS, Hannover

Grotehusmann, D., u.a. (2006): Optimierung von Absetzbecken, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 944

Hartge, K.-H. und Horn, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik 2. Auflage, Enke Verlag

Heinzmann, B. (1993): Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen, Fortschrittsberichte VDI, Reihe 15, Nr. 113, VDI-Verlag

Hilliges, R. u.a. (2006): Angepasste Lösungen zur dezentralen Behandlung von Metalldach- und Straßenabläufen, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 57, 15-32

Jäger, P. und Cordt, G (1988): Zum Problem der Straßentunnelwaschwässer. Österreichische Wasserwirtschaft, Jg. 40, H. 4, 74 - 80

Krauth, Kh. und Klein, H. (1982): Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 363

Krauth, Kh. und Stotz, G. (1994): Qualitativer und quantitativer Einfluss von Absetzanlagen auf den Betrieb von Versickerungsstrecken, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 672

Lambert B. und Fuchs, S. (2005): Säulenversuche zur Schwermetallbindung meliorierter Sande, unveröffentlicher Bericht, Auftraggeber: Berliner Wasserbetriebe

Lambert, B. (1997): Infiltrationsmessungen von RBF-Anlagen, unveröffentlicher Bericht, Auftraggeber UVM Stuttgart

Lambert, B. und Brunner, P. (2000): Säulenversuche zur Schwermetallbindung von Böden, unveröffentlicher Bericht, Auftraggeber: LfU Baden-Württemberg

Lambert, B. und Fuchs, S (2001): Bodenkundliche Begleituntersuchungen an Retentionsbodenfiltern in Baden-Württemberg, unveröffentlicher Abschlussbericht, Auftraggeber: UVM Stuttgart

Lambert, B. und Fuchs, S. (2000): Bodenkundliche Untersuchungen Kapitel 5 in Bodenfilteranlagen in Nordrhein-Westfalen, Stand der Technik, Auftraggeber: MUNLV, Düsseldorf

Lambert, B. und Fuchs, S. (2002): Überstautracerversuche an Sandsäulen, unveröffentlichte Ergebnisse

Lambert, B. und Fuchs, S. (2003): Voruntersuchungen zum RBF Monheim, unveröffentlicher Schlussbericht, Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Lambert, B. und Fuchs, S. (2005): RBF-Filtersubstratstudie Baden-Württemberg. Unveröffentlichte Säulenversuchsergebnisse. Auftraggeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg

- Langbein, S. u.a. (2005): Schadstoffe im Straßenabwasser, Forschungsbericht, EAWAG, Dündorf
- Lange, G. u.a. (2003): Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich der Bundesfernstraßen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 861
- Lee, P.-K. and Touray, J.-C. (1998): Characteristics of a polluted artificial soil. Wat. Res., Vol 32, No. 11, 3425 – 3435
- Moritz, K. und Wirtz (2005): Methodenvergleich zur Beurteilung der Gehalte an MKW im Aufwuchs an Bundesautobahnen, Berichte der Bust, Heft V122, 63-80
- Nadler, A. und Meißner, E. (1999): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, 1. Zwischenbericht, LfW, München
- Nadler, A. und Meißner, E. (2004): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, 3. Zwischenbericht. LfW, München
- Ott, C. und Jager, J. (2005): Aufbereitung von Straßenkehricht von Außerortsstraßen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 911
- Rutz, F (2007): Straßenabwasser-Behandlungsanlagen. gwa, 2/2007, 123 - 131
- Rutz, F. (1999): Biologische Straßenabwasserreinigung gwa, Heft 4/99, 304 - 312
- Schlichting, E. u.a. (1995): Bodenkundliches Praktikum Pareys Studentexte 81
- Steiner, M. u.a. (2005): Bankette bestehender Straßen, Forschungsbericht, EAWAG, Dündorf
- Striebel, T. (1994): Konzentrationen in Regenabflüssen städtischer Straßen, Diss. Univ. Bayreuth
- Tegge, K.-T. und Heinrich, D. (2006): Straßenabwasseruntersuchungen zur Reinigungsleistung eines Retentionsbodenfilters, Straße + Autobahn, H. 7, 421 - 427
- Tiemann, K.H. (1972): Die Auswirkungen des Straßenverkehrs auf Boden, Pflanze und Wasser, Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 13, 90 - 108
- VdLUFA (1995): Methodenbuch Bd. 1 Boden des Verbandes der landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten
- Wessolek, G. und Kocher, B. (2003): Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 864
- Zanzinger, H. (1999): Untersuchungen des Filtersackes im Betriebshof der Spedition Häring in Straubing, veröffentlichtes Gutachten, LGA Nürnberg, Auftraggeber: Fa. Paul Schreck, Kreuzwertheim

8 Anhang

Tab. A1: Sedimente

Labor-Nr.	Probenbezeichnung	TS [%FS]	Korngrößenverteilung [mm]							Glüh- verlust Ø [%]	Nges [%]	CaCO ₃ Ø [%]	pH _{CaCl2}
			[mm]										
			<0,063 T+U	0,06-0,20 fS	0,20-0,63 mS	0,63-2,0 gS	2,0-6,3 fG	>6,3 mG	>10,0				
S 1	Sedimentproben, 16.11.2005 Bankettsediment, Originalprobe Bankettsediment, >0,06mm Bankettsediment, < 2mm, Analysenprobe Bankettsediment, > 2mm	86,1	24,9	14,7	20,8	11,8	17,7	4,9	5,3	3,05 7,30	0,20	32,5 28,2	6,9
S 2	SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm	77,2	30,3	19,3	29,7	11,7	3,8	1,7	3,6	2,98 8,35	0,21	24,8 27,8	6,9
S 3	M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm	82,1	31,6	25,7	27,7	13,9	1,0	0,1	0,0	2,65 7,42	0,18	30,2 28,3	7,1
S 4	M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm	78,7	37,7	27,3	22,5	9,6	2,1	0,3	0,4	2,91 8,78	0,23	26,8 29,2	7,2
S 5	M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe	78,3	31,4	25,6	30,5	12,5	0,0	0,0	0,0	3,01 7,53	0,19	25,9 29,3	7,1
S 6	G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe	80,8	30,1	24,6	30,8	14,4	0,0	0,0	0,0	3,02 7,30	0,18	26,8 28,9	7,1
S 7	M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm	81,0	25,6	15,5	39,9	17,1	0,8	0,6	0,6	2,52 7,30	0,16	16,8 17,3	6,9
S 8	AGeoU/4M, Originalprobe AGeoU/4M, >0,06mm AGeoU/4M, < 2mm, Analysenprobe	50,1	77,1	8,8	10,7	3,3	0,0	0,0	0,0	5,83 12,9	0,27	23,2 31,7	7,1
S 9	F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm	80,0	36,0	21,0	28,2	14,3	0,3	0,2	0,0	4,12 8,62	0,22	26,7 28,2	7,0
S 10	F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm	76,3	45,6	19,1	23,1	10,3	0,8	0,8	0,4	4,12 10,1	0,26	25,2 28,0	7,2
S 11	G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm	79,4	29,1	21,9	24,1	13,4	7,1	4,4	0,0	3,10 8,56	0,22	29,2 27,6	6,9
S 13	Filtersackwaschwassersediment Boden Boden, >0,06mm	38,0	75,6		24,4					16,1 3,24		23,1	
S 14	Wand Wand, >0,06mm	38,2	84,6		15,4					19,1 3,98		20,4	
S 15	Sedimentproben, 13.03.2007 Feld 1, Bankett+Rinne	73,5	25,2	18,5	31,0	16,9	8,4			4,38 2,24			
S 16	Feld 3-8, Bankett Feld 3-8, Bankett, >0,06mm	99,3	15,6	20,9	30,4	13,6	19,5			2,13 2,70			
S 17	Feld 12, Bankett, Abfluhhindernis Feld 12, Bankett, Abfluhhindernis, >0,06mm	95,2	31,9	18,4	24,9	13,9	10,9			4,18 3,08			

Labor-Nr.	Probenbezeichnung	Königswasserlösliche Gehalte										KAK mval/100g	Fe ₀ oxalatfösilich [mg/g]	P ₀ [mg/g]				
		[mg/g]																
		Fe	Al	P	S	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cd				Pb	Cr	Ni	
S 1	Sedimentproben, 16.11.2005 Bankettsediment, Originalprobe Bankettsediment, >0,06mm Bankettsediment, < 2mm, Analysenprobe Bankettsediment, > 2mm	17,6	3,22	0,24	0,37	109	24,2	0,60	0,18	314	0,16	192	32,3	58,4	27,9	16,9	3,39	0,27
S 2	SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe SR 75/1M, Links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm	16,6	8,75	0,51	0,77	109	29,4	1,62	0,23	427	0,38	150	52,8	40,4	21,4	17,2	2,59	0,22
S 3	M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe															12,9	2,75	0,18
S 4	M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe M20/2M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm															17,6	2,31	0,21
S 5	M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20/2K, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe															13,5	2,96	0,19
S 6	G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm G30S/3M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe															13,0	2,62	0,19
S 7	M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe M20D/3D, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm															10,7	2,90	0,22
S 8	AGeoU/4M, Originalprobe AGeoU/4M, >0,06mm AGeoU/4M, < 2mm, Analysenprobe															17,0	6,31	0,48
S 9	F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm F10/5M, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe															15,0	3,63	0,23
S 10	F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe F10/5M, rechts, Sedimentkeil zulaufnah, > 2mm															17,8	4,04	0,26
S 11	G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, Originalprobe G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, >0,06mm G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, < 2mm, Analysenprobe G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm G30/6K, links, Sedimentkeil zulaufnah, > 5mm															14,5	2,95	0,20
S 13	Filtersackwaschwassersediment Boden Boden, >0,06mm	28,8	16,8	1,16	1,49	72,0	34,3	2,76	0,24	1805	0,71	271	95,3	79,1	46,1			
S 14	Wand Wand, >0,06mm	11,9	2,55	0,21	0,29	70,5	22,3	0,42	0,17	174	0,14	66,6	17,3	372	233			
S 15	Sedimentproben, 13.03.2007 Feld 1, Bankett+Rinne	32,2	19,8	1,22	1,87	64,2	32,8	3,26	0,28	2846	0,99	344	108	95,0	52,9			
S 16	Feld 3-8, Bankett Feld 3-8, Bankett, >0,06mm	12,0	3,04	0,24	0,34	65,4	22,9	0,46	0,15	274	0,21	97,5	19,7	135	74,8			
S 17	Feld 12, Bankett, Abfluhhindernis Feld 12, Bankett, Abfluhhindernis, >0,06mm																	

Tab. A2: Sedimentverteilung im Filtersack AGEOU

Wandhöhe [cm]	Sedimentmasse in Filtersackwand [g]
85	89,3
80	89,3
75	89,3
70	74,5
65	74,5
60	70,0
55	70,0
50	76,7
45	75,6
40	72,6
35	103
30	159
25	168
20	182
15	176
10	189
5	244
Wandsediment	2003
Sedimentauflage	2849
Bodensediment	260
Summe	5112

Tab. A3: Böden

Labor-Nr.	Probenbezeichnung	TS [%FS]	Korngrößenverteilung [mm]					Glühverlust [%]	CaCO ₃ [%]
			<0,063 T+U	0,06-0,20 fS	0,20-0,63 mS [%]	0,63-2,0 gS	2,0-6,3 fG		
	Bodenproben, 16.11.2005								
B 1	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 0-5cm	75,3	48,3	15,2	22,6	13,9	0,0	9,88	28,5
B 2	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 5-10cm	77,4	41,8	18,0	24,9	15,3	0,0	9,30	28,6
B 3	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 10-20cm	75,3	56,8	12,3	17,1	13,8	0,0	11,2	31,5
B 4	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 20-30cm	72,8	67,0	8,5	11,3	13,1	0,1	13,6	36,3
B 5	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 30-60cm	72,5	69,3	7,1	9,0	14,2	0,4	15,5	36,5
B 6	SR75, zulaufnah, links, 50x50cm, 60-75cm	78,2	67,1	7,6	9,9	15,1	0,3	11,1	41,8
B 7	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 0-5cm	75,5	73,4	6,9	8,4	11,2	0,1	15,6	36,8
B 8	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 5-10cm	73,8	77,3	6,5	7,3	8,7	0,2	15,9	35,1
B 9	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 10-20cm	72,4	77,8	6,5	7,2	8,4	0,1	18,1	29,7
B 10	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 20-30cm	73,7	72,4	7,6	8,6	11,4	0,0	15,9	35,9
B 11	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 30-60cm	80,4	64,0	9,0	11,1	15,9	0,0	11,9	38,8
B 12	SR75, zulauffern, rechts, 50x50cm, 60-75cm	82,1	56,7	9,9	13,0	20,2	0,2	11,6	50,6
B 13	M20, zulaufnahe Böschung, 0-5cm	80,0	39,2	31,2	20,9	8,7	0,0	8,11	27,9
B 14	M20, Sohle, 0-5cm	69,4	51,6	33,2	11,7	3,5	0,0	11,7	28,4
B 15	M20, zulaufferne Böschung, 0-5cm	70,1	49,3	36,4	11,6	2,7	0,0	12,4	23,7
B 16	M20, zulaufnah, 30-60cm	90,8	29,5	17,0	27,0	26,5	0,0	1,83	45,7
B 17	G 30S, zulaufnahe Böschung, 0-5cm	79,5	36,6	24,0	27,7	11,7	0,0	7,60	29,2
B 18	G 30S, Sohle, 0-5cm	69,9	42,6	32,5	18,1	6,8	0,0	11,5	27,1
B 19	G 30S, zulaufferne Böschung, 0-5cm	70,9	45,4	35,6	14,6	4,4	0,0	11,6	25,0
B 20	G 30S, zulaufnah, 30-60cm	91,2	30,4	17,0	22,5	30,1	0,0	1,53	44,5
B 21	M20 D, zulaufnahe Böschung, 0-5cm	80,6	20,4	8,3	52,0	19,3	0,0	5,92	6,13
B 22	M20 D, Sohle, 0-5cm	80,0	15,5	4,9	58,9	20,7	0,0	4,74	1,61
B 23	M20 D, Sohle, 5-10cm	85,1	12,8	3,8	55,6	27,8	0,0	3,16	0,83
B 24	M20 D, zulaufferne Böschung	81,5	14,7	5,1	59,6	20,6	0,0	4,94	2,48
B 25	ASandU, 0-5cm	90,9	10,4	20,6	45,8	23,2	0,0	1,67	30,8
B 26	ASandU, 30-50cm	88,7	3,0	13,8	53,3	29,9	0,0	0,40	30,5
B 27	F10, zulaufnah, 0-5cm	71,8	59,8	15,1	16,4	8,7	0,0	14,4	27,7
B 28	F10, zulaufnah, 10-30cm								
B 29	F10, zulaufnah, 30-60cm	91,4	32,3	20,5	26,9	20,3	0,0	1,86	49,6
B 30	G 30, zulaufnahe Böschung, 0-5cm	75,1	40,3	28,3	20,1	11,3	0,0	8,18	29,7
B 31	G 30, Sohle, 0-5cm	70,3	44,1	35,0	15,8	5,1	0,0	9,71	26,0
B 32	G 30, zulaufferne Böschung, 0-5cm	72,2	36,0	35,9	15,9	12,2	0,0	8,34	28,8
B 33	G 30, zulaufnah, 30-60cm	91,0	26,2	15,9	21,1	36,8	0,0	1,84	46,5
B 34	Südlich Anlage, 1,5m Abstand Fahrbahnrand, Bankett, 0-5cm	70,0	68,2	13,5	13,9	4,4	0,0	17,7	21,2
B 35	Südlich Anlage, 20m Abstand Fahrbahnrand, Wiese, 0-5cm	59,7	84,5	7,2	5,2	3,1	0,0	29,2	7,84
B 36	Auf Anlage, 8m Abstand Fahrbahnrand, Rasen, 0-5cm	70,1	80,4	11,3	5,4	2,9	0,0	15,0	35,8
B 37	Nördlich Anlage, 1,5 m Abstand Fahrbahnrand, Bankett, 0-5cm	65,7	72,4	13,8	11,2	2,6	0,0	16,7	28,2
B 38	Nördlich Anlage, 20m Abstand Fahrbahnrand, Wiese, 0-5cm	63,5	83,2	7,2	6,3	3,3	0,0	25,5	20,6
B 39	Kiste, straßenfern		73,9	7,0	2,7	1,5	14,9	9,61	30,8
B 40	Kiste, Mitte		11,6	56,2	12,8	1,5	17,9	0,87	35,8
B 41	Kiste, straßennah		11,4	3,3	58,7	23,3	3,3	1,13	1,09

Tab. A4: Säulenmaterial

Säulen-Nr.	Labor-Nr.	Probenbezeichnung	Korngrößenverteilung					Glühverlust Ø	CaCO ₃ Ø
			<0,063 T+U	0,06-0,20 fS	0,20-0,63 mS [%]	0,63-2,0 gS	2,0-6,3 fG		
1	B 15	Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	50,4	35,7	11,2	2,7	0,0	12,7	25,8
		Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm, >0,06mm						3,37	24,5
2	B 17	Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	37,0	23,6	27,8	11,6	0,0	7,63	30,9
		Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm						2,45	29,0
3	B 23	Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	13,0	3,7	55,1	28,2	0,0	3,30	0,89
		Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm, >0,06mm						0,84	0,23
4	B 21	Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	20,3	7,5	52,7	19,5	0,0	5,76	6,23
		Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm						1,77	3,41
5	B 26	ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	2,4	11,4	51,5	34,4	0,3	0,38	37,8
		ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm, >0,06mm						0,40	36,0
6	B 25	ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	10,5	18,9	44,5	25,9	0,2	1,65	35,1
		ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm						0,70	35,3
7	B 20	örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	30,7	17,5	22,0	29,8	0,0	1,80	50,7
		örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm, >0,06mm						0,66	41,2
8	S 10	Sediment, F10	47,7	18,4	23,0	10,9	0,0	11,3	26,2
		Sediment, F10, >0,06mm						4,73	25,1
9	S 8	Sediment, AGeoU	76,6	9,1	11,0	3,3	0,0	14,4	30,1
		Sediment, AGeoU, >0,06mm						5,01	23,8
10	B 563	Carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1,3	18,8	62,9	16,2	0,8	0,16	2,09
		Carbonatarmer Sand 0/2, Berlin, >0,06mm						0,18	1,44
11	B 583	Eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	5,1	11,4	50,9	23,7	8,9	1,04	-
		Eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin, >0,06mm						0,57	-
12	B 186	Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	67,8	9,8	10,3	9,7	2,4	49,8	0,42
		Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03, >0,06mm						65,4	<0,01

Säulen-Nr.	Labor-Nr.	Probenbezeichnung	Königswasserlösliche Gehalte													
			[mg/g]							[mg/kg]						
			Fe	Al	P	S	Ca	Mg	K	Na	Zn	Cd	Cu	Pb	Cr	Ni
1	B 15	Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	14,1	13,3	0,61	0,96	86,3	34,8	1,50	0,15	98,7	0,31	49,4	45,5	21,1	18,7
		Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm, >0,06mm	5,48	3,06	0,26	0,88	66,1	20,4	0,33	0,12	27,3	0,60	20,5	71,9	8,09	8,03
2	B 17	Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	18,3	8,66	0,47	0,90	110	34,6	1,24	0,21	77,3	0,49	98,9	38,4	34,1	20,1
		Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm	9,18	2,93	0,26	0,93	88,7	18,0	0,60	0,38	37,6	0,40	73,7	30,5	24,5	10,7
3	B 23	Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	5,15	5,33	0,38	0,35	7,45	2,18	1,15	0,09	41,5	0,16	9,45	10,9	13,3	7,31
		Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm, >0,06mm	2,30	1,88	0,11	0,26	4,82	0,68	0,32	0,07	13,9	0,07	9,02	3,05	7,94	3,03
4	B 21	Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	11,1	6,68	0,44	0,67	27,1	9,35	1,31	0,10	41,3	0,37	45,1	21,5	18,8	12,4
		Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm	3,84	1,74	0,13	0,29	15,5	3,53	0,33	0,07	66,3	0,11	28,1	6,84	13,1	6,40
5	B 26	ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	2,76	2,02	0,09	0,24	84,7	14,9	0,33	0,09	8,20	0,06	2,40	<0,02	3,65	3,46
		ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm, >0,06mm	2,93	1,98	0,08	0,34	84,0	14,9	0,31	0,11	8,90	0,09	4,97	<0,02	4,17	3,69
6	B 25	ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	4,78	3,29	0,17	0,42	82,2	16,4	0,53	0,11	162	0,15	21,7	15,5	8,65	6,40
		ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm, >0,06mm	3,41	2,17	0,10	0,54	86,4	16,0	0,33	0,11	54,6	0,14	10,0	3,98	5,76	4,60
7	B 20	örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	6,31	4,97	0,14	1,10	171	51,6	0,85	0,22	29,0	0,16	8,14	2,13	8,69	7,76
		örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm, >0,06mm	2,79	2,04	0,08	0,52	113	18,7	0,46	0,18	12,7	0,14	7,23	0,34	6,69	5,46
8	S 10	Sediment, F10	20,1	11,8	0,75	1,21	100	36,0	1,91	0,24	135,3	0,60	155	51,4	52,1	28,5
		Sediment, F10, >0,06mm	10,5	3,05	0,25	0,86	77,6	16,7	0,54	0,19	267	0,25	125	16,3	29,5	14,3
9	S 8	Sediment, AGeoU	25,3	14,7	0,76	1,93	109	39,5	2,55	0,27	1730	0,83	250	76,1	61,1	32,3
		Sediment, AGeoU, >0,06mm	8,96	3,28	0,27	0,97	73,9	14,4	0,63	0,18	321	0,28	81,9	25,4	30,1	13,7
10	B 563	Carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	2,27	1,03	0,08	<0,1	9,38	0,40	0,23	0,03	7,98	0,07	2,39	1,16	2,63	2,41
		Carbonatarmer Sand 0/2, Berlin, >0,06mm	1,89	0,85	0,07	0,18	8,67	0,34	0,20	0,04	5,26	0,05	3,90	1,34	2,16	1,96
11	B 583	Eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	45,6	2,31	0,16	5,70	42,1	4,50	0,36	0,19	32,8	<0,02	4,06	3,93	24,2	11,7
		Eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin, >0,06mm	63,5	1,88	0,28	3,05	39,5	3,95	0,33	0,10	35,4	<0,02	9,20	2,34	46,8	15,7
12	B 186	Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	22,9	14,6	1,68	4,26	11,0	4,32	2,54	0,63	2001	2,16	282	186	53,1	36,5
		Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03, >0,06mm	8,96	4,03	0,73	3,43	13,2	1,69	0,70	0,26	1457	1,72	195	102	19,9	20,4

Tab. A5: Überstautracerversuche

Labor Nr.	Dränablauf [m ³ /m ²]		Elektr. Leitf. [µS/cm]	NO ₃ -N [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]
Leitungswasser			459	1,19	0,01
Einstauwasser1			1390	96,80	119,50
Einstauwasser2			1229	79,38	93,10
Lysimeter SR75, Ablaufproben					
SR75_1	0,000		442	2,55	0,03
SR75_2	0,020		483	2,07	0,06
SR75_3	0,040		529	6,91	3,73
SR75_4	0,060		604	16,0	7,80
SR75_5	0,080		752	35,5	11,8
SR75_6	0,100		913	55,2	15,8
SR75_7	0,120		1027	69,5	17,9
SR75_8	0,140		1082	79,5	18,0
SR75_9	0,160		1097	78,9	17,8
SR75_10	0,180		1105	79,3	17,7
SR75_11	0,200		1096	78,8	16,8
SR75_12	0,220		1115	81,1	16,5
SR75_13	0,240		1129	82,9	16,3
SR75_14	0,260		1149	84,5	14,9
SR75_15	0,280		1190	91,0	15,3
SR75_16	0,300		1232	93,7	25,2
SR75_17	0,320		1224	87,0	1,81
Lysimeter ASandU, Ablaufproben					
	1)	2)			
ASandU_1	0,000	0,000	376	2,44	0,05
ASandU_2	0,013	0,051	387	1,71	0,12
ASandU_3	0,025	0,102	439	1,52	0,23
ASandU_4	0,038	0,153	458	1,45	0,05
ASandU_5	0,050	0,204	463	1,43	0,21
ASandU_6	0,062	0,254	467	1,50	0,05
ASandU_7	0,075	0,306	471	1,62	0,01
ASandU_8	0,063	0,257	474	1,75	0,02
ASandU_9	0,100	0,408	481	2,06	0,01
ASandU_10	0,113	0,459	491	3,03	0,02
ASandU_11	0,125	0,510	519	6,04	0,19
ASandU_12	0,138	0,560	566	11,6	0,40
ASandU_13	0,150	0,611	602	16,0	0,51
ASandU_14	0,163	0,662	622	18,1	1,01
ASandU_15	0,175	0,713	632	19,0	1,91
ASandU_16	0,188	0,764	651	21,0	3,24
ASandU_17	0,200	0,815	674	22,3	5,25
ASandU_18	0,213	0,866	650	18,7	5,92
ASandU_19	0,225	0,917	572	11,1	2,80
Lysimeter F10, Ablaufproben					
F10_1	0,000		492	3,11	0,46
F10_2	0,025		471	1,61	0,19
F10_3	0,050		473	1,76	0,58
F10_4	0,075		535	8,96	4,44
F10_5	0,100		694	28,4	13,2
F10_6	0,105		436	32,9	14,8
F10_7	0,110		753	34,1	15,3
F10_8	0,115		763	35,4	15,6
F10_9	0,125		761	36,9	14,5
F10_10	0,135		746	34,4	12,3
F10_11	0,145		755	35,8	12,3
F10_12	0,155		712	30,5	8,80
F10_13	0,165		706	30,2	7,89
F10_14	0,175		708	30,7	7,23
F10_15	0,185		710	30,1	7,00
F10_16	0,195		712	31,0	6,80
F10_17	0,205		710	30,5	6,45
F10_18	0,215		705	30,2	6,55
F10_19	0,225		692	28,5	6,05
F10_20	0,235		676	25,5	5,89
F10_21, Nachlauf			554	11,8	1,96
F10_22, Nachlauf			562	12,3	2,61
F10_23, Nachlauf			574	13,9	3,15

1) Bezogen auf Filterfläche ASandU = 1,77m²2) Bezogen auf Gesamtbeefläche = 7,20m²

Tab. A6: Kleinsäulenversuch, Leitfähigkeit [µS/cm]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5		3,42	3,42	3,42
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [µS/cm]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	keine	1.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	190	2440	657	171		399	612	166	176
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulauffern, 0-5cm	189	2490	674	169		494	617	162	173
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	195	2540	455	164		477	616	160	171
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulauffern, 0-5cm	180	2540	494	170		483	620	164	176
S-Nr.5, ASandU, o, zulauffern, 30-50cm	183	2560	485	197		512	627	160	173
S-Nr.6, ASandU, m, zulauffern, 0-5cm	190	2580	479	170		604	618	160	169
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulauffern, 30-60cm	182	2560	458	168		481	620	164	172
S-Nr.8, Sediment, F10	183	2440	657	170		404	614	164	178
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	223	2530	613	174		521	614	160	172
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	179	2570	432	173		502	627	161	171
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	195	2660	421	176		557	599	173	182
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	154	1921	1169	136		304	505	149	159

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [µS/cm]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	177	168	172	164	2290	614	164	169	164
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulauffern, 0-5cm	173	165	167	160	2360	479	163	166	155
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	170	163	164	158	2450	428	158	163	150
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulauffern, 0-5cm	171	165	166	159	2410	461	159	166	155
S-Nr.5, ASandU, o, zulauffern, 30-50cm	172	162	167	157	2490	364	157	164	151
S-Nr.6, ASandU, m, zulauffern, 0-5cm	175	162	166	157	2450	369	157	164	150
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulauffern, 30-60cm	174	167	172	163	2470	415	163	169	158
S-Nr.8, Sediment, F10	176	170	170	165	2320	616	164	170	164
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	172	165	169	161	2430	266	162	168	158
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	174	162	165	156	2490	367	161	164	151
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	176	172	174	170	2500	384	161	169	160
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	156	151	153	150	1753	1093	141	152	153

1) [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²] * 100

2) D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A7: Kleinsäulenversuch, pH-Wert

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5		3,42	3,42	3,42
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [µS/cm]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
pH - Wert	7,1	7,4	7,0	7,0		7,6	7,6	7,2	7,5
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	keine	1.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	7,5	7,6	7,7	7,5		7,7	7,8	7,6	7,4
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulauffern, 0-5cm	7,6	7,6	7,8	7,3		7,8	7,8	7,4	7,4
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	7,6	7,7	7,8	7,4		7,7	7,8	7,5	7,4
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulauffern, 0-5cm	7,6	7,6	7,6	7,4		7,7	7,8	7,4	7,5
S-Nr.5, ASandU, o, zulauffern, 30-50cm	7,8	8,1	7,6	7,6		7,9	8	7,4	7,5
S-Nr.6, ASandU, m, zulauffern, 0-5cm	7,8	7,8	7,9	7,5		7,8	7,9	7,5	7,6
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulauffern, 30-60cm	7,6	7,9	7,6	7,5		7,9	7,9	7,7	7,5
S-Nr.8, Sediment, F10	7,5	7,7	7,7	7,6		7,8	7,8	7,6	7,6
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	7,8	7,5	7,8	7,5		7,7	7,8	7,4	7,3
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	7,7	8,1	7,6	7,5		7,8	7,9	7,3	7,4
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	8,1	8,3	7,9	7,6		8,0	7,9	7,8	7,9
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	6,6	6,5	6,8	6,6		6,8	6,8	6,9	7,1

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [µS/cm]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
pH - Wert	7,0	7,2	7,3	7,5	7,4	7,2	7,2	7,2	7,5
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	7,6	7,6	7,8	7,7	7,6	8,1	7,6	7,6	7,6
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulauffern, 0-5cm	7,5	7,4	7,6	7,5	7,5	7,8	7,4	7,4	7,6
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	7,4	7,4	7,6	7,5	7,5	7,9	7,3	7,3	7,5
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulauffern, 0-5cm	7,5	7,4	7,7	7,6	7,6	7,9	7,5	7,4	7,6
S-Nr.5, ASandU, o, zulauffern, 30-50cm	7,6	7,4	7,5	7,5	7,5	7,5	7,3	7,3	7,5
S-Nr.6, ASandU, m, zulauffern, 0-5cm	7,6	7,4	7,5	7,5	7,6	7,6	7,4	7,4	7,5
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulauffern, 30-60cm	7,6	7,4	7,5	7,7	7,8	8,3	7,5	7,6	7,7
S-Nr.8, Sediment, F10	7,6	7,6	7,8	7,9	7,8	8,4	7,7	7,7	7,7
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	7,5	7,5	7,6	7,7	7,7	7,9	7,5	7,5	7,6
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	7,5	7,3	7,4	7,5	7,6	7,6	7,2	7,4	7,5
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	8,1	7,8	7,9	7,9	8,1	7,9	8,0	8,0	7,9
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	6,8	6,9	7,4	7,2	7,3	7,3	7,1	7,2	7,2

1) [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²] * 100

2) D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A8: Kleinsäulenversuch, Ks 4,3 [meq/l]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5			3,42	3,42
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser 2) [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [µS/cm]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	keine	1.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,14	1,68	1,92	1,00		2,84	4,22	1,02	1,10
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	1,10	1,74	2,14	0,94		3,48	4,30	0,96	1,02
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	1,22	1,24	1,38	0,92		3,30	4,24	0,96	1,02
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	1,04	1,26	1,48	0,92		3,34	4,22	0,98	1,04
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	1,06	1,30	1,28	-		3,56	4,30	0,98	1,04
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	1,08	1,48	1,64	0,92		4,24	4,18	0,98	1,00
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	1,08	1,20	1,36	0,92		3,36	4,36	1,02	1,04
S-Nr.8, Sediment, F10	1,10	1,54	1,90	0,94		2,82	4,18	1,02	1,06
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	1,58	1,39	1,52	0,98		3,62	4,26	0,98	1,02
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1,08	1,26	1,18	0,96		3,52	4,44	0,96	1,02
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,04	0,86	1,02	0,96		3,52	4,08	1,04	1,08
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	0,70	1,00	1,04	0,56		1,90	2,94	0,88	0,90

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser 2) [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [µS/cm]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,06	1,06	1,12	1,08	1,06	1,74	1,02	1,02	1,08
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	1,08	1,00	1,04	1,08	1,02	1,18	0,98	0,98	0,98
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	1,04	0,92	1,02	1,02	0,98	1,14	0,94	0,98	0,94
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	1,04	0,96	1,00	1,06	1,00	1,20	0,96	1,02	1,00
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	1,06	0,98	1,02	1,04	1,00	0,98	0,94	0,98	0,98
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	1,08	0,98	1,02	1,04	1,00	1,02	0,96	1,00	0,98
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	1,08	1,04	1,02	1,06	1,08	1,32	0,98	1,02	1,02
S-Nr.8, Sediment, F10	1,08	1,06	1,06	1,08	1,06	1,88	1,00	1,04	1,04
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	1,02	1,02	1,04	1,08	1,02	1,12	0,98	1,04	1,00
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1,06	1,00	1,02	1,04	1,00	0,96	0,92	0,98	0,96
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,14	1,10	1,10	1,10	1,18	1,06	0,96	1,00	1,04
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	0,92	0,86	0,86	0,90	0,80	1,18	0,84	0,82	0,90

1) [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²] * 100

2) D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A9: Kleinsäulenversuch, CSB [mg/l]

Datum	22.09.2006
Beschickungs - Nr.	B3
Beschickungsmenge [m]	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵ 1)	3
Zulauf	
Wasser 2) [%D/%L]	80/20
EL [µS/cm]	186
Ks 4,3 [meq/l]	1,06
CSB [mg/l]	13,5
Ablauf	
Analyse	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	47,9
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	35,8
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	22,3
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	23,8
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	13,2
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	15,1
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	17,0
S-Nr.8, Sediment, F10	36,9
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	26,8
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	12,6
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	12,9
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	45,1

1) [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²] * 100

2) D = Dachwasser, L = Leitungswasser

Tab. A 10: Kleinsäulenversuch, Ca [mg/l]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14,	Beschickungsmenge B5		3,42	3,42
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [µS/cm]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4.3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Ca [mg/l]	23,9	23,5	24,8	22,0		99,0	99,0	20,7	23,3
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	keine	1. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	29,3	119	18,8	24,5		65,3	95,5	23,9	25,1
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	28,8	91,4	14,6	24,0		78,9	94,0	23,0	24,2
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	29,2	55,8	9,87	22,6		74,9	95,0	22,7	23,8
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	26,4	58,6	14,1	23,5		76,2	94,7	22,9	24,6
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	26,5	38,1	23,6	27,9		78,6	94,4	21,9	23,3
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	28,9	52,2	19,6	23,7		96,2	94,0	23,1	23,3
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	27,3	49,1	16,1	23,6		75,0	93,0	25,4	24,0
S-Nr.8, Sediment, F10	27,9	102	9,36	24,5		62,7	94,2	23,8	24,9
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	36,1	82,3	12,6	25,1		84,1	95,9	23,1	24,3
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	26,2	36,3	22,5	24,1		76,9	97,4	21,7	23,2
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	28,9	53,5	22,3	24,0		80,1	88,0	24,3	24,2
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	20,6	112	36,7	16,9		44,8	72,8	20,4	21,6

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [µS/cm]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4.3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Ca [mg/l]	23,0	21,3	22,2	21,8	20,0	20,7	20,5	22,1	21,0
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	24,2	24,3	24,9	24,1	108	14,1	23,7	24,6	24,2
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	23,8	23,6	23,8	23,3	53,6	14,0	22,6	23,6	22,0
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	23,3	22,6	23,4	22,3	48,5	5,36	21,3	22,3	20,8
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	23,5	23,3	23,7	23,5	53,8	9,43	22,1	23,6	22,0
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	23,1	21,8	22,5	21,8	26,4	17,9	21,2	22,0	20,7
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	24,1	22,4	23,2	22,0	33,2	15,4	21,4	22,1	20,9
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	24,1	23,6	24,3	23,6	44,4	10,2	22,8	24,0	22,8
S-Nr.8, Sediment, F10	24,8	24,6	24,8	24,3	85,8	8,60	23,6	24,3	24,6
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	23,9	23,6	24,2	23,8	56,5	9,87	22,5	23,7	23,0
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	23,0	21,8	22,7	21,9	26,3	17,9	20,8	21,9	20,8
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	24,4	24,7	25,1	24,7	29,8	21,0	22,2	23,5	22,7
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	20,8	20,4	20,9	20,5	101	33,0	19,1	20,5	20,9

¹⁾ [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²]*100

²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A11: Kleinsäulenversuch, Na [mg/l]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5			3,42	3,42
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [µS/cm]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Na [mg/l]	2,53	500	3,13	1,76		5,80	5,80	1,81	1,58
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	keine	1. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,67	329	120	1,73		2,95	5,96	1,59	1,57
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	1,73	388	129	1,75		4,27	5,84	1,82	1,84
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	1,86	429	84,2	1,67		4,11	5,92	1,85	1,69
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	1,75	425	88,2	1,79		4,16	5,94	1,64	1,91
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	1,72	465	68,8	2,23		4,84	6,09	1,60	1,98
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	1,72	448	77,7	2,10		5,63	5,83	1,37	1,58
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	1,85	452	75,0	1,80		4,29	5,73	1,58	1,58
S-Nr.8, Sediment, F10	1,69	354	127	2,05		3,06	5,78	1,51	1,75
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	1,81	405	115	2,24		4,55	5,81	1,36	1,48
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1,67	463	56,8	1,94		4,68	5,98	1,63	1,58
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,73	466	55,1	1,93		5,84	6,13	1,91	2,04
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	2,22	217	179	2,20		3,07	5,93	1,41	1,65

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [m/s * 10 ⁻⁵] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [µS/cm]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Na [mg/l]	1,64	1,67	1,52	1,75	490	2,81	1,56	1,50	1,96
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,42	1,47	1,54	1,53	288	110	1,96	1,55	1,96
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	1,48	1,35	1,65	1,73	384	78,4	2,32	1,51	1,71
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	1,45	1,82	1,41	1,56	399	81,9	1,99	1,50	1,61
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	1,44	1,54	1,50	1,81	382	83,0	1,61	1,62	1,68
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	1,47	1,54	1,71	1,71	437	48,1	1,75	1,46	1,62
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	1,44	1,66	1,45	1,45	421	54,5	1,48	1,47	1,61
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	1,47	1,89	2,51	1,47	413	73,8	1,81	1,50	1,61
S-Nr.8, Sediment, F10	1,52	1,39	1,47	1,46	322	117	1,68	1,45	2,03
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	1,41	1,59	1,51	1,68	394	44,4	1,84	1,54	1,72
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1,66	1,49	1,43	1,54	444	47,9	1,84	1,48	1,73
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,45	1,52	1,52	1,80	445	48,4	1,60	1,49	1,98
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	1,46	1,43	1,42	1,60	188	166	1,56	1,55	1,87

¹⁾ [m/s * 10⁻⁵] = [l/s * m²]*100²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A12: Kleinsäulenversuch, Zn [$\mu\text{g/l}$]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5			3,42	3,42
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Zn [$\mu\text{g/l}$]	1981	2413	2424	2560		2240	2240	2020	2265
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	keine	1. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o. M 20, zulauffern, 0-5cm	27,0	46,0	27,0	56,0		191	30,0	14,0	14,0
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	54,0	82,0	31,0	110		254	256	130	267
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	215	115	72,0	214		755	427	155	280
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	49,0	147	55,0	196		534	259	102	983
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	141	142	102	195		2256	1423	1152	1505
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	40,0	30,0	25,0	92,0		934	770	330	1033
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	317	500	233	789		1259	772	317	890
S-Nr.8, Sediment, F10	58,0	99,0	32,0	51,0		327	92,0	14,0	12,0
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	27,0	182	216	57,0		701	489	323	412
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	547	269	522	730		3074	1304	1331	1338
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	36,0	51,0	25,0	28,0		38,0	15,0	14,0	4,00
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	757	3863	1356	527		1183	1283	314	292

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Zn [$\mu\text{g/l}$]	2150	2270	2067	48,5	2085	2146	1978	2336	26,0
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o. M 20, zulauffern, 0-5cm	18,0	22,0	21,0	22,0	100	17,0	12,0	27,0	20,0
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	420	390	624	562	1277	319	430	686	549
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	350	514	793	725	1511	171	697	865	706
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	308	392	565	483	1122	225	527	542	478
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	1355	1798	1713	1391	2035	1513	1546	1783	1366
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	761	1369	1589	1330	2010	1020	1343	1823	1210
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	702	502	714	702	1126	234	511	687	634
S-Nr.8, Sediment, F10	14,0	12,0	12,0	13,0	48,0	11,0	11,0	7,00	15,0
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	282	305	450	419	1020	214	315	424	380
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	1232	1688	1864	1388	2037	1603	1205	1671	1157
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	11,0	43,0	183	111	123	72,0	69,0	109	83,0
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	301	299	264	244	1268	432	260	249	238

¹⁾ [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] = [$\text{l/s} \cdot \text{m}^2$]*100²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A13: Kleinsäulenversuch, Cd [$\mu\text{g/l}$]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5			3,42	3,42
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Cd [$\mu\text{g/l}$]	20,0	19,0	22,0	19,1		20,8	20,8	20,5	23,5
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	keine	1. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o. M 20, zulauffern, 0-5cm	0,12	0,18	1,13	0,36		0,30	0,21	0,10	0,13
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	0,46	0,04	0,38	0,83		1,10	1,59	0,85	1,85
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	0,34	0,45	0,24	1,48		3,96	3,87	1,36	2,21
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	0,40	0,33	0,16	1,36		2,43	1,59	0,79	4,72
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	0,28	0,84	0,30	0,52		1,75	11,8	7,99	11,3
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	0,28	0,14	0,08	0,73		8,44	4,92	2,41	7,42
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	2,38	0,53	0,36	6,43		7,81	3,98	2,28	6,18
S-Nr.8, Sediment, F10	0,28	0,18	0,03	0,08		0,20	0,12	0,06	0,07
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	0,04	0,19	0,10	0,36		3,70	2,93	2,05	2,59
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	3,38	6,48	5,62	9,57		2,74	1,58	14,1	15,6
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	0,04	0,12	0,03	0,18		0,16	0,14	0,13	0,08
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	0,08	1,33	1,28	0,36		0,90	1,05	0,29	0,25

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Cd [$\mu\text{g/l}$]	21,5	24,5	21,0	0,37	21,0	22,0	18,0	24,5	0,55
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o. M 20, zulauffern, 0-5cm	0,17	0,13	0,14	0,11	1,23	0,13	0,10	0,15	0,75
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	2,68	2,89	4,33	3,85	19,1	2,73	3,48	5,37	4,94
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	2,16	3,57	5,05	4,92	22,3	1,87	5,55	7,13	6,77
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	2,07	2,78	3,24	2,77	14,1	1,86	3,82	3,85	4,98
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	9,72	17,6	15,8	13,7	41,4	16,3	12,7	17,1	15,1
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	5,72	11,9	14,3	11,8	42,0	10,2	12,2	16,9	12,5
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	4,14	3,65	4,59	4,39	14,6	2,34	3,60	4,48	4,50
S-Nr.8, Sediment, F10	0,07	0,05	0,06	0,15	0,41	0,04	0,06	0,47	1,16
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	1,87	2,38	3,00	2,91	14,9	1,70	2,67	3,79	3,75
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	13,6	19,3	1,80	1,39	4,01	15,3	1,01	1,79	1,36
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	0,14	0,63	2,17	1,40	3,80	1,16	0,97	1,60	2,93
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	0,23	0,28	0,27	0,28	2,08	0,71	0,38	0,81	0,35

1) [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] = [$\text{l/s} \cdot \text{m}^2$]*100

2) D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A14: Kleinsäulenversuch, Cu [$\mu\text{g/l}$]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5		3,42	3,42	3,42
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Cu [$\mu\text{g/l}$]	681	765	686	745		843	843	675	623
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	keine	1.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	50,0	29,0	59,0	41,0		22,0	7,00	12,0	11,0
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	46,0	49,0	78,0	37,0		36,0	11,0	13,0	7,00
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	50,0	40,0	46,0	49,0		50,0	16,0	18,0	23,0
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	58,0	59,0	60,0	63,0		36,0	9,00	20,0	62,0
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	34,0	20,0	17,0	25,0		30,0	507	73,0	131
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	53,0	15,0	36,0	36,0		5,0	18,0	17,0	37,0
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	67,0	97,0	77,0	144		204	116	21,0	134
S-Nr.8, Sediment, F10	74,0	77,0	103	39,0		33,0	9,00	10,0	11,0
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	28,0	85,0	118	63,0		100	31,0	27,0	18,0
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	50,0	21,0	22,0	27,0		52,0	443	82,0	91,0
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	25,0	11,0	14,0	20,0		9,00	3,00	14,0	13,0
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	23,0	41,0	44,0	18,0		23,0	7,00	13,0	6,00

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Cu [$\mu\text{g/l}$]	713	740	665	159	731	848	736	860	127
Ablauf									
Analyse	19.Teilmenge	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19.Teilmenge	19.Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	7,00	12,0	12,0	11,0	5,00	17,0	7,00	6,00	11,0
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	28,0	24,0	38,0	29,0	30,0	34,0	15,0	25,0	26,0
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	12,0	6,00	12,0	9,00	8,00	15,0	7,00	8,00	16,0
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	13,0	12,0	27,0	26,0	65,0	21,0	14,0	9,00	17,0
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	128	202	277	257	278	302	204	272	264
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	29,0	53,0	96,0	69,0	97,0	84,0	55,0	128	92,0
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	58,0	29,0	45,0	28,0	36,0	32,0	16,0	24,0	31,0
S-Nr.8, Sediment, F10	6,00	6,00	4,00	6,00	3,00	17,0	5,00	5,00	15,0
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	27,0	17,0	21,0	35,0	33,0	43,0	16,0	29,0	52,0
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	143	222	348	233	259	318	196	318	268
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	8,00	11,0	20,0	13,0	12,0	8,00	3,00	4,00	18,0
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	8,00	6,00	5,00	6,00	7,00	10,0	11,0	6,00	8,00

¹⁾ [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] = [$\text{l/s} \cdot \text{m}^{-2}$] $\cdot 100$ ²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A15: Kleinsäulenversuch, Pb [$\mu\text{g/l}$]

Datum	19.09.2006	22.09.2006	22.09.2006	25.09.2006	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006	28.09.2006	29.09.2006
Beschickungs - Nr.	B1	B2	B3	B4	B5.0	B5.1	B5.2	B6	B7
Beschickungsmenge [m]	3,42	0,342	0,342	3,42	siehe A14, Beschickungsmenge B5			3,42	3,42
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	0/100	0/100	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	175	2730	186	166		626	626	157	172
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	1,12	1,06	0,90		4,43	4,43	0,94	1,04
Pb [$\mu\text{g/l}$]	232	263	253	336		374	374	370	377
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	keine	1. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	7,07	2,52	4,56	4,55		4,15	1,61	1,97	6,58
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	2,33	1,62	1,68	4,48		7,97	1,67	2,23	1,14
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	3,74	4,53	3,06	6,10		8,58	4,60	2,29	12,9
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	5,00	4,99	3,25	10,1		8,29	2,88	2,58	26,2
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	2,95	1,62	0,84	1,42		6,48	133	12,4	102
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	3,53	0,34	1,77	4,42		6,92	4,22	2,04	22,2
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	3,66	9,73	3,23	27,4		65,1	34,4	4,23	65,7
S-Nr.8, Sediment, F10	3,05	1,75	11,5	4,33		3,15	2,01	0,84	1,24
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	0,67	10,7	20,1	7,79		36,7	10,9	6,80	2,63
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	3,17	1,51	2,69	3,48		11,7	57,6	8,34	47,7
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	2,79	1,71	1,60	3,95		3,13	0,94	2,73	12,9
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	1,28	3,37	1,55	3,44		4,72	1,44	0,95	0,63

Datum	02.10.2006	04.10.2006	05.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	06.10.2006	09.10.2006	10.10.2006	11.10.2006
Beschickungs - Nr.	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16
Beschickungsmenge [m]	3,42	3,42	3,42	0,342	0,342	0,342	3,42	3,42	0,342
Ablaufdrosselung [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] ¹⁾	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Zulauf									
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20	80/20
EL [$\mu\text{S/cm}$]	167	160	164	154	2655	159	155	162	149
Ks 4,3 [meq/l]	1,06	0,98	1,02	1,02	0,97	0,95	0,93	0,97	0,96
Pb [$\mu\text{g/l}$]	301	356	253	6,00	286	319	324	350	5,34
Ablauf									
Analyse	19. Teilmenge	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe	Mischprobe	Mischprobe	19. Teilmenge	19. Teilmenge	Mischprobe
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,61	2,24	1,51	0,87	3,80	2,66	1,15	1,25	0,68
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	7,56	9,40	5,14	7,13	6,34	10,6	2,90	4,62	5,45
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	3,01	2,82	2,66	1,22	1,67	1,99	1,59	1,36	1,12
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	3,38	4,54	5,31	1,41	6,17	4,47	2,82	1,76	2,02
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	41,1	109	109	105	122	133	72,6	119	142
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	5,40	15,5	12,7	12,3	15,5	21,0	7,05	18,2	15,3
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	14,4	18,6	12,5	6,36	7,19	10,3	4,46	5,85	8,28
S-Nr.8, Sediment, F10	0,75	0,86	0,68	0,81	1,98	1,15	1,29	0,71	1,03
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	3,70	5,49	3,48	7,72	12,9	13,2	2,99	6,63	15,6
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	27,5	103	109	73,1	85,8	114	94,7	110	125
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,49	7,53	3,73	1,20	3,30	2,21	1,26	1,40	1,37
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	0,39	1,12	0,76	0,77	1,82	0,78	2,10	0,68	0,82

¹⁾ [$\text{m/s} \cdot 10^{-5}$] = [$\text{l/s} \cdot \text{m}^2$]⁻¹ · 100

²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser, ab B6 Dachwasser durch deionisiertes Wasser ersetzt

Tab. A16: Kleinsäulenversuch, Beschickungsmenge B5 [m]

Während Beschickung B5 Kolmation folgender Säulen: S5, S10, S11.
Versuch mit 80% DW/20% LW abgebrochen, Fortsetzung mit 100% LW.

Datum	26.09.2006	26.09.2006	27.09.2006
Beschickungs - Nr.	B5.0	B5.1	B5.2
Zulauf			
Wasser ²⁾ [%D/%L]	80/20	0/100	0/100
Ablauf			
S-Nr.1, Oberboden, o, M 20, zulauffern, 0-5cm	1,54		1,88
S-Nr.2, Oberboden, m, G30S, zulaufnah, 0-5cm	1,37		2,05
S-Nr.3, Düllstadt, o, M20D, Sohle, 5-10cm	2,05		1,37
S-Nr.4, Düllstadt, m, M20D, zulaufnah, 0-5cm	1,54		1,88
S-Nr.5, ASandU, o, zulaufnah, 30-50cm	-		3,42
S-Nr.6, ASandU, m, zulaufnah, 0-5cm	1,37		2,05
S-Nr.7, örtlicher Kies, G30S, zulaufnah, 30-60cm	2,22		1,20
S-Nr.8, Sediment, F10	2,22		1,20
S-Nr.9, Sediment, AGeoU	2,91		0,51
S-Nr.10, carbonatarmer Sand 0/2, Berlin	-		3,42
S-Nr.11, eisenmeliorierter Sand 0/2, Berlin	1,37		2,05
S-Nr.12, Sediment, RKB Onkel, zulauffern 5/03	2,39		1,03

²⁾ D = Dachwasser, L = Leitungswasser

