

Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen

Dipl.-Ing. Ulrich Kasting

Datum der mündlichen Prüfung: 22.11.2002

1. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. T.G. Schmitt

2. Berichterstatter: Prof. Dr.-Ing. G. Koehler

Dekan: Prof. Dr. sc. techn. W. Böhm

Universität Kaiserslautern D 386

vom Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der
Universität Kaiserslautern zur Verleihung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur
(Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

Kurzfassung

Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen

Abflüsse von stark befahrenen Straßen sind mit Schwermetallen, PAK und MKW belastet. Bei zentraler Einleitung in ein empfindliches Gewässer ist nach dem ATV-DVWK Merkblatt 153 eine Behandlung mit Sedimentationsbecken (RiStWag-Abscheidern) bzw. Retentionsbodenfiltern erforderlich.

Die Reinigungsleistung dieser Anlagentypen wird an halbtechnischen Bodenfiltern (Lysimetern) und an großtechnischen Sedimentationsbecken untersucht. Dabei wird auch ein hydraulisch schwach belastetes Regenrückhaltebecken mit Dauerstau untersucht, das als übliche Behandlungsmaßnahme an Straßen anzusehen ist.

Bei den **halbtechnischen Bodenfiltern** wird eine deutliche Reinigungsleistung gegenüber partikulären und gelösten Schwermetallen festgestellt, wobei für adsorptionsschwache Substrate der Rückhalt an gelösten Schwermetallen deutlich geringer ist. Für Chlorid bzw. Phosphat wird keine bzw. nur eine geringfügige Reinigungsleistung erzielt. Die PAK werden durch die Filtration gut zurückgehalten. Ein vollständiger Rückhalt gegenüber AFS erfolgt nicht. Hier kommt es zu einem partikulären Transport durch den Filter bzw. zu einem Austrag aus dem Filteraufbau.

Bei den **Sedimentationsbecken** werden beim RiStWag-Abscheider geringe Wirkungsgrade festgestellt. Bei AFS führen die Ereignisse mit der höchsten Oberflächenbeschickung zu einem hohen Frachtaustrag und somit zu einem geringen Gesamtwirkungsgrad. Das Regenrückhaltebecken mit Dauerstau weist überwiegend eine hohe Reinigungsleistung auf. Ursache sind die langen Aufenthaltszeiten, die von der Abfolge der Niederschlagsereignisse abhängig sind.

Die im Vergleich zu den Retentionsbodenfilteranlagen praktisch gleich gute Bewertung der RiStWag-Abscheider als Behandlungsmaßnahme für Straßenabflüsse nach dem ATV-DVWK Merkblatt 153 kann mit dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Hier sollte eine Anpassung des Merkblattes erfolgen. Ebenfalls sollten Sedimentationsanlagen mit geringer hydraulischer Belastung als Behandlungsanlage mit aufgenommen werden.

Die Datenbasis zur Reinigungsleistung von Behandlungsanlagen sollte durch weitere Untersuchungen vergrößert werden. Hier besteht Forschungsbedarf.

Abstract

Cleaning Capacity of Centralised Systems for the Treatment of Runoff from Roads with High Traffic Volume

Runoff from roads with high traffic volume is polluted with heavy metals, PAK and mineral oil. In order to sufficiently protect waters against these discharges, the German Advisory Leaflet ATV-DVWK M 153 does recommend the use of sedimentation tanks ("RiStWag-Abscheider" type) or soil filtration plants.

The cleaning capacity of these systems is studied in semi-scale soil filtration plants and in full scale sedimentation tanks. In addition, a retention pond with a permanent pool and only weak hydraulic load was considered. These structures are usual treatment plants for runoff from roads.

For the **semi-scale soil filtration plants**, the cleaning capacity concerning heavy metals in particular and dissolved matter ranged from medium to high efficiency depending on the filter substrate used. There was no or low cleaning capacity concerning chloride and phosphates, respectively. The retention of PAK was high due to filtration. Complete retention of total suspended solids was not observed because of particular transport through the filter.

For the **sedimentation tank** ("RiStWag-Abscheider" type) low efficiency was observed. For total suspended solids the precipitation events with the highest surface loading resulted in considerable loads which were discharged from the tank leading to a low efficiency.

The retention pond with a permanent pool mostly has a high cleaning capacity. The reason is the long detention time, which depends on the frequency of the precipitation events.

In contrast to the Advisory Leaflet ATV-DVWK M 153, an equal rating of the soil filtration plants and the sedimentation tank ("RiStWag-Abscheider" type) as treatment plants for runoff from road can not be derived from the present study. Therefore the Advisory Leaflet should be adjusted. Moreover, sedimentation tanks with weak hydraulic load should be considered.

More data on the cleaning capacity of storm-water treatment plants should be evaluated in the future. There is need for further investigation.

Inhaltsverzeichnis

1	VERANLASSUNG UND ZIELSETZUNG.....	1
2	KENNTNISSTAND	5
2.1	BESCHAFFENHEIT DER ABFLÜSSE VON STRAßEN	5
2.1.1	<i>Gesamtmittelwerte.....</i>	6
2.1.2	<i>Ereigniskonzentrationen.....</i>	10
2.1.3	<i>Gelöste / partikuläre Anteile</i>	13
2.2	ZIELVORGABEN FÜR DIE REGENWASSERBEHANDLUNG.....	14
2.2.1	<i>Allgemeine Qualitätsanforderungen</i>	14
2.2.2	<i>Ammoniaktoxizität und Sauerstoffdefizit</i>	17
2.2.3	<i>Stand der Regenwasserbehandlung von Straßenabflüssen.....</i>	20
2.2.3.1	Regenwasserbehandlung außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten	20
2.2.3.2	Regenwasserbehandlung in Trinkwasserschutzgebieten	23
2.2.4	<i>Behandlung von Straßenabflüssen in anderen Ländern.....</i>	24
2.3	REGENWASSERBEHANDLUNGSANLAGEN	25
2.3.1	<i>Grundlagen</i>	26
2.3.2	<i>Regenklärbecken</i>	30
2.3.3	<i>Abscheider nach RiStWag</i>	32
2.3.4	<i>Regenrückhaltebecken mit Dauerstau.....</i>	33
2.3.5	<i>Reinigungsleistung</i>	33
2.4	RETENTIONSBODENFILTER.....	37
2.4.1	<i>Bemessung und Hydraulik.....</i>	40
2.4.2	<i>Reinigungsmechanismen bei der Bodenfiltration.....</i>	43
2.4.2.1	Filtration	43
2.4.2.2	Adsorption	44
2.4.2.3	Fällung	50
2.4.2.4	Abbau	51
2.4.2.5	Diffusion	52
2.4.3	<i>Empfehlungen zur Auswahl von Bodenfiltersubstraten.....</i>	53
2.4.4	<i>Reinigungsleistung</i>	54
2.5	FAZIT	55
3	MATERIAL UND METHODEN	57
3.1	AUSWAHL DER SUBSTRATE.....	57
3.2	SCHÜTTELVERSUCHE 1. SCREENING	60
3.3	SCHÜTTELVERSUCHE 2. SCREENING	62
3.4	FESTSTOFF- UND ELUATUNTERSUCHUNGEN	62
3.5	LYSIMETERUNTERSUCHUNGEN	64
3.5.1	<i>Aufbau der Lysimeter</i>	65
3.5.2	<i>Messbetrieb</i>	67
3.5.3	<i>Bodenanalysen und Redoxspannungen</i>	69
3.5.4	<i>Weitere Lysimeteruntersuchungen</i>	69
3.6	MODELLIERUNG DES STOFFTRANSPORTES.....	69
3.6.1	<i>Wassertransport</i>	69
3.6.2	<i>Stofftransport.....</i>	71
3.7	UNTERSUCHUNG AN SEDIMENTATIONSBECKEN	73
3.7.1	<i>Regenrückhaltebecken mit Dauerstau - Erdbecken Maarhäuser Weg.....</i>	73
3.7.2	<i>RiStWag-Abscheider - Betonbecken Westhoyer Weg</i>	77
3.7.3	<i>Messkonzept und messtechnische Ausstattung</i>	80
3.7.4	<i>Datenprüfung</i>	85
4	ERGEBNISSE - VORUNTERSUCHUNGEN.....	88
4.1	SCHÜTTELVERSUCHE 1. SCREENING	88
4.2	AUSGANGSBELASTUNG SUBSTRATE	90
4.3	SUBSTRATKENNWERTE	92

4.4	SCHÜTTELVERSUCHE 2. SCREENING	94
5	ERGEBNISSE - LYSIMETERUNTERSUCHUNGEN.....	96
5.1	HYDRAULISCHE BELASTUNG	96
5.2	KENNGRÖßEN DES BETRIEBS (DURCHLÄSSIGKEIT, FILTERMÄCHTIGKEIT, KOLMATION)	96
5.3	ZULAUFBELASTUNG.....	99
5.4	WIRKUNGSRADE	101
5.5	EINFLUSS DER BESCHICKUNGSHÖHE.....	107
5.6	EINFLUSS DES DROSSELABFLUSSES	108
5.7	REDOXSPANNUNGEN.....	111
5.8	EINFLUSS SALZBELASTUNG	112
5.9	SUBSTRATUNTERSUCHUNGEN.....	114
6	SIMULATION LANGZEITVERHALTEN	116
6.1	ANWENDBARKEIT STOFFTRANSPORTMODELL.....	116
6.2	EINGANGSWERTE	119
6.3	SIMULATION LANGZEITVERHALTEN	122
7	ERGEBNISSE - UNTERSUCHUNG AN SEDIMENTATIONSBECKEN	125
7.1	HYDRAULISCHE BELASTUNG	125
7.2	BECKENDURCHSTRÖMUNG (TRACERVERSUCHE)	129
7.3	ZULAUFKONZENTRATIONEN	134
7.4	FRACHTEN	135
7.5	WIRKUNGSRADE	136
7.6	UNTERSUCHUNG DER EINZELEREIGNISSE	144
7.6.1	Becken Westhover Weg	144
7.6.2	Becken Maarhäuser Weg	147
7.6.3	Vergleich der Becken	148
7.7	SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN	148
7.8	UNTERSUCHUNG DER PFLANZEN	156
8	DISKUSSION	159
8.1	RETENTIONSBODENFILTER	159
8.2	SEDIMENTATIONSBECKEN.....	164
9	FOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN.....	172
10	ZUSAMMENFASSUNG	175

LITERATUR

ANLAGEN

Abbildungsverzeichnis

Bild 2.1	Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter NH ₄ -N, Messprogramm BAB A 4 und A 59	11
Bild 2.2	Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter BSB ₅ , Messprogramm Hildesheim P5, ausgewertet nach den veröffentlichten Daten von PAULSEN [1984] und GROTTKER/SIEKER [1987]	12
Bild 2.3	Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter CSB, Messprogramm BAB A 4 und A 59	12
Bild 2.4	Bewertungsmatrix für die akute Toxizität von Ammoniak bei unterschiedlichen Sauerstoffsättigungen bei 15°C für Salmoniden- und Cypridengewässer, LAMMERSEN [1997]	18
Bild 2.5	Abhängigkeit des NH ₄ /NH ₃ -Gleichgewichtes von pH-Wert und Temperatur, LAMMERSEN [1997]	19
Bild 2.6	Abhängigkeit des Widerstandsbeiwertes von der Reynolds-Zahl nach CAMP	27
Bild 2.7	Sinkgeschwindigkeit von unterschiedlichen Kornfraktionen, verändert nach FAIR	28
Bild 2.8	Körnungslinien der Feststoffe an der Autobahn BAB A36, STOTZ [2001]	28
Bild 2.9	Abhängigkeit der Aufstiegs geschwindigkeit vom Tropfendurchmesser BÖHNKE et al. [1977]	29
Bild 2.10	Schematische Darstellung eines Regenklärbeckens mit Dauerstau ATV [1999]	31
Bild 2.11	Verteilung der Oberflächenbeschickung eines auf 9 m/h bemessenen Regenklärbeckens nach der Abflussmenge, KRAUTH/KLEIN [1983]	31
Bild 2.12	Leichtflüssigkeitsabscheider – Prinzipskizze (FGSV[1982])	32
Bild 2.13	Bodenfilter bei der Teilstrombehandlung (MUNLV [2001])	38
Bild 2.14	Retentionsbodenfilter mit vorgeschaltetem Sandfang ohne Vorentlastung, Entwurf zur RAS-Ew, Stand 10/2001, FGSV [2001b]	38
Bild 2.15	Einfluss der Versickerungsrate auf den hydraulischen Wirkungsgrad und die spez. Bodenfilterfläche bei einem Retentionsbodenfilter im Trennsystem bei einer Einstauhöhe von 1m, KASTING [2000]	41
Bild 2.16	Adsorption verschiedener Schwermetalle durch frischgefälltes Fe-Oxid in Abhängigkeit vom pH-Wert, KINNIBURGH et al. [1976]	45
Bild 2.17	Gehalte an Zn, Cd, Cu und Pb in Gleichgewichtslösungen von Bodenproben aus dem SBvt-Horizont einer Parabraunerde mit und ohne Zusatz von 5% Heu bzw. Torf in Abhängigkeit vom pH-Wert, HERMS/BRÜMMER [1984]	48
Bild 2.18	Phosphatadsorption eines Lößbodens, dessen pH (5,2) durch Zugabe von HCL oder Ca(OH) ₂ erniedrigt bzw. erhöht wurde SCHERTMANN/AMANN	50
Bild 3.1	Tagesniederschläge während des Messzeitraumes	64
Bild 3.2	Monatsniederschläge während des Messzeitraumes	65
Bild 3.3	Körnungslinien der eingesetzten Filtersubstrate der Lysimeter 1-6	66
Bild 3.4	Körnungslinie der mineralischen Bestandteile des Rollrasens	67
Bild 3.5	Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz	67
Bild 3.6	pF-Kurve entsprechend des Ansatzes in LEACHP (Huston/Cass [1987])	70
Bild 3.7	Übersicht Lage der Becken	73

Bild 3.8	Erdbecken Maarhäuser Weg: Blickrichtung zum Zulauf	74
Bild 3.9	Becken Maarhäuser Weg	75
Bild 3.10	Profile Becken Maarhäuser Weg	76
Bild 3.11	Draufsicht und Schnitt Becken Westhover Weg	78
Bild 3.12	Sedimentablagerungen Becken Westhover Weg	79
Bild 3.13	Betonbecken Westhover Weg: Blickrichtung zum Zulauf	79
Bild 3.14	Becken Westhover Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenzulauf (Messbereich bis 300 mm)	81
Bild 3.15	Becken Westhover Weg: grafische Darstellung der Messwerte, Ereignis 10.05.1999	81
Bild 3.16	Beckenablauf Maarhäuser Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenablauf	82
Bild 3.17	Becken Maarhäuser Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenzulauf	83
Bild 3.18	Becken Maarhäuser Weg: Probenahme während des Ereignisses am 12.07.1998	84
Bild 4.1	Ergebnisse der Schüttelversuche für Substrat 1 (Basalt, Firma Wegner)	88
Bild 4.2	Vergrößerungen der Substrate teilweise mit mm-Raster	93
Bild 4.3	Adsorptionsisothermen für die Substrate Sand (Nr. 22), Lavasand (Nr. 3) und Quarzsand (Nr. 13) nach dem 2. Screening	94
Bild 4.4	Adsorptionsisothermen für Straßensedimente Garbsen Probe 2 (BAB A 2), mit Darstellung der gelösten Zulaufkonzentrationen für die Lysimeter	96
Bild 5.1	Entwicklung der Durchlässigkeit der Lysimeter	97
Bild 5.2	Entwicklung der Filtermächtigkeiten bestehend aus Filter- und Dränschicht	98
Bild 5.3	Entwicklung der Drosselabflussspenden	99
Bild 5.4	Zu- und Ablaufkonzentrationen und Wirkungsgrade (gelöste und partikuläre Anteile) für Lysimeter 4 und 6	106
Bild 5.5	Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, abhängig von der Beschickungshöhe	108
Bild 5.6	Frachtgewogene Wirkungsgrade in Abhängigkeit vom Drosselabfluss für Lysimeter 1 und 2, Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz	109
Bild 5.7	Frachtgewogene Wirkungsgrade in Abhängigkeit von der Beschickungs-höhe, Lysimeter Allertal	110
Bild 5.8	Redoxspannungen und pH-Wert über die Versuchsdauer bei Lysimeter 4 und 6	111
Bild 5.9	Chloridkonzentration im Zulauf der Lysimeter	113
Bild 5.10	Anstieg der Zinkbelastung nach Ende der Untersuchungen, Lysimeter 4 und 6	115
Bild 6.1	Zu- und Ablaufkonzentration für Lysimeter 4 während des Messzeitraumes	117
Bild 6.2	Zu- und Ablaufkonzentration für Lysimeter 6 während des Messzeitraumes	118
Bild 6.3	Saugspannungskurven (Schichten 10-80 cm) für Lysimeter 4 und 6	120
Bild 6.4	pH-Werte im Zulauf zu den Lysimetern und in den Abläufen für Lysimeter 4 und 6 während des Messzeitraumes	121
Bild 6.5	Langzeitsimulation über 50 Jahre, Lysimeter 4, gesamte Konzentration als Zulaufbelastung	122

Bild 6.6	Langzeitsimulation über 50 Jahre, Lysimeter 4, gelöste Konzentration als Zulaufbelastung	123
Bild 7.1	Becken Westhover Weg: gemessene mittlere Abflussbeiwerte	126
Bild 7.2	Becken Westhover Weg: Ergebnis der Langzeitsimulation über 13 Jahre	127
Bild 7.3	Erdbecken Maarhäuser Weg: Ergebnis der Langzeitsimulation über 13 Jahre	128
Bild 7.4	Vergleich der Oberflächenbeschickungen	129
Bild 7.5	Becken Maarhäuser Weg: Tracerversuch am 28.08.00	130
Bild 7.6	Uraninkonzentrationen nach Ereignisende vom 28.08.2000	132
Bild 7.7	Uraninkonzentrationen nach Ereignisende vom 27.09.2000	134
Bild 7.8	Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Abfiltrierbare Stoffe	138
Bild 7.9	Konzentrationen und Wirkungsgrade für die Parameter Kupfer und Blei	139
Bild 7.10	Konzentrationen und Wirkungsgrade für die Parameter Zink und Cadmium	139
Bild 7.11	Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Chlorid	140
Bild 7.12	Chloridkonzentrationen im Zulauf zum Becken Maarhäuser Weg in den Frostmonaten	141
Bild 7.13	Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Ammonium-Stickstoff und Gesamtstickstoff	142
Bild 7.14	Konzentrationen und Wirkungsgrade für ausgewählte Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe- Becken Maarhäuser Weg	143
Bild 7.15	Konzentrationen und Wirkungsgrade für ausgewählte Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe- Becken Westhover Weg	143
Bild 7.16	Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der maximalen Oberflächenbeschickung	144
Bild 7.17	Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren Oberflächenbeschickung	145
Bild 7.18	Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren AFS-Zulaufkonzentration	145
Bild 7.19	Abhängigkeit des AFS-Wirkungsgrades von der maximalen Oberflächenbeschickung	146
Bild 7.20	Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der maximalen Oberflächenbeschickung	147
Bild 7.21	Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren AFS-Zulaufkonzentration	147
Bild 7.22	Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment, Mai - August 2000, Becken Maarhäuser Weg	151
Bild 7.23	Verteilung der Korngrößen im Beckensediment, Juni 2000, Becken Maarhäuser Weg	152
Bild 7.24	Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment, Juli 2000, Becken Westhover Weg	154
Bild 7.25	Verteilung der Korngrößen im Beckensediment, Juli 2000, Becken Westhover Weg	155
Bild 8.1	Hydraulische Belastung der Becken Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau), Westhover Weg (RiStWag-Abscheider) und Pleidelsheim im Vergleich	166

Bild 8.2	Häufigkeitsverteilung der rechnerischen Aufenthaltszeiten im Becken Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau) nach Ereignisbeginn, Ergebnis der Langzeitsimulation	167
Bild 8.3	Spezifische Anlagengrößen, max. Oberflächenbeschickungen und ausgewählte Wirkungsgrade von Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)	170

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1	Herkunft und Art straßenspezifischer Schadstoffe aus "normalem Straßenbetrieb"	5
Tabelle 2.2	Frachtgewogene Gesamtmittelwerte bei Messprogrammen an Straßenabflüssen	9
Tabelle 2.3	Median, Quantile und Extrema der frachtgewogene Gesamtmittelwerte bei Messprogrammen an Straßenabflüssen	10
Tabelle 2.4	Statistische Auswertung der frachtgewogenen Ereigniskonzentrationen für die Parameter NH ₄ -N, BSB 5 und CSB	11
Tabelle 2.5	Schwermetallkonzentration im Fahrbahnabfluss und Anteil der gelösten Spezies DIERKES [1999]	13
Tabelle 2.6	Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetallbelastung des Regenabflusses, bezogen auf 1 Liter Probenvolumen (XANTHOPOULOS [1990])	14
Tabelle 2.7	Übersicht über frachtgewogene Gesamtmittelwerte von Messprogrammen an Straßenabflüssen – Vergleich mit Gütekriterien	16
Tabelle 2.8	Qualitätsziele für einzelne PAK im Vergleich mit Konzentrationen im Straßenabfluss	17
Tabelle 2.9	Beispielhafte Ermittlung der Behandlungsbedürftigkeit von Straßenabflüssen, die versickert werden sollen (nach ATV-DVWK M 153)	21
Tabelle 2.10	Beispielhafte Ermittlung der Behandlungsbedürftigkeit von Straßenabflüssen, die in einen kleinen Flachlandbach eingeleitet werden sollen (nach ATV-DVWK M 153)	23
Tabelle 2.11	Anforderungen an die Regenwasserableitung und Behandlung innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten - gekürzte Zusammenstellung nach RiStWag FGSV [1982]	24
Tabelle 2.12	Arten von Regenbecken im Trennsystem, ATV Arbeitsblatt 166 (ATV [1999])	25
Tabelle 2.13	Übersicht der Wirkungsgrade der Messprojekte	34
Tabelle 2.14	Haupteigenschaften der Bodenfilter zur Straßenentwässerung (MUNLV [2001])	39
Tabelle 2.15	Einstaudauern und ihre Wiederkehrzeiten für einen Retentionsbodenfilter mit einem hydraulischen Wirkungsgrad von 80% und 1m Einstauhöhe bei unterschiedlichen Versickerungsraten	42
Tabelle 2.16	Beschickungshöhen eines RBF (90 m ² /ha, 3·10 ⁻⁵ m/s, 1m Einstauhöhe, Stapelhöhe 43 m/a) für das Jahr 1978 (Jahresniederschlag 652 mm)	42
Tabelle 2.17	Vergleich der Profilgehalte; Alsdorf (MUNLV [2001])	44
Tabelle 2.18	Einfluss der Bodenazidität auf die relative Bindungsstärke von Metallen (FSM) bei sandigen Böden (Boden S, Su2) mit geringem Humusanteil (<2%) DVWK [1988]	46
Tabelle 2.19	Wirkungsgrade, Vergleich Muldenversickerung M20 und M30 in Augsburg und RBF Waldangelloch	55
Tabelle 3.1	Schwermetallsalze zur Herstellung der Schüttellösung	61
Tabelle 3.2	Analyseverfahren Schüttelversuche	61
Tabelle 3.3	Analyseverfahren Eluatuntersuchungen	63
Tabelle 3.4	Analyseverfahren organische Parameter nach LAGA	63

Tabelle 3.5	Analyseverfahren Substratkennwerte	64
Tabelle 3.6	Kenndaten der Lysimeter	66
Tabelle 3.7	Analyseumfang Lysimeteruntersuchungen	68
Tabelle 3.8	Konzentrationsverlauf während eines Ereignisses am Beckenablauf	84
Tabelle 4.1	Klassenzuordnung für Gleichgewichtskonzentrationen bei einer adsorbierten Stoffmenge von 50 mg/kg Blei, Zink, Kupfer bzw. 1 mg/kg Cadmium	88
Tabelle 4.2	Bewertung der Adsorptionseigenschaften der untersuchten Substrate mit Werten von 1 (gute-) – 7 (schlechte Adsorptionseigenschaft)	90
Tabelle 4.3	Bestimmung der Eluatkonzentrationen [mg/l] für die ausgewählten Substrate – Vergleich mit Grenzwerten nach BBodSchV [1999] und LAGA [1997]	91
Tabelle 4.4	Bestimmung der Eluatkonzentrationen und der Feststoffgehalte für Rindenhumus 0/6 Substrat Nr. 20 – Vergleich mit Z0-Grenzwerten nach LAGA [1997]	92
Tabelle 4.5	Kennwerte der untersuchten Substrate	93
Tabelle 5.1	Beschickungshöhe der Lysimeter [m]	97
Tabelle 5.2	Frachtgewogene Zulaufkonzentration und Flächenbelastung, (Einzel- und Sammelbeschickungen)	100
Tabelle 5.3	Gelöste Anteile im Zulauf	100
Tabelle 5.4	Frachtgewogene Zulaufkonzentration und Flächenbelastung (Einzelbeschickungen)	101
Tabelle 5.5	Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, (homogenisierte Proben, 18 Beschickungen)	103
Tabelle 5.6	Frachtgewogene Wirkungsgrade – gelöst, (filtrierte Proben, 8 Beschickungen)	105
Tabelle 5.7	Vergleich der Ergebnisse Lysimeter 4 und 6	107
Tabelle 5.8	Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, Lysimeter Allertal (homogenisierte Proben, 10 Beschickungen)	110
Tabelle 5.9	Kationenaustausch-Kapazität für Sand 22 (Lysimeter 4) für die unbelastete Probe und eine Probe nach Verringerung der Durchlässigkeit	113
Tabelle 6.1	Bodenkennwerte und CAMPBELL-Parameter für Lysimeter 4 und 6	119
Tabelle 6.2	Adsorptionskoeffizienten für Lysimeter 4 und 6	120
Tabelle 6.3	Ergebnisse LZS für Lysimeter 4 und 6	123
Tabelle 7.1	Schwerpunktslaufzeiten	126
Tabelle 7.2	Statistische Auswertung der Zulaufwassermengen	128
Tabelle 7.3	Becken Westhover Weg: Mittlere Niederschlags- und Abflussverhältnisse	128
Tabelle 7.4	Statistische Auswertung der Zulaufwassermengen	129
Tabelle 7.5	Bilanz der Tracerfrachten für das Becken Maarhäuser Weg	131
Tabelle 7.6	Becken Westhover Weg: Frachtbilanzen der Tracerversuche	132

Tabelle 7.7	Korrelationskoeffizienten für die Zulaufkonzentration verschiedener Parameter mit der Zulaufkonzentration von AFS (Zulauf Becken Westhover Weg)	135
Tabelle 7.8	jährliche abgespülte Frachten	136
Tabelle 7.9	Wirkungsgrade (Gesamtfrachtsumme) der untersuchten Becken	138
Tabelle 7.10	Becken Westhover Weg: AFS-Bilanzdaten der maximalen Ereignisse	146
Tabelle 7.11	Korrelationskoeffizienten zwischen Ablaufkonzentrationen und Ereignisparametern - Becken Westhover Weg	148
Tabelle 7.12	Korrelationskoeffizienten zwischen Ablaufkonzentrationen und Ereignisparametern - Becken Maarhäuser Weg	148
Tabelle 7.13	Erdbecken Maarhäuser Weg: Konzentrationen der Sedimentproben, 0-10 cm	149
Tabelle 7.14	Betonbecken Westhover Weg: Konzentrationen der Sedimentproben	153
Tabelle 7.15	Analysen der Pflanzen, Becken Maarhäuser Weg	156
Tabelle 8.1	Frachtgewogene Zulaufkonzentration, Vergleich Versuchsanlage Augsburg und RBF Waldangelloch und Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz	163
Tabelle 8.2	Frachtgewogene Wirkungsgrade, Vergleich Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz (Lysimeter 4), Muldenversickerung M20 und M30 Augsburg und RBF Waldangelloch	163
Tabelle 8.3	Frachtgewogene Wirkungsgrade, Becken Westhover Weg für Ereignisse mit einer Oberflächenbeschickung < 4 m/h im Vergleich zur Auswertung aller Ereignisse	165
Tabelle 8.4	Rechnerische Aufenthaltszeiten aufgrund der maximalen Oberflächenbeschickungen der untersuchten Ereignisse für die Becken Westhover Weg (RiStWag-Abscheider), Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau) und Pleidelsheim	167
Tabelle 8.5	Vergleich der Wirkungsgrade verschiedener Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)	168
Tabelle 8.6	Kenndaten der in Messprogrammen untersuchten Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)	169
Tabelle 9.1	Vergleich der Wirkungsgrade verschiedener Sedimentationsbecken und der halbtechnischen Bodenfilter (Lysimeter)	173

1 Veranlassung und Zielsetzung

Niederschlagsabflüsse von stark befahrenen Straßen weisen gegenüber den Zielvorgaben der LAWA [1998] für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" bei den Schwermetallen deutliche Belastungen auf. An den Gütemessstellen kommt es für die Schwermetalle häufig zu einer Überschreitung der Zielvorgaben. Als Ursache dafür wird die Einleitung von Abflüssen aus den Kanalisationen genannt, zu denen auch die Abflüsse von Straßen gehören. Neben den Schwermetallen sind die Abflüsse von stark befahrenen Straßen unter anderem auch mit polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und mineralischen Kohlenwasserstoffen (MKW) belastet.

Bei der Entwässerung von Straßen ist zu berücksichtigen, dass nicht alle Entwässerungsarten zu einer direkten Belastung der Oberflächengewässer beitragen. Der Standardfall für die Straßenentwässerung ist die breitflächige Versickerung der ablaufenden Niederschläge über die Böschung (FGSV [1987]). Die Niederschlagsabflüsse werden dabei hauptsächlich durch Filtration und Adsorption durch den Boden im Böschungsbereich gereinigt. Die Reinigung der Straßenabflüsse bei der dezentralen Versickerung wird nach den Empfehlungen des M 153 (ATV-DVWK [2000]) und A 138 (ATV-DVWK [2002]) als ausreichend angesehen.

Nur wenn im Straßenseitenbereich nicht genügend Platz vorhanden ist bzw. die Untergrundverhältnisse oder der zu geringe Abstand zum Grundwasserleiter eine Versickerung nicht zulassen, wird eine Ableitung der Abflüsse erforderlich. Bei günstigen Untergrundverhältnissen und ausreichendem Abstand zum Grundwasserleiter besteht die Möglichkeit, die Abflüsse in einem zentralen Versickerungsbecken versickern zu lassen. Zentrale Versickerungsanlagen weisen nach ATV-DVWK-Merkblatt 153 „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ (ATV-DVWK [2000]) und ATV-Arbeitsblatt 138 (ATV-DVWK [2002]) eine ausreichende Reinigungswirkung auf. Kommt eine Versickerung nicht in Betracht, so ist eine Ableitung in ein Oberflächengewässer erforderlich.

Vor der Einleitung in ein Gewässer ist innerhalb von Wasserschutzgebieten im Regelfall nach Vorgabe der Genehmigungsbehörden eine Regenwasserbehandlung erforderlich, die üblicherweise nach den "Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten" - kurz RiStWag - (FGSV [1982]) dimensioniert wird. Auch außerhalb von Wasserschutzgebieten wurden teilweise bei der Ableitung von Straßenabflüssen in leistungsschwache und / oder ökologisch sensible Gewässer Vorgaben für eine Regenwasserrückhaltung bzw. Reinigung gemacht, zumeist durch Auflagen der Genehmigungsbehörden.

Mit dem Erscheinen des M 153 (ATV-DVWK [2000]) sind nun auch für Abflüsse von Straßen außerhalb von Wasserschutzgebieten länderübergreifend Empfehlungen für die Regenwasserbehandlung aufgestellt worden. Werden Abflüsse von stark befahrenen Straßen in gering belastbare Gewässer eingeleitet, wird eine Regenwasserbehandlung erforderlich. Das M 153 gibt Empfehlungen für die Wahl der Behandlungsanlage und bewertet deren Reinigungsleistung pauschal. Eine Bewertung der Reinigungsleistung in Abhängigkeit von den Parametern erfolgt nicht.

In der Vergangenheit wurden zur Regenwasserbehandlung an Straßen hauptsächlich nach RiStWag dimensionierte Abscheider bzw. auch Regenrückhaltebecken (RRB) mit Dauerstau

eingesetzt. Beides sind Sedimentationsbecken. Seit einigen Jahren kommen auch Retentionsbodenfilter (RBF) zum Einsatz. Über die Reinigungsleistung von den nach RiStWag dimensionierten Abscheidern und den RRB mit Dauerstau liegen bislang relativ wenig Erkenntnisse vor, zumal das Hauptziel bei den nach RiStWag dimensionierten Abscheidern der Rückhalt von Leichtflüssigkeiten (Benzine und Öle) und bei den RRB die Retention der Abflüsse und nicht die Abtrennung von sedimentierbaren Stoffen ist.

RBF wurden bislang häufig zur weitergehenden Mischwasserbehandlung eingesetzt. Erkenntnisse zur Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Stoffen liegen bislang praktisch nicht vor.

Die Reinigungsmechanismen beim RBF beruhen auf den wesentlichen Mechanismen der Filtration, der Sorption und des Abbaus. Bei den in den Straßenabflüssen enthaltenen Schwermetallen stehen für den partikulären Anteil Filtrationsprozesse und für den gelösten Anteil Adsorptionsprozesse im Vordergrund. Im Vergleich zu den Sedimentationsbecken können durch die Adsorptionsprozesse auch im Straßenabfluss gelöste Schwermetalle zurückgehalten werden.

Da die Adsorptionsleistung stark von den bodenchemischen und –physikalischen Eigenschaften des Filtersubstrats abhängig ist, kommt der Auswahl des Filtersubstrats eine große Bedeutung zu. Allerdings gibt es bislang wenig Hinweise, wie sich adsorptionsstarke Substrate für RBF zur Reinigung von Straßenabflüssen auswählen lassen und wie sich deren Leistungsfähigkeit im Vergleich zu adsorptionsschwachen Substraten unterscheidet.

Ziele der Arbeit

Im Rahmen dieser Arbeit soll der Kenntnisstand zur Reinigungsleistung von RBF und Sedimentationsanlagen zur zentralen Behandlung von Straßenabflüssen vergrößert und mit bisherigen Ergebnissen systematisch verglichen werden. Im einzelnen ergeben sich folgende Fragen:

Retentionsbodenfilter:

- Welchen Anteil hat die Adsorption von gelösten Inhaltsstoffen am Gesamtwirkungsgrad der RBF ?
- Welchen Einfluss hat das ausgewählte Filtersubstrat auf die Adsorption von gelösten Inhaltsstoffen ?
- Wie kann die Adsorptionsstärke von Filtersubstraten vor dem Einbau in RBF getestet werden ?
- Wie ist das Langzeitverhalten von Filtersubstraten im Hinblick auf die Adsorption von gelösten Inhaltsstoffen zu bewerten ?

Lösungsansatz:

- Zunächst werden unterschiedliche Substrate, die für die Bodenfiltration prinzipiell in Frage kommen, über sogenannte Schüttelversuche auf ihre Adsorptionsleistung gegenüber gelösten Schwermetallen, PAK und MKW getestet.

- Ausgewählte Substrate werden in Lysimetern – halbtechnischen Bodenfiltern - regelmäßig mit Abflüssen von stark befahrenen Straßen belastet und ihre Reinigungsleistung ermittelt.
- Mit einem Stofftransportmodell wird anhand von Adsorptionsisothermen das Langzeitverhalten der untersuchten Substrate bewertet.

Neben den Untersuchungen zu den RBF erfolgen Untersuchungen an Sedimentationsbecken. Es ergeben sich folgende Fragen:

Sedimentationsbecken:

- Wie ist die Reinigungsleistung eines RiStWag-Abscheiders, der auf die übliche Zielgröße einer Oberflächenbeschickung von 9 m/h dimensioniert ist, gegenüber straßenspezifischen Parametern ?
- Wie ist die Reinigungsleistung von einem Regenrückhaltebecken mit Dauerstau zu bewerten, das gegenüber einem nach den RiStWag bemessenen Abscheider ein wesentlich größeres spezifisches Speichervolumen besitzt ?

Lösungsansatz:

- An bestehenden Sedimentationsbecken, die die obigen Kriterien erfüllen, wird die Reinigungsleistung ermittelt und in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bewertet.

Begriffsdefinitionen und Abkürzungen

Abscheider: Abscheider entsprechen dem Prinzip von Regenklärbecken mit Dauerstau, wobei der Zulauf nicht auf einen kritischen Abfluss begrenzt ist. Der Begriff Abscheider kommt aus dem Bereich der Straßenentwässerung. Nach FGSV [1982] dimensionierte Abscheider werden als RiStWag-Abscheider bezeichnet.

Regenklärbecken: Regenklärbecken dienen nach ATV Arbeitsblatt 166 (ATV [1999]) im Trennsystem der Entschlammung von Regenwasser und dem Rückhalt von Schwimmstoffen. Ihnen ist ein Beckenüberlauf vorgeschaltet, der den Zufluss zum Becken begrenzt. Sie können mit und ohne Dauerstau betrieben werden.

Regenrückhaltebecken (RRB): RRB gehören nach ATV Arbeitsblatt 166 (ATV [1999]) zu den Rückhalteanlagen. Sie besitzen ein Drosselbauwerk, Notüberlauf und eine Speicherkammer. Sie werden zum Schutz der Gewässer vor zu hoher hydraulischer Belastung auch bei der Straßenentwässerung eingesetzt. Wenn sie mit einem Dauerstaubereich ausgestattet sind, haben sie auch die Funktion einer Sedimentationsanlage und damit einer Regenwasserbehandlungsanlage.

Retentionsbodenfilter (RBF): nach ATV Arbeitsblatt 166 (ATV [1999]) gehören RBF zu den Filteranlagen. Bei RBF kommt es neben der Abtrennung von partikulären Stoffen zu einer zusätzlichen Adsorption und zum Abbau von gelösten Stoffen. Der Retentionsraum ist oberhalb des Filters angeordnet.

Retentionsbodenfilteranlage (RBFA): Hier handelt es sich um Retentionsbodenfilter, denen eine Sedimentationsanlage zum Schutz vor Kolmation vorgeschaltet ist.

Gliederung der Arbeit

Zunächst wird in Kapitel 2 der Kenntnisstand zur Belastung von Straßenabflüssen, zu den Anforderungen an die Regenwasserbehandlung und zu den dazu eingesetzten Behandlungsanlagen zusammengestellt.

In Kapitel 3 werden die eingesetzten Methoden für die Untersuchungen dieser Arbeit dargelegt. Die Ergebnisse zu den RBF werden dann in den Kapiteln 4 bis 6 und für die Sedimentationsbecken in Kapitel 7 zusammengestellt.

In Kapitel 8 werden die Ergebnisse zusammengefasst und diskutiert. Anschließend werden in Kapitel 9 die Folgerungen gezogen und weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt.

Forschungsprojekte

Die Ergebnisse, die in dieser Arbeit vorgestellt werden, sind zum Großteil im Rahmen von Forschungsprojekten erarbeitet worden, die der Autor bei der IFS - Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie, Hannover maßgeblich bearbeitet hat.

Die Untersuchungen zu den RBF wurden im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsvorhabens durchgeführt.

Der RiStWag-Abscheider und das RRB wurden im Rahmen eines vom Ingenieurdienst Nord vermittelten Forschungsvorhabens der Bundesanstalt für Straßenwesen untersucht.

Teile der dieser Arbeit zugrunde liegenden Abhandlungen und Untersuchungen werden im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen - vertreten durch die Bundesanstalt für Straßenwesen - unter den Forschungsprojektnummern FE-05.108/1996/GRB und 05.123/2000/GGB durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt liegt allein beim Autor.

2 Kenntnisstand

2.1 Beschaffenheit der Abflüsse von Straßen

Seit dem Beginn der 70er Jahre ist die Belastung der Abflüsse von stark befahrenen Straßen und die Herkunft der Inhaltsstoffe untersucht worden. Ein Hauptziel dieser Untersuchungen ist die Beurteilung und Abschätzung der Folgen für das Grundwasser, die bei der Versickerung dieser Abflüsse über die Böschung bzw. in zentralen Sickeranlagen auftreten. Ein weiterer wesentlicher Punkt ist die Abschätzung, welche qualitativen Auswirkungen bei der direkten Einleitung in Oberflächengewässer zu erwarten sind. Tabelle 2.1 gibt eine Übersicht über die Herkunft der straßenspezifischen Inhaltsstoffe im Abfluss. Weitere Hinweise sind KRAUTH/KLEIN [1982], SIEKER/GROTTKER [1987], KRAUTH/STOTZ [1987], REINIRKENS [1991], LANGE/MOOG [1995], TEGETHOF [1998], HEINZMANN [1993] zu entnehmen.

Tabelle 2.1 Herkunft und Art straßenspezifischer Schadstoffe aus "normalem Straßenbetrieb" (aus ASCHERL/FLOSS [1995])

Herkunft	Emitierte Stoffe	Literaturquelle
Abgase	Pb (3), Ni (2), Stickstoffverbindungen (1), Kohlenwasserstoffe (2-3), Ruß, partikuläres Material	GOLWER 1991, KRAUTH & STOTZ 1987
Bremsenabrieb	Cr (3), Cu (2/3), Ni (2), Stäube	Yousef 1986 - zit. in KRAUTH & STOTZ 1987
	Pb (3), Zn (1-3), Asbest	Muschak 1989 - zit. in UNGER & PRINZ 1992
Reifenabrieb	Cd (3), Zn (1-3), Ruße, organische Substanzen Kautschuk, Schwefel (1-2)	KRAUTH & STOTZ 1987
	Pb (3), Cr (3), Cu (2/3), Ni (2)	Muschak 1989 - zit. in UNGER & PRINZ 1992
Straßenabrieb	Partikel, Si (0), Ca (0), Mg (1), Asphalt, Bitumen (2-3)	KRAUTH & STOTZ 1987
	Pb (3), Cr (3), Cu (2/3), Ni (2), Zn (1-3)	Muschak 1989 - zit. in UNGER & PRINZ 1992
Abrieb von Fahrbahnmarkierungen	Titanoxid (TiO ₂)	GOLWER & SCHNEIDER 1983a
	Lösungsmittel, (CKW in Abbeizmitteln)	SCHALLES 1988
Tropfverluste (Treibstoffe, Schmierstoffe, Bremsflüssigkeit, Unterbodenschutz, Frostschutz)	Pb (3), Ni (2), Zn (1-3), organische Stoffe, Öle, Fette, C ₁₀ H ₈ (2-3)	KRAUTH & STOTZ 1987
	Cu (2/3), Va (2), Cr (3)	Muschak 1989 - zit. in UNGER & PRINZ 1992
Korrosion, Verschleiß	Al (1), Cu (2/3), Fe (1), Co, Mn (1)	Yousef 1986 - zit. in KRAUTH & STOTZ 1987
Baustoffe	Mineralstoffe, Bindemittel (Bitumen, Kalk, Zement), alternative Baustoffe	GOLWER 1991
Tausalzstreuung	NaCl (0), CaCl (0)	BROD 1993
Straßenunterhaltung	Markierungsfarbe (Titan), Reinigungsmittel, Pflanzenbehandlungsmittel, Schädlingsbekämpfungsmittel	GOLWER 1991
Unfälle	alle Arten wassergefährdender Stoffe	STATISTISCHES BUNDESAMT 1986-1994

Neben den Belastungen aus dem Straßenbetrieb kommt es durch die atmosphärische Vorbelastung an Schwermetallen, PAK, MKW, Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid, Stickoxiden und Phosphor zu einer Belastung des Niederschlags, der über die Straßen abfließt

(HEINZMANN [1993]). Auf die Vorbelastung des Niederschlags an der Gesamtverschmutzung des Straßenabflusses weisen auch KRAUTH/KLEIN [1982], SIEKER/GROTTKER [1987] und DANNECKER et al. [1988] hin.

Auch Nährstoffe und Ammonium sind in Straßenabflüssen vorhanden. Phosphorquellen sind Pollenflug und Vegetationsreste (HEINZMANN [1993]), in städtischen Einzugsgebieten auch Exkremate von Tieren (MUSCHACK [1989]). SADIG et al. [1989] weisen ergänzend zu Tabelle 2.1 darauf hin, dass Phosphate in hoher Konzentration auch in Autoreifen vorkommen. KRAUTH/KLEIN [1982] messen an einer Autobahn $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen im Regenwasser von 0,22 – 3,9 mg/l. Die zusätzliche Belastung durch Staubbiederschlag bzw. durch den Straßenbetrieb sind dabei eher gering ist.

Die Akkumulation der Stoffe im Straßenbereich, die durch die Niederschläge abgespült werden, wird nach den Beobachtungen von SIEKER/GROTTKER [1987] durch natürliche Windbewegung und Luftwirbel der Fahrzeuge begrenzt, die zu einer Verwehung der Straßenablagerungen führen. DANNECKER et al. [1988] weisen darauf hin, dass die Akkumulationsfähigkeit der Stoffe im Straßenbereich durch weitere Faktoren beeinflusst wird:

- Entwässerungsart (Bordsteinrinnen, bewachsene Muldenrinnen etc.)
- Vorhandensein von Seiten- und Parkstreifen
- Häufigkeit der Straßenreinigung
- zeitlicher Abstand zum letzten Regenereignis.

Bei den Belastungen im Straßenabfluss ist generell zu unterscheiden, ob sie durch den normalen Straßenbetrieb verursacht werden, ob sie vorübergehend auftreten (z.B. Tausalzbelastung) oder ob sie nur außergewöhnlich auftreten (Unfälle) (ASCHERL/FLOSS [1995]).

2.1.1 Gesamtmittelwerte

Für die Abschätzung von Frachten, die mit dem Abfluss von Straßen abgetragen werden, ist die Angabe von frachtgewogenen Gesamtmittelwerten für die Konzentration erforderlich. Für die weitere Bezeichnung wird folgendes definiert:

Frachtgewogene Ereigniskonzentration: Für ein Ereignis wird die frachtgewogene Ereigniskonzentration über die Frachtsumme ermittelt bezogen auf die Abflussfülle des jeweiligen Ereignisses. Um die Frachtsumme zu erfassen, ist eine volumenproportionale Probenahme erforderlich. Wird die Probenahme zeitproportional durchgeführt, muss durch Aufstellung von Konzentrationsganglinien für das Ereignis mit der Abflussganglinie eine Frachtganglinie ermittelt werden, durch deren Integration die Ereignisfracht bestimmt werden kann. Bezogen auf die Abflussfülle ergibt sich dann die frachtgewogene Ereigniskonzentration.

Frachtgewogener Gesamtmittelwert: Wird berechnet aus der Summe der Frachten der Einzelereignisse bezogen auf die Summe der Abflüsse der Einzelereignisse. Die Frachten der Einzelereignisse ergeben sich aus der Multiplikation der frachtgewogenen Ereigniskonzentrationen mit den Abflussfüllen der jeweiligen Ereignisse. Sind die bilanzierten Einzelereignisse repräsentativ für die Untersuchung, so lässt sich mit dem frachtgewogenen

Gesamtmittelwert und dem Jahresabfluss die Jahresfracht für das Einzugsgebiet abschätzen.

In Tabelle 2.2 sind die in verschiedenen Messprogrammen ermittelten frachtgewogenen Gesamtmittelwerte im Straßenabfluss aufgeführt. Dabei sind zum besseren Überblick die Ergebnisse an der BAB A 4 und BAB A 59 mit aufgeführt, deren Ermittlung in dieser Arbeit beschrieben wird.

Bedingt durch die Vielfalt der unterschiedlichen Randbedingungen bei den Messprogrammen (insbesondere: Niederschlagsverhältnisse, Lage der Messstelle, Entwässerungsart, Verkehrsbelastung und Messmethodik) ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse schwierig. Auf einige wesentliche Unterschiede, die beim Lesen der Tabelle zu berücksichtigen sind, soll eingegangen werden.

Ereignisanzahl: Generell wurde eine relativ große Anzahl von mehr als 29 Ereignissen beprobt, weshalb von einer guten Repräsentanz auszugehen ist. Nur in Berlin Biesdorf-Süd sind mit 10 Ereignissen deutlich weniger Ereignisse beprobt worden.

Messort: Die Messungen erfolgten generell im Kanal. Nur beim Messprogramm an der Elbinger Straße in Karlsruhe wurde direkt an den Straßenabläufen gemessen. Inwieweit die Lage des Messortes Einfluss auf die Messergebnisse hat, ist schwer abzuschätzen. Der hohe Wert an abfiltrierbaren Stoffen von 564 mg/l, der in Karlsruhe/Elbinger Straße gemessen wurde, läßt im Vergleich zu den anderen Messprogrammen mit Konzentrationen von 85 mg/l bis 339 mg/l allerdings vermuten, dass es an den Straßenabläufen zu Sedimentationsprozessen kommt, weshalb die AFS Konzentration bei der Messung im Kanal geringer ist.

Entwässerungsart: Auf eine Besonderheit ist bei den Messprogrammen an der B33/34 in Singen und an der A8/B10 bei Ulm-West hinzuweisen. Bei diesen Messprogrammen erfolgte die Entwässerung der Straßen für ca. die Hälfte des Einzugsgebietes über bewachsene Mulden. Durch teilweise versickerndes Niederschlagswasser und einen Stoffrückhalt durch Sedimentation in den bewachsenen Mulden ist mit geringeren Stoffkonzentrationen zu rechnen. Eine einheitliche Tendenz für die Konzentration der Stoffe in den Niederschlagsabflüssen läßt sich für diese Messprogramme aber nicht ableiten. So weist zwar das Messprogramm an der B33/34 in Singen mit bewachsenen Mulden die minimale AFS Konzentration von 85 mg/l auf. Dagegen wurde an der A8/B10 bei Ulm-West mit bewachsenen Mulden eine Konzentration von 252 mg/l AFS gemessen, was teilweise deutlich über den Werten der übrigen Messprogramme liegt, bei denen die Entwässerung über befestigte Rinnen erfolgt.

jährliche Variabilität: Interessant ist der Vergleich der Werte für das Messprojekt an der Marienburger Straße in Hildesheim. Dabei wurden Messungen in zwei Messzeiträumen mit fast gleicher Niederschlagsbelastung durchgeführt. Es zeigt sich, dass trotz gleichbleibendem Einzugsgebiet und Messsystem die Konzentrationen deutlich differieren können. So liegen die absetzbaren Stoffe (ASS) um 25 % auseinander bezogen auf den Maximalwert von 2,4 ml/l. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Werte liegen sogar um 74 % auseinander bezogen auf den Maximalwert von 2,31 mg/l. Auch für CSB und BSB_5 wurden erhebliche Unterschiede festgestellt. Das Messprogramm weist somit auf eine jährliche Variabilität der frachtgewogenen Gesamtmittelwerte in Regenwasserabflüssen hin.

In einem Messprogramm in Hamburg / Pinkertweg DANNECKER et al. [1988] wurde bei zwei Messzeiträumen eine ähnliche Variabilität festgestellt. Da bei diesem Vorhaben keine Einzelereignisse beprobt sondern Mischproben über jeweils eine Woche an Straßenabläufen gezogen wurden, werden die Daten wegen der mangelnden Vergleichbarkeit hier nicht mit aufgeführt.

zeitliche Entwicklung: Die minimale Bleikonzentration wurde bei den Messprogrammen an der BAB A 4 und der BAB A 59 im Jahr 1999 mit 0,06 mg/l festgestellt. Die Bleikonzentrationen der übrigen Messprogramme mit 0,09 mg/l bis 0,34 mg/l aus den Jahren 1979 bis 1993 liegen deutlich höher. Unter anderem bei GROTEHUSMANN [1995], DIERKES [1999] und TEGETHOF [1998] wurde bereits darauf hingewiesen, dass die Verringerung des Bleigehaltes im Kraftstoff in den letzten Jahren auch zu einer Verringerung der Bleibelastung der Straßenabflüsse geführt hat.

Auch bei den aus den Tropfverlusten stammenden MKW zeigt sich eine Reduzierung gegenüber den 80er Jahren. Dies ist bei der aktuellen Fahrzeugflotte auf die wesentlich dichteren Motoren zurückzuführen (MUSCHACK [2001]).

Salzbelastung: Die Angaben zur Chloridbelastung sind in der Tabelle vollständigshalber mit aufgeführt. Chlorid wird im Zuge der Tausalzstreuung auf die Straßen aufgebracht. Die Angabe eines frachtgewogenen Gesamtmittelwertes ist als wenig aussagekräftig anzusehen, da die Höhe der eingesetzten Tausalzmenge von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich hoch sein kann. Die Messprogramme mit Messdauern von in der Regel weniger als einem Jahr sind somit als nicht repräsentativ für die Ermittlung der frachtgewogenen Chloridkonzentration im Abfluss anzusehen.

Fazit:

Die obigen Ausführungen zeigen, dass aufgrund der äußeren Randbedingungen es nach bisherigem Kenntnisstand nicht möglich ist, zuverlässig die mittleren frachtgewogenen Konzentrationen von Inhaltsstoffen in Niederschlagsabflüssen von Straßen abzuschätzen. Die Höhe der Niederschlagsbelastung, die Lage der Messstelle und die Art der Entwässerung können dabei Anhaltswerte für eine Abschätzung liefern. Wie die Messprogramme von Hildesheim und Hamburg zeigen, ist jedoch selbst bei gleichem Einzugsgebiet und fast gleichem Jahresniederschlag mit einer Variabilität zwischen den Untersuchungszeiträumen zu rechnen.

Um einen Überblick über den Schwankungsbereich der Konzentrationen von stark befahrenen Straßen zu bekommen, sind die in Tabelle 2.2 für die einzelnen Messprogramme aufgeführten Werte in Tabelle 2.3 zusammengefasst.

Tabelle 2.2 Frachtgewogene Gesamtmittelwerte bei Messprogrammen an Straßenabflüssen

Untersuchungsgebiet	Zürich National- straße 1	Pleidelstheim A81	Obersees- heim A6	Ulm-West A8/B10	Hildesheim Marienburger Str. P5	Hildesheim Marienburger Str. P5	Grottker/Sieker (1987)	Karlsruhe Waldstadt/ Elbinger Str. Xanthopoulos (1992)	B33/34 Singen Krauth/Stolz (1993)	Berlin Biesdorf-Süd Schulte (1997)	Köln, West- hover Weg BAB A4 IFS (2000)	Köln, Maar- häuser Weg BAB A 59 IFS (2000)
Literaturquelle	Daubner et al. (1979)	Krauth/Klein (1982)	Krauth/Klein (1982)	Klein (1982)	Paulsen (1984)	Paulsen (1984)	Grottker/Sieker (1987)	Xanthopoulos (1992)	Krauth/Stolz (1993)	Schulte (1997)	IFS (2000)	IFS (2000)
Anzahl der Proben / Ereignisse	/ ein Jahr	380 / 53	226 / 48	244 / 44	/ 35	/ 35	/ 31	k.A.	/ 111	10 / 10	/ 33	/ 29
Messzeitraum	5/76 - 4/77	2/78 - 9/78	2/79 - 7/79	5/80 - 3/81	3/82-10/83	3/82-10/83	9/84 - 8/85	10/88-?	12/91-4/93	9/96 - 12/96	7/98 - 1/00	6/98 - 7/99
mittl. Jahresniederschlag	k.A.	792	737	780	715	715	715	742	k.A.	589	686	686
Lage der Meßstelle	Kanal	Kanal	Kanal	Kanal	Kanal	Kanal	Kanal	Straßeneinläufe	Kanal	Kanal	Kanal	Kanal
Neigungsklasse	2	1-2	2	k.A.	2	2	2	1	1-2	1	k.A.	k.A.
Anmerkungen				teilweise Entwässerung über Mulden					teilweise Entwässerung über Mulden			
ASS					2,4		1,8					
AFS	110	137	181	252			339	564	85	121	151	158
Chlorid	159	108	152	357	213		80		97	7	132	66
BSB ₅	12				9		15			18		
CSB		107	119	86	74		91	49	37	141	122	136
NH ₄ -N	0,50	0,76	0,89	0,51	0,60		2,31	0,20		0,44	0,74	0,60
P ges	0,28	0,25	0,35	0,31	0,30					0,49		
Cadmium	3,4	5,9	5,9	2,8			4,2	6,4	3,7	1,4	< 1 ¹⁾	< 1 ¹⁾
Chrom		9,6	20,4	5,2			24,2		24,2		< 5 ¹⁾	< 5 - 27 ¹⁾
Blei	0,34	0,20	0,25	0,16			0,30	0,31	0,13	0,08	0,06	0,06
Kupfer	0,047	0,097	0,117	0,058			0,136	0,108	0,043	0,127	0,110	0,120
Nickel							0,035	0,057	0,023	0,029	< 0,01 ¹⁾	< 0,01 ¹⁾
Quecksilber							0,403			< 0,5	< 0,2 - 3,9 ¹⁾	< 0,2
Zink	0,25	0,36	0,62	0,32			0,44	0,60	0,28	0,50	0,49	0,53
PAK (TVO)		2,61	2,97	2,51			0,24			1,65	3,39	2,54
PAK (US-EPA)											5,98	4,4
MKW (H18)	4,50	7,02	5,51	2,05			0,83	0,005			< 0,1	0,25
pH-Wert					7,6					7,6	7,1	7,1

1) Konzentrationen nur bei wenigen Ereignissen ermittelt. Analyseergebnis lag häufig unter der Nachweisgrenze

Tabelle 2.3 Median, Quantile und Extrema der frachtgewogene Gesamtmittelwerte bei Messprogrammen an Straßenabflüssen

Parameter	Anzahl Messprogr.		frachtgewogene Gesamtmittelwerte, Messprogramme Straßenabflüsse				
			Minimum	25% Quantil	Median	75% Quantil	Maximum
AFS	10	[mg/l]	85	125	155	234	564
Chlorid	10	[mg/l]	7	84	120	157	357
BSB ₅	4	[mg/l]	9		14		18
CSB	10	[mg/l]	37	77	99	121	141
NH ₄ -N	10	[mg/l]	0,20	0,50	0,60	0,76	2,31
P ges	6	[mg/l]	0,25	0,29	0,31	0,34	0,49
Cadmium	10 ¹⁾	[µg/l]	< 1	1,7	3,6	5,5	6,4
Chrom	7 ¹⁾	[µg/l]	< 5	6,3	15,0	23,3	24,2
Blei ²⁾	10	[mg/l]	0,06	0,09	0,18	0,29	0,34
Kupfer	10	[mg/l]	0,04	0,07	0,11	0,12	0,14
Nickel	6 ¹⁾	[mg/l]	<0,01		0,026		0,057
Quecksilber	4 ¹⁾	[µg/l]	<0,2		0,40		
Zink	10	[mg/l]	0,25	0,33	0,46	0,52	0,62
PAK (TVO)	7	[µg/l]	0,24	2,08	2,54	2,79	3,39
PAK (EPA)	2	[µg/l]	4,4		5,19		5,98
MKW H18 ³⁾	8 ¹⁾	[mg/l]	0,005	0,21	1,44	4,75	7,02
pH-Wert	4	[-]	7,1		7,35		7,6

1) bei einigen Messprogrammen wurde die Bestimmungsgrenze unterschritten

2) die Bleikonzentration ist durch die Einführung des bleifreien Benzins gesunken: Mittelwert der Messprogramme seit 1993: 0,08 mg/l

3) In den jüngsten Messprogrammen an Autobahnen an der BAB A 4 und BAB A 59 ist eine deutliche Abnahme der MKW zu verzeichnen, die dort bei < 0,1 – 0,25 mg/l liegen.

2.1.2 Ereigniskonzentrationen

Nach BWK [2001] sind bei der Beurteilung des Gefährdungspotenzials von Niederschlagswassereinleitungen in Gewässer für akute und verzögerte Wirkungen die Ammoniak Toxizität und das Sauerstoffdefizit von Bedeutung (näheres siehe Abschnitt 2.2.2). Für akute und verzögerte Auswirkungen sind die Konzentrationen der Einzelereignisse wesentlich. Da nach BWK [2001] die Ammoniak Toxizität über die Ammonium Konzentration und das Sauerstoffdefizit über die BSB₅ Konzentration abgeschätzt werden, werden für diese Parameter nachfolgend frachtgewogene Ereigniskonzentrationen angegeben.

Dazu wird für Ammonium das Messprogramm der BAB A 4 und A 59 ausgewertet. Angaben zum BSB₅ sind in größerer Anzahl nur in den Messprogrammen in Hildesheim vorhanden (PAULSEN [1984] und GROTTKER/SIEKER [1987]). Da bei vielen Messprogrammen an Straßen der BSB₅ nicht bestimmt wurde, wird als Anhaltswert der CSB mit aufgeführt. Tabelle 2.4 zeigt die statistische Auswertung. Nach BWK [2001] liegen für den vereinfachten Nachweis der Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen die Standardvorgaben für die Regenwasserkonzentration bei 1 mg/l NH₄-N und 20 mg/l BSB₅. Nach Tabelle 2.4 liegen für NH₄-N der arithmetische Mittelwert und für BSB₅ das 75% Quantil unter diesen Standardwerten. Die Maxima überschreiten die Standardvorgaben deutlich.

Tabelle 2.4 Statistische Auswertung der frachtgewogenen Ereigniskonzentrationen für die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, BSB 5 und CSB

Messprogramm	BAB A4 / A59 ¹⁾	Hildesheim P5 ²⁾	BAB A4 / A59 ¹⁾
Parameter	$\text{NH}_4\text{-N}$	BSB ₅	CSB
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Minimum	0,1	0,0	18
25% Quantil	0,4	4,9	65
Median	0,6	6,7	95
arithm.Mittel	0,9	12,5	123
frachtgewogener Gesamtmittelwert ³⁾	0,67	11,8	129
75% Quantil	1,1	12,6	151
Maximum	3,5	96,6	441
Anzahl	58	57	61

1) Ergebnisse aus der Untersuchung nach Kapitel 7

2) ausgewertet nach den veröffentlichten Daten von PAULSEN [1984] und GROTTKER/SIEKER [1987]

3) Mittel der frachtgewogenen Gesamtmittelwerte aus jeweils 2 Messprogrammen

Entscheidend für akute Auswirkungen im Gewässer ist allerdings die Verknüpfung einer hohen Ereigniskonzentration mit einer hohen Abflussfülle. Daher ist in den Bildern 2.1 – 2.3 die Abhängigkeit der Ereigniskonzentrationen vom effektiven Niederschlag ausgewertet.

Für $\text{NH}_4\text{-N}$ treten nach Bild 2.1 Konzentrationen von $> 2,5 \text{ mg/l}$ nur bei kleinen effektiven Niederschlägen von weniger als 3 mm auf. Im Bereich von 1 – 2 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ sind aber auch ergiebige Ereignisse mit einem effektiven Niederschlag von bis zu 6 mm vorhanden. Ab einem effektiven Niederschlag von etwa 6 mm wird bei den Untersuchungen an der BAB A4 und BAB A 59 die Standardvorgabe des BWK von 1 mg/l nicht mehr überschritten.

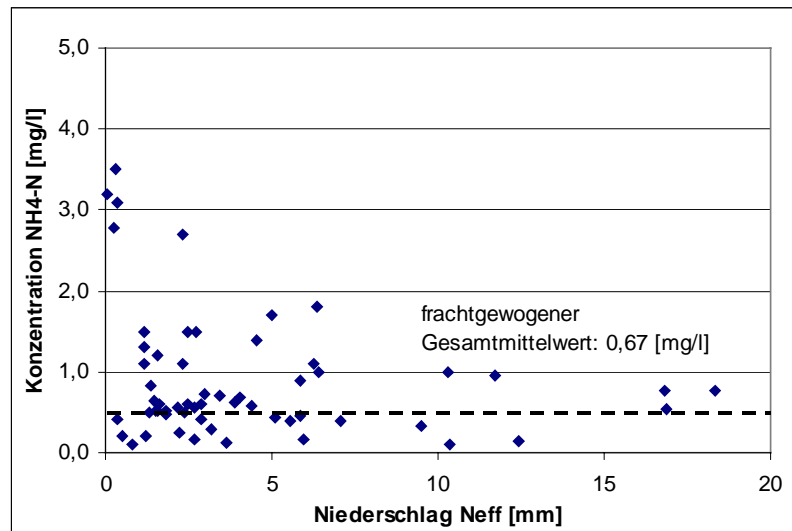


Bild 2.1 Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, Messprogramm BAB A 4 und A 59

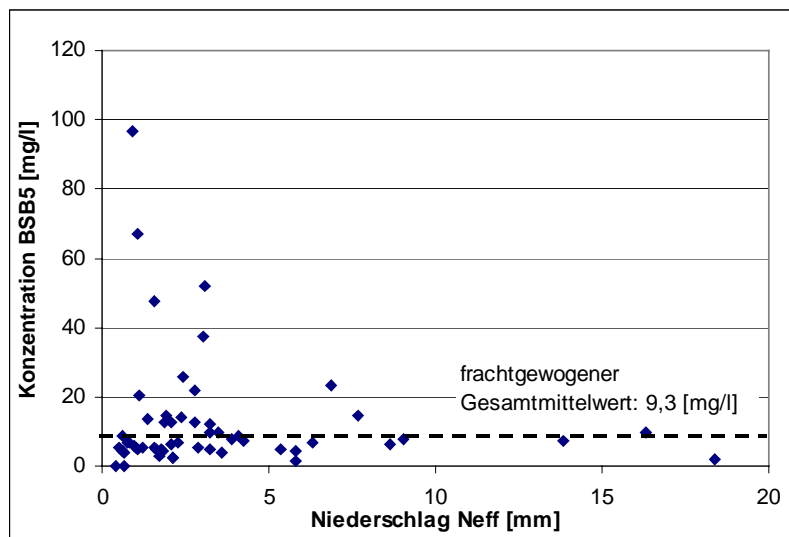


Bild 2.2 Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter BSB₅, Messprogramm Hildesheim P5, ausgewertet nach den veröffentlichten Daten von PAULSEN [1984] und GROTTKER/SIEKER [1987]

Für BSB₅ ist nach Bild 2.2 ein ähnlicher Verlauf zu erkennen. Höhere Konzentrationen von > 40 mg/l treten bei diesen Untersuchungen nur bei sehr kleinen effektiven Niederschlägen von weniger als 3 mm auf. Ab einem effektiven Niederschlag von etwa 7 mm wird bei den Untersuchungen in Hildesheim die Standardvorgabe des BWK von 20 mg/l nicht mehr überschritten.

Für CSB ist nach Bild 2.3 die generelle Abnahme der Konzentration bei höherem effektivem Niederschlag nicht so ausgeprägt. Die beiden maximalen Konzentrationen treten bei einem effektiven Niederschlag von 10 – 13 mm mit über 400 mg/l auf. Für diese beiden Ereignisse ist allerdings anzumerken, dass neben einer großen Abflussfülle auch sehr hohe Niederschlagsintensitäten vorliegen. Von einer Abspülung von unbefestigten Flächen ist daher auszugehen.

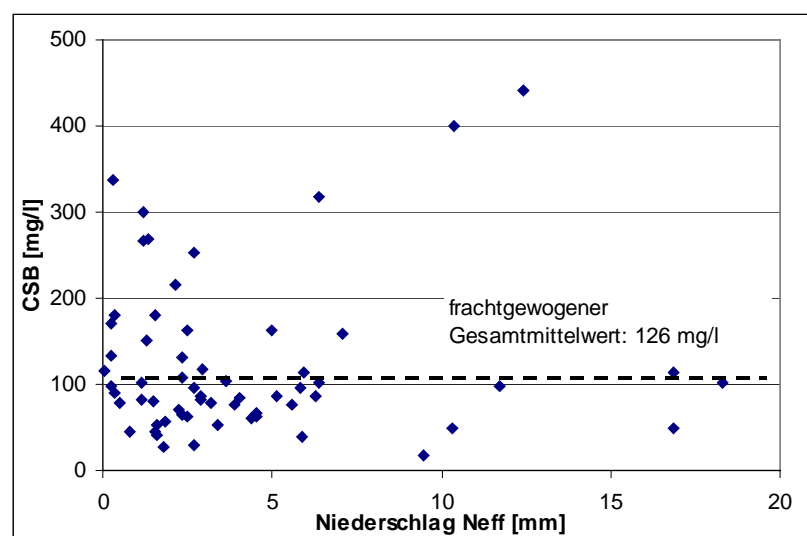


Bild 2.3 Frachtgewogene Ereigniskonzentrationen für den Parameter CSB, Messprogramm BAB A 4 und A 59

2.1.3 Gelöste / partikuläre Anteile

Für die Bewertung der maximal möglichen Reinigungsleistung von Sedimentationsanlagen ist der partikuläre Anteil der Stoffkonzentrationen im Straßenabfluss von Bedeutung.

DIERKES [1999] gibt für 5 Messstellen für die Parameter Kupfer, Blei und Cadmium Gesamtkonzentrationen und gelöste Anteile (Fraktion kleiner 0,45 µm) nach Tabelle 2.5 an. Der mittlere gelöste Anteil liegt nach diesen Untersuchungen für Kupfer bei 42%, für Blei bei 36% und Cadmium bei 70%. Dabei wird die Filtration (0,45 µm) nach den Angaben der LAWA [1998] üblicherweise zur Trennung der partikulär gebundenen und der "gelösten" Schwermetallanteile genutzt.

Tabelle 2.5 Schwermetallkonzentration im Fahrbahnabfluss und Anteil der gelösten Spezies DIERKES [1999]

Straße	Mittelwert [µg/l]	Median [µg/l]	Minimum [µg/l]	Maximum [µg/l]	Anteil gelöst [%]
Kupfer					
A2	112	113	40	234	45
A3	141	86	39	691	40
A31	109	77	6	539	55
A42	75	50	27	256	42
B224	200	110	11	797	28
Blei					
A2	13	12	< 8	22	45
A3	16	12	< 8	65	43
A31	33	8	< 8	415	26
A42	35	11	< 8	285	14
B224	34	10	< 8	182	51
Cadmium					
A2	1,2	1,0	< 1,0	4,3	67
A3	1,2	1,0	< 1,0	2,5	90
A31	1,2	1,0	< 1,0	2,9	68
A42	2,3	1,9	< 1,0	4,8	72
B224	1,3	1,0	< 1,0	7,6	51

XANTHOPOULOS [1990] weist bei Sedimentuntersuchungen an Straßenabläufen an der Elbinger Straße in Karlsruhe (DTV 3.200) den unterschiedlichen Einfluss der Kornfraktionen an den Schwermetallbelastungen des partikulären Anteils nach. Durch Siebung werden hier vier verschiedene Korngrößenklassen differenziert und analysiert. Tabelle 2.6 zeigt diese Ergebnisse. Deutlich erkennbar ist, dass die kleinste Kornfraktion von 6-60 µm (Mittel – Grobschluff) den größten Anteil an der gesamten Schwermetallbelastung hat. Somit müssen Sedimentationsanlagen auch die kleinen Kornfraktionen zurückhalten, um bei den genannten Metallen eine Frachtreduktion zu erzielen.

Tabelle 2.6 Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetallbelastung des Regenabflusses, bezogen auf 1 Liter Probenvolumen (die Restfraktion < 6 µm wird in dieser Bilanz als „gelöst“ bezeichnet (XANTHOPOULOS [1990])

Kornfraktion	Pb [%]	Cd [%]	Zn [%]	Cu [%]	Ni [%]
> 600 µm	6	11	8	1	<1
60-600 µm	14	18	25	18	12
6-60 µm	80	71	67	81	87
Summe	100	100	100	100	100

Für die PAK gibt XANTHOPOULOS [1990] bei der Trennung der Proben durch Zentrifugation die gelöste Konzentration der PAK mit 0,11 µg/l bei einem Gesamtgehalt von 3,09 µg/l an, aus dem sich ein partikulärer Anteil von 96,4 % berechnet. Eine Reinigung der PAK in Straßenabflüssen durch Sedimentationsbecken erscheint somit möglich.

2.2 Zielvorgaben für die Regenwasserbehandlung

Um die Inhaltsstoffe im Abfluss von stark befahrenen Straßen auf die Gewässerqualität hin zu bewerten, werden nachfolgende Angaben aufgeführt, die im Zusammenhang mit der Gewässer- und Grundwasserqualität Bedeutung haben.

2.2.1 Allgemeine Qualitätsanforderungen

Zielvorgaben der LAWA [1998]

Nach LAWA [1998] sind für Schwermetalle Zielvorgaben für die Bewirtschaftung der Gewässer zusammengestellt. Dabei wurden für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" die vier zentralen Trophiestufen der Gewässerbiozönose (Bakterien, Algen, Krebse, Fische) Toxizitätsdaten (NOEC-Werte: No-observed-effect-concentration) zusammengetragen und mit üblichen Hintergrundbelastungen im Gewässer verglichen. Da die NOEC-Werte teilweise im Bereich der natürlichen Hintergrundbelastungen liegen, wurde von der LAWA als Ziel formuliert, die Gewässer mit Schwermetallen so gering wie möglich zu belasten. Die Zielvorgaben für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" wurden von der LAWA [1998] pragmatisch als doppelter oberer Hintergrundwert definiert, bei dessen Einhaltung nach dem heutigen Stand des Wissens davon auszugehen ist, dass eine Beeinträchtigung der aquatischen Ökosysteme nicht zu besorgen ist. Die Zielvorgaben sind in Tabelle 2.7 aufgeführt.

An den Trendmessstellen in Nordrhein-Westfalen wurde die Einhaltung der oben genannten LAWA Zielvorgaben überprüft. Nach FROTSCHER-HOOF [2001] werden in NRW bei den Schwermetallen für Blei an 61%, für Kupfer an 60%, für Nickel an 60% und Zink an 89% der Trendmessstellen die LAWA Zielvorgaben überschritten. Auch für Cadmium und Quecksilber ist noch Handlungsbedarf vorhanden. Nach FROTSCHER-HOOF [2001] sind für diese Überschreitungen die punktuellen Niederschlagswassereinleitungen aus Trenn- und Mischwasserkanalisationen die Hauptverursacher.

Ebenfalls in LAWA [1998] ist eine Überprüfung der genannten LAWA Zielvorgaben für die einzelnen Bundesländer an 151 LAWA-Messstellen aufgeführt. Es wurden Überschreitungen der Zielvorgaben bis über einen Faktor 10 festgestellt. Nach LAWA [1998] sind daher weitergehende Anstrengungen insbesondere bei Quecksilber, Cadmium und Zink erforderlich.

Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (LWA [1991])

Weiterhin sind die „Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA)“ in Tabelle 2.7 angegeben, die in Nordrhein Westfalen für Gewässer der Güteklasse II gelten (LWA [1991]). Die Zahlenangaben wurden statistisch abgeleitet und entsprechen den Konzentrationen, die durchschnittlich in Gewässern der (biologischen) Güteklasse II anzutreffen sind (LWA [1991]).

Zu beachten ist, dass es sich bei den genannten Zielvorgaben und Güteanforderungen um Konzentrationen im Gewässer handelt und nicht um Grenzwerte für die Konzentrationen von Inhaltsstoffen der Straßenabflüsse. Liegen die Konzentrationen im Straßenabfluss über den Güteanforderungen, so ist dies aber ein Hinweis darauf, dass diese Stoffe ein Problem im Gewässer darstellen können, wenn die Einleitmenge gegenüber dem Abfluss im Gewässer groß ist.

Orientierungswerte nach UVP-VwV [1995]

Nach UVP-VwV [1995] sind Orientierungswerte für die maximalen Stoffkonzentration von Einleitungen in Fließgewässer der Güteklasse II gegeben. Diese Angaben sind somit gegenüber den oben genannten Angaben emissionsorientiert und beziehen sich daher auf die Konzentration im Straßenabfluss und nicht auf die Konzentration im Gewässer.

Tabelle 2.7 vergleicht die an den Straßen gemessenen frachtgewogenen Gesamtmittelwerte mit den genannten Zielvorgaben und Orientierungswerten. Der Vergleich zeigt, dass sehr deutliche Überschreitungen gegenüber den **LAWA Zielvorgaben** auftreten, die bezogen auf die Mediane der Konzentrationen im Straßenabfluss bei Faktor 50 für Cadmium, Faktor 28 für Kupfer und Faktor 33 für Zink liegen. Bei Blei sollten wegen der Abnahme der Konzentrationen nur die jüngsten Messprogramme berücksichtigt werden mit Konzentrationen von 0,08 mg/l. Die Zielvorgabe der LAWA wird damit jedoch immer noch deutlich um den Faktor 24 überschritten. Eine deutliche Beeinträchtigung der Gewässerqualität ist somit zu erwarten.

Bei Chrom liegt der Median der gemessenen Werte nur geringfügig über dem LAWA Zielwert. Chrom stellt somit nach den Untersuchungen keine Gefahrenquelle dar. Bei Quecksilber ist eine gesicherte Aussage nicht möglich, da die Messwerte häufig unter den Bestimmungsgrenzen liegen. Das Maximum der Werte liegt allerdings um den Faktor 10 über dem Zielwert.

Werden die Mediane der gemessenen Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Kupfer mit den **Orientierungswerten der UVP-VwV [1995]** verglichen, so liegen diese Werte jeweils um den Faktor 2 über diesen Werten. Bei Blei ist, bezogen auf die jüngsten Messprogramme,

der Orientierungswert um Faktor 1,6 überschritten. Eine Behandlung der Abflüsse ist somit nach UVP-VwV erforderlich. Die Mediane für Cadmium, Quecksilber und Chrom unterschreiten die Orientierungswerte deutlich.

Tabelle 2.7 Übersicht über frachtgewogene Gesamtmittelwerte von Messprogrammen an Straßenabflüssen – Vergleich mit Gütekriterien

Parameter	Anzahl Messpr.		frachtgewogene Gesamtmittelwerte, Messprogramme Straßenabflüsse					AGA ³⁾	UVP-VwV ⁴⁾	LAWA ⁵⁾
			Minimum	25% Quantil	Median	75% Quantil	Maximum			
AFS	10	[mg/l]	85	125	155	234	564	k.A.	k.A.	k.A.
Chlorid	10	[mg/l]	7	84	120	157	357	k.A.	k.A.	k.A.
BSB ₅	4	[mg/l]	9		14		18	k.A.	k.A.	k.A.
CSB	10	[mg/l]	37	77	99	121	141	< 20	k.A.	k.A.
NH ₄ -N	10	[mg/l]	0,20	0,50	0,60	0,76	2,31	< 1	< 0,3	k.A.
P ges	6	[mg/l]	0,25	0,29	0,31	0,34	0,49	< 0,3	k.A.	k.A.
Cadmium	10 ¹⁾	[µg/l]	< 1	1,7	3,6	5,5	6,4	< 1	< 5	0,072
Chrom	7 ¹⁾	[µg/l]	< 5	6,3	15,0	23,3	24,2	< 30	< 50	10
Blei ²⁾	10	[mg/l]	0,06	0,09	0,18	0,29	0,34	< 0,02	< 0,05	0,0034
Kupfer	10	[mg/l]	0,04	0,07	0,11	0,12	0,14	< 0,04	< 0,05	0,004
Nickel	6 ¹⁾	[mg/l]	<0,01		0,026		0,057	< 0,03		0,0044
Quecksilber	4 ¹⁾	[µg/l]	<0,2		0,40			< 0,5	< 1	0,04
Zink	10	[mg/l]	0,25	0,33	0,46	0,52	0,62	< 0,3	k.A.	k.A.
PAK (TVO)	7	[µg/l]	0,24	2,08	2,54	2,79	3,39	k.A.	k.A.	k.A.
PAK (EPA)	2	[µg/l]	4,4		5,19		5,98	k.A.	k.A.	k.A.
MKW H18 ⁶⁾	8 ¹⁾	[mg/l]	0,005	0,21	1,44	4,75	7,02	k.A.	k.A.	k.A.
pH-Wert	4	[-]	7,1		7,35		7,6	k.A.	k.A.	k.A.

1) bei einigen Messprogrammen wurde die Bestimmungsgrenze unterschritten

2) die Bleikonzentration ist durch die Einführung des bleifreien Benzins gesunken: Mittelwert der Messprogramme seit 1993: 0,08 mg/l

3) Allgemeine Güteanforderungen Fließgewässer Runderlaß des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen 14.05.1991 für die Gewässergüteklasse II

4) nach UVP-VwV Anhang 1, Pkt. 1.2.2 und 1.2.3 für Güteklasse II UVP-VwV [1995]

5) Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“, bezogen auf Gewässer mit Schwebstoffkonzentrationen von 25mg/l (bei Fehlen von Schwebstoffdaten) LAWA [1998]

6) In den jüngsten Messprogrammen an Autobahnen an der BAB A 4 und BAB A 59 ist eine deutliche Abnahme der MKW zu verzeichnen, die dort bei < 0,1 – 0,25 mg/l liegen.

Neben den genannten Zielvorgaben und Orientierungswerten werden für bestimmte gefährliche Stoffe Verordnungen auf Länderebene erlassen, um die Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG vom 4.5.1976 (sogenannte 99 Stoffe Verordnung) zu ermöglichen. In Niedersachsen wurde diese Verordnung am 23. Februar 2001 eingeführt. In der Verordnung sind für einzelne PAK Qualitätsziele vorgegeben, siehe Tabelle 2.8. Die Konzentrationen in Straßenabflüssen überschreiten diese Qualitätsziele deutlich.

Tabelle 2.8 Qualitätsziele für einzelne PAK im Vergleich mit Konzentrationen im Straßenabfluss

Parameter	Qualitätsziel ¹⁾	Konzentration im Straßenabfluss 75% Quantil ²⁾
Anthracen	0,01 µg/l	0,1
Naphtalin	1 µg/l	0,08
Benzo-a-pyren	0,01 µg/l	0,45
Benzo-b-fluoranthen	0,025 µg/l	0,69
Benzo-g,h,i-perylen	0,025 µg/l	0,72
Benzo-k-fluoranthen	0,025 µg/l	0,26
Indeno-1,2,3-cd-pyren	0,025 µg/l	0,46

1) Verordnung zur Verringerung der Gewässerverschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe vom 23.5.2001 (NDs. GVBl. Nr. 5/2001)

2) Messprogramme an der BAB A 59 und BAB A 4 nach Kapitel 7

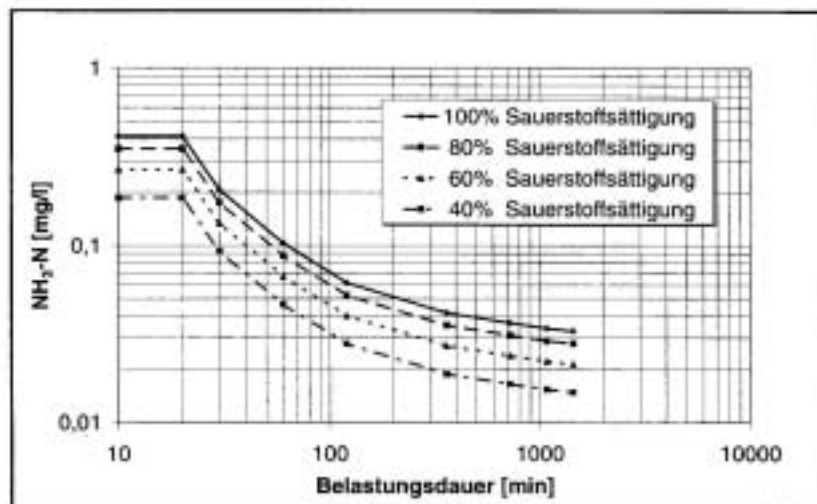
Bei den Qualitätszielen ist zu berücksichtigen, dass es sich wieder um Ziele für die Konzentrationen im Gewässer und nicht für die Einleitung selbst handelt. Nach §3 der Verordnung können bei der Erteilung einer Erlaubnis für die Benutzung eines Gewässers jedoch Auflagen gemacht werden, damit das Erreichen der Qualitätsziele im Gewässer nicht gefährdet wird.

2.2.2 Ammoniaktoxizität und Sauerstoffdefizit

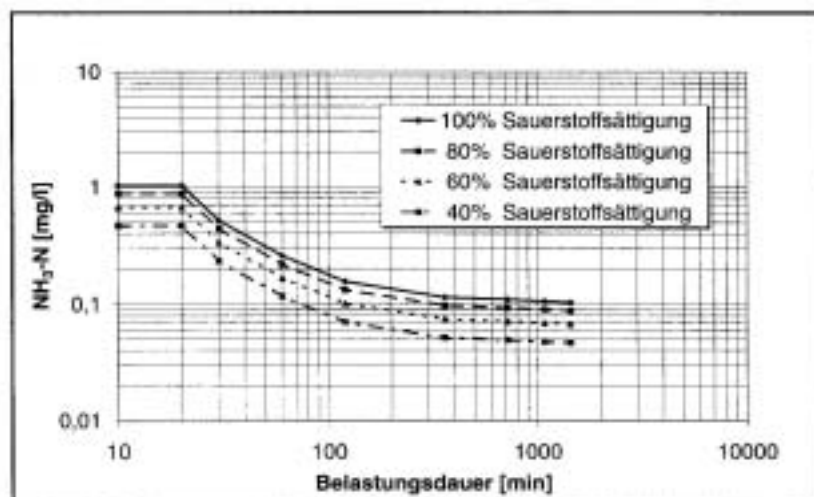
Wie bereits erwähnt, kann nach BWK [2001] durch den in ein Gewässer eingeleiteten Niederschlagsabfluss eine akute bzw. verzögerte toxische Wirkung durch Sauerstoffdefizit bzw. Ammoniak-Toxizität hervorgerufen werden. Dies kann insbesondere bei gestauten bzw. staugeregelten Fließgewässern und bei kleinen Bächen und Flüssen im Flachland der Fall sein. Der vereinfachte Nachweis des BWK geht davon aus, dass mit kritischen Zuständen im Gewässer ab einer Ammoniak-Konzentration von 0,1 mg/l NH₃-N (ATV [1997]) und unterhalb einer Sauerstoffkonzentration von 5 mg/l O₂ zu rechnen ist.

Ammoniak-Toxizität

Nach LAMMERSEN ist die kritische Ammoniak-Konzentration unter anderem abhängig von der Temperatur, der Gewässerart, der Sauerstoffversorgung und der Belastungsdauer (Bild 2.4). In Salmonidengewässern ist nach LAMMERSEN [1997] im Gegensatz zu BWK [2001] bei langen Belastungsdauern von über 30 bis 60 Minuten auch unterhalb einer Ammoniak-Konzentration von 0,1 mg/l NH₃-N mit akuter Toxizität zu rechnen. Bei kürzeren Belastungsdauern liegt der Wert je nach Sauerstoffsättigung oberhalb von 0,1 mg/l NH₃-N.



Salmonidengewässer (Forellen- und Äschenregion)



Cypridengewässer (Barben- und Brassenregion)

Bild 2.4 Bewertungsmatrix für die akute Toxizität von Ammoniak bei unterschiedlichen Sauerstoffsättigungen bei 15°C für Salmoniden- und Cypridengewässer, LAMMERSEN [1997]

Zwischen Ammonium (NH_4^+) und Ammoniak (NH_3) herrscht ein chemisches Gleichgewicht nach folgender Gleichung:



Dieses Gleichgewicht ist in erster Linie vom pH-Wert und von der Temperatur abhängig. LAMMERSEN [1997] gibt diese Abhängigkeit nach Bild 2.5 an.

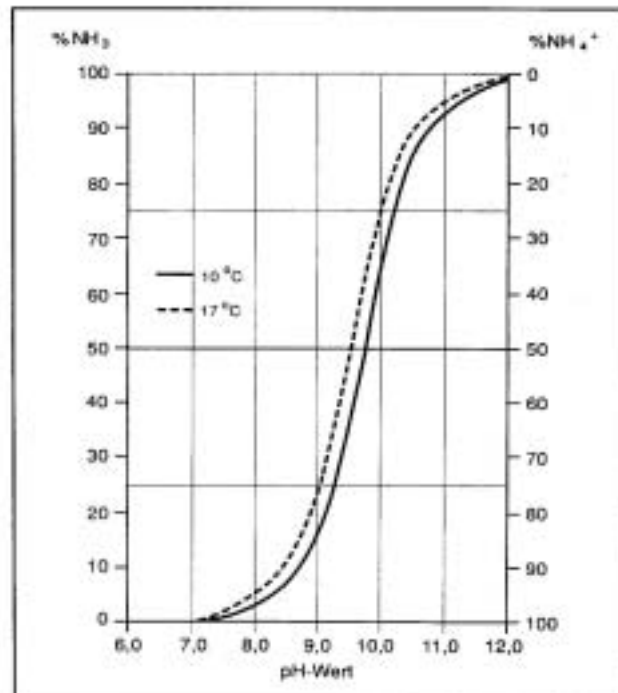


Bild 2.5 Abhängigkeit des NH_4/NH_3 -Gleichgewichtes von pH-Wert und Temperatur, LAMMERSEN [1997]

Da bei den bisherigen Messprogrammen an Straßen nach Tabelle 2.7 pH-Werte von 7,1 – 7,6 gemessen wurden, ist ein Ammoniakanteil im Straßenabfluss nach Bild 2.5 von weniger als 4% zu erwarten.

Geht man nach Bild 2.1 für das Messprogramm an der BAB A 4 und A59 davon aus, dass bei Einzelereignissen mit einem effektiven Niederschlag von weniger als 3 mm $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von weniger als 3,5 mg/l auftreten, so ergibt sich eine Ammoniak Konzentration im Straßenabfluss von weniger als 0,14 mg/l.

Bei großen Einzelereignissen ($N_{\text{eff}} > 6\text{mm}$) ist nach Bild 2.1 für das Messprogramm an der BAB A 4 und A59 mit $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen von weniger als 1 mg/l zu rechnen. Es ergibt sich eine Ammoniak Konzentration im Straßenabfluss von weniger als 0,04 mg/l.

Ob sich durch die Niederschlagswassereinleitung von Straßen im Gewässer selbst kritische Zustände ergeben, kann nur durch eine Mischungsrechnung unter Berücksichtigung der Vorbelastung (u.a. $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration, pH-Wert, Temperatur, Eigenwasserführung) beurteilt werden. Zur Beurteilung sollte eine Einzelfallbetrachtung erfolgen. In BWK [2001] ist ein immissionsorientiertes Nachweisverfahren für eine solche Betrachtung gegeben.

Insgesamt wird nach BWK [2001] die Wahrscheinlichkeit von toxischen Ammoniak Konzentrationen bei der Einleitung von Niederschlagswasser aus Trennsystemen bzw. von Straßen gegenüber Mischwasserüberläufen als relativ gering angesehen, was mit obigen Ausführungen bestätigt werden kann.

Sauerstoffdefizit

Ob sich durch die Einleitung von sauerstoffzehrenden Stoffen im Gewässer kritische Sauerstoffkonzentrationen einstellen, hängt neben der Vorbelastung des Gewässers von der physikalischen Wiederbelüftung und der Abbaurate für die organische Substanz ab. In BWK [2001] ist ein vereinfachtes Verfahren vorgeschlagen, um in Abhängigkeit von der Gewässersituation die Niederschlagswassereinleitung in Bezug auf das Sauerstoffdefizit zu bewerten. Eine pauschale Bewertung ist nicht möglich.

2.2.3 Stand der Regenwasserbehandlung von Straßenabflüssen

Wie bereits erwähnt, erfolgt die Planung der Entwässerung von Straßen in Deutschland üblicherweise nach den „Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung“ RAS-Ew (FGSV [1987]). Straßen entwässern dabei hauptsächlich durch eine Versickerung über die Böschung. Ist dies durch mangelnde Platzverhältnisse im Straßenseitenbereich bzw. durch ungünstige Untergrundbeschaffenheit nicht möglich, so werden die Abflüsse über Rinnen, Gräben oder Kanäle gesammelt und entweder einem Sickerbecken oder einem Rückhaltebecken zugeleitet bzw. direkt in einen Vorfluter abgeleitet RAS-Ew (FGSV [1987]).

Bei der Beurteilung der erforderlichen Regenwasserbehandlung wird derzeit zwischen Gebieten innerhalb und außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten unterschieden.

2.2.3.1 Regenwasserbehandlung außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten

Das 2000 erschienene ATV-DVWK-Merkblatt 153 „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ (ATV-DVWK [2000]) stellt als Ergebnisse der Arbeitsberichte der ATV Arbeitsgruppe 1.4.3 (ATV [1994] u. [1996]) den derzeitigen Stand bei der Beurteilung der erforderlichen Regenwasserbehandlung dar. Bei der Beurteilung nach M 153 wird aufgrund der Herkunftsfläche des ablaufenden Niederschlagswassers die Abflussbelastung mit einer Punktzahl belegt. Zusammen mit der Belastung aus der Luft ergibt sich die gesamte Abflussbelastung. Gegenübergestellt wird dieses Ergebnis der Belastbarkeit des Gewässers, in das eingeleitet werden soll. Ist die Abflussbelastung größer als die Gewässerbelastbarkeit, so sind Behandlungsmaßnahmen erforderlich, deren Rückhaltewirkung mit so genannten "Durchgangswerten" pauschal bewertet wird. In Anlage 2.1 sind die Durchgangswerte der einzelnen Anlagen zur Regenwasserbehandlung aufgeführt.

Straßenentwässerung durch Versickerung

In Tabelle 2.9 erfolgt nach M 153 die Ermittlung des maximal zulässigen Durchgangswertes (D_{\max}) für Behandlungsanlagen bei einer Versickerung der Abflüsse von unterschiedlich stark belasteten Straßen. Eine Einleitung in das Grundwasser ist nur mit einer entsprechenden Vorbehandlung möglich.

Eine breitflächige Versickerung über die Böschung ist bei ausreichender Mächtigkeit des Oberbodens nach M 153 als Behandlung auch bei stark befahrenen Straßen außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten ausreichend. Ebenfalls ausreichend ist die Muldenversickerung. Diese Empfehlung wird auch vom ATV- Arbeitsblatt 138 (ATV [2002]) gegeben.

Eine zentrale Versickerung kommt ohne vorgeschaltetes Absetzbecken bzw. bei nicht weiter anrechenbaren Bodenschichten, die unter der Sickeranlage das Grundwasser schützen, für Straßen mit einer DTV von > 5.000 KFZ nicht in Betracht. Nach ATV-DVWK-Arbeitsblatt 138 (ATV [2002]) wird eine ähnliche Einschätzung gegeben. Dort ist für Straßen mit einer Verkehrsbelastung von > 15.000 Kfz/d eine zentrale Versickerung "mit der Möglichkeit, eingetragene Stoffe zu entfernen" in der Regel zulässig.

Tabelle 2.9 Beispielhafte Ermittlung der Behandlungsbedürftigkeit von Straßenabflüssen, die versickert werden sollen (nach ATV-DVWK M 153)

	Belastung aus Fläche		Einfluss Luft			Gewässer: Grundwasser außerhalb von TW Schutzgebieten		max. zulässiger Durchgangswert
Herkunftsfläche	Typ	Pkt.	Typ	Pkt.	Abflussbelastung	Typ	Pkt.	Dmax.
Straßen DTV 300-5.000	F4	19	L1	1	20	G12	10	0,5
Straßen DTV 5000-15.000	F5	27	L2	2	29	G12	10	0,35
Straßen DTV > 15.000	F6	35	L3	4	39	G12	10	0,26
Durchgangswerte ausgewählter Versickerungsanlagen ohne zusätzliche anrechenbare Bodenpassagen bei geringen Grundwasserflurabständen:								
<u>Flächenversickerung</u> mit Au : As ≤ 5:1 bei 20 cm Oberboden: D = 0,2								
<u>dezentrale Muldenversickerung</u> mit Au : As > 5:1 bis ≤ 15:1 bei 30 cm Oberboden: D = 0,2								
<u>zentrale Versickerung</u> mit Au : As > 15:1 bis ≤ 50:1 bei 30 cm Oberboden: D = 0,45								
<u>zentrale Versickerung</u> mit Au : As > 15:1 bis ≤ 50:1 bei 30 cm Oberboden und zusätzliche vorgeschaltete <u>Absetzanlage</u> (mit Dauerstau, max. q _a 10 m/h, τ_{krit} 30 l/(s·ha): D = 0,45 * 0,55 = 0,25								

In einigen Messprogrammen wurde die Reinigungsleistung bei einer **dezentralen Versickerung** von Straßenabflüssen ermittelt. DIERKES [1999] untersucht den Rückhalt von Schwermetallen in Banketten von Bundesstraßen und Autobahnen. Er kommt zu dem Schluss, dass bei Böden mit durchschnittlicher Reinigungsleistung und ausreichendem Grundwasserflurabstand mit hoher Wahrscheinlichkeit keine Überschreitungen der Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung (BBodSchV [1999]) im Übergang zum Grundwasser auftreten werden.

Auch nach Untersuchungen von NADLER/MEIßNER [2001] kann bei der breitflächigen Versickerung bzw. bei straßenparallelen Sickermulden und –gräben bei der Entwässerung einer Straße (DTV 6.100 bis 6.800) nach 3 Messjahren keine Gefährdung des Grundwassers durch eingetragene Schwermetalle festgestellt werden.

Über **zentrale Versickerungsanlagen** berichten GOLWER/SCHNEIDER [1983] und GROTEHUSMANN [1995]. Bei den von GOLWER/SCHNEIDER untersuchten Versickerungsbecken an den BAB A 3 und A 67 konnten bei den dort vorliegenden Bodenverhältnissen im Grundwasser bei keiner Anlage besorgniserregende Schadstoffgehalte im Grundwasser festgestellt werden. Auch GROTEHUSMANN kann an einem Versickerungsbecken in Nienburg/Langendamm, bei dem Abflüsse aus einem Wohngebiet mit geringem Durchgangsverkehr (Anteil von Verkehrsflächen 70%) versickert

werden, eine Beeinflussung der Schwermetallgehalte an den Grundwassermessstellen nicht feststellen.

GROTEHUSMANN [1995] untersucht für zentrale Versickerungsanlagen bei Straßenabflüssen für Cadmium und Fluranthen den Rückhalt an verschiedenen Bodenprofilen mit Simulationsrechnungen über eine Belastungsdauer von 50 Jahren. Für mäßig bis stark saure Bodenreaktionen wird für das gelöste Cadmium kein Rückhalt berechnet. Bei Bodenreaktionen mit neutraler bis schwach alkalischer Bodenreaktion wird ein Cadmium Rückhalt von über 90 % berechnet. Die bedeutende Rolle des Boden-pH-Wertes beim Rückhalt von Schwermetallen wird daher von GROTEHUSMANN hervorgehoben.

GOLWER [1999] stellt an einem Versickerungsbecken an der BAB A 3 sehr hohe **Chlorid** Konzentrationen im Grundwasserleiter fest, die als Extrema Werte von 1113 und 2664 mg/l erreichten. Ursache dafür war die Tausalzstreuung im Winterbetrieb der Autobahn. Für das Grundwasser im untersuchten Gebiet des Taunus und Untermaingebietes wird die Hintergrundkonzentration an Chlorid mit weniger als 5 bis 15 mg/l abgeschätzt. Da Chlorid bei der Versickerung in den Bodenschichten kaum zurückgehalten und nicht umgewandelt wird, hat das Chlorid eine Indikatorfunktion für die Beeinflussung des Grundwassers mit Straßenabflüssen (GOLWER [1999]).

Straßenentwässerung durch Ableitung

Bei Fassung der Abflüsse von Straßen über einen Regenwasserkanal und Ableitung in ein Gewässer ist nach M 153 zunächst die hydraulische Belastbarkeit des Gewässers zu prüfen und ggf. eine Retention für die Abflüsse vorzusehen. Hinweise zur hydraulischen Belastbarkeit gibt auch BWK [2001].

Die Behandlungsbedürftigkeit und die erforderliche Behandlungsanlage ergeben sich nach M 153 und werden beispielhaft in Tabelle 2.10 für die Abflüsse von unterschiedlich stark belasteten Straßen ermittelt, die in einen kleinen Flachlandbach eingeleitet werden sollen.

Nach Tabelle 2.10 sind bereits die Abflüsse von Straßen (DTV 300 – 5.000) bei der Einleitung in einen kleinen Flachlandbach behandlungsbedürftig. Bei stark befahrenen Straßen mit einer DTV > 15.000 ist eine Behandlungsanlage mit einem Durchgangswert von maximal 0,38 erforderlich. Ausreichend dimensionierte Absetzanlagen (z.B. Abscheider nach RiStWag D=0,2) bzw. auch Retentionsbodenfilter mit vorgeschalteter Sedimentationsanlage (D=0,15) sind dann erforderlich.

Für größere Fließgewässer, Hügel- und Berglandbäche sind die Anforderungen an die Regenwasserbehandlung geringer als bei dem "kleinen Flachlandbach". Bei Einleitung in gestaute Hügel- und Flachlandbäche, in stehende und sehr langsam fließende Gewässer, besonders empfindliche Gewässer (Gewässer mit Güteklasse I) und Badegewässer gelten jedoch noch schärfere Anforderungen als für den "kleinen Flachlandbach". In diesen Fällen kommen bei Straßen mit einer DTV > 15.000 und teilweise auch für Straßen mit einer DTV von 5.000 – 15.000 nach M 153 praktisch nur Filterbecken (Retentionsbodenfilter mit vorgeschalteter Sedimentationsanlage) oder nach RiStWag dimensionierte Abscheider als Behandlungsanlagen in Frage. Detailliertere Ausführungen sind ATV-DVWK-M 153 zu entnehmen.

Tabelle 2.10 Beispielhafte Ermittlung der Behandlungsbedürftigkeit von Straßenabflüssen, die in einen kleinen Flachlandbach eingeleitet werden sollen (nach ATV-DVWK M 153)

	Belastung aus Fläche		Einfluss Luft			Gewässer: kleiner Flachlandbach ¹⁾		max. zulässiger Durchgangswert
Herkunftsfläche	Typ	Pkt.	Typ	Pkt.	Abflussbelastung	Typ	Pkt.	Dmax.
Straßen DTV 300-5.000	F4	19	L1	1	20	G6	15	0,75
Straßen DTV 5000-15.000	F5	27	L2	2	29	G6	15	0,52
Straßen DTV > 15.000	F6	35	L3	4	39	G6	15	0,38
Durchgangswerte ausgewählter Sedimentations- und Filteranlagen:								
<u>z.B. Teiche und Regenklärbecken:</u> Anlagen mit Dauerstau oder ständiger Wasserführung und max. 10 m/h Oberflächenbeschickung bei $r_{krit} = 15 - 45 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$: $D = 0,65 - 0,5$								
<u>z.B. Regenrückhaltebecken:</u> Anlagen mit Dauerstau und max. Oberflächenbeschickung von 18 m/h bei $r_{krit} = 15 - 45 \text{ l/(s}\cdot\text{ha)}$: $D = 0,8 - 0,65$ bzw. bei $r_{krit} = r_{(15,1)}$: $D = 0,35$								
<u>RiStWag-Abscheider:</u> max. Oberflächenbeschickung 9 m/h, Bemessungsregen mit Regenspende $r_{(15,1)}$: $D = 0,2$								
<u>Retentionsbodenfilter:</u> Sedimentationsanlage mit nachgeschaltetem Filterbecken aus 20 cm Oberboden auf 60 cm Sand der Körnung 0/2: $D = 0,15$								

1) (Wasserspiegel < 1m und Fließgeschwindigkeit < 0,3 m/s)

Neben dem M 153 wird es auch in der RAS-Ew (FGSV [2001b]), die derzeit überarbeitet wird, zu einer Empfehlung der Behandlung von Straßenabflüssen kommen, die in Oberflächengewässer eingeleitet werden sollen. Nach derzeitigem Diskussionsstand ist bei der Ableitung von Abflüssen von Straßen mit einer DTV von mehr als 2.000 Kraftfahrzeugen / 24 h in der Regel eine Behandlung vorzusehen (FGSV [2001b]).

2.2.3.2 Regenwasserbehandlung in Trinkwasserschutzgebieten

Innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten erfolgt der Bau bzw. die Entwässerung von Straßen im Regelfall nach den "Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten – RiStWag" (FGSV [1982]), die vom Bundesverkehrsminister für die Bundesfernstraßen eingeführt sind. In den RiStWag sind bautechnische Maßnahmen zum Straßenbau und zur Regenentwässerung in Abhängigkeit von der Schutzzone als Lösungsmöglichkeiten aufgeführt, die nach den RiStWag im allgemeinen als ausreichend angesehen werden. Allerdings wird darauf verwiesen, dass bei höherem Durchlässigkeit des Untergrundes und bei gering mächtigen Deckschichten (z.B. Karstgebiete, stark durchlässige Kiese) weitergehende Schutzmaßnahmen erforderlich werden. Generell sind daher die Schutzgebietsverordnungen nach § 19 WHG mit ihren Nutzungsbeschränkungen zu berücksichtigen. Hinweise dazu sind in DVGW [1975a], [1975b] u. [1995] gegeben.

In den RiStWag werden im Unterschied zu der Entwässerung von Straßen außerhalb von Grundwasserschutzgebieten unter anderem Anforderungen an die eingesetzten Baustoffe und den Baubetrieb gestellt. Die wesentlichen Anforderungen hinsichtlich der Regenwasserbehandlung sind Tabelle 2.11 zu entnehmen. Ist eine Ableitung der Straßenabflüsse vorgesehen, ist ein Abscheider für Leichtflüssigkeiten als Behandlungsanlage erforderlich (sog. RiStWag-Abscheider).

Tabelle 2.11 Anforderungen an die Regenwasserableitung und Behandlung innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten - gekürzte Zusammenstellung nach RiStWag FGSV [1982]

<p><u>Wasserschutzzone III B</u> ¹⁾</p> <ul style="list-style-type: none"> • Das auf Straßen anfallende Niederschlagswasser darf <u>ungesammelt breitflächig</u> über Seitenstreifen und Böschungen abfließen • Bei gesammelter Ableitung sind, ausgenommen in Gebieten mit ungünstiger ²⁾ Untergrundbeschaffenheit, großflächige Versickerungsbecken und – mulden mit belebter, bewachsener Bodenzone zulässig. • Brunnen, Schächte und Stränge zur Versenkung oder Versickerung des Niederschlagswassers sind nicht zulässig
<p><u>Wasserschutzzone III A bzw. III</u> ¹⁾</p> <ul style="list-style-type: none"> • Die Sammlung des anfallenden Niederschlagswassers von Verkehrsflächen erfolgt durch Hochborde und Straßenabläufe bzw. durch Mulden, Gräben und Rinnen, wenn diese durch eine wenigstens 0,6 m dicke Schicht aus bindigem, verdichtetem Boden oder mittels einer anderen geeigneten Bauweise abgedichtet werden. Das gesammelte Niederschlagswasser ist über dichte Rohrleitungen aus der Wasserschutzzone III A (bzw. III) hinauszuleiten. Muss aus zwingenden Gründen innerhalb der Wasserschutzzone III A in einen Vorfluter eingeleitet werden, so ist vor Einleitung ein Abscheider für Leichtflüssigkeiten, ggf. mit Regenrückhaltebecken, anzuordnen. Abscheider und Rückhaltebecken müssen rückstautfrei liegen. • Bei günstiger Untergrundbeschaffenheit ²⁾ darf das anfallende Niederschlagswasser breitflächig über Seitenstreifen und Böschungen abfließen. Das Sammeln und Versickern in Mulden und Becken kann im <i>Einzelfall</i> bei belbter, bewachsener Bodenzone zugelassen werden. • Brunnen, Schächte und Stränge zur Versenkung oder Versickerung des Niederschlagswassers sind nicht zulässig
<p><u>Wasserschutzzone II</u> ¹⁾</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eine Straße sollte nur im zwingenden Ausnahmefall durch diese Zone geführt werden • Die Sammlung des anfallenden Niederschlagswassers von Verkehrsflächen erfolgt durch Hochborde und Straßenabläufe und wird über dichte Rohrleitungen aus der Wasserschutzzone II hinausgeleitet und dann in einem Abscheider für Leichtflüssigkeiten (s.o.) behandelt. • Versenkung und Versickerung des Niederschlagswassers ist unzulässig
<p><u>Wasserschutzzone I</u> ¹⁾</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eine Führung einer Straße durch die Wasserschutzzone I ist unvereinbar.
<p><u>Einleiten von Straßenoberflächenwasser in oberirdische Gewässer außerhalb der Wasserschutzzonen I, II oder IIIA</u> ¹⁾</p> <ul style="list-style-type: none"> • Liegt die Einleitungsstelle oberhalb eines Wassergewinnungsgebietes und führt der Vorfluter nach kurzer Fließzeit durch ein Schutzzone I, II oder III A, so ist eine Beeinträchtigung der Wassergewinnungsanlage zu prüfen und ggf. Gegenmaßnahmen zu treffen. • Abscheider für Leichtflüssigkeiten sind dann erforderlich, wenn der Vorfluter innerhalb von 2 Stunden bei Mittelwasserabfluss ein Wassergewinnungsgebiet erreicht.
<p><small>1) weitere Hinweise siehe RiStWag (FGSV [1982]) 2) Günstige Untergrundbeschaffenheit liegt vor, wenn der Grundwasserleiter von schwer oder nicht wasserdurchlässigen oder von durchlässigen, jedoch gut reinigenden unverletzten Deckschichten überlagert ist.</small></p> <ul style="list-style-type: none"> • Schwer oder nicht wasserdurchlässige Deckschichten bestehen z.B. aus Ton, Schluff und sonstigen Bodenarten mit einer höchstens dem Schluff entsprechenden Durchlässigkeit, die flächenhaft durchgehen, nicht durchwurzelt und nicht gestört sind und eine ausreichende Mächtigkeit (mindestens 1 m) besitzen. Diese Schichten müssen durch ausreichende Tiefenlage ihrer Sohle, durch Bedeckung mit nichtbindigen Bodenarten oder durch ständigen Feuchtigkeitsaufstieg von unten her gegen die Entstehung durchgehender Trockenrisse geschützt sein. • Wasserdurchlässige, jedoch gut reinigende Deckschichten müssen bei höchstem Grundwasserstand noch eine flächenhaft durchgehende Mächtigkeit besitzen von: 2,5 m bei Feinsand, bindigen Sanden und sonstigen Bodenarten mit nicht größerer Durchlässigkeit. 4,0 m bei Mittelsand, Grobsand, kiesigem Sand und sonstigen Bodenarten und nicht größerer Durchlässigkeit.

2.2.4 Behandlung von Straßenabflüssen in anderen Ländern

Auch in anderen Länder ist die Belastung der Straßenabflüsse bekannt. Teilweise gibt es Regelungen zur erforderlichen Behandlung der Abflüsse.

So ist in der Schweiz ist eine Versickerung im Bereich der Straßenböschungen zulässig, während vor der Einleitung in Abhängigkeit von dem aufnehmenden Gewässer Behandlungsanlagen erforderlich sind (BUWAL [2002]). In England, Wales und Schottland sind die Belastungen von Autobahnabflüssen ebenfalls bekannt. Bei Nachweis der schädlichen Auswirkung der Einleitung in ein Gewässer können Behandlungsanlagen gefordert werden (LUKER/MONTAGUE [1994]). In den USA ist die Belastung des Straßenabflusses in den letzten Jahren untersucht worden (AASHTO [1999]). Es wird eine Management der Straßenabflüsse sowohl hinsichtlich Quantität und Qualität empfohlen, für

das eine Dokumentation des "Best Management Practices (BMPs)" erarbeitet ist (AASHTO [1999]).

2.3 Regenwasserbehandlungsanlagen

Nach ATV-Arbeitsblatt 166 (ATV [1999]) werden nach Art des Reinigungsmechanismus unterschiedliche Regenwasserbehandlungsmaßnahmen differenziert. Bei Regenklärbecken erfolgt die Abscheidung von partikulären Stoffen durch Sedimentation und von Leichtstoffen durch Auftrieb. Daneben gibt es Filterbecken, bei denen eine Abtrennung partikulärer Stoffe durch Filtration erfolgt (sog. mechanischer Filter); bei zusätzlicher Adsorption und Abbau von gelösten Stoffen werden sie als Bodenfilter bezeichnet. Regenrückhaltebecken tragen nur dann zu einer Reinigung der Abflüsse bei, wenn sie über einen Dauerstaubereich zugleich die Funktion eines Regenklärbeckens übernehmen. Regenrückhaltebecken werden nach der Bauart unterschieden. Tabelle 2.12 gibt eine Übersicht über die nach A 166 definierten Regenbecken.

Tabelle 2.12 Arten von Regenbecken im Trennsystem, ATV Arbeitsblatt 166 (ATV [1999])

Regenklärbecken RKB		Filteranlagen FA		Regenrückhalteanlagen RRA			
Regenklärbecken ohne Dauerstau	Regenklärbecken mit Dauerstau	Mechanische Filter	Bodenfilter	Regenrückhalte- becken	Regenrückhalte- kanäle	Regenrückhalte- gräben	Regenrückstau- becken
RKB _{oD}	RKB _{mD}	MF	BF	RRB	RRK	RRG	RRSB

Daneben gibt es einige Sonderlösungen, die bei der Reinigung von Niederschlagsabflüssen eingesetzt werden. BECKER et al. [2001] berichtet von einer Kombination einer trockenfallenden Rückhaltestrecke und einer nachgeschalteten sog. dauereingestauten Rückhaltestrecke mit gedrosselter Ableitung. Die genannte Anlage wird zwar zur weitergehenden Mischwasserbehandlung eingesetzt, ist im Prinzip aber auch für die Regenwasserbehandlung einsetzbar, wie es in ATV-DVWK [2000] beschrieben ist. Dabei erfolgt eine Reinigung sowohl durch Sedimentation als auch durch die Auskämmwirkung eingesetzter Pflanzen (Röhrichtarten).

Nach PFEIFER [1998] wurde an einer halbtechnischen Pilotanlage auch eine Verfahrenskombination aus chemischer Flockung und Entspannungsflotation getestet. Die Flockung erfolgte durch Eisen(III)Chlorid ohne weiteren Einsatz eines Flockungshilfsmittels. Für AFS wird ein Wirkungsgrad von 86% und für CSB von 70 % angegeben.

HEINZMANN/SARFERT [1990] und HEINZMANN et al. [1991] berichten vom Einsatz einer Flockungsfiltrationsanlage in Berlin (Beelitzhof und Tegeler See). Dieses Verfahren besteht aus den vier Stufen Fällung/Flockung, Sedimentation, Nachfällung/flockung und anschließender Filtration. Die Anlagen werden mit dem Ziel einer möglichst weitgehenden

Phosphat-Elimination eingesetzt und dürften aufgrund der sehr hohen Investitionskosten eher als Sonderfall bezeichnet werden.

Für die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten, die z.B. bei der Instandhaltung, Betankung und Reinigung von Fahrzeugen im Regen- und Schmutzwasser vorhanden sein können, regelt die DIN 1999 Teile 1-6 die Bemessung, Bau und Prüfung von entsprechenden Abscheidern. Diese Abscheider werden bei der vornehmlich an Tank- und Rastanlagen eingesetzt (z.B. LVR [1986]). Für die Regenwasserbehandlung von Straßen mit größeren Einzugsgebieten spielen sie eine untergeordnete Rolle.

Als zentrale Behandlungsanlagen für die Reinigung von Abflüssen von stark befahrenen Straßen werden vor der Einleitung in Oberflächengewässer derzeit hauptsächlich Sedimentationsbecken (Regenklärbecken, nach RiStWag dimensionierte Abscheider und Regenrückhaltebecken mit Dauerstau) und seit jüngstem auch Retentionsbodenfilteranlagen eingesetzt, auf die im Rahmen dieser Arbeit eingegangen wird.

2.3.1 Grundlagen

Für die Sedimentation von partikulären Stoffen bzw. die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten ist bei horizontal durchströmten Becken die Oberflächenbeschickung und die horizontale Fließgeschwindigkeit wesentlich.

Oberflächenbeschickung

FAIR/GEYER [1961] beschreiben für ein ideales Becken den Absetzprozess unter folgenden Annahmen:

- das Becken ist über die ganze Querschnittsfläche gleichmäßig durchströmt
- ein Teilchen gilt als abgesetzt, wenn es den Boden des Absetzraums erreicht hat

Der Sinkweg eines Teilchens wird beschrieben durch einen durch die Sinkgeschwindigkeit v_s und die horizontale Strömungsgeschwindigkeit v_h bestimmten Geschwindigkeitsvektor. Unter der idealen Annahme, dass die Geschwindigkeiten konstant sind, beschreibt das Teilchen eine gerade Bahnlinie. Für die Absetzbedingung gilt, dass die Absinkzeit t_s des Teilchens kleiner der Aufenthaltszeit t_a im Becken sein muss.

$$t_s \leq t_a \quad (2.2)$$

Die entsprechenden Zeiten werden mit der Beckentiefe h_B , dem Beckenvolumen V und dem Zufluss zum Becken Q_{zu} folgendermaßen ausgedrückt:

$$t_s = \frac{h_B}{v_s} \quad (2.3)$$

$$t_a = \frac{V}{Q_{zu}} \quad (2.4)$$

Durch Gleichsetzung erhält man den Zusammenhang, dass für die idealen Verhältnisse die Sinkgeschwindigkeit v_s des Teilchens größer als die Oberflächenbeschickung q_a des Beckens sein muss, damit sich das Teilchen absetzt (mit Beckengrundfläche A).

$$v_s \geq \frac{h_B}{V} \cdot Q_{zu} = \frac{Q_{zu}}{A} = q_a \quad (2.5)$$

Die Sinkgeschwindigkeit eines Teilchens in einer Flüssigkeit ergibt sich aus der Gleichgewichtsbetrachtung der das Teilchen beschleunigenden Gewichtskraft mit der Widerstandskraft. Die Widerstandskraft ist abhängig von der Sinkgeschwindigkeit des Teilchens selbst, der Dichte des Teilchens, dem Teilchenquerschnitt senkrecht zur Fließrichtung und dem Newton'schen Widerstandsbeiwert (FAIR/GEYER [1961]). Der Widerstandsbeiwert ist nach Bild 2.6 nicht konstant, sondern hängt von der Reynolds-Zahl ab.

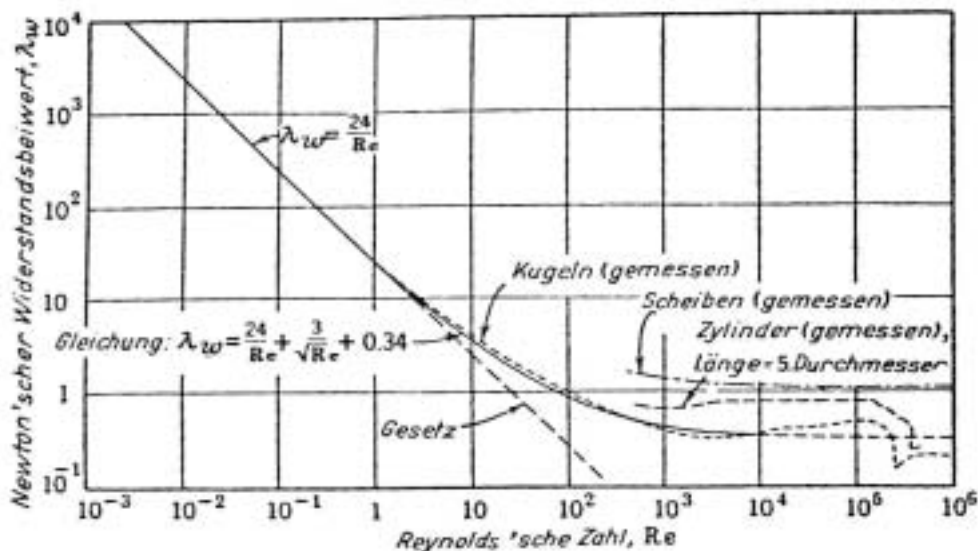


Bild 2.6 Abhängigkeit des Widerstandsbeiwertes von der Reynolds-Zahl nach CAMP (geändert nach FAIR/GEYER [1961])

In Bild 2.7 ist eine Übersicht über die Sinkgeschwindigkeit unterschiedlicher Kornfraktionen gegeben. Der Abknickende Kurvenverlauf oberhalb einer Sinkgeschwindigkeit von etwa 1 cm/s ist auf den Übergang von der laminaren zur turbulenten Strömung mit einer Änderung des Newton'schen Widerstandsbeiwertes zurückzuführen.

Üblicherweise erfolgt die Bemessung einer Sedimentationsanlage, indem aus der Kornverteilung der abzuscheidenden Partikel der Korndurchmesser festgelegt wird (sog. Trennkorngröße), der durch die Sedimentationsanlage beim Bemessungsabfluss abgeschieden werden soll (KRAUTH/STOTZ [1993]).

An einem Beispiel wird dieses Vorgehen erläutert: Wird für eine Abschätzung eine Rohdichte der Feststoffe von 2,65 g/cm³ zugrunde gelegt (Quarzsand), so liegt die Trennkorngröße für den Bemessungsabfluss für RiStWag-Abscheider von 9 m/h bei etwa 0,06 mm. Für die Kornverteilungen der Feststoffe an der Autobahn BAB A36 nach Bild 2.8 müssten sich bei diesem Zufluss unter den getroffenen Annahmen über 90 % der eingetragenen Feststoffe absetzen.

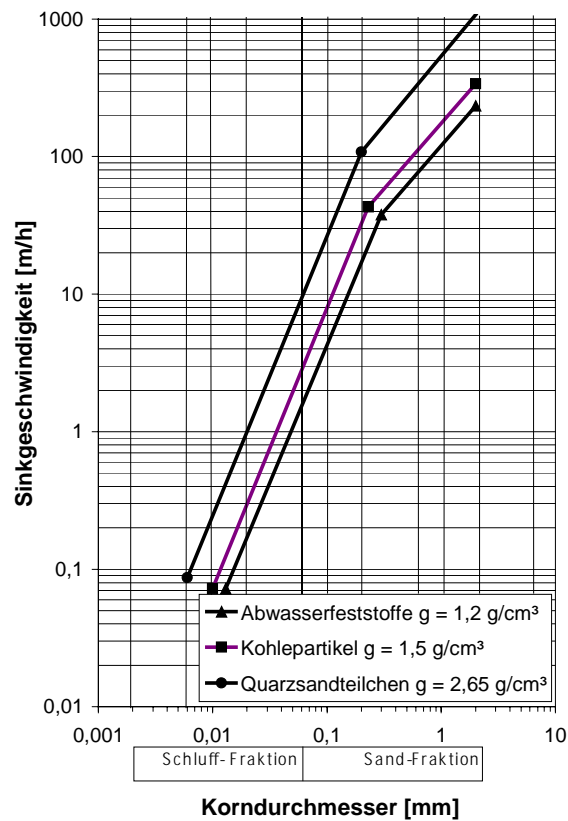


Bild 2.7 Sinkgeschwindigkeit von unterschiedlichen Kornfraktionen, verändert nach FAIR (zitiert in KRAUTH/STOTZ [1993])

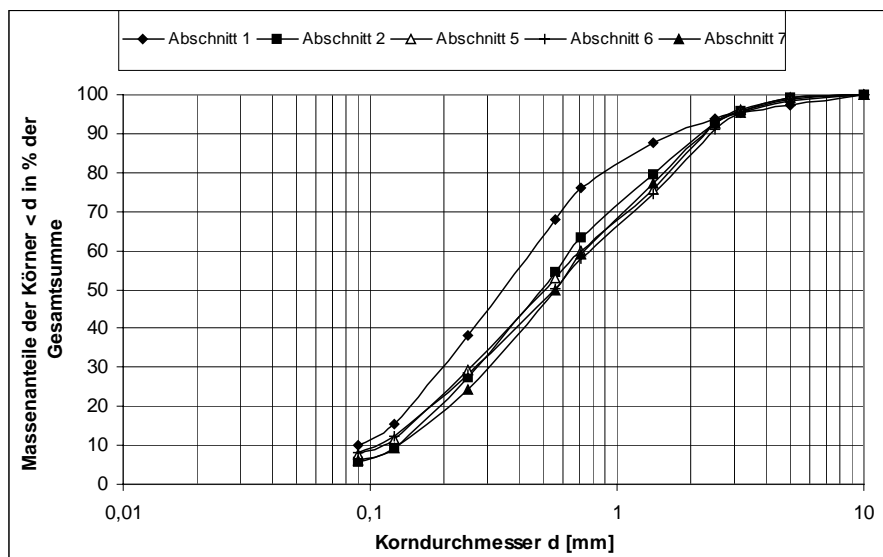


Bild 2.8 Körnungslinien der Feststoffe an der Autobahn BAB A36, STOTZ [2001]

horizontale Geschwindigkeit

Als weiteres Kriterium für die Bemessung von Absetzanlagen ist die horizontale Geschwindigkeit zu sehen. Überschreitet sie an der Sohle der Absetzanlage eine kritische

Geschwindigkeit v_{krit} so kommt es zu einer Wiederaufwirbelung bereits abgesetzter Stoffe. Die kritische Sohlgeschwindigkeit ergibt sich nach FAIR/GEYER [1961] zu:

$$v_{\text{krit}} = \sqrt{8 \cdot \frac{f}{\lambda} \cdot \left(\frac{\gamma_f - \gamma_w}{\gamma_w} \right) \cdot g \cdot d} \quad (2.6)$$

mit	f	Formbeiwert, $f = 0,04$ für Sand und $0,06$ für Flocken
	λ	Reibungsbeiwert nach DARCY&WEIßBACH: $\lambda = 0,03$
	g	Erdbeschleunigung [cm/s^2]
	γ_f	spezifisches Gewicht des Teilchens
	γ_w	spezifisches Gewicht Wasser
	v_{krit}	kritische Sohlgeschwindigkeit [cm/s]
	d	Teilchendurchmesser [cm]

Für ein Teilchen ($d = 0,015 \text{ mm}$, $\gamma_f = 2,6 \text{ g/cm}^3$) ergibt sich die kritische Sohlgeschwindigkeit zu $v_{\text{krit}} = 5 \text{ cm/s}$. Dies entspricht der horizontalen Geschwindigkeit, die nach FGSV [1982] bei der Bemessung für Abscheider einzuhalten ist.

Abscheidung von Leichtflüssigkeiten

Die Abscheidung von Leichtflüssigkeiten ist ebenso wie die Abscheidung von Feststoffen abhängig von der Oberflächenbeschickung des Beckens. Nach BÖHNKE et al. [1977] ergibt sich die Abhängigkeit der Aufstiegsgeschwindigkeit nach Bild 2.9 von der Dichte der abzuscheidenden Leichtflüssigkeit. Der Tropfendurchmesser wird wesentlich durch die mechanischen Einflüsse wie Tropfenschlag durch Niederschlagswasser, Wasserschlag in den Ablaufschächten, Turbulenz in der Kanalisation und im Beckenzulauf beeinflusst. Die Aufstiegsgeschwindigkeit ist weiterhin abhängig von der Temperatur. (BÖHNKE et al. [1977])

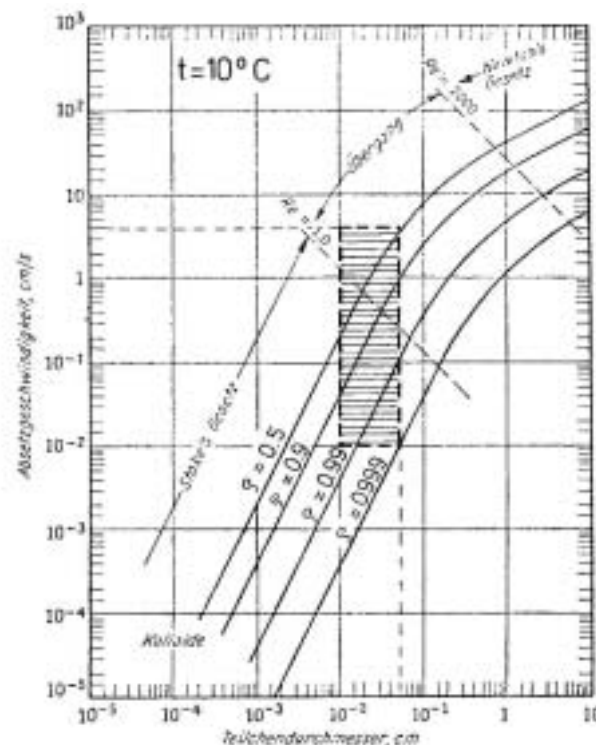


Bild 2.9 Abhängigkeit der Aufstiegsgeschwindigkeit vom Tropfendurchmesser BÖHNKE et al. [1977]

2.3.2 Regenklärbecken

Nach ATV [1999] werden Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau unterschieden. Regenklärbecken ohne Dauerstau stellen eine Sonderform dar, da nach Ende des Regenereignisses eine Entleerung des Beckens in den Schmutzwasserkanal erforderlich wird. WEIß/BROMBACH [2000] geben z.B. Hinweise auf Wirbelabscheider, die als Regenklärbecken ohne Dauerstau zur Regenwasserbehandlung eingesetzt werden.

Für Regenklärbecken mit Dauerstau bietet sich eine naturnahe Bauweise als Erdbecken an. Bei der Ausführung ist auf eine möglichst gleichmäßige Durchströmung des Beckenquerschnittes zu achten. Vor dem Klärüberlauf des Beckens wird eine Tauchwand angeordnet, die geeignet ist, Schwimmstoffe zurückzuhalten. Zusätzlich zum eigentlichen Nutzvolumen des Beckens ist ein Schlamm Speichervolumen vorzusehen, dessen Größe u.a. vom Räumungsintervall abhängig ist (ATV [1999]).

Das erforderliche Volumen V der Regenklärbecken im Dauerstau wird nach ATV [1980] nach Gleichung 2.7 bemessen, wobei einzelne Bundesländer eigene Vorgaben für die Bemessung anwenden (ATV [1994]). Die Bemessung erfolgt auf einen festgelegten Bemessungsabfluss. Über einen dem Regenklärbecken vorgelagerten Beckenüberlauf wird der Zulauf auf den Bemessungsabfluss begrenzt (siehe Bild 2.10). Die Remobilisierung bereits abgesetzter Stoffe durch Regenereignisse mit Abflüssen oberhalb des Bemessungsabflusses wird dadurch unterbunden.

$$V = \frac{3,6 \cdot Q_{\text{Bem}} \cdot h_B}{q_a} \quad (2.7)$$

mit	Q_{Bem}	Bemessungsabfluss	$Q_{\text{Bem}} = Q_{r,\text{krit}} + Q_f$	[l/s]
	$Q_{r,\text{krit}}$	kritischer Regenabfluss	$Q_{r,\text{krit}} = r_{\text{krit}} \cdot A_{\text{red}}$	[l/s]
	q_a	Oberflächenbeschickung	$q_a = 10$	[m/h]
	h_B	Beckentiefe	$h_B = 2,0$	[m]
	Q_f	Fremdwasser		[l/s]
	V	Beckenvolumen		[m³]

In Bild 2.10 ist schematisch die Anordnung und der Schnitt eines Regenklärbeckens mit Dauerstau dargestellt.

KRAUTH/KLEIN [1983] weisen darauf hin, dass der Bemessungswert der Oberflächenbeschickung nur bei Regenabflüssen erreicht wird, bei denen die Regenspenden die Bemessungsregenspende übersteigt. Erfolgt eine Auslegung auf kleine Bemessungsregenspenden, so erfolgt nach Bild 2.11 eine deutlich häufigere Belastung des Beckens mit dem Bemessungswert als bei einer Auslegung auf größere Bemessungsregenspenden.

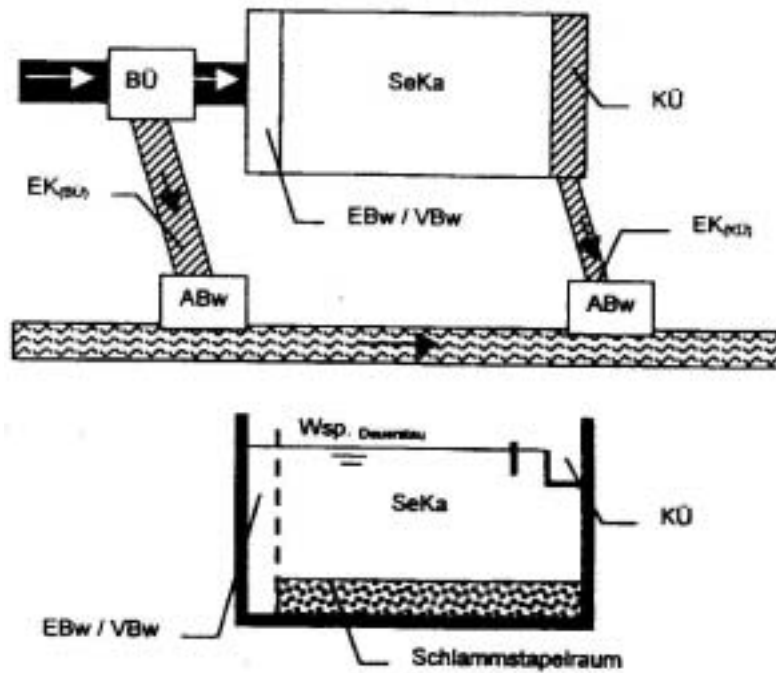


Bild 2.10 Schematische Darstellung eines Regenklärbeckens mit Dauerstau ATV [1999] (mit BÜ: Beckenüberlauf, SeKa: Sedimentationskammer, KÜ: Klärüberlauf, ABw: Ablaufbauwerk, EBw/VBw: Einlauf- und Verteilungsbauwerk, EK: Entlastungskanal)

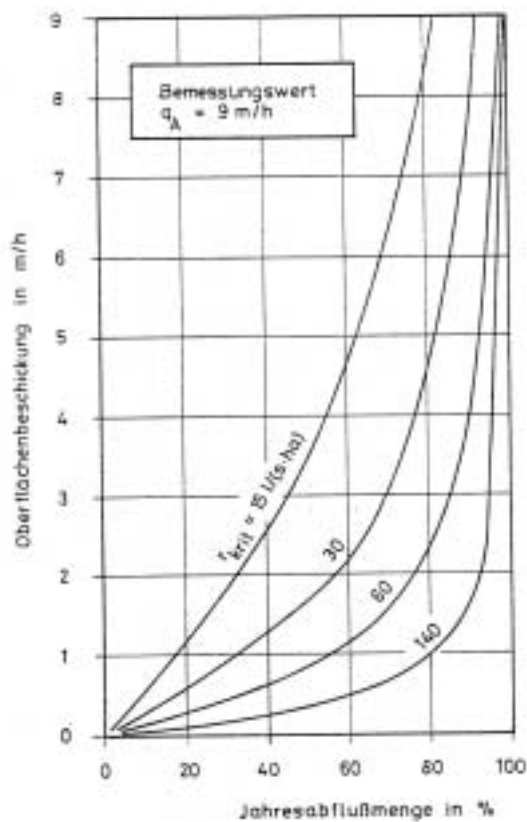


Bild 2.11 Verteilung der Oberflächenbeschickung eines auf 9 m/h bemessenen Regenklärbeckens nach der Abflussmenge, KRAUTH/KLEIN [1983]

2.3.3 Abscheider nach RiStWag

Abscheider nach RiStWag (FGSV [1982]) entsprechen dem Prinzip von Regenklärbecken mit Dauerstau. Jedoch ist der Zulauf nicht auf einen kritischen Abfluss begrenzt. Die Abscheider werden nach RiStWag (FGSV [1982]) bemessen.

Die Abscheider können in Betonbauweise oder als Erdbecken ausgeführt werden. Werksmäßige Abscheider nach DIN 1999 bzw. auch Regenrückhaltebecken mit Dauerstau können verwendet werden, wenn sie den Anforderungen der RiStWag entsprechen. Abscheider nach RiStWag sind regelmäßig zu warten. Folgende Bemessungsvorgaben werden gegeben:

- Bemessung auf einen Berechnungsregen ($r_{15,1}$) einer örtlichen Regenspende von 15 Minuten bei einer Häufigkeit von $n=1$, wobei bei Fließzeiten von mehr als 15 Minuten eine Abminderung nach Zeitbeiwertverfahren möglich ist. Der geringste Bemessungsabfluss liegt bei 100 l/s.
- Die erforderliche Oberfläche wird über die Steiggeschwindigkeit des Referenzöltröpfchens von 0,0025 m/s (entsprechend einer Oberflächenbeschickung von 9 m/h) bemessen.
- Die horizontale Fließgeschwindigkeit des Bemessungszuflusses unterhalb der Abflusstauchwand soll 0,05 m/s nicht überschreiten.

Bild 2.12 zeigt eine Prinzipskizze eines Abscheiders nach RiStWag mit Angaben zu den geometrischen Mindestabmessungen. Weitere Hinweise sind FGSV [1982] zu entnehmen.

Derzeit werden die RiStWag überarbeitet. Die Bemessungskriterien für die Abscheider sind dabei weitestgehend gleich geblieben. Im Einzugsgebiet von Trinkwassertalsperren wird eine Auslegung des Abscheiders auf einen Bemessungsregen mit einer Häufigkeit von $n = 0,2 - 0,5$ bei Talsperren ohne Vorsperre und $n = 0,5 - 1,0$ bei Talsperren mit Vorsperre empfohlen, wobei die Regenspenden aus Starkniederschlagshöhen abzuleiten sind (FGSV [2001]).

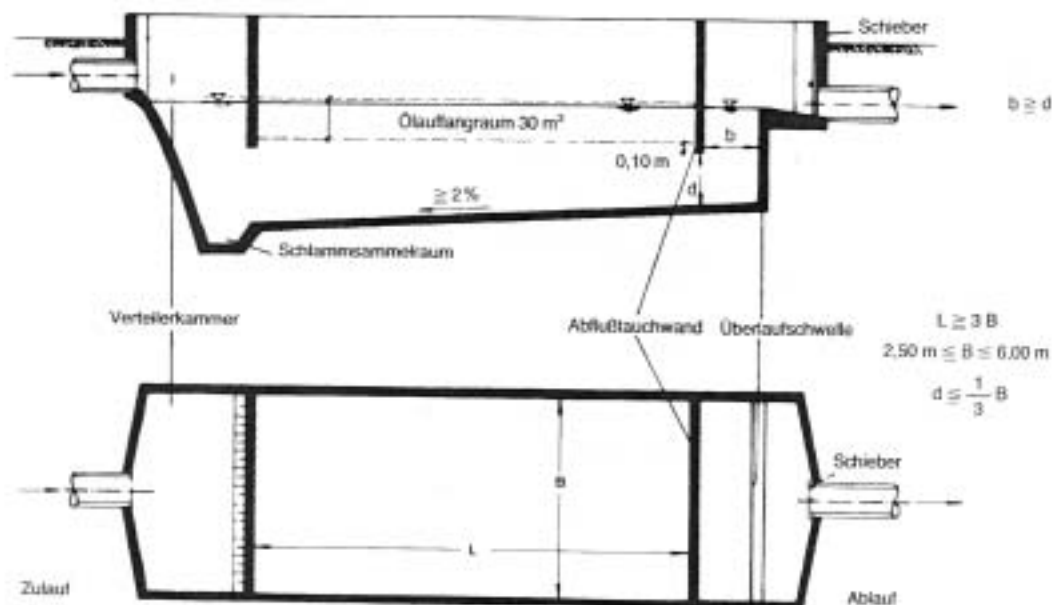


Bild 2.12 Leichtflüssigkeitsabscheider – Prinzipskizze (FGSV[1982])

2.3.4 Regenrückhaltebecken mit Dauerstau

Ergibt sich bei der Einleitung von behandlungsbedürftigen Straßenabflüssen in Gewässer auch die Erfordernis einer Regenwasserrückhaltung, so kann die erforderliche Retention und Reinigung in einem Regenrückhaltebecken mit einem entsprechend dimensionierten Dauerstaubereich erfolgen. Die Regenrückhaltung erfolgt durch Drosselung der Abflüsse, so dass bei Niederschlagsereignissen das Stauvolumen oberhalb des Dauerstaubereichs aktiviert wird.

BOCK [1987] berichtet von einer 42 km langen Teilstrecke der Autobahn A7 zwischen Uffenheim und Feuchtwangen, an der 62 Regenrückhaltebecken gebaut wurden, die zum größten Teil durch Sedimentationszone und Leichtstoffabscheidung auch die Funktion eines Abscheiders wahrnehmen. Die Drosselung der Abflüsse erfolgt bei diesen Anlagen über ein Mönchbauwerk mit Grundablassleitung. Die Auslegung dieser Anlagen erfolgte auf eine Regenspende von 110 l/(s·ha) und eine Aufenthaltszeit von 30 Minuten. Bei einer Dauerstautiefe von 2 m ergibt sich eine Oberflächenbeschickung beim Bemessungszufluss von 4 m/h. Eine Begrenzung des Zulaufs durch einen Beckenüberlauf erfolgt nicht.

2.3.5 Reinigungsleistung

In der Vergangenheit sind an verschiedenen Becken zur Reinigung von Straßenabflüssen Messprogramme durchgeführt worden, in denen die Reinigungsleistung der Anlagen bestimmt wurde. Ein Vergleich der Ergebnisse ist nur bedingt möglich, weil sich die untersuchten Abscheider hinsichtlich des Einzugsgebietes, der Bauweise und Geometrie, der hydraulischen Belastung und ggf. der Kombination mit einem vorgeschalteten Regenrückhaltebecken unterscheiden.

In Tabelle 2.13 sind die gemessenen Wirkungsgrade in einer Übersicht zusammengestellt. Die Abscheider nehmen hauptsächlich Abflüsse von Autobahnen auf, wobei dem Becken in Singen neben den Abflüssen der Bundesstraße auch Abflüsse aus dem Trennsystem eines Industriegebietes zufließen. Bei den Abscheidern in Singen und Ulm/West ist darauf zu achten, dass die Entwässerung im Einzugsgebiet auch über unbefestigte Mulden erfolgt. Wie eingangs dargestellt wurde, erfolgt in den bewachsenen Mulden bereits eine Verringerung der Feststofffracht durch Sedimentation.

Die Bewertung der Reinigungsleistung der Abscheider erfolgt über die Angabe der Wirkungsgrade. Angegeben ist der Wirkungsgrad bezogen auf die Konzentration, der sich von dem Wirkungsgrad bezogen auf die Fracht folgendermaßen unterscheidet.

$$\eta_C = \frac{C_z - C_a}{C_z} \cdot 100 \quad (2.8)$$

mit η_C Wirkungsgrad Konzentration [%]
 C_z frachtgewogene Zulaufkonzentration
 C_a frachtgewogene Ablaufkonzentration

$$\eta_F = \frac{F_z - F_a}{F_z} \cdot 100 \quad (2.9)$$

mit η_F Wirkungsgrad Fracht [%]
 F_z Fracht im Zulauf
 F_a Fracht im Ablauf

Tabelle 2.13 Übersicht der Wirkungsgrade der Messprojekte

Untersuchungs- gebiet	B 33/34 Singen	A81 Pleidelsheim	A6 Obereisesheim	A8/B10 Ulm West	
Literaturquelle	Krauth/Stotz (1993)	Krauth/Klein (1982)	Krauth/Klein (1982)	Krauth/Klein (1981)	
Bauweise	Erdbecken	Betonbecken	Betonbecken	Betonbecken	
Anzahl Ereignisse	111	53	21	29	ca. 12
Anmerkungen	ungünstiger Einlaufbereich		vorgeschaltetes RRB und Schlammfang	vorgeschalte- tes RRB	vorgeschalte- tes RRB mit Dauerstau
Wirkungsgrad Konzentration [%]					
AFS	7,7	85	50	45	54
CSB	19,3	63	26	18	39
P ges	k.A.	32	9	3	12
NH ₄ -N	k.A.	36	16	10	(-72)
Eisen	68,8	74	45	24	38
Blei	27,6	79	39	33	52
Cadmium	27,0	63	28	14	60
Chrom	35,5	66	33	(-60)	7
Kupfer	40,7	73	26	(-13)	17
Zink	47,1	50	37	24	29
Nickel	21,7	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Kalzium	18,0	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
DOC	32,3	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Mineralöl	k.A.	80	29	17	33
Vergaserkraftstoff	k.A.	80	29	16	33

Bei negativen Wirkungsgraden werden aus dem Abscheider mehr Stoffe ausgetragen, als über den Oberflächenzufluss eingetragen werden.

Die Auswertung der Wirkungsgrade bezüglich der Fracht liegen nur für das Erdbecken in **Singen** vor. Für das Erdbecken in Singen stellen KRAUTH/STOTZ [1993] fest, dass, bedingt durch die Verdunstungsverluste im Becken, der Wirkungsgrad bezogen auf die Fracht generell höher liegt als der Wirkungsgrad bezogen auf die Konzentration, da ein Teil der Zuflussswelle im Becken zurückgehalten wird. So liegt bei der Anlage in Singen der Wirkungsgrad bezogen auf die AFS-Konz. bei 7,7 %, und bezogen auf die AFS-Fracht bei 27 %. Trifft ein Ereignis auf ein gefülltes Becken, so sind die Konzentrations- und Frachtwirkungsgrade gleich groß. Da für die anderen Untersuchungsprogramme die Wirkungsgrade bezogen auf die Konzentration ermittelt wurden, werden diese in Tabelle 2.13 aufgeführt.

Das untersuchte Erdbecken in Singen weist nach KRAUTH/STOTZ [1993] bedingt durch Auflandungsprozesse in den Seitenbereichen nur eine wirksame Wasseroberfläche von 9,7 m²/ha A_{red} auf, weshalb die maximale Oberflächenbeschickung mit 13,3 m/h sehr hoch liegt. Am ungünstigsten hat sich nach KRAUTH/STOTZ bei diesem Becken die geringe Tiefe von 0,2 m im Zulaufbereich bis 1,0 m im Ablaufbereich (Mittel etwa 0,56 m) auf die Reinigungsleistung ausgewirkt, die damit deutlich unter dem empfohlenen Wert von 2 m der ATV Arbeitsgruppe 1.4.3 (ATV [1994]) liegt. Die mittlere Horizontalgeschwindigkeit beim maximalen Zufluss während des Messzeitraumes beträgt 0,3 m/s im Zulaufbereich. Gegenüber dem Bemessungswert nach FGSV [1982] von 0,05 m/s belegt dies die Gefahr der Aufwirbelung von bereits abgelagerten Sedimenten.

Beim Abscheider in Singen treten im Untersuchungszeitraum Regenspenden bezogen auf ein 15 Minuten-Intervall von bis zu 60 l/(s·ha) auf. Der Vergleich mit einer 15 minütigen Regenspende der Häufigkeit ($n=1$), die normalerweise in einem Bereich von 100 – 130 l/(s·ha) liegt (FGSV [1987]), zeigt, dass, bezogen auf den Untersuchungszeitraum von einem Jahr, eine im statistischen Sinn deutlich zu geringe Niederschlagsbelastung erfolgt ist. Die ermittelten Wirkungsgrade sind somit als nicht repräsentativ für die Länge des Untersuchungszeitraumes anzusehen und sollten daher nur in Bezug auf die gemessene maximale Oberflächenbeschickung hin interpretiert werden.

Insgesamt ist durch die Auflandungsprozesse beim Becken in Singen davon auszugehen, dass die ermittelten Messwerte nicht den Wirkungsgraden entsprechen, die von optimierten Abscheidern erzielt werden können.

Den Abscheidern in **Ulm West** (KRAUTH/KLEIN [1981]) und **Obereisesheim** (KRAUTH/KLEIN [1982]) ist ein Regenrückhaltebecken vorgeschaltet, das den Zulauf begrenzt. Für den Abscheider in **Ulm West** wurden Messungen bei zwei verschiedenen Systemzuständen durchgeführt. So wurde das vorgeschaltete Regenrückhaltebecken ohne Dauerstau (Messzeitraum 1) bzw. mit 36 cm Dauerstau betrieben (Messzeitraum 2). KRAUTH/KLEIN [1981] weisen darauf hin, dass der geringe Wirkungsgrad im zweiten Messzeitraum auf die mit 0,36 m viel zu geringe Dauerstautiefe im vorgeschalteten Regenrückhaltebecken zurückzuführen ist. Dadurch konnten bereits sedimentierte Stoffe bei einem Nachfolgeereignis aufgewirbelt und ausgetragen werden. Weiterhin führen KRAUTH/KLEIN an, dass die Feststoffe im Zufluss zum Abscheider in Ulm West relativ fein gewesen sind und somit schlechte Absetzeigenschaften aufwiesen. Für die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, Chrom und Kupfer fällt auf, dass die Ablaufkonzentration über der Zulaufkonzentration lag, was auf einen Austrag von bereits sedimentiertem Chrom und Kupfer schließen lässt. In **Obereisesheim** ist der Abscheider zweistufig als Schlammfang und Leichtflüssigkeitsabscheider ausgebildet.

Die gemessenen Wirkungsgrade bei den Abscheidern in Ulm West und Obereisesheim beziehen sich auf die Kombinationswirkung aus Regenrückhaltebecken und Abscheider. Das Vorschalten von Regenrückhaltebecken führt zu einer Vergleichmäßigung der hydraulischen Belastung der Becken und damit günstigeren Randbedingungen für die Sedimentation.

Der Vergleich der Ergebnisse in Obereisesheim und Ulm West (1. Messzeitraum), bei denen bei beiden Becken das vorgeschaltete RRB ohne Dauerstau betrieben wird, zeigt etwas bessere Wirkungsgrade für das Becken in Obereisesheim. Dabei liegt bei diesem Becken die maximale Oberflächenbeschickung mit 11,3 m/h gegenüber dem Becken in Ulm West mit 9,5 m/h etwas höher. Die Auslegung des Drosselabflusses des RRB auf eine Bemessungsregenspende von $r_{\text{krit}} = 23 \text{ l/(s·ha } A_{\text{red}})$ beim Becken Obereisesheim gegenüber $10 \text{ l/(s·ha } A_{\text{red}})$ beim RRB Ulm West deutet aber darauf hin, dass die maximale Oberflächenbeschickung beim Becken Ulm West deutlich häufiger erreicht wurde und länger angehalten hat als beim Becken Obereisesheim. Die negativen Auswirkungen einer häufigen und lang anhaltenden Belastung eines Beckens mit der maximalen Oberflächenbeschickung sind bei KRAUTH/KLEIN [1983] beschrieben. Dies wird vermutlich zumindest eine Ursache für die etwas geringere Reinigungsleistung des Beckens in Ulm West gewesen sein.

Der Abscheider in **Pleidelsheim** (KRAUTH/KLEIN [1982]) weist gegenüber den anderen Becken hohe Wirkungsgrade auf. Zwar wurde der Abscheider Pleidelsheim nach den

Angaben von KRAUTH/KLEIN auf eine Oberflächenbeschickung von 9 m/h ausgelegt, jedoch wurden bei den Ereignissen, die zur Ermittlung der Wirkungsgrade ausgewertet werden, nur Oberflächenbeschickungen von weniger als 2 m/h erreicht. Somit sind die Regenereignisse und die daraus resultierenden Oberflächenbeschickungen nicht repräsentativ für die mittlere Belastung eines nach FGSV [1982] bemessenen Abscheiders. Die ermittelten Wirkungsgrade sollten daher nur in Bezug auf die gemessene hydraulische Belastung hin interpretiert werden

Auf die Abhängigkeit der Reinigungsleistung von den Beckendimensionen und der hydraulischen Belastung wird im Zusammenhang mit den Ergebnissen dieser Arbeit in Kapitel 8 eingegangen.

Untersuchungen von Regenklärbecken in Trennsystemen

Neben den oben angegebenen Ergebnissen an Abscheidern für Straßenabflüsse werden in der Literatur auch Angaben über Regenklärbecken im Bereich von Trennsystemen gemacht. Da bei Trennsystemen immer ein Anteil von Dach- und Hofflächen neben den Straßenflächen im Einzugsgebiet vorhanden ist und die Belastungen der Straßen mit denen der Autobahnen im Regelfall nicht vergleichbar sind, werden die Untersuchungsergebnisse an Regenklärbecken bei Trennsystemen nachfolgend nur aufgeführt, aber nicht direkt in den Vergleich mit den Ergebnissen an Autobahnen einbezogen.

Auf die gute Reinigungsleistung von Regenklärbecken bei geringer Oberflächenbeschickung weisen Untersuchungen von TERZIOGLU et al. [1987] hin. Das untersuchte Regenklärbecken am Dianasee in Berlin, das Abflüsse aus einem Trennsystem (12,7 ha befestigte Fläche; davon 66% Verkehrsflächen) behandelt, wurde auf eine kritische Abflussspende von 15 l/(s·h), eine Aufenthaltszeit von mindestens 60 Minuten und eine Horizontalgeschwindigkeit von 2 cm/s bemessen. Für die nutzbare Beckentiefe von 1,8 m beträgt die Oberflächenbeschickung 1,8 m/h. Sie liegt damit deutlich unter dem Wert nach FGSV [1982] von 9 m/h. Für die untersuchten Parameter wurden Wirkungsgrade für CSB (55%), AFS (62%) und P_{ges} (47%) festgestellt. Für die Schwermetalle wurde an den filtrierten Proben Wirkungsgrade für Blei (59%), Kupfer (65%), Zink (31%) und Chrom (77%) festgestellt. Ursachen für die Reinigungsleistung gegenüber gelösten Schwermetallen werden von TERZIOGLU et al. [1987] nicht diskutiert.

Auf die Untersuchungen von WASSMANN [1996] sei hingewiesen, der in Regenklärbecken im Berliner Raum, die für die Reinigung von Abflüssen aus Trennsystemen eingesetzt werden, sehr hohe Gehalte an pathogenen Keimen (Coliphagen) feststellt, die bei Belastung der Becken ausgetragen werden. Als mögliche Ursache führt WASSMANN den Eintrag von tierischen Exkrementen (Hunde- und Vogelkot) an. Eine Reinigungsleistung gegenüber Keimen weisen die untersuchten Regenklärbecken somit nicht auf.

PFEIFER [1998] untersuchte ein Regenklärbecken in Karlsruhe für ein Trennsystem (67,4 ha befestigte Fläche; davon 34% Verkehrsflächen). Das Becken ist zweistraßig ausgebildet und auf eine kritische Abflussspende von 15 l/(s·h) ausgelegt. Die Bemessung erfolgt auf eine Oberflächenbeschickung von 10 m/h. Bei einer Beckentiefe von 2 m ergibt sich die Aufenthaltszeit beim Bemessungsereignis von 12 Minuten. Die Probenahme erfolgte

zeitproportional und die Wirkungsgrade wurden aus der arithmetisch gemittelten Zu- und Ablaufkonzentration abgeleitet, was einen deutlichen Unterschied zu den bislang vorgestellten Messergebnissen bedeutet. Die festgestellten Wirkungsgrade von AFS 42,6%, Pb 35,9%, Zn 11,8%, Cd 38,5% und Cu 4,8% sind somit mit einer Unsicherheit behaftet, wenn es um die Bewertung des Frachtrückhaltes bei diesem Becken geht.

2.4 Retentionsbodenfilter

Wie bereits ausgeführt, unterscheidet ATV [1999] zwischen mechanischen Filtern mit reiner Abtrennung von partikulären Stoffen und Bodenfiltern, bei denen es zu einer zusätzlichen Adsorption und Abbau von gelösten Stoffen kommt. Da die Durchsickerung durch den Filter gegenüber dem Zulauf zum Filter in der Regel gering ist, ist für die Zwischenspeicherung ein Retentionsraum erforderlich. Wird der Retentionsraum oberhalb des Filters angeordnet, wie es bei den bisher gebauten Anlagen in der Regel der Fall ist, wird von einem Retentionsbodenfilter bzw. einem mechanischen Retentionsfilter gesprochen ATV [1999]. Da bei den bislang untersuchten Anlagen (BRUNNER [1994], BORN et al. [2000], IFS [1999], MUNLV [2001]) neben der reinen Filterwirkung auch immer Adsorptions- und Abbauprozesse zur Reinigung der Abflüsse beitragen sollen, wird im Rahmen dieser Arbeit generell von Retentionsbodenfiltern gesprochen. Retentionsbodenfilter werden sowohl zur weitergehenden Mischwasserreinigung als auch zur Reinigung von Abflüssen aus Trennsystemen und Straßen eingesetzt (LfU [1998], MUNLV [2001], FGSV [2001b]).

Retentionsbodenfilter werden bei der weitergehenden Mischwasserbehandlung hauptsächlich eingesetzt, um einen Rückhalt von Ammonium und sauerstoffzehrenden Kohlenstoffverbindungen zu erreichen. Retentionsbodenfilter im Trennsystem und bei Straßenabflüssen werden hauptsächlich eingesetzt, um straßenspezifische Inhaltsstoffe wie z.B. Schwermetalle, MKW und PAK zurückzuhalten. Im Berliner Raum sollen Retentionsbodenfilter zusätzlich zur Entfernung von Phosphat eingesetzt werden (ENGEL [1999]).

Die **Systemanordnung** der Retentionsbodenfilter zur Behandlung von Straßenabflüssen besteht üblicherweise aus einem vorgeschalteten Sedimentationsbecken mit Leichtstoffabscheidung und dem Retentionsbodenfilter (RBF) (LfU [1998], MUNLV [2001]). Ziel der Vorschaltung eines Sedimentationsbeckens vor den RBF ist die Verringerung der Belastung des Filters mit partikulären Stoffen, um das **Kolmationsrisiko** des Filters möglichst gering zu halten (LfU [1998], MUNLV [2001]). Das Kolmationsrisiko ist dabei insbesondere bei neugebauten Straßen hoch, bei denen mit erhöhter Sedimentfracht zu rechnen ist. Nach BOCK/STEINAUER [1987] muss bei neugebauten Bundesautobahnen in den ersten beiden Betriebsjahren mit einem Sedimentabtrag von 20m³/ha befestigte Autobahnfläche gerechnet werden. Um eine Wiederaufwirbelung aus dem Sedimentationsbecken zu vermeiden, sollte der Zufluss durch einen Beckenüberlauf auf einen kritischen Abfluss begrenzt werden (LfU [1998], MUNLV [2001]). Bild 2.13 zeigt diese Anordnung.

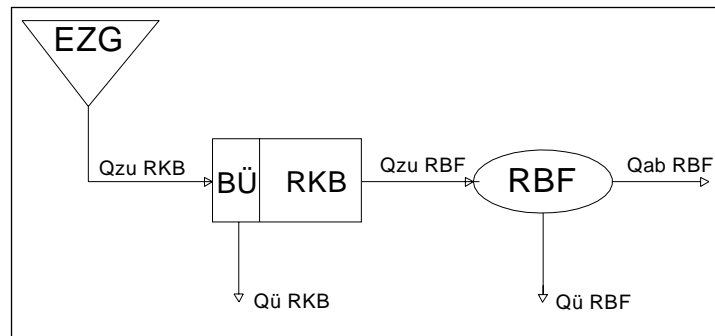


Bild 2.13 Bodenfilter bei der Teilstrombehandlung (MUNLV [2001])
mit EZG: Einzugsgebiet, BÜ: Beckenüberlauf, RKB: Regenklärbecken, Qzu: Zufluss, Qab: Ablauf, Qü: Überlauf

Nach LFU [1998] werden in der Praxis auch andere Systemanordnungen gewählt, bei denen eine Vorentlastung des Zuflusses nicht erfolgt. Nach einer Untersuchung aus Nordrhein-Westfalen (MUNLV [2001]) ist dies häufig bei RBF an Straßen der Fall. Es wurden dabei 9 Retentionsbodenfilter an Straßen untersucht. Fast alle diese Anlagen haben ein Sedimentationsbecken vorgeschaltet, das nicht vorentlastet ist. Auch im Entwurf zur RAS-Ew ist diese Systemanordnung nach Bild 2.14 so dargestellt.

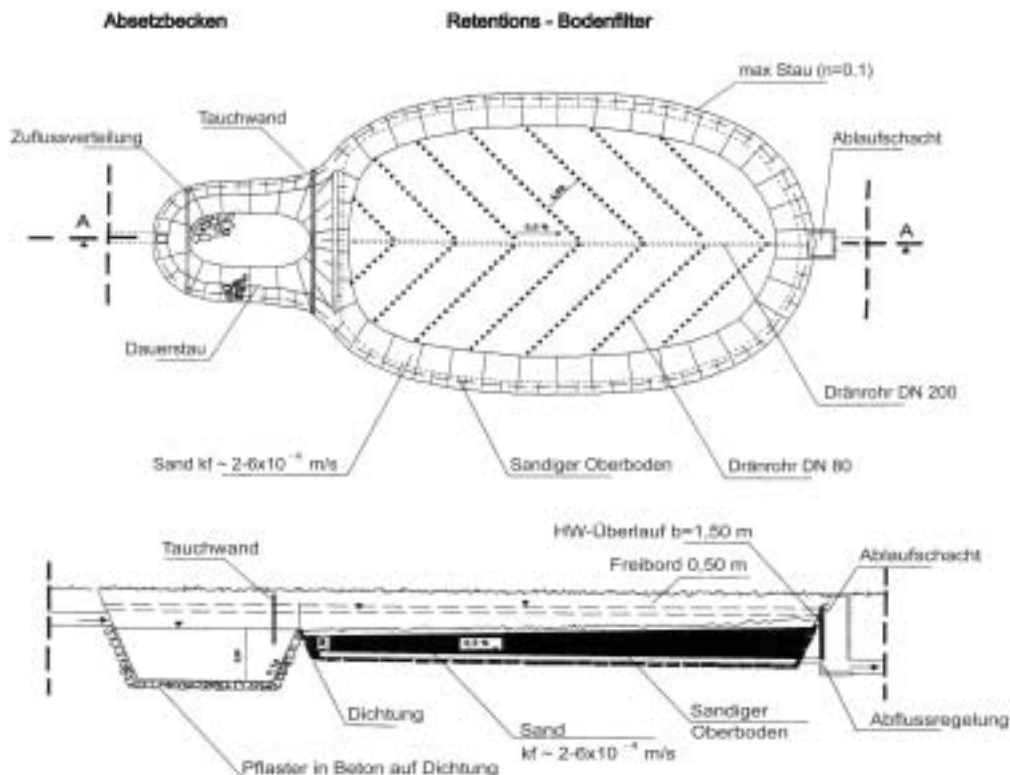


Bild 2.14 Retentionsbodenfilter mit vorgeschaltetem Sandfang ohne Vorentlastung, Entwurf zur RAS-Ew, Stand 10/2001, FGSV [2001b]

Tabelle 2.14 gibt einen Überblick über die in Nordrhein-Westfalen untersuchten Retentionsbodenfilter. Die **spezifischen Filterflächen** weisen eine große

Schwankungsbreite auf und liegen zwischen 100 und 245 m²/ha, wobei eine Anlage (S10) eine deutlich kleinere Oberfläche von 50 m²/ha aufweist. Die **Gesamtfiltermächtigkeiten** aus Filterschicht und Dränageschicht liegen zwischen 0,55 und 0,6 m und damit unter der Empfehlung der LFU [1998], die für Einzugsgebiete mit hoher potentieller Verschmutzung eine Stärke von 1m (0,75m Filter- und 0,25 m Dränageschicht) empfiehlt. Soweit bekannt, wird die Zusammensetzung der eingesetzten Filtersubstrate in Tabelle 2.14 mit aufgeführt. Bei den untersuchten Anlagen wurde häufig Lavasand eingesetzt.

Tabelle 2.14 Haupteigenschaften der Bodenfilter zur Straßenentwässerung (MUNLV [2001])

Nr.	Retentionsbodenfilter										
	Filter- fläche	spez. Filter- fläche	max. Ein- stau- höhe	Spei- chervol- umen	spez. Speicher- volumen	spez. Dros- selabfluss	spez. Dros- selabfluss	Einstau Filter	Lava	Sand / Kies	Misch- boden
	m ²	m ² /ha A _u	m	m ³	m ³ /ha A _u	l/(s·m ² A _F)	l/(s·ha A _u)		m	m	m
S1	1790	236	0,80	1380	182	0,04	9,2	nein	-	0,60	-
S2	3121	240	1,10	4000	308	0,02	5,4	nein	-	-	0,40
S3	3300	237	0,70	1690	121	0,04	10,0	nein	0,60	-	-
S4	495	100	0,70	525	106	0,07	6,9	nein	0,35	0,20	-
S5	200	118	0,60	175	103	0,05	5,9	nein	0,20	0,60	-
S7	50	217	0,50	25	107	0,05	10,8	nein	0,20	-	-
S8	125	145	0,70	110	128	0,05	7,3	ja	0,60	-	-
S10	165	53	1,05	310	100	0,06	3,4	ja	nicht bekannt		
S12	1375	245	1,00	1850	330	0,01	2,9	ja	-	0,20	0,6

Nur einmal wurde bei den untersuchten Anlagen eine gezielte **Anpflanzung** von Schilf vorgenommen (MUNLV [2001]). BORN et al. [2000] weisen für eine Retentionsbodenfilteranlage im Mischsystem auf die sehr positive Wirkung des eingesetzten Schilfbestandes hin, die den Filter durch die Ablagerung von Feinststoffen sowohl direkt auf den Blättern der Schilfpflanzen, als auch auf der Halmbruchzone und der Streuschicht vor Kolmation schützt. Nach ENGEL [1999] soll auch für die geplanten Bodenfilter im Trennsystem in Berlin ausschließlich Schilfbepflanzung eingesetzt werden. Bei den Anlagen der Untersuchung in Nordrhein-Westfalen (MUNLV [2001]) hat sich eine Vegetation durch natürliche Sukzession eingestellt. Dies wird auch von IFS [1999] von einer Retentionsbodenfilteranlage im Mischsystem berichtet, bei der sich nach etwa 12 Monaten eine natürliche Sukzession eingestellt hatte.

Aus der Schweiz sind ebenfalls Retentionsbodenfilter zur Reinigung von Straßenabflüssen bekannt. Bei AGW [1991] sind vier Pilotanlagen beschrieben. Die Abläufe der RBF sind an Sickerschächte bzw. Sickerleitungen angeschlossen. Die mittleren Filtermächtigkeiten liegen zwischen 80 und 180 cm. Die RBF sind gegen den Untergrund gedichtet. Für den RBF Rafz wird die Filteroberfläche mit Bäumen und Sträuchern bepflanzt, wobei der Filter auch aus einer Kiesschicht aus Abräummaterial besteht. Der RBF Regensdorf bzw. Altendorf besitzt eine 20 bzw. 10 cm mächtige obere Humusschicht über einer Kiessandschicht von 100 bzw. 80 cm. Für den RBF Langhag wird eine 40 cm mächtige Humusschicht über einer Kiessandschicht von 140 cm eingesetzt. Eine Drosselung der Abläufe erfolgt nicht. Nähere Angaben zu den eingesetzten Filtermaterialien (Körnungslinie etc.) werden bei AGW [1991] nicht angegeben.

2.4.1 Bemessung und Hydraulik

Von LFU [1998] ist bislang ein Ansatz zur Bemessung von Bodenfiltern erarbeitet worden. Beim Einsatz von Retentionsbodenfiltern im Trennsystem bzw. bei Straßen erfolgt die Bemessung der erforderlichen Filtergröße so, dass die mittlere hydraulische Belastung $\leq 40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ist. Die Begrenzung dieser sog. Stapelhöhe soll einer zu hohen stofflichen Belastung des Filters und somit einer Kolmation vorbeugen. Bei detaillierterer Stoffbilanz soll die zulaufende Fracht an abfiltrierbaren Stoffen auf $4 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ beschränkt werden. Für den zulässigen Drosselabfluss aus dem Filter wird eine Drosselabflussspende von $0,015 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2 \text{ Filterfläche})$ ($1,5 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$) empfohlen. Die Einstauhöhe wird im Regelfall auf 0,5 bis 1,0 m begrenzt. Die Bemessung erfolgt, indem ein angestrebter hydraulischer Wirkungsgrad vorgegeben wird. Mit einem Niederschlag-Abfluss-Modell wird dann die Einhaltung der genannten Kriterien überprüft und somit die Anlage auf iterativem Weg bemessen.

In Nordrhein-Westfalen wird derzeit ein Leitfaden zur Bemessung von RBF erarbeitet (MUNLV [2002]). Die Bemessung für RBF an Straßen erfolgt dabei in Anlehnung an den Ansatz der LFU, wobei eine jährliche Beschickungshöhe von $40\text{-}50 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und eine Drosselabflussspende von $0,03 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ für die Zielgröße Schwermetallrückhalt vorgesehen ist.

Das Retentionsvolumen der RBF an Straßen werden in der Praxis häufig nach ATV Arbeitsblatt 117 (ATV [1977]) bemessen (MUNLV [2001]). Nach Auskunft des Landschaftsverbandes Rheinland (LVR [2001]) werden dort die RBF auch nach A 117 auf einen 15 minütigen Bemessungsregen mit einjähriger Wiederkehrzeit ($r_{15;1}$) bzw. - bei Vorgabe der Wasserbehörde - auch auf fünfjährige Wiederkehrzeit ($r_{15;0,2}$) ausgelegt. Die zulässige Drosselabflussspende des RBF ergibt sich nach der Vorgabe der Wasserbehörde und liegt zumeist bei $0,05 - 0,005 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2 \text{ Filterfläche})$.

KASTING [2000] hat den Zusammenhang zwischen verschiedenen Versickerungsraten (Drosselabflussspenden), Stapelhöhen und hydraulischem Wirkungsgrad für ein Modellgebiet dargestellt. Die untersuchten Versickerungsraten liegen zwischen $1,0 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Der Drosselabfluss ergibt sich dabei aus dem Produkt der Versickerungsrate und der Filterfläche mit der Annahme eines hydraulischen Gefälles von $I=1$. Damit entspricht das hydraulische Verhalten einem RBF, bei dem der Drosselabfluss konstant gehalten wird. Das Modellgebiet wurde mit einer Regenreihe aus dem südlichen Niedersachsen mit einem mittleren Jahresniederschlag von 659 mm belastet. Die Ergebnisse sind in Bild 2.15 zusammengestellt. Der hydraulische Wirkungsgrad ist nach Gleichung 2.10 definiert als Anteil der im Retentionsbodenfilter behandelten Wassermenge.

$$\eta_{\text{hydr.}} = \frac{Q_{\text{zu}} - Q_{\text{ü}}}{Q_{\text{zu}}} \cdot 100 \quad (2.10)$$

mit: Q_{zu} Zulaufwassermenge zum Retentionsbodenfilter [m^3]
 $Q_{\text{ü}}$ Überlaufwassermenge [m^3]
 $\eta_{\text{hydr.}}$ hydraulischer Wirkungsgrad [%]

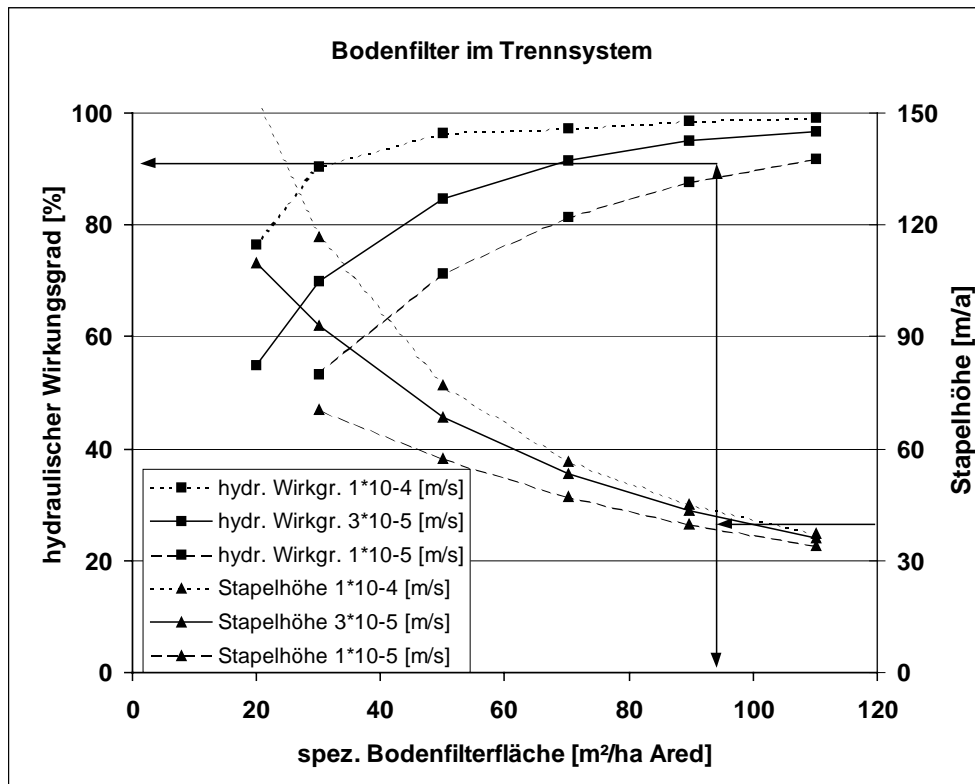


Bild 2.15 Einfluss der Versickerungsrate auf den hydraulischen Wirkungsgrad und die spez. Bodenfilterfläche bei einem Retentionsbodenfilter im Trennsystem bei einer Einstauhöhe von 1m, KASTING [2000]

Nach KASTING lässt sich folgendes feststellen:

- Der hydraulische Wirkungsgrad ist stark abhängig von der spezifischen Bodenfilterfläche und der Versickerungsrate. Gleiche hydraulische Wirkungsgrade von z.B. 80% lassen sich bei unterschiedlichen Versickerungsraten durch entsprechend große Filterflächen erzielen. Für eine Versickerungsrate von $1 \cdot 10^{-4}$ m/s ist für einen hydraulischen Wirkungsgrad von 80% eine spezifische Bodenfilterfläche von 22,5 m²/ha A_{red} erforderlich. Bei einer Versickerungsrate von $1 \cdot 10^{-5}$ m/s steigt die erforderliche Bodenfilterfläche deutlich auf 67,5 m²/ha an.
- Der Zusammenhang zwischen spezifischer Bodenfilterfläche und hydraulischem Wirkungsgrad ist nicht linear. So ist bei einer Versickerungsrate von $3 \cdot 10^{-5}$ m/s eine spezifische Bodenfilterfläche von 44 m²/ha für einen hydraulischen Wirkungsgrad von 80% erforderlich. Um den Wirkungsgrad um 10% auf 90% zu steigern, muss die spezifische Bodenfilterfläche um 36% auf 60 m²/ha A_{red} erhöht werden.
- Eine Vergrößerung der spezifischen Filterfläche führt erwartungsgemäß zu einer Verringerung der Stapelhöhe.
- Mit den Bemessungsgrößen nach LFU [1998] ergibt sich bei der hier gewählten Einstauhöhe von 1m eine spez. Filterfläche von 95 m²/ha bei einem hydraulischen Wirkungsgrad von 90 %. Die Ablesung dieser Werte ist in Bild 2.15 mit Pfeilen gekennzeichnet. In diesem Bereich ist ein ungünstiges Verhältnis zwischen hydraulischem Wirkungsgrad und spez. Bodenfilterfläche gegeben. Die Vergrößerung

der spezifischen Bodenfilterfläche führt praktisch nur noch zu einer Verringerung der Stapelhöhe. Der hydraulische Wirkungsgrad steigt kaum noch.

Weiterhin hat KASTING [2000] den **Einfluss der Einstauhöhe** auf den hydraulischen Wirkungsgrad untersucht. Dabei wird festgestellt, dass sich durch Vergrößerung der Einstauhöhe von 1 auf 2 m der hydraulische Wirkungsgrad von ursprünglich 80% je nach Versickerungsrate nur um 4% bis 9% steigern lässt. Bei Verringerung der Einstauhöhe auf 0,5 m nimmt der hydraulische Wirkungsgrad nur um 6% bis 10% ab. Der Einfluss der Einstauhöhe auf den hydraulischen Wirkungsgrad ist somit gering. Ursache sind die vielen Ereignisse mit relativ geringer Abflussfülle und somit auch geringen Einstauhöhen, die einen hohen Anteil an der Belastung des Retentionsbodenfilters ausmachen.

Die Untersuchung der **Einstaudauern** in Abhängigkeit von der Versickerungsrate und der Wiederkehrzeit zeigt Tabelle 2.15. Deutlich wird der Zusammenhang, dass bei geringerer Versickerungsrate die Einstaudauer ansteigt.

Tabelle 2.15 Einstaudauern und ihre Wiederkehrzeiten für einen Retentionsbodenfilter mit einem hydraulischen Wirkungsgrad von 80% und 1m Einstauhöhe bei unterschiedlichen Versickerungsraten, nach KASTING [2000]

spez. Filterfläche [m ² /ha A _{red}]	Versickerungsrate [m/s]	Einstaudauer [h]		
		Wiederkehrzeit [Monat]		
		0,5	1	6
22,5	1·10 ⁻⁴	2,5	4,5	10
44,0	3·10 ⁻⁵	12	16	28
67,5	1·10 ⁻⁵	35	45	86

Tabelle 2.16: Beschickungshöhen eines RBF (90 m²/ha, 3·10⁻⁵ m/s, 1m Einstauhöhe, Stapelhöhe 43 m/a) für das Jahr 1978 (Jahresniederschlag 652 mm)

Beschickungshöhen [cm]	> 150	<150 - 100	<100 - 80	<80 - 60	<60 - 40	<40 - 20	<20 - 1	Summe
Anzahl [-]	4	5	1	11	8	28	113	170
Anzahl [%]	2	3	1	6	5	16	66	
Summe [cm]	946	648	80	754	404	796	640	4269
Summe [%]	22	15	2	18	9	19	15	

Tabelle 2.16 zeigt für ein durchschnittliches Niederschlagsjahr die **Verteilung der Beschickungshöhen** für einen RBF, der eine übliche spezifische Größe aufweist. Im mittleren Niederschlagsjahr 1978 treten 10 Ereignisse auf, die eine Beschickungshöhe von über 80 cm aufweisen. Die Beschickungssumme dieser Ereignisse an der Gesamtbeschickungshöhe macht 39% aus. Die Ereignisanzahl mit Beschickungshöhen zwischen 40 und 80 cm liegt bei 11, wobei die Beschickungssumme dieser Ereignisse 27% ausmacht. Die restlichen 34% der gesamten Beschickungssumme entfällt auf Beschickungshöhen zwischen 1 und 40 cm. Die Auswertung nach Tabelle 2.16 zeigt, dass trotz Begrenzung der Einstauhöhe auf 1m durch die Länge der Ereignisse, bei denen durch den Drosselabfluss eine Entleerung des RBF auftritt, Beschickungshöhen von über 1 m auftreten, die an der Gesamtbelastung der Anlage einen erheblichen Anteil haben.

2.4.2 Reinigungsmechanismen bei der Bodenfiltration

Der Transport und der Verbleib von Stoffen im Regenwasser bei der Durchsickerung einer Bodenpassage werden von physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren bestimmt, die sich z.T. gegenseitig beeinflussen. Die Reinigungsleistung gegenüber im Straßenabfluss vorhandenen partikulären Stoffen beruht im wesentlichen auf der **Filtration**. Gelöste Inhaltsstoffe werden hauptsächlich durch **Adsorption** an die Bodenmatrix festgelegt und organischen Verbindungen unterliegen einem **Abbau**. Weiterhin ist eine **Fällung** der gelösten Inhaltsstoffe möglich (SCHACHTSCHABEL et al. [1992], BLUME [1990]). Nachfolgend wird auf die einzelnen Prozesse eingegangen.

2.4.2.1 Filtration



Der Filtration unterliegen nur ungelöste Stoffe bzw. an Feststoffe gebundene Stofffraktionen. In Niederschlagsabflüssen von Straßen liegen, wie bereits erwähnt, z.B. die PAK und etliche Schwermetalle zu großen Anteilen in der an mitgeführten Feinstpartikeln adsorbierten Form vor.

Nach BLUME [1990] finden Filtrationsvorgänge bei der Bodenpassage vor allem an der Oberfläche des Bodens (Funktion als Oberflächenfilter) und in den oberen Zentimetern und Dezimetern des Bodens statt (Funktion als Tiefen- bzw. Raumfilter). Nach BLUME hält der Oberflächenfilter nur diejenigen Partikel zurück, die allenfalls etwas kleiner als die Poren des Bodens sind. Bei der Tiefenfiltration werden dagegen die feinen Partikel in groben Poren des Sickerwassers abwärts verlagert und in kleineren Poren teilweise mechanisch abgefiltert. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] können selbst allerfeinste Partikel ($< 0,2 \mu\text{m}$) in feinkörnigen Böden ausgefiltert werden.

GOLWER [1985] stellt für Versickerungsanlagen fest, dass die Ablagerung von Feststoffen auf der Bodenoberfläche der Sickeranlagen generell eine größere Rolle spielt, als der Eintrag in den Untergrund.

In lehmig-tonigen Böden erfolgt nach BLUME 1990] die Verlagerung von Feststoffen überwiegend in Trockenspalten. Die Bildung von Trockenspalten wird dabei durch wechselfeuchtes Klima begünstigt. Nach MUNLV [2001] wurde die Verlagerung von Feststoffen bei einem RBF in Alsdorf/Aachen an einem zweischichtigen Filteraufbau festgestellt, bei dem der bindige Oberboden (Ton und Schluffgehalt $> 90 \%$) zur Bildung von Trockenspalten / Kluften neigte. In Tabelle 2.17 ist das Ergebnis dieser Untersuchung gezeigt. Deutlich erkennbar sind die Trockenspalten und Kluften beim zweischichtigen Filteraufbau (Beet 1). Die Feststoffe im Zulauf werden durch die Trockenspalten der 30 cm mächtigen Oberbodenschicht transportiert und lagern sich auf der unteren Filterschicht (Invasionsschicht) ab. Bei dem gleich belasteten einschichtigen Filteraufbau aus Sand (Beet 6) beschränkt sich diese Invasionsschicht auf die Filteroberfläche.

Tabelle 2.17 Vergleich der Profilgehalte; Alsdorf (MUNLV [2001])

Tiefe [cm]		T+U [%]	Humus [%]	pH	Fe [%]	Pb [mg/kg]
Beet 1, 0-30 cm bindiger, 30-60 cm sandiger Boden						
0-5		93,4	2,97	6,4	1,45	37,8
5-10		94,1	2,32	6,2	1,47	27,9
10-30		92,5	2,11	6,2	1,43	26,2
30-40		4,0	1,51	5,1	0,33	12,8
40-60		0,9	0,38	6,0	0,23	3,8
Beet 6, 0 - 60 cm sandiger Boden						
0-5		6,4	2,84	6,0	0,46	36,0
5-10		1,0	0,43	6,1	0,21	6,1
10-30		0,4	0,35	6,3	0,21	3,2
30-40		0,6	0,25	6,5	0,18	2,9
40-60		0,6	0,25	6,5	0,18	2,9

2.4.2.2 Adsorption

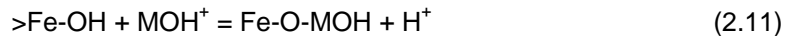
In der Bodenkunde wird zwischen spezifischer und unspezifischer Adsorption unterschieden. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] beruht die unspezifische Adsorption auf der Wechselwirkung elektrostatischer Kräfte zwischen der geladenen Oberfläche der Bodenteilchen und der Ladung der Ionen bzw. Molekülen, sog. Coulombsche Kräfte.

Adsorption von Schwermetallen

Bei der spezifischen Adsorption treten zusätzlich van-der-Waalsche Kräfte und kovalente Kräfte auf. Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] sind die van-der-Waalschen Kräfte ähnlich stark wie die Coulombschen Kräfte, jedoch viel weniger weitreichend. Die kovalenten Kräfte sind dagegen deutlich stärker als die van-der-Waalschen Kräfte (BLUME [1990]). Auch DVWK [1988] weist darauf hin, dass die Bindungsstärke bei der unspezifischen Adsorption von Schwermetallen an die Oberfläche von Austauschern deutlich geringer ist als bei der spezifischen Adsorption.

Bei SCHACHTSCHABEL et al. [1992] ist der Vorgang der spezifischen Adsorption durch kovalente Kräfte beschrieben. Viele Schwermetalle (M) hydrolisieren dabei partiell im Boden und liegen somit in der Bodenlösung sowohl als M^{2+} -Ionen als auch als MOH^+ -Ionen vor.

Diese Ionenform wird spezifisch und daher bevorzugt adsorbiert. Die vereinfachte Reaktion für die spezifische Adsorption der MOH^+ -Ionen an ein Eisenhydroxid (Fe-OH) wird in Gleichung 2.11 beschrieben.



Die Schwermetalle weisen nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] in Abhängigkeit vom pH-Wert eine stark unterschiedliche Neigung zur Bildung von Hydroxo-Komplexen und Hydroxiden auf. Die Bildung der Hydroxo-Komplexe lässt sich nach Gleichung 2.12 beschreiben. Die Hydrolysekonstante K_1 für das Gleichgewicht dieser Reaktion berechnet sich nach Gleichung 2.13. Die spezifische Adsorption steigt mit der Fähigkeit zur Bildung von Hydroxo-Komplexen der Schwermetalle an und kann mit den pK_1 Werten beschrieben werden. Dabei besagt ein niedriger pK_1 Wert, dass bei niedrigen pH-Werten Hydroxo-Komplexe gebildet werden und die spezifische Adsorption somit höher ist als bei einem Schwermetall mit großem pK_1 -Wert. Diese Abhängigkeit ist in Bild 2.16 dargestellt.



$$K_1 = (\text{MOH}^+) \cdot (\text{H}^+) / (\text{M}^{++}) \quad (2.13)$$

$$\text{Cd}_{(10,1)} < \text{Ni}_{(9,9)} < \text{Co}_{(9,7)} < \text{Zn}_{(9,0)} \ll \text{Cu}_{(7,7)} < \text{Pb}_{(7,7)} < \text{Hg}_{(3,4)}$$

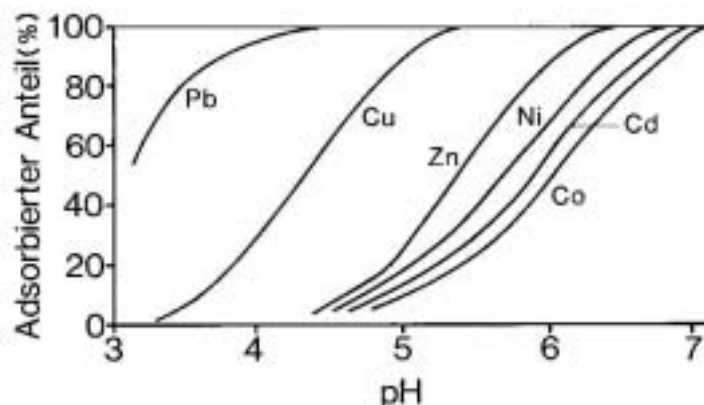


Bild 2.16 Adsorption verschiedener Schwermetalle durch frischgefälltes Fe-Oxid in Abhängigkeit vom pH-Wert, KINNIBURGH et al. [1976] (geändert nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992])

Bei DVWK [1988] wird die pH-Wert Abhängigkeit der spezifischen Adsorption von Metallen bei sandigen Böden durch relative Bindungsstärken ausgedrückt (Tabelle 2.18). Die Abhängigkeit der Adsorptionsstärke vom pH-Wert entspricht dabei für die angegebenen Metalle im wesentlichen der Abstufung nach Bild 2.16. Nur für Cobalt (Co) wird vom DVWK für die sandigen Böden eine höhere relative Bindungsstärke gegenüber Cadmium und Nickel ausgewiesen als bei der Adsorption an frischgefälltes Fe-Oxid nach Bild 2.16.

Tabelle 2.18 Einfluss der Bodenazidität auf die relative Bindungsstärke von Metallen (FSM) bei sandigen Böden (Boden S, Su2) mit geringem Humusanteil (<2%) DVWK [1988]

Metall	Relative Bindungsstärke FSM bei pH (CaCl ₂)-Werten von									
	2,5	3	3,5	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7-8
Cd	0	0-1	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5
Mn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Ni	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Co	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Zn	0	1	1-2	2	3	3-4	4	4-5	5	5
Al	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cu	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Cr (III)	1	1-2	2	3	4	4-5	5	5	5	5
Pb	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Hg	1	2	3	4	5	5	5	5	5	5
Fe (III)	1-2	2-3	3-4	5	5	5	5	5	5	5

Wertung der FSM: 0 = keine, 1 = sehr gering, 2 = gering, 3 = mittel, 4 = hoch, 5 = sehr hoch

Nach DVWK [1988] ist zu berücksichtigen, dass bei einer durch geringe pH-Werte verminderten spezifischen Adsorption die unspezifische Adsorption überwiegen kann, was bei Cd bereits im schwach sauren Milieu jedoch bei Pb erst im stark sauren Bereich erfolgt.

Die Adsorption ist nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] eine Gleichgewichtsreaktion zwischen Bodenlösung und Adsorbens. Dabei führt ein Wechsel der Zusammensetzung in der Bodenlösung auch zu einem Wechsel der Zusammensetzung an dem Adsorbenten. Die Adsorption eines Adsorbats steigt mit seiner Konzentration in der Bodenlösung in der Regel nicht linear an. Dabei nimmt der Anteil des Adsorbats zwar absolut zu, aber relativ ab. Diese Beziehung lässt sich für verschiedene Bodenhorizonte und Adsorbate mit Hilfe der Adsorptionsisothermen nach FREUNDLICH oder nach LANGMUIR beschreiben.

$$\text{FREUNDLICH} \quad x/m = k \cdot c^{1/n} \quad (2.14)$$

$$\text{LANGMUIR} \quad \frac{x}{m} = \frac{k \cdot b \cdot c}{1 + k \cdot c} \quad (2.15)$$

X/m bezeichnet die je Gewichtseinheit des Adsorbens adsorbierte Stoffmenge bei der Gleichgewichtskonzentration c in der Bodenlösung. Die maximale Adsorption wird mit b bezeichnet; k und n sind Konstanten. Die LANGMUIR-Isotherme enthält somit gegenüber der FREUNDLICH-Isotherme einen errechenbaren Wert für ein Adsorptionsmaximum (b).

Nach BLUME [1990] tritt bei der Desorption gegenüber der Adsorption ein Hysteresis-Effekt auf, d.h. Adsorptions- und Desorptions-Isothermen sind nicht identisch. Dies wird zurückgeführt auf die oft irreversible spezifische Adsorption.

Schwermetallbindung durch Sesquioxide

Nach DVWK [1988] erfolgt die beschriebene spezifische Adsorption an die hydroxylierten Oberflächen von Fe-, Al- und Mn-Oxiden (sog. Sesquioxide) nach Deprotonierung der OH-Gruppen. Somit steigt die Fähigkeit eines Bodens, Schwermetalle zurückzuhalten, mit zunehmendem Gehalt an Sesquioxiden an.

Schwermetallbindung durch Tonminerale

Nach CZURDA et al. [1997] erfolgt die Schwermetallbindung an Tonminerale hauptsächlich durch unspezifische Adsorption. Quellbare Tonminerale besitzen eine große innere Oberfläche. Die an diesen Oberflächen angelagerten Kationen können gegen Schwermetallionen eingetauscht werden. Die Adsorption erfolgt dabei unspezifisch über rein elektrostatische Wechselwirkung.

Die Neigung der Schwermetalle, sich an Tonbestandteile anzulagern, wird von HERMS [1988] wie folgt angegeben, wobei unterschiedliche Tonminerale auch unterschiedliche Sorptionskapazitäten aufweisen:

$$\text{Cd} \leq \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Pb}$$

$$\text{Kaolinit} < \text{Chlorit} < \text{Illit} < \text{Montmorillonit} < \text{Vermiculit}$$

Schwermetallbindung durch Huminstoffe

Neben der Adsorption an Sesquioxide erfolgt auch eine Anlagerung von Schwermetallen an gut zersetzte organische Substanz. Dieser Vorgang beruht nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] hauptsächlich auf dem Gehalt an Huminstoffen. Die Eigenschaften der Huminstoffe werden wesentlich von funktionellen Gruppen bestimmt, die entweder Protonen abdissoziieren oder aufnehmen können. Die organischen Ausgangsstoffe im Boden (Blätter, Wurzeln, abgestorbene Mikroorganismen etc.) werden durch Mikroorganismen und Bodentiere, dem sogenannten Edaphon, zersetzt bzw. humifiziert. Bei den Mikroorganismen sind insbesondere Pilz- und Strahlenpilzarten an der Humifizierung und somit der Huminstoffbildung beteiligt. In den meisten Fällen erhalten die Huminstoffe dadurch Säurecharakter. Durch den Ersatz von Protonen durch Metallkationen führen die Huminstoffe zu einer Adsorption von Metallkationen.

Es bilden sich sog. metallorganischen Komplexe. Nach DVWK [1988] nimmt die Stärke der Bildung dieser Komplexe in Abhängigkeit der Schwermetalle wie folgt zu:

$$\text{Zn} < \text{Co} < \text{Ni} < \text{Pb} \leq \text{Cu}$$

In einer Untersuchung von HILLER/BRÜMMER [1997] wird diese Rangfolge wie folgt angegeben:

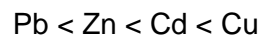
$$\text{Co} < \text{Ni} \leq \text{Zn} < \text{Cd} \leq \text{Pb} < \text{Cu}$$

HERMS/BRÜMMER [1984] weisen darauf hin, dass es in Böden mit höheren Gehalten an hochmolekularer, unlöslicher organischer Substanz auch bei saurer Bodenreaktion zu einer relativ starken Festlegung von Kupfer und Cadmium kommt, dagegen nur zu einer geringen Festlegung von Zink.

Nach HERMS/BRÜMMER bewirkt die organische Substanz bei saurer Bodenreaktion eine wesentlich stärkere Schwermetallfestlegung, als mineralische Bodenbestandteile dies tun. Jedoch kann es durch frische, in Zersetzung befindliche Vegetationsreste zu einer Bildung löslicher Schwermetallkomplexe kommen. Liegt die organische Substanz jedoch in Form von

Ca^{++} -stabilisierten Ton-Humuskomplexen vor, so ist nach HERMS/BRÜMMER nur eine geringe Löslichkeit gegeben.

In Modellversuchen wurde dieser unterschiedliche Einfluss der organischen Substanz untersucht. Dabei wurde die Adsorptionsleistung von Bodenmaterial unter Zugabe von jeweils 5% Heu für frische, zersetzbare und 5% Torf für stark umgesetzte, hochmolekulare organische Substanz getestet. Das Ergebnis ist in Bild 2.17 dargestellt. Der Zusatz von 5% Torf bewirkt im Vergleich zu den Bodenproben ohne Torfzugabe im gesamten pH-Bereich von 3-8 eine starke Verringerung der Cu- und Cd-Gehalte sowie in geringerem Umfang in einem pH-Bereich von pH 3-7 auch der Zn-Gehalte in den Gleichgewichtslösungen. Die Pb-Gehalte werden dagegen nur wenig erniedrigt. Die Immobilisierung der Schwermetalle durch hochmolekulare organische Substanzen findet an dem untersuchten Torf somit in folgender Reihenfolge statt (HERMS/BRÜMMER [1984]).



Auch STÖLZER et al. [1994] berichten von der Festlegung von Blei und Cadmium an die organische Substanz, die bei Schüttelversuchen festgestellt wurden, in denen unterschiedliche Komposte getestet wurden.

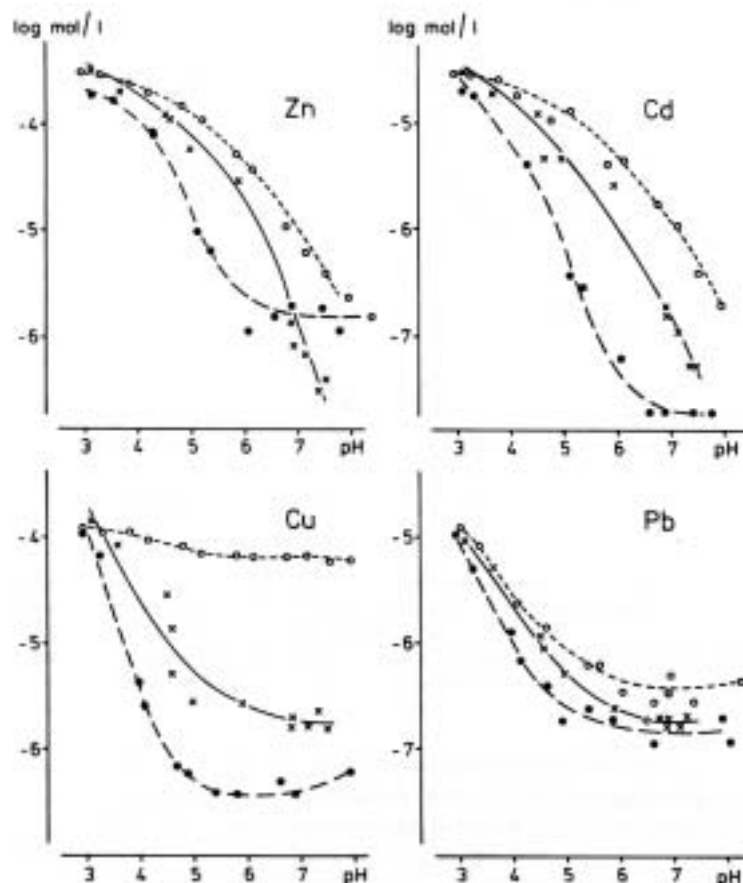


Bild 2.17 Gehalte an Zn, Cd, Cu und Pb in Gleichgewichtslösungen von Bodenproben aus dem SBvt-Horizont einer Parabraunerde mit und ohne Zusatz von 5% Heu bzw. Torf in Abhängigkeit vom pH-Wert (ohne Zusatz: x, mit 5% Heu: o; mit 5% Torf: •) HERMS/BRÜMMER [1984]

HERMS [1982] weist ergänzend darauf hin, dass die Menge und Komplexbildungskraft löslicher organischer Komplexbildner von jahreszeitlichen Veränderungen und weiteren Faktoren abhängig ist und somit ständigen dynamischen Veränderungen unterworfen ist.

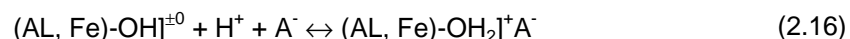
Einfluss des Salzgehaltes der Bodenlösung

Nach HERMS/BRÜMMER [1984] hat der Salzgehalt in der Bodenlösung einen Einfluss auf die Adsorptionsstärke gegenüber Schwermetallen. Eine Schwermetallmobilisierung kann vor allem bei Cadmium (teilweise auch Quecksilber) durch eine Zufuhr von Chloriden stattfinden, die z.B. durch Streusalze in den Niederschlagsabflüssen vorhanden sind. Bei Anwesenheit von Sulfaten kann ebenfalls eine Mobilisierung von Nickel und Zink erfolgen.

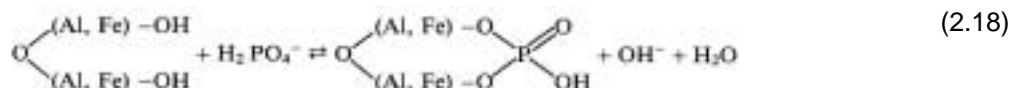
Anionenadsorption (P-Adsorption)

Bei der Anionenadsorption wird wie bei der Kationenadsorption zwischen spezifischer und unspezifischer Adsorption unterschieden. Für die Abflüsse von stark verschmutzten Straßen sind die Anionen Chlorid durch den Winterbetrieb besonders und das Phosphat durch den Beitrag zur Eutrophierung von Bedeutung.

Die unspezifische Adsorption beruht nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] auf der Wechselwirkung elektrostatischer Kräfte zwischen der positiven Ladung an der Oberfläche der Adsorbentien und dem Anion. Die positive Ladung entsteht durch Anlagerung eines zusätzlichen Protons an eine (Al, Fe)-OH-Gruppe der Bodenoberfläche, d.h. an Positionen variabler Ladung. Die positive Ladung wird durch ein Anion (A^-) neutralisiert entsprechend der prinzipiellen Gleichung 2.16. Die unspezifische Adsorption ist stark vom pH-Wert abhängig und erfolgt nur im sauren Bereich. Mit steigendem pH-Wert wird die unspezifische Adsorption somit geringer. Die unspezifische Adsorption spielt nach SCHACHTSCHABEL et al. für Chlorid, Nitrat und zumeist auch für Sulfat aufgrund der pH-Abhängigkeit in den üblichen pH-Bereichen von Böden keine Rolle.



Die spezifische Sorption beruht nach SCHACHTSCHABEL et al. auf der starken Affinität von bestimmten Anionen (Phosphat, Molybdat, Silicat, Arsenat und z.T. auch Sulfat und Borat) zu den Al- und Fe-Oxiden. Über einen Ligandenaustausch durch Verdrängung von OH- und OH₂-Liganden kommt es zu einer Bildung von einer (Gleichung 2.17) bzw. zwei (Gleichung 2.18) Sauerstoffbrückenbindungen zu den Al- oder Fe-Atomen.



Nach SCHACHTSCHABEL et al. [1992] ist die P-Sorption vom pH-Wert abhängig. Dabei lässt sich eine Abnahme der Adsorption mit steigendem pH-Wert durch die Abnahme der positiven Ladung der Bodenoberfläche und eine zunehmende negative Ladung der Anionen (z.B. $H_2 PO_4^- + OH^- \rightarrow HPO_4^{2-} + H_2 O$), aber auch durch eine zunehmende Konkurrenz der

OH-Ionen erklären, die das Anion in Umkehrung der Reaktion (Gleichung 2.18) ersetzen können. Nach SCHWERTMANN/AMANN (zitiert in SCHACHTSCHABEL et al. [1992]) ist für einen Lößboden die Abhängigkeit der P-Sorption vom pH-Wert in Bild 2.18 gegeben. Dabei nimmt die Phosphatbindung im schwach alkalischen Bereich wieder zu, was vermutlich auf die Bildung schwerlöslicher Ca-Phosphate zurückzuführen ist.

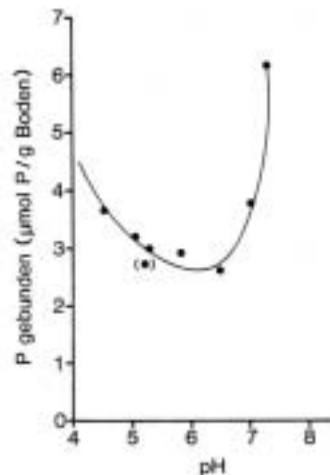


Bild 2.18 Phosphatadsorption eines Lößbodens, dessen pH (5,2) durch Zugabe von HCL oder Ca(OH)_2 erniedrigt bzw. erhöht wurde (Konz. der P-Gleichgewichtslösung 0,2 mmol/l; (•) = ursprünglicher Boden SCHERTMANN/AMANN)

Die Bildung schwerlöslicher Phosphate wird auch bei ASSIMAKOPOULOS et al. [1998] beschrieben. Sie weisen für landwirtschaftlich genutzte Böden nach, dass bei hohen Gehalten an feinem Karbonat nur ein geringer Anteil des gebundenen Phosphors durch Extraktion gelöst werden konnte.

Nach SCHALLER ist die P-Sorption stark von der Zeit abhängig. In P-Sorptionstests wurde nach 20 Minuten Versuchsdauer erst 7 µmol P/g Bodensubstrat und nach 60 Minuten bereits 10 µmol P/g Bodensubstrat gebunden.

2.4.2.3 Fällung

Bei der chemischen Fällung von Schwermetallen wird mit Erreichen des Löslichkeitsprodukts einer Verbindung jede weitere zugeführte Schwermetallmenge ausgefällt, so dass die Lösungskonzentration trotz steigender Gesamtgehalte solange gleich bleibt, wie ein Überschuss an fällend wirkenden Substanzen wie z.B. Phosphat und Carbonat im Boden vorhanden ist.

Aus der Thermodynamik gibt es Ansätze, die Speziesverteilung der Schwermetalle im Sickerwasser in Abhängigkeit vom pH-Wert und dem Redoxpotential abzuschätzen. Dafür sind allerdings die Ausgangskonzentrationen der möglicherweise an den Reaktionen beteiligten Ausgangsstoffe vorzugeben (DIERKES [1999]).

HERMS [1982] schätzt die ermittelten Stabilitätsdiagramme so ein, dass sie die Vorgänge, die die Löslichkeit und Bindung von Schwermetallen in Böden bestimmen zu sehr vereinfachen. Die Stabilitätsdiagramme werden daher von HERMS als nicht geeignet

angesehen. Nach HERMS stehen diesen thermodynamischen Ansätzen nur die Gleichgewichte definierter Schwermetallverbindungen zur Verfügung, während in Böden – wenn überhaupt – in der Regel durch Einbau von Fremdionen mehr oder weniger stark gestörte Verbindungen zu erwarten sind.

Nach HERMS/BRÜMMER [1984] ist bei der Festlegung von Schwermetallen in Bodenproben aus verschiedenen Ober- und Unterbodenhorizonten die Ausfällung definierter Schwermetallverbindungen in der Regel nicht als Löslichkeitsbestimmender Mechanismus wirksam. Allerdings wird bei sauren Böden (pH 3-5,5) die Bildung von Bleiphosphaten und bei hohen pH-Werten (>6,5) und zusätzlich erhöhten Zinkgehalten (> 100mg/kg) die Bildung von Zinksilikaten für möglich gehalten.

In schwefelreichen Böden kann es nach HERMS [1982] bei einer Veränderung der Redoxbedingungen durch Ausbildung reduzierender Verhältnisse infolge Sulfidfällung zu einer verringerten Löslichkeit von Schwermetallen kommen. In schwefelarmen, humusreichen Böden kann es nach HERMS unter reduzierenden Bedingungen bei neutraler bis schwach alkalischer Bodenreaktion jedoch zu einer verstärkten Bildung löslicher organischer Schwermetallkomplexe.

2.4.2.4 Abbau

Nach LfU [1998] sind Grundvoraussetzungen für die mikrobielle Metabolisierung von Wasserinhaltsstoffen der offene Gasaustausch über die Filteroberfläche und das Dränagesystem. Die wichtigsten Prozesse sind die aerobe Respiration und die Nitrifikation, bei der Ammonium zu Nitrat umgesetzt wird. Abbauvorgänge vollziehen sich über längere Zeiträume. Bei Bodenfiltern liegt die Kontaktzeit zwischen dem Regenwasser und dem Filtermaterial im Bereich von wenigen Stunden. Eingetragene Stoffe müssen also zunächst in oder an der Oberfläche festgelegt werden, bevor sie Abbauvorgängen unterliegen.

Der Abbau von organischen Stoffen erfolgt durch Mikroorganismen, die das Bodenmaterial besiedeln. Der Boden selbst fungiert hier in der Hauptsache als Trägermaterial. Der Abbau wird vor allem durch die Temperatur und den Wasser- und Lufthaushalt der Böden bestimmt. Wesentlich ist vor allem eine gute Belüftung des Bodenkörpers, um einen aeroben Abbau zu erreichen (BALO [1997]).

Verhalten organischer Schadstoffe

Die grundlegenden Reinigungsprozesse bei der Bodenfiltration sind in den vorherigen Abschnitten erläutert. Aufgrund der besonderen Bedeutung der PAK und der Kohlenwasserstoffe bei der Untersuchung von Bodenfiltern zur Reinigung von stark belasteten Straßenabflüssen wird auf die Mechanismen zur Elimination dieser Stoffe nachfolgend im Zusammenhang eingegangen.

Nach SIMMLEIT/HERRMANN [1987] ist die Bindung der in die Böden eingetragenen PAK auf die Adsorption an mineralische Feststoffe und Huminstoffe zurückzuführen. Da die PAK nur eine sehr geringe Löslichkeit aufweisen, findet kaum eine Verlagerung im Boden statt. Kommt es zu einer Verlagerung der PAK, so sind die PAK dabei hauptsächlich an partikuläre Substanz gebunden.

Nach MARSCHNER [1998] adsorbieren neben den PAK auch die hydrophoben PCB vornehmlich an die organische Substanz im Boden.

Neben der Adsorption unterliegen die PAK einem Abbau durch Mikroorganismen. Für PAK mit wenigen Benzolringen wurden von HOLSER et al. [1988] Halbwertszeiten für den mikrobiellen Abbau von weniger als 6 Monaten ermittelt. PAK mit mehreren Benzolringen werden dagegen unter normalen Bedingungen durch die starke Adsorption wesentlich langsamer abgebaut.

Auch THIELE/BRÜMMER [1998] weisen darauf hin, dass die Abnahme von PAK in unterschiedlichen Altlastenproben durch mikrobiellen Ab-, Um- und Einbau erfolgt. Dabei wurde eine anfänglich schnelle und anschließende langsame PAK-Abnahme festgestellt. Für eine unbehandelte Kontrollprobe wird bezogen auf den Ausgangsgehalt von 100 % in den ersten 8 Wochen eine PAK Abnahme auf 80 % und nach 72 Wochen auf 75% festgestellt. Durch Zugabe von leicht abbaubarer organischer Substanz konnte diese Abnahme um etwa 10 % gesteigert werden, was auf den stärkeren mikrobiellen Ab-, Um- und Einbau zurückgeführt wird.

SPRENGER et al. [1994] weisen darauf hin, dass es bei anaeroben Verhältnissen zu einer Mobilisierung von PAK kommen kann. In Versuchen wurde nach 5 Wochen eine Mobilisierung von zuvor fest adsorbierten PAK beobachtet. Dies ist bei den RBF aufgrund der kurzen Einstauzeiten jedoch nicht zu erwarten.

Bei Mineralölen ist die Bindung der verschiedenen Mineralölbestandteile im Boden sehr unterschiedlich. Nach KLOKE/LEH [1966] gilt jedoch für alle Verbindungen, dass sie vor allem von der organischen Substanz der Böden gebunden werden. Es ist zu berücksichtigen, dass niederkettige Alkane mit hohem Dampfdruck, geringer Viskosität und geringer Persistenz in den Böden nicht stabil sind und in die Atmosphäre entweichen, mit dem Sickerwasser verlagert oder auch mikrobiell ab- und umgebaut werden können (HOLSER et al. [1988]).

2.4.2.5 Diffusion

Neben den bereits genannten Reinigungsmechanismen bei der Bodenfiltration kann auch die Diffusion von Schwermetallen zu einer Reinigungsleistung beitragen. FISCHER et al. [1997] haben neben der relativ schnell ablaufenden Adsorption an Goethit auch an den äußeren Oberflächen noch eine sehr langsam ablaufende Diffusion von Metallionen in das Innere der Goethitkristalle festgestellt. Wichtige Diffusionswege sind dabei insbesondere Poren, die sich zwischen den einzelnen Kristalliten der Goethite befinden. (s. a. HILLER/BRÜMMER [1995])

Nach FISCHER/BRÜMMER [1993] steigen durch den Prozess der Diffusion die adsorbierten Schwermetallanteile bei einem untersuchten Goethit deutlich an. Dabei ist eine starke Abhängigkeit vom pH-Wert gegeben. So steigert sich bei einem pH-Wert von 6 die relativ adsorbierte Cadmium Menge nach 2 Stunden von 40% auf 80% nach 8 Wochen. Bei dem gleichen pH-Wert ist für Kupfer und Blei dagegen der Einfluss der Diffusion nicht mehr erkennbar. Schon nach 2 Stunden ist die maximale Adsorption erreicht. Bei diesen Metallen spielt die Diffusion erst unter einem pH-Wert von 5 eine Rolle.

CZURDA et al. [1996] beschreiben für einen Lößlehm und einen Keuperton ebenfalls Diffusionsprozesse für die untersuchten Parameter Cadmium und Blei, die in den Versuchen

nach einer sehr schnellen, durch Oberflächenreaktionen gesteuerten Adsorption bestimmend werden.

2.4.3 Empfehlungen zur Auswahl von Bodenfiltersubstraten

Anforderungen an die Qualität der einzusetzenden Bodenfiltersubstrate liegen für RBF an Straßen bislang kaum vor. Daher werden nachfolgend Empfehlungen aufgeführt, die allgemein für Versickerungsanlagen und RBF im Misch- bzw. Trennsystem gemacht werden.

Es bleibt festzuhalten, dass in den bisherigen Angaben Hinweise fehlen, welche Filtersubstrate zur Reinigung von Straßenabflüssen eingesetzt werden sollen. Unklar ist somit, ob z.B. adsorptionsstarke Substrate deutliche Vorteile bei der Verringerung der löslichen Inhaltsstoffe im Straßenabfluss besitzen.

LfU (für RBF im Trennsystem)

In LfU [1998] wird für RBF im Trennsystem ein Sand 0/2 empfohlen mit einem Anteil der Ton- und Schlufffraktion (< 5%) und einem Anteil der Feinkiesfraktion von 2 – 4 mm (< 5%). Bei besonderen Anforderungen wird ein zweischichtiger Aufbau mit einer oberliegenden 0,15 m mächtigen Lehmschicht und einer darunter gelagerten Sandschicht von mindestens 0,6 m empfohlen.

MUNLV (für RBF)

Für den Einsatz von Lehm Bögen hat sich in der Praxis herausgestellt, dass sehr hohe Anforderungen an die Einbauqualität zu richten sind, um eine ausreichende hydraulische Leistungsfähigkeit sicherzustellen. Daher sollten nach MUNLV [2001] bindige Filterböden wegen der Gefahr der Kolmation und des Gröbstporenflusses bei Trockenheit, bei der die Reinigung stark herabgesetzt sein kann, vermieden werden. Sandböden werden somit empfohlen. Weiterhin werden folgende Hinweise gegeben MUNLV [2001]:

- einschichtiger Filteraufbau,
- Carbonatgehalt > 10%,
- Zumischung von Kompost oder Torf wird nicht empfohlen, da mit einer hohen Mineralisierung und somit CSB Freisetzung zu rechnen ist.

RAS-Ew (für Versickerungsbecken):

Nach RAS-Ew (FGSV [1987]) wird für Versickerungsbecken bei "besonderen Fällen" eine 20 – 40 cm mächtige Bodenschicht mit folgender Zusammensetzung vorgeschlagen.

- Kies/Sand mit 5 cm Oberbodenabdeckung und Magerrasen,
- oder Mischung aus 10% Oberboden, 35% Lava 4/11, 35% Bims 0/1-0/30, 20% offenerporiger Harzschaum,
- oder Mischung aus 40% Lava 4/11, 40% Bims 0/1-0/30, 20% offenerporiger Harzschaum.

ATV-DVWK-Arbeitsblatt 138 (für Versickerungsanlagen)

Weitere Hinweise sind in der Überarbeitung zum ATV-DVWK-Arbeitsblatt 138 (ATV-DVWK 2002) zu finden, die sich auf den Rückhalt von Schadstoffen in Versickerungsanlagen beziehen. Dabei soll der Tonanteil durch Bentonitzugabe auf <10 % begrenzt werden, die Erhöhung der organischen Substanz durch Humus oder Kompostzugabe nur bis 1-3 Masse-% erfolgen und der pH-Wert des Bodens bei 6 – 8 liegen, wobei dazu kein leicht löslicher Kalk zu verwenden ist.

2.4.4 Reinigungsleistung

Aus bisherigen Untersuchungen liegen keine Angaben zur Reinigungsleistung von RBF gegenüber Abflüssen an stark befahrenen Straßen vor. Es wurden aber Messungen zum Schwermetallrückhalt an dezentralen Versickerungsanlagen und an einem RBF im Mischsystem durchgeführt.

Versickerungsanlagen Augsburg

Von NADLER/MEIßNER [2001] wird an 6 verschiedenen Versickerungsanlagen in Augsburg die Reinigungsleistung gegenüber den Abflüssen einer Straße mit DTV 6.500 Kfz (Lkw Anteil 12-18%) untersucht (s.a. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999] u. [2001]). Die dezentralen Versuchsanlagen sind als Flächen-, Mulden- und Grabenversickerung parallel zur Straße angeordnet. Das Verhältnis der angeschlossenen Fläche zur Sickerfläche beträgt 2,5 : 1 bis 25 : 1, wenn bei halber Füllung der Versickerungsanlage die Böschungsfläche mit berücksichtigt wird.

Mit der Niederschlagsbelastung von 877 mm/a für das Jahr 1999 und dem gemessenen mittleren Abflussbeiwert von 0,86 lässt sich die Beschickungshöhe der Versuchsanlagen mit etwa $2-19 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ abschätzen, wobei der Einfluss der Böschungen auf die angegebene Grundfläche groß ist. Damit ergibt sich ein deutlicher Unterschied zu zentralen RBF zur Behandlung von Straßenabflüssen, bei denen die Belastung bei $40-50 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ liegt. Weiterhin liegt bei den ungedrosselt betriebenen Versuchsanlagen die Durchlässigkeit und somit der Drosselabflussspende mit $5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ bzw. $0,5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ um das 33-fache über der Drosselabflussspende nach LFU [1998] mit $0,015 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$.

RBF Waldangelloch

Der RBF Waldangelloch (BRUNNER et al. [1994]) wird zur Reinigung von Mischwasserüberläufen eingesetzt. Der Filter ist aus einer 0,8 m mächtigen Schicht von bindigem Boden aufgebaut und mit Schilf bepflanzt. Der Oberboden weist einen recht hohen Anteil organischer Substanz von 7,1-8,6% bezogen auf die Trockensubstanz auf. Der Ablauf ist auf eine Drosselabflussspende von $0,006-0,008 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ eingestellt.

Beim RBF Waldangelloch wurden bei 12 Ereignissen im 5. Betriebsjahr auch Untersuchungen zum Rückhalt gegenüber Schwermetallen durchgeführt. Im 5. Betriebsjahr erfolgte eine Belastung von $25 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$. Über die 5 Betriebsjahre wurde insgesamt eine Belastung von $88 \text{ m}^3/\text{m}^2$ aufgebracht.

Die festgestellten Wirkungsgrade sind in Tabelle 2.19 aufgeführt. Für die Versickerungsanlagen in Augsburg werden die Muldenversickerungen M20 bzw. M30 ausgewählt, die eine 20 cm bzw. 30 cm mächtige Filterschicht aus dem Oberboden-Feinsand-Gemisch (Verhältnis 1:1) über örtlich anstehendem Kies aufweisen. Die Muldenversickerungen sind mit Landschaftsrasen begrünt. Der maximale Einstau beträgt 25 cm. Die Ergebnisse werden in Kapitel 8 im Zusammenhang mit den Ergebnissen dieser Untersuchung diskutiert.

Tabelle 2.19 Wirkungsgrade, Vergleich Muldenversickerung M20 und M30 in Augsburg und RBF Waldangelloch

	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f
M20	90 ¹⁾	59 ²⁾	30 ³⁾	88 ²⁾	8 ³⁾	84 ²⁾	92 ³⁾
M30	91,5 ¹⁾	70 ²⁾	30 ³⁾	94 ²⁾	62 ³⁾	86 ²⁾	91 ³⁾
RBF Waldangelloch ⁴⁾	92	63	k.A.	64	k.A.	89	k.A.

1) Mittel der ersten beiden Untersuchungsjahre BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999]

2) Mittel von 3 Versuchsjahren NADLER/MEIßNER [2001]

3) berechnet aufgrund der veröffentlichten Werte für Quartal 16.9.97-04.12.97

4) arithmetischer Mittelwert

Wirkungsgrade, die an der filtrierten Probe (gelöste Konzentration) bestimmt wurden, sind mit "-f" gekennzeichnet

2.5 Fazit

Aus dem dargestellten Kenntnisstand wird nachfolgend ein Fazit gezogen und die wesentlichen offenen Fragen und damit die Ziele dieser Arbeit werden zusammengefasst.

In bisherigen Untersuchungen liegen Angaben zur Reinigungsleistung gegenüber straßenspezifischen Inhaltsstoffen speziell für RBF bei der zentralen Straßenentwässerung nicht vor. Damit ist ein Vergleich der Reinigungsleistung mit den bisherigen Reinigungsanlagen bei der Straßenentwässerung nicht möglich.

Nach bisherigen Erkenntnissen ist bei den RBF neben der Filtration partikulärer Bestandteile die Adsorption gelöster Verbindungen bei der Behandlung von Straßenabflüssen der wesentliche Reinigungsmechanismus. Bindige Filtersubstrate, die gegenüber sandigen Substraten ein höheres Adsorptionsvermögen besitzen, können zu Gröbstporenfluss, aber auch zu einer Kolmation der Anlage führen. Nach jüngeren Empfehlungen werden bindige Substrate daher nicht mehr eingesetzt. Eine Quantifizierung der Reinigungsleistung von adsorptionsstarken und –schwachen sandigen Substraten fehlt bislang.

Als Standardanlage zur zentralen Reinigung von Straßenabflüssen vor der Einleitung in Oberflächengewässer werden bislang RiStWag-Abscheider eingesetzt, deren Hauptziel der Rückhalt von Leichtflüssigkeiten insbesondere bei Unfällen ist. Weiterhin weisen auch RRB mit Dauerstau, die vornehmlich zur Reduzierung der hydraulischen Belastung in den Gewässern eingesetzt werden, eine Reinigungsleistung auf. Aus bisherigen Untersuchungen liegen Ergebnisse über die Reinigungsleistung von verschiedenen Sedimentationsbauwerken vor. Eine Untersuchung der Reinigungsleistung von Abscheidern, die nach RiStWag dimensioniert und im Untersuchungszeitraum auch belastet sind, fehlt ebenso wie eine Untersuchung eines RRB mit Dauerstau.

Die aufgezeigten Defizite im Kenntnisstand sollen im Rahmen der genannten und vom Autor bearbeiteten Forschungsprojekte, die im Rahmen dieser Arbeit dargestellt sind, verringert werden. Die Bewertung der Reinigungsleistung der Behandlungsanlagen nach ATV-DVWK-Merkblatt 153 (ATV-DVWK [2000]) soll mit diesen Ergebnissen überprüft werden.

3 Material und Methoden

3.1 Auswahl der Substrate

Die Reinigungsleistung verschiedener Filtersubstrate gegenüber Straßenabflüssen soll untersucht werden. Dazu werden zunächst unterschiedliche Substrate ausgesucht, die nach folgenden Kriterien zum Einsatz für die RBF prinzipiell geeignet sind:

- ausreichende Verfügbarkeit
- chemische Zusammensetzung, die eine gute Adsorptionswirkung erwarten lässt
- bei organischen Substraten: Gütesicherung der Produkte, um eine möglichst gute Reproduzierbarkeit zu gewährleisten
- ausreichende hydraulische Leitfähigkeit

Folgende Substrate werden ausgewählt, die für die Analysen mit Nummern gekennzeichnet sind:

Basalt:

Basalt gehört zu der Gruppe dunkler Ergussgesteine tertiären oder quartären Alters. Die Hauptbestandteile sind Plagioglas, Augit und Olivin. Basalt hat eine gebrochene, kantige Kornform und weist eine raue Oberfläche auf. Er besitzt eine hohe spezifische Kornoberfläche und eine hohe Materialhärte. Basalt wird in der Trink- und Betriebswasseraufbereitung und auch in der Abwasseraufbereitung eingesetzt (BARJENBRUCH et al. [1996]). Das Gestein weist einen relativ hohen Anteil an Fe- und Al-Verbindungen auf, die eine gute Adsorption erwarten lassen. Für die Schüttelversuche wird ein Basalt der Firma Wegener Basalt (Nr. 1), Hannover, eingesetzt, der Verwendung im Bereich der Trinkwasseraufbereitung findet. Ein weiterer Basalt von der Firma Vulkatec (Nr. 2), Kretz, wird untersucht, der im Straßenbau eingesetzt wird.

Lavasand:

Lava ist ein vulkanisches Gestein. In gebrochener Form wird es im Straßen- und Sportplatzbau und im Bereich des Garten- und Landschaftsbaus eingesetzt. Lavasand hat aufgrund seiner Porosität eine hohe spezifische Oberfläche und besitzt ein gutes Wasserspeichungsvermögen von etwa 15%. Der Anteil an Aluminium und Eisen ist sehr hoch und liegt bei den untersuchten Proben bei 7% bzw. 7,5%. Lavasand kommt vorwiegend aus der Eifel und wird teilweise für RBF an Straßen eingesetzt. Es werden Lavasande der Firma Vulkatec (Nr. 3), Kretz, und der Firma Rotec (Nr. 4), Plaidt, untersucht.

Bims:

Bims gehört ebenfalls zu den vulkanischen Gesteinen. Bims wird unter anderem zur Trink- und Abwasserreinigung und im Bereich des Garten- und Landschaftsbaus eingesetzt. Er hat aufgrund seiner Porosität eine hohe spezifische Oberfläche und besitzt ein sehr gutes Wasserspeichungsvermögen von etwa 25 – 35%. Der Anteil an Aluminium liegt bei der hier untersuchten Proben mit 8,8% höher als bei der Lava; der Eisenanteil ist dafür mit 3,4% geringer. Bims kommt vorwiegend aus der Eifel. Es wird ein Bims der Firma Vulkatec (Nr. 5), Kretz, und der Firma Eggers GmbH (Nr. 6), Hamburg, untersucht.

Quarzsand (Nr. 13):

Quarzsand wird in vielen Bereichen u.a. im Erd- und Straßenbau, zur Trinkwasseraufbereitung und als Strahlmittel eingesetzt. Quarzsand liegt vornehmlich in

abgerundeter Kornform vor, da er als Sediment direkt abgebaut wird. Der Anteil von Aluminium und Eisen ist gering. Auf dem Gebiet der Reinigung von Abwasser wird Sand seit über hundert Jahren eingesetzt. Für Pflanzenkläranlagen wird der Einsatz von Sanden nach ATV Arbeitsblatt 262 (ATV [1998]) empfohlen. Es wird ein Quarzsand der Firma Friedrich, Eggenstein, eingesetzt.

Sand (Nr. 22)

In Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung – Referat für Geotechnologie – wird aus dem Datenbestand der analysierten Sandproben aus Niedersachsen ein Sand (Bahn und Tiefbau GmbH, Hameln) ausgewählt, der sowohl einen hohen Anteil an Eisenoxiden als auch einen hohen Carbonatgehalt aufweist.

Sand (Nr. 11)

Weiterhin wird ein handelsüblicher Sand eingesetzt, der nur aufgrund seiner hydraulischen Eignung ausgesucht wurde (Union Niedersachsen GmbH & Co. KG, Latzen).

Oberboden und Feinsand der Versickerungsanlagen Augsburg:

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wird in der Nähe von Augsburg an der Derchinger Straße die Reinigung von Straßenabflüssen bei der Versickerung im Straßenseitenbereich untersucht (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999]). Der eingesetzte Boden in diesen Anlagen besteht aus einer Mischung aus Feinsand (Nr. 12) und Oberboden (Nr. 9). Zum Vergleich der jetzigen Untersuchung werden die an der Derchinger Straße eingesetzten Substrate hier mit untersucht. Die Bodenproben wurden vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt.

Zeolith (Nr. 7):

Zeolithe sind kristalline Aluminiumsilikate tetraedischer Struktur, in denen Hohlräume eingeschlossen sind. Zeolithe kommen natürlich als Mineral vor und können auch synthetisch hergestellt werden. Natürliche Zeolithe finden sich in Sedimentgesteinen und sind verbreitet in Gesteinen vulkanischen Ursprungs. Sie weisen neben dem reinen Zeolith auch andere Minerale auf. Die guten Adsorptionseigenschaften des Zeoliths gegenüber Kationen u.a. Ionen beruhen auf negativen Gitterladungen, die durch den Ersatz von vierwertigen Siliziumatomen durch dreiwertige Aluminiumatome hervorgerufen werden (OLDENBURG [1999]). Zeolithe weisen unterschiedliche Gehalte an Al_2O_3 und Fe_2O_3 auf. So untersucht OLDENBURG z.B. drei Zeolithe, die einen Anteil von Al_2O_3 von 10–14% und von Fe_2O_3 von 0,45–2,2 % aufweisen. Für die Untersuchungen wird eine Probe der Firma Vulkatec, Kretz, eingesetzt.

Aufbereiteter Wasserwerksschlamm (Nr. 10):

Bei der Aufbereitung von Grundwasser zu Trinkwasserzwecken fallen in der Bundesrepublik Deutschland jährlich ca. 14.000 t/a eisen- und manganhaltige Wasserwerksschlämme an. Dabei handelt es sich um das mit Feststoffen beladene Rückspülwasser, das nach Sedimentation in zumeist offenen Becken als noch fließfähiges Feststoff/Wasser-Gemisch vorliegt (DAMMAN et al. [1996]). In einem Forschungsvorhaben des NLFb [1998] wurde ein Wasserwerksschlamm mit einem Eisengehalt von 35% zur Sanierung von kontaminierten Böden untersucht. Für den Einsatz in RBF sind reine Wasserwerksschlämme aufgrund ihres fließfähigen Zustandes ungeeignet. Für die Schüttelversuche wird ein aufbereiteter Wasserwerksschlamm (FerroSorp® Plus) der Firma HeGo Biotec, Teltow-Seehof, eingesetzt,

der als körniges Produkt mit hoher Formbeständigkeit mit einem Eisengehalt von 45% laut Herstellerangabe vorliegt.

Dolomitsteinmehl (Nr. 14):

Dolomitsteinmehl besteht hauptsächlich aus Kalzium- und Magnesiumcarbonat. Es wird in Pflanzenkläranlagen als Zuschlagsstoff eingesetzt und besitzt eine stabilisierende Wirkung. Es wird Dolomitsteinmehl der Firma Rheinkalk HDW, Herzberg-Scharzfeld, eingesetzt (Kalziumcarbonat 54%, Magnesiumcarbonat 43%).

Braunkohlenkoks (Nr. 15):

Braunkohlenkoks wird aus der Verkokung der vorgetrockneten und zerkleinerten Braunkohle gewonnen. Bei einer Temperatur von etwa 950 °C wird die Kohle während einer Verweilzeit von etwa 45 Minuten auf einer langsam rotierenden Herdplatte von ihren leichtflüchtigen Bestandteilen befreit. Gegenüber der Aktivkohle kann er zu deutlich günstigeren Preisen hergestellt werden. Braunkohlenkoks weist durch seine schwammähnliche Porenstruktur eine große aktive Oberfläche von etwa 300 m²/g auf. Er wird unter anderem in der Rauchgas- und Abwasserreinigung eingesetzt (ERKEN et al. [1997]). Es wird ein Braunkohlenkoks der Firma Rheinbraun Brennstoffe, Köln, eingesetzt.

Anthrazit (Nr. 16):

Anthrazit ist ein Umwandlungsprodukt der Steinkohle und wird als Filtermaterial in der Wasseraufbereitung eingesetzt. Untersucht wird ein Anthrazit der Firma Evers, Hopsten.

Blähton (Nr. 8):

Blähton ist ein Produkt aus Rohton, der in einem Drehofen bei 1100 – 1200 °C getrocknet, geformt und gebrannt wird. Bedingt durch die hohe Hitze bilden sich rotbraune, keramische, luftgefüllte Tonkugeln. Blähton ist laut Herstellerangabe frostbeständig, druckfest und wird zur Wärmedämmung im Garten- und Landschaftsbau eingesetzt. Blähton besitzt eine gute Wasserspeicherkapazität und nur einen geringen Anteil an abschlämmbaren Teilen. Für die Untersuchungen wird ein Blähton der Firma Eggers, Hamburg, eingesetzt.

Für die Oberbodenschicht der RBF wird der Einsatz eines definierten Anteils an organischer Substanz diskutiert, um das Adsorptionsvermögen von Huminstoffen zu nutzen. Dazu werden folgende gütegesicherte Substrate untersucht:

Rindenhumus:

Nach der Definition nach RAL [1991] ist ein Rindenhumus „*zerkleinerte, fraktionierte und fermentierte Rinde mit oder ohne Nährstoffzusätze....*“. Die „*Fermentierung (synonym: Kompostierung) bezeichnet mikrobiologisch-biochemische Verfahren, die zum Abbau wachstumshemmender Inhaltsstoffe und zur Stabilisierung der Stickstoffdynamik führen*“. Für die Untersuchungen wird ein Rindenhumus mit einem Ausgangssubstrat von ca. 75 % Fichten- und 25% Kiefernrinde der Firma Humuswerk Barbecke untersucht. Um den Einfluß der Körnung zu untersuchen, werden zwei verschiedene Körnungen 0/6 (Nr. 20) und 6/18 (Nr. 21) eingesetzt. Nach den Güteuntersuchungen weist der Rindenhumus einen pH-Wert (CaCl₂) von etwa 5,3 –5,8 auf.

Fertigkompost:

Nach der Definition nach RAL [1998] ist ein Fertigkompost „hygienisierter, biologisch stabilisierter und fraktionierter Kompost zur Bodenverbesserung und Düngung“ mit einem Rottegrad von IV-V. Fertigkomposte werden nach dem Ausgangsmaterial zur Kompostierung unterschieden in z.B. Grünschnittkompost, Biokompost und Klärschlammkompost. Die Schwermetallgehalte (Pb, Cr, Ni, Zn, Cd, Cu, Hg) werden im Rahmen der Fremdüberwachung je Quartal mindestens einmal analysiert. Für die Untersuchungen wird ein Grünschnittkompost (Nr. 19) der Deutsche Kompost Handelsgesellschaft, Geeste, und ein Grünschnitt- (Nr. 17) und ein Biokompost (Nr. 18) des Recycling Park Wernigerode untersucht.

3.2 Schüttelversuche 1. Screening

Mit den Schüttelversuchen wird die Adsorptionsleistung der Substrate gegenüber Schwermetallen, PAK und MKW getestet. Die Schüttelversuche werden in Kooperation mit der Fachhochschule Nordostniedersachsen in Suderburg durchgeführt. In einem ersten Screening werden die Versuche in Anlehnung an DIN 38414 Teil 4 durchgeführt.

Durchführung

- Ermittlung Schüttdichte für mineralische Bodensubstrate in Anlehnung an die DIN 18125 Teil 2 und für organische Substrate nach VDLUFA [1991]
- waschen der mineralischen Substrate (über Sieb Maschenweite 0,1 mm) und anschließende Trocknung bei 105°C 40 Stunden. Der Einfluss von Feinstpartikeln durch Abrieb etc. auf das Untersuchungsergebnis wird damit unterbunden.
- organische Substrate werden nicht gewaschen und über 24 Stunden bei 50°C getrocknet. Durch Bestimmung des Wassergehaltes der Proben werden die Ergebnisse auf die Trockenmasse bezogen.
- Verhältnis zwischen Schüttellösung und Substrat: 10 : 1 bei einer Substratmenge von 30g (teilweise 10g)
- zur Analyse von PAK und MKW werden Glasflaschen eingesetzt, sonst PE-Flaschen
- Schüttelvorgang auf Schwingtisch (Firma GFL / 3020, Frequenz 140 – 190 U/min)
- für Oberböden bei Analyse von MKW und PAK wird über Kopf gedreht (2 U/min), um eine ausreichende Durchmischung zu erreichen
- Schüttelzeit nach DIN 38414 Teil 4: 24 h
- Abtrennung der flüssigen Phase nach Versuchsende mit Membranfilter (Firma Sartorius) Porenweite 0,45 µm.
- vor Versuch wird der pH-Wert der Schüttellösung auf 7,2 - 7,4 eingestellt.
- vor und nach Versuchsende wird der pH-Wert gemessen
- die adsorbierte Stoffmenge wird aus Differenz der Konzentration in der Lösung vor und nach dem Schütteln bestimmt
- zum Analysieren werden 10 ml abpipettiert
- die Proben werden mit HNO₃ angesäuert und bis zur Analyse bei 5 °C aufbewahrt

Das Verhältnis der Konzentrationen der Schwermetalle in der Schüttellösung entspricht in etwa den Verhältnissen im Regenabfluss. Damit wird die Konkurrenzsituation der Metalle bei der Adsorption berücksichtigt.

Zur Herstellung der Schüttellösung werden die Schwermetallsalze der Firma Merck nach Tabelle 3.1 verwendet. Phosphat wird als zertifizierter Standard ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) der Firma Spex Certiprep, Inc verwendet. PAK nach EPA (Environmental Protection Agency) und MKW werden als zertifizierter Standard von der Firma Neochema eingesetzt.

Tabelle 3.1 Schwermetallsalze zur Herstellung der Schüttellösung

Parameter	Verbindung
Zink	$\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$
Blei	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
Cadmium	$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$
Kupfer	$\text{Cu}(\text{II})\text{NO}_3 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$

Die Analyse der Schwermetalle erfolgt mit einer ICP-AES (Firma Perkin Elmer / Optima 3300 DV). Für die PAK wird eine Hochleistungs- Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenz (FLD)- und Dioden-Array(DAD)-Detektion (Firma Hewlett Packard / Typ Series II 1090) und für die MKW ein FT-IR Spectrometer (Firma Perkin Elmer / Spectrum 1000) eingesetzt.

Die mineralischen Substrate werden auf ihre Adsorptionsleistung gegenüber Phosphat und den Schwermetallen Zink, Blei, Kupfer und Cadmium und die organischen Substrate zusätzlich gegenüber MKW und PAK untersucht (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2 Analyseverfahren Schüttelversuche

Parameter	Verfahren
pH-Wert	DIN 38404 C5
Zink	DIN EN ISO 11885
Blei	DIN EN ISO 11885
Cadmium	DIN EN ISO 11885
Kupfer	DIN EN ISO 11885
Pges	DIN EN 1189 Pkt. 6/7
PAK (EPA)	DIN 38414 – S21
MKW	DIN 38409 H18

Bei der Durchführung der Versuche traten einige verfahrensbedingte Probleme auf, die eine Anpassung der Versuchsdurchführung notwendig machten. Das Hauptproblem stellte die Herstellung der Ausgangslösung für die Schüttelversuche mit hohen Stoffkonzentrationen dar (z.B. Bleikonzentrationen von $> 1 \text{ mg/l}$). Bei Zugabe von Phosphat zu der Ausgangslösung mit den gelösten Metallen führen die höheren P-Konzentration zu einer Verringerung des Lösungsverhalten der Schwermetalle und somit zu einer teilweisen Ausfällung. Daher werden die Schüttelversuche zur Feststellung der P-Adsorption getrennt von den Versuchen zur Feststellung der Schwermetalladsorption durchgeführt.

Weiterhin wird festgestellt, dass es bei hohen Ausgangskonzentrationen der Schwermetalle am Filter zu unerwünschten Adsorptionsprozessen kommt. Daher werden die Versuche nur

bei geringen Ausgangskonzentrationen durchgeführt, bei denen Adsorptionserscheinungen am Filter nicht zu befürchten sind.

3.3 Schüttelversuche 2. Screening

In einem zweiten Screening werden für ausgewählte Substrate Adsorptionsisothermen nach OECD-Guideline 106 (OECD [1981]) und KUKOWSKI [1989] aufgenommen. Als wesentlichster Unterschied zu dem Vorgehen des 1. Screenings erfolgt die Abtrennung der flüssigen Phase über Zentrifugation. Damit sind wesentlich höhere Ausgangskonzentrationen für die Schüttelversuche möglich, so dass Adsorptionsisothermen aufgenommen werden können. Das gegenüber dem 1. Screening abweichende Vorgehen ist nachfolgend beschrieben.

Durchführung:

- Substrate werden bei Raumtemperatur (20°C) getrocknet
- Ansatz der Ausgangslösung als 0,01 molare CaCl_2 – Lösung
- Verhältnis Schüttellösung / Substrat beträgt 5 :1
- Substratmenge: 20g;
- Schütteldauer 16 h in 0,5l Glasflaschen, die über-Kopf bei einer Umdrehung von 3 U/min gedreht werden
- Die Glasflaschen werden für 30 min abgestellt. Anschließend erfolgt das Dekantieren der Gleichgewichtslösung in die Zentrifugenröhrchen.
- Das Zentrifugieren erfolgt in 30 ml –Röhrchen 25 min lang bei 2000 U/min

3.4 Feststoff- und Eluatuntersuchungen

Vor dem Einbau in die Lysimeter werden die Substrate hinsichtlich ihrer Ausgangsbelastung untersucht. Zur Bewertung der Bodenanalysen werden die Bundes-Bodenschutz-und Altlastenverordnung (BBodSchV [1999]) und die „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ (LAGA [1997]) herangezogen. Dazu werden Eluate von den Substraten angefertigt. Für organische Parameter werden Feststoffkonzentrationen untersucht.

Eluatbestimmungen:

Die Eluate werden entsprechend der Vorgabe der BBodSchV [1999] nach DIN 38414-S4 angefertigt. Die Substrate werden dabei in destilliertem Wasser in Glasflaschen 24 h bei 2 U/min über-Kopf geschüttelt. Nach einer Sedimentationszeit von 15 Minuten wird die überstehende Flüssigkeit abdekantiert. Nach dem Zentrifugieren (30 min) erfolgt die Filtration (Porenweite 0,45 μm). Die Analyse der Inhaltsstoffe erfolgt nach den Angaben nach Tabelle 3.3.

Tabelle 3.3 Analyseverfahren Eluatuntersuchungen

Parameter	Verfahren
pH-Wert	DIN 38404-C5
el. Leitfähigkeit	DIN EN 27888
Chlorid	DIN EN ISO 10304
Sulfat	DIN EN ISO 10304
Cyanid	DIN 38405 D13
Phenolindex	DIN 38409 H16-1
Arsen	DIN 38406-E22
Blei	DIN 38406-E22
Cadmium	DIN 38406-E22
Chrom (ges.)	DIN 38406-E22
Kupfer	DIN 38406-E22
Nickel	DIN 38406-E22
Quecksilber	DIN 38406-E22
Thallium	DIN 38406-E22
Zink	DIN 38406-E22

Feststoffuntersuchungen organischer Parameter nach LAGA

Nach LAGA [1997] sind für organische Parameter nach Tabelle 3.4 keine Z0 Werte für das Eluat vorgegeben. Daher erfolgt eine Analyse der Feststoffkonzentrationen.

Tabelle 3.4 Analyseverfahren organische Parameter nach LAGA

Parameter	Verfahren
pH-Wert	DIN ISO 10390
EOX	DIN 38414 S 17
MKW	DIN 38409 H 18
Σ BTEX	DIN 38407 F 9
Σ LHKW	DIN EN ISO 10301
Σ PAK n. EPA	DIN 38414 S 21
Σ PCB	DIN 38414 S 20

mineralische Feststoffgehalte

Die Bestimmung erfolgt mit energiedispersivem Röntgenfluoreszenzspektrometer (RFA) XEPOS der Firma Spektro.

KAK_{pot} , $CaCO_3$, Fe-, Mn- und Al-Oxide

Folgende Parameter werden bei den Substraten untersucht, um Aussagen über ihre Adsorptionseigenschaften zu machen.

Tabelle 3.5 Analyseverfahren Substratkennwerte

Parameter	Verfahren
Kationenaustauschkapazität KAK_{pot}	DIN 19684 Teil 8
Carbonatgehalt $CaCO_3$	VDLUFA [1991]
oxalatlösliches Eisen Fe_o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Eisen Fe_d	MEHRA/JACKSON [1960]
oxalatlösliches Aluminium Al_o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Aluminium Al_d	MEHRA/JACKSON [1960]
oxalatlösliches Mangan Mn_o	SCHWERTMANN [1964]
dithionitlösliches Mangan Mn_d	MEHRA/JACKSON [1960]

3.5 Lysimeteruntersuchungen

Aufgrund der Ergebnisse der Schüttelversuche werden verschiedene Filtersubstrate ausgesucht, die in halbtechnischen Bodenfiltern (sog. Lysimetern) auf ihre Reinigungsleistung untersucht werden. Für diese Untersuchungen wird in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Straßenbau in Niedersachsen und der Stadtentwässerung Hannover ein Abschnitt der Bundesstraße B 6 (Messeschnellweg) am Seelhorster Kreuz ausgewählt, der als Trogstrecke über einen Regenwasserkanal und ein Pumpwerk entwässert wird. Das Einzugsgebiet umfasst eine versiegelte Fläche von 1,4 ha und 0,1 ha unbefestigte Böschungsfläche. Der Schnellweg weist eine Verkehrsbelastung von DTV 45.000 (Stand 1995) auf.

Die Niederschlagsdaten werden als tägliche Messwerte der Messstation Kühnsstraße (2 km nordöstlich Seelhorster Kreuz) von der Stadtentwässerung Hannover zur Verfügung gestellt (Bilder 3.1 und. 3.2).

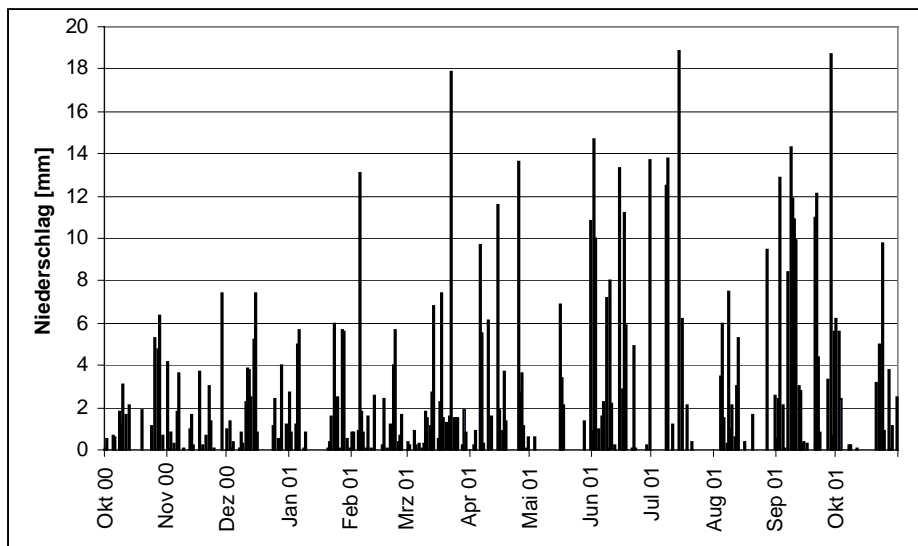


Bild 3.1 Tagesniederschläge während des Messzeitraumes

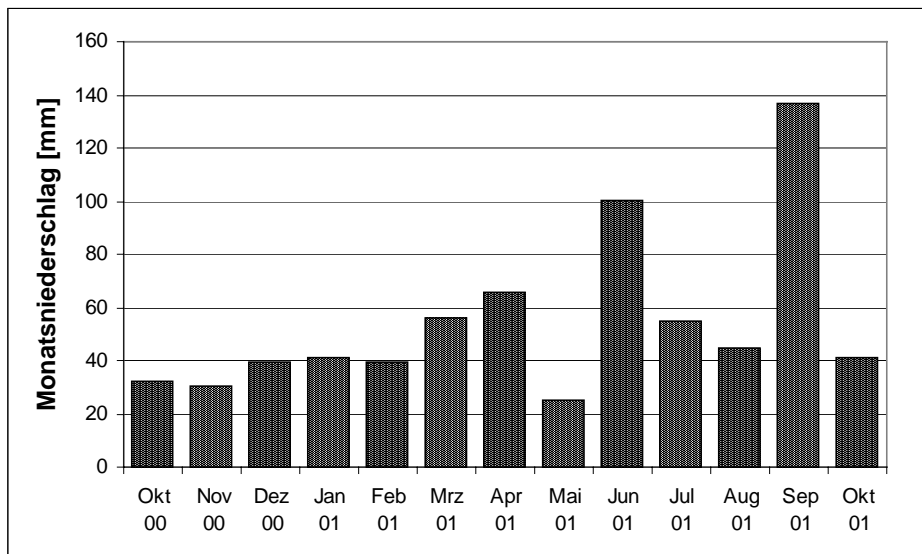


Bild 3.2 Monatsniederschläge während des Messzeitraumes

Die Niederschlagssumme während des Untersuchungszeitraums von 13 Monaten zwischen Oktober 2000 und Oktober 2001 beträgt 708 mm, was einem mittleren Monatsniederschlag von 54,4 mm entspricht. Zum Ende des Untersuchungszeitraums steigt die Niederschlagssumme deutlich an. Verglichen mit dem mittleren Jahresniederschlag der Niederschlagsstation Fuhrberger Feld (nördlich von Hannover) mit 634 mm/a liegt die Niederschlagssumme des Untersuchungszeitraumes mit 653 mm ($=708\text{mm}/13 \cdot 12$) nur wenig höher. Insgesamt kann bei den Untersuchungen von repräsentativen Niederschlagsverhältnissen ausgegangen werden.

3.5.1 Aufbau der Lysimeter

Die Lysimeteranlage besteht aus 6 Lysimetern, in denen 4 verschiedene sandige Filtersubstrate und –gemische eingesetzt werden (Tabelle 3.6). Die Substrate werden lagenweise eingebaut und dabei mit einem Kantholz per Hand leicht verdichtet.

Bei den Lysimetern Nr. 1-3 sind Substratgemische aus Sand Nr. 22 und Braunkohlenkoks Nr. 15 eingesetzt. Mit dieser Mischung soll sowohl eine gute Adsorption von Schwermetallen als auch von P_{ges} erzielt werden. Die Lysimeter werden mit unterschiedlichen Drosselleistungen betrieben, um dessen Einfluss auf den Wirkungsgrad zu untersuchen.

Bei Lysimeter 4 wird nur Sand Nr. 22 untersucht, um gegenüber Lysimetern 1-3 die Reinigungsleistung ohne Braunkohlenkoks zu ermitteln. In Lysimeter 5 wird ein Gemisch aus Lavasand und Bims eingesetzt, um die Reinigungsleistung von Substraten zu ermitteln, die derzeit schon für RBF eingesetzt werden. In Lysimeter 6 wird der Quarzsand untersucht, der aufgrund der Schüttelversuche die geringste Adsorptionsstärke gegenüber gelösten Inhaltsstoffen erwarten lässt. Die Körnungslinien der Filtersubstrate sind in Bild 3.3 aufgeführt.

Tabelle 3.6 Kenndaten der Lysimeter

Lysimeter Filtersubstrat	1 Sand/ Koks ¹⁾	2 Sand/ Koks ¹⁾	3 Sand/ Koks ¹⁾	3 Sand Nr. 22 ²⁾	4 Sand Nr. 22	5 Lavasand / Bims	6 Quarzsand Nr. 13
Bauhöhe Lysimeter	160,0	160,0	160,0	160,0	161,0	161,0	161,5
Innendurchmesser [cm]	62,9	61,0	60,0	60,0	59,0	59,3	59,6
Dränschichtdicke [cm]	19,6	20,0	20,0	20,0	20,0	19,5	19,0
1. Lage Dränschicht: 10cm Kies [mm]	8/16	8/16	8/16	8/16	8/16	8/16	8/16
2. Lage Dränschicht: ca. 10cm Kies [mm]	2/8	2/8	2/8	2/8	2/8	2/8	2/8
Mächtigkeit Hauptfilterschicht [cm]	77,3	77,0	77,0	80,0	77,5	78,7	80,1
Rollrasenauflage [cm]	2	2	2	2	2	2	2
d ₁₀ [mm] Hauptfilterschicht	0,2	0,2	0,2	0,22	0,2	0,1	0,4
d ₆₀ [mm] Hauptfilterschicht	0,63	0,63	0,63	0,5	0,6	1,3	0,73
U [-] Hauptfilterschicht	3,2	3,2	3,2	2,3	3	13	1,9

1) Gemisch aus 90 Vol% Sand Nr. 22 und 10 Vol.% Braunkohlenkoks Nr. 15

2) Für Lysimeter 3 wird am 27.04.01 das Filtersubstrat gegen Sand Nr. 22 (abgesiebt auf Korngrößen > 0,125 mm) ausgetauscht

3) Gemisch aus 70 Vol% Lavasand Nr. 3 und 30 Vol.% Bims Nr. 5

Auf den Filterboden der Lysimeter wird eine Rollrasenschicht mit 60% Wiesenrispe (*poa pratensis*), 20% dt. Weidelgras (*lolium perenne*) und 20% Rotschwingel (*festuca -rubra* und – *commutata*) aufgebracht. Diese soll auf der einen Seite dem Schutz der Filterschicht vor der hydraulischen Belastung dienen. Auf der anderen Seite soll langfristig durch die Durchwurzelung erzielte Bodenlockerung die hydraulische Durchlässigkeit des Filters erhalten bleiben.

Auf 100 cm² Rollrasen kommen abschlämmbare mineralische Bestandteile von 109,3 g. Bei einer gemessenen Schüttdichte von 1,42 g/cm³ ergibt sich durch den Rollrasen auf der Hauptfilterschicht eine zusätzliche Schicht mit 7,7 mm mineralischen Bestandteilen (Körnungslinie nach Bild 3.4). Bild 3.5 zeigt eine Ansicht der Lysimeteranlage.

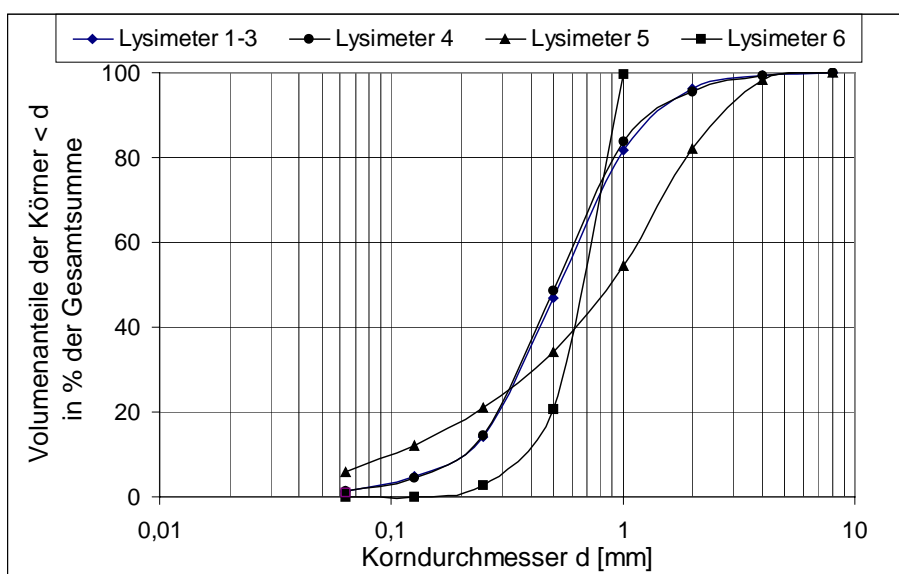


Bild 3.3 Körnungslinien der eingesetzten Filtersubstrate der Lysimeter 1-6

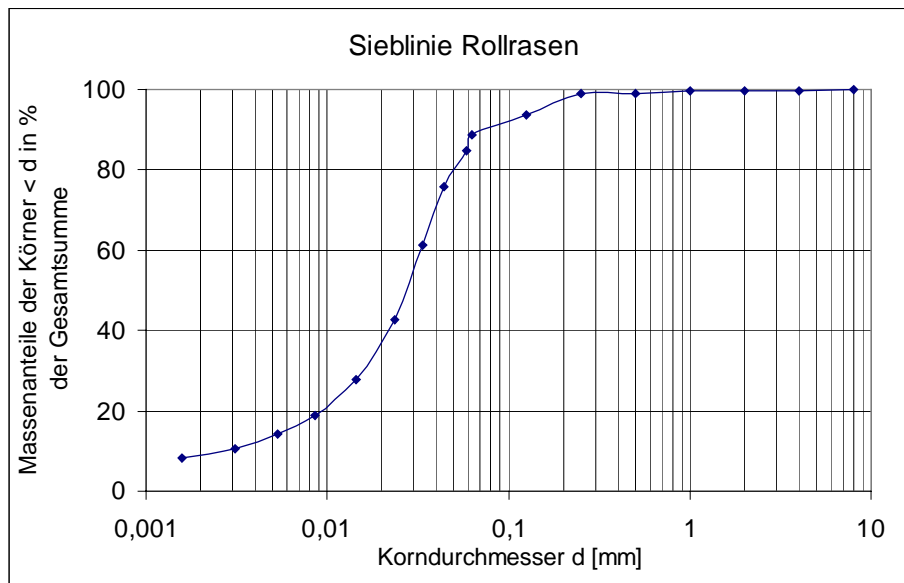


Bild 3.4 Körnungslinie der mineralischen Bestandteile des Rollrasens



Bild 3.5 Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz

3.5.2 Messbetrieb

Der Messbetrieb erfolgt in der Zeit von Oktober 2000 – Oktober 2001. Aufgrund der nur begrenzt zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel erfolgen die Beschickungen unabhängig von den Regenereignissen. Die Lysimeter werden mit Straßenabflusswasser aus einem Sandfang ($L \times B \times T = 5 \times 2,5 \times 3 = 37,5 \text{ m}^3$) am Pumpwerk beschickt, in den über einen Regenwasserkanal die Abflüsse der Trogstrecke geleitet werden.

Durchführung der Beschickungen

- Vor Beginn der Beschickungen wird mit einer Rührstange das Sediment im Sandfang leicht aufgewirbelt, um den Anteil der partikulären Stoffe im Zulauf zu erhöhen.
- Vor jedem Lysimeter wird ein Ausgleichsbehälter aufgebaut, in den die aufzubringende Wassermenge aus dem Sandfang über eine Tauchpumpe gefördert wird. Die

Ausgleichsbehälter werden in drei Teilintervallen abwechselnd zügig beschickt, um eine gleichmäßige Konzentration der Inhaltsstoffe in den Vorlagebehältern zu gewährleisten, was durch Parallelmessungen überprüft wird.

- Es werden Sammel- und Einzelbeschickungen durchgeführt. Bei Sammelbeschickungen wird nur der Zulauf beprobt, um die gesamte auf die Filter aufgebrachte Fracht zu erfassen. Für die Analysen werden etwa 4 bis 8 Sammelbeschickungen zusammengefasst. Der Ablauf wird nicht beprobt, um den Analysenaufwand zu begrenzen. Bei Einzelbeschickungen werden hingegen sowohl Zu- als auch Ablauf beprobt.
- Bei jeder Beschickung werden alle Lysimeter mit der gleichen Wassermenge beaufschlagt (entweder 0,4mWS oder 0,8 mWS). Die Beschickungsmenge wird über einen Wasserzähler bestimmt.
- Die Probenahme erfolgt per Hand.
- Die Zulaufkonzentration zu den Lysimetern wird bei jeder Beschickung über Teilmischprobenbildung aus den Ausgleichsbehältern bestimmt.
- Für die Bestimmung der Ablaufkonzentrationen wird bei der Einzelbeschickung aus jedem Auffangbehälter der Abläufe aus den Lysimetern eine Mischprobe gebildet.
- Für die Probenahme werden zur Analyse der PAK und MKW Glasflaschen und für die restlichen Parameter PE-Flaschen verwendet.

Analyseumfang

Der Analyseumfang für die Lysimeteruntersuchungen ist in Tabelle 3.7 dargestellt.

Tabelle 3.7 Analyseumfang Lysimeteruntersuchungen

	Sammel- beschickungen		Einzelbeschickungen				Verfahren
	Zulauf		Zulauf		Ablauf		
	filtr.	homo.	filtr.	homo.	filtr.	homo.	
Leitfähigkeit	-	-	-	x	-	x	DIN EN 27888
pH-Wert	-	-	-	x	-	x	DIN 38404 C5
NH ₄ -N	-	-	-	x	-	x	DIN 38406 E 5
Zink	x	x	x	x	(x)	x	DIN EN ISO 11885
Blei	x	x	x	x	(x)	x	DIN EN ISO 11886
Cadmium	x	x	x	x	(x)	x	DIN EN ISO 11887
Kupfer	x	x	x	x	(x)	x	DIN EN ISO 11888
AFS	-	x	-	x	-	x	DIN 38409 H2-2
Summe PAK (EPA)	-	x	-	x	-	x	DIN 38407 F2
MKW H18	-	x	-	x	-	x	DIN 38409 H18
Chlorid	-	x	-	x	-	x	DIN En ISO 10304-1 / -2
Pges	-	-	x	x	(x)	x	DIN EN 1189 Pkt. 6/7
CSB	-	-	x	x	(x)	x	DIN 38409 H 41-1

X: Parameter wird analysiert

-: Parameter wird nicht analysiert

filtr.: Probe wird filtriert und der gelöste Anteil bestimmt

homo.: Probe wird homogenisiert und der Gesamtgehalt bestimmt

3.5.3 Bodenanalysen und Redoxspannungen

Folgende Sonderuntersuchungen werden an den Lysimetern durchgeführt.

Bodenanalysen

Vor Beginn und nach Ende des Messbetriebes werden die Filtersubstrate der Lysimeter auf bestimmte Feststoffgehalte und Eluatkonzentrationen hin untersucht (siehe Abschnitt 3.4).

Redoxpotenzialmessungen

Die Redoxspannungen werden nach DIN 38404-Teil 6 mit einem Gerät der Firma WTW (Sen Tix ORP) ermittelt. Die Lysimeter werden dazu in der Mitte des Filteraufbaus angebohrt, um die Sonde zu platzieren.

3.5.4 Weitere Lysimeteruntersuchungen

An zwei weiteren Lysimetern werden ergänzende Untersuchungen durchgeführt, um den Einfluss des Drosselabflusses auf die Reinigungsleistung genauer zu untersuchen. Dabei wird das Filtersubstrat (Sand Nr. 11) eingesetzt, das sich in den Schüttelversuchen als relativ adsorptionsstark erwiesen hat. Die Lysimeter sind baugleich zu denen des Abschnitts 3.5.1 ausgeführt. Lysimeter A wird mit einer Drosselabflussspende von $0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ und Lysimeter B von $0,05 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ betrieben. Auf die zusätzliche Auflage des Rollrasens wird verzichtet, um dessen Einfluss auf das Ergebnis zu unterbinden.

Die Beschickung der Lysimeter erfolgt mit Abflüssen einer Tank- und Rastanlage in Allertal an der BAB A 7. Wie bei den Lysimetern am Seelhorster Kreuz werden die Lysimeter mit vorabgesetztem Straßenabflusswasser unabhängig von den Regenereignissen aus einem Abscheider beschickt, der die Abflüsse der Rastanlage vor der Einleitung in ein Regenrückhaltebecken reinigt.

3.6 Modellierung des Stofftransportes

Mit einem Stofftransportmodell sollen Prognosen über das Langzeitverhalten der Reinigungsleistung der Lysimeter bzw. der RBF getroffen werden. Eingesetzt wird das Modell LEACHM (Leaching Estimation and Chemistry Model), das von HUSTON/WAGENET [1989] an der Cornell University in Ithaca, Bundesstaat New York entwickelt wurde. Das Anwendungsgebiet des Programms erstreckt sich auf die eindimensionale Simulation des Wasser-, Stoff- und Wärmetransportes in gesättigten und ungesättigten Böden. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Modellversion LEACHP eingesetzt.

3.6.1 Wassertransport

Der vertikale Wassertransport im Boden wird durch die RICHARDS-Gleichung beschrieben, die sich aus der DARCY-Gleichung und der Kontinuitätsbedingung ergibt (vgl. z.B. RICHTER [1986]). Die Anwendung der RICHARDS-Gleichung setzt die Kenntnis der Beziehung zwischen Saugspannung (Potential) und Wassergehalt voraus, die bodenspezifisch ist.

Die RICHARDS-Gleichung ist eine Differentialgleichung zweiter Ordnung, die in LEACHP durch ein Näherungsverfahren durch Differenzenterme gelöst wird. Das zu berechnende

Bodenprofil wird dazu in einzelne Segmente gleicher Mächtigkeit eingeteilt. Die obere Randbedingung (Überstau an der Filteroberfläche, Matrixpotential = 0) und die untere Randbedingung (frei entwässerndes Bodenprofil an der Filterunterkante, konstanter hydraulischer Potentialgradient 1) werden vorgegeben.

Die in LEACHP angewendete empirische zweiparametrische Gleichung zur mathematischen Beschreibung der Saugspannungskurve (pF-Kurve) geht auf einen Ansatz von CAMPBELL zurück, die nach HUSTON/CASS [1987] modifiziert wurde. Die zweiteilig Funktion besteht aus einem exponentiellen und einem parabolischen Teil (Gleichungen 3.1 und 3.2).

$$\text{für } h > h_c: \quad h = a \cdot \left(\frac{\Theta}{\Theta_s} \right)^{-b} \quad (3.1)$$

$$\text{für } h < h_c: \quad h = \frac{a \cdot \left(1 - \frac{\Theta}{\Theta_s} \right)^{1/2} \cdot \left(\frac{\Theta_c}{\Theta_s} \right)^{-b}}{\left(1 - \frac{\Theta_c}{\Theta_s} \right)^{1/2}} \quad (3.2)$$

mit

- h = Potential [mm]
- a = Lufteintrittspotential nahe Sättigungszustand [kPa]
- b = empirische Konstante [l]
- Θ_c = Wassergehalt beim Übergang vom exponentiellen zum parabolischen Funktionsverlauf [-]
- Θ_s = Wassergehalt im Sättigungszustand [-]
- h_c = Potentialdruck beim Übergang vom exponentiellen zum parabolischen Funktionsverlauf [mm]

wobei:

$$\Theta_c = \frac{2 \cdot b \cdot \Theta_s}{1 + 2 \cdot b} \quad (3.3)$$

$$h_c = a \cdot \left(\frac{2 \cdot b}{1 + 2 \cdot b} \right)^{-b} \quad (3.4)$$

Durch den Parameter h_c wird der Übergang vom parabolischen zum exponentiellen Teil der Funktion beschrieben (Bild 3.6).

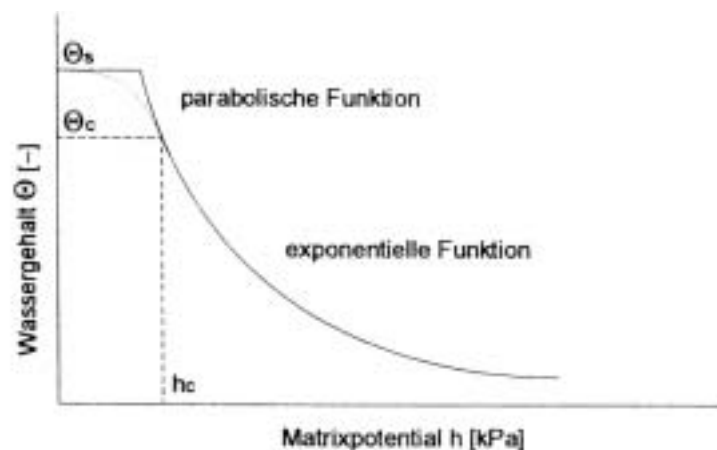


Bild 3.6 pF-Kurve entsprechend des Ansatzes in LEACHP (HUSTON/CASS [1987])

Nach dem Ansatz von CAMPBELL [1974] wird die ungesättigte Wasserleitfähigkeit nach Gleichung 3.5 für ein Matrixpotential $h > h_c$ und nach Gleichung 3.6 für ein Matrixpotential $h < h_c$ berechnet.

$$\text{für } h > h_c: \quad k(\Theta) = k_f \cdot \left(\frac{\Theta}{\Theta_s} \right)^{2b+3} \quad (3.5)$$

$$\text{für } h < h_c: \quad k(\Theta) = k_f \cdot \left(\frac{a}{h} \right)^{2+\frac{3}{b}} \quad (3.6)$$

mit k = hydraulische Leitfähigkeit [mm/d]
 k_f = wassergesättigte hydraulische Leitfähigkeit [mm/d]

Die Parameter a und b der Campbell-Gleichung werden in LEACHP abgeschätzt. Dazu werden in Abhängigkeit von den Bodenkennwerten (Ton-, Schluff- und Sandgehalt, organischer Substanz und Lagerungsdichte) über Regressionsgleichungen 9 Wertepaare der pF-Kurve nach BRAKENSIEK et al. [1981] ermittelt und die Parameter der Campbell-Gleichung nach einem linearen Regressionsverfahren dieser pF-Kurve angepasst. Eine detaillierte Beschreibung des Programms ist bei GROTEHUSMANN [1995] und SCHNEIDER [1992] zu finden.

3.6.2 Stofftransport

Die in LEACHP verwendete Stofftransportgleichung (Konvektions-Dispersions-Gleichung) ist ohne Berücksichtigung der Gasphase in Gleichung 3.7 gegeben. Gastransport ist für die in dieser Arbeit betrachtete Aufgabenstellung von untergeordneter Bedeutung.

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = \frac{\partial c_l}{\partial t} \cdot (\Theta \cdot k_L \cdot \rho_L) = \frac{\partial}{\partial z} \cdot \left(-q \cdot c_l + \Theta \cdot D \cdot \frac{\partial c_l}{\partial z} \right) + \phi \quad (3.7)$$

mit q = Volumenfluss der Wasserströmung [m/s]
 D = Dispersionskoeffizient [m²/s]
 ϕ = Senkenterm [mg/l]
 ρ_L = Lagerungsdichte des Bodens [g/cm³]

Der erste Term auf der rechten Seite beschreibt den rein konvektiven Transport. Der zweite Term beschreibt die Aufweitung des Konzentrationsprofils im Boden durch Diffusions- und Dispersionseinflüsse. Der dritte Term auf der rechten Seite ist der Quellen- bzw. Senkenterm. Die Lösung der Transportgleichung beruht auf dem Näherungsverfahren der Finite Differenzen Methode.

Der Dispersionskoeffizient ist abhängig von der Dispersionslänge und der mittleren Porenwassergeschwindigkeit (Gleichung 3.8). Der Parameter n liegt dabei in einer Bandbreite von $1,0 \leq n \leq 1,2$, wobei er für praktische Anwendungen gleich 1 gesetzt werden kann (ZIELKE/WOLLRATH [1991]).

$$D = \alpha \cdot v^n \quad (3.8)$$

mit D = Dispersionskoeffizient [m²/s]
 α = Dispersionslänge [m]
 v = mittlere Porenwassergeschwindigkeit [m/s]
 n = Exponent [-]

Adsorptionsansatz

Der in LEACHP enthaltene Adsorptionsansatz der linearen Adsorptionsisotherme (Gleichung 3.9) beschreibt die Wechselwirkung zwischen der Festphase und der Lösungsphase. Eine direkte Eingabe der linearen Adsorptionskoeffizienten für jedes Bodensegment und der betrachteten Chemikalie ist durch die Weiterentwicklung von SCHNEIDER [1992] möglich. Die gesamte Konzentration eines Stoffes c_t im Boden wird nach der Gleichung 3.9 berechnet.

$$c_t = c_l \cdot (\Theta + \rho_L \cdot k_L) \quad (3.9)$$

mit	c_t	=	gesamte Stoffkonzentration [mg/l]
	c_l	=	Konzentration in der gelösten Phase [mg/l]
	Θ	=	Wassergehalt
	ρ_L	=	Lagerungsdichte des Bodens [g/cm ³]
	k_L	=	Adsorptionskoeffizient [l/kg]

Dem Adsorptionsansatz liegt die übliche Annahme zur **Reaktionskinetik** zugrunde, dass sich ein schnelles (lokales) Gleichgewicht zwischen der gelösten und der adsorbierten Phase einstellt und somit eine Zeitabhängigkeit nicht zu berücksichtigen ist (u.a. RICHTER [1986], DIERKES [1999], STRECK/RICHTER [1997b]). Bestätigt wird diese Annahme von CZURDA et al. [1997], die für Blei und Cadmium in einem Lößlehm und einem Keuperton nach weisen, dass bereits nach 5-10 Minuten eine nahezu vollständig abgeschlossene Sorption erfolgt ist. Ursache dafür sind schnelle, durch Oberflächenreaktionen gesteuerte Adsorptionsprozesse.

Der Ansatz einer **linearen Adsorptionsisotherme** (sog. Henry Isotherme (SWARTJES et al. [1991])) stellt gegenüber den nichtlinearen Adsorptionsisothermen (FREUNDLICH bzw. LANGMUIR) eine Vereinfachung dar. Durch eine Begrenzung auf einen bestimmten Konzentrationsbereich ist der Geltungsbereich vorgegeben. Die Begrenzung der Gültigkeit der Adsorptionsisotherme ist für die Simulation bei RBF, die mit Straßenabflüssen belastet werden, möglich, da die auftretenden Konzentrationen in den Straßenabflüssen nach oben begrenzt sind. Der Adsorptionskoeffizient wird dabei nach den Ergebnissen der Schüttelversuche aus der adsorbierten Stoffmenge und der dazugehörigen Gleichgewichtskonzentration berechnet, die der Zulaufkonzentration entspricht. Mit diesem Ansatz entspricht bei einer Langzeitsimulation die maximal adsorbierbare Stoffmenge den Berechnungsergebnissen eines nichtlinearen Ansatzes. Allerdings ist der zeitliche Verlauf im Adsorptionsverhalten ein anderer. Lineare Adsorptionsansätze wurden von GROTEHUSMANN [1995] für das Langzeitverhalten von Versickerungsanlagen mit dem Programm LEACHP und DIERKES [1999] für das Langzeitverhalten von Bankettböden mit dem Programm HYDRUS 2_D jeweils für die Simulation des Rückhalts von Schwermetallen in Straßenabflüssen angesetzt. Für den Einsatz im Rahmen dieser Arbeit wird der lineare Adsorptionsansatz für die Fragestellung des Langzeitverhaltens der RBF als ausreichend angesehen.

Zu berücksichtigen ist, dass es bei der Desorption bei geringeren Schwermetallkonzentrationen im Zufluss zu einer Hysteresis kommen kann. So stellen KOOPER/TIMMER [1988] bei einem Säulenexperiment fest, dass eine zweimal höhere Zinkmenge adsorbiert wird, als bei den Desorptionskurven zu ermitteln ist. SWARTJES et al. [1991] weisen darauf hin, dass die methodische Erfassung der Desorption sehr aufwendig ist und daher die Hysteresis bei Simulationsmodellen häufig vernachlässigt wird.

3.7 Untersuchung an Sedimentationsbecken

Es werden ein Abscheider in Betonbauweise (Becken Westhover Weg BAB A 4) und ein naturnah gestaltetes Regenrückhaltebecken mit Dauerstau (Becken Maarhäuser Weg BAB A 59) ausgewählt. Beide Anlagen sind als derzeitiger Stand der Technik bei der Reinigung von Abflüssen an Autobahnen anzusehen. Bei beiden Becken werden die Abflüsse von den Autobahnen in Regenwasserkanälen gefaßt und den Becken zugeleitet. Eine Vorreinigung der Beckenzuflüsse durch Sedimentationsvorgänge in z.B. bewachsenen Straßenmulden ist somit ausgeschlossen. Beide Becken liegen im Kölner Raum im Bereich des Rheinischen Autobahnnetzes Köln, 5 km Luftlinie voneinander entfernt (Bild 3.7). Mit einer relativ gleichen Niederschlagsbelastung bezogen auf den Jahresniederschlag ist somit zu rechnen.

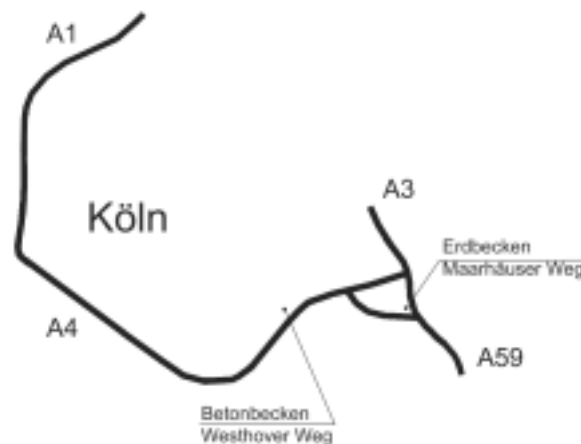


Bild 3.7 Übersicht Lage der Becken

3.7.1 Regenrückhaltebecken mit Dauerstau - Erdbecken Maarhäuser Weg

Einzugsgebiet

Zum Einzugsgebiet des Beckens gehört ein etwa 1320 m langer Streckenabschnitt der BAB A59 Köln-Porz und ein etwa 225 m langer Abschnitt der Landstraße L99. Die BAB A 59 besitzt für jede Fahrtrichtung jeweils zwei Fahr- und einen Standstreifen. Neben den versiegelten Flächen der Fahrbahn gehören auch unbefestigte Böschungsflächen zum Einzugsgebiet, die bei Extremereignissen zum Gesamtabfluss beitragen können. Die Zuleitung der ablaufenden Wassermengen zum Becken erfolgt über einen Regenwasserkanal.

Gesamtfläche	5,13 ha	
versiegelte Fläche	3,55 ha	(69 % der Gesamtfläche)
unversiegelte Fläche	1,58 ha	(31 % der Gesamtfläche)

Kenndaten Becken

Das Erdbecken besitzt einen Dauerstaubereich. Somit erfüllt das Becken neben der Funktion der Regenrückhaltung auch die Funktion der Regenwasserreinigung durch Sedimentation. Eine Draufsicht des Beckens ist in Bild 3.9 dargestellt. Bild 3.8 zeigt ein Foto der Anlage. Neben dem Becken befindet sich ein Teich, der keinen Zufluss durch Abflüsse von den Straßen erhält. Für die Untersuchungen an den Pflanzen wird dieser Teich als unbelasteter Vergleich herangezogen.

In Bild 3.10 sind die aufgemessenen Querprofile des Beckens dargestellt. Die Sohle ist durchgehend befestigt. Teilweise sind auf der Sohle Flussbausteine (ca. 20 cm Kantenlänge) eingebaut, zwischen denen sich Sediment abgelagert hat. Im linken Teil des Beckens (in Strömungsrichtung) ist auf die Sohlbefestigung eine Lehmschicht aufgebracht worden. Der Schlamm Spiegel weist eine unterschiedliche Mächtigkeit auf und liegt im Mittel bei etwa 10 cm. Insbesondere im Einlaufbereich ist die Mächtigkeit der Sedimente deutlich größer und erreicht stellenweise die Wasseroberfläche. Im vorderen Bereich des Beckens und auf der linken Seite ist das Becken dicht mit Schilf bestanden (260 Halme pro m²); im hinteren Bereich steht Rohrkolben (15 Pflanzen pro m²). Im Zu- und Ablaufbereich und auf der linken Seite von Messquerschnitt 6 sind kleinere Freiwasserbereiche vorhanden, die vor Beginn des Forschungsprojektes für die Untersuchungen geräumt wurden. Das Becken weist folgende Kenndaten auf:

mittlere Wassertiefe	ca. 83 cm
Wasseroberfläche bei Dauerstau	910 m ²
Dauerstauvolumen	720 m ³
spezifisches Dauerstauvolumen	202 m ³ /ha A _{red}
Einstauvolumen (ohne Dauerstauvolumen)	1130 m ³
spezifisches Einstauvolumen	318 m ³ /ha A _{red}



Bild 3.8 Erdbecken Maarhäuser Weg: Blickrichtung zum Zulauf (Wasseroberfläche ist durch Schilfbewuchs nicht zu erkennen)

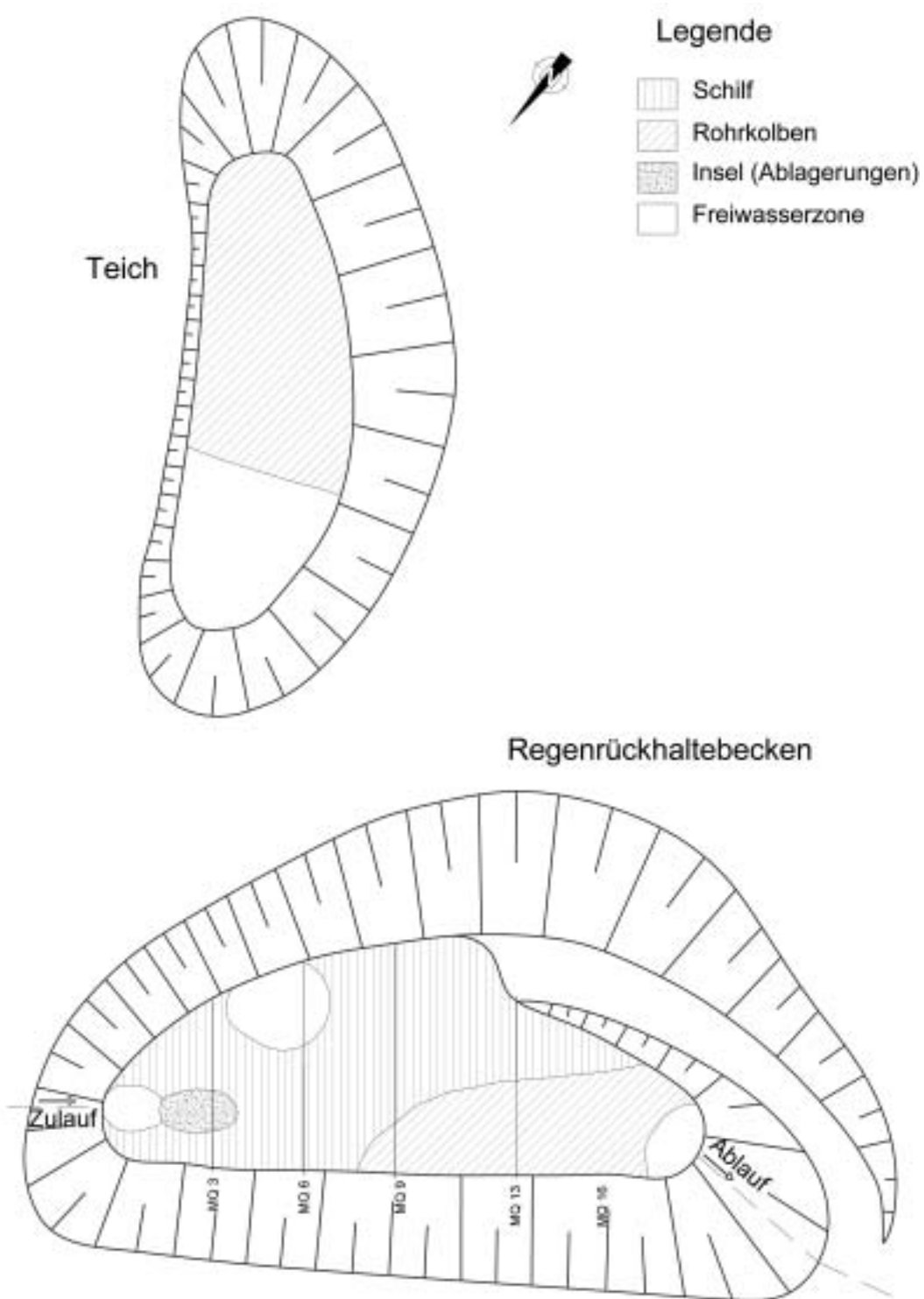


Bild 3.9 Becken Maarhäuser Weg

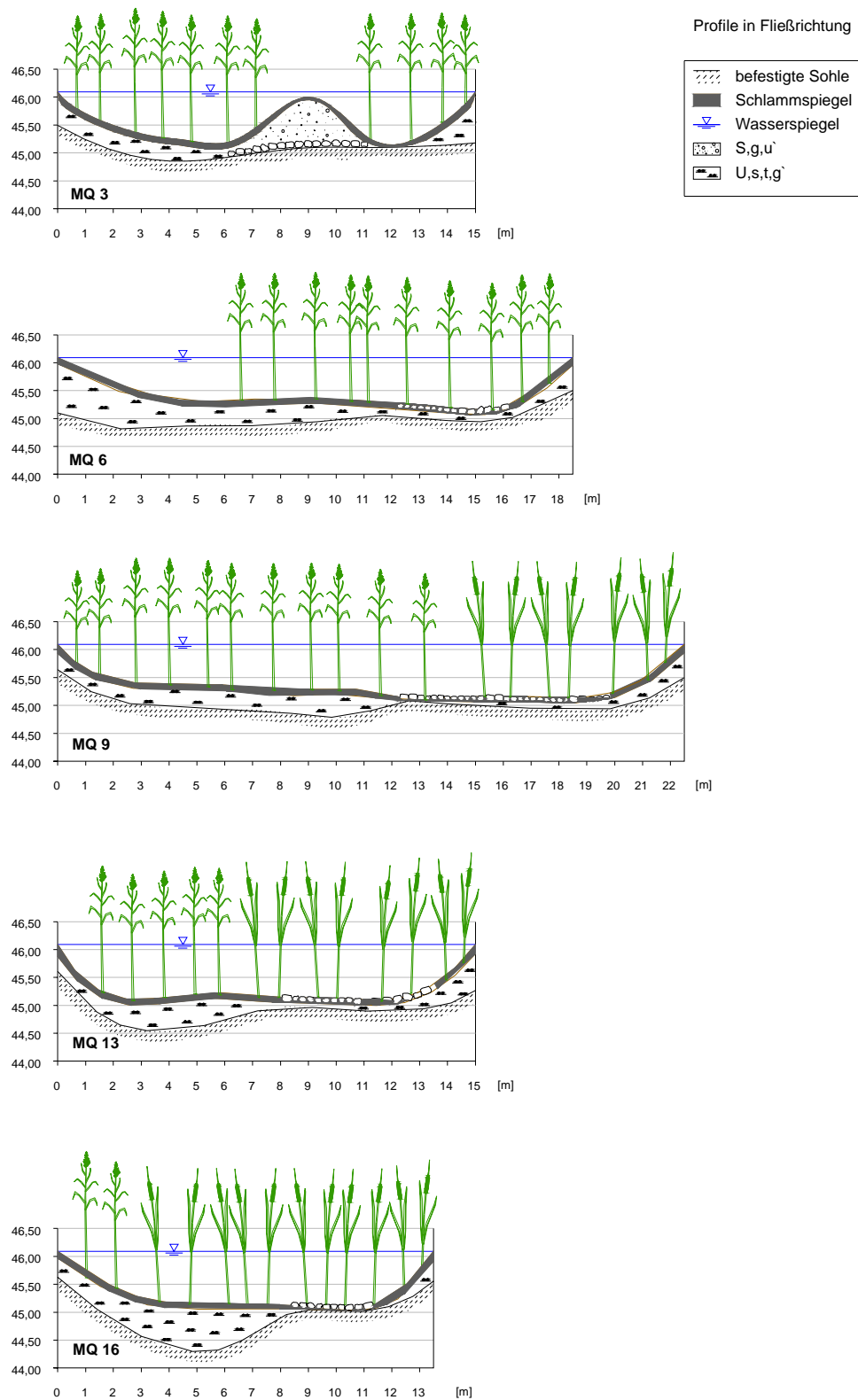


Bild 3.10 Profile Becken Maarhäuser Weg

3.7.2 RiStWag-Abscheider - Betonbecken Westhover Weg

Einzugsgebiet

Zum Einzugsgebiet des Beckens gehört ein etwa 1740 m langer Streckenabschnitt der BAB A4 Köln-Poll. Die BAB A 4 besitzt für jede Fahrtrichtung jeweils zwei bis drei Fahr- und einen Standstreifen. Neben den versiegelten Flächen gehören auch unbefestigte Böschungsflächen zum Einzugsgebiet. Diese können bei Extremereignissen zum Gesamtabfluss beitragen. Die Zuleitung zum Becken erfolgt über einen Regenwasserkanal.

Gesamtfläche	7,58 ha	
versiegelte Fläche	6,68 ha	(88 % der Gesamtfläche)
unversiegelte Fläche	0,90 ha	(12 % der Gesamtfläche)

Kenndaten Becken

Das Betonbecken ist in seiner Hauptfunktion als Leichtstoffabscheider entsprechend den RiStWag (FGSV [1982]) konzipiert. Die vorhandene Breite mit 8 m übersteigt dabei die nach FGSV [1982] empfohlene Breite von 2,5 – 6,0 m. Das Längen/Breiten-Verhältnis von über 3 : 1 wird jedoch eingehalten. Das Becken ist in Bild 3.11 dargestellt. Die gemessenen Sedimenthöhen sind in Bild 3.12 dargestellt und weisen eine Höhe von etwa 10 – 20 cm auf. In der Mitte des Zulaufbereiches ist eine deutliche Aufhöhung der Sedimente zu erkennen mit einer Höhe von etwa 1,10 m. Das Becken weist folgende Kenndaten auf:

mittlere Wassertiefe	1,5 m
Wasseroberfläche im Absetzraum zwischen den Tauchwänden (L/B 22,9/8)	183,2 m ²
Dauerstauvolumen	274,8 m ³
spezifisches Dauerstauvolumen	41 m ³ /ha A _{red}
spezifisches Dauerstauvolumen (inklusive Zu- und Ablaufbereich)	50,3 m ³ /ha A _{red}

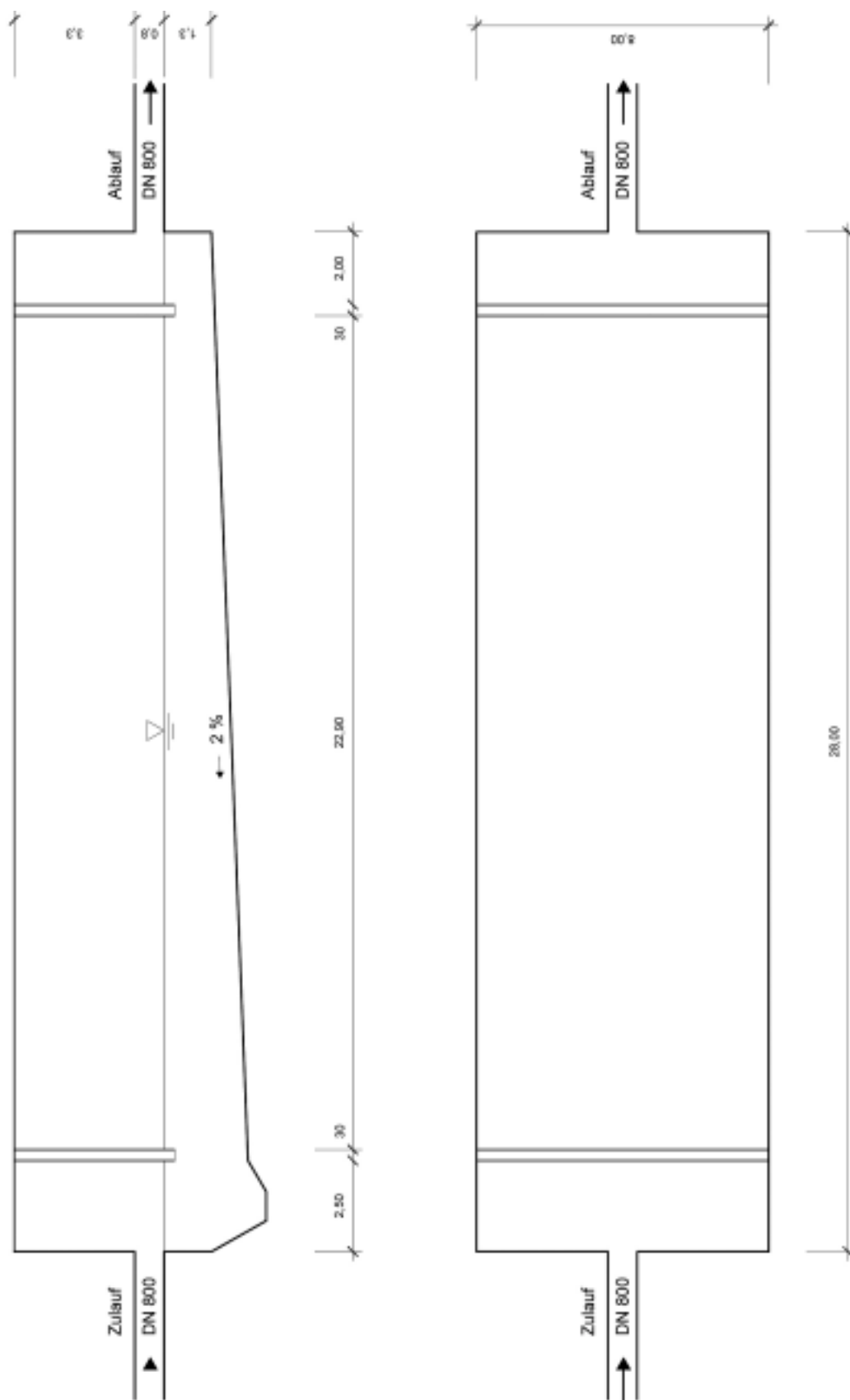


Bild 3.11 Draufsicht und Schnitt Becken Westhover Weg

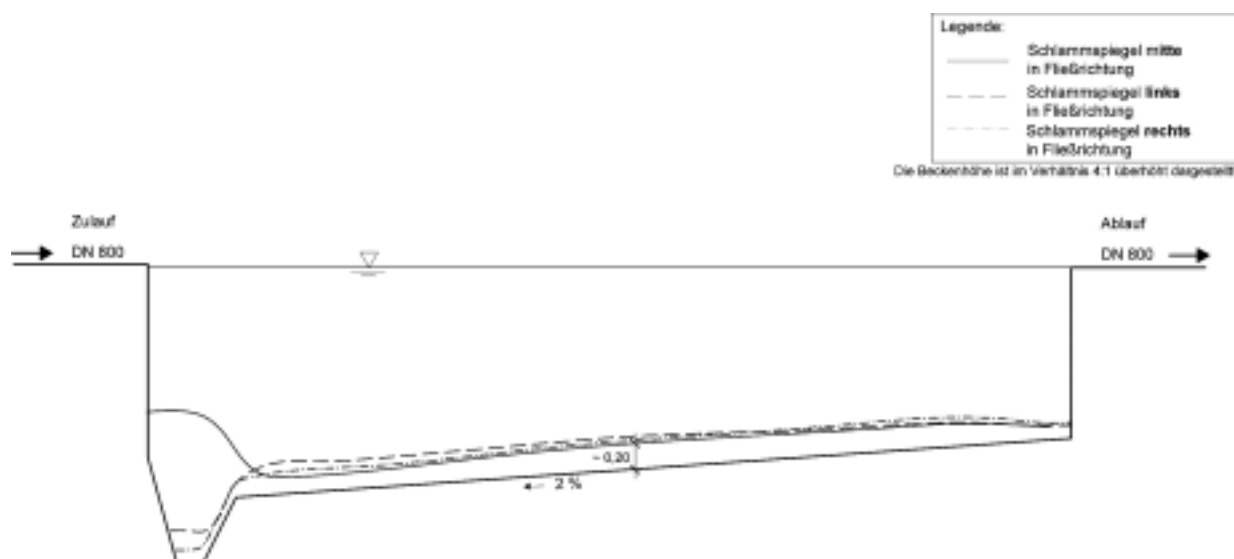


Bild 3.12 Sedimentablagerungen Becken Westhover Weg



Bild 3.13 Betonbecken Westhover Weg: Blickrichtung zum Zulauf

3.7.3 Messkonzept und messtechnische Ausstattung

Um die Wirkung der Becken zu quantifizieren, ist die Kenntnis der Wasser- und Stoffbilanz Voraussetzung. Dazu sind Messungen der Zu- und Abflüsse zu den Becken und der Konzentrationen von relevanten Schmutzstoffparametern notwendig.

Messkonzept Becken Westhover Weg

- Durchflussmessung im Zulaufkanal: Eingesetzt wird ein Gerät der Firma Nivus vom Typ OCM D, (Fließgeschwindigkeitsmessung mit Ultraschall-Doppler-Verfahren, Wasserstandserfassung mit Echolot)
- Wasserstandsmessung im Becken: Eingesetzt wird ein Echolot der Firma Nivus vom Typ XPS-10, Berechnung des Beckenabflusses mit Hilfe der Wasserstand-Volumen-Beziehung des Beckens: $Q_{ab} = Q_{zu} - \Delta V / \Delta t$
- 2 automatische Probennehmer: jeweils am Beckenzulauf und am Beckenablauf; Ansteuerung der Probennehmer über die Durchflussmessung im Zulaufkanal; wahlweise ereignisgesteuerte volumen- oder zeitproportionale Probenahme. Eingesetzt werden Geräte der Firma Endress+Hauser vom Typ ASP Station D2
- Niederschlagsmessung: Eingesetzt wird ein Gerät der Firma Nivus.
- Steuerrechner vor Ort: Anlagenkontrolle und Organisation des Probenahmebetriebes per Datenfernübertragung; Messdatenerfassung und -speicherung vor Ort und per Datenfernübertragung

Bei der Auswertung der Messdaten für den Beckenzufluss wurde festgestellt, dass bei einigen Ereignissen im unteren Messbereich des Nivus-Messgerätes unplausible, stark streuende Messwerte für die Fließgeschwindigkeit ausgegeben wurden, mit denen eine zuverlässige Bilanzierung der Zulaufwassermenge nicht erfolgen kann. Daher wurde an plausiblen Messdaten für den unteren Messbereich (Wasserstand < 300 mm) eine Wasserstand-Abfluss-Beziehung (Bild 3.14) aufgestellt. Über den gemessenen Wasserstand wird mit dieser Beziehung der Zufluss berechnet.

Die Messdaten werden in einer Datenbank tabellarisch abgelegt und grafisch ausgewertet. Bild 3.15 zeigt exemplarisch für das Ereignis vom 10.05.1999 am Becken Westhover Weg die Auswertung der Messdaten. Ausgewertet sind der Beckenzu- und abfluss, die aufsummierte Niederschlagshöhe, der Beckenwasserstand und die Probenahmezeitpunkte. Auf eine Besonderheit sei bei der Wasserstandsmessung hingewiesen. Hier führt die Erwärmung der Luft zu einer Veränderung des Messwertes beim eingesetzten Echolot. Der Messwert des Echolotes ist von der Dichte der Luft abhängig. Dies ist in der Zeit vor dem Beginn des Zuflusses von 9⁰⁰- 14⁰⁰ deutlich zu erkennen. Bei Ereignisbeginn erfolgt durch die Abkühlung der Luft ein Anstieg des Messwertes für den Wasserstand, der wieder ca. auf dem Niveau der Nachtmessung liegt. Bei der Auswertung der Messdaten wurde dieser Effekt berücksichtigt. Die Zeitpunkte der Probenahme für den Zu- und Abfluss sind mit Einzelpunkten gekennzeichnet. Während der Ereignisspitzen ist die deutlich verdichtete Probenahme für die volumenproportionale Probenahme zu erkennen.

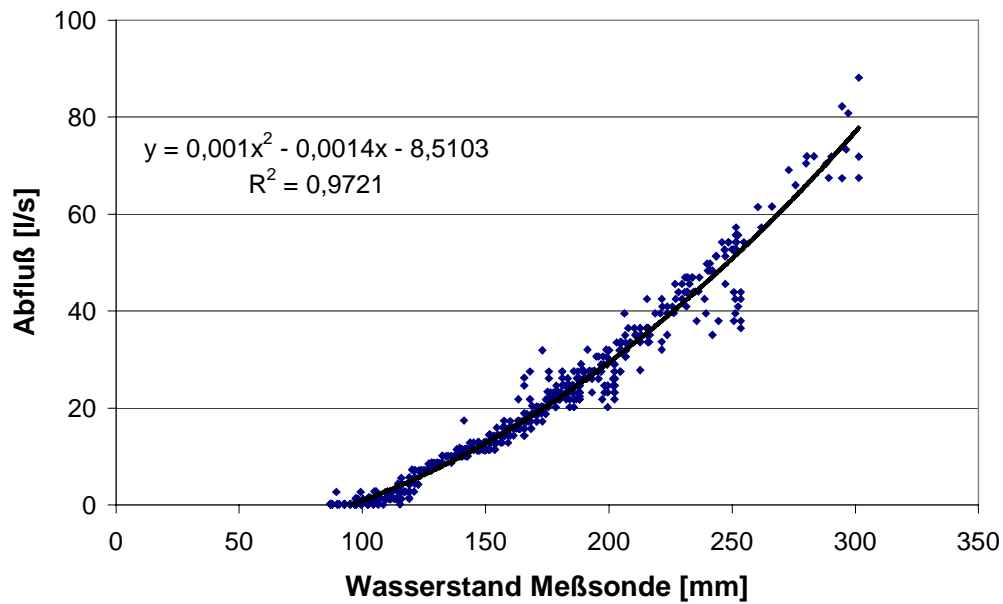


Bild 3.14 Becken Westhover Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenzulauf (Messbereich bis 300 mm)

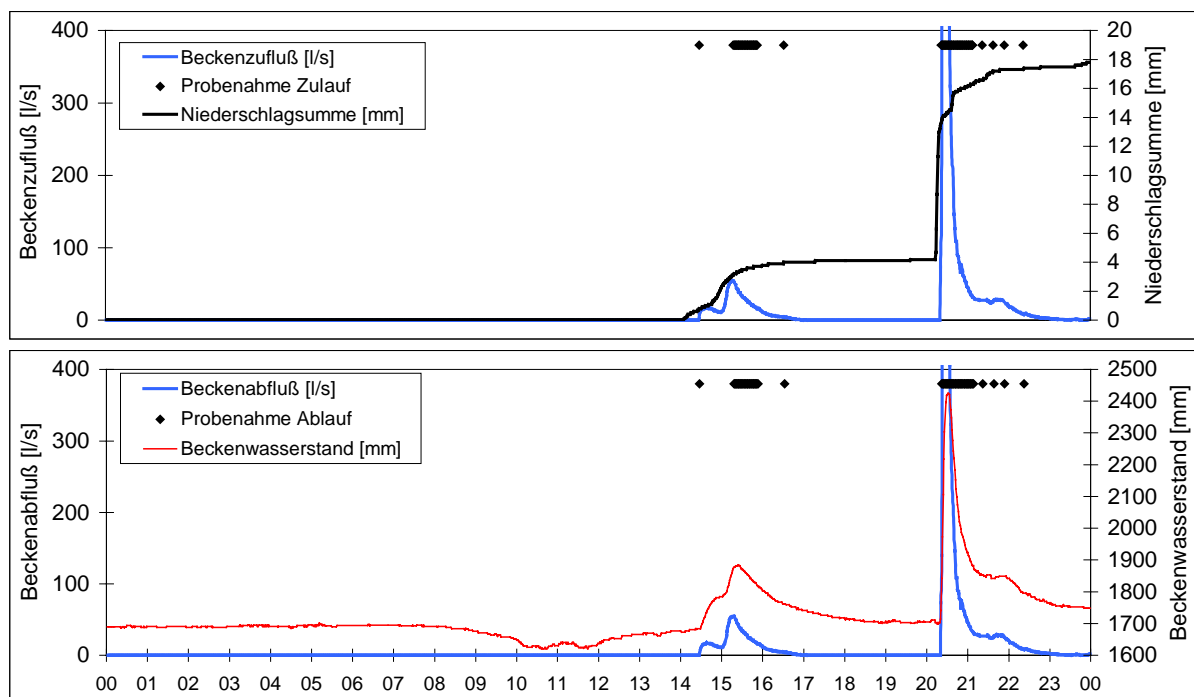


Bild 3.15 Becken Westhover Weg: grafische Darstellung der Messwerte, Ereignis 10.05.1999

Messkonzept Becken Maarhäuser Weg

Die messtechnische Ausstattung des Erdbeckens ist bis auf die fehlende Niederschlagsmessung identisch mit der des Betonbeckens. Der Abfluss und der Speicherinhalt des Beckens werden aus den am Beckenablauf erfaßten Wasserstandsmesswerten berechnet. Die hierzu notwendigen Kennlinien werden durch künstlichen Einstau des Beckens und einer anschließenden Ablaufmessung mit Messflügeln ermittelt und kalibriert. In Bild 3.16 ist die Wasserstand-Durchfluss-Beziehung für den Beckenablauf im freien Abfluss (Wasserstand kleiner Rohrscheitel (<200 mm) und für Druckabfluss (>200 mm)) dargestellt. Bedingt durch das sehr lange Leerlaufen des Beckens wird zum Ende des Bilanzierungszeitraumes das über dem Dauerwasserstand befindliche Beckenvolumen bilanziert und dem gemessenen Abfluss hinzugerechnet.

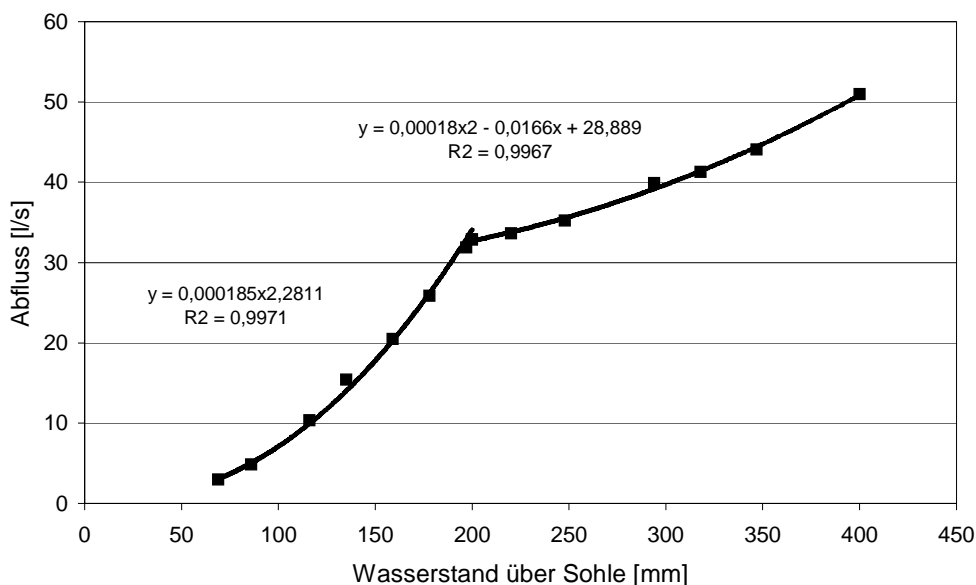


Bild 3.16 Beckenablauf Maarhäuser Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenablauf

Mit der Kennlinie ist es möglich, eine geschlossene Volumenbilanz der Ereignisse für das Becken aufzustellen. Die Messwerte des Beckenzulaufs weisen für Wasserstände < 80 mm aufgrund der messtechnisch bedingten Auflösung des Messbereichs keine eindeutige Beziehung zwischen Wasserstand und Durchflussmessung im Zulaufkanal auf. Der Beckenzufluss wird deshalb auch bei diesem Becken mit einer Wasserstand-Abfluss-Beziehung berechnet. Die Beziehung wurde anhand plausibler Messwerte ermittelt und im unteren Messbereich mit einer hydrometrischen Flügelmessung kalibriert (Bild 3.17).

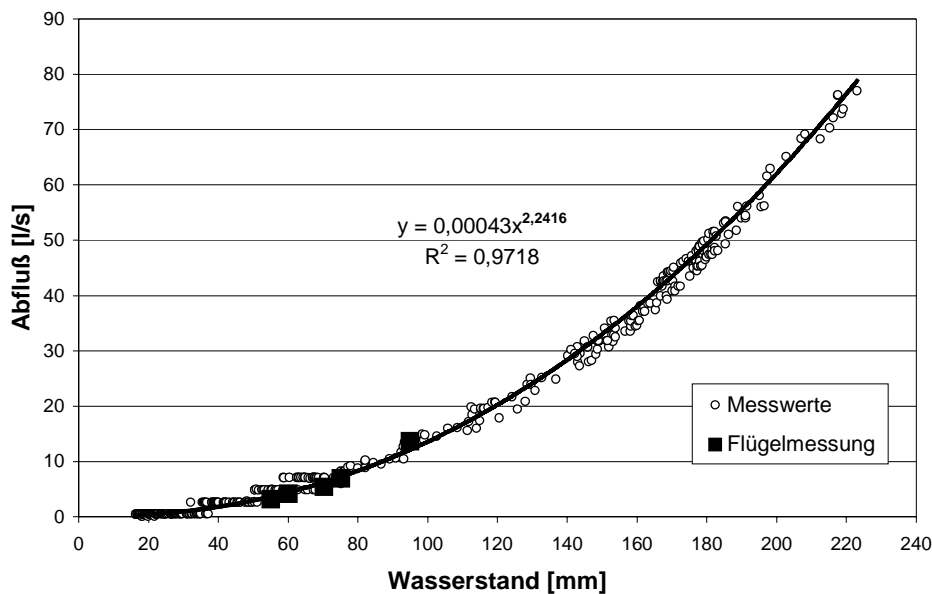


Bild 3.17 Becken Maarhäuser Weg: Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Beckenzulauf

Probenahme

Die Probenahme an den beiden Becken erfolgt mittels automatischer Probenahmegeräte jeweils am Beckenzu- und -ablauf, gesteuert durch eine Mengenmessung im Beckenzulauf, als volumenproportionale Probenahme. Die Probenehmer sind jeweils mit 12 Glasflaschen à 1 Liter Volumen ausgestattet. Die Konservierung der Proben bis zur Analyse erfolgt durch Kühlung im Probenehmer. Nach einem beprobten Abflussereignis wird aus den Einzelproben entsprechend ihren Anteilen am Gesamtprobenvolumen des Ereignisses eine Ereignismischprobe gebildet.

Auf eine Besonderheit wegen des langen Leerlaufverhaltens sei beim Becken Maarhäuser Weg hingewiesen. Die technisch bedingte Ansteuerung des Ablaufprobenehmers über die Durchflussmessung im Beckenzulauf hat zur Folge, dass die Abflussganglinie nicht bis zum Ende beprobt wird. In Bild 3.18 ist exemplarisch für das Ereignis vom 12.07.1998 dieses Verhalten dargestellt. Der Probenahmezeitraum gibt den Bereich an, für den die Ereignismischprobe am Zulauf und Ablauf gebildet wurde. 53 % des Ablaufes sind bei diesem Ereignis durch die Probenahme erfaßt.

Der Einfluss der Teilbeprobung des Ablaufes auf die angegebenen Konzentrationswerte wird im Rahmen einer Sonderuntersuchung quantifiziert. Dazu werden an zwei Ereignissen Einzelproben volumenproportional zu den Abflussganglinien am Ablauf entnommen und getrennt analysiert. In Tabelle 3.8 sind exemplarisch für ein Ereignis die Konzentrationen der Einzelproben für verschiedene Parameter und die daraus berechnete mittlere Ereigniskonzentration zusammengestellt. Beim zweiten Ereignis ergibt sich ein gleicher Verlauf. Für die angegebenen Parameter AFS, Zink, Chlorid, Ammonium und CSB ergibt sich tendenziell ein gleicher Konzentrationsverlauf mit höheren Werten am Anfang der Abflussganglinie (Probe 1), die bis zum Ablaufende (Probe 5) abnehmen. Die Konzentrationen der nicht aufgeführten Parameter Cadmium, Kupfer, Blei, Gesamtstickstoff, Kohlenwasserstoffe und PAK weisen innerhalb der Einzelproben nur geringe Differenzen auf bzw. liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

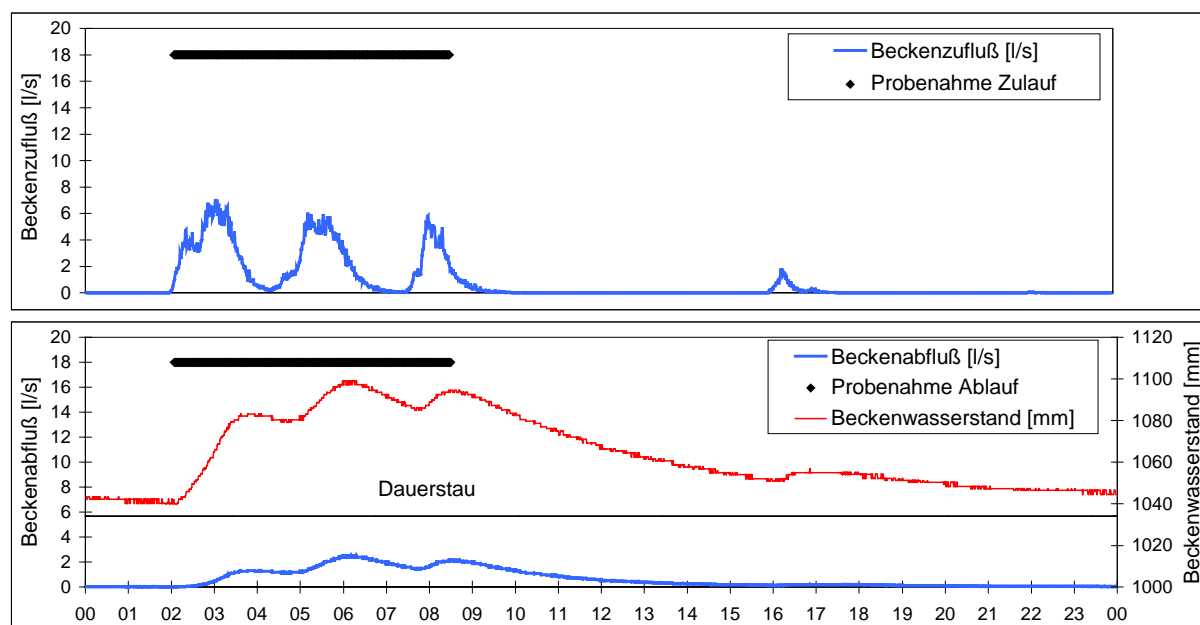


Bild 3.18 Becken Maarhäuser Weg: Probenahme während des Ereignisses am 12.07.1998

Somit führt für die Parameter AFS, Zink, Chlorid, Ammonium und CSB die Ermittlung der Ablaufkonzentration aus einer nur teilbeprobten Ablaufganglinie zu einer Überschätzung der Ablaufkonzentration, da die geringeren Konzentrationen am Ende der Abflussganglinie nicht berücksichtigt werden. Der tatsächliche Wirkungsgrad des Beckens wird somit für die genannten Parameter durch die Berechnung des Wirkungsgrades aus Zu- und Ablaufkonzentration etwas unterschätzt.

Tabelle 3.8 Konzentrationsverlauf während eines Ereignisses am Beckenablauf

Probe	AFS [mg/l]	Zink [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Ammonium [mg/l]	CSB [mg/l]
1	15,6	0,03	37	0,79	42,6
2	10,0	0,02	21	0,46	42,6
3	10,8	0,02	23	0,45	42,6
4	8,0	0,02	14	0,45	36,8
5	6,8	0,02	15	0,44	36,8
Ereignis- mischprobe	10,2	0,022	22	0,52	40,3

Um eine für den Ablauf repräsentative Ereigniskonzentration zu gewährleisten, werden in den nachfolgend aufgeführten Ergebnissen nur Ereignisse ausgewertet, bei denen mindestens 50 % der Ablaufganglinie beprobt wurde. Wird die mittlere Konzentration der Proben Nr. 1-3 auf den angegebenen Konzentrationswert der Ereignismischprobe Nr. 1-5 bezogen, so erfolgt eine Überschätzung der Ablaufkonzentrationen von zwischen 6% (CSB) bis maximal 23% (Chlorid) bei diesem Ereignis. Diese Abweichungen werden als tolerierbar angesehen. Das Gesamtergebn wird dadurch nicht geschmälert.

Untersuchte Parameter

Die Analyse der Kohlenwasserstoffe erfolgte auf Empfehlung des Labors abweichend zum DIN-Verfahren als KW-Bestimmung ohne Al_2O_3 , da mit dieser Methodik neben den unpolaren Kohlenwasserstoffen auch eine größere Zahl von polaren Kohlenwasserstoffen erfaßt wird. Bei der KW-Bestimmung mit Al_2O_3 werden die polaren Kohlenwasserstoffe aufgrund der Methodik nur bis zur Bestimmungsgrenze von 5 mg/l und nur lipophile Stoffe mit einem Siedepunkt von $> 250^\circ\text{C}$ erfaßt. Die untersuchten Parameter und die Analyseverfahren sind in Anlage 3.1 aufgeführt.

weitere Untersuchungen

Neben der Beprobung der Zu- und Abflüsse wurden auch Sedimentuntersuchungen und Untersuchungen an den Schilfpflanzen im Becken Maarhäuser Weg durchgeführt. Mit Traceruntersuchungen wurde die Hydraulik der Becken genauer untersucht. Die Versuchsdurchführung und die Ergebnisse für diese Sonderuntersuchungen sind in Kapitel 7 mit aufgeführt.

3.7.4 Datenprüfung

Neben der routinemäßigen Datenprüfung aller Messdaten auf Plausibilität während der Erhebung wird für die gemessenen mittleren Zu- und Ablaufkonzentrationen und die daraus berechneten Wirkungsgrade der Gesamtfrachtsumme, die die Hauptergebnisse der Untersuchung darstellen, ein Ausreißertest durchgeführt.

In die Berechnung des Wirkungsgrades der Gesamtfrachtsumme geht die Zu- und Ablaufkonzentration und die Wassermengenbilanz ein. Deren Einfluss auf das Berechnungsergebnis ergibt sich wie folgt:

Wassermengenbilanz:

Die Plausibilitätsprüfung für die Wassermengenbilanzen erfolgte für das Becken Westhover Weg durch die Ermittlung von zwei unabhängigen Größen (Niederschlag und dem aus dem Abfluss berechneten effektiven Niederschlag) und für das Becken Maarhäuser Weg durch Zu- und Abflussbilanzierung. Damit ist bei beiden Becken eine Kontrollgröße gegeben, so dass Ausreißer in der Wassermengenbilanz, die durch Fehlmessung die Ergebnisse signifikant beeinflussen, ausgeschlossen werden können.

Zu- und Ablaufkonzentration

Die Plausibilitätsprüfung für die ermittelten Konzentrationen stellt ein größeres Problem dar, da nur eine unabhängige Messgröße für den jeweiligen Zu- bzw. Ablauf zur Verfügung steht.

Um Ausreißer zu erkennen, wird ein Ausreißertest (4-sigma-Test) nach SACHS [1981] durchgeführt. Demnach darf bei Stichproben von mehr als 10 Einzelwerten ein Wert als Ausreißer verworfen werden, wenn er außerhalb des 4-sigma-Bereiches nach Gleichung 3.10 liegt. Dabei ist darauf zu achten, dass Mittelwert und Standardabweichung ohne den ausreißerverdächtigen Wert berechnet werden. Nach SACHS umfaßt der 4-sigma-Bereich bei Normalverteilung 99,99% der Werte der Stichprobe und bei beliebigen Verteilungen immerhin noch 94% der Werte.

$$\mu \pm 4 \cdot \sigma \quad (3.10)$$

mit μ Mittelwert der Stichprobe
 σ Standardabweichung der Stichprobe

Die Prüfung der gemessenen Konzentrationen zeigt für beide Becken, dass der untere 4-sigma-Bereich nie durch das jeweilige Konzentrationsminimum unterschritten wurde. Der obere 4-sigma-Bereich wird bei einigen Werten überschritten. Diese Werte werden nachfolgend auf Plausibilität geprüft und deren Einfluss auf die Gesamtergebnisse diskutiert.

Für das **Becken Westhover Weg** wird der obere 4-sigma-Bereich bei 10 Parametern überschritten. Allerdings liegt davon bei 4 Werten der Ausreißer noch in dem Bereich der jeweiligen zugehörigen Zu- bzw. Ablaufkonzentration, was noch als plausibler Wertebereich angesehen wird. Daher werden diese Werte nicht als Ausreißer gewertet. Bei Chlorid liegen mehrer Messwerte über dem oberen 4-sigma-Bereich, was auf die unterschiedliche Grundgesamtheit mit den sehr hohen Konzentrationen im Winter zurückzuführen ist und somit keinen Ausreißer darstellt. Somit verbleibt bei den Parametern AFS, $\text{NH}_4\text{-N}$, PAK (TVO) und PAK (US-EPA) für die Zulaufkonzentration und bei AFS auch für die Ablaufkonzentration ein Verdacht auf einen Ausreißer.

Wird bei $\text{NH}_4\text{-N}$ das Ereignis vom 4.-5.12.1998 mit der maximalen Konzentration von 9,4 mg/l als Ausreißer gewertet, verändert sich die frachtgewogene Zulaufkonzentration für alle Ereignisse von 0,74 auf 0,73 mg/l kaum. Der Einfluss ist somit unerheblich.

Wird bei PAK-US EPA das Ereignis vom 10.05.1999 mit der maximalen Konzentration von 40,9 $\mu\text{g/l}$ als Ausreißer gewertet, verändert sich die frachtgewogene Zulaufkonzentration für alle Ereignisse von 6,3 auf 3,1 $\mu\text{g/l}$ sehr deutlich. Auch der Wirkungsgrad der Gesamtfrachtsumme verändert sich von 39% auf 13% deutlich. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei diesem Ereignis auch der Ablauf die maximale Ablaufkonzentration im Untersuchungszeitraum mit 15,8 $\mu\text{g/l}$ aufweist. Wie nachfolgend zu erkennen ist, ist auch für den Parameter AFS eine deutlich erhöhte Konzentration bei diesem Ereignis gegeben. Da die PAK hauptsächlich an die partikuläre Form gebunden sind, erscheinen die hohen Konzentrationen bei diesem Ereignis plausibel. Ein Ausreißer wird daher nicht angenommen. Da die PAK TVO eine Teilmenge der PAK-US EPA sind, ergibt sich für diesen Parameter ein vom Prinzip gleiches Bild.

Wird bei AFS das Ereignis vom 10.05.1999 mit der maximalen Zu- und Ablaufkonzentration von 710 mg/l als Ausreißer gewertet, verändert sich die frachtgewogene Zulaufkonzentration für alle Ereignisse von 150 auf 102 mg/l und für die Ablaufkonzentration von 131 auf 80 mg/l sehr deutlich. Der Wirkungsgrad der Gesamtfrachtsumme verändert sich von 13% auf 21% weniger stark. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei diesem Ereignis die höchste maximale Oberflächenbeschickung im Becken mit 9,7 m/h aufgetreten ist, was auf die höchste Regenspende im Messzeitraum schließen lässt. Daher ist davon auszugehen, dass bei diesem Ereignis auch Abflüsse von unbefestigten Flächen mit deutlich höheren AFS-Konzentrationen aufgetreten sind und daher die genannten Werte nicht der gleichen Grundgesamtheit angehören, wie die untersuchte Stichprobe für den Ausreißertest.

Für das **Becken Marhäuser Weg** wird der obere 4-sigma-Bereich bei 4 Parametern überschritten. Allerdings liegt davon bei 2 Werten der Ausreißer noch in dem Bereich der jeweiligen zugehörigen Zu- bzw. Ablaufkonzentration, weshalb diese Werte nicht als Ausreißer gewertet werden. Für Chlorid sind wie beim Becken Westhover Weg mehrere Messwerte über dem oberen 4-sigma-Bereich, was auf die Wintermessungen zurückzuführen ist. Somit verbleibt für die Zulaufkonzentration beim Parameter PAK (US-EPA) ein Verdacht auf einen Ausreißer. Wird das Ereignis vom 10.02.1999 mit der maximalen Konzentration von 40,7 µg/l als Ausreißer gewertet, verändert sich die frachtgewogene Zulaufkonzentration für alle Ereignisse von 4,4 auf 4,3 µg/l kaum, wobei der Wirkungsgrad der Gesamtfrachtsumme unverändert bleibt. Da bei diesem Ereignis auch eine sehr hohe AFS Konzentration von 410 mg/l gemessen wurde, ist dieser Messwert aus den oben genannten Gründen plausibel und wird nicht als Ausreißer gewertet.

Die Prüfung der gemessenen Einzelkonzentrationen auf Ausreißer zeigt, dass insgesamt von plausiblen Messwerten auszugehen ist. Die in Kapitel 7 dargestellten Ergebnisse beziehen sich somit auf den gesamten Datenbestand.

4 Ergebnisse - Voruntersuchungen

4.1 Schüttelversuche 1. Screening

Bild 4.1 zeigt für den Basalt der Firma Wegner exemplarisch die Ergebnisse. Deutlich ist die erwartete Tendenz, dass mit steigender Konzentration in der Gleichgewichtslösung die adsorbierte Stoffmenge steigt. So ist für den Parameter Kupfer bei einer Gleichgewichtskonzentration von 0,03 mg/l eine adsorbierte Stoffmenge von etwa 50 – 90 mg/kg Substrat zu erwarten. Bei 0,009 mg/l werden hingegen nur weniger als 1 mg/kg adsorbiert. Bedingt durch die recht starke Streuung der Versuchsergebnisse ist die Darstellung von Isothermen nicht sinnvoll.

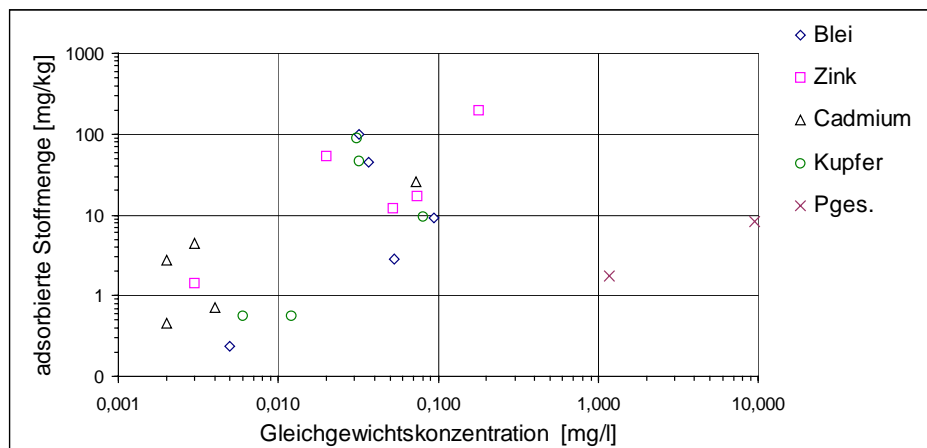


Bild 4.1 Ergebnisse der Schüttelversuche für Substrat 1 (Basalt, Firma Wegner)

Um die Substrate untereinander zu vergleichen, wird die Gleichgewichtskonzentration für eine vorgegebene adsorbierte Stoffmenge von 50 mg/kg für Blei, Zink und Kupfer und 1 mg/kg für Cadmium aus den Messergebnissen abgeleitet. Nach Tabelle 4.1 wird den Gleichgewichts-konzentrationen für eine bestimmte Klassenbreite eine Wertungszahl von 1 – 7 zugeordnet. Bei P_{ges} liegen die gemessenen Gleichgewichtskonzentrationen häufig über dem bzw. im Bereich des mittleren Straßenabflusses von 0,3 mg/l P_{ges} nach Tabelle 4.1. Daher wird die adsorbierte P-Menge für diese Konzentration als Bewertungsgrundlage herangezogen.

Tabelle 4.1 Klassenzuordnung für Gleichgewichtskonzentrationen bei einer adsorbierten Stoffmenge von 50 mg/kg Blei, Zink, Kupfer bzw. 1 mg/kg Cadmium

Klasse	Blei [mg/l]	Zink [mg/l]	Cadmium [mg/l]	Kupfer [mg/l]	Pges. ¹⁾ [mg/kg]
1	<0,01	<0,01	<0,002	<0,01	>1000
2	0,01-0,02	0,01-0,02	0,002-0,006	0,01-0,02	200-1000
3	0,02-0,03	0,02-0,03	0,006-0,01	0,02-0,03	50-200
4	0,03-0,04	0,03-0,04	0,01-0,015	0,03-0,04	10-50
5	0,04-0,06	0,04-0,06	0,015-0,02	0,04-0,06	1-10
6	0,06-0,08	0,06-0,08	0,02-0,04	0,06-0,08	<1
7	> 0,08	> 0,08	>0,04	> 0,08	Desorption

1) adsorbierte Pges-Menge [mg/kg] für eine Pges Konzentration in der Gleichgewichtslösung von 0,3 mg/l

Tabelle 4.2 zeigt die nach der genannten Klassifizierung bewerteten Substrate als Ergebnis der Schüttelversuche. Folgendes lässt sich ableiten:

Adsorption Schwermetalle

Folgende Substrate schneiden überwiegend gut mit Bewertungszahlen ≤ 2 ab: Bims (Nr. 5), die Sande (Nr. 11, 22) mit relativ hohem Eisen- und Carbonatgehalt und Ferrosorp®Plus. Auch recht gut sind Basalt (Nr. 2), Zeolith, Blähton und der Feinsand. Deutlich ungünstiger sind die übrigen Substrate.

Auffällig ist, dass bei den unterschiedlichen Proben an Basalt und Bims mit jeweils zwei verschiedenen Proben die Bewertung nicht einheitlich ausfällt und sowohl eine Probe mit hohem bzw. geringem Adsorptionsvermögen vorliegt. Eine abschließende Bewertung einer Substratart kann mit den Schüttelversuchen somit nicht erfolgen.

Einheitlich dagegen sind die beiden Proben des Lavasandes, bei denen eine geringere Adsorptionsstärke festgestellt wird. Dieses Ergebnis überrascht etwas, da der Gesamtgehalt an Eisen und Aluminium bei den Lavasanden recht hoch ist. Dies deutet darauf hin, dass der Gesamtgehalt an Eisen und Aluminium nicht ausschlaggebend für gute Adsorptionseigenschaften ist.

Erwartungsgemäß wird aufgrund der chemischen Zusammensetzung für den Quarzsand und aufgrund der glasigen Oberfläche des Anthrazit ein relativ geringes Adsorptionsvermögen nachgewiesen.

Adsorption Phosphat

Bei Phosphat sind sehr starke Unterschiede im Adsorptionsverhalten vorhanden. Nur Ferrosorp®Plus und der Braunkohlenkoks weisen eine sehr hohe Adsorption mit Klasse 1 ($> 1000 \text{ mg P}_{\text{ges}}/\text{kg Bodensubstrat}$) auf. Die besten Sande adsorbieren etwa $10\text{-}50 \text{ mg P}_{\text{ges}}/\text{kg Bodensubstrat}$ bei einer Konzentration von $0,3 \text{ mg/l P}$ in der Gleichgewichtslösung. Bei den Substraten der Klasse 7 erfolgt eine Desorption von P_{ges} , d. h., dass bei diesen Substraten gespeichertes P_{ges} freigesetzt wird.

Weitere Hinweise

Bei der Blähtonprobe (Korngrößen $2/10 \text{ mm}$) wurde festgestellt, dass die Poren so langsam durch Wasser gefüllt werden, dass die Probe zum Aufschwimmen neigt. Ein Einsatz als Substrat für RBF kommt daher nicht in Frage.

Der Braunkohlenkoks besitzt einen hohen Anteil an Feinststaub. Dies erschwert den Umgang mit diesem Material. Bei Benetzung mit Wasser bilden sich starke Schlieren. Der alleinige Einsatz von Braunkohlenkoks als Filtermaterial erscheint daher ungeeignet. Genauere Untersuchungen auch zur Stabilität gegen das Aufschwimmen wären vor einem eventuellen Einsatz als Filtersubstrat nötig.

Die organischen Substrate (Kompost und Rindenhumus) werden zusätzlich auf eine Adsorption von MKW und PAK untersucht. Folgendes ist festzustellen:

Desorption von MKW

Bei allen Substraten wird bereits im untersten Konzentrationsbereich eine Desorption von MKW festgestellt. Auch bei den Eluatbestimmungen mit destilliertem Wasser zur

Bestimmung der Ausgangsbelastung wird eine Desorption festgestellt. Daher werden die Versuche abgebrochen. Eine Adsorption von MKW an die organische Substanz kann mit diesem Versuchsaufbau somit nicht festgestellt werden. Eine Freisetzung von MKW ist bei Einsatz der hier untersuchten organischen Substrate zu erwarten.

Adsorption von PAK

Die Ergebnisse zwischen der 2. und 3. Versuchsserie sind unplausibel. Bei höherer Gleichgewichtskonzentration im 2. Versuch ist die adsorbierte Menge an PAK um eine Größenordnung kleiner als beim 3. Versuch. Erwartet wurden deutlich höhere adsorbierte Stoffmengen. Es wird vermutet, dass es bei den hohen Ausgangskonzentrationen zu einer Adsorption der PAK an dem Filter gekommen ist. Die Versuche werden daher nicht weiter ausgewertet.

Tabelle 4.2 Bewertung der Adsorptionseigenschaften der untersuchten Substrate mit Werten von 1 (gute-) – 7 (schlechte Adsorptionseigenschaft)

Substrat	Blei	Zink	Cadmium	Kupfer	Pges.*	PH-Wert	Kosten [DM/m ³] 1)	Nr.
Basalt	4	7	2	4	6	8,2	270	1
Basalt	3	2	1	2	6	9,1	120	2
Lava-Sand	3	7	6	3	6	8,7	15	3
Lava-Sand	3	7	2	3	6	8,4	15	4
Bims	2	2	1	2	5	8,6	35	5
Bims	2	6	2	3	5	7,6	35	6
Zeolit	1	3	2	2	6	7,6	200	7
Blähton	3	2	1	2	5	9,7	80	8
Mutterboden	2	2	2	5	6	7,9	k.A.	9
Sand	2	2	1	2	4	8,9	k.A.	11
Sand	2	2	1	2	4	8,4	k.A.	22
Feinsand	2	3	1	2	4	8,9	k.A.	12
Quarzsand	5	7	6	7	7	7,7	k.A.	13
Dolomitsteinmehl	6	4	1	3	4	9,8	65	14
Ferrosorp®Plus	2	2	2	2	1	6,9	2.000	10
Braunkohlenkoks	2	5	1	4	1	11,2	600	15
Anthrazit	7	7	7	7	7	7,4	500	16
Grünschnittkompost	5	5	4	1	7	8,0	15	17
Biokompost	6	7	3	7	7	7,5	5	18
Grünschnittkompost	2	6	3	7	7	7,5	15	19
Rindenhumus 0/6	2	7	5	5	7	6,6	75	20
Rindenhumus 6/18	6	7	5	7	7	5,2	75	21

1) Preisstand Frühjahr 2000, Angaben ab Werk.

Aufgrund der Ergebnisse der Schüttelversuche werden die in Abschnitt 3.5.1 bereits dargestellten Substrate für die weiteren Untersuchungen ausgewählt.

4.2 Ausgangsbelastung Substrate

Die Substrate werden hinsichtlich ihrer Ausgangsbelastung untersucht. Zur Bewertung werden die „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ (LAGA [1997]) herangezogen, um sicherzustellen, dass keine belasteten Substrate eingebaut werden.

Bei der Beurteilung, ob der Ablauf aus dem Bodenfilter direkt in den Grundwasserleiter eingeleitet werden darf, findet das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) Anwendung. Über die BBodSchV [1999] sind Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser am Ort der Beurteilung gegeben.

Für die Bewertung werden zunächst die Z 0 Werte (uneingeschränkten Einbau) nach LAGA [1997] herangezogen. Da bei den untersuchten Substraten kein Verdacht auf Altlasten vorliegt, werden die Parameter (BTEX, LHKW, PAK, PCB, EOX, KW) nicht untersucht. In Tabelle 4.3 sind die Eluatkonzentrationen für die untersuchten Substrate aufgeführt. Eine Überschreitung der Grenzwerte tritt nur für die Substrate Ferrosorp Nr. 10 und Braunkohlenkoks Nr. 15 bei den Parametern Quecksilber (und bei Zugrundelegung der BBodSchV auch von Fluorid) auf. Der alleinige Einsatz dieser Substrate für die Bodenfiltration ist somit als problematisch zu beurteilen. Bei Bedarf sollten hier weitere Untersuchungen erfolgen, um eine Gefährdung abzuschätzen.

Tabelle 4.3 Bestimmung der Eluatkonzentrationen [mg/l] für die ausgewählten Substrate – Vergleich mit Grenzwerten nach BBodSchV [1999] und LAGA [1997]

Substrat-Nr.		Lava-sand (Nr. 3)	Bims (Nr. 5)	Ferro-Sorp® Plus (Nr. 10)	Quarz-sand (Nr. 13)	Braun-kohlen-koks (Nr. 15)	Sand (Nr. 22)	Prüfwert BBodSchV ¹⁾	LAGA Z 0 ²⁾
Arsen 193	[µg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	k.A.	k.A.
Arsen 188	[µg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	10	10
Antimon	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	10	k.A.
Blei	[µg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	25	20
Cadmium	[µg/l]	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	5	2
Chrom	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	15
Molybdän	[µg/l]	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	50	k.A.
Kobalt	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	k.A.
Kupfer	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	50
Nickel	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	40
Quecksilber	[µg/l]	< 0,1	< 0,1	0,7	< 0,1	1,3	< 0,1	1	0,2
Selen	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	10	k.A.
Zinn	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	40	k.A.
Zink	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	500	100
Cyanid ges.	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	50	< 10
Cyanid leicht freisetzbar	[µg/l]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	10	k.A.
Fluorid	[µg/l]	120	280	52000	<50	790	100	750	k.A.

1) Für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser am Ort der Beurteilung

2) uneingeschränkten Einbau

Für den Oberboden der Filtersubstrate wird der Rindenhumus 0/6 ausgesucht (Tabelle 4.4). Nach LAGA liegen für die organischen Parameter (BTEX, LHKW, PAK, PCB, EOX, MKW) keine Zuordnungswerte für das Eluat vor. Daher wird für die Bewertung der Feststoffgehalt dieser Parameter herangezogen. Es zeigt sich, dass für die Parameter EOX, MKW, PAK, Chlorid, Arsen, Blei und Zink ein Überschreiten der Z0 Werte festzustellen ist. Insbesondere für die MKW liegt die Konzentration mit 793 mg/kg deutlich über dem Z0 Wert von 100 mg/kg. Die bei den Schüttelversuchen festgestellte Desorption von MKW hat auf eine hohe Ausgangsbelastung schon hingewiesen. Aufgrund dieser Ergebnisse wird auf den Einsatz von organischen Substraten beim Aufbau der Lysimeter verzichtet. Es wird nur Rollrasen als oberste Schicht der Lysimeter eingesetzt.

Tabelle 4.4 Bestimmung der Eluatkonzentrationen und der Feststoffgehalte für Rindenhumus 0/6 Substrat Nr. 20 – Vergleich mit Z0-Grenzwerten nach LAGA [1997]

Feststoffbestimmungen		Substrat 20	LAGA Z 0
Parameter			
pH-Wert	[-]	6,9	5,5 – 8
EOX	[mg/kg]	2,2	1
MKW	[mg/kg]	793	100
Σ BTEX	[mg/kg]	0,018	< 1
Σ LHKW	[mg/kg]	0,021	< 1
Σ PAK n. EPA	[mg/kg]	1,05	1
Σ PCB	[mg/kg]	< 0,005	0,02
Eluatbestimmungen			
pH-Wert	[-]	7,0	6,5 – 9
el. Leitfähigkeit	[µs/cm]	290	500
Chlorid	[mg/l]	18,7	10
Sulfat	[mg/l]	1,60	50
Cyanid ges	[µg/l]	< 10	< 10
Cyanid leicht freisetzbar	[µg/l]	< 10	k.A.
Phenolindex	[µg/l]	< 0,01	< 10
Arsen	[µg/l]	11	10
Blei	[µg/l]	23	20
Cadmium	[µg/l]	< 1	2
Chrom (ges.)	[µg/l]	9	15
Kupfer	[µg/l]	20	50
Nickel	[µg/l]	30	40
Quecksilber	[µg/l]	< 0,1	0,2
Thallium	[µg/l]	< 5	< 1
Zink	[µg/l]	203	100

4.3 Substratkennwerte

Für einige Substrate wird untersucht, inwieweit relativ einfach zu erhebende chemische Bodenkennwerte einen Aufschluss über die Adsorptionsstärke geben. Nach DVWK [1988] erfolgt die spezifische Adsorption durch hydroxilierte Oberflächen der Fe-, Al- und Mn-Oxide (Sesquioxide). Nach SCHLICHTING et al. [1995] lassen sich die leicht mobilisierbaren pedogenen Oxide (Fe-, Mn-, Al- und Si-Oxide bzw. Hydroxide und Oxidhydrate) durch Extraktion mit Oxalat (aktive Oxide z.B. Fe_o) und die besser kristallisierten Verbindungen durch Extraktion mit Dithionit (z.B. Fe_d) nachweisen. Weiterhin wird die Kationenaustauschkapazität ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.5 aufgeführt.

Deutlich festzustellen sind die höheren Gehalte an $\text{Fe}_\text{o}/\text{Fe}_\text{d}$ beim Sand 22 und Bims gegenüber dem Quarz- und Lavasand. Dies entspricht auch den Ergebnissen der Schüttelversuche, bei denen für Sand 22 und Bims eine größere Adsorption gegenüber den Schwermetallen festgestellt wurde. Gleiches Bild zeigt sich bei $\text{Mn}_\text{o}/\text{Mn}_\text{d}$. Hohe Gehalte an $\text{Fe}_\text{o}/\text{Fe}_\text{d}$ und $\text{Mn}_\text{o}/\text{Mn}_\text{d}$ lassen somit ein gutes Adsorptionsvermögen erwarten.

Dies wird auch von HILLER/BRÜMMER [1995] durch direkte Mikrosondenuntersuchungen von Bodendünnschliffen mit einem Elektronenstrahlmikroanalysator bestätigt. In diesen Untersuchungen werden an pedogenen Fe- und Mn-Oxiden hohe Cobalt-, Nickel-, Kupfer-, Zink-, Cadmium- und Bleigehalte festgestellt, die die Gesamtgehalte der Proben teilweise um das mehrere 100-fache übersteigen.

Der Lavasand zeigt einen hohen Gehalt an Al_o . Nach den Schüttelversuchen hat dieser hohe Gehalt aber im Vergleich zu den Fe_o/Fe_d – Gehalten keinen großen Einfluss auf die Adsorptionsleistung.

Tabelle 4.5 Kennwerte der untersuchten Substrate

		Lavasand (Nr.3)	Bims (Nr. 5)	Quarzsand (Nr. 13)	Sand (Nr. 22)
$CaCO_3$	[%]	0,39	0,00	0,00	13,92
Fe_o	[mg/kg]	105	214	79	123
Fe_d	[mg/kg]	343	1.412	145	3.784
$Fe_{gesamt}^{1)}$	[mg/kg]	74.900	34.060	2.008	20.730
Al_o	[mg/kg]	7.889	614	22	73
Al_d	[mg/kg]	44	123	20	178
$Al_{gesamt}^{1)}$	[mg/kg]	70.760	88.010	11.440	25.130
Mn_o	[mg/kg]	19	158	4	191
Mn_d	[mg/kg]	11	154	4	161
$Mn_{gesamt}^{1)}$	[mg/kg]	1.031	1.391	48	555
KAK_{pot}	[cmol _c / kg]	0,88	4,39	0,31	4,24

1) Nachweis mit Röntgenfluoreszenzanalyse

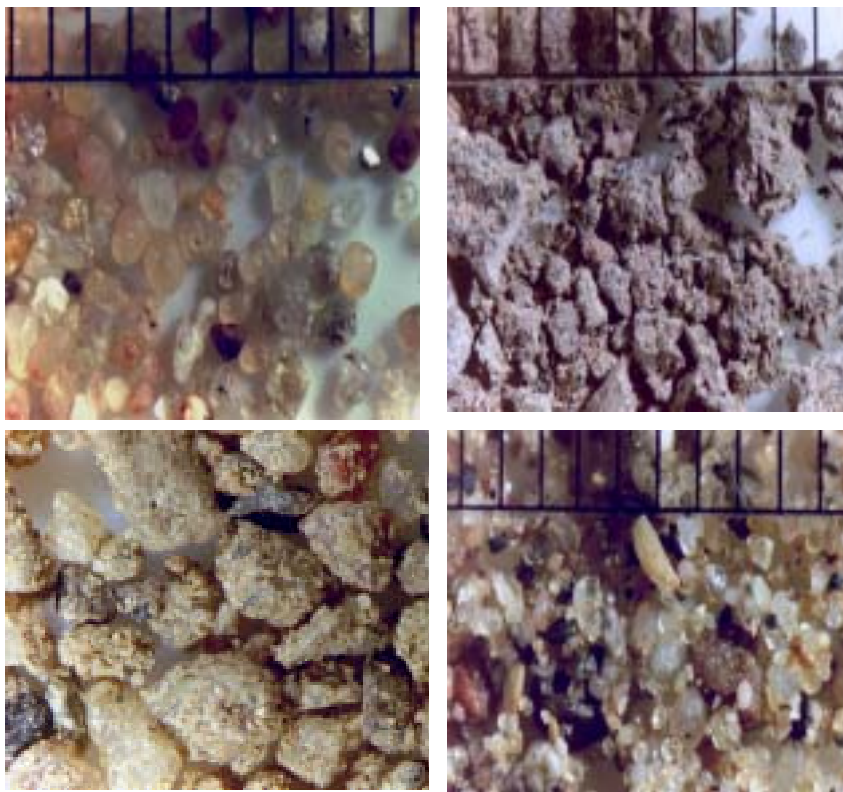


Bild 4.2 Vergrößerungen der Substrate teilweise mit mm-Raster: oben links Quarzsand (Nr. 13); oben rechts Lavasand (Nr. 3); unten links Sand (Nr. 22); unten rechts Sand (Nr. 11)

Bild 4.2 zeigt Vergrößerungen der ausgewählten Substrate. Beim Quarzsand ist die gerundete und kompakte Form zu erkennen. Der poröse Lavasand dagegen ist scharfkantig. Bei Sand (Nr. 22) ist Bildung von Agglomeraten zu erkennen. Es ist davon auszugehen, dass

diese Besonderheit einen Einfluss auf die Durchlässigkeit, die spezifische Oberfläche, die Lagerungsdichte und das Setzungsverhalten hat.

4.4 Schüttelversuche 2. Screening

Die Ergebnisse der Schüttelversuche (2. Screening) sind in Anlage 4.1 aufgeführt. In Bild 4.3 wird der nach dem 1. Screening als adsorptionsstark eingestufte Sand (Nr. 22) mit dem schlechter abschneidenden Lavasand (Nr. 3) und Quarzsand (Nr. 13) verglichen. Es ist zu erkennen, dass auch beim 2. Screening der Sand (Nr. 22) ein deutlich höheres Adsorptionsvermögen aufweist als die beiden anderen Substrate. So liegt z.B. beim Parameter Zink für eine Konzentration in der Gleichgewichtslösung von 0,2 mg/l die adsorbierte Stoffmenge für den Sand bei 70 mg/kg gegenüber 10 mg/kg beim Lavasand. Beim Quarzsand kommt es zu einer Desorption (grafisch nicht darstellbar).

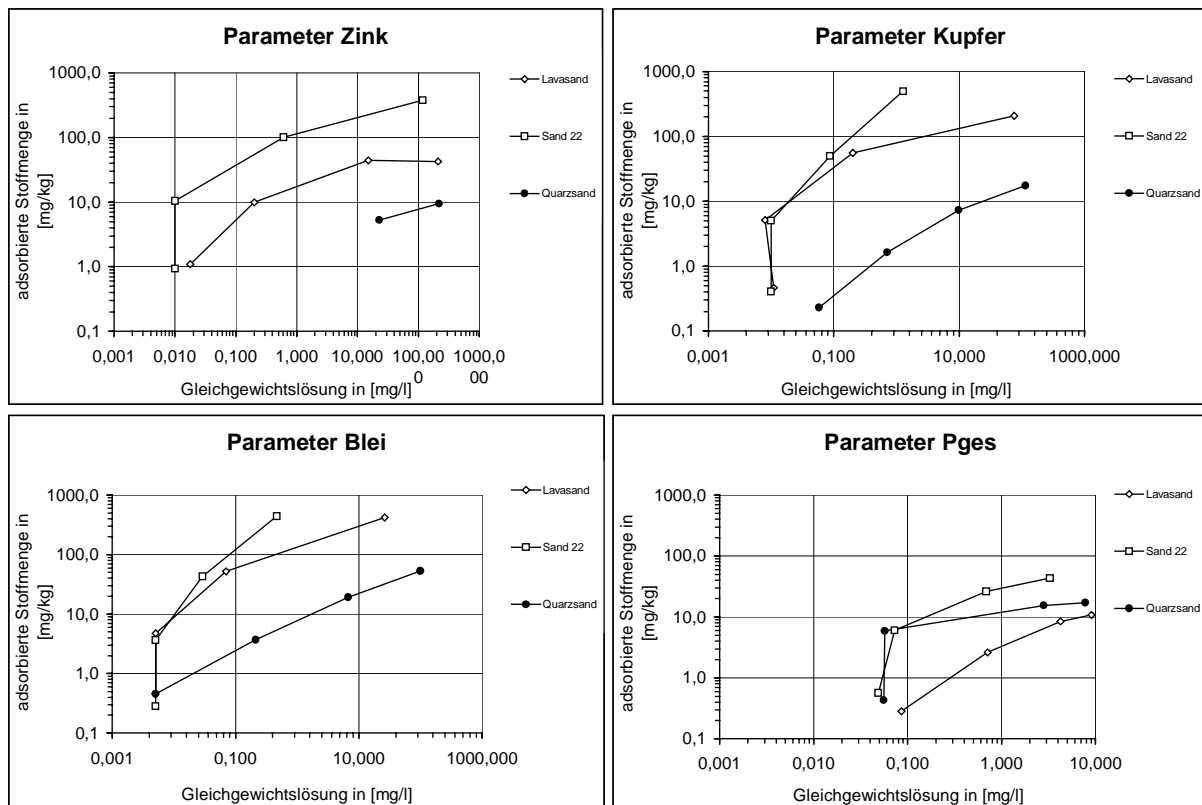


Bild 4.3 Adsorptionsisothermen für die Substrate Sand (Nr. 22), Lavasand (Nr. 3) und Quarzsand (Nr. 13) nach dem 2. Screening

Nach Anlage 4.1 werden bei den Schüttelversuchen für die Konzentrationsbereiche 3 und 4 für den Lavasand und Quarzsand jeweils 3 und für den Sand 22 jeweils 5 Versuchsp parallelen durchgeführt. Für Blei und Kupfer sind bei Sand 22 und dem Lavasand im Konzentrationsbereich 3 deutliche Schwankungen der Gleichgewichtskonzentration abzulesen, bei fast gleicher adsorbierte Stoffmenge. Ursache ist der starke Einfluss einer geringfügig veränderten adsorbierten Stoffmenge auf die Gleichgewichtskonzentration in diesem Bereich der Adsorptionsisotherme.

Beim Quarzsand mit den deutlich geringeren adsorbierten Stoffmengen macht sich bei Kupfer und Zink eine leichte Änderung der Gleichgewichtskonzentration in einer deutlichen Änderung der adsorbierten Stoffmenge bemerkbar.

CZURDA et al. [1997] weisen darauf hin, dass Fällungserscheinungen durch zu hohe Stoffkonzentrationen bei der Aufstellung von Adsorptionsisothermen sichtbar werden können, wenn es ab einem bestimmten Konzentrationsbereich in der Gleichgewichtslösung zu einem steilen Isothermenanstieg kommt. Dieses wurde von CZURDA et al. [1997] für einen Keupermergel und einen Na-Bentonit bei Blei beobachtet in einer Konzentration von 0,1 – 0,2 mg/l, ab dem Bleikarbonat ausgefällt wurde. Da dieses Verhalten bei den jetzigen Untersuchungen nicht festgestellt wird, ist davon auszugehen, dass die Stoffreduktion tatsächlich durch Adsorption und nicht durch Fällung hervorgerufen wird.

Sonderuntersuchungen

Konkurrenzsituation in der Ausgangslösung

In der Ausgangslösung wurden immer Blei, Kupfer und Zink gleichzeitig angesetzt, um die Konkurrenzsituation der Metalle bei der Adsorption zu berücksichtigen. Nach Anlage 4.2 wird ein Schüttelversuch für Sand 22 nur mit Zink in der Ausgangslösung durchgeführt. Für Gleichgewichtskonzentrationen von > 0,5 mg/l wird in diesem Versuch mehr Zink adsorbiert als in den bisherigen Versuchen. So wird bei einer Gleichgewichtskonzentration von 0,4 mg/l etwa 100 mg/kg Zink adsorbiert und bei den Versuchen mit der Konkurrenzsituation etwa 70 mg/kg.

Um das Adsorptionsverhalten der Filtersubstrate gegenüber den Straßenabflüssen nicht zu überschätzen, ist es - wie in den obigen Versuchen durchgeführt - sinnvoll, in der Ausgangslösung die Konkurrenzsituation durch gleichzeitige Zugabe von Blei, Zink und Kupfer herzustellen, wie sie im Straßenabfluss in etwa vorhanden ist.

Rollrasen

Für die mineralischen Bestandteile des Rollrasens werden auch Adsorptionsisothermen aufgenommen (Anlage 4.3), um deren Einfluss auf die Gesamtreinigungsleistung der Lysimeter mit zu berücksichtigen.

Straßensedimente

Für die RBF stellt sich die Frage, welchen Einfluss aus dem Straßenabfluss eingetragene Feinstpartikel auf die Reinigungsleistung haben. Um hierzu einen Aussage treffen zu können, sind nach Anlage 4.4 Schüttelversuche mit Straßensedimenten durchgeführt worden.

Da keine Möglichkeit bestand, Straßensedimente direkt von der Autobahn zu erfassen, werden Proben aus Straßenabläufen an Rastanlagen stark befahrener Autobahnen (BAB A 2, Rastanlage Garbsen; BAB A 7, Rastanlage Allertal) und aus dem Sandfang am Seelhorster Kreuz entnommen, getrocknet und abgesiebt. Die Schüttelversuche werden mit dem Siebdurchgang < 0,125 mm durchgeführt.

Bild 4.4 zeigt exemplarisch, dass bei Ansatz der gelösten Zulaufkonzentrationen, mit denen die Lysimeter nach Abschnitt 5.3 belastet werden, es zu einer Desorption kommt. Von einer Adsorption von gelösten Schwermetallen in den Lysimetern durch die eingetragenen Feststoffe ist somit nach den Ergebnissen der Schüttelversuche nicht auszugehen. Eine abschließende Bewertung kann allerdings nur durch Feldversuche erfolgen, da es keine Erkenntnisse zur Übertragbarkeit dieser Ergebnisse gibt.

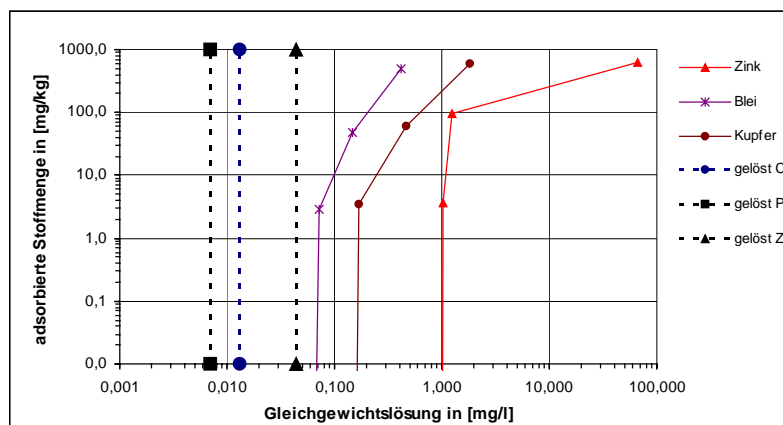


Bild 4.4 Adsorptionsisothermen für Straßensedimente Garbsen Probe 2 (BAB A 2), mit Darstellung der gelösten Zulaufkonzentrationen für die Lysimeter

5 Ergebnisse - Lysimeteruntersuchungen

5.1 Hydraulische Belastung

Die Beschickungshöhen der Lysimeter sind Anlage 5.1 zu entnehmen. Die Summe der Belastung ist in Tabelle 5.1 dargestellt. Sie liegt bei etwa 66 m Wassersäule und beträgt damit das 1,65 fache der mittleren jährlichen Belastung von 40 mWS, wie sie nach LFU [1998] empfohlen ist.

Tabelle 5.1 Beschickungshöhe der Lysimeter [m]

Lysimeter 1	Lysimeter 2	Lysimeter 3	Lysimeter 4	Lysimeter 5	Lysimeter 6
65,9	66,0	65,9	64,6	66,1	66,1

5.2 Kenngrößen des Betriebs (Durchlässigkeit, Filtermächtigkeit, Kolmation)

Für die Lysimeter werden in regelmäßigen Abständen Durchlässigkeit, Filtermächtigkeit und Drosselabflussspenden ermittelt. Die Ergebnisse werden nachfolgend aufgeführt, wobei für Lysimeter 3 nur die Ergebnisse für den Filteraufbau ab dem 17.04.01 dargestellt werden.

Die Durchlässigkeit (Bild 5.1) wird bestimmt, indem die Lysimeter insgesamt mit einer Wassersäule von 80 cm beschickt werden. Um den Einfluss der Vorsättigung auf das Messergebnis möglichst klein zu halten, erfolgt zunächst mit 62cm Wassersäule eine Vorsättigung der Lysimeter. Nach der Vorsättigung wird, ausgehend von einem Wasserstand im Lysimeter von 18 cm über Oberkante des Filterbodens, die Durchlässigkeit bei fallender Druckhöhe ohne Drosselung des Ablaufes aus Höhenstandsänderung pro Zeitintervall (in der Regel 10 Minuten) bestimmt.

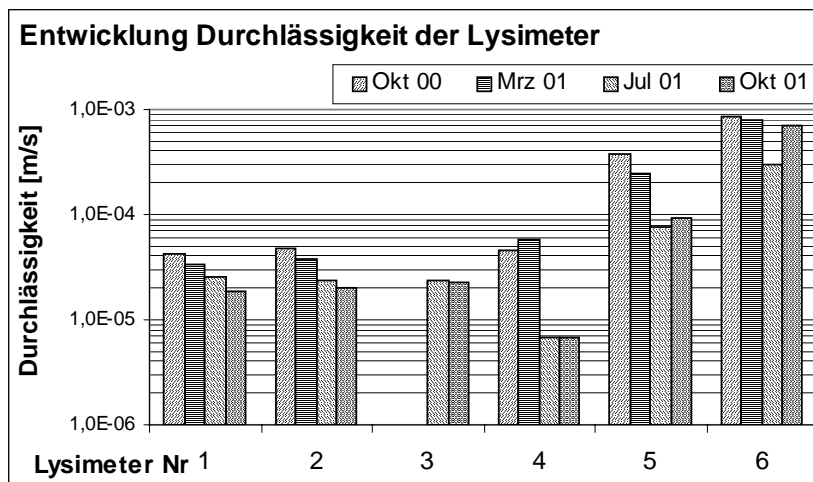


Bild 5.1

Entwicklung der Durchlässigkeit der Lysimeter

Gegenüber dem Beginn der Beschickungen ist bei allen Lysimetern eine Verringerung der Durchlässigkeit festzustellen. Ursache wird im Wesentlichen die Verdichtung des Filteraufbaus mit einer Verringerung des Porenvolumens durch Setzung (Bild 5.2) sein, die bei Lysimeter 2, 5 und 6 etwa 3,5 % ausmacht und bei Lysimeter 1 bzw. 4 mit 4,7% bzw. 6,7% deutlich höher liegt. Gegenüber dem Erfahrungswert der LFU [1998] mit einer Setzung von etwa 15% sind die festgestellten Werte deutlich geringer, was auf die eingangs beschriebene Verdichtung beim Einbau zurückgeführt wird.

Die Setzung ist nach den ersten 8 Monaten bis Juni 2001 praktisch abgeschlossen. Nur bei Lysimeter 1 und 6 nimmt sie danach noch geringfügig zu. Damit fällt die hauptsächliche Abnahme der Durchlässigkeit bei Lysimeter 1, 2, 5 und 6 in den Zeitraum der hauptsächlichen Sackung des Filters.

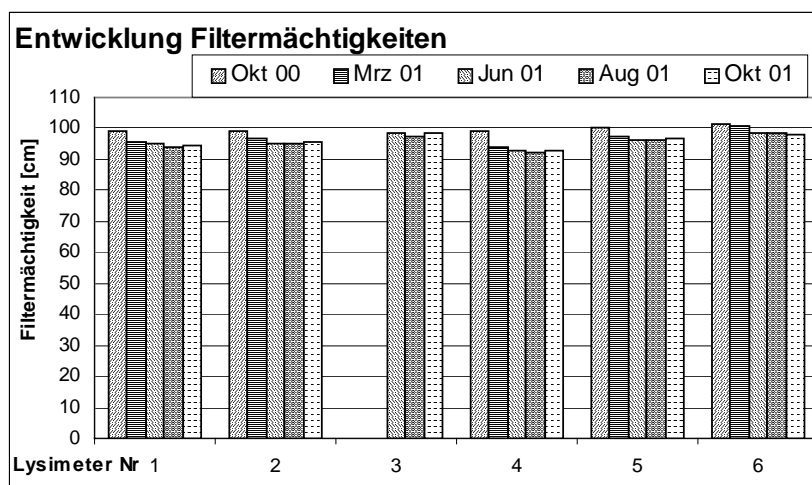


Bild 5.2 Entwicklung der Filtermächtigkeiten bestehend aus Filter- und Dränschicht

Nach Juli 2001 kommt es zu einer unterschiedlichen Entwicklung der Durchlässigkeit. Bei Lysimeter 5 und 6 nimmt sie leicht zu, wobei die Zunahme nicht überinterpretiert werden sollte, da es sich bei den Messungen um Stichprobenuntersuchungen handelt. Bei diesen Lysimetern kann somit nach Abschluss der Setzung eine Verringerung der Durchlässigkeit durch eingetragene Feinststoffe (äußere Kolmation) nicht festgestellt werden.

Bei Lysimeter 1 und 2 ist demgegenüber über den gesamten Messzeitraum eine Verringerung der Durchlässigkeit festzustellen. Aufgrund der Ergebnisse bei Lysimeter 5 und 6 wird nicht davon ausgegangen, dass die festgestellte Verringerung der Durchlässigkeit auf den Eintrag von Feinststoffen zurückzuführen ist, sondern auf das Filtersubstrat (Sand 22), das sich bei Lysimeter 4 als wenig stabil gegenüber der Salzbelastung erwiesen hat. Bei Lysimeter 4 ist es Anfang März zu einem plötzlichen Abfall der Durchlässigkeit von $6 \cdot 10^{-5}$ m/s auf $1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s gekommen, der auf eine Destabilisierung des Bodengefüges zurückgeführt wird (näheres dazu siehe Abschnitt 5.8).

Für den Betrieb wird der Ablauf der Lysimeter mit einem Drosselventil versehen, damit die Abflüsse auf einen bestimmten Wert eingestellt werden können. **Lysimeter 1** wird in Anlehnung an die Empfehlung der LFU [1998] mit etwa $0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ betrieben. **Lysimeter 2** mit gleichem Filteraufbau sollte mit $0,1 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ betrieben werden. Allerdings kam es hier zu einer Verringerung der Durchlässigkeit des Filtermaterials, so dass das

Lysimeter mit geöffnetem Drosselventil und mittlerer Drosselabflussspende von $0,04 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ betrieben wird.

Lysimeter 3 mit zunächst gleichem Aufbau wie Lysimeter 1 und 2 konnte nicht mit abweichender Drosselabflussspende wie Lysimeter 1 und 2 betrieben werden. Daher wurde der Filterboden ausgewechselt (Sand 22, Körnung $> 0,25 \text{ mm}$) und im Mittel mit $0,04 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ betrieben.

Wie erwähnt, kommt es bei **Lysimeter 4** zu der stärksten Abnahme der Durchlässigkeit. Daher wurde das Drosselventil geöffnet. In der ersten Hälfte der Betriebszeit lag die Drosselabflussspende bei $0,03 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$, danach bei $0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$.

Bei den **Lysimetern 5 und 6** ist die Durchlässigkeit des Filtermaterials so groß, dass der gewünschte Drosselabfluss problemlos über das Drosselorgan am Ablauf des Lysimeters eingestellt werden kann. In der ersten Versuchsphase werden die beiden Lysimeter auf eine Drosselabflussspende von $0,05 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ eingestellt. Um den Vergleich zu den übrigen Lysimetern zu gewährleisten, erfolgte eine Reduzierung auf $0,03 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ bzw. auf $0,01 - 0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$.

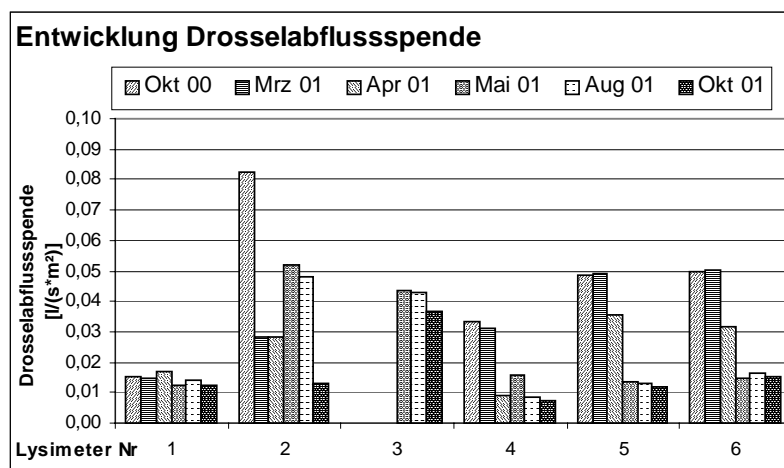


Bild 5.3 Entwicklung der Drosselabflussspenden

5.3 Zulaufbelastung

Von der Gesamtbelastung der Lysimeter wurde eine Beschickungshöhe von insgesamt 10,5 m über Einzelereignisse mit einer Beprobung der Zu- und Abläufe aufgebracht (Anlagen 5.2 und 5.3). Bei den übrigen 55,5 m Beschickungshöhe wurde nur der Zulauf auf einen verringerten Probenumfang hin analysiert (Sammelbeschickungen). Die Datenprüfung auf Ausreißer bei der Analyse erfolgt nach Abschnitt 3.7.4. Die Berechnung der frachtgewogenen Gesamtmittel der Zulaufkonzentration geschieht nach folgender Gleichung:

$$c_m = \frac{\sum F_i}{\sum VQ_i} \quad (5.1)$$

mit c_m frachtgewogene Zulaufkonzentration
 F_i Zulauffrachten der Beschickungen
 VQ_i Beschickungsmengen

Die frachtgewogenen Mittelwerte der Zulaufbelastung der Lysimeter aus den Sammel- und Einzelbeschickungen ist in Tabelle 5.2 dargestellt. Die nur aus den Einzelbeschickungen berechneten Werte sind in Tabelle 5.4 aufgeführt. Weiterhin sind die Flächenbelastungen, bei denen die aufgebrachte Fracht auf die Grundfläche des Lysimeters bezogen wird, dargestellt.

Tabelle 5.2 Frachtgewogene Zulaufkonzentration und Flächenbelastung, (Einzel- und Sammelbeschickungen)

Parameter	frachtgewogener Mittelwert		Flächenbelastung	
AFS	32	[mg/l]	2083	[g/m ²]
Cl	166	[mg/l]	10828	[g/m ²]
Cu	0,031	[mg/l]	2,02	[g/m ²]
Cu-f	0,013	[mg/l]	0,83	[g/m ²]
Pb	0,019	[mg/l]	1,24	[g/m ²]
Pb-f	0,007	[mg/l]	0,43	[g/m ²]
Zn	0,111	[mg/l]	7,28	[g/m ²]
Zn-f	0,044	[mg/l]	2,84	[g/m ²]

gelöste Konzentrationen, die an der filtrierten Probe bestimmt werden, sind mit „-f“ gekennzeichnet

Tabelle 5.3 Gelöste Anteile im Zulauf

Parameter	gelöster Anteil	
Cu	42	[%]
Pb	34	[%]
Zn	40	[%]
CSB ¹⁾	69	[%]
Pges ¹⁾	71	[%]

1) berechnet nur aus den Einzelergebnissen

Die Konzentrationen der jetzigen Untersuchung liegen für AFS, Cu, Pb und Zn deutlich niedriger als die in Kapitel 2 angegebenen Werte für mittlere Konzentrationen bei Straßenabflüssen und betragen etwa 20-30% dieser Werte. Cl und Pges liegen dagegen um 30-40% erhöht. Der CSB bzw. NH₄-N liegen bei 42% bzw. 81% dieser Werte. MKW liegt in derselben Größenordnung wie die letzten Messprogramme an Autobahnen. PAK liegen deutlich darunter und betragen etwa 8%.

Ursache für die teilweise deutlich geringeren Konzentrationen ist wahrscheinlich die in dem Sandfang stattfindende Sedimentation der partikulären Inhaltsstoffe. Weiterhin wurde ein geringfügiger Fremdwasseranteil im Zulaufkanal zum Sandfang festgestellt, der zu einer Verdünnung der Straßenabflüsse geführt hat.

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

Die **AFS Flächenbelastung** liegt nach Tabelle 5.2 bei etwa 2 kg/m². Damit bleibt die Flächenbelastung trotz hoher Beschickungshöhe deutlich unter dem Wert von 4 kg/(m²·a), der

nach LFU [1998] bei RBF nicht überschritten werden soll, um der Gefahr einer Kolmation zu begegnen.

Tabelle 5.4 Frachtgewogene Zulaufkonzentration und Flächenbelastung (Einzelbeschickungen)

Parameter ¹⁾	frachtgewogener Mittelwert		Flächen- ²⁾ belastung	
AFS	24	[mg/l]		
Cl	168	[mg/l]		
CSB	42	[mg/l]	2786	[g/m ²]
CSB-f	29	[mg/l]	1933	[g/m ²]
NH ₄ -N	0,49	[mg/l]	33	[g/m ²]
Cu	0,032	[mg/l]		
Cu-f	0,014	[mg/l]		
Pb	0,019	[mg/l]		
Pb-f	0,007	[mg/l]		
Pges	0,41	[mg/l]	27	[g/m ²]
Pges-f	0,29	[mg/l]	19	[g/m ²]
Zn	0,120	[mg/l]		
Zn-f	0,062	[mg/l]		
MKW H18	0,14	[mg/l]	9,2	[g/m ²]
PAK EPA	0,40	[μg/l]	26	[mg/m ²]
pH	7,5	[-]		
Leitfähigkeit	1051	[μS/cm]		

1) gelöste Konzentrationen, die an der filtrierten Probe bestimmt werden, sind mit „-f“ gekennzeichnet

2) hochgerechnet über die frachtgewogene Zulaufkonzentration und eine Beschickungshöhe von 66 m für Parameter, die nur bei Einzelereignissen beprobt werden.

5.4 Wirkungsgrade

Die Ablaufkonzentrationen für die beprobten Einzelereignisse sind in Anlage 5.3 aufgeführt. Anlage 5.4 zeigt die aus den Zu- und Ablaufkonzentrationen berechneten Wirkungsgrade.

Hinweise zur Berechnung der Wirkungsgrade:

Die Berechnung der Wirkungsgrade erfolgt nur für Ereignisse, bei denen sowohl der Zu- als auch der Ablauf beprobt wurde. Liegen die Zu- bzw. Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird die Konzentration zu „0“ gesetzt. Dies erfolgt bei den Abläufen häufiger bei Cu, Cu-f, Pb, Pb-f, Zn, Zn-f und NH₄-N. Bei diesen Parametern wird daher der Wirkungsgrad bei der Berechnung leicht überschätzt.

Da für Cd und Cd-f häufig schon die Zulaufkonzentration unter der Bestimmungsgrenze liegt, kann für diesen Parameter kein Wirkungsgrad berechnet werden.

Für die Berechnung der frachtgewogenen Wirkungsgrade wird davon ausgegangen, dass die Zulaufsumme gleich der Ablaufsumme ist. Nach BLUME [1990] liegt die Feldkapazität für sandige Böden bei etwa 6 Vol.% (bzw. mm/dm). Bezogen auf die Filtermächtigkeiten von 80 cm entspricht dies einer Feldkapazität von 48 mm. Für Beschickungen, bei denen die gesamte Feldkapazität zur Speicherung zur Verfügung steht, kann die Ablaufhöhe somit maximal bei 40 cm Beschickungshöhe um 12% und bei 80cm Beschickungshöhe um 6% verringert sein. Da die Beschickungen mehrmals in der Woche erfolgen und die Verdunstung durch die Wind- und Sonnenbeschattung der Lysimeter als eher gering

anzusehen ist, wird im Regelfall die Differenz der Ablaufhöhe zur Zulaufhöhe deutlich geringer sein als die oben genannten Werte. Der mögliche „Fehler“ bei der Berechnung der Wirkungsgrade ist somit vernachlässigbar. Die frachtgewogenen Wirkungsgrade werden durch obige Annahme insgesamt eher unterschätzt.

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

$$\eta_{ges} = \left(1 - \frac{\sum c_{ges,z,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{ges,a,i} \cdot VQ_i}\right) \cdot 100 \quad (5.2)$$

$$\eta_{gelöst} = \left(1 - \frac{\sum c_{gelöst,z,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{gelöst,a,i} \cdot VQ_i}\right) \cdot 100 \quad (5.3)$$

$$\eta_{part} = \left(1 - \frac{\sum c_{part,z,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{part,a,i} \cdot VQ_i}\right) \cdot 100 \quad (5.4)$$

mit	η_{ges}	frachtgewogener Wirkungsgrad – gesamt [%]
	$c_{ges,z,i}$	mittlere gesamte Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{ges,a,i}$	mittlere gesamte Ablaufkonzentration der Beschickung
	VQ_i	Beschickungsmengen
	$\eta_{gelöst}$	frachtgewogener Wirkungsgrad – gelöst [%]
	$c_{gelöst,z,i}$	mittlere gelöste Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{gelöst,a,i}$	mittlere gelöste Ablaufkonzentration der Beschickung
	η_{part}	frachtgewogener Wirkungsgrad – partikulär [%]
	$c_{part,z,i}$	mittlere partikuläre Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{part,a,i}$	mittlere partikuläre Ablaufkonzentration der Beschickung

In den Tabellen 5.5 und 5.6 sind auch die frachtgewogenen Wirkungsgrade bezogen auf Einzelereignisse angegeben, bei denen die Zu- und Ablaufwerte immer über der Bestimmungsgrenze liegen (Werte in Klammern). Auf die Berechnung der Wirkungsgrade (gesamt) nach Tabelle 5.5 hat die Art der Berechnung nur geringen Einfluss, da die Ereignisanzahl insgesamt relativ groß ist. Deutliche Unterschiede bei den Wirkungsgraden für die gelösten Konzentrationen für Kupfer und Blei treten nach Tabelle 5.6 auf. Die Ergebnisse der beiden Berechnungsarten gibt somit eine Spanne an, in dem der Wirkungsgrad liegt.

Hinweise zur Datenprüfung:

Auch die ermittelten Ablaufkonzentrationen werden auf Plausibilität und Ausreißer geprüft. Es zeigt sich, dass der 4-sigma-Bereich nicht überschritten wird. Bei der allgemeinen Plausibilitätsprüfung werden ab Mai 2000 untypisch hohe MKW Werte im Zu- und Ablauf der Lysimeter festgestellt. Nachuntersuchungen zeigen, dass ab Mai im Labor Aluminiumoxid der Firma FLUKA zur Aufreinigung eingesetzt wurde, das einen Blindwert verursacht. Die

MKW-Messwerte ab Mai werden daher verworfen. Für die übrigen MKW-Messwerte kann der obige 4-sigma-Test nicht mehr angewendet werden, da der Probenumfang mit 9 Messwerten zu gering ist. Die Messergebnisse für die MKW sind somit mit Vorbehalt zu interpretieren.

frachtgewogene Wirkungsgrade

In Tabelle 5.5 sind die mittleren frachtgewogenen Wirkungsgrade (gesamt) zusammengestellt. Nachfolgend wird auf einige Ergebnisse genauer eingegangen.

Tabelle 5.5 Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, (homogenisierte Proben, 18 Beschickungen)

Lysi- meter	Filter- substrat	AFS	Cl	CSB	NH ₄ -N	P _{ges}	Cd ¹⁾	Cu	Pb	Zn	MKW ³⁾	PAK
1	Sand22/ Koks	85	-56	84 (81)	90 (87)	4		87 (78)	54 (48)	91	(31) (20)	97
2	Sand22/ Koks	85	-48	83 (80)	89 (85)	13		79 (56)	63 (55)	93	(65) (55)	97
3 ²⁾	Sand 22	85	4	54 (62)	99 (84)	3		91 (82)	65 (50)	91	(70) (61)	96
4	Sand 22	87	-43	59 (57)	98 (96)	9		84 (73)	63 (45)	90	(13) (-4)	95
5	Lavasand / Bims	81	-29	51 (48)	96 (94)	-16		72 (65)	40 (31)	92	(-77)(-115)	96
6	Quarz- sand	73	-12	34 (34)	75 (71)	-8		67 (60)	42 (32)	88	(57) (48)	91

1) Durch die häufige Unterschreitung der Bestimmungsgrenze bei den Zu- und Ablaufwerten können keine Wirkungsgrade angegeben werden.

2) Für Filteraufbau Sand 22 (> 0,125 mm) ab dem 17.04.01 (10 Beschickungen)

3) Die Ergebnisse beziehen sich auf 9 Beschickungen. Es werden häufiger recht hohe Ablaufkonzentrationen festgestellt, die nicht systematisch verteilt sind. Die Ergebnisse sind somit mit Vorbehalt zu bewerten.

Hinweis: In Klammern sind bei Parametern mit häufiger Unterschreitung der Bestimmungsgrenze die frachtgewogenen Wirkungsgrade für eine Auswertung mit Ereignissen angegeben, bei denen die Bestimmungsgrenze in Zu- und Ablauf überschritten ist.

Lysimeter 1-5 weisen mit 81-87% einen deutlich höheren **AFS** Rückhalt auf als Lysimeter 6 mit 74%. Dies wird auf die gröbere Körnung des Filtersubstrates von Lysimeter 6 mit einem d_{10} von 0,4 mm gegenüber einem d_{10} von 0,1 – 0,2 mm bei Lysimetern 1-5 zurückgeführt. Die Wirkungsgrade sind angesichts der geringen Zulaufkonzentration als hoch zu berechnen. Es wird vermutet, dass wegen der Absetzwirkung des Sandfanges in erster Linie sehr feine Partikel die AFS-Konzentration bestimmen.

Für **Chlorid** ist keine Reinigungsleistung festzustellen. Die geringe Reinigungsleistung bei Lysimeter 3 ist auf den Untersuchungszeitraum nach dem Winterbetrieb zurückzuführen, bei dem nur geringe Zulaufkonzentrationen vorlagen. Bedingt durch den Versuchsbetrieb, bei dem nicht jedes Ereignis bilanziert wird, kann keine geschlossene Bilanz der Zu- und Ablauffrachten erstellt werden. Bei den Einzelereignissen wurde bei Lysimeter 1,2 und 4-6 insgesamt mehr Chlorid im Ablauf als im Zulauf nachgewiesen. Ursache dafür werden Ereignisse ohne Analyse sein, bei denen mehr Chlorid auf die Lysimeter aufgebracht als ausgetragen wurde.

Die Reinigungsleistung gegenüber den Schwermetallen ist insgesamt hoch. Bei **Zink** liegen die Wirkungsgrade bei allen Lysimetern in gleicher Größenordnung mit 88 – 93%. Deutliche Unterschiede in der Reinigungsleistung sind hier nicht zu erkennen.

Bei **Kupfer** weisen die Lysimeter 1-4 höhere Wirkungsgrade mit 79 – 91 % gegenüber den Lysimetern 5 bzw. 6 mit 72 % bzw. 67 % auf. Bei **Blei** liegen die Wirkungsgrade mit 63 - 65% für Lysimeter 2-4 deutlich höher als bei Lysimeter 5 und 6 mit 40 % bzw. 42 %. Bei Lysimeter 1 (gleiches Filtersubstrat wie Filter 2) liegt der Wirkungsgrad mit 54% relativ gering. Die Ursache dafür ist unklar. Insgesamt weisen bei Blei und Kupfer die nach den Schüttelversuchen als adsorptionsschwächer eingestuften Substrate in Lysimeter 5 und 6 auch geringere Wirkungsgrade auf.

Bei den **PAK** ist für alle Lysimetern eine hohe Reinigungsleistung von über 91% festzustellen, was auf die Filtration der partikulären Bestandteile zurückgeführt wird. Bei Untersuchungen von IFS [2001] liegen z.B. die PAK in Straßenabflüssen zu über 93 % an partikuläre Stoffe gebunden vor.

Die Wirkungsgrade für **MKW** fallen für die einzelnen Lysimeter sehr unterschiedlich aus. Die teilweise recht hohen und ungleichmäßig verteilten Ablaufkonzentrationen lassen eine Beeinflussung der Messergebnisse durch nicht bilanzierte Vorereignisse vermuten. Die angegebenen Wirkungsgrade sind mit einer Unsicherheit behaftet und daher in Klammern gesetzt.

Bei **Phosphat** liegen die Wirkungsgrade für Lysimeter 1-4 mit 3-13 % höher als für Lysimeter 5 und 6 mit den deutlich adsorptionsschwächeren Substraten, bei denen von einem Phosphatrückhalt nicht ausgegangen werden kann. Insgesamt sind die Wirkungsgrade bei Lysimeter 1-4 aber gering. Von einer wirkungsvollen Phosphat-Reduzierung kann bei den untersuchten Lysimetern nicht ausgegangen werden. Eine deutlich bessere Phosphat-Reinigungsleistung der beiden Lysimeter 1 und 2 (mit Zugabe des sehr adsorptionsstarken Braunkohlenkoks zum Sand 22) im Vergleich zu den Lysimetern 3 und 4 (Sand 22) ist nicht zu erkennen. Die Zugabe von 10Vol.% Braunkohlenkoks ist somit als nicht ausreichend für eine wirkungsvolle Phosphat-Reduzierung zu bezeichnen.

Bei **CSB** haben die Lysimeter 1 und 2 mit über 80% deutlich höhere Wirkungsgrade als Lysimeter 3 - 5 mit 51-59%. Lysimeter 6 weist mit 34% einen deutlich geringeren Wert auf. Bei **NH₄-N** liegen die Wirkungsgrade insgesamt hoch bei 89-99%, nur Lysimeter 6 weist mit 75% eine etwas geringere Reinigungsleistung auf. Nach LFU [1998] beruht die Reinigung gegenüber CSB und NH₄-N auf der Sorption während der Beschickung und nachfolgendem mikrobiellen Kohlenstoffabbau und Nitrifikation. Die Sorption der Kohlenstoffverbindungen ist nach den jetzigen Untersuchungen bei der Zugabe des Braunkohlenkoks deutlich besser als bei den übrigen Substraten. Im Vergleich zu dem eingesetzten Filtersubstrat Sand 22 (Lysimeter 3 und 4) hat das Lavasand-Bims Gemisch (Lysimeter 5) eine etwa gleich große Reinigungsleistung. Die bessere Reinigungsleistung gegenüber dem Quarzsand (Lysimeter 6) ist möglicherweise durch die höhere Oberfläche und somit die günstigeren Aufwuchsbedingungen für die Mikroorganismen hervorgerufen.

Tabelle 5.6 Frachtgewogene Wirkungsgrade – gelöst, (filtrierte Proben, 8 Beschickungen)

Lysimeter	Filter-substrat	CSB-f ⁴⁾	Pges-f	Cd-f ¹⁾	Cu-f	Pb-f	Zn-f
1	Sand22/ Koks		-25		70 ₍₅₁₎	14 ₍₀₎	92 ₍₉₀₎
2	Sand22/ Koks		-25		92 ₍₆₇₎	59 ₍₂₁₎	95 ₍₉₂₎
3 ²⁾	Sand 22		-31		100 ³⁾ ₍₄₆₎	53 ₍₂₃₎	92 ₍₉₂₎
4	Sand 22		-35		84 ₍₇₄₎	52 ₍₄₄₎	91 ₍₈₈₎
5	Lavasand / Bims		-32		58 ₍₃₅₎	45 ₍₁₀₎	92 ₍₈₉₎
6	Quarz-sand		-47		56 ₍₃₁₎	2 ₍₋₃₀₎	91 ₍₉₀₎

1) Durch die häufige Unterschreitung der Bestimmungsgrenze bei den Zu- und Ablaufwerten, können keine Wirkungsgrade angegeben werden.

2) Für Filteraufbau Sand 22 (> 0,125 mm) ab dem 17.04.01 (6 Beschickungen)

3) Nur bei einer Beschickung liegt die Ablaufkonzentration über der Bestimmungsgrenze

4) Die Anzahl der beprobten Ereignisse ist mit 3 zu gering, um einen Wirkungsgrad anzugeben.

Hinweis: In Klammern sind bei Parametern mit häufiger Unterschreitung der Bestimmungsgrenze die frachtgewogenen Wirkungsgrade für eine Auswertung mit Ereignissen angegeben, bei denen die Bestimmungsgrenze in Zu- und Ablauf überschritten ist.

In Tabelle 5.6 sind die frachtgewogenen Wirkungsgrade bezüglich der gelösten Inhaltsstoffe im Zu- und Ablauf angegeben. Deutlich zu erkennen ist, dass es bei den Filtersubstraten zu einer Reinigungsleistung gegenüber gelösten Schwermetallen kommt. Diese werden bevorzugt nach folgender Abfolge adsorbiert:

$$\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$$

Nach den Schüttelversuchen wäre diese Rangfolge genau anders zu erwarten gewesen. Dies zeigen die Adsorptionskoeffizienten für die Simulation (Kapitel 6, Tabelle 6.2), die aus den Schüttelversuchen abgeleitet sind. Die Ergebnisse der Rangfolge für die Reinigungsleistung lassen sich somit nicht auf die Ergebnisse der Lysimeter übertragen. Dafür können unterschiedliche Ursachen in Betracht kommen:

- Bei den Schüttelversuchen wird eine definierte Schwermetalllösung eingesetzt. Das Verhältnis der Schwermetalle in der Schüttellösung entspricht zwar etwa der des Regenabflusses, jedoch kann der gesamte Stoffbestand des Niederschlagsabflusses nicht nachgebildet werden. Hier können auch andere Stoffe das Sorptionsverhalten beeinflussen.
- Bei den Schüttelversuchen wird eine definierte Menge des Substrates in der Lösung geschüttelt. Das Substrat ist somit vollständig wassergesättigt. In den Lysimetern perkoliert das Wasser im ungesättigten Fluss durch das Filtermaterial. Die Kontaktfläche sowie die Kontaktzeit bei den Schüttelversuchen von 24 Stunden ist somit höher. Darauf weisen auch CZURDA et al. [1997] hin.
- Durch Huminstoffbildung können sich im Lysimeter die Sorptionseigenschaften gegenüber den Schüttelversuchen verändern. Huminstoffe entstehen im Laufe der Zeit durch Zufuhr von organischem Substrat und Umsetzung durch Mikroorganismen.
- Überraschend hoch ist die Reinigungsleistung gegenüber Zink beim Quarzsand, was nach Abschnitt 5.9 teilweise auf den Einfluss des Rollrasens zurückgeführt wird.

Bei der Bilanzierung des gelösten Phosphats nach Tabelle 5.6 kommt es bei allen Lysimetern zu einem Austrag. Allerdings kann nicht beurteilt werden, ob partikulär eingetragenes Phosphat in Lösung gegangen ist oder ob der höhere Austrag auf die nicht vollständige Bilanzierung zurückzuführen ist. Insgesamt kann aber für die hier untersuchten Lysimeter davon ausgegangen werden, dass gegenüber gelöstem Phosphat keine Reinigungsleistung zu erzielen ist.

Vergleich Lysimeter 4 und 6

Durch den Vergleich der Lysimeter 4 und 6 sollen Lysimeter mit einem adsorptionsschwachen und einem adsorptionsstarken Sandsubstrat gegenübergestellt werden.

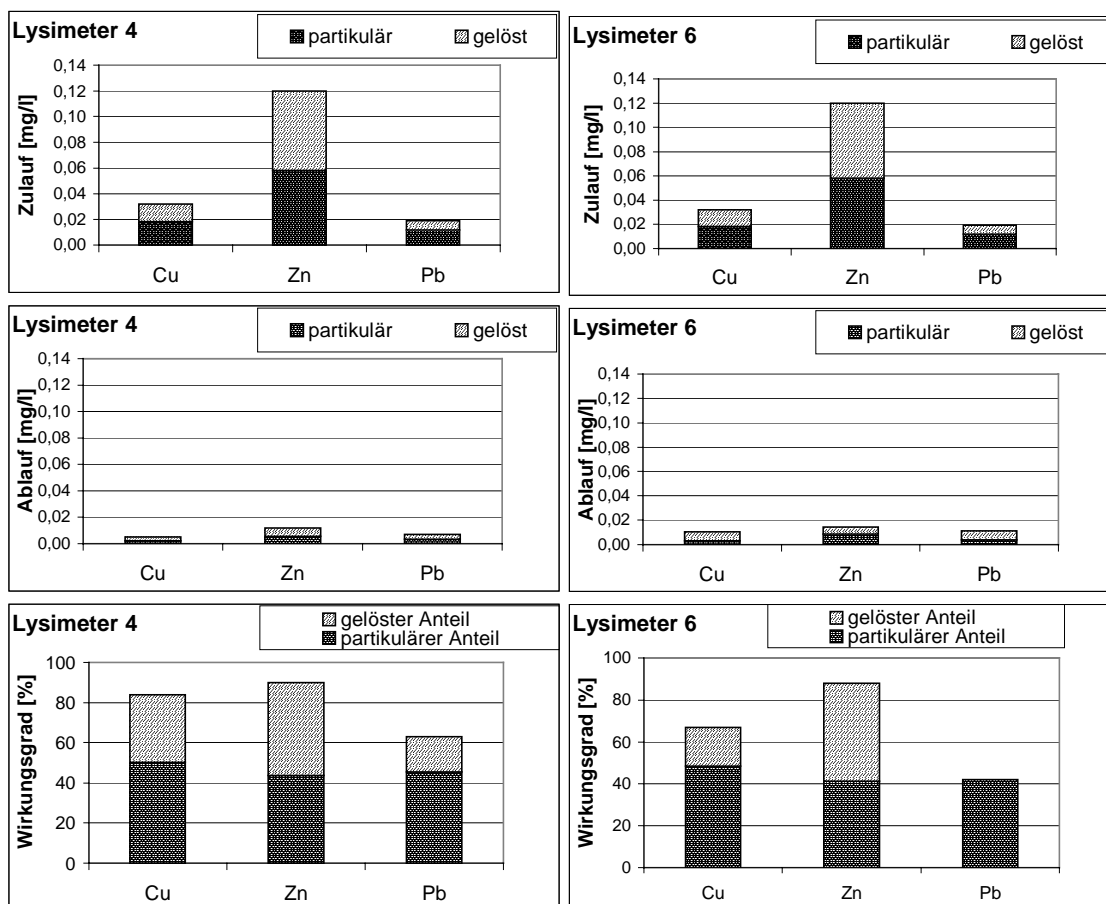


Bild 5.4 Zu- und Ablaufkonzentrationen und Wirkungsgrade (gelöste und partikuläre Anteile) für Lysimeter 4 und 6

In Bild 5.4 werden die frachtgewogenen Zu- und Ablaufkonzentrationen der Einzelbeschickungen mit den dazugehörigen Wirkungsgraden verglichen, jeweils aufgeteilt nach dem partikulären und gelösten Anteil. Dabei wird für die gelösten Wirkungsgrade vom Mittel der beiden Auswertungen nach Tabelle 5.6 ausgegangen, wobei für Lysimeter 6 von einem Wirkungsgrad für gelöstes Blei von 0 angenommen wird. Die Werte sind in Tabelle 5.7 aufgeführt.

Tabelle 5.7 Vergleich der Ergebnisse Lysimeter 4 und 6

		Lysimeter 4- Sand 22			Lysimeter 6- Quarzsand		
		Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
Zulauf [mg/l]	gesamt	0,032	0,120	0,019	0,032	0,120	0,019
	gelöst	0,014	0,062	0,007	0,014	0,062	0,007
	partikulär	0,018	0,058	0,012	0,018	0,058	0,012
Ablauf [mg/l]	gesamt	0,005	0,012	0,007	0,011	0,014	0,011
	gelöst	0,003	0,006	0,004	0,008	0,006	0,007
	partikulär	0,002	0,005	0,003	0,003	0,009	0,004
Wirkungsgrad [%]	gesamt	84	90	63	67	88	42
	gelöst ¹⁾	79	90	48	44	91	0
	partikulär	88	91	72	85	85	67
Anteil am Wirkungsgrad gesamt [%]	gelöst	34	44	45	19	41	42
	partikulär	50	46	18	48	47	0
	Summe	84	90	63	67	88	42

1) Mittel der Auswertungen nach Tabelle 5.6. Für Blei Lysimeter 6 wird für die gelöste Konzentration ein Wirkungsgrad von 0 angenommen

Die Darstellung macht deutlich, dass der auf die Filtration partikulärer Bestandteile zurückgehende Anteil des Gesamtwirkungsgrades für beide Lysimeter bei den untersuchten Metallen in etwa gleich groß ist. Die unterschiedlichen Körnungslinien der beiden Filtersubstrate mit dem damit verbundenen etwas geringeren Wirkungsgrad gegenüber AFS für den Quarzsand führt zu einer geringfügig schlechteren Reinigungsleistung des Quarzsandes gegenüber den partikulären Schwermetallen.

Der auf die Adsorption von gelösten Stoffen zurückgeführte Anteil des Gesamtwirkungsgrades nach Bild 5.4 weist deutliche Unterschiede auf. Die bessere Reinigungsleistung des Lysimeters 4 (Sand 22) für die Parameter Kupfer und Blei ist auf die höhere Adsorption zurückzuführen. Gegenüber gelöstem Zink ist die Reinigungsleistung der beiden Lysimeter jedoch fast gleich, was teilweise auf den Einfluss des Rollrasens zurückgeführt wird.

5.5 Einfluss der Beschickungshöhe

Bild 5.5 zeigt den Vergleich der Wirkungsgrade in Abhängigkeit von der Beschickungshöhe. Die Werte für Lysimeter 3 und für die Messwerte der MKW sind nicht mit aufgeführt, da die Anzahl der Ereignisse zu gering für einen abgesicherten Vergleich ist.

Die Überlegung für diese Auswertung ist, dass bei großen Beschickungshöhen die Reinigungsleistung ggf. vermindert ist, da der Großteil der Zulaufwassermenge während der Beschickung zum Abfluss kommt, während bei kleineren Beschickungshöhen ein größerer Anteil der Ablaufwassermenge auf verdrängtes Porenwasser aus dem Lysimeter zurückzuführen ist. Bei Ereignissen mit kleiner Beschickungshöhe ist die Aufenthaltszeit im Lysimeter, in der gelöste Inhaltsstoffe einer Adsorption unterliegen können, somit deutlich länger. Der Vergleich der Wirkungsgrade nach Bild 5.5 zeigt, dass bei keinem Lysimeter eine systematisch bessere Reinigungsleistung bei einer der Beschickungshöhen vorliegt.

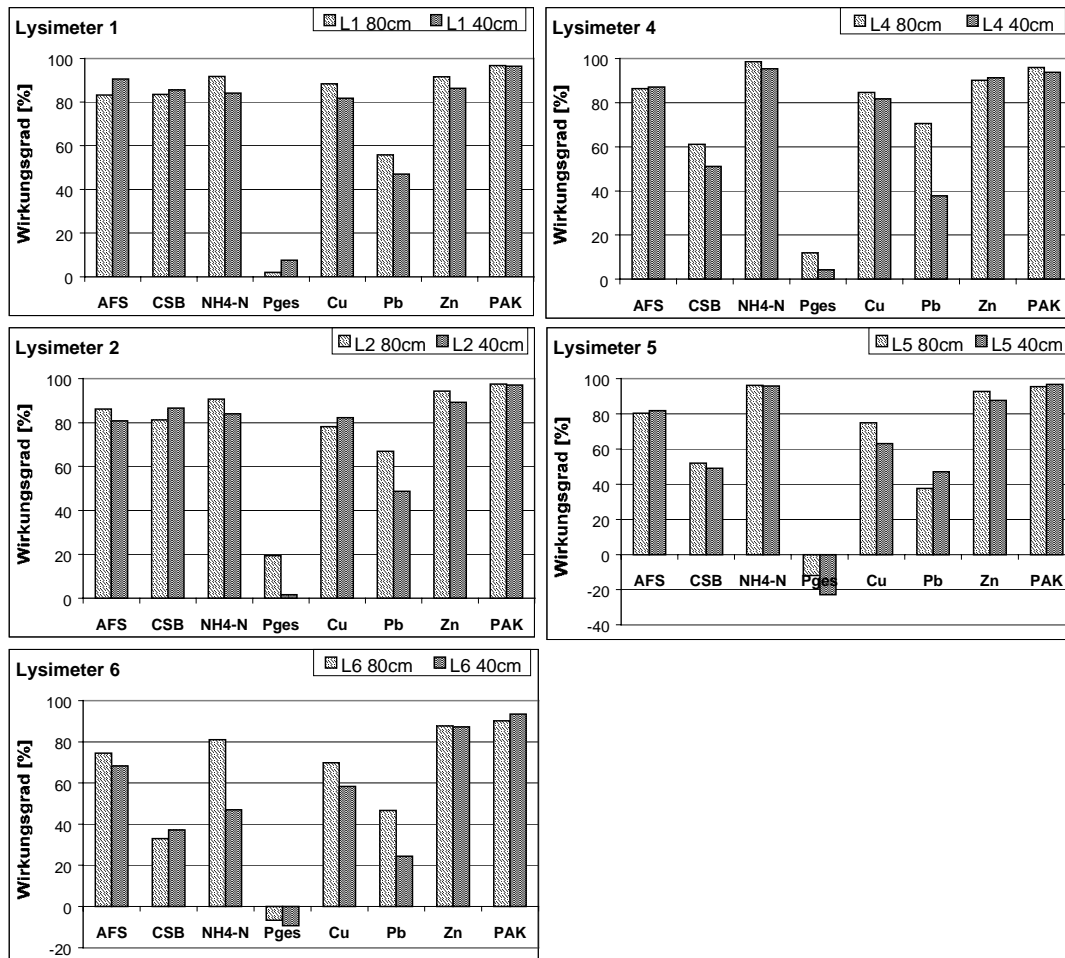


Bild 5.5 Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, abhängig von der Beschickungshöhe, (je 9 Einzelbeschickungen für 40 und 80 cm Beschickungshöhe)

In Abschnitt 2.3.3 ist die Verteilung der Beschickungshöhen für einen üblich dimensionierten RBF mit einer Einstauhöhe von 1 m dargestellt, bei der über 60 % der gesamten Wassermenge bei Ereignissen mit Beschickungshöhen von weniger als 80 cm behandelt werden. Die bei den Lysimeterversuchen gewählte Beschickungshöhen entsprechen somit in etwa dem Spektrum, das bei einem üblich dimensionierten RBF auftritt.

Für die Lysimeter ist nach den obigen Ergebnissen eine Begrenzung der Einstauhöhe auf einen Wert von unter 1 m, um dadurch geringere Beschickungshöhen pro Ereignis zu erreichen, nicht erforderlich, da eine bessere Reinigungsleistung infolge Adsorption dadurch nicht festgestellt wurde.

5.6 Einfluss des Drosselabflusses

Der Drosselabfluss eines RBF hat großen Einfluss auf das notwendige Retentionsvolumen. Interessant ist daher, wie sich die Veränderung des Drosselabflusses auf die Reinigungsleistung auswirkt.

Lysimeteruntersuchungen Seelhorster Kreuz

Der Einfluss der Drosselabflussspende auf den Wirkungsgrad wird für die Lysimeter 1 ($Q_d=0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) und Lysimeter 2 ($Q_d=0,04 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$) mit gleichem Filteraufbau untersucht (Bild 5.6). Deutliche Unterschiede lassen sich nur bei den gelösten Anteilen von Kupfer und Blei erkennen, bei denen Lysimeter 2 mit der höheren Drosselabflussspende höhere Wirkungsgrade aufzeigt. Die Ursache dafür ist nicht klar. Erwartet wurde durch die längere Aufenthaltsdauer und die damit verbundene längere Kontaktzeit in Lysimeter 1 eine höhere Adsorption gelöster Inhaltsstoffe.

Bei dieser Untersuchung hat eine Variierung der Drosselabflussspenden in dem genannten Bereich somit keinen signifikanten Einfluss auf die erzielten Wirkungsgrade. Ob größere Drosselabflussspenden auch noch gute Reinigungsleistungen erzielen, kann nicht beantwortet werden. Eine Begrenzung der Drosselabflussspende auf $Q_d = 0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$, wie es in LFU [1998] empfohlen wird, ist für die untersuchten Lysimeter nicht erforderlich.

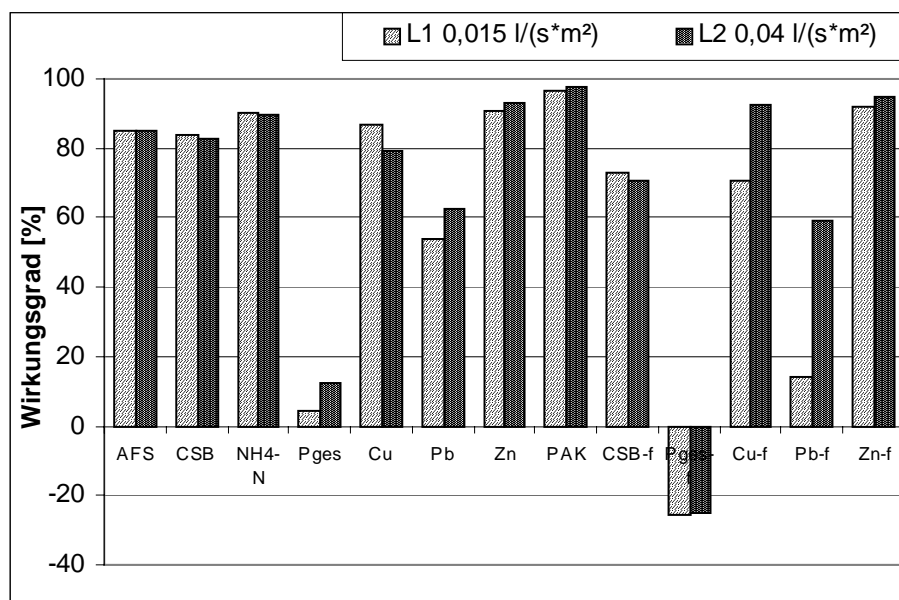


Bild 5.6 Frachtgewogene Wirkungsgrade in Abhängigkeit vom Drosselabfluss für Lysimeter 1 und 2, Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz

Lysimeteruntersuchungen Rastanlage Allertal

Die Lysimeter werden an 50 Tagen mit jeweils einer Beschickungshöhe von 0,8 m beaufschlagt. Somit ergibt sich eine gesamte Beschickungshöhe von 40 m. Bei den Beschickungen erfolgte an 10 Einzelereignissen eine Beprobung der Zu- und Abläufe. Die frachtgewogenen Zulaufkonzentrationen und die Flächenbelastungen sind Anlage 5.5 zu entnehmen. Gegenüber den Lysimetern am Seelhorster Kreuz liegt die Zulaufkonzentration für Kupfer, AFS und CSB geringer und für Blei, Zink und Ammonium deutlich höher. In Tabelle 5.8 und Bild 5.7 sind die mittleren frachtgewogenen Wirkungsgrade (gesamt) zusammengestellt, die nach dem gleichen Vorgehen wie für die Lysimeter Seelhorster Kreuz ermittelt wurden.

Der insgesamt geringere Wirkungsgrad für **AFS** gegenüber den Lysimetern am Seelhorster Kreuz wird auf die geringere Zulaufkonzentration und somit auf einen geringeren Anteil an Partikeln zurückgeführt, die aufgrund der Korngröße abfiltrierbar sind. Gleiches gilt vermutlich auch für den **CSB**. Der Wirkungsgrad für **Ammonium** liegt trotz der sehr deutlich höheren Zulaufkonzentration von 1,5 mg/l bei den Lysimetern in Allertal in gleicher Größenordnung wie bei den Lysimetern am Seelhorster Kreuz. Die Sorptionsleistung des Filtermaterials ist somit ausreichend, um im Zulauf enthaltenes Ammonium während des Ereignisses festzulegen bevor es abgebaut wird. Für **Kupfer** und **Blei** liegen die Wirkungsgrade in gleicher Größenordnung wie bei den Lysimetern am Seelhorster Kreuz, wohingegen bei **Zink** etwas geringere Wirkungsgrade festzustellen sind. Das wird hier zum einen auf den höheren Anteil am gelösten Zink im Zulauf bei den Lysimetern in Allertal zurückgeführt und zum anderen auf die nicht vorhandene Rollrasenschicht, die bei den Lysimetern am Seelhorster Kreuz zu einer teilweisen Reinigung beigetragen haben dürfte. Gegenüber den **PAK** liegen die Wirkungsgrade in gleicher Größenordnung. Für **MKW** (H53) liegen die Messergebnisse im Schwankungsbereich der Lysimeter am Seelhorster Kreuz. Die Einzelereignisse deuten hier darauf hin, dass die Ergebnisse deutlich weniger durch Vorereignisse beeinflusst sind.

Tabelle 5.8 Frachtgewogene Wirkungsgrade – gesamt, Lysimeter Allertal (homogenisierte Proben, 10 Beschickungen)

Lysimeter	Drosselabflussspende	AFS	Cl	BSB ₅	CSB	NH ₄ -N	TOC	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	MKW H53	PAK
A	0,015 l/(s·m²)	33	6	31 (25)	50 (39)	98 (97)	31	26 (16)	86 (70)	65 (45)	40 (39)	64(60)	35 (35)	97
B	0,05 l/(s·m²)	36	2	37 (32)	36 (32)	98 (98)	22	28 (11)	77 (67)	68(kA)	54 (57)	73(70)	24 (24)	93

Hinweis: In Klammern sind bei Parametern mit häufiger Unterschreitung der Bestimmungsgrenze die frachtgewogenen Wirkungsgrade für eine Auswertung mit Ereignissen angegeben, bei denen die Bestimmungsgrenze in Zu- und Ablauf überschritten ist.

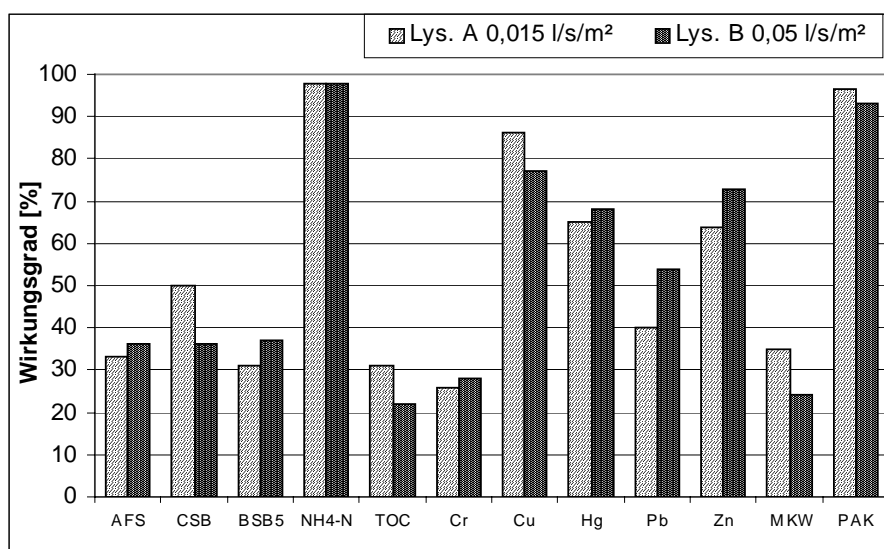


Bild 5.7 Frachtgewogene Wirkungsgrade in Abhängigkeit von der Beschickungs-höhe, Lysimeter Allertal

Der Vergleich der Wirkungsgrade für die beiden Lysimeter in Allertal mit unterschiedlichen Drosselabflussspenden und gleichem Filteraufbau zeigt, dass ebenso wie bei den Lysimetern 1 und 2 am Seelhorster Kreuz eine systematisch bessere Reinigungsleistung bei geringerem Drosselabfluss nicht festzustellen ist. Zwar liegt die Reinigungsleistung für CSB beim Lysimeter B deutlich geringer; jedoch lässt die höhere Reinigungsleistung gegenüber BSB₅ vermuten, dass eine systematisch bessere Reinigungsleistung gegenüber Kohlenstoffverbindungen nicht gegeben ist. Bei den Metallen schneidet Lysimeter A mit der geringeren Drosselabflussspende nur bei Kupfer besser ab. Bei den übrigen Metallen weist Lysimeter B höhere Wirkungsgrade auf. Bei den MKW schneidet Lysimeter A besser ab, wobei die Wirkungsgrade bei beiden Lysimetern insgesamt gering sind.

Somit lassen sich bei den Lysimeteruntersuchungen an der Rastanlage Allertal durch eine Begrenzung der Drosselabflussspende auf $Q_d = 0,015 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ gegenüber $Q_d = 0,05 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ keine besseren Wirkungsgrade erzielen.

5.7 Redoxspannungen

PH-Wert und Redoxspannung haben wie eingangs beschrieben maßgeblichen Einfluss auf die Speziesverteilung der Schwermetalle im Boden (u.a. SCHACHTSCHABEL et al. [1992], DIERKES [1999]). An den Lysimetern 4 und 6 wird daher die Redoxspannung während einer Beschickung (80 cm Beschickungshöhe) ermittelt. Die Ergebnisse sind mit den pH-Werten in Bild 5.8 aufgetragen.

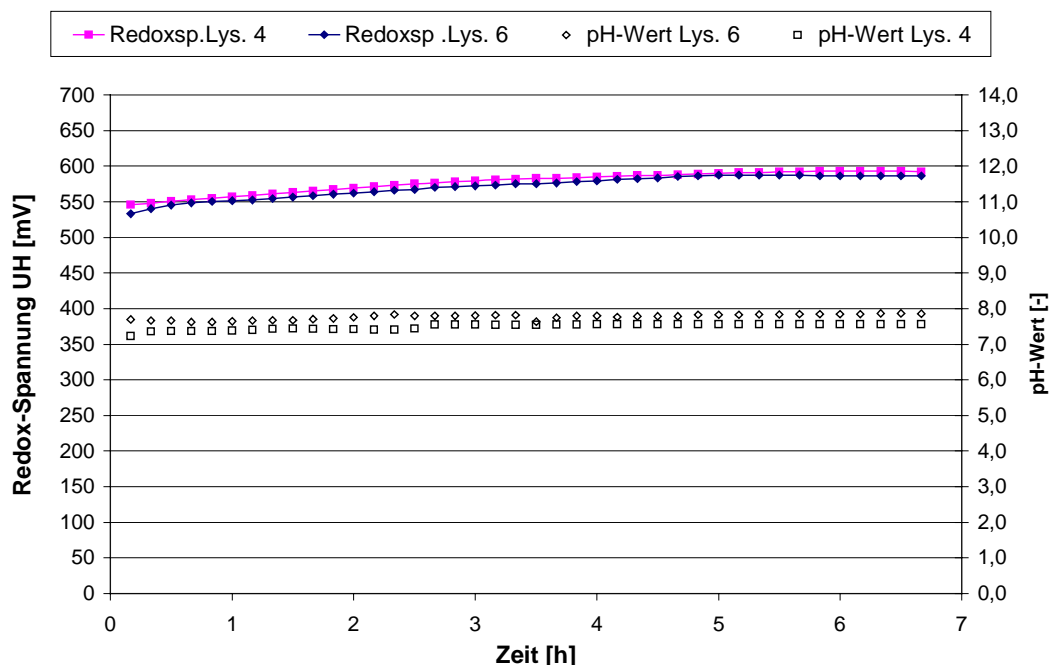


Bild 5.8 Redoxspannungen und pH-Wert über die Versuchsdauer bei Lysimeter 4 und 6

Während der Versuchsdauer kommt es bei den Redoxspannungen zu einem leichten Anstieg von 540 auf 590 mV. Die pH-Werte sind praktisch konstant geblieben. Die Unterschiede zwischen Lysimeter 4 und 6 sind gering.

Da sich diese Randbedingungen während der Versuchsdauer kaum ändern, ist davon auszugehen, dass die Einstauzeit bei den Lysimeterversuchen keinen maßgeblichen Einfluss auf die Redox-Bedingungen im Filteraufbau gehabt hat, die zu einer untypischen Ausfällung bzw. auch Lösung von Schwermetallen hätten führen können. Reduzierende Bedingungen treten im Filteraufbau nicht auf, was in Anbetracht der Zulaufkonzentrationen und der Einstaudauer auch nicht zu erwarten war.

Bei sehr langen Einstauzeiten von mehreren Tagen wäre nach den Untersuchungen von BRÜMMER [1974] für einen wassergesättigten Boden mit einem deutlichen Abfall der Redoxspannung zu rechnen. Für einen untersuchten Boden hat BRÜMMER nach etwa 4 Tagen Wassersättigung einen Abfall der Redoxspannung von etwa 480 mV auf 0 mV festgestellt. Nach diesen Untersuchungen kommt es bei etwa 350-450 mV zu einer Bildung von Mn^{2+} , bei 330 mV ist Sauerstoff nicht mehr nachweisbar und bei etwa 150 mV kommt es zu einer Bildung von Fe^{2+} . Diese Redoxspannungen werden nach den obigen Versuchen aber deutlich nicht erreicht.

Auf die Problematik der Bildung von mobilen Fe^{2+} -Ionen weist auch UHLMANN [1988] bei Untersuchungen an Pflanzenkläranlagen hin. Durch den Einsatz von eisenhaltigen Substraten kann es durch reduzierende Bedingungen, die sich bei Überstau- oder Einstaubetrieb des Filters einstellen, zu einer Mobilisierung der Fe-Oxide kommen, die dann aus dem Filter ausgetragen werden. Durch Reaktion mit dem Luftsauerstoff im Auslauf des Bodenfilters werden wiederum schwerlösliche Eisen (III)-Oxide gebildet, die als sog. "Ockerschlam" ausfallen können.

5.8 Einfluss Salzbelastung

Bei Lysimeter 4 wurde während der Zeit vom 08.03.01 bis zum 13.03.01 eine drastische Verringerung der Durchlässigkeit des Lysimeters festgestellt (Abschnitt 5.2). Als daraufhin Lysimeter 4 genauer untersucht wurde, konnte am 23.03.01 eine deutliche Trübung des Ablaufs festgestellt werden, die allerdings nur bei Lysimeter 4 auftrat. Es wird vermutet, dass die nachlassende Durchlässigkeit mit der sehr hohen Chloridbelastung von über 1400 mg/l in dieser Zeit zusammenhängt (Bild 5.9).

Nach den Ergebnissen der Untersuchung an der BAB A 59 bzw. BAB A 4 mit maximalen Chloridkonzentrationen von 9.300 bzw. 6.600 mg/l liegen die hier ermittelten Werte in einem typischen Bereich. Auch Messungen von BROD [1979] bestätigen diese hohen Chloridkonzentrationen. Bei den dort durchgeführten Messungen werden sogar Chloridkonzentrationen von bis zu 15.000 mg/l bei kleinen Regenspenden und 2.000 – 9.000 mg/l bei höheren Regenspenden festgestellt.

Auch die Chlorid-Flächenbelastung der Lysimeter von 10,8 kg/m² Filterfläche liegt in einer üblichen Größenordnung. Nach Angaben von BROD [1979] liegt der Tausalzverbrauch an der A 45 bei 23 t/km. Umgerechnet ergibt sich eine Chloridbelastung von etwa 0,28 kg pro Quadratmeter Autobahnfläche. Bei einem RBF mit einer spezifischen Filterfläche von 100

m²/ha ergibt sich eine Belastung des Filters von 28 kg Cl /m², was somit höher ist als bei den Lysimetern.

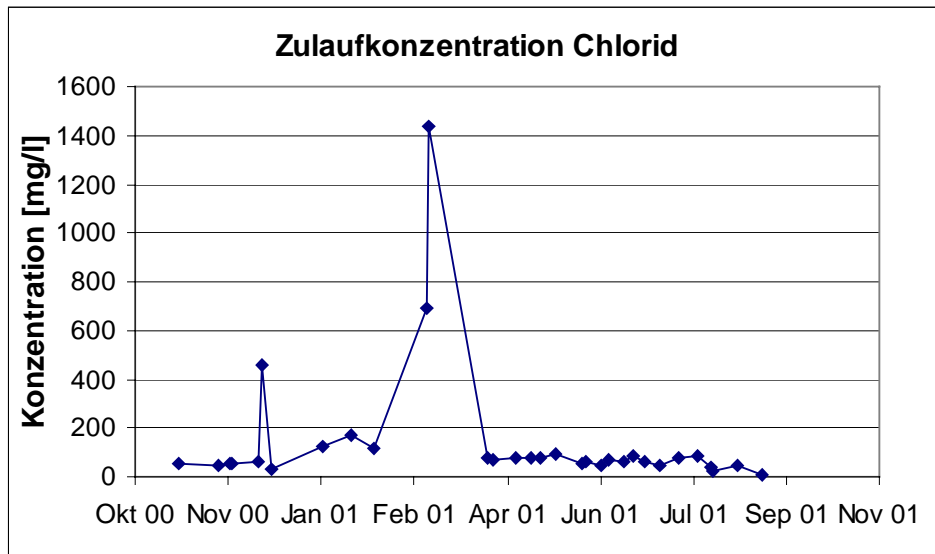


Bild 5.9 Chloridkonzentration im Zulauf der Lysimeter

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

KREUTZER [1978] weist darauf hin, dass vor allem bei schluffigen Lehm Böden durch Streusalzbelastung mit einer Verschlammung des Porengefüges zu rechnen ist. Auch SCHACHTSCHABEL et al. [1992] berichten von einer Abnahme des Porenvolumens und der Krümelstabilität, die in einem Boden durch eine Erhöhung der Na-Sättigung an den Austauschern von 2% auf 9% infolge einer Verregnung mit Na-haltigem Wasser hervorgerufen wurde.

Tabelle 5.9 Kationenaustausch-Kapazität für Sand 22 (Lysimeter 4) für die unbelastete Probe und eine Probe nach Verringerung der Durchlässigkeit

Probe	KAK _{pot} cmol _c Element /kg	Sättigung (in % von KAK _{pot})			
		Mg	Ca	Na	K
unbelastet	4,2	4,7	93,6	0,0	1,7
07.04.01 20cm Tiefe	3,0	0,7	94,3	1,7	3,3
07.04.01 60cm Tiefe	3,3	1,2	93,4	2,7	2,7

Um den Einfluss des NaCl auf die nachlassende Durchlässigkeit zu prüfen, wurde am 07.04.01 nach Tabelle 5.9 aus unterschiedlichen Tiefen des Lysimeters 4 eine Bodenprobe entnommen, um den austauschbaren Anteil der Na-Ionen zu bestimmen. Dabei zeigte sich, dass sich der Na-Anteil durch die NaCl-Belastung tatsächlich gegenüber der unbelasteten Ausgangsprobe von 0% auf 1,7 bzw. 2,7% erhöht hatte. Ob dieser Anteil direkt nach den höchsten Salzbelastungen höher war, konnte nicht geprüft werden.

Jedoch kann nicht nur eine starke Salzbelastung zu einer Dispergierung im Boden führen. In MUNLV [2001] wird von einem RBF berichtet, bei dem ionenarmes Zulaufwasser im Filterboden zu einer Dispergierung von bodenbürtigen Feinpartikeln geführt hat. Dadurch wurden Feinpartikel ausgetragen, die sich in einem Geotextil einlagerten und zu hydraulischen Problemen bei der RBF-Anlage führten.

5.9 Substratuntersuchungen

Nach Abschluss der Lysimeteruntersuchungen werden aus den Lysimetern Bodenproben entnommen und auf ihre Schwermetallbelastung hin untersucht. Aus der Differenzbetrachtung zwischen Belastung vor Beginn und nach Ende der Versuche kann die Zunahme abgeleitet werden. Bedingt durch die relativ kurze Versuchsdauer und die eher geringen Konzentrationen im Zulauf sind die Unterschiede in den Gesamtgehalten für die Parameter Blei und Kupfer gering, so dass unter Berücksichtigung der Messgenauigkeit der Feststoffbestimmung keine gesicherten Aussagen getroffen werden können. Durch die höhere Zulaufkonzentration bei Zink kann eine Verteilung über die Profiltiefe angegeben werden (Bild 5.10).

Deutlich zu erkennen ist die höhere Anreicherung in der oberen Filterschicht. Dies dürfte hauptsächlich auf Zink im Zulauf zurückzuführen sein, das durch die Bindung an partikuläre Bestandteile in der obersten Filterschicht zumindest teilweise abgefiltert wird.

Die Untersuchungen der Gesamtgehalte am Rollrasen zeigen, dass es für Zink und Kupfer zu einer Anreicherung gekommen ist. Die Gesamtgehalte liegen für diese Parameter nach Ende der Versuche in etwa um den Faktor 2 höher. Bezogen auf den gesamten Rückhalt in der oberen Filterschicht (0- 20 cm) macht die Zunahme der Gesamtkonzentration um 122 mg/kg Zink beim Rollrasen einen maximalen Anteil von etwa 30-40% aus.

Allerdings ist es im Versuchsbetrieb zu einem Abbau des Rollrasens durch Zersetzung gekommen, so dass nicht von einem gleichen Massenanteil vor Beginn und nach Ende der Untersuchungen auszugehen ist. Somit wird der Einfluss des Rollrasens eher geringer ausfallen. Eine Differenzierung, welcher Anteil der Anreicherung des Rollrasens auf

Adsorption von gelöstem Zink und welcher Anteil auf die Anlagerung von partikulär gebundenem Zink entfällt, kann nicht getroffen werden.

Insgesamt lässt die Bestimmung der Gesamtgehalte, bedingt durch die überwiegend geringen Konzentrationsunterschiede und die Schwierigkeit bei der Differenzierung zwischen gelösten und partikulär gebundenen Schwermetallen, keine gesicherte Aussage über die adsorbierte Menge an gelösten Schwermetallen in jeder Schichttiefe zu. Eine Kalibrierung des Stoff-Transport-Modells anhand dieser Ergebnisse ist somit nicht möglich.

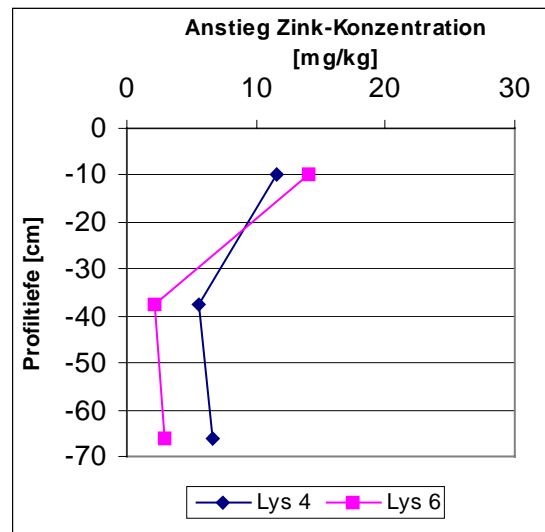


Bild 5.10 Anstieg der Zinkbelastung nach Ende der Untersuchungen, Lysimeter 4 und 6

6 Simulation Langzeitverhalten

Aufgrund des begrenzten Versuchszeitraumes können mit den Lysimeteruntersuchungen keine Aussagen über den langfristigen Stoffrückhalt im Filtersubstrat getroffen werden. Mit einem Stofftransportmodell sollen daher für Lysimeter 4 mit dem adsorptionsstarken Sand 22 und Lysimeter 6 mit dem adsorptionsschwachen Quarzsand Aussagen zum Langzeitverhalten der Reinigungsleistung getroffen werden. Zuvor wird die Anwendbarkeit des Modells diskutiert.

6.1 Anwendbarkeit Stofftransportmodell

Mit dem Stofftransportmodell soll das Verhalten der Lysimeter im Messzeitraum nachgebildet werden. Anhand der Messdaten wird dazu zunächst die Anwendbarkeit und die Möglichkeit einer Kalibrierung des Stofftransportmodells diskutiert.

Bilder 6.1 und 6.2 zeigen die gemessenen Zu- und Ablaufkonzentrationen für die Lysimeter 4 und 6. Folgendes lässt sich aufgrund der Messwerte feststellen:

- Bei Kupfer kommt es sowohl für die gesamte als auch die gelöste **Zulaufkonzentration** zu einer Verringerung während des Messzeitraums. Das gleiche Verhalten ist für Blei festzustellen. Bei Zink liegen die höchsten Konzentrationen in der Mitte des Messzeitraums.
- Die Zulaufkonzentrationen weisen eine erhebliche Schwankungsbreite auf.
- Zu Beginn des Messzeitraumes werden bei Kupfer und Blei höhere **Ablaufkonzentrationen** festgestellt als zum Ende der Versuche, wobei für den Gesamtgehalt an Blei zum Ende der Versuche ein Anstieg zu verzeichnen ist, der jedoch beim gelösten Anteil nicht auftritt. Bei Zink liegt das Maximum der Ablaufkonzentration im mittleren Messzeitraum.
- Die Ablaufkonzentrationen sind insgesamt sehr niedrig und liegen häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze. Zum Ende des Messzeitraums liegen sie häufiger unterhalb der Bestimmungsgrenze.
- Eine Interpretation der höheren Ablaufkonzentrationen zu Beginn bzw. in der Mitte des Messzeitraums ist mit der theoretischen Vorstellung über das Adsorptionsverhalten nicht möglich. Bei diesem müsste die Ablaufkonzentration bei ausreichender Adsorptionsstärke zunächst "0" sein, bevor es dann bei weiterer Belastung des Filtersubstrates zu einem langsamen Anstieg kommt, wenn die Adsorptionsleistung des Filters erschöpft ist.
- Da im Ablauf auch **partikulär gebundene Schwermetalle** nachzuweisen sind, muss es durch die hydraulische Belastung zu einem Transport dieser Partikel gekommen sein. Dabei kann es sich entweder um partikulär gebundene Schwermetalle des Zulaufs handeln oder um mit Schwermetallen belastete Feinstpartikel aus dem Filteraufbau, die ausgewaschen werden. Da an den Eluatuntersuchungen der Filtermaterialien (vor Einbau) keine Schwermetallgehalte nachgewiesen werden, ist davon auszugehen, dass bei Herkunft der partikulär gebundenen Schwermetalle aus dem Filteraufbau es vorher zu einer Beladung der Partikel mit gelösten Schwermetallen durch Adsorption gekommen ist.

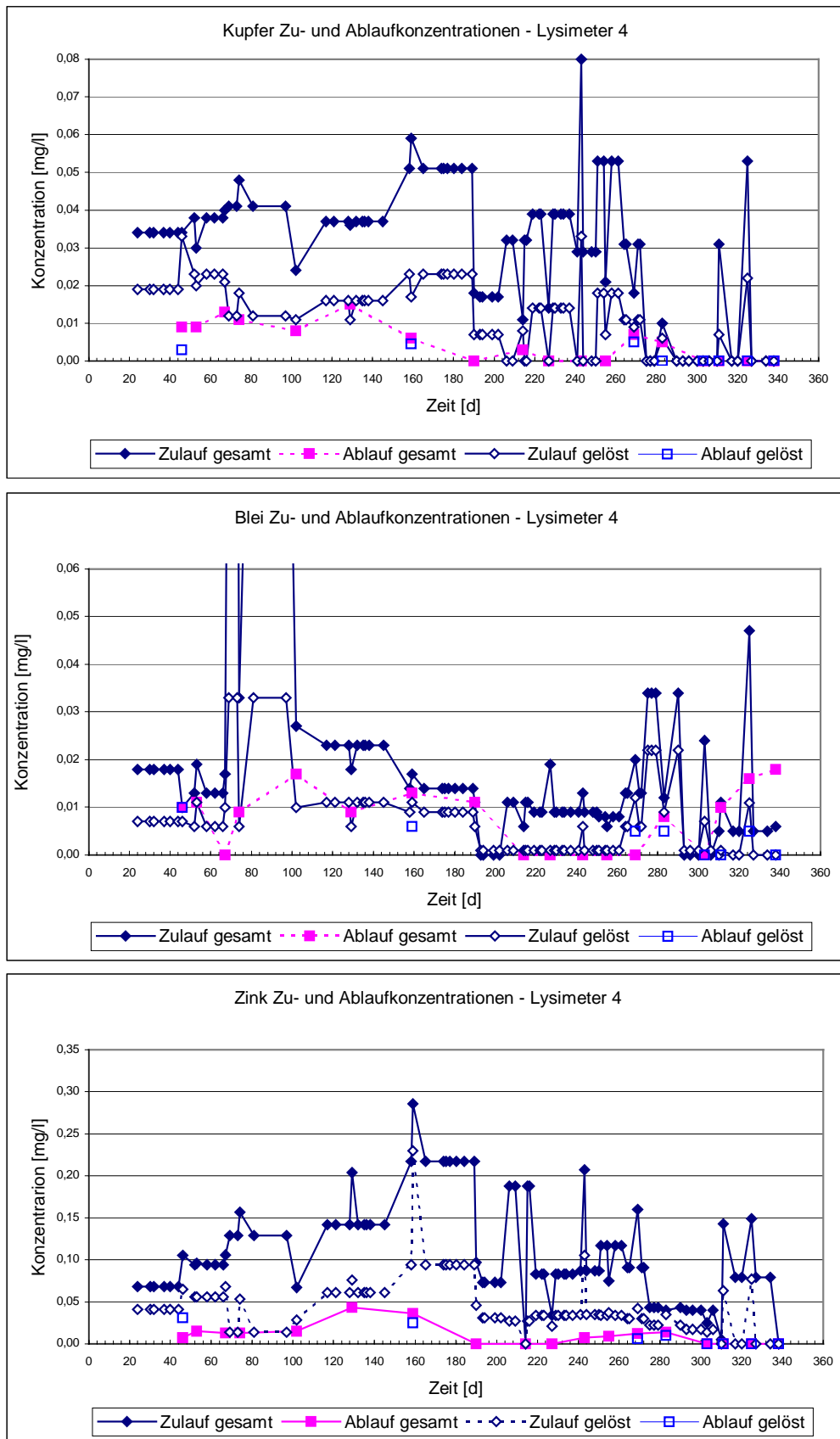


Bild 6.1

Zu- und Ablaufkonzentration für Lysimeter 4 während des Messzeitraumes – (Werte unter der BG sind mit "0" dargestellt)

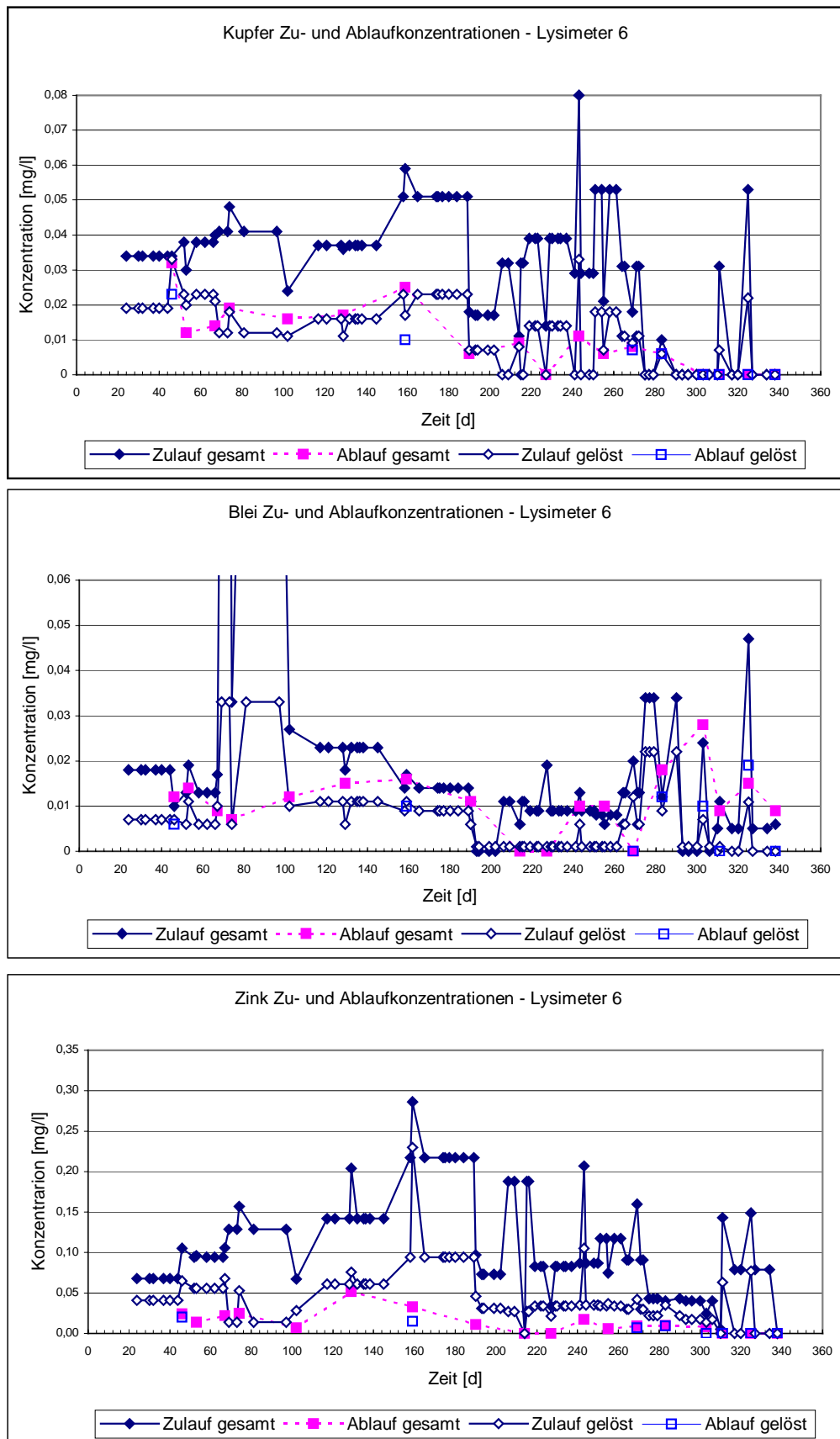


Bild 6.2

Zu- und Ablaufkonzentration für Lysimeter 6 während des Messzeitraumes – (Werte unter der BG sind mit "0" dargestellt)

Konsequenzen für die Modellierung:

Stofftransportmodelle sind in Bezug auf Schwermetalle auf die Nachbildung der gelösten Phase ausgelegt. Dabei können Adsorption und ggf. auch Fällung mathematisch beschrieben werden. Auf den partikulären Transport sind diese Modelle nicht ausgelegt, was aufgrund der Komplexität des Porensystems im Filterboden und der Variabilität der Partikeldurchmesser im Zulauf auch in näherer Zukunft nicht möglich erscheint. Somit ist eine detaillierte Nachbildung der Messergebnisse der Lysimeter mit den Prozessen der Adsorption und der Filtration von partikulären Stoffen nicht möglich.

Da die gelösten Ablaufkonzentrationen häufig im Bereich bzw. unter der Bestimmungsgrenze liegen, und es zum Ende der Versuche zu keinem Anstieg der gelösten Ablaufkonzentrationen kommt (nur Blei bildet bei Lysimeter 6 eine Ausnahme), die auf eine nachlassende Adsorptionsleistung hinweist, ist eine Kalibrierung des Stofftransportmodells an den gemessenen Ablaufkonzentrationen nicht möglich. Auch eine Kalibrierung an den Schwermetallgehalten im Bodenprofil nach Versuchsende ist, wie bereits erwähnt, nicht möglich.

Aus diesen Gründen wird das Stofftransportmodell im Rahmen dieser Arbeit dafür eingesetzt, eine Abschätzung des Langzeitverhaltens der Lysimeter gegenüber gelösten Metallen im Zulauf durchzuführen. Dabei werden die in den Schüttelversuchen festgestellten Adsorptionseigenschaften der Filtersubstrate zugrunde gelegt.

6.2 EingangswerteWassertransport

Die Eingangsparameter für die Berechnung der Saugspannungskurven und die durch die Regressionsgleichung nach BRAKENSIEK et al. [1981] ermittelten Parameter der Campbell-Gleichung sind in Tabelle 6.1 aufgeführt.

Tabelle 6.1 Bodenkennwerte und CAMPBELL-Parameter für Lysimeter 4 und 6

Lysimeter	Schicht	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	C _{org} [%]	Dichte [kg/dm ³]	a [kPa]	b [1]	Θ _s [-]	k _f [mm/d]
4	0-10 ¹⁾	2,4	7,1	89	1,5	1,78	-0,14	5,3	0,33	2987
4	10-20 ²⁾	2,4	7,1	90,5	0	1,78	-0,015	4,6	0,35	2987 ³⁾
6	0-10 ¹⁾	0	0	98,5	1,5	1,63	-0,057	4,8	0,39	25920
6	10-20 ²⁾	0	0	100	0	1,63	-0,017	3,6	0,41	25920 ⁴⁾

1) bestehend aus 0,8 cm Rollrasenschicht und 9,2 cm Hauptfilterschicht

2) identisch für die Schichten 30-40, 40-50, 50-60, 60-70, 70-80 cm

3) entspricht 3,5·10⁻⁵ m/s (Mittel für die Versuchsdauer)

4) entspricht 3·10⁻⁴ m/s (Mittel für die Versuchsdauer), für unterstes Filtersegment (70-80cm) wird die Drosselwirkung mit 2,3·10⁻⁵ m/s angesetzt

Für die Hauptfilterschicht sind die aus den Campbell-Parametern nach Gleichung 3.1 berechneten Saugspannungskurven für Lysimeter 4 und 6 in Bild 6.3 dargestellt.

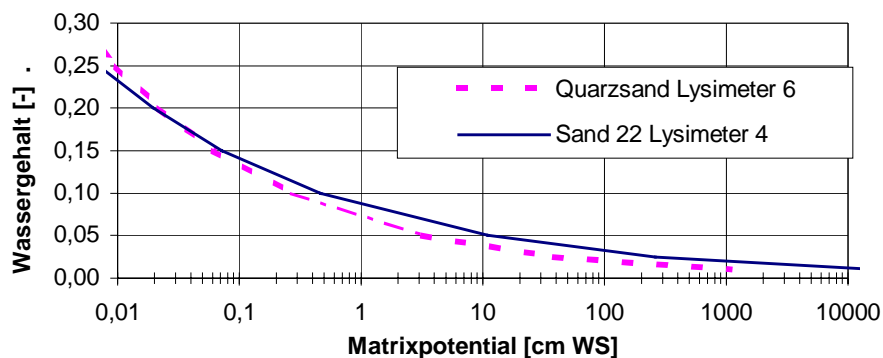


Bild 6.3 Saugspannungskurven (Schichten 10-80 cm) für Lysimeter 4 und 6

Dispersion

Die Dispersionslänge wird anhand von Literaturangaben von FRISSEL et al. [1970 u. 1974] abgeschätzt, die an Laborsäulen aus Sand eine Dispersionslänge von 2 – 11 mm ermittelt haben. Die Dispersionslänge wird mit 5 mm angesetzt. Durch die Drosselung der Lysimeter ist die mittlere Porenwassergeschwindigkeit, die in die Berechnung des Dispersionskoeffizienten eingeht, relativ genau zu bestimmen. GROTEHUSMANN [1995] weist in einer Sensitivitätsanalyse für das Programm LEACHP darauf hin, dass bei Parametern, die im Boden einer stärkeren Adsorption unterliegen, der Einfluss der Dispersionslänge auf das Verlagerungsverhalten gering ist. Nur bei Parametern, die im Boden einer geringen Adsorption unterworfen sind, ist ein deutlicher Einfluss der Dispersionslänge auf das Verlagerungsverhalten gegeben.

Adsorption

Die Adsorptionskoeffizienten nach Tabelle 6.2 werden aus den Adsorptionsisothermen abgeleitet (Anlage 4.1). Dabei wird als Gleichgewichtskonzentration die Konzentration angesetzt, die im Messzeitraum im Zulauf zu den Lysimetern gemessen wurde.

Tabelle 6.2 Adsorptionskoeffizienten für Lysimeter 4 und 6

		Pb	Pb-f	Cu	Cu-f	Zn	Zn-f
		Gleichgewichtskonzentration [mg/l]					
		0,019	0,007	0,031	0,013	0,11	0,044
Schicht [cm]	Lysimeter	Adsorptionskoeffizient [l/kg] ³⁾					
0-10 ¹⁾	4	3295	1314	1726	657	332	418
10-20 ²⁾	4	3421	1429	1875	714	360	455
0-10 ¹⁾	6	583	79	5	6	0	0
10-20 ²⁾	6	474	86	4	6	0	0

1) bestehend aus 0,8 cm Rollrasenschicht und 9,2 cm Hauptfilterschicht

2) identisch für die Schichten 30-40, 40-50, 50-60, 60-70, 70-80 cm

3) liegen für einen Konzentrationsbereich der Adsorptionsisotherme mehrere Messergebnisse vor, wird der Mittelwert angesetzt

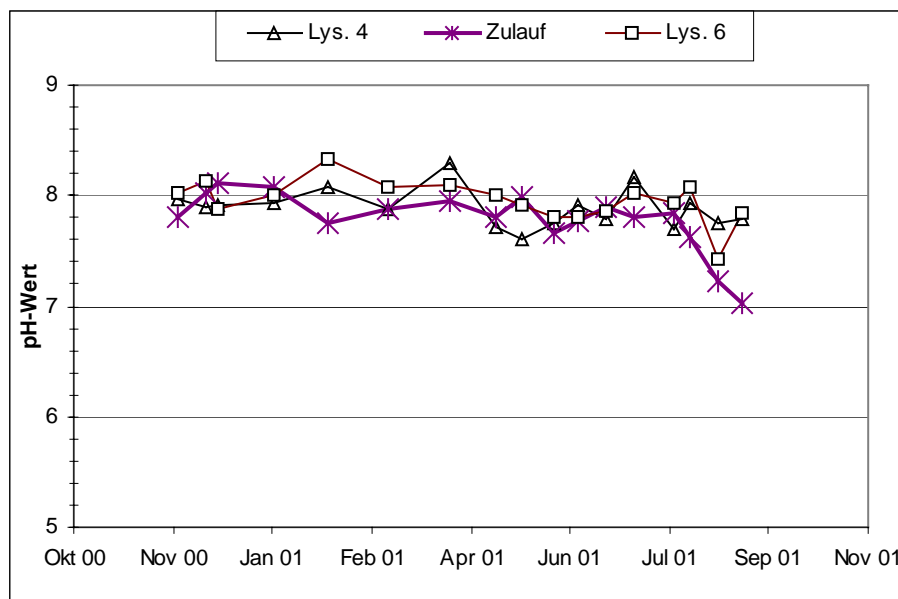
Einfluss pH-Wert

Bild 6.4 pH-Werte im Zulauf zu den Lysimetern und in den Abläufen für Lysimeter 4 und 6 während des Messzeitraumes

Bild 6.4 zeigt die pH-Werte, die im Zulauf und in den Abläufen von Lysimeter 4 und 6 während des Messzeitraumes festgestellt werden. Die pH-Werte in den Abläufen liegen relativ konstant. Bedingt durch die Abnahme der pH-Werte im Zulauf während der letzten beiden Messungen sinken bei diesen Ereignissen auch die pH-Werte in den Abläufen. Für den Messzeitraum sind die letzten beiden Ereignisse untypisch.

Vergleicht man den Mittelwert der pH-Werte aus den Beschickungen Nr. 2-4 (Beginn) und Nr. 14-16 (Ende der Versuche) nach Anlage 5.2 und 5.3, so bleiben die pH-Werte in den Abläufen der Lysimeter 4 und 6 praktisch konstant, während im Zulauf eine leichte Abnahme zu verzeichnen ist, die durch die Pufferkapazität der Lysimeter abgefangen wird. Eine Veränderung der Adsorptionseigenschaften aufgrund einer pH-Wert Senkung ist daher unwahrscheinlich. Nach Angaben von DVWK [1988] wäre ein erhöhter Stoffaustrag für Zink und Kupfer auch erst unter pH 5 und für Blei erst unter pH 4,5 zu erwarten.

hydraulische Belastung

Für ein mittleres Niederschlagsjahr wird für einen RBF (90 m²/ha A_{red}) mit einer mittleren jährlichen Beschickungshöhe von 40 m die jährliche Verteilung der Einstauhöhen mit einem hydrologischen Modell ermittelt (Anlage 6.1). Diese Belastung wird in der Langzeitsimulation jeweils für die einzelnen Jahre angesetzt.

Zulaufkonzentration

Bei der Langzeitsimulation wird von konstanten Konzentrationen ausgegangen. Es werden je Schwermetall zwei Zulaufkonzentrationen angesetzt, die den gemessenen gelösten und Gesamtkonzentrationen im Zulauf entsprechen.

6.3 Simulation Langzeitverhalten

Exemplarisch für den Parameter Zink ist bei Lysimeter 4 das Ergebnis der Langzeitsimulation in Bild 6.5 und Bild 6.6 aufgeführt. Der Konzentrationsverlauf der Ablaufkurve läßt sich in folgende 3 Bereiche unterteilen. Während des 1. Bereiches bis etwa 10 Jahren erfolgt praktisch kein Austrag aus dem Lysimeter. Die Ablaufkonzentration ist somit "0". Zwischen 10 und 20 Jahren (2. Bereich) kommt es zu einem Anstieg der Ablaufkonzentrationen bis etwa 80% der Zulaufkonzentration. Dies ist somit der Bereich der nachlassenden Reinigungsleistung des Filters. Ab 20 Jahren (3. Bereich) nähern sich die Ablaufkonzentrationen asymptotisch an die Zulaufkonzentrationen an. Ab dieser Zeit ist mit keinem signifikanten Rückhalt gegenüber gelösten Metallen im Zulauf mehr zu rechnen.

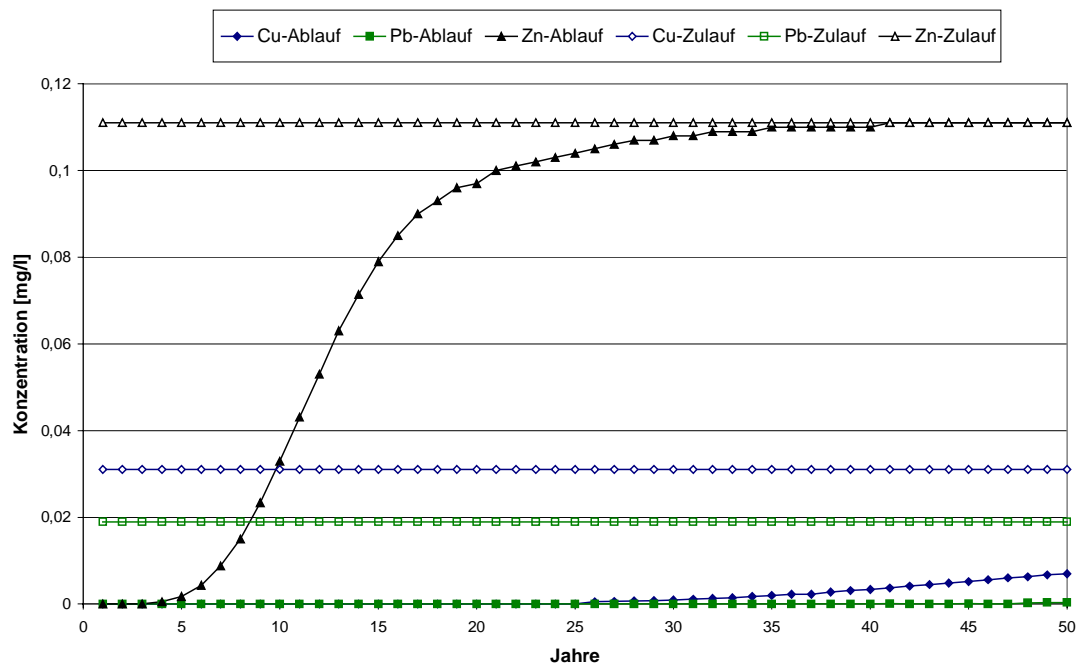


Bild 6.5 Langzeitsimulation über 50 Jahre, Lysimeter 4, gesamte Konzentration als Zulaufbelastung

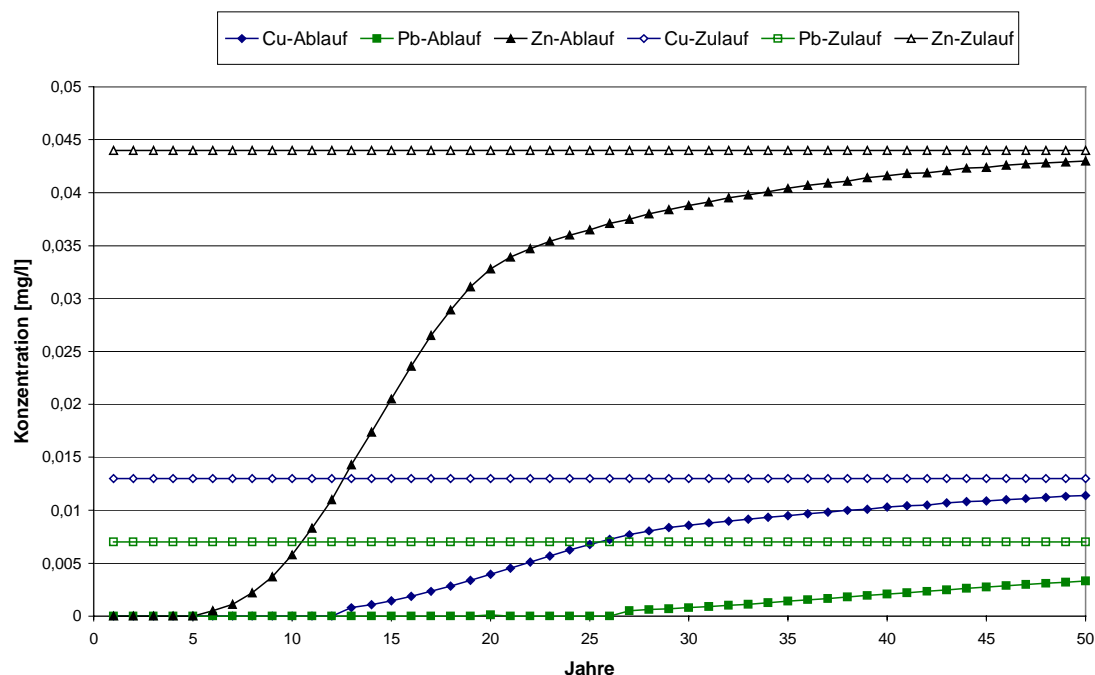


Bild 6.6 Langzeitsimulation über 50 Jahre, Lysimeter 4, gelöste Konzentration als Zulaufbelastung

Tabelle 6.3 stellt die Berechnungsergebnisse für die Langzeitsimulation zusammen. Angegeben sind die Jahre für die genannten Bereiche der Konzentrationsganglinie im Ablauf.

Tabelle 6.3 Ergebnisse LZS für Lysimeter 4 und 6

		Pb	Pb-f	Cu	Cu-f	Zn	Zn-f
		Zulaufkonzentration [mg/l]					
		0,019	0,007	0,031	0,013	0,11	0,044
Lysimeter	Bereich	Jahre [a]					
4	1	0-50	0-27	0-30	0-12	0-5	0-6
4	2	ab 50	27->50	30->50	12-30	5-15	6-18
4	3	k.A.	k.A.	k.A.	ab 30	ab 15	ab 18
6	1	0-8	0-1	0	0	0	0
6	2	8-20	1-3	0	0	0	0
6	3	ab 20	ab 3	0	0	0	0

Es lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- Für das relativ adsorptionsstarke Substrat (Sand 22) ist für die untersuchten Schwermetalle in den ersten Jahren mit einem deutlichen Rückhalt gelöster Metalle zu rechnen. Nach etwa 15-18 Jahren ist bei Zink und nach etwa 30 – 50 Jahren ist für Kupfer und Blei die Reinigungsleistung weitestgehend erschöpft. Die Ergebnisse für die gelösten und die gesamten Ausgangskonzentrationen liegen in gleicher Größenordnung.

- Beim relativ adsorptionsschwachen Quarzsand ist nur für Blei in den ersten Jahren mit einem Rückhalt zu rechnen. Allerdings sind die Unterschiede zwischen der gelösten und der gesamten Zulaufkonzentration recht hoch. Eine Erschöpfung der Reinigungsleistung wird mit 3-20 Jahren ermittelt. Bei den anderen Schwermetallen ist die Adsorptionsleistung so gering, dass von keinem nennenswerten Rückhalt auszugehen ist.

Bewertung der Ergebnisse

Aufgrund der Problematik bei der Übertragung der Ergebnisse aus den Schüttelversuchen werden die Berechnungsergebnisse nicht der Realität entsprechen. Das Stoffrückhaltevermögen eines adsorptionsstarken im Vergleich zu einem adsorptionsschwachen Sandes lässt sich aus den Ergebnissen jedoch ableiten. Sowohl bei den Schüttelversuchen als auch bei den Auswertungen der Lysimeterversuche war das Substrat 22 deutlich sorptionsstärker.

Weiter ist erkennbar, dass das Sorptionsvermögen bei einer vorgegebenen Zulaufkonzentration endlich ist und nach entsprechend langer Zeit (theoretisch) kein Rückhalt mehr gegenüber den gelösten Zulaufkonzentrationen zu erzielen ist.

Jedoch wird es vermutlich im Langzeitbetrieb durch eine Huminstoffbildung (durch die Zufuhr von organischem Substrat und Umsetzung durch Mikroorganismen) zu einer Erhöhung der Sorptionseigenschaften kommen. Weiterhin werden die eingetragenen Straßensedimente Einfluss auf das Sorptionsverhalten haben. Nach den Schüttelversuchen konnte dabei zwar eine Desorption von Schwermetallen festgestellt werden, jedoch ist auch hier die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Lysimeterversuche unklar. Insgesamt sind die Einflüsse der Huminstoffbildung und der Straßensedimente auf das langfristige Adsorptionsverhalten in den Lysimetern nicht quantifizierbar. Hier besteht Forschungsbedarf.

Die Ergebnisse der Simulation zeigen mit den Schwierigkeiten der begrenzten Übertragbarkeit des Schwermetallrückhaltes von Schüttelversuchen auf halbtechnische Lysimeterversuche somit ganz deutlich die Grenzen der Modellierung auf. Für eine gesicherte Modellanwendung müssten die Lysimeterversuche intensiviert werden, um die Modellparameter (insbesondere den Adsorptionskoeffizienten) gesichert bestimmen zu können. Als geeignete Zielgröße der Kalibrierung wird dabei die Schwermetallkonzentration im Filtersubstrat angesehen.

Die Ergebnisse zur Reinigungsleistung der RBF werden in Kapitel 8 im Zusammenhang diskutiert. Im folgenden Kapitel 7 werden die Ergebnisse zu den untersuchten Sedimentationsbecken dargestellt, die derzeit häufig zur Straßenentwässerung und zur Reinigung von Straßenabflüssen eingesetzt werden.

7 Ergebnisse - Untersuchung an Sedimentationsbecken

Die Messeinrichtungen an den beiden Entwässerungsbecken werden im Mai 1998 in Betrieb genommen und bis Oktober 2000 betrieben. Im Messjahr 2000 werden die Messeinrichtungen vornehmlich für Sonderuntersuchungen eingesetzt. Am Betonbecken Westhover Weg werden insgesamt 39 Ereignisse beprobt, 33 Ereignisse können vollständig ausgewertet werden. Am Erdbecken Maarhäuser Weg werden 41 Ereignisse beprobt, von denen 29 Ereignisse vollständig hinsichtlich Menge und Güte ausgewertet werden können.

In Anlage 7.1 und 7.1 sind für die vollständig bilanzierbaren Ereignisse des Untersuchungszeitraumes für jeden Parameter die Ergebnisse als Datenblatt dargestellt. Aufgeführt sind jeweils:

- Zulaufsumme,
- Zu- und Ablaufkonzentration,
- Zu- und Ablauffracht,
- resultierender Wirkungsgrad für jedes Ereignis,
- Wirkungsgrad Gesamtfrachtsumme,
- abgespülte Schmutzfracht der beprobten Ereignisse und
- abgeschätzte mittlere Jahresschmutzfracht.

Analysewerte, die unterhalb der Nachweisgrenze liegen, sind in den Tabellen kursiv dargestellt. Die angegebenen Median- und Mittelwerte für die Zu- und Ablaufkonzentrationen beziehen sich immer auf alle Ereignisse; für Ereignisse mit einer Unterschreitung der Nachweisgrenze wird dabei die Nachweisgrenze angesetzt. Durch diese Auswertung bedingt werden durch die Median- und Mittelwerte bei diesen Parametern die Konzentrationen eher überschätzt. Bei den Parametern Nges, Cadmium, MKW und einzelne PAK ist dies der Fall. Es ergeben sich folgende Ergebnisse.

7.1 Hydraulische Belastung

Die hydraulische Belastung der Becken wird neben der Auswertung der Messdaten auch mit Hilfe der Niederschlag-Abfluss-Modellierung ermittelt.

Betonbecken Westhover Weg

Für das Einzugsgebiet des Betonbeckens Westhover Weg wird eine hydrologische Langzeitsimulation mit dem Programm r-win (IFS [1997]) mit der Regenreihe der Niederschlagsstation Eschmar des StUA Bonn für den Zeitraum 1977 – 1989 durchgeführt. Mit diesem Vorgehen ist es möglich, die hydraulische Belastung des Beckens über die im Messzeitraum erfaßten Abflüsse hinaus zu ermitteln. Auf dieser Grundlage ist eine statistische Auswertung möglich. Die Modellparameter der Abflussbildung und der Abflusskonzentration werden an den Messergebnissen kalibriert. Für die Abflussbildungsparameter werden zunächst folgende Standardwerte verwendet:

Benetzungsverlust 0,5 [mm]

Muldenverlust	1,8	[mm]
Anfangsabflussbeiwert	0,3	[-]
Endabflussbeiwert	0,8	[-]

Direkt am Standort des Beckens Westhoyer Weg wurden in Minutenintervallen Niederschlagsdaten gemessen. Da von einer ausreichenden Repräsentanz dieser Daten für das Einzugsgebiet auszugehen ist, werden die Parameter der Abflusskonzentration an den drei Ereignissen mit den höchsten gemessenen Abflüssen kalibriert. Dazu wird der zeitliche Abstand zwischen den maximalen Ordinaten der Niederschlagsbelastung und des gemessenen Zuflusses ermittelt. Die mittlere Schwerpunktslaufzeit wird nach Tabelle 7.1 mit 10 Minuten angesetzt.

Tabelle 7.1 Schwerpunktslaufzeiten

Datum	N max		Q max		t _L [min]
	[mm/min]	Zeit	[l/s]	Zeit	
10.05.99	2,6	20:17	601	20:25	8
30.05.99	1,4	14:45	493	14:56	11
12.07.99	1,1	14:34	228	14:45	11

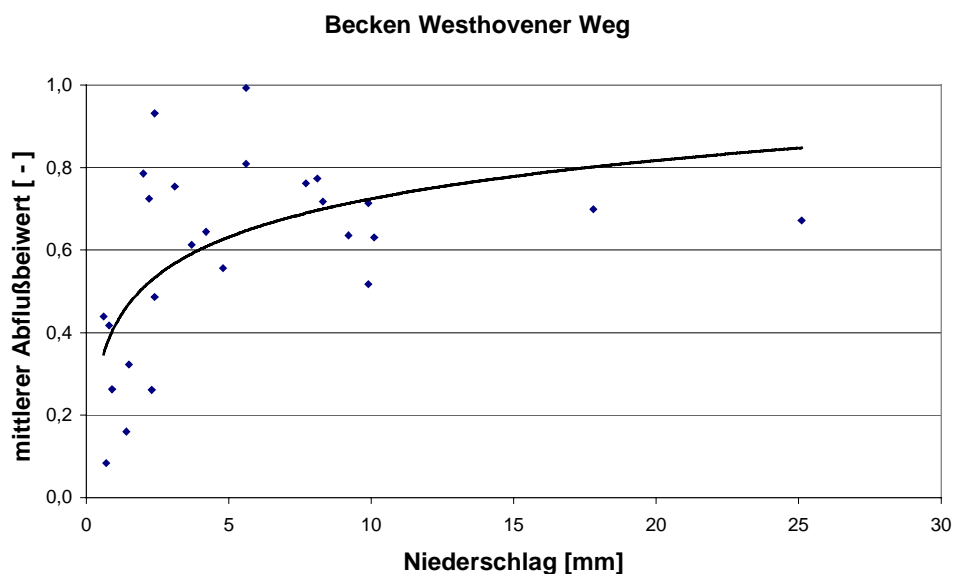


Bild 7.1 Becken Westhoyer Weg: gemessene mittlere Abflussbeiwerte

Bild 7.1 zeigt die gemessenen mittleren Abflussbeiwerte. Es zeigt sich der typische Punkthaufen. Bei kleinen Regenereignissen haben die Anfangsverluste einen erheblichen Einfluss und bewirken einen geringen mittleren Abflussbeiwert. Die vorhandene Streuung der Werte ist auf den Einfluss von Vorregenereignissen und ggf. auf ungleichmäßige Überregnung zurückzuführen. Bei starken Regenereignissen treten die Anfangsverluste in den Hintergrund, und der effektiv abgeflossene Niederschlag ist vom Endabflussbeiwert abhängig. Der Endabflussbeiwert für die Simulation wird an den beiden stärksten Ereignissen kalibriert, wobei die Anfangsverluste mit 2,3 mm angesetzt werden. Für ein Ereignis mit einer Niederschlagsbelastung von 20 mm ergibt sich nach Abdeckung der

Anfangsverluste bei einem Endabflussbeiwert von 0,8 ein mittlerer Abflussbeiwert von 0,7 = $([20\text{mm} - 2,3\text{mm}] \cdot 0,8) / 20\text{mm}$, was nach Bild 7.1 den Messergebnissen in etwa entspricht. Der ermittelte Endabflussbeiwert von 0,8 liegt in einer üblichen Größenordnung für Endabflussbeiwerte.

Nach Durchführung der Langzeitsimulation wird mit Hilfe der Plotting-Formel (Formel 7.1) nach ATV-Arbeitsblatt 121 (ATV [1985]) jedem Abfluss ein Wiederkehrintervall zugeordnet.

$$T_n = \frac{L + 0,2}{k - 0,4} \cdot \frac{M}{L} \quad (7.1)$$

mit: T_n Wiederkehrintervall [a]
 L Stichprobenumfang
 M Anzahl der zugrunde liegenden Jahren
 k Laufindex der Stichprobenwerte
 (der Größe nach geordnet: $k=1$ größter Wert, $k=L$ kleinster Wert)

Die Regression der logarithmisch aufgetragenen 200 maximal aufgetretenen Abflüsse und die daraus errechnete Oberflächenbeschickung zeigt Bild 7.2. Die Zahlenwerte für ausgewählte Wiederkehrintervalle sind in Tabelle 7.2 angegeben. Für das jährliche Ereignis liegt die maximale Oberflächenbeschickung bei etwa 8,3 m/h und somit geringfügig unter dem Bemessungswert von 9 m/h nach FGSV [1982].

Der Vergleich des größten gemessenen Ereignisses vom 10.05.1999 mit einem maximalen Zufluss von 539 l/s (bezogen auf ein 5-Minutenintervall) mit den Simulationsergebnissen nach Bild 7.2, bei denen sich die ermittelten Zuflüsse auch auf 5 Minutenzeitschritte beziehen, weist für dieses Ereignis ein Wiederkehrintervall von etwa 2 Jahren auf. Bezogen auf den Untersuchungszeitraum von etwa 2 Jahren kann somit davon ausgegangen werden, dass das maximale Ereignis für den untersuchten Zeitraum von seiner Häufigkeit her gesehen typisch ist.

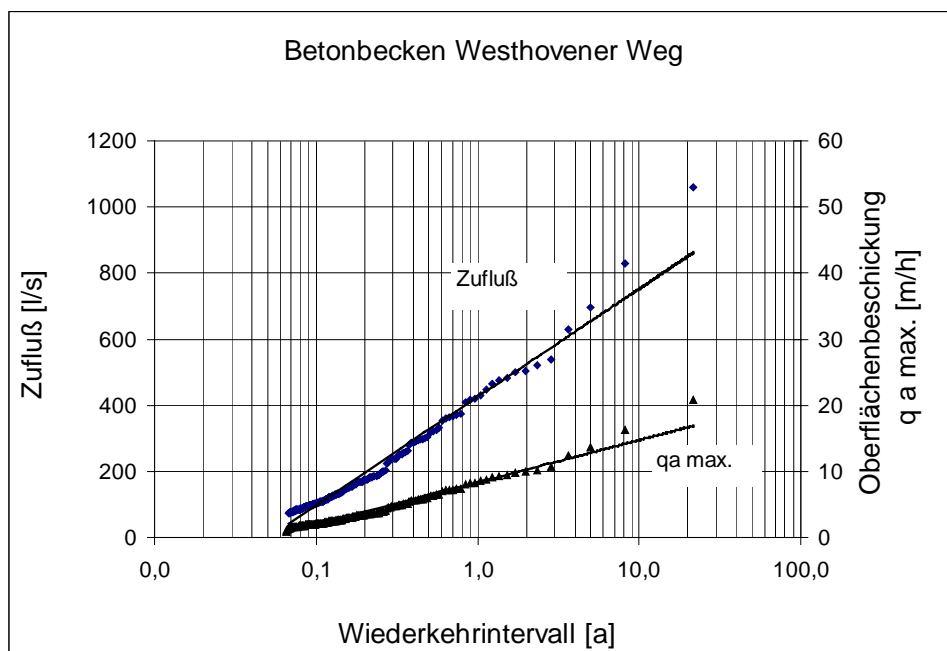


Bild 7.2 Becken Westhofer Weg: Ergebnis der Langzeitsimulation über 13 Jahre

Tabelle 7.2 Statistische Auswertung der Zulaufwassermengen

Wiederkehrzeit	T	[Jahre]	0,2	0,5	1	2	5	10
max. Zufluss	$Q_{zu \max}$	[l/s]	196	326	425	523	653	751
q a (max.)	$q_{a \max}$	[m/h]	3,9	6,4	8,3	10,3	12,8	14,7

Als weiteres Ergebnis der Langzeitsimulation ergeben sich die mittleren Niederschlag-Abflussverhältnisse für die undurchlässigen Flächen nach Tabelle 7.3. Bei einem mittleren jährlichen Niederschlag von 686 mm/a ergibt sich ein Zufluss zum Betonbecken von 26.518 m³/a, was einem effektiven Niederschlag von 397 mm/a entspricht.

Tabelle 7.3 Becken Westhover Weg: Mittlere Niederschlags- und Abflussverhältnisse

Niederschlag N [mm/a]	effektiver Niederschlag N_{eff} [mm/a]	effektiver Niederschlag N_{eff} [m ³ /a]	Abflussbeiwert Ψ [-]
686	397	26.518	0,58

Erdbecken Maarhäuser Weg

Für das Einzugsgebiet des Erdbeckens Maarhäuser Weg wird mit den oben genannten Abflussbildungs- und Konzentrationsparametern eine hydrologische Langzeitsimulation durchgeführt. Da eine Niederschlagsmessung an diesem Becken nicht durchgeführt wurde, ist eine Kalibrierung der Konzentrationsparameter nicht möglich. Da es sich bei den Autobahnen um gleichartige Einzugsgebiete hinsichtlich der angeschlossenen Fläche und der Gebietsform handelt, wird von einer guten Übertragbarkeit ausgegangen. Die Ergebnisse ergeben sich nach dem gleichen Vorgehen wie für das Becken Westhover Weg nach Bild 7.3.

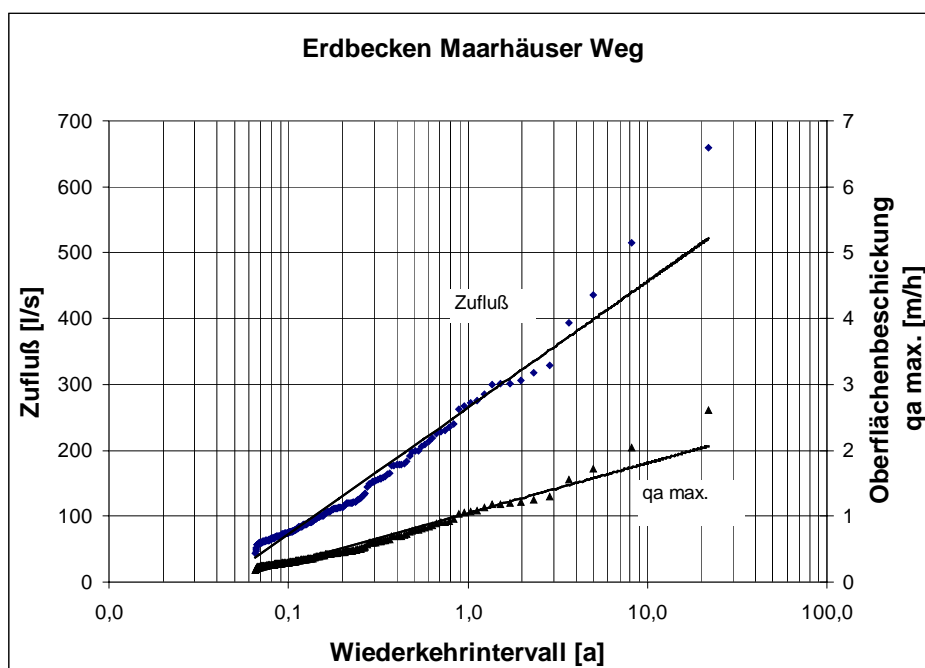


Bild 7.3 Erdbecken Maarhäuser Weg: Ergebnis der Langzeitsimulation über 13 Jahre

Tabelle 7.4 Statistische Auswertung der Zulaufwassermengen

Wiederkehrzeit	T	[Jahre]	0,2	0,5	1	2	5	10
max. Zufluss	Qzu max	[l/s]	130	207	265	322	399	457
q a (max.)	qa max	[m/h]	0,52	0,82	1,05	1,28	1,58	1,81

Der Zufluss zum Becken liegt bei Ereignissen, die jedes Jahr auftreten bei 265 l/s, was einer Oberflächenbeschickung von etwa 1 m/h bedeutet.

Vergleich der hydraulischen Belastung der beiden untersuchten Becken

Bild 7.4 zeigt den Vergleich der Oberflächenbeschickung. Die wesentlich größere spezifische Wasseroberfläche beim Erdbecken gegenüber dem Betonbecken bedingt die deutlich geringere Oberflächenbeschickung des Erdbeckens. Verglichen mit dem Bemessungswert von 10 m/h, der nach ATV-Arbeitsgruppe 1.3.2 (ATV [1980]) nicht überschritten werden sollte, weist das Erdbecken eine geringe hydraulische Belastung auf, die auch für das 10 jährliche Ereignis mit 1,8 m/h deutlich unter dem Bemessungswert liegt. Das Betonbecken überschreitet hingegen den Bemessungswert der ATV-Arbeitsgruppe 1.3.2. schon beim zweijährlichen Ereignis mit 10,3 m/h. Beim 10 jährlichen Ereignis steigt die Belastung sogar auf 14,7 m/h.

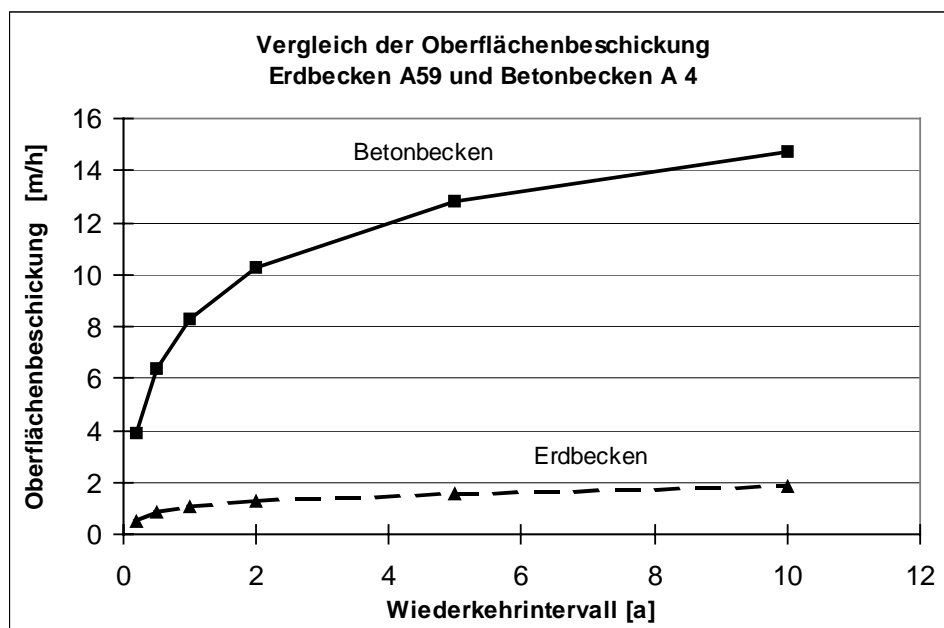


Bild 7.4 Vergleich der Oberflächenbeschickungen

7.2 Beckendurchströmung (Tracerversuche)

Zur Untersuchung der Beckendurchströmung werden an beiden Becken Tracerversuche durchgeführt. Diese Untersuchung soll klären, ob es bei den Becken zu ungewollten Kurzschlussströmungen bzw. nicht durchströmten Totzonen kommt, die eine Verringerung der Reinigungsleistung bewirken.

Als Tracer wird der Fluoreszenzfarbstoff Uranin eingesetzt. Die Einspeisung erfolgt mit den Probenehmern unter Nutzung der bestehenden Probenehmeransteuerung volumenproportional zum Zufluss. Während der Ereignisse werden am Beckenablauf bis zum Ende der Abflussganglinie volumenproportional Proben entnommen. Durch eine Bilanzierung des Ereignisses kann angegeben werden, wieviel Wasser aus dem Becken verdrängt wird bzw. wieviel vom Zulaufwasser während des Ereignisses selbst zum Ablauf gelangt.

Becken Maarhäuser Weg

In Bild 7.5 ist exemplarisch ein Tracerversuch für das Erdbecken dargestellt. In der oberen Bildhälfte sind der Beckenzufluss und die volumenproportionale Einspeisung zu erkennen. Im unteren Bild sind die Abfluss- und die Frachtsummenganglinie am Beckenablauf sowie die Uraninkonzentrationen der am Ablauf entnommenen Einzelproben dargestellt.

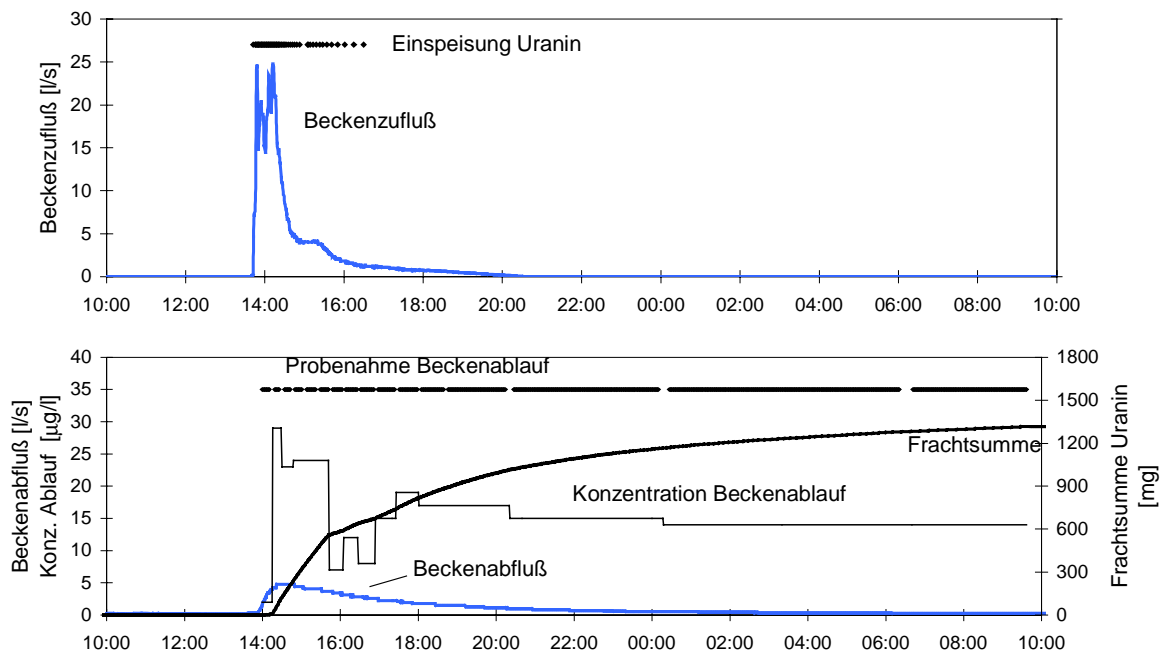


Bild 7.5 Becken Maarhäuser Weg: Tracerversuch am 28.08.00

In Tabelle 7.5 sind die bilanzierten Frachten für die Versuche vom 14.07.00 und 28.08.00 zusammengestellt. Der Uraninrückhalt im Becken beträgt demnach zwischen 88,2 % und 93,8 %. Für das Ereignis vom 28.08.00 bedeutet dies, dass von den zugeflossenen 79,8 m³ nur 5 m³ direkt während des Ereignisses zum Abfluss kommen. Die restlichen 74,7 m³ sind auf die Verdrängung des Beckenwassers zurückzuführen.

Tabelle 7.5 Bilanz der Tracerfrachten für das Becken Maarhäuser Weg

Versuch	Fracht- eintrag Uranin [mg]	Fracht- austrag Uranin [mg]	Uraninrückhalt im Becken		Zulauf [m³]	Ablauf [m³]	Dauer- stauvol- umen [m³]	Aufteilung Ablauf	
			[mg]	[%]				Verdrängtes Stauvolumen [m³]	Zulauf [m³]
14.7.2000	3.872	457	3.415	88,2	44,5	44,4	720	39,2	5,2
28.8.2000	25.350	1.582	23.768	93,8	79,8	79,7	720	74,7	5

Nach dem Ereignisende wurden zur Untersuchung der Frachtverteilung im Becken in fünf Querschnitten Wasserproben entnommen und die Uraninkonzentration bestimmt. In Bild 7.6 sind die Probenahmeorte und die gemessenen Konzentrationen dargestellt. Das Ereignis vom 28.08.00 mit einer Zulaufsumme von 79,8 m³ entspricht ungefähr einer mittleren Belastung des Beckens, die bei 83,6 m³ liegt (Median der gemessenen Werte). Bezogen auf das Dauerstauvolumen des Beckens beträgt die Zulaufsumme vom Ereignis 28.08.2000 nur 11 %.

Die Verteilung der Uraninkonzentrationen nach Ende des Ereignisses zeigt deutlich, in welchen Bereichen die Hauptströmung verläuft. Im Zulaufbereich (MQ 3) ist die Hauptströmung in der Mitte des Beckens bzw. der rechten Seite gelegen. Die linke Seite wird durch den dichten Schilfbewuchs und die abgelagerten Sedimente im Einlaufbereich nur sehr gering durchströmt.

Im Bereich von Messquerschnitt 6 ändern sich diese Verhältnisse. Dort ist die deutliche Bevorzugung der linken Seite bei der Durchströmung sichtbar, die durch die dort vorhandene Freiwasserzone ohne Schilfbewuchs bedingt ist, die eine ungehinderte Strömung erlaubt. Dadurch werden auch die Messquerschnitte 9 und 13 im linken Bereich relativ gut durchströmt.

Im Ablaufbereich des Beckens ist nach Ereignisende eine nur sehr geringe Uraninkonzentration festzustellen. Bedingt durch den relativ geringen Zufluss im Vergleich zum Dauerstauvolumen, verbleibt ein großer Teil des Zuflusses im vorderen Bereich des Beckens und führt zu einer Verdrängung des im Becken befindlichen Wassers. Damit bleibt auch nach Ereignisende Zeit für die im Zufluss vorhandenen partikulären Stoffe sich im Becken abzusetzen, bevor das Wasservolumen durch ein Nachfolgeereignis in Richtung Ablauf transportiert wird.

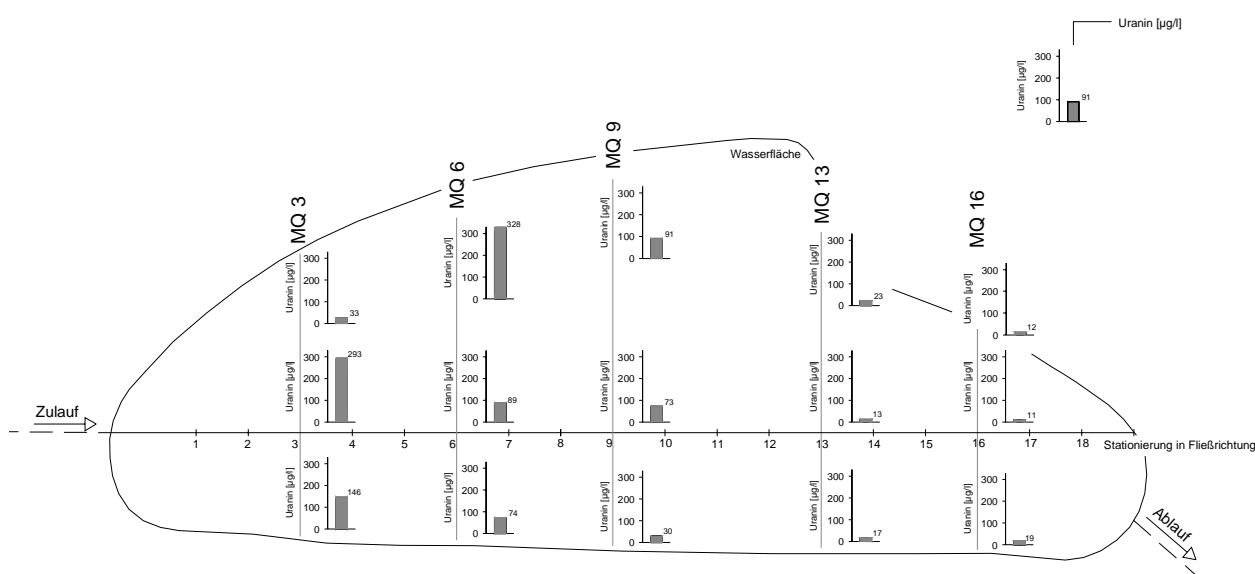


Bild 7.6 Uraninkonzentrationen nach Ereignisende vom 28.08.2000

Becken Westhover Weg

Die Bilanz der eingespeisten und ausgetragenen Tracerfracht ist für den Versuch am 27.09.00 in Tabelle 7.6 dargestellt. Das Ereignis ist mit einem Zulauf von 53,2 m³ ein relativ kleines Ereignis. Es liegt unter dem 25%-Quantil Wert der gemessenen Ereignisse von 105 m³. Das Zuflaufvolumen von 53,2 m³ entspricht einem Anteil von 19,3 % des Dauerstauvolumens. Ein mittleres Ereignis hätte mit einem Zulauf von 295 m³ (Median der gemessenen Werte) einen Anteil von 107 % am Dauerstauvolumen und überschreitet es somit. Für das Ereignis vom 27.09.00 liegt der Frachtrückhalt im Becken mit 95 % relativ hoch. Bei einem größeren Ereignis ist mit einem deutlich geringeren Frachtrückhalt zu rechnen.

Tabelle 7.6 Becken Westhover Weg: Frachtbilanzen der Tracerversuche

Versuch	Frachteintrag Uranin	Frachtaustrag Uranin	Uraninrückhalt im Becken		Zulauf	Ablauf	Dauerstauvolumen	Aufteilung Ablauf	
								verdrängtes Stauvolumen	Zulauf
	[mg]	[mg]	[mg]	[%]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]	[m³]
27.09.2000	9.292	456	8.836	95,1	53,2	53,6	275 ¹⁾	51	2,6

1) bezogen auf Volumen zwischen den Tauchwänden

Am Ende des Ereignisses wurden im Becken an 15 Punkten oberflächennah Wasserproben entnommen und die Uraninkonzentration bestimmt. Bild 7.7 zeigt die Probenahmeorte und die gemessenen Konzentrationen. Die Konzentration im Einlaufbereich des Beckens liegen mit 26 – 29 µg/l sehr dicht zusammen, was auf eine gute Strömungsverteilung auch bei kleinen Zulaufereignissen schließen lässt. Bei kleineren Ereignissen würde man durch

geringere Turbulenzen im Einlaufbereich eine unterschiedliche Verteilung mit geringeren Konzentrationen in potenziellen Totzonen - den Randbereichen des Bauwerks - erwarten.

Deutlichere Unterschiede lassen sich direkt nach der Tauchwand im Zulaufbereich feststellen. Dort tritt im mittleren Bereich eine deutlich höhere Konzentration auf als in den Seitenbereichen. Im mittleren und hinteren Bereich des Beckens fallen die Uraninkonzentrationen dann deutlich ab auf Werte zwischen 6 und 11 $\mu\text{g/l}$, wobei keine großen Unterschiede zwischen der Mitte und den Seiten auftreten.

Interessanterweise steigen nach der Tauchwand im Ablauf die Uraninkonzentrationen wieder an auf 18 - 21 $\mu\text{g/l}$. Hier zeigt sich deutlich der Einfluss der Tauchwände auf die Strömungsverhältnisse im Becken. Die Hauptströmung im Becken verläuft zwischen den Tauchwänden im unteren Bereich des Beckens und taucht nach der Tauchwand im Ablauf wieder auf. Im mittleren Bereich des Beckens wird der bei den Tracerversuchen beprobte oberflächennahe Bereich nur gering durchströmt. Die Tauchwände erfüllen somit ihre Funktion als Beruhigungselemente für die Strömung im Abscheideraum für Leichtflüssigkeiten.

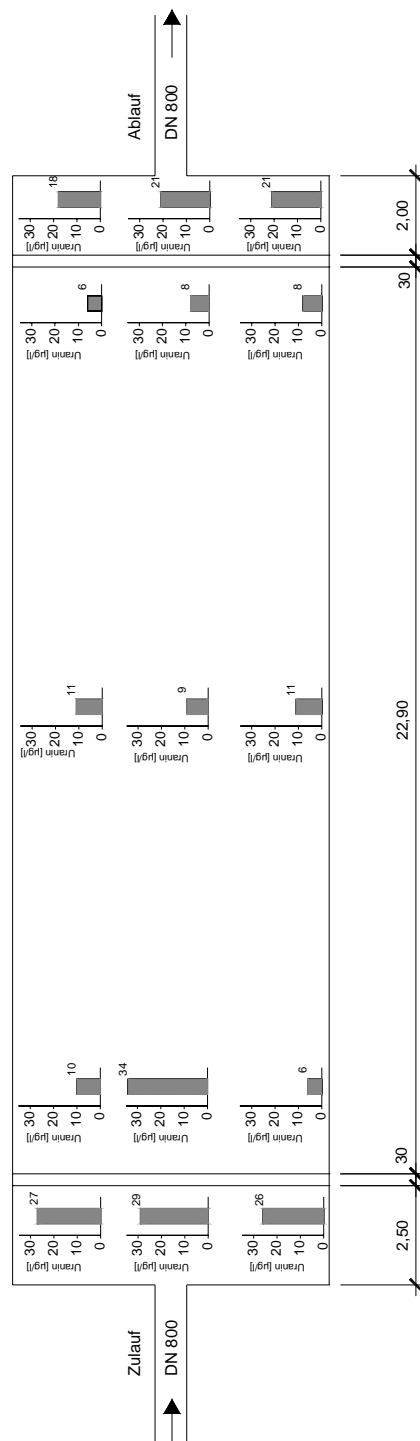


Bild 7.7 Uraninkonzentrationen nach Ereignisende vom 27.09.2000

7.3 Zulaufkonzentrationen

Die festgestellten frachtgewogenen Zulaufkonzentrationen sind in Abschnitt 2.1.1 im Vergleich mit anderen Messprogrammen aufgeführt. Vergleicht man die jetzt erzielten Werte an den beiden Becken miteinander, so zeigt sich, dass beim Becken Maarhäuser Weg die Konzentrationen für CSB um 11 %, und für MKW um 33 % gegenüber dem Becken

Westhover Weg erhöht sind; die Konzentrationen für Ammonium liegen um 19 % und PAK (TVO) um 25% bzw. PAK (US-EPA) um 26 % niedriger. Die übrigen Konzentrationen weisen Abweichungen von < 10% auf. Insgesamt sind die Zulaufkonzentrationen als relativ ähnlich anzusehen. Insbesondere der Parameter AFS ist mit 151 mg/l bzw. 158 mg/l im Zulauf fast identisch. Eine Vergleichbarkeit der Becken unter der Zielsetzung der Beurteilung als Sedimentationsanlage ist aufgrund der fast gleichen AFS-Zulaufkonzentration somit gegeben.

Korrelation der Zulaufkonzentrationen

Zwischen der Zulaufkonzentration von AFS und den Zulaufkonzentrationen der anderen Parameter besteht durch die teilweise Bindung der anderen Schadstoffe an die partikuläre Phase ein Zusammenhang. Für die Messdaten des Beckens Westhover Weg wird nachfolgend dieser Zusammenhang untersucht, indem der Korrelationskoeffizient als Maß für die lineare Abhängigkeit ermittelt wird. Nach LECHER [1993] sind die Korrelationskoeffizienten r bei linearer Abhängigkeit folgendermaßen zu interpretieren:

$r =$	0	- < 0,5	kein Zusammenhang
	0,5	$\leq 0,75$	schwacher Zusammenhang
	0,75	$\leq 0,99$	deutlicher Zusammenhang
	0,99		straffer Zusammenhang
	1,0		gesetzmäßiger Zusammenhang

Tabelle 7.7 zeigt, dass zwischen den Zulaufkonzentrationen von PAK, CSB und Blei mit der Zulaufkonzentration von AFS ein deutlicher Zusammenhang besteht. Ein schwacher Zusammenhang ist noch bei Zink und Kupfer vorhanden. Bei Ammonium und den mineralischen Kohlenwasserstoffen ist ein Zusammenhang nicht nachweisbar.

Tabelle 7.7 Korrelationskoeffizienten für die Zulaufkonzentration verschiedener Parameter mit der Zulaufkonzentration von AFS (Zulauf Becken Westhover Weg)

Zink	Kupfer	Blei	Ammonium	CSB	PAK (TVO)	MKW
0,55	0,43	0,72	0,09	0,87	0,90	0,22

Bereits KRAUTH/KLEIN [1982] haben auf den Zusammenhang zwischen den Konzentrationen von AFS und Blei in den Abflüssen an der BAB A 81 hingewiesen. Bei diesen Untersuchungen wurde auch ein Zusammenhang zwischen AFS und Chrom bzw. Cadmium nachgewiesen. KRAUTH&KLEIN haben bei ihren Untersuchungen auch auf den Zusammenhang zwischen CSB und Mineralöl hingewiesen. Bei der jetzigen Untersuchung an den Zuflüssen zum Becken Westhoven beträgt der Korrelationskoeffizient für den Zusammenhang von MKW und CSB 0,19. Ein Zusammenhang ist bei dieser Untersuchung somit nicht nachweisbar.

7.4 Frachten

Für den untersuchten Messzeitraum werden nachfolgend die abgespülten Schmutzfrachten überschlägig ermittelt, um Vergleichswerte zu Literaturdaten zu erhalten. In der Literatur

werden Frachtpotentiale für bestimmte Einzugsgebiete berechnet, um eine Kenngröße für die Verschmutzungssituation eines Einzugsgebietes zu ermitteln, die unabhängig von der jährlichen, abflusswirksamen Niederschlagshöhe ist (KRAUTH/KLEIN [1982], SIEKER/GROTTKER [1987]).

Da nicht alle Ereignisse des Untersuchungszeitraumes vollständig bilanzierbar sind, werden nach Anlage 7.1 und 7.2 zunächst die gemessenen abgespülten Frachten auf den abflusswirksamen Niederschlag der zugehörigen Ereignisse bezogen. Nachfolgend wird die jährliche Fracht über den mittleren jährlichen abflusswirksamen Niederschlag von 397 mm hochgerechnet. Somit liegt die für die Frachtberechnung typische Annahme zugrunde, dass die während der gemessenen Ereignisse abgespülte Schmutzfracht repräsentativ für die Hochrechnung ist. Ob dieses tatsächlich der Fall ist, kann nur durch eine vollständige Frachtbilanzierung im Messzeitraum erfolgen, was bei den Messprogrammen der Vergangenheit und auch bei dem jetzigen nicht der Fall ist. Die in Tabelle 7.8 aufgeführten Werte weisen somit die übliche Unsicherheit auf.

Tabelle 7.8 jährliche abgespülte Frachten

Literaturquelle		A 4, Becken Westhover Weg	A 59, Becken Maarhäuser Weg	A81 KRAUTH/ KLEIN [1982]	A6 KRAUTH/ KLEIN [1982]	B33/34 KRAUTH/ STOTZ [1994]	A8 / B10 KLEIN [1982]
AFS	kg / (ha A_{red} · a)	599	629	873	847	k.A.	479
Ammonium-N	kg / (ha A_{red} · a)	3,0	2,6	4,6	3,2	k.A.	1,0
Chlorid	kg / (ha A_{red} · a)	523	259	k.A.	777	275	1344
Kupfer	kg / (ha A_{red} · a)	0,44	0,48	0,62	0,54	0,12	0,13
Blei	kg / (ha A_{red} · a)	0,22	0,25	1,33	1,16	0,37	0,36
Cadmium	kg / (ha A_{red} · a)	k.A.	k.A.	0,037	0,029	0,010	0,007
Zink	kg / (ha A_{red} · a)	2,0	2,1	2,3	2,9	0,8	0,7
CSB	kg / (ha A_{red} · a)	486	540	672	556	104	207
MKW	kg / (ha A_{red} · a)	1,3	1,6	43,3*	27,1*	k.A.	4,8*
PAK (TVO)	g / (ha A_{red} · a)	14	10	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
PAK (US-EPA)	g / (ha A_{red} · a)	25	17	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

* gemessen als Mineralöl

Die in diesem Vorhaben ermittelten Werte liegen im mittleren Bereich der übrigen Messprogramme. Die starken Unterschiede beim Chlorid sind vom jeweiligen Streusalzeinsatz abhängig.

7.5 Wirkungsgrade

Die Beurteilung der Reinigungsleistung der Becken im gesamten Untersuchungszeitraum erfolgt durch Angabe der Wirkungsgrade (siehe Anlage 7.1 und 7.2).

Für das **Becken Westhover Weg** wird der Wirkungsgrad bezogen auf die Konzentration nach Gleichung 2.8 angegeben, da bei diesem Becken nur die Zuflussganglinie erfasst wird. Die Ergebnisse werden mit den Wirkungsgrad bezüglich der Fracht in etwa übereinstimmen, da ein gegenüber dem Zufluss reduziertes Abflussvolumen durch Verdunstung vor dem Ereignis bzw. eine Erhöhung des Abflusses durch den Niederschlag direkt auf die

Oberfläche des Beckens wenig Auswirkung auf das Ergebnis hat. Hat sich z.B. der Wasserstand im Becken vor Ereignisbeginn durch Verdunstung um 28 mm abgesenkt, was nach LECHER [1993] überschläglich der mittleren Verdunstung von freien Wasserflächen für eine Woche im Sommerhalbjahr entspricht, so reduziert sich das Abflussvolumen gegenüber dem Zulaufvolumen um 6,3 m³ was bei einem mittleren Zulaufereignis mit 294 m³ (Median der Werte) einem Anteil von 2,1% entspricht.

Auch der Niederschlag, der während eines Ereignisses direkt auf die Oberfläche des Beckens trifft und über den Zufluss nicht bilanziert wird, hat wenig Einfluss auf die Gesamtbilanz. Mittlere gemessene Niederschlagssummen von 4 mm (Median der Werte nach Anlage 7.1) bzw. das Maximum von 25 mm (entsprechendes Wasservolumen 0,9 m³ bzw. 5,6 m³) führen bezogen auf das mittlere Zulaufereignis mit 294 m³ nur zu einer Erhöhung des Abflusses von 0,3% bzw. 1,9%.

Für das **Becken Maarhäuser Weg** wird der Zufluss und Abfluss des Beckens getrennt bilanziert und der Wirkungsgrad bezogen auf die Fracht angegeben. Die Volumenbilanz zwischen Zu- und Ablauf weicht bei den bilanzierten Ereignissen um –2,7% – 2,1% ab. Somit entsprechen die Wirkungsgrade bezogen auf die Fracht in etwa denen bezogen auf die Konzentration.

Kommt es zu einer Unterschreitung der Nachweisgrenze im Zu- bzw. Ablauf, so wird bei der Angabe von Wirkungsgraden folgendes Vorgehen zur Auswertung gewählt, um auf der einen Seite den Informationsgehalt der Messungen nicht komplett zu verwerfen und auf der anderen Seite eine Fehlinterpretation durch Angabe von Wirkungsgraden zu vermeiden.

- Der arithmetische Mittelwert und der Median der Wirkungsgrade bezieht sich nur auf Ereignisse, bei denen die Zulaufkonzentration über der Nachweisgrenze liegt. Liegt in diesen Fällen der Ablauf unterhalb der Nachweisgrenze, so wird für den Ablauf die Nachweisgrenze angesetzt. In diesen Fällen stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.
- Kommt es bei mehreren Ereignissen zu einer Unterschreitung der Nachweisgrenze für den Zu- bzw. Ablauf, so ist die Aussagefähigkeit des Wirkungsgrades für die Gesamtfrachtsumme nicht mehr gegeben, da die Frachten nicht bilanziert werden können. In diesen Fällen wird auf die Berechnung des Wirkungsgrades der Gesamtfrachtsumme verzichtet.

In Tabelle 7.9 sind die ermittelten Wirkungsgrade der beiden Becken für die untersuchten Parameter zusammengestellt. Angegeben sind die Wirkungsgrade der Gesamtfrachtsumme. Werden diese nicht berechnet, so werden die Mediane der Einzelereignisse in Klammern angegeben.

Insgesamt zeigt sich die wesentlich bessere Reinigungsleistung des als RRB mit Dauerstau konzipierten Beckens am Maarhäuser Weg. Für die Parameter AFS, CSB und Metalle werden dort Wirkungsgrade von 67% – 84% erzielt. Auch für MKW und PAK sind hohe Wirkungsgrade von > 73% bzw. 96% vorhanden. Demgegenüber weist das nach RiStWag bemessene Becken Westhover Weg für AFS und Metalle Wirkungsgrade von 7% - 29% und CSB mit 37 % auf. Auch die Wirkungsgrade für MKW und PAK liegen mit 35% - 39% deutlich niedriger.

Tabelle 7.9 Wirkungsgrade (Gesamtfrachtsumme) der untersuchten Becken

Parameter	Betonbecken Westhover Weg	Erdbecken Maarhäuser Weg
	η [%]	η [%]
Abfiltrierbare Stoffe	13	82
Zink	23	84
Kupfer	7	77
Blei	29	67
Cadmium	(11) ¹⁾	(>33) ^{1) 2)}
Chlorid	-25	-600
CSB	37	72
Ammonium-Stickstoff	-48	-37
Gesamtstickstoff	(29) ¹⁾	(>24) ^{1) 2)}
MKW (H18)	35	>73 ²⁾
Σ PAK (TVO)	36	96
Σ PAK (US-EPA)	39	96

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

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

Für Gesamtstickstoff und Cadmium sind die angegebenen Werte aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze nur als Orientierungsgrößen zu verstehen. Bei Gesamtstickstoff liegen die Ergebnisse für die Becken in gleicher Größenordnung; bei Cadmium zeigt sich die bessere Reinigungsleistung des Beckens Maarhäuser Weg.

Auf einige Parameter wird aufgrund ihrer Bedeutung detaillierter eingegangen. In den folgenden Abbildungen sind für beide Becken jeweils die frachtgewogenen, mittleren Zulauf- und Ablaufkonzentrationen als Balkendiagramm mit dem zugehörigen Bereich der aufgetretenen Konzentrationsminima und -maxima als Linien dargestellt. Weiterhin ist der Wirkungsgrade der Gesamtfrachtsumme als Zahlenwert dargestellt.

Abfiltrierbare Stoffe

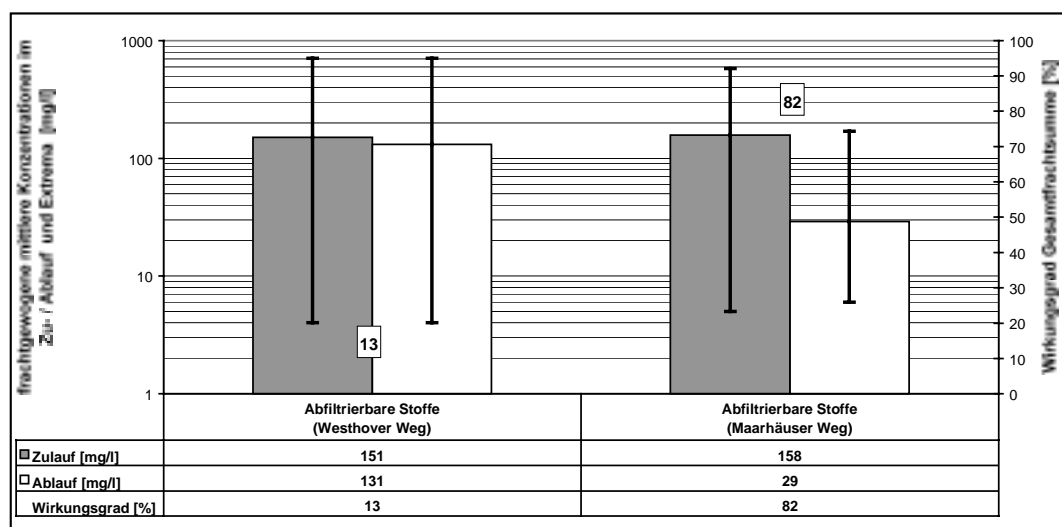


Bild 7.8 Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Abfiltrierbare Stoffe

Dem Wirkungsgrad der Becken in Bezug auf die Abfiltrierbare Stoffe kommt eine besondere Bedeutung zu, da von einem direkten Zusammenhang zu den Wirkungsgraden von Stoffen mit überwiegend partikulär gebundenem Anteil auszugehen ist. Der Wirkungsgrad in Bezug auf den Parameter Abfiltrierbare Stoffe ist beim Erdbecken Maarhäuser Weg mit 82 % wesentlich höher als beim Betonbecken Westhover Weg mit 13 %. Betrachtet man die Einzelereignisse nach Anlage 7.1, so zeigt sich, dass bei einem großen Anteil der Ereignisse auch das Becken Westhover Weg Wirkungsgrade von über 50 % aufweist. Allerdings gibt es einige wenige Ereignisse, die zu einem erheblichen Austrag aus dem Becken führen. Bezogen auf die gesamte erfasste AFS-Fracht bleibt beim Becken Westhover Weg festzuhalten, dass die Sedimentation mit einem Rückhalt von 13 % nur eine stark untergeordnete Rolle bei der Funktion des Beckens spielt.

Schwermetalle

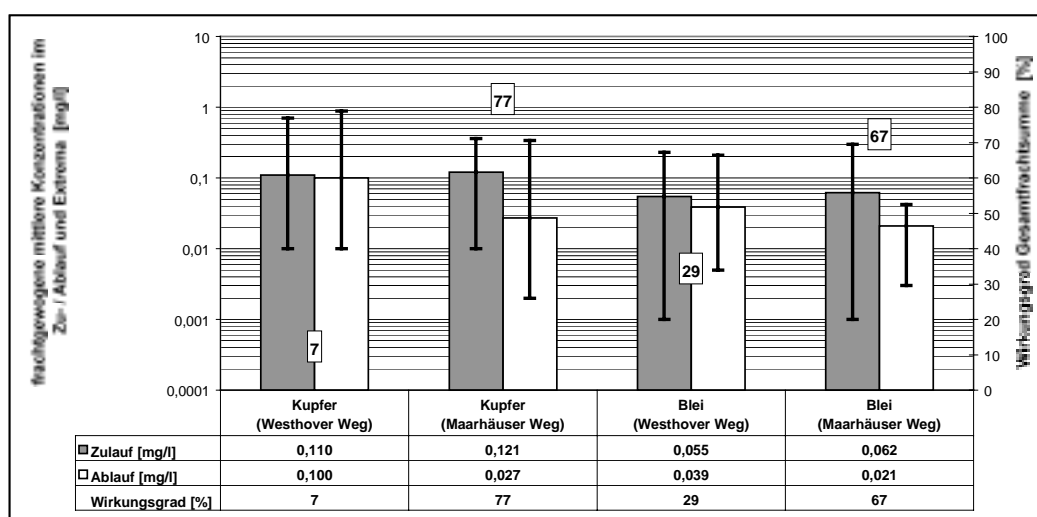


Bild 7.9 Konzentrationen und Wirkungsgrade für die Parameter Kupfer und Blei

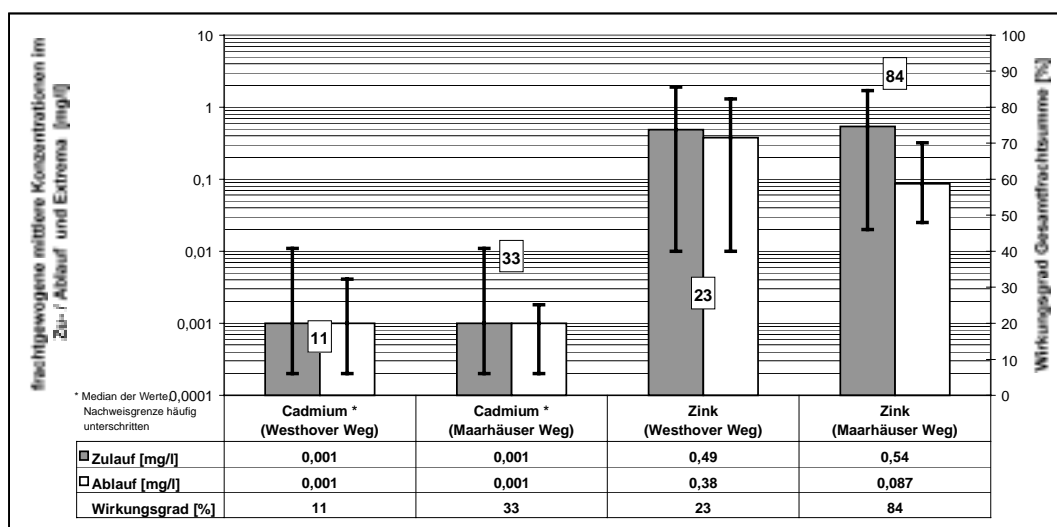


Bild 7.10 Konzentrationen und Wirkungsgrade für die Parameter Zink und Cadmium

Bei den Schwermetallen sind die deutlich größeren Wirkungsgrade beim Erdbecken Maarhäuser Weg - wie beim Parameter AFS beschrieben - auf die größere spezifische Oberfläche des Beckens und die damit verbundenen Sedimentationsprozesse der partikulär gebundenen Schwermetalle zurückzuführen.

Der Orientierungswert nach UVP-VwV [1995] für **Kupfer** von 0,05 mg/l wird bei dem Becken Westhover Weg mit einem frachtgewogenen Mittelwert von 0,1 mg/l im Ablauf deutlich überschritten. Somit übersteigt auch das Maximum mit 0,89 mg/l den Orientierungswert erheblich. Beim Becken Maarhäuser Weg kann der Orientierungswert mit einer frachtgewogenen Ablaufkonzentration von 0,027 mg/l eingehalten werden. Nur die maximale Einzelkonzentration liegt über dem Orientierungswert.

Der UVP-VwV-Orientierungswert für **Blei** von 0,05 mg/l wird für die mittleren Konzentrationen im Ablauf bei beiden Becken unterschritten. Auch die maximale Ablaufkonzentration beim Becken Maarhäuser Weg liegt unter diesem Wert. Das Maximum beim Becken Westhover Weg überschreitet den Orientierungswert.

Der UVP-VwV-Orientierungswert für **Cadmium** von 5 µg/l (0,005 mg/l) wird für die auswertbaren mittleren Konzentrationen im Ablauf bei beiden Becken unterschritten. Allerdings ist hier zu berücksichtigen, dass auch die Zulaufkonzentration praktisch immer unter dem Orientierungswert liegen.

Für den Parameter **Zink** ist nach UVP-VwV kein Orientierungswert vorgegeben. Legt man bei der Bewertung die allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (LWA [1991]) mit einem Wert für Zink von <0,3 mg/l zugrunde, so wird dieser Wert durch den Ablauf vom Becken Westhover Weg mit einem frachtgewogenen Mittelwert von 0,38 mg/l leicht überschritten; das Becken Maarhäuser Weg liegt im Ablauf mit 0,087 mg/l unter diesem Wert.

Chlorid

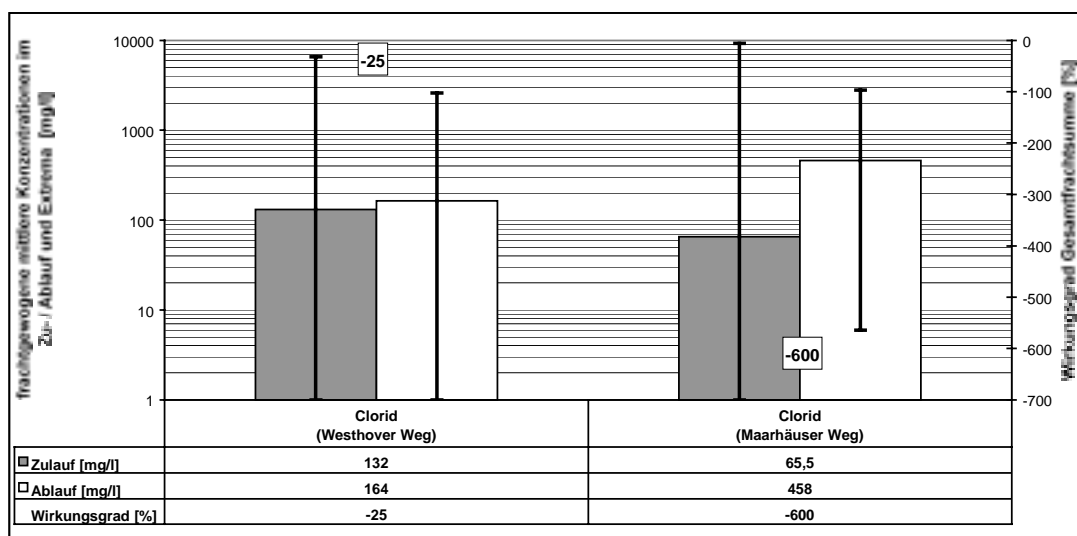


Bild 7.11 Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Chlorid

Bei Chlorid treten bei beiden Becken aufgrund der in den Wintermonaten aufgetragenen Streusalzmengen z. T. extrem hohe Zu- und Ablaufkonzentrationen auf. Beim Erdbecken Maarhäuser Weg treten auch in den Sommermonaten zum Teil sehr hohe Ablaufkonzentrationen auf.

Als Ursache wird dafür beim Erdbecken ein deutlich zeitverzögerter Austrag des im Winter eingetragenen Chlorids angesehen. Bedingt durch das große Speichervermögen des Erdbeckens und einer Schichtung des spezifisch schwereren Salzwassers kommt es zu einer Anreicherung des Chlorids. Dies wird insbesondere bei kleinen Ereignissen erfolgen, bei denen nach Salzstreuung auf der Fahrbahn sehr hohe Konzentrationen zu erwarten sind und wenig Zufluss direkt zum Abfluss kommt. Bild 7.12 veranschaulicht diesen Zusammenhang. Die maximal festgestellte Zulaufkonzentration ist bei dem Ereignis vom 10.02.1999 mit 9300 mg/l bei einem effektivem Niederschlag von 0,29 mm (entspricht 10,3 m³ Zulauf) ermittelt worden.

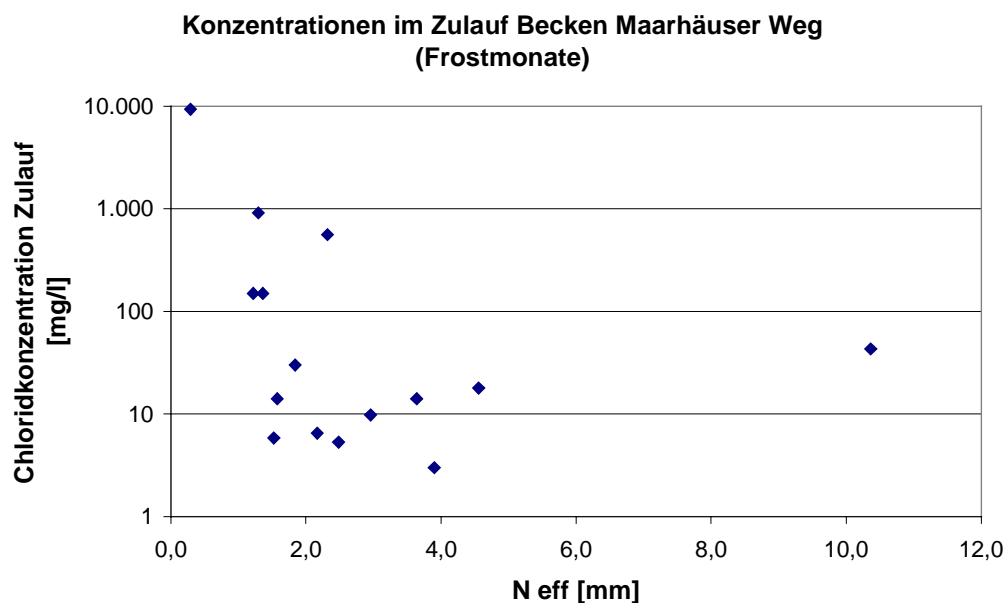


Bild 7.12 Chloridkonzentrationen im Zulauf zum Becken Maarhäuser Weg in den Frostmonaten

Beim Betonbecken Westthor Weg ist die Differenz zwischen Zu- und Ablaufkonzentration durchgängig nicht so hoch und der Auswaschungsprozess im Frühjahr weitestgehend abgeschlossen. Das unterschiedliche Verhalten der Becken ist begründet in der Beckenhydraulik. Beim Betonbecken mit seinem geringen Speichervolumen werden die eingetragenen Chloridfrachten größtenteils gleich wieder ausgetragen werden.

Bei der Interpretation der Wirkungsgrade für den Untersuchungszeitraum ist zu beachten, dass nicht alle Ereignisse beprobt wurden. Bei einer vollständigen Bilanzierung der Zu- und Ablauffrachten wird nicht mehr Chlorid aus- als eingetragen.

Ammonium- und Gesamtstickstoff

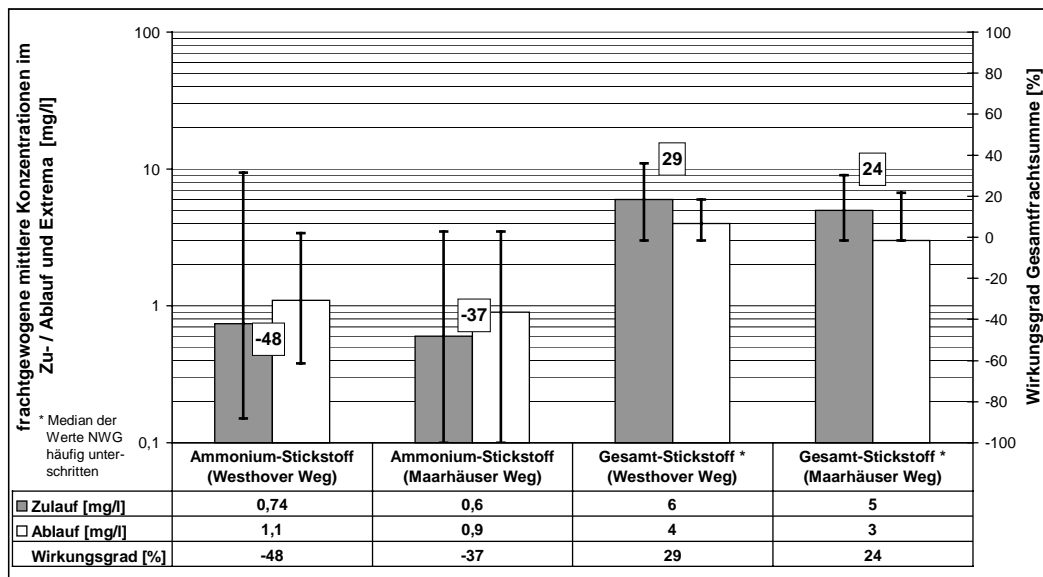


Bild 7.13 Konzentrationen und Wirkungsgrade für den Parameter Ammonium-Stickstoff und Gesamtstickstoff

Neben den Analysen des Ammoniumstickstoffs werden ab November 1998 auch Analysen des Gesamtstickstoffs durchgeführt. Die negativen Wirkungsgrade des Ammoniumstickstoffs von –48 % beim Becken Westhover Weg und –37 % beim Becken Maarhäuser Weg weisen auf einen Ammoniumaustrag hin. Der höhere Austrag ist vermutlich auf mikrobielle Abbauprozesse von Stickstoffverbindungen zurückzuführen. Da Ammonium-N als eines der Produkte beim biologischen Abbau organischer Verbindungen entsteht (u.a. METZLER [1983], WISSING [1995], MUDRACK/KUNST [1994]) wird es in den Becken durch den Abbau von Stickstoffverbindungen zu einer Erhöhung des Ammoniums gekommen sein.

Der UVP-VwV-Orientierungswert für Ammonium von 0,3 mg/l kann bei beiden Becken mit 1,2 mg/l im Ablauf Becken Westhover Weg und 0,9 mg/l beim Becken Maarhäuser Weg sehr deutlich nicht eingehalten werden.

Bei der Beurteilung der Werte für den Gesamtstickstoff ist, wie bereits erwähnt, zu beachten, dass die Konzentration im Ablauf die Nachweisgrenze häufig unterschritt. Die statistische Auswertung der Datenmenge für den Parameter Gesamtstickstoff ist somit als unsicher zu bezeichnen. Festzuhalten bleibt, dass es bei den ausgewerteten Ereignissen zu einer Reduktion des Gesamtstickstoffs gekommen ist.

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

In Bild 7.14 und Bild 7.15 sind für die PAK der erwähnten "99 Stoffe Verordnung" die Messwerte aufgeführt. Anthracen und Naphtalin sind dabei nicht dargestellt, da bei beiden Becken die Zu- und Ablauf häufig unter der Bestimmungsgrenze liegen. Beim Becken Maarhäuser Weg liegen auch bei den übrigen PAK die Ablaufkonzentrationen häufiger unter der Bestimmungsgrenze, so dass die angegebenen Wirkungsgrade das Minimum angeben.

Beim Becken Maarhäuser Weg werden die Qualitätsziele der "99 Stoffe Verordnung" von den Maxima in den Beckenabläufen überschritten. Die mittleren Ablaufkonzentrationen liegen jedoch nur noch teilweise leicht über diesen Werten. Bezogen auf die Konzentrationen im Zulauf kann von einer hohen Reinigungsleistung ausgegangen werden.

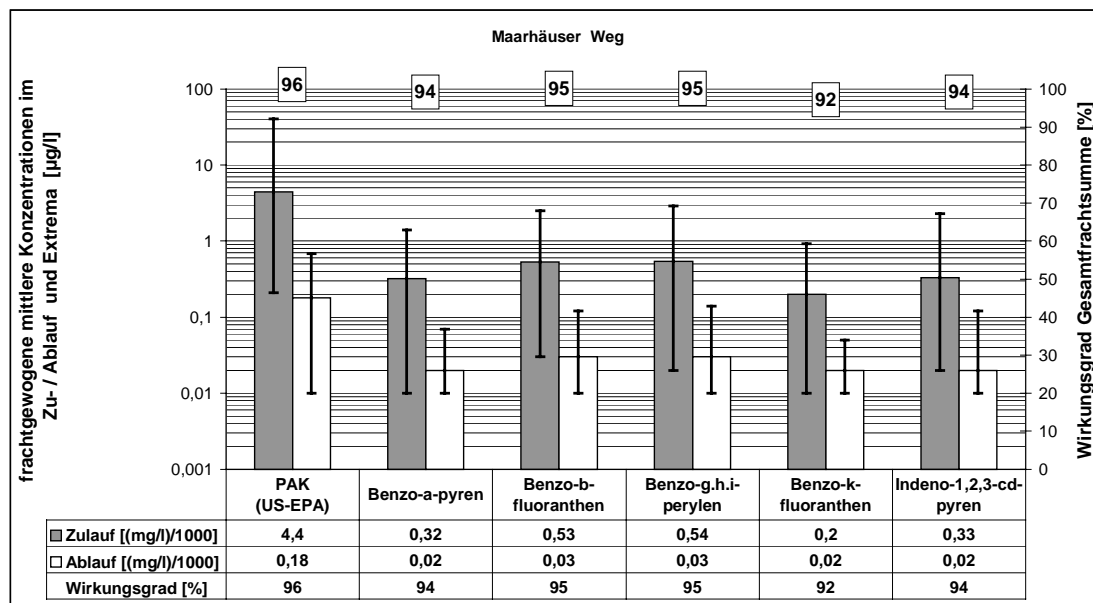


Bild 7.14 Konzentrationen und Wirkungsgrade für ausgewählte Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe- Becken Maarhäuser Weg

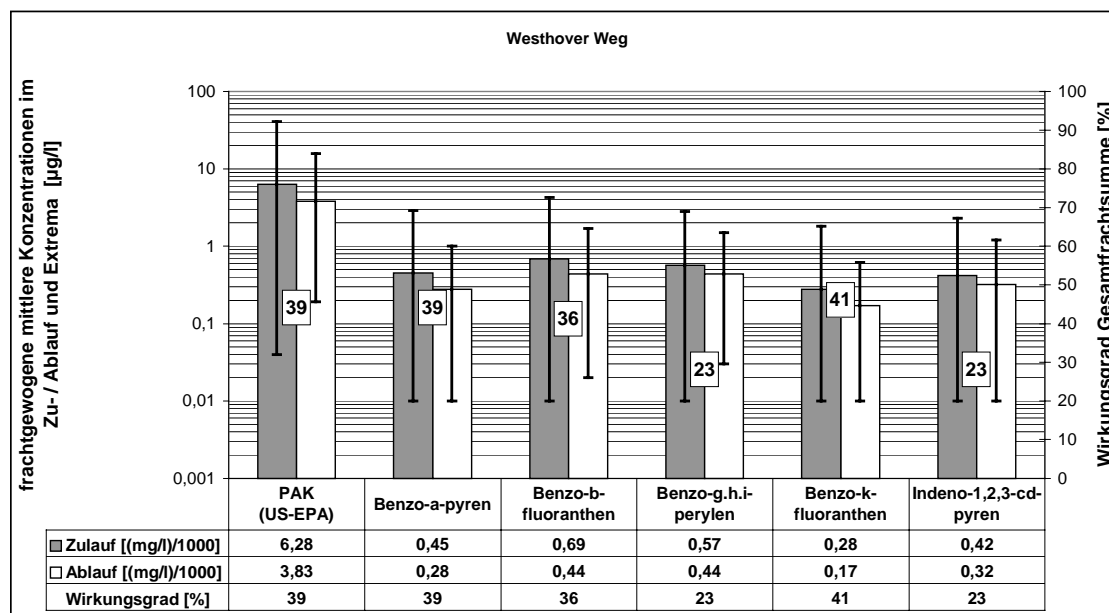


Bild 7.15 Konzentrationen und Wirkungsgrade für ausgewählte Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe- Becken Westhover Weg

Eine deutlich geringere Reinigungsleistung ist beim Becken Westhover Weg festzustellen. Hier werden die Qualitätsziele der "99 Stoffe Verordnung" von den Maxima, den Mittelwerten und teilweise auch von den Minima in den Beckenabläufen überschritten.

7.6 Untersuchung der Einzelereignisse

7.6.1 Becken Westhover Weg

Neben der Angabe des Gesamtwirkungsgrades sind für die Bewertung der Wirkungsweise eines Beckens auch Aussagen über Einzelereignisse interessant. Dabei ist für die Beurteilung der Reinigungsleistung die Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von ereignisspezifischen Größen von besonderer Bedeutung. Nachfolgend wird für den Parameter AFS die Abhängigkeit der Ablaufkonzentration untersucht.

Bild 7.16 zeigt wie erwartet, dass ein Zusammenhang zwischen der AFS-Ablaufkonzentration und der maximalen Oberflächenbeschickung, bei der der gemessene maximale Zufluss (Minutenmesswert) auf die Oberfläche bezogen wird, besteht mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,65$. Dieser Zusammenhang ist dabei hauptsächlich durch die beiden größten Ereignisse gegeben. Der Zusammenhang zu der mittleren Oberflächenbeschickung, bei der der mittlere Zufluss während eines Ereignisses auf die Oberfläche bezogen wird, ist nach Bild 7.17 deutlich geringer und nur schwach gegeben ($r^2=0,28$). Neben der maximalen Oberflächenbeschickung hat aber auch die Zulaufkonzentration an AFS einen deutlichen Einfluss auf die Ablaufkonzentration (Bild 7.18; $r^2=0,71$), da ein Großteil des Zulaufwassers bei einem Ereignis auch wieder zum Abfluss kommt.

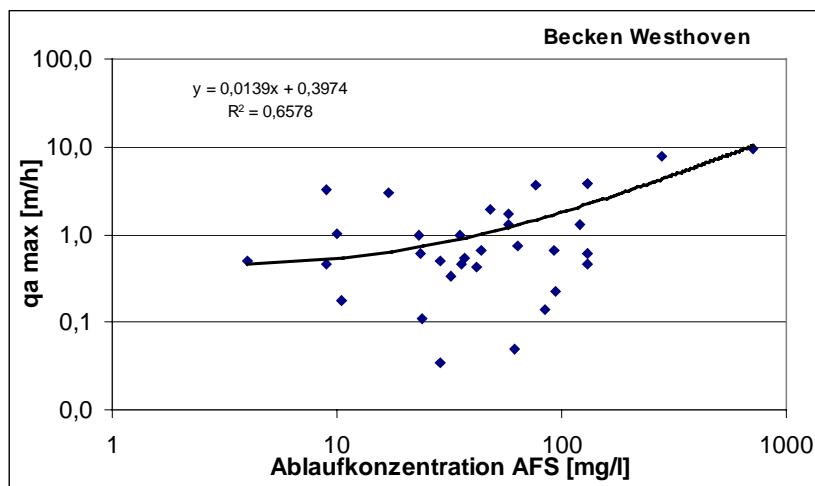


Bild 7.16 Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der maximalen Oberflächenbeschickung

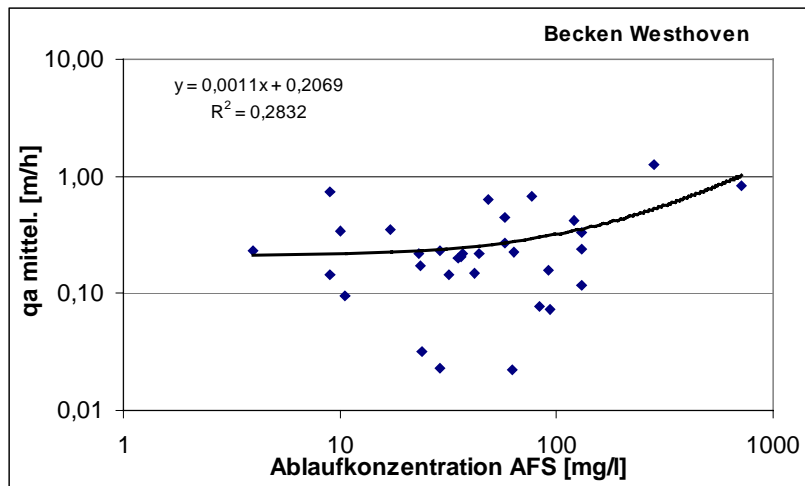


Bild 7.17 Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren Oberflächenbeschickung

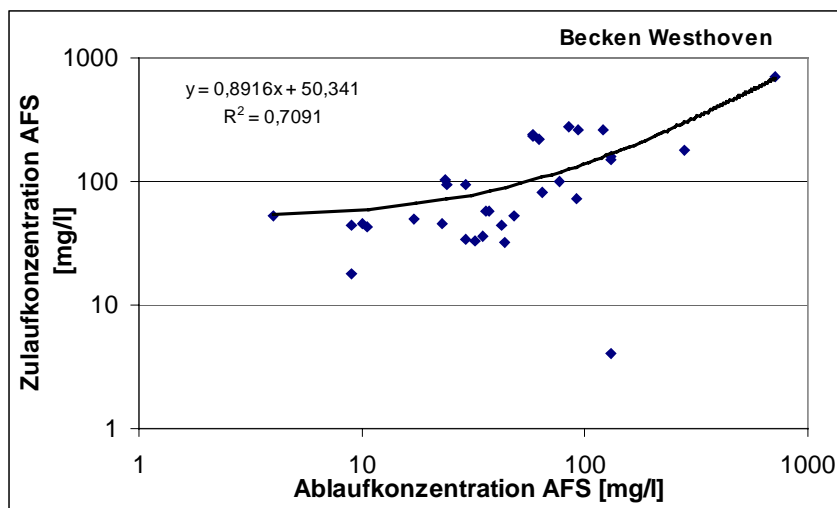


Bild 7.18 Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren AFS-Zulaufkonzentration

Bedingt durch die Abhängigkeit der AFS Ablaufkonzentration von der Zulaufkonzentration ist die reine Betrachtung der Wirkungsgrade von der maximalen Oberflächenbeschickung wenig aussagekräftig, wie Bild 7.19 zeigt. Bis zu einer max. Oberflächenbeschickung von 4 m/h weisen die Wirkungsgrade eine breite Streuung auf. Eine Abhängigkeit der Wirkungsgrade von der maximalen Oberflächenbeschickung ist in diesem Bereich somit nicht nachweisbar. Nur die erwähnten größten Ereignisse mit max. Oberflächenbeschickungen von 7,9 bzw. 9,7 m/h führen zu einem Austrag von AFS bzw. zeigen keine Reinigungsleistung.

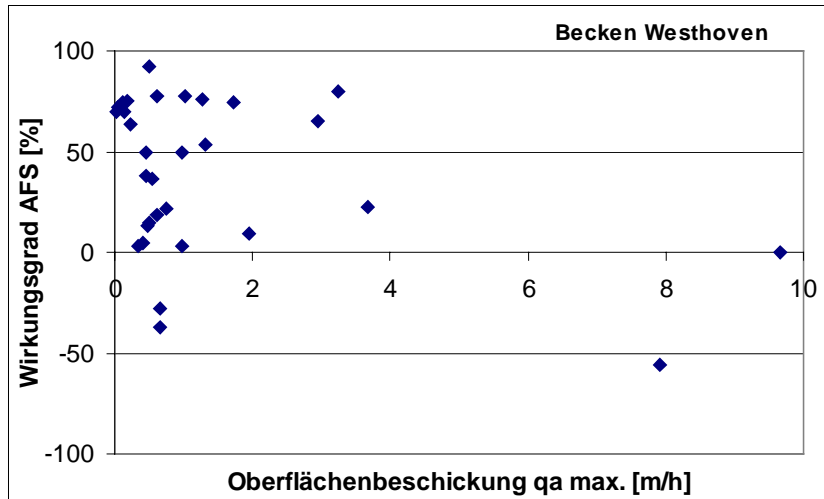


Bild 7.19 Abhängigkeit des AFS-Wirkungsgrades von der maximalen Oberflächenbeschickung

Ereignisse, die neben einer hohen Zuflaukonzentration auch eine hohe maximale Oberflächenbeschickung aufweisen, führen somit zu einer hohen Ablaufkonzentration. Bei großem Abflussvolumen wird dann eine große Fracht ausgetragen. Nachfolgend sind die Bilanzdaten für die beiden größten Ereignisse aufgeführt. Interessant ist die große Bedeutung dieser beiden Ereignisse für den geringen Gesamtwirkungsgrad der Anlage.

Tabelle 7.10 Becken Westhoyer Weg: AFS-Bilanzdaten der maximalen Ereignisse

Datum	Neff [mm]	qa max ¹⁾ [m/h]	qa mittel ²⁾ [m/h]	Zulauf AFS [mg/l]	Zulauf [m³]	Ablauf AFS [mg/l]	AFS		
							Zulauf- fracht [kg]	Ablauf- fracht [kg]	Wirkungs- grad [%]
10.05.99	12,4	9,7	0,82	710	831	710	589,9	589,9	0
30.05.99	16,9	7,9	1,26	180	1127	280	202,8	315,4	-56

1) ermittelt aus maximalem Zufluss (Minutenmesswert) bezogen auf die Grundfläche

2) ermittelt aus Zuflusssumme bezogen auf die Ereignisdauer und die Grundfläche

Die ausgetragene Fracht der beiden Ereignisse von insgesamt 905 kg AFS entspricht 67% der Gesamtentlastungsfracht von 1353 kg, die bei den Ereignissen im Messzeitraum entlastet wurde. Zu berücksichtigen ist dabei, dass bei den beiden Ereignissen auch etwa 51% der im Untersuchungszeitraum im Zulauf gemessenen Gesamtfracht in das Becken eingetragen wurde. Für das Ereignis vom 30.05.99 wird mit – 56% ein negativer Wirkungsgrad gemessen, was bedeutet, dass bereits im Becken abgelagerte Sedimente vorhergegangener Ereignisse aufgewirbelt und ausgetragen werden. Für das Ereignis vom 10.05.99 ist der Eintrag an AFS gleich dem Austrag, was durch den Wirkungsgrad von 0% angegeben wird. Die sehr hohe Zulaufkonzentration von 710 mg/l beim Ereignis vom 10.05.99 lässt in Verbindung mit dem höchstem gemessenen Beckenzufluss von 601 l/s vermuten, dass von durchlässigen Flächen abfiltrierbare Stoffe mit abgespült wurden.

Die maximalen Oberflächenbeschickungen der beiden Ereignisse weisen nach Abschnitt 7.1 darauf hin, dass die Wiederkehrzeiten der Ereignisse bei 1-2 Jahren bzw. 1 Jahr liegen und somit typisch für den Messzeitraum sind.

7.6.2 Becken Maarhäuser Weg

Auch für das Erdbecken wird die Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration untersucht. Bild 7.20 zeigt, dass die Abhängigkeit von der maximalen Oberflächenbeschickung, wie sie beim Becken Westhover Weg vorhanden ist, sich beim Becken Maarhäuser Weg nicht einstellt. Dies zeigt, dass die gemessenen maximalen Oberflächenbeschickungen beim Becken Maarhäuser Weg den Sedimentationsprozeß und somit die Ablaufkonzentrationen nicht maßgeblich beeinflussen.

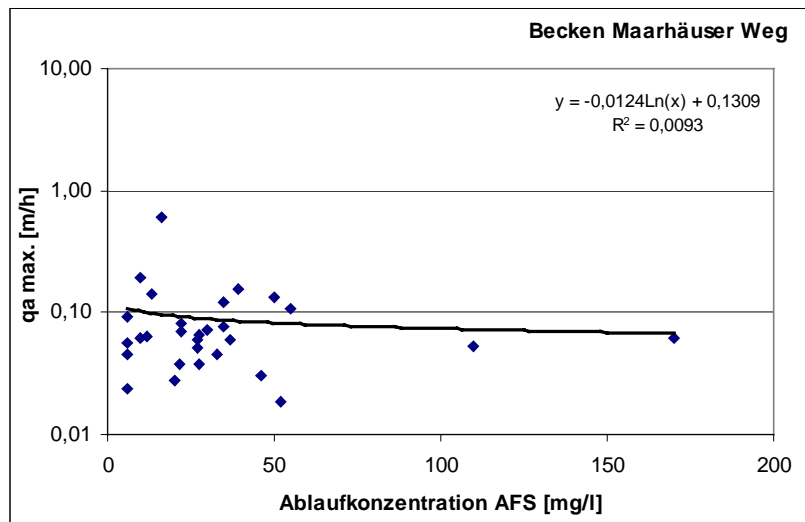


Bild 7.20 Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der maximalen Oberflächenbeschickung

Bild 7.21 zeigt, dass auch keine Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration gegeben ist. Dies zeigt, dass das groß dimensionierte Becken Maarhäuser Weg in der Lage ist, den Zulauf wirkungsvoll abzapuffern. Wie auch die Tracerversuche zeigten, ist ein Großteil des ablaufenden Wassers während eines Ereignisses auf die Verdrängung des Wassers aus dem Dauerstau des Becken zurückzuführen.

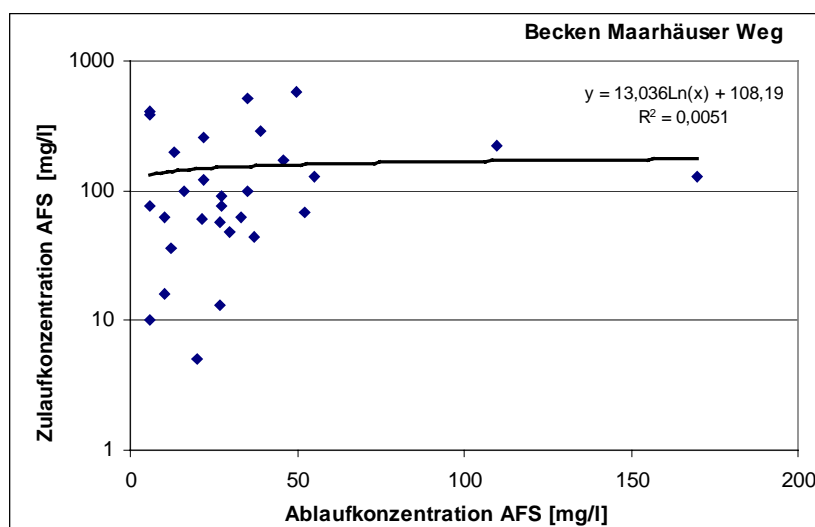


Bild 7.21 Abhängigkeit der AFS-Ablaufkonzentration von der mittleren AFS-Zulaufkonzentration

7.6.3 Vergleich der Becken

Vergleicht man die Korrelationskoeffizienten der untersuchten Ablaufkonzentrationen mit der jeweiligen Zulaufkonzentration bzw. den hydraulischen Parametern der Oberflächenbeschickungen, so ergeben sich die Werte nach Tabellen 7.11 und 7.12

Deutlich wird der bereits genannte Zusammenhang für das Becken Westhover Weg zwischen der maximalen Oberflächenbeschickung und den Ablaufkonzentrationen der Parameter PAK, CSB und AFS. Ebenfalls ist ein schwacher bis deutlicher Zusammenhang zwischen den Zu- und Ablaufkonzentration beim Becken Westhover Weg für alle Parameter bis auf MKW zu erkennen. Demgegenüber weist das Becken Maarhäuser Weg durch seine gute Pufferwirkung diese Zusammenhänge nicht auf. Dort liegen alle Korrelationskoeffizienten unter 0,5.

Tabelle 7.11 Korrelationskoeffizienten zwischen Ablaufkonzentrationen und Ereignisparametern - Becken Westhover Weg

	AFS	Zink	Ammonium	Kupfer	Blei	CSB	MKW	PAK (TVO)
qa mittel	0,53	-0,19	-0,35	-0,19	0,15	0,46	-0,06	0,56
qa max.	0,81	0,00	-0,32	-0,08	0,43	0,68	0,15	0,74
Czu	0,84	0,77	0,48	0,53	0,83	0,82	0,09	0,77

Tabelle 7.12 Korrelationskoeffizienten zwischen Ablaufkonzentrationen und Ereignisparametern - Becken Maarhäuser Weg

	AFS	Zink	Ammonium	Kupfer	Blei	CSB	MKW	PAK (TVO)
qa mittel	-0,10	-0,22	-0,15	-0,07	0,21	-0,02	-0,22	-0,09
qa max.	-0,12	-0,25	-0,02	-0,06	0,25	0,02	-0,16	-0,21
Czu	0,09	0,19	-0,19	-0,13	0,09	0,25	0,10	0,43

7.7 Sedimentuntersuchungen

Neben den Wirkungsgraden lassen sich auch aus Sedimentuntersuchungen Rückschlüsse auf die Wirkungsweise der Sedimentationsbecken ziehen. Hinweise geben dabei die Sedimentmächtigkeit, die Korngrößenverteilung und die Stoffkonzentrationen.

An beiden Becken wurden an vier Terminen Sedimentproben entnommen. Aufgrund der relativ geringen Mächtigkeiten und der wässrigen Konsistenz der Sedimente war eine ungestörte Probenahme bei beiden Becken nicht möglich. Daher erfolgte die Probenahme über ein Plexiglasrohr (10 cm Durchmesser), an dessen einem Ende über einen Kompressor ein Unterdruck erzeugt wurde.

Erdbecken Maarhäuser Weg

Für das Erdbecken wird exemplarisch für den Probenahmezeitraum Mai - August 2000 die Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment in Bild 7.22 dargestellt. Die Extremwerte und der Median der gemessenen Werte für diesen Probenahmetermin sind in

Tabelle 7.13 dargestellt. Weiterhin sind die Analyseergebnisse für den Teich aufgeführt, der nicht durch Straßenabflüsse belastet wird. Vergleicht man den Median der Werte aus dem Beckensediment mit denen des Teichsediments, so zeigt sich bei allen untersuchten Metallen die erwartete deutliche Erhöhung der Stoffkonzentrationen bei den Beckensedimenten, die für den Parameter Blei um den Faktor 23, bei Cadmium Faktor $> 3,9$, Kupfer Faktor 4 und Zink Faktor 6,5 höher liegt. Die gemessenen Konzentrationen im Beckensediment weisen über das Becken verteilt eine große Streubreite auf. Für eine Beurteilung der Belastung der Beckensedimente sind einzelne Stichproben somit nicht ausreichend.

Die hier ermittelten Werte liegen in etwa gleicher Größenordnung wie die Ergebnisse von KRAUTH/STOTZ [1993], die für bereits beschriebene Absetzbecken in Singen mittlere Sedimentkonzentrationen von 6,2 mg/kg Cadmium, 98 mg/kg Kupfer, 807 mg/kg Zink und 167 mg/kg Blei feststellten. GOLWER/ZEREINI [1998] stellen dagegen an einem Absetzbecken an der BAB A 3, bei dem eine Versickerung der Zuflüsse über die Böschungen erfolgt, in den Sedimenten deutlich höhere Schwermetallkonzentration von im Mittel 15 mg/kg Cadmium, 421 mg/kg Kupfer, 2029 mg/kg Zink und 989 mg/kg Blei fest. Eine Ursache für die höheren Konzentrationen kann nicht angegeben werden. Zu vermuten ist aber, dass die Ausbildung als Sickerbecken ohne Abfluss, bei dem alle partikulären Stoffe des Zulaufes sich im Sediment ablagern, einen Einfluss auf die Sedimentkonzentrationen haben. Darauf weist die Untersuchung von XANTHOPOULOS [1990] hin, der an den feinsten Kornfraktionen die höchsten Schwermetallkonzentrationen nachweist.

Tabelle 7.13 Erdbecken Maarhäuser Weg: Konzentrationen der Sedimentproben, 0-10 cm

Parameter	Einheit	Beckensediment			Teichsediment
		Minimum	Median	Maximum	
Blei	mg/kg TS	32	285	736	12
Cadmium	mg/kg TS	0,5	3,9	13,4	< 1
Kupfer	mg/kg TS	13	114	313	22
Zink	mg/kg TS	73	754	2120	100
Summe PAK nach TVO	mg/kg TS	0,10	1,70	7,40	n.b.
Summe PAK nach EPA	mg/kg TS	0,20	3,03	13,30	n.b.

Die Verteilung der Konzentrationen deckt sich recht gut mit der Verteilung der Strömung im Becken bei hydraulischer Belastung, die durch die Tracerversuche ermittelt wurde. Die Hauptströmung verläuft beim Becken Maarhäuser Weg in der Mittelachse des Beckens. Im Bereich des Messquerschnitts 6 ist auf der linken Seite durch eine Freiwasserzone durch fehlenden Schilfbewuchs auch eine gute Durchströmung gegeben. Im Auslaufbereich knickt die Hauptströmung auf die rechte Seite zum Auslauf hin ab.

Die Untersuchungen zeigen, dass sich entlang der Hauptströmungsrichtung vorwiegend Sedimente ablagern, die hohe Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Dies widerspricht der theoretischen Vorstellung, dass sich in Bereichen geringer Durchströmung die feinen Sedimente mit den höheren Schadstoffgehalten ablagern. Ursache für die festgestellten hohen Konzentrationen entlang der Hauptströmungsrichtung dürfte die große

Dimensionierung des Beckens sein, bei der ein Großteil des Zuflusswassers während eines Ereignisses im vorderen Bereich des Beckens gespeichert wird und Inhaltsstoffe somit auch hier sedimentieren. Der linke Seitenbereich mit der geringen Durchströmung wird bei kleinen Ereignissen kaum Zufluss erhalten. Somit sedimentieren auch hier kaum Inhaltsstoffe, worauf die geringen Sedimenthöhen in diesem Bereich hinweisen, was vermutlich auch Ursache für die geringeren Sedimentkonzentrationen ist.

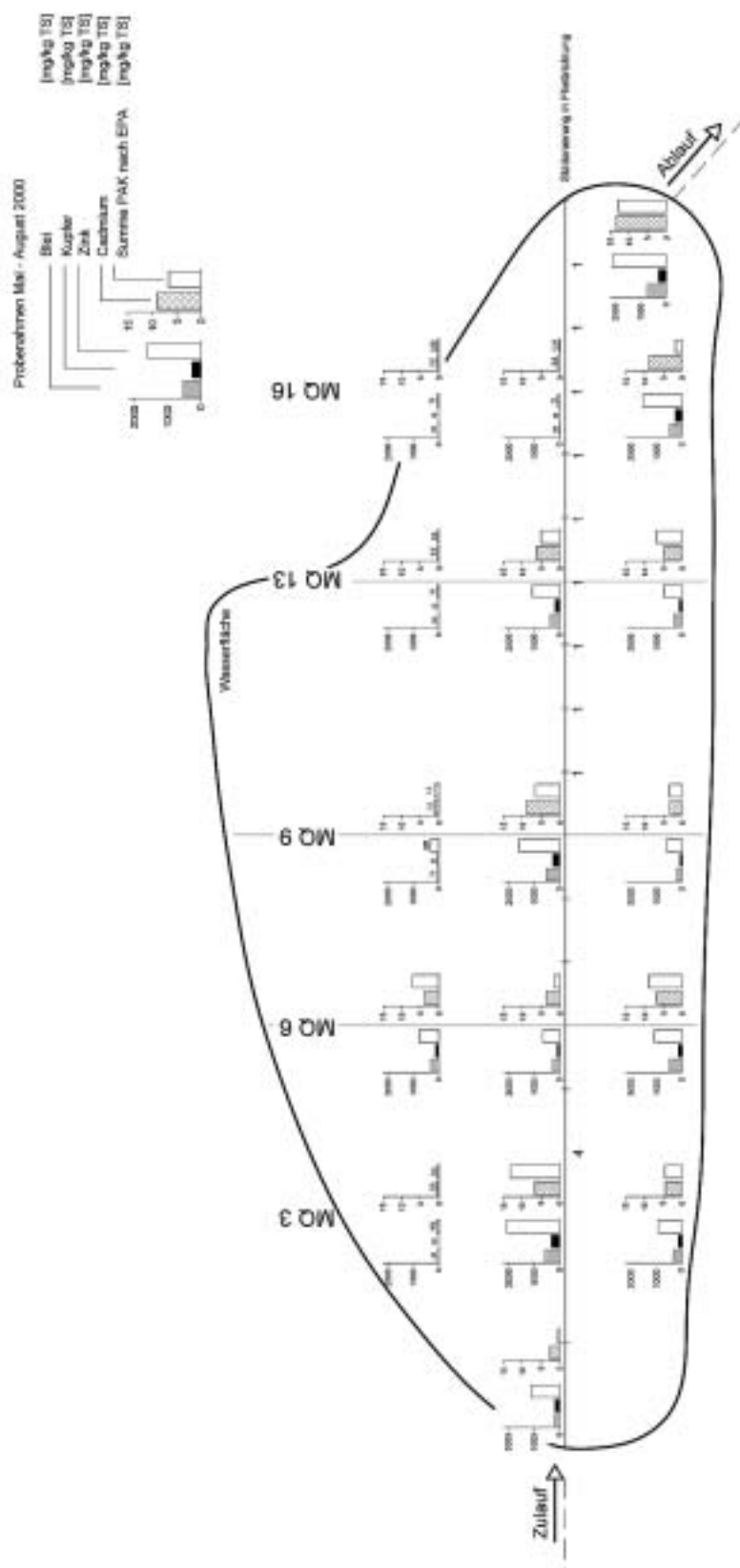


Bild 7.22 Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment, Mai - August 2000, Becken Maarhäuser Weg

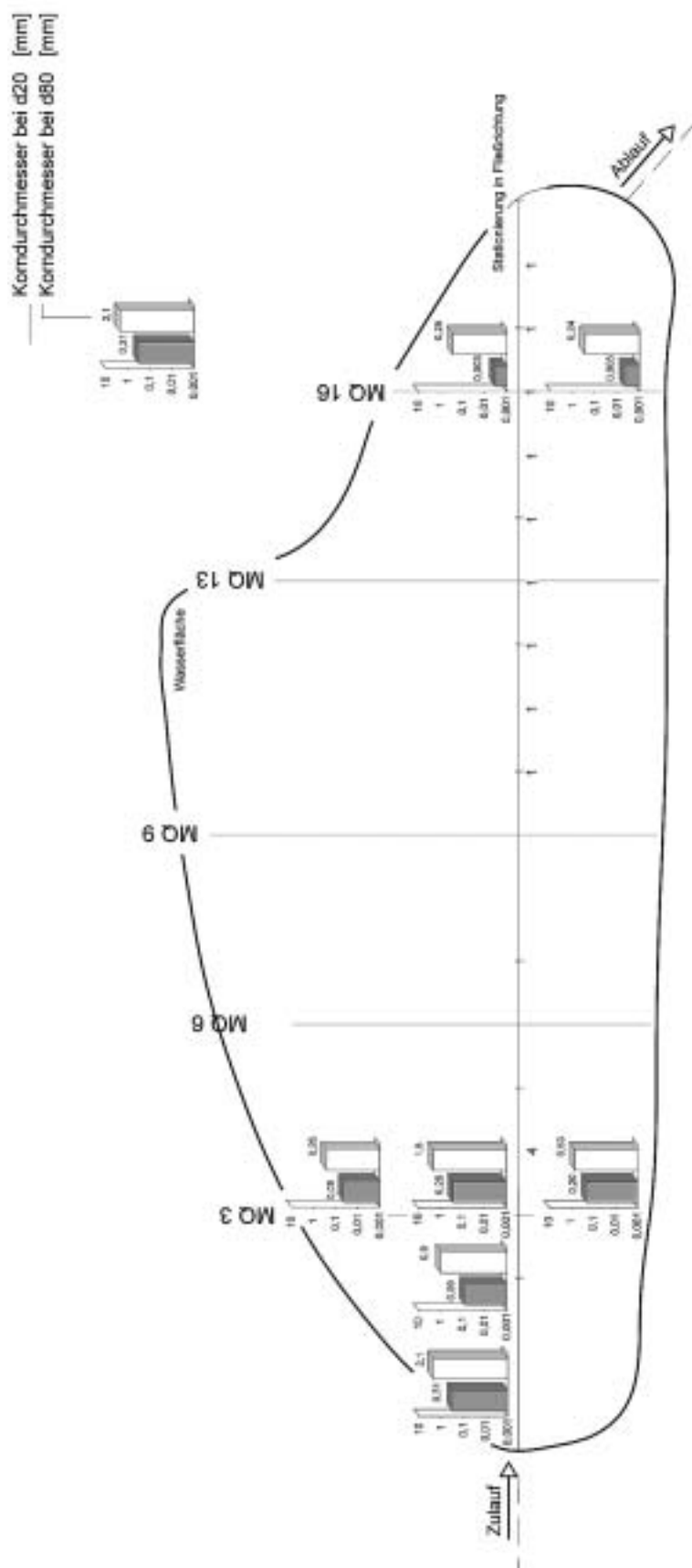


Bild 7.23 Verteilung der Korngrößen im Beckensediment, Juni 2000, Becken Maarhäuser Weg

Bild 7.23 zeigt die Verteilung der Korngrößen der Beckensedimente. Dargestellt sind die Werte d_{20} und d_{80} , die zur Beschreibung der Sieblinie gewählt werden. Die aufgenommenen Werte zeigen das erwartete Sedimentationsverhalten der Feststoffe. Im Einlaufbereich liegen die Korndurchmesser für den d_{20} zwischen 0,09 und 0,31 mm. Im Ablaufbereich können sich deutlich geringere Korndurchmesser ablagern mit einem d_{20} zwischen 0,003 und 0,005, was einer Reduzierung um 1 – 2 10er Potenzen bedeutet. Der d_{80} verringert sich auch deutlich von 0,9 – 2,1 mm auf etwa 0,25 mm.

Betonbecken Westhover Weg

Für das Betonbecken wird exemplarisch für den Probenahmetermin Juli 2000 die Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment in Bild 7.24 dargestellt. Die Extremwerte und der Median der gemessenen Werte für die gesamten 4 Probenahmeterminen sind in Tabelle 7.14 dargestellt.

Der Median der hier festgestellten Werte liegt für Blei bzw. Cadmium leicht über den Werten des Beckens am Maarhäuser Weg. Eine deutliche Erhöhung ist am Becken Westhover Weg bei den Parametern Kupfer bzw. Zink festzustellen. Die Werte für Kupfer und Zink liegen beim Becken Westhover Weg in gleicher Größenordnung wie die bereits erwähnten Ergebnisse von GOLWER/ZEREINI [1998]. Die Ursache für die hohen Konzentrationen ist unklar.

Die am Becken Westhover Weg gemessenen Konzentrationen im Beckensediment weisen über das Becken verteilt ebenfalls eine deutliche Streubreite auf.

Tabelle 7.14 Betonbecken Westhover Weg: Konzentrationen der Sedimentproben

Parameter	Einheit	Beckensediment		
		Minimum	Median	Maximum
Blei	mg/kg TS	89	372	450
Cadmium	mg/kg TS	0,90	4,05	5,00
Kupfer	mg/kg TS	85	405	650
Zink	mg/kg TS	1610	2550	2820
Summe PAK nach TVO	mg/kg TS	0,8	7,3	16,0
Summe PAK nach EPA	mg/kg TS	1,9	16,9	35,2

Bild 7.24 zeigt die Verteilung der Sedimentkonzentrationen im Becken. Auffällig ist die deutlich Zunahme der Stoffkonzentrationen in Fließrichtung.

Der Vergleich der Sedimentkonzentrationen nach Bild 7.24 mit der Verteilung der Korngrößen der Beckensedimente nach Bild 7.25 bestätigt den durch XANTHOPOULOS [1990] bereits geschilderten Zusammenhang, dass die Schadstoffkonzentrationen an den feineren Kornfraktionen höher sind als an der gröberen Fraktion. Der d_{20} nimmt vom Zulauf über den Messpunkt M1 und M2 von 0,45 mm über 0,008 mm auf 0,003 mm und der d_{80} von 1,8 mm über 0,2 mm auf 0,095 mm ab.

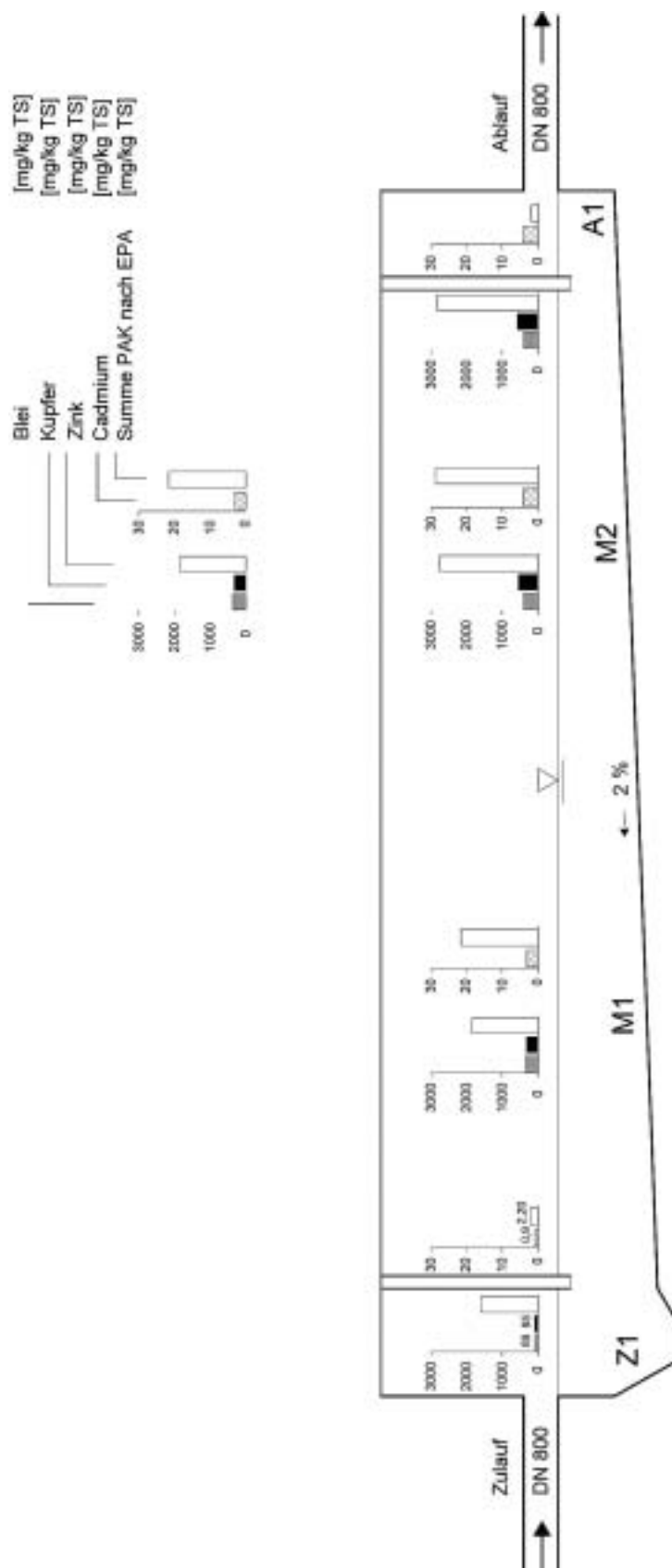


Bild 7.24 Verteilung der Stoffkonzentrationen im Beckensediment, Juli 2000, Becken Westhover Weg

Im Vergleich zum Becken Maarhäuser Weg sind somit auch beim Becken Westhover Weg sehr feine Kornfraktionen abscheidbar. Da nach Bild 2.7 Partikel mit 0,003 mm Durchmesser nur bei geringen Oberflächenbeschickungen von etwa 0,07 m/h abscheidbar sind, ist davon auszugehen, dass es sich bei den feinen Kornfraktionen im Sediment um Partikel handelt, die nach Ereignisende aus dem stehenden Wasserkörper oder bei entsprechend geringen Zuflüssen während eines Ereignisses sedimentieren.

Die festgestellten geringeren Wirkungsgrade gegenüber dem Becken Maarhäuser Weg zeigen aber, dass die abgeschiedene partikuläre Fracht beim Becken Westhover Weg geringer ist.

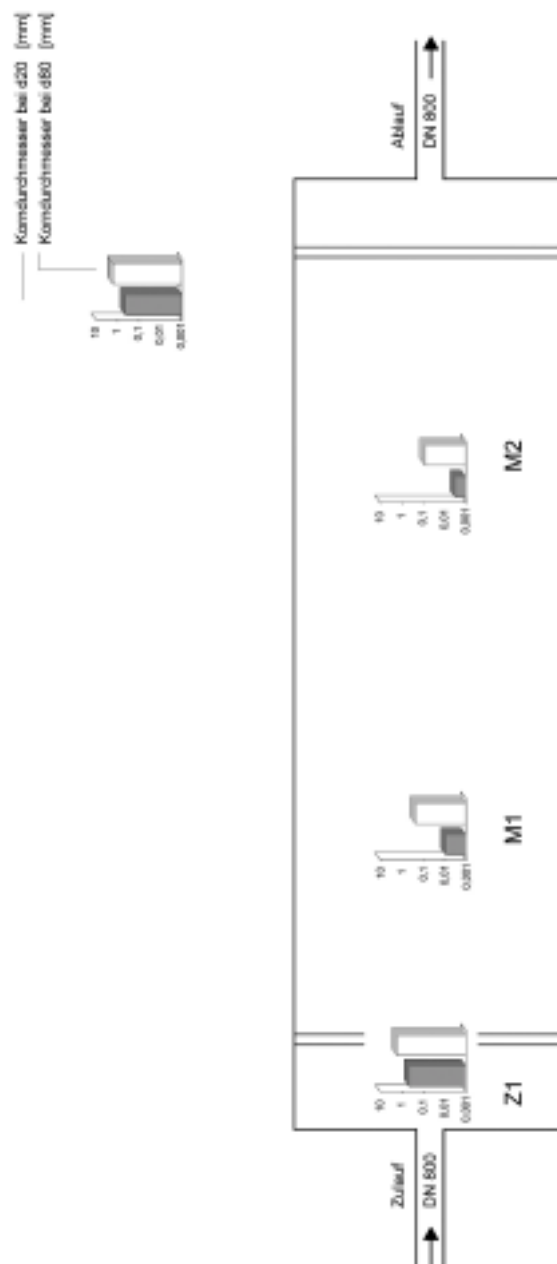


Bild 7.25 Verteilung der Korngrößen im Beckensediment, Juli 2000, Becken Westhover Weg

7.8 Untersuchung der Pflanzen

Für das Becken Maarhäuser Weg stellt sich die Frage, ob und ggf. welchen Einfluss die Pflanzen im Becken auf Reinigungsleistung haben. Auf den positiven Einfluss des Schilfs und des Rohrkolbens auf die Beruhigung der Strömung wurde bereits eingegangen. Daher wird an dieser Stelle untersucht, welchen Anteil die Pflanzen (Schilf und Rohrkolben) an der Reinigungsleistung des Beckens durch die direkte Aufnahme der Schadstoffe bzw. durch Anlagerung auf der Pflanzenoberfläche besitzen.

Im August 2000 wurden dazu an vier Stellen im Becken und an einer Stelle im Teich die Pflanzen analysiert. Aufgrund des höheren Anteils des Schilfs im Becken wird dieses an drei Stellen (Messquerschnitt 1 am Zulauf, Messquerschnitt 8 in der Mitte des Beckens links und rechts) beprobt. Am Ablauf am Messquerschnitt 16 wird der Rohrkolben untersucht. Ebenfalls wird Rohrkolben aus einem Teich in direkter Nähe des Beckens untersucht, der keine Straßenabflüsse erhält, um eine unbelastete Vergleichsprobe zu erhalten. Da optisch eine deutliche Anlagerung von Sedimenten auf den Pflanzen im Unterwasserbereich und in dem ca. 5 cm breiten Wasserwechselbereich zu erkennen ist, werden die Pflanzen zerteilt und in Proben „oberhalb der Wechselzone“ und in Proben im „Unterwasserbereich“ unterschieden. Weiterhin wird differenziert zwischen den Blättern und den Stengeln der Pflanzen oberhalb der Wechselzone. Eine direkte Messung der angelagerten Sedimente auf den Pflanzen, wie es eigentlich vorgesehen war, ist analysetechnisch nicht möglich, da sich das Sediment nicht von den Pflanzenoberflächen lösen lässt. Daher sind die Analysewerte auf die gesamte Trockensubstanz der Probe bezogen.

Ein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Probenahmeorten bei den Schilfanalysen lässt sich nicht feststellen. Daher sind in der Tabelle 7.15 die Mittelwerte für die Schilfanalysen angegeben.

Tabelle 7.15 Analysen der Pflanzen, Becken Maarhäuser Weg

		Mittelwert Schilf	Mittelwert Schilf	Mittelwert Schilf	Ablauf Rohrkolben	Ablauf Rohrkolben	Teich Rohrkolben	Teich Rohrkolben
		Blätter oberhalb Wechsel- zone	Stengel oberhalb Wechsel- zone	Blätter und Stengel, Unterwasser	Blätter oberhalb Wechsel- zone	Blätter und Stengel, Unterwasser	Blätter oberhalb Wechsel- zone	Blätter und Stengel, Unterwasser
Blei	mg/kg TS	(<1)	<1	(<1)	<1	3	<1	<1
Cadmium	mg/kg TS	(<0,05)	<0,05	(<0,05)	<0,05	0,1	<0,05	<0,05
Kupfer	mg/kg TS	4,7	3,0	5,7	2,0	4,0	1,0	3,0
Zink	mg/kg TS	29	48	44	14	19	5	6

Werte in Klammern: Konzentrationen größtenteils unterhalb der Nachweisgrenze

Die Ergebnisse zeigen, dass die Analysewerte für Blei und Cadmium häufig unterhalb der Nachweisgrenze liegen, was sicherlich auch auf die niedrigeren Zulaufkonzentrationen dieser Parameter gegenüber den Konzentrationen von Kupfer und Zink zurückzuführen ist. Eine Interpretation für die Werte Blei und Cadmium ist wegen der Unterschreitung der Nachweisgrenze nicht möglich.

Interessant ist der Vergleich zwischen den Werten für den Rohrkolben im Becken, der dem Zufluss von Straßenabflusswasser ausgesetzt ist, und den Rohrkolben im Teich, der nur über den Niederschlag Zufluss erhält. Für den Parameter Kupfer liegen die Konzentrationen für die Blätter oberhalb der Wechselzone für den Teich mit 1 mg/kg gegenüber 2 mg/kg im Becken und für die Pflanzenteile im Unterwasser mit 3 mg/kg im Teich gegenüber 4 mg/kg im Becken geringer. Beim Parameter Zink fällt der Unterschied wesentlich deutlicher aus. Hier steigen die Werte von 5 mg/kg auf 14 mg/kg für die Blätter oberhalb der Wechselzone und von 6 mg/kg auf 19 mg/kg für die Pflanzenteile im Unterwasserbereich. Der Einfluss des Straßenabflusswassers auf die Metallkonzentration in der Trockensubstanz der Pflanzen lässt sich somit nachweisen.

Vergleicht man die Werte zwischen den Schilfpflanzen und dem Rohrkolben im Becken, die dem gleichen Zuflusswasser ausgesetzt sind, so zeigt sich, dass die Konzentrationen in den Blättern oberhalb der Wechselzone bzw. in den Stengeln und Blättern im Wasser für das Schilf für den Parameter Kupfer um Faktor 2,4 bzw. 1,4 und für Zink um Faktor 2,1 bzw. 2,3 höher liegen. Einen Einfluss kann dabei der generell größere Durchmesser des Rohrkolbens haben, bei dem bezogen auf die Trockensubstanz der Pflanze eine geringere Oberfläche zur Verfügung steht, an die sich Schadstoffe anlagern können. Weiterhin kann auch die geringere Konzentration im Wasser in Ablaufnähe bzw. auch eine pflanzenbedingte geringere Schadstoffaufnahme eine Ursache sein. Auf pflanzenspezifisch unterschiedliches Aufnahmevermögen gegenüber Schwermetallen aus dem Boden weist BLUME [1990] hin. BLUME gibt Transferkoeffizienten an, die das Aufnahmeverhalten von Schwermetallen aus dem Boden in die Pflanze beschreiben. Für Blei ist das Aufnahmevermögen generell gering und liegt um den Faktor 10 geringer als bei Kupfer und den Faktor 100 geringer als bei Zink. Dies kann somit auch eine Ursache dafür sein, dass die Bleikonzentrationen in den Pflanzen nicht nachweisbar sind.

Beim Vergleich der Analysen für den Schilf lässt sich eine deutlich höhere Belastung der Pflanzenteile, die unterhalb der Wechselzone liegen, nicht signifikant nachweisen. Beim Zink liegt der Wert im Unterwasserbereich sogar leicht unter dem Wert für die Schilfstengel oberhalb der Wechselzone. Für den Parameter Kupfer liegt der Wert im Unterwasserbereich etwas höher als bei den Pflanzenteilen über der Wechselzone. Dieses Verhalten deutet darauf hin, dass die Anlagerung von Kupfer und Zink auf der Pflanzenoberfläche gering ist im Vergleich zu der direkten Anreicherung in der Trockensubstanz der Pflanze. Diese Tendenz ist auch beim Rohrkolben zu erkennen. Hier liegen jedoch die Konzentrationen für Kupfer bzw. Zink in den Blättern im Becken leicht unter den Werten der Pflanzenteile im Unterwasserbereich.

Mit den mittleren Konzentrationen wird für die Parameter Zink und Kupfer in der nachfolgenden Aufstellung der Gesamtgehalt bestimmt, der durch die Pflanzen im Becken festgelegt wird. Nach den berechneten Frachten nach Abschnitt 7.4 wird über das Einzugsgebiet im Jahr eine Fracht von 1,7 kg Kupfer und 7,5 kg Zink in das Becken eingetragen. Bezieht man zu Vergleichszwecken die insgesamt auf und in den Pflanzen festgelegten Kupfer und Zink Mengen auf diese jährlichen Werte, so zeigt sich, dass der direkte Anteil der Pflanzen an der Reinigung der Straßenabflüsse mit 3,9 g Kupfer (entspricht 0,23 %) bzw. 32 g Zink (entspricht 0,43%) nur sehr gering ist. Die während des Messzeitraums durch die Pflanzen festgelegte Kupfer- bzw. Zinkmenge liegt somit noch

geringer. Insgesamt ist daher davon auszugehen, dass die Reinigungsleistung gegenüber den Schwermetallen durch die Pflanzen vernachlässigbar ist.

	Schilf	Rohrkolben	
mittlere Gehalt an Kupfer [mg/kg TS]	4,4	3,0	
mittlere Gehalt an Zink [mg/kg TS]	40	17	
Anzahl Pflanzen pro m ²	260	15	
TS pro Pflanze [g]	4,5	87	
Beckenfläche mit Pflanzen [m ²]	578	230	
Masse der Pflanzen im Becken [kg TS]	676	300	Summe
Masse Kupfer in Pflanzen (gesamt) [g]	3,0	0,9	3,9
Masse Zink in Pflanzen (gesamt) [g]	27,1	5,0	32,1

8 Diskussion

Die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Ergebnisse werden nachfolgend für den Bereich der Retentionsbodenfilter und der Sedimentationsbecken diskutiert. Retentionsbodenfilter sind dabei als relativ neue Anlagen zur Regenwasserbehandlung anzusehen, während der untersuchte RiStWag-Abscheider und das Regenrückhaltebecken mit Dauerstau übliche Elemente zur Straßenentwässerung bzw. zur Behandlung von Straßenabflüssen darstellen.

8.1 Retentionsbodenfilter

RBF zur Behandlung von Straßenabflüssen sollen neben der Reinigung durch Filtration auch gelöste Schmutzstoffe durch Adsorption zurückhalten. Mit **Schüttelversuchen**, die aus der Bodenkunde bekannt sind, werden in dieser Arbeit Adsorptionsisothermen für Filtersubstrate aufgenommen, um Rückschlüsse auf die Adsorptionsstärke der Substrate zu ziehen.

Der Vergleich der Ergebnisse der Schüttelversuche mit den Lysimeteruntersuchungen zeigt, dass das Substrat (Sand Nr. 22), das bei den Schüttelversuchen die größte Adsorptionsleistung zeigte, auch in den Lysimeterversuchen die größte Adsorptionsleistung erreicht. Das Lava-Sand/Bims Gemisch und der Quarzsand, die nach den Schüttelversuchen deutlich schlechteres Adsorptionsvermögen aufweisen, zeigen auch in den Lysimeterversuchen geringere Wirkungsgrade. Damit haben sich die Schüttelversuche nach OECD-Guideline 106 für die Vorauswahl der Filtersubstrate nach ihrer Adsorptionsstärke als zielführend herausgestellt.

Eine abschließende Bewertung einer Substratart ist mit den durchgeführten Versuchen allerdings nicht möglich. So weisen die untersuchten Proben für Basalt und Bims ein unterschiedliches Adsorptionsvermögen auf. Die Versuchsp parallelen für den Sand Nr. 22 zeigen, dass für Blei und Kupfer bei fast gleicher adsorbierte Stoffmenge in dem Konzentrationsbereich, der in etwa der Konzentration im Straßenabfluss entspricht, deutliche Schwankungen der Gleichgewichtskonzentration abzulesen sind. Ursache ist der starke Einfluss einer geringfügig veränderten adsorbierten Stoffmenge auf die Gleichgewichtskonzentration in diesem Bereich der Adsorptionsisotherme. Um mit Schüttelversuchen die Adsorptionsstärke eines Filtersubstrates einschätzen zu können, sollten somit immer mehrere Versuchsp parallelen durchgeführt werden.

Eine quantitative Übertragbarkeit der in den Schüttelversuchen festgestellten Adsorptionsleistungen gegenüber einzelnen Metallen zu den Lysimeterversuchen ist nicht gegeben. Hier zeigt sich z.B. für gelöstes Blei beim untersuchten Quarzsand in den Lysimeterversuchen keine Reinigungsleistung, während in den Schüttelversuchen eine Adsorption festgestellt wurde. Als Ursache ist das unterschiedliche Verhältnis zwischen flüssiger Phase und Filtersubstrat und die Intensität der Durchmischung zu vermuten, worauf auch CZURDA et al. [1997] hinweisen.

Neben den Schüttelversuchen wird auch eine Abschätzung der Adsorptionsleistung der Substrate durch Bestimmung der Sesquioxide (Eisen-, Aluminium- und Manganoxide) durchgeführt. HILLER/BRÜMMER [1995] weisen insbesondere auf das hohe Adsorptionsvermögen von Eisen- und Manganoxiden hin. Der Quarzsand, der sich in den Schüttelversuchen als adsorptionsschwach herausgestellt hat, weist mit einem Gehalt von 79 mg/kg Fe_o bzw. 145 mg/kg Fe_d die deutlich geringsten Anteile an oxalatlöslichen bzw.

dithionitlöslichen Eisenoxiden auf, während der Sand Nr. 22, der ein hohes Adsorptionsvermögen besitzt, deutliche höhere Gehalte von 123 mg/kg bzw. 3.784 mg/kg aufweist. Der Lavasand mit mittlerem Adsorptionsvermögen liegt mit 105 mg/kg bzw. 343 mg/kg Fe_o bzw. Fe_d zwischen diesen Werten. Auch die Gehalte an Manganoxiden zeigen diese Tendenz. Insgesamt spiegeln bei diesen Untersuchungen somit die Gehalte an Eisen- und Manganoxiden die Abstufung der in den Schüttelversuchen festgestellten Adsorptionsstärken wider.

Im Gegensatz zum Vergleich der Oxide zeigt der Vergleich der Gesamtgehalte an Eisen und Mangan, dass der Lavasand um Faktor 2-3 höher Gehalte gegenüber Sand Nr. 22 aufweist. Die reine Angabe der Gesamtgehalte an Eisen und Mangan ist somit nicht aussagekräftig für das Adsorptionsvermögen.

Von einem gezielten Einsatz von Komposten und Rindenhumus zur Bodenfiltration wird wegen der festgestellten Desorption von MKW und der hohen Ausgangsbelastung mit anderen Schadstoffen (Arsen, Blei, Zink, PAK, EOX) abgesehen. Die Notwendigkeit der Qualitätssicherung der eingebauten Filtermaterialien wird daran deutlich. Die positiven Effekte, die STÖLZER et al. [1994] über die Immobilisierung von Schwermetallen durch Kompost berichten, können hier nicht bestätigt werden. Ob generell von dem gezielten Einsatz abzuraten ist, kann nicht beantwortet werden. Dazu müssten eine größere Anzahl von Proben untersucht werden. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Mit der **Lysimeteranlage** am Seelhorster Kreuz werden an einer halbtechnischen Anlage Wirkungsgrade für bestimmte straßenspezifische Parameter und Filtersubstrate ermittelt. Bei der Bodenfiltration erfolgt der Reinigungsprozess durch Filterung partikulärer Bestandteile und Adsorption gelöster Schadstoffe. Der Filteraufbau wird bei den Versuchen in seiner Vertikalen im Maßstab 1:1 im Vergleich zu großtechnischen Bodenfiltern nachgebildet. Eine Beeinflussung der Messergebnisse durch Randströmungen an den Lysimetern wird nachweislich ausgeschlossen. Auch die hydraulische Belastung (Drosselabflussspende bzw. Filtergeschwindigkeit und Beschickungshöhe) entspricht in etwa großtechnischen Anlagen. Aufgrund dieser wesentlichen Belastungsgrößen und Dimensionen wird somit von einer guten Übertragbarkeit auf großtechnische Bodenfilter ausgegangen.

Ein deutlicher Unterschied ergibt sich im horizontalen Maßstab. Hier erfolgt bei den Lysimetern, bezogen auf die Grundfläche, immer eine gleiche Beaufschlagung. Bei großtechnischen Anlagen wird es insbesondere bei kleinen Ereignissen zu einer höheren Belastung des Filters in der Einlaufzone kommen. Die dadurch bedingte stärkere stoffliche Belastung dieser Zone dürfte sich allerdings erst in einem Langzeitbetrieb auswirken.

Weiterhin werden die Lysimeter mit vorabgesetzten Abflüssen belastet, was im Gegensatz zu großtechnischen Anlagen nicht während der Niederschlagsereignisse erfolgt. Die eher geringen Konzentrationen im Zulauf werden darauf zurückgeführt, da dem Sandfang auch Fremdwasser zufloss. Im Vergleich zu den von DIERKES [1999] festgestellten gelösten Anteilen im Straßenabfluss liegen die Anteil bei den Lysimeterversuchen für Kupfer mit 42% und Blei mit 34 % in etwa gleich. Ursache für den nicht deutlich höheren gelösten Anteil durch Sedimentation der partikulären Bestandteil im Sandfang dürfte die gezielte Durchmischung des Sandfangs vor Beginn der Beschickung sein.

Bei den Lysimetern sollten adsorptionsstarke und adsorptionsschwache, sandige Filtersubstrate untersucht werden. Die Auswertung der Datenbank des Niedersächsischen

Landesamtes für Bodenforschung hat zu dem adsorptionsstarken Sand Nr. 22 geführt (hoher Anteil an Eisenoxiden, Carbonatgehalt 13,9%). Der Quarzsand mit geringem Gehalt an Eisen- und Manganoxiden und einem Carbonatgehalt von 0 % repräsentiert ein adsorptionsschwaches Substrat. Damit geben die Lysimeterversuche eine gute Spannbreite in Hinblick auf die Adsorptionsstärke der Substrate wider.

Die Ergebnisse der Versuche zeigen für PAK bei allen untersuchten Substraten Wirkungsgrade über 90%. Da PAK hauptsächlich an partikuläre Bestandteile gebunden sind, ist davon auszugehen, dass die Filtration der wesentliche Reinigungsmechanismus ist und die Adsorptionsstärke des eingesetzten Filtersubstrates nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Bei den Schwermetallen kann für Kupfer und Blei eine deutlich höhere Reinigungsleistung des adsorptionsstärkeren Filtersubstrates festgestellt werden, was insbesondere beim Vergleich der Wirkungsgrade für die gelöste Fraktion deutlich wird (Sand Nr. 22: Kupfer 84%, Blei 52%; Quarzsand: Kupfer 56%, Blei 2%). Neben der Filtration der an partikuläre Bestandteile gebundenen Schwermetalle spielt die Adsorption gelöster Schwermetalle somit bei der Bodenfiltration eine wichtige Rolle.

Für Chlorid kann durch die große Löslichkeit bei der Bodenfiltration wie erwartet keine Reinigung erzielt werden. Chloride stellen gerade bei der Entwässerung von stark befahrenen Straßen und Autobahnen eine wesentliche Belastung im Straßenabfluss dar. Eine Reinigung durch Bodenfilter wie auch durch andere Sedimentationsanlagen kann allerdings nicht erfolgen.

Für MKW konnte insgesamt nur eine eher geringe Reinigungsleistung festgestellt werden. Bei den Lysimetern am Seelhorster Kreuz zeigten sich dabei deutliche Schwankungen, die auf nicht bilanzierte Vorereignisse zurückgeführt wurden. Die Ergebnisse der Lysimeter in Allertal liefern hier deutlich konstantere Wirkungsgrade von 24 - 35%. MKW sind typische Inhaltsstoffe, die in Straßenabflüssen und auch in Abflüssen von Parkflächen (Lkw-Stellplätze) vorhanden sind. Ob durch gezielten Einsatz von organischer Substanz zu den Filtersubstraten höhere Wirkungsgrade erzielbar sind, wie nach Literaturangaben zu erwarten wäre, kann mit diesen Untersuchungen nicht beantwortet werden. Auf die Probleme der Ausgangsbelastung selbst von gütegesicherten Komposten und Rindenhumus wurde bereits eingegangen. Zum optimierten Rückhalt von MKW in Bodenfiltern besteht somit noch Forschungsbedarf.

Die Phosphatkonzentrationen im Zulauf zu den Lysimetern lagen mit 0,4 mg/l in einem typischen Bereich für Straßenabflüsse. Insgesamt liegen die Wirkungsgrade sehr gering. Auch durch die Zumischung von 10 Vol.% Braunkohlenkoks zum Filtersubstrat konnte keine signifikante Steigerung der Phosphatreduzierung erreicht werden. Von einer Reinigungsleistung gegenüber Phosphat ist bei den hier eingesetzten Substraten somit nicht auszugehen.

Neben den Wirkungsgraden wird ein wesentlicher Einflussfaktor für den **Betrieb** von RBF festgestellt. Bei dem Lysimeter mit dem Filtersubstrat Sand Nr. 22 wird eine Verringerung der Durchlässigkeit von $6 \cdot 10^{-5}$ m/s auf $1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s beobachtet, was auf die sehr hohe Chloridbelastung und somit die Streusalzbelastung der Straßenabflüsse zurückgeführt wird. Es wird eine Destabilisierung des Bodengefüges durch Verdrängung der Ca- und Mg- Ionen durch die eingetragenen Na-Ionen vermutet, was durch einen Anstieg der Na-Sättigung an der Kationenaustauschkapazität von 0% auf bis zu 2,7% bestätigt wird. In der Literatur ist der

negative Einfluss der Na-Ionen auf das Bodengefüge und somit die Durchlässigkeit beschrieben. Da insbesondere bei Autobahnen mit regelmäßigen hohen Streusalzkonzentrationen im Winterbetrieb zu rechnen ist, stellt die mögliche Anfälligkeit von Filtersubstraten gegenüber der Chloridbelastung ein ernsthaftes Problem für den Betrieb von Bodenfiltern dar. Hier sind weitere Untersuchungen erforderlich, um die Unbedenklichkeit von Filtersubstraten gegenüber Streusalzbelastung zu prüfen.

Für die Beurteilung der RBF als Behandlungsanlage ist das **Langzeitverhalten** ein wesentliches Kriterium. Mit den Messergebnissen der Lysimeteranlage kann das Langzeitverhalten gegenüber gelösten Inhaltsstoffen nicht prognostiziert werden. Hier sind längere Versuch erforderlich. Auch mit dem eingesetzten Stofftransportmodell sind diese Aussagen nicht möglich, da eine Kalibrierung des Modells an den Lysimeterversuchen nicht möglich war. Die Ableitung der Adsorptionseigenschaften für das Modell aus den Schüttelversuchen wird aufgrund der festgestellten Abweichungen der Ergebnisse der Schüttelversuche und der Lysimeterversuche als zu unsicher beurteilt. Auf diese Unsicherheiten weisen auch SWARTJES et al. [1991] und DIERKES [1999] hin. Weiterhin kann der mögliche Einfluss der organischen Substanz durch Bodenbildungsprozesse auf die Adsorptionsleistung, auf dessen positiven Einfluss u.a. SCHACHTSCHABEL et al. [1992], DVWK [1988], HILLER/BRÜMMER [1997] und HERMS/BRÜMMER [1984] hinweisen, bei den Simulationsrechnungen nicht berücksichtigt werden. Die Simulationsrechnungen haben somit wenig praktische Bedeutung. Sie lassen aber erkennen, dass eine Erschöpfung der Adsorptionsleistung von adsorptionsstarken Filtersubstraten gegenüber gelösten Schwermetallen bei einigen Parametern in einem Zeitraum von 5-30 Jahren möglich ist. Hier ist weiterer Forschungsbedarf gegeben.

Vergleich der Reinigungsleistung mit bisherigen Untersuchungen

Bislang liegen keine Ergebnisse zur Reinigungsleistung von Bodenfiltern gegenüber Straßenabflüssen vor. Die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen werden daher mit den in Abschnitt 2.4.4 genannten Anlagen in Augsburg bzw. Waldangelloch verglichen, bei denen Wirkungsgrade von Versickerungsanlagen gegenüber Straßenabflüssen bzw. einem RBF mit bindigem Filtermaterial gegenüber Mischwasserzuflüssen vorliegen.

Die Zulaufkonzentrationen liegen für AFS deutlich höher als bei der Lysimeteranlage mit dem vorgeschalteten Sandfang (Tabelle 8.1). Bei Blei fallen die deutlich höheren Konzentrationen bei der Anlage Waldangelloch und bei Zink bei der Anlage in Augsburg. Bei den übrigen Parametern liegen die Werte in ähnlicher Größenordnung.

Tabelle 8.1 Frachtgewogene Zulaufkonzentration, Vergleich Versuchsanlage Augsburg und RBF Waldangelloch und Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz

Parameter		Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz	Versuchsanlage Augsburg NADLER/MEIßNER [2001] ¹⁾	RBF Waldangelloch ²⁾ BRUNNER et al. [1994]
AFS	[mg/l]	24	107	122
Cu	[mg/l]	0,032	0,034	0,048
Cu-f	[mg/l]	0,014	0,010	0,024 ³⁾
Pb	[mg/l]	0,019	0,016	0,058
Pb-f	[mg/l]	0,007	0,001	0,036 ³⁾
Zn	[mg/l]	0,120	0,393	0,156
Zn-f	[mg/l]	0,062	0,205	0,078 ³⁾
pH	[-]	7,5	7,4	k.A.
Leitfähigkeit	[µS/cm]	1051	1406	467

1) Mittel der 3 Untersuchungsjahre; die gelösten Konzentrationen wurden nur für ein Quartal ermittelt

2) angegeben ist der arithmetische Mittelwert (für AFS jedoch der frachtgewogene Mittelwert)

3) Ermittlung an der abgesetzten Probe

Nach den Schüttelversuchen dieser Arbeit, bei denen auch der eingesetzte Feinsand und Oberboden der **Anlagen** in **Augsburg** mit untersucht wurden, weisen die Substrate in Augsburg ähnlich gute Adsorptionseigenschaften auf wie der Sand Nr. 22 (Lysimeter 4). Der Vergleich der Wirkungsgrade (Tabelle 8.2) der Muldenversickerung M20 und M30 mit Lysimeter 4 zeigen für AFS und Zink Werte in gleicher Größenordnung. Bei Kupfer erzielt Lysimeter 4 insbesondere gegenüber dem gelösten Anteil die deutlich besseren Reinigungsleistungen. Bei Blei haben die Anlagen M20 und M30 gegenüber den Gesamtgehalten eine bessere Reinigungsleistung als Lysimeter 4, wobei für den gelösten Bleigehalt die Tendenz nicht einheitlich ist.

Zu beachten ist, dass die Ergebnisse in Augsburg an dezentralen Versickerungsanlagen erzielt wurden, die eine wesentlich geringere hydraulische Belastung und eine deutlich höhere Filtergeschwindigkeit als üblich dimensionierte Bodenfilter aufweisen, an denen sich der Betrieb der Lysimeterversuche orientiert. Der Vergleich zeigt aber, dass auch bei der Versickerungsanlage in Augsburg gelöste Schwermetalle zurückgehalten werden.

Tabelle 8.2 Frachtgewogene Wirkungsgrade, Vergleich Lysimeteranlage Seelhorster Kreuz (Lysimeter 4), Muldenversickerung M20 und M30 Augsburg und RBF Waldangelloch

	AFS	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f
Lysimeter 4	87	84	79 ⁴⁾	63	48 ⁴⁾	90	90 ⁴⁾
Lysimeter 6	73	67	44 ⁴⁾	42	0	88	91
M20	90 ¹⁾	59 ²⁾	30 ³⁾	88 ²⁾	8 ³⁾	84 ²⁾	92 ³⁾
M30	91,5 ¹⁾	70 ²⁾	30 ³⁾	94 ²⁾	62 ³⁾	86 ²⁾	91 ³⁾
RBF Waldangelloch ⁵⁾	92	63	k.A.	64	k.A.	89	k.A.

5) Mittel der ersten beiden Untersuchungsjahre BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999]

6) Mittel von 3 Versuchsjahren NADLER/MEIßNER [2001]

7) berechnet aufgrund der veröffentlichten Werte für Quartal 16.9.97-04.12.97

8) Mittel der Auswertungen nach Tabelle 5.6, für Blei-f wird beim Lysimeter 6 ein Wert von 0 angenommen

9) arithmetischer Mittelwert

Der Vergleich der Wirkungsgrade zum **RBF Waldangelloch** ist aufgrund der unterschiedlichen Auswertung (arithmetische Mittelwerte beim RBF Waldangelloch) leicht eingeschränkt. Die Wirkungsgrade liegen beim RBF Waldangelloch mit dem bindigen Filtersubstrat, dem üblicherweise ein sehr hohes Adsorptionsvermögen zugeschrieben wird, in gleicher Größenordnung wie bei den Lysimetern 4 und 6 mit den sandigen Substraten. Dabei ist für Kupfer bei Lysimeter 4 sogar ein besserer Wirkungsgrad als beim RBF Waldangelloch gegeben. Einen schlechten Wirkungsgrad weist nur Lysimeter 6 für Blei auf. Erstaunlicherweise hat auch der hohe Anteil an organischer Substanz von 7,1-8,6%, dem ein hohes Adsorptionsvermögen zugeschrieben wird, beim RBF Waldangelloch nicht zu einer besseren Reinigungsleistung geführt.

Der Wirkungsgrad von 92% für AFS beim RBF Waldangelloch deutet darauf hin, dass auch hier ein partikulärer Transport durch den Filteraufbau bzw. eine Suffusion aus dem Filteraufbau stattgefunden hat, wie es bei der Lysimeteranlage festgestellt wurde. Im Mittel ergibt sich im Ablauf des RBF Waldangelloch eine AFS Konzentration von 10 mg/l, während sie bei Lysimeter 4 bzw. 6 bei etwa 3 mg/l bzw. 6 mg/l und somit geringer liegt. Für beide Anlagen liegen keine Ergebnisse zu den Korngrößenverteilung in den Abläufen vor, aus der die abfiltrierbaren Korndurchmesser abgelesen und damit eine Bewertung der Filterleistung erfolgen könnte. Jedoch lässt beim RBF Waldangelloch die festgestellte Durchlässigkeit von bis zu $8 \cdot 10^{-5}$ m/s, die für bindige Böden relativ hoch ist, vermuten, dass eine Wasserbewegung in bevorzugten Fließbahnen stattgefunden hat, die durch strukturbedingte Makroporen wie Regenwurmgänge, Wurzelkanäle o.ä. geschaffen werden. Dies kann insbesondere bei bindigen Bodensubstraten auftreten (u.a. SCHWARZ/KAUPENJOHANN [2001], SCHNEIDER [1999] und WAGNER et al. [1997]). Auch ein partikulärer Transport von Schwermetallen ist nach SCHWARZ/ KAUPENJOHANN [2001] auf diesen Fließwegen möglich, was für den RBF Waldangelloch vermutet wird.

8.2 Sedimentationsbecken

Der Abscheider **Westhover Weg** entspricht von seinen Dimensionen her im Wesentlichen einem nach den RiStWag dimensionierten Abscheider. Die Reinigungsleistung des Beckens bezieht sich auf Ereignisse, die mit der maximalen Oberflächenbeschickung in etwa dem Bemessungswert von RiStWag-Abscheidern entsprechen (9 m/h) und somit repräsentativ sind. Das spezifische Dauerstauvolumen dieses Abscheiders liegt mit $50 \text{ m}^3/\text{ha } A_{\text{red}}$ etwa um den Faktor vier geringer als bei dem untersuchten Regenrückhaltebecken am Maarhäuser Weg, das durch seinen Dauerstau von $202 \text{ m}^3/\text{ha } A_{\text{red}}$ auch als Sedimentationsbecken wirkt.

Bei den beiden größten Ereignissen am RiStWag-Abscheider Westhover Weg mit Oberflächenbeschickungen von 7,9 und 9,7 m/h konnte nachgewiesen werden, dass die Sedimentationswirkung des Abscheiders aufgehoben wird bzw. dass es zu einer Remobilisierung bereits abgesetzter Stoffe kommt. Bei noch selteneren Ereignissen und somit höheren Beschickungshöhen ist davon auszugehen, dass sich die Reinigungsleistung weiter verschlechtert. Um mit RiStWag-Abscheidern eine kalkulierbare Reinigungsleistung zu erreichen, sollte daher eine Begrenzung des Zulaufes auf eine kritische Abflussspende erfolgen, so dass die Oberflächenbeschickung auf einen maximalen Wert begrenzt bleibt. Diese Empfehlung wird auch für Regenklärbecken gegeben (ATV [1999]).

Wertet man die Ergebnisse vom Becken Westhover Weg ohne die beiden maximalen Ereignisse und somit für maximale Oberflächenbeschickungen von weniger als 4 m/h aus, so ergeben sich die Werte nach Tabelle 8.3. Die Auswertung zeigt, dass es für diese Ereignisse für AFS zu einer deutlichen Steigerung der Reinigungsleistung um 27% auf 40% gekommen wäre. Demgegenüber liegen die Wirkungsgrade der übrigen Parameter in gleicher Größenordnung, wobei sich für Blei und CSB der Wirkungsgrad um etwa 10% erhöht. Ursache für die geringere Steigerung bei den übrigen Parametern sind deren geringe Konzentrationen bei den beiden starken Ereignissen, so dass der Einfluss auf den frachtgewogenen Wirkungsgrad gering ist.

Es bleibt festzuhalten, dass es am Abscheider Westhover Weg auch bei Wertung der Ereignisse mit Oberflächenbeschickungen von weniger als 4 m/h zu geringen Reinigungsleistungen gekommen wäre. Eine direkte Abhängigkeit der AFS Wirkungsgrade von der maximalen Oberflächenbeschickung kann für diese Ereignisse nicht nachgewiesen werden, obwohl die maximale Oberflächenbeschickung als Bemessungskriterium für Sedimentationsbecken verwendet wird.

Tabelle 8.3 Frachtgewogene Wirkungsgrade, Becken Westhover Weg für Ereignisse mit einer Oberflächenbeschickung < 4 m/h im Vergleich zur Auswertung aller Ereignisse

Westhover Weg	AFS	CSB	NH ₄ -N	Blei	Kupfer	Zink	MKW (H18)	PAK (US-EPA)
Wirkungsgrad [%] aller Ereignisse	13	37	(-48)	29	7	23	35	39
Wirkungsgrad [%], Ereignisse < 4 m/h	40	47	(-42)	40	8	26	36	42

Auch beim Regenrückhaltebecken mit Dauerstau am **Maarhäuser Weg** kann eine Abhängigkeit von der maximalen Oberflächenbeschickung, die bei allen Ereignissen unter 1 m/h liegt, nicht nachgewiesen werden. Neben dem deutlich größeren spezifischen Dauerstauvolumen weist das Becken gegenüber dem Becken Westhover Weg Pflanzen (Schilf und Binsen) im Sedimentationsbereich auf, durch die im Becken eine Vergleichmäßigung der Strömung vermutet wird. Ein direkter Entzug von Schwermetallen durch Anlagerung an die Pflanzenoberfläche bzw. Einlagerung in die Biomasse erfolgt nur stark untergeordnet und ist für die Wirkungsgrade ohne Bedeutung.

Der AFS Wirkungsgrad von 82 % beim Becken Maarhäuser Weg liegt in gleicher Größenordnung wie bei dem in der Vergangenheit untersuchten Becken in Pleidelsheim (KRAUTH/KLEIN [1982]). Dieses weist von den bislang untersuchten Sedimentationsbecken mit deutlichem Abstand den höchsten AFS Wirkungsgrad von 85% auf. Auch der Abscheider in Pleidelsheim wurde im Untersuchungszeitraum nur mit geringen Oberflächenbeschickungen von weniger als 2 m/h belastet.

Wichtig beim Vergleich der Becken ist, dass bei den Becken mit den großen spezifischen Dauerstauvolumina die Aufenthaltszeit und somit die Zeit zur Sedimentation nicht durch die maximale Oberflächenbeschickung bestimmt wird, sondern durch die Abfolge der Regenereignisse. Dies wird nachfolgend durch einen Vergleich der hydraulischen Belastung der Becken Westhover Weg, Pleidelsheim und Maarhäuser Weg deutlich (Bild 8.1). Neben den Oberflächenbeschickungen sind dabei die n-ten rechnerischen Beckenfüllungen

(Wechselraten) nach Abflussbeginn angegeben, die sich aus dem Verhältnis der Zuflusssumme zum Beckenvolumen ergeben. Sehr deutlich wird die geringe Belastung der Becken Maarhäuser Weg und Pleidelsheim, die neben der genannten geringen Oberflächenbeschickung auch rechnerische n -te Beckenfüllungen von weniger als 1 für die untersuchten Ereignisse aufweisen. Das bedeutet, dass für den theoretischen Fall einer vollständigen Verdrängung des im Becken befindlichen Wassers kein Anteil des Zuflusses während eines Ereignisses zum Abfluss kommt. Beim Becken Westhover Weg ist dies dagegen nicht der Fall. Hier liegt die Wechselrate bei bis zu 3,4.

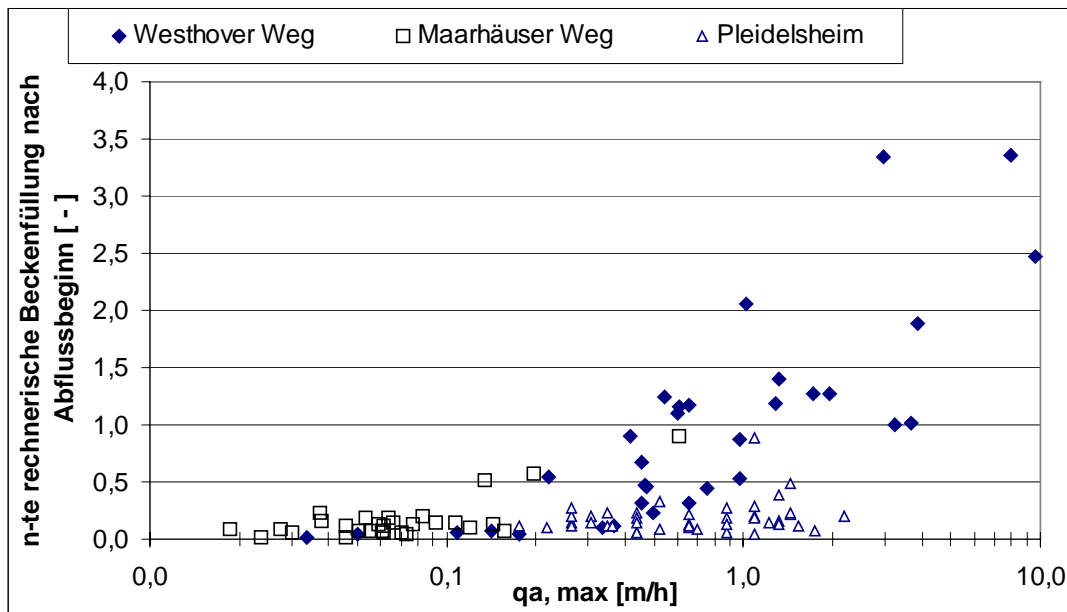


Bild 8.1 Hydraulische Belastung der Becken Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau), Westhover Weg (RiStWag-Abscheider) und Pleidelsheim im Vergleich, (Daten Becken Pleidelsheim sind ausgewertet nach Angaben von KRAUTH/KLEIN [1982])

Wird die Aufenthaltszeit unter der Annahme einer konstanten Oberflächenbeschickung berechnet (vgl. Abschnitt 2.3.1), so ergeben sich nach Tabelle 8.4 für die Becken Maarhäuser Weg bzw. Pleidelsheim theoretische Aufenthaltszeiten von 9 bzw. 2 Stunden für die mittlere und 1,4 bzw. 0,8 Stunden für die maximale Oberflächenbeschickung. Die Wechselraten nach Bild 8.1 zeigen deutlich, dass die Annahme einer konstanten Oberflächenbeschickung für die Berechnung der Aufenthaltszeit bei den Becken Maarhäuser Weg und Pleidelsheim nicht sinnvoll ist. Durch die großen Dimensionen wird bei diesen Becken die Aufenthaltszeit nicht durch die maximale Oberflächenbeschickung eines Ereignisses, sondern durch die zeitliche Abfolge zu den nachfolgenden Regenereignissen bestimmt. Die tatsächlichen Aufenthaltszeiten für diese Becken liegen daher im Bereich von mehreren Tagen und nicht, wie in Tabelle 8.4 aus den Oberflächenbeschickungen berechnet, im Bereich von Stunden.

Bild 8.2 zeigt dieses Verhalten für das Becken Maarhäuser Weg. Dargestellt ist die Häufigkeitsverteilung der Aufenthaltszeiten für das mittlere Niederschlagsjahr 1980 (Niederschlag 694 mm). Es werden 62 Ereignisse mit einer Beckenfüllung von mehr als 2% bilanziert. Die rechnerische Aufenthaltszeit wird ermittelt zwischen Beginn des jeweiligen

Ereignisses und dem Beginn eines der folgenden Ereignisse, bei dem die zwischenzeitliche Zulaufsumme zum Becken das Beckenvolumen von 720 m³ übersteigt. Demnach liegt die rechnerische Aufenthaltszeit für 63% der Ereignisse bei über 10 Tagen. Nur 5% der Ereignisse weisen Aufenthaltszeiten von weniger als 1 Tag auf. Wie auch bei der Auswertung nach Tabelle 8.4 liegt dabei die Annahme zugrunde, dass das Becken gleichmäßig durchströmt wird.

Tabelle 8.4 Rechnerische Aufenthaltszeiten aufgrund der maximalen Oberflächenbeschickungen der untersuchten Ereignisse für die Becken Westhover Weg (RiStWag-Abscheider), Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau) und Pleidelsheim

	qa [m/h]	Beckentiefe [m]	Aufenthaltszeit [h]
mittlere Oberflächenbeschickung:			
Becken Westhover Weg	1,47	1,5	1,0
Becken Maarhäuser Weg	0,09	0,83	9,1 ¹⁾
Becken Pleidelsheim	0,80	1,8	2,2 ¹⁾
maximale Oberflächenbeschickung			
Becken Westhover Weg	9,66	1,5	0,2
Becken Maarhäuser Weg	0,61	0,83	1,4 ¹⁾
Becken Pleidelsheim	2,19	1,8	0,8 ¹⁾

1) Aufgrund der großen Volumina der Becken Maarhäuser Weg und Pleidelsheim wird die tatsächliche Aufenthaltszeit durch die Abfolge zu den nachfolgenden Ereignissen bestimmt und kann daher in Bereichen von mehreren Tagen liegen.

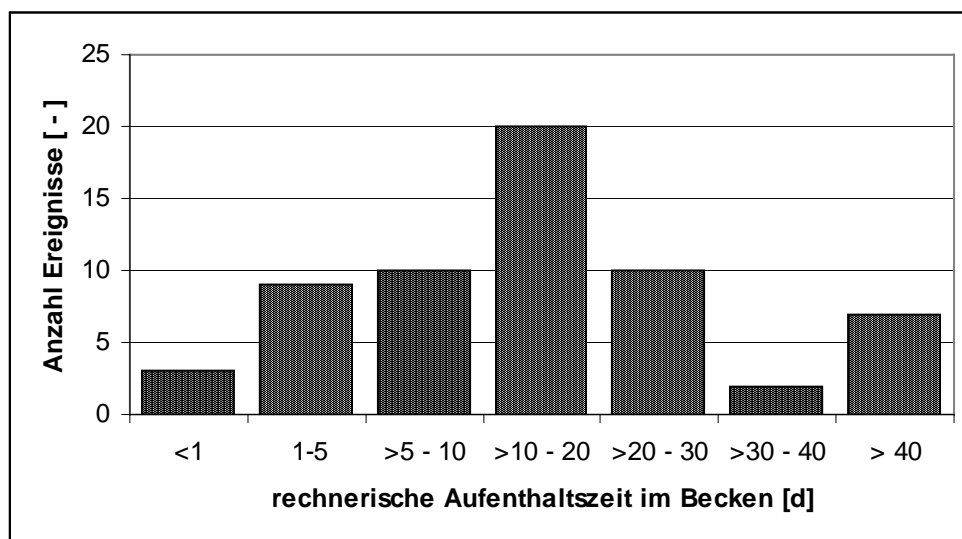


Bild 8.2 Häufigkeitsverteilung der rechnerischen Aufenthaltszeiten im Becken Maarhäuser Weg (RRB mit Dauerstau) nach Ereignisbeginn, Ergebnis der Langzeitsimulation

Bei Aufenthaltszeiten von z.B. 10 Tagen können nach FAIR (Abschnitt 2.3.1) selbst Quarzsandteilchen von weniger als 0,001 mm Durchmesser abgeschieden werden. Vergleicht man die Wirkungsgrade beim Becken Maarhäuser Weg für Blei (67 %) und Kupfer (77 %) mit den Angaben von DIERKES [1999], der für die partikulären Anteile dieser Metalle im Straßenabfluss 64 % für Blei und 58 % für Kupfer ermittelt, so lässt sich abschätzen, dass die partikulären Anteile dieser Metalle durch Sedimentation praktisch vollständig zurückgehalten werden. Gleiches gilt auch für die Ereignisse beim Becken in Pleidelsheim.

Ob es in den Becken gegenüber dem Zufluss auch zu einer Verringerung an gelösten Metallen durch Adsorption an die eingetragenen Feststoffe bzw. an die Sedimentoberfläche an der Beckensohle kommt, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden, da dazu keine Messwerte vorliegen. Jedoch lassen die bereits erwähnten Ergebnisse von TERZIOGLU et al. [1987] (Abschnitt 2.3.5) an dem hydraulisch gering belasteten Regenklärbecken Dianasee vermuten, dass auch eine Reinigungsleistung gegenüber gelösten Schwermetallen stattgefunden haben könnte.

Da die mittlere Aufenthaltszeit der entscheidende Parameter für den Sedimentationsprozess ist, ist für das groß dimensionierte Becken am Maarhäuser Weg davon auszugehen, dass die gemessenen Wirkungsgrade nahezu als Optimum für die Reinigungsleistung von Sedimentationsbecken gegenüber Straßenabflüssen anzusehen sind.

Die relativ geringe Beckentiefe beim Becken Maarhäuser Weg von 0,83 m und die im Zulaufbereich befindlichen Ablagerungen lassen vermuten, dass es hier bei starken Ereignissen zu einer Remobilisierung von Sedimenten aus dem Zulaufbereich gekommen ist. Wie die Messungen zeigen, hat dieses jedoch nicht zu einem höheren Austrag geführt, da die Aufenthaltszeiten so groß sind, dass es wieder zu einer Sedimentation kommen kann.

Vergleich der Reinigungsleistung mit bisherigen Untersuchungen

In Tabelle 8.5 sind Wirkungsgrade für die bisher (Abschnitt 2.3.5) und die jetzt untersuchten Sedimentationsbecken zusammengestellt. Tabelle 8.6 enthält die Kenndaten dieser Becken im Überblick.

Tabelle 8.5 Vergleich der Wirkungsgrade verschiedener Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)

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

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

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

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

4) angegeben als Mineralöl

Tabelle 8.6 Kenndaten der in Messprogrammen untersuchten Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)

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

1) Längenangaben inklusive ggf. vorhandener Zu- und Ablaufbereiche

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

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

4) inklusive des vorgeschalteten Schlammfanges

5) Werte sind bezogen auf die wirksame Wasserfläche

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

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

8) Volumen inklusive Ein- und Auslaufbereich

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

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

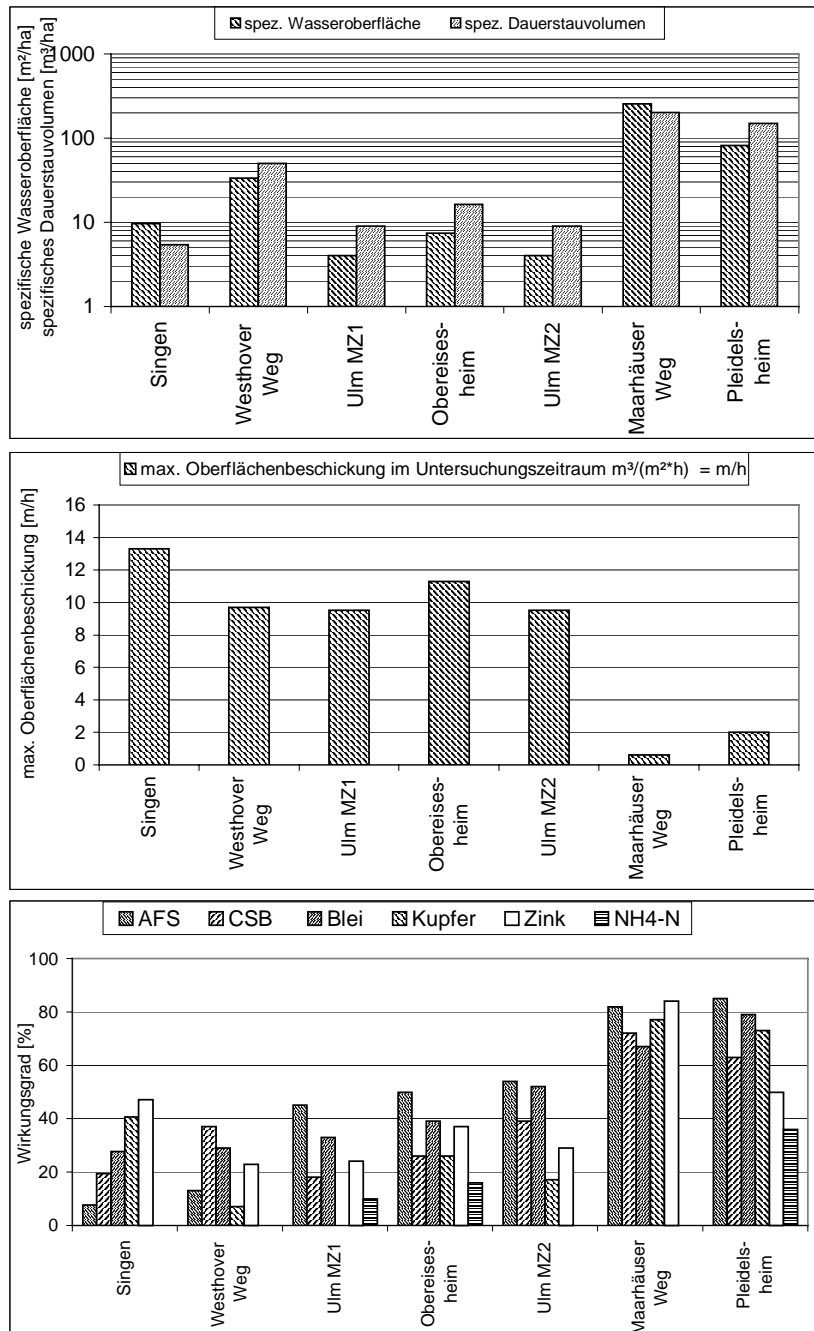


Bild 8.3 Spezifische Anlagengrößen, max. Oberflächenbeschickungen und ausgewählte Wirkungsgrade von Sedimentationsbecken (bisherige und jetzige Untersuchung)

In Bild 8.3 sind die Hauptkennwerte der Becken grafisch dargestellt. Im Vergleich zu den bisherigen Untersuchungen ist die Reinigungsleistung des untersuchten RiStWag-Abscheiders Westhover Weg gering und der Reinigungsleistung der Becken von Singen und Ulm West (1. Messzeitraum) vergleichbar. Zwar weist der Abscheider Westhover Weg eine deutlich größere spezifische Oberfläche und spezifisches Volumen als diese Becken auf, die maximale Oberflächenbeschickung im Untersuchungszeitraum liegt aber in einer ähnlichen Größenordnung. Bedingt durch das vorgeschaltete RRB beim Becken in Ulm West und die

Auflandungsprozesse beim Becken in Singen sind die Ergebnisse vom Betrieb der Becken her nicht direkt vergleichbar. Auf die hohen Wirkungsgrade für die Becken Maarhäuser Weg und Pleidelsheim wurde bereits eingegangen.

Auffallend sind die sehr unterschiedlichen Wirkungsgrade für $\text{NH}_4\text{-N}$ bei den einzelnen Becken, die von – 72 % beim Becken in Ulm (2. Messzeitraum) bis 36 % beim Becken in Pleidelsheim reichen. Ein systematischer Zusammenhang ist nicht zu erkennen. Da Ammonium als gelöster Stoff nicht sedimentiert, ist mit keiner nennenswerten Reinigungsleistung bei Sedimentationsbecken zu rechnen (MUDRACK/KUNST [1994]). Nur eine mikrobielle Oxidation des Ammoniums durch nitrifizierende Bakterien könnte zu einer Reduktion führen, was nach den Untersuchungsergebnissen in größerem Umfang nur beim Becken in Pleidelsheim der Fall gewesen sein könnte. Bei den anderen Becken kommt es, vermutlich durch mikrobielle Abbauprozesse von Stickstoffverbindungen, zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentration.

Da bei Sedimentationsanlagen der Absetzprozess auch durch die Geometrie der Becken bestimmt wird, werden die geometrischen Daten der Becken nach Tabelle 8.6 mit bisherigen Empfehlungen verglichen. Nach FGSV [1982] wird für das Längen/Breiten-Verhältnis ein Wert von > 3 , für die Breite der Becken ein Bereich von 2,5 – 6 m, für die Horizontalgeschwindigkeiten ein Wert $< 5 \text{ cm/s}$ und für die Tiefe nach ATV [1994] ein Wert von 2 m empfohlen.

Für das Becken Maarhäuser Weg weichen die geometrischen Kennwerte von diesen Empfehlungen ab. Wie erwähnt hat aufgrund der großen Dimensionen des Beckens dies keinen Einfluss auf den Sedimentationsprozess gehabt. Beim Becken in Singen dagegen führt die sehr unregelmäßige Beckengeometrie und insbesondere auch die geringe Beckentiefe im Einlaufbereich zu hohen Horizontalgeschwindigkeiten, weshalb von KRAUTH/STOTZ [1993] eine häufige Remobilisierung von bereits abgesetzten Sedimenten für wahrscheinlich gehalten wird.

Bei den übrigen Becken kommt es teilweise zu leichten Abweichungen von den genannten Werten. Insgesamt lassen die geometrischen Verhältnisse jedoch keine deutlich negative Beeinflussung der Sedimentationsleistung der Anlagen vermuten.

9 Folgerungen und Empfehlungen

Für zentrale Behandlungsanlagen zur Reinigung von Abflüssen stark befahrener Straßen vor der Einleitung in Oberflächengewässer erfolgt nach dem ATV-DVWK Merkblatt 153 (ATV-DVWK [2000]) eine pauschale Bewertung der Reinigungsleistung. RiStWag-Abscheider bzw. Retentionsbodenfilter (mit 20 cm Oberboden) werden mit Durchgangswerten von 0,2 bzw. 0,15 am günstigsten bewertet, was in der Logik des M 153 pauschalen Wirkungsgraden von 80 % bzw. 85 % entspricht. Zu berücksichtigen ist dabei, dass aus den Durchgangswerten nach M 153 *"...kein messbarer Wirkungsgrad für einen beliebigen Stoff..."* abzuleiten ist, sie aber *"...einer qualitativen Reihung der Behandlungsanlagen, um eine angemessene Reinigung zu erzielen..."* dienen. Ein zielgerichteter Einsatz einer Behandlungsanlage für einen bestimmten Stoff bzw. Stoffgruppe ist durch die pauschale Bewertung nicht möglich.

Sowohl für RBFA als auch für Sedimentationsanlagen zur zentralen Behandlung von Straßenabflüssen liegt nach bisherigen und den jetzigen Untersuchungen kein breiter Messdatenbestand vor. Eine statistisch abgesicherte Angabe von Wirkungsgraden mit entsprechenden Konfidenzintervallen für unterschiedliche Anlagentypen und Stoffparameter ist somit nicht möglich. Aufgrund der jetzigen Datenbasis lassen sich aber begründete Tendenzen für die Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen ableiten.

Mit dieser Arbeit werden erstmals für halbtechnische Bodenfilter (Lysimetern) für die erste Betriebszeit Wirkungsgrade zur zentralen Behandlung von Straßenabflüssen ermittelt. Sie lassen eine Aussage über die Größenordnung der Reinigungsleistung von unterschiedlich adsorptionsstarken, sandigen Filtersubstraten zu. Verglichen mit bisherigen Untersuchungen mit verwandter Fragestellung liegen die Ergebnisse in einer plausiblen Größenordnung. Bei der Bewertung der Lysimeter in Hinblick auf die RBFA ist zu berücksichtigen, dass den RBF eine Sedimentationsstufe zum Schutz gegen Kolmation vorgeschaltet ist. Dadurch könnten die Wirkungsgrade gegenüber den Lysimetern noch höher liegen.

Bei den Sedimentationsbecken sind hinsichtlich der Bauformen, Dimensionen und Betriebsweisen sehr unterschiedliche Beckentypen untersucht worden. Die jetzige Untersuchung an dem RiStWag-Abscheider (Westhover Weg) und dem deutlich größer dimensionierten RRB mit Dauerstau (Maarhäuser Weg) zeigen die generell bessere Reinigungsleistung beim RRB mit Dauerstau. Vergleichbar gute Ergebnisse wurden in der Vergangenheit nur am Becken Pleidelsheim erzielt, bei dem die hydraulische Belastung dem des RRB mit Dauerstau am Maarhäuser Weg vergleichbar ist. Die Aufenthaltszeiten werden bei diesen Becken im wesentlichen durch die Abfolge der Regenereignisse bestimmt und liegen im Bereich von mehreren Tagen, weshalb gute Bedingungen für eine Sedimentation gegeben sind. Somit können die höheren Wirkungsgrade dieser Becken gegenüber den übrigen Becken aufgrund der bisherigen Erkenntnisse zum Sedimentationsprozess plausibel begründet werden.

Tabelle 9.1 Vergleich der Wirkungsgrade verschiedener Sedimentationsbecken und der halbtechnischen Bodenfilter (Lysimeter)

Untersuchungs- gebiet	Sedimentationsbecken					Bodenfiltration	
	A 59 Maarhäuser Weg ¹⁾	A81 Pleidels- heim	A 4 Westhover Weg	A6 Obereises- heim	A8/B10 Ulm West	B6 Seelhorster Kreuz	B6 Seelhorster Kreuz
Literaturquelle		KRAUTH/ KLEIN [1982]		KRAUTH/ KLEIN [1982]	KRAUTH/ KLEIN [1981]		
Anlage	RRB mit Dauerstau		RiStWag- Abscheider	RRB ohne Dauerstau und Abscheider	RRB ohne Dauerstau und Abscheide	Lysimeter 4 Sand Nr. 22 ⁵⁾	Lysimeter 6 Quarzsand ⁵⁾
AFS	82	85	13	50	45	87	73
Cl	(-600)	k.A.	(-25)	k.A.	k.A.	(-43)	(-12)
CSB	72	63	37	26	18	58	34
P ges	k.A.	32	k.A.	9	3	9	(-8)
NH ₄ -N	(-37)	36	(-48)	16	10	97	73
Blei	67	79	29	39	33	54	37
Cadmium	(>33) ^{2) 3)}	63	(11) ²⁾	28	14	k.A.	k.A.
Kupfer	77	73	7	26	(-13)	79	64
Zink	84	50	23	37	24	90	88
MKW (H18)	> 72 ³⁾	80 ⁴⁾	35	29 ⁴⁾	17 ⁴⁾	(13)	(57)
PAK (US-EPA)	96	k.A.	39	k.A.	k.A.	95	91

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

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

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

4) angegeben als Mineralöl

5) Wirkungsgrade als Mittel der Auswertungen nach Tabelle 5.5

Der Vergleich zwischen den Sedimentationsbecken mit der geringen hydraulischen Belastung (Maarhäuser Weg, Pleidelsheim) und den untersuchten Lysimetern zeigt für AFS, die Schwermetalle Kupfer und Zink und PAK eine ähnlich gute Reinigungsleistung (Tabelle 9.1). Deutliche Unterschiede sind nach den bisherigen Untersuchungen bei den Parametern MKW, NH₄-N und Blei gegeben. Bei MKW liegen die Wirkungsgrade bei den Lysimetern deutlich geringer, worauf auch die Ergebnisse an den Lysimetern in Allertal hinweisen.

Gegenüber den Sedimentationsbecken mit der geringen hydraulischen Belastung und den Lysimetern hat der untersuchte RiStWag-Abscheider für AFS, Schwermetalle und PAK deutlich geringere Wirkungsgrade. Die Frachtreduktion bei diesen Parametern erfolgt beim untersuchten RiStWag-Abscheider somit in deutlich geringerem Umfang. Von der Funktionstüchtigkeit des RiStWag-Abscheider, bei Ölnfällen Leichtflüssigkeiten zurückzuhalten, ist jedoch generell auszugehen, da der obere Dauerstaubereich strömungstechnisch beruhigt ist, wie die Tracerversuche gezeigt haben.

Bei NH₄-N zeigt sich die deutlich bessere Reinigungsleistung der Lysimeter, was aus dem Bereich der Mischwasserreinigung durch RBF bekannt ist. Von einer kalkulierbaren Reinigungsleistung gegenüber dem gelösten NH₄-N kann bei Sedimentationsanlagen generell nicht ausgegangen werden. Stellt dieser Parameter aufgrund einer Immissionsbetrachtung ein Problem im Gewässer dar, so sollte eine RBFA zur Behandlung eingesetzt werden.

Bei den Untersuchungen zum Rückhalt von Phosphat ist die Datengrundlage zu den Abscheidern relativ gering, da der Parameter nicht bei allen Messprogrammen untersucht wurde. Da auch an dem schwach belasteten Abscheider in Pleidelsheim der Wirkungsgrad mit 30% niedrig ist, wird der Phosphatrückhalt bei Sedimentationsbecken als gering eingeschätzt. Auch bei den untersuchten Lysimetern am Seelhorster Kreuz konnte trotz Einsatz eines relativ adsorptionsstarken Sandes bzw. durch Zumischung von Braunkohlenkoks keine signifikante Reinigung gegenüber Phosphat erreicht werden. Eine Empfehlung der hier untersuchten Substrate für die Berliner Gewässer, bei denen der Einsatz von Bodenfiltern zur Reduzierung der Phosphat-Belastung für Trennsystemabflüsse diskutiert wird, kann somit nicht gegeben werden.

Für das gut lösliche Chlorid ist sowohl bei den Sedimentationsanlagen als auch bei den Lysimetern mit keiner Reinigungsleistung zu rechnen. Insbesondere im Winterbetrieb stellt Chlorid eine wesentliche Belastung des Straßenabflusses dar, der mit den hier untersuchten Anlagen nicht begegnet werden kann.

Die Bewertung der Reinigungsleistung der genannten Anlagen zur zentralen Behandlung von Straßenabflüssen nach ATV-DVWK Merkblatt 153 kann mit den Ergebnissen dieser Untersuchung somit nicht bestätigt werden. Der hier untersuchte RiStWag-Abscheider würde nach dem M 153 bei allen Parametern generell zu hoch in seiner Reinigungsleistung bewertet werden. Die Sedimentationsbecken mit der geringen hydraulischen Belastung (Maarhäuser Weg, Pleidelsheim) und den insgesamt sehr guten Reinigungsgraden fehlen dagegen in der Einteilung des M 153 und sollten daher aufgenommen werden.

Generell sollte sich eine Beurteilung der Reinigungsleistung für verschiedene Anlagentypen an den jeweiligen Parametern orientieren. Hier ist Forschungsbedarf für einen größeren Datenbestand gegeben.

Forschungsbedarf

In folgenden Bereichen wird Forschungsbedarf gesehen:

- Ermittlung der Reinigungsleistung an großtechnischen RBFA insbesondere auch unter dem Aspekt des Langzeitbetriebes
- Untersuchung der betrieblichen Gesichtspunkte (Kolmation) bei RBF (insbesondere Entwicklung eines Verfahrens zum Testen von Filtersubstraten gegenüber der Salzbelastung)
- Erhöhung des Datenbestandes zur Reinigungsleistung von unterschiedlichen Behandlungsanlagen, um statistisch abgesicherte Bereiche von Wirkungsgraden für die Anlagentypen abzuleiten
- Systematische Untersuchungen zur Optimierung des Sedimentationsprozesses bei Sedimentationsanlagen, um Vorgaben zur Dimensionierung abzuleiten, die eine hohe Frachtreduktion dieser Anlagen erwarten lassen

10 Zusammenfassung

Abflüsse von stark befahrenen Straßen sind insbesondere mit Schwermetallen, PAK und MKW belastet. Bei zentraler Einleitung in ein empfindliches Gewässer ist nach den Empfehlungen des ATV-DVWK Merkblatt 153 eine Behandlung dieser Abflüsse mit RiStWag-Abscheidern bzw. Retentionsbodenfiltern erforderlich. Detaillierte Erfahrungen über die Reinigungsleistung solcher Anlagen liegen bislang jedoch nicht vor.

Im Rahmen zweier Forschungsvorhaben wird in dieser Arbeit die Reinigungsleistung der genannten Anlagentypen untersucht. An halbtechnischen Bodenfiltern (Lysimetern) werden unterschiedlich adsorptionsstarke, sandige Filtersubstrate untersucht. Die Reinigungsleistung eines RiStWag-Abscheiders wird an einem großtechnischen Bauwerk ermittelt. Weiterhin wird ein Regenrückhaltebecken mit Dauerstau untersucht, das deutlich größere Dimensionen als der RiStWag-Abscheider aufweist, und ebenfalls als übliche Behandlungsmaßnahme an Straßen anzusehen ist. Folgende Hauptergebnisse wurden erzielt:

Retentionsbodenfilter

Mit Schüttelversuchen, die aus der Bodenkunde bekannt sind, lassen sich Aussagen zur Adsorptionsstärke unterschiedlicher Filtersubstrate machen. Hinweise geben auch die Gehalte an Eisen- und Manganoxiden. Die Gesamtgehalte der Metalle sind hingegen nicht aussagekräftig. Vor dem Einbau in Bodenfilter können somit Filtersubstrate hinsichtlich ihres Adsorptionsvermögens getestet werden.

Von einem gezielten Einsatz von gütegeschützten Komposten und Rindenhumus zur Bodenfiltration wird wegen der festgestellten Desorption von MKW und der hohen Ausgangsbelastung mit anderen Schadstoffen abgesehen. Eine Qualitätssicherung der eingebauten Filtermaterialien wird daher empfohlen.

Bei den Filtersubstraten wird eine deutliche Reinigungsleistung gegenüber partikulären und gelösten Schwermetallen festgestellt, wobei für adsorptionsschwache Substrate der Rückhalt an gelösten Schwermetallen deutlich geringer ist. Chlorid wird aufgrund seiner guten Wasserlöslichkeit nicht zurückgehalten. Auch gegenüber Phosphat konnte selbst durch Zugabe von Braunkohlenkoks zum Filtersubstrat keine nennenswerte Reinigungsleistung erzielt werden.

Die Reinigungsleistung gegenüber den PAK wird aufgrund ihrer starken Bindung an die partikuläre Form auf die Filtration zurückgeführt und ist bei den Lysimetern somit unabhängig von der Adsorptionsstärke des Filtersubstrates. Ein vollständiger Rückhalt gegenüber AFS durch Filtration erfolgt nicht. Hier kommt es zu einem partikulären Transport durch den Filter bzw. zu einem Austrag aus dem Filteraufbau.

Die gelösten Schwermetalle werden bei den Lysimeterversuchen bevorzugt nach folgender Abfolge adsorbiert:



Nach den Schüttelversuchen wäre diese Rangfolge genau umgekehrt zu erwarten gewesen. Die Ergebnisse der Schüttelversuche lassen sich somit nicht auf die halbtechnischen Lysimeteruntersuchungen übertragen. Für einen relativen Vergleich der Filtersubstrate

hinsichtlich ihrer generellen Adsorptionsstärke liefern die Schüttelversuche jedoch zutreffende Ergebnisse.

Bei dem adsorptionsstärksten Lysimeter wurde während des Betriebs eine Destabilisierung des Bodengefüges durch hohe Salzbelastung beobachtet, die mit einer deutlichen Abnahme der Durchlässigkeit einherging. Da beim Einsatz von Bodenfiltern an Straßen durch den Winterbetrieb mit einer regelmäßig sehr hohen Salzbelastung zu rechnen ist, ist dieses bei der Auswahl des Filtersubstrats zu berücksichtigen. Allerdings fehlt dazu bislang ein Testverfahren.

Für die Abschätzung des Langzeitverhaltens der Bodenfilter wird ein Stofftransportmodell eingesetzt. Gegenüber gelösten Schwermetallen liegt die Erschöpfung der Adsorptionsleistung für das adsorptionsstarke Substrat in einem Bereich von 5-30 Jahren, teilweise jedoch auch später. Zu berücksichtigen ist, dass eine Kalibrierung des Modells an den Messergebnissen nicht erzielt werden konnte. Um das Langzeitverhalten abzuschätzen, sind längere Versuchszeiträume erforderlich. Hier besteht Forschungsbedarf.

Sedimentationsbecken

Der RiStWag-Abscheider wird im Untersuchungszeitraum mit Oberflächenbeschickungen bis etwa zum Bemessungsereignis belastet. Von einer Repräsentanz der Messergebnisse ist somit auszugehen. Insgesamt werden für alle Parameter geringe Wirkungsgrade von teilweise deutlich unter 40 % festgestellt.

Insbesondere bei AFS führen die beiden maximalen Ereignissen zu einem geringen Gesamtwirkungsgrad von 13 %. Auch bei Oberflächenbeschickungen von weniger als 4 m/h würde sich der Wirkungsgrad nur auf etwa 40 % erhöhen.

Wie die durchgeführten Tracerversuche zeigen, ist der obere Wasserkörper zwischen den Tauchwänden beim Becken Westhover Weg deutlich strömungsberuhigt. Von der Funktionstüchtigkeit des RiStWag-Abscheiders zur Abtrennung von Leichtstoffen bei Ölunfällen wird daher ausgegangen.

Das Regenrückhaltebecken mit Dauerstau weist aufgrund der größeren Dimensionen nur Oberflächenbeschickungen von unter 1 m/h auf. Die Wechselraten liegen aufgrund des großen Stauvolumens bei unter 1, weshalb ein Großteil des Abflusses aus verdrängtem Beckenwasser besteht. Bei Becken dieser Größenordnung ist die Aufenthaltszeit somit nicht mehr von der Oberflächenbeschickung abhängig, sondern von der Abfolge der Niederschlagsereignisse. Die mittleren Aufenthaltszeiten liegen beim hier untersuchten Becken somit in einem Bereich von mehreren Tagen, was zu den deutlich höheren Wirkungsgraden gegenüber dem untersuchten RiStWag-Abscheider geführt hat.

Bewertung der Reinigungsleistung zentraler Behandlungsmaßnahmen

Die im Vergleich zu den Retentionsbodenfilteranlagen praktisch gleich gute Bewertung der RiStWag-Abscheider als Behandlungsmaßnahme für Straßenabflüsse nach M 153 kann mit dieser Untersuchung nicht bestätigt werden. Vielmehr erfolgt die langfristige Gewässerentlastung durch Frachtreduktion, die gegenüber dem Schutz vor akuter

Gewässerbelastung bei der Behandlung von Straßenabflüssen üblicherweise im Vordergrund steht, bei dem untersuchten RiStWag-Abscheider nur in geringem Umfang.

Deutlich günstiger gegenüber den RiStWag-Abscheidern wird die Reinigungsleistung der Sedimentationsanlagen mit geringerer hydraulischer Belastung beurteilt. Hier kann von einer guten Frachtreduktion bei fast allen untersuchten Parametern bis auf die gelösten Stoffe Chlorid und Ammonium ausgegangen werden. Diese Anlagen fehlen bislang in der Einteilung des M 153 und sollten daher aufgenommen werden.

Nach den derzeitigen Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass Retentionsbodenfilteranlagen ebenfalls gute Reinigungsleistungen gegenüber den straßenspezifischen Parametern aufweisen. Ein deutlicher Vorteil gegenüber den Sedimentationsanlagen ist im Rückhalt und Abbau von Ammonium zu sehen, was aus gewässerökologischer Sicht eher selten der maßgebende Zielparameter für die Wahl einer Behandlungsanlage bei Straßenabflüssen sein dürfte. Chloride lassen sich mit Retentionsbodenfilteranlagen allerdings auch nicht zurückhalten.

Die Datenbasis zur Reinigungsleistung von Behandlungsanlagen sollte durch weitere Untersuchungen vergrößert werden, so dass eine statistisch abgesicherte Auswertung und eine parameterbezogene Bewertung der Anlagen möglich ist. Hier besteht Forschungsbedarf.

Literatur

- AASHTO [1999]: Highway Drainage Guidelines [Metric Edition], American Association of State Highway and Transportation Officials AASHTO, Washington 1999
- AGW [1991]: Retention und Versickerung von Meteorwasser im Liegenschaftsbereich, Baudirektion des Kantons Zürich, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau
- ASCHERL, A.; R. FLOSS [1996]: Sicherheitsbewertung bautechnischer Maßnahmen zum Grundwasserschutz an Straßen in Wassergewinnungsgebieten auf probabilistischer Grundlage, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 726, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1996
- ASSIMAKOPOULOS, J.; C. BOVIS, C. KOSMAS, A. NYCHAS [1998]: The fate of freshly added phosphorus in representative agricultural soils, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 161, 1998, 261-266
- ATV [1977]: ATV Arbeitsblatt 117: Richtlinien für die Bemessung, die Gestaltung und den Betrieb von Regenrückhaltebecken, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. St. Augustin, 1977
- ATV [1980]: Behandlung des Regenabflusses beim Trennverfahren, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.3.2 „Regenbecken, Regenüberläufe“, Korrespondenz Abwasser, 27, 1/1980, 49-53
- ATV [1985]: ATV Arbeitsblatt 121: „Niederschlag - Starkregenauswertung nach Wiederkehrzeit und Dauer, Niederschlagsmessungen, Auswertung“, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. St. Augustin, 1985
- ATV [1994]: Umgang mit Regenwasser – derzeitiger Stand der Regenwasserbehandlung im Trennsystem, 1. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 „Regenwasserbehandlung“, Korrespondenz Abwasser, 41, 2/1994, 304-311
- ATV [1996]: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3, Korrespondenz Abwasser, 43, 8/1996, 1445-1454
- ATV [1997]: Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen, 2. Arbeitsbericht der ATV AG. 2.1.1, Korrespondenz Abwasser, 44, 5/1997, 922-927
- ATV [1998]: ATV Arbeitsblatt 262: Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 EW, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 1988
- ATV [1999]: ATV Arbeitsblatt 166: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 1999
- ATV-DVWK [2000]: ATV-DVWK Merkblatt 153, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 2000
- ATV-DVWK [2002]: ATV-DVWK Arbeitsblatt 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 2002
- BAHLO, K. [1997]: Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern mit Abwasserrezirkulation, Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover, 1997
- BARJENBRUCH, M.; K.-H. ROSENWINKEL, C.F.SEYFRIED [1996]: Erfahrungen mit dem Einsatz von Basalt bei der Abwasserfiltration, awt Abwassertechnik Abfalltechnik + Recycling 2/1996

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [1999]: Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Zwischenbericht, 1999
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT [2001]: Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen, Berichte über die Betriebsjahre Oktober 1998 bis Oktober 2000, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2001
- BBodSchV [1999]: Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung, BGBl. I 1999, 1554 ff.
- BECKER, M.; R. PRINZ, T. LIEBIG [2001]: Wirksamkeit eines Regenüberlaufbeckens mit nachgeschalteter Rückhaltestrecke, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48, 1/2001, 39-47
- BLUME, H.-P. [1990]: Handbuch des Bodenschutzes, Bodenökologie und –belastung Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen, ecomed Verlag
- BOCK, A.; B. STEINAUER [1987]: Naturnahe Wasserrückhaltung an der Autobahn A7, Wasserwirtschaft 77, 11/1987, 610-613
- BÖHNKE, B.; H.-FR. GEGENMANTEL, J. HOFFMANN [1977]: Untersuchung über Linienführung, Bau und Unterhaltung von Straßen in Wasserschutz- und Wassergewinnungsgebieten; Grundlagen für die Bemessung von Benzinabscheidern an Straßen in Wassergewinnungsgebieten, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 242, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1977
- BORN, W.; B. LAMBERT, E. HOHL, F.-B. FRECHEN, R. HASSINGER [2000]: Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 47, 1/2000, 81-90
- BRAKENSIEK, D.L.; R.L. ENGELMANN, W.J. RAWLS [1981]: Variation within texture classes of soil water parameters, Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 24. zitiert in GROTEHUSMANN [1995]
- BROD, H.G. [1979]: Die Auswirkungen von Auftausalzen auf Boden, Oberflächen- und Grundwasser entlang von Bundesautobahnen, Dissertation am Institut für Bodenkunde und Bodenhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, 1979
- BRÜMMER, G. [1974]: Redoxpotentiale und Redoxprozesse von Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen in Hydromorphen Böden und Sedimenten, Geoderma, 12, 1974, 207-222
- BRUNNER, P.; BIOPLAN Landeskulturgesellschaft [1994]: Bodenfilter Waldangelloch, Betriebsüberwachung 1.-5. Betriebsjahr, Juli 1998-Juni 1994, im Auftrag Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, 1994, unveröffentlicht
- BUWAL [2002]: Wegleitungen, Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 2002
- BWK [2001]: Merkblatt 3: Ableitung von immisionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK), 2001
- CAMP [1946]: zitiert in FAIR/GEYER [1961]
- CAMPBELL, G. [1974]: A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data, Soil Science 117, 31-314

- CZURDA, K.; K.E. ROEHL, J.-F. WAGNER [1997]: Diagnostische Methoden zur Abschätzung des Gefährdungspotentials schwermetallbelasteter Böden: Charakterisierung der Bindungsstärke und Bindungsform, Lehrstuhl für angewandte Geologie der Universität Karlsruhe, 1997
- DAMMAN, E.; S. SCHNEIDER, W. SUCH, K. WICHMANN [1996]: Wasserwerksrückstände, Müll und Abfall, 9/1996, 1-33
- DANNECKER, W.; M. AU, H. STECHMANN [1988]: Bilanzierung des Eintrags von Schadelementen aus der Luft und durch den Kraftfahrzeugverkehr über die Straßen in das Sielsystem von Hamburg, Schriftenreihe Angewandte Analytik des Instituts für Anorganische und Angewandte Chemie der Universität Hamburg, Nr. 8, 1988
- DIERKES, C. [1999]: Verhalten von Schwermetallen im Regenabfluss von Verkehrsflächen bei der Versickerung über poröse Deckbelege, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität GH Essen, Heft 14, 1999
- DIN 19682-7: Felduntersuchungen, Teil 7: Bestimmung der Infiltrationsrate mit dem Doppelzylinder-Infiltrimeter
- DIN 18035-1: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts
- DIN 38414 Teil 4: Schlamm und Sediment, Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser
- DVGW [1995]: Arbeitsblatt W 101: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, 1. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser, DVGW Regelwerk, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, 1995
- DVGW [1975a]: Arbeitsblatt W 102: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, 2. Teil: Schutzgebiete für Trinkwassertalsperren, DVGW Regelwerk, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, 1975
- DVGW [1975b]: Arbeitsblatt W 103: Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, 3. Teil: Schutzgebiete für Seen, DVGW Regelwerk, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn, 1975
- DVWK [1988]: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Merkblätter 212/1988, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin, 1988
- ENGEL, N. [1999]: Anforderungen an die Regenwasserbahndlung in Berlin, Bodenfilter im Trennsystem, Bodenfilter zur Behandlung von Regen- und Mischwasser, Fortbildung der Technischen Akademie Hannvoer, 16.11.1999 Hannover
- ERKEN, M.; G. FELGENER, J. WIRLING, M. REICH-WALBER [1997]: Neue Ergebnisse des Einsatzes von Braunkohlenskoks im Umweltschutz, Braunkohle Surface Mining, 49, 5/1997, 503-509
- FAIR, G.; J. GEYER [1961]: Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Verlag R. Oldenbourg, München, 1961
- FGSV [1982]: Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 1982
- FGSV [1987]: Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung (RAS-Ew), Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen 1987
- FGSV [2001]: Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten RiStWag, Entwurf Stand 09/2001, Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen
- FGSV [2001b]: Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS, Teil Entwässerung RAS-Ew, Entwurf Stand Oktober 2001, Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen

- FISCHER, L.; G. BRÜMMER, N.J. BARROW [1997]: Einfluß der Kristallinität von Goethiten auf die Adsorption und Diffusion verschiedener Metalle, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, III, 1997, 1501-1504
- FRISSEL M. J.; P. POELSTRA, P. REINIGER [1970]: Chromatographic transport through soils, III, A simulation model for the evaluation of the apparent diffusion coefficient in undisturbed soils with tritiated water, Plant and Soil 33, 1970, 161-176
- FROTSCHER-HOOF, U. [2001]: Merkmale und signifikante Belastungen der Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen - Stand der Arbeiten, Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft 14.3.-16.3.2001, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 184, 2001
- GOLWER, A.; W. SCHNEIDER [1983]: Untersuchungen über die Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen im Bereich von Straßen, Forschung-Straßenbau und Verkehrstechnik, Heft 391, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1983
- GOLWER, A. [1985]: Qualitätsaspekte der Versickerung, in: Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 57, 1985, 175-195
- GOLWER, A.; F. ZEREINI [1998]: Einflüsse des Straßenverkehrs auf rezente Sedimente - Langzeituntersuchungen an einem Versickerbecken bei Frankfurt am Main, Geologisches Jahrbuch Hessen 126, 1998, 47-70
- GOLWER, A. [1999]: Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit durch Straßenverkehr in Wasserschutzgebieten, Geologisches Jahrbuch Hessen 127, 1999, 131-146
- GROTEHUSMANN, D. [1995]: Versickerung von Niederschlagsabflüssen unter Berücksichtigung des Grundwasserschutzes, Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover, 1995
- HEINZMANN, B. [1993]: Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen, Fortschritt Berichte, VDI Reihe 15 - Umwelttechnik Nr. 13, VDI Verlag, 1993
- HEINZMANN, B.; F. SARFERT [1990]: Die Phosphateliminationsanlage Beelitzhof in Berlin (West), gwf Wasser Abwasser 131, 5/1990, 262-269
- HEINZMANN, B.; F. SARFERT, A. STENGEL [1991]: Die Phosphateliminationsanlage Tegel in Berlin, gwf Wasser Abwasser 132, 12/1991, 674-685
- HERMS, U. [1982]: Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand, Dissertation am Agrarwissenschaftlichen Fachbereich der Christian-Albrechts- Universität Kiel, 1982
- HERMS, U.; G. BRÜMMER [1984]: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 147, 1984, 400-424
- HERMS, U. [1988]: Löslichkeit von Schwermetallen im Boden unter variierenden Milieubedingungen, DECHEMA, 1988, 189-197
- HILLER, D.; G. BRÜMMER [1997]: Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 2. Gehalte an Schwermetallen und anderen Elementen in Huminstoffaggregationen, Streustoffen und Holzkohlepartikeln, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 160, 1997, 47-55
- HILLER, D.; G. BRÜMMER [1995]: Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 1. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an pedogenen Oxiden, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 158, 1995, 147-156

- HOLSER, K. R.; T.L. BULMAN, P.J.A. FOWLIE [1988]: Der Verbleib von Naphtalin, Anthrazen und Benzpyren im Boden bei einem für die Behandlung von Raffinerieabfällen genutzten Gelände, 111-114: in WOLF, K., W. J. VAN DEN BRINK, F. J. COLEN (Hrsg.), Altlastensanierung 1988, zweiter internationaler TNO/BMFT Kongress über Altlastensanierung
- HUSTON, J.L.; A. CASS [1987]: A retentivity function for use in soil-water simulation models, J. Soil Sci. 38, 1987, 105-113
- HUSTON, J.L.; R.J. WAGENET [1989]: LEACHEM Version 2/1989, User Manual, Department of Agronomy Cornell Universität Ithaca, New York
- IFS [1997] r-win Version 2.0, Programmhandbuch Regenwasserbewirtschaftung, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover,
- IFS [1999]: Wissenschaftliche Leitung und Betreuung der Bodenfilteranlage Neuweiler / Alsdorf, Abschlußbericht, 2. Untersuchungszeitraum, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover im Auftrag des MURL NRW 4/1999, unveröffentlicht
- IFS [2001]: Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Tank- und Rastanlagen, Zwischenbericht, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, unveröffentlicht.
- KASTING, U. [2000]: Hydraulisches Verhalten von Bodenfilteranlagen zur weitergehenden Misch- und Regenwasserbehandlung, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 47, 10/2000, 1481-1490
- KINNIBURGH, D. G.; M.L. JACKSON, J.K. SYERS [1976]: Adsorption of Alkaline Earth, Transition, and Heavy Metal Cations by Hydrous Oxide Gels of Iron and Aluminium, Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 1976, 796-799
- KLEIN, H. [1982]: Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen, Wasserwirtschaft, 72, 2/1982, 37-43
- KOOPER, W.F.; J.L.TIMMER [1988]: Prognose von Grundwasserreinigungen, In WOLF, K., W. J. VAN DEN BRINK, F. J. COLEN (Hrsg.), Altlastensanierung 1988, zweiter internationaler TNO/BMFT Kongress über Altlastensanierung
- KRAUTH, KH.; H. KLEIN [1981]: Untersuchungen über die Beschaffenheit des über ein Rückhaltebecken mit Leichtflüssigkeitsabscheider geleiteten Niederschlagswassers der A8/B10 bei Ulm/West, Schlußbericht Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, im Auftrag des Autobahnamtes Baden-Württemberg, unveröffentlicht
- KRAUTH, KH.; H. KLEIN [1982]: Untersuchungen über die Beschaffenheit des Oberflächenwassers von Bundesautobahnen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 363, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1982
- KRAUTH, K.; KLEIN, H. [1983]: Entnahmeleistung von hochbelasteten Klärbecken unter Trocken- und Regenwetterbedingungen, Bericht über das DFG-Vorhaben Kr 624/2, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, unveröffentlicht
- KRAUTH, K.; G. STOTZ [1987]: Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser beim Abfluß über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 509, 1987
- KRAUTH, KH.; G. STOTZ [1993]: Qualitativer und quantitativer Einfluss von Absetzanlagen auf den Betrieb von Versickerungsbecken, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 672, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1994
- KLOKE, A.; H.-O. LEH [1966]: Untersuchungen über die Beeinflussung der Pflanzenentwicklung durch Verunreinigungen des Bodens mit Heiz- und Treibölen, Wasser und Boden 9/1966, 324-328

- KREUTZER, K. [1978] Die Salzzimmision im straßennahen Bereich aus forstlich-ökologischer Sicht, Kali-Briefe 14, 1978, 161-171
- KUKOWSKI, H. [1989]: Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden, Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Nr. 7, 1989
- LAGA [1997]: Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen, Stand 6. Nov. 1997, 4. erweiterte Auflage, Erich Schmidt Verlag, 1997
- LAMMERSEN, R. [1997]: Die Auswirkung der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 15, 1997
- LANGE, G.; K.-H. MOOG [1995]: Potentielle Beeinträchtigung des Grundwassers durch den Verkehr, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Materialien 3/1995
- LAWA [1998]: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag Berlin, 1998
- LECHER, K. [1997]: Stochastik in der Hydrologie, erschienen in: Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 7. Auflage, Hrsg. H. Bretschneider, K. Lecher, M. Schmidt, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin, 1997
- LFU [1998]: Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, Handbuch Wasser 4, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1998
- LUKER, M.; K. MONTAGUE [1994]: Control of pollution from highway drainage discharges, Report 142, Construction industry research and information association CIRIA, London 1994
- LVR [1986]: Anlage zur Rundverfügung 54.10-642-50/090 (26) vom 23.5.1986, Entwässerungsanlagen an Straßen, Landschaftsverband Rheinland, 1986
- LVR [2001]: mündliche Mitteilung von Herrn Diefenthal, Landschaftsverband Rheinland
- LWA [1991]: LWA-Merkblätter Nr. 7: Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren, Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 1991
- MARSCHNER, B. [1999]: Sorption von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) im Boden, J. Plant Nutr. Soil Sci., 162, 1999, 1-14
- MEHRA, O.P.; M. L. JACKSON [1960]: Proc. 7 Nat. Conf. Clays a Clay Min. 317 (zitiert in SCHLICHTING et al. [1995])
- METZLER, J.B. [1983]: Linder Biologie, Metzlersche Verlagsbuchhandlung und C.-E. Poeschel Verlag, Stuttgart, 1983
- MUDRACK, K.; S. KUNST [1994]: Biologie der Abwasserreinigung, Gustav Fischer, Stuttgart/Jena/New York, 1994
- MUNLV [2001]: Bodenfilteranlagen in Nordrhein-Westfalen - Stand der Technik, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, 2001, unveröffentlicht
- MUNLV [2002]: Retentionsbodenfilter - Stand der Technik, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, 2002, unveröffentlicht
- MUSCHACK, W. [1989]: Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung, Vom Wasser 72, 1989, 267-282
- MUSCHACK, W. [2001]: mündliche Mitteilung

- NADLER, A.; E. MEIßNER [2001]: Ergebnisse einer Versuchsanlage zur Versickerung des Niederschlagswassers von Straßen, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48, 5/2001, 624-638
- NLfB [1998]: Verringerung der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisenoxiden, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 1998
- OECD [1981]: Guideline for testing of Chemicals, 106 „Adsorption / Desorption“ 1981
- OLDENBURG, O. [1999]: Einsatz von Gemischen aus Zeolith und Trägermaterial zur Stickstoffelimination, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 26, Technische Universität Hamburg Harburg, 1999
- PAULSEN, O. [1984]: Analyse und Simulation von Schmutzstoffganglinien des Regenabflusses, Forschungsbericht 10206106 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, unveröffentlicht
- PFEIFER, R. [1998]: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem, Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Nr. 92, Oldenbourg Verlag München/Wien, 1998
- RAL [1991]: Gütesicherung RAL-GZ 250: Rinde für Pflanzenbau, Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V., 1991
- RAL [1998]: Gütesicherung RAL-GZ 251: Kompost, Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V., 1998
- REINIRKENS, P. [1991]: Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 626, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1992
- RICHTER, J. [1986]: Der Boden als Reaktor, Enke Verlag, 1986
- SACHS, L. [1981]: Angewandte Statistik, 6. Auflage, 1981, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo
- SADIG, M.; I. ALAM, A. EL-MUBAREK, H.M. AL-MOHDHAR [1989]: Preliminary evaluation of metal pollution from wear of auto tires, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 42, 1989, 743-748
- SCHACHTSCHABEL, P.; H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE, U. SCHWERTMANN [1992]: Lehrbuch der Bodenkunde, 13. Auflage, Enke-Verlag, 1992
- SCHLICHTING, E.; H.-P. BLUME, K. STAHR [1995]: Bodenkundliches Praktikum, 2. überarbeitete Auflage, Pareys Studentexte 81, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin/Wien, 1995
- SCHNEIDER, F. [1992]: Berechnung des Wasser- und Stofftransportes in der ungesättigten Bodenzone mit dem Modell LEACHEM bei der Regenwasserversickerung, Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, unveröffentlicht
- SCHNEIDER, F. [1999]: Meßtechnische Untersuchung und modelltechnische Beschreibung des Speicher- und Abflußverhaltens von Mulden-Rigolen-Systemen, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 20, 1999
- SCHÜTTE, M. [1997]: Messung der Regenwasserverschmutzung im Einzugsgebiet des Biesdorfer-Baggersees, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie Hannover, unveröffentlicht
- SCHWARZ, A.; M. KAUPENJOHANN [2001]: Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48, 1/2001, 48-53

- SCHWERTMANN, U. [1964]: Z. Pflanzenernährung Düngung Bodenkunde 105, 1964, 194 – 202
- SIEKER, F.; M. GROTTKER [1987]: Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung, Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 530, Bundesminister für Verkehr, Bonn Bad Godesberg, 1988
- SIMMLEIT, N.; R. HERRMANN [1987]: The behavior of hydrophobic, organic micropollutants in different karst water systems, Water Air and Soil Pollution, 34, 1987, 79-95, 97-109
- SPRENGER, C.; P. HARBORTH, H.H. HANERT, W. BERGER [1994]: Untersuchungen zur Erhöhung der Bioverfügbarkeit von adsorbierten PAK in Böden von ehemaligen Gaswerksgebieten, BioEngineering, 10, 4/1994
- STÖLZER, S.; J. FLECKENSTEIN, K. GRABBE [1994]: Die Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Cadmium durch Komposte, Müll und Abfall 9/1994, 551-560
- STOTZ, G. [2001]: mündliche Mitteilung
- SWARTJES, A.; C. FAHRENHORST, M. RINGER [1991]: Entwicklung und Erprobung eines Simulationsmodells für die Verlagerung von Schwermetallen in wasserungesättigten Böden, Forschungsbericht 10701009, Umweltbundesamt-FB 91-069, 1991
- TEGETHOF, U. [1998]: Straßenseitige Belastungen des Grundwassers, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Heft V 60, 1998
- TERZIOGLU, K.; A. PETER, F. SAFERT [1987]: Regenklärbecken am Dianasee in Berlin, Korrespondenz Abwasser 34, 12/1987, 1296-1302
- THIELE, S.; G. BRÜMMER [1998]: PAK-Abnahmen in Bodenproben verschiedener Altlaststandorte bei Aktivierung der autochthonen Mikroflora, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161, 1998, 221-227
- UHLMANN, D. [1988]: Hydrobiologie – Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler, 3. Auflage, Sempers Bonis Verlag, 1988
- UVP-VwV [1995]: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP-VwV), vom 18. September 1995 (GMBl. S. 671)
- VDLUFA [1991]: Methodenhandbuch 1 „Die Untersuchung von Böden“, Verband der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 1991
- WAGNER, B.; R. FUNK, F.-X. MAIDL [1997]: Validierung eines 2-Regionen-Modells zur Simulation des Stofftransportes in Boden anhand von Laborsäulen- und Feldversuchen, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160, 1997, 309-316
- WASSMANN, H. [1996]: Grundlagen einer immissionsorientierten Regenwasserbewirtschaftung in Ballungsräumen, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Umweltbundesamt, Texte 76/95, 1996
- WEIß, G.; H. BROMBACH [2000]: Regenwasserbehandlung mit Wirbelabscheidern, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 47, 12/2000, 1793-1800
- WISSING, F. [1995]: Wasserreinigung mit Pflanzen, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1995
- XANTHOPOULOS, C. [1990]: Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen, Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen, in: Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft Nr.58, 1990, 115-145

- XANTHOPOULOS, C. [1992]: Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation, Schadstoffe im Regenabfluss II, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft Nr.64, 1992, 147-166
- ZIELKE, W.; J. WOLLRATH [1991] Transportprozesse in porösen Medien, Universität Hannover, Fachgebiet Bauingenieurwesen, Vorlesungsskript Strömungsmechanik, unveröffentlicht

Danksagung

Herrn Prof.-Dr. Schmitt danke ich für die Betreuung dieser Arbeit.

Besonderer Dank gilt meinen Kollegen Dieter Grotehusmann, Mathias Uhl, Erik Ristenpart, Lutz Schiedt und Martin Schütte von der Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie, Hannover, die mich mit der Bearbeitung der Forschungsprojekte betreut haben, und bei der Diskussion von Fachfragen immer gerne zur Seite standen.

Dank auch an Omar Gameh und Martin Janiczek, die bei der Durchführung der Schüttelversuche und den Lysimeterversuchen halfen. Ebenso danke ich Herrn Voss für die Diskussionsbereitschaft bei den analytischen Fragen.

Herrn Prof.-Dr. Lange danke ich für die freundliche Unterstützung mit Informationen zur aktuellen Richtlinienarbeit der Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen.

Weiterhin gilt mein Dank der Bundesanstalt für Straßenwesen und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die Finanzierung bzw. Förderung der Forschungsvorhaben.

Ganz herzlichen Dank an meine Frau, meine Eltern und Freunde für ihre freundliche Unterstützung dieser Arbeit.

Lebenslauf

Ulrich Kasting
geboren am 16.10.1967 in Hannover

Eltern: Heinrich Kasting, Dr., Pastor, geb. 23.08.1936
Ursula Kasting, geb. Böttcher, Lehrerin, geb. 26.10.1937

Familienstand: verheiratet, 1 Kind

Werdegang:

1974 - 1978	Grundschule Bonner Straße Hannover
1979 - 1980	Orientierungsstufe Altenbekenerdamm Hannover
1981	Elsa - Brändström - Gymnasium Hannover
1982 - 1987	Schiller - Gymnasium Hameln
1987 - 1989	Zivildienst im Wohnheim für geistig Behinderte der Lebenshilfe Lüneburg
1989 - 1995	Studium des Bauingenieurwesen an der Universität Hannover, Vertiefungsrichtung Wasserwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft
1991	Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik
1994	Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlicher Wasserbau
30.06.1995	Erwerb des Diploms im Studiengang Bauingenieurwesen
seit 1995	berufstätig als Bauingenieur bei der Ingeniurgesellschaft für Stadthydrologie, Hannover

Anlagenverzeichnis

Anlage 2.1	Durchgangswerte für Regenwasserbehandlungsanlagen nach ATV-DVWK M 153
Anlage 3.1	Analyseverfahren Sedimentationsbecken
Anlage 4.1	Ergebnisse Schüttelversuche – 2. Screening
Anlage 4.2	Schüttelversuche – nur Zink in der Schüttellösung
Anlage 4.3	Schüttelversuche – mineralische Bestandteile Rollrasen
Anlage 4.4	Schüttelversuche – Straßensedimente
Anlage 5.1	hydraulische Belastung Lysimeter 1-6
Anlage 5.2	Zulaufkonzentrationen Einzelbeschickungen
Anlage 5.3	Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6
Anlage 5.4	Wirkungsgrade Lysimeter 1-6
Anlage 5.5	Lysimeteruntersuchungen Rastanlage Allertal
Anlage 6.1	hydraulische Belastung der Lysimeter für die Langzeitsimulation
Anlage 7.1	Konzentrationen / Wirkungsgrade / Frachten Becken Westhover Weg
Anlage 7.2	Konzentrationen / Wirkungsgrade / Frachten Becken Maarhäuser Weg

Durchgangswerte nach ATV-DVWK M 153 (ATV-DVWK [2000])

Tabelle 4a: Durchgangswerte (D) bei der Bodenpassage von Versickerungsanlagen

Durchgangswerte bei Bodenpassagen					
Beispiele	Typ	Flächenbelastung $A_u : A_s$			
		a	b	c	d
Versickerung durch 30 cm bewachsenen Oberboden	D1	0,10	0,20	0,45	*
Versickerung durch 20 cm bewachsenen Oberboden	D2	0,20	0,35	0,60	*
Versickerung durch 10 cm bewachsenen Oberboden	D3	0,45	0,60	0,80	*
Pflaster und Rasengittersteine mit bewachsenem Oberboden					
Bodenpassage unter Mulden, Rigolen, Schächten o.ä. durch flächenhaft durchgehende Deckschichten von mindestens <ul style="list-style-type: none"> • 3 m Mächtigkeit, Durchlässigkeit $k_f = 10^{-4}$ bis 10^{-6} m/s (z.B. Feinsand, schluffiger Sand, sandiger Schluff) • 5 m Mächtigkeit, Durchlässigkeit $k_f = 10^{-3}$ bis 10^{-4} m/s (z.B. sandiger Kies, Grobsand, Mittelsand) 	D4	0,35	0,45	0,60	0,80
Flächenversickerung über durchlässige Beläge auf einem mindestens 30 cm dicken frostsicheren Oberbau wie z.B. <ul style="list-style-type: none"> • Pflaster mit nicht bewachsenen, durchlässigen Fugen • poröse Deckbeläge (z.B. Dränbetonsteine) • mit Brechsand gefüllte Gittersteine oder -waben 	D5	0,80	1,00		
Flächenversickerung <u>ohne</u> Berücksichtigung weiterer Bodenpassagen über <ul style="list-style-type: none"> • geringere Deckschichten als in der Gruppe D4 genannt • Rigolen, Versickerungsschächte, Schotterpackungen o.ä. 	D6	1,00			

* bewachsener Oberboden dieser Mächtigkeit ist ohne unzulässig hohe Sandbeimischung für die vorgesehene hydraulische Belastung nicht ausreichend durchlässig. Eine Reduzierung der hydraulischen Belastung und damit eine Einstufung in die Spalte c ist durch ausreichende Regenrückhaltung möglich.

Erläuterungen zur Flächenbelastung $A_u : A_s$ in den Spalten a bis d
(Verhältnis der undurchlässigen Fläche A_u zur Sickerfläche A_s)

a:	$\leq 5:1$	in der Regel breitflächige Versickerung
b:	$> 5:1$ bis $\leq 15:1$	in der Regel dezentrale Flächen- und Muldenversickerung
c:	$> 15:1$ bis $\leq 50:1$	in der Regel zentrale Mulden- und Beckenversickerung
d:	$> 50:1$	

bei Pflaster und Gittersteinen zählt als Versickerungsfläche der durchlässige Anteil, bei Rohr- und Rigolenversickerung ist die Flächenbelastung im Einzelfall zu ermitteln.

Tabelle 4b: Durchgangswerte (D) von Filteranlagen

Durchgangswerte von bewachsenen Filterbecken mit Vorreinigung und Retentionsraum		
Beispiele	Typ	Wert
Sedimentationsanlage ¹⁾ mit nachgeschaltetem Filterbecken ²⁾ aus 20 cm Oberboden auf 60 cm Sand der Körnung 0/2	D11	0,15
Sedimentationsanlage ¹⁾ mit nachgeschaltetem Filterbecken ²⁾ aus 60 cm Sand der Körnung 0/2	D12	0,25
Sedimentationsanlage ¹⁾ mit nachgeschaltetem Filterbecken ²⁾ aus 60 cm Kiessand der Körnung 0/4	D13	0,30
¹⁾ Filteranlagen erfordern zur Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit zusätzlich zum Stauraum im Filterbecken die Vorschaltung einer Sedimentationsanlage. Diese ist mindestens für eine Oberflächenbeschickung $q_{\text{sa}} = 10 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einer Regenspende $r_{\text{sa}} = 15 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ zu bemessen. Ihre Wirkung ist in den Durchgangswerten bereits enthalten. ²⁾ Filterbecken werden hydraulisch auf folgende Werte je m^2 Filterfläche bemessen: hydraulische Flächenbelastung $\leq 40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, Regenabfluss der Drossel $\leq 0,015 \text{ l/(s} \cdot \text{m}^2) = 0,015 \text{ mm/s} = 0,054 \text{ m/h}$.		

Tabelle 4c: Durchgangswerte (D) von Sedimentationsanlagen

Durchgangswerte von Sedimentationsanlagen					
Beispiele	Typ	kritische Regenabfluss-spende r_{sa}			
		a	b	c	d
Anlagen mit maximal 9 m/h Oberflächenbeschickung beim Bemessungsregen mit der Regenspende $r_{\text{sa},15}$ z.B. Abscheider für Leichtflüssigkeiten nach RISTWag	D21	*	*	*	0,20
Anlagen mit Leerung und Reinigung nach Regenende und maximal 10 m/h Oberflächenbeschickung bei $r_{\text{sa},15}$ z.B. Regenklärbecken ohne Dauerstau, hydrodynamische Abscheider	D22	0,50	0,40	0,35	*
Anlagen mit maximal 10 m/h Oberflächenbeschickung und maximal 0,05 m/s Horizontalgeschwindigkeit bei $r_{\text{sa},15}$ z.B. trockenfallende, bewachsene Seitengräben oder Vegetationspassagen (Länge > 50 m)	D23	0,60	0,50	0,45	0,25
Anlagen mit Dauerstau oder ständiger Wasserführung und maximal 10 m/h Oberflächenbeschickung bei $r_{\text{sa},15}$ z.B. Regenklärbecken, Teiche	D24	0,65	0,55	0,50	*
Anlagen mit Dauerstau und maximal 18 m/h Oberflächenbeschickung bei $r_{\text{sa},15}$ z.B. Absetzanlagen vor Versickerungsbecken oder Regenrückhalteanlagen (s. Kapitel 7.4)	D25	0,80	0,70	0,65	0,35
Straßenabläufe für Nass-Schlamm	D26	*	*	*	0,9
Standardstraßenabläufe	D27	*	*	*	1,0
* Die Bemessung dieser Anlagen ist für die angegebenen Regenabflussspenden unüblich. Erläuterungen zur kritischen Regenabflussspende r_{sa} in den Spalten a bis d a: 15 l/(s · ha) b: 30 l/(s · ha) c: 45 l/(s · ha) d: $r_{\text{sa},15}$ (Regenspende mit 15 min Regendauer und jährlicher Wiederkehr)					

Analyseverfahren Sedimentationsbecken

Parameter	Einheit	Bestimmungsgrenze	Methode
pH-Wert			DIN 38404-C5
Temperatur pH-Wert	°C		DIN 38404-C5
Leitfähigkeit el.	mS/m		DIN EN 27888 (C8)
Abfilt. Stoffe 3)	mg/l	2	DIN 38409-H2-3
Chlorid	mg/l	1	DIN 38 405 D19
Ammonium-N	mg/l	0,01	DIN 38406-E5-1
Stickstoff ges.	mg/l	3	DIN 38409-H28
Blei 1)	mg/l	0,005	DIN 38 406 E 6-3
Cadmium 1)	mg/l	0,0002	DIN 38 406 E19-3
Chrom ges. 1)	mg/l	0,005	DIN 38 406 E22
Kupfer 1)	mg/l	0,01	DIN 38 406 E22
Nickel 1)	mg/l	0,01	DIN 38 406 E22
Quecksilber (Aufschluß K ₂ S ₂ O ₈ /KMnO ₄)	mg/l	0,0002	DIN 38 406 E12
Zink 1)	mg/l	0,005	DIN 38 406 E22
CSB	mg/l	15	DIN 38 409 H41
KW – IR 2)	mg/l	0,1	DIN 38 409 H18
KW – IR, ohne Al ₂ O ₃	mg/l	0,1	DIN 38 409 H18
Naphtalin	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Acenaphthylen	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Acenaphten	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Fluoren	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Phenathren	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Anthracen	µg/l	0,05	DIN 38 407-F18 (E)
Fluoranthren *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Pyren	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Benz(a)anthracen	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Chrysen	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Benzo(b)fluoranthren *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Benzo(k)fluoranthren *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Benzo(a)pyren *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Indeno(1,2,3-cd)pyren *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Dibenz(a,h)anthracen	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Benzo(g,h,i)perylene *)	µg/l	0,01	DIN 38 407-F18 (E)
Summe TVO-PAK *)	µg/l		
Summe EPA-PAK	µg/l		

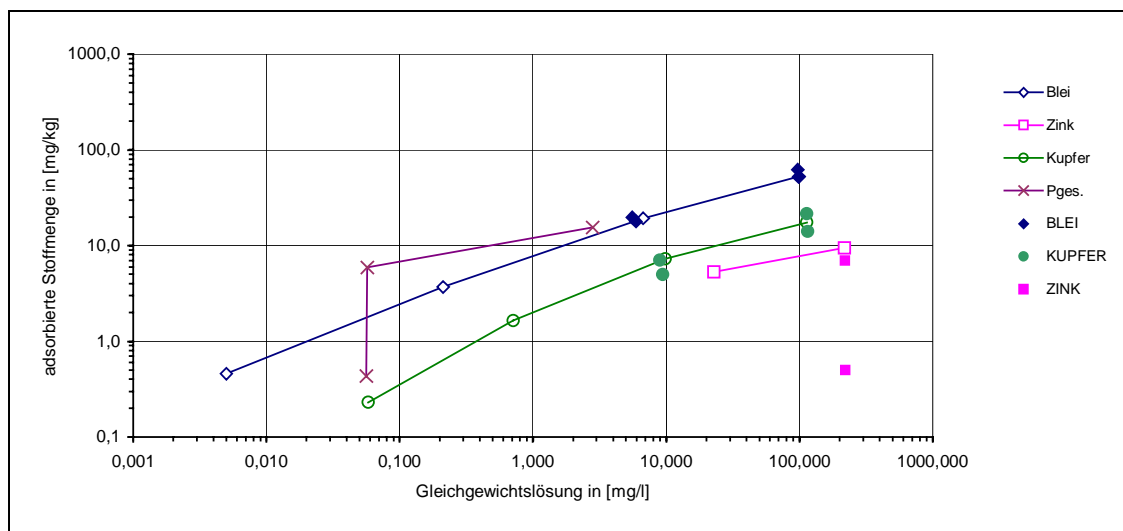
1) nach oxidativem Aufschluß mit H₂O₂ / HNO₃

2) Mit dem Verfahren werden aromatische Kohlenwasserstoffe nicht oder nur teilweise erfaßt.

3) Filtration über GF 50 Schleicher u. Schuell, Faserdurchmesser 0,5 – 1,5µm, Gewicht 50g/m² ohne Bindemittel

Substratname: 13 Quarzsand Firma Friedrich
 Körnung [mm]: 0,3/0,8
 Schüttdichte [g/cm³]: 1,55

		Versuch Nr. 1	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:		100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:		20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher/hinterher		5,64/6,89	5,50/6,94	5,11/6,84	4,92/6,24
Temperatur in °C		20,5/20,9	20,3/20,6	20,5/20,4	20,6/20,7
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,096	0,950	10,580	110,100
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,212	6,740	99,500
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,455	3,690	19,200	53,000
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,705	5,720	29,760	82,150
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,237	2,191	23,890	219,500
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,258	2,201	22,830	217,600
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,105	-0,050	5,300	9,500
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,163	-0,078	8,215	14,725
Kupfer	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,104	1,036	11,300	116,600
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,058	0,708	9,840	113,100
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,230	1,640	7,300	17,500
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,357	2,542	11,315	27,125
pH-Wert: vorher/hinterher		5,77/6,96	5,62/6,95	5,36/7,29	5,21/7,25
Temperatur in °C		20,3/20,7	20,3/20,8	20,2/20,8	20,3/20,3
Pges	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,143	1,234	5,923	11,210
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,056	0,057	2,813	7,759
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,435	5,885	15,550	17,255
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,674	9,122	24,103	26,745
pH-Wert: vorher/hinterher		5,27/6,12	5,46/6,18	5,53/6,37	5,48/6,50
Temperatur in °C		20,0/20,3	19,9/20,5	19,9/20,4	19,9/20,6



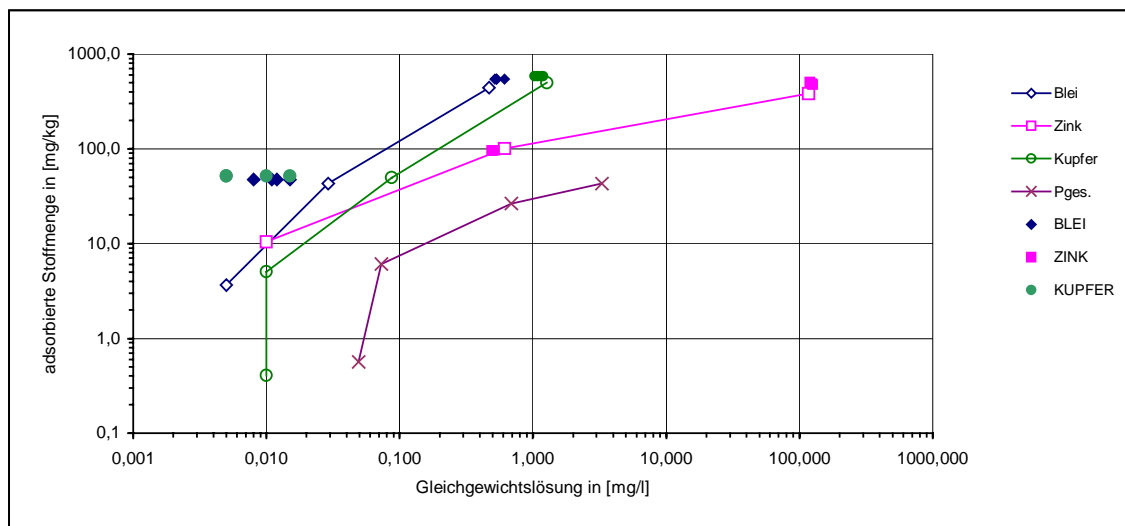
- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
 kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

weitere Untersuchungen

		Konzentrationsbereich III		Konzentrationsbereich IV	
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	9,515	9,515	109,3	109,3
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	5,555	5,926	98,85	96,9
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	19,8	17,945	52,25	62,3
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	19,7	19,7	221,6	221,6
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	20,24	21,02	221,5	220,2
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-2,7	-6,6	0,5	7,0
Kupfer	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	10,38	10,38	117,8	117,8
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	8,977	9,392	115	113,5
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	7,015	4,94	14	21,5

Substratname: 22 Sand, Bahn und Tiefbau GmbH
Körnung [mm]:
Schüttdichte [g/cm³]: 1,58

	Versuch Nr. 1	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher/hinterher	5,64/6,89	5,50/6,94	5,11/6,84	4,92/6,24
Temperatur in °C	20,5/20,9	20,3/20,6	20,5/20,4	20,6/20,7
Blei				
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,062	0,736	8,660	89,220
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,005	0,029	0,467
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,285	3,655	43,155	443,765
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,450	5,775	68,185	701,149
Zink				
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,197	2,102	20,700	193,400
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,010	0,010	0,613	117,300
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,935	10,460	100,435	380,500
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	1,477	16,527	158,687	601,190
Kupfer				
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,091	1,013	10,040	100,600
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,010	0,010	0,087	1,274
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,405	5,015	49,765	496,630
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,640	7,924	78,629	784,675
pH-Wert: vorher/hinterher	5,77/6,96	5,62/6,95	5,36/7,29	5,21/7,25
Temperatur in °C	20,3/20,7	20,3/20,8	20,2/20,8	20,3/20,3
Pges				
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,162	1,290	5,960	11,890
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,049	0,073	0,686	3,276
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,565	6,085	26,370	43,070
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,893	9,614	41,665	68,051
pH-Wert: vorher/hinterher	5,27/6,90	5,79/7,06	5,81/7,03	5,73/7,05
Temperatur in °C	20,0/20,4	20,4/20,4	20,4/20,6	20,4/20,9



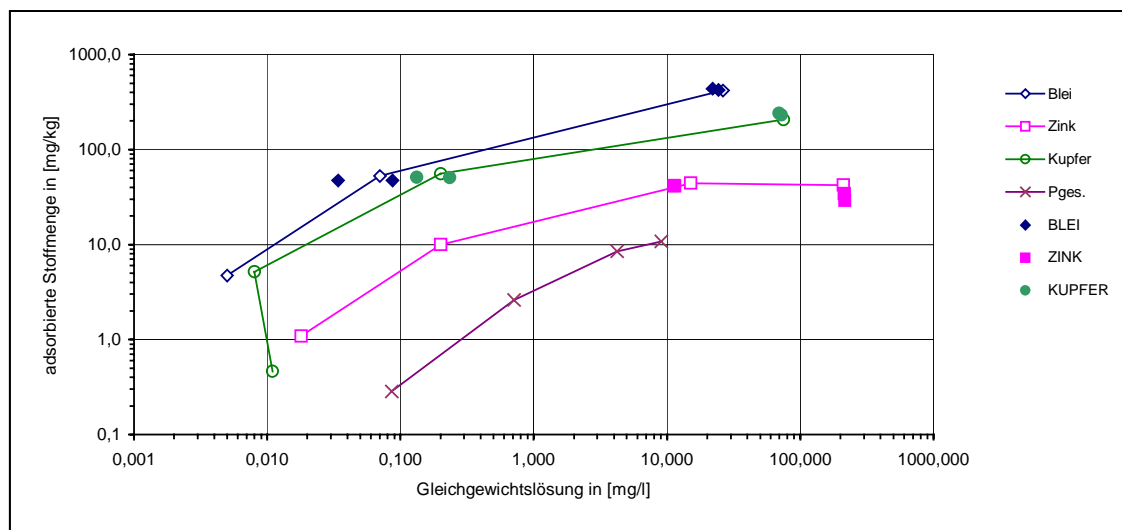
- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
 kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

weitere Untersuchungen

		Konzentrationsbereich III			
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	9,515	9,515	9,515	9,515
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,015	0,012	0,011	0,008
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	47,500	47,515	47,520	47,535
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	19,700	19,700	19,700	19,700
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,516	0,495	0,491	0,495
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	95,920	96,025	96,045	96,025
Kupfer	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	10,380	10,380	10,380	10,380
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,015	0,010	0,005	0,005
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	51,825	51,850	51,875	51,875
		Konzentrationsbereich IV			
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	109,300	109,300	109,300	109,300
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,610	0,520	0,530	0,530
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	543,450	543,900	543,850	543,850
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	221,600	221,600	221,600	221,600

Substratname: 3 **Lava-Sand, Firma Vulkatec**
Körnung [mm]: 0,0/4,0
Schüttdichte [g/cm³]: 1,25

		Versuch Nr. 1	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:		100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:		20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher/hinterher		5,64/6,89	5,50/6,94	5,11/6,84	4,92/6,24
Temperatur in °C		20,5/20,9	20,3/20,6	20,5/20,4	20,6/20,7
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,096	0,950	10,580	110,100
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,005	0,070	26,360
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,455	4,725	52,550	418,700
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,569	5,906	65,688	523,375
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,237	2,191	23,890	219,500
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,018	0,201	15,040	211,000
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	1,095	9,950	44,250	42,500
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	1,369	12,438	55,313	53,125
Kupfer	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,104	1,036	11,300	116,600
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,011	0,008	0,200	75,030
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,465	5,140	55,500	207,850
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,581	6,425	69,375	259,813
pH-Wert: vorher/hinterher		5,77/6,96	5,62/6,95	5,36/7,29	5,21/7,25
Temperatur in °C		20,3/20,7	20,3/20,8	20,2/20,8	20,3/20,3
Pges	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,143	1,234	5,923	11,210
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,086	0,711	4,222	9,046
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,285	2,615	8,505	10,820
	adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,356	3,269	10,631	13,525
pH-Wert: vorher/hinterher		5,27/6,38	5,46/6,41	5,53/6,47	5,48/7,10
Temperatur in °C		20,0/20,4	19,9/20,5	19,9/20,4	19,9/20,5



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
 kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

weitere Untersuchungen

		Konzentrationsbereich III		Konzentrationsbereich IV	
Blei	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	9,515	9,515	109,3	109,3
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,087	0,034	22,06	24,3
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	47,14	47,405	436,2	425,2
Zink	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	19,7	19,7	221,6	221,6
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	11,45	11,31	214,7	215,8
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	41,25	41,95	34,5	29,0
Kupfer	Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	10,38	10,38	117,8	117,8
	Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,234	0,132	69,35	71,8
	adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	50,73	51,24	242,25	230,2

Substratname: 22 Sand, Bahn und Tiefbau GmbH
 Körnung [mm]:
 Schüttdichte [g/cm³]: 1,58

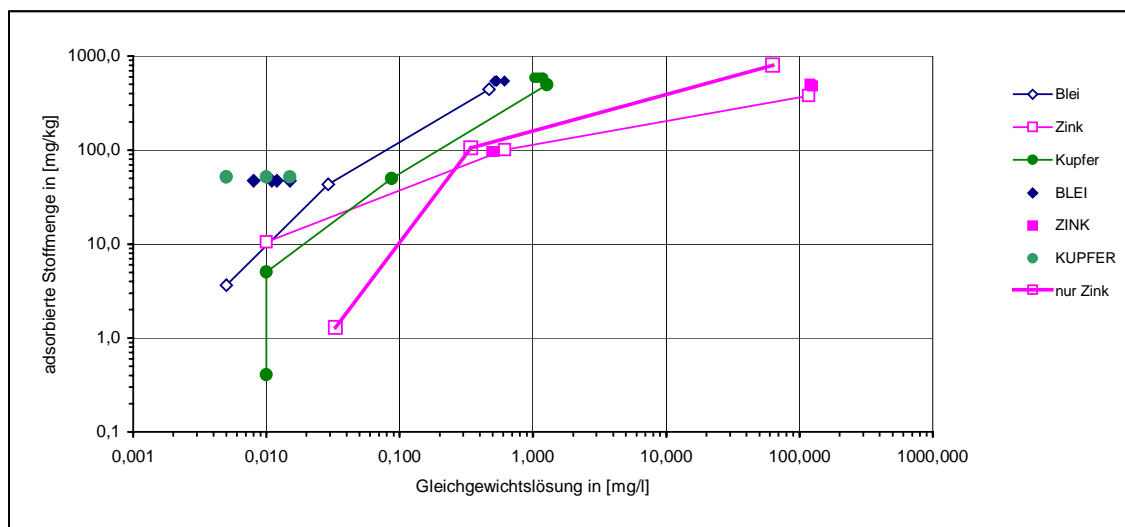
Sonderuntersuchung: Ausgangslösung nur mit Zink angesetzt (ohne Kupfer und Blei)

Vergleich mit den Ergebnissen Ausgangskonzentrationen mit Blei, Kupfer und Zink

	Versuch Nr. 1	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3
Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher/hinterher	5,64/6,89	5,11/6,84	4,92/6,24
Temperatur in °C	20,5/20,9	20,5/20,4	20,6/20,7

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,293	21,350	223,000
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,033	0,343	62,920
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	1,300	105,035	800,400
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	2,054	165,955	1264,632



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
 kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname:
Körnung [mm]:
Schüttdichte [g/cm³]:

Rollrasen, mineralische Bestandteile, Probe 1
0 - 4
1,42

	Versuch Nr. 1	V. 1 und V. 2 interpoliert	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:	100,0		100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00		20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,04/7,18		7,26/7,41	6,81/6,96	5,57/6,12
Temperatur in °C	23,2/23,6		23,2/23,6	23,3/23,6	23,2/23,5

Blei

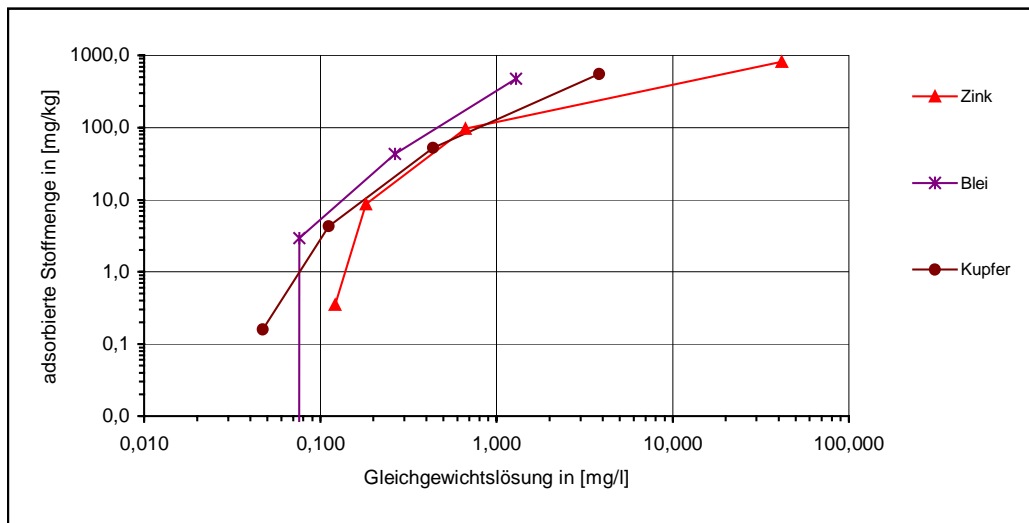
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,035		0,66	8,9	96
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,075	0,075	0,08	0,27	1,29
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,200	0,000	2,9	43,0	473,4
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,284		4,2	61,0	672,2

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,191		1,92	20,0	205
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,121		0,18	0,67	41,72
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,350		8,7	96,4	815,4
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,497		12,3	136,9	1157,9

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,079		0,97	10,9	115
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,047		0,11	0,44	3,82
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,160		4,3	52,4	556,4
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,227		6,1	74,4	790,1



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname:
Körnung [mm]:
Schüttdichte [g/cm³]:

Rollrasen, mineralische Bestandteile, Probe 2
0 - 4
1,42

	Versuch Nr. 1	V. 1 und V. 2 interpoliert	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:	100,0		100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00		20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,22/7,24		7,21/7,46	6,76/7,07	5,70/6,15
Temperatur in °C	23,3/23,6		23,3/23,5	23,3/23,6	23,5/23,7

Blei

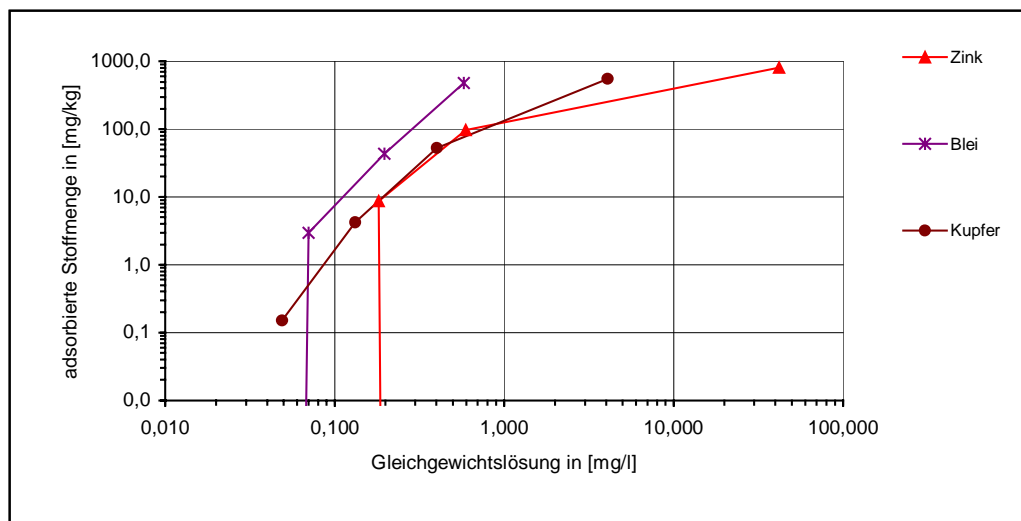
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,035		0,66	8,9	96
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,057	0,057	0,07	0,20	0,58
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,1	0,0	3,0	43,3	476,9
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,2		4,2	61,5	677,2

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,191		1,92	20,0	205
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,207	0,207	0,18	0,60	41,81
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,1	0,0	8,7	96,8	815,0
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,1		12,3	137,4	1157,2

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,079		0,97	10,9	115
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,049		0,13	0,40	4,08
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]			4,2	52,6	555,1
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]			6,0	74,7	788,2



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Allertal 1
Körnung [mm]: < 0,125
Schüttdichte [g/cm³]: 1,06

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenablauf, Rastanlage Allertal BAB A2

Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,65/7,67	8,05/7,94	7,89/7,95	6,77/7,19
Temperatur in °C	22,2/21,6	22,2/21,7	22,0/21,6	22,0/21,5

Blei

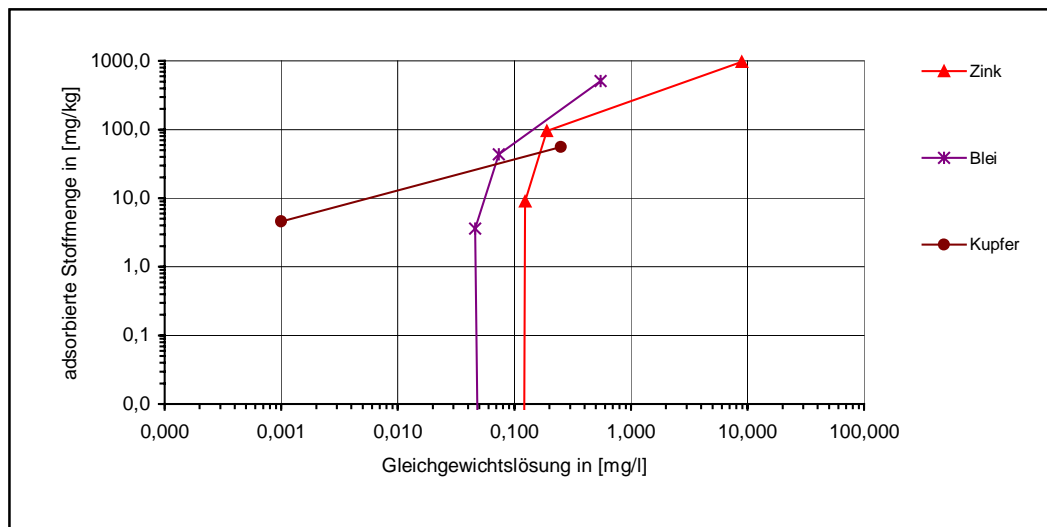
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,016	0,76	8,8	102
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,126	0,115	0,05	0,07
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,550	0,000	3,6	43,7
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,583		3,8	46,3

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,006	1,92	19,1	201
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,091	0,092	0,12	0,19
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,425	0,000	9,0	94,8
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,451		9,5	100,4

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,92	11,3
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,00	0,25
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,000	4,6	55,3
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,000	4,9	58,6



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Allertal 2
 Körnung [mm]: < 0,125
 Schüttdichte [g/cm³]: 1,06

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenabfluf, Rastanlage Allertal BAB A2

Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,95/7,99	8,22/7,95	7,75/7,83	6,40/6,96
Temperatur in °C	22,1/21,5	22,0/21,5	22,0/21,5	22,0/21,4

Blei

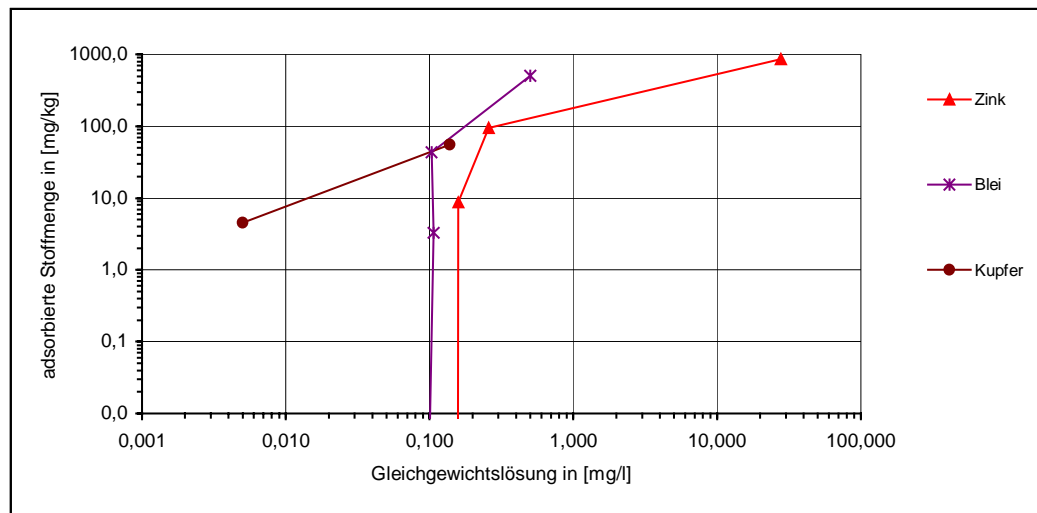
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,016	0,76	8,8	102
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,029	0,11	0,10	0,50
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,065	0,000	3,3	43,5
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,069	3,5	46,1	536,9

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,006	1,92	19,1	201
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,145	0,16	0,26	27,70
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,695	0,000	8,8	94,4
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,737	9,3	100,1	920,6

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,92	11,3	
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,01	0,14	
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,000	4,6	55,9	
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,000	4,9	59,2	



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Allertal 3
Körnung [mm]: < 0,125
Schüttdichte [g/cm³]: 1,40

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenabfluf, Rastanlage Allertal BAB A2

Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,97/7,38	8,11/7,46	7,56/7,30	6,07/6,24
Temperatur in °C	22,8/22,0	22,9/22,0	22,9/22,2	22,8/22,0

Blei

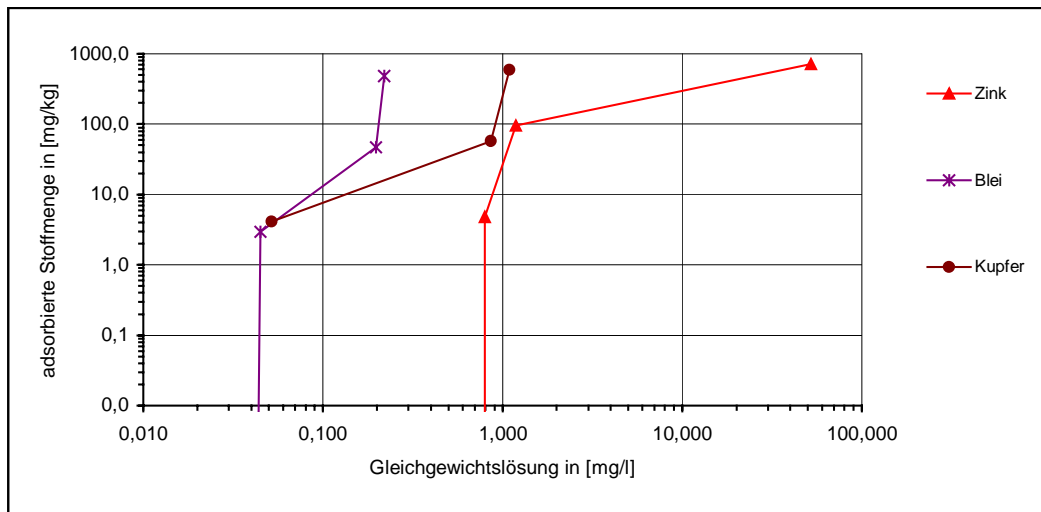
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,63	9,6	98
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,026	0,027	0,05	0,22
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,105	0,000	2,9	487,8
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,147	4,1	66,1	682,9

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,008	1,76	20,2	195
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,807	0,802	1,18	52,02
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-3,995	0,000	4,8	713,9
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-5,593	6,7	133,4	999,5

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,88	12,4	120
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005	0,05	0,86	1,09
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,000	4,1	57,7	596,1
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,000	5,8	80,8	834,5



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Garbsen 1
Körnung [mm]: < 0,125
Schüttdichte [g/cm³]: 1,43

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenabfluf, Rastanlage Garbsen BAB A7

	Versuch Nr. 1	V. 1 und V. 2 interpoliert	Versuch Nr. 2	Versuch Nr. 3	Versuch Nr. 4
Volumen der Lösung [ml]:	100,0		100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00		20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,41/7,23		7,40/7,22	7,03/7,08	5,64/6,11
Temperatur in °C	22,8/22,0		22,9/22,1	22,9/22,1	22,9/22,0

Blei

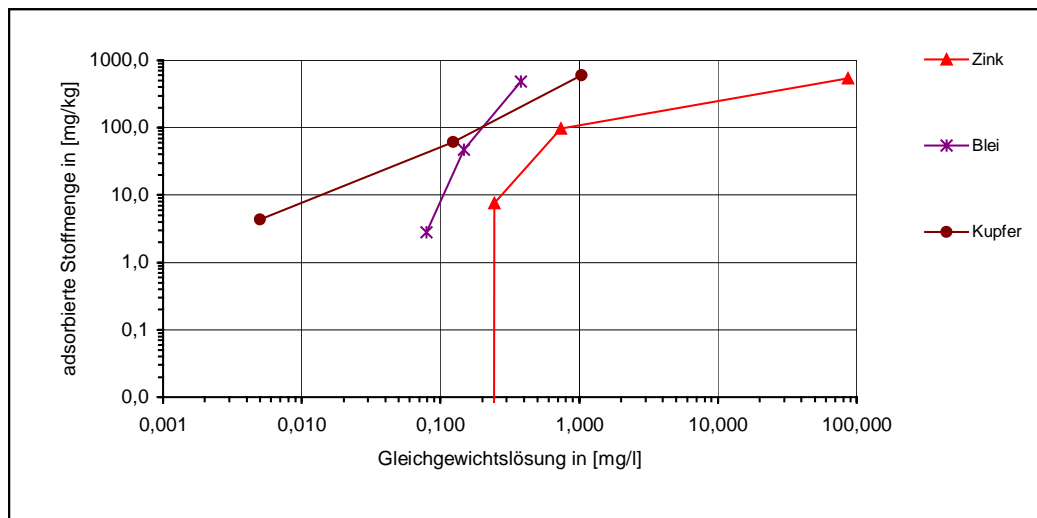
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005		0,63	9,6	98
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005		0,08	0,15	0,38
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,000		2,8	47,5	487,0
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,000		4,0	67,9	696,3

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,008		1,76	20,2	195
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,220	0,223	0,24	0,74	86,42
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-1,060	0,000	7,6	97,5	541,9
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-1,516		10,8	139,4	774,9

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005		0,88	12,4	120
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,005		0,01	0,12	1,04
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	0,000		4,4	61,4	596,3
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	0,000		6,2	87,8	852,7



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Garbsen 2
 Körnung [mm]: < 0,125
 Schüttdichte [g/cm³]: 1,28

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenabfluf, Rastanlage Garbsen BAB A7

Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,38/7,17	7,32/7,10	7,05/7,06	5,78/6,24
Temperatur in °C	23,0/22,0	22,9/22,2	22,9/22,2	22,9/22,1

Blei

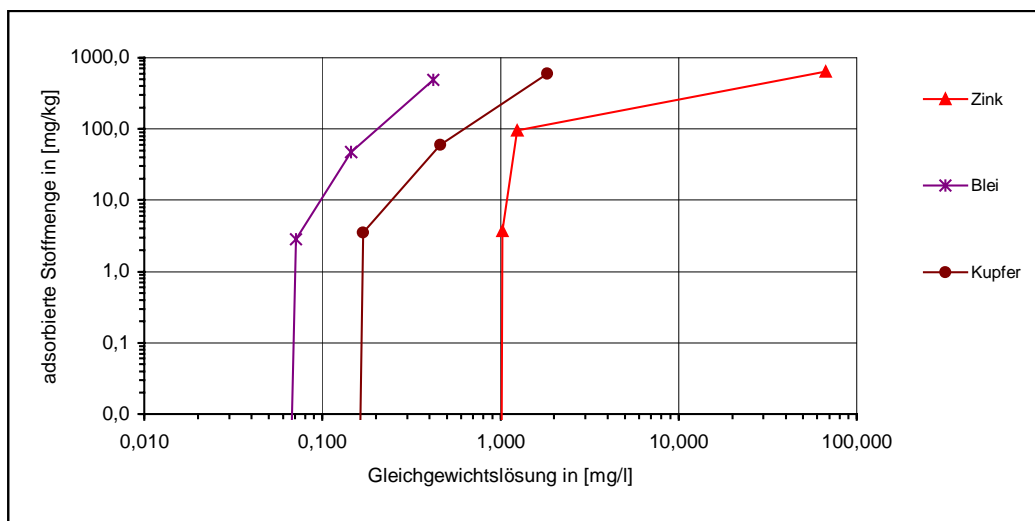
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,63	9,6	98
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,021	0,022	0,07	0,42
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,080	0,000	2,8	47,5
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,102	3,6	60,8	623,0

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,008	1,76	20,2	195
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,684	0,846	1,02	1,24
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-3,380	0,000	3,7	95,0
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-4,326	4,7	121,6	816,8

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005	0,88	12,4	120
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,071	0,079	0,46	1,83
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,330	0,000	3,5	59,7
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,422	4,5	76,4	758,2



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Substratname: Sedimentprobe Garbsen 3
Körnung [mm]: < 0,125
Schüttdichte [g/cm³]: 1,05

Sonderuntersuchung: Sedimentprobe Straßenabfluf, Rastanlage Garbsen BAB A7

Volumen der Lösung [ml]:	100,0	100,0	100,0	100,0
Masse der Substratprobe [g]:	20,00	20,00	20,00	20,00
pH-Wert: vorher / hinterher	7,05/7,06	7,21/7,06	6,81/6,98	5,61/6,28
Temperatur in °C	22,9/22,0	22,8/22,1	22,9/22,1	22,9/21,9

Blei

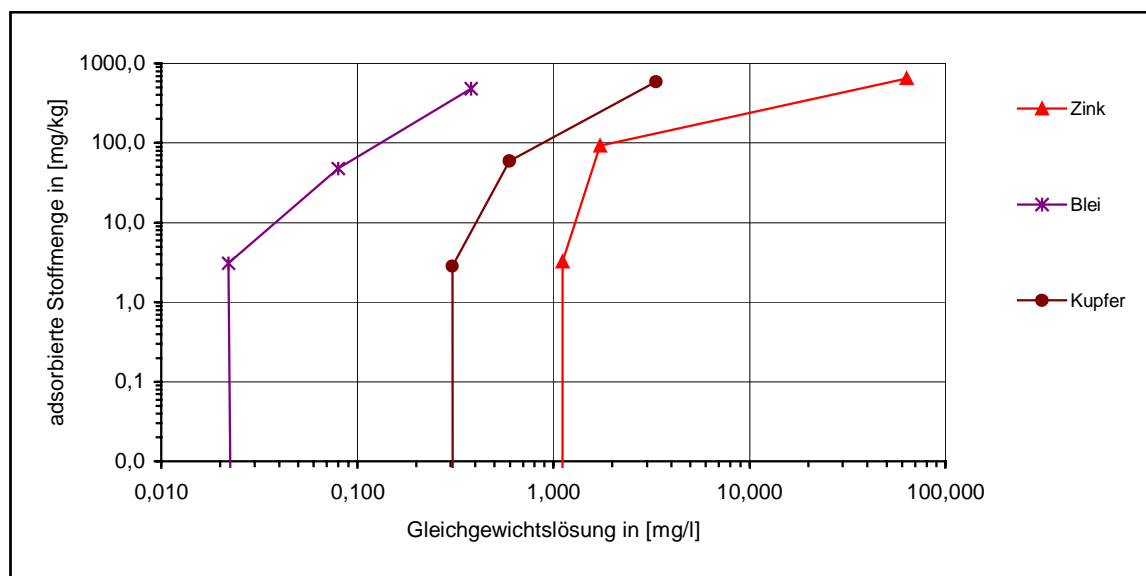
Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005		0,63	9,6	98
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,036	0,035	0,02	0,08	0,38
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-0,155	0,000	3,1	47,8	487,0
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-0,163		3,2	50,2	511,3

Zink

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,008		1,76	20,2	195
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	1,074	1,099	1,11	1,73	63,58
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-5,330	0,000	3,2	92,5	656,1
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-5,597		3,4	97,2	688,9

Kupfer

Ausgangskonzentration der Lösung [mg/l]	0,005		0,88	12,4	120
Gleichgewichtskonzentration [mg/l]	0,333	0,320	0,31	0,60	3,35
adsorbierte Stoffmenge [mg/kg]	-1,640	0,000	2,9	59,0	584,8
adsorbierte Stoffmenge [mg/dm³]	-1,722		3,0	62,0	614,0



- desorbierte Stoffmengen werden nicht dargestellt
- interpolierte Werte stellen die Grenze zwischen der Ad- und Desorption dar
- kursive Werte: Nachweisgrenze ist unterschritten

Beschickungshöhen Lysimeter 1- 6

Hinweise: Für Lysimeter 3 wird am 27.04.01 das Filtersubstrat
gegen Sand

Nr. 22 (abgesiebt auf Korngrößen > 0,125 mm)

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
24.10.00	79	79	79	79	79	79
30.10.00	79	79	79	79	79	79
01.11.00	79	79	79	79	79	79
06.11.00	79	79	79	79	79	79
09.11.00	79	79	79	79	79	79
13.11.00	79	79	79	79	79	79
15.11.00	40	40	40	40	40	40
21.11.00	79	79	79	79	79	79
22.11.00	79	79	79	79	79	79
27.11.00	79	79	79	79	79	79
01.12.00	79	79	79	79	79	79
05.12.00	79	79	79	79	79	79
06.12.00	40	40	40	40	40	40
08.12.00	79	79	79	79	79	79
12.12.00	79	79	79	79	79	79
13.12.00	79	79	79	79	79	79
20.12.00	40	40	40	40	40	40
05.01.01	79	79	79	79	79	79
10.01.01	40	40	40	40	40	40
25.01.01	79	79	79	79	79	79
29.01.01	79	79	79	79	79	79
05.02.01	40	40	40	40	40	40
06.02.01	79	79	79	79	79	79
08.02.01	79	79	79	79	79	79
12.02.01	79	79	79	79	79	79
13.02.01	79	79	79	79	79	79
15.02.01	79	79	79	79	79	79
22.02.01	79	79	79	79	79	79
07.03.01	79	79	79	79	79	79
08.03.01	79	79	79	79	79	79
14.03.01	79	79	79	79	79	79
23.03.01	79	79	79	79	79	79
24.03.01	79	79	79	79	79	79
26.03.01	79	79	79	79	79	79
29.03.01	79	79	79	79	79	79
02.04.01	79	79	79	79	79	79
07.04.01	79	79	79	79	79	79
08.04.01	40	40	40	40	40	40
11.04.01	79	79	79	79	79	79
12.04.01	79	79	79	79	79	79
17.04.01	79	79	79	79	79	79
20.04.01	79	79	79	79	79	79
24.04.01	79	79	79	79	79	79
27.04.01	79	79	79	79	79	79
02.05.01	79	79	79	79	79	79
03.05.01	79	79	79	79	79	79
04.05.01	79	79	79	79	79	79
07.05.01	79	79	79	79	79	79
10.05.01	79	79	79	79	79	79
11.05.01	79	79	79	79	79	79

Datum	Lysimeter 1 [cm WS]	Lysimeter 2 [cm WS]	Lysimeter 3 [cm WS]	Lysimeter 4 [cm WS]	Lysimeter 5 [cm WS]	Lysimeter 6 [cm WS]
15.05.01	40	40	40	40	40	40
17.05.01	79	79	79	79	79	79
18.05.01	79	79	79	79	79	79
21.05.01	79	79	79	79	79	79
22.05.01	79	79	79	79	79	79
25.05.01	79	79	79	79	79	79
29.05.01	79	79	79	79	79	79
31.05.01	79	79	79	79	79	79
01.06.01	79	79	79	60	79	79
05.06.01	79	79	79	79	79	79
07.06.01	79	79	79	79	79	79
08.06.01	60	74	74	35	79	79
11.06.01	79	79	79	79	79	79
12.06.01	40	40	40	40	40	40
15.06.01	79	79	79	79	79	79
18.06.01	79	79	79	79	79	79
21.06.01	79	79	79	69	79	79
22.06.01	79	79	79	40	79	79
26.06.01	79	79	79	79	79	79
28.06.01	79	79	79	79	79	79
29.06.01	79	79	79	60	79	79
02.07.01	79	79	63	63	79	79
04.07.01	79	79	79	79	79	79
06.07.01	79	79	79	79	79	79
10.07.01	40	40	40	40	40	40
17.07.01	79	79	79	79	79	79
20.07.01	79	79	79	79	79	79
23.07.01	79	79	79	79	79	79
27.07.01	79	79	79	79	79	79
30.07.01	79	79	79	79	79	79
02.08.01	79	79	79	79	79	79
06.08.01	79	79	79	79	79	79
07.08.01	40	40	40	40	40	40
13.08.01	79	79	79	79	79	79
16.08.01	79	79	79	79	79	79
21.08.01	79	79	79	79	79	79
23.08.01	79	79	79	79	79	79
30.08.01	79	79	79	79	79	79
03.09.01	40	40	40	40	40	40

Zulaufkonzentrationen Einzelbeschickungen

Hinweise:

Analysen an filtrierten Proben sind mit "f" gekennzeichnet

Bezeichnung für Zulaufe Lysimeter 1-6: Z

nb: nicht bestimmt

Datum	Messort	AFS [mg/l]	Cd [mg/l]	Cd-f [mg/l]	Cu [mg/l]	Cu-f [mg/l]	Pb [mg/l]	Pb-f [mg/l]	Zn [mg/l]	Zn-f [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB-f [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Pges [mg/l]	Pges-f [mg/l]	PAK [µg/l]	MKW [mg/l]	Cl [mg/l]	pH [-]	Leitfähigkeit [µS/cm]
15.11.00	Z	20	< 0,001	< 0,001	0,034	0,033	0,010	0,007	0,105	0,065	39,2	30,9	0,46	0,218	0,158	0,516	0,200	43	nb	544
22.11.00	Z	10	< 0,001	< 0,001	0,030	0,020	0,019	0,011	0,096	0,056	34,3	31,4	0,45	0,266	0,238	nb	nb	58	7,80	676
06.12.00	Z	21	< 0,001	< 0,001	0,040	0,021	0,017	0,010	0,106	0,068	26,3	22,6	0,24	0,211	0,108	0,061	0,086	60	8,02	725
13.12.00	Z	32	< 0,001	< 0,001	0,048	0,018	0,033	0,006	0,157	0,053	42,9	23,6	0,37	0,230	0,146	0,567	0,300	28	8,11	444
10.01.01	Z	13	< 0,001	< 0,001	0,024	0,011	0,027	0,010	0,067	0,028	33,7	28,3	0,27	0,137	0,076	0,460	0,300	122	8,07	1060
06.02.01	Z	46	0,001	< 0,001	0,036	0,011	0,018	0,006	0,204	0,076	47,9	18,4	0,11	0,158	0,083	1,496	0,700	118	7,76	803
08.03.01	Z	36	0,002	< 0,001	0,059	0,017	0,017	0,011	0,286	0,230	58,1	41,4	0,70	0,209	0,094	1,411	0,300	1439	7,87	4840
08.04.01	Z	21	< 0,001	< 0,001	0,018	0,007	0,011	0,006	0,097	0,046	34,6	20,5	0,07	0,467	0,314	0,424	0,300	77	7,95	914
02.05.01	Z	12	< 0,001	< 0,001	0,011	0,008	0,006	< 0,001	< 0,010	< 0,010	28,6	27,6	0,07	0,852	0,497	0,164	0,200	80	7,81	938
15.05.01	Z	24	< 0,001	< 0,001	0,014	< 0,005	0,019	< 0,001	0,034	0,021	33,7	12,9	0,11	0,130	0,046	0,121	nb	95	7,99	968
31.05.01	Z	52	< 0,001	< 0,001	0,080	0,033	0,013	0,006	0,207	0,105	98,4	71,9	2,56	0,526	0,394	0,199	nb	60	7,66	796
12.06.01	Z	17	< 0,001	< 0,001	0,021	0,007	0,006	< 0,001	0,075	0,037	22,6	17,4	0,31	0,364	0,270	0,058	nb	73	7,77	918
26.06.01	Z	15	0,002	< 0,001	0,018	0,009	0,020	0,012	0,160	0,042	26,7	13,1	0,13	0,596	0,330	0,073	nb	83	7,89	975
10.07.01	Z	8	< 0,001	< 0,001	0,010	0,006	0,012	0,009	0,040	0,035	12,3	10,4	0,15	0,134	0,145	0,079	nb	44	7,80	647
30.07.01	Z	11	0,002	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,024	0,007	0,025	0,014	24,5	24,9	0,26	0,444	0,415	0,065	nb	88	7,84	1001
07.08.01	Z	36	0,005	< 0,001	0,031	0,007	0,011	< 0,001	0,143	0,063	44,3	28,0	0,45	0,350	0,309	0,394	nb	25	7,62	376
21.08.01	Z	24	0,003	0,002	0,053	0,022	0,047	0,011	0,149	0,077	71,0	46,7	0,82	0,157	0,113	0,289	nb	43	7,23	575
03.09.01	Z	12	0,002	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,006	< 0,001	< 0,010	< 0,010	28,1	21,6	0,32	2,281	1,684	0,186	nb	4	7,03	125

Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6

Hinweise:

Analysen an filtrierten Proben sind mit "-f" gekennzeichnet
leere Zellen bei filtrierten Proben: Parameter wurden nicht
bestimmt

Bezeichnung für Abläufe Lysimeter 1-6: A1 - A6

Datum	Messort	Qzu	AFS	Cd	Cd-f	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
		[l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[°]	[µS/cm]
15.11.00	A1	113	<1	<0,001	<0,001	0,021	0,022	0,014	0,007	0,016	0,003	<0,5	<0,5	0,03	0,133	0,122	0,003	0,200	44	nb	491
22.11.00	A1	226	nb	<0,001	<0,001	0,005		0,011		0,003		5,3		0,04	0,069		0,003	<0,050	54	11,32	538
06.12.00	A1	113	<1	<0,001	<0,001	0,006		0,004		0,008		<0,5		0,13	0,092		0,001	<0,050	50	9,98	435
13.12.00	A1	226	6	<0,001	<0,001	0,012		0,012		0,017		<0,5		0,11	0,201		0,022	<0,050	27	9,68	316
10.01.01	A1	113	nb	<0,001	<0,001	0,003		0,017		0,014		15,6		0,17	0,073		0,015	0,700	1164	9,50	3460
06.02.01	A1	226	1	<0,001	<0,001	0,002		0,004		0,006		5,7		0,12	0,158		0,009	0,090	816	9,04	2590
08.03.01	A1	226	4	<0,001	<0,001	0,012	0,005	0,014	0,015	0,018	0,014	21,0	19,0	0,08	0,120	0,111	0,017	0,200	1518	8,54	5340
08.04.01	A1	113	2	<0,001	<0,001	0,005		0,009		<0,010		9,3		0,04	0,267		0,006	0,900	33	8,53	427
02.05.01	A1	226	5	<0,001	<0,001	0,003		0,010		<0,010		13,8		<0,01	0,808		0,014	0,090	66	8,12	979
15.05.01	A1	113	5	<0,001	<0,001	<0,005		<0,020		<0,010		3,3		<0,01	0,074		0,006	nb	100	8,85	1027
31.05.01	A1	226	3	<0,001	<0,001	<0,005		<0,020		0,011		6,1		0,10	0,450		0,025	nb	70	7,84	844
12.06.01	A1	113	1	<0,001	<0,001	<0,005		<0,020		0,005		5,6		<0,01	0,224		0,002	nb	61	8,08	797
26.06.01	A1	226	12	<0,001	<0,001	0,005	0,005	0,005	0,005	0,019	0,006	9,5	<0,5	<0,01	0,454	0,325	0,039	nb	64	7,97	876
10.07.01	A1	113	2	nb	nb	<0,005	<0,005	0,013	0,005	0,009	0,010	2,8	nb	0,01	0,212	<0,050	0,031	nb	81	7,90	955
30.07.01	A1	226	4	0,002	<0,001	<0,005	<0,005	0,013	<0,001	0,006	0,005	7,2	nb	<0,01	0,464	0,427	0,009	nb	81	7,77	996
07.08.01	A1	113	3	0,001	<0,001	<0,005	<0,005	<0,020	<0,001	0,039	0,011	<0,5	nb	<0,01	0,737	0,616	0,004	nb	23	7,90	511
21.08.01	A1	226	3	<0,001	<0,001	<0,005	<0,005	0,018	0,016	0,027	<0,010	2,4	nb	<0,01	0,643	0,511	0,008	nb	47	7,70	735
03.09.01	A1	113	2	nb	nb	<0,005	<0,005	0,006	<0,001	<0,010	<0,010	2,8	nb	<0,01	2,152	1,784	0,015	nb	37	7,49	692
15.11.00	A2	113	<1	<0,001	<0,001	0,015	0,011	0,006	0,006	0,010	0,007	2,0	1,5	0,03	0,149	0,087	0,008	<0,050	44	nb	479
22.11.00	A2	226	nb	<0,001	<0,001	0,005		0,009		0,008		3,9		0,08	0,195		0,001	<0,050	58	10,58	503
06.12.00	A2	113	<1	<0,001	<0,001	0,010		0,002		0,015		1,8		0,15	0,085		0,002	<0,050	54	9,76	480
13.12.00	A2	226	9	<0,001	<0,001	0,008		0,005		0,007		1,5		0,09	0,088		0,003	<0,050	27	9,44	339
10.01.01	A2	113	nb	<0,001	<0,001	0,004		0,014		0,015		14,6		0,17	0,112		0,015	0,200	1038	9,42	3220
06.02.01	A2	226	<1	<0,001	<0,001	<0,005		0,002		0,003		17,5		0,21	0,091		0,006	0,076	688	9,09	2250
08.03.01	A2	226	5	<0,001	<0,001	0,057	<0,005	0,011	0,008	0,030	0,008	21,0	20,0	0,07	0,098	0,107	0,010	0,200	1516	8,52	5410
08.04.01	A2	113	4	<0,001	<0,001	0,005		0,008		0,007		6,5		0,03	0,262		0,005	0,400	41	8,50	494

Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6

Hinweise:

Analysen an filtrierten Proben sind mit "-f" gekennzeichnet
leere Zellen bei filtrierten Proben: Parameter wurden nicht
bestimmt

Bezeichnung für Abläufe Lysimeter 1-6: A1 - A6

Datum	Messort	Qzu	AFS	[l]	Cd	Cd-f	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
					[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[°]	[µS/cm]
02.05.01	A2	226	6		< 0,001		0,003		< 0,020		< 0,010		16,7		< 0,01	0,429		0,011	0,090	67	8,02	914
15.05.01	A2	113	1		< 0,001		< 0,005		< 0,020		< 0,010		6,5		< 0,01	0,119		0,007	nb	100	7,86	1042
31.05.01	A2	226	2		< 0,001		< 0,005		0,007		0,012		7,1		0,06	0,270		0,046	nb	69	7,89	823
12.06.01	A2	113	6		< 0,001		< 0,005		0,007		0,006		5,2		< 0,01	0,334		0,005	nb	61	8,16	797
26.06.01	A2	226	3		0,002	< 0,001	< 0,005	< 0,005	< 0,020	< 0,001	< 0,010	< 0,010	11,3	< 0,5	< 0,01	0,536	0,364	0,023	nb	67	7,82	905
10.07.01	A2	113	1		nb	nb	< 0,005	< 0,005	0,024	< 0,001	0,011	0,011	< 0,5	nb	< 0,01	< 0,050	0,131	0,018	nb	71	7,95	889
30.07.01	A2	226	7		0,003	0,002	< 0,005	< 0,005	0,012	< 0,001	0,012	0,006	< 0,5	nb	< 0,01	0,509	0,478	0,002	nb	81	7,64	982
07.08.01	A2	113	6		0,002	< 0,001	< 0,005	< 0,005	< 0,020	< 0,001	0,009	< 0,010	< 0,5	nb	< 0,01	0,736	0,457	0,001	nb	25	7,89	517
21.08.01	A2	226	1		< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,019	0,009	< 0,010	< 0,010	2,4	nb	< 0,01	0,554	0,390	0,005	nb	47	7,38	713
03.09.01	A2	113	12		nb	nb	< 0,005	< 0,005	< 0,020	< 0,001	< 0,010	< 0,010	< 0,5	nb	< 0,01	2,425	1,895	0,006	nb	37	7,62	695
15.11.00	A3	113	< 1		< 0,001	< 0,001	0,019	0,018	0,004	0,003	0,013	0,014	< 0,5	< 0,5	0,04	0,105	0,056	0,041	< 0,050	44	nb	432
22.11.00	A3	226	nb		< 0,001		0,005		0,011		0,007		5,8		0,07	0,142		0,005	< 0,050	57	10,21	497
06.12.00	A3	113	< 1		< 0,001		0,009		0,003		0,015		1,8		0,16	0,086		0,002	< 0,050	51	9,45	483
13.12.00	A3	226	< 1		< 0,001		0,004		0,006		0,005		1,0		0,10	0,136		0,007	< 0,050	25	9,20	330
10.01.01	A3	113	nb		< 0,001		0,003		0,007		0,016		18,6		0,21	0,054		0,004	0,500	1159	8,92	3490
06.02.01	A3	226	1		< 0,001		0,006	< 0,005	0,009	0,009	0,010	0,004	5,2	21,4	0,23	0,119	0,123	0,005	0,100	691	8,82	2290
08.03.01	A3	226	5		< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,015	0,009	0,023	0,004	23,8		0,11	0,182		0,011	0,100	1512	8,43	5360
08.04.01	A3	113	2		< 0,001		0,007		0,006		0,010		12,6		0,01	0,324		0,006	0,100	31	8,55	410
02.05.01	A3	226	3		< 0,001		0,003		< 0,020		< 0,010		21,0		0,02	0,277		0,001	0,080	66	7,92	864
15.05.01	A3	113	0		< 0,001		< 0,005		< 0,020		< 0,010		28,0		< 0,01	0,017		0,003	nb	97	7,70	950
31.05.01	A3	226	5		< 0,001		0,005		< 0,020		0,010		39,7		0,02	0,500		0,029	nb	63	7,68	799
12.06.01	A3	113	1		< 0,001		< 0,005		< 0,020		< 0,010		5,2		< 0,01	0,256		0,002	nb	64	7,77	769
26.06.01	A3	226	6		< 0,001	< 0,001	0,006	< 0,005	< 0,020	< 0,001	0,006	0,005	20,4	12,7	< 0,01	0,446	0,445	0,015	nb	70	7,60	822
10.07.01	A3	113	1		nb	nb	0,007	< 0,005	0,031	0,009	0,022	0,008	7,6	nb	0,02	0,124	0,082	0,005	nb	61	7,85	748
30.07.01	A3	226	4		< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,019	< 0,001	0,013	0,006	< 0,5	nb	< 0,01	0,532	0,443	0,003	nb	82	7,61	939
07.08.01	A3	113	3		0,004	0,003	< 0,005	< 0,005	< 0,020	< 0,001	0,005	< 0,010	16,3	nb	< 0,01	0,872	0,637	< 0,001	nb	22	7,92	388
21.08.01	A3	226	2		0,003	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,013	0,008	0,017	< 0,010	34,8	nb	< 0,01	0,543	0,372	0,001	nb	43	7,47	589
03.09.01	A3	113	3		nb	nb	< 0,005	< 0,005	< 0,020	< 0,001	< 0,010	< 0,010	4,6	nb	< 0,01	2,327	1,829	0,001	nb	21	7,68	436
15.11.00	A4	113	< 1		< 0,001	< 0,001	0,009	0,003	0,010	0,010	0,007	0,005	17,1	14,2	< 0,01	0,173	0,120	0,008	0,300	45	nb	559
22.11.00	A4	226	nb		< 0,001		0,009		0,011		0,015		17,9		< 0,01	0,192		0,002	< 0,050	57	7,97	665
06.12.00	A4	113	< 1		< 0,001		0,013		< 0,020		0,013		15,7		< 0,01	0,135		0,001	< 0,050	54	7,90	657
13.12.00	A4	226	9		< 0,001		0,011		0,009		0,013		3,9		0,02	0,042		0,048	< 0,050	23	7,92	407

Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6

Hinweise:
Analysen an filtrierten Proben sind mit "-f" gekennzeichnet
leere Zellen bei filtrierten Proben: Parameter wurden nicht
bestimmt

Bezeichnung für Abläufe Lysimeter 16: A1 - A6																						
Datum	Messort	Qzu	AFS	[l]	Cd	Cd-f	Cu	Cu-f	Pb	Pb-f	Zn	Zn-f	CSB	CSB-f	NH4-N	Pges	Pges-f	PAK	MKW	Cl	pH	Leitfähigkeit
					[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[°]	[µS/cm]
10.01.01	A4	113	nb		< 0,001	0,008	0,017	0,015	0,017	0,015	0,015	0,015	29,3		0,06	0,146		0,016	0,500	1112	7,93	3580
06.02.01	A4	226	1		< 0,001	0,015	0,009	0,043	0,009	0,043	0,043	0,043	33,1		0,02	0,421		0,008	1,000	547	8,07	2030
08.03.01	A4	226	4		< 0,001	0,006	0,013	0,036	0,013	0,006	0,036	0,025	42,4	33,8	< 0,01	0,172	0,159	0,018	0,100	1514	7,87	5370
08.04.01	A4	113	5		< 0,001	< 0,003	0,011	< 0,010	0,011	< 0,010	< 0,010		6,1		< 0,01	0,175		0,007	0,200	23	8,30	328
02.05.01	A4	226	1		< 0,001	0,003	< 0,020	< 0,010	< 0,020	< 0,010	< 0,010		17,2		< 0,01	0,560		0,013	0,080	65	7,71	926
15.05.01	A4	113	1		< 0,001	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,020	< 0,010	< 0,010		14,9		< 0,01	0,173		0,010	nb	98	7,60	1003
31.05.01	A4	226	4		0,002	< 0,005	< 0,020	0,007	< 0,020	0,007	0,007		28,8		0,04	0,075		0,043	nb	67	7,76	853
12.06.01	A4	113	2		< 0,001	< 0,005	< 0,020	0,009	< 0,020	0,009	0,009		12,2		< 0,01	0,128		0,006	nb	61	7,92	786
26.06.01	A4	226	3		< 0,001	0,007	< 0,020	0,012	< 0,020	0,005	0,012	0,006	18,1	12,7	< 0,01	0,541	0,441	0,027	nb	68	7,78	871
10.07.01	A4	113	5		nb	0,005	0,008	0,014	0,005	0,005	0,014	0,010	16,1	nb	0,01	0,099	0,098	0,066	nb	84	8,16	920
30.07.01	A4	226	2		< 0,001	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,020	< 0,001	< 0,010	< 0,010	< 0,5	nb	< 0,01	0,462	0,418	0,007	nb	80	7,70	952
07.08.01	A4	113	6		0,002	< 0,005	0,010	< 0,010	0,005	< 0,001	< 0,010	< 0,010	11,2	nb	< 0,01	0,833	0,640	0,004	nb	20	7,93	404
21.08.01	A4	226	6		< 0,001	< 0,005	0,016	< 0,010	0,005	< 0,001	< 0,010	< 0,010	6,7	nb	< 0,01	0,560	0,448	0,010	nb	55	7,76	702
03.09.01	A4	113	2		nb	< 0,005	0,018	< 0,010	0,005	< 0,001	< 0,010	< 0,010	12,0	nb	0,04	2,249	1,872	0,025	nb	33	7,79	536
15.11.00	A5	113	< 1		< 0,001	0,026	0,013	0,016	0,016	0,005	0,020	0,009	21,6	17,1	0,02	0,262	0,218	0,022	1,100	45	nb	555
22.11.00	A5	226	nb		< 0,001	0,011	0,011	0,010	0,011	0,010	0,010		23,2		< 0,01	0,339		0,002	< 0,050	60	8,05	680
06.12.00	A5	113	3		< 0,001	0,013	0,006	0,025	0,006	0,025	0,025		13,4		0,02	0,182		0,002	< 0,050	54	8,09	662
13.12.00	A5	226	11		< 0,001	0,013	0,004	0,010	0,004	0,010	0,010		9,6		0,06	0,285		0,030	< 0,050	24	8,15	406
10.01.01	A5	113	nb		< 0,001	0,013	0,013	0,012	0,013	0,012	0,012		28,3		0,05	0,226		0,015	0,100	858	8,02	2930
06.02.01	A5	226	10		< 0,001	0,009	0,008	0,014	0,008	0,009	0,014		19,4		0,07	0,444		0,051	2,500	479	8,24	1862
08.03.01	A5	226	7		< 0,001	0,022	0,025	0,018	0,025	0,009	0,018	0,016	34,3	33,3	0,03	0,187	0,133	0,016	0,095	1453	8,00	4980
08.04.01	A5	113	7		< 0,001	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007		19,1		0,01	0,524		0,006	0,300	45	8,23	583
02.05.01	A5	226	3		< 0,001	0,008	0,016	< 0,010	0,016	< 0,010	< 0,010		25,7		< 0,01	0,534		0,010	0,100	65	7,97	938
15.05.01	A5	113	1		< 0,001	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,020	< 0,010	< 0,010		19,1		< 0,01	0,152		0,007	nb	96	7,79	982
31.05.01	A5	226	5		< 0,001	0,011	< 0,020	0,024	< 0,020	0,024	0,024		43,0		0,05	0,371		0,044	nb	66	7,84	833
12.06.01	A5	113	3		< 0,001	< 0,005	< 0,020	< 0,010	< 0,020	< 0,001	< 0,010		11,8		< 0,01	0,520		0,004	nb	63	7,81	808
26.06.01	A5	226	2		< 0,001	0,010	0,010	0,012	0,010	< 0,001	0,012	0,008	23,1	23,1	< 0,01	0,603	0,348	0,026	nb	65	7,77	828
10.07.01	A5	113	1		nb	0,012	0,006	0,021	0,007	0,007	0,019	0,011	14,7	nb	< 0,01	0,200	0,157	0,013	nb	69	7,99	819
30.07.01	A5	226	4		0,003	0,002	< 0,005	0,028	< 0,001	< 0,001	< 0,010	< 0,010	< 0,5	nb	< 0,01	0,527	0,418	0,006	nb	16	7,85	940
07.08.01	A5	113	11		0,004	< 0,001	< 0,005	< 0,020	< 0,001	< 0,001	< 0,010	< 0,010	11,7	nb	< 0,01	0,867	0,815	0,001	nb	21	8,00	353
21.08.01	A5	226	2		< 0,001	< 0,005	0,021	0,012	< 0,001	0,012	0,006	< 0,010	29,1	nb	< 0,01	0,554	0,541	0,006	nb	50	7,61	647
03.09.01	A5	113	3		nb	< 0,005	< 0,020	< 0,001	< 0,020	< 0,001	< 0,010	< 0,010	< 0,5	nb	< 0,01	2,333	1,456	0,005	nb	27	7,76	465

Ablaufkonzentrationen Lysimeter 1-6

Hinweise:

Analysen an filtrierten Proben sind mit "-f" gekennzeichnet
leere Zellen bei filtrierten Proben: Parameter wurden nicht
bestimmt

Bezeichnung für Abläufe Lysimeter 1-6: A1 - A6

Datum	Messort	Qzu [l]	AFS [mg/l]	Cd	Cd-f [mg/l]	Cu	Cu-f [mg/l]	Pb	Pb-f [mg/l]	Zn	Zn-f [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB-f [mg/l]	NH4-N [mg/l]	Pges [mg/l]	Pges-f [mg/l]	PAK [µg/l]	MKW [mg/l]	Cl [mg/l]	pH [-]	Leitfähigkeit [µS/cm]
15.11.00	A6	113	10	< 0,001	< 0,001	0,032	0,023	0,012	0,006	0,024	0,020	28,4	27,9	0,24	0,248	0,174	0,021	0,200	44	nb	550
22.11.00	A6	226	nb	< 0,001	< 0,001	0,012		0,014		0,014		26,6		0,23	0,165		0,009	< 0,050	56	8,02	666
06.12.00	A6	113	8	< 0,001	< 0,001	0,014		0,009		0,022		18,0		0,14	0,126		0,001	< 0,050	59	8,13	693
13.12.00	A6	226	6	< 0,001	< 0,001	0,019		0,007		0,025		20,7		0,07	0,169		0,037	< 0,050	26	7,88	431
10.01.01	A6	113	nb	< 0,001	< 0,001	0,016		0,012		0,007		34,7		0,84	0,162		0,048	0,200	576	8,01	2020
06.02.01	A6	226	19	< 0,001	< 0,001	0,017		0,015		0,052		29,8		0,26	0,285		0,301	0,300	284	8,33	1297
08.03.01	A6	226	8	< 0,001	< 0,001	0,025	0,010	0,016	0,010	0,033	0,015	55,2	35,2	0,39	0,169	0,123	0,040	0,092	1447	8,07	5130
08.04.01	A6	113	6	< 0,001	< 0,001	0,006		0,011		0,011		22,4		0,03	0,340		0,026	0,300	57	8,09	687
02.05.01	A6	226	4	< 0,001	< 0,001	0,009		< 0,020		< 0,010		30,5		0,01	0,580		0,001	0,080	66	8,00	938
15.05.01	A6	113	7	< 0,001	< 0,001	< 0,005		< 0,020		< 0,010		15,4		< 0,01	0,118		0,011	nb	20	7,91	1000
31.05.01	A6	226	7	0,002	0,011	0,011		0,010		0,017		46,8		0,07	0,489		0,019	nb	62	7,81	780
12.06.01	A6	113	3	< 0,001	< 0,001	0,006		0,010		0,006		11,8		< 0,01	0,338		0,002	nb	68	7,80	819
26.06.01	A6	226	6	< 0,001	< 0,001	0,008	0,007	< 0,020	< 0,001	0,009	0,007	23,1	22,6	< 0,01	0,583	0,457	nb	nb	70	7,86	872
10.07.01	A6	113	1	nb	nb	0,006	0,006	0,018	0,012	0,010	0,009	10,0	nb	0,01	0,212	0,114	0,033	nb	52	8,03	694
30.07.01	A6	226	6	0,003	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,028	0,010	0,008	< 0,010	21,1	nb	< 0,01	0,689	0,527	0,006	nb	16	7,94	958
07.08.01	A6	113	13	0,004	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,009	< 0,001	0,005	< 0,010	13,1	nb	< 0,01	0,840	0,682	0,008	nb	20	8,07	329
21.08.01	A6	226	2	< 0,001	< 0,001	< 0,005	< 0,005	0,015	0,019	< 0,010	0,005	36,2	nb	0,01	0,541	0,520	0,005	nb	45	7,42	612
03.09.01	A6	113	3	nb	nb	< 0,005	< 0,005	0,009	< 0,001	< 0,010	< 0,010	18,9	nb	< 0,01	2,310	1,938	0,001	nb	36	7,84	264

Wirkungsgrade Lysimeterversuche

Hinweise:

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

Konzentration im Zulauf < NWG: Wirkungsgrad wird nicht berechnet.

Bezeichnung für Lysimeter 1-6: A1-A6

Datum	Lysimeter	Qzu [cmWS]	AFS	Cd	Cu	Pb	Zn	CSB	NH4-N	Pges	PAK MKW H18	Cl	Cd-f	Cu-f	Pb-f	Zn-f	CSB-f	Pges-f
15.11.00	A1	40	100		38	-40	85	100	93	39	99	0	-4	33	0	95	100	23
22.11.00	A1	79		83	85	42	97	85	91	74		6						
06.12.00	A1	40	100		85	76	92	100	46	56	98	100	17					
13.12.00	A1	79	81		75	64	89	100	70	13	96	100	6					
10.01.01	A1	40		88	37	79	79	54	38	47	97	-133	-854					
06.02.01	A1	79	97		94	78	97	88	-9	0	99	87	-592					
08.03.01	A1	79	88		80	18	94	64	89	43	99	33	-5	71	-36	94	54	-18
08.04.01	A1	40	92		72	18	100	73	43	43	99	-200	57					
02.05.01	A1	79	58		73	-67		52	100	5	91	55	18					
15.05.01	A1	40	80		100	100	100	90	100	43	95		-5					
31.05.01	A1	79	94		100	100	95	94	96	14	87		-16					
12.06.01	A1	40	94		100	100	93	75	100	38	97		17					
26.06.01	A1	79	21		72	75	88	64	100	24	47		23	44	58	86	100	2
10.07.01	A1	40	73		100	-8	78	71	100	-58	61		-82	100	44	71		100
30.07.01	A1	79	67		100	46	76	100	93	-5	86		8	100	100	64		-3
07.08.01	A1	40	91		100	100	73	100	100	-111	99		7	100	100	83		-99
21.08.01	A1	79	86		100	62	82	97	100	-310	97		-10	100	100	100		-352
03.09.01	A1	40	83		100	0		90	100	6	92		-808					-6
15.11.00	A2	40	100		56	40	90	95	93	32	98	100	-2	67	14	89	95	45
22.11.00	A2	79		83	75	53	92	89	82	27			1					
06.12.00	A2	40	100		86	88	86	93	37	60	97	100	10					
13.12.00	A2	79	72		83	85	96	97	76	62	99	100	6					
10.01.01	A2	40		83	83	48	78	57	37	18	97	33	-751					
06.02.01	A2	79	100		100	89	99	63	-91	42	100	89	-483	100				
08.03.01	A2	79	86		3	35	90	64	90	53	99	33	-5					
08.04.01	A2	40	82		72	27	93	81	57	44	99	-33	47					
02.05.01	A2	79	53		73	100	100	42	100	50	93	55	16					
15.05.01	A2	40	97		100	100	100	81	100	8	94		-5					
31.05.01	A2	79	96		100	46	94	93	98	49	77		-14					
12.06.01	A2	40	65		100	-17	92	77	100	8	91		17	100	100	100	100	-10
26.06.01	A2	79	82		100	100	100	58	100	10	68		19	100	100	69		10
10.07.01	A2	40	82		100	-100	75	100	100	100	78		-60					

Wirkungsgrade Lysimeterversuche

Hinweise:

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

Konzentration im Zulauf < NWG: Wirkungsgrad wird nicht berechnet.

Bezeichnung für Lysimeter 1-6: A1-A6

Datum	Lysimeter	Qzu [cmWS]	AFS	Cd	Cu	Pb	Zn	CSB	NH4-N	Pges	PAK	MKW	H18	CI	Cd-f	Cu-f	Pb-f	Zn-f	CSB-f	Pges-f
30.07.01	A2	79	38			50	52	100	100	-15	97			9			100	57		-15
07.08.01	A2	40	82		100	100	94	100	100	-110	100			2		100	100	100		-48
21.08.01	A2	79	98		100	60	100	97	100	-253	98			-8		100	17	100		-245
03.09.01	A2	40	-3			100	100	100	100	-6	97			-800						-13
15.11.00	A3	40	100		44	60	88	100	91	52	92		100	-4		45	57	78	100	65
22.11.00	A3	79			83	42	93	83	84	47	97			1						
06.12.00	A3	40	100		78	82	86	93	33	59	97		100	15						
13.12.00	A3	79	100		92	82	97	98	73	41	99		100	11						
10.01.01	A3	40			88	74	76	45	23	61	99		-67	-850						
06.02.01	A3	79	97		83	50	95	89	-109	25	100		86	-486						
08.03.01	A3	79	87		100	12	92	59	84	13	99		67	-5		100	18	98	48	-31
08.04.01	A3	40	88		61	45	90	64	86	31	98		67	60						
02.05.01	A3	79	77		73	100	100	27	71	67	99		60	17						
15.05.01	A3	40	98		100	100	100	17	100	87	98			-2						
31.05.01	A3	79	90		94	100	95	60	99	5	85			-5						
12.06.01	A3	40	94		100	100	100	77	100	30	97			12						
26.06.01	A3	79	60		67	100	96	24	100	25	80			15						
10.07.01	A3	40	90		30	-158	45	38	87	7	93			-36		100	100	88	3	-35
30.07.01	A3	79	67			21	48	100	100	-20	95			7		100	0	77		43
07.08.01	A3	40	92		100	100	97	63	100	-149	100			12		100	100	100		-7
21.08.01	A3	79	91		100	72	89	51	100	-246	100			2		100	27	100		-106
03.09.01	A3	40	74			100	84	100	-2	100	100			-416						-229
15.11.00	A4	40	100		74	0	93	56	100	21	98		-50	-6		91	-43	92	54	24
22.11.00	A4	79			70	42	84	48	100	28				1						
06.12.00	A4	40	100		67	100	88	40	100	36	98		100	10						
13.12.00	A4	79	71		77	73	92	91	95	82	92		100	20						
10.01.01	A4	40			67	37	78	13	78	-7	97		-67	-811						
06.02.01	A4	79	98		58	50	79	31	82	-166	99		-43	-364						
08.03.01	A4	79	88		90	24	87	27	100	18	99		67	-5		73	45	89	18	-69
08.04.01	A4	40	75		100	0	100	82	100	63	98		33	70						
02.05.01	A4	79	89		73	100	100	56	100	-33	91		60	18						
15.05.01	A4	40	97		100	100	100	56	100	86	78			-11						
31.05.01	A4	79	93		100	100	97	71	98	65	89			16						
12.06.01	A4	40	90		100	100	88	46	100	9	63			18						
26.06.01	A4	79	77		61	100	92	32	100	26	17			-90						
10.07.01	A4	40	35		50	33	65	-31	93	26	17			9						
30.07.01	A4	79	77		100	100	100	100	100	-4	89			21						
07.08.01	A4	40	83		100	9	100	100	100	-138	99			21						
21.08.01	A4	79	77		100	66	100	91	100	-257	97			-28						

Wirkungsgrade Lysimeterversuche

Hinweise:

Konzentration im Ablauf < NWG: Konzentration wird gleich 0 gesetzt. Wirkungsgrad wird mit 100% angegeben.
 Konzentration im Zulauf < NWG: Wirkungsgrad wird nicht berechnet.
 Bezeichnung für Lysimeter 1-6: A1-A6

Datum	Lysimeter	Qzu [cmWS]	AFS	Cd	Cu	Pb	Zn	CSB	NH4-N	Pges	PAK	MKW	H18	CI	Cd-f	Cu-f	Pb-f	Zn-f	CSB-f	Pges-f
03.09.01	A4	40	86		24	-200	81	57	88	1	87		-713							
15.11.00	A5	40	100		63	-60	90	45	96	-20	96	-450	-4			61	29	86	45	-11
22.11.00	A5	79			67	42	90	32	100	-27			-3							-38
06.12.00	A5	40	88		67	65	76	49	92	14	97	100	10							
13.12.00	A5	79	67		73	88	94	78	84	-24	95	100	14							
10.01.01	A5	40			46	52	82	16	81	-65	97	67	-603							
06.02.01	A5	79	78		75	56	93	59	36	-181	97	-257	-306							
08.03.01	A5	79	80		63	-47	94	41	96	11	99	68	-1			29	18	93	20	-41
08.04.01	A5	40	64		61	36	93	45	86	-12	99	0	41							
02.05.01	A5	79	73		27	-167	100	100	100	37	94	50	18							
15.05.01	A5	40	97		100	100	100	43	100	-17	94		-1							
31.05.01	A5	79	90		86	100	88	56	98	29	78		-9							
12.06.01	A5	40	83		100	100	100	48	100	-43	94		14							
26.06.01	A5	79	85		44	50	92	14	100	-1	65		22							
10.07.01	A5	40	88		-20	-75	53	-20	100	-49	83		-55			11	100	81	-76	-5
30.07.01	A5	79	62		100	-17	100	100	100	-19	91		81			0	22	69		-8
07.08.01	A5	40	68		100	100	100	74	100	-148	100		18			100	100	100		-1
21.08.01	A5	79	90		100	55	96	59	100	-253	98		-15			100	-10	100		-164
03.09.01	A5	40	73		100	100	100	100	100	-2	97		-567			30	14	69	10	14
15.11.00	A6	40	50		6	-20	77	28	48	-14	96	0	-4							-10
22.11.00	A6	79			60	26	85	22	49	38		100	3							
06.12.00	A6	40	61		65	47	79	32	42	40	98		1							
13.12.00	A6	79	83		60	79	84	52	81	27	93	100	7							
10.01.01	A6	40			33	56	90	-3	-213	-18	90	33	-372							
06.02.01	A6	79	58		53	17	75	38	-136	-80	80	57	-141							
08.03.01	A6	79	78		58	6	88	5	44	19	97	69	-1			41	9	93	15	-31
08.04.01	A6	40	71		18	100	0	35	57	27	94	0	26							
02.05.01	A6	79	70		100	100	100	-7	86	32	99	60	17							
15.05.01	A6	40	71		100	100	100	54	100	9	91		79							
31.05.01	A6	79	86		86	23	92	52	97	7	90		-3							
12.06.01	A6	40	84		71	-67	92	48	100	7	96		16							
26.06.01	A6	79	56		56	100	94	13	100	2			8							
10.07.01	A6	40	92		40	-50	75	19	93	-58	58		-17			22	100	83	-73	-38
30.07.01	A6	79	44		100	-17	68	14	100	-55	90		81			0	-33	74		21
07.08.01	A6	40	65		100	18	97	70	100	-140	98		22			100	-43	100		-27
21.08.01	A6	79	91		100	68	100	49	99	-245	98		-4			100	-74	94		-121
03.09.01	A6	40	75			-50		33	100	-1	99		-769							-360

Frachtgewogene Zulaufkonzentration und Flächenbelastung, Lysimeter Rastanlage Allertal

Parameter	frachtgewogene r Mittelwert		Flächenbelastung ¹⁾	
AFS	15	[mg/l]	580	[g/m ²]
BSB5	3,9	[mg/l]	157	[g/m ²]
CSB	27	[mg/l]	1085	[g/m ²]
NH ₄ -N	1,5	[mg/l]	59	[g/m ²]
TOC	7,5	[mg/l]	298	[g/m ²]
Cl	7,8	[mg/l]	312	[g/m ²]
MKW H53	0,18	[mg/l]	7,4	[g/m ²]
MKW H53-f	(0,12) ²⁾	[mg/l]	k.A.	[g/m ²]
PAK	0,86	[µg/l]	34	[mg/m ²]
PAK-f	0,17	[µg/l]	6,9	[mg/m ²]
Cu	0,017	[mg/l]	0,66	[g/m ²]
Cu-f	0,009	[mg/l]	0,36	[g/m ²]
Cr	0,009	[mg/l]	0,36	[g/m ²]
Hg	0,32	[µg/l]	13	[mg/m ²]
Pb	0,066	[mg/l]	2,6	[g/m ²]
Pb-f	k.A.	[mg/l]	k.A.	[g/m ²]
Zn	0,084	[mg/l]	3,3	[g/m ²]
Zn-f	0,075	[mg/l]	3,0	[g/m ²]
Leitfähigkeit	118	[µS/cm]		
pH	7,3			

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

1) hochgerechnet über die frachtgewogene Zulaufkonzentration und eine Beschickungshöhe von 40 m.

2) an 3 Ereignissen ermittelt

Beschickungshöhen für die LZS, Niederschlagsjahr 1978 (Jahresniederschlag 652 mm),

Station Fuhrberger Feld, Niedersachsen

für einen RBF (90 m²/ha, 3*10⁻⁵ m/s, 1m Einstauhöhe, Stapelhöhe 43 m/a)

Datum	Beschickungshöhe [cm]
03.01.78 11:15	34
09.01.78 21:35	29
18.01.78 11:15	13
25.01.78 14:40	32
26.01.78 07:45	11
30.01.78 14:25	24
03.02.78 06:00	54
14.02.78 05:55	32
24.02.78 17:05	21
08.03.78 18:50	11
13.03.78 03:15	14
15.03.78 12:40	18
15.03.78 17:30	18
16.03.78 02:10	38
19.03.78 23:05	56
20.03.78 14:00	19
24.03.78 01:10	24
25.03.78 19:40	106
27.03.78 21:05	13
30.03.78 17:30	81
31.03.78 20:25	44
21.04.78 12:10	133
28.04.78 18:10	36
06.05.78 14:45	31
16.05.78 14:35	25
19.05.78 16:25	12
20.05.78 14:00	190
23.05.78 00:55	368
02.06.78 17:05	12
07.06.78 11:55	32
13.06.78 16:55	57
14.06.78 17:00	37
16.06.78 11:40	19
25.06.78 23:15	68
29.06.78 13:50	30
29.06.78 17:40	32
30.06.78 02:00	50
02.07.78 13:40	75
03.07.78 00:00	12

Datum	Beschickungshöhe [cm]
03.07.78 07:40	13
03.07.78 12:20	22
04.07.78 18:05	150
06.07.78 07:30	36
07.07.78 17:45	35
08.07.78 07:30	80
19.07.78 13:45	61
24.07.78 22:30	28
01.08.78 09:40	200
05.08.78 18:05	10
06.08.78 18:40	44
16.08.78 05:25	22
16.08.78 19:10	13
29.08.78 18:10	148
01.09.78 02:15	25
02.09.78 15:35	62
06.09.78 21:10	22
09.09.78 07:50	23
11.09.78 04:40	15
11.09.78 10:15	79
12.09.78 05:35	114
14.09.78 14:30	20
19.09.78 10:20	27
22.09.78 05:10	61
22.09.78 18:20	51
25.09.78 15:05	16
22.10.78 05:45	22
28.11.78 05:00	12
08.12.78 06:15	38
09.12.78 05:55	20
14.12.78 11:35	190
15.12.78 18:20	76
16.12.78 04:20	72
24.12.78 19:20	15
25.12.78 04:00	11
25.12.78 16:45	18
26.12.78 18:25	26
28.12.78 01:35	62
28.12.78 08:45	30
28.12.78 23:50	52
29.12.78 13:10	63

Westhover Weg Abfiltrierbare Stoffe

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	18	9	4,1	2,1	50	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	46	23	13,6	6,8	50	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	53	48	22,7	20,5	9	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	44	9	14,7	3,0	80	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	49	17	55,1	19,1	65	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	4	130	2,5	82,3	-3150	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	45	10	31,0	6,9	78	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	32	44	12,5	17,2	-38	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	44	42	13,3	12,7	5	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	220	62	3,3	0,9	72	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	260	94	47,0	17,0	64	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	280	84	6,2	1,9	70	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	150	130	23,4	20,3	13	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	58	36	6,1	3,8	38	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	72	92	7,7	9,8	-28	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	94	24	1,7	0,4	74	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	160	130	59,4	48,3	19	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	82	64	12,2	9,6	22	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	260	120	122,7	56,6	54	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	95	29	0,4	0,1	69	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	58	37	24,3	15,5	36	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	230	58	97,9	24,7	75	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	710	710	589,9	589,9	0	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	180	280	202,8	315,4	-56	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	33	32	1,1	1,0	3	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	36	35	6,4	6,2	3	
30.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	53	4	4,1	0,3	92	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	34	29	2,7	2,3	15	
20.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	240	58	95,5	23,1	76	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	99	77	33,9	26,3	22	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	43	11	0,7	0,2	75	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	104	24	40,6	9,2	77	
22.01.00						n.b.	n.b.				

Summe	147	155			10342			1559,6	1353,6		
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	4	4	0,4	0,1		
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	710	710	589,9	589,9		

arithm. Mittel	5,9	4,8	1,5	0,30	323	121	80	48,7	42,3	-61	
Median	4,2	4,5	0,6	0,22	299	65	43	13,4	9,7	44	
25% Quantil	2,0	1,5	0,4	0,15	98	44	24	4,1	2,2	8	
75% Quantil	8,3	6,3	1,4	0,34	421	165	86	42,2	21,2	72	

					abflussgewogener Mittelwert	151	131				
								Wirkungsgrad	Gesamtfrachtsomme	13	%

					abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	233	[kg/ha Ared]
					abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	1,51	[kg/ha Aredmm Neff]
					abgeschätzte mittlere Jahresfrachtschmutzfracht mit Annahme: mittlere Jahres Neff	599	[kg/ha Ared/a]
						397	mm

Erläuterungen:
n. b. : nicht bilanzierbar
kursive Zahlen:
Meßwert unter Nachweisgrenze
Nachweisgrenze angesetzt

Westhoyer Weg
Nges

Datum	ΣN [mm]	ΣNeff [mm]	qa (max.) mm	qa (mittel) mm	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauffracht [kg]	Ablauffracht [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98						n.b.	n.b.				
16.07.98						n.b.	n.b.				
02.08.98						n.b.	n.b.				
22.08.98						n.b.	n.b.				
23.-24.08.98						n.b.	n.b.				
05.09.98						n.b.	n.b.				
07.-08.09.98						n.b.	n.b.				
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	3	3	1,18	1,18	0	
28.11.98						n.b.	n.b.				
04.-05.12.98						n.b.	n.b.				
09.-10.12.98						n.b.	n.b.				
11.12.98						n.b.	n.b.				
12.12.98						n.b.	n.b.				
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	3	3	0,31	0,31	0	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	3	3	0,32	0,32	0	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	6	5	0,11	0,09	17	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	3	3	1,11	1,11	0	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	3	3	0,45	0,45	0	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	4	4	1,89	1,89	0	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	11	3	0,04	0,01	73	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	6	4	2,51	1,68	33	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	7	6	2,98	2,55	14	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	3	3	2,49	2,49	0	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	6	6	6,76	6,76	0	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	6	3	0,19	0,10	50	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	3	4	0,53	0,71	-33	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	6	4	0,47	0,31	33	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	7	5	0,55	0,39	29	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	9	4	3,58	1,59	56	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	7	6	2,39	2,05	14	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	10,6	5	0,17	0,08	53	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	5	5	1,95	1,95	0	
22.01.00						n.b.	n.b.				Nachweisgrenze auf 5mg/l erhöht

Summe	132	89			5933			29,99	26,03		Erläuterungen:
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	3	3	0,04	0,01	-33	n. b. : nicht bilanzierbar
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	11	6	6,76	6,76	73	kursive Zahlen:
arithm. Mittel	6,6	4,4	1,6	0,31	297	5,6	4,1	1,50	1,30	29	Messwert unter Nachweisgrenze
Median	5,2	3,9	0,6	0,22	260	6,0	4,0	0,83	0,91	29	Nachweisgrenze angesetzt
25% Quantil	2,2	1,2	0,5	0,17	78	3,0	3,0	0,32	0,31	0	
75% Quantil	9,4	6,0	1,3	0,31	403	7,0	5,0	2,42	1,90	33	

Hinweise: Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweisgrenze ist. Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweisgrenze, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

Aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze für den Zu- und Ablauf ist die Angabe eines Wirkungsgrades für die Gesamtfrachtsumme und die Berechnung von abgespülten Frachten nicht sinnvoll.

Arithmetischer Mittelwert und Median der Zu- und Ablaufkonzentration beziehen sich auf alle Ereignisse. Bedingt durch das häufige unterschreiten der Nachweisgrenze werden die Konzentrationen eher überschätzt.

Westhover Weg Ammonium-N

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauffracht [kg]	Ablauffracht [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	0,70	1,30	0,16	0,30	-86	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	0,59	1,00	0,17	0,29	-69	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	1,00	1,20	0,43	0,51	-20	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	1,70	1,80	0,57	0,60	-6	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	0,77	1,40	0,87	1,58	-82	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,34	0,52	0,22	0,33	-53	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	0,99	0,47	0,68	0,32	53	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	0,89	0,91	0,35	0,36	-2	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	1,40	1,80	0,42	0,54	-29	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	9,40	2,40	0,14	0,04	74	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	1,50	3,10	0,27	0,56	-107	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	3,10	3,40	0,07	0,08	-10	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	1,10	2,80	0,17	0,44	-155	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	0,51	1,90	0,05	0,20	-273	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	0,61	1,60	0,06	0,17	-162	
25.12.98					n.b.		n.b.				
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	0,40	0,64	0,15	0,24	-60	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	0,24	0,56	0,04	0,08	-133	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	0,39	1,10	0,18	0,52	-182	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	3,20	0,71	0,01	0,00	78	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	1,10	0,85	0,46	0,36	23	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	1,80	2,00	0,77	0,85	-11	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	0,15	0,52	0,12	0,43	-247	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	0,54	0,93	0,61	1,05	-72	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,21	0,47	0,01	0,02	-124	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,17	0,38	0,03	0,07	-124	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	1,30	1,20	0,10	0,09	8	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	1,50	2,30	0,12	0,18	-53	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,16	0,49	0,06	0,20	-206	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	0,43	0,87	0,15	0,30	-102	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	2,77	2,75	0,04	0,04	1	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	n.b.	1,51	0,18	0,59	-228	
22.01.00					n.b.		n.b.				

[illegible]

**Westhove Weg
Chlorid**

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	4	0,9	0	0,9	0	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	3	4	0,9	1,2	-33	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	1	3	0,4	1,3	-200	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	6	3	2,0	1,0	50	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	2	3	2,3	3,4	-200	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	1	3	0,6	1,9	-200	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	3	2	2,1	1,4	33	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	13	19	5,1	7,4	-46	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	2200	1500	665,9	454,1	32	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	6600	2400	99,0	36,0	64	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	1200	2600	217,0	470,1	-117	
11.12.98	0,6	0,3	0,1	0,08	22	660	2300	14,7	51,3	-248	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	260	1600	40,6	249,8	-515	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	96	770	10,1	80,8	-702	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	83	530	8,8	56,4	-539	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	3800	340	66,9	6,0	91	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	100	210	37,2	78,0	-110	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	80	120	11,9	17,9	-50	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	38	41	17,9	19,4	-8	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	140	190	0,5	0,7	-36	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	170	150	71,2	62,8	12	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	14	35	6,0	14,9	-150	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	7,7	7,4	6,4	6,1	4	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	15	8,8	16,9	9,9	41	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	9,1	5,7	0,3	0,2	37	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	2,4	3,9	0,4	0,7	-63	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	6	5,1	0,5	0,4	15	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	1	1	0,1	0,1	0	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	5,3	3,4	2,1	1,4	36	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	5	3,7	1,7	1,3	26	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	6,8	5,6	0,1	0,1	18	
02.11.99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
22.01.00	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	
Summe	138	149			9951	1	1	1310,5	1636,7		
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	6600	2600	0,1	0,1	-702	
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	6600	2600	665,9	470,1	91	
arithm. Mittel	5,7	4,8	1,5	0,30	321	501	415	42,3	52,8	-84	
Median	3,9	4,4	0,7	0,22	295	13	9	5,1	6,0	-8	
25% Quantil	1,9	1,4	0,4	0,14	91	5	4	0,8	1,1	-113	
75% Quantil	8,2	6,3	1,5	0,34	422	120	275	17,4	43,6	29	
				abflußgewogener Mittelwert	132	164		Wirkungsgrad Gesamtfraachtsumme		-25	%

**Westhove Weg
Kupfer**

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [mm]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauffracht [kg]	Ablauffracht [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	0,07	0,03	0,016	0,007	57	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	0,19	0,42	0,056	0,124	-121	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,84	428	0,09	0,03	0,039	0,013	67	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	0,13	0,04	0,043	0,013	69	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	0,07	0,06	0,079	0,068	14	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,01	0,01	0,006	0,006	0	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	0,04	0,01	0,028	0,007	75	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	332	0,05	0,05	0,020	0,020	0	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	0,08	0,08	0,024	0,024	0	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	0,23	0,05	0,003	0,001	78	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	0,70	0,70	0,127	0,127	0	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	0,21	0,09	0,005	0,005	57	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	0,17	0,89	0,027	0,139	-424	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	0,06	0,06	0,006	0,006	0	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	0,07	0,68	0,007	0,007	-871	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	0,10	0,06	0,002	0,001	40	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	0,44	0,18	0,163	0,067	59	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	0,07	0,07	0,010	0,010	0	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	0,11	0,05	0,052	0,024	55	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	0,10	0,03	0,000	0,000	70	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	0,11	0,03	0,046	0,013	73	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	0,12	0,08	0,051	0,034	33	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	0,26	0,25	0,216	0,208	4	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	0,01	0,01	0,011	0,011	0	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,02	0,01	0,001	0,000	50	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,01	0,01	0,002	0,002	0	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,06	0,04	0,005	0,003	33	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,08	0,11	0,006	0,009	-38	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,01	0,01	0,004	0,004	0	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	0,15	0,1	0,051	0,034	33	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	0,15	0,04	0,002	0,001	73	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	0,08	0,04	0,031	0,016	50	
22.01.00	3,7	2,3	0,5	0,17	152	0,09	0,06	0,014	0,009	33	
Summe	150	157			10493			1,154	1,073		Erläuterungen:
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	0,01	0,01	0,000	0,000	-871	n. b. : nicht bilanzierbar
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	0,70	0,89	0,216	0,208	78	kursive Zahlen:
arithm. Mittel	5,8	4,8	1,5	0,29	318	0,13	0,13	0,035	0,033	-13	Meßwert unter Nachweisgrenze
Median	4,0	4,4	0,6	0,22	295	0,09	0,05	0,016	0,011	33	Nachweisgrenze angesetzt
25% Quantil	2,1	1,6	0,5	0,15	105	0,06	0,03	0,005	0,004	0	
75% Quantil	8,3	6,3	1,3	0,34	419	0,15	0,09	0,046	0,034	57	
				abflußgewogener Mittelwert	0,11		0,10				
								Wirkungsgrad Gesamtschmutzfrachtsumme		7	%

Westhoyer Weg
Blei

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) mm	qa (mittel) mm	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauffracht [kg]	Ablauffracht [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	0,031	0,010	0,007	0,002	68	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	0,037	0,019	0,011	0,006	49	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	0,065	0,028	0,028	0,012	57	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	0,011	0,007	0,004	0,002	36	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	0,010	0,012	0,011	0,014	-20	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,005	0,011	0,003	0,007	-120	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	0,012	0,005	0,008	0,003	56	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	0,030	0,023	0,009	0,009	23	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	0,037	0,058	0,011	0,018	-57	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	0,062	0,026	0,001	0,000	58	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	0,190	0,067	0,034	0,012	65	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	0,120	0,040	0,003	0,001	67	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	0,090	0,060	0,014	0,009	33	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	0,043	0,042	0,005	0,004	2	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	0,084	0,057	0,009	0,006	32	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	0,084	0,050	0,001	0,001	40	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	0,150	0,100	0,056	0,037	33	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	0,053	0,059	0,008	0,009	-11	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	0,085	0,030	0,045	0,014	68	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	0,034	0,019	0,000	0,000	44	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	0,022	0,017	0,009	0,007	23	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	0,058	0,024	0,025	0,010	59	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	0,230	0,210	0,191	0,174	9	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	0,005	0,005	0,006	0,006	0	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,024	0,01	0,001	0,000	58	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,006	0,005	0,001	0,001	17	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,018	0,019	0,001	0,001	-6	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,018	0,033	0,001	0,001	-83	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,007	0,016	0,000	0,006	-1500	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	0,15	0,05	0,051	0,017	67	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	0,017	0,009	0,000	0,000	47	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	0,022	0,013	0,009	0,005	41	
22.01.00	3,7	2,3	0,5	0,17	152	0,05	0,05	0,008	0,008	0	

Summe	150	157	10493	0,001	0,005	0,574	0,406	-1500	68	
Minimum	0,6	0,1	4	0,001	0,005	0,000	0,000	-1500		
Maximum	25,1	16,9	1127	1,26	0,210	0,191	0,174			
arithm. Mittel	5,8	4,8	318	0,29	0,036	0,017	0,012	-22		
Median	4,0	4,4	295	0,22	0,024	0,008	0,006	33		
25% Quantil	2,1	1,6	105	0,15	0,018	0,012	0,001	0		
75% Quantil	8,3	6,3	419	0,34	0,084	0,050	0,010	58		
			abflußgewogener Mittelwert	0,055	0,039					
			Wirkungsgrad Gesamtfractionsunne					29	%	
			abgespülte Schmutzfracht beprobtte Ereignisse					0,086	[kg/ha Ared]	
			abgespülte Schmutzfracht beprobtte Ereignisse					0,00055	[kg/ha Ared/mm Neff]	
			abgeschätzte mittlere Jahresfracht					0,217	[kg/ha Ared/a]	
			mit Annahme: mittlere Jahres Neff					397	mm	

Erfahrungen:

n. b. : nicht bilanzierbar

kursive Zahlen:
Meßwert unter Nachweisgrenze
Nachweisgrenze angesetzt

Westhover Weg Cadmium

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) mm	qa (mittel) mm	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	0,0006	0,0005	0,00014	0,00009	33	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	0,0006	0,0005	0,00018	0,00015	17	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	0,0018	0,0016	0,00077	0,00068	11	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	0,0004	0,0002	0,00013	0,00007	50	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	0,0002	0,0002	0,00023	0,00023	0	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,0002	0,0002	0,00013	0,00013	0	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	0,0002	0,0002	0,00014	0,00014	0	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	0,0007	0,0006	0,00027	0,00024	14	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	0,0018	0,0016	0,00054	0,00048	11	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	0,0100	0,0026	0,00015	0,00004	74	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	0,0036	0,0041	0,00065	0,00074	-14	
11.-12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	0,0020	0,0030	0,00004	0,00007	-50	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	0,0010	0,0020	0,00016	0,00031	-100	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	0,0008	0,0015	0,00008	0,00016	-88	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	0,0110	0,0014	0,00117	0,00015	87	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	0,0050	0,0020	0,00009	0,00004	60	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	0,0030	0,0020	0,00111	0,00074	33	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	0,0010	0,0010	0,00015	0,00015	0	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	0,0010	0,0002	0,00047	0,00009	80	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	0,0010	0,0010	0,00000	0,00000	0	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	0,0010	0,0010	0,00042	0,00042	0	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	0,0010	0,0010	0,00043	0,00043	0	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	0,0020	0,0020	0,00166	0,00166	0	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	0,0010	0,0010	0,00113	0,00113	0	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,0010	0,0010	0,00003	0,00003	0	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,0010	0,0010	0,00018	0,00018	0	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,0002	0,0002	0,00002	0,00002	0	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,0002	0,0002	0,00002	0,00002	0	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,0002	0,0002	0,00008	0,00008	0	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	0,0010	0,0002	0,00034	0,00007	80	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	0,0010	0,0010	0,00002	0,00002	0	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	0,0010	0,0010	0,00039	0,00039	0	
22.01.00	3,7	2,3	0,5	0,17	152	0,0010	0,0010	0,00015	0,00015	0	

Erläuterungen:

n. b. : nicht bilanzierbar

kursive Zahlen:

Messwert unter Nachweisgrenze

Nachweisgrenze angesetzt

Summe	150	157	10493	0,01147	0,00927
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,0002	0,00000
Maximum	25,1	16,9	1127	0,0110	0,00166

arithm. Mittel	5.8	4.8	1.5	0.29	0.0017	0.0011	0.0003	0.0003	14	
Median	4.0	4.4	0.6	0.22	295	0.0010	0.0010	0.0002	0.0001	11
25% Quantil	2.1	1.6	0.5	0.15	105	0.0006	0.0002	0.00009	0.00007	0
75% Quantil	8.3	6.3	1.3	0.34	419	0.0018	0.0016	0.00043	0.00039	17

Hinweise:

Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweisgrenze ist.
Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweisgrenze, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

Aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze für den Zu- und Ablauf ist die Angabe eines Wirkungsgrades für die Gesamtfrachtsumme und die Berechnung von abgespülten Frachten nicht sinnvoll

Arithmetischer Mittelwert und Median der Zu- und Ablaufkonzentration beziehen sich auf alle Ereignisse. Bedingt durch das häufige Unterschreiten der Nachweisgrenze werden die Konzentrationen eher überschätzt.

Westhover Weg
CSB

Datum	ΣN [mm]	ΣNeff [mm]	qa (max.) mm/h	qa (mittel) mm/h	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauffracht [kg]	Ablauffracht [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	52	29	11,9	6,6	44	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	60	45	17,7	13,3	25	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	102	46	43,7	19,7	55	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	163	48	54,4	16,0	71	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	633	18	55,1	38,3	31	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	18	15	11,4	9,5	17	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	50	21	34,5	14,5	58	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	40	31	15,7	12,2	23	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	67	61	20,3	18,5	9	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	170	43	2,6	0,6	75	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	253	114	45,7	20,6	55	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	181	81	4,0	1,8	55	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	131	95	20,4	14,8	27	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	46	44	4,8	4,6	4	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	52	67	5,5	7,1	-29	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	98	63	1,7	1,1	36	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	76	50	28,2	18,6	34	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	71	48	10,6	7,2	32	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	158	113	74,6	53,3	28	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	115	25	0,4	0,1	78	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	87	34	36,4	14,2	61	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	317	94	134,9	40,0	70	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	441	289	366,4	240,1	34	
30.05.99	25,1	18,9	7,9	1,26	1127	113	126	127,3	141,9	-12	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	78	39	2,5	1,3	50	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	29	43	5,2	7,7	-48	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	82	41	6,4	3,2	50	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	102	73	8,0	5,7	28	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	114	41	45,4	16,3	64	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,88	342	87	74	29,8	25,3	15	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	133	41	2,1	0,7	69	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	96	45	37,3	17,7	53	
22.01.00						n.b.	n.b.				

Summe	147	155	10342	1264,9	792,5	
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	0,4	0,1
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	289	240,1
arithm. Mittel	5,9	4,8	1,5	0,30	63	24,8
Median	4,2	4,5	0,6	0,22	91	13,7
25% Quantil	2,0	1,5	0,4	0,15	58	5,4
75% Quantil	8,3	6,3	1,4	0,34	132	18,9
			abflussgewogener Mittelwert	122	77	
			Wirkungsgrad Gesamtfractions	37	%	
			abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	189	[kg/a Ared]	
			abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	1,22	[kg/a Ared/mm Neff]	
			abgeschätzte mittlere Jahresfracht	486	[kg/a Ared/a]	
			mit Annahme: mittlere Jahres Neff	397	mm	

Erfahrungen:

n. b. : nicht bilanzierbar

kursive Zahlen:

Messwert unter Nachweishgrenze
Nachweishgrenze angesetzt

Westhoyer Weg Kohlenwasserstoffe (H18)

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [m³]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	n.b.	3,4	0,5	0,15	228	0,3	0,2	0,07	0,05	33	
16.07.98	n.b.	4,4	1,0	0,22	295	0,5	0,2	0,15	0,06	60	
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	0,1	0,1	0,04	0,04	0	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	0,2	0,1	0,07	0,03	50	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	0,2	0,1	0,07	0,11	50	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,1	0,8	0,06	0,51	-700	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	0,2	0,1	0,14	0,07	50	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	0,1	0,1	0,04	0,04	0	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	0,2	0,5	0,06	0,15	-150	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	0,2	0,1	0,00	0,00	50	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	0,4	0,2	0,07	0,04	50	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	0,2	0,1	0,00	0,00	50	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	0,3	0,3	0,05	0,05	0	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	0,2	0,2	0,02	0,02	0	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	0,2	0,2	0,02	0,02	0	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	0,2	0,1	0,00	0,00	50	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	0,2	0,2	0,07	0,07	0	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	0,2	0,2	0,03	0,03	0	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	0,4	0,1	0,19	0,05	75	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	0,3	0,1	0,00	0,00	67	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	0,2	0,1	0,08	0,04	50	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	0,4	0,3	0,17	0,13	25	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	0,5	0,3	0,42	0,25	40	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	0,1	0,1	0,11	0,11	0	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,2	0,1	0,01	0,00	50	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,1	0,1	0,02	0,02	0	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,2	0,4	0,02	0,03	-100	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	0,3	0,2	0,02	0,02	33	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,9	0,2	0,36	0,08	78	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	1	0,2	0,34	0,07	80	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	0,5	0,2	0,01	0,00	60	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	1,4	0,3	0,55	0,12	79	
22.01.00					152	n.b.	n.b.				
Summe	147	155			10493			3,42	2,21		
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	0,1	0,1	0,00	0,00	-700	
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	1,4	0,8	0,55	0,51	80	
arithm. Mittel	5,9	4,8	1,5	0,30	318	0,3	0,2	0,11	0,07	4	
Median	4,2	4,5	0,6	0,22	295	0,2	0,2	0,06	0,04	45	
25% Quantil	2,0	1,5	0,4	0,15	105	0,2	0,1	0,02	0,02	0	
75% Quantil	8,3	6,3	1,4	0,34	419	0,4	0,2	0,14	0,08	50	
				abflußgewogener Mittelwert	0,33	0,21					
								Wirkungsgrad Gesamtfraachtsumme		35	%
								abgespülte Schmutzfracht beproble Ereignisse		0,51	[kg/ha Ared]
								abgespülte Schmutzfracht beproble Ereignisse		0,0033	[kg/ha Ared/mm Neff]
								abgeschätzte mittlere Jahresfrachtmittelwert		1,31	[kg/ha Ared/a]
								mit Annahme: mittlere Jahres Neff		397	mm

Erläuterungen:

n. b. : nicht bilanzierbar

kursive Zahlen:

Meßwert unter Nachweisgrenze

Nachweisgrenze angesetzt

Westhoyer Weg
Σ PAK (US-EPA)

Datum	Σ N [mm]	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Zulauf [m³]	Zulauf [µg/l]	Abfluss [µg/l]	Zulauffracht [g]	Abflussfracht [g]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
02.08.98	n.b.	6,4	2,0	0,64	428	2,16	0,97	0,924	0,415	55	
22.08.98	n.b.	5,0	3,2	0,75	334	2,22	0,54	0,741	0,180	76	
23.-24.08.98	n.b.	16,8	3,0	0,35	1125	2,60	1,27	2,925	1,429	51	
05.09.98	n.b.	9,5	3,8	0,33	633	0,16	0,32	0,101	0,203	-100	
07.-08.09.98	n.b.	10,3	1,0	0,34	689	2,84	0,55	1,957	0,379	81	
14.11.98	7,7	5,9	0,7	0,22	392	1,12	2,74	0,439	1,074	-145	
29.11.98	5,6	4,5	0,4	0,15	303	3,40	3,59	1,029	1,087	-6	
04.-05.12.98	1,4	0,2	0,0	0,02	15	7,33	1,55	0,110	0,023	79	
09.-10.12.98	4,2	2,7	0,2	0,07	181	19,50	5,93	3,526	1,072	70	
11.12.98	0,8	0,3	0,1	0,08	22	17,70	2,80	0,395	0,062	84	
12.12.98	3,1	2,3	0,5	0,12	156	8,96	6,11	1,399	0,954	32	
16.12.98	2,0	1,6	0,5	0,20	105	1,84	1,44	0,193	0,151	22	
19.12.98	2,2	1,6	0,7	0,16	107	3,21	2,14	0,342	0,228	33	
25.12.98	0,6	0,3	0,1	0,03	18	2,16	0,28	0,036	0,005	87	
07.01.99	5,6	5,6	0,6	0,24	372	1,52	3,30	0,565	1,226	-117	
08.01.99	2,4	2,2	0,8	0,22	149	1,53	2,55	0,228	0,381	-67	
05.04.99	9,9	7,1	1,3	0,42	472	5,08	4,44	2,398	2,096	13	
19.04.99	0,7	0,1	0,0	0,02	4	1,71	0,39	0,007	0,002	77	
21.04.99	8,1	6,3	0,5	0,22	419	1,84	0,76	0,771	0,318	59	
06.05.99	10,1	6,4	1,7	0,27	426	6,11	2,38	2,600	1,013	61	
10.05.99	17,8	12,4	9,7	0,82	831	40,90	15,80	33,984	13,128	61	
30.05.99	25,1	16,9	7,9	1,26	1127	3,60	9,57	4,055	10,781	-166	
03.06.99	1,5	0,5	0,3	0,14	32	0,70	0,38	0,023	0,012	46	
04.06.99	4,8	2,7	1,0	0,20	178	0,78	1,00	0,139	0,178	-28	
13.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	1,45	0,35	0,113	0,027	76	
20.06.99	2,4	1,2	0,5	0,23	78	1,11	0,74	0,087	0,058	33	
30.06.99	8,3	6,0	1,3	0,44	398	0,04	0,50	0,016	0,199	-1150	
12.07.99	9,9	5,1	3,7	0,68	342	2,25	2,43	0,770	0,831	-8	
16.09.99	0,9	0,2	0,2	0,09	16	1,77	0,29	0,028	0,005	84	
02.11.99	9,2	5,8	0,6	0,17	391	4,88	1,02	1,907	0,399	79	
22.01.00	3,7	2,3	0,5	0,17	152	5,21	1,59	0,789	0,241	69	
Erfahrungen:											
Summe	150	149			9971			62,598	38,156		
Minimum	0,6	0,1	0,0	0,02	4	0,04	0,28	0,007	0,002	-1150	
Maximum	25,1	16,9	9,7	1,26	1127	40,90	15,80	33,984	13,128	87	
arithm. Mittel	5,8	4,8	1,5	0,30	322	5,02	2,51	2,019	1,231	-15	
Median	4,0	4,5	0,6	0,22	303	2,22	1,44	0,565	0,318	51	
25% Quantil	2,1	1,4	0,4	0,15	91	1,53	0,55	0,112	0,107	-7	
75% Quantil	8,3	6,3	1,5	0,34	422	4,98	2,77	1,653	1,043	76	
abflußgewogener Mittelwert											
							6,28	3,83			
Wirkungsgrad Gesamtfractions										39	%
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse											9,4
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse											0,063
abgeschätzte mittlere Jahresfracht											25
mit Annahme: mittlere Jahres Neff											397
											mm

Erfahrungen:
n. b. : nicht bilanzierbar
kursive Zahlen:
Meßwert unter Nachweisgrenze
Nachweisgrenze angesetzt

[g/ha Ared]
[g/ha Ared/mm Neff]
[g/ha Ared/a]
mm

Maarhäuser Weg
Abfiltrierbare Stoffe

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [mg/l]	Konzentration		Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Frachtsummen		Bemerkung
								Ablauf [mg/l]	Wirkungsgrad [%]			Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	5,0	20,0	-300,0	0,3	1,3	-294,3		
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	58,0	27,0	53,4	3,0	1,4	52,5		
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	130,0	170,0	-30,8	5,5	7,0	-27,7		
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	120,0	22,0	81,7	17,2	3,2	81,7		
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	100,0	35,0	65,0	9,6	3,3	65,9		
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	10,0	6,0	40,0	1,0	0,6	41,3		
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	16,0	10,0	37,5	1,3	0,8	37,6		
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	36,0	12,0	66,7	5,0	1,7	66,6		
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	76,0	6,0	92,1	6,3	0,5	92,3		
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	580,0	50,0	91,4	213,4	18,2	91,4		
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	220,0	110,0	50,0	28,4	14,4	49,5		
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	390,0	6,0	98,5	18,9	0,3	98,4		
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	410,0	6,0	98,5	4,2	0,1	98,5		
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	170,0	46,0	72,9	11,2	2,1	73,4		
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	260,0	22,0	91,5	11,2	1,0	91,4		
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	69,0	52,0	24,6	4,5	3,5	23,1		
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	13,0	27,0	-107,7	0,7	1,5	-109,9		
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	510,0	35,0	93,1	39,2	2,7	93,1		
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	280,0	39,0	86,6	15,7	2,1	86,6		
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	200,0	13,0	93,5	17,7	1,1	93,6		
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	63,0	33,0	47,6	0,7	0,4	48,9		
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	48,0	30,0	37,5	1,4	0,9	36,8		
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	90,0	27,5	69,4	9,2	2,8	69,2		
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	60,8	21,6	64,5	6,9	2,5	63,8		
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	75,5	27,5	63,6	12,2	4,5	63,3		
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	99,0	16,0	83,8	64,4	10,5	83,6		
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	62,0	10,0	83,9	25,8	4,1	84,0		

Summe	97,7	3466,7	10,3	10,3	-2,7	5,0	6,0	6,0	-300,0	0,3	0,1	-294		
Minimum	0,3	0,019	0,005	63,6	62,7	-1,4	5,0	20,0	-300,0	0,3	1,3	-294,3		
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	580,0	170,0	98,5	213,4	18,2	99		
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	149,5	33,5	45,6	18,9	3,5	46		n. b. : nicht bilanzierbar
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	90,0	27,0	65,0	7,8	2,1	66		
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	58,0	13,0	40,0	3,9	1,0	41		
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	200,0	37,0	86,6	17,2	3,5	87		
							abflußgewogener Mittelwert	29						
							Wirkungsgrad Gesamtfachsumme							

abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	154,7	[kg/ha Ared]
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	1,58	[kg/ha Ared/mm Neff]
abgeschätzte mittlere Jahres-Schmutzfracht	629	[kg/ha Ared/a]
mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff	397	mm

Erläuterungen:

Stör.: Störung der Anlage

**Maarhäuser Weg
Nges**

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) mN	qa (mittel) mN	Σ Ozu [mm]	Σ Qab-Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Konzentration		Frachtsummen		Bemerkung	
							Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]		Wirkungsgrad [%]
12.07.98	1,80	0,009	62,7	63,6	62,7	-1,4	-	-	-	-	-	
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	-	-	-	-	-	
01.-02.08.98	1,19	0,061	42,1	42,1	41,1	-2,4	-	-	-	-	-	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	-	-	-	-	-	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	-	-	-	-	-	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	-	-	-	-	-	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	-	-	-	-	-	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	3	3	0,0	0,42	-0,2	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	5	3	40,0	0,41	0,24	41,6
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	4	6	-50,0	1,47	2,19	-48,8
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	3	5	-66,7	0,39	0,65	-68,5
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	6	5	16,7	0,29	0,24	16,0
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	9	3	66,7	0,09	0,03	66,7
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	3	3	0,0	0,14	0,14	1,5
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	5	4	20,0	0,22	0,18	18,9
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	4	3	25,0	0,26	0,20	23,5
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	3	4	-33,3	0,17	0,23	-34,8
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	3	5	-66,7	0,32	0,53	-67,9
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,9	-0,1	5	3	40,0	0,38	0,23	40,1
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	4	3	25,0	0,22	0,16	25,1
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	3	3	0,0	0,26	0,26	1,9
06.05.99	2,49	0,143	0,028	86,5	86,5	-2,3	6	3	50,0	0,53	0,26	51,1
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	5	4	20,0	0,06	0,05	22,0
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	3	6	-100,0	0,08	0,17	-102,1
08.10.99	2,88	0,066	0,016	102,2	102,9	0,7	5	6,7	-34,0	0,51	0,69	-34,9
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	5	5	0,0	0,57	0,58	-2,0
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	162,9	161,7	0,7	5	5	0,0	0,81	0,81	-0,7
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	5	5	0,0	3,25	3,29	-1,2
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	5	5	0,0	2,08	2,06	0,8

[illegible]

Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweiskonzentration ist. Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweiskonzentration, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

Arithmetischer Mittelwert und Median der Zu- und Ablaufkonzentrationen beziehen sich auf alle Ereignisse. Bedingt durch das Unterschreiten der Nachweisgrenze werden die Konzentrationen eher überschätzt.

Aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze für den Zu- und Ablauf ist die Angabe eines Wirkungsgrades für die Gesamtfrachtsumme und die Berechnung von abgespülten Frachten nicht sinnvoll.

Maarhäuser Weg Chlorid

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Konzentration			Frachtsummen			Bemerkung
							Ablauf [mg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	
	12.07.98	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	2,0	-950,0	0,13	1,32	-935,1		
	16.07.98	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	4,0	-75,0	0,21	0,38	-78,7		
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	3,0	-866,7	0,13	1,19	-843,7		
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	1,0	-1.900,0	0,14	2,87	-1898,6		
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	2,0	-400,0	0,19	0,94	-387,5		
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	1,0	-500,0	0,10	0,60	-487,1		
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	5,0	-20,0	6,0	-19,9			
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	3,0	-366,7	0,42	1,94	-367,7		
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	560,0	29,0	94,8	46,14	2,33	95,0	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	43,0	-853,5	410,0	158,2	149,61	-845,7	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	14,0	1.400,0	-9.900,0	1,81	182,84	-10008,4	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	150,0	690,0	-360,0	7,26	33,67	-363,8	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	9300,0	170,0	98,2	95,79	1,75	98,2	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	910,0	1.600,0	-75,8	41,86	72,48	-73,1	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	150,0	2.600,0	-1.633,3	6,48	113,88	-1657,4	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	30,0	1.800,0	-5.900,0	1,96	120,06	-6019,3	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	14,0	2.300,0	-16.328,6	0,78	129,95	-16504,9	
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,6	105,8	0,8	9,8	2.200,0	-22.349,0	1,03	232,76	-22520,0	
12.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	6,5	190,0	-2.823,1	0,50	14,59	-2819,3	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	5,8	540,0	-9.210,3	0,31	29,21	-9193,2	
06.05.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	5,3	540,0	-10.088,7	0,47	46,71	-9892,3	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	2,8	1.600,0	-57.042,9	0,25	138,40	-55751,5	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	4,2	150,0	-3.471,4	0,05	1,74	-3381,4	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	1,5	2.800,0	-186.566,7	0,04	79,80	-188552,5	
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	3,6	74,8	-1.977,8	0,37	7,70	-1992,0	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0		-	-	-	-	-	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	17,9	1.150,0	-6.324,6	2,89	187,34	-6372,3	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	1,1	38,5	-3.400,0	0,72	25,33	-3442,0	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	1,7	22,0	-1.194,1	0,71	9,08	-1183,9	

[illegible]

abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	63,94 [kg/ha Ared]
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	0,65 [kg/ha Ared/mm Neff]
abgeschätzte mittlere Jahresmutterfrucht	259,91 [kg/ha Ared/a]
mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff	397

Maarhäuser Weg
Blei

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [mg/l]	Konzentration		Frachtsummen		Bemerkung
								Ablauf [mg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	0,007	0,004	0,0013	-195,8		
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	0,035	0,021	40,0	0,0018	0,0011	
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	0,120	0,046	61,7	0,0051	0,0019	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	0,029	0,011	62,1	0,0042	0,0016	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	0,064	0,034	46,9	0,0061	0,0032	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	0,008	0,005	37,5	0,0008	0,0005	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	0,033	0,026	21,2	0,0028	0,0022	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	0,044	0,017	61,4	0,0061	0,0024	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	0,044	0,017	61,4	0,0036	0,0014	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	0,210	0,005	97,6	0,0773	0,0018	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	126,2	130,6	1,1	0,054	0,058	-7,4	0,0070	0,0076	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	0,160	0,005	96,9	0,0077	0,0002	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	0,300	0,007	86,8	0,0031	0,0001	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	0,110	0,005	95,5	0,0051	0,0002	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	0,110	0,010	90,9	0,0048	0,0004	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	0,032	0,035	-9,4	0,0021	0,0023	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,170	0,072	57,6	0,0095	0,0041	
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	0,037	0,017	54,1	0,0039	0,0018	
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	0,100	0,005	95,0	0,0077	0,0004	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	0,053	0,007	86,8	0,0029	0,0004	
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	0,041	0,011	73,2	0,0036	0,0010	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	0,044	0,005	88,5	0,0039	0,0004	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	0,005	0,005	0,0	0,0001	0,0001	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	0,005	0,005	0,0	0,0001	0,0001	
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	0,032	0,007	78,1	0,0033	0,0007	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	0,023	0,007	69,5	0,0026	0,0008	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	0,001	0,003	-200,0	0,0002	0,0005	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,063	0,050	20,6	0,0410	0,0329	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8						

Summe	97,7			3466,7						0,217	0,071	
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	0,001	0,003	-200,0	0,0001	0,0001	-202
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	0,300	0,072	98,3	0,0773	0,0329	98
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	0,069	0,018	41,5	0,0077	0,0025	41
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	0,044	0,011	61,5	0,0038	0,0010	62
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	0,031	0,005	21,1	0,0025	0,0004	21
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	0,103	0,022	87,3	0,0061	0,0020	87
						abflußgewogener Mittelwert	0,062	0,021				
						Wirkungsgrad Gesamtfrachtsomme						67

Erläuterungen:

Stör.: Störung der Anlage

n. b.: nicht bilanzierbar

kursive Zahlen:

Maßwert unter Nachweisgrenze

Nachweisgrenze angesetzt

0,061 [kg/ha Ared]
0,00062 [kg/ha Ared/mm Neff]
0,25 [kg/ha Ared/a]
397 mm

Hinweise:

Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweisgrenze ist.
Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweisgrenze, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

Arithmetischer Mittelwert und Median der Zu- und Ablaufkonzentrationen beziehen sich auf alle Ereignisse. Bedingt durch das Unterschreiten der Nachweisgrenze werden die Konzentrationen eher überschätzt.

Maarhäuser Weg
Cadmium

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Konzentration Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Frachtsummen Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	0,0003	0,0005	-66,7	0,00002	0,00003	-64,3	
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	0,0009	0,0005	44,4	0,00005	0,00003	43,3	
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	0,0022	0,0018	18,2	0,00009	0,00007	20,1	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	0,0003	0,0004	-33,3	0,00004	0,00006	-33,2	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	0,0110	0,0009	91,8	0,00105	0,00008	92,0	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	0,0002	0,0002	0,0	0,00002	0,00002	2,2	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	0,0007	0,0005	28,6	0,00006	0,00004	28,7	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	0,0008	0,0002	75,0	0,00011	0,00003	74,9	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	0,0017	0,0006	64,7	0,00014	0,00005	65,6	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	0,0030	0,0010	66,7	0,00110	0,00036	66,9	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	0,0010	0,0010	0,0	0,00013	0,00013	-1,1	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	0,0020	0,0010	50,0	0,00010	0,00005	49,6	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	0,0100	0,0010	90,0	0,00010	0,00001	90,0	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	0,0010	0,0010	0,0	0,00005	0,00005	1,5	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	0,0010	0,0002	80,0	0,00004	0,00001	79,7	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	0,0010	0,0010	0,0	0,00007	0,00007	-2,0	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,0002	0,0002	0,0	0,00001	0,00001	-1,1	
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	0,0002	0,0002	0,0	0,00002	0,00002	-0,8	
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	0,0010	0,0010	0,0	0,00008	0,00008	0,1	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	0,0010	0,0010	0,0	0,00005	0,00005	0,2	
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	0,0010	0,0010	0,0	0,00009	0,00009	1,9	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	0,0010	0,0010	0,0	0,00009	0,00009	2,3	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	0,0010	0,0010	0,0	0,00001	0,00001	2,5	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	0,0010	0,0010	0,0	0,00003	0,00003	-1,1	
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	0,0010	0,0010	0,0	0,00010	0,00010	-0,7	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	0,0010	0,0010	0,0	0,00011	0,00012	-2,0	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	0,0003	0,0002	33,3	0,00005	0,00003	32,8	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,0010	0,0010	0,0	0,00065	0,00066	-1,2	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	0,0010	0,0010	0,0	0,00042	0,00041	0,8	
Summe	97,7			3466,7						0,0049	0,0028		Erläuterungen:
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	0,0002	0,0002	-66,7	0,00001	0,00001	-64	
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	0,0110	0,0018	91,8	0,00110	0,00066	92	Stör.: Störung der Anlage n. b.: nicht bilanzierbar
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	0,0016	0,0008	31,9	0,00017	0,00010	32	kursive Zahlen:
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	0,0010	0,0010	33,3	0,00008	0,00005	33	Meßwert unter Nachweisgrenze
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	0,0008	0,0005	0,0	0,00004	0,00003	-1	Nachweisgrenze angesetzt
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	0,0010	0,0010	44,4	0,00011	0,00009	43	

Hinweise:
Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweisgrenze ist.
Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweisgrenze, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

Arithmetischer Mittelwert und Median der Zu- und Ablaufkonzentrationen beziehen sich auf alle Ereignisse. Bedingt durch das Unterschreiten der Nachweisgrenze werden die Konzentrationen eher überschätzt.

Aufgrund der häufigen Unterschreitung der Nachweisgrenze für den Zu- und Ablauf ist die Angabe eines Wirkungsgrades für die Gesamtfachtsumme und die Berechnung von abgespülten Frachten nicht sinnvoll

Maarhäuser Weg Kupfer

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Quz [mm]	Σ Qab-Beckenfüllung [mm]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Konzentration Wirkungsgrad [%]	Frachtsummen Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	0,03	0,11	-266,7	0,0019	0,0069	-261,5	
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	0,11	0,01	90,9	0,0058	0,0005	90,7	
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	0,35	0,03	91,4	0,0147	0,0012	91,6	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	0,09	0,03	66,7	0,0129	0,0043	66,7	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	0,13	0,03	76,9	0,0125	0,0028	77,5	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	0,09	0,34	-277,8	0,0092	0,0340	-269,7	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	0,06	0,03	50,0	0,0050	0,0025	50,1	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	0,08	0,02	75,0	0,0111	0,0028	74,9	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	0,13	0,02	84,6	0,0107	0,0016	85,0	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	0,35	0,01	97,1	0,1288	0,0036	97,2	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	0,11	0,05	54,5	0,0142	0,0065	54,1	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	0,22	0,01	95,5	0,0106	0,0005	95,4	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	0,36	0,01	97,2	0,0037	0,0001	97,2	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	0,15	0,01	93,3	0,0069	0,0005	93,4	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	0,19	0,01	94,7	0,0082	0,0004	94,7	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	0,04	0,03	25,0	0,0026	0,0020	23,5	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,05	0,01	80,0	0,0028	0,0006	79,8	
29.03.99	2,96	0,107	0,026	105,8	105,8	0,8	0,08	0,01	87,5	0,0084	0,0011	87,4	
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	0,25	0,01	96,0	0,0192	0,0008	96,0	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	0,15	0,01	93,3	0,0081	0,0005	93,3	
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	0,05	0,01	80,0	0,0044	0,0009	80,4	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	0,10	0,01	90,0	0,0089	0,0009	90,2	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	0,01	0,01	0,0	0,0001	0,0001	2,5	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	0,01	0,03	-200,3	0,0003	0,0009	-203,2	
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	0,08	0,04	50,0	0,0082	0,0041	49,7	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	0,09	0,02	77,8	0,0102	0,0023	77,3	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	0,11	0,002	81,8	0,0018	0,0003	81,7	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,092	0,012	87,0	0,0598	0,0079	86,8	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	0,070	0,010	85,7	0,0291	0,0041	85,8	
Summe	97,7			3467						0,42	0,09		Erläuterungen:
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	0,0100	0,0020	-277,8	0,0001	0,0001	-270	Stör.: Störung der Anlage
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	0,3600	0,3400	97,2	0,1288	0,0340	97	n. b.: nicht bilanzierbar
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	0,1218	0,0322	43,4	0,0145	0,0033	54	Kursive Zahlen:
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	0,0900	0,0100	81,8	0,0084	0,0012	85	Meßwert unter Nachweisgrenze
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	0,0600	0,0100	54,5	0,0044	0,0005	54	Nachweisgrenze angesetzt
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	0,1500	0,0300	91,4	0,0125	0,0036	92	
							abtußgewogener Mittelwert	0,1212	0,0273			77	Wirkungsgrad Gesamtfachsumme
													0,12 [kg/ha Ared]
													0,0012 [kg/ha Ared]mm Neff
													0,48 [kg/ha Ared/a]
													397 mm

Hinweise:

Arithmetischer Mittelwert und Median der Wirkungsgrade beziehen sich auf Ereignisse, bei denen Zulaufkonzentration > Nachweisgrenze ist.
Liegt in diesen Fällen der Ablauf unter der Nachweisgrenze, stellt der Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung dar.

**Maarhäuser Weg
Zink**

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Konzentration		Frachtsummen		Bemerkung
							Ablauf [mg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Ablauf [kg]	
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	0,055	38,2	0,006	0,003	39,1
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	0,250	80,0	0,013	0,003	79,6
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	0,820	79,3	0,035	0,007	79,8
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	0,430	65,1	0,062	0,021	65,1
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	0,490	77,6	0,047	0,010	78,1
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	0,380	86,8	0,039	0,005	87,1
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	0,260	61,5	0,022	0,008	61,6
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	0,310	70,6	0,043	0,013	70,6
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	0,500	84,4	0,041	0,006	84,8
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	1,500	93,3	0,552	0,036	93,4
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	0,500	44,0	0,065	0,037	43,4
1,36	0,055	0,018	0,018	48,4	48,8	0,8	0,970	81,4	0,047	0,009	81,3
05.02.99	1,36	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	1,700	91,2	0,018	0,002	91,2
10.02.99	0,29	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	0,720	86,1	0,033	0,005	86,3
23.02.99	1,30	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	0,680	88,2	0,029	0,004	88,1
01.-02.03.99	1,22	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	0,210	4,5	0,014	0,014	2,6
07.-08.03.99	1,84	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,200	40,0	0,011	0,007	39,4
21.-22.03.99	1,57	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	0,280	71,4	0,029	0,008	71,2
05.-06.04.99	2,96	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	1,000	94,0	0,077	0,005	94,0
07.04.99	2,17	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	0,480	83,3	0,026	0,004	83,4
12.04.99	1,53	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	0,240	33,3	0,021	0,028	30,8
21.04.99	2,48	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	0,470	80,9	0,042	0,008	81,3
06.05.99	2,49	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	0,020	-50,0	0,000	0,000	-46,2
03.06.99	0,34	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	0,090	66,7	0,003	0,001	66,3
04.06.99	0,79	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	0,290	86,2	0,030	0,004	86,1
08.10.99	2,88	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	0,270	88,9	0,031	0,003	88,7
02.11.99	3,18	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	0,114	38,6	0,018	0,011	38,1
04.-05.01.00	4,55	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,586	92,8	0,381	0,028	92,7
21.-22.06.00	18,31	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	0,290	91,4	0,121	0,010	91,4
04.-05.07.00	11,72										
Summe	97,7			3466,7					1,9	0,3	
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	0,0200	0,0250	-50,0	0,000	-46
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	1,7000	0,3200	94,0	0,552	94
Erläuterungen:											
n. b. : nicht bilanzierbar											
Stör. : Störung der Anlage											
kursive Zahlen:											
Messwert unter Nachweisgrenze											
Nachweisgrenze angesetzt											
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	0,4879	0,1024	64,9	0,064	0,010
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	0,3800	0,0800	80,0	0,031	0,007
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	0,2500	0,0500	61,5	0,018	0,004
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	0,5860	0,1200	86,8	0,047	0,011
abflußgewogener Mittelwert											
0,5347											
Wirkungsgrad Gesamtfachsumme											
84											

abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	0,52 [kg/ha Ared]
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	0,0053 [kg/ha Ared/mm Neff]
abgeschätzte mittlere Jahres-Schmutzfracht	2,12 [kg/ha Ared/a]
mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff	397 mm

**Maarhäuser Weg
CSB**

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [mg/l]	Konzentration Ablauf [mg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [kg]	Frachtsummen Ablauf [kg]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
12.07.98	1,80	0,028	0,009	63,6	62,7	-1,4	27,0	26,0	3,7	1,72	1,63	5,1	
16.07.98	1,48	0,051	0,013	52,5	53,6	2,1	81,0	27,0	66,7	4,25	1,45	66,0	
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	300,0	130,0	56,7	12,63	5,34	57,7	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	84,0	23,0	72,6	12,05	3,30	72,6	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	97,0	49,0	49,5	9,30	4,58	50,7	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	87,0	17,0	80,5	8,90	1,70	80,9	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	65,0	26,0	60,0	5,43	2,17	60,0	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	77,0	22,0	71,4	10,66	3,05	71,4	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	108,0	30,0	72,2	8,90	2,41	73,0	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	400,0	34,0	91,5	147,16	12,41	91,6	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	104,0	68,0	34,6	13,44	8,88	33,9	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	269,0	27,0	90,0	13,02	1,32	89,9	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	338,0	25,0	92,6	3,48	0,26	92,6	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	151,0	33,0	78,1	6,95	1,49	78,5	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	266,0	33,0	87,6	11,49	1,45	87,4	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	56,0	60,0	-7,1	3,66	4,00	-9,3	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	41,0	57,0	-39,0	2,29	3,22	-40,5	
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	118,0	74,0	37,3	12,39	7,83	36,8	
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	216,0	64,0	70,4	16,61	4,92	70,4	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	181,0	75,0	58,6	9,81	4,06	58,6	
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	63,0	33,0	47,6	5,56	2,85	48,6	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	162,0	44,0	72,8	14,34	3,81	73,5	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	90,0	49,0	45,6	1,07	0,57	46,9	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	46,0	37,0	19,6	1,30	1,05	18,7	
06.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	81,5	29,1	64,3	8,33	2,99	64,0	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	78,3	30,8	60,7	8,85	3,55	59,9	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	63,7	20,3	68,1	10,30	3,31	67,9	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	102,7	34,1	66,8	66,77	22,43	66,4	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	98,7	40,3	59,2	41,08	16,64	59,5	
Summe	97,7			3466,7						471,7	132,7		Erläuterungen:
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	27,0	17,0	-39,0	1,07	0,26	-41	
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,1	400,0	130,0	92,6	147,16	22,43	93	
arithm. Mittel	3,4	0,092	0,024	119,5	119,5	-0,2	132,8	42,0	56,3	16,27	4,57	56	
Median	2,4	0,061	0,018	83,6	83,5	-0,1	97,0	33,0	64,3	9,30	3,22	64	
25% Quantil	1,5	0,046	0,010	52,5	53,6	-1,5	77,0	27,0	47,6	5,43	1,63	49	
75% Quantil	3,2	0,092	0,028	113,0	115,3	1,1	162,0	49,0	72,6	12,63	4,58	73	
						abflußgewogener Mittelwert	136,1	38,3					
						Wirkungsgrad Gesamtfachsumme						72	
						abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse						133 [kg/ha Ared]	
						abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse						1,36 [kg/ha Ared/mm Neff]	
						abgeschätzte mittlere Jahresfrachtschmutzfracht						540 [kg/ha Ared/a]	
						mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff						397 mm	

n. b. : nicht bilanzierbar
kursive Zahlen:
Mittelwert unter Nachweisgrenze
Nachweisgrenze angesetzt

Maarhäuser Weg
SUMME PAK (TVO)

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Ozu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [µg/l]	Konzentration Ablauf [µg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [g]	Ablauf [g]	Frachtsummen Ablauf [g]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	3,99	0,18	95,5	0,168	0,007	95,6	95,6	
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	3,81	0,21	94,5	0,546	0,030	94,5	94,5	
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	2,46	0,21	95,9	0,236	0,020	91,7	91,7	
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	1,10	0,08	92,7	0,113	0,008	92,9	92,9	
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	6,40	0,52	91,9	0,535	0,043	91,9	91,9	
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	3,51	0,01	99,7	0,486	0,001	99,7	99,7	
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	2,71	0,01	99,6	0,223	0,001	99,6	99,6	
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	7,62	0,35	95,4	2,803	0,128	95,4	95,4	
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	2,44	0,03	98,8	0,315	0,004	98,8	98,8	
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	8,14	0,01	99,9	0,394	0,000	99,9	99,9	
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	14,30	0,28	98,0	0,147	0,003	98,0	98,0	
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	3,22	0,20	93,8	0,148	0,009	93,9	93,9	
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	5,47	0,13	97,6	0,236	0,006	97,6	97,6	
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	1,15	0,42	63,5	0,075	0,028	62,8	62,8	
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,14	0,01	92,9	0,008	0,001	92,8	92,8	
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	3,01	0,06	98,0	0,316	0,006	98,0	98,0	
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	3,70	0,05	98,6	0,285	0,004	98,7	98,7	
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	2,84	0,02	99,3	0,154	0,001	99,3	99,3	
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	0,74	0,03	95,9	0,065	0,003	96,0	96,0	
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	4,20	0,04	99,0	0,372	0,003	99,1	99,1	
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	0,94	0,07	92,6	0,011	0,001	92,7	92,7	
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	1,43	0,07	95,1	0,040	0,002	95,1	95,1	
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	1,23	0,11	91,1	0,126	0,011	91,0	91,0	
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	2,26	0,06	97,3	0,255	0,007	97,3	97,3	
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	0,58	0,05	91,4	0,094	0,008	91,3	91,3	
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,37	0,03	91,9	0,241	0,020	91,8	91,8	
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	0,26	0,01	96,2	0,108	0,004	96,2	96,2	

Summe	94,4	3350,6	8,501	0,359	Erläuterungen:
Minimum	0,3	10,3	0,005	63,5	63
Maximum	18,3	650,1	0,119	99,9	100
					Stör. : Störung der Anlage
arithm. Mittel	3,5	124,1	0,025	94,5	94
Median	2,5	88,2	0,019	95,5	96
25% Quantil	1,4	51,3	0,012	92,6	93
75% Quantil	3,4	121,1	0,029	98,3	98
		abflüßgewogener Mittelwert	2,54	0,11	
		Wirkungsgrad Gesamtfractionsumme		96	

abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	2,39 [g/ha Ared]
abgespülte Schmutzfracht beprobte Ereignisse	0,025 [g/ha Ared/mm Neff]
abgeschätzte mittlere Jahresfracht	10 [g/ha Ared/a]
mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff	397 mm

Maarhäuser Weg
Σ PAK (US-EPA)

Datum	Σ Neff [mm]	qa (max.) m/h	qa (mittel) m/h	Σ Qzu [m³]	Σ Qab+Beckenfüllung [m³]	Volumenbilanz [%]	Zulauf [µg/l]	Konzentration Ablauf [µg/l]	Wirkungsgrad [%]	Zulauf [g]	Ablauf [g]	Frachtsummen Ablauf [g]	Wirkungsgrad [%]	Bemerkung
01.-02.08.98	1,19	0,061	0,019	42,1	41,1	-2,4	6,65	0,25	96,2	0,280	0,010	96,3		
23.-24.08.98	4,04	0,083	0,032	143,4	143,3	-0,1	5,84	0,29	95,0	0,837	0,042	95,0		
26.-27.08.98	2,70	0,077	0,021	95,9	93,5	-2,5	4,01	0,31	92,3	0,385	0,029	92,5		ab hier korrekte Analyse PAK
03.09.98	2,88	0,092	0,022	102,3	100,1	-2,2	1,92	0,12	93,8	0,196	0,012	93,9		
27.10.98	2,35	0,061	0,031	83,6	83,5	-0,1	9,76	0,68	93,0	0,816	0,057	93,0		
14.11.98	3,90	0,063	0,022	138,5	138,8	0,2	5,89	0,01	99,8	0,816	0,001	99,8		
26.-27.11.98	2,32	0,045	0,015	82,4	80,2	-2,7	4,71	0,01	99,8	0,388	0,001	99,8		
25.-26.01.99	10,36	0,135	0,058	367,9	364,9	-0,8	13,10	0,55	95,8	4,819	0,201	95,8		
27.01.99	3,64	0,053	0,019	129,2	130,6	1,1	4,32	0,05	98,8	0,558	0,007	98,8		
05.02.99	1,36	0,055	0,018	48,4	48,8	0,8	15,20	0,03	99,8	0,736	0,001	99,8		
10.02.99	0,29	0,024	0,006	10,3	10,3	0,0	40,70	0,67	98,4	0,419	0,007	98,4		
23.02.99	1,30	0,030	0,006	46,0	45,3	-1,5	6,05	0,43	92,9	0,278	0,019	93,0		
01.-02.03.99	1,22	0,070	0,005	43,2	43,8	1,4	11,20	0,18	98,4	0,484	0,008	98,4		
07.-08.03.99	1,84	0,019	0,006	65,4	66,7	2,0	1,89	0,56	70,4	0,124	0,037	69,8		
21.-22.03.99	1,57	0,060	0,010	55,9	56,5	1,1	0,21	0,05	76,2	0,012	0,003	75,9		
05.-06.04.99	2,96	0,107	0,026	105,0	105,8	0,8	4,96	0,08	98,4	0,521	0,008	98,4		
07.04.99	2,17	0,120	0,034	76,9	76,8	-0,1	6,70	0,08	98,8	0,515	0,006	98,8		
12.04.99	1,53	0,157	0,030	54,2	54,1	-0,2	5,08	0,04	98,2	0,275	0,002	98,2		
21.04.99	2,48	0,059	0,016	88,2	86,5	-1,9	1,39	0,31	77,7	0,123	0,027	78,1		
06.05.99	2,49	0,143	0,028	88,5	86,5	-2,3	7,16	0,17	97,6	0,634	0,015	97,7		
03.06.99	0,34	0,046	0,009	11,9	11,6	-2,5	1,46	0,11	92,5	0,017	0,001	92,7		
04.06.99	0,79	0,073	0,010	28,2	28,5	1,1	2,28	0,12	94,7	0,064	0,003	94,7		
08.10.99	2,88	0,066	0,014	102,2	102,9	0,7	1,83	0,18	90,2	0,187	0,019	90,1		
02.11.99	3,18	0,038	0,016	113,0	115,3	2,0	3,89	0,11	97,2	0,440	0,013	97,1		
04.-05.01.00	4,55	0,038	0,016	161,7	162,9	0,7	1,21	0,11	90,9	0,196	0,018	90,8		
21.-22.06.00	18,31	0,607	0,119	650,1	657,9	1,2	0,72	0,06	91,7	0,468	0,039	91,6		
04.-05.07.00	11,72	0,196	0,070	416,2	412,9	-0,8	0,37	0,01	97,3	0,154	0,004	97,3		

Summe	94,4			3350,6						14,742	0,591			Erläuterungen:
Minimum	0,3	0,019	0,005	10,3	10,3	-2,7	0,21	0,01	70,4	0,012	0,001	70		
Maximum	18,3	0,607	0,119	650,1	657,9	2,0	40,70	0,68	99,8	4,819	0,201	100		Stör : Störung der Anlage

arithm. Mittel	3,5	0,095	0,025	124,1	124,0	-0,3	6,24	0,21	93,6	0,546	0,022	94		n. b. : nicht bilanzierbar
Median	2,5	0,063	0,019	88,2	86,5	-0,1	4,71	0,12	95,8	0,388	0,010	96		
25% Quantil	1,4	0,050	0,012	51,3	51,5	-1,7	1,86	0,06	92,4	0,191	0,004	93		
75% Quantil	3,4	0,099	0,029	121,1	123,0	0,9	6,68	0,30	98,4	0,539	0,023	98		
					abflußgewogener Mittelwert		4,40	0,18						
					Wirkungsgrad Gesamtfachsumme								96	

abgespülte Schutzfracht beprobte Ereignisse	4,15 [g/ha Ared]
abgespülte Schutzfracht beprobte Ereignisse	0,044 [g/ha Ared/mm Neff]
abgeschätzte mittlere Jahreschutzfracht	17 [g/ha Ared/a]
mit Annahme: mittlerer Jahres-Neff	397 mm