

## Behandlung von Straßenabflüssen

Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in  
Gebieten mit Trennsystemen  
- Neuentwicklungen und Untersuchungen -

Von der Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie  
der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover  
zur Erlangung des Grades eines

Doktors der Ingenieurwissenschaften

Dr.-Ing.

genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Ing. Harald Sommer

geboren am 1.5.1960, in Frankfurt am Main

Referent: Prof. Dr.-Ing. Friedhelm Sieker

Koreferent: Prof. Dr.-Ing. Karl-Heinz Rosenwinkel

Tag der Promotion: 23. April 2007

Ich möchte mich an dieser Stelle bei allen bedanken, die zum Abschluss dieses Werkes beigetragen haben, auch wenn manche Stunde dadurch etwas beschwerlich wurde.

„Der Kopf ist rund, damit das Denken die Richtung wechseln kann.“

*nach: Francis Picaba, 1879-1953*



## **Kurzfassung**

Die vorliegende Arbeit befasst sich zuerst mit der Bestandsaufnahme von Gesetzen und Regelwerken zur Behandlung von Straßenabflüssen. Ausgehend von den Europäischen Regelwerken, die den Rahmen der nationalen Gesetzgebung bilden, werden die nationalen Gesetze und Verordnungen sowie die einzelnen wichtigen Regelungen der Bundesländer dargestellt.

Des Weiteren wird ein Überblick über die zentralen und dezentralen Verfahren der Niederschlagswasserbehandlung gegeben. Diese werden hinsichtlich Art, Wirkprinzip, Bemessung, Wirkung und Kosten dargestellt. Primär lassen sich die Behandlungsarten hinsichtlich ihres Wirkprinzips in Sedimentation, Filtration, Flockung und Fällung unterscheiden. Bei verschiedenen Verfahren werden Kombinationen dieser Wirkprinzipien angewandt.

Der Hauptteil der Arbeit stellt die praktischen Ergebnisse der Forschungs- und Entwicklungsarbeiten und dazu gehörenden Messungen an den Behandlungsanlagen Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN und INNOLET dar. Für INNOLET werden die Entwicklungsschritte des Behandlungsverfahrens in den einzelnen Stufen präsentiert. Für alle 3 Behandlungsarten liegen quantitative und qualitative Untersuchungen vor. Diese werden ausgewertet und dargelegt.

Die Ergebnisse der Einzeluntersuchungen können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die dezentralen Verfahren zur quantitativen und qualitativen Bewirtschaftung des Niederschlagsabflusswassers an der Stelle der Entstehung durch eine Filtration über den Oberboden (Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN) bieten eine sehr gute Rückhalte- und Reinigungsleistung.
- Zur Behandlung des Oberflächenabflusses von Straßen in Straßeneinläufen mit dem System INNOLET ist eine mehrstufige Vorgehensweise erforderlich. Die Standzeit der Filtration wird durch eine vorgeschaltete Grobstoffabscheidung wesentlich verlängert.
- Das eingesetzte Filtermaterial muss sowohl eine gute Wasserdurchlässigkeit bieten, um eine ausreichende Menge zulaufenden Wassers zu behandeln, als auch einen Rückhalt der eingetragenen Substanzen bewirken.
- Die Rückhalteleistung des Straßenablauffilters ist auf Grund hoher Durchflussleistung mit den Reinigungsleistungen von Regenklärbecken vergleichbar.

Ein Vergleich ökonomischer, quantitativer und qualitativer Aspekte mit Hilfe der Ermittlung der Projektkostenbarwertes und der Nutzwertanalyse zeigt die Vorteile und Stärken der verschiedenen zentralen und dezentralen Verfahren auf und trägt zur Entscheidungsfindung bei. Welches Verfahren zur Behandlung in einem Einzugsgebiet zur Anwendung kommt hängt sehr stark von den örtlichen Randbedingungen ab.

**Schlagworte:** Regenwasserbewirtschaftung, Trennsystem, Schadstoffreduzierung

## **Abstract**

The thesis first deals with the sum up of legislations and regulations for treatment of runoff from roads. Different levels are mentioned: EU regulations are the frame for national legislation for wastewater. National German laws and regulations are followed by federal regulations by several German states. Important are the guidelines from German wastewater engineers, which are sometimes handled like regulations.

The next chapter gives an overview over central and on-site treatment methods. The methods are described by type, principle of treatment, calculation, effect and costs. They can be separated in methods working with sedimentation, filtration and flocculation. In several methods combined processes are used.

In the main part the practical results of the research and development project are presented. Accompanied sampling results for the on-site treatment methods trough-trench-system, INNODRAIN-system and INNOLET are shown. For INNOLET further on the process of developing the filter system is presented in details. For all 3 treatment methods measurements for quantity and quality were made and are presented.

The results can be concluded as followed:

- On-site stormwater treatment methods with a filtration through a topsoil layer (i.e. trough-trench-system, INNODRAIN) for quantitative and qualitative storm water management offer a good retention and treatment efficiency. An existing overflow from the trough directly to the trench has no negative effect to surface water and ground water.
- Road runoff running to gullies with the INNOLET filter system has to be treated in 2 steps. The pretreatment of the runoff with a gravel sieve prolongs the lifetime of the adsorption filter.
- The used filter material must have a good permeability for water. This ensures that a valuable amount of water is treated. Too, a good adsorptive capacity for the throughflow water has to be granted. The retention of INNOLET for substance flow is comparable with a stormwater clarification tank.

Regarding economy, quantity and quality a comparison was made including a cost benefit analysis. This shows the advantages and disadvantages of different central and on-site treatment methods. With those results a better and more objective decision making process can be obtained. Catchment and local boundary conditions will be an important factor at least.

**Keywords:** *Storm water management, Separate sewer systems, Pollution reduction*

## Inhalt

1	Einleitung und Aufgabenstellung .....	1
2	Gesetzliche Regelungen und Regelwerke der Regenwasserbewirtschaftung ....	4
2.1	Rechtliche Grundlagen .....	4
2.1.1	EU-Richtlinien .....	4
2.1.1.1	Gewässerschutzrichtlinie .....	5
2.1.1.2	Badegewässerrichtlinie .....	6
2.1.1.3	Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser.....	6
2.1.1.4	Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.....	7
2.1.1.5	Wasserrahmenrichtlinie.....	8
2.1.2	Recht der Bundesrepublik Deutschland.....	9
2.1.2.1	Wasserhaushaltsgesetz.....	9
2.1.2.2	Abwasserabgabengesetz (AbwAG).....	10
2.1.2.3	Abwasserverordnung (AbwV) .....	11
2.1.2.4	Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) .....	12
2.1.2.5	Bodenschutzgesetz (BBodSchG) .....	12
2.1.2.6	Bodenschutzverordnung (BBodSchV) .....	13
2.1.2.7	Baugesetzbuch (Bauleitplanung).....	14
2.1.2.8	Weitere Verordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes .....	15
2.1.2.9	Sonstige gesetzliche Regelungen des Bundes .....	15
2.1.2.10	Gesetz über Wasser- und Bodenverbände.....	15
2.1.2.11	Strafgesetzbuch .....	16
2.1.2.12	Sonstiges .....	16
2.1.3	Recht der Länder .....	16
2.1.3.1	Regelungen zur Versickerung von Niederschlagswasser .....	17
2.1.3.2	Regelungen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem.....	18
2.1.4	Kommunalrecht.....	19
2.1.5	Zusammenfassung.....	19
2.2	Regelwerke und Normen.....	21
2.2.1	CEN-/DIN-Normen .....	21
2.2.2	DWA-Regelwerk.....	21
2.2.2.1	DWA-Arbeitsblatt A101/Merkblatt M101 .....	21
2.2.2.2	DWA-Arbeitsblatt A105 .....	22
2.2.2.3	DWA-Arbeitsblatt A106 .....	23
2.2.2.4	DWA-Arbeitsblätter A110/A111/A112 .....	23
2.2.2.5	DWA-Arbeitsblatt A117 .....	23
2.2.2.6	DWA-Arbeitsblatt A118 .....	24
2.2.2.7	DWA-Arbeitsblatt A138 .....	25
2.2.2.8	DWA-Merkblatt M153.....	26
2.2.2.9	DWA-Arbeitsblatt A166 .....	26
2.2.2.10	DWA-Merkblatt M178.....	27
2.2.3	BWK-Merkblätter.....	28
2.2.4	RAS-Vorschriften .....	29

2.2.5	Sonstige .....	29
3	Stand des Wissens .....	30
3.1	Regenabfluss von versiegelten Flächen .....	30
3.1.1	Festlegung von Stoffparametern .....	30
3.1.2	Emissionsquellen .....	30
3.1.3	Verschmutzungspotenziale an der Oberfläche, Abtrag .....	31
3.1.4	Eintrag von Feststoffen ins Kanalnetz und Rückhalt in Sinkkästen .....	35
3.1.4.1	Straßensinkkästen .....	35
3.1.4.2	Einfluss der Straßenreinigung .....	37
3.2	Schadstoffgehalte im Regenabfluss .....	38
3.3	Relevanz der Schadstofffrachten im niederschlagsbedingten Abfluss .....	48
4	Stand der Technik .....	52
4.1	Allgemeines zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem .....	52
4.2	Verfahren zur Behandlung „vermischter“ Regenwasserströme .....	53
4.2.1	Mechanische Verfahren .....	54
4.2.1.1	Rechen/Siebe .....	54
4.2.1.2	Sedimentationsverfahren .....	54
4.2.1.3	Sandfang .....	55
4.2.1.4	Regenklärbecken .....	57
4.2.1.5	Wirbelabscheider .....	62
4.2.1.6	Leichtstoffabscheider .....	64
4.2.2	Regenwasserbehandlung durch Filtration .....	65
4.2.2.1	Sandfilter .....	67
4.2.2.2	Retentionsbodenfilter im Trennsystem .....	70
4.2.2.3	Infiltrationsanlagen .....	78
4.2.3	Chemisch-physikalische Behandlungsverfahren .....	78
4.2.3.1	Fällung/Flockung in Kombination mit Sedimentation und Filtration .....	79
4.2.3.2	Fällung/Flockung in Kombination mit Flotation .....	82
4.2.3.3	Adsorption/Desorption .....	83
4.2.3.4	Membranfiltration .....	85
4.3	Verfahren zur Behandlung unvermischter Regenwasserströme .....	85
4.3.1	Entsiegelungsmaßnahmen .....	85
4.3.2	Versickerungsmaßnahmen .....	87
4.3.3	Mulden-Rigolen-Systeme / INNODRAIN® .....	93
4.3.4	Regenwassernutzung .....	96
4.3.5	Begrünte Dächer .....	98
4.3.6	Weitere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen .....	101
4.4	Gezielte Reinigung von hoch belastetem Straßenablaufwasser .....	103
4.4.1	Hebergully .....	103
4.4.2	Perimeter Sandfilter USA .....	104
4.4.3	Mit Substrat gefüllte Rinnen .....	105
4.4.4	Schacht mit Zyklonabscheider .....	106
4.4.5	Rohrabscheider mit nachgeschalteter Versickerung .....	108



4.4.6	Konventionelle Straßeneinläufe, Deutschland .....	108
4.4.7	Schmutzfänger in konventionellen Abläufen, USA.....	113
4.5	Reinigung von hoch belasteten Dachabläufen .....	114
4.5.1	Beispiel Schweiz .....	114
4.5.2	Beispiel Deutschland.....	115
5	Entwicklung und Untersuchung von ortsnahen Verfahren zur Filtration von Straßenabläufen.....	116
5.1	Allgemein .....	116
5.2	Mulden-Rigolen-System .....	116
5.2.1	Vorhabensbeschreibung .....	116
5.2.2	Beschreibung der Versuchsanlage .....	118
5.2.2.1	Installation der Messeinrichtung .....	118
5.2.2.2	Durchführung der Probenahmen .....	119
5.3	INNODRAIN .....	119
5.3.1	Beschreibung der Versuchsanlage .....	121
5.4	INNOLET .....	125
5.4.1	Entwicklung INNOLET®-Rinne .....	125
5.4.2	Entwicklung INNOLET®-Filterpatrone .....	130
5.5	Fazit .....	133
6	Untersuchungen zur Einsatzmöglichkeit verschiedener Filtermaterialien .....	134
6.1	Filtermaterialien .....	134
6.1.1	Eisenoxidhydrat.....	134
6.1.2	Aluminiumoxid.....	134
6.1.3	FerroSorp (Eisenhydroxid).....	135
6.1.4	Aktivkohle.....	135
6.1.5	Seramis .....	136
6.1.6	Südflock P71 .....	136
6.1.7	Lavagranulat .....	136
6.1.8	Filtersand (Filterkies).....	137
6.1.9	Zeolithe .....	137
6.1.10	Filtersand, mit Eisenoxid überzogen .....	138
6.2	Vorversuche mit den Filtermaterialien .....	139
6.3	Kornverteilungen .....	142
6.4	Muldenüberläufe und eingebaute Materialien .....	145
6.5	Fazit .....	147
7	Messungen und Ergebnisse .....	148
7.1	Hydraulische Untersuchungen .....	148
7.1.1	Straßenablauffilter INNOLET .....	148
7.1.1.1	Hydraulische Leistungsfähigkeit INNOLET®-Rinne .....	148
7.1.1.2	Hydraulische Leistungsfähigkeit der INNOLET ®-Filterpatrone .....	150
7.1.1.3	Hydraulische Vorversuche .....	153

7.1.1.4	Beobachtungen an den eingebauten Objekten .....	153
7.1.1.5	Hydraulische Messungen an den eingebauten Filtern.....	154
7.2	Stoffliche Untersuchungen .....	169
7.2.1	Prüfverfahren und Messmethoden.....	169
7.2.2	Mulden-Rigolen-Systeme.....	173
7.2.2.1	Ergebnisse der natürlichen Ereignisse .....	173
7.2.2.2	Einordnung der Ablaufwerte von den Straßen.....	173
7.2.2.3	Ergebnisse der Beprobung natürlicher Ereignisse .....	173
7.2.2.4	Ergebnisse der Beprobung der Flutungsversuche .....	177
7.2.3	INNODRAIN® .....	180
7.2.3.1	Qualitative Untersuchungen.....	180
7.2.4	INNOLET® .....	184
7.2.4.1	Vorversuche mit INNOLET®-Filterpatrone .....	184
7.2.4.2	Qualitative Messungen der Versuche im eingebauten Zustand INNOLET® -Rinne und -Filterpatrone.....	196
7.3	Wasser- und Frachtbilanzen .....	212
7.3.1	Konzentrationen des Regenwassers .....	212
7.3.2	Gemessene Bilanzen .....	213
7.3.2.1	Mulden-Rigolen-Systeme.....	213
7.3.2.2	INNOLET® Rinne und Filterpatrone .....	217
7.4	System zur Reinigung der INNOLET Filter und zur Filtermaterialaufarbeitung .....	219
7.4.1	Wartung und Logistik .....	219
7.4.1.1	Reinigung der Filter.....	221
7.4.1.2	Vorversuche zur Rückspülbarkeit und Regeneration des Filtermaterials.....	224
7.4.1.3	Entsorgung.....	228
7.5	Vergleich der unterschiedlichen Behandlungsarten .....	229
7.6	Fazit .....	232
8	Ökonomischer und Nutzen Vergleich.....	237
8.1	Investitions- und Betriebskosten.....	237
8.2	Projektkostenbarwertberechnung.....	238
8.3	Nutzwertanalyse.....	239
8.4	Fazit .....	242
9	Zusammenfassung und Empfehlungen.....	243
10	Literatur .....	246
11	Anhang.....	259

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1:	Höhendifferenz zwischen Unterkante Einlauf Kanal ins Gewässer und Wasserspiegel des Gewässers, flaches Entwässerungsnetz .....	2
Abb. 2:	Höhendifferenz zwischen Unterkante Einlauf Kanal ins Gewässer und Wasserspiegel des Gewässers, steiles Entwässerungsnetz.....	2
Abb. 3:	Die 5 Stufen der CHIAT-Methode zur Ermittlung von Priority pollutants .....	30
Abb. 4:	Gebundene Schwermetallionen Cr, Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Ca in Abhängigkeit vom pH-Wert, aus: [Göttle, 1978] .....	33
Abb. 5:	Größenverhältnisse von Wasserinhaltsstoffen, [Wassmann, Klein, 1994] .....	38
Abb. 6:	Verteilung der an Partikel gebundenen Schadstoffe auf unterschiedliche Korngrößen, nach: [Göttle, 1978].....	40
Abb. 7:	Anteil der Schwermetallbelastung an unterschiedlichen Kornfraktionen im Regenabfluss von Straßenabspülungen [Xanthopoulos, 1990] .....	41
Abb. 8:	Korngrößenverteilung organischer und mineralischer Feststoffe im Regenabfluss, aus: [Göttle, 1978].....	42
Abb. 9:	Organische Bestandteile im Regenwasserabfluss in Abhängigkeit vom Teilchendurchmesser, nach: [Göttle, 1978] .....	42
Abb. 10:	Vergleich der weltweit für Regenabfluss im Trennkanalesationen und Mischwasserüberläufe ermittelten Medianwerte [Brombach, Fuchs, 2002] .....	48
Abb. 11:	Sinkgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Korngröße und der Feststoffdichte .....	55
Abb. 12:	Abscheidewirkung eines Sandfangs nach KALBSKOPF [Kalbskopf, 1966] .....	56
Abb. 13:	Regenklärbecken mit Dauerstau .....	57
Abb. 14:	Regenklärbecken ohne Dauerstau (RKBoD) .....	58
Abb. 15:	Kosten für Regenklärbecken in geschlossener Betonbauweise [ATV, 1994] .....	61
Abb. 16:	Kosten für Regenklärbecken in geschlossener Betonbauweise [Thüringen, 2002].....	62
Abb. 17:	Prinzipskizze Wirbelabscheider, aus [Grottker, 1987].....	63
Abb. 18:	Retentionsbodenfilter mit vorgeschaltetem Regenklärbecken ohne Dauerstau .....	71
Abb. 19:	Vorgeschlagene Siebkennlinie des Filtersubstrates für Bodenfilteranlagen .....	72
Abb. 20:	spezifische Kosten für Retentionsbodenfilteranlagen in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen .....	77
Abb. 21:	Reinigungsleistung von Flockungsanlagen [Heinzmann, 1993].....	81
Abb. 22:	Reinigungsleistung von Flockungs-/Flotationsanlagen PFEIFER, HAHN .....	83
Abb. 23:	Flächenbedarf einer Versickerungsmulde in Abhängigkeit des $k_f$ -Wertes bei ansonsten gleichen Verhältnissen (3,0 m breit, Böschungsneigung 1:2.5; Berliner Niederschlagsverhältnisse, Überstauhäufigkeit $n=0.2$ ) .....	89
Abb. 24:	Prinzipskizze Mulden-Rigolen-System .....	93
Abb. 25:	Regellängsschnitt durch ein INNODRAIN®-Element (aus: INNODRAIN-Prospekt der Fa. MALL) .....	94
Abb. 26:	Regenwasserbewirtschaftung durch Dachbegrünung .....	99
Abb. 27:	Gründach mit Einstau .....	99
Abb. 28:	Abflussverhalten begrünter Dächer .....	100
Abb. 29:	Rinnen-Rigolen-System [UNIDO, 1999].....	102
Abb. 30:	Varianten des Hebergullys für Misch- und Trennsystem, entnommen aus: [Grottker, Schilling, 1991].....	103
Abb. 31:	Perimeter Sand Filter nach einer Studie für die EPA (USA) .....	105
Abb. 32:	D-Rainclean®, mit Substrat gefüllte Versickerungsrinne, Information der Fa. Funke Kunststoffe GmbH.....	106
Abb. 33:	Systemgrafik des Filterschachtes mit hydrodynamischem Wirbelabscheider, Information der Fa. HydroCon .....	107

Abb. 34:	Sedi-pipe Typ 400/6, Sedimentationsanlage mit nachgeschalteter Versickerungsrigole, Information der Fa. Fränkische .....	108
Abb. 35:	DIN-Bauteile eines Straßenablaufes nach DIN-EN 124.....	109
Abb. 36:	Aufbau eines Straßenablaufes nach Regelblatt 400 der Berliner Wasser Betriebe mit Einzelbauteilen nach DIN-EN .....	110
Abb. 37:	Aufbau eines Straßenablaufes nach Modell Hannover ohne Grobschmutzweimer, mit Tauchbogen zur Rückhaltung von Schwimmstoffen.....	111
Abb. 38:	Aufbau eines Straßenablaufes nach Modell Hamburg, aus den Anlagen zu Sielbauvorschriften .....	112
Abb. 39:	Schmutzfänger zum Sammeln der in den Gully gelangenden Abfälle im Straßeneinlauf.....	113
Abb. 40:	Schmutzfänger die Verhindern dass die in den Gully gelangenden Abfälle im Straßeneinlauf in den Kanal weiter getragen werden.....	113
Abb. 41:	Eliminationsleistungen für Kupfer an der West- und der Südfassade vom Dezember 1999 bis Juli 2000 [EAWAG et al., 2001].....	115
Abb. 42:	Versuchsanlage des Mulden-Rigolen-Elementes in Berlin Rummelsburg mit Messschacht (Drosselschacht) für Einbau der Messanlage.....	117
Abb. 43:	Schema der Wasserpfade eines Mulden-Rigolen-Elementes mit physikalischen und chemischen Vorgängen und Probennahmepunkte (eingekreist).....	118
Abb. 44:	INNODRAIN®-Element in Dahlwitz-Hoppegarten.....	120
Abb. 45:	Rahmenelement beim Einbau .....	121
Abb. 46:	Tiefbeet, bestehend aus 3 Elementen, kurz nach dem Einbau.....	122
Abb. 47:	INNODRAIN®-System – Schematischer Quer- und Längsschnitt.....	123
Abb. 48:	INNODRAIN®-System – Schematischer Lageplan.....	124
Abb. 49:	Ausschnitt aus dem Lageplan zu Ausführung des Systems INNOLET®-Rinne in der Krachtstraße, Berlin .....	126
Abb. 50:	Ausführungszeichnung der Standard Rinnenbauteile des Systems INNOLET®-Rinne, ohne Filtereinbauten, mit Schlammfang .....	127
Abb. 51:	Detail der Ausführungszeichnung des Systems INNOLET®-Rinne mit Standard Rinnenbauteilen und Filtereinsätzen .....	128
Abb. 52/Abb. 53/Abb. 54:	Einbau des Entwässerungssystems INNOLET®-Rinne in Berlin, Halbinsel Stralau, Krachtstr. ....	129
Abb. 55/Abb. 56/Abb. 57/Abb. 58:	Einbauteile für INNOLET®-Rinne nach Einbau in Berlin, Halbinsel Stralau, Krachtstr. ....	130
Abb. 59:	Versuchsstand für INNOLET®-Filterpatrone.....	131
Abb. 60/Abb. 61:	Filterpatrone mit Hebevorrichtung.....	131
Abb. 62/Abb. 63:	Filterkörbe, hergestellte Varianten in PE, Edelstahl und PVC.....	132
Abb. 64/Abb. 65/Abb. 66:	Filterpatrone, Außenteil mit Einsatz zum Grobstoffrückhalt .....	132
Abb. 67:	Filterpatrone, Funktionsprinzip mit Einsatz zum Grobstoffrückhalt, Schema zum Stoffrückhalt, Benennung der Funktionspunkte.....	133
Abb. 68:	Kationenaustauschkapazität verschiedener Filtermaterialien .....	140
Abb. 69:	Siebe zur Siebkornanalyse.....	142
Abb. 70:	Kornverteilung Sand 0/2 .....	143
Abb. 71:	Kornverteilung Filtersand 1/2.....	143
Abb. 72:	Kornverteilung FerroSorp, adsorptives Material.....	144
Abb. 73:	Kornverteilung FerroSorp RWR, adsorptives Material .....	144
Abb. 74:	Kornverteilung Straßendreck.....	145
Abb. 75:	Muldenüberlaufschacht mit Tauchwandprinzip zur Verminderung des Eintrages von Schwimmstoffen in die Rigole.....	146
Abb. 76:	INNOLET®-Rinne, Versuch zur Bestimmung des hydraulischen Durchsatzes mit eingebautem Filteramterialeinsatz .....	149
Abb. 77:	INNOLET®-Rinne, Grobstoffrückhalteinsatz.....	150

Abb. 78:	Grobschmutzfang, Entwicklungsstufen .....	150
Abb. 79:	Filterpatrone, nur geringe Ablagerungen auf der Filterpatrone nach Optimierung des Grobstoffrückhaltes .....	151
Abb. 80:	Filterkorb, geöffnet nach Versuch .....	151
Abb. 81:	Optimierung des Filtereinsatzes nach hydraulischen Gesichtspunkten.....	152
Abb. 82:	INNOLET®-Filterpatrone, Hydraulisch optimierter Grobschmutzfang in Filterpatrone mit Filterkorb, Darstellung der Fließwege .....	152
Abb. 83:	Verschmutzung des Grobschmutzfanges in INNOLET®-Rinne durch Straßenschmutz und Laub, Berlin-Krachtstr. ....	154
Abb. 84/Abb. 85:	INNOLET®-Filterpatronen vor dem Einbau in den Straßeneinlauf.....	156
Abb. 86:	Beschichtung der Oberfläche des Filtereinsatz in INNOLET®-Filterpatrone mit hartnäckigem Straßenschmutz .....	156
Abb. 87:	Einbau einer INNOLET®-Filterpatrone in einem normalen Straßenablauf.....	157
Abb. 88/Abb. 89:	INNOLET®-Filterpatrone, Filtereinsatz zur Verbesserung des Durchflusses umgekehrt in die Patrone eingesetzt .....	157
Abb. 90:	Versuchsaufbau	
Abb. 91:	Versuchsaufbau (nah) .....	158
Abb. 92:	Zeitdiagramm Lava vor der Spülung .....	159
Abb. 93:	Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Lava vor der Spülung.....	160
Abb. 94:	Ablagerungen auf der Lava- Filteroberfläche .....	160
Abb. 95:	Ablagerung nah .....	161
Abb. 96:	verstopfte Lava-Filterporen.....	161
Abb. 97:	umgedrehter Filter zur Spülung.....	161
Abb. 98:	Einstautest nach der Spülung .....	162
Abb. 99:	„Stöpsel“ zum Einstauen nach der Spülung.....	162
Abb. 100:	Zeitdiagramm Lava nach der Spülung .....	163
Abb. 101:	Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Lava nach der Spülung .....	163
Abb. 102:	Edelstahlfilter vor der Spülung.....	164
Abb. 103:	Zeitdiagramm Aluminium vor der Spülung .....	165
Abb. 104:	Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Aluminium vor der Spülung.....	165
Abb. 105:	Belag auf dem Edelstahlfilter.....	166
Abb. 106:	Nahaufnahme Edelstahlfilter .....	166
Abb. 107:	Edelstahlfilter nach Spülung .....	167
Abb. 108:	Nahaufnahme gespülter Edelstahlfilter .....	167
Abb. 109:	Zeitdiagramm Aluminium nach der Spülung .....	168
Abb. 110:	Mengen- Geschwindigkeits-Diagramm Aluminium nach der Spülung .....	168
Abb. 111:	Vergleich Soll-/Ist-Wert bei der Kalibrierung der Leitfähigkeitselektrode. ....	171
Abb. 112:	Vergleich der Phosphorgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996 .....	175
Abb. 113:	Vergleich der Nitratgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996 .....	175
Abb. 114:	Vergleich der Schwermetallgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996 .....	176
Abb. 115:	Kanister mit gesammeltem Probenwasser an verschiedenen Messpunkten beim Flutungsversuch 18.5.2000, von links: Tankwagen, Mischprobe Mulden, Mulde 3, Überlauf 2, Überlauf 3, Ablauf Rigole .....	177
Abb. 116:	INNODRAIN®, Gehalte AFS .....	181
Abb. 117:	INNODRAIN®, Gehalte MKW .....	182
Abb. 118:	INNODRAIN® Gehalte PAK.....	183
Abb. 119:	Reinigungsleistung des INNODRAIN®-Systems für einzelne Parameter.....	184
Abb. 120:	Vergleich der pH-Messwerte für selbst gemessene Werte vor Ort und den Messwerten aus dem Labor, hier: pH-Wert .....	186

Abb. 121: Vergleich der pH-Messwerte für selbst gemessene Werte vor Ort und den Messwerten aus dem Labor, hier: elektrische Leitfähigkeit.....	186
Abb. 122: Verlauf des Chloridgehaltes .....	187
Abb. 123: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit Vorversuch .....	187
Abb. 124: AFS-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	189
Abb. 125: Zink-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	190
Abb. 126: Chlorid-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	191
Abb. 127: PAK-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	191
Abb. 128: o-Phosphat-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	192
Abb. 129: Sulfat-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser.....	193
Abb. 130: Zu- und Ablaufkonzentration für Phosphat im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr. ....	197
Abb. 131: Zu- und Ablaufkonzentration für den organischen Summenparameter TOC im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr. ....	197
Abb. 132: Zu- und Ablaufkonzentration für organische Parameter MKW, AOX und PAK im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr. ....	198
Abb. 133: Zu- und Ablaufkonzentration für Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr. ....	199
Abb. 134: Zu- und Ablaufkonzentration für Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten.....	200
Abb. 135: Zu- und Ablaufkonzentration für pH, NH <sub>4</sub> , Nitrat-N, Cl und Sulfat im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten.....	200
Abb. 136: Zu- und Ablaufkonzentration für Phosphat und PAK im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten .....	201
Abb. 137: Mittlerer Rückhalt verschiedener Filtermaterialien für Schwermetalle .....	202
Abb. 138: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch FerroSorp Plus .....	203
Abb. 139: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch FerroSorp RWR .....	203
Abb. 140: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch Zeogran (Zeolith).....	204
Abb. 141: Mittlere Rückhalteleistung verschiedener Filtermaterialien (FerroSorp Plus und RWR, Zeogran) für Chlorid, Sulfat und Stickstoff (NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> ) .....	204
Abb. 142: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Sulfat, Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch FerroSorp Plus.....	205
Abb. 143: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch FerroSorp RWR .....	205
Abb. 144: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch Zeogran (Zeolith) .....	206
Abb. 145: Rückhalt von PO <sub>4</sub> -P mit FerroSorp Plus.....	206
Abb. 146: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch FerroSorp Plus.....	207
Abb. 147: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch FerroSorp RWR .....	207
Abb. 148: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch Zeogran.....	208
Abb. 149: Optimale Korngrößenverteilung für das Filtermaterial im Filterkorb der INNOLET®-Filterpatrone und in INNOLET®-Rinne.....	209
Abb. 150: Korngrößenverteilung der Rückstände im Grobstoffrückhalt INNOLET®-Filterpatrone ...	209
Abb. 151: Messpunkten für Feststoffe in der INNOLET®-Filterpatrone .....	210
Abb. 152: Massenanteil der Schwermetalle in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone.....	210

Abb. 153: Massenanteil an organischer Substanz in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone.....	211
Abb. 154: Massenanteil an Phosphor in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone .....	211
Abb. 155: Regenereignisse 1.7.1998 bis 5.5.2000, zusammengefasst über 24 h .....	214
Abb. 156: Verhältnis von Ablauf Rigole und Überlauf zur in die Mulde eingetragenen Fracht.....	216
Abb. 157: Materialfluss für die Regenwasserbehandlung mit INNOLET.....	220
Abb. 158: Querschnitt und Aufbau der konzipierten Filterwaschanlage.....	222
Abb. 159: Ultraschallwaschanlage (Beispiel).....	223
Abb. 160: Fotos vom Filtermaterial nach der Rückspülung (Mischung von Ferrosorp RWR mit Filterkies) .....	224
Abb. 161: Stereolichtmikroskopische Untersuchung am unbenutzten Korn.....	226
Abb. 162: Stereolichtmikroskopische Untersuchung am benutzten Korn.....	226
Abb. 163: REM-EDX am unbenutzten Korn .....	227
Abb. 164: REM-EDX am benutzten Korn .....	227
Abb. 165: Vergleich der Wirksamkeit verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen bezüglich der Parameter CSB, AFS, Cu, Zn, Pges .....	232
Abb. 166: Verlauf der Projektkostenbarwerte verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen .....	239
Abb. 167: Vergleich der Nutzwerte verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen bezogen auf eine Fläche von 1 ha.....	241
Abb. A168: Kornverteilung Südflock P71, adsorptives Material aus der Bentonitverarbeitung .....	280
Abb. A169: Kornverteilung Eisenoxidhydrat.....	280
Abb. A170: Kornverteilung Aluminiumoxid.....	281
Abb. A171: Kornverteilung Seramis .....	281
Abb. A172: Kornverteilung Lavagranulat.....	282
Abb. A173: Kornverteilung Zeogran (Zeolith).....	282
Abb. A174: Kornverteilung Straßendreck 1+2.....	283
Abb. A175: Ergebnisse Eco.RWB, Teil 1 .....	284
Abb. A176: Ergebnisse Eco.RWB, Teil 2 .....	285

**Tabellenverzeichnis**

Tab. 1:	EU-Richtlinien zum Gewässerschutz .....	5
Tab. 2:	Geringfügigkeitsschwelle Anorganische Stoffe .....	13
Tab. 3:	Geringfügigkeitsschwelle Organische Stoffe .....	14
Tab. 4:	Abschwemmraten für Kupfer, Zink und Blei von Dächern .....	32
Tab. 5:	Jährliche Abtragsfrachten für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten (in Anlehnung an XANTHOPOULOS, 1996)[Schäfer, 1999] .....	34
Tab. 6:	Mittlere jährliche Abtragskonzentrationen für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten bezogen auf einen effektiven mittleren Abfluss von 300 mm Niederschlag (in Anlehnung an XANTHOPOULOS, 1996, [Schäfer, 1999]).....	35
Tab. 7:	Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regen- und Mischwasser [Lammersen, 1997].....	39
Tab. 8:	Gemessene Straßen- und Dachablaufwerte aus der Literatur.....	43
Tab. 9:	Gemessene Stadtautobahnablaufwerte aus einem Messprojekt in Berlin.....	44
Tab. 10:	Statistisch ausgewertete Parameter.....	45
Tab. 11:	Bandbreite der Konzentrationen der Parameter pH, AFS, Leitfähigkeit (LF) in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002].....	45
Tab. 12:	Bandbreite der Konzentrationen der Parameter BSB <sub>5</sub> , CSB, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N und P in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002].....	46
Tab. 13:	Bandbreite der Konzentrationen der Parameter Schwermetalle in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002] .....	47
Tab. 14:	Grenzwerte der Abwasserverordnung, Anhang 1 für häusliches und kommunales Abwasser für unterschiedliche Größenklassen (in mg/l) .....	48
Tab. 15:	Mittlere Schwermetallablaufkonzentrationen der Kläranlagen in den alten und neuen Bundesländern im Vergleich zu Medianwerten in Trennsystemen und Mischwasserüberläufen [µg/l], aus: [Brombach, Fuchs, 2002] .....	49
Tab. 16:	Frachtbelastung und Ablaufmengen in t/a bzw. Mio m <sup>3</sup> /a .....	51
Tab. 17:	Verfahren der Regenwasserbehandlung im Trennsystem.....	52
Tab. 18:	Gemessene Reinigungsleistungen von Regenklärbecken.....	60
Tab. 19:	Parameter zur Bestimmung der Reinigungsleistung von Wirbelabscheidern bei unterschiedlichen Kornfraktionen .....	64
Tab. 20:	Reinigungsleistung von Leichtstoffabscheidern .....	65
Tab. 21:	Gemessene Reinigungsleistungen von Sandfiltern [Urbonas, 1999].....	68
Tab. 22:	Reinigungsleistung nach National Pollution Removal Performance Database .....	69
Tab. 23:	Empfohlene Filtergeschwindigkeiten für Bodenfilter [MUNLV-NRW, 2003].....	73
Tab. 24:	Zielgrößen für die Dimensionierung von Retentionsbodenfiltern .....	74
Tab. 25:	Gemessene Reinigungsleistungen von Mischwasserbodenfiltern bezüglich AFS, CSB und Nährstoffen [MUNLV-NRW, 2003] .....	75
Tab. 26:	Gemessene Reinigungsleistungen von Mischwasserbodenfiltern bezüglich Schwermetalle [MUNLV-NRW, 2003].....	75
Tab. 27:	Gemessene Reinigungsleistungen eines Regenwasserbodenfilters [Hamburg 2000] .....	75
Tab. 28:	Gemessene Stoffakkumulation im Mischwasserbodenfilter Fulda Fellenweg mittlere Werte, gemessen über 5 Jahre [MUNLV-NRW, 2003].....	76
Tab. 29:	Reinigungsleistung von Mulden und Rigolen nach NPRPD [CWP, 2000].....	90
Tab. 30:	In Versickerungsanlagen einzustellende Bodeneigenschaften zur Förderung des Schadstoffrückhaltevermögens [Sieker F. et. al., 1999]. [DWA-A 138, 2005].....	92
Tab. 31:	Kationenaustauschkapazität verschiedener Filtermaterialien .....	139
Tab. 32:	Eluatversuch für die Adsorptionsmaterialien mit Regenwasser .....	141



Tab. 33:	In Vorversuchen untersuchte Filtermaterialien.....	142
Tab. 34:	Ausgewählte Füllmaterialien für den Überlauf.....	146
Tab. 35:	Durchlässigkeitsbeiwerte für die untersuchten Filtermaterialien .....	153
Tab. 36:	Filtertest INNOLET <sup>®</sup> -Rinne.....	155
Tab. 37:	Durchflussversuche INNOLET <sup>®</sup> -Filterpatrone .....	157
Tab. 38:	Durchlaufversuch Lava vor der Spülung .....	159
Tab. 39:	Durchlaufversuch Lava nach der Spülung .....	162
Tab. 40:	Durchlaufversuch Aluminium vor der Spülung .....	164
Tab. 41:	Durchlaufversuch Aluminium nach der Spülung .....	167
Tab. 42:	Messverfahren der Schnelltests .....	170
Tab. 43:	Prüfverfahren für die qualitativen Bestimmungen .....	172
Tab. 44:	Bestimmungsgrenzen der Prüfverfahren.....	172
Tab. 45:	Einordnung der gemessenen Straßenablaufwerte in die Werte aus der Literatur .....	173
Tab. 46:	Ergebnisse der Messungen natürlicher Ereignisse .....	174
Tab. 47:	Ergebnisse der Messungen Flutungsversuche .....	178
Tab. 48:	Probenahme Oktober 2002 .....	180
Tab. 49:	Probenahme April 2003.....	181
Tab. 50:	Veränderung Zulaufwert im Verhältnis zum Zulauf Gewässer (nach Passage INNODRAIN <sup>®</sup> ) für einzelne Parameter aus 2 Messungen.....	183
Tab. 51:	Auflistung der Versuche mit INNOLET <sup>®</sup> -Filterpatrone.....	185
Tab. 52:	Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser).....	188
Tab. 53:	Untersuchte Filtermaterialmischungen.....	189
Tab. 54:	Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für pH, AFS und elekt. Leitfähigkeit .....	194
Tab. 55:	Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn .....	194
Tab. 56:	Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die organischen Parameter TOC, MKW, AOX und PAK .....	195
Tab. 57:	Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die anorganischen Parameter Cl, Nitrat- N, Ammonium, o-PO <sub>4</sub> , PO <sub>4</sub> -P und Sulfat .....	195
Tab. 58:	Regenwasserkonzentrationen für die Modellrechnung in STORM .....	212
Tab. 59:	Ergebnisse der Simulation der für die Messungen gedichtet ausgeführten Mulden- Rigolen-System mit gemessenen Werten .....	215
Tab. 60:	Frachtreduktion bei 80%iger Reinigungsleistung durch die Bodenpassage.....	216
Tab. 61:	Filtergeschwindigkeit INNOLET <sup>®</sup> Rinne und Filterpatrone.....	217
Tab. 62:	Wasserbilanz INNOLET <sup>®</sup> Rinne und Filterpatrone.....	217
Tab. 63:	Überlaufhäufigkeit INNOLET <sup>®</sup> Rinne und Filterpatrone .....	217
Tab. 64:	Änderung der Wasserbilanz für INNOLET <sup>®</sup> -Filterpatrone nach Standzeit.....	218
Tab. 65:	Änderung der Überlaufhäufigkeit für INNOLET <sup>®</sup> Filterpatrone nach Standzeit.....	218
Tab. 66:	Mittlere Reduktionswerte für INNOLET <sup>®</sup> bezogen auf ausgewählte Parameter .....	218
Tab. 67:	Wasser- und Frachtbilanz für INNOLET <sup>®</sup> Rinne und ausgewählte Parameter .....	219
Tab. 68:	Wasser- und Frachtbilanz für INNOLET <sup>®</sup> Filterpatrone und ausgewählte Parameter .....	219
Tab. 69:	Erforderliche Arbeiten für INNOLET unter Berücksichtigung der Orte.....	220
Tab. 70:	Reinigungs- und Inspektionsintervalle für INNOLET <sup>®</sup> .....	221
Tab. 71:	Grenzwerte für die Ablagerung in einer Deponie nach Abfallablagereungs-verordnung AbfAbIV von 2001 [AbfAbIV, 2001].....	228
Tab. 72:	Reinigungsleistung in % .....	229
Tab. 73:	Wasserbilanzen in m <sup>3</sup> /a.....	230

Tab. 74:	Zulaufmengen in kg/a .....	230
Tab. 75:	Frachtbilanzen in kg/a .....	231
Tab. 76:	Angesetzte Investitionen und Betriebskosten der Behandlungsanlagen bezogen auf eine Fläche von 1 ha.....	237
Tab. 77:	Eingangsdaten für die Nutzwertanalyse (pro ha) .....	240
Tab. 78:	Gewichtung der Parameter für die Nutzwertanalyse.....	241
Tab. A79:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, Nachweisgrenzen .....	260
Tab. A80:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, I .....	261
Tab. A81:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, II .....	262
Tab. A82:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, III .....	263
Tab. A83:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, Flutungsversuch 18.5.2000 .....	264
Tab. A84:	Messwerte Mulden-Rigolen-System, Flutungsversuch 16.6.2000 .....	265
Tab. A85:	Messwerte INNODRAIN, Teil 1, pH, Leitfähigkeit, AFS .....	266
Tab. A86:	Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Schwermetalle .....	266
Tab. A87:	Messwerte INNODRAIN, Teil 3, Salze und Nährstoff P .....	267
Tab. A88:	Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Nährstoff N .....	267
Tab. A89:	Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Organik .....	268
Tab. A90:	Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für pH, AFS und elekt. Leitfähigkeit .....	269
Tab. A91:	Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für die Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn.....	269
Tab. A92:	Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für die organischen Parameter TOC, AOX, MKW und PAK .....	269
Tab. A93:	Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches erstelltes Straßenablaufwasser) für die anorganischen Parameter Chlorid, Phosphat, ortho-Phosphat, Nitrat, Ammonium und Sulfat.....	270
Tab. A94:	Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter pH, elektr. Leitfähigkeit und AFS .....	271
Tab. A95:	Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter Blei, Cadmium, Kupfer und Blei .....	272
Tab. A96:	Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter MKW, TOC, AOX und PAK.....	273
Tab. A97:	Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und die Proben nach entsprechende Literzahl des Durchflusses für die Parameter Ammonium, Nitrat, Chlorid, Sulfat, Phosphat und ortho-Phosphat .....	274
Tab. A98:	Werte der 1. Messreihe INNOLET® Filterpatrone im Gewerbegebiet Hoppegarten .....	275
Tab. A99:	Werte der 2. Messreihe INNOLET® Filterpatrone im Gewerbegebiet Hoppegarten .....	275
Tab. A100:	Werte der 1. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin .....	276
Tab. A101:	Werte der 2. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin .....	276
Tab. A102:	Werte der 3. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin, Teil 1 .....	277
Tab. A103:	Werte der 3. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin, Teil 2 .....	277
Tab. A104:	Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, Ferrosorp RWR.....	278
Tab. A105:	Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, Ferrosorp Plus.....	278
Tab. A106:	Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, Zeogran (Zeolith) .....	279

## 1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die Bedeutung verschiedenster Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen, insbesondere der Versickerung, nimmt immer mehr zu. Trotzdem stellt die kanalgebundene Ableitung des Regenwassers aufgrund des umfangreichen Bestandes nach wie vor das vorherrschende Entwässerungsverfahren in Deutschland dar. Nach einer Statistik der DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) gab es in Deutschland im Jahre 2001 ca. 486.000 km öffentliche Kanalisation. Davon sind ca. 234.000 km Mischwasserkanäle (vorwiegend in Süddeutschland, Anteil 60-85%), aber auch immerhin 98.000 km Regenwasserkanäle in Trennsystemen (meist in Norddeutschland, Anteil 20-40%). [DWA, 2004] Aber auch in Kommunen mit traditionellem Mischsystem werden bei Neuerschließungen immer öfter Ableitungen im Trennsystem vorgenommen, bei dem das anfallende Niederschlagswasser z.T. versickert wird.

Die Einleitung von Regenwasser aus Trennsystemen in die Gewässer erfolgt derzeit fast ausschließlich ohne eine vorherige Behandlung, obwohl auf diesem Wege erhebliche Schadstoffmengen eingetragen werden. Zahlreiche Veröffentlichungen befassen sich mit dem Problem der Regenwasserverschmutzung. Durch den hohen Standard der Behandlung des Abwassers auf den Kläranlagen rückt der Stoffpfad „Eintrag aus Misch- und Trennsystemen“ in den Vordergrund. So hat man mittlerweile in Untersuchungen festgestellt, dass es wenig Sinn macht, auf der Kläranlage die Reinigungsleistung noch weiter zu erhöhen, wenn gleichzeitig an anderer Stelle gar keine Reinigung erfolgt. Im Abwasserbeseitigungsplan des Landes Berlin (AB-Plan) beispielsweise, wurde der Bau einer Membranfiltration als 4. Stufe auf der Kläranlage verworfen, statt dessen wird eine 50%-ige Reduktion der aus der getrennten Regenwasserableitung in die Gewässer eingeleiteten Schadstoffe gefordert.

Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes [DESTATIS, 2005] entfallen von den versiegelten Flächen ca. 50% auf Verkehrsflächen. Daher ist eine Betrachtung dieses Eintragspfades von großer Bedeutung, insbesondere da die Hauptschmutzfracht von diesen Flächen stammt. Die Belastung von Bebauungsflächen ist geringer.

Die bisher angewendeten Regenwasserbehandlungsmaßnahmen im Trennsystem sind überwiegend am Auslass der Kanalisation (so genannte „End-Of-Pipe“-Lösungen) angeordnet. Zur Anwendung kommen bisher Sandfänge oder Regenklärbecken, zunehmend auch Bodenfilterbecken oder vereinzelt chemische Verfahren (Fällung). Die Verfahren, die ausschließlich auf dem Prinzip der Sedimentation (Sandfang, Regenklärbecken) basieren, werden dabei zunehmend kritisch gesehen, da die eigentlichen Problemstoffe des Regenwassers, z.B. Schwermetalle und Nährstoffe, nur unzureichend abgetrennt werden. Daher werden bei zentraler Behandlung in letzter Zeit Bodenfilter favorisiert.

Diese End-Of-Pipe-Maßnahmen weisen jedoch prinzipielle Nachteile auf:

- a) Durch die Ableitung in Kanälen fließt das Regenwasser der Behandlungsanlage in größerer Tiefe (meist 2-4 m unter Geländeoberkante) zu. Bodenfilter benötigen jedoch eine bestimmte Wasserspiegeldifferenz zwischen Zulauf und Ablauf. Gerade bei den topografischen Verhältnissen in Norddeutschland steht aber in der Regel kein ausreichendes Geländegefälle zur Verfügung, um Bodenfilter im Freigefälle zu beschicken. Dies hat zur Folge, dass entweder das Regenwasser gepumpt werden muss oder aber keine Bodenfilterbecken realisiert werden können. (siehe nachfolgende Grafik)

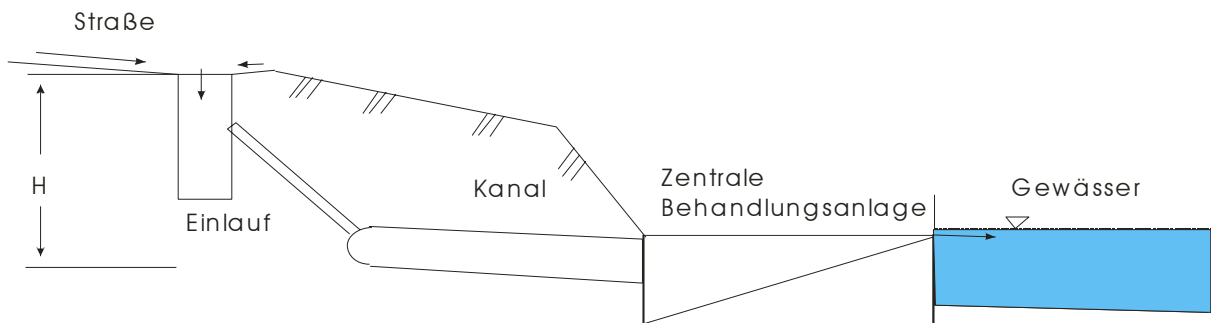


Abb. 1: Höhendifferenz zwischen Unterkante Einlauf Kanal ins Gewässer und Wasserspiegel des Gewässers, flaches Entwässerungsnetz

In einem Entwässerungssystem wie in nachstehender Abbildung besteht die Möglichkeit vor der Einleitung in das Gewässer eine zentrale Reinigung ohne zusätzlichen Pumpenaufwand für das Heben des Wassers anzuordnen.

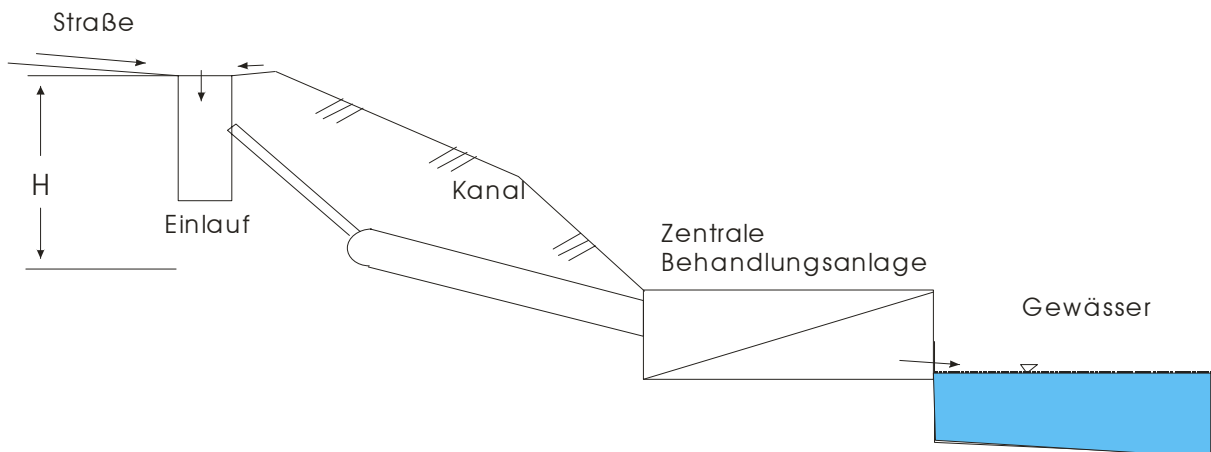


Abb. 2: Höhendifferenz zwischen Unterkante Einlauf Kanal ins Gewässer und Wasserspiegel des Gewässers, steiles Entwässerungsnetz

- b) Durch die Lage am Ende eines Kanalisationssystems ist keine Trennung zwischen stark verschmutzten Regenwasserabflüssen, z.B. von Hauptverkehrsstrassen oder stark frequentierten Parkplätzen und gering verschmutzten Abflüsse z.B. von Hausdächern, möglich. Die Abflüsse sind vermischt und müssen insgesamt gereinigt

werden. Teilweise führt das sogar dazu, dass zuströmendes Grundwasser mit gereinigt wird, obwohl es unverschmutzt ist.

- c) Die Lage am Ende eines Kanalisationssystems führt außerdem dazu, dass sehr große Abflussmengen zu bewältigen sind. Die im Abwasserbeseitigungsplan von Berlin ausgewiesenen Standorte weisen Zuflüsse von mehreren Tausend Litern pro Sekunde auf. In Bodenfiltern stellt sich dadurch z.B. das Problem der Wasserverteilung vor dem Filtern. Pumpwerke müssen über enorme Leistung verfügen. Dennoch bleibt ein Teil der Zuflüsse zwangsläufig ungereinigt.

Diese Nachteile stellen in der Praxis große Probleme dar, insbesondere aufgrund der resultierenden hohen Baukosten.

Die Alternative, Flächen vom Ableitungsnetz abzukoppeln, d.h. die nachträgliche Anordnung von Versickerungsanlagen, ist in Trennsystemen im Gegensatz zu Mischsystemen nicht besonders effektiv. Der Grund liegt darin, dass überwiegend schwach verschmutzte Flächen, wie z.B. Dach- oder Hofflächen in Wohngebieten abgekoppelt werden. Bei stark verschmutzten Flächen (Hauptverkehrsstrassen) ist eine Abkopplung nicht oder nur unter sehr hohem Aufwand möglich. Bei einem realistischen Abkopplungspotential von z.B. 20% der Fläche wird daher die Schmutzfracht deutlich geringer reduziert (<15%).

Als Alternative bietet sich an, die stark verschmutzten Abflüsse am Ort des Entstehens und unter Ausnutzung des natürlichen Gefälles zu reinigen. Für Straßenabflüsse kann dazu der Ersatz des herkömmlichen Straßenablaufes (Gully) durch einen Gully mit Reinigungsfunktion in Betracht kommen. In dieser Arbeit wird dafür eine Neuentwicklung vorgestellt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit im Vergleich mit anderen Verfahren untersucht und ökonomisch bewertet.

Im folgenden werden zunächst die gesetzlichen Regelungen sowie der Stand des Wissens und der Technik der Bewirtschaftung und Behandlung von Straßenabflüssen dargestellt.

Es folgen die Entwicklung und Untersuchung dezentraler Verfahren zur Filtration von Straßenabflüssen. Hier werden die einzelnen Entwicklungsschritte und die im Rahmen der Entwicklung der praktischen Anwendung erfolgten Untersuchungen dokumentiert.

Die Verfahren werden in den Gesamtzusammenhang mit anderen Behandlungsarten gestellt und ein Vergleich bezüglich Kosten und Nutzen mittels einer Nutzwertanalyse durchgeführt.

In der Zusammenfassung werden die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zusammengestellt und Empfehlungen aus den Ergebnissen gegeben.

## **2 Gesetzliche Regelungen und Regelwerke der Regenwasserbewirtschaftung**

### **2.1 Rechtliche Grundlagen**

Die rechtlichen Grundlagen für die Regenwasserbewirtschaftung sind auf die folgenden Ebenen verteilt:

- EU-Recht
- Recht der Bundesrepublik Deutschland
- Recht der Bundesländer
- Kommunales Recht

Dieser Aufzählung entsprechend werden im folgenden die Rechtsvorschriften, die für die Regenwasserbewirtschaftung von Bedeutung sind, aufgeführt.

Zudem gibt es zahlreiche Regelungen und Hinweise in den Merkblättern von DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; vormals ATV-DVWK), BWK (Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau) und in den einzelnen Broschüren zur Regenwasserbewirtschaftung der einzelnen Bundesländer.

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Rahmenrichtlinien, Gesetze, Verordnungen und Regelungen im Hinblick auf die Behandlung von Regenwasser in Trennsystemen vorgestellt.

#### **2.1.1 EU-Richtlinien**

In den letzten 30 Jahren wurden seitens der Europäischen Union ca. 20 Richtlinien erlassen, die den Gewässerschutz betreffen [EU-Kommission, 1998]. Die verschiedenen Richtlinien beinhalten sowohl immissionsorientierte Qualitätsziele als auch emissionsorientierte Vorgaben (s. Tab. 1).

Tab. 1: *EU-Richtlinien zum Gewässerschutz*

Nummer	Jahr	Name	Ansatz	
			Emission	Immission
75/440/EWG	1975	Richtlinie des Rates über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung		✓
76/160/EWG	1976	Richtlinie über Badegewässer		✓
78/659/EWG	1978	Richtlinie über Fischgewässer		✓
79/923/EWG	1979	Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer		✓
80/778/EWG	1980	Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie)		✓
76/464/EWG	1976	Richtlinie über gefährliche Stoffe	✓	(✓)
80/68/EWG	1980	Grundwasserrichtlinie	✓	
91/271/EWG	1991	Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser	✓	
91/676/EWG	1991	Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie)	✓	
96/61/EG	1996	Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung	✓	✓
94/0152(SYN)	1994	Vorschlag für eine Richtlinie über die ökologische Qualität von Gewässern	✓	✓
2000/60/EG	2000	EU-Wasserrahmenrichtlinie	✓	✓

Die wichtigsten Richtlinien in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung im weiteren Sinne werden im Folgenden kurz erläutert.

### **2.1.1.1 Gewässerschutzrichtlinie**

Die Richtlinie über gefährliche Stoffe (76/464/EWG) - die so genannte Gewässerschutzrichtlinie - wurde 1976 erlassen, um die Verschmutzung der Oberflächengewässer insbesondere durch langlebige, toxische, biologisch akkumulierbare Stoffe zu reduzieren [EU-Richtlinie 76/464/EWG, 1976]. Im Anhang dieser Richtlinie und in den so genannten Tochterrichtlinien, die in den nachfolgenden Jahren verabschiedet wurden, sind Emissionsnormen für verschiedene Stofffamilien bzw. -gruppen (z. B. organische Phosphorverbindungen) aufgeführt.

Die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, diese Grenzwerte anzuwenden oder der Kommission nachzuweisen, dass die ebenfalls in der Richtlinie festgelegten Qualitätsziele im gesamten Einzugsgebiet eingehalten werden. Insofern beinhaltet die Gewässerschutzrichtlinie bereits seit 1976 immissionsorientierte Ansätze. Die Bundesrepublik hat die Vorgaben der Richtlinie in das Wasserhaushaltsgesetz (insbesondere §7a, s. Abschnitt 2.1.2.1) einfließen lassen und sich dabei für die Vorgabe von Emissionsnormen entschieden. Großbritannien und Irland wenden dagegen bis heute den immissionsorientierten Ansatz an. Da die aufgeführten

Parameter im wesentlichen in gewerblichen Abwässern auftreten, ist die Gewässerschutzrichtlinie für die Regenwasserbewirtschaftung von nicht so großer Relevanz.

### **2.1.1.2 Badegewässerrichtlinie**

In der Richtlinie 76/160/EWG sind Mindestqualitätsanforderungen für Gewässer formuliert, in denen „das Baden von den zuständigen Behörden ausdrücklich gestattet ist oder nicht untersagt ist und in denen üblicherweise eine große Anzahl von Personen badet“. [EU-Richtlinie 76/160/EWG, 1976] Im Anhang der Richtlinie sind sowohl chemisch-physikalische wie mikrobiologische Parameter aufgeführt. Sind in städtischen Ballungsgebieten Badegewässer ausgewiesen, die direkt oder indirekt durch Abwassereinleitungen beeinflusst werden können, stellt die Badegewässerrichtlinie eine wichtige Randbedingung für die Regenwasserbewirtschaftung dar. Im Großraum Berlin beispielsweise ist dieser Zustand vielfach gegeben. Die Bundesländer haben die Badegewässerrichtlinie durch Rechtsverordnung eingeführt.

### **2.1.1.3 Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser**

Die Richtlinie 91/271/EWG betrifft das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser einschließlich des Niederschlagswassers sowie das Behandeln und Einleiten von Industrieabwasser und stellt somit die maßgebende Richtlinie für die Stadtentwässerung dar (EU-RICHTLINIE 91/271/EWG, 1976).

Mit der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EG-RL komm. Abw.) sind die Mitgliedsstaaten verpflichtet, in den Gemeinden Kanalisationen (zeitlich gestaffelt nach Gemeindegröße und Empfindlichkeit des Gewässers) zu errichten. Für Gemeinden mit mehr als 10.000 EW, die in empfindliche Gebiete einleiten, ist diese Frist am 31.12.1998 ausgelaufen. Einschränkend wird allerdings angeführt, dass auf die Einrichtung einer Kanalisation verzichtet werden kann, wenn diese entweder keinen Nutzen für die Umwelt mit sich bringen würde oder mit übermäßigen Kosten verbunden wäre, und statt dessen individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen errichtet werden, die das gleiche Umweltschutzniveau gewährleisten. Eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung ist damit ausdrücklich ermöglicht.

Im Anhang der Richtlinie wird ausgeführt, dass bei Entwurf, Bau und Unterhaltung der Kanalisation die optimalen technischen Kenntnisse zugrunde zu legen sind, die keine unverhältnismäßig hohen Kosten verursachen. Dies betrifft insbesondere Menge und Zusammensetzung der kommunalen Abwässer und die Begrenzung einer Verschmutzung der aufnehmenden Gewässer durch Mischwasserüberläufe. Zur Problematik der Mischwasserüberläufe heißt es in einer Fußnote: „Da es in der Praxis nicht möglich ist, Kanalisationen und Behandlungsanlagen so zu dimensionieren, dass in Extremsituationen, wie z. B. bei ungewöhnlich starken Niederschlägen, das gesamte Abwasser behandelt werden kann, beschließen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen zur Begrenzung der Verschmutzung aus Regenüberläufen. Solche Maßnahmen könnten vom



Mischungsverhältnis, von der Leistungsfähigkeit bezogen auf den Trockenwetterabfluss oder von einer bestimmten tragbaren jährlichen Überlaufhäufigkeit ausgehen“. Die für die Regenwasserbewirtschaftung wichtige Thematik der Mischwasserüberläufe ist somit in dieser Richtlinie ausgeklammert worden.

Weiterhin sind in der Richtlinie Ablaufgrenzwerte für kommunale Abwasserbehandlungsanlagen aufgeführt. Auch hier wird zwischen „empfindlichen“ und „normalen“ Gebieten unterschieden. Beispielsweise wird für Kläranlagen mit mehr als 100.000 EW in empfindlichen Gebieten ein maximal zulässiger Gesamtstickstoff im Ablauf von 10 mg/l N gefordert. Kriterien für die Ausweisung von „empfindlichen“ Gebieten, besser Gewässern, sind ebenfalls aufgeführt.

Die EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser ist in den Bundesländern durch Landesverordnungen umgesetzt worden. Die angesprochenen Maßnahmen zur Begrenzung der Verschmutzung aus Regenüberläufen sind bislang nicht näher spezifiziert.

#### **2.1.1.4 Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung**

Mit der 1996 verabschiedeten IVU-Richtlinie [EU-Richtlinie 96/61/EG, 1996] wird für eine „bestimmte Kategorie von industriellen Tätigkeiten eine integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch Koordinierung der behördlichen Entscheidungen über Emissionen in Luft, Wasser und Boden...“ bezweckt.

Als Gründe für die Verabschiedung der Richtlinie werden u.a. genannt:

- „(1) Die Ziele und Prinzipien der gemeinschaftlichen Umweltpolitik, so wie sie in Artikel 130r des Vertrags festgelegt sind, sind insbesondere auf die Vermeidung, Verminderung und, soweit wie möglich, auf die Beseitigung der Verschmutzung durch Maßnahmen, vorzugsweise an der Quelle selbst, sowie auf eine umsichtige Bewirtschaftung der Ressourcen an Rohstoffen gerichtet, wobei das Verursacher- und Vorsorgeprinzip gelten.“

und

- „(7) Getrennte Konzepte, die lediglich der isolierten Verminderung der Emissionen in Luft, Wasser oder Boden dienen, können dazu führen, dass die Verschmutzung von einem Umweltmedium auf ein anderes verlagert wird, anstatt die Umwelt insgesamt zu schützen.“

Obwohl sich diese Richtlinie nur mit bestimmten Industriezweigen (z. B. der Energiewirtschaft, der Metallverarbeitung oder der Chemischen Industrie) befasst und somit für die Regenwasserbewirtschaftung nicht unbedingt relevant ist, lassen die neuen Grundprinzipien weitreichende Konsequenzen für die Wasserwirtschaft erwarten.

Bei der Auswahl von Verfahren zur Abwasserreinigung müssten Schadstoffemissionen in Oberflächengewässer und Luft sowie die Klärschlammproblematik viel integraler betrachtet werden, als dies heute der Fall ist. Eine Übertragung der Ansätze auf den Bereich „Regenwasserversickerung“ würde z.B. bedeuten, dass der Grundwasserschutz nicht per se dem Gewässerschutz übergeordnet ist. Vielmehr müsste eine Abwägung erfolgen, welche Maßnahme insgesamt den größten Umweltschutz bewirkt.

Eine weitere Neuerung der IVU-Richtlinie stellt die Einführung des bereits erwähnten Begriffs „Beste verfügbare Techniken“ dar. Die Einführung dieses Begriffes hat bereits in der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG §7a) Eingang gefunden und zwar nicht nur für Anlagen in den o.a. Industriezweigen, sondern für alle - auch kommunale - Abwasserbehandlungsanlagen. Die daraus resultierenden Konsequenzen für die deutsche Planungspraxis sind sehr groß (s. Abschnitt 2.1.2.1), [Schneider, 1999].

#### **2.1.1.5 Wasserrahmenrichtlinie**

Mit der Wasserrahmenrichtlinie der EU vom 23. Oktober 2000 [EU-Richtlinie 2000/60, 2000] soll die Vielzahl der in Tab. 1 genannten Richtlinien zum Gewässerschutz neu geordnet werden.

Nach Artikel 4 der Richtlinie besteht das allgemeine Ziel darin, nicht nur eine Verschlechterung des Zustandes der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu verhindern, sondern alle Oberflächen- und Grundwasserkörper so zu schützen, zu verbessern und zu sanieren, dass ein „guter Zustand der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper“ erreicht wird. Der Begriff „guter Zustand“ ist in die Begriffe „guter ökologischer“ und „guter chemischer“ Zustand unterteilt. Die Einstufungen dieser beiden Begriffe sind im Anhang V der Richtlinie beschrieben. Damit werden durch die Richtlinie im wesentlichen immissionsbezogene Ziele vorgegeben. In Artikel 10 wird jedoch auch gefordert, dass bei Einleitungen in Oberflächengewässer eine „Emissionsbegrenzung auf der Grundlage der besten verfügbaren Technologien“ durchgeführt wird bzw. „einschlägige Emissionsgrenzwerte“ festgelegt werden. Auf die Gültigkeit der anderen in Tab. 1 genannten EU-Richtlinien wird in diesem Zusammenhang verwiesen.

Damit ist aus der Wasserrahmenrichtlinie abzuleiten, dass die Ziele der Regenwasserbewirtschaftung sich sowohl an emissionsbezogenen wie auch an immissionsbezogenen Vorgaben orientieren müssen. Ferner ist hervorzuheben, dass bezüglich der Begrenzungen, die beste verfügbare Technologie anzuwenden ist. Dieses entspricht der Forderung des §7a WHG nach Anwendung des Standes der Technik.

## **2.1.2 Recht der Bundesrepublik Deutschland**

### **2.1.2.1 Wasserhaushaltsgesetz**

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) [WHG, 2002] ist die bundesrechtliche Grundlage des Wasserrechts in der Bundesrepublik Deutschland und zur Zeit in der Fassung vom 12.8.2002 gültig. Das WHG ist ein Rahmengesetz des Wasserrechts. Die Ergänzung und Ausfüllung dieses Rahmens erfolgt über die Abwasserverordnung des Bundes und die Wassergesetze und Verwaltungsvorschriften der einzelnen Bundesländer.

Mit der 6. Novelle sind gegenüber der Fassung von 1990 einige wichtige Neuerungen in das WHG aufgenommen worden. In §1a, Abs. 1 wurde neben den bisherigen Bewirtschaftungsgrundsatz eine Sicherungspflicht der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen gestellt. Im Rahmen der Bewirtschaftung haben vermeidbare Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen der Gewässer grundsätzlich zu unterbleiben [WHG, 2002]. Damit erfolgte eine deutliche Stärkung des Gewässerschutzes gegenüber der anthropogenen Nutzung.

Weiterhin heißt es in Absatz 2: „Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen“. Der folgende Text ist neu eingefügt worden: „... um die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden“ (aus [WHG, 2002]). Die Motivation für diese Formulierung liegt in der weiterhin stark zunehmenden Versiegelung und deren nachteiliger Wirkung auf den Wasserhaushalt (Begründung zum WHG mit Verweis auf LAWA [LAWA, 1995]). Dem klassischen Ableitungsprinzip der Siedlungswasserwirtschaft wird damit eine deutliche Absage erteilt.

Die wohl gravierendste Änderung stellt aber die Neuformulierung von §7a WHG dar. In Absatz 1 wird die bisherige Aufspaltung in Anforderungen nach den „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ und dem „Stand der Technik“ aufgegeben. Künftig ist mindestens der „Stand der Technik“, wie er neu in Absatz 5 definiert wird, einzuhalten. Die Mindestanforderungen werden nicht mehr in Verwaltungsvorschriften, sondern durch Rechtsverordnung festgelegt. [WHG, 2002].

Seit Juli 2001 ist mit dem Artikelgesetz zur Umsetzung der IVU-/UVP-Richtlinie [UVPG, 1997] das Anforderungsspektrum an die Abwasserbehandlung erheblich erweitert worden. Auf der Basis der „Vorsorge und der Vorbeugung“ ist insbesondere die „Gesamtwirkung der Emissionen“ zu berücksichtigen und nicht nur die schmutzwasserbedingte Erhöhung der Gewässerschadstofffracht (§ 7 a WHG Abs. 5, Anlage: Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik Punkt 10). Dahinter steht die Grundlinie des Transferverbotes von Schadstoffen in andere Umweltmedien.

Mit der Regen(ab)wasserentsorgung werden zurzeit erhebliche Schadstofffrachten in die Gewässer eingetragen, die in Zukunft bei der Bewertung der Gesamtwirkung (Gesamtemission) und bei der Formulierung abwasserrechtlicher Regelungen berücksichtigt werden müssen.

Wie bereits im vorstehenden Abschnitt über die Wasserrahmenrichtlinie dargestellt, ist der Begriff „Stand der Technik“ dem internationalen Begriff „Beste verfügbare Technik“ gleichgestellt. In der EU wird großer Wert darauf gelegt, dass „verfügbar“ in diesem Zusammenhang nicht nur die Verfügbarkeit in dem jeweiligen Mitgliedsstaat, sondern zumindest in der gesamten EU bedeutet. Dies kann erhebliche Konsequenzen für die planerische Praxis haben. Darunter fällt auch die Frage, inwieweit die in Deutschland angewandten technischen Regelwerke dem Begriff „Stand der Technik“ entsprechen oder noch dem Begriff „Allgemein anerkannte Regeln der Technik“ unterliegen.

Eine erste Festlegung der Mindestanforderungen in einer Rechtsverordnung erfolgte 1997 in der Abwasserverordnung (AbwV, s. Abschnitt 2.1.2.3). Vom Wortlaut her beziehen sich die dort genannten Grenzwerte zwar auf alle Abwasserbehandlungsanlagen, also auch Mischwasser- und Regenwasserbehandlungsanlagen, gemeint sind aber wahrscheinlich nur Kläranlagen.

Neben diesen Neuerungen beinhaltet das WHG zahlreiche Bestimmungen zur Reinhaltung und Nutzung der verschiedenen Gewässerarten (Grundwasser, oberirdische Gewässer, Küstengewässer) mit denen u.a. die europäischen Richtlinien umgesetzt werden.

Bereits in den vorangehenden Fassungen sind wichtige Instrumente für die großräumige wasserwirtschaftliche Planung im WHG festgeschrieben worden:

- Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan (§36)
- Bewirtschaftungsplan (§36b)
- Abwasserbeseitigungsplan (§18a)

Diese Instrumente sind von großer Bedeutung für die ortsübergreifende Regenwasserbewirtschaftung.

### **2.1.2.2 Abwasserabgabengesetz (AbwAG)**

Im Grundsatz (§1) des Abwasserabgabengesetz [AbwAG, 1996] wird festgelegt, dass für das Einleiten von Abwasser in ein Gewässer eine Abgabe zu errichten ist und diese Abgabe durch die Länder erhoben wird. Die Höhe der Abwasserabgabe richtet sich nach eingeleiteten „Schadeinheiten“. Die Abgabe liegt bei 35,80 € für jede Schadeinheit. Da ein Einwohner im kommunalen Bereich in der Regel mit 0,5 Schadeinheiten bewertet wird, liegt die jährliche Abgabe pro Einwohner bei 17,90 €.

Abwasser im Sinne dieses Gesetzes ist neben dem Schmutzwasser auch Niederschlagswasser. Die Definition des Niederschlagswassers ist im Abwasserabgabengesetz zwar sehr umfassend geregelt, Einleitungen von Niederschlagswasser in ein

Gewässer sind allerdings der Abwasserabgabe nur dann unterworfen, wenn sie entweder über eine öffentliche Kanalisation vorgenommen werden oder von befestigten gewerblichen Flächen über drei Hektar stammen [AbwAG, 1996].

Die Abgaben für die Einleitung von verschmutztem Niederschlagswasser werden in § 7 mit einer Schadeinheit entsprechend 12 Prozent der Zahl der angeschlossenen Einwohner pauschalisiert. Die Länder bestimmen, inwieweit sich die Zahl der Schadeinheiten bei Rückhaltung von Niederschlagswasser oder Behandlung in einer Abwasserbehandlungsanlage ermäßigt; sie können in diesen Fällen bestimmen, dass die Einleitung abgabefrei bleibt.

Die Regelungen der einzelnen Bundesländer hierzu fallen sehr unterschiedlich aus. Beispielsweise bleibt in Bayern die Einleitung von Niederschlagswasser aus einer Kanalisation im Mischsystem abgabefrei, sofern je Hektar befestigte Fläche ein Speichervolumen zur Mischwasserbehandlung von mindestens 5 m<sup>3</sup> vorhanden ist [WEKA, 1999]. Berlin fordert dagegen eine Absetzanlage mit einer Mindestverweilzeit von 30 Minuten, Niedersachsen die Anwendung der allgemeinen Regeln der Technik.

Das Abwasserabgabengesetz ist - auch wegen der zweckgebundenen eingenommenen Mittel - als ein Instrument für den Gewässerschutz gedacht. Durch die Befreiung von der Abwasserabgabe bei der Einhaltung bestimmter Kriterien (s.o.) können finanzielle Anreize für Maßnahmen zur Gewässerreinigung geschaffen werden. Insofern hat das jeweilige Abwasserabgabengesetz eines Landes auch Auswirkungen auf die Regenwasserbewirtschaftung. Beim Kostenvergleich verschiedener Maßnahmen sollten die Konsequenzen für die Berechnung der Abwasserabgabe berücksichtigt werden.

Es ist zu hinterfragen, ob das vorstehend angegebene, ausschließlich an die Einwohnerzahl gebundene Maß für die Abwasserabgabe bezüglich der Einleitung von Niederschlagswasser dem Gewässerschutz gerecht wird, wenn man z.B. an die Einleitung von Straßenabflüssen im außerörtlichen Bereich denkt.

### **2.1.2.3 Abwasserverordnung (AbwV)**

Die Abwasserverordnung in der Fassung vom 9. Februar 1999 [AbwV, 2000] kann als die wichtigste Verordnung im Wasserbereich seit der Novellierung des WHG gelten. Mit der AbwV legt die Bundesregierung mit Zustimmung des Bundesrates die im WHG geforderten Mindestanforderungen fest, die dem Stand der Technik entsprechen. Die in der AbwV aufgeführten Grenzwerte gelten prinzipiell für alle Abwasserbehandlungsanlagen. Die Art der Probenahme und die Art der Grenzwerte deuten jedoch darauf hin, dass der Gesetzgeber auf die Einleitungen aus Kläranlagen abzielt [Schneider, 1999].

Konkrete Aussagen zur Mischwasser- oder Regenwasserbehandlung fehlen bislang. Derzeit werden die Grundlagen für die Regelung einer Erweiterung der Abwasserverordnung auf die Bereiche Misch- und Regenwasser erarbeitet. Hier sind Rahmenregelungen im Gespräch, welche die Stoffeinträge über die Summenparameter AFS und CSB begrenzen.

#### **2.1.2.4 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)**

Natur und Landschaft sind im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, dass

- die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,
- die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
- die Pflanzen- und Tierwelt sowie
- die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind (§1 BNatSchG). Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in der Fassung vom 21. September 1998 [BNatSchG, 1998] fordert für unvermeidbare Eingriffe in Natur und Landschaft (§ 8) einen Ausgleich.

Um den Umfang erforderlicher Ausgleichsmaßnahmen zu bestimmen, wurden in Ausfüllung des Gesetzes verschiedene Bewertungsmodelle entwickelt, die sich in den Ergebnissen jedoch z.T. stark unterscheiden. Eingriffe in den Naturhaushalt werden dabei in der Regel anhand von Biotoptypen beurteilt. Eine besondere Berücksichtigung der Funktion des Boden- und Wasserhaushalts ist nicht vorgesehen. Damit entfällt bisher auch eine vergleichende Berücksichtigung der Art des Regenentwässerungs- bzw. -bewirtschaftungssystems. Die unterschiedliche Wirkung von Entwässerungssystemen mit vollständiger Regenwasserableitung einerseits und der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung andererseits auf den Boden- und Wasserhaushalt wird also bisher nicht betrachtet. Hier ist also in den nachfolgenden Gesetzen, Verordnungen und Vorschriften eine Lücke zu schließen.

Nähere Vorschriften über die Umsetzung von Ausgleichsmaßnahmen in der Bauleitplanung sind in das Baugesetzbuch in der Fassung vom 01.01.1998 übernommen worden (§1a BauGB).

#### **2.1.2.5 Bodenschutzgesetz (BBodSchG)**

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) [BBodSchG, 1998] ist seit dem 1. März 1999 in Kraft und dient dazu, die Leistungsfähigkeit des Bodens hinsichtlich seiner natürlichen Funktionen und für Nutzungen aller Art zu sichern oder wiederherzustellen. *„Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, der Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen“* (§1 BBodSchG). In den §§ 4 und 7 werden Pflichten u.a. zur Vermeidung und Abwehr von Bodenbelastungen sowie zur Sanierung des Bodens formuliert. § 5 erlaubt Rechtsverordnungen über die Entsiegelung bestimmter Flächen, die jedoch noch nicht vorliegen. Boden im Sinne des BBodSchG ist die obere Schicht der Erdkruste ohne Grundwasser und Gewässerbetten.

Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung - insbesondere Versickerungs- und Entsiegelungsmaßnahmen, aber auch Versiegelung und Entwässerung - beeinflussen den Boden im Hinblick auf den Bodenwasser- und Stoffhaushalt; insofern ist das BBodSchG zu beachten.

### 2.1.2.6 Bodenschutzverordnung (BBodSchV)

Die Bodenschutzverordnung [BBodSchV, 1999] ist seit Juli 1999 in Kraft. Sie stellt eine Konkretisierung im Hinblick auf die Anforderungen des Bodenschutzgesetzes, auf den vorsorgenden Bodenschutz und die Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten dar. Für den Bereich der Vorsorge enthält die BBodSchV insbesondere Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser. In Anlehnung an diese Prüfwerte hat eine gemeinsame Arbeitsgruppe von LABO, LAGA, LAWA und LAI Geringfügigkeitsschwellenwerte festgelegt, die bei der Versickerung von Regenwasser am Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Bodenzone, also am Grundwassersaum, unter allen Umständen einzuhalten sind. Die Werte sind in den folgenden Tabellen – getrennt nach anorganischen und organischen Stoffen – dargestellt.

Tab. 2: Geringfügigkeitsschwelle Anorganische Stoffe

Anorganische Stoffe	Prüfwert [ $\mu\text{g/l}$ ]
Antimon	10
Arsen	10
Blei	25
Cadmium	5
Chrom, gesamt	50
Chromat	8
Kobalt	50
Kupfer	50
Molybdän	50
Nickel	50
Quecksilber	1
Selen	10
Zink	500
Zinn	40
Cyanid, gesamt	50
Cyanid, leicht freisetzbar	10
Fluorid	750

Tab. 3 : Geringfügigkeitsschwelle Organische Stoffe

Organische Stoffe	Prüfwert [ $\mu\text{g/l}$ ]
Mineralölkohlenwasserstoffe <sup>1)</sup>	200
BTEX <sup>2)</sup>	20
Benzol	1
LHKW <sup>3)</sup>	10
Aldrin	0,1
DDT	0,1
Phenole	20
PCB, gesamt <sup>4)</sup>	0,05
PAK, gesamt <sup>5)</sup>	0,2
Naphthalin	2

1) n-Alkane (C 10...C39), Isoalkane, Cycloalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe

2) Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylole, Ethylbenzol, Styrol, Cumol)

3) Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (Summe der halogenierten C1- und C2-Kohlenwasserstoffe)

4) PCB, gesamt: Summe der polychlorierten Biphenyle; in der Regel Bestimmung über die 6 Kongenere nach Ballschmiter gemäß Altöl-VO (DIN 51527) multipliziert mit 5; ggf. z. B. bei bekanntem Stoffspektrum einfache Summenbildung aller relevanten Einzelstoffe (DIN 38407-3-2 bzw. -3-3)

5) PAK, gesamt: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthaline; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US Environmental Protection Agency (EPA) ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK, (z.B. Chinoline)

### 2.1.2.7 Baugesetzbuch (Bauleitplanung)

Das Baugesetzbuch [BauGB, 1997] regelt die Aufstellung von Bauleitplänen (Bebauungs- und Flächennutzungspläne). Nach § 1a sind umweltschützende Belange in der Abwägung eines Bauleitplanes zu berücksichtigen. Im Flächennutzungsplan (F-Plan) können Flächen ausgewiesen werden, die im Interesse des Hochwasserschutzes und der Regelung des Wasserabflusses freizuhalten sind (§ 5, Inhalt des Flächennutzungsplans). Im Bebauungsplan (B-Plan) können aus städtebaulichen Gründen:

- Flächen für die Abfall- und Abwasserbeseitigung, einschließlich der Rückhaltung und Versickerung von Niederschlagswasser, sowie für Ablagerungen;
- die Wasserflächen sowie die Flächen für die Wasserwirtschaft, für Hochwasserschutzanlagen und für die Regelung des Wasserabflusses;

festgesetzt werden (§ 9 Inhalt des Bebauungsplans). Damit kommen B-Plan und F-Plan eine große Bedeutung bei der Realisierung insbesondere dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu. Besonders wichtig in diesem Zusammenhang ist der B-Plan, da er bei der Planung beispielsweise eines Neubaugebietes ganz am Anfang des Planungsprozesses steht. Zu diesem Zeitpunkt sind die Entwässerungsplaner meistens noch nicht eingebunden. Dadurch können mit dem B-Plan Tatsachen geschaffen werden, die im Zuge der Ingenieurplanung nur schwer auszugleichen sind. Es entsteht die ungewöhnliche



Situation, dass dem Naturschutz und der Landschaftsplanung wirkungsvollere Rechtsmöglichkeiten bei der Verankerung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung stehen als der Wasserwirtschaft [Wassmann et al., 1997]. Eine frühzeitige Einbindung der wasserwirtschaftlichen Belange in den Planungsprozess ist unbedingt erforderlich.

Ein eigener „Genereller Bewirtschaftungsplan Regenwasser“ kann dieses Problem reduzieren. Werden in einem solchen Plan beispielsweise Flächen ausgewiesen, in denen eine Regenwasserversickerung das vorzugsweise zur Anwendung kommende Entwässerungsverfahren ist, so kann diese Information bei der B-Plan-Erstellung berücksichtigt werden.

Nähere Vorschriften zu den Eingriffs- und Ausgleichsbestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) sind mit der Neufassung vom 01.01.1998 in das BauGB aufgenommen worden (§1a, BauGB).

#### **2.1.2.8 Weitere Verordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes**

Neben den o.a. Bundesgesetzen und Verordnungen bestehen weitere untergesetzliche Verordnungen und Rahmenverwaltungsvorschriften, die für das vorliegende Thema von Bedeutung sind:

- Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - Rahmen-AbwasserVwV -, Fassung vom 31. Juli 1996 [Rahmen-AbwasserVwV, 1997]
- Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen, [VwVwS, 1999]
- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung), Fassung vom 18. März 1997 [GrWV, 1997]
- Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV), [TrinkwV, 2001]

#### **2.1.2.9 Sonstige gesetzliche Regelungen des Bundes**

Neben den Gesetzen, die sich unmittelbar mit dem Gewässerschutz befassen, haben andere Gesetze Auswirkungen auf Planung, Bau und Betrieb von Anlagen, die der Regenwasserbewirtschaftung dienen:

#### **2.1.2.10 Gesetz über Wasser- und Bodenverbände**

Für die Bearbeitung bestimmter wasserwirtschaftlicher Aufgaben kann ein Wasser- und Bodenverband (Verband) als Körperschaft des öffentlichen Rechts gegründet werden [WVG, 2002]. Aufgaben eines Wasser- und Bodenverbandes können z. B. sein:

- Ausbau einschließlich naturnahem Rückbau und Unterhaltung von Gewässern,
- Bau und Unterhaltung von Anlagen in und an Gewässern,
- Schutz von Grundstücken vor Sturmflut und Hochwasser einschließlich notwendiger Maßnahmen im Deichvorland,
- Verbesserung landwirtschaftlicher sowie sonstiger Flächen einschließlich der Regelung des Bodenwasser- und Bodenlufthaushalts,
- technische Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer,
- Abwasserbeseitigung,
- Beschaffung und Bereitstellung von Wasser,
- Förderung und Überwachung der vorstehenden Aufgaben.

Wasser- und Bodenverbände übernehmen damit weitreichende Aufgaben der Gewässerbewirtschaftung. Zudem orientieren sich die Zuständigkeitsbereiche meist an den natürlichen Einzugsgebietsgrenzen. Wasser- und Bodenverbände könnten daher die Ausarbeitung überörtlicher Bewirtschaftungspläne im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie übernehmen.

#### **2.1.2.11 Strafgesetzbuch**

Auch das Strafrecht hat Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft. Gewässerverunreinigung (§324 StGB) und Bodenverunreinigung (§324a StGB) kann mit Freiheitsstrafe bis zu 5 Jahren geahndet werden. [StGB, 1998]

#### **2.1.2.12 Sonstiges**

Weitere Gesetze mit Bezug zur Wasserwirtschaft sind das Umweltinformationsgesetz (UIG) [UIG, 1994], Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG) [UmweltHG, 1990] oder das Umweltauditgesetz (UAG) [UAG, 1995].

### **2.1.3 Recht der Länder**

Mit den Landeswassergesetzen füllen die Bundesländer das Wasserhaushaltsgesetz aus. Die Landeswassergesetze detailliert und umfassend zu behandeln würde den Rahmen bei weitem sprengen. In weiten Bereichen sind sich die verschiedenen Landeswassergesetze zudem ähnlich. Es gibt jedoch auch signifikante Unterschiede, insbesondere bei der Bewirtschaftung von Niederschlagswasser oder bei der Mischwasserbehandlung. Für diese beiden Aspekte werden im folgenden Beispiele aus den Landeswassergesetzen angeführt. Die länderspezifische Rechtslage ist somit bei der Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Die Landeswassergesetze enthalten zudem zahlreiche Ermächtigungen an die Landesregierung oder das zuständige Landesministerium, ergänzende Verordnungen zu erlassen. Für die Wirtschaft sind die Verordnungen über den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen besonders wichtig [WEKA, 1999]. Daneben haben die Länder technischen Regeln per

Verordnung oder Verwaltungsvorschrift eine Rechtsverbindlichkeit gegeben. Ein Beispiel hierfür ist die NRW-Verwaltungsvorschrift zu den „Anforderungen an die öffentliche Niederschlagsentwässerung im Mischverfahren“ [MUNLV-NRW, 1995] in der auf das ATV-Arbeitsblatt A128 Bezug genommen wird.

Mit den Abwasserabgabengesetzen füllen die Länder den Rahmen des AbwAG des Bundes aus. Durch die Befreiung vom Abgabenzwang bei der Einhaltung bestimmter Emissionsmengen oder sonstiger Anforderungen können die Länder in gewissem Maße finanzielle Anreize für den Gewässerschutz geben.

### **2.1.3.1 Regelungen zur Versickerung von Niederschlagswasser**

Im § 51a des Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen [LWG-NRW, 1995] wird die Versickerung von Regenwasser für Neubauvorhaben verbindlich vorgeschrieben:

*(1) Niederschlagswasser von Grundstücken, die nach dem 1. Januar 1996 erstmals bebaut, befestigt oder an die öffentliche Kanalisation angeschlossen werden, ist vor Ort zu versickern, zu verrieseln oder ortsnah in ein Gewässer einzuleiten, sofern dies ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit möglich ist. Die dafür erforderlichen Anlagen müssen den jeweils in Betracht kommenden Regeln der Technik entsprechen.*

In der Verwaltungsvorschrift des Landes NRW zu „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ [MUNLV-NRW, 2004] wird ausdrücklich auf das Landeswassergesetz Bezug genommen. Die ortsnahe Einleitung erfolgt grundsätzlich im Trennverfahren.

Ähnliche Formulierungen finden sich in den Landeswassergesetzen von Baden-Württemberg [WG-BW, 1999] und dem Saarland [SWG, 1998], allerdings nur für Grundstücke, die nach 1999 erstmals bebaut werden.

Im Brandenburgischen Wassergesetz [BbgWG, 1997] heißt es im § 54 (Bewirtschaftung des Grundwassers):

*(3) Die Versiegelung des Bodens oder andere Beeinträchtigungen der Versickerung zur Grundwasserneubildung dürfen nur soweit erfolgen, wie dies unvermeidbar ist. ...*

*(4) Soweit eine Verunreinigung des Grundwassers nicht zu besorgen ist und sonstige Belange nicht entgegenstehen, ist Niederschlagswasser zu versickern. Die Gemeinden können durch Satzung vorsehen, dass Niederschlagswasser auf den Grundstücken, auf denen es anfällt, versickert werden muss. Niederschlagswasser von dem öffentlichen Verkehr gewidmeten Flächen ist zu fassen oder unter den Voraussetzungen nach Satz 1 oberflächlich zu versickern. Die Satzung bedarf der Zustimmung der Wasserbehörde.*

In allen Bundesländern wird die Notwendigkeit der Versickerung von Niederschlagswasser an irgend einer Stelle erwähnt. Dennoch bestehen im Detail deutliche Unterschiede. Im Brandenburgischen Wassergesetz und ähnlich im Wassergesetz von Mecklenburg

Vorpommern [LWaG-MVP, 2002] wird die Versickerung nur gefordert, wenn „*sonstige Belange nicht entgegenstehen*.“ Die Verwendung derartiger unbestimmter Rechtsbegriffe führen in der Praxis dazu, dass die Versickerung z. B. gegenüber Investoren nicht durchsetzbar ist. Andererseits bietet die Möglichkeit, die Versickerung in der Satzung festzuschreiben ein wirkungsvolles Instrument - wenn die Gemeinde davon Gebrauch macht. Ein Beispiel für die Festschreibung der Versickerung in einer Satzung ist die Gemeinde Hoppegarten b. Berlin [Roth, 1998].

### **2.1.3.2 Regelungen zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem**

Allgemein verbindliche Vorschriften zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem wurden nicht von allen Bundesländern verfasst. Während z.B. in Thüringen die Beseitigung von Niederschlagswasser im Trenn- und im Mischverfahren [ThürAbwAG, 2001] behandelt wird, steht in den Vorschriften der anderen Länder der Umgang mit dem Straßenoberflächenwasser im Vordergrund. Die Einhaltung von immissionsorientierten Zielgrößen oder Aspekte der Regenwasserbewirtschaftung werden jedoch in keiner Vorschrift ausgiebig behandelt.

Auch in der Verwaltungsvorschrift des Landes NRW zu „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ [MUNLV-NRW, 2004] werden keine immissionsorientierten Zielgrößen genannt. Dafür werden sowohl Verfahren zur Behandlung des Niederschlagswassers als auch Kategorien für die Behandlungsbedürftigkeit eingeführt. Als Verfahren werden die gängigen Verfahren der Versickerung (analog DWA A138) bzw. zentrale Verfahren wie Regenklärbecken mit und ohne Dauerstau (RKBmD bzw. RKBoD), Bodenfilter und Regenüberläufe im Trennverfahren angegeben. Allerdings werden Regenüberläufe nur als zeitlich begrenzte Übergangslösungen angesehen. Nicht ausdrücklich genannte Verfahren können nach Nachweis der Reinigungsleistung zugelassen werden.

Kategorie I ist unbelastetes Niederschlagswasser. Dieses kann i.d.R. ohne Vorbehandlung in oberirdische Gewässer eingeleitet werden. Die Einleitung ins Grundwasser (Versickerung) ist gemäß des Runderlasses zur „Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51a des Landeswassergesetzes“ [MUNLV-NRW, 1998] über Versickerungsanlagen zulässig.

Bei Kategorie II ist eine Vorbehandlung erforderlich. Diese kann über die Oberbodenzone (bei Versickerung) oder über zentrale Behandlungsanlagen erfolgen.

Stark verschmutztes Niederschlagswasser der Kategorie III muss einer Behandlungsanlage gemäß Anlage 2 des RdErl. (Abscheider, RKBmD, RKBoD, RBF, biologisch wirksame Anlage oder Kläranlage) zugeführt werden. Eine Versickerung bleibt in Ausnahmen nach Ziffer 14.3 und 15 des RdErl. Zu §51a LWG [MUNLV-NRW, 1998] nach Vorbehandlung erlaubnisfähig.

In Bayern ist in der Technischen Regel für das Einleiten in oberirdische Gewässer TREN OG [TREN OG, 2002] geregelt, dass von bebauten oder befestigten Flächen in oberirdisches

Gewässer nur erlaubnisfrei eingeleitet werden darf, wenn das Niederschlagsablaufwasser von gering verschmutzten Flächen außerhalb Industrie- und Gewerbegebieten stammt. Dabei darf der Anteil an Zink-, Kupfer- oder Bleiflächen bei Dachflächen 50 m<sup>2</sup> nicht übersteigen. PKW-Stellflächen von nicht gewerblichen oder industriellen Standorten sind ebenfalls davon ausgeschlossen.

Erlaubnisfrei ist in Bayern die Versickerung von Niederschlagsabfluss von max. 1000 m<sup>2</sup> versiegelter Fläche, wenn diese den Anforderungen der Technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser genügen [TRENGW, 2000]. Für die Erlaubnisfreiheit gilt auch eine Bagatellgrenze von max. 50 m<sup>2</sup> Anteil an Zink-, Kupfer- oder Bleiflächen bei Dachflächen. Bevorzugt werden Flächen- oder Muldenversickerungen. An direkte unterirdische Versickerungen werden besondere Anforderungen an die Vorreinigung des Niederschlagswassers gestellt.

#### **2.1.4 Kommunalrecht**

Im Rahmen der verfassungsrechtlich garantierten Selbstverwaltung und durch Festlegung in den Landeswassergesetzen haben die Gemeinden wasserwirtschaftliche Aufgaben zu erfüllen. Die Abwasserentsorgung ist dementsprechend in der Regel Aufgabe der Gemeinden oder Gemeindeverbände. Zur Deckung der hierbei anfallenden Kosten erheben sie von den Benutzern Gebühren und Beiträge [ATV AG 1.4.3, 1994]. Die Höhe der Gebühren und Beiträge, aber auch Vorschriften über den Anschluss- und Benutzungszwang, ist in den Gemeindeverordnungen und im gemeindlichen Satzungsrecht geregelt.

Die Umsetzung und Durchsetzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen erfordert die Berücksichtigung dieser Verfahren in der Entwässerungssatzung [Sieker F. (Hrsg.), 1997]. Entsprechende Beispielsatzungen sind von ROTH [Roth, 1998] erarbeitet worden.

Durch die getrennte Berechnung der Gebühr für Schmutz- und Niederschlagswasser (Gebührensplitting) besteht die Möglichkeit, die dezentrale Versickerung oder Regenwassernutzung dem Verursacherprinzip folgend finanziell zu fördern, indem die Regenwassergebühr erlassen oder ermäßigt wird.

#### **2.1.5 Zusammenfassung**

Die vorangegangenen Ausführungen zum Wasserrecht umfassen nur die wichtigsten Gesetze und Verordnungen mit den jeweils wichtigsten Elementen in Bezug auf die Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Trotzdem wird deutlich, wie umfangreich, z.T. überlappende und letztendlich auch undurchsichtig die Vielfalt der Regelungen ist. Hinzu kommt die Vielzahl der technischen Regelwerke, von denen die wichtigsten im nachfolgenden Kapitel kurz erläutert werden. Die technischen Regelwerke haben in der Regel den Status einer „allgemein anerkannten Regel der Technik“ (a. a. R. d. T.) und stellen damit für den planenden Ingenieur aber auch die

Genehmigungsbehörden in der Praxis eine verbindliche Vorgabe dar. [Ostrowski, 1997] gibt die Anzahl der Regeln im zentralen Bereich der Wasserwirtschaft mit über 600 an! Wenn man berücksichtigt, dass darüber hinaus weitere politische Randbedingungen, wie z. B. die Fördermittelpraxis, eine wichtige Rolle bei der Regenwasserbewirtschaftung spielen, so wird die Komplexität der Aufgabe allein aus juristischer Sicht deutlich. Eine Vereinfachung dieser Regelungsflut wäre wünschenswert.

Inhaltlich lassen sich die Rechtsvorschriften grob in drei Gruppen gliedern. Die erste Gruppe hat Ziele für den Wasserhaushalt und die Gewässerqualität zum Inhalt. Hierzu zählt z. B. die EU-Badegewässerrichtlinie. Konkrete Vorgaben für die Siedlungswasserwirtschaft beinhalten diese Rechtsvorschriften nicht. Die zweite Gruppe beinhaltet konkrete Emissionsgrenzwerte oder entsprechende Vorgaben (z. B. die Einhaltung der Regeln der Technik) für einzelne siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen. Hierzu zählen z. B. die EU-Gewässerschutzrichtlinie oder die Abwasserabgabengesetze. Die dritte Gruppe schließlich, versucht eine Brücke zwischen den beiden erstgenannten Gruppen zu schlagen. Ziel ist die Ableitung von Emissionsgrenzwerten aus einer Immissionsbetrachtung mit dem Ziel, eine bestimmte Gewässerqualität bzw. Ausgewogenheit des Wasserhaushaltes zu erreichen. Hierzu zählt die EU-Wasserrahmenrichtlinie oder die IVU-Richtlinie. Aber auch das Wasserhaushaltsgesetz beinhaltet derartige Ansätze. Zudem stellt das WHG Instrumente für die Umsetzung zur Verfügung.

Bezogen auf die Regenwasserbewirtschaftung muss festgestellt werden, dass bislang keine klaren Emissionsvorgaben bestehen. Eine Rechtsverordnung mit Emissionsvorgaben, wie im WHG für Abwassereinleitungen eigentlich vorgesehen, besteht weder für Mischwasserentlastungen noch für Regenwassereinleitungen. Es ist zu erwarten, dass dieses offensichtliche Defizit in der Zukunft beseitigt wird.

In einzelnen Bundesländern gibt es mittlerweile Regelungen für das Behandeln des Niederschlagswassers. Hier werden für behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser von stark verschmutzten Flächen Verfahren zur Behandlung vorgesehen. Zielwerte für die Einleitung werden nicht vorgegeben. Für kleine Flächen gibt es Geringfügigkeitsschwellenwerte.

Im Zusammenhang mit dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen sind weitere Rechtsvorschriften von Bedeutung, die bislang in der Siedlungswasserwirtschaft nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben, beispielsweise städtebauliche Instrumente wie der Bebauungsplan. Das liegt daran, dass dezentrale Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung Ansprüche an die Flächenutzung stellen und sich daher mit anderen flächenbeanspruchenden Fachrichtungen, wie z. B. dem Naturschutz oder der Freiraumplanung, arrangieren müssen. Hier ist interdisziplinäres Arbeiten gefordert.

## **2.2 Regelwerke und Normen**

Technische Regeln, die von Fachverbänden wie z. B. die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) oder dem Deutsche Institut für Normung e.V. herausgegeben werden, haben prinzipiell nicht den Stellenwert eines Gesetzes oder einer Rechtsverordnung. Es ist jedoch üblich, in Verordnungen auf technische Regelwerke zu verweisen oder Verweise in Verträge aufzunehmen. In der VOB sind diverse DIN-Normen als Allgemeine Technische Vertragsbedingungen aufgeführt. Ein anderes Beispiel ist der Verweis auf das DWA-Arbeitsblatt A128 in der NRW-Verwaltungsvorschrift *„Anforderungen an die öffentliche Niederschlagsentwässerung im Mischverfahren“*. In diesen Fällen ist die Einhaltung der technischen Regeln rechtlich verbindlich.

### **2.2.1 CEN-/DIN-Normen**

Das DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) ist ein eingetragener Verein mit Sitz in Berlin, keine staatliche Instanz. Das DIN-Institut definiert Normung wie folgt:

*„Normung ist die einmalige, bestimmte Lösung einer sich wiederholenden Aufgabe unter den jeweils gegebenen wissenschaftlichen, technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten.“*

Das europäische Pendant zur DIN ist das Europäische Komitee für Normung (CEN, Comité Européen de Normalisation) in Brüssel. Seitens der Europäischen Union ist verbindlich vorgeschrieben, dass in Ausschreibungen ein Verweis auf DIN-Normen unzulässig ist, falls eine EN-Norm zu dem selben Themenkomplex existiert. DIN-Normen müssen deshalb an EN-Normen angepasst werden.

Die wichtigsten Normen im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung sind die DIN 1986 „Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke“ [DIN 1986, 1995] und die DIN EN 752 „Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden“ [DIN-EN752, 1997]. DIN EN 752 fand Eingang in die überarbeitete Fassung des ATV-Arbeitsblattes A118 [ATV-A 118, 1999].

### **2.2.2 DWA-Regelwerk**

Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) erarbeitet und pflegt seit vielen Jahren ein umfassendes Regelwerk zu Problemstellungen in der Siedlungswasserwirtschaft. Neben dem Regelwerk erarbeiten die verschiedenen Arbeitsgruppen Merkblätter und veröffentlichen Arbeitsberichte. Im Folgenden werden die einzelnen DWA-Regelblätter hinsichtlich ihrer Relevanz für die Regenwasserbewirtschaftung diskutiert.

#### **2.2.2.1 DWA-Arbeitsblatt A101/Merkblatt M101**

Das DWA-Arbeitsblatt A101[ATV-M 101, 1996] in der Ausgabe von 1992 regelt die *„Planung von Entwässerungsanlagen, Neubau-, Sanierungs- und Erneuerungsmaßnahmen“*. Eine

Neuaufgabe als Merkblatt M101 wurde aufgrund der EN-Norm 752 erforderlich und 1996 veröffentlicht [ATV-M 101, 1996].

M101 gibt Hinweise für die Planung von funktionstüchtigen und wirtschaftlichen Entwässerungssystemen. Dabei werden sowohl Planungen für konkrete Bauvorhaben im Sinne der HOAI (Vor-, Entwurfs-, Ausführungsplanung) als auch Planungen für größere Untersuchungsgebiete behandelt. Letztere werden unterschieden in Studie, Generalentwässerungsplan (GEP) und Abwassertechnischer Maßnahmenplan (AMP). Damit ist M101 das maßgebende Arbeitsblatt für die großräumige Planung von Stadtentwässerungssystemen.

- Eine Studie wird definiert als Planung mit ersten allgemeinen Aussagen zur Verwirklichung der Planungsabsichten bei größeren Entwässerungsgebieten. Inhalte einer Studie umfassen in der Regel die Grundlagenermittlung und Teile der Vorplanung.
- Der Generalentwässerungsplan geht nach M101 in der Planungsleistung wesentlich weiter als die Studie und enthält Teile der Entwurfsplanung. Schwerpunkt ist aber - wie bei der Studie - die Problematik größerer Einzugsgebiete.
- Der Abwassertechnische Maßnahmenplan fasst die Ergebnisse der verschiedenen Planungen zusammen. Er entspricht den in einigen Bundesländern gesetzlich vorgeschriebenen Abwasserbeseitigungskonzepten bzw. -plänen.

Inhaltlich behandelt das Merkblatt M101 im wesentlichen den erforderlichen Umfang der jeweiligen Planungsebene. Es wird dargestellt, welche Grundlagen zu berücksichtigen sind und welchen Umfang ein Erläuterungsbericht (inkl. Planunterlagen, Massen- und Kostenberechnung) haben sollte. Die Darstellung in Form von Checklisten ist dabei hilfreich.

Hilfestellungen, mit welchen Methoden die Ergebnisse erzielt werden können, werden allerdings nur sehr begrenzt gegeben. Im Anhang 4 wird kurz der erforderliche Umfang der hydraulischen Kanalnetzrechnung dargelegt. Erstaunlicherweise sind hier keine Hinweise auf eine Schmutzfrachtberechnung zu finden, die für die Generalentwässerungsplanung eines Mischsystems jedoch unerlässlich sind. Ohne eine Schmutzfrachtberechnung lassen sich die Emissionen aus dem Kanalnetz nicht quantifizieren.

Bezüglich der Einflüsse des Entwässerungssystems auf die Gewässerqualität wird auf die Instrumente des Wasserhaushaltsgesetzes (Abwasserbeseitigungsplan, Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan, Bewirtschaftungsplan) verwiesen. Immissionsbetrachtungen sind nach M101 nicht Bestandteil eines GEP's bzw. einer Studie!

### **2.2.2.2 DWA-Arbeitsblatt A105**

Im DWA-Arbeitsblatt A105 [ATV-A 105, 1997] in der Ausgabe vom Dezember 1997 werden Hinweise für die „Wahl des Entwässerungssystems“ gegeben. Neben den klassischen



Varianten des Misch- oder Trennsystems werden in dieser Neufassung auch modifizierte Systeme (modifiziertes Trennsystem, modifiziertes Mischsystem) berücksichtigt.

Eine klare Bewertung der verschiedenen Systeme wird im Arbeitsblatt vermieden. Statt dessen wird eine einfache Entscheidungshilfe gegeben, welche Kriterien für die Wahl des Entwässerungssystems zu berücksichtigen sind.

### **2.2.2.3 DWA-Arbeitsblatt A106**

Das DWA-Arbeitsblatt A106 in der Ausgabe von Oktober 1995 [ATV-A 106, 1995] regelt Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen. Damit sind in erster Linie Kläranlagen gemeint. Sinngemäß gelten die Ausführungen aber auch für andere Abwasserbehandlungsanlagen, wie z. B. Regenklärbecken oder Mischwasserüberläufe. Das Arbeitsblatt hat jedoch keine Bemessungsansätze, sondern den Planungsablauf zum Inhalt. Insofern ist diese Richtlinie von keiner großen Relevanz für die Planung von Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Bei der Anwendung ist zu berücksichtigen, dass sich der §7a des WHG als eine wesentliche Grundlage der Planung geändert hat.

### **2.2.2.4 DWA-Arbeitsblätter A110/A111/A112**

Das DWA-Arbeitsblatt A110 beinhaltet „Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen“ [ATV-DVWK-A 110, 2001]. Da hydraulische Berechnungen für Kanalnetze heute meist mit kommerzieller Software durchgeführt werden und diese Programme i.d.R. die Hinweise von A110 berücksichtigen, ist dieses Arbeitsblatt nicht von so großer Wichtigkeit für die Erstellung eines „Generellen BewirtschaftungsPlans Regenwasser“.

Die DWA-Arbeitsblätter A111 und A112 befassen sich mit der hydraulischen Dimensionierung von Regenwasser-Entlastungsanlagen (Mischwasserüberlaufbauwerken) bzw. sonstigen Sonderbauwerken [ATV-A 111, 1994];[ATV-A 112, 1998].

### **2.2.2.5 DWA-Arbeitsblatt A117**

Das Arbeitsblatt [ATV-DVWK-A 117, 2001] befasst sich mit der Bemessung von Rückhalteräumen im Bereich der gesamten Abwasserableitung zwischen der Grundstücksentwässerung und dem Gewässer und ist sowohl in Trenn- wie in Mischsystemen anwendbar. Ausgenommen ist die Bemessung von Mischwasserentlastungsanlagen, die im Arbeitsblatt A 128 geregelt ist. Das notwendige Rückhaltevolumen wird unter Vorgabe eines zu wählenden Drosselabflusses und einer zu wählenden Überlaufhäufigkeit berechnet. Damit werden indirekt Zielgrößen der Regenwasserbewirtschaftung für den Ort des Rückhalteraums vorgegeben. Das Arbeitsblatt enthält ein vereinfachtes Verfahren auf der Basis statistisch ermittelter Regenspender und ein Nachweisverfahren auf der Basis von Langzeitsimulationen des Niederschlag-Abflussprozesses unter Einschluss eines vordimensionierten Rückhaltevolumens.

### **2.2.2.6 DWA-Arbeitsblatt A118**

Das DWA-Arbeitsblatt A118 hat den Titel „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“ [ATV-A 118, 1999] und enthält die Vorgaben der DIN EN 752 und neuere Erkenntnisse aus der Bemessung und Dimensionierung von Entwässerungssystemen.

Mit dem Begriff Entwässerungssystem wird der Entwicklung der Regenwasserbewirtschaftung in den letzten Jahren Rechnung getragen. Ein Entwässerungssystem besteht nicht nur aus Kanälen zur Ableitung des Abwassers, sondern auch aus Speicherelementen oder dezentralen Maßnahmen, die bei der hydraulischen Berechnung zu berücksichtigen sind.

Die Einführung des Begriffs Nachweis berücksichtigt die veränderten Aufgaben in der Praxis. Die Bemessung von neuen Kanalnetzen macht nur noch einen kleinen Anteil an dem Gesamtumfang der Kanalnetzplanungen aus, wogegen der Nachweis bestehender, historisch gewachsener Systeme immer wichtiger wird. Dies drückt sich auch in einer wichtigen inhaltlichen Neuerung aus, der Einführung der Begriffe Überflutungs- und Überstauhäufigkeit.

#### ***Ziel- und Nachweisgrößen***

Von der DIN EN 752 wird die Überflutungshäufigkeit als maßgebendes Kriterium für den Nachweis der hydraulischen Leistungsfähigkeit eingeführt. Da die modelltechnische Nachbildung der Überflutung nach gegenwärtigem Stand nicht möglich ist, wird von der DWA für den rechnerischen Nachweis die Überstauhäufigkeit als weitere Ziel- und Nachweisgröße eingeführt. Genannt werden, differenziert nach Siedlungsstruktur, Überstauhäufigkeiten bei Neuplanungen bzw. nach Sanierung. Für die Bewertung der hydraulischen Leistungsfähigkeit bestehender Entwässerungssysteme hinsichtlich der Notwendigkeit einer Sanierung werden im DWA Arbeitsblatt A 118, keine Überstauhäufigkeiten genannt, sondern auf Zahlenwerte im Arbeitsbericht der DWA AG 1.2.6 „Hydrologie der Stadtentwässerung“ verwiesen [ATV, 1995]. Der von der DIN EN 752 geforderte Überflutungsschutz ist im Anschluss an den Nachweis der Überstauhäufigkeit unter Beachtung der örtlichen Gegebenheiten zu prüfen. Die Anforderungen nach EN752 gelten nur als Empfehlungen, sofern von der zuständigen Stelle keine entsprechenden Vorgaben gemacht werden [IPS, DHV, 1998].

#### ***Berechnungsmethoden***

Bei der Neuplanung von Kanalnetzen werden nach wie vor die Fließzeitverfahren (Zeitbeiwert-, Flutplanverfahren) empfohlen. Dabei dürfen die ermittelten Maximalabflüsse das jeweilige Abflussvermögen bei Vollfüllung nicht überschreiten [ATV-A 118, 1999]

Für größere Entwässerungssysteme, und dort wo bedeutende Schäden auftreten können, wird ein Überstaunachweis empfohlen [ATV-A 118, 1999]. Die Berechnung von Wasserständen über Kanalscheitel und damit von Überstauvorgängen ist nur mit hydrodynamischen Abflussmodellen möglich.

### **Niederschlagsbelastung**

Neben der Verwendung von intensitätsvariablen Modellregen (Lastfallverfahren) können zum Nachweis der Überstauhäufigkeit auch gemessene Starkregenserien (Langzeitseriensimulation) verwendet werden. Dem Lastfallverfahren liegt die Annahme zugrunde, dass die Häufigkeit des Modellregens der Häufigkeit eines bestimmten Abflusszustandes entspricht. Bei der Langzeitseriensimulation wird auf die Gleichsetzung der Häufigkeit von Niederschlag und Abfluss verzichtet. Vielmehr wird das langjährige Abflussgeschehen in einem Entwässerungssystem modelltechnisch nachgebildet und die Häufigkeit eines bestimmten Abflusszustandes durch eine statistische Auswertung bestimmt. Bei der Starkregenserie werden Regenereignisse in ihrem tatsächlichen zeitlichen Verlauf verwendet, die aus der langjährigen Regenreihe nach bestimmten Kriterien ausgewählt werden.

Praktische Erfahrungen zeigen außerdem, dass die Langzeitseriensimulation erhebliche Vorteile bei der Bewertung des Ist-Zustandes und der Auswahl von Sanierungsalternativen bietet, so dass sich der erhöhte Rechenaufwand lohnt.

#### **2.2.2.7 DWA-Arbeitsblatt A138**

Im A138 in der Fassung vom 2005 [DWA-A 138, 2005] werden Hinweise zu „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“ gegeben.

Behandelt werden in A138 verschiedene Versickerungsverfahren wie

- Flächenversickerung
- Muldenversickerung
- Rigolen- und Rohrversickerung
- Schachtversickerung

Auch kombinierte Bewirtschaftungsverfahren wie Mulden-Rigolen-Systeme, die sowohl eine Versickerung sowie eine, wenn auch gedrosselte, Ableitung vorsehen, werden berücksichtigt. Damit wird auch der bisher genannte Einsatzbereich von Versickerungsanlagen (kf-Wert zwischen  $5 \cdot 10^{-3}$  und  $5 \cdot 10^{-6}$  m/s) wesentlich erweitert. Diese Beschränkung auf die ausschließliche Versickerung hat in der Praxis immer wieder dazu geführt, dass kombinierte Bewirtschaftungsanlagen mit Versickerungsanteil nicht realisiert wurden, da ausschließlich der angegebene kf-Wert-Bereich als Realisierungsmaßstab herangezogen wurde. Selbstverständlich können auch bei geringeren Durchlässigkeiten über das Jahr gesehen hohe Versickerungsraten erzielt werden.

Die Bemessungsverfahren für das erforderliche Speichervolumen beruhen im wesentlichen auf dem gleichen Prinzip, das auch zur Bemessung von Regenrückhaltebecken angewendet wird. Für komplexe Systeme werden Nachweisverfahren mit Langzeitsimulation vorgeschlagen.

### **2.2.2.8 DWA-Merkblatt M153**

Um die Notwendigkeit einer Regenwasserbehandlung zu beurteilen wird im Verfahren des DWA-Merkblattes M 153 [ATV-DVWK-M 153, 2000] die vorhandene Abflussbelastung der möglichen Gewässerbelastbarkeit gegenübergestellt. Die quantitative Bewertung erfolgt dabei nach einem Punktesystem. Ist die vorhandene Abflussbelastung  $B$  größer als die Gewässerbelastbarkeit  $G$ , so sind Behandlungsmaßnahmen erforderlich:

$B > G$ : in der Regel ist eine Behandlung erforderlich

$B < G$ : keine Behandlung erforderlich

Des Weiteren werden die Behandlungsanlagen hinsichtlich ihrer qualitativen und quantitativen Wirksamkeit unterteilt.

Als quantitative Parameter werden für Anlagen die zulässigen Drosselabflusspenden in Abhängigkeit vom Typ des Vorflutgewässers angegeben. Diese sind einzuhalten.

Für die qualitative Beurteilung werden verschiedene Behandlungsarten vorgestellt. Darunter fallen die Versickerung über eine Bodenpassage, die Sedimentation, die Filtration und chemisch-physikalische Verfahren. Für die Bemessung der Anlagen wird auf die entsprechenden technischen Regeln verwiesen, der eine entsprechende Reinigungsleistung zugeordnet werden kann. Im Anhang 1 werden folgende Daten benannt:

- Belastungswerte für einzelne Flächen  $B$ ,
- Durchgangswerte der entsprechenden Anlagentypen  $D$ .

In Anlage 2 wird die Belastungsgrenze des Gewässers auf Grund der Art des Gewässers vorgegeben. Wenn die Belastbarkeit des Gewässers geringer ist als die Belastung durch die Flächen wird im Formblatt die Berechnung der „Wirkung“ von Behandlungsmaßnahmen, d.h. Reduzierung der Belastung, durch so genannte Durchgangswerte dargestellt und berechnet. Es wird das Verfahren ermittelt, welches die Belastung durch die Flächen auf die Gewässerbelastbarkeit reduziert.

Nachteil des M 153 ist die Beschränkung auf einzelne Verfahrenstypen. Neuere Verfahrenstypen lassen sich erst mal nicht in das vorhandene Schema einfügen.

### **2.2.2.9 DWA-Arbeitsblatt A166**

Das Arbeitsblatt „*Bauwerke zur zentralen Regenwasserbehandlung und –rückhaltung, Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung*“ [ATV-A 166, 1999] der DWA gibt Hinweise für die Konstruktion und den Bau für folgende Anlagen:

- Regenüberlaufbecken (Mischsystem)
- Stauraumkanäle (Mischsystem)
- Regenklärbecken (Trennsystem)
- Filteranlagen (Misch- und Trennsystem) und
- Regenrückhalteanlagen (Trennsystem).

Für Anlagen im Trennsystem werden bevorzugt offene Bauweise in Erdbauweise vorgeschlagen, da dies den geringsten Kostenaufwand bedeutet und eine gute Einbindung in die Umgebung ermöglicht. Weitere Randbedingungen wie Topographie, Wartungsfreundlichkeit, Entleerungsmöglichkeit etc. werden genannt.

Die Bemessung der Becken erfolgt auf eine Oberflächenbeschickung von ca. 10 m/h. Das ergibt ein zu bauendes Beckenvolumen von ca. 11 m<sup>3</sup>/ha. Die Beckengeometrie ist entsprechend einzuhalten.

Zu beachten ist für Anlagen im Trennsystem, dass für Regenklärbecken Anlagen ohne Dauerstau zu bevorzugen sind. Anlagen im Dauerstau werden nach dem Regenereignis i.d.R. zur Kläranlage hin entleert. Wenn die Anlagen nicht entleert werden, kommt es im Becken zu Sauerstoffzehrung und bei nachfolgenden Regenereignissen zum Austrag des sauerstoffarmen Beckeninhaltes in den Vorfluter.

#### **2.2.2.10 DWA-Merkblatt M178**

Das Merkblatt M 178 „Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung in Misch- und Trennsystemen“ [DWA-M 178, 2005] der DWA gibt Hinweise für die Konstruktion und den Bau für folgende Anlagen:

- Retentionsbodenfilter

Auch für Bodenfilter werden offene Bauweise in Erdbauweise vorgeschlagen. Dies bedeutet auch für die Bodenfilter den geringsten Kostenaufwand und lässt sich gut in die Umgebung einbinden. Als weitere Randbedingungen ist neben den für Regenrückhaltebecken (DWA A166) genannten auch der Grundwasserstand zu erwähnen.

Die Anlagen werden zweistufig mit vorgeschaltetem Regenklärbecken und nachgeschaltetem Retentionsfilterbecken als Fang- bzw. Durchlaufbecken vorgesehen. Detaillierte Hinweise für den Aufbau werden gegeben.

Als Filtermaterial im Trennsystem werden „gröbere Sande“ vorgeschlagen, die eine höhere Durchlässigkeit besitzen und für die Siebkennlinien angegeben werden.

Für die Dimensionierung wird eine mittlere Beschickungshöhe von 50 m/h und eine maximale Beschickungshöhe von 70 m/h angesetzt. Bei höheren Beschickungsleistungen wird eine Gefahr des Filterversagens befürchtet.

### 2.2.3 BWK-Merkblätter

Auch der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) erarbeitet Merkblätter. Neben dem Merkblatt Nr.1 „Stationäre Berechnung der Wasserspiegellinie unter besonderer Berücksichtigung von Bewuchs- und Bauwerkseinflüssen“ [BWK-M 1, 1999] ist besonders das Merkblatt Nr. 2 „Wasserbilanzmodelle in der Wasserwirtschaft“ [BWK-M2, 2001] von Interesse im Zusammenhang mit der Regenwasserbewirtschaftung.

Das BWK-Merkblatt 3 [BWK-M 3, 2001] widmet sich den akuten Auswirkungen von Regenwassereinleitungen aus Trenn- **und** Mischsystemen in einem betrachteten Immissionsraum des Gewässers. Zur Bearbeitung ist ein vereinfachtes und ein noch nicht näher beschriebenes detailliertes Nachweisverfahren vorgesehen.

Das vereinfachte Nachweisverfahren prüft für die Parameter Q, NH<sub>4</sub>-N, AFS und BSB<sub>5</sub>/O<sub>2</sub>, ob infolge einer Regenwassereinleitung kritische Verhältnisse im Gewässer zu besorgen sind. Verfahren, Kriterien und Wertvorgaben sind konservativ. Werden die Prüfgrenzen unterschritten, ist mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass die Einleitung keine Schäden im Gewässer erzeugt. Bei Überschreitung von Grenzwerten bestehen mehrere Handlungsoptionen:

- Wiederholung des vereinfachten Nachweisverfahrens nach aufwendigerer Erhebung realitätsnaher Eingangsdaten.
- Durchführung baulicher Maßnahmen unter Verwendung der Anforderungen des vereinfachten Nachweisverfahrens.
- Durchführung des detaillierten Nachweisverfahrens mit Hilfe örtlich erhobener Daten und kalibrierter Simulationsmodelle oder gewässerökologischer Untersuchungen.

Die wesentliche Neuerung zu bisherigen Regelwerken besteht in der Einrichtung eines Immissionsraumes (geschlossenes Siedlungsgebiet), der erstmalig die linienhafte Betrachtung eines Gewässers im Rahmen der Beurteilung von Regenwassereinleitungen erlaubt. Der Übergang von der Emissions- zur Immissionsbetrachtung erfolgt durch den Wechsel von der Punkt- zur Linienbetrachtung sowie der Beurteilung der Veränderung von Gewässereigenschaften.

Dieser grenzüberschreitende Ansatz wird auch an den vorgeschlagenen Maßnahmen verdeutlicht. Neben Maßnahmen im Entwässerungsgebiet (Abflussvermeidung/-verminderung) und am Gebietsauslass (Regenrückhaltebauwerke) werden Maßnahmen am Gewässer (Sickerstrecken, Vegetationspassagen) und im Gewässer (Aufweitung des Gewässerprofils, Beschattung) vorgeschlagen.

Einen letzten Schwerpunkt bildet das Kontingenzierungsmodell für die betrachteten Parameter Q, NH<sub>4</sub>-N, AFS und BSB<sub>5</sub>/O<sub>2</sub>. Die Abflussmenge wird auf der Basis von Hq<sub>1pnat</sub>-Spenden linienhaft im Gewässer bewirtschaftet. Die stofflichen Einflüsse der Einleitungen sollen bis zum Ende des betrachteten Immissionsraumes auf ein angestrebtes Gütemaß

abgeklungen sein. Dies wird durch die Einhaltung von Grenzwerten mit Berücksichtigung der Selbstreinigungsprozesse im Gewässer nachgewiesen.

#### **2.2.4 RAS-Vorschriften**

Die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen formuliert Richtlinien für die Anlage von Straßen RAS-Ew (Straßenentwässerung) und RiStWag (Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten). Für die Regenwasserbewirtschaftung sind die beiden Richtlinien von Bedeutung. Diese Richtlinien finden meist Anwendung im Autobahn- oder Fernstraßenbau und sind deshalb bei großräumigen Planungen durchaus relevant.

##### **RAS-Ew**

Von der Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau wurde 2005 die Richtlinie RAS-Ew [Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 2005] für Planung und Entwurf von Straßenentwässerungsanlagen erarbeitet. Dabei werden sowohl rohrgebundene Ableitungssysteme wie auch Versickerungs- und Rückhaltemaßnahmen behandelt. Die Bemessungsansätze und -verfahren in der Richtlinie unterscheiden sich nur unwesentlich von den Ansätzen in den entsprechenden DWA-Arbeitsblättern. Es werden aber keine qualitativen Behandlungsziele definiert.

##### **RiStWag**

Die „Richtlinie für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten“ [RiStWag, 2002] kommt in Wasserschutzgebieten zur Anwendung. Hier sind u.a. Hinweise zu Anordnung und Dimensionierung von Entwässerungsanlagen zu finden. Auf Grundlage dieser Richtlinie werden die auch neben Autobahnen zu findenden Regenwasserbehandlungsanlagen bemessen und errichtet. In der Richtlinie wird zwischen Verfahren unter Einsatz von Infiltration in Böden (Versickerungsanlagen, Bodenfilteranlagen) und technischen Verfahren (Absetzanlagen, Abscheideanlagen) unterschieden. Die Auswahl der Verfahren erfolgt in Abhängigkeit der Lage des Entwässerungsgebietes in der jeweiligen Wasserschutzzone I, II oder III, der Schutzwirkung der Grundwasserabdeckung (in Abhängigkeit von der Bodendurchlässigkeit und Mächtigkeit) und der Verkehrsbelastung in KFZ DTV, die auf dem jeweiligen Straßenabschnitt vorhanden ist. Daraus resultierend wird ein Behandlungs- bzw. Entwässerungsverfahren vorgeschlagen. Auch hier werden keine qualitativen Behandlungsziele definiert.

#### **2.2.5 Sonstige**

Neben den genannten Institutionen existieren weitere Fachverbände, die Informationen zu einzelnen Themenbereichen in unterschiedlicher Form herausgeben:

Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW)

Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (FBR)

### 3 Stand des Wissens

#### 3.1 Regenabfluss von versiegelten Flächen

##### 3.1.1 Festlegung von Stoffparametern

Um die für die Regenentwässerung wichtigen Stoffparameter zu ermitteln, sind diese anhand unterschiedlicher Kriterien zu ermitteln. Eine Vorgehensmethode wurde von der Danmarks Tekniske Universitet vorgeschlagen. Hierbei wurden so genannte Storm-water-priority pollutants mit Hilfe der CHIAT-Methode (Chemical Hazardous Information and Assesment Tool) aus der großen Zahl möglicher Parameter herausgefiltert. Es handelt sich dabei um die aus einer Kriterienmatrix gewonnenen wichtigsten Parameter im Regenabfluss.

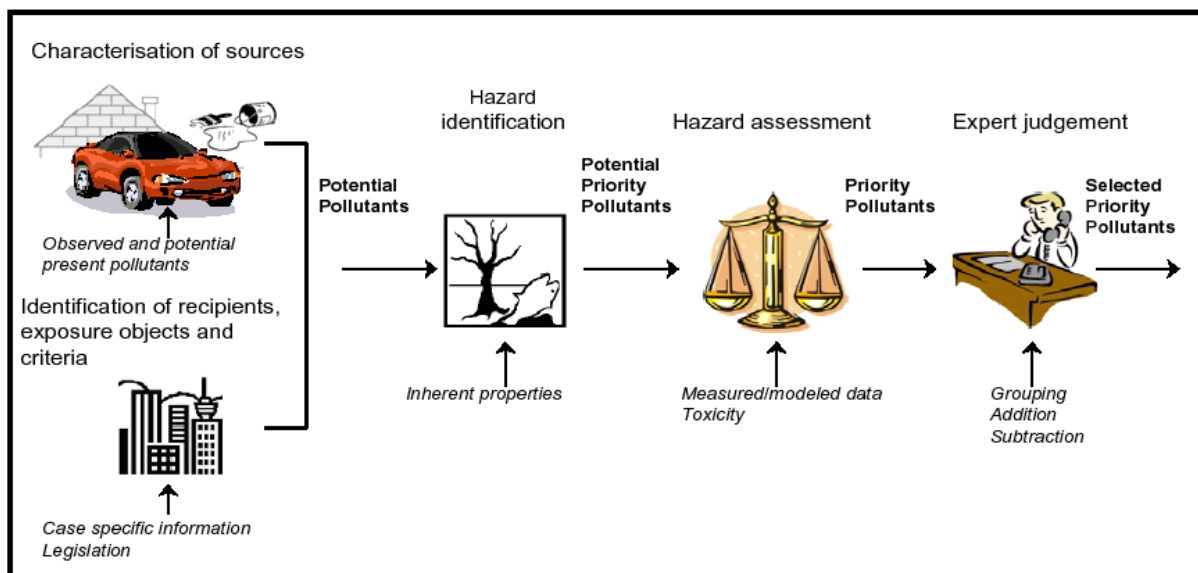


Abb. 3: Die 5 Stufen der CHIAT-Methode zur Ermittlung von Priority pollutants

Die vorstehende Grafik verdeutlicht die Vorgehensweise. In den ersten beiden Schritten werden sowohl die Schadstoffquellen identifiziert als auch die durch die Schadstoffe belasteten Objekte und Empfänger benannt. Aus diesen Informationen werden potentielle Schadstoffe ermittelt. Als nächstes wird das Schadenspotenzial in Betracht gezogen und somit potenzielle „prioritäre Schadstoffe“ festgelegt. Nach Gewichtung der verschiedenen Gefährdungspotenziale der unterschiedlichen Schadstoffe werden die „prioritären Schadstoffe“ ausgewählt, die in die Untersuchung am entsprechenden Standort einbezogen werden.

##### 3.1.2 Emissionsquellen

Die Emissionsquellen für die verschiedenen Stoffparameter, die im Niederschlagsabfluss eine Rolle spielen, sind vielfältig. In diesem Kapitel werden zum besseren Verständnis für die Art des Vorliegens einzelner Stoffe deren Quellen dargestellt.



Für Schwermetalle werden als Hauptquellen bei Dachabläufen metallische Dachflächen bestehend aus Kupfer oder Zink angegeben. Die Metalle liegen im Ablauf in Form von Ionen, d.h. gelöst, vor. [Helmreich, 2005; Steiner, Boller, 2004]

Im Bereich des Straßenablaufs sind als Quellen metallische Verkehrsleiteinrichtungen (Zn), Bremsbeläge (Cu) und Katalysatoren (Pt) zu nennen. Aus dem Reifenabrieb fallen ebenfalls Schwermetalle an. Hier tritt besonders Cd hervor. Pb hat als Eintrag in den Straßenablauf an Bedeutung verloren, da es im Benzin als Antiklopfmittel (Bleitetraethyl) durch ein anderes Produkt ersetzt wurde.

Als Hauptquellen für Phosphor und Stickstoff sind die Vegetation im oder in der Umgebung des Straßenraumes zu nennen. Die Stoffe liegen primär partikulär in gebundener Form vor. Durch Zerkleinerungsprozesse infolge von Zersetzung und Zerreiben werden die Partikel, an denen die Stoffe gebunden sind, kleiner. Durch die Zersetzung werden die Stoffe auch in gelöster Form freigesetzt. Als weitere Quellen werden im städtischen Raum auch Nährstoffe angegeben. Die höchsten gefundenen relativen Konzentrationen werden an kleinen Partikeln <25 µm gefunden. Das bestätigt, dass die Oberfläche der Partikel verantwortlich für die Anlagerung der Stoffe ist. [Ma et al., 2005]

### **3.1.3 Verschmutzungspotenziale an der Oberfläche, Abtrag**

Bei der Planung zentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen wird derzeit meist auf mittlere Verschmutzungskonzentrationen (in mg/l) im Regen- bzw. Mischwasser zurückgegriffen. Die unterschiedliche Verschmutzung von Abflüssen verschiedener Flächen spielt dabei keine Rolle. Wird die angeschlossene Fläche und das Verschmutzungspotenzial (in kg/ha/a) als unveränderbar angesehen und ausschließlich über ein Kanalnetz entwässert, so ist diese Betrachtungsweise sicherlich ausreichend.

Berechnungen am Beispiel eines Berliner Mischsystems mit mehreren Überläufen haben allerdings gezeigt, dass die flächendifferenzierte Betrachtung von Verschmutzungspotenzialen im Vergleich zu mittleren Konzentrationen deutliche Abweichungen an einzelnen Überläufen ergeben kann, obwohl die gesamte Emission aller Mischwasserüberläufe relativ konstant ist. [IPS, 1998].

Bei der Planung von dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist dagegen das Verschmutzungspotenzial an der Oberfläche von Bedeutung. Für Versickerungs- und Regenwassernutzungsanlagen ist dies unmittelbar ersichtlich. Diese Verfahren unterliegen Beschränkungen hinsichtlich der Anwendbarkeit bei stärker verschmutzten Abflüssen.

Wichtig ist das Verschmutzungspotenzial auch im Zusammenhang mit Abkopplungsmaßnahmen. In den allermeisten Fällen kommen für eine Abkopplung eher Dachflächen als z. B. Hauptverkehrsstraßen in Betracht. Beim Parameter CSB ergibt sich dadurch im Mittel

eine höhere Konzentration im Mischwasserabfluss. Eine gleichbleibende Schadstoffkonzentration im Regenwasserabfluss würde hier zu ungenauen Ergebnissen führen.

Weiterhin ist eine Unterscheidung verschiedener Schadstoffparameter sinnvoll. Verschiedene Gewässer reagieren unterschiedlich auf verschiedene Schadstoffe. Genauso unterschiedlich ist aber auch die Herkunft der verschiedenen Schadstoffe. Abflüsse von Hauptverkehrsstraßen weisen beispielsweise hohe Schwermetallkonzentrationen aber teilweise geringe Keimzahlen auf. Bei Abflüssen von Gehwegen ist es genau umgekehrt. Dachflächen weisen in Abhängigkeit des Materials von Dachabdeckung und Regenrinne teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen (Zink, Kupfer) auf. Bei einer Untersuchung zum Abtrag an einer Kupferfassade in der Schweiz, die die EAWAG durchführte, wurde festgestellt, dass die Austräge an Kupfer hauptsächlich von der Dauer der Trockenwetterperioden abhängen (first flush). [EAWAG et al., 2001] Ebenfalls wird der Abtrag von der auftreffenden Regenintensität beeinflusst.

Nach einem Sachstandsbericht des UBA von 2001 [UBA, 2001] liegen Schwermetalle im Dachabfluss in gelöster Form oder adsorbiert an Partikel vor. Hauptsächlich Einfluss hierauf haben der pH-Wert und der Gehalt an gelöster organischer Substanz (DOC). Im Falle niedriger pH-Werte und eines geringen Anteiles an DOC liegen die Schwermetalle eher in gelöster Form vor. Dies gilt insbesondere für Zink. Bei Kupfer ist die Verteilung gleichmäßiger auf beide Fraktionen.

Die gemessenen Konzentrationen liegen für Zink bei 630 – 2000 µg/l. Die Anfangskonzentrationen bei Regenereignissen können bei bis zu 120.000 µg/l liegen. Für Kupfer werden mittlere Konzentrationen von 250 – 8500 µg/l angegeben. Die Toxizitätsschwellen für aquatische Mikroorganismen und Fische liegen erheblich niedriger. Daher wird als Empfehlung aus Gründen des Gewässerschutzes der Verzicht auf Eindeckung mit Kupfer gegeben. Alternativ kann der Abtrag mit Korrosion hemmenden Schichten vermindert werden. Bei bestehenden Gebäuden mit großen Metalldächern ist die Möglichkeit der Ableitung des first-flushes in die Mischkanalisation oder eine gezielte Filtration vorzusehen. Allerdings ist bei Ableitung zur Kläranlage eine Anreicherung im Klärschlamm die Folge.

Die Abtragsraten für Deutschland werden in einer neueren Studie des UBA [UBA, 2005] wie folgt angegeben:

Tab. 4: *Abschwemmraten für Kupfer, Zink und Blei von Dächern*

Metall	Abtragsrate [g/m <sup>2</sup> *a]
Kupfer	1,1-1,8
Zink	2,1-4,2
Blei	1-4,3

In einer Schweizer Untersuchung der EAWAG wurden für Titanzink Abtragsraten von 5 g Zn/m<sup>2</sup>\*a und für Kupferblech ca. 2 g Cu/m<sup>2</sup>\*a ermittelt. Die Konzentrationen lagen im Mittel bei 4000-5000 µ/l für Zink und 300 µ/l für Kupfer. Beobachtet wurde auch, dass die Konzentrationen bei vielen Regenereignissen zu Beginn des Ereignisses für Zink um das 2-3fache höher als die mittlere Konzentration lagen. Für Kupfer wurden am Anfang eines Regenereignisses 10-20fach höhere Werte gemessen als im Mittel. [Steiner, Boller, 2004]

Der pH-Wert wirkt stark auf die Mobilität der Schwermetalle. Wie schon aus früheren Untersuchungen bekannt, ist der Grund hierfür im Redoxpotential der einzelnen Ionen zu finden. Davon abhängig stellen sich die Konzentrationen und gebundenen Schwermetallionen ein.

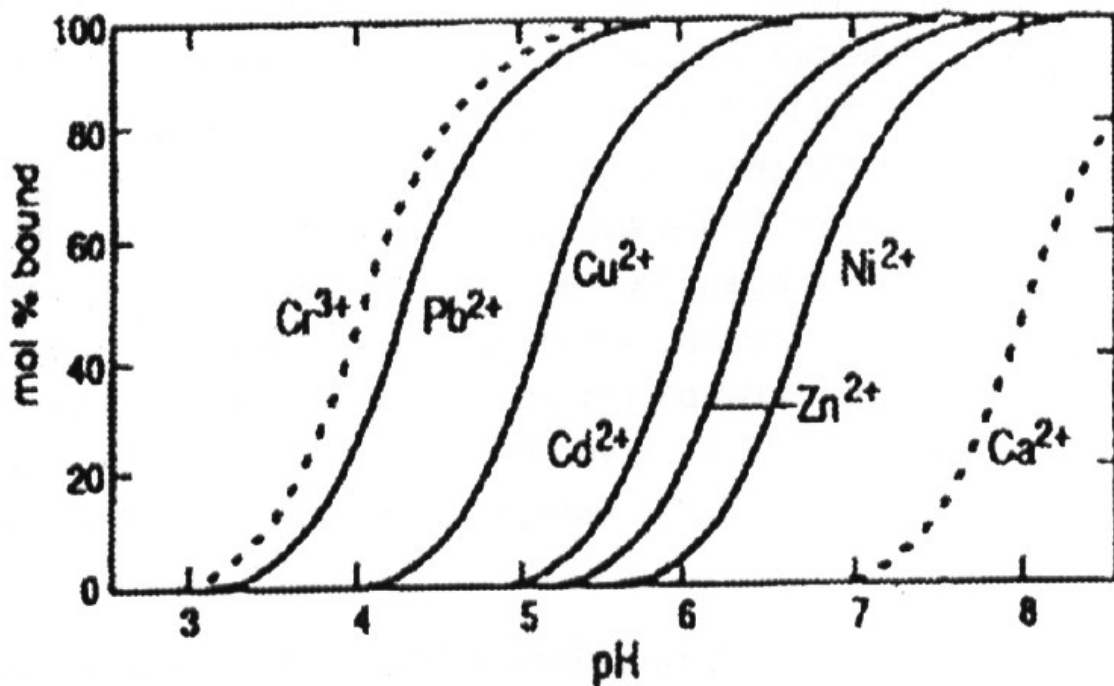


Abb. 4: Gebundene Schwermetallionen Cr, Pb, Cu, Cd, Zn, Ni, Ca in Abhängigkeit vom pH-Wert, aus: [Göttle, 1978]

In der nachfolgenden Tabelle sind die jährlichen Abtragsfrachten von verschiedenen Oberflächen dargestellt, die in einer Arbeit von SCHÄFER [Schäfer, 1999] aus Ergebnissen u.a. von Xanthopoulos zusammengetragen wurden. Sie geben einen guten Überblick über die Frachtbelastungen durch unetrschiedliche Flächenbeläge und Verkehrsbelastungen. Auffallend sind die hohen Frachtbelastungen für AFS und CSB von Verkehrsflächen. Hohe AFS-Frachten werden auch von wenig befahrenen Wegen angegeben. Bei Dachflächen fallen die erhöhten Metallfrachten auf.

Tab. 5: Jährliche Abtragsfrachten für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten (in Anlehnung an XANTHOPOULOS, 1996) [Schäfer, 1999]

Flächennutzung	AFS	CSB	Pb	Cu	Pges	Nges	AOX	PAK
	kg/(ha <sub>u</sub> a)	kg/(ha <sub>u</sub> a)	g/(ha <sub>u</sub> a)	g/(ha <sub>u</sub> a)	kg/(ha <sub>u</sub> a)	kg/(ha <sub>u</sub> a)	mg/(ha <sub>u</sub> a)	mg/(ha <sub>u</sub> a)
Dachflächen								
Inerte Dachflächen in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten	130 *	100 #	50 *	200 *	1,5	10	60	4
Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten	150 *	120 #	100 *	600 *	2	20	120	5
Verkehrsflächen								
Straßen DTV < 2.000 KFZ	1.000 *	350 #	150 *	300 #	4	20	120	6
Straßen DTV 2.000-15.000 KFZ	1 350 *	350 #	200 *	350 #	3	20	120	8,5
Straßen DTV 15.000-40.000 KFZ	850 *	350 #	400 *	500 #	3	20	120	15
Straßen DTV > 40.000 KFZ	630 *	350 #	550 *	400 #	3	20	120	21
Parkierungsflächen	wie Straßenflächen mit der entsprechenden Verkehrsbelastung							
Sonstige Flächen								
Rad- und Gehwege, Hofflächen in Wohngebieten	600 *	160 #	100 *	300 *	4	20	60	5
Hofflächen und Straßen in Gewerbe-, Industriegebieten	700 *	200 #	200 *	450 *	4	20	150	10

Ausgehend von den Frachtbetrachtungen wurden auch mittlere Abtragkonzentrationen für die angegebenen Flächentypen erstellt.

Tab. 6: *Mittlere jährliche Abtragskonzentrationen für Oberflächen verschiedener Nutzungen innerhalb von Stadtgebieten bezogen auf einen effektiven mittleren Abfluss von 300 mm Niederschlag (in Anlehnung an XANTHOPOULOS, 1996, [Schäfer, 1999])*

	AFS	CSB	Pb	Cu	Pges	Nges	AOX	PAK
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Dachflächen								
Inerte Dachflächen in Wohn- und vergleichbaren Gewerbegebieten	43,3	33,3	0,017	0,067	0,50	3,33	0,0200	0,0013
Dachflächen in Gewerbe- und Industriegebieten	50,0	40,0	0,033	0,200	0,67	6,67	0,0400	0,0017
Verkehrsflächen								
Straßen DTV < 2.000 KFZ	333,3	116,7	0,050	0,100	1,33	6,67	0,0400	0,0020
Straßen DTV 2.000-15.000 KFZ	450,0	116,7	0,067	0,117	1,00	6,67	0,0400	0,0028
Straßen DTV 15.000-40.000 KFZ	283,3	116,7	0,133	0,167	1,00	6,67	0,0400	0,0050
Straßen DTV > 40.000 KFZ	210,0	116,7	0,183	0,133	1,00	6,67	0,0400	0,0070
Parkierungsflächen								
Sonstige Flächen								
Rad- und Gehwege, Hofflächen in Wohngebieten	200,0	53,3	0,033	0,100	1,33	6,67	0,0200	0,0017
Hofflächen und Straßen in Gewerbe-, Industriegebieten	233,3	66,7	0,067	0,150	1,33	6,67	0,0500	0,0033

### 3.1.4 Eintrag von Feststoffen ins Kanalnetz und Rückhalt in Sinkkästen

#### 3.1.4.1 Straßensinkkästen

Untersuchungen [Godehardt, 2002] zeigen, dass bei Sinkkästen mit trockenen Eimern Feinstanteile schneller ins Kanalnetz gelangen als bei nassen Sinkkästen. Letztere halten 20% mehr Feinstanteile zurück.

Die Entleerung erfolgt bei Nassschlammsinkkästen mit dem Saugfahrzeug. Trockengut wird maschinell entnommen (automatische Entfernung und Einsetzung der Abdeckung)

Die Reinigung findet in der Regel 1-3 mal im Jahr statt. Insgesamt wird nach Gallenkemper [Böning et al., 2001] in Deutschland eine Gesamtmenge von 170.000 Tonnen Sinkkastengut entnommen. Dabei handelt es sich überwiegend um mineralische Stoffe, die mit Abfällen vermischt sind. Nur 1/3 der deutschen Städte und Gemeinden behandeln die Rückstände. Nur 10% der Rückstände werden wieder verwendet. Nach adäquater Behandlung ist eine Nutzung im Straßen- und Kanalbau möglich.

Wegen des hohen Anteils an organischem Material ist die Ablagerung auf Deponien ohne Vorbehandlung zugelassen

Nach Grottker [Grottker, 1987] ist die Reinigungsleistung von dem Reinigungsintervall des Gullys und der an den Gully angeschlossenen Entwässerungsfläche abhängig. Das Reinigungsintervall ist so zu wählen, dass stets genügend Rückhaltevolumen zur Verfügung steht. Als Reinigungsintervall wird abhängig vom Standort für Trockengullys 4-12 Monate, für Nassgullys 12-24 Monate angegeben.

Nach KROPF [Stein, 2005] führt eine mindestens wöchentliche Straßenreinigung zu einer erheblichen Verminderung des Schlammanfalls in Nassgullys. Im Gegensatz dazu erhöhten häufige Nassreinigungen die in den Schlammräumen anfallende Schlammvolumen.

Maßgeblichen Einfluss auf das Intervall haben Standortfaktoren wie z.B. erhöhter Laubfall von Bäumen. [Grottker, 1987] Dieser trägt zu einer hohen organischen Belastung des Straßenabflusses bei, die im Grobstoffrückhalt des Sinkkasten abgeschieden wird, bzw. bei Nassgullys als Schlamm im Schlammfang enthalten ist. Hier ist das Reinigungsintervall zu verkürzen bzw. dem Zeitpunkt des Laubfalls anzupassen.

Nach Vorgaben der Berliner Stadtreinigung sind die Gullys alle 6-12 Monate zu reinigen. Die Erfahrung zeigt, dass dieses Intervall nur dann einzuhalten ist, wenn die Zugänglichkeit des Gullys gewährleistet ist. Dies ist oft nicht der Fall, da über den Gullys parkende Fahrzeuge die Reinigung nicht zulassen. Hier wäre eine Lage innerhalb des Gehweges günstiger.

Für die Handhabung, d.h. für die Reinigung, ist bei Gullys darauf zu achten, dass diese vom Personal leicht zu öffnen sind. Dies ist umso mehr zu beachten, da davon der Zeitbedarf pro Gullyreinigung abhängt und damit auch die Kosten.

Untersuchungen in Hannover von HURLEBUSCH aus dem Jahr 1986 [Stein, 2005] zeigen, dass es einen Rückhalt von Feststoffen, unterteilt nach Kornfraktionen, in Abhängigkeit vom Abfluss gibt. Dabei wurde festgestellt, dass es für die Kornfraktion  $>1,6$  mm einen Rückhalt  $>90\%$  gibt. Für kleinere Fraktionen sinkt der Rückhalt mit zunehmender Abflussmenge stark ab. Für kleine Fraktionen  $<0,08$  mm liegt sie unter  $10\%$ .

RUMPF bestätigte diese Ergebnisse durch in-situ Untersuchungen. Es besteht nach diesen Untersuchungen eine nahezu lineare Abhängigkeit von eingetragener Fracht zu angeschlossener Fläche. Allerdings unterscheiden sich die Rückhalte in Abhängigkeit von der Art des Einlaufes. [Stein, 2005]

So wurden für Straßenabläufe mit Bodenablauf (Trockengully) Feststoffrückhaltewerte (AFS) von 8-16% registriert. Für Straßenabläufe mit Schlammraum wurden Rückhaltewerte an AFS von 20-35% registriert.

Allerdings besteht nach diesen Untersuchungen für Straßenabläufe mit Schlammraum keine lineare Abhängigkeit von eingetragener Fracht zu angeschlossener Fläche.

Untersuchungen in der Schweiz von KROPF [Stein, 2005] haben gezeigt, dass die Fallhöhe vom Zulauf in den Schlammraum einen Einfluss auf den Austrag von Feststoffen hat. Es ist

aber nicht bekannt, welche Kornfraktionen remobilisiert werden. Es zeigte sich aber in einzelnen Fällen, dass sedimentierte Feststoffe wieder remobilisiert werden konnten. U.U. ist dieser Wiederaustrag der Grund für den verminderten Schlammanfall bei geringer Schlammabsaugfrequenz, da ein Teil der Stoffe wieder bei starken Niederschlägen ausgetragen wurde.

#### **3.1.4.2 Einfluss der Straßenreinigung**

Regenwasser wird bei der Trennkanalisation in der Regel direkt in den Vorfluter eingeleitet. Neben dem Wasser gelangen auch Feststoffe in die Kanalisation. Um die Feststofffracht zu vermindern, werden größere Feststoffe und Laub zum Teil durch Grobstoffeimer in den Sinkkästen zurückgehalten. Hierin befinden sich Sande und Grobstoffe und auch in der Nähe von Baumstandorten z.T. erhebliche Mengen an Laub.

Laut [Böning et al., 2001] wurde eine Ablagerungsmenge auf Straßen von  $3,6 \text{ kg}/(\text{E} \cdot \text{a})$  ermittelt. Diese kann erheblich schwanken. Der mineralische Anteil steigt mit der Ablagerungsdauer an. Der Glühverlust liegt zwischen 10% und 30% des Trockengewichtes.

Nach [Grottker, 1987] kann durch die Straßenreinigung eine Reduzierung der Oberflächenschmutzfracht und damit eine Verminderung des Abtragungspotenziales für Niederschläge erreicht werden.

Nach Unterteilung in unterschiedliche Straßenklassen erfolgt die Einteilung in Reinigungsintervalle. Problematisch für die Einhaltung der festgelegten Reinigungsintervalle sind die durch parkende Fahrzeuge verstellten Straßenflächen, die nicht regelmäßig im erforderlichen Maße gereinigt werden können. Der Straßenschmutz sammelt sich in der Bordrinne, die dann unzugänglich bleibt.

Wenn die Reinigung daher nicht im erforderlichen Umfang erfolgt kann sich der sedimentierbare Anteil bei Kanälen mit schwacher Längsneigung im Kanalnetz ablagern. Daher müssen vermeidbare Einträge mit geeigneten, praktikablen Maßnahmen reduziert werden.

[German, Svensson, 2004] haben ermittelt, dass die Straßenreinigung einen erheblichen Anteil zur Reduzierung des Straßenablaufes an Schmutzstoffen leisten kann. Hierbei spielt die Häufigkeit der Straßenreinigung eine große Rolle. Es wurde festgestellt, dass eine Häufigkeit der Straßenreinigung bis max. 2 mal pro Woche eine signifikante Verringerung der abgetragenen Ablagerungen mit sich bringt. Eine weitere Steigerung der Reinigungsfrequenz bringt keinen weiteren signifikanten Effekt. Die Effizienz hängt natürlich auch von den Regenereignissen ab. [German, Svensson, 2002] berichten in einer anderen Veröffentlichung, dass durch die Effizienz heutiger Straßenreinigungsfahrzeuge die meisten Grobstoffe von der Straße abgesaugt werden. Gleichzeitig verschiebt sich die Verteilung des Kornspektrums zu kleineren Fraktionen, die nicht von der Straßenreinigung erfasst werden. Es wird vermutet, dass hauptsächlich die Fraktionen entfernt werden, die bei Regenereignissen i.d.R. nicht abgetragen werden. Allerdings hätte eine geringere

Reinigungsfrequenz die Konsequenz, dass größere Stoffe mit der Zeit durch den Verkehr oder, insbesondere bei organischem Material, durch einfache Zersetzungsprozesse zerkleinert werden und damit beim nächsten Regenereignis, das Abfluss von der Straße erzeugt, abgetragen werden.

### 3.2 Schadstoffgehalte im Regenabfluss

Die Problematik der Schadstoffbelastung von Niederschlagsabflüssen wurde in den letzten Jahren verstärkt untersucht. Dieses wurde zudem in einem BMBF-Verbundvorhaben weiter erforscht. Dementsprechend ist allein die deutschsprachige Literatur relativ vielfältig: [Borchardt, 1992], [de Vries, 1992], [Förster, Herrmann, 1996], [Göttle, 1978], [Grottker, 1987], [Golwer, Schneider, 1979], [Hahn, 1990], [Heinzmann, 1993], [Paulsen, 1987], [Xanthopoulos, 1992]).

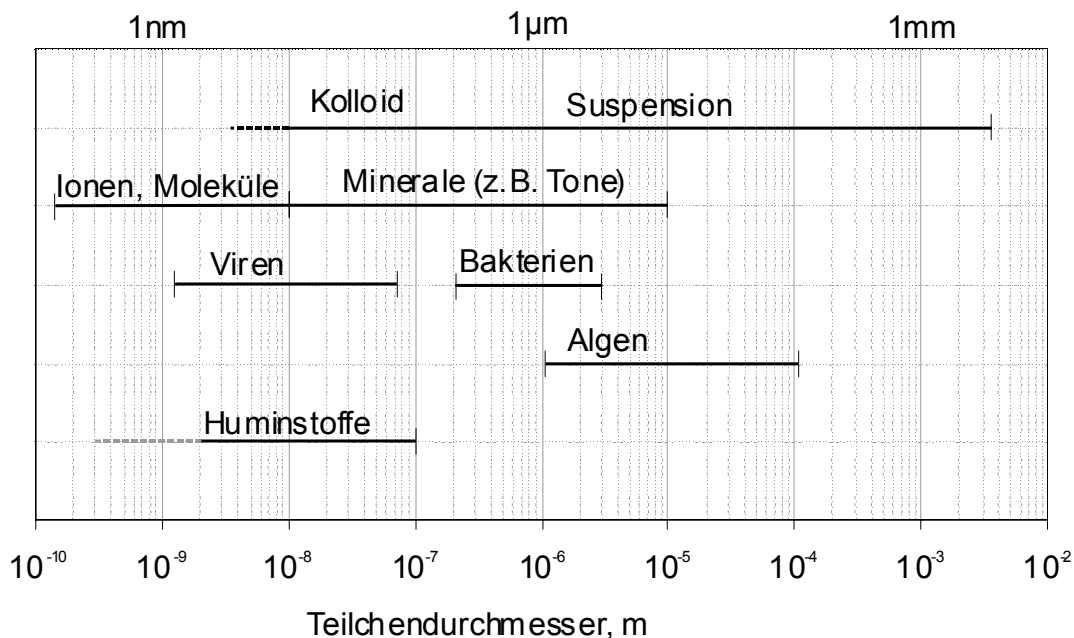


Abb. 5: Größenverhältnisse von Wasserinhaltsstoffen, [Wassmann, Klein, 1994]

In vielen Untersuchungen zum Schmutzstoffgehalt von Regenabflüssen wird wiederholt darauf hingewiesen, dass das Ausmaß der Oberflächenverschmutzung städtischer Gebiete weder hinsichtlich der Schmutzstoffmenge noch der Schmutzstoffzusammensetzung eindeutig beschreibbar ist. Bedingt durch die wechselnden örtlichen Einflüsse, insbesondere der Flächennutzung, ist ein gleich bleibender Schmutzstoffanfall nur über sehr beschränkte Zeitabschnitte zu erwarten. Abweichungen der mittleren Konzentrationen einzelner Ereignisse bis zum Hundertfachen zeigen die Verschiedenartigkeit des Verschmutzungsabtrags als Funktion der Abfluss- und Gebietsverhältnisse. Unterschiedliche, an die Fließverhältnisse gekoppelte Abtragsprozesse führen zu einem uneinheitlichen Verlauf der Konzentrationsganglinien der Schmutzparameter. Während absetzbare Stoffe überwiegend durch die Schubkräfte des Abflusses fortbewegt werden, fließen gelöste oder suspendierte



Stoffe nach hydraulischen Gesetzmäßigkeiten ab. [Wilcke, 1997] zeigt die große Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regenwasser im Vergleich zum Mischwasser [Lammersen, 1997]. Die Angaben beruhen auf einer Literaturrecherche.

Tab. 7: *Bandbreite mittlerer und maximaler Konzentrationen ausgewählter Schmutzparameter im Regen- und Mischwasser [Lammersen, 1997]*

Parameter	Regenwasser		Mischwasser	
	mittlere Konzentration	maximale Konzentration	mittlere Konzentration	maximale Konzentration
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
AFS	107-339	100-999	48-176	469
CSB	47-115	77-996	84-320	175-670
BSB <sub>5</sub>	5,8-18,4	4,4-260	30-125	62-120
NO <sub>3</sub> -N	0,8-7,2	1,2-5,2	0,2-1,1	0,33-2,1
NO <sub>2</sub> -N	0,08-0,14	0,16-1,6	---	---
NH <sub>4</sub> -N	0,6-2,31	0,3-38,0	7,1-10,3	2,1-14
PO <sub>4</sub> -Pges	0,3-1,8	1,7-9,98	2,0-7,4	2,0-9,5

Dass unbehandelte Regenwassereinleitungen aus der Trennkanalisation einen maßgeblichen Anteil an der Gewässerverschmutzung haben können, ist trotz der Unsicherheiten über den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen und Frachten auch international unstrittig [Field, 1993], [Hahn, 1990]. Im Abwasserbeseitigungsplan für Berlin wird dargelegt, dass das angestrebte Ziel der Gewässergüteklasse II auch mit einer vierten Reinigungsstufe (Mikrofiltration) auf den Kläranlagen nicht erreicht werden kann, wenn die Einträge aus der Regenwasserkanalisation unverändert bleiben.

In einer Studie aus den USA wurde aufgezeigt, dass die abgetragenen Schmutzkonzentrationen von der Oberfläche örtlich sehr variabel sind. Außerdem hängen sie auch von der örtlichen Jahresregenmenge ab. Je höher die Regenmenge, desto niedriger sind die Konzentrationen, da die Schmutzmengen öfter von den abflusswirksamen Oberflächen abgetragen und der Entwässerungsanlage zugeführt werden. [Schueler, 2003]

Um den ermittelten Schmutzkonzentrationen und -frachten einen Maßstab gegenüberzustellen und mit dieser Relativierung das Ausmaß der Belastungen durch die Regenwassereinleitungen einer objektiven und anschaulichen Bewertung zuzuführen, haben [Göttle, 1978] und [Heinzmann, 1993] in ihrer Auswertung die Messergebnisse mit Ablaufwerten mechanisch-biologischer Kläranlagen verglichen. Bei dem Vergleich stellte sich heraus, dass insbesondere die abfiltrierbaren Stoffe das größte Verschmutzungspotenzial im Regenwasserabfluss aufweisen. Im Jahresmittel lag die AFS-Fracht des Regenwassers dreimal so hoch wie die des Kläranlagenablaufes. Im Verhältnis dazu sind die Frachten der Nährstoffe und organischen Stoffe im Regenwasser relativ gering. Eine Ausnahme sind die Nitratfrachten. [Göttle, 1978] gibt an, dass jährlich zweimal soviel Nitrat mit dem

Regenwasser ins Gewässer gelangt, als theoretisch aus demselben Gebiet über das gereinigte Abwasser. Noch wesentlich gravierender ist die Bedeutung der Regenwasserverschmutzung, wenn man berücksichtigt, dass das Regenwasser stoßweise in das Gewässer fließt. Für einzelne Regenereignisse kann die Fracht der abfiltrierbaren Stoffe mehr als das Doppelte der Tagesfracht des Kläranlagen-Rohabwassers betragen. In einem anderen Beispiel wird gezeigt, dass die CSB-Schmutzfracht des Regenwassers während eines Ereignisses um das fünffache höher liegt als die des Kläranlagenablaufes, der zur gleichen Zeit in das Gewässer fließt [ITWH, 1997].

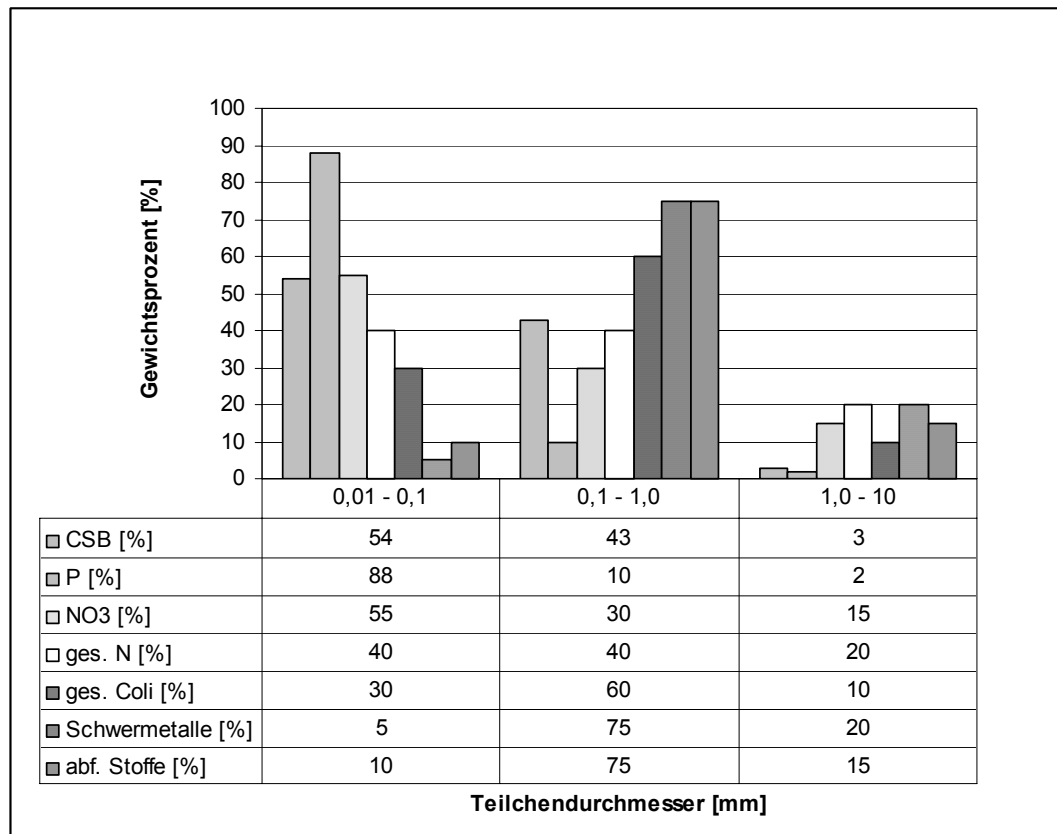


Abb. 6: Verteilung der an Partikel gebundenen Schadstoffe auf unterschiedliche Korngrößen, nach: [Göttle, 1978]

Im Gegensatz dazu werden die Ergebnisse von GÖTTLE von Xanthopoulos in Bezug auf die Schwermetalle nicht bestätigt. Nach [Xanthopoulos, 1990] werden die Schwermetalle an die kleinste Kornfraktion gebunden. Allerdings ist die Aufteilung der Kornfraktionen etwas unterschiedlich. Gemeinsam ist die Aussage, dass die Schwermetalle offensichtlich nicht an der Kornfraktion > 0,6 mm bzw. > 1 mm angebonden sind.

Ähnliche Ergebnisse wurden von [German, Svensson, 2002] berichtet. Hier wurden bei Untersuchungen von Ablagerungen im Sediment von Straßen und in Straßenabläufen festgestellt, dass die kleinen Partikelfraktionen einen proportional höheren Gehalt an Schwermetallen haben.

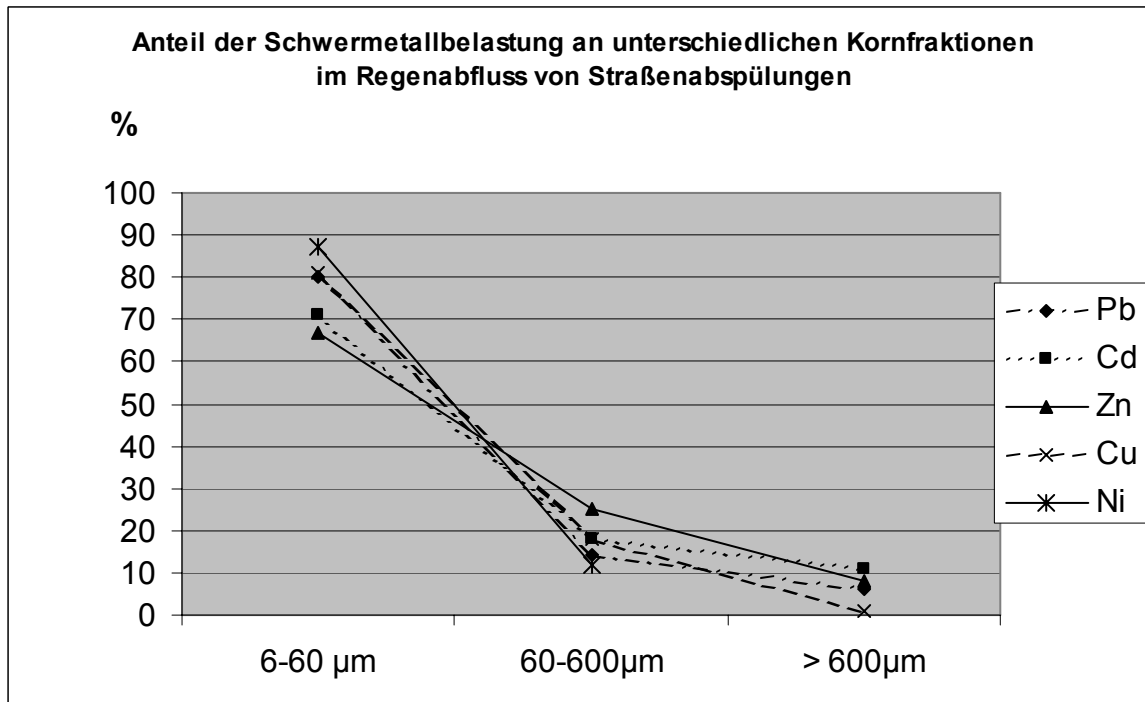


Abb. 7: Anteil der Schwermetallbelastung an unterschiedlichen Kornfraktionen im Regenabfluss von Straßenabspülungen [Xanthopoulos, 1990]

Die AFS sind nicht nur von der Größe der Frachten her interessant. Besonders die feinkörnigen Bestandteile der abfiltrierbaren Stoffe weisen ein sehr hohes Verschmutzungspotenzial auf, das bereits bei geringen Abflussintensitäten nahezu vollständig abgespült wird. [Grottker, 1987] bezeichnet die AFS als „Träger“ für andere Schmutzstoffe. GÖTTLE weist in seinen Untersuchungen darauf hin, dass mit abnehmender Korngröße der organische Anteil zunimmt. Bereits in der Luft werden die organischen Verunreinigungen an die feinsten mineralischen Partikel absorbiert. Die Bedeutung gerade dieser Fraktion wird durch die Tatsache verstärkt, dass nur ein geringer Teil durch die Straßenreinigung entfernt werden kann und somit zu einem Großteil in den Regenabfluss gelangt. Dagegen sind die gröberen Bestandteile (1.0-10 mm) erst einmal aus mehreren Gründen von vergleichsweise geringerer Bedeutung [Göttle, 1978]:

- sie machen gewichtsmäßig nur ca. 20% der Gesamtverschmutzung aus,
- sie beinhalten ein geringeres Schmutzpotenzial als die Feinschmutzstoffe,
- sie werden erst bei größeren Niederschlagsintensitäten abgetragen,
- sie sind durch die meisten Behandlungsmethoden gleichermaßen gut zurückzuhalten.

Allerdings muss man sich nach [German, Svensson, 2002] auch dieser Fraktion widmen, da sie im Laufe der Zeit auf der Straße durch mechanische Prozesse oder durch Zerfall zerkleinert wird. Als Folge davon kann sie ausgetragen werden. Für weiterhin zurückgehaltenes Feinmaterial kann auf Grund der vergrößerten Oberfläche aber auch mehr Schadstoffe gebunden werden als zuvor. Letzteres gilt insbesondere für organisches Material.

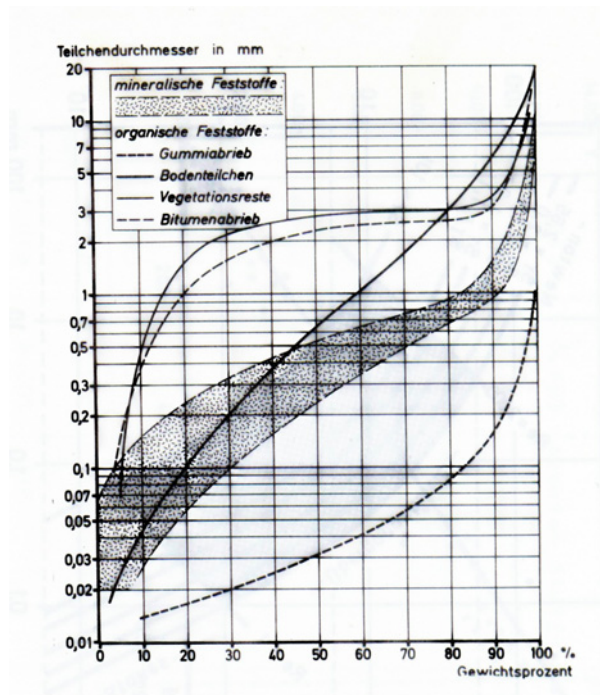


Abb. 8: Korngrößenverteilung organischer und mineralischer Feststoffe im Regenabfluss, aus: [Göttle, 1978]

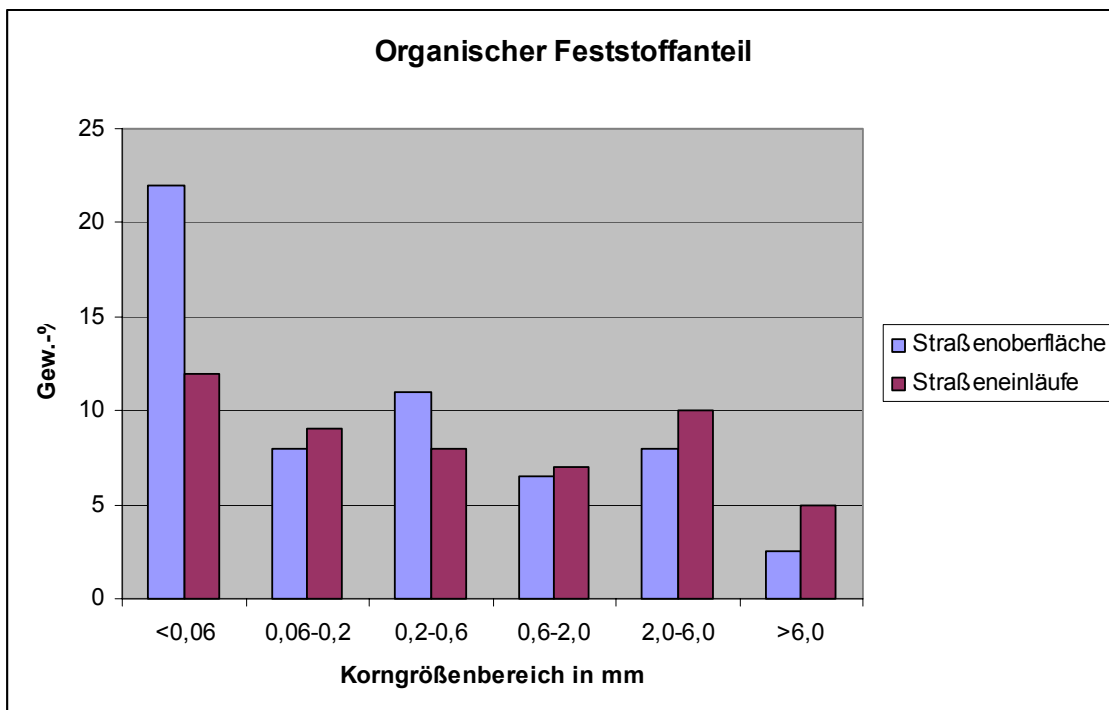


Abb. 9: Organische Bestandteile im Regenwasserabfluss in Abhängigkeit vom Teilchendurchmesser, nach: [Göttle, 1978]

Ein weiterer Aspekt zeichnet die AFS als wichtigen Parameter aus: aus den Untersuchungen von [Heinzmann, 1993] und [Göttle, 1978] geht hervor, dass eine mittlere bis hohe Korrelation zwischen den AFS und absetzbaren Stoffen sowie den Parametern CSB, BSB<sub>5</sub>, organischer Stickstoff (N<sub>org</sub>), Gesamtphosphor (P<sub>ges</sub>) und den Schwermetallen besteht. Das

bedeutet, es lassen sich aus den Simulationsergebnissen der AFS Aussagen zu anderen Schmutzstoffen ableiten. Diese Korrelationen scheinen jedoch nicht unumstritten zu sein, da [Grottker, 1987] in seinen Untersuchungen zur Regenwasserverschmutzung in Hildesheim diese Korrelationen nicht festgestellt wurden.

In früheren Messprogrammen, in denen das Hauptaugenmerk auf den sauerstoffzehrenden Substanzen und Nährstoffen lag, wurden die AFS als Beschreibung des Feststoffgehaltes untersucht. Neuere Untersuchungen, die die große Bedeutung der anthropogenen Schadstoffe (Schwermetalle, PAK etc.) im Regenabfluss in ihrem Messumfang mit berücksichtigen ([Grottker, 1987], [Heinzmann, 1993], [Xanthopoulos, 1992]), dokumentieren die Korrelation zwischen den AFS und diesen „gefährlichen Stoffen“ (im Sinne des WHG §7a). Die AFS sind somit die Schnittstelle zwischen neueren und früheren Messprogrammen [Xanthopoulos, Hahn, 1995]. Der Parameter AFS ist der einzige, der in fast allen Messprogrammen untersucht worden ist.

Besonderes Augenmerk verlangt der Parameter Keime. Einleitungen aus Trennkanalisationen weisen i.a. relativ hohe Keimzahlen auf. Die Keimzahlen im Gewässer sind wiederum Kriterium im Sinne der EU-Badeverordnung und müssen deshalb bei einer am Gewässer orientierten Betrachtung berücksichtigt werden.

Tab. 8: Gemessene Straßen- und Dachablaufwerte aus der Literatur

	Einheit	Straßen				Dächer			
		n	Mittelwert	min	max	n	Mittelwert	min	max
pH-Wert		4	7,0	6,4	7,6	3	6,1	5,9	6,3
Leitfähigkeit	µS/cm	8	136,6	69,2	342,5	3	91,7	66,0	129,0
AFS	mg/l	11	210,2	37,5	980,0	2	51,6	43,2	60,0
TOC	mg/l	2	17,2	6,6	27,8	0	0	0,0	0,0
CSB	mgO2/l	17	88,1	13,2	260,0	3	30,8	22,0	37,0
Chlorid	mg/l	3	30,0	12,0	47,0	0	k.W.	k.W.	k.W.
AOX	µg/l	6	136,5	12,8	600,0	0	k.W.	k.W.	k.W.
Pges	mg/l	8	0,9	0,1	3,0	1	0,1	0,1	0,1
PO4-P	mg/l	6	0,1	0,0	0,2	0	k.W.	k.W.	k.W.
Nges	mg/l	3	2,8	1,8	4,1	1	9,0	9,0	9,0
NO3-N	mg/l	11	0,8	0,4	1,5	1	0,2	0,2	0,2
NH4-N	mg/l	11	1,0	0,2	2,4	1	4,0	4,0	4,0
MKW	mg/l	8	0,3	0,0	0,7	0	k.W.	k.W.	k.W.
BSB5	mg/l	11	15,0	1,1	28,0	0	k.W.	k.W.	k.W.
PAK	µg/l	5	1,9	0,6	3,1	1	0,5	0,5	0,5
Cd	µg/l	10	5,2	0,0	20,0	1	1,0	1,0	1,0
Zn	µg/l	14	687,9	80,0	1950,0	1	24,0	24,0	24,0
Cu	µg/l	11	76,0	6,0	380,0	1	35,0	35,0	35,0
Pb	µg/l	14	180,2	9,4	980,0	1	104,0	104,0	104,0

k.W. = keine Werte

[Göttle, 1978], [Grottker, 1987], [Xanthopoulos, 1990], [Heinzmann, 1993], [Hahn, Xanthopoulos, 1995]

In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass die hohen Ablaufwerte von Straßenabflüssen hoch frequentierter Straßen stammen. [Grottker, 1987] gibt Abtragswerte für Schwermetalle unterschiedlicher Straßentypen an. Es wird deutlich, dass die Belastung durch den Abtrag mit der Verkehrsbelastung zunimmt.

In der folgenden Tabelle sind Messwerte von Stadtautobahnabläufen aus einem Messprojekt in Berlin dargestellt. [Sommer H. et al., 2002] Verglichen mit der vorigen Tabelle entsprechen diese Werte eher mittleren bis hohen Belastungen.

Tab. 9: Gemessene Stadtautobahnablaufwerte aus einem Messprojekt in Berlin

Messgröße	Dimension	Mittelwerte	Abläufe Autobahn	
			18.05.00	16.06.00
pH-Wert		7,0	7,3	7,4
Leitfähigkeit	µS/cm	136,6	464	221
E.coli Titer	KBE/100 ml		<100000	<2000
Coli-form. Titer	KBE/100 ml		<200000	<200.000
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	210,2	99,5	31,5
TOC	mg/l	17,2	28,6	27
DOC	mg/l	k.A.	20	25,9
CSB	mg/l	88,1	83	98
Chlorid	mg/l	30,0	72	22
AOX	µg/l	136,5	40	52
Pges	mg/l	0,9	0,37	0,32
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,1	0,02	0,02
Nges	mg/l	2,8	4	4,1
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,8	1,1	1,8
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	1,0	0,7	0,79
MKW	mg/l	0,3	0,32	0,33
BSB <sub>5</sub>	mg/l	15,0	9,8	20
PAK	µg/l	1,9	0,20	1,20
Cd	µg/l	5,2	6,08	n.n.
Zn	µg/l	687,9	421	357
Cu	µg/l	76,0	78,4	110
Pb	µg/l	180,2	40,3	23,3

Eine der umfangreichsten Datensammlungen zur Frage der Schadstoffkonzentrationen im Regenabfluss in Trennsystemen im Vergleich zu den Konzentrationen in Mischwasserüberläufen und Kläranlagenabläufen ist als Abschlußbericht zur Forschungsarbeit "Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen" von Hansjörg-Brombach und Stephan Fuchs gefördert durch den ATV/DVWK Forschungsfonds 2001 Fertigstellung: 31.01.2002 [Brombach, Fuchs, 2002] erschienen. Die Arbeit enthält Daten aus insgesamt 176 Berichten über Messungen in Kanalisationen, wovon 79 auf Trennkanalisationen und 97 auf Mischkanalisationen entfallen. Die Daten stammen aus 17 Ländern mit vergleichbaren Entwässerungsstandards, insbesondere aus den USA und aus Deutschland. Die Daten untergliedern sich nach den vier Komponenten

- Niederschlagsabfluss in der Trennkanalisation
- Trockenwetterabfluss in der Mischkanalisation
- Mischwasserabfluss in der Mischkanalisation und
- Überlaufwasser der Mischkanalisation

Statistisch analysiert wurden die Daten von 20 Verschmutzungsparametern, die in der folgenden Tabelle dargestellt sind:

Tab. 10: Statistisch ausgewertete Parameter

Feststoffe	Messgrößen	Zehrstoffe	Nährstoffe	Schadstoffe
AFS	pH-Wert	BSB <sub>5</sub>	P <sub>ges</sub>	Hg
ASS	elektrische Leitfähigkeit	CSB	NH <sub>4</sub> -N	Cd
		TOC	NO <sub>3</sub> -N	Cr
		DOC	TKN	Ni
			N <sub>ges</sub>	Pb
				Cu
				Zn

Die Bandbreite, Medianwerte und Standardabweichungen der Konzentrationen der wichtigsten Parameter sind in den beiden folgenden Tabellen dargestellt.

Tab. 11: Bandbreite der Konzentrationen der Parameter pH, AFS, Leitfähigkeit (LF) in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002]

		pH	AFS	LF
			(mg/l)	(µs/cm]
Trennkanalisation	Bandbreite	5,87 – 8,00	29 - 1535	74,4 – 1725
	Median	7,30	153	209
	Arithmetisches Mittel	7,14	318,8	363
	Standardabweichung	0,62	402,5	378,8
	Anzahl	18	51	28
Trockenwetter Mischkanal	Bandbreite	7,10 – 8,50	108 - 757	438 – 2090
	Median	7,90	154,5	769
	Arithmetisches Mittel	7,85	249,0	963,2
	Standardabweichung	0,34	135,5	481,5
	Anzahl	37	28	11
Mischwasser	Bandbreite	6,63 – 7,35	54,3 – 986,0	111,3 - 894
	Median	7,18	264,0	347
	Arithmetisches Mittel	7,08	315,9	410
	Standardabweichung	0,31	185,6	289,6
	Anzahl	4	42	9
Mischwasserüberläufe	Bandbreite	6,57 - 7,80	35,5 - 661,0	108 – 640
	Median	7,30	175,0	177
	Arithmetisches Mittel	7,24	228,7	234,4
	Standardabweichung	0,38	169,5	264,3
	Anzahl	7	38	11

Tab. 12: *Bandbreite der Konzentrationen der Parameter BSB<sub>5</sub>, CSB, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N und P in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002]*

		BSB <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	CSB (mg O <sub>2</sub> /l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	P <sub>ges</sub> (mg/l)
Trennkana- lisation	Bandbreite	2,5 – 162,4	20,0 351,2	0,20 – 21,93	0,20 – 12,83	0,08 – 11,58
	Median	11,9	77,1	0,92	1,40	0,51
	Arithme- tisches Mittel	21,4	94,3	1,81	2,39	1,08
	Standard- abweichung	31,5	67,9	3,89	2,77	1,99
	Anzahl	32	41	30	29	34
Trockenwetter Mischkanal	Bandbreite	112,0 – 503,0	112,0 – 1070,4	4,60 – 65,50	0,03 – 3,2	0,95 – 27,00
	Median	258,7	454,4	20,40	1,16	6,57
	Arithme- tisches Mittel	250,0	477,2	25,05	1,18	7,13
	Standard- abweichung	82,6	219,9	16,93	2,28	6,20
	Anzahl	22	48	26	15	25
Mischwasser	Bandbreite	12,0 – 311,0	60,2 – 857,0	1,40 – 24,00	0,10 – 8,45	0,90 – 8,30
	Median	81,0	274,0	5,99	3,50	1,96
	Arithme- tisches Mittel	100,1	305,9	7,07	3,24	3,01
	Standard- abweichung	73,8	196	5,37	1,25	2,45
	Anzahl	25	41	18	16	19
Mischwasser- überläufe	Bandbreite	11,1 – 157,0	33,3 – 499,0	0,30 – 8,48	0,03 – 4,07	0,07 – 5,00
	Median	55,7	112	1,79	1,11	1,00
	Arithme- tisches Mittel	62,3	172,4	2,39	1,47	1,53
	Standard- abweichung	37,1	128,9	1,92	0,75	1,54
	Anzahl	25	36	22	13	21



Tab. 13: *Bandbreite der Konzentrationen der Parameter Schwermetalle in Trennkanalisation, Trockenwetterablauf, Mischwasserablauf und Mischwasserüberläufen [Brombach, Fuchs, 2002]*

		Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
		(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Trennkanalisation	Bandbreite	0,46 - 30,00	3,00 -178,00	4,0 – 426,0	7 – 2408	5,7 – 1143,0	24 – 3563
	Median	2,40	15,50	29,1	95	65,0	430
	Arithmetisches Mittel	4,71	26,00	60,7	196	121,8	760
	Standardabweichung	6,83	40,94	109,17	368,7	198,2	809,9
	Anzahl	29	18	14	51	44	36
Trockenwetter Mischkanal	Bandbreite	0,80 - 2,00	24,00 -24,00	-	5 - 52	39,5 181,0	110 353
	Median	1,40	24,00	-	20	68,3	232
	Arithmetisches Mittel	1,40	24,00	-	22	89,3	232
	Standardabweichung	0,85	-	-	16,2	65,1	171,8
	Anzahl	2	1	0	6	4	2
Mischwasser	Bandbreite	1,90 - 3,00	-	23,0 – 125,0	25 – 1310	79,0- 491,0	370 – 1500
	Median	2,23	-	74,0	126	125,0	721
	Arithmetisches Mittel	2,34	-	74,0	249	185,4	860
	Standardabweichung	0,54	-	72,12	384,1	141,4	516,6
	Anzahl	4	0	2	10	9	6
Mischwasserüberläufe	Bandbreite	0,30 - 10,00	9 - 53,05	5,0 – 87,0	20 – 232	40,8 – 330,0	188 –1548
	Median	1,20	21,00	12,0	55	90,0	387
	Arithmetisches Mittel	2,59	21,72	22,9	90	109,0	474
	Standardabweichung	3,00	14,80	27,05	73,5	74,6	379,5
	Anzahl	11	7	8	12	12	12

Die folgenden Grafiken zeigen zusammengefasst die Medianwerte (Werte, die zu 50 % über bzw. unterschritten werden) von 8 wesentlichen Parametern, die unter Verwendung sämtlicher verfügbaren Daten ermittelt wurden. Verglichen werden die in Trennkanalisationen gemessenen Werte mit denen, die in Mischwasserüberläufen gemessen wurden. So liegt z.B. der Medianwert des CSB in Trennkanalisationen bei 80 mg/l und in Mischkanalisationen bei 140 mg/l.

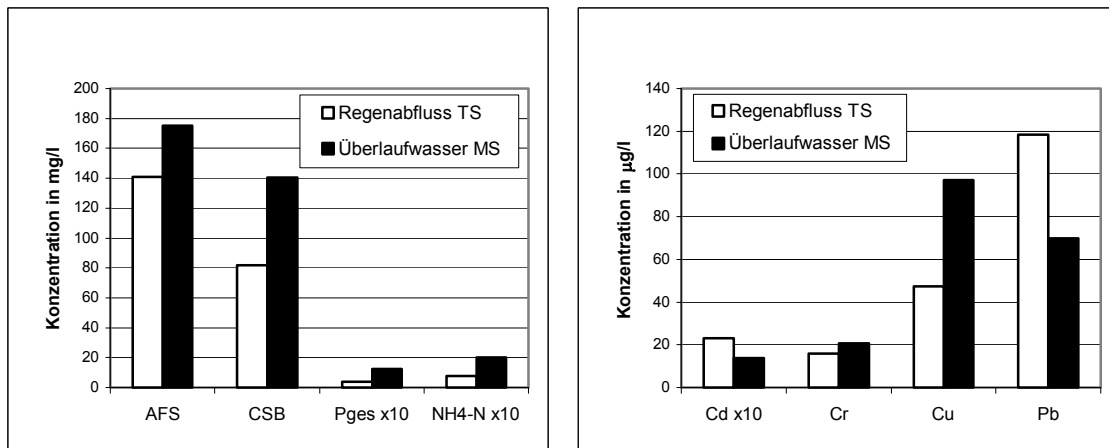


Abb. 10: Vergleich der weltweit für Regenabfluss im Trennkanalisationen und Mischwasserüberläufe ermittelten Medianwerte [Brombach, Fuchs, 2002]

### 3.3 Relevanz der Schadstofffrachten im niederschlagsbedingten Abfluss

Aus der vorangegangenen Darstellung der Untersuchungen von Brombach und Fuchs kann eine vergleichende Betrachtung der unterschiedlichen niederschlagsbedingten Gewässereinleitungen abgeleitet werden.

#### Vergleich mit den Werten der Abwasserverordnung

Tab. 14: Grenzwerte der Abwasserverordnung, Anhang 1 für häusliches und kommunales Abwasser für unterschiedliche Größenklassen (in mg/l)

BSB <sub>5</sub>	CSB	P <sub>ges</sub>	NH <sub>4</sub> -N	N <sub>ges</sub>
15-40	75-150	1-2	10	13-18

Ein Vergleich der in vorstehender Tabelle angegebenen Grenzwerte der Abwasserverordnung mit den Einzelwerten der gesammelten Daten führt zu folgenden Aussagen:

- Beim BSB<sub>5</sub>-Wert überschreiten über 90% der in Mischwasserüberläufen gemessenen Werte den unteren Grenzwert von 15 mg/l. Selbst der obere Grenzwert von 40 mg O<sub>2</sub>/l wird von 70% der Messwerte überschritten. Beim Trennsystem wird der untere Grenzwert noch von 40% der Einzelwerte überschritten.
- Beim CSB-Wert liegen 90% aller Messwerte der Mischwasserüberläufe über 75 mg O<sub>2</sub>/l. Im Trennsystem sind es immerhin noch 70%.
- Beim Phosphor wird der untere Grenzwert von 1 mg/l von 50% der Messwerte für Mischwasserüberläufe und immerhin noch 15% der Messungen im Trennsystem überschritten.
- Bei den Stickstoffkonzentrationen NH<sub>4</sub>-N und Nges liegen nahezu alle Einzelwerte unter den Grenzwerten.

Ein Vergleich der gemessenen Schwermetallkonzentrationen mit Ablaufkonzentrationen der Kläranlagen zeigt nach einem in [Brombach, Fuchs, 2002] zitierten Bericht des Umweltbundesamtes nachfolgend dargestelltes Ergebnis.

Tab. 15: *Mittlere Schwermetallablaufkonzentrationen der Kläranlagen in den alten und neuen Bundesländern im Vergleich zu Medianwerten in Trennsystemen und Mischwasserüberläufen [µg/l], aus: [Brombach, Fuchs, 2002]*

	Hg	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
Alte Bundesländer Kläranlagen	0,29	0,25	4,53	8,12	3,44	11,78	66,25
Neue Bundesländer Kläranlagen	0,27	0,82	9,25	12,85	8,35	15,31	99,66
Median Regenabfluss im Trennsystem	0,40	2,30	16	22,60	118	48	275
Median Mischwasserüberläufe	0,02	1,40	21	12	70	97,50	280

Der Vergleich zeigt, dass die Schwermetallkonzentrationen in Trennsystemen und Mischwasserüberläufen die Konzentrationen der Kläranlagenabläufe im allgemeinen deutlich übersteigen.

Auf der Basis der vorstehenden Angaben wurde für die drei Parameter CSB, P und Cu im folgenden eine Überschlagsrechnung durchgeführt, wie sich die Frachtbelastung durch niederschlagsbedingte Einleitungen zu der Frachtbelastung durch niederschlags-freie Kläranlagenabläufe verhält.

**Frachtbelastung aus niederschlagsfreien Kläranlagenabläufen:**

Bei den niederschlagsfreien Kläranlagenabläufen wird von folgenden Grundzahlen ausgegangen:

- Einwohnerzahl: 80.000.000,
- täglicher Schmutzwasseranfall (einschließlich Gewerbe u Industrie): 130 l (E/d),
- Mittlere Schmutzkonzentrationen: CSB = 75 mg/l; P = 1,5 mg/l; Cu = 0,013 mg/l

### ***Frachtbelastung durch niederschlagsbedingte Einleitungen***

Bei den niederschlagsbedingten Einleitungen werden drei Stoffströme betrachtet und addiert:

- Frachtbelastung durch Trennsystem-Einleitungen
- Frachtbelastung durch Mischwasserüberläufe
- Frachtbelastung durch niederschlagsbedingte Kläranlagenabläufe

Für die Bilanzierung wird dabei von folgenden Grundzahlen ausgegangen:

- Flächengröße Deutschland: ca. 357.000 km<sup>2</sup>
- Davon abflusswirksam an Kanalisationen angeschlossen: ca. 5 % = 17.850 km<sup>2</sup>
- Mittlere Abflusshöhe: 500 mm/a
- niederschlagsbedingte Kanalisationsabflüsse insgesamt: 8.925.000.000 m<sup>3</sup>/a
- Mischsystemanteil in Deutschland: 60 %
- Trennsystemanteil in Deutschland 40 %, davon abflusswirksam: 90 %

#### *Frachtbelastung durch Trennsystemeinleitungen:*

- Trennsystemeinleitungen insgesamt:  $8.925.000.000 \times 0,4 \times 0,9 = 3.213.000.000 \text{ m}^3/\text{a}$
- Mittlere Konzentrationen: CSB = 80 mg/l  
P = 0,2 mg/l  
Cu = 0,048 mg/l

#### *Frachtbelastung durch Mischwasserüberläufe:*

Nach Ausbau der Mischwasserbehandlung gemäß ATV-Arbeitsblatt A 128 werden noch ca. 30 % der Mischwasserabflüsse über Mischwasserabflüsse eingeleitet.

- Einleitungen durch Mischwasserüberläufe insgesamt:  
 $8.925.000.000 \times 0,6 \times 0,3 = \text{ca. } 1.600.000.000 \text{ m}^3/\text{a}$
- Mittlere Konzentrationen: CSB = 140 mg/l  
P = 1,2 mg/l  
Cu = 0,097 mg/l

#### *Frachtbelastung durch niederschlagsbedingte Kläranlagenabläufe*

Nach Ausbau der Mischwasserbehandlung gemäß ATV-Arbeitsblatt A 128 werden ca. 70 % der Mischwasserabflüsse über Kläranlagen geleitet.

- niederschlagsbedingte Einleitungen über Kläranlagen insgesamt:  
 $8.925.000.000 \times 0,6 \times 0,7 = \text{ca. } 3.750.000.000 \text{ m}^3/\text{a}$
- Mittlere Konzentrationen: CSB = 75 mg/l  
P = 1,5 mg/l  
Cu = 0,013 mg/l

Die aus diesen Ausgangswerten resultierenden Frachten sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tab. 16: Frachtbelastung und Ablaufmengen in t/a bzw. Mio m<sup>3</sup>/a

	CSB	P	Cu	Mio. m <sup>3</sup> /a
Kläranlagenabläufe, Trockenwetter	284700	5694	49	3796
Gesamt niederschlagsbedingt	762290	8188	358	8925
- davon Trennsystem	257040	643	154	3213
- davon Mischwasserüberläufe	224000	1920	155	1600
- davon niederschlagsbedingter Kläranlagenablauf	281250	5625	49	3750
Verhältnis niederschlagsbedingte Einleitungen zu Trockenwetterablauf Kläranlage	2,7	1,4	7,3	2,4

Die Frachtbelastung der Gewässer durch niederschlagsbedingte Einleitungen ist demnach für jeden der betrachteten Schmutzparameter deutlich höher als die Frachtbelastung durch die niederschlagsfreien Abläufe ausgebauter Kläranlagen. Dieses gilt auch für die meisten anderen der hier nicht verglichenen Parameter.

## 4 Stand der Technik

### 4.1 Allgemeines zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem

Die in diesem Kapitel vorgestellten Maßnahmen werden zur Bewirtschaftung eingesetzt. Diese wurden schon in verschiedensten Veröffentlichungen (u.a. [Sieker, 2001]) vorgestellt. Sie können auch zur gezielten Entfernung von Schadstoffen im Abfluss von Trennsystemen eingesetzt werden. Dazu gehören sowohl zentrale als auch dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen. Diese können natürlich ebenfalls zur Regenwasserbehandlung eingesetzt werden. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die verschiedenen Behandlungsmöglichkeiten und ihr Verfahrensprinzip.

Die verschiedenen Maßnahmen können hinsichtlich ihrer Wirkungsweise in

- mechanische
- physikalische
- chemische
- biologische

Behandlungsmaßnahmen unterteilt werden. Diese Klassifizierung ist nicht als strikte Unterscheidung zu verstehen. Selbstverständlich sind die Grenzen fließend. So wirken z. B. bei einer Bodenfiltration sowohl physikalische, biologische wie auch chemische Prozesse.

Tab. 17: Verfahren der Regenwasserbehandlung im Trennsystem

Verfahren	Hauptsächliche Wirkungsweise
Sandfang	Mechanische Behandlung durch Sedimentation
Leichtstoffabscheider	Mechanisch-physikalische Behandlung durch Ausnutzung des Dichteunterschiedes
Rechen, Siebe, Mikrosiebe	Mechanische Behandlung
Wirbelabscheider	Mechanische Behandlung durch beschleunigte Sedimentation
Regenklärbecken	Mechanische Behandlung durch Sedimentation
Fällung, Flockung	Mechanisch-chemisches Verfahren
Sandfilter	Mechanisch-biologisches Verfahren
Bodenfilterbecken	Mechanisch-biologisches Verfahren
Absetzteiche	Mechanische Behandlung durch Sedimentation
Muldenversickerung	Mechanisch-biologisches Verfahren mit Adsorption
Mulden-Rigolen-System / INNODRAIN	Mechanisch-biologisches Verfahren mit Adsorption

Die Leistung einer Regenwasserbehandlungsmaßnahme kann durch den Wirkungsgrad beschrieben werden. Der Wirkungsgrad einer Anlage ist nach DIN 4045 definiert als das Verhältnis zwischen der Masse der Schadstoffe im Ablauf und im Zulauf für einen bestimmten Zeitraum:  $\eta = m_{ab}/m_{zu}$ . Der Wirkungsgrad einer Maßnahme bestimmt, wie viel Schadstoffe in das Gewässer gelangen und stellt damit die wichtigste Größe zur Beurteilung der Leistung einer Regenwasserbehandlungsmaßnahme dar.

Der Wirkungsgrad vermischt allerdings die beiden Effekte „Entlastungstätigkeit“ und „Reinigung“. So hat auch ein einfacher Regenüberlauf nach der o.a. Definition einen gewissen Wirkungsgrad, obwohl keine Reinigung stattfindet.

Um die eigentliche Reinigungsleistung von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen zu vergleichen führt [Hübner, Geiger, 1995] zusätzlich den Begriff der Effektivität ein:

$$E := \frac{m_{ab}}{m_{zu}} - \frac{m_{ab,theo}}{m_{zu}}$$

Dabei ist  $m_{ab,theo}$  die Feststoffmasse, die ein neutrales Bauwerk ohne Reinigung weiterleiten würde. Die Effektivität kann im Gegensatz zum Wirkungsgrad sogar negativ sein.

Bei einem Vergleich der verschiedenen Regenwasserbehandlungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Reinigungsleistung muss beachtet werden, dass die aufgeführten Wirkungsgrade das Reinigungsvermögen nur ungefähr wiedergeben. Der Wirkungsgrad bzw. die Effektivität hängt neben anderen Faktoren entscheidend von der Schadstoffkonzentration im Zulauf der Anlage ab. Diese Größe wiederum variiert aber zeitlich und örtlich so stark, dass damit auch eine allgemeingültige, detaillierte Beschreibung der Leistungsfähigkeit von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen erschwert wird.

## **4.2 Verfahren zur Behandlung „vermischter“ Regenwasserströme**

Bei den vorgestellten Verfahren zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem werden die verschiedenen Regenwasserströme unterschiedlichster Quellen „vermischt“ und, zumeist zentral am Auslass, behandelt. Es handelt es sich um vorhandene Verfahren, die in verschiedenen Projekten und Zusammenhängen erprobt wurden.

Auch neue Verfahren werden vorgestellt. Dazu werden Ergebnisse aus Versuchen zur Entwicklung dieser Verfahren gezeigt. Die Darstellung der vorhandener Untersuchungsergebnisse erfolgt separat.

Das Kapitel befasst sich schwerpunktmäßig mit den Reinigungsleistungen der Behandlungsanlagen. Die Bemessungsansätze und hydraulische Wirkung werden ebenfalls erwähnt, da sie maßgeblich zur Höhe der Reinigungsleistung beitragen. Weiterhin werden Kosten für die Maßnahmen angegeben.

## 4.2.1 Mechanische Verfahren

### 4.2.1.1 Rechen/Siebe

Eine einfache Möglichkeit zur mechanischen Reinigung von Regen- und Mischwasser ist die Siebung mit Rechen oder Sieben. Die Siebung ist ein physikalischer Vorgang, bei dem Partikel zurückgehalten werden, die größer sind als die Sieböffnung. Damit unterscheidet sich die Siebung von der Filtration.

### 4.2.1.2 Sedimentationsverfahren

Zur Abscheidung von Feststoffen im Niederschlagsabfluss eines Trennsystems können Sandfänge, Regenklärbecken oder andere Absetzbecken verwendet werden. Diese Maßnahmen reinigen den Oberflächenabfluss nach dem Prinzip der *Sedimentation*. Die Sedimentation folgt dem Stokes'schen Gesetz, solange eine laminare Strömung vorliegt:

$$v_s = \frac{1}{18} \cdot g \cdot \frac{\rho_F - \rho}{\eta} \cdot d_k^2$$

mit:

$v_s$ in m/s	Sinkgeschwindigkeit
$d_k$ in m	Korngröße
$g$ in $m/s^2$	Fallbeschleunigung
$\rho$ in $kg/m^3$	Dichte der Flüssigkeit
$\rho_F$ in $kg/m^3$	Dichte der Feststoffe
$\eta$ in $kg/(ms)$	dynamische Zähigkeit

Als Geltungsbereich werden Durchmesser bis 0.1 mm angegeben, da hier die Reynoldszahl  $Re < 1$  ist. Nach dem Stokes'schen Gesetz berechnete Sinkgeschwindigkeiten für verschiedene Korndurchmesser sind in nachfolgender Tabelle beispielhaft dargestellt.



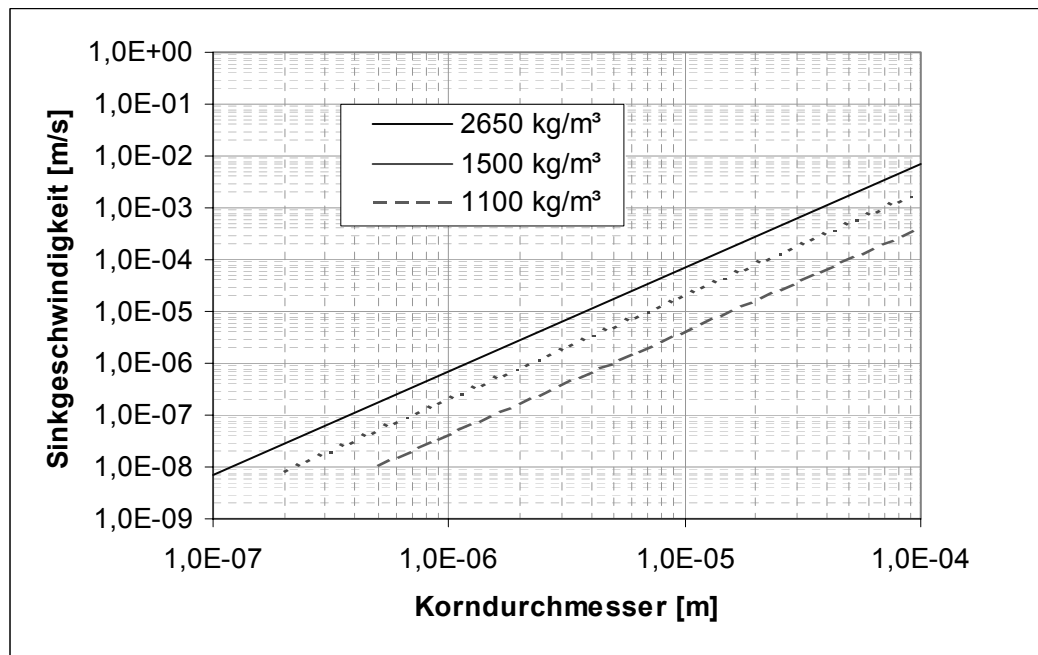


Abb. 11: Sinkgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Korngröße und der Feststoffdichte

Bei größeren Durchmessern können experimentell gewonnene Zusammenhänge z.B. nach [Göttle, 1978] herangezogen werden. Gelöste Stoffe können ohne den Einsatz von Fällungs- und Flockungsmitteln nicht durch Sedimentation abgeschieden werden.

#### 4.2.1.3 Sandfang

##### Maßnahmenbeschreibung

Die Fließgeschwindigkeit im Sandfang wird so weit verringert, dass körnige Sinkstoffe wie z. B. Sand mit einem Korndurchmesser von  $d = 0,1$  bis  $0,2$  mm in einen besonderen Raum ohne Durchfluss, den Sandsammelraum, absinken können. Unterschieden werden entsprechend der Bauart Lang-, Rund- und Tiefsandfänge.

In der Praxis stellen Sandfänge in Kombination mit Leichtstoffabscheidern oder Tauchwänden eine Art Regellösung zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem dar.

##### Bemessung:

Die Bemessung eines Sandfangs erfolgt wie bei allen Absetzverfahren nach der zulässigen Oberflächenbeschickung. Es muss geprüft werden, ob die Oberfläche groß genug ist, um eine bestimmte Korngröße zurückzuhalten. Da im Sandfang ein turbulenter Fließvorgang nicht ausgeschlossen werden kann und abgesetzte Teile wieder hoch gespült werden können, müssen zusätzliche Sicherheiten berücksichtigt werden. In der Regel erfolgt eine Bemessung auf eine kritische Regenspende von  $r_{\text{krit}} = 15 \text{ l/(s} \cdot \text{ha}_u)$  und eine zulässige Oberflächenbeschickung von  $20 \text{ m}^3/\text{h}$  womit Korngrößen von  $0,2 \text{ mm}$  weitgehend zurückgehalten werden [Imhoff, 1993]. Bei einer angenommenen Tiefe von  $1,5 \text{ m}$  ergeben sich spezifische Volumina von ca.  $3\text{-}4 \text{ m}^3/\text{ha}_u$ .

### Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Nach KALBSKOPF [Kalbskopf, 1966] werden verschiedene Korngrößen in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung  $q_A$  zu den in der nachfolgenden Abbildung dargestellten Prozentsätzen zurückgehalten. Direkte Angaben zur Reinigungsleistung, z. B. bezüglich des CSB, konnten in der Literatur nicht gefunden werden. Aus der Abscheidewirkung eines Sandfanges und der Korrelation zwischen Korngröße und Schadstoff kann eine grobe Schätzung vorgenommen werden.

### Flächenbedarf

Der Flächenbedarf eines Sandfangs liegt bei einer kritischen Regenspenderate von  $r_{krit}=15 \text{ l/(s*ha)}$  und einer zulässigen Oberflächenbeschickung von  $20 \text{ m/h}$  bei  $2,25 \text{ m}^2/\text{ha}_u$  und ist damit sehr gering.

### Herstellungskosten, Nutzungsdauer, Betriebskosten

Bei Sandfängen handelt es sich um komplexere Bauwerke mit zusätzlichen Einbauten (z. B. Tauchwände, mehrere parallele Rinnen u.a.). Nach ATV [ATV, 1994] können für solche Bauwerke bei relativ kleinen Volumina spezifische Kosten von rd.  $2.000 \text{ EUR/m}^3$  angesetzt werden. Die flächenspezifischen Kosten für einen Sandfang liegen demnach bei ca.  $0,75 \text{ EUR/m}^2$  angeschlossene Fläche.

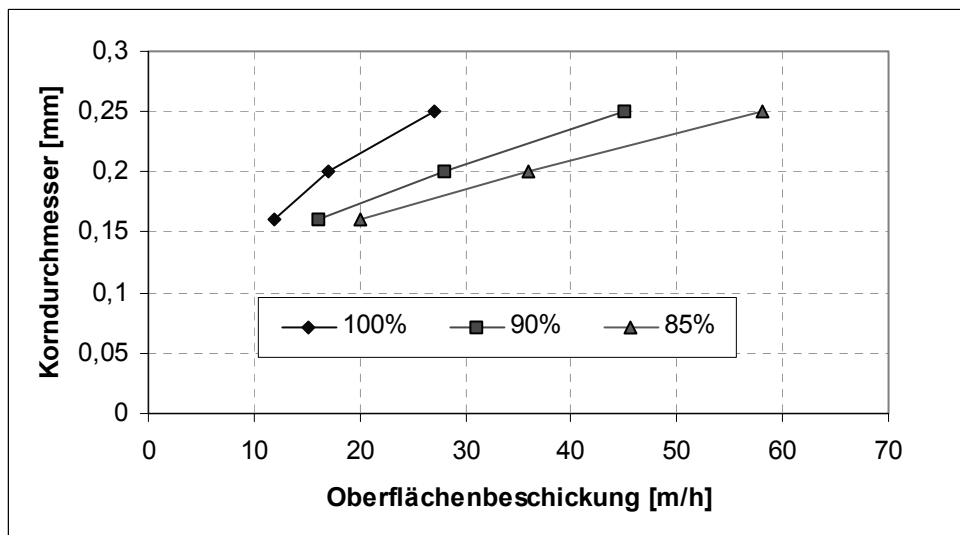


Abb. 12: Abscheidewirkung eines Sandfangs nach KALBSKOPF [Kalbskopf, 1966]

Die Betriebskosten von Sandfängen werden in Anlehnung an Betriebskosten für Regenklärbecken auf ca.  $25 \text{ EUR}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$  Beckenvolumen geschätzt. Daraus resultieren sehr geringe flächenspezifische Betriebskosten von weniger als  $0,01 \text{ EUR/m}^2$ .

Die Nutzungsdauer der maschinellen Teile liegt bei 8-12 Jahren, die des baulichen Teils bei 25-40 Jahren [LAWA, 2005].

#### 4.2.1.4 Regenklärbecken

##### Maßnahmenbeschreibung

Regenklärbecken (RKB) funktionieren ähnlich den Sandfängen nach dem Prinzip der Sedimentation, allerdings ist die Oberflächenbeschickung deutlich geringer. Sie werden sowohl einzeln als auch vorgeschaltet vor einem Bodenfilter eingesetzt. Dabei werden zwei Arten von Regenklärbecken hinsichtlich ihrer Betriebsweise zu unterscheiden.

Ständig gefüllte Regenklärbecken mit Dauerstau (RKBmD) werden als Durchlaufbecken gestaltet und besitzen einen Überlauf und einen Schlammabzug. Ihnen ist ein Entlastungsbauwerk (EB) vorgeschaltet, das den Zulauf auf den Bemessungsabfluss  $Q_{\text{bem}}$  begrenzt. Sie sind in der Regel dann anzuordnen, wenn der Regenwasserkanal bei Trockenwetter ständig oder zeitweilig Wasser führt. In diesen Regenklärbecken sollen die absetzbaren und aufschwimmenden Stoffe des Beckenzuflusses möglichst weitgehend entfernt werden. Der abgesetzte Schlamm ist regelmäßig getrennt vom überstehenden Wasser zu beräumen und schadlos zu beseitigen. Auch kann das gesamte Becken nach einem Regenereignis in den Schmutz- bzw. Mischwasserkanal entleert werden, um eine Belastung des Gewässers beim nächsten Regenereignis zu minimieren. Dies erfordert dann eine entsprechende Steuerung. Allerdings ist dann die Gefahr größer, dass restlicher noch vorhandener Schlamm aufgewirbelt und ausgetragen wird.

### RKB mit Dauerstau

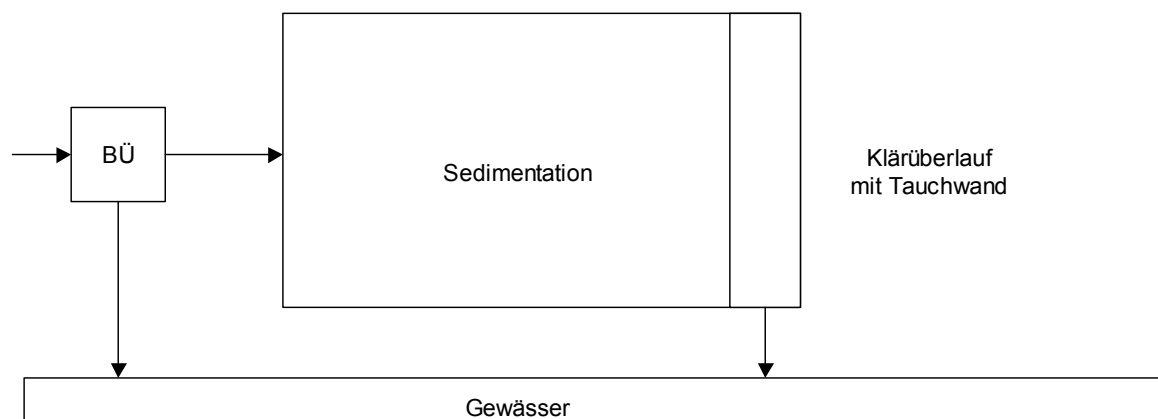


Abb. 13: Regenklärbecken mit Dauerstau

Nicht ständig gefüllte Regenklärbecken können in der Regel dann angeordnet werden, wenn der Regenwasserkanal bei Trockenwetter kein oder nur wenig Wasser führt. Der Beckeninhalte ist nach Regenende der Kläranlage zuzuführen.

## RKB ohne Dauerstau

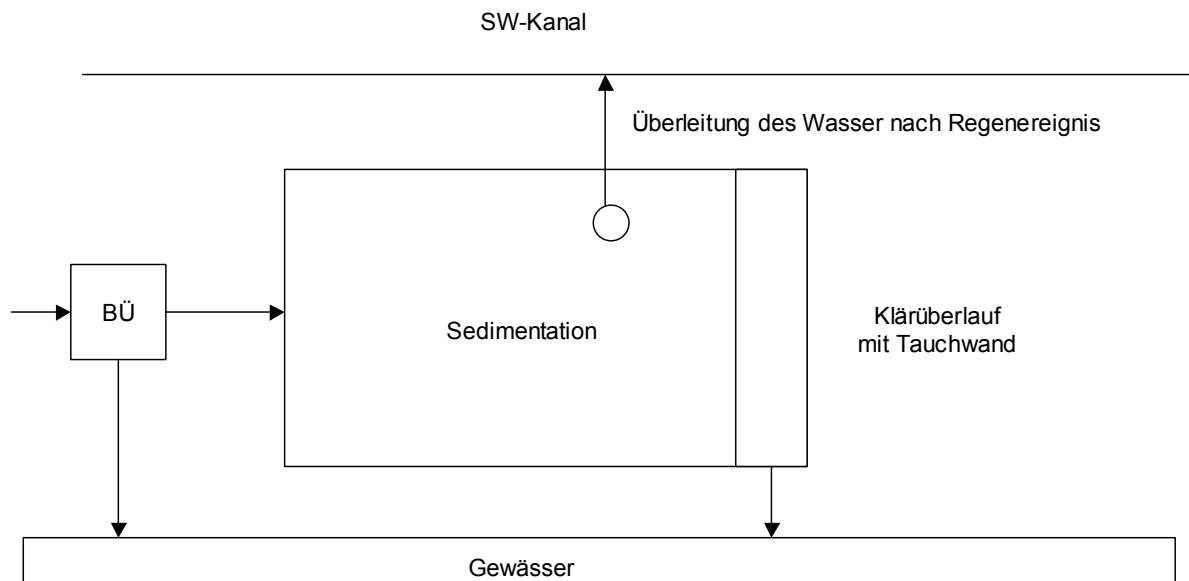


Abb. 14: Regenklärbecken ohne Dauerstau (RKB<sub>oD</sub>)

Die Becken werden in der Regel als Erdbecken ausgeführt. Die Becken sollten mit einer Abdichtung vorgesehen werden. Bei Lage im Grundwasser sind sie auftriebssicher zu gestalten.

### Bemessung

Aus wirtschaftlichen Gründen werden Regenklärbecken nicht auf den maximalen Zufluss aus der Regenkanalisation dimensioniert. Die Differenz zwischen dem maximalen Zufluss und der zulässigen Belastung muss in einem Regenrückhaltebecken zwischengespeichert oder in einem Umlauf an der Anlage vorbei zum Gewässer abgeleitet werden.

Regenklärbecken werden nach ATV [ATV-A 166, 1999] auf kritische Regenspanden von  $r_{\text{krit}}=15 \text{ l/(s*ha)}$  dimensioniert. Bei erhöhten Anforderungen empfiehlt KRAUTH [Krauth, 1980] eine Auslegung auf  $80 \text{ l/(s*ha)}$ . Welcher Anteil des Niederschlagsabflusses dadurch erfasst wird, hängt von der Fließzeit oder einer eventuellen Retention im Einzugsgebiet ab (Regenwasserrückhaltung).

Als zulässige Oberflächenbeschickung werden von der ATV  $q_A = 10 \text{ m/h}$  angegeben [ATV-A 166, 1999]. Die nutzbare Beckentiefe ( $h_B = \text{Höhe des Klärüberlaufes}$ ) sollte dabei mind.  $h_B=2,0 \text{ m}$  betragen. Aus diesen Vorgaben resultiert ein spezifisches Volumen von  $10,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Diese Regelung ist auch im Runderlass für die „Anforderung an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ in NRW [NRW, 2004] vorgesehen. Die horizontale Fließgeschwindigkeit darf  $0,05 \text{ m/s}$  nicht übersteigen.

In Schleswig-Holstein wird im Bemessungsverfahren zusätzlich der Fall geregelt, dass sich gering verschmutzte mit normal verschmutzten Teilströmen vermischen [Studemund, 1996]. Für Regenklärbecken in Berlin gilt die Sonderregelung einer Mindestaufenthaltsdauer von  $T_{\min}=60$  min für den Bemessungszufluss. Daraus ergibt sich ein spezifisches Speichervolumen von  $54 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Bei ausgeführten Regenklärbecken wurden die in [Heinzmann, 1993] angegebenen Eliminationsraten gemessen. Die im Vergleich zu Laborversuchen relativ hohen Eliminationsraten der Anlagen Pleidesheim und Dianasee haben ihre Ursache vor allem in der sehr niedrigen Oberflächenbeschickung während der Untersuchungen. Diese überwiegend geringen Oberflächenbeschickungen wiederum sind durch die häufig auftretenden kleinen Regenspenden begründet, die deutlich unter der Bemessungsregenspende liegen. Neuere Ergebnisse an einem RKB in Karlsruhe, das hydraulisch stärker belastet ist, zeigen deutlich schlechtere Reinigungsleistungen. [Pfeifer, Hahn, 1995]

Ein direkter Vergleich zwischen den Laborergebnissen und den Messergebnissen der Regenklärbecken ist wegen grundlegender Unterschiede hinsichtlich Oberflächenbeschickung und Strömungsverhältnissen kritisch zu sehen. Die Oberflächenbeschickung bei den Laborversuchen ist ca. 15fach höher als im Regenklärbecken Dianasee. In einem Regenklärbecken ist zusätzlich mit keiner idealen Sedimentation wegen unregelmäßiger Strömungen zu rechnen. Weitere Unterschiede sind in der Analyse, Art der Probenahme, sowie der Eliminationsratenermittlung (Dianasee mittels einer Frachtbilanz eines Messzeitraumes, GÖTTLE [Göttle, 1978] mittels Regenwassermischproben) gegeben. Die Laborergebnisse von GÖTTLE stimmen, in der Größenordnung, trotz obiger Einschränkungen mit den Ergebnissen der realen Regenklärbecken überein. Die Messergebnisse können daher als Grundlage zur Abschätzung der Reinigungsleistung von Regenklärbecken verwendet werden. Für eine frachtbezogene Bemessung von Regenklärbecken sind solche Messergebnisse ungeeignet. Sie können aber verwendet werden um die Sedimentationszeit zu bestimmen, die einerseits eine hohe Abscheidewirkung erzielt und andererseits eine Überdimensionierung vermeidet.

Tab. 18: Gemessene Reinigungsleistungen von Regenklärbecken

Parameter	Einheiten	Pleidesheim* [Krauth, 1980]	Dianasee [Heinzmann, 1993]	Karlsruhe [Pfeiffer, 1995]	Hamburg [Hamburg, 2000]
Sedimentationszeit	Min	-	60	-	
Bemessung $q_A$	m/h	9	1,8	10	n.b.
$q_A$ in 50 % der Abflussereignisse	m/h	0,2	-		
Mittlere $q_A$ aller Ereignisse	m/h	-	0,01		
abf. Stoffe (AFS)	%	85	62	43	80
CSB	%	63	55	36	
BSB <sub>5</sub>	%	-	31	-	40 (BSB <sub>7</sub> )
Org. C	%	-	22		70
PT	%	32	47		
NH <sub>4</sub> – N	%	36	-		
N <sub>ges</sub>	%	-	33		
Cd	%	63	-	38	
Cr	%	66	77		
Cu	%	73	65	5	75
Ni				17	
Pb	%	79	59	36	80
Zn	%	50	31	12	40
Fe	%	74	-		

\*Der Abscheider Pleidesheim ist zwar als Leichtstoffabscheider ausgelegt worden, aber es wurden alle Bemessungsvorgaben und Konstruktionsmerkmale für Regenklärbecken eingehalten.

Ein weiteres Beispiel ist das Regenrückhaltebecken in Hamburg (Halenreie), das vorgeschaltet vor einem Bodenfilter eingesetzt wird. Dieses wurde für die hydraulische Pufferung vor Beschickung des Bodenfilters ausgelegt und dient auch als Absetzraum für grobe Partikel und Leichtflüssigkeiten. Der Überlauf gelangt in den Bodenfilter. Die Reinigungsleistung wurde durch Sedimentation erreicht. [Hamburg, 2000]

Ein besonderer Effekt ist bei Regenklärbecken im Dauerstaubetrieb zu beachten. WASSMANN [Wassmann, Klein, 1994] konnte durch Messungen an Berliner Regenklärbecken nachweisen, dass während der Standzeiten nach einem Regenereignis eine massive Sauerstoffzehrung auftritt, so dass bei erneuten Niederschlägen sauerstoffarmes Wasser ausgespült wird. Zusätzlich kommt es durch die Sauerstoffarmut während der Standzeit zur Rücklösung von Phosphaten und zu einem deutlichen Anstieg der Keimzahlen. Die Ausspülung derart belasteter Wassermengen führt zu massiven Belastungen der Gewässer und zur Verschlechterung der Wasserqualität. Als Konsequenz aus diesen Erfahrungen wurden die Betriebsweise der Becken dahin gehend geändert, dass nach Regenende eine Entleerung in den Schmutzkanal erfolgt. Die Häufigkeit der Entleerung wird je nach Betriebsweise festgelegt. Nach [MUNLV-NRW, 2004] wird empfohlen, den

Überlauf aus dem RKBmD so zu gestalten, dass „eine Sauerstoffanreicherung des überlaufenden Niederschlagswassers erfolgt“.

Das vorhandene Trennsystem wird somit in ein qualifiziertes Trennsystem umgewandelt. In Kombination mit einem nachgeschalteten Bodenfilter kann bei Betrieb im Dauerstau auf eine Entleerung des Beckens zur Kläranlage verzichtet werden. Bei der oberflächigen Überleitung des Wassers in den Bodenfilter ist mit einem Sauerstoffeintrag zu rechnen.

### Flächenbedarf

Bei einer anzustrebenden Tiefe von 2 m und einem spezifischen Beckenvolumen von 10,8 m<sup>3</sup>/ha beträgt der Flächenbedarf eines RKB ca. 5,4 m<sup>2</sup>/ha. Der Flächenbedarf ist damit relativ gering. Nach Berliner Bauart wird 27 m<sup>2</sup>/ha benötigt.

### Herstellungskosten

Zu Abschätzung der Baukosten von Regenklärbecken aus Stahlbeton verwendet man zweckmäßigerweise den erforderlichen Nutzinhalt. Die Baukosten hängen dabei entscheidend von der jeweiligen Beckengröße ab [Freistaat Thüringen, 1996], [ATV-A 166, 1999].

Die nachstehenden Grafiken zeigen die absoluten und spezifischen Kosten eines geschlossenen Beckens in Betonbauweise bei mittleren Bodenverhältnisse. Für das ca. 700 m<sup>3</sup> große Regenklärbecken Dianasee in Berlin ( $A_{red}$  12,7 ha, 55 m<sup>3</sup>/ha) gibt HEINZMANN [Heinzmann, 1993] Baukosten von 1,35 Mill. EUR bzw. spezifische Kosten von ca. 1.900 EUR/m<sup>3</sup> an. Bei einem mittelgroßen Becken mit spezifischen Kosten von ca. 1.500 EUR /m<sup>3</sup> ergeben sich flächenspezifische Kosten von 1,65 EUR /m<sup>2</sup>. Die flächenspezifischen Kosten des Regenklärbeckens Dianasee liegen bei ca. 10,50 EUR /m<sup>2</sup>.

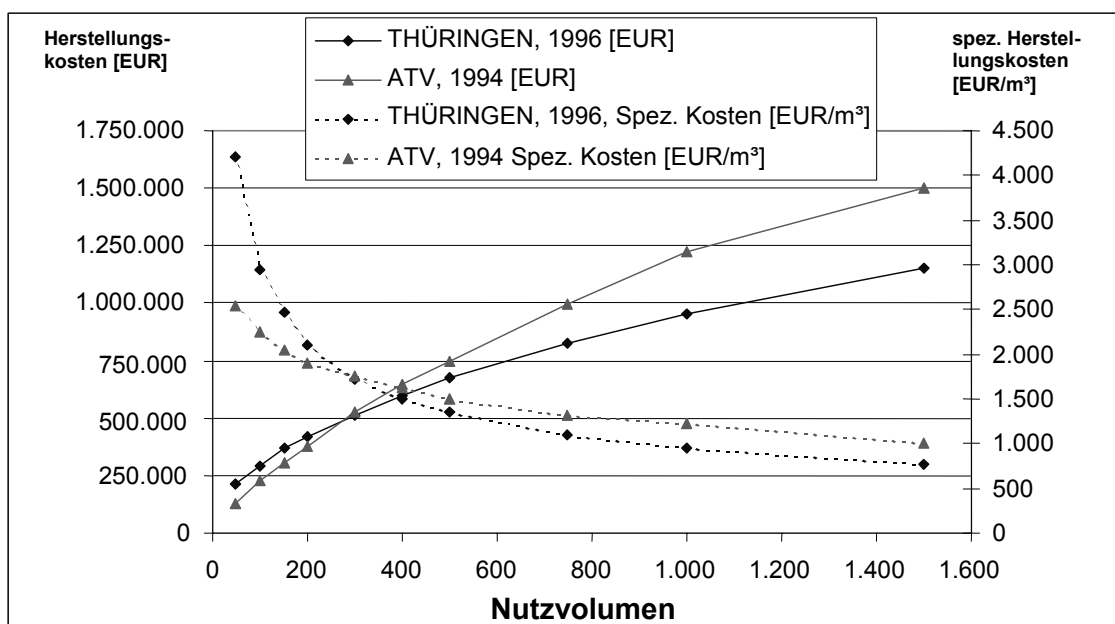


Abb. 15: Kosten für Regenklärbecken in geschlossener Betonbauweise [ATV, 1994]

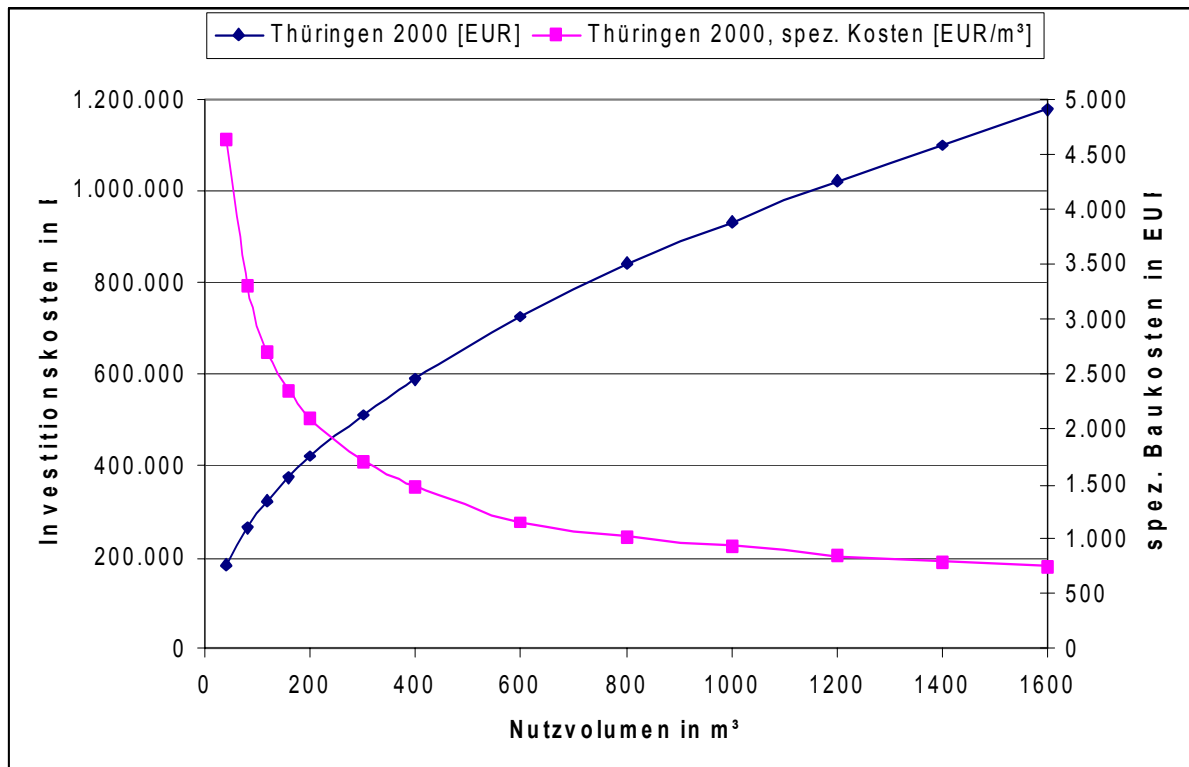


Abb. 16: Kosten für Regenklärbecken in geschlossener Betonbauweise [Thüringen, 2002]

### **Betriebskosten, Nutzungsdauer**

Die Betriebskosten des Regenklärbeckens Dianasee gibt HEINZMANN [Heinzmann, 1993] mit 16.000 EUR/a (inkl. Instandhaltung), bzw. ca. 25 EUR/m³ oder 0,12 EUR/m<sup>2</sup><sub>red</sub>/a. Diese Kosten fallen im wesentlichen für die Entschlammung und für den Personaleinsatz an. Sie treffen auch auf Becken mit einem kleineren spezifischen Volumen zu.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Regenklärbecken kann nach LAWA für den baulichen Teil mit 40-70 Jahren angenommen werden. Für den maschinellen Teil liegt die Nutzungsdauer dagegen nur bei 5-20 Jahren. Unter Berücksichtigung von Kapitaldienst und Abschreibung (25 Jahre) hat HEINZMANN [Heinzmann, 1993] für das RKB Dianasee spezifische Behandlungskosten von ca. 3,35 EUR/m³ Regenwasser errechnet.

#### **4.2.1.5 Wirbelabscheider**

##### **Maßnahmenbeschreibung**

Mit Wirbelabscheidern können unter relativ geringem Druckverlust absinkende Feststoffe aus Regenwasserabflüssen nach dem Prinzip der Sedimentation abgetrennt werden [Brombach, 1997]. Die Abtrennung der Feststoffe geschieht unter Ausnutzung unterschiedlicher Geschwindigkeiten im Wirbelabscheider. Der tangential eingeleitete Zufluss strömt entlang der Innenseite des Zylinders. Dort sind die Strömungsgeschwindigkeiten höher als in der



Mitte des Zylinders, wodurch sekundäre Wirbel in der Nähe der Wandung entstehen. In diesen Wirbeln bildet sich eine Zone mit sehr kleinen horizontalen Geschwindigkeiten, die ein Absinken der Schmutzstoffe ermöglicht. Die abgesetzten Schmutzstoffe werden in einer Schlammrinne aufkonzentriert und über den Schlammabzug einem Schmutzwasserkanal zugeführt, wodurch sich eine Reinigung des Wirbelabscheiders erübrigt. Das gereinigte Wasser wird in der Mitte des Zylinders zwischen zwei Tauchwänden abgezogen, die bei Überlastung des Wirbelabscheiders vollständig überströmt werden und den erforderlichen Querschnitt für den Notablass bereitstellen.

### Bemessung

Der Bemessungszufluss eines Wirbelabscheiders errechnet sich wie bei einem Regenklärbecken aus einer kritischen Regenspende von z. B.  $r_{krit}=15 \text{ l/(s*ha)}$  und der angeschlossenen Fläche. Eine Darstellung des Bemessungsgangs findet sich u. a. bei GROTTKER [Grottker, 1987].

Die Bemessung wird aus dem Bemessungszufluss und den geometrischen Abmessungen ermittelt. Dabei werden aus dem Innendurchmesser alle übrigen Abmessungen abgeleitet.

$$D_2 = 0,91 * (Q_{bem} / (9,1 * 10^{-3}))^{2/5}$$

$D_1 = 1/6 * D_2$	$D_3 = 2/3 * D_2$	$D_4 = 5/9 * D_2$
$H_1 = 1/12 * D_2$	$H_2 = 1/18 * D_2$	$H_3 = 1/50 * D_2$

$Q_{bem}$ : Bemessungszufluss [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]

$D_2$ : Innendurchmesser [m]

$D_1$ : Durchmesser des Zu- und Ablaufes [m]

$D_3$ : Durchmesser des Tauchwandringes [m]

$D_4$ : Durchmesser des Überlauftringes [m]

$H_1$ : Höhe des Überlauftringes [m]

$H_2$ : Höhe des Tauchwandringes [m]

$H_3$ : Eintauchtiefe des Tauchwandringes [m]

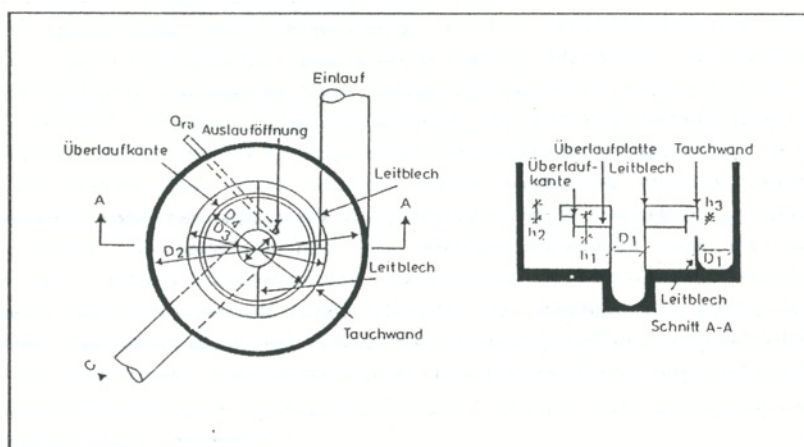


Abb. 17: Prinzipskizze Wirbelabscheider, aus [Grottker, 1987]

**Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Nach Nedenes und Lindholm (zitiert in GROTTKER [Grottker, 1987]) ist der Wirkungsgrad des Wirbelabscheiders bezogen auf unterschiedliche Kornfraktionen eine Funktion der Sinkgeschwindigkeit der Schmutzstoffe und dem Verhältnis des tatsächlichen Zuflusses zum Bemessungszufluss.

$$P_{\text{aus}} = P_{\text{ein}} * (1 - a * e^{b * Q/Q_{\text{bem}}})$$

- Mit :  $P_{\text{aus}}$ : Ausgetragene Schmutzfracht [kg]
- $P_{\text{ein}}$ : Eingetragene Schmutzfracht [kg]
- $Q$ : Aktuelle Zuflussmenge [m³/s]
- $Q_{\text{bem}}$ : Bemessungszufluss [m³/s]
- $v_s$ : Sinkgeschwindigkeit [cm/min]
- $a, b$ : Parameter

*Tab. 19: Parameter zur Bestimmung der Reinigungsleistung von Wirbelabscheidern bei unterschiedlichen Kornfraktionen*

Kornfraktion	$v_s$ [cm/min]	$a \cdot 10^{-2}$ [-]	$b$ [-]
< 0,025 mm	0,41	0,96564	-8,232
0,025 - 0,08 mm	11,24	1,25393	-2,179
0,08 - 0,16 mm	52,41	1,41589	-1,174
0,16 - 0,25 mm	135,10	1,52573	-0,803
0,25 - 0,50 mm	335,60	1,63929	-0,557
0,50 - 1,00 mm	754,7	1,74753	-0,402
1,00 - 1,60 mm	1232	1,81642	-0,330
> 1,60 mm	1696	1,86282	-0,291

Um zum Regenklärbecken vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, muss der Bemessungszufluss möglichst groß gewählt werden. Aufgrund der kleineren Abmessungen des Wirbelabscheiders wirkt sich dies bezüglich der Bauwerksabmessungen jedoch nicht besonders nachteilig aus.

**4.2.1.6 Leichtstoffabscheider**

**Maßnahmenbeschreibung**

Das Prinzip eines Leichtstoffabscheiders ist der Rückhalt sowohl von mechanisch durch Sedimentation abscheidbaren Stoffen als auch von wassergefährdenden leichtflüssigen Substanzen, durch die Kombination von Schlammfang, Tauchwand und/oder Koaleszenzabscheider. Der Hauptanwendungsbereich liegt in der Behandlung des Abflusses von Flächen mit erhöhter Verschmutzungsgefährdung durch Treibstoff oder Mineralölprodukte (Straßen, Parkplätze. Zugleich werden Schwebstoffe, die sich als Schwimmstoffe im Oberflächenabfluss befinden, abgeschieden.

### **Bemessung**

Die Bemessung erfolgt nach DIN. Die Nenngröße der Abscheider ist nach Art und Menge der abzuleitenden Flüssigkeiten zu bemessen.

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Für zwei Leichtstoffabscheider, die zur Reinigung von Straßenabflüssen eingesetzt werden, sind die in Tab. 20 aufgeführten Reinigungsleistungen ermittelt worden [Koral, 1994].

Tab. 20: *Reinigungsleistung von Leichtstoffabscheidern*

Parameter	Einheit	Ulm West	Obereisesheim
Fläche	m <sup>2</sup>	40	70
Bemessung q <sub>A</sub>	m/h	9	18
q <sub>A</sub> gemessen 50 %	m/h	0,7	11,5
80 %		4	16
95 %		9,5	19
abfiltrierbare Stoffe (AFS)	%	50	50
CSB	%	23	26
BSB <sub>5</sub>	%	-	-
org. C	%	-	-
P <sub>T</sub>	%	10	9
NH <sub>4</sub> – N	%	- 18	16
N <sub>ges.</sub>	%	-	-
Cd	%	32	28
Cr	%	- 35	33
Cu	%	-2	26
Pb	%	39	39
N	%	26	37

#### **4.2.2 Regenwasserbehandlung durch Filtration**

Bei der Filtration finden neben dem mechanischen Siebeffekt auch chemisch-physikalische Vorgänge statt. Es treten Wechselwirkungen zwischen dem Partikel und der Oberfläche des Filtermaterials auf. Aus diesem Grund können durch Filtration auch Partikel zurückgehalten werden, die kleiner sind als die Filterporen. Nach DIN 4046 (1983) wird unter der Filtration das Entfernen von Stoffen aus flüssigen Suspensionen bei der Passage durch körnige oder poröse Materialien verstanden.

Ein einfacher Ansatz zur Beschreibung der Filtrationsprozesse ist die Filtrationsgleichung:

$$\frac{dc}{dz} = \lambda \cdot c$$

mit  $\lambda$ : Filterkonstante  
 c: Konzentration filtrierbarer Stoffe  
 z: Filtertiefenkoordinate

Die Filterkonstante  $\lambda$  beschreibt die Anlagerungswahrscheinlichkeit eines Partikels an die Oberfläche des Filtermaterials am Anfang der Filtration. Sie wird u.a. durch folgende Einflussgrößen bestimmt:

1. Korndurchmesser des Filtermaterials
2. Suspensatdurchmesser
3. Filtergeschwindigkeit
4. Filterporosität

Für mathematische Filtrationsmodelle wird meist die Exponentialfunktion von Iwasaki  $C=C_0 \cdot e^{-\lambda L}$  angegeben. [Mutschmann, Stimmelmeyer, 1999]

Da der Filterparameter  $\lambda$  von unterschiedlichen Parametern wie Wasserbeschaffenheit, Filterkonstruktion und der Filterdauer (Zeit) abhängig ist, ist er empirisch bzw. semiempirisch zu bestimmen.

Die Eliminationsrate ist demnach linear abhängig von der Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen in der Suspension. Diese Beziehung trifft allerdings nur dann annähernd zu, wenn die Partikel nicht miteinander reagieren, d.h. die Größe und chemische Charakteristik der Partikel bei der Filterpassage unverändert bleiben.

Entsprechend der Filtergleichung dient die Filterkonstante als Maß für die erzielbare Eliminationsleistung einer Filtrationsanlage. Demnach kann der Wirkungsgrad einer Filtrationsanlage sehr hoch werden, wenn z. B. bei der Auslegung ein kleines Filterkorn gewählt wird. Durch den Einsatz eines kleineren Filterkorns wird allerdings der Filterwiderstand des Filters heraufgesetzt, so dass für den gleichen Durchsatz eine größere Fläche zur Verfügung gestellt werden müsste. Hierdurch sind die Grenzen für die praktische Realisierbarkeit gegeben.

In der Praxis der Filtration wird zwischen Langsam- und Schnellfiltration unterschieden. Beim Langsamfilter werden Filtergeschwindigkeiten von 0,05 – 0,5 m/h erreicht, bei einem Überstau von ca. 1 m. Die Filterschichthöhe beträgt mindestens 1 m. An das Filtermaterial werden bezüglich der Korngrößenverteilung (Ungleichförmigkeitsgrad)  $U=d_{60}/d_{10}$  keine erhöhten Anforderungen gestellt. Die Korngrößen können zwischen 0,5 – 1 mm liegen, es können aber auch unklassierte Sande verwendet werden.

Bei der Schnellfiltration ist auf ein geeignetes Filtermaterial zu achten. Der Ungleichförmigkeitsgrad muss unter 1,5 liegen um die hohen Durchflussgeschwindigkeiten von >0,5 bis zu 10 m/h zu realisieren. Unter Druck können noch höhere Geschwindigkeiten bis zu 20 m/h erreicht werden. Die notwendige Schichthöhe beträgt nach DVGW W210 [DVGW-W 210 T. 1, 1983] 1-3m und nimmt mit der Korngröße zu. Sie müssen spülbar, d.h. regenerierbar sein.

Um die Standzeit zu erhöhen wird in der Regel die Filterschicht als Zwei- oder Dreischichtfilter ausgebildet.

### **Allgemeine Bemessung**

Die Filtergeschwindigkeit wird angegeben als:

$$v=Q/F$$

mit:         $v$  = Filterschwindigkeit in m/h  
          $Q$  = Durchflussmenge  
          $F$  = Filterfläche

#### **4.2.2.1 Sandfilter**

##### **Maßnahmenbeschreibung**

Sandfilter werden seit langem erfolgreich in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt [Grombach et al., 1993] und kommen als Langsamfilter mit Filtergeschwindigkeiten von  $v_f = 0,05-0,2$  m/h und auch als Schnellfilter vor. Letztere werden als offene Schnellfilter ( $v_f < 7$  m/h) oder geschlossen unter Druck mit Filtergeschwindigkeiten von 10-20 m/h betrieben [Damrath, Landwehr, 1992]. Es sind sowohl Einschicht- als auch Mehrschichtfilter in Gebrauch.

In den USA und Australien bestehen Erfahrungen mit dem Einsatz von Sandfiltern zur Regenwasserbehandlung [Urbonas, 1999]. In der Regel kommen Langsamfilter zum Einsatz. Es gibt aber auch Beispiele für den Einsatz von Schnellfiltern. Obwohl meist ein Rückhaltebecken zur Vergleichmäßigung des Zuflusses vorgeschaltet wird, erfolgt die Beschickung des Sandfilters im Gegensatz zum Einsatz in der Trinkwasseraufbereitung intermittierend.

Mit der Zeit wird die Durchlässigkeit eines Filters durch die zurückgehaltenen Partikel vermindert. Schnellfilter werden deshalb regelmäßig gespült. Bei Langsamfiltern ist es dagegen üblich nach einer gewissen Zeit die oberste Schicht des Filtermaterials abzuschälen [Damrath, Landwehr, 1992].

Über den Einsatz von Sandfiltern in Kombination mit Flotation und UV-Bestrahlung berichten LAINE et. Al. [Laine et al., 1998]. In einer Versuchsanlage konnten sehr hohe Wirkungsgrade (>90% bzgl. AFS und CSB) erzielt werden, allerdings mit hohem technischen Aufwand.

##### **Bemessung**

Die Bemessung eines Sandfilters zur Regenwasserbehandlung ist immer im Zusammenhang mit dem zwangsläufig oberhalb anzuordnenden Rückhalteraum zu sehen. Daraus folgt der Zulauf zum Filter und der Anteil, der im Bypass vorbeigeleitet wird.

Ein Problem stellt die abnehmende Durchlässigkeit des Filters dar. Bei einer Bemessung mit einem konstanten  $k_f$ -Wert müsste zwangsläufig ein sehr geringer Wert gewählt werden, der

zu unwirtschaftlichen Ergebnissen führt. Messungen an Sandfiltern in den USA haben gezeigt, dass die Durchflussrate mit den akkumulierten Sedimenten im Filter korreliert URBONAS [Urbonas, 1999]. Während ein neuer Sandfilter noch eine Durchflussrate von 300 mm/h aufweist, sinkt der Wert während einer Saison schnell auf 50-75 mm/h, um dann langsam auf 15 mm/h weiter abzusinken.

$$q = k_f \cdot F_{AFS}^{-c}$$

mit:

- q: Durchflussrate in m/h
- k<sub>f</sub>: hydraulische Leitfähigkeit des Filtermaterials
- F<sub>AFS</sub>: akkumulierte Fracht im Filter in kg/m<sup>2</sup>
- c: empirische Konstante

Die im Filter akkumulierte Fracht kann mit den üblichen Ansätzen unter Berücksichtigung des Bypasses und des Wirkungsgrades abgeschätzt werden. Mit Schmutzfrachtmodellen kann das Verhalten des Filters nachgebildet werden.

### **Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt**

Die Wirkung des Filters selbst auf den Wasserhaushalt ist vernachlässigbar. Das Retentionsvolumen wird allerdings eine Vergleichmäßigung des Abflusses bewirken.

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Nachfolgende Tabelle stellt die Ergebnisse zahlreicher Messungen an amerikanischen Anlagen zusammenfassend dar [Urbonas, 1999]. Die Reinigungsleistung schwankt für die verschiedenen Stoffparameter, wie bei den meisten anderen Verfahren auch. Interessant ist, das Reinigungsverhalten gegenüber Kupfer und Zink. Während bei Regenklärbecken das Reinigungsvermögen gegenüber Kupfer deutlich besser ist als gegenüber Zink (Tab. 21), ist es beim Sandfilter umgekehrt.

Tab. 21: Gemessene Reinigungsleistungen von Sandfiltern [Urbonas, 1999]

Parameter	Zufluss			Abfluss			Wirkungsgrad		
	Min.	Max.	Mitt.	Min.	Max.	Mitt.	Min.	Max.	Mitt.
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[%]	[%]
AFS	12	884	160	4	40	16	8	96	80-94
P <sub>ges</sub>	0,05	1,40	0,52	0,035	0,14	0,11	5	92	50-75
N <sub>ges</sub>	2,4	30,0	8,0	1,6	8,2	3,8	(-130)	84	30-50
Organisch gebunder Stickstoff	0,4	28,0	3,8	0,2	2,9	1,1	0	90	60-75
Kupfer	0,030	0,135	0,060	0,016	0,035	0,025	0	71	20-40
Zink	0,040	0,890	0,200	0,008	0,059	0,033	50	98	80-90

Tab. 22: *Reinigungsleistung nach National Pollution Removal Performance Database*

Parameter	Wirkungsgrad		
	Perimeter Sand Filter	Surface Sand Filter	Vertical Sand Filter
	[%]	[%]	[%]
AFS	79	87	58
P <sub>ges</sub>	41	59	45
P <sub>gel</sub>	68	-17	21
N <sub>ges</sub>	47	32	5
Nox	-53	-13	-87
Kupfer	25	49	32
Zink	69	80	56

Die dargestellten Reinigungsleistungen sind der National Pollution Removal Performance Database entnommen. In dieser Datenbank werden die Reinigungsleistungen unterschiedlicher Regenwasserbehandlungsarten aufgelistet. Die dort vorgefundenen Werte entsprechen den in anderen Untersuchungen gefundenen Werte. [CWP, 2000]

### **Flächenbedarf**

Der Flächenbedarf eines Sandfilters hängt entscheidend von der Dimensionierung des vorgeschalteten Rückhaltevolumens ab. Bei einer großzügigen Auslegung des Rückhaltebeckens kann der Flächenbedarf auf 1% der angeschlossenen Fläche reduziert werden, womit allerdings erhebliche Kosten verbunden sind. Im konkreten Fall ist deshalb das Optimum zwischen möglichst kleinem RRB und kleiner Filterfläche zu suchen. Bei einer Drosselung der Zuflüsse auf 5 l/(s\*ha) und einer Durchflussrate von 75 mm/h (entsprechend einem  $k_f$ -Wert von  $2 \cdot 10^5$  m/s) beträgt der Flächenbedarf ca. 2,5%.

### **Herstellungskosten**

Wie der Flächenbedarf hängt die Herstellungskosten entscheidend von der vorgeschalteten Retention ab. Für das o.a. Beispiel (5 l/(s\*ha), 75 mm/h), einem umbauten Raum von 1,5 m<sup>3</sup> pro m<sup>2</sup> Filterfläche und spez. Kosten von 500 EUR/m<sup>3</sup> ergeben sich flächenspezifische Kosten von 18 EUR/m<sup>2</sup>. Hinzu kommen die Kosten für das Rückhaltevolumen.

### **Betriebskosten, Nutzungsdauer**

Sandfilter haben einen nicht unerheblichen Betriebsaufwand. Um die hydraulische Leistungsfähigkeit und die Reinigungsleistung des Filters aufrecht zu erhalten, ist ein regelmäßiges Abschälen der oberen Schichten (50-75 mm) erforderlich. Ein Auflockern der oberen Schicht alleine schafft dagegen nur sehr kurzfristig Abhilfe. Typische Wartungszyklen sind 1-2 Mal pro Jahr. Nach ca. 5-10 Abschälvorgängen ist das gesamte Filtermaterial auszutauschen, da sich auch die Poren in den unteren Schichten zusetzen. Die Betriebskosten steigen mit der Beaufschlagung des Filters. Umso kleiner die Filterfläche in

Bezug auf die angeschlossene Fläche, desto häufiger ist eine Reinigung bzw. ein Austausch des Filtermaterials erforderlich. Eine größere Filterfläche ist somit betrieblich günstiger, erhöht aber die Herstellungskosten [Urbonas, 1999].

Bei einem Austausch des Filtermaterials alle 5 Jahre (100 EUR/m<sup>2</sup>) und einem Abschälen der obersten 7 cm jedes Jahr (10 EUR/m<sup>2</sup>) ergeben sich jährliche Betriebskosten von ca. 30 EUR/m<sup>2</sup> Filterfläche. Bezogen auf die angeschlossene Fläche (Flächenbedarf 2,5%) sind dies ca. 0,75 EUR/m<sup>2</sup>.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Sandfiltern wird von der LAWA [Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA), 1998] mit 8-12 Jahren angegeben. Dieser Wert bezieht sich jedoch wahrscheinlich auf geschlossene Filter zur Trinkwasseraufbereitung. Die Nutzungsdauer des Baukörpers von offenen Langsamfiltern liegt schätzungsweise bei 40 Jahren.

#### **4.2.2.2 Retentionsbodenfilter im Trennsystem**

Bodenfilter können sowohl zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem als auch zur Mischwasserbehandlung (Mischsystem) eingesetzt werden [Brunner, 1998], [MUNLV-NRW, 2003], [LFU BW, 2002]

Im Falle der Regenwasserbehandlung im Trennsystem bestehen Bodenfilterbecken in der Regel aus möglichst naturnah gestalteten, offenen Erdbecken. Ihre bepflanzte Sohle ist als Filterkörper ausgebildet, unter dem eine Drainage angeordnet ist. Die Filtergeschwindigkeit ist abhängig von der Durchlässigkeit des Filterkörpers. Die Drainage führt das gereinigte Wasser gedrosselt an den Vorfluter ab. Durch eine Drossel im Ablauf kann die Aufenthaltszeit im Boden und so die Reinigungsleistung des Beckens gesteuert werden.

Um eine vorzeitige Kolmation des Retentionsbodenfilters (RBF) zu vermeiden bzw. zu verzögern ist dem RBF ein Regenklärbecken vorzuschalten. Dieses kann sowohl im Dauerstau, als auch ohne Dauerstau betrieben werden. Die Vor- und Nachteile sind im Kapitel Regenklärbecken beschrieben.



## Retentionsbodenfilter mit vorgeschaltetem RKB ohne Dauerstau

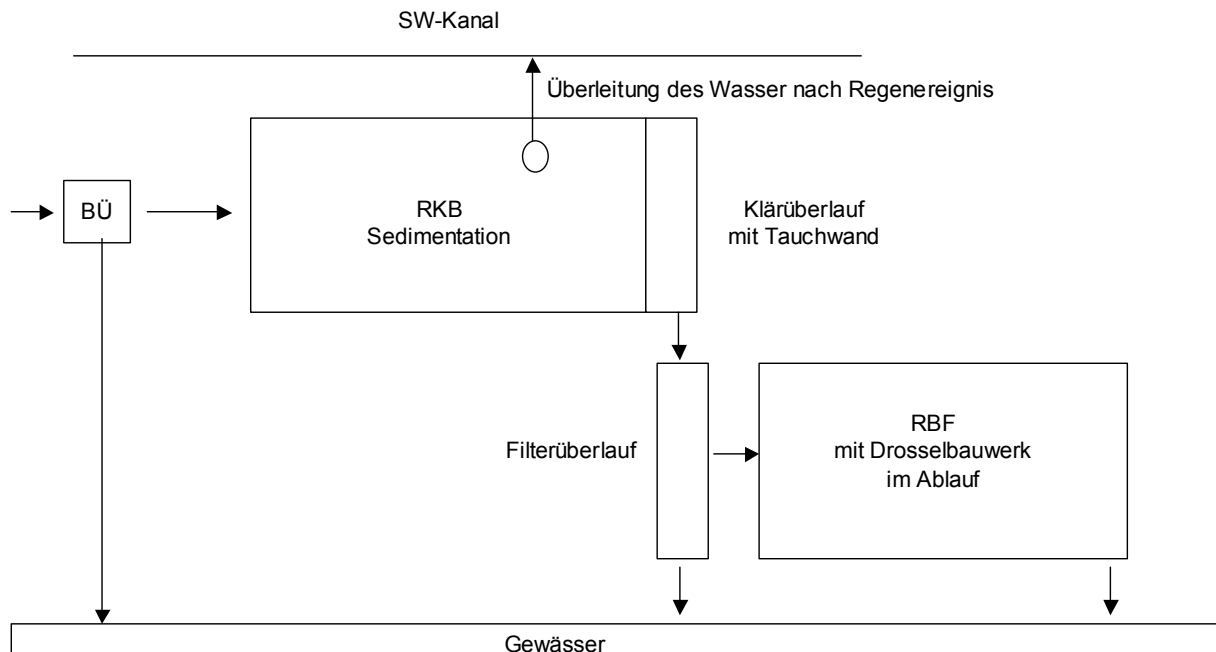


Abb. 18: *Retentionsbodenfilter mit vorgeschaltetem Regenklärbecken ohne Dauerstau*

Im Falle von Regenablaufwasser von Straßen wird das Becken gedichtet ausgeführt. Ist eine Dichtung erforderlich, um unkontrollierte Stoffeinträge in den Boden zu vermeiden (in Abhängigkeit von der eingeleiteten Niederschlagswasserqualität und den Grundwasserverhältnissen), ist diese bei hohen Grundwasserständen gegen Auftrieb zu sichern. In der Ausführung kann dies auch eine massive Betonwanne als Dichtung zur Folge haben. Im Einzelfall ist zu prüfen ob auf eine Dichtung verzichtet werden kann.

In flachen Gebieten wird der Zulauf zum Bodenfilter gehoben, d.h. gepumpt, werden müssen. Das hat für den Anteil des zu behandelnden Niederschlagswassers hohe Energiekosten zur Folge. Als Ausgleich kann dem Filter ein Retentionsraum vorgeschaltet werden. Nach Notwendigkeit kann zusätzlich auch ein Schlammfang und ein Ölabscheider vorgesehen werden. Im Becken ist ein Grundablauf und ein Notüberlauf erforderlich. Das nicht behandelte Wasser im Retentionsraum kann zur Behandlung zur Kläranlage geleitet werden.

### **Filtersubstrat, Filtervegetation und Filtergeschwindigkeit**

Bei der Auswahl des Bodenfiltermaterials muss auf eine langfristige Durchlässigkeit geachtet werden. Im Einzelfall sind für die weitergehende Entfernung von ausgewählten Stoffen adsorptionsfähige Zusätze zum Filtermaterial möglich. Die Bepflanzung der Filteroberfläche dient vorwiegend zum Schutz vor Kolmation. Es wird eine Bepflanzung mit Schilf empfohlen. Dabei ist auf eine Etablierung des Schilfes vor der ersten Beschickung zu achten.

Die Bemessung des Filters hängt im wesentlichen vom eingesetzten Filtersubstrat ab. In [LFU BW, 2002] wird bei der Bemessung von einem kf-Wert des Bodens von  $1,5 \cdot 10^{-5}$  m/s (entspricht  $0,015$  l/(m<sup>2</sup>\*s)) ausgegangen. Dies ergibt aus den eingesetzten sandigen Böden. Die sandigen Böden bestehen in der Regel aus Sanden von 0-2 mm. Diese lassen sich leicht beschaffen und stehen über den Handel zur Verfügung. Die empfohlenen Korngrößenverteilungen für den Einsatz zur Regenwasserreinigung werden wie folgt angegeben.

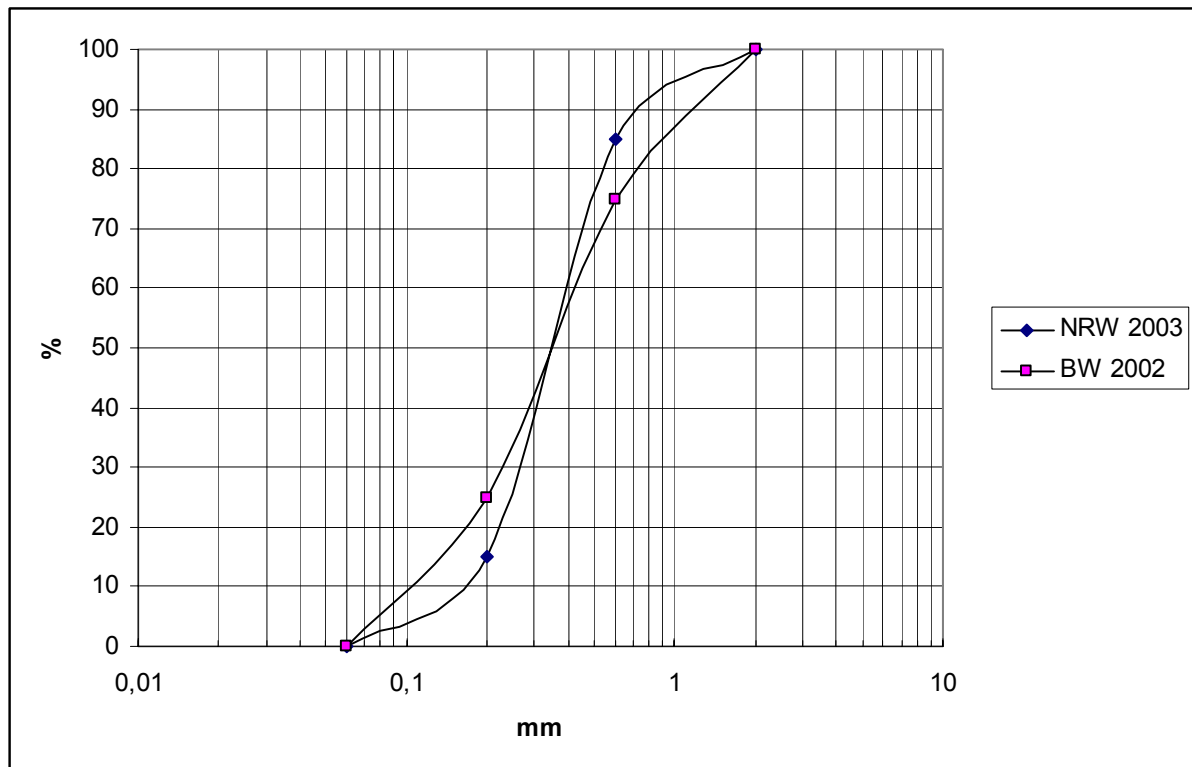


Abb. 19: Vorgeschlagene Siebkennlinie des Filtersubstrates für Bodenfilteranlagen

Es wird davon ausgegangen, dass in den ursprünglich durchlässigeren sandigen Böden (kf-Werte um  $1 \cdot 10^{-4}$  m/s) im Laufe der Filtrationsvorgänge eine Einlagerung von Feinstoffen und Bakterienwachstum erfolgt, die zu einer Verringerung der Durchlässigkeit führt.

Im Bodenfilterhandbuch werden in Abhängigkeit der Anforderungen an den Filter folgende Filtergeschwindigkeiten empfohlen.

Tab. 23: *Empfohlene Filtergeschwindigkeiten für Bodenfilter* [MUNLV-NRW, 2003]

Problem im Gewässer	Filtergeschwindigkeit vF		
	m/s	l/(m <sup>2</sup> *s)	m/h
O2-Toxizität	1,0*10 <sup>-5</sup> – 2,0*10 <sup>-5</sup>	0,01-0,02	0,04-0,08
NH3-Toxizität	1,0*10 <sup>-5</sup>	0,01	0,04
Feststoffe, Schwermetalle	3,0*10 <sup>-5</sup>	0,03	0,1

Von den in der Tabelle aufgeführten Filtergeschwindigkeiten kann in begründeten Sonderfällen abgewichen werden. Dies kann im Falle von zu geringer Flächenverfügbarkeit der Fall sein. Aus Erfahrungen aus dem Bereich Bewachsener Bodenfilter für die Reinigung von Schmutzwasser (Pflanzenkläranlagen) ist bekannt, dass sich im Laufe der Beschickung ein kf-Wert von ca. 5\*10<sup>-5</sup> einstellt.

### **Bemessung**

In Deutschland existieren 2 leicht unterschiedliche Bemessungsansätze.

In Baden-Württemberg wird durch die Bemessung der Absetzanlage ein Volumen von 44 m<sup>3</sup>/ha erforderlich. Dies ist bedingt durch die Bemessungsregenspende von 120 l/(s\*ha).

$$V_{\text{erf.}} = (A_u * r_{15,1} * h_B * 3,6) / q_A$$

Bodenfilter:  $h_{\text{max}} = 1\text{m}$

Die zulässige Entlastungsrate  $e_{\text{zul}} = V_{\text{qe}} / V_{\text{Qr}} * 100$  [%] ist mit Genehmigungsbehörde abzustimmen. Die Entlastungsrate muss nachweislich kleiner  $e_{\text{zul}}$  sein.

Die hydraulische Filterbelastung (jährliche Beschickungshöhe) wird wie folgt errechnet:

$$h_s \text{ (Stapelhöhe)} = V_{\text{Qf}} / A_f \text{ [m/a]},$$

mit  $h_s \leq 40$  ( $h_{s \text{ zul}}$ ) [m/a]

Die zulässige Beschickungshöhe (Stapelhöhe)  $h_s$  sollte maximal 40 [m/a] ( $V_{\text{Qf}}/A_f$ ) im Mittel für Straßenentwässerung und Trennsystem betragen, im Einzeljahr sind 60 m/a erlaubt. [LFU BW, 2002]

In Nordrhein-Westfalen wurde die Bemessungsrichtlinie in einem Bodenfilterhandbuch veröffentlicht. Sie unterscheiden sich geringfügig von den Bemessungsrichtlinien in Baden-Württemberg. [MUNLV-NRW, 2003]

Vor der Bemessung müssen die Zielgrößen für die Dimensionierung definiert werden. Dazu zählen hydraulischer Stress, O<sub>2</sub>-Defizit, NH<sub>3</sub>-Toxizität, Phosphor und Stickstoffgehalte,

Feststoffe und Schwermetalle und nicht zuletzt die Hygiene. Diese Zielgrößen haben Einfluss auf den Drosselabfluss, die Entlastungshäufigkeit und den hydraulischen Wirkungsgrad. Diese Zielgrößen basieren im wesentlichen auf dem Merkblatt BWK M3 [BWK-M 3, 2001].

Tab. 24: Zielgrößen für die Dimensionierung von Retentionsbodenfiltern

Problem im Gewässer	Drosselabfluss max. Qd	Entlastungshäufigkeit n	Hydraulischer Wirkungsgrad $\eta$ h
	L/s	1/a	
Hydraulischer Stress	Örtliche Festlegung	0,5-2	Nicht maßgebend
O2-Defizit	Nicht maßgebend	0,5-2	Nicht maßgebend
NH3-Toxizität	Nicht maßgebend	0,5-2	Nicht maßgebend
Phosphor, Stickstoff	Nicht maßgebend	Nicht maßgebend	Örtliche Festlegung
Feststoffe, Schwermetalle	Nicht maßgebend	Nicht maßgebend	Örtliche Festlegung
Hygiene	Nicht maßgebend	Örtliche Festlegung	Örtliche Festlegung

Die Anforderungen an Drosselabfluss, Entlastungshäufigkeit, hydraulischen Wirkungsgrad und maximale Einstaudauer des Bodenfilters werden festgelegt. Daraus wird das erforderliche Retentionsvolumen festgelegt und die Entlastungshäufigkeit und/oder der hydraulische Wirkungsgrad mittels Langzeitsimulation nachgewiesen. Das Volumen wird den jeweiligen Bedingungen entsprechend angepasst.

Die Beschickungshöhe (Stapelhöhe) HF sollte zwischen 40-50 [m/a] ( $V_{Qf}/A_f$ ) im Mittel für Straßenentwässerung und Trennsystem betragen, im Einzeljahr sind 60 m/a zulässig.

Der Flächenbedarf eines Bodenfilters hängt entscheidend von der zu behandelnden Niederschlagswassermenge ab. Die Dimensionierung des vorgeschalteten Rückhaltevolumens muss in Abhängigkeit von der erwünschten Absetzwirkung erfolgen.

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Die Schadstoffkonzentration des abfließenden Wassers ist abhängig von Filtermaterial, dessen Kornverteilung, der Aufbaustärke und hydraulischer Belastung des Filters sowie der Beschaffenheit des Zuflusses. Für die Regenwasserbehandlung mit Bodenfiltern liegen noch sehr wenige Untersuchungen vor. Daher können nur aus den vorliegenden Untersuchungen Angaben zur prozentualen Reduktion gemacht werden. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf Ergebnisse von Bodenfilteranlagen aus der Mischwasserbehandlung und Bodenfilteranlagen in Trennsystemen.

Tab. 25: Gemessene Reinigungsleistungen von Mischwasserbodenfiltern bezüglich AFS, CSB und Nährstoffen [MUNLV-NRW, 2003]

Parameter	Wirkungsgrad				
	Waldangeloh	Fulda Fellenweg	Alsdorf	Wülfrath	Geilenkirchen Flahstraße
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
AFS	95	95	50	k.A.	83
CSB	76	95	35	85	82
o-PO4	72	90			88
PO4ges	78			87	
NH4-N	93	95	62	70	65
Nges			54	12	22
NO3-N	100	100		91	43

Die Ergebnisse aus vorstehender Tabelle zeigen durchgehend einen guten Rückhalt bezüglich AFS und CSB. Auch für Nährstoffe werden gute Rückhalte erzielt. Allerdings schwanken die Werte hier deutlich. Dies scheint mit der unterschiedlichen Konstruktion und Betriebsweise der aufgeführten Anlagen zusammenzuhängen. Auffällig sind die erheblich schlechteren Reinigungsleistungen in der Anlage Alsdorf.

Tab. 26: Gemessene Reinigungsleistungen von Mischwasserbodenfiltern bezüglich Schwermetalle [MUNLV-NRW, 2003]

Parameter	Wirkungsgrad	
	Wülfrath	Geilenkirchen
	[%]	[%]
Zn	92	92
Mn	65	80
Al	98	84

Die Rückhalteleistung liegt bei fast allen untersuchten und dargestellten Parametern mit über 80% sehr hoch. Nur für Mn werden in Wülfrath nur 65% angegeben.

Tab. 27: Gemessene Reinigungsleistungen eines Regenwasserbodenfilters [Hamburg 2000]

Parameter	Reduzierung
	[%]
AFS	90
BSB7	80
TOC	70
DOC	50
Pb	85
Cu	85
Zn	90

Die in Hamburg im Projekt Halenreihe gemessenen Werte decken sich mit den Angaben aus Nordrhein-Westfalen. Dies gilt sowohl für den guten Reinigungserfolg bei Nährstoffen als auch bei den Schwermetallen.

Tab. 28: *Gemessene Stoffakkumulation im Mischwasserbodenfilter Fulda Fellenweg mittlere Werte, gemessen über 5 Jahre [MUNLV-NRW, 2003]*

Parameter	Einheit	Akkumulation Fulda Fellenweg		
		1994	1998	Differenz
P <sub>ges</sub>	mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /100 g TS	175	183	8
Zink	mg/kg	95	107	12
Cadmium	mg/kg	17	25	8
Blei	mg/kg	21	30	9
Kupfer	mg/kg	30	32	2

Wenn die Reinigungsleistungen gut sind, stellt sich die Frage nach dem Verbleib und der Akkumulation der Schadstoffe. Die Messwerte aus dem Bodenfilter in Fulda zeigen eine deutliche Anreicherung aller Schwermetalle in der Bodenmatrix. Leider lagen hierfür keine Daten zur Reinigungsleistung vor. Es bleibt zu untersuchen, ob sich die Schwermetalle linear akkumulieren oder ob die Aufnahmefähigkeit mit der Zeit erschöpft sein wird und der Austrag im Ablauf sich erhöht.

### **Herstellungskosten**

Das Handbuch für Bodenfilter NRW [MUNLV-NRW, 2003] weist verschiedene Kostenangaben aus. Bezogen auf die Filterfläche werden je nach Größe ca. 150 €/m<sup>2</sup> bei 6000 m<sup>2</sup> bis 300 €/m<sup>2</sup> bei 1000 m<sup>2</sup> Gesamtfläche ausgewiesen. Bezogen auf das Retentionsvolumen bedeutet das 100 €/m<sup>3</sup> bei 10.000 m<sup>3</sup> bis 250-300 €/m<sup>3</sup> bei 1000 m<sup>3</sup>. Die Einzugsgebietsspezifischen Kosten werden mit ca. 10.000 €/ha Au (bei ca. 100 ha) bis 30.000 €/ha Au (bei ca. 10 ha) angegeben.

Die Kostenangaben in [LFU BW, 2002] liegen etwa auf dem gleichen Niveau. So werden für 1.000 m<sup>3</sup> Nutzvolumen ebenfalls 300 €/m<sup>3</sup> angegeben. Bei 2500 m<sup>3</sup> liegen die Kosten bei ca. 200 €/m<sup>3</sup>.

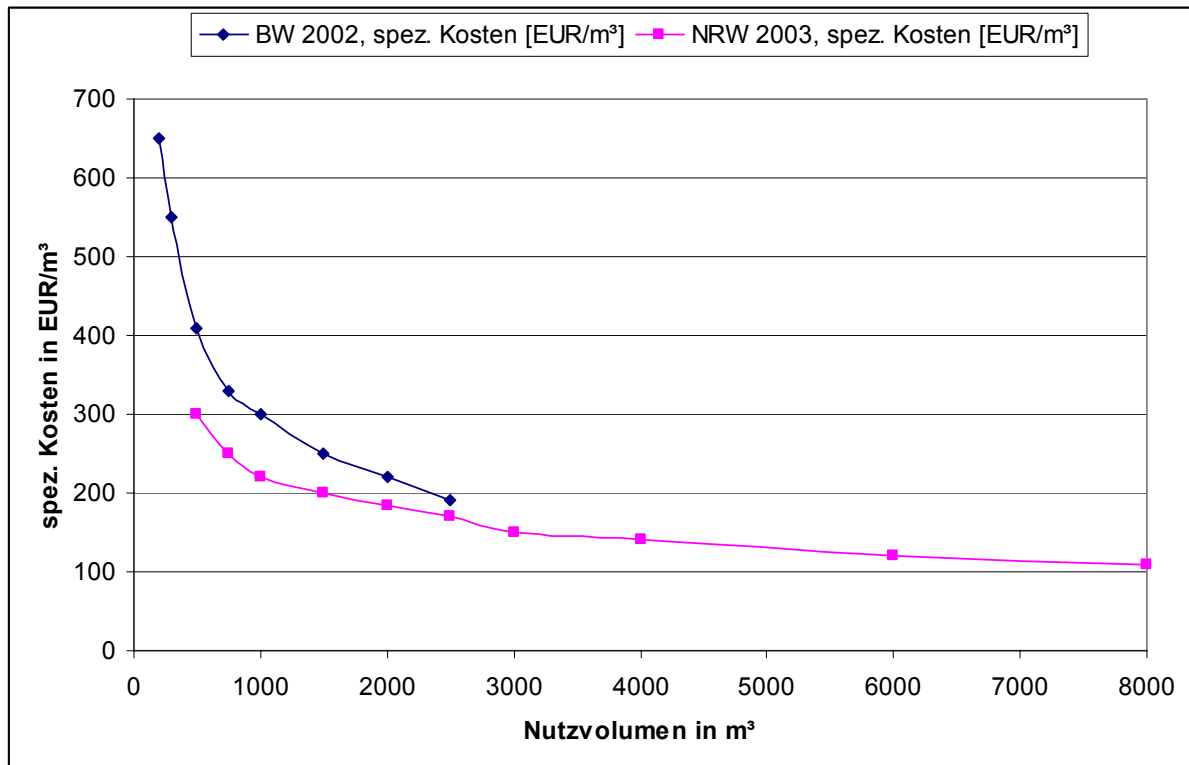


Abb. 20: spezifische Kosten für Retentionsbodenfilteranlagen in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen

Die Kosten hängen dazu noch stark von der Lage am Auslauf und dem Gefälle des vorhandenen Kanalnetzes ab. Liegt die Sohle im Grundwasserbereich, ist sie auftriebssicher zu gestalten. Dies erhöht die Baukosten erheblich. Dazu kommen die Kosten für Pumpenanlagen. Nicht eingerechnet sind die Kosten für Grunderwerb, die, je nach Standort, nicht unerheblich sein können.

### **Betriebskosten, Nutzungsdauer**

Die hydraulische Leistungsfähigkeit und die Reinigungsleistung des Filters muss durch regelmäßiges Abschälen der oberen Schichten (50-75 mm) aufrecht erhalten werden. Das erforderliche Intervall hängt von der Beaufschlagungsmenge durch die eingetragene Fracht ab. Das Intervall kann durch Abschätzung der eingetragenen Feststoffmenge erfolgen. Diese kann je nach Eintrag bis zu mehreren cm pro Jahr betragen. Je nach Alter des Filters wird die eingetragene AFS-Fracht unterschiedlich eingebaut und mineralisiert. Der Filter darf dabei seine hydraulische Leistungsfähigkeit nicht verlieren. Hinweise auf die Abschälintervalle sind in den Hinweisen zu Aufbau und Betrieb nicht vorhanden. [MUNLV-NRW, 2003] [LFU BW, 2002]

Wenn die Filterleistung sinkt, sollte abgeschält werden. Nach ca. 5-10 Abschälvorgängen ist das gesamte Filtermaterial auszutauschen, da sich auch die Poren in den unteren Schichten zusetzen. Als Standzeit kann eine mittlere Nutzungsdauer von 25 Jahren angenommen werden.

Die Betriebskosten steigen mit der Beaufschlagung des Filters. Je kleiner die Filterfläche in Bezug auf die angeschlossene Fläche, desto häufiger ist eine Reinigung bzw. ein Austausch des Filtermaterials erforderlich. Eine größere Filterfläche ist somit betrieblich günstiger, erhöht aber die Herstellungskosten [Urbonas, 1999]

Zusätzlich zu den Kosten für die Beräumung der Oberfläche fallen i.d.R. Pumpkosten für die Hebung des Wassers an. Oft sind die Bodenfilter, speziell in flachen Einzugsgebieten, nur unter Wiederanhebung des Wassers auf das ursprüngliche Kanalniveau, bzw. auf das Niveau des Vorfluters zu realisieren.

#### **4.2.2.3 Infiltrationsanlagen**

Zu den Infiltrationsanlagen zählen sowohl zentrale Versickerungsbecken als auch dezentrale Anlagen wie Flächenversickerung, Mulden, Rigolen, Mulden-Rigolen-Elemente und davon abgewandelte Systeme wie das Mulden-Rigolen-System und das System INNODRAIN. Die Bemessung dieser Anlagen ist im Arbeitsblatt A 138 der DWA geregelt. Die Anlagen werden in Kap. 4.3 ausführlich dargestellt.

#### **4.2.3 Chemisch-physikalische Behandlungsverfahren**

Der Wirkungsgrad von Sedimentations- und Filteranlagen kann durch den Einsatz chemischer Mittel (Fällung, Flockung) weiter erhöht werden. Chemische Fällung und Flockung können auch mit dem Prinzip der Flotation kombiniert werden.

Nach europäischer Norm EN 1085 ist die chemische Fällung eine Überführung von gelösten Abwasserinhaltsstoffen in ungelöste Formen durch chemische Reaktionen mit einem Fällungsmittel. Mit der Fällung können im Niederschlagsabfluss gelöste Ionen, z. B. Phosphat, entfernt werden. Die Zugabe der Fällungschemikalie führt zu einer Verschiebung des Löslichkeitsgleichgewichtes der im Niederschlagsabfluss gelösten Salze. Die Fällungschemikalie bildet mit dem zu fällenden Stoff ein schwer lösliches Salz, dessen Löslichkeitsprodukt durch die Chemikaliengzugabe überschritten wird. Es entsteht ein Niederschlag, der ausfällt. Für die Fällung von Phosphat werden im allgemeinen Eisensalze eingesetzt.

Die Flockung ist nach EN 1085 die Bildung abscheidbarer Flocken durch Aggregation kleiner Teilchen; der Vorgang wird üblicherweise durch mechanische, physikalische oder biologische Zusatzmittel unterstützt. Bei der Flockung werden die im Niederschlagsabfluss enthaltenen Schmutzstoffe durch die Zugabe einer Flockungschemikalie in größere, abtrennbare Aggregate überführt. Das Prinzip der Flockung ist es, das Abstoßungspotenzial suspendierter Stoffe herabzusetzen (Entstabilisierung), um ein Aneinanderlagern der Stoffe zu begünstigen. Aus einer stabilen Suspension mit geringer Sinkgeschwindigkeit wird



dadurch eine instabile Suspensionen mit hoher Sinkgeschwindigkeit. Es gibt verschiedene Möglichkeiten instabile Suspensionen zu erzeugen, u.a. durch Adsorptionskoagulation und durch Flokkulation.

In der Realität sind die Prozesse der Fällung und Flockung nicht voneinander zu trennen. Bei einer Fällung kommt es häufig zur Anlagerung organischer Substanzen an den Niederschlag (Mitfällung) und bei der Flockung kommt es zur Einschlussflockung.

Bei dem Einsatz chemischer Verfahren ist es zwingend notwendig, den Chemikalienzusatz auf die vorhandene Konzentration und Fracht der zu eliminierenden Stoffe abzustimmen, was besonders für die Flockung zutrifft. Bei den Flockungsprozessen ist ein optimales Dosierungsverhältnis der Flockungschemikalie zu der Konzentration der suspendierten Stoffe erforderlich. Bei einer Überdosierung kommt es zu einer Ladungsumkehr der suspendierten Partikel und als Folge zu einer Reststabilisierung der Suspension. Im Fall einer Unterdosierung wird das Abstoßungspotenzial der suspendierten Stoffe nicht weit genug herabgesetzt, so dass unter Umständen kaum Flockungsprozesse stattfinden.

Bei der Fällung ist zu beachten, dass das Verhältnis aus Chemikalienzusatz zu der erzielten Elimination bei geringen Phosphatkonzentrationen bzw. Konzentrationen der zu entfernenden Ionen erheblich erhöht wird.

Der Einsatz der Fällung im Niederschlagsabfluss ist durch die in diesem Fall erforderlichen großen Chemikalienmengen bei gleichzeitig geringer Schmutzstoffentfernung abzuwägen, zumal der Einsatz von Fällungssalzen nicht nur Kosten verursacht, sondern auch zu einer Aufsatzung des Abflusses führt.

Der Einsatz chemischer Verfahren rentiert sich im allgemeinen nur bei höheren Konzentrationen des Schmutzstoffes im Niederschlagsabfluss, da ansonsten das Verhältnis der Chemikalienzugabe zu der eliminierten Menge des Schmutzstoffes unverhältnismäßig hoch wird. Bedingt durch die starken Konzentrationsschwankungen im Niederschlagsabfluss ist auf jeden Fall eine Pufferung des Abflusses und eine Regelung der Chemikaliendosierung notwendig. Zu beachten ist weiterhin, dass die Sedimente bzw. Filtrate oder Flotate i. d. R. in den Schmutzwasserkanal ein- und damit zur Kläranlage geleitet werden. Bei einer großflächigen Anwendung der Regenwasserbehandlung durch Fällung und Flockung sind Auswirkungen auf die Kläranlage zu berücksichtigen (z. B. Rücklösung von ausgefällten Stoffen).

#### **4.2.3.1 Fällung/Flockung in Kombination mit Sedimentation und Filtration**

##### **Maßnahmenbeschreibung**

Beim Einsatz der Flockung zur Regenwasserbehandlung werden die Flockungsmittel zweckmäßigerweise direkt in den Wasserstrom im Zulaufkanal dosiert. Dort erfolgt die Fällung von gelösten Substanzen und die Bildung von gut abtrennbaren Makroflocken. Die Abtrennung der Flocken erfolgt mechanisch durch Sedimentation oder durch Filtration. In Berlin wird die Flockenbildung in Rohren bereits seit Jahren bei verschiedenen

Volumenströmen bzw. Rohrdurchmessern eingesetzt. Rohrstrecken für die Flockung haben gegenüber herkömmlichen Flockungsreaktoren folgende Vorteile [Heinzmann, 1993]:

- eine praktisch homogene turbulente Strömung,
- Verbindungsleitungen zwischen Anlagenteilen können bei entsprechender Dimensionierung als Flockungsreaktoren verwendet werden, wodurch in vielen Fällen eine erhebliche Platzersparnis möglich ist
- ohne aufwendige Zusatzeinrichtungen ist ein Betrieb unter Druck möglich,
- keine beweglichen Teile.

Im Vergleich zum Regenklärbecken wurden die Eliminationsraten bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe und Phosphor nur durch Rohrflockung mit anschließender Filtration übertroffen. Die Qualität des Niederschlagsabflusses konnte deutlich verbessert werden. Bei der Rohrflockung mit anschließender Sedimentation blieben die Reinigungsleistungen sogar hinter denen des Regenklärbeckens zurück. Bei dem Parameter CSB konnte mit beiden Fällungsvarianten die Reinigungsleistung des Regenklärbeckens nicht übertroffen werden. Fazit ist, dass die Reinigungsleistung einer Fällungs- und Flockungsanlage entscheidend von der mechanischen Reinigungsleistung der Sedimentation bzw. der Filtration abhängt.

### **Bemessung**

Aus wirtschaftlichen und betrieblichen Gründen ist es sinnvoll, die Anlage zur weitergehenden Aufbereitung auf einen möglichst niedrigen Durchsatz auszulegen. Dies erfordert allerdings eine Zwischenspeicherung des Regenabflusses. Das Zwischenspeichern kann in einem Regenrückhalte- oder Regenklärbecken, aber auch in Rohrleitungen erfolgen.

HEINZMANN [Heinzmann, 1993] empfiehlt eine Auslegung der Fällungs- und Flockungsanlage, auf eine Bemessungsregenspende von 0,36-0,72 mm/h bzw. 1-2 l/(s\*ha). Bei einer Behandlung von z. B. 85% des Niederschlagsabflusses wird dadurch ein Speichervolumen von ca. 8 mm oder 80 m<sup>3</sup>/ha erforderlich. Der vorgeschaltete Speicher soll innerhalb von 24 h durch die Aufbereitungsanlage entleert werden. Vor der Aufbereitungsanlage sollten zum Rückhalt partikulärer Stoffe Absetzräume (Sandfänge) angeordnet werden.

### **Reinigungsleistung**

HEINZMANN [Heinzmann, 1993] hat die Eliminationsraten einer Rohrflockung an einer Pilotanlage in Berlin untersucht. Die Abtrennung der Flocken erfolgte mit anschließender Filtration und alternativ durch Sedimentation. Die nachfolgende Grafik zeigt die Ergebnisse im Vergleich zur Reinigungsleistung eines Regenklärbeckens (RKB Dianasee).

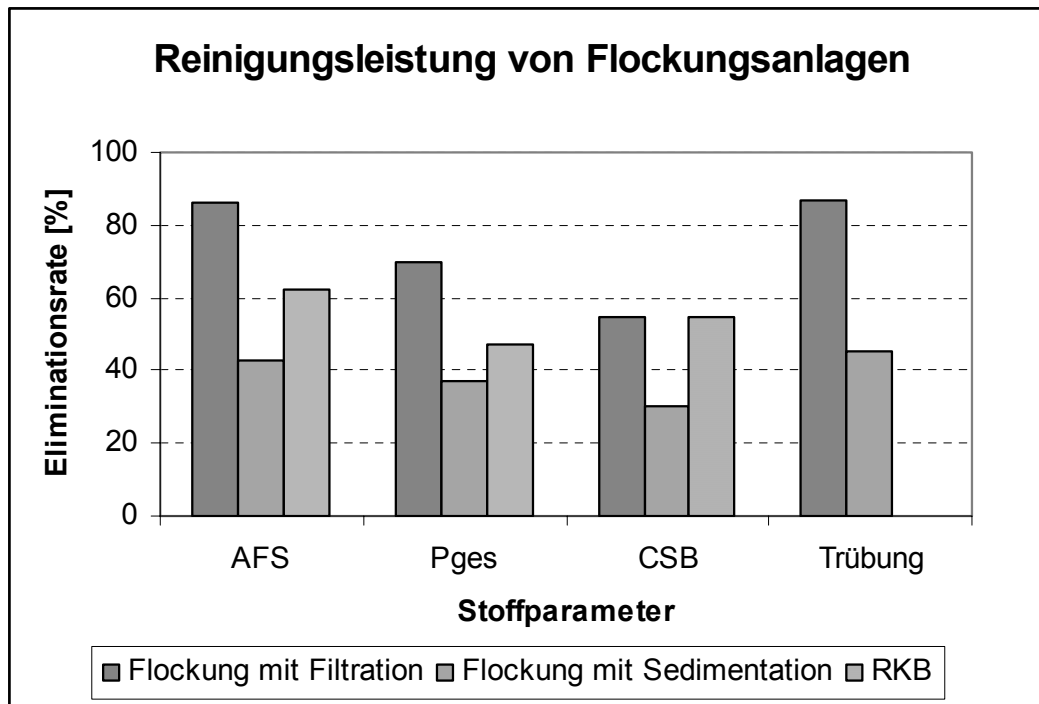


Abb. 21: Reinigungsleistung von Flockungsanlagen [Heinzmann, 1993]

### Herstellungskosten

Die Kosten für eine großtechnische Fällungs- und Flockungsanlage mit einem Durchsatz von 80 m<sup>3</sup>/h ( $A_{\text{red}} = 12,7 \text{ ha}$ ) schätzt HEINZMANN [Heinzmann, 1993] wie folgt ab:

- 2 Aufstromfilter (8 m/h) mit 10 m<sup>2</sup> Filterfläche: 375.000 EUR
- Dosiereinrichtung: 50.000 EUR
- 3 Regenwasserpumpen: 15.000 EUR
- vorgeschaltetes Absetzbecken ( $V = 100 \text{ m}^3$ ): 75.000 EUR
- elektrische Anschlüsse: 25.000 EUR
- Mess- und Regeltechnik: 25.000 EUR
- Speicherraum: 1,65 Mio. EUR

Die Gesamtkosten würden ca. 2,22 Mio. EUR oder 17,50 DM/m<sup>2</sup> betragen. Die Hauptkosten entstehen durch den nötigen Speicherraum, der bei einem Anlagendurchsatz von 1-2 l/(s\*ha) sehr groß wird (ca. 80 m<sup>3</sup>/ha).

### Betriebskosten, Nutzungsdauer

Die laufenden Kosten für die o.a. Anlage setzen sich wie folgt zusammen:

- Energie (Strom): ca. 500 EUR/a
- Chemikalien (Fällungsmittel): ca. 850 EUR/a
- Reparaturen: ca. 16.950 EUR/a
- Personal: ca. 7.500 EUR/a

Einleitungen in den Schmutzwasserkanal (Filterspülungen): ca. 5.900 EUR /a

Interessant sind dabei die relativ niedrigen Kosten für Energie und Chemikalien. Die Summe der Betriebskosten liegt bei 31.700 EUR/a oder 0,25 EUR/m<sup>2</sup>/a. Umgerechnet auf die behandelte Wassermenge ergeben sich mit Berücksichtigung der Kapitalkosten und der verschiedenen Abschreibungsdauern spezifische Kosten in Höhe von 4,60 EUR pro m<sup>3</sup> behandeltem Regenwasser.

#### **4.2.3.2 Fällung/Flockung in Kombination mit Flotation**

##### **Maßnahmenbeschreibung**

Alternativ zur Sedimentation oder Filtration der Flocken besteht die Möglichkeit zur Flotation. In der Entspannungsflotation wird das zuvor mit Flockungsmitteln behandelte Abwasser mit Druckluft bei etwa 3,5 bar gesättigt. Die bei der folgenden Druckentspannung entstehenden kleinen Blasen kommen in Kontakt mit den feinen Schweb- und Schlamnteilen und gelangen mit ihnen an die Oberfläche [ENVIPLAN, 1999]. In der Abwasserbehandlung ist die Flotation eine gängige Alternative zur Sedimentation (Nachklärung, Schlammeindickung). Großtechnische Anlagen zur Mischwasserbehandlung werden in den USA seit einigen Jahren eingesetzt. In Deutschland konnten Erfahrungen an einer Pilotanlage in Karlsruhe gesammelt werden PFEIFER, HAHN [Pfeiffer, 1995].

##### **Bemessung**

Maßgebende Bemessungsgröße für eine Flotationsanlage ist wie bei der Sedimentation die Oberflächenbeschickung. Konkrete Bemessungswerte existieren allerdings aufgrund der relativ geringen Erfahrungen nicht. Die Pilotanlage in Karlsruhe wurde auf eine Oberflächenbeschickung von 5 m/h ausgelegt.

##### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

In der Pilotanlage in Karlsruhe konnten die in nachfolgender Abbildung dargestellten Reduktionsleistungen festgestellt werden. Flockung und Flotation bewirken danach eine deutliche Erhöhung der Eliminationsrate gegenüber dem herkömmlichen Regenklärbecken PFEIFER, HAHN [Pfeiffer, 1995]. Zu beachten ist allerdings auch die unterschiedliche Oberflächenbeschickung der Anlagen (Regenklärbecken 10 m/h, Flotationsanlage 5 m/h). Messungen an amerikanischen Anlagen zeigen, dass die Eliminationsrate mit steigender Oberflächenbeschickung deutlich abnimmt. Ein direkter Vergleich zwischen beiden Anlagentypen kann daher nur bei gleicher Beschickungsleistung erfolgen. Eine Verbesserung der Reinigungsleistung durch Flotation ist jedoch anzunehmen. Die folgende Grafik vergleicht daher nur die derzeitigen Zustände bei den derzeit üblichen Bemessungsverfahren.

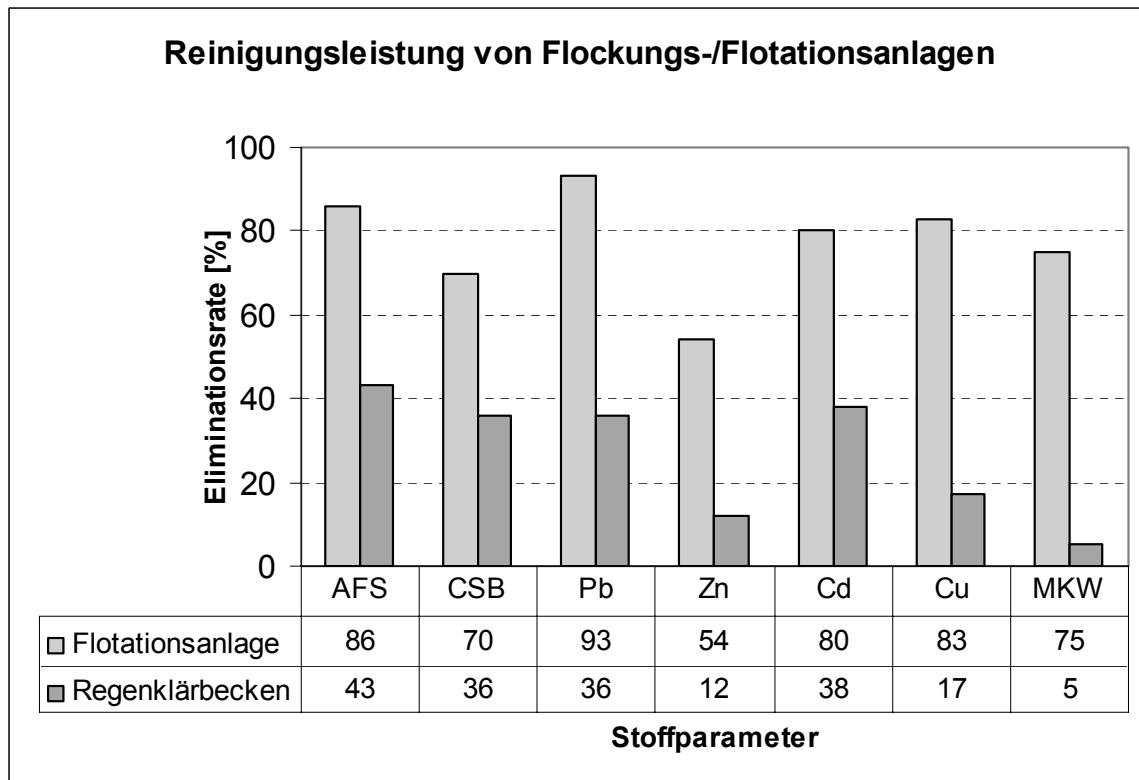


Abb. 22: Reinigungsleistung von Flockungs-/Flotationsanlagen PFEIFER, HAHN

### **Flächenbedarf**

Der Flächenbedarf einer Flockungs- und Flotationsanlage ist sehr gering und sicherlich ein Vorteil dieses Verfahrens.

### **Herstellungskosten, Betriebskosten**

In der Veröffentlichung über die Pilotanlage in Karlsruhe sind leider keine Angaben über Herstellungs- oder Betriebskosten angeführt. Ähnlich der Flockungsfiltration werden die Kosten maßgeblich durch das erforderliche Speichervolumen zur Vergleichmäßigung des Zuflusses bestimmt. Die maschinentechnische Ausstattung ist ähnlich aufwendig. Es ist deshalb anzunehmen, dass die Kosten in der gleichen Größenordnung wie bei der Flockungsfiltration liegen.

#### **4.2.3.3 Adsorption/Desorption**

Regenwasserverschmutzung wird vorwiegend von Abgasen, Rad- und Straßenabnutzungen sowie Bremsstaub verursacht. Auch der Verschleiß von Baustoffen und die Wartungschemikalien haben einen Anteil an der Verschmutzung. Dazu kommen Depositionen von Stäuben aus der Luft.

Um eine Reduktion der eingetragenen Stoffe zu ermöglichen werden natürliche und künstliche Sorptionsmittel verwendet,

- die nicht nur leicht verfügbar sind und eine hohe Aufnahmekapazität besitzen,
- sondern auch aus dem gereinigten Wasser gut entfernbar sind.

Eisenoxide oder Eisenhydroxide erfüllen die ersten beiden Kriterien, aber auf Grund ihrer geringen Korngröße sind diese schwer aus dem Abfluss zu entfernen. Es existieren Berichte über normalen Filtersand, der mit feinen Eisenoxidteilchen ummantelt wurde. Allerdings muss der pH-Wert hierbei über pH 3 liegen, da sich die Eisenoxide sonst ablösen. Granulat wurde nicht verwendet, da es beim Rückspülen zerstört werden würde. Zur Produktion von mit Eisenoxid überzogenem Sand (IOCS) wurde eine Eisen(III)-Lösung aus Eisen(III)chlorid hergestellt und der pH-Wert mit Natriumhydroxid angehoben. Diese Eisen(III)-Lösung wurde mit Sand 24h erhitzt (bei 105°C) und der Sand mit Eisenoxid überzogen. Dadurch konnte eine Sorptionsfähigkeit von Schwermetallen durch das Eisenoxid erreicht werden. Auch Phosphate und Suspensionen werden adsorbiert. [Möller et al., 2002]

FEHR beschreibt, dass durch die Beimischung spezieller Sorbienten zu Sanden die Bindung von Phosphor erhöht werden kann. Aber eine „Umhüllung“ der Sandkörner, wie bei Wasserwerkies, wäre effektiver. Die Erfahrung mit Wasserwerkies zeigt, dass frischer Wasserwerkies effektiver für die Sorption von Stoffen geeignet ist als abgelagerter. [Fehr et al., 2003]

Vorschlag zur Optimierung der Filter:

- Filtermaterial mit hohem Gehalt an Eisen- und Aluminiumhydroxiden
- Vergrößerung des Filtervolumens, d.h. Verlängerung der Fließstrecke
- Wirkungsgrad kann durch höhere Zulaufkonzentration erhöht werden. Das gilt für Anlagen mit Schmutz bzw. Mischwasser. Der Gehalt im Straßenablaufwasser ist im Vergleich dazu schon sehr niedrig.
- Ausreichende, d.h. flächige Benetzung der Oberfläche ist erforderlich.

Als effektiv für die Retention von Phosphor hat sich z.B. frischer Wasserwerkies, Hochofenschlacke und FerroSorp Plus erwiesen. Allerdings sind für letzteres die Kosten von 1000 €/m<sup>3</sup> sehr hoch.

#### **4.2.3.4 Membranfiltration**

In der Wassertechnik, insbesondere in der Industrieabwasserreinigung und der Wasseraufbereitung, gehören Verfahren der Membranfiltration mittlerweile zum Stand der Technik. Die Membranfiltration ist ein Oberbegriff für verschiedene Filtrationsverfahren, bei denen Abwasser bzw. wässrige Lösungen oder Suspensionen durch eine Membran gedrückt werden und dadurch ein Teil der Inhaltsstoffe abgetrennt werden. Unterschieden werden in Abhängigkeit der Porengröße, die Mikro- und Nanofiltration (zusammen auch als Ultrafiltration bezeichnet) und die Umkehrosmose [Imecon, 1999].

Ultrafiltrationsanlagen weisen eine Porosität von 0,1 – 10 µm auf und vermögen z. B. Trübpartikel, Bakterien, Kolloide oder Mikroorganismen zurückzuhalten. Mit der Nanofiltration können darüber hinaus Teilchen bis zu einem Durchmesser von 5 nm, z. B. Proteine abgetrennt werden. Mit der Umkehrosmose schließlich ist es möglich, Teilchen mit einer Molekülgröße von < 0,001 µm abzuscheiden (Zucker, Aminosäuren, Mineralsalze, Viren).

Prinzipiell ist der Einsatz von Membranfiltrationsanlagen zur Regenwasserbehandlung denkbar. Beispiele für die Regenwasserbehandlung durch Membranfiltration sind nicht bekannt, da diese für die kurzfristig hohe zu behandelnde Wassermenge zu teuer ist.

Auch der Einsatz der Membranfiltration als 4. Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen wird bislang auf Grund der hohen Kosten nicht vorgesehen, obwohl die relativ konstanten Abflussraten dies zulassen würden. Zunehmend interessant sind Membranfiltrationsanlagen dennoch für Standorte an denen insbesondere die geforderten mikrobiellen Ablaufwerte unterhalb der in der EU-Badegewässerrichtlinie vorgegebenen Gewässerwerte liegen. Mit Anlagen dieses Typs können die geforderten Ablaufwerte sicher eingehalten werden.

### **4.3 Verfahren zur Behandlung unvermischter Regenwasserströme**

Die nachfolgend vorgestellten Verfahren zur Regenwasserbehandlung im Trennsystem behandeln die verschiedenen Regenwasserströme unterschiedlichster Quellen „unvermischt“ am Ort der Abfluentstehung.

#### **4.3.1 Entsiegelungsmaßnahmen**

##### **Maßnahmenbeschreibung**

Entsiegelungsmaßnahmen haben, wie andere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen auch, eine Reduktion des Abflusses von versiegelten Flächen zum Ziel. Die am weitesten gehende Entsiegelungsmaßnahme stellt sicherlich die Umwandlung von bisher versiegelten Flächen in Grünflächen bzw. Ackerland, Wald, Feuchtgebiete, etc. dar. Diese Form der Entsiegelung hat zwar einen sehr positiven Einfluss auf die Wasserbilanz, hat jedoch gleichzeitig eine Änderung der Nutzungsmöglichkeiten zur Folge. Auf Flächen auf denen derartige Einschränkungen z. B. der Befahrbarkeit nicht gewünscht sind, besteht die

Möglichkeit wasserdurchlässige Beläge einzusetzen. Das Angebot an derartigen Materialien ist mittlerweile außerordentlich vielseitig.

### **Rechtliche Grundlagen, Bemessung**

Eine echte Entsiegelung, im Sinne einer Umwandlung in den natürlichen Zustand vor der Bebauung bedarf keiner Bemessung, solange nicht die Abflüsse versiegelter Flächen aufgeleitet werden (Flächenversickerung). Die Bemessung eines wasserdurchlässigen Pflasters erfolgt analog einer Flächenversickerung nach DWA-A138. [DWA-A 138, 2005]

Solange kein Oberflächenabfluss entsteht, greift der Begriff des Abwassers im Sinne des WHG nicht und damit sind wasserdurchlässige Pflasterungen eigentlich nicht genehmigungspflichtig. Dies gilt prinzipiell auch für stark befahrene Straßen. Hier besteht offensichtlich eine Diskrepanz im Vergleich zu anderen Versickerungsanlagen. In Berlin fordert dagegen eine Richtlinie, dass Stellplätze wasserdicht zu befestigen sind und die Abflüsse im Straßenseitenraum über eine belebte Bodenzone zu versickern sind. Für wasserdurchlässige Beläge sollten die gleichen Kriterien wie für andere dezentrale Versickerungsanlagen angewendet werden. Dabei sind Aspekte wie die Reinigungsfähigkeit des Oberbodens und die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwasserleiters zu berücksichtigen.

### **Flächenbedarf**

Entsiegelungsmaßnahmen haben im Vergleich zu anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen keinen Flächenbedarf, da keine zusätzliche Fläche benötigt wird.

### **Herstellungskosten**

Für die Befestigung einer Verkehrsfläche mit wasserdurchlässigem Pflaster (inkl. Bodenaushub, Oberbau, Belag, Kantenstein und Gosse mit Kanalanschluss) werden Herstellungskosten von 30-40 EUR/m<sup>2</sup> genannt. Erfahrungen in einem Modellhof im Berliner Bezirk Prenzlauer Berg sind etwas differenzierter, bestätigen die Zahlen aber im wesentlichen. Danach liegen die Herstellungskosten inkl. Verlegen, Unterbau, etc. bei:

- Betonpflaster: 22-25 EUR/m<sup>2</sup>
- Klinker (z. B. Lotus-Stern-Klinker): 35-40 EUR/m<sup>2</sup>
- Natursteinpflaster: 60 EUR/m<sup>2</sup>

[Geiger, Dreiseitl, 1995] geben folgende Kosten an:

- Schotterrasen: 22,5 EUR/m<sup>2</sup>
- Pflastersteine: 50 EUR/m<sup>2</sup>
- Rasengittersteine: 42 EUR/m<sup>2</sup>

Bei einer Betrachtung der Kosten für eine wasserdurchlässige Befestigung müssen eventuell, d. h. bei Neubau oder wenn aus anderen Gründen eine Sanierung erforderlich wird, Kosten für eine herkömmliche Versiegelung dagegen gerechnet werden. Die Kosten für



eine herkömmliche Bitumendecke betragen mit Unterbau ca. 45 EUR/m<sup>2</sup> [Geiger, Dreiseitl, 1995].

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Sofern entsiegelte Flächen keinen Überlaufanschluss an eine Kanalisation besitzen, können von diesen Flächen auch keine Schadstoffe über die bekannten Pfade in die Gewässer gelangen. Bezogen auf das Gewässer ist die Schadstoffreduktion 100%. Allerdings sind die zweifelsohne in jedem Niederschlagsabfluss vorhandenen Schadstoffe damit noch nicht eliminiert. Ein Teil dieser Stoffe wird im Bodenaufbau festgelegt, ein Teil wird abgebaut, ein Teil gelangt mit dem Sickerwasser in den Untergrund und damit potenziell auch ins Grundwasser. Eine nähere Betrachtung und Wertung dieser Prozesse erfolgt im Abschnitt Versickerung.

### **Betriebskosten, Nutzungsdauer,**

Über Betriebskosten speziell von wasserdurchlässigen Pflasterungen liegen keine veröffentlichten Zahlen vor. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass im Regelfall keine Kosten entstehen, die über die sonst üblichen Kosten einer versiegelten Fläche, wie z. B. Straßenreinigung, hinausgehen. Unter Umständen kann es aber angebracht sein, Pflasterfugen mit stark zurück gegangener Versickerungsleistung zu reinigen. Spezielle Pflasterreinigungsmaschinen stehen hierfür zur Verfügung.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Pflasterungen oder Betonverbundsteinen im Straßenbereich wird von der LAWA mit ca. 20-30 Jahren angegeben.

## **4.3.2 Versickerungsmaßnahmen**

### **Maßnahmenbeschreibung**

Versickerungsmaßnahmen werden ganz bewusst von den Entsiegelungsmaßnahmen unterschieden, da hier die Versickerungsfläche mit den Niederschlagsabflüssen einer größeren angeschlossenen Fläche beaufschlagt wird.

Die Möglichkeiten zur Versickerung von Niederschlagswasser sind sehr vielfältig. Nach DWA-Arbeitsblatt A138 können Anlagen zur

- Flächenversickerung
- Muldenversickerung
- Schachtversickerung
- Rohr- und Rigolenversickerung

unterschieden werden. Weitere Maßnahmen können Mulden-Rigolen-Elemente (unvernetzt) oder zentrale Versickerungsbecken sein. Maßnahmen, die eine maßgebliche Ableitungskomponente beinhalten, z. B. Mulden-Rigolen-Systeme, werden gesondert betrachtet.

### **Rechtliche Grundlagen, Bemessung**

Im Gegensatz zu wasserdurchlässigen Pflasterungen wird bei Versickerungsanlagen der Niederschlagsabfluss gefasst und ist damit im rechtlichen Sinne Abwasser. Allerdings heißt es im §33 des WHG: „Die Länder können allgemein oder für einzelne Gebiete bestimmen, dass ... für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser zum Zwecke seiner schadlosen Versickerung eine Erlaubnis nicht erforderlich ist“.

Einige Bundesländer haben von dieser Möglichkeit Gebrauch gemacht, beispielsweise Baden-Württemberg: „Für das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser zum Zwecke seiner schadlosen Versickerung ist eine Erlaubnis nicht erforderlich, soweit die Anforderungen einer Rechtsverordnung nach § 45b Abs. 3 Satz 3 eingehalten werden.“ (§ 36 BWWG. Andere Länder, z. B. Niedersachsen, beschränken dies auf Dach-, Hof- oder Wegeflächen von Wohngrundstücken. In Berlin gelten ähnliche Erlaubnisbefreiungen für Grundstücke unter 1000 m<sup>2</sup> außerhalb der Wasserschutzgebietszonen.

Für die Bemessung von Versickerungsanlagen kann das Arbeitsblatt DWA-A138 „Bau und Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser“ herangezogen werden. Die nachfolgend dargestellten Berechnungsergebnisse beruhen deshalb auf Langzeitsimulationen. Die Bemessung erfolgt i. d. R. auf Überstauhäufigkeiten von  $n=0.2$ .

### **Flächenbedarf**

Der Flächenbedarf einer Versickerungsanlage hängt ab von

- der Größe der angeschlossenen Fläche
- der Art der Versickerungsanlage,
- der Versickerungsfähigkeit des Bodens
- der Bemessungshäufigkeit
- der Geländeneigung (Quer- oder Längsgefälle)
- den örtlichen Niederschlagsverhältnissen.

Bei der Versickerungsfähigkeit des Bodens ist der jeweils ungünstigste Wert zu berücksichtigen. Bei oberirdischen Anlagen zur Flächen- oder Muldenversickerung ist dies oftmals der Oberboden, der i. d. R. eine Durchlässigkeit von  $k_f = 1\text{-}5 \cdot 10^{-5}$  m/s aufweist. Bei unterirdischen Versickerungsanlagen können dagegen stauende Schichten maßgebend sein.

Der Flächenbedarf von oberirdischen Versickerungsanlagen ist relativ groß. Die nachfolgende Grafik zeigt den Flächenbedarf in Abhängigkeit des  $k_f$ -Wertes der Muldensohle bei ansonsten gleichen Verhältnissen. Selbst bei verhältnismäßig guten Bodendurchlässigkeiten ist mit einem Flächenbedarf von 15-20% zu rechnen. Bei engen Bebauungsverhältnissen stehen diese Flächen in der Regel nicht zur Verfügung, insbesondere nicht im öffentlichen Straßenraum.

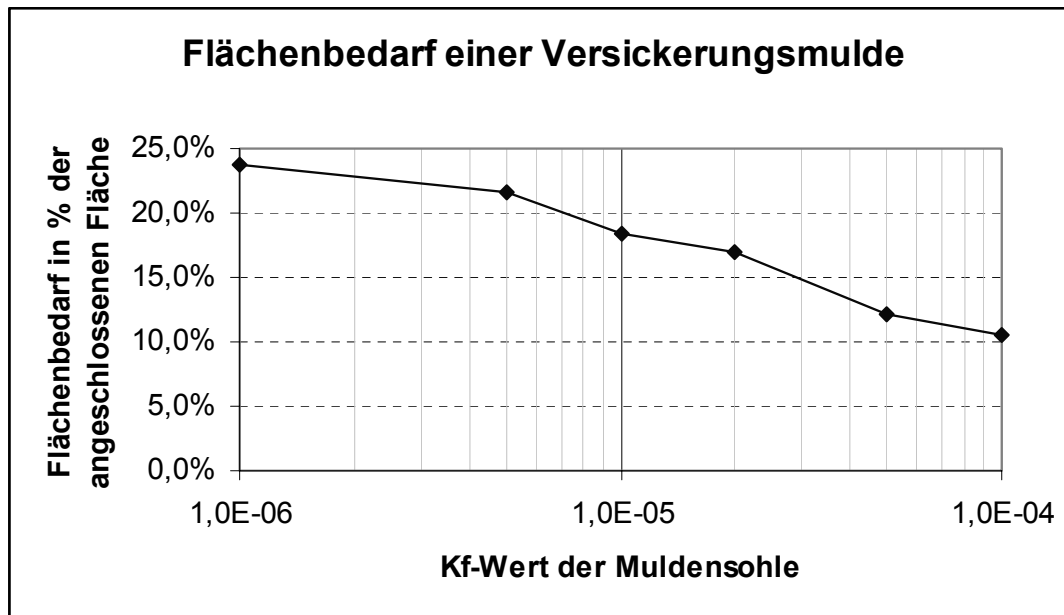


Abb. 23: Flächenbedarf einer Versickerungsmulde in Abhängigkeit des  $k_f$ -Wertes bei ansonsten gleichen Verhältnissen (3,0 m breit, Böschungsneigung 1:2.5; Berliner Niederschlagsverhältnisse, Überstauhäufigkeit  $n=0.2$ )

Der Flächenbedarf unterirdischer Versickerungsanlagen ist dagegen vergleichsweise gering. Gegen unterirdische Versickerungsanlagen spricht allerdings der geringe Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung.

Einen Kompromiss zwischen der guten Reinigungswirkung einer oberirdischen Versickerungsanlage und dem geringen Flächenbedarf einer unterirdischen Versickerungsanlage stellen Mulden-Rigolen-Elemente dar.

### Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Für Versickerungsanlagen gilt prinzipiell das gleiche wie bei Entsiegelungsmaßnahmen. Eine vollständige Versickerung bewirkt, dass keine Schadstoffe in die Kanalisation und damit direkt in die (Oberflächen-)Gewässer gelangen. Die Frage ob und in welchem Maße von Versickerungsanlagen eine Gefährdung für das Grundwasser ausgeht, war in den letzten Jahren Gegenstand zahlreicher Forschungsvorhaben.

Im natürlichen Zustand bewirkt die belebte, obere Bodenzone und die darunter folgende, ungesättigte Bodenzone eine wirksame und dauerhafte Schutzfunktion für das Grundwasser. Dabei spielen vielfältige physikalische, chemische und biologische Rückhalte- und Reinigungsprozesse eine Rolle, die ihrerseits durch die hydrogeologischen und sedimentologischen Gegebenheiten sowie durch die Sickerwassertransportvorgänge beeinflusst werden [Sieker F. et. al., 1999]. Zwar laufen die gleichen Prozesse auch bei der technischen Versickerung ab, allerdings treten hier, insbesondere bei Straßenabflüssen, höhere Schadstoffbelastungen im Zufluss auf und die zu versickernde Wassersäule ist größer.

Schwermetalle werden hauptsächlich durch Sorption, organische Bindung und in untergeordnetem Maß durch chemische Fällungsprozesse im Boden angelagert, worauf der Tongehalt und der Humusgehalt des Bodens einen wichtigen Einfluss haben. Allerdings ist zu beachten, dass der Rückhalt von Schwermetallen zum Teil reversibel ist. Die Ursachen für Schadstoffdurchbrüche sind jedoch weitgehend bekannt (Verschiebungen des pH-Wertes, Taumittleinsatz) und können bei Planung, Betrieb und Überwachung von Versickerungsanlagen beachtet werden. In der [DWA-A 138, 2005] werden Vorschläge gemacht, die Bindungskapazität für Schwermetalle zu erhöhen. Diese sind:

- Erhöhung des Tonmineralgehaltes
- Erhöhung des Gehaltes an organischer Substanz
- Stabilisierung des pH-Wertes durch Zugabe von schwer löslichem Kalk

In [DBU, 1998] wird über Zulauf- und Ablaufmessungen von Mulden und Rigolen berichtet. Dabei konnten für Zink Frachtrückhalte von mehr als 95 % im Oberboden einer Mulde beobachtet werden. Auch für Blei und Cadmium wurden Stoffrückhalte beobachtet. Für andere Schwermetalle waren die Ergebnisse uneinheitlicher. Unter bestimmten Bedingungen kommt es auch zu Austrägen wie z.B. für Arsen, Kupfer und Nickel. Zu beachten ist, dass die Eingangswerte für Zink die der anderen Metalle um 2-3 Zehnerpotenzen übersteigen. Dies ist bedingt durch die Anreicherung an Zink im Dachablauf (Regenrinnen).

Organische Stoffe werden an den Oberflächen von Huminstoffen, Tonmineralen und Eisen- und Manganoxiden des Bodens gebunden. Daneben können Schadstoffe mikrobiologisch abgebaut werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Abbauleistung mit steigendem Sauerstoff- und Nährstoffgehalt im Boden ansteigt [Sieker F. et. al., 1999].

Untersuchungen aus einem vom Umweltbundesamt geförderten Vorhaben zur Naturnahen Regenwasserbewirtschaftung im Gewerbegebiet Dahlwitz-Hoppegarten zum Einsatz des Mulden-Rigolen-Systems bestätigen die gute Abbauleistung von Mineralölkohlenwasserstoffen in der Oberbodenzone der Mulde des Mulden-Rigolen-Systems. [Panning et al., 2006]

Tab. 29: *Reinigungsleistung von Mulden und Rigolen nach NPRPD [CWP, 2000]*

Parameter	Wirkungsgrad		
	Infiltrations-Rigolen	Mulden, trocken	Mulden, nass
	[%]	[%]	[%]
AFS		93	74
P <sub>ges</sub>	100	83	28
P <sub>gel</sub>	100	70	-31
N <sub>ges</sub>	42	92	40
Nox	82	90	31
Kupfer		70	11
Zink		86	33

Die vorstehende Tabelle aus Untersuchungsergebnissen aus den USA zeigt, dass die Reinigungsleistung von Mulden bezüglich Schwermetallen im trockenen Zustand sehr hoch sind. Im nassen Zustand sinkt die Reinigungsleistung. Es wurde nicht angegeben, wie dieser Unterschied zu erklären ist [CWP, 2000]

Nachfolgende Tabelle zeigt Anforderungen an die Bodeneigenschaften in Versickerungsanlagen. Weitere Anforderungen sind eine ausreichende Mächtigkeit der Oberbodenschicht von mindestens 30 cm und eine Begrünung der Anlagen. Der Bewuchs sichert langfristig eine kräftige Durchwurzelung, Sauerstoffversorgung und Wasserdurchlässigkeit und damit auch den Schadstoffrückhalt des Bodens.

Aus dieser Betrachtung wird deutlich, dass eine potenzielle Gefährdung des Bodens und des Grundwassers nicht nur von den Inhaltsstoffen der Niederschlagsabflüsse abhängt, sondern auch im entscheidenden Maße vom Boden selbst, d. h. den physikalischen, chemischen und biologischen Fähigkeiten, Schadstoffe zurückzuhalten.

Die Fähigkeit, Schadstoffe aus dem Niederschlagsabfluss zurückzuhalten, ist in der oberen, belebten Bodenzone generell größer als im tieferen Untergrund. Daraus folgt, dass Flächen- oder Muldenversickerung den unterirdischen Versickerungsverfahren (Schacht-, Rohr-, Rigolenversickerung) vorzuziehen sind, insbesondere bei weniger leistungsfähigen Böden. Durchlässige Pflasterungen (Dränasphalt) sind dabei im Gegensatz z. B. zu Rasengittersteinen von der Wirkungsweise her eher den unterirdischen Versickerungsverfahren zuzuordnen.

Eine pauschale Forderung nach einem Abstand zwischen Versickerungsanlage und Grundwasserstand von 1 m ist in der aktuellen [DWA-A 138, 2005] nicht mehr zu finden. Es findet mittlerweile Berücksichtigung, ob bei einer Flächenversickerung und dem mittleren höchsten Grundwasserstand ein Abstand von 1 m unterschritten wird oder bei einer Schachtversickerung. Bei Flächen- und Muldenversickerung kann der Abstand bei Infiltration von gering belastetem Abwasser geringer sein. Allerdings gilt dies nicht für Mulden-Rigolen-Systeme, obwohl auch hier 99% des Zuflusses die Bodenpassage durchmachen.

Der Wert 1 m ist willkürlich gewählt und nicht näher begründet. Auch die Orientierung an dem mittleren höchsten Grundwasserstand ist fragwürdig. In der Praxis werden diese Größen als „gesetz“ gewertet und nicht weiter hinterfragt. Beispielsweise ist mit dieser Forderung die Versickerung in Gebieten mit Schichtenwasser oft nicht möglich, da hier sporadisch sehr hohe, teilweise bis an die Geländeoberkante reichende Grundwasserstände auftreten. Derartiges Schichtenwasser bildet sich aber vorzugsweise bei lehmigen oder tonigen Böden, die eine sehr hohe Schutzwirkung gegenüber dem Grundwasser aufweisen.

Tab. 30: *In Versickerungsanlagen einzustellende Bodeneigenschaften zur Förderung des Schadstoffrückhaltevermögens [Sieker F. et. al., 1999]. [DWA-A 138, 2005]*

Bodeneigenschaft	Angestrebte Bodeneigenschaften zur Förderung der Rückhalte bzw. Reinigungsfunktion der Bodenpassage in Anlagen zur Versickerung von Niederschlagsabflüssen
Bodenart	Bei der Vorgabe von Kornverteilungen für das Bodensubstrat in technischer Hinsicht (z. B. nach DIN 18035, Teil 4, Bild 2 oder nach STECKER 1995) ist zur Schaffung von Sorptionsflächen nach Möglichkeit im Rahmen der Anforderungen an die Wasserdurchlässigkeit auch ein entsprechender Schluff- und Tongehalt vorzusehen.
Wasserdurchlässigkeit	Zur Gewährleistung einer zu Rückhalte- und Reinigungsprozessen ausreichend langen Aufenthaltszeit des Sickerwassers sollte die Durchlässigkeit in der oberen Bodenzone langfristig im Bereich von $5 \cdot 10^{-6}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$ m/s liegen
Bodenreaktion	Zur Förderung des teilweise stoffspezifischen Bindungs- und Puffervermögens sollte der pH-Wert des Bodens in Versickerungsanlagen langfristig zwischen 6 und 8 liegen.
Humusgehalt	Zur Förderung des stofflichen Bindungsvermögens an organischen Materialien sollte für Versickerungsanlagen ein Boden mit nach Möglichkeit mindestens 2-4% organischer Substanz verwendet werden
Bodengefüge	Das Aggregatgefüge sollte weitgehend eine Krümelstruktur aufweisen, damit eine ausreichende Durchlüftung des Oberbodens stattfinden kann. Dies begünstigt die biologische Aktivität der Mikroflora und das Wurzelwachstum der Vegetation sowie die Intensität der Wasser- und Nährstoffaufnahme.

### **Herstellungskosten**

Die Investitionen für eine Flächenversickerung sind relativ gering, solange keine Kosten für den Flächenerwerb anfallen. Für die Herstellung einer Rasenfläche können ca. 2,5 EUR/m<sup>2</sup> veranschlagt werden. Versickerungsmulden können ebenfalls sehr preiswert hergestellt werden. Die Herstellungskosten für einfache Versickerungsmulden können mit 3,5-7,5 EUR/m<sup>2</sup> befestigter Fläche angegeben werden. Das entspricht Kosten von 35-70 EUR/m<sup>2</sup> Muldenfläche. Bei der Betrachtung der Herstellungskosten ist zu berücksichtigen, dass Flächen- bzw. Muldenversickerungsanlagen im Zuge einer Neugestaltung von Freiflächen oder mit Eigenleistung der Grundstücksbesitzer deutlich preiswerter hergestellt werden können. Ein nicht unerheblicher Anteil der genannten Herstellungskosten ist der Freiraumgestaltung zuzuordnen.

Ein Versickerungsschacht DN1000/DN1200 kann etwa mit den gleichen Kosten wie ein herkömmlicher Standardschacht gleicher Tiefe veranschlagt werden: ca. 1.000-2500 EUR/Schacht.

Die Kosten für Rigolen bzw. Rohr-Rigolen werden besser in Abhängigkeit des Rigolen- volumens und der Einbautiefe mit 80-235 EUR/m<sup>3</sup> angegeben. Bei einem erforderlichen spezifischen Speichervolumen von ca. 200 m<sup>3</sup>/ha, einem Speicherkoeffizienten der Rigolenpackung von 33% und mittleren Kosten von ca. 100 EUR/m<sup>3</sup> Rigolenvolumen

ergeben sich flächenspezifische Kosten von ca. 6 EUR/m<sup>2</sup>. Bei Verwendung von Kunststofffüllkörpern erhöht sich das Porenvolumen und der Gesamtvolumenbedarf verringert sich. Die Kosten für dieses System liegen, ohne Erdarbeiten, bei ca. 200 EUR/m<sup>3</sup>.

Für die nachträgliche Abkopplung von Flächen mit verschiedenen Versickerungsverfahren werden durchschnittliche Kosten von 9 EUR/m<sup>2</sup> befestigter Fläche genannt.

### **Betriebskosten, Nutzungsdauer**

Bei der Einschätzung der Betriebskosten muss zwischen ober- und unterirdischen Versickerungsanlagen unterschieden werden. Oberirdische Versickerungsanlagen erfordern insbesondere eine Pflege der Grünflächen, deren Kosten mit ca. 0,05-0,5 EUR/m<sup>2</sup>/a angegeben werden.

Die Nutzungsdauer von oberirdischen Versickerungsanlagen (Mulden) wird mit min. 50 Jahren angegeben. Für Versickerungsbecken in Berlin existieren Erfahrungen über mehr als 80 Jahre. Die [LAWA, 2005] nennt dagegen durchschnittliche Nutzungsdauern von 20-30 Jahren, ohne allerdings die verschiedenen Verfahren zu unterscheiden.

Bei unterirdischen Versickerungsanlagen sind Funktionskontrollen und ggf. eine Durchspülung der Sickerrohre (Rohrigole) erforderlich. Die Nutzungsdauer von Rohrdrainagen kann mit ca. 25-40 Jahren abgeschätzt werden [LAWA, 2005].

### **4.3.3 Mulden-Rigolen-Systeme / INNODRAIN®**

#### **Maßnahmenbeschreibung**

Auf natürlichen Flächen führt ein geringerer  $k_f$ -Wert des anstehenden Bodens zu einem Anstieg des Anteils des Oberflächenabflusses bzw. Interflow. Während ein sandiger Boden noch eine fast komplette Versickerung des Jahresniederschlages ermöglicht, fließt bei lehmigen oder tonigen Böden ein nicht unerheblicher Anteil oberirdisch bzw. in der Oberbodenschicht ab. Das Mulden-Rigolen-System (MRS) bildet diese Prozesse in einer technischen Anlage nach.

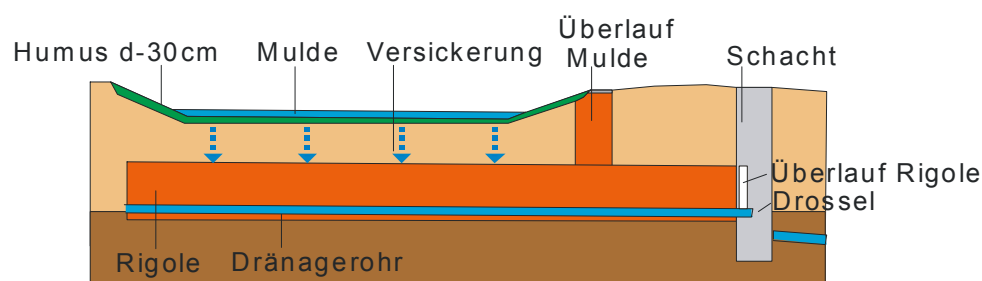


Abb. 24: *Prinzipskizze Mulden-Rigolen-System*

Eine Spezialform des Mulden-Rigolen-Systems ist das System INNODRAIN®.

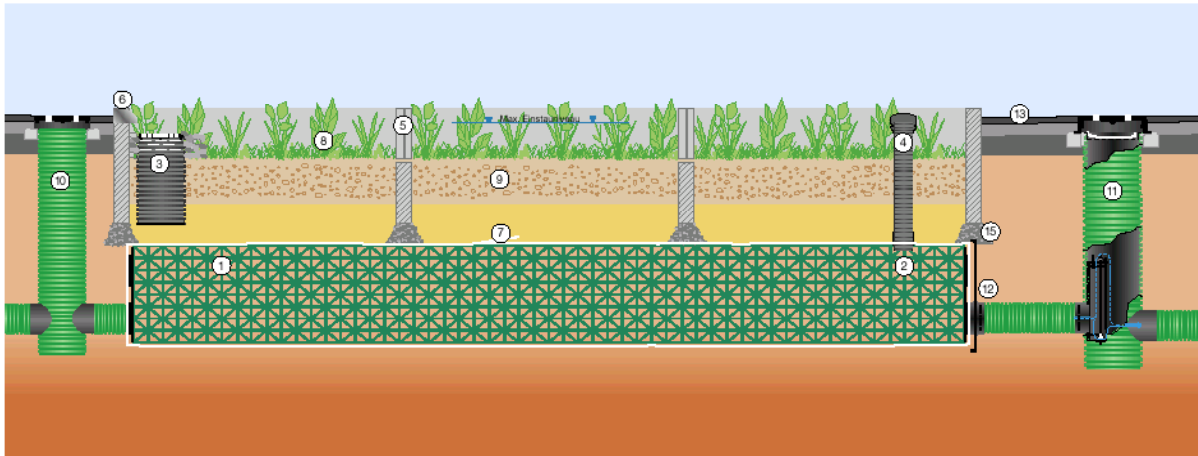


Abb. 25: Regellängsschnitt durch ein INNODRAIN®-Element (aus: INNODRAIN-Prospekt der Fa. MALL)

Das System unterscheidet sich vom Mulden-Rigolen-System durch die Ausbildung der Böschung als Betonkante. Somit verringert sich der Platzbedarf. Integriert in den Straßenraum kann es für kleine Straßenquerschnitte und als den Verkehr beruhigende Maßnahme Anwendung finden.

Durch die Vernetzung mehrerer Mulden-Rigolen-Elemente (MRE) wird der Anteil des Niederschlagsabflusses, der trotz der Zwischenspeicherung in Mulde und Rigole nicht versickert werden kann, gedrosselt abgeleitet. Das Mulden-Rigolen-System ist damit eine Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahme und schließt die Lücke zwischen den reinen Versickerungsanlagen und den Ableitungssystemen. Der Einsatzbereich beginnt i. d. R. bei Böden mit einem  $k_f$ -Wert  $< 1 \cdot 10^{-6}$  m/s. Bei höheren Durchlässigkeiten ist meist eine vollständige Versickerung mit den vorgenannten Maßnahmen möglich. Ein anderer Einsatzbereich ist bei Staunäseeböden gegeben. Gedichtete Ausführungen des Mulden-Rigolen-Systems ermöglichen den Einsatz bei kontaminierten Böden oder bei stärker verschmutzten Niederschlagsabflüssen und entsprechen damit in ihrer Wirkungsweise den Retentionsbodenfilterbecken zur Misch- oder Regenwasserbehandlung.

### **Rechtliche Grundlagen, Bemessung**

Hinsichtlich der erforderlichen wasserrechtlichen Genehmigung gelten die selben Aussagen wie für reine Versickerungsverfahren.

Mulden-Rigolen-Systeme können mit einfachen Verfahren in Anlehnung an A138 bzw. A117 vordimensioniert werden. Besser ist ein Nachweis mittels Langzeitsimulation, wofür inzwischen mehrere Softwareprogramme verfügbar sind. In der Regel erfolgt die Bemessung des Gesamtsystems auf Überstauhäufigkeiten von  $n=0.2$ . Die Mulden werden meist auf  $n=1.0$  bemessen.



### **Flächenbedarf**

Durch die Bemessung der Mulden auf  $n=1.0$  und die Anordnung des Überlaufes kann ein Teil des erforderlichen Speichervolumens in den Untergrund verlagert werden. Der Flächenbedarf kann damit erheblich reduziert werden, i. d. R. auf ca. 10-12% der angeschlossenen befestigten Fläche. Beim System INNODRAIN beträgt der Flächenbedarf nur ca. 5% der angeschlossenen befestigten Fläche.

### **Herstellungskosten**

Die Herstellungskosten liegen je nach örtlichen Anforderungen bei 12,5-30 EUR/m<sup>2</sup> befestigter Fläche. Bei erhöhten Anforderungen und im Bestand können auch 40 EUR/m<sup>2</sup> erreicht werden. Für INNODRAIN werden Kosten von ca. 50 EUR/m<sup>2</sup> bei Neubau und bis zu 70 EUR/m<sup>2</sup> im Bestand erreicht. Abzurechnen sind hier bei allerdings auch ein Teil Kosten enthalten, die dem Straßenbau zuzurechnen sind. Dies gilt insbesondere für die dort erforderliche Drainage des Straßenunterbaues. Auch abzurechnen sind die Einsparungen gegenüber einer herkömmlichen Entwässerung, die durch den Bau von Mulden-Rigolen-System bzw. INNODRAIN deutlich kleiner ausfallen kann. Dies ist im Einzelfall zu berücksichtigen. Zudem sind die verringerten Aufwendungen für erforderliche zentrale Rückhalte- und Reinigungsanlagen gezurechnen.

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Beim Mulden-Rigolen-System wird der Großteil des Niederschlagsabflusses über die Mulde versickert. Damit treffen die Aussagen über das gute Schadstoffrückhaltepotenzial von belebten Bodenschichten der Mulde auch auf dieses System zu.

Zu kontroversen Diskussionen hat der Einfluss des Muldenüberlaufes auf das Reinigungsverhalten von Mulden-Rigolen-Elementen geführt. Zwar versickert ein Großteil der Zuflüsse durch die belebte Oberbodenschicht, im Starkregenfall gelangt jedoch ein Teil des Niederschlages über den Überlauf direkt in die unterirdische Rigole. Um die Größenordnung der Fracht einschätzen zu können sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

In der Regel wird die Mulde eines Mulden-Rigolen-Elementes auf eine Überlaufhäufigkeit von  $n=1$  bemessen. Damit lässt sich der Flächenbedarf gegenüber einer Bemessung auf  $n=0.2$  immerhin halbieren. Die Niederschlagsmenge, die über den Überlauf gelangt und damit an der Oberbodenschicht vorbei geleitet wird, beträgt jedoch nur ca. 3% des Jahreszuflusses (Ergebnis einer Langzeitsimulation mit Berliner Niederschlagsdaten).

Bevor Niederschlagswasser in den Muldenüberlauf gelangt, muss die Mulde durchflossen werden. Damit wirkt die Mulde ähnlich wie ein Regenklärbecken. Allerdings ist die Oberflächenbeschickung mit  $q < 1.0$  m/h deutlich kleiner als die zulässige Oberflächenbeschickung eines Regenklärbeckens (10 m/h, s. 4.2.1.4). Die mechanische Reinigung des Regenwassers, bevor es in den Überlauf gelangt, ist damit sehr weitgehend.

Der Überlauf springt nur bei extremen Niederschlagsereignissen an. In diesen Fällen wirkt aber auch die Ableitungsfunktion des Mulden-Rigolen-Systems, so dass ein Großteil der Überlaufmenge nicht versickert. Berechnungen mit Simulationsmodellen ergeben, dass nur ca. 0.5% der Jahreszulaufwassermenge über den Tiefbetnotüberlauf in den Untergrund gelangen.

Diese Diskussion mag akademisch erscheinen. Es sind aber Fälle bekannt, wo aufgrund des Muldennotüberlaufs eine wasserrechtliche Genehmigung für ein Mulden-Rigolen-System verweigert wurde. Dies hatte zur Folge, dass eine herkömmliche Entwässerung mit der Einleitung in ein nahe gelegenes Oberflächengewässer errichtet wurde, obwohl davon auszugehen ist, dass das Oberflächengewässer im direkten Austausch mit dem Grundwasserleiter steht. Dieses Beispiel zeigt, wie wichtig eine übergreifende Betrachtung der Regenwasserproblematik ist.

### ***Betriebskosten, Nutzungsdauer***

Betriebskosten für Mulden-Rigolen-Systeme setzen sich aus den Kosten für die Muldenpflege und den Wartungskosten für die Rigole bzw. für das Ableitungssystem zusammen.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer von Mulden-Rigolen-Systemen und INNODRAIN kann aus den Angaben für unterirdische Versickerungsanlagen abgeleitet werden. Nach LAWA ist bei Rohrdränagen von 25-40 Jahren auszugehen.

### **4.3.4 Regenwassernutzung**

#### ***Maßnahmenbeschreibung***

Bei der Regenwassernutzung wird der Niederschlagsabfluss von Dachflächen in Zisternen gesammelt und i. d. R. über Pumpen wieder entnommen. Die Nutzung des Regenwassers erfolgt im Haushalt z. B. zur Toilettenspülung, für die Waschmaschine oder zur Gartenbewässerung. Die mögliche Einsparung an Trinkwasser liegt bei bis zu 30 Litern pro Einwohner und Tag. Im gewerblichen Bereich bestehen weitere Anwendungsmöglichkeiten für die Regenwassernutzung.

Gegen die Regenwassernutzung im Haushalt werden vor allem von Seiten der Gesundheitsämter Bedenken geäußert. Gefahren werden in Fehlschlüssen und einer damit verbundenen hygienischen Gefahr für das öffentliche Trinkwassernetz und Verwechslungsmöglichkeiten gesehen. Die Befürworter sind dagegen der Auffassung, dass diese Gefahren zwar bestehen, sich aber durch einfache Maßnahmen verhindern lassen.

Das Hauptziel der Regenwassernutzung liegt - in Ergänzung zum Einsatz moderner wassersparender Sanitärtechnik - in der Einsparung von Trinkwasser. Gleichwohl lässt sich durch die Speicherung von Regenwasser zum Zwecke der Nutzung auch eine Reduzierung und Rückhaltung der Niederschlagsabflüsse erreichen. Dieser Effekt steht allerdings dem Ziel mit der Regenwassernutzung einen möglichst hohen Deckungsgrad zu erreichen entgegen. Es

gibt Systeme, die beide Effekte - Speicherung zum Zweck der Nutzung und zur Retention - miteinander kombinieren. Der erforderliche Gesamtspeicherraum und damit die Kosten sind dann allerdings höher als bei einer reinen Zisterne. Eine andere Alternative besteht in der Kombination von Regenwassernutzung und Versickerung.

### **Rechtliche Grundlagen, Bemessung**

Regenwassernutzungsanlagen sind nicht genehmigungspflichtig. Allerdings besteht nach der Abwasserverordnung eine Meldepflicht gegenüber dem Betreiber der Abwasserentsorgung. Meistens verlangt dieser den Einbau eines zweiten Zählers, um die Schmutzwassermenge, die ja weiterhin abgeleitet wird, zu erfassen und abzurechnen.

Zudem gibt es mittlerweile technische DIN-Regelwerke, die den Bau und den Anschluss der Regenwassernutzungsanlage regeln, um Fehlanlüsse und unzulässige Netzverknüpfungen mit dem Trinkwasser zu vermeiden.

Die Bemessung einer Regenwassernutzungsanlage erfolgt bei kleineren Anlagen nach Erfahrungswerten. Bei Einfamilienhäusern sind Größen von 3-6 m<sup>3</sup> üblich. Für größere Anlagen stehen Simulationsmodelle zur Verfügung. Die Auswirkungen von Regenwassernutzungsanlagen auf nachfolgende Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen lassen sich nur mit Simulationsmodellen zutreffend abbilden.

### **Flächenbedarf**

Der Flächenbedarf einer Regenwassernutzungsanlage ist aufgrund der unterirdischen Anordnung bei Neubauten relativ gering (2x2 m Grundfläche bei 100 m<sup>2</sup> Dachfläche entsprechend 4%). In Innenstadtbereichen bestehen allerdings oft Schwierigkeiten bei der nachträglichen Anordnung.

### **Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt**

Der Schadstoffrückhalt auf größere Siedlungsflächen bezogen ist relativ gering, da i. d. R. nur die gering verschmutzten Dachabläufe genutzt werden und die stärker verschmutzten Abflüsse z. B. von Verkehrsflächen nicht erfasst werden.

### **Herstellungskosten**

Für einen Vier-Personen-Haushalt liegen die Kosten einer Regenwassernutzungsanlage (mit Nutzung für Toilettenspülung und Waschmaschine) bei ca. 4.000 - 5.000 EUR. Anlagen nur zur Gartenbewässerung sind günstiger (1.750 - 2.250 EUR). Pro m<sup>3</sup> Zisternenvolumen können ca. 400 - 500 EUR veranschlagt werden.

Diese Investitionen dienen zum größten Teil der Einsparung von Trinkwasser und erst in zweiter Linie der Regenwasserbewirtschaftung. Insofern ist ein Kostenvergleich mit anderen Maßnahmen schwierig. Wird die Trinkwasserentnahme als äquivalent zu einer Versickerung angesehen, ist dagegen ein direkter Vergleich möglich. Bei einem typischen Einfamilienhaus

mit einer angeschlossenen Dachfläche von 100 m<sup>2</sup> ergeben sich Kosten von ca. 40 - 50 EUR/m<sup>2</sup>. Der Anteil für Pumpen und Filter daran beträgt ca. 10%, für Leitungen ca. 20%. Einfache Regentonnen zum Zweck der Gartenbewässerung sind deutlich günstiger. Eine 300 Liter-Tonne kostet ca. 50 EUR, ein 1000-l Fass ca. 250 EUR.

### ***Betriebskosten, Nutzungsdauer***

Als jährliche Betriebskosten für eine typische Zisterne im Einfamilienhausbereich (4-5 m<sup>3</sup>) werden Beträge zwischen 75 und 150 EUR/a genannt. Moderne Anlagen sind weitestgehend wartungsarm und deshalb sollten eher die niedrigeren Werte herangezogen werden. Bezogen auf die angeschlossene Fläche (100 m<sup>2</sup>) ergeben sich somit Kosten von 0,75 EUR/m<sup>2</sup>/a. Bei ausschließlicher Nutzung zur Gartenbewässerung sind die Kosten sicherlich geringer.

Die durchschnittliche Nutzungsdauer des Zisternenbehälters wird mit 20-75 Jahren angegeben. Sinnvoll erscheint es, den Wert für Kanalisationsschächte aus Beton (50 Jahre) zu übernehmen. Für die notwendigen Leitungen ist eine durchschnittliche Nutzungsdauer von 40 Jahren, für Pumpen und Filter von 10 Jahren zu veranschlagen.

### **4.3.5 Begrünte Dächer**

#### ***Maßnahmenbeschreibung***

Dachbegrünungen weisen gegenüber herkömmlichen Dächern mehrere Vorteile auf. Neben der gezielten Retention von Niederschlagsabflüssen sind dies:

- Verbesserung des Kleinklimas
- Reduzierung der Schadstoffe im Niederschlagsabfluss
- Wärmedämmung im Sommer und Winter
- Schutz des Dachaufbaus, längere Lebensdauer des Daches
- Schaffung von Ersatzlebensräumen für Pflanzen und Tiere
- Aufwertung des visuellen Eindrucks

Als Nachteile werden die höhere Dachbelastung und damit eine aufwendigere Statik und allgemein die höheren Kosten genannt.

Nach der Begrünungsart werden Extensive und Intensive Dachbegrünungen unterschieden. Intensive Dachbegrünungen können bis zur kompletten Gartenlandschaft auf dem Dach bzw. der Tiefgarage mit Bäumen, Wegen, Teichen und Sumpfböden reichen. Extensive Dachbegrünungen (z. B. Moos-Sedum-Dächer) eignen sich aufgrund der geringen Auflast auch zum nachträglichen Einbau. Zahlreiche Hersteller bieten entsprechende Produkte an. Sonderformen dieser Produkte werden auch zur Gleisbettbegrünung eingesetzt.

#### ***Quantitative Wirkung auf den Wasserhaushalt***

Dachbegrünungen bewirken einerseits eine Verminderung des Niederschlagsabflusses durch Verdunstung. Bei intensiven Gründächern kann damit sogar ein nahezu vollständiger Rückhalt des Regenwassers erreicht werden. Insbesondere bei extensiven Gründächern werden die verbleibenden Abflüsse in der Substratschicht zwischengespeichert und gedrosselt abgegeben. Der Anteil der Verdunstung und das Maß der Retention wird vom Aufbau der Substratschicht, von der Dachneigung und eventuellen Abflussdrosseln bestimmt. Die nachfolgende Grafik zeigt das Rückhaltevermögen verschiedener Gründächer (Flachdächer mit 2% Neigung im Jahresmittel).

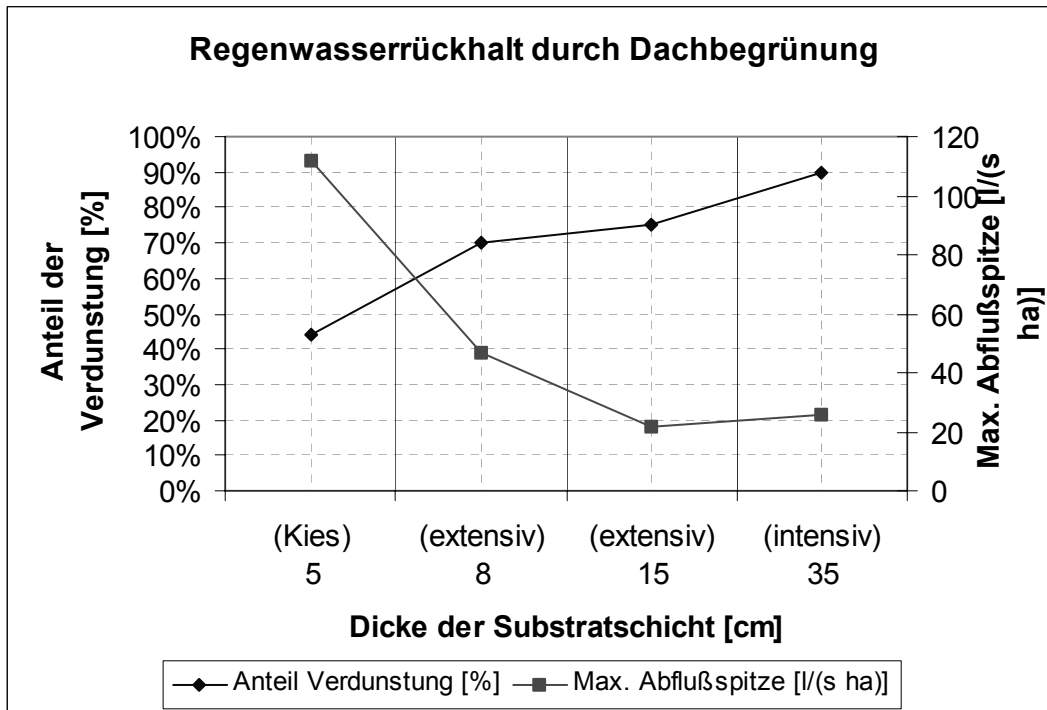


Abb. 26: Regenwasserbewirtschaftung durch Dachbegrünung

Um das Verhalten bei verschiedenen Regenereignissen beurteilen zu können, ist eine differenzierte Betrachtung des Systemverhaltens notwendig. Dies kann für verschiedene Dachaufbauten mit Hilfe von Langzeitsimulationen durchgeführt. Dabei werden die entsprechenden Dachaufbauten, wie z.B. der dargestellte Dachaufbau, zugrunde gelegt.

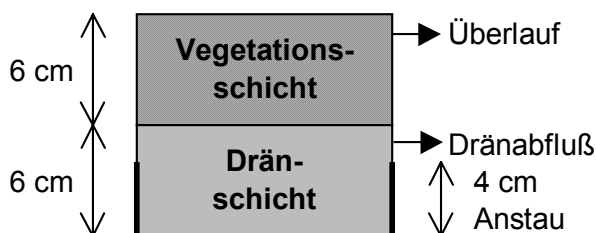


Abb. 27: Gründach mit Einstau

Das Porenvolumen der Vegetationsschicht wird mit 35%, das der Dränschicht mit 40% angenommen. Die hydraulische Kapazität der Dränschicht wird mit 100 l/(s\*ha) angesetzt. Allerdings gibt es hierzu bislang keine genauen Untersuchungen.

Variationen der Anstauhöhe zeigen, wie empfindlich die Wasserbilanz auf diesen Parameter reagiert. Die nachfolgende Darstellung zeigt den Verdunstungsanteil und die Abflussspende einjähriger Wiederkehrhäufigkeit in Abhängigkeit der Anstauhöhe. Während sich bei einem Dachaufbau mit einem Anstau von 4 cm ein Verdunstungsanteil von ca. 60% erzielen lässt, liegt der Anteil bei fehlendem Anstau nur bei ca. 30%. Letztere Situation ist bei einem Schrägdach gegeben. Begrünte Schrägdächer haben damit keine sehr positive Wirkung auf den Wasserhaushalt. Wenn nicht andere Argumente (Kleinklima, bautechnische Gründe) dafür sprechen, sollten die erforderlichen Investitionen überdacht werden.

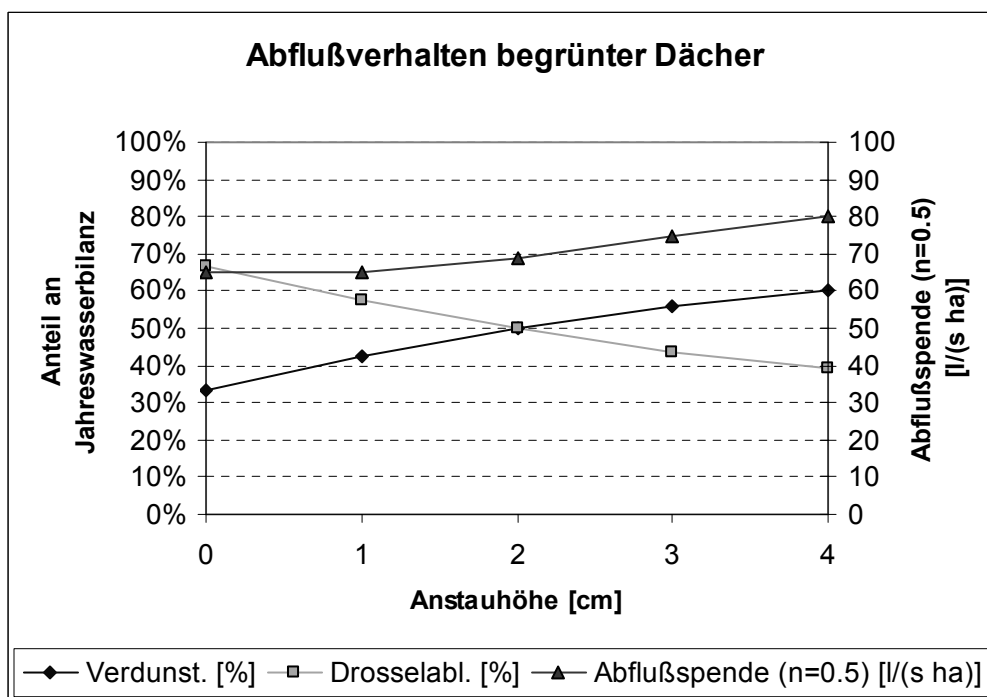


Abb. 28: Abflussverhalten begrünter Dächer

Begrünte Flachdächer mit Anstau können dagegen einen großen Beitrag im Hinblick auf eine natürliche Wasserbilanz liefern. Es ist aber zu bedenken, dass mit einem höheren Anstau auch die Anforderungen an die Statik des Dachaufbaus und damit die Kosten ansteigen. Zu berücksichtigen ist auch, dass mit einem höheren Anstau die Überlaufspitzen ansteigen und die Entlastung des Kanalnetzes geringer ausfällt.

### Schadstoffreduktion, bzw. -rückhalt

Gründächer können durch die Filtereigenschaften des Substrats bzw. der Bepflanzung eine mechanische und biologische Reinigung der Niederschlagsabflüsse bewirken. Andererseits ist sicherzustellen, dass aus den verwendeten Materialien keine Schadstoffe ausgewaschen werden. Bei der Ausschreibung ist daher auf entsprechende Zertifikate zu achten. Auch

sollten Vorabdüngerbeigaben zum Zwecke des schnellen Aufwuchses unterbleiben, da die ausgetragenen Frachten an Nährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphor, gerade in der ersten Zeit nach dem Einbau sehr hoch sein kann.

### ***Rechtliche Grundlagen, Bemessung***

Empfehlungen für Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen gibt eine Richtlinie der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V.. Ähnlich wie bei Versickerungsanlagen besteht für Kommunen nach Bundesnaturschutzgesetz §§ 8a ff. und nach Baugesetzbuch (u.a. § 9) die rechtliche Grundlage, Eingriffe in die Natur auszugleichen und Dachbegrünungen in Bebauungsplänen festzusetzen.

### ***Flächenbedarf***

Im Vergleich zu anderen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen ist der Flächenbedarf eines Gründaches gleich Null, da keine zusätzliche Fläche benötigt wird.

### ***Herstellungskosten***

Die Kosten für die Herstellung sind vom Aufbau eines Gründaches abhängig. Für ein extensives Gründach können ca. 40-50 EUR/m<sup>2</sup> angenommen werden (Beispiel UFA-Fabrik in Berlin: 4000 m<sup>2</sup> extensives Gründach mit 10 cm Substratschicht ca. 40 EUR/m<sup>2</sup>). [König, 1996] nennt ein Beispiel mit spezifischen Kosten von 26 EUR/m<sup>2</sup>.

Die Kosten für intensive Gründächer liegen deutlich höher. Bei Neubauten müssen die Kosten für einen herkömmlichen Dachaufbau (z. B. mit Kies) dagegen gerechnet werden.

### ***Betriebskosten, Nutzungsdauer***

Die Unterhaltungskosten für extensive Gründächer sind eher gering. Intensive Gründächer erfordern dagegen je nach Gestaltung eine aufwendigere Pflege, die aber dann sicherlich auch ihren gestalterischen Nutzen hat und nicht der Regenwasserbewirtschaftung zugeordnet werden muss. Für den nachfolgenden Vergleich werden keine Betriebskosten für Dachbegrünungen angesetzt.

Die „Lebenserwartung“ von Gründächern wird von 15-20 Jahren bei einem normalen Kies-Flachdach auf ca. 30 Jahre erhöht. „Neutrale“ Angaben über die Nutzungsdauer konnten nicht gefunden werden.

## ***4.3.6 Weitere dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen***

### ***Rinnen-Rigolen-Systeme***

Im Rinnen-Rigolen-System werden die bereits erwähnten Elemente „Kastenrinne“ und „Rigole“ kombiniert. Am Institut für Grundbau der Universität Dortmund wird ein derartiges

System derzeit im Rahmen eines Projektes der Deutschen Bundesstiftung Umwelt [UNIDO, 1999] untersucht.

Die Nachteile des Rinnen-Rigolen-Systems liegen wie bei der Schacht- oder Rigolenversickerung in der fehlenden, bzw. nur mechanischen Reinigung des Regenwassers.

Vorteile sind in der kostengünstigen Verbindung von Ableitung und Versickerung zu sehen, die aber eher bei der Straßenentwässerung zum Zuge kommen. Der Einsatz wird dementsprechend auf Wohnstrassen oder ähnlich gering belastete Flächen beschränkt sein.

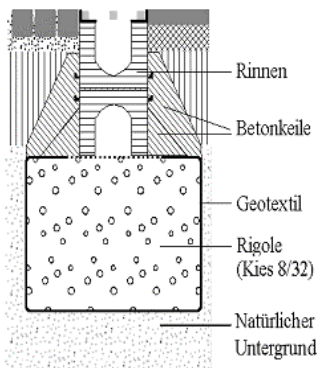


Abb. 29: Rinnen-Rigolen-System [UNIDO, 1999]

### **Gezielte Überflutung von Wiesen, Seitenstreifen oder Rinnstein (Major-Minor-Flooding)**

Eine Alternative zum Bau von aufwendigen Regenrückhaltebecken oder anderen Speichermaßnahmen kann der bewusste Einstau von Flächen mit geringerem Nutzungsanspruch während eines Starkregenereignisses sein. Selbstverständlich müssen hierbei Aspekte des Entwässerungskomforts i.a. und der Verkehrssicherheit im besonderen beachtet werden. In den Niederlanden finden sich hierfür Beispiele, die in Deutschland bislang undenkbar sind. Hier handelt es sich z.B. um den gezielten Einstau von öffentlichen Straßen und Plätzen untergeordneter Bedeutung.

### **Abflussdrosselung am Straßeneinlauf (Controlled Stormwater Entry)**

Eine besondere Form des „Major-Minor-Floodings“ stellt der gezielte Einstau des Straßenseitenbereichs neben dem Hochbord (curbline) dar. Aktiviert werden kann dieser Speicherraum durch Einsätze in den Straßeneinläufen. Sicherlich wird man diese Maßnahme aus Gründen der Verkehrssicherheit nicht auf Hauptstraßen einsetzen, im Bereich von Wohnstraßen ist dieser Ansatz zumindest eine Überlegung wert. Im Entwicklungsgebiet Berlin-Adlershof wurde mit Abstimmung aller Beteiligten festgelegt, dass eine Versickerungsmulde bei 5-jährigen Bemessungsregen den seitlich angrenzenden Parkstreifen bis zu einer Höhe von 5 cm kurzfristig einstauen darf.

### **Einstaudächer**



Auch Flachdächer können unter Berücksichtigung der Statik u.U. eingestaut werden [Geiger, Dreiseitl, 1995] 5 cm Einstau entsprechen somit 50 mm Niederschlag oder einem spezifischen Speichervolumen von 500 m<sup>3</sup>/ha.

#### 4.4 Gezielte Reinigung von hoch belastetem Straßenablaufwasser

Von Straßenflächen ablaufendes Regenwasser ist bezüglich vieler Inhaltsstoffe weitaus stärker verschmutzt als die Abläufe von Kläranlagen. Die Schmutzstoffe werden meist ohne Reinigung direkt in die Gewässer geleitet. Die Reinigungsleistung speziell von Trockengullys ist sehr unbefriedigend. Die meisten Reinigungsverfahren an den Auslässen wurden als sehr aufwändig angesehen. [Grottker, Schilling, 1991]

Schwache und mittlere Kanalnetze neigen zu Ablagerungen im Kanalnetz. Diese Ablagerungen werden beim nächsten Regen aufgewirbelt und ausgetragen, falls nicht regelmäßig gespült wird.

##### 4.4.1 Hebergully

Zur Reinigung wurde GROTTKER ein Hebergully entwickelt, der folgenden Aufbau hat und das Ziel verfolgt das höher belastete Regenwasser zu Beginn des Ablaufes in den Misch- bzw. Schmutzkanal abzuschlagen.

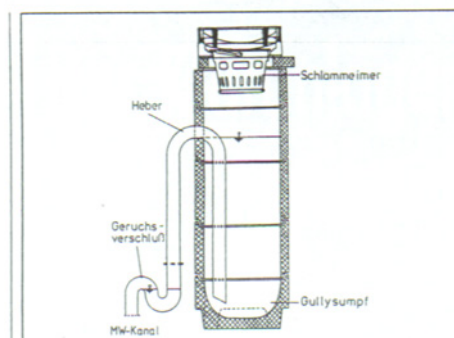


Abbildung 1: Hebergully im Mischsystem

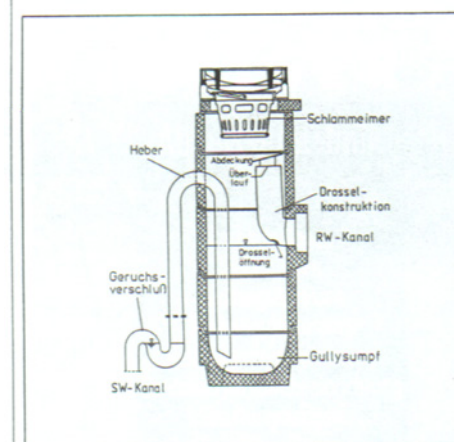


Abbildung 2: Hebergully im Trennsystem

Abb. 30: Varianten des Hebergullys für Misch- und Trennsystem, entnommen aus: [Grottker, Schilling, 1991]

Der Hebergully besitzt einen Schlammeimer zur Grobschmutzrückhaltung. Der Gullystumpf ist wie im Nassgully für die Absetzung feinerer Schmutzstoffablagerungen ausgebildet. In Trennsystemen wird ein hoch liegender Drosselablauf vorgesehen. Der Heber entleert den Gully bei Vollfüllung schlagartig. Es existiert ein Notüberlauf, falls der Heber nicht funktioniert.

Das abfließende Straßenwasser strömt durch den Schlammeimer. Es erfolgt dadurch eine Rückhaltung grober Schmutzpartikel. Im Gullysumpf werden feinere Partikel abgesetzt. Bei kleinen Abflüssen arbeitet der Heber wie ein Auslass mit Geruchsverschluss.

Eine Minimalzuflussüberschreitung führt zu Abheberung, d.h. schlagartiger Entleerung. Abgelagerte Stoffe im Sumpf werden mitgerissen. Die Spülschwälle remobilisieren auch Ablagerungen im Kanal und erzeugen einen Abtransport zur Kläranlage.

Der Hebergully kann auch zur Schmutztrennung eingesetzt werden. Die standardmäßige Ableitung erfolgt über die Einleitung in ein Gewässer über den Regenwasserkanal. Bei Starkregen erfolgt dagegen die Entleerung in die Kläranlage.

Daraus resultiert ein positiver Effekt für Gewässerschutz durch Schmutzstoffabtrennung. Im Trennsystem wird eine 30-40%ige Rückhaltung der Schmutzstoffe, d.h. Sinkstoffe und daran angelagerte Schadstoffe, erzielt.

Im Mischsystem ist Reinigungsleistung schwer abzuschätzen. Hier kann es zu Problemen mit Rückstau aus dem Kanalnetz geben. Ein Einsatz ist hier nicht sinnvoll.

Als Einsatzgebiet bieten sich Sanierungskonzepte für die Straßeneinläufe an. Es existieren drei Varianten.

1. Hebergully
2. Überfallgully (Modifizierung des Nassgullys)
3. Trockengully mit geschlossenem Eimer

Die Kosten für den Neubau sind erheblich günstiger als die Umrüstung.

Bei einer Umrüstung im Trennsystem wird entweder der Trockengully durch Austausch des Schlammeimers oder der Nassgully in einen Überfallgully umgerüstet. Im Mischsystem wird entweder der Trockengully durch Austausch des Schlammeimers oder der Nassgully in einen Hebergully umgerüstet.

#### **4.4.2 Perimeter Sandfilter USA**

In den USA sind so genannte mit Sand- und/oder mit organischem Material gefüllte Filter in der Anwendung. In einer Untersuchung, unterstützt durch die Environmental Protection Agency der USA aus dem Jahre 1996 werden verschiedene oberirdische und unterirdische Filter vorgestellt. Diese Filter dienen der Vorbehandlung vor der unterirdischen Versickerung.

Allen gemeinsam ist eine dem Filter vorgeschaltete Sedimentationszone und die anschließende Filtration mit Überstau. Die Beschickung erfolgt unterirdisch über Leitung oder oberirdisch über eine geschlitzte Rinne. [Claytor, Schueler, 1996]

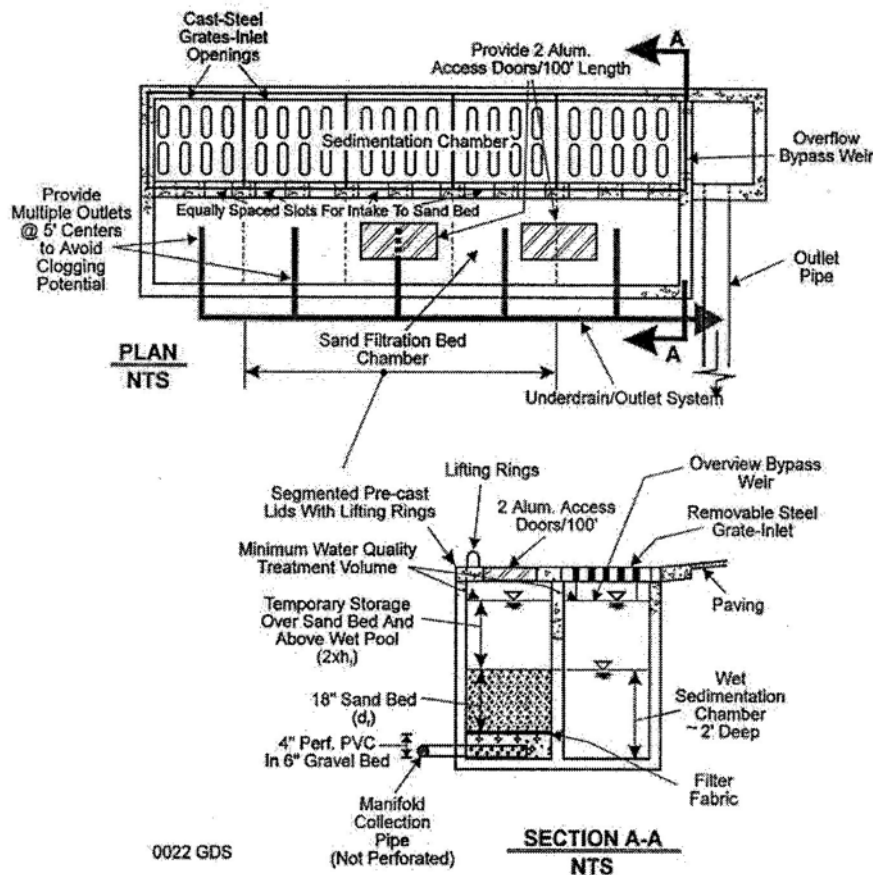


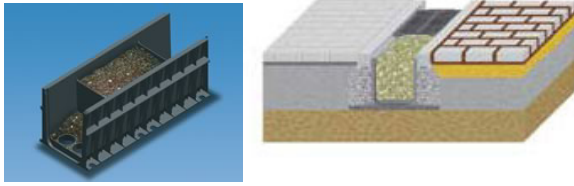
Abb. 31: Perimeter Sand Filter nach einer Studie für die EPA (USA)

Für die Wartung der Filter wird ein halbjährlicher Rhythmus empfohlen. Diese beinhaltet insbesondere die Reinigung der Sedimentationszone durch Auspumpen und Überprüfen des Filterbettes auf Clogging. Letzteres kann durch die Überwachung des Wasserstandes erfolgen. Wichtig für die Handhabung ist die gute Zugänglichkeit des Filters. Lässt die Filtergeschwindigkeit nach ist der Filter, je nach Konstruktion, zu ertüchtigen. Dies kann durch Abtrag und Austausch der Oberfläche geschehen.

Insgesamt werden nur Angaben zur hydraulischen Leistungsfähigkeit und deren Erhaltung gemacht. Hinsichtlich stofflicher Rückhaltung und spezifischer Filtermaterialien finden sich keine Angaben.

#### 4.4.3 Mit Substrat gefüllte Rinnen

In Deutschland wird ein System angeboten, dass die Behandlung über eine Oberbodenpassage in Form einer mit einem speziellen Substrat gefüllten Rinne anbietet. Hierbei wird eine Rinne aus Kunststoff mit einer speziellen Substratmischung gefüllt



*Abb. 32: D-Rainclean®, mit Substrat gefüllte Versickerungsrinne, Information der Fa. Funke Kunststoffe GmbH*

Die Substratmischung erfüllt nach Herstellerangaben die Funktion einer Muldenversickerung in einer Rinne. Sie kann wahlweise bepflanzt oder auch mit einem Gitterrost abgedeckt werden.

Der kf-Wert beträgt  $1-5 \times 10^{-4}$  m/s. Trotz des hohen kf-Wertes besitzt das Substrat nach Herstellerangaben ein sehr hohes Adsorptionsvermögen von bis zu 90% gegenüber Schwermetallen und bietet eine Standzeit von 15-20 Jahren.

#### **4.4.4 Schacht mit Zyklonabscheider**

Zur Zeit laufen Versuche und Untersuchungen zur Rückhalteleistung eines Systems zur Regenwasserreinigung, das sich speziell auf die Behandlung von Straßenablaufwasser konzentriert.

Laut Herstellerangaben ist der HydroCon Filterschacht aus gedichteten Standard-Betonringelementen gemäß DIN aufgebaut. Das Regenwasser von der zu entwässernden Fläche wird am unteren Ende des Schachtes radial eingeleitet. Hier findet in einem hydrodynamischen Abscheider aufgrund von turbulenten Sekundärströmungen in einem radialen, laminaren Strömungsregime die Sedimentation von Partikeln insbesondere der Sandfraktion statt. Diese werden über eine Öffnung im unteren Teil des Reinigungsschachtes in einem Vorratsraum (Sedimentfalle) unter dem System aufgefangen, der über einen Auslass entleert werden kann.

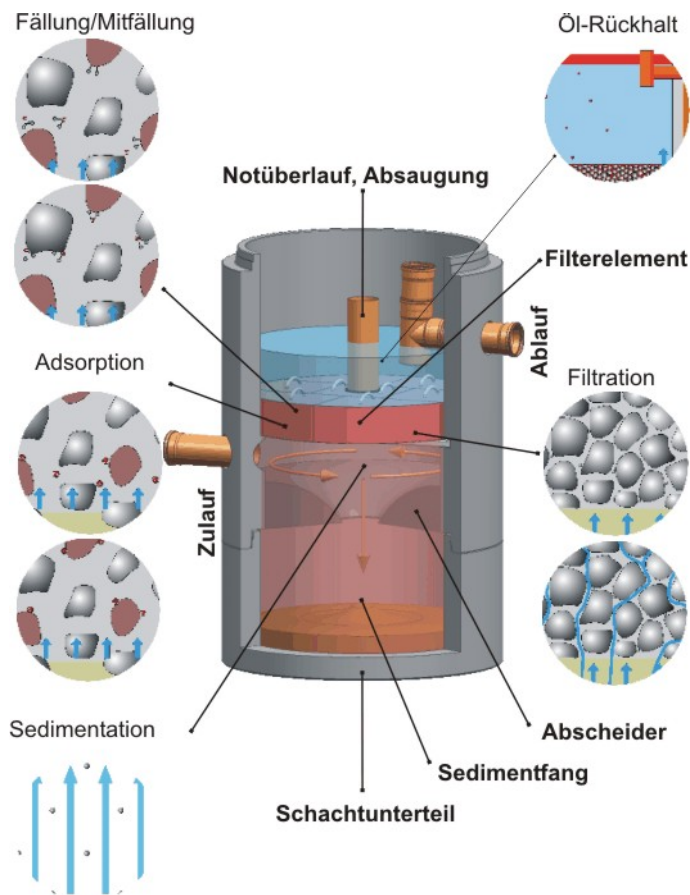


Abb. 33: Systemgrafik des Filterschachtes mit hydrodynamischem Wirbelabscheider, Information der Fa. HydroCon

In der Mitte des Reinigungsschachtes befindet sich ein Filter aus haufwerksporigem Beton oder Edelstahl und spezifischen adsorbierenden Zusatzstoffen. Mit diesem Filter werden im Aufstromverfahren die Feinstoffe gefiltert und ein Großteil der gelösten Schadstoffe wird ausgefällt und adsorptiv gebunden. Der Filter ist von oben rückspülbar und im Falle einer völligen Verschlammung leicht austauschbar. Da sich der Schacht nach oben verengt besteht der Filtereinsatz aus mehreren Teilen, damit der Filter problemlos aus dem Schacht gehoben und ausgetauscht werden kann. Die Standzeit des Filters liegt im Regelfall zwischen 6 und 10 Jahren. Der Schlammfang muss in Intervallen zwischen einem und fünf Jahren ausgesaugt werden. Er ist in der Größe variabel und wird an die zu erwartenden Feststofffrachten im Regenabfluss angepasst.

Die TU München führte ein Untersuchungsvorhaben zur Effizienz des Reinigungsschachtes durch. Die Anlage wurde an einer hoch belasteten innerstädtischen Straße (Mittlerer Ring) in München installiert. Die Konzentration des Niederschlagswasserablaufes lag für die Schwermetalle Zn, Cu und Pb im Maximum um ein Vielfaches über den für die Versickerung nach Bundesbodenschutzverordnung zulässigen Prüfwerten. Selbst die Mittelwerte überschritten die Prüfwerte deutlich. Ergebnisse liegen derzeit noch nicht veröffentlicht vor.

#### 4.4.5 Rohrabscheider mit nachgeschalteter Versickerung

Eine weitere Behandlungsanlage mit dem Ziel der Reduktion der Feststoffe und damit der Belastung des Niederschlagsablaufwassers ist die Sedi-pipe Anlage mit einer der unterirdischen Versickerung vorgeschalteten Sedimentationsstufe.

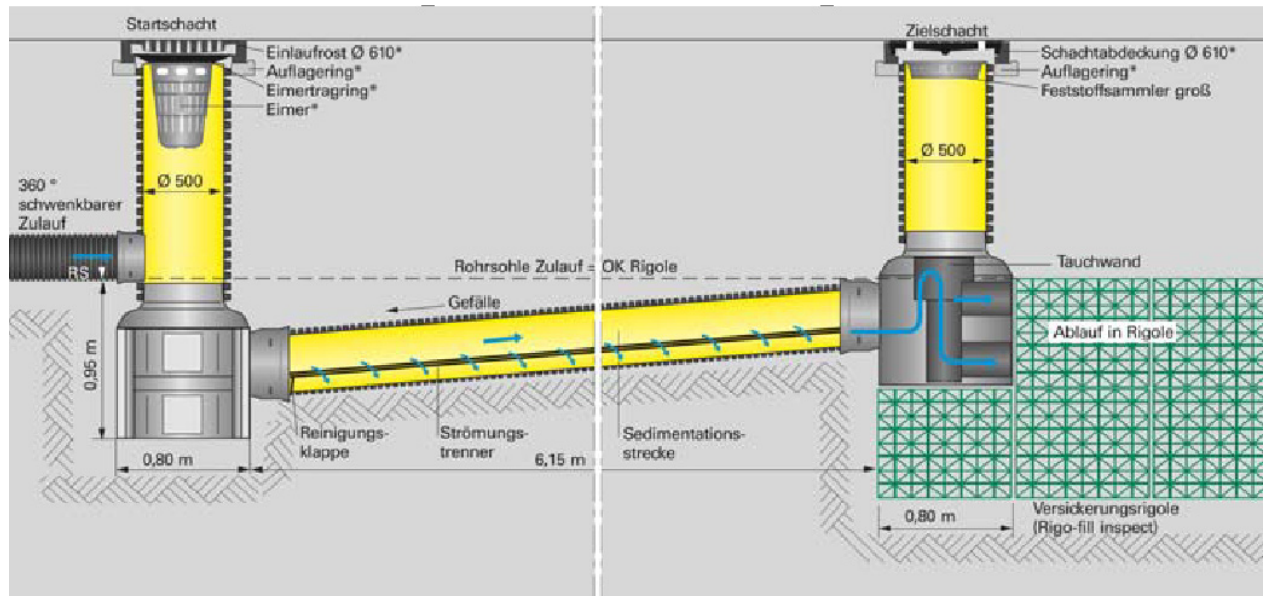


Abb. 34: Sedi-pipe Typ 400/6, Sedimentationsanlage mit nachgeschalteter Versickerungsrigole, Information der Fa. Fränkische

Die Sedimentation erfolgt in einem Rohr mit Gegengefalle. Anschließbar an ein solches System sind bis zu 1000 m<sup>2</sup> zu entwässernde Fläche.

#### 4.4.6 Konventionelle Straßeneinläufe, Deutschland

##### Bauarten

Die Bautypen der Straßenabläufe unterscheiden sich primär in Trockengullys und Nassgullys. Die **Trockengullys** sind Straßenabläufe, die mit geringer Tiefe an den Kanal angeschlossen sind. Es ist kein Sumpf vorhanden, so dass das komplette zufließende Wasser dem Kanal zugeführt wird. Zur Verhinderung des Eintrages von Grobschmutzpartikeln ist i.d.R. ein Grobschmutzfangeimer eingehängt. Im Gegensatz dazu haben **Nassgullys** einen Sumpf, der als Absetzraum für das zufließende Wasser fungiert. Oft wird bei diesem Bautyp auf den Grobschmutzfangeimer verzichtet und der zulaufende Grobschmutz im Sumpf gesammelt. Dieser Sumpf wird in regelmäßigen Abständen zur Reinigung ausgesaugt.

Herkömmliche Aufsätze nach DIN 4052 /EN 124 werden für Straßenabläufe 500 x 500 mm, Aufsatz Klasse D400 (Typ DIN 19583-12) bzw. 300 x 500 mm, Aufsatz Klasse D400 (Typ DIN 19583-12) angegeben.

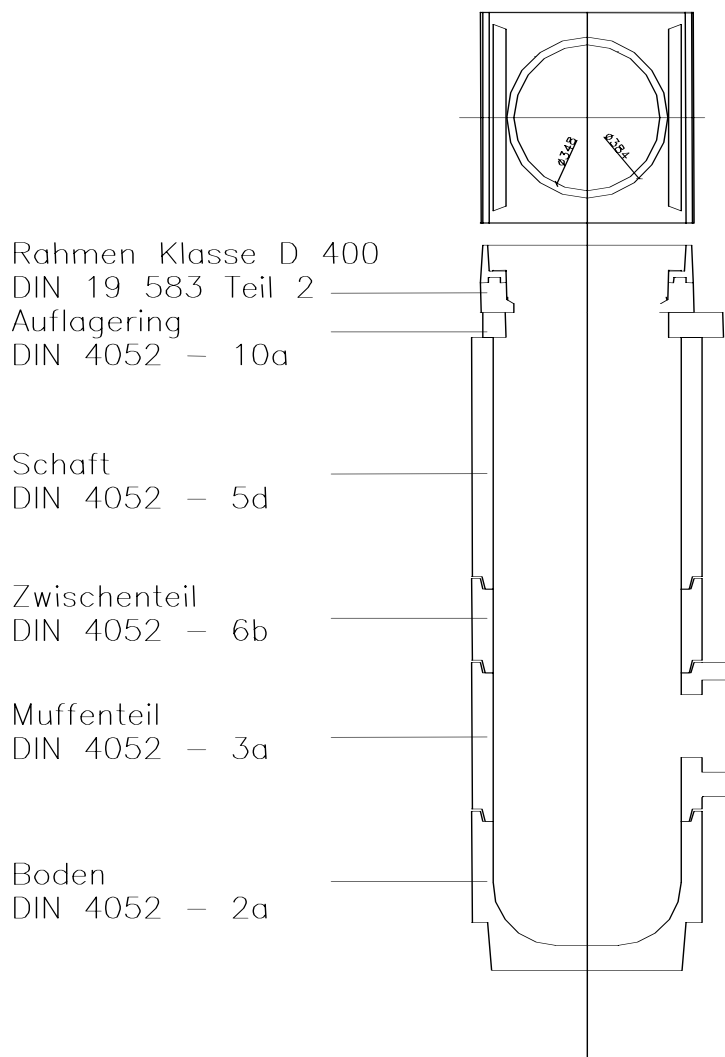


Abb. 35: DIN-Bauteile eines Straßenablaufes nach DIN-EN 124

In Berlin werden vorzugsweise Straßenabläufe mit Schlammraum eingebaut (Regelblatt 400 der Berliner Wasserbetriebe). Der Schlammraum hat dabei ein Volumen von ca. 160 l. Ein Eimer ist bei dieser Bauart nicht vorgesehen.

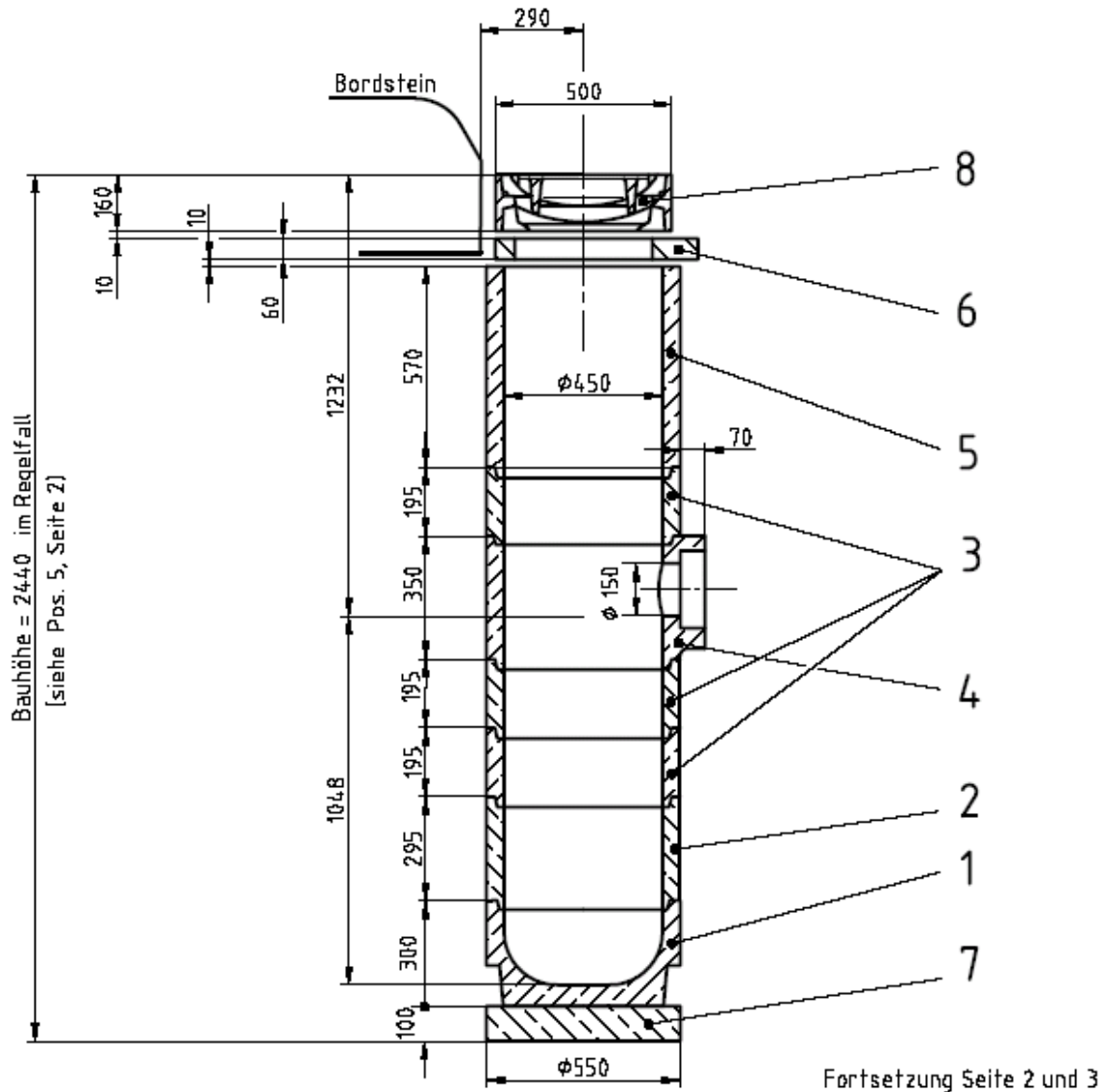


Abb. 36: Aufbau eines Straßenablaufes nach Regelblatt 400 der Berliner Wasser Betriebe mit Einzelbauteilen nach DIN-EN

In anderen Entsorgungsbereichen anderer Städte werden unterschiedliche Typen mit eigenen Spezifikationen und eigenen Regelblättern eingesetzt. Oft wird kein Schlammraum vorgesehen.

Bei der Stadtentwässerung Hannover z.B. wird ein Nassgully „Modell Hannover“ mit Schlammraum eingesetzt, dessen Abgang mit einem herausnehmbaren Siphon ausgestattet ist. Im Schlammraum mit einem Volumen von ca. 115 l werden die Sinkstoffe gesammelt und abgesaugt. Durch den Siphon soll verhindert werden, dass Leichtflüssigkeiten und Schwimmstoffe in den Kanal weiter getragen werden.



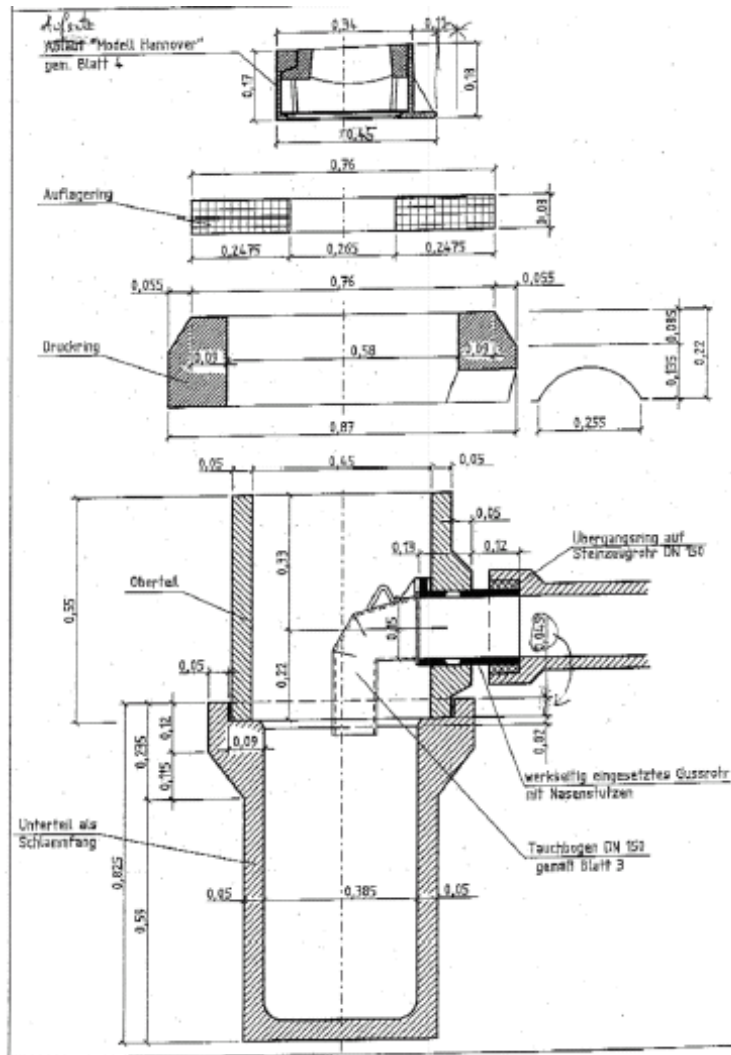


Abb. 37: Aufbau eines Straßenablaufes nach Modell Hannover ohne Grobschmutzweimer, mit Tauchbogen zur Rückhaltung von Schwimmstoffen

Ebenfalls unterschiedlich zur DIN ist der Gully im Fall des Modells Hamburg, der unterschiedlich zum Gully Standard ist. Der Gully zeichnet sich durch seinen kurzen Abgang und einem Schlammfang von ca. 90 l Inhalt aus. Er ist nicht mit einem Schlammeimer ausgerüstet.

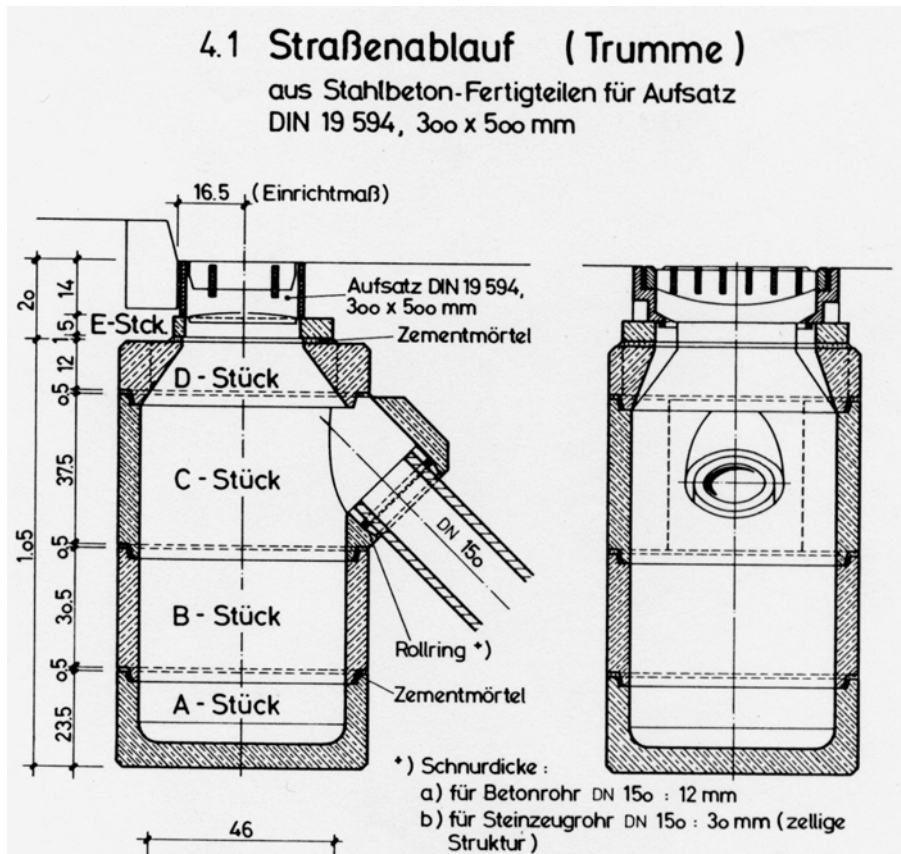


Abb. 38: Aufbau eines Straßenablaufes nach Modell Hamburg, aus den Anlagen zu Sielbauvorschriften

### Hydraulische Leistungsfähigkeit

Die Straßenabläufe 500 x 500 mm, Klasse D400 (Typ DIN 19583-12) besitzen einen Einlaufquerschnitt je nach Hersteller zwischen 1100 und 1300 cm<sup>2</sup>. Nach RAS-Ew können an einen derartigen Straßenablauf in Stadtgebieten bis zu 400 m<sup>2</sup> Fläche angeschlossen werden. Üblich sind allerdings geringere Werte von im Mittel ca. 250-300 m<sup>2</sup>. Angaben über die „Schluckleistung“ eines Straßenablaufes werden weder in der DIN EN 124/DIN 1229 noch in der RAS-Ew gemacht. Es ist jedoch davon auszugehen, dass diese „Schluckleistung“ deutlich über der Leistung der Anschlussleitungen liegt und insofern nicht den limitierenden Faktor darstellt. Für den ebenfalls eingesetzten Straßenablauf 300 x 500 mm gilt das gleiche.

Das abgehende Rohr mit Anschluss an den Regenwasserkanal hat i.d.R. einen Durchmesser DN 150 und wird in der Regel mit einem Gefälle von 1:150 (1:DN) verlegt. Die Vollfülleleistung der Anschlussleistung beträgt damit ca. 12 l/s. Bei einer angeschlossenen Fläche von 400 m<sup>2</sup> würde damit eine Abflussspende von max. 300 l/(s\*ha) abgeführt werden können, ein Wert der sich auch in der DIN 1986 für die Grundstücksentwässerung findet. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die weiterführende Kanalisation in aller Regel auf deutlich kleinere Abflüsse dimensioniert wird (100 – max. 200 l/(s\*ha)).

### **Stoffrückhaltevermögen**

Aus verschiedenen Literaturquellen, u.a. die von STEIN [Stein, 2005], werden Stoffrückhalte von 20-35% AFS im Schlammraum angegeben. Weitere Informationen und Ausführungen wurden in Kap. 3.1.4.1 gegeben.

#### **4.4.7 Schmutzfänger in konventionellen Abläufen, USA**

In den USA gibt es auf Grund der Belastungen durch eingetragenen Müll verschiedene Versuche den Abfall aus der Straße nicht in den Kanal weiterzutragen. Ein Beispiel ist der hier dargestellten Einlauf“eimer“. Dieser soll die Grobstoffe, die im Gully landen, sammeln und sich leicht reinigen lassen.



*Abb. 39: Schmutzfänger zum Sammeln der in den Gully gelangenden Abfälle im Straßeneinlauf*

In den nachfolgenden Abbildungen sind Versuche dargestellt, die verhindern sollen, dass Müll, der von der Straße in den Einlauf gelangt, in den Kanal weiter getragen wird und dort zu Verstopfungen führt. Aus den Abbildungen ist zu erkennen, dass die dargestellten Einläufe wesentlich größer als die in Europa vorgefundenen sind.



*Abb. 40: Schmutzfänger die Verhindern dass die in den Gully gelangenden Abfälle im Straßeneinlauf in den Kanal weiter getragen werden.*

## **4.5 Reinigung von hoch belasteten Dachabläufen**

### **4.5.1 Beispiel Schweiz**

Bei einem öffentlichen Gebäude in der Schweiz bestand das Problem im Einsatz von Kupfer zur Dach- und Fassadendeckung. Dadurch wurden große Mengen an Kupfer von der Fassade abgetragen und in den Vorfluter, bzw. bei Versickerung in das Grundwasser eingeleitet. Um eine Belastung zu verhindern sind kurz bis mittelfristige Ersatzlösungen durch Einsatz von Filtersystemen mit adsorptiver Wirkung für Kupfer notwendig. [EAWAG, Forschung Siedlungswasserwirtschaft, 2001]

Diese sollen bei großflächigen Anwendungen eingesetzt werden um das Kupfer aus Dachablaufwasser zu entfernen. Die Anforderungen an den Versickerungsfilter sind:

- möglichst vollständige Kupferrückgewinnung
- keine Verwendung von natürlichen Ressourcen
- einfache Anwendung
- geringst möglicher Platzbedarf

Bislang konnten die Anforderungen nur teilweise erfüllt werden. Eine zufrieden stellende Lösung konnte nur durch Einsatz einer künstlichen Filterschicht als Versickerungsanlage erreicht werden. Ihre Aufgabe ist die Schwermetalle räumlich und zeitlich kontrolliert adsorptiv zu binden und anzureichern.

Diese künstliche und zum Grundwasser gedichtete Filterschicht hat keine Auswirkungen auf natürlich gewachsenen Boden, die Sickerhorizonte und das Grundwasser und nur einen geringen Flächenbedarf.

In der nachstehenden Grafik sind die Eliminationsleitungen der Sickerpackungen gegenüber Kupfer dargestellt. Sie liegen durch die Adsorption an reines FeOOH bei über 90%. Wichtig ist hierbei festzuhalten, dass die Ausgangskonzentrationen sehr hoch waren, was den Einsatz eines adsorptiven Filtermaterials erforderte.

Ein Ersatz von Kupfer als Baumaterial ist sinnvoll, wenn keine Schutzschichten zur Verhinderung des Abtrages aufgetragen werden.

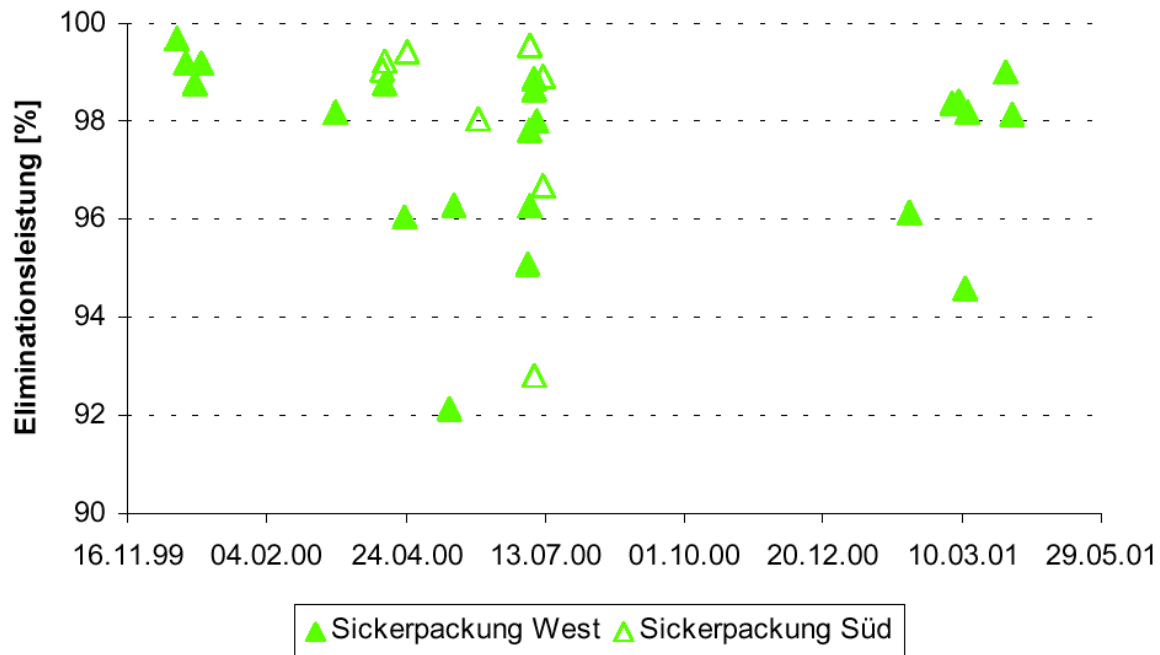


Abb. 41: Eliminationsleistungen für Kupfer an der West- und der Südfassade vom Dezember 1999 bis Juli 2000 [EAWAG et al., 2001]

#### 4.5.2 Beispiel Deutschland

In München wurden, ähnlich wie in der Schweiz, Untersuchungen zur Reinigung von mit Schwermetallen hoch belasteten Dachflächen durchgeführt. Ziel war es die Abflüsse von den Dächern der Akademie der Bildenden Künste in München, die hohe Konzentrationen an Kupfer und Zink enthalten, so weit zu reinigen, dass die Konzentrationen der entsprechenden Schwermetalle unterhalb der Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) lagen. Das vom Bayerischen Landesamt für Umwelt geförderte Projekt wurde über einen Zeitraum von 2 Jahren durchgeführt.

Für die Reinigung wurde ein Schacht mit einem Zyklonabscheider und im Aufstrom durchströmten Filter installiert. Der Filter enthielt ein Materialgemisch aus Chabazith und Philipsith mit einem Korndurchmesser  $\geq 0,7$  mm. Im Zyklonabscheider werden die Feststoffe aus dem Dachabfluss abgetrennt. Die anschließende Filtration entfernt weitere Feinstoffe und soll die Schwermetallkonzentrationen reduzieren.

Die Cu-Konzentrationen lagen im Niederschlag bei im Mittel  $55 \mu\text{l}$ . Im Dachabfluss lagen die Werte im Mittel bei  $2300 \mu\text{l}$  ( $230\text{-}14200 \mu\text{l}$ ). Hier ist eine deutliche Erhöhung der Konzentration durch das Dachmaterial zu sehen. Im Ablauf nach der Behandlung wurden im Mittel  $206 \mu\text{l}$  ( $20\text{-}1900 \mu\text{l}$ ) gemessen. Dies entspricht einer 93%igen Reinigungsleistung.

Es wurde zudem festgestellt, dass der Dachablauf, auf Grund der hohen Lage des Daches, weitgehend frei von organischen Stoffen (kein Laub) und Sedimenten war. Im Zyklonabscheider wurden keine entsprechenden Stoffe gefunden.

## 5 Entwicklung und Untersuchung von ortsnahen Verfahren zur Filtration von Straßenabläufen

### 5.1 Allgemein

Die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Verfahren sind unterschiedlich bezüglich ihrer Funktion und Wirkung zu werten.

- Das **Mulden-Rigolen-System** wurde bereits in verschiedenen Projekten untersucht. Allerdings ist die hier geschilderte Fragestellung, welchen Einfluss der **Eintragspfad über den Notüberlauf (Muldenüberlauf)** wirklich hat, vorher nicht untersucht worden. Daher wird dies in einem der nachfolgenden Kapitel dargestellt.
- Das System **INNODRAIN®** ist eine Abwandlung des Mulden-Rigolen-Elementes. Hier galt es zu untersuchen, wie sich das System hinsichtlich seiner Funktion und Reinigungsleistung verhält.
- Das System **INNOLET®** ist im Gegensatz zu den vorgenannten Systemen kein Versickerungssystem und dient in keiner Weise der Retention. Hier steht die Untersuchung der Funktion und der Reinigungsleistung im Vordergrund. Diese Untersuchungen wurden im Rahmen von 2 Forschungs- und Entwicklungsvorhaben mit Unterstützung des BMBF [Sommer H., Sieker F., 2004] und des BMWI [Sommer H., 2005] durchgeführt.

### 5.2 Mulden-Rigolen-System

#### 5.2.1 Vorhabensbeschreibung

Im Zuge der Planung und Realisierung des städtebaulichen Entwicklungsgebietes Wasserstadt Rummelsburg in Berlin-Lichtenberg wurde von Beginn an konsequent das Konzept der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung verfolgt, wie es in Berlin bei Neuplanungen seit vielen Jahren üblich ist [Engel, 2000]. Wesentliche Elemente insbesondere zur Straßenentwässerung sind dabei Mulden-Rigolen-Systeme mit Überlauf. [Sieker F. (Hrsg.), 1998], [Sieker, 2001]

Aufgrund der Lage des Gebietes in der ehemaligen Wasserschutzzone III wurde die wasserbehördliche Erlaubnis zur Errichtung von Mulden-Rigolen-Systemen mit Überläufen durch die zuständige Wasserbehörde mit der Auflage verbunden, ein Überwachungsprogramm zur Untersuchung der qualitativen Beeinflussung des Grundwasserkörpers insbesondere durch Muldenüberläufe durchzuführen.

Die Frage der Zulässigkeit von Muldenüberläufen in der Wasserschutzzone III war von besonderer Bedeutung für das Konzept der dezentralen Bewirtschaftung, da die Anordnung von Mulden-Rigolen-Systemen ohne Muldenüberlauf größeren Platzbedarf benötigt, der sich

im städtischen Raum in der Regel nicht realisieren lässt, insbesondere bei schlecht versickerungsfähigem Untergrund. Obwohl durch den Überlauf nur ein geringer Teil der jährlichen Zuflüsse ohne Bodenpassage in den Untergrund gelangt, stellt sich die Frage nach der dadurch entstehenden Grundwasserbelastung und ihrer möglichen Verminderung.

Bislang lagen keine Untersuchungen darüber vor, wie bedeutsam der Eintragspfad des Überlaufes von der Mulde in die Rigole ist, wie groß die Absetzwirkung begrünter Mulden ist, bevor der Muldenüberlauf anspringt, und wie sich unterschiedliche technische Ausgestaltungen der Überläufe, z.B. durch Verwendung unterschiedlicher Filtermaterialien, auf den Stoffrückhalt auswirken.



*Abb. 42: Versuchsanlage des Mulden-Rigolen-Elementes in Berlin Rummelsburg mit Messschacht (Drosselschacht) für Einbau der Messanlage*

Daher wurde im Entwicklungsgebiet Wasserstadt Rummelsburg eine Versuchsanlage errichtet, mit der die Funktionsfähigkeit und die Reinigungsleistung eines Mulden-Rigolen-Systems im Rahmen eines zweijährigen Messprogrammes untersucht werden konnte. Zusätzlich zur messtechnischen Erfassung natürlicher Ereignisse wurden zwei künstliche Flutungsversuche mit stark verschmutztem Regenwasser einer innerstädtischen Autobahn durchgeführt. [Sommer H. et al., 2002]

## 5.2.2 Beschreibung der Versuchsanlage

### 5.2.2.1 Installation der Messeinrichtung

Zur Durchführung der Messungen wurde eine Mulde in drei kleinere Mulden mit eigenen Überläufen aufgeteilt und so gestaltet, dass die verschiedenen Pfade des Wassers in Mulde und Rigole erfasst werden konnten.

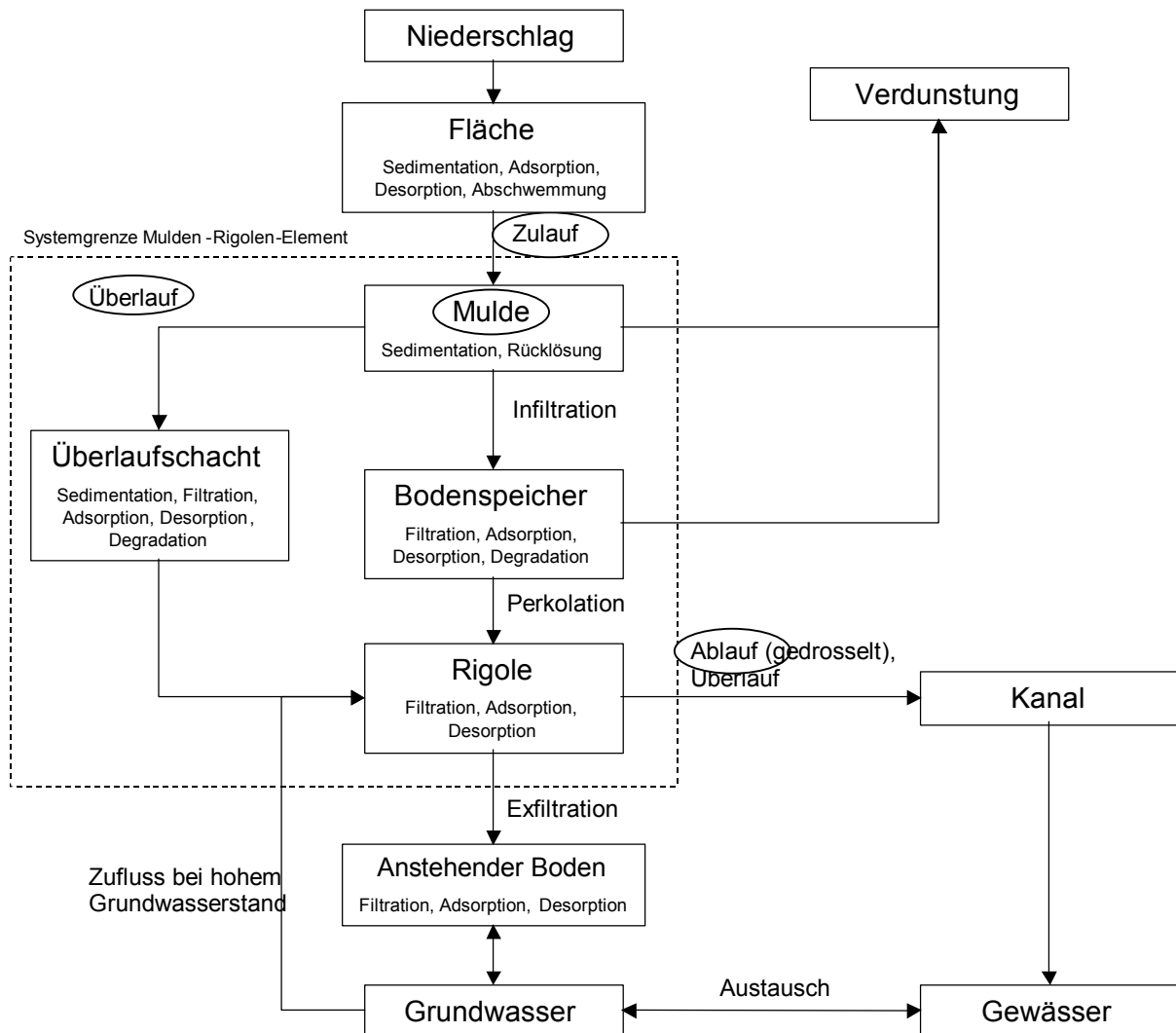


Abb. 43: Schema der Wasserpfade eines Mulden-Rigolen-Elementes mit physikalischen und chemischen Vorgängen und Probennahmepunkte (eingekreist)

Die drei unterschiedlichen Mulden und die Rigole wurden mit Drucksonden zur Wasserstandsmessung ausgestattet. Zum Einbau der Messtechnik wurde ein Messschacht vorgesehen, in dem auch die Abflüsse der drei Überläufe sowie des Ablaufes der Rigole beprobt werden können. Zusätzlich wurden Wasserzähler eingebaut, um die Überläufe aus der Mulde in die Rigole auch mengenmäßig erfassen zu können.



Auf dem Gelände des Abwasserpumpwerkes Berlin-Lichtenberg der Berliner Wasserbetriebe in unmittelbarer Nähe des Siedlungsgebietes wurde ein digitaler Regenschreiber mit Kippwaage installiert.

### **5.2.2.2 Durchführung der Probenahmen**

Der Messzeitraum erstreckte sich von Juli 1998 bis September 2000. Die Probenahme erfolgte möglichst während des Ereignisses oder kurz darauf aus den bereitgestellten Sammelbehältern. Das Schema der Wasserpfade und die Probennahmepunkte sind in der vorangegangenen Abbildung dargestellt.

Die Beprobung des Muldenzuflusses wurde im Zulaufbereich durchgeführt. Da keine punktuellen Zuläufe zu den Mulden vorhanden sind, wurden Schienen im Bereich der Betonplatten seitlich der Mulden montiert, um eine bessere Beprobung des den Mulden zulaufenden Wassers zu ermöglichen.

Die Probenahme eines natürlichen Ereignisses gestaltet sich schwierig, insbesondere dann, wenn das Ziel eine Probenahme während eines Ereignisses mit Überlauf jenseits der Bemessungsgrenze der Anlage ist. Die Beprobung mittels eines automatischen Probennehmers musste aus Standortgründen zu Beginn der Messkampagne verworfen werden.

Um Ereignisse ausreichender Intensität beproben zu können, wurden Wettervorhersage und Regenradar als Informationsquellen genutzt. Da insbesondere Ereignisse mit hoher Intensität lokal sehr begrenzt sein können, fand darüber hinaus eine Rückkopplung mit Personen vor Ort statt.

Es wurden insgesamt 35 Proben gezogen. Davon stammten bei den natürlichen Ereignissen 5 Proben aus dem Zulauf, 7 Proben aus dem Ablauf der Rigole, 1 Probe aus der Mulde und 9 Proben aus dem Überlauf. Die Beprobung der Überlaufwassermenge erfolgte aus den Sammelbehältern als Mischprobe. Auch bei den Proben aus dem Ablauf der Rigole handelt es sich um Mischproben direkt aus dem Ablauf. Die Probennahme im Zulauf erfolgte aus dem zur Verfügung stehenden Zufluss, der direkt in den Probensammelbehälter geleitet wurde. Die Probe aus der Mulde wurde an verschiedenen verteilten Punkten geschöpft.

## **5.3 INNODRAIN**

Oberstes Ziel der Regenentwässerung von Straßen und Grundstücken ist und bleibt die Herstellung und Gewährleistung einer bestimmten Sicherheit gegen Überflutungen und Vernässungen. Diese Entwässerungssicherheit ist in den Regeln der Technik (z.B. DWA-Arbeitsblatt A 118 oder EU-Norm 752) festgelegt und wird u.a. durch eine zulässige Überstauhäufigkeit von 1 mal in T Jahren gekennzeichnet.

Daneben besteht die Aufgabe, das in Siedlungsgebieten anfallende Regenwasser sorgsam zu bewirtschaften, so dass die Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt des bebauten Gebietes selbst und belastende Auswirkungen auf die Gewässer möglichst gering gehalten werden. Das im folgenden beschriebene Entwässerungssystem INNODRAIN® erhebt den Anspruch, beiden Aufgaben gleichermaßen gerecht zu werden. Das System folgt dem Prinzip des Mulden-Rigolen-Systems (Sieker et.al., 2002), enthält aber anstelle von Mulden, die im Straßenraum häufig schwer unterzubringen sind, Platz sparende „Tiefbeete“, die städtebaulich und verkehrstechnisch weitere Aufgaben übernehmen können.

Ferner sind die unterirdischen Elemente des Systems so angelegt, dass sie nicht nur der Versickerung und Speicherung der zugeführten Regenabflüsse, sondern auch der notwendigen Entwässerung des Straßenunterbaus dienen.



*Abb. 44: INNODRAIN®-Element in Dahlwitz-Hoppegarten*

Um die Anforderung der Wasserbehörde bezüglich der Einleitungsmenge und der Qualität Rechnung zu tragen, wurde in einer Wohnstraße eine Pilotanlage mit 8 INNODRAIN®-Elementen errichtet, mit der die Funktionsfähigkeit und die Reinigungsleistung des INNODRAIN®-Systems getestet und untersucht werden konnte.

Ein weiteres neues Merkmal des INNODRAIN® Elementes ist die Bepflanzung mit Sträuchern und Bodendeckern gegenüber dem Rasen bei Mulden-Rigolen-Systemen.

### 5.3.1 Beschreibung der Versuchsanlage

Das System besteht in seinen Hauptteilen aus „Tiefbeeten“, „Rigolen mit Kunststoffspeicherkörpern“ und einem Rohrnetz als Ableitungssystem.

#### Die Tiefbeete

Kernstück des Systems sind die so genannten „Tiefbeete“, beetartig durch Betonrahmenelemente eingefasste Grünflächen, deren Oberflächen gegenüber der Straßenoberkante um 20-30 cm abgesenkt sind. Sie stellen die Einläufe, die „Gullys“ des Entwässerungssystems dar, die u.a. folgende Merkmale aufweisen:



Abb. 45: Rahmenelement beim Einbau

- Die Grundfläche der Tiefbeete beträgt ca. 3-5 % der angeschlossenen abflusswirksamen Fläche.
- Die Tiefbeete werden entweder im Seitenraum der Fahrbahnflächen oder bewusst im Bereich der Fahrbahnflächen (z.B. zur Verkehrsberuhigung) angelegt.
- Die Grundrissform der Tiefbeete ist in Abhängigkeit von den lieferbaren Betonrahmenelementen variabel.
- Den Tiefbeeten wird zweckmäßigerweise ein Absetzraum, z.B. in Form eines „normalen“ Straßenablaufs, vorgeschaltet, um Grobstoffe und absetzbare Stoffe fernzuhalten.
- Die Regenzuflüsse werden den Tiefbeeten erosionsfrei oberirdisch über einen geeigneten Einlauf zugeführt.
- Die Tiefbeete werden mit Sträuchern und Bodendeckern, die insbesondere ein robustes Verhalten gegenüber Trockenphasen aufweisen, dicht bepflanzt.

Das oberirdische Speichervolumen der Tiefbeete dient zur Aufnahme und zum Ausgleich von Zuflussspitzen, insbesondere des so genannten „first flush“.

Die Tiefbeete entleeren sich in der Regel durch Versickerung in die darunter liegenden Rigolen, welche mit Kunststofffüllkörpern gefüllt sind. Durch die Oberbodenpassage werden Regenzuflüsse bestmöglich gereinigt.

Wird die Versickerungs- und Speicherfähigkeit der Tiefbeete und der Rigolen überschritten, leitet ein Überlauf das Wasser direkt in das Ableitungssystem.



*Abb. 46: Tiefbeet, bestehend aus 3 Elementen, kurz nach dem Einbau*

Zusammengefasst stellen die Tiefbeete als Einläufe des Bewirtschaftungssystems eine Kombination aus Versickerungs-, Speicherungs- und Reinigungsanlage dar.

### **Die Rigolen**

Mit „Rigolen“ bezeichnet man Anlagen im Bodenbereich, bei denen der natürlich anstehende Boden ausgehoben und in der Regel durch Kies oder anderes hochporiges Material ersetzt wird. Die Anlagen dienen der weitergehenden unterirdischen Speicherung gereinigter Regenwasserzuflüsse.

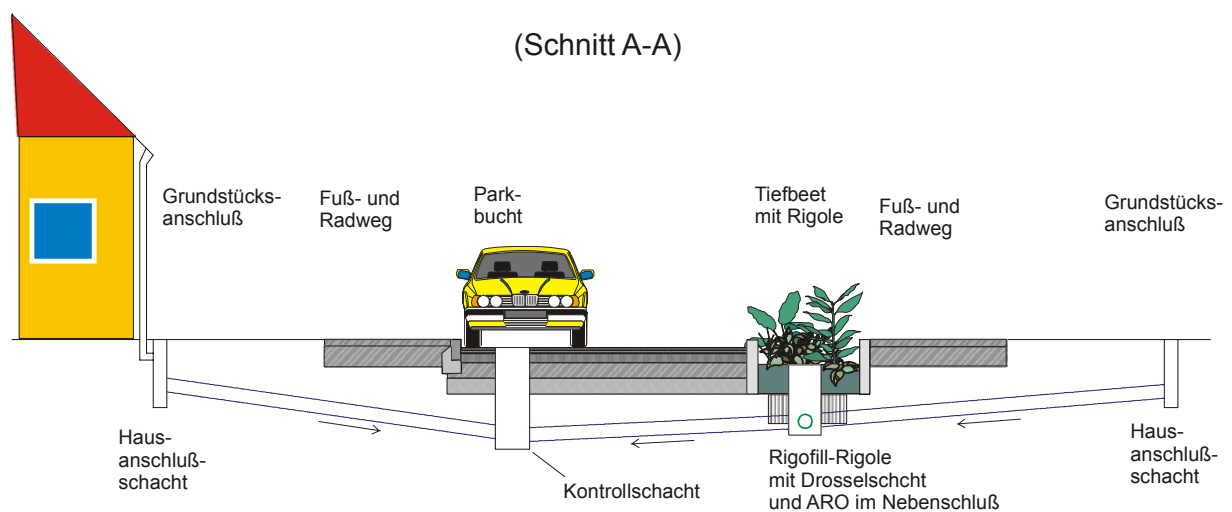
Um das Rigolenvolumen zu verringern, wird im System INNODRAIN® die Rigole mit Kunststoffspeicherfüllkörpern ausgeführt. Diese besitzen ein Hohlraumvolumen von über 95 %. Dadurch wird der Volumenbedarf der Rigole enorm verringert.

Die Speicher erhalten im System INNODRAIN® ihre Zuflüsse in der Regel aus der Durchsickerung der Tiefbeetböden, zu einem geringen Teil auch direkt über die Überläufe der Tiefbeete.

Hinsichtlich der räumlichen Ausbildung nach Länge, Breite und Tiefe ist man grundsätzlich frei, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Das Speichervolumen der Rigolen muss so groß gewählt werden, dass es unter Einbeziehung der Versickerung aus den Rigolen in den anstehenden Boden und unter Einbeziehung der Abflüsse des Ableitungssystems höchstens 1 mal in n Jahren zu Überlastungen des Gesamtsystems kommt.
- Die Tiefbeete müssen mit ihrer Grundfläche vollständig über der Oberfläche der Rigolen liegen, damit die Durchsickerung der Tiefbeetgrundfläche voll zur Geltung kommt.
- Das maximale Einstauziel der Rigolen muss der Höhenlage nach unter dem Niveau des Planums des Straßenunterbaus liegen, um einen Einstau des Straßenunterbaus zu vermeiden (im Gegenteil sollen die Rigolen eine Entwässerungswirkung auf den Straßenunterbau ausüben)

### INNODRAIN®-SYSTEM - Schematischer Querschnitt



### INNODRAIN®-SYSTEM - Schematischer Längsschnitt

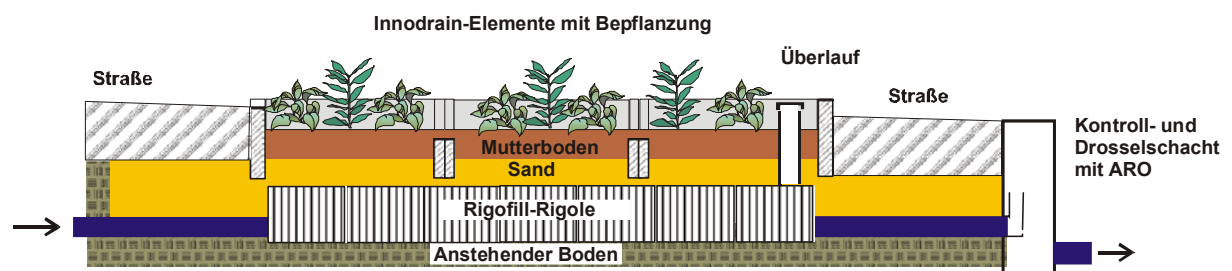


Abb. 47: INNODRAIN®-System – Schematischer Quer- und Längsschnitt

Das in die Rigolen eingesickerte oder eingeleitete Wasser versickert in den anstehenden Boden, so weit dieser dazu in der Lage ist. Das „überschüssige“ Wasser wird „gedrosselt“ an den Unterliegerbereich weitergegeben. Bei Vollfüllung springt der „Rigolenüberlauf“ an. Damit wird u.a. ein Einstau des Straßenunterbaus verhindert bzw. die Dränwirkung der Rigole auf den Straßenunterbau bleibt erhalten.

### Das Ableitungssystem

Das INNODRAIN®-System enthält in der Regel ein Ableitungssystem, d.h., es wird davon ausgegangen, dass eine vollständige Versickerung vor Ort nicht möglich ist oder aus Sicherheitsgründen eine Ableitungsmöglichkeit zwingend vorzusehen ist, z.B. um eine Entwässerung des Straßenunterbaus zu jedem Zeitpunkt zu gewährleisten.

Das Rohrnetz verbindet alle Rigolen miteinander, und zwar entweder in Reihenschaltung oder im Nebenschluss (vgl. Skizze).

### INNODRAIN-SYSTEM - Schematischer Lageplan

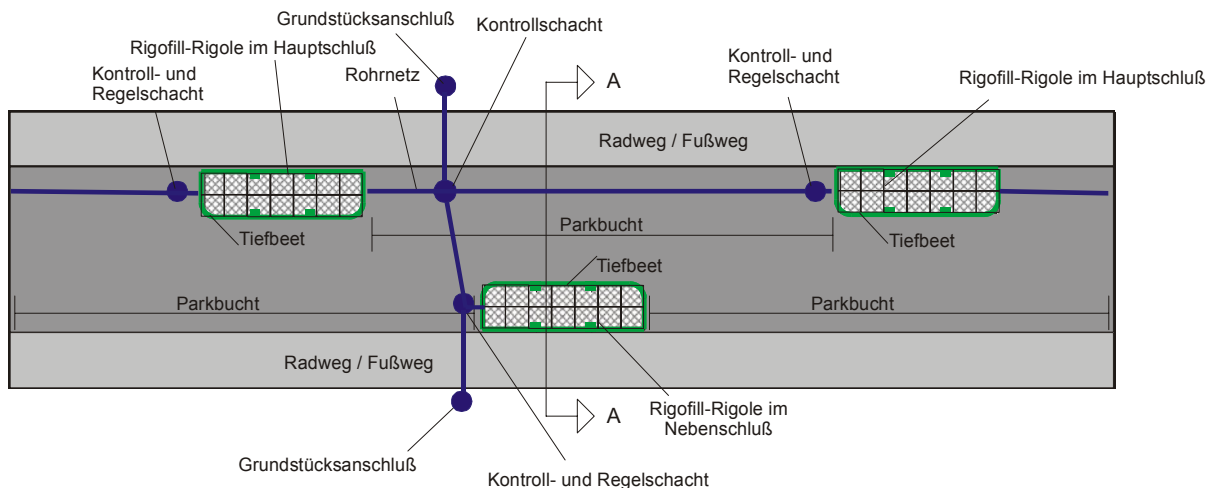


Abb. 48: INNODRAIN®-System – Schematischer Lageplan

Die Kontroll- und Verbindungsschächte des Ableitungssystems sind zum Teil mit Drosselorganen und Überläufen ausgestattet, mit denen sich die Speicherungs- und Abflussfunktionen der einzelnen Rigolen-Haltungen regeln lassen. Damit kann die Versickerungsfähigkeit des Untergrundes ausgeschöpft, aber auch jede Gefahr der Vernässung vermieden werden.

## **5.4 INNOLET**

Konventionell erfolgt die Behandlung von Niederschlagswasserabläufen von Straßen und Dächern gemeinsam in einer zentralen Behandlungsanlage. Dabei werden die unterschiedlichen Verschmutzungsqualitäten im Verlauf des Kanals vermischt und das gemischte Wasser in der Anlage behandelt.

Veranlassung für die Entwicklung von Straßenabläufen mit Filterwirkung war die Überlegung das hoch verschmutzte Wasser der Straßenabläufe gezielt zu behandeln, bevor es mit dem geringer verschmutzten Ablaufwasser von Dächern und Höfen vermischt wird. Dadurch könnte bei Beibehaltung der gleichen Ablaufwerte, der Flächenbedarf und die zu behandelnde Wassermenge einer zentralen Reinigungsanlage verringert werden. [Sommer H., 2005; Sommer H., Sieker F., 2004]

Zusätzlich sind für zentrale Anlagen in flachen Entwässerungsgebieten Pumpen zur Hebung des Wasser erforderlich, um es auf das für die Behandlungsanlage, z.B. Bodenfilter, notwendige Niveau zu bringen.

Die mit Filterwirkung ausgestatteten INNOLET<sup>®</sup>-Elemente müssen mindestens die gleiche Leistungsfähigkeit und Stoffrückhaltevermögen wie herkömmliche Straßenabläufe in Kombination mit der zentralen Anlage haben.

### **5.4.1 Entwicklung INNOLET<sup>®</sup>-Rinne**

Das System INNOLET<sup>®</sup>-Rinne wurde auf Anregung und mit Beschluss der Wasserstadt GmbH, einer Berliner landeseigenen städtebaulichen Entwicklungsgesellschaft, in Abstimmung mit den Berliner Wasser-Betrieben, der Berliner Stadtreinigung und des Tiefbauamtes im Rahmen der Bauausführung Straßenbau im Juli/August 2002 im Bereich der Krachtstraße in Berlin eingebaut. Diese Straße wurde im Rahmen der Sanierung komplett mit Straßenaufbau wiederhergestellt.

Die Rinnenkörper der INNOLET<sup>®</sup>-Rinnen-Elemente wurden bei der Sanierung anstatt der vorher vorgesehenen konventionellen Einläufe geplant und eingebaut. Anschließend konnten dann die Filterelemente eingesetzt werden. Die einzelnen Bauteile sind im folgenden beschrieben.

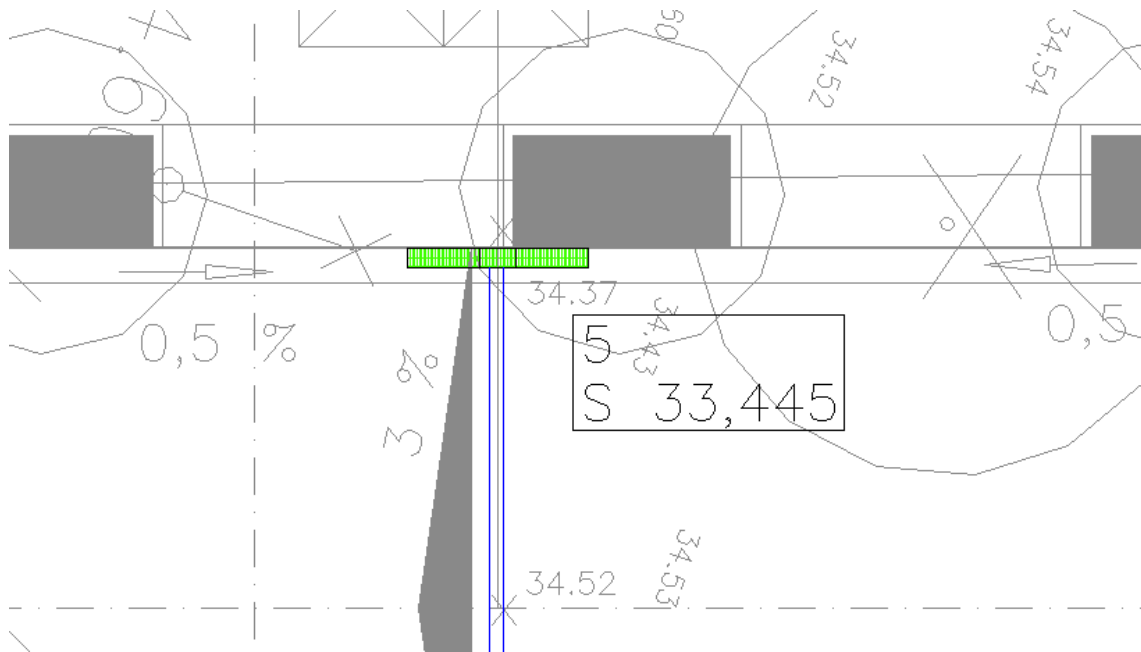


Abb. 49: Ausschnitt aus dem Lageplan zu Ausführung des Systems INNOLET®-Rinne in der Krachtstraße, Berlin

Die Straßenlängsgefälleneigung wurde so ausgestaltet, dass das Wasser beidseitig dem INNOLET®-Rinne-Element zufließt. Das Einzugsgebiet des INNOLET®-Elementes entspricht dem eines normalen Gullys.

Die eingebaute Fassung ist in folgender Grafik dargestellt. Der Zulauf in der Regel wie mit den Pfeilen dargestellt, seitlich.

Der Straßenablauf INNOLET®-Rinne besteht aus einer Standardkastenrinne DN 200 mit einem Gussgitterrost. Die Abdeckung besitzt Wassereintrittsöffnungen in einem Umfang, so dass das oberirdisch zufließende Wasser unter Zugrundelegung eines Bemessungsregens vollständig in den Kasten gelangt.

Ca. 3-4 cm über der Sohle der Rinne wird eine Lochplatte aufgelegt. Darüber befindet sich das in einen Filtersack gefüllte Filtermaterial, das den Kasten mit einer Höhe von ca. 10 cm füllt. Über ein im Sinkkastens befindliches Ablaufrohr kann das INNOLET®-Rinne-Element an die Kanalisation bzw. an ein Versickerungssystem angeschlossen werden.





### Einbauteile für Innolet®-Rinne

Nach mehreren praktischen Versuchen mit dem Prototyp 1 werden für den Einbau Prototypen für die Versuchsanlagen erstellt. Als Material kommen Kunststoffe (PVC und PS) zum Einsatz, da die Einsatzbauteile aus handelsüblichen Bauteilen zusammengestellt wurden. Diese Einbauteile kamen als Einbauten der Krachtstraße (Berlin) zur Ausführung. Die späteren Bauteile bestehen ausschließlich aus PE oder PP.

Die Einbauteile sind derart eingebaut, dass diese nach Ablauf der Versuchsperiode wieder schadlos aus den Grundelementen entfernt werden können, so dass der normale Abfluss aus dem Rinnenelement gewährleistet ist und der INNOLET®-Rinnenaufbau nach Schlammraumvolumen und Leistungsfähigkeit dem eines Standardnassgullys nach Regelblatt der Berliner Wasser-Betriebe entspricht.

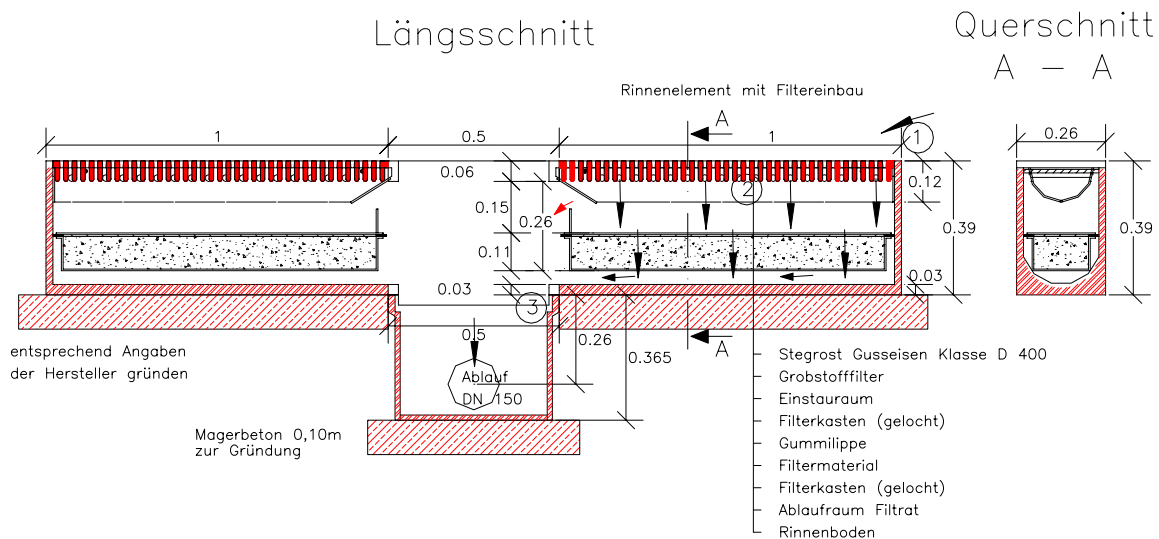


Abb. 51: Detail der Ausführungszeichnung des Systems INNOLET®-Rinne mit Standard Rinnenbauteilen und Filtereinsätzen

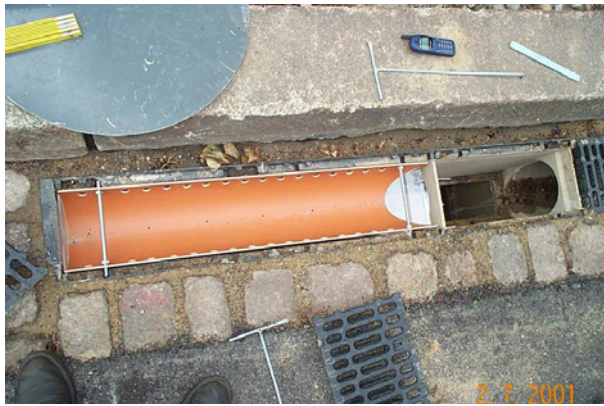
### Einbau INNOLET®-Rinne in der Krachtstraße (Berlin)

Auf den folgenden Bildern ist der Einbau der Rinneneinläufe in der Krachtstraße in Berlin (Halbinsel Stralau) dokumentiert. Im Zuge des Straßenbaues wurden die Entwässerungsschächte inkl. der Zulaufrippen hergestellt.



*Abb. 52/Abb. 53/Abb. 54: Einbau des Entwässerungssystems INNOLET®-Rinne in Berlin, Halbinsel Stralau, Krachtstr.*

Nach Fertigstellung der Rinnen- und Schachtelemente und nach Abschluss und Endabnahme des Straßenbaues wurden die Rinneneinbauteile in die Rinne eingebaut.



*Abb. 55/Abb. 56/Abb. 57/Abb. 58: Einbauteile für INNOLET®-Rinne nach Einbau in Berlin, Halbinsel Stralau, Krachtstr.*

Die Probenahme aus dem filtrierte Ablauf erfolgt mit einer Probennahmeflasche, die unterhalb der dargestellten Auslaufkante eingehängt wird.

#### **5.4.2 Entwicklung INNOLET®-Filterpatrone**

Als Variante zu INNOLET® -Rinne mit Einbau in einen Rinnenkörper wurde eine zweite Variante mit Einbau in einen Standard-Straßeneinlauf mit Absetzraum nach DIN entwickelt.

Dieser Einlauftyp ist in den Straßen in den letzten Jahren standardmäßig eingebaut worden. Der Hauptgedanke dabei ist, vorhandene Straßeneinläufe mit einer Filterpatrone nachzurüsten.

### **Versuchsanlage**

Für die Versuche mit INNOLET®-Filterpatrone wurde ebenfalls, wie für INNOLET®-Rinne, ein Versuchsstand aufgebaut, in dem realitätsnahe Versuche gefahren werden konnten. Die Beschickung erfolgt mittels Pumpe aus einem Vorlagebehälter. Für die Schaffung realistischer Bedingungen wurde die Niederschlagsmenge von einem halben Jahr simuliert. Eine der AFS-Belastung eines halben Jahres entsprechende Menge an Straßendreck mit 200 l Wasser gemischt und auf den Filter aufgegeben.



*Abb. 59: Versuchsstand für INNOLET®-Filterpatrone*

Die Filterpatrone besteht aus einer Patrone DN 315, einem zweigeteilten Eimer zum Grobstoffrückhalt und einem Filterkorb gefüllt mit adsorptivem Filtermaterial. Die Patrone ist in folgendem Bild dargestellt.



*Abb. 60/Abb. 61: Filterpatrone mit Hebevorrichtung*



Abb. 62/Abb. 63: Filterkörbe, hergestellte Varianten in PE, Edelstahl und PVC

Die folgenden Bilder zeigen die Filterpatrone und den bisherigen Grobstoffrückhalt. Die Skizze veranschaulicht die Bereiche mit Absetzwirkung (Rückhalt von Partikeln) und die Zone der potentiellen Adsorption.



Abb. 64/Abb. 65/Abb. 66: Filterpatrone, Außenteil mit Einsatz zum Grobstoffrückhalt

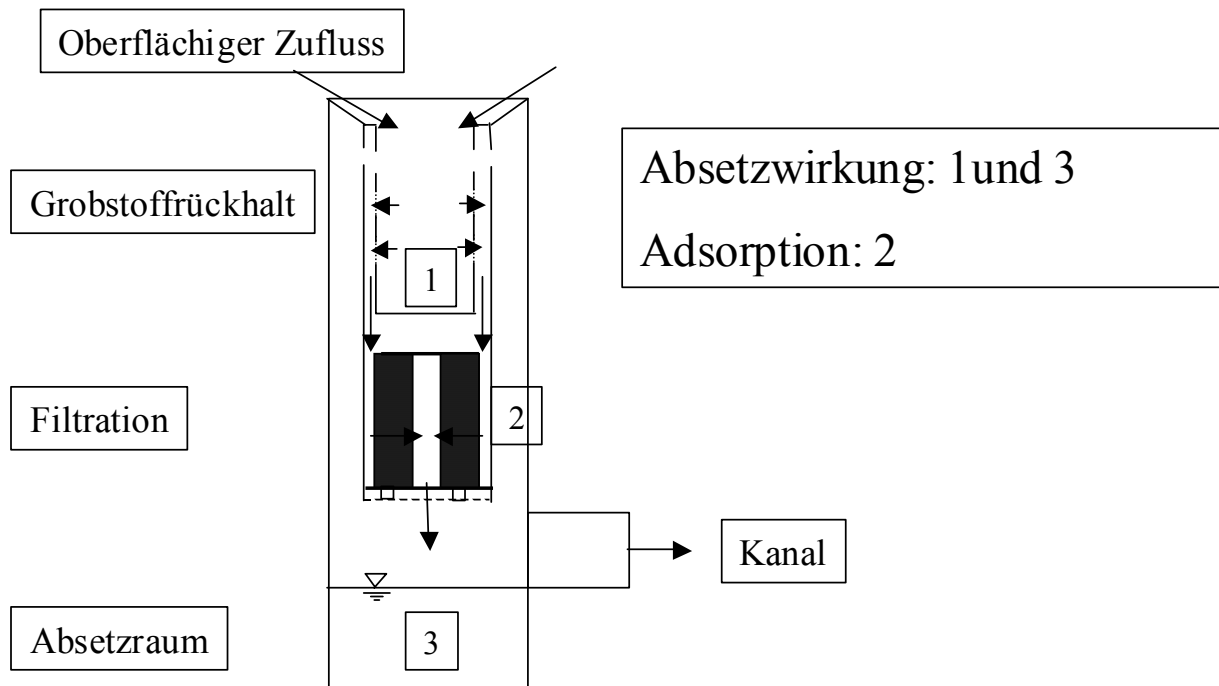


Abb. 67: Filterpatrone, Funktionsprinzip mit Einsatz zum Grobstoffrückhalt, Schema zum Stoffrückhalt, Benennung der Funktionspunkte

Anhand der Vorversuche zeigte sich, dass dem Grobstoffrückhalt größte Beachtung zu schenken ist, um ein vorzeitiges Zusetzen des mit dem adsorptiven Material gefüllten Filters vorzubeugen. Als Konsequenz aus diesen Vorversuchen wurde eine größere Grobstoffrückhaltung in den nächsten Versuchen vorgesehen.

## 5.5 Fazit

In den vorstehenden Absätzen wurden die zur Untersuchung anstehenden Anlagen dargestellt. Alle Anlagen werden am Ort des Entstehens von Straßenabflüssen eingesetzt. Die entsprechenden Fließschemata wurden aufgezeigt.

Die Fragestellungen der im folgenden dargestellten Untersuchungen sind unterschiedlich. Handelte es sich bei der Untersuchung zum Mulden-Rigolen-System vornehmlich um den Anteil an eingetragener Frachtmenge bezogen auf die Gesamtfracht, so stand beim INNODRAIN® die Untersuchung der qualitativen Leistungsfähigkeit im Vordergrund. Für den Straßenablauffilter INNOLET hingegen ist hydraulische Leistungsfähigkeit und die dabei zur Verfügung gestellte Reinigungsleistung Gegenstand der Untersuchungen.

## **6 Untersuchungen zur Einsatzmöglichkeit verschiedener Filtermaterialien**

### **6.1 Filtermaterialien**

#### **6.1.1 Eisenoxidhydrat**

Eisenoxidhydrat wurde bislang für die gezielte Elimination von einzelnen Schwermetallen wie z.B. Kupfer aus belasteten Niederschlagsabflüssen eingesetzt. [EAWAG et al., 2001] (s. Kap. 4.5.1) Hierbei konnten gute Erfolge erzielt werden. Auch für die Adsorption von Arsen wurde es mit Erfolg eingesetzt.

Bei Sickerpackungen liegt die Eliminationsleistung gegenüber Kupfer bei über 90% bei Verwendung von reinem FeOOH. Wichtig ist hierbei festzuhalten, dass die Ausgangskonzentrationen, die zu der Notwendigkeit des Einsatzes eines adsorptiven Materials führte, hoch waren.

Bei dem in den Untersuchungen verwendeten Eisenoxidhydrat handelte es sich um ein feuchtes feinkörniges Produkt (0-2 mm). Hinzu kam, dass die Kornstruktur sehr instabil war und das Produktkorn sich in kleinere Partikel auflöste, die ausgetragen wurden.

#### **6.1.2 Aluminiumoxid**

Das verwendete Aluminiumoxid ist ein aktiviertes Aluminiumoxid auf der Basis von Aluminiumhydroxiden. Es wird thermisch behandelt bzw. aktiviert, um einen Großteil des gebundenen Kristallwassers zu eliminieren. Dadurch findet ein Umbau des Kristallgitters statt. Die neu entstehende Kristallphase entspricht überwiegend Böhmit, oder bei höheren Aktivierungsbedingungen Übergangstonerden bzw. den so genannten Gamma-Tonerden.

Die verwendete Körnung entspricht einem Körnungsspektrum von 0,3-2 mm. Der  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Gehalt beträgt >90%. Die spezifische Oberfläche beträgt nach Herstellerangaben 230-300  $\text{m}^2/\text{g}$ , das Porenvolumen 0,35  $\text{cm}^3/\text{g}$ . Das  $\text{Al}_2\text{O}_3$  wird u.a. zur Entfernung von Fluoriden aus dem Trinkwasser und Industrieabwasser und zur Elimination von Arsen eingesetzt.

Nach [Donnert et al., ] werden calciumdotierte Aluminiumoxide auch gezielt für die adsorptive Wasserreinigung hergestellt. Ziel ist die Herstellung thermisch stabiler Aktivtonerde mit hoher Beladungskapazität. [Donnert et al., ]

Hierzu wurde der Einfluss einer Dotierung von  $\text{Al}_2\text{O}_3$  mit Calcium untersucht. Durch Mitfällung wurden dotierte Aktivtonerden mit bis zu 3,3% Ca hergestellt. Nach Auswaschen mit verdünnter Salzsäure bleibt max. 1,4% Ca zurück (auf Zwischengitterplätzen eingebaut). Die Oxide besitzen fast die doppelte innere Oberfläche (OF) wie undotierte Oxide. Die Oberfläche bleibt konstant bis etwa 700°C. Die Dotierung ist mit Verbesserung der Beladungskapazität verbunden.



Technisches Aluminiumoxid wird als Adsorptionsmittel in der Abwasserreinigung (Bleichereiabwässer, Phosphat, organisch belastete Abwässer) eingesetzt. Im Vergleich zur Aktivkohle besitzt es eine kleinere, aber stärker polare innere Oberfläche. Die Bindung mit sauren Gruppen ist gut. Basische Ionen werden nur mäßig gebunden, neutrale praktisch gar nicht

### **6.1.3 FerroSorp (Eisenhydroxid)**

FerroSorp ist ein körniges Produkt auf der Basis von Eisen(III)hydroxid  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Unter Verwendung spezieller Zusätze bei der Herstellung wird eine hohe Formbeständigkeit und Reaktivität erreicht. Nach Herstellerangaben eignet es sich sehr gut zur Bindung von Arsenat-, Phosphat- und Sulfid-Ionen. Neben Arsen werden auch andere Schwermetallionen gebunden.

Nach Herstellerangaben werden Bindungskapazitäten für Phosphat an FerroSorp RWR von 60g/kg erhalten. An Schwermetallen werden 10-15 g/kg Sorptionsmittel zurückgehalten. Die spez. Oberfläche liegt bei 300-450  $\text{m}^2/\text{kg}$ , die Porosität bei 40-60%.

Eine aktuelle Untersuchung der Dänischen Technische Universität kann die hohe Bindungskapazität von Schwermetallen durch Untersuchungsergebnisse im Labor bestätigen. Die im Säulenversuch erreichten Rückhalteleistungen lagen bei ca. 80-95 %. [Wu P., Y., 2006]

FerroSorp wurde als Produkt für die Regenwasserbehandlung entwickelt. In einigen Projekten wird es mittlerweile auch als Zusatzstoff im Filteraufbau von Bodenfiltern verwendet. FerroSorp RWR ist eine Mischung aus FerroSorp und Zeolith. Das Mischungsverhältnis ist 50/50.

### **6.1.4 Aktivkohle**

Aktivkohle (Carbo medicinalis, medizinische Kohle) ist eine feinkörnige Kohle mit großer Oberfläche, die als Adsorptionsmittel unter anderem in der Chemie, der Medizin und der Wasser- und Abwasserbehandlung eingesetzt wird. Sie kommt granuliert oder in Tablettenform gepresst (Kohlekompressen) zum Einsatz.

Aktivkohle besteht überwiegend aus Kohlenstoff (meist > 90 %) mit stark poröser Struktur. Die Poren sind wie bei einem Schwamm untereinander verbunden. Die innere Oberfläche beträgt zwischen 500 und 2000  $\text{m}^2/\text{g}$  Kohle. Anschaulich entspricht die innere Oberfläche von 2 Gramm Aktivkohle ungefähr der Fläche eines Fußballfeldes. Die Dichte von Aktivkohle liegt im Bereich von 200 bis 600  $\text{kg}/\text{m}^3$ . Die Porengrößenverteilung der Mikroporen (<1nm), Mesoporen (1-25nm) und Makroporen (>25nm) bestimmt die Adsorptionseigenschaften. Bei einem Würfel der Kantenlänge 1 cm übersteigt die innere Oberfläche die äußere um mehr als  $10^5$ .

Aktivkohle wird in den unterschiedlichsten Reinigungsverfahren der Luft- und Wasserreinigung eingesetzt. In der Abwasserreinigung werden Aktivkohlen verwendet, um adsorbierbare, gelöste Abwasserinhaltsstoffe aus dem Wasser zu entfernen. Dieser Verfahrensschritt wird zumeist erst eingesetzt, wenn preiswertere Methoden wie biologische Verfahren, Fällung und Flockung nicht zum Ziel führen. Diese Methode kann auch zur Reinigung von Teilströmen in der Industrie eingesetzt werden. Für die Regenwasserreinigung ist eine gekörnte Aktivkohle für die Reinigung der Niederschlagsablaufwasser erforderlich. Die Körnung hängt vom Einsatz ab. Für andere Anwendungen, die eine hohe Adsorptionsleistung erfordern, werden pulverförmige Aktivkohlen verwendet.

Für die Reinigung in Straßenablauffiltern ist der hydraulische Durchsatz auf Grund der Pulverform zu gering. Die eingesetzte Aktivkohle hat eine Körnung von 1-2 mm und wird vorwiegend in der Abluftreinigung eingesetzt.

#### **6.1.5 Seramis**

Seramis ist ein handelsübliches Blähtonprodukt, das in der Regel für die Hydrokultur von Pflanzen eingesetzt wird. Da das Produkt in den üblichen Pflanzenhandlungen erhältlich ist, ist es sehr kostengünstig. Auf Grund der Porosität und der relativ großen Oberfläche wurde das Produkt für die Versuche mit den Straßenablauffiltern ausgewählt.

#### **6.1.6 Südflock P71**

Südflock P71 ist ein naturaktives Bleicherdegranulat mit einem breiten Anwendungsbereich. Es wird durch thermische Aktivierung und anschließende Calcination von Attapulgit (Fullererde) hergestellt. Das Feingranulat hat nach Herstellerangaben ein hohes Adsorptionsvermögen und reagiert neutral mit Wasser.

Die spezifische Oberfläche beträgt ca. 100 m<sup>2</sup>/g, das Schüttgewicht beträgt 620 g/l.

Chemisch gesehen ist das Granulat eine Mischung aus 64% SiO<sub>2</sub>, 13% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, 5% MgO und 4 % Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Ferner finden sich noch geringe Mengen an Calcium, Natrium, Kalium und Titanoxiden. Auch geringe geogene Mengen an Phosphor(V)oxid sind vorhanden.

#### **6.1.7 Lavagranulat**

Lava ist ein Naturprodukt mit hoher Porosität. Das verwendete Lavagranulat stammt aus einer Lagerstätte im Westen Deutschlands. Die Körnung betrug 5-8 mm und ist für die Schnellfiltration geeignet.

Problem des Lavagranulates ist der hohe Abrieb während des Betriebes. Dadurch bilden sich erhebliche Mengen an Feinstoffen, die aus dem Filter ausgetragen werden können.

### **6.1.8 Filtersand (Filterkies)**

Der Filtersand ist ein steil abgestufter Kiessand, der handelsüblich erhältlich ist. Dieser wird für Filteraufbauten verwendet. Die eingesetzten Korngrößen waren 1-2 mm und 2-3,5 mm. Ein so genannter Nullanteil ist in der verwendeten Kornverteilung nicht enthalten. Die Kornverteilung ist in nachfolgendem Kapitel dargestellt. Der Filtersand wurde für Mischungen mit adsorptiven Filtermaterialien verwendet.

### **6.1.9 Zeolithe**

Zeolith ist ein mineralisches Produkt. Es bezeichnet eine lockere Gruppe chemisch sehr komplexer Silikat-Mineralen, die im monoklinen, kubischen oder orthorhombischen Kristallsystem kristallisieren. Zeolith hat eine variable Farbe. Weiß, gelb, braun oder rosa sind jedoch oft vertreten, auch farblose Varianten existieren.

Zeolithe haben vielfältige Anwendungsmöglichkeiten u. a. als Ionenaustauscher etwa zur Wasserenthärtung, EDTA-Ersatzstoff, Molekularsieb, Trockenmittel oder im selbstkühlenden Bierfass. Des Weiteren werden sie zur großtechnischen Herstellung von Waschmitteln benötigt. Zeolithe finden aber auch in industriellen Katalysatoren Verwendung und werden in Wärmespeicherheizungen verbaut.

Bei der Anwendung werden zwei Eigenschaften der Zeolithe genutzt:

- Der Ionenaustausch: das heißt die Fähigkeit der Zeolithe, ihre freien Kationen gegen andere auszutauschen. Mengenmäßig größte Anwendung ist dabei die Wasserenthärtung in Waschmitteln. Weitere interessante Anwendungen sind die Beseitigung von (auch radioaktiven) Schwermetallen aus Abwässern.
- Die Adsorptionskapazität: das heißt das Einlagern neutraler Verbindungen in die Mikroporen der Kristallstruktur. Bei der Adsorption kann der Adsorptionsvorgang als solcher ausgenutzt werden, etwa beim exothermischen Trocknen von Gasen, der wichtigsten Anwendung, oder bei der Trennung von organischen Molekülen nach Größe. Alternativ wird die hohe Adsorptionswärme, die insbesondere bei der Adsorption von Wasser anfällt, verwendet. Die starke Triebkraft der Adsorption wird bei der Verwendung von Zeolithen als Energiespeicher ausgenutzt, etwa beim selbstkühlenden Bierfass.

Seit kurzem können auch nanoskalige Zeolithe, das heißt Zeolithmaterialien mit Teilchendurchmessern unter 100 Nanometer synthetisiert werden, die sich von den herkömmlichen Zeolithen durch deutlich verbesserte Transporteigenschaften unterscheiden. Diese verbesserten Eigenschaften haben eine herausragende Bedeutung in der Katalyse und in Adsorptionsprozessen, in denen Zeolithe eingesetzt werden.

Aufgrund ihrer großen inneren Oberfläche können Zeolithe neben Aktivkohle als Sorptionsmittel in Sorptionspumpen eingesetzt werden.

### **6.1.10 Filtersand, mit Eisenoxid überzogen**

Eisenoxide und -hydroxide als Adsorptionsmedien für die Reinigung von Straßenablaufwasser erfüllen die beiden Kriterien „billig“ und „verfügbar“. Allerdings sind sie in der Regel nur als reines Eisenoxid, bzw. -hydroxid erhältlich. Die Feinheit der Partikel macht eine nachgeschaltete Entfernung schwierig. Eine simple Methode hat es möglich gemacht die Oberfläche von normalem Filtersand mit feinen Eisenoxidpartikeln zu ummanteln. [Möller et al., 2002]

Es wurden verschiedene Tests zu folgenden Fragestellungen durchgeführt:

- welche Eisenoxide haben die höchste Kapazität für Schwermetalle?
- kann Hochgeschwindigkeitsfiltration Schwermetalle effektiv beseitigen?
- ist die Regeneration von Iron Oxide Coated Sand (IOCS) mit einer Säure möglich, ohne die Eisenoxide zu lösen?

Als Ergebnis kann festgehalten werden:

- unterhalb eines pH-Wertes von 3 beginnen die Eisenoxide sich zu lösen
- Eisenoxidgranulat wird nicht genutzt, weil das Granulat beim Rückspülen des Filters zerstört wird

Der Ummantelungsprozess läuft in folgenden Schritten ab:

- Zubereiten der Eisen(III)-Lösung aus Eisen(III)chlorid
- der pH-Wert wird mit Natriumhydroxid auf 9,5 oder 11,5 angehoben
- 100 ml Eisen(III)-Lösung werden mit 200 g Sand auf 105°C für 24h erhitzt
- dann Ausspülen des restlichen ausgefällten Eisenoxids das schwach auf der Sandkornoberfläche gebunden ist
- ein Vorummantelungsschritt wird zugefügt, um eine einheitlichere Ummantelung des Sandes zu gewährleisten
- der benutzte Sand war ein normaler Filtersand mit Korngrößen von 0,32-0,71 mm, einer Porosität von 38% und einem steilen Ungleichförmigkeitsgrad von D60/D10 von 1,5.

Die Säulen, die ummantelten Sand beinhalteten, waren in der Lage Schwermetalle zu entfernen. Sorption durch mit Eisenoxid ummantelten Sand ist ein viel versprechendes Verfahren zur Entfernung von gelösten Schwermetallen. Bei Schwermetallen aus Regenwasserabflüssen zeigen die Ergebnisse, dass 90% des Blei-, Kupfer- und Zinkanteils mittels IOCS entfernt werden konnten. Versuche mit unummantelten Sandsäulen zeigten schlechtere Ergebnisse (Pb>95%, Cu 35%, Zn 5%). Die Entfernungsleistung für Phosphat und Suspensionen war etwas geringer. Es gibt Unterschiede zwischen den Eisen(hydro)oxidummantelungen. Die Adsorptionskapazität für Kupfer und Zink ist bei mit Goethit ummanteltem Sand höher als bei Ferrihydrit.

Die Desorption der Metalle aus dem Säulenmaterial simuliert einen einseitigen Regenerationsschritt, d.h. in schwacher Säure können Metalle teilweise von der Oberfläche entfernt werden.

Die Adsorptionskapazität sinkt mit der Zeit und letztlich wird die Oberfläche durchnässt. Die Regenerationseffektivität hängt vom Metall ab und ist vom Eisenoxid abhängig. Sie ist bei Ferrihydrit größer als bei Goethit. Die Desorption kann durch Anwendung einer stärkeren Säure verbessert werden. Jedoch wird bei Erniedrigung des pH-Wertes die Eisenoxidauflösung erhöht und dadurch die Adsorptionskapazität reduziert.

## 6.2 Vorversuche mit den Filtermaterialien

### Kationenaustauschkapazität

Die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK<sub>pot</sub>) ist ein Maß für die Bindung von Kationen, wie z.B. Schwermetallen an eine Substanz. Die Bestimmung der KAK<sub>pot</sub> erfolgte durch ein Labor mit den zu untersuchenden, in den Filtern eingesetzten Materialien.

Tab. 31: Kationenaustauschkapazität verschiedener Filtermaterialien

	KAK <sub>pot</sub>
Filterkies 1-2	1,3
Filterkies 3,15-5,6	0,78
Eisenoxidhydrat	1,8
Seramis	5,1
Aluoxid Fein	2,7
Lavagranulat	1,0
Aluoxid Grob	2,7
FerroSorp Plus	2,4
FerroSorp RWR	2,4
Aktivkohle	4,1
Südflock P 61	< 0,1

Bestimmungsgrenze: 0,1 cmol+/kg

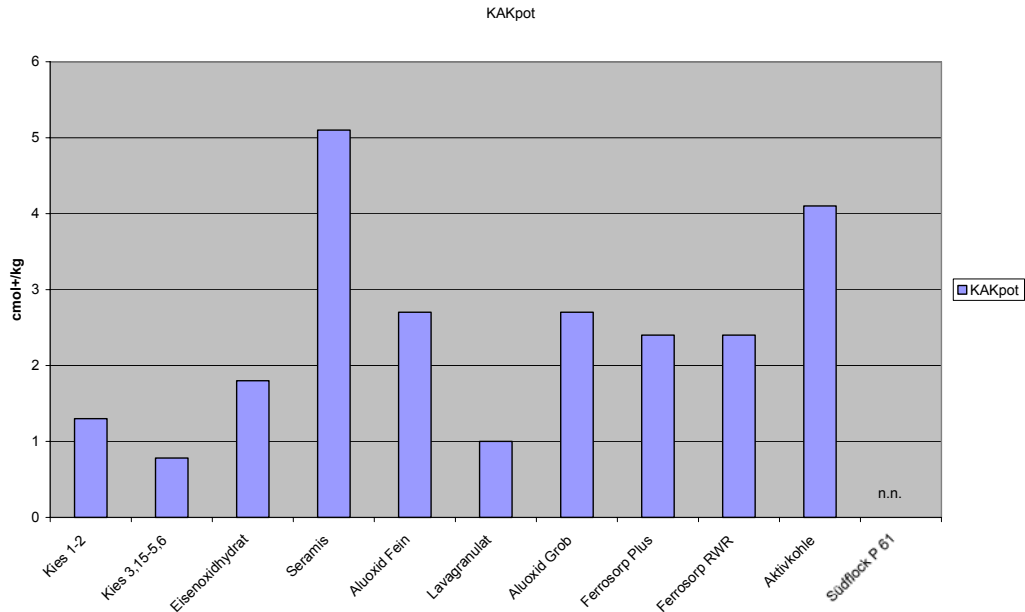


Abb. 68: Kationenaustauschkapazität verschiedener Filtermaterialien

Die besten Werte bezüglich der Kationenaustauschkapazität bieten Seramis und Aktivkohle mit 5,1 bzw. 4,1 cmol+/kg. Die Werte der meisten übrigen Substrate bewegen sich zwischen 2 und 3 cmol+/kg. Die Werte für Filtersand liegen um 1 cmol+/kg, wobei das feinkörnigere Material erwartungsgemäß die höhere Kationenaustauschkapazität besitzt. Für Südflock P71 lag der Wert unter der Nachweisgrenze. Gute Werte für die Kationenaustauschkapazität wurden auch für Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> und FerroSorp (in beiden Varianten) ermittelt.

### **Eluatversuch mit synthetischem Regenwasser**

Um die weiteren chemischen Eigenschaften der einzelnen adsorptiven Materialien zu bestimmen und die Auswahl einzugrenzen wurden vor den eigentlichen Versuchen Eluatversuche nach DEV-S4 [DEV, 2001] mit den einzelnen Materialien durchgeführt. Dazu wurde der Versuch sowohl mit destilliertem Wasser als auch mit künstlichem Regenwasser durchgeführt, um ein möglichst naturgetreues Adsorptions- bzw. Desorptionsverhalten zu bekommen.

In der nachstehenden Tabelle sind die Ergebnisse des Versuches mit Regenwasser dargestellt.

Tab. 32: Eluatversuch für die Adsorptionsmaterialien mit Regenwasser

		Bestimmungs-grenze	synth. Regen-wasser	FerroSorp Plus	Südflock P71	Eisenoxid hydrat	Filterkies 1/2	Aluminium oxid	Aktivkohle	Lava
pH-Wert			5,9	8,4	8,2	8,1	8,1	9,1	8,8	8,2
el. Leitfähigkeit	MS/cm	0,001	0,137	0,396	0,174	0,251	0,131	0,193	0,224	0,143
Cadmium (Cd) (AAS)	Mg/l E	0,0005	0,0052	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	0,0019	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Zink (Zn) (ICP)	Mg/l E	0,01	0,26	< 0,01	< 0,01	0,10	0,22	< 0,01	< 0,01	0,032
Kupfer (Cu) (AAS)	Mg/l E	0,001	0,10	0,016	< 0,001	< 0,001	0,093	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Blei (AAS)	Mg/l E	0,005	0,032	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
MKW	Mg/l E	0,2	0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
AOX*	mg/l E	0,01	0,050	0,055	0,054	0,061	0,048	0,050	0,013	0,020
Summe PAK	mg/l E	0,00001	0,00094	0,00018	0,00002	0,00002	0,00001	k.S.	0,00004	0,00007
TOC	mg/l E	1	1,9	3,5	2,0	1,7	1,9	2,0	1,3	1,9
Phosphat gesamt	mg/l E	0,3	0,3	< 0,3	7,4	< 0,3	< 0,3	< 0,3	11	< 0,3
Phosphat-ortho	mg/l E	0,03	0,14	0,07	6,3	0,030	0,040	0,030	9,1	0,12
Gesamtstickstoff	mg/l E	0,5	5,8	6,2	6,7	5,3	5,8	5,8	3,5	5,7
Nitrat (N)	mg/l E	0,1	0,61	0,68	0,59	0,25	0,70	0,63	0,14	0,61

Die Messungen ergaben im Eluat von Südflock P71 und der untersuchten Aktivkohle hohe Phosphatwerte. Diese sind geogen aus dem Rohstoff für das jeweilige Adsorptionsmittel bedingt. Da es sich bei Phosphat um eine der Hauptzielgrößen für die Reinigung des Straßenablaufwassers handelte und eine Euthrophierung des Gewässers, in das eingeleitet wird, minimiert werden soll, wurden beide Materialien auf Grund dieser Erhöhung der Phosphatgehalte aus dem weiteren Untersuchungsprogramm ausgeschlossen. Für Südflock gibt es nach Auskunft des Herstellers keine phosphatärmeren Alternativen. Bei Verwendung von Aktivkohle müsste nach phosphatarmer Kohle Ausschau gehalten werden. Prinzipiell ist Aktivkohle nämlich sehr gut für die Rückhaltung organischer Stoffe, und auch von Schwermetallen, sehr gut geeignet.

FerroSorp besitzt auch eine gute Bindungseigenschaft für Schwermetalle und organische Substanzen. Auch Phosphate werden gut zurückgehalten. Allerdings werden AOX nicht zurückgehalten. Ähnliches gilt für Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

Eisenoxidhydrat besitzt gute Bindungseigenschaften für Schwermetalle außer für Zink. Zudem eignet es sich gut für die Rückhaltung von Phosphaten.

PAK werden von allen Materialien gut reduziert. Selbst Filterkies wirkt sich reduzierend auf die Gehalte von Phosphor und PAK aus. Für die Rückhaltung von Schwermetallen ist er weniger geeignet.

Eine Reduzierung von Nitrat wurde nur bei FeOOH und Aktivkohle beobachtet.

### 6.3 Kornverteilungen

Um den Einsatz der einzusetzenden Filtermaterialien zu konkretisieren, wurden Vorversuche mit unterschiedlichen Materialien gemacht. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die Körnung der Materialien gelegt und Kornverteilungskurven erstellt.



Abb. 69: Siebe zur Siebkornanalyse

Es wurden folgende Materialien untersucht:

Tab. 33: In Vorversuchen untersuchte Filtermaterialien

Filtersand 1-2 mm und 3,5-5 mm
Südflock P71 (aktiviertes Bentonit)
FeOOH
granuliertes Aluminiumoxid
FerroSorp plus und RWR
Aktivkohle 0-2
Seramis (gebranntes Tonmineral)

Alle Materialien werden im Bereich der Wasserwirtschaft im Bereich der Reinigung von Frischwasser oder der Aufbereitung von Abwasser eingesetzt. Sie haben, mit Ausnahme von Sand, adsorptive Wirkungen.

Für den Einsatz im Filter ist die Körnung von Interesse. Für einen guten Durchsatz und eine lange Filterlaufzeit ist die Steilheit des Graphen der Siebkennlinie als Maß für die Verteilung zu berücksichtigen. Die Körnung sollte einen Ungleichförmigkeitsgrad von  $d_u (d_{60}/d_{10}) = < 1,5$  besitzen, d.h. die Steigung ist steil und die Korngrößenverteilung sehr gering. Die Kornverteilungen der verschiedenen Materialien ist im Folgenden dargestellt.



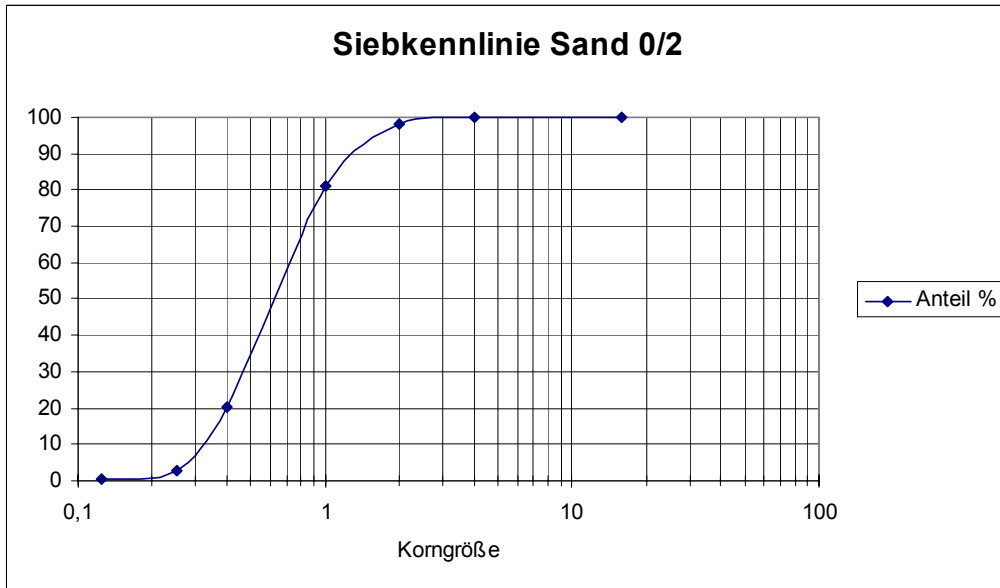


Abb. 70: Kornverteilung Sand 0/2

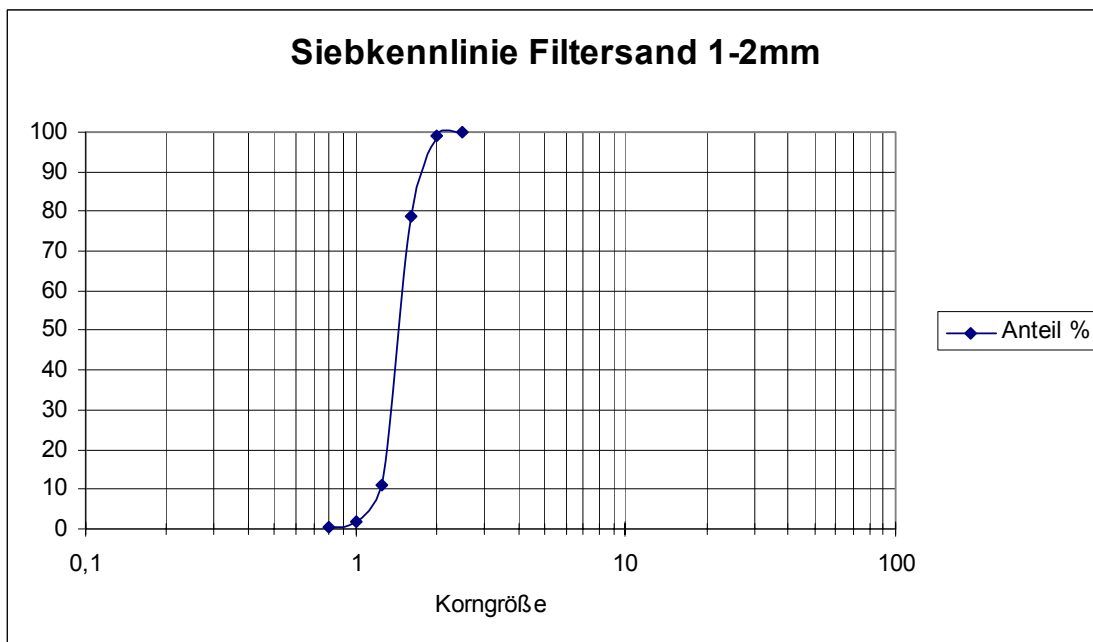


Abb. 71: Kornverteilung Filtersand 1/2

Aus den vorangegangenen Kurven ist ersichtlich, dass z.B. der Sand 0-2 mm eine relativ flache Kornverteilungsfunktion ausweist und damit als Filtermaterial weniger geeignet ist. Im Gegensatz dazu hat der Filtersand 1/2 eine steile Kornverteilungskurve und damit einen kleinen Ungleichförmigkeitsgrad.

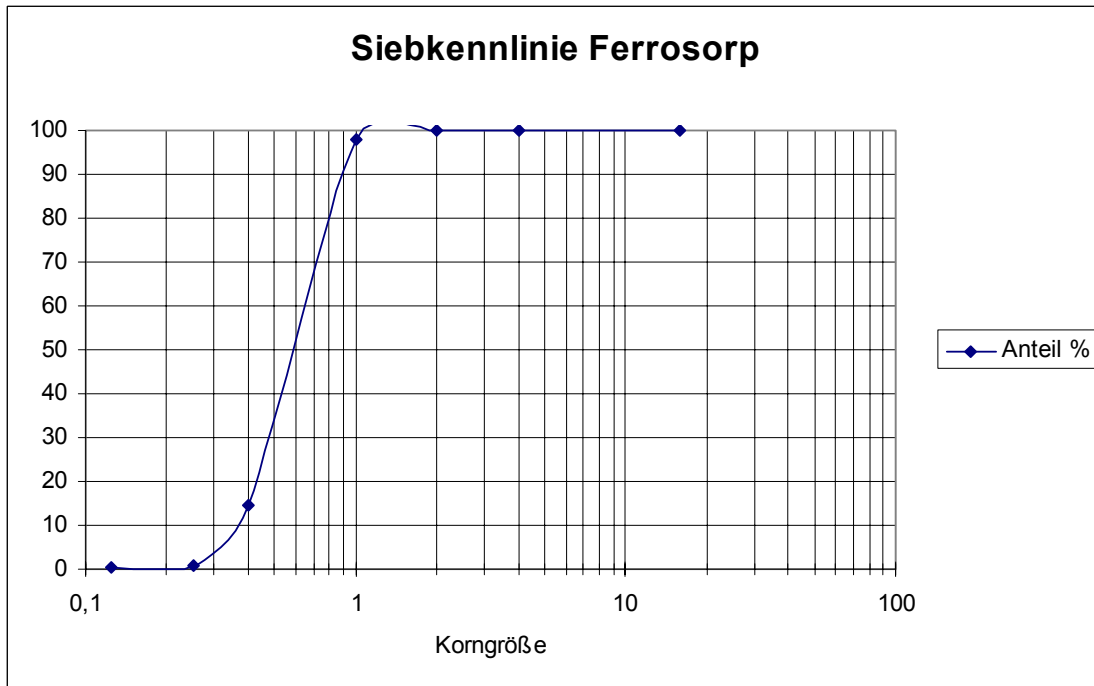


Abb. 72: Kornverteilung FerroSorp, adsorptives Material

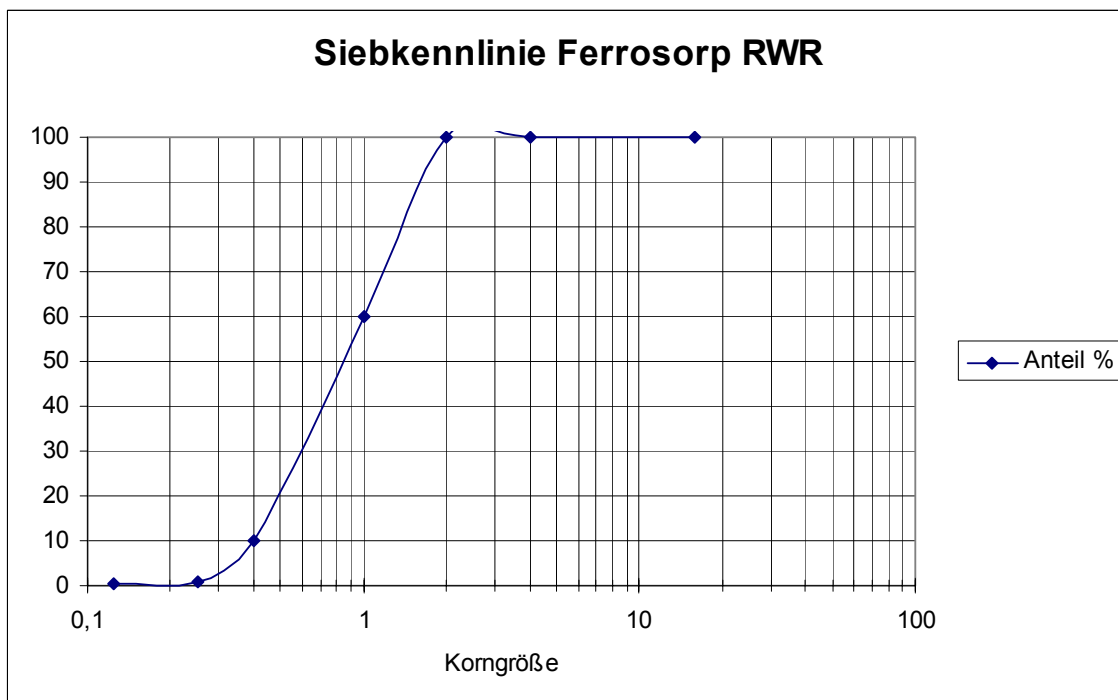


Abb. 73: Kornverteilung FerroSorp RWR, adsorptives Material

Die Siebkennlinien der Adsorptionsmaterialien sind flacher als die des Filtersandes. Daher ist ein Einsatz der Filtermaterialien alleine nicht sinnvoll. Es wird eine Mischung aus Filtersand 1-2 bzw. einer anderen Korngröße mit einem Filtermaterial hergestellt, um eine möglichst

steile Korngrößenabstufen zu realisieren. Dies trifft für alle produzierten und gelieferten Filtermaterialprodukte zu.

Zum Vergleich mit den Adsorptions- und Filtermaterialien wurde auch eine Siebkennlinie aus Straßenschmutz erstellt.

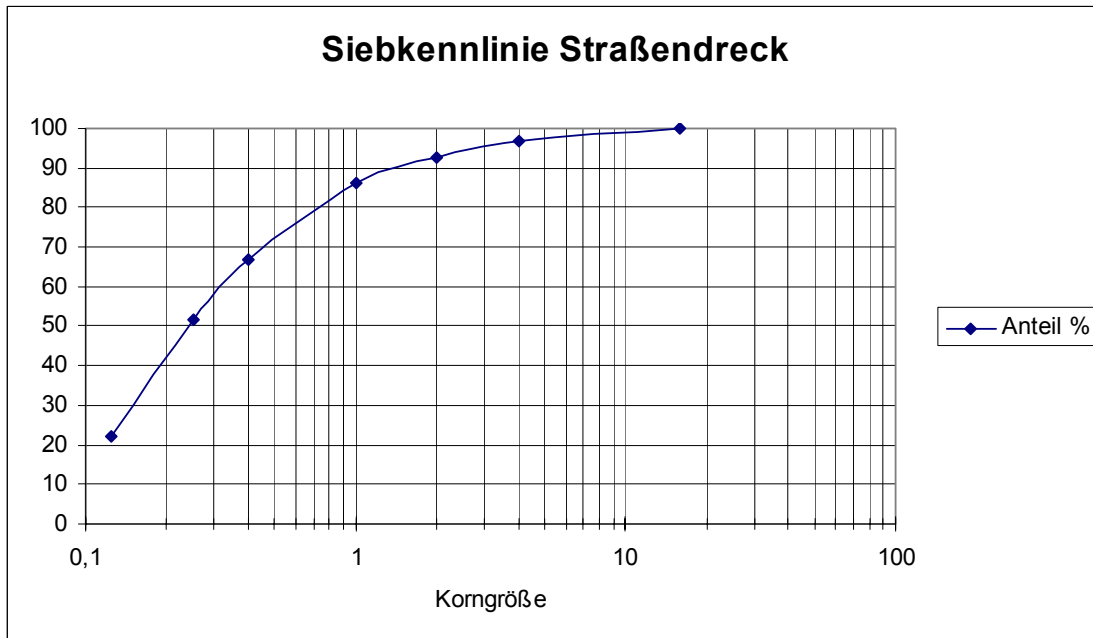


Abb. 74: Kornverteilung Straßendreck

Der eingesetzte Straßenschmutz wurde von einer durchschnittlich verschmutzten Durchgangsstraße vor Ort aufgesammelt und in den Versuchen eingesetzt. Der hohe Mittel- und Feinanteil und auch die Blattreste können in den Versuchen zur Verstopfung des Filters führen. Er muss möglichst zusammen mit den Grobstoffen im Grobstoffrückhalt zurückgehalten werden.

#### 6.4 Muldenüberläufe und eingebaute Materialien

Da bei den Untersuchungen zum Mulden-Rigolen-System das besondere Augenmerk den Muldenüberläufen galt, wurde in Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde ein Überlaufschacht entwickelt, der eine direkte Einleitung von geringen Mengen an Leichtflüssigkeit in den Überlauf verhindern sollte. Dieser wurde mit einer Tauchwand ausgebildet, um den Eintrag partikulärer Schmutzstoffe und Leichtflüssigkeiten zu verhindern.

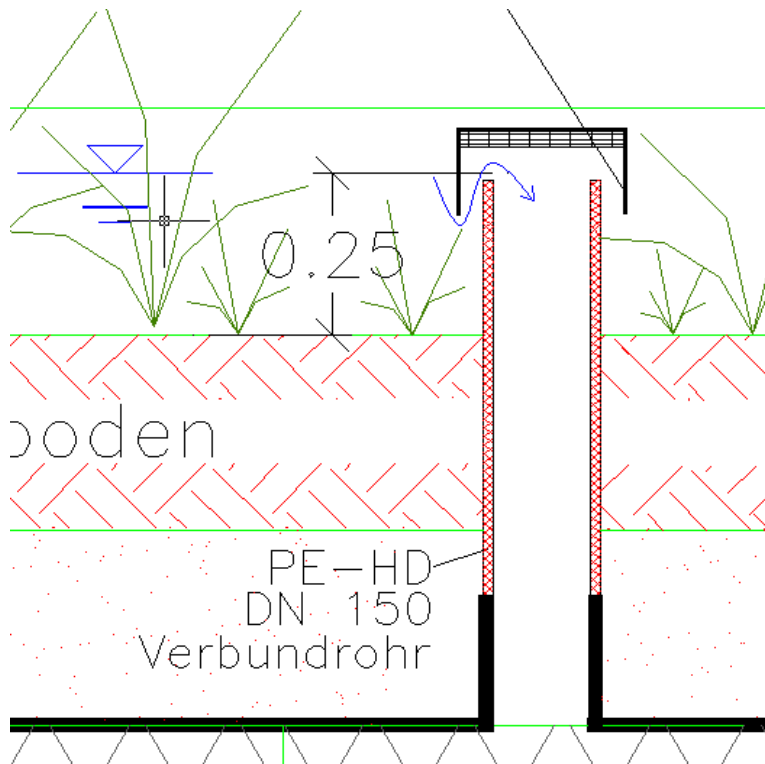


Abb. 75: Muldenüberlaufschacht mit Tauchwandprinzip zur Verminderung des Eintrages von Schwimmstoffen in die Rigole

Zusätzlich wurden in diese Muldenüberläufe zu Versuchszwecken drei verschiedene Filtermaterialien eingebaut. Ziel war es, ein möglichst geeignetes Material zur Rückhaltung von partikulären und gelösten Stoffen im Überlauf einzubringen, das eine genügende hydraulische Durchlässigkeit besitzt und dennoch eine möglichst lange Kontaktzeit gewährleistet, um eine hohe Adsorptionsleistung zu ermöglichen.

Größere Partikel gelangen entweder gar nicht in den Überlauf oder werden im Filtersack, der das eingebaute Füllmaterial beinhaltet, zurückgehalten. Als Füllmaterialien wurden die in Tabelle 1 zusammengestellten Materialien ausgewählt.

Tab. 34: Ausgewählte Füllmaterialien für den Überlauf

	Überlauf 1 (Mulde 1)	Überlauf 2 (Mulde 2)	Überlauf 3 (Mulde 3)
Material	Kies als Referenzmaterial	Aktivkohle Desorex K 33, extrudiert, auf Steinkohlebasis	Lavagranulat
Körnung in mm	8/22	Durchmesser ca. 3mm, Länge 1-3 cm	8/16
Kosten in DM/m <sup>3</sup>	ca. 20-30 EUR/m <sup>3</sup>	ca. 800 EUR/m <sup>3</sup>	ca. 40 EUR/m <sup>3</sup>

Kies ist in der Vergangenheit standardmäßig eingebaut worden. Auch Lavagranulat wurde für Versickerungsanlagen schon verwendet, allerdings nicht im Überlauf. Als Aktivkohle ist auf Grund der hydraulischen Leistungsfähigkeit eine körnige Kohle gewählt worden. Die Überläufe wurden jeweils separat beprobt und ausgewertet.

## **6.5 Fazit**

In den vorstehenden Kapiteln wurden unterschiedliche Filtermaterialien, Ihre Herkunft und Ihre Einsatzmöglichkeiten vorgestellt. Die Betrachtungen erfolgten in der Hauptsache im Hinblick auf den Einsatz im Straßenablauffilter INNOLET. Hier sind folgende Punkte zu beachten:

- Für einen optimalen Durchfluss sollte das eingesetzte Filtermaterial einer bestimmten Korngrößenverteilung entsprechen.
- Das Filtermaterial darf sich während des Gebrauches nicht zersetzen.
- Das Eluatverhalten sollte möglichst neutral sein.

Die Filtermaterialien unterscheiden sich stark hinsichtlich der Kosten und der Wirkung. Hier sind Optimierungen notwendig.

Bezüglich des Mulden-Rigolen-Systems wurde der Einsatz von Filtermaterialien für den Muldennotüberlauf aufgezeigt. Dieses wurde in einen Filtersack geschüttet und in den Muldennotüberlauf eingehängt, um gelöste Stoffe weitestgehend aus dem über diesen Überlauf fließenden Wasser zu entfernen.

Die erwähnten Filtermaterialien können prinzipiell auch als Zuschlagsstoffe für Oberfiltration genutzt werden.

## 7 Messungen und Ergebnisse

### 7.1 Hydraulische Untersuchungen

#### 7.1.1 Straßenablaufilter INNOLET

##### 7.1.1.1 Hydraulische Leistungsfähigkeit INNOLET®-Rinne

Seitens des Tiefbauamtes wurde für das Pilotvorhaben die Anforderung formuliert, dass für die INNOLET®-Einsätze nach Entfernen des Filters (im Falle, dass sich dieser Ansatz zur Regenwasserbehandlung im Rahmen des Forschungsprojektes als nicht praktikabel herausstellen sollte) mindestens die Funktionsweise eines normalen Straßeneinlaufes Berliner Bauart (Regelblatt 400, BWB) gegeben sein muss.

Ohne Einbauten verhält sich das System wie eine herkömmliche Linienentwässerung. Der Einlaufquerschnitt beträgt bei dem gewählten Rinnentyp S200K  $965 \text{ cm}^2/\text{lf}$  m. Bei einer beidseitigen Anordnung stehen damit ausreichende ca.  $1900 \text{ cm}^2$  Einlauffläche zur Verfügung.

Die Abflussleistung der Rinne beträgt nach Angaben des Herstellers bei kurzen Längen mindestens  $30 \text{ l/s}$  und liegt damit deutlich über der Abflussleistung der weiterführenden Leitung. Bei einer Regenspende von  $200 \text{ l/(s*ha)}$  könnten nach Herstellerangaben min.  $1500 \text{ m}^2$  an eine Rinne S200K angeschlossen werden.

Das abgehende Rohr mit Anschluss an den Regenwasserkanal hat wie beim herkömmlichen Straßeneinlauf einen Durchmesser DN150 und wird mit 1:150 verlegt. Die Abflussleistung der Anschlussleitung ist damit identisch.

Der Einlaufkasten wird so angeordnet, dass ein Sammelraum von ca.  $175 \text{ l}$  vorhanden ist. Das Stoffrückhaltevermögen ist damit größer als bei einem herkömmlichen Straßeneinlauf Berliner Bauart ( $160 \text{ l}$ ).

Mit dem eingebauten Filtereinsatz setzt sich die hydraulische Leistungsfähigkeit eines INNOLET®-Rinne-Einlaufes aus dem Filterdurchsatz und der Leistungsfähigkeit des Überlaufes zusammen. Die Abflussleistung der Anschlussleitung bleibt die gleiche wie ohne Filter bzw. wie bei einem herkömmlichen Straßeneinlauf.

Der Filtereinbau weist eine Fläche von  $2 \text{ m} \times 0,2 \text{ m} = 0,4 \text{ m}^2$  auf. Der Filterdurchsatz errechnet sich aus Fläche mal  $k_f$ -Wert der wiederum vom Material abhängt. Filtermaterial mit einer Korngröße vergleichbar mit mittelgroben Sand ( $0/2 \text{ mm}$ ) hat einen  $k_f$ -Wert von ca.  $1 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ . Die Filterleistung beträgt damit ca.  $0,4 \text{ l/s}$  bzw. bei einer angeschlossenen Fläche von  $300 \text{ m}^2$  ca.  $13 \text{ l/(s*ha)}$ . Durch erste Versuche mit einem Versuchsaufbau im Maßstab 1:1 konnte diese Filterleistung messtechnisch bestätigt werden.



Abb. 76: INNOLET®-Rinne, Versuch zur Bestimmung des hydraulischen Durchsatzes mit eingebautem Filtermaterialeinsatz

### **Hydraulische Leistungsfähigkeit des Überlaufes**

Die hydraulische Leistungsfähigkeit des Überlaufes kann durch die Wehrformel berechnet werden:

$$Q = \frac{2}{3} \mu \sqrt{2g} b h_u^{3/2} \quad (\text{Formel von Poleni, Taschenbuch der Wasserwirtschaft})$$

[Lecher et al., 2001]

Bei einer Überlaufbreite  $b=20$  cm, einer Überlaufhöhe  $h=7$  cm und einem Überfallbeiwert  $\mu=0.64$  errechnet sich eine Überlaufleistung von ca. 7,0 l/s.

### **Hydraulische Leistungsfähigkeit insgesamt**

Da auf beiden Seiten des Einlaufschachtes je ein Überlauf angeordnet ist, liegt die Überlaufleistung insgesamt bei 14 l/s und damit über der Leistung der Anschlussleitung. Die Filterleistung muss noch dazu addiert werden. Bezogen auf die max. angeschlossene Fläche von 400 m<sup>2</sup> errechnet sich eine spezifische Leistung von ca. 360 l/(s\*ha). Auch diese Werte konnten messtechnisch bestätigt werden.



Abb. 77: INNOLET®-Rinne, Grobstoffrückhalteeinsatz

### 7.1.1.2 Hydraulische Leistungsfähigkeit der INNOLET®-Filterpatrone

Durch die Optimierung des Grobschmutzabscheiders ist es gelungen, das Zusetzen des Filterkorbes und damit die Leistungsfähigkeit zu verbessern und die Standdauer des Filters erheblich zu erhöhen. Die Entwicklungsstufen für die Grobstoffabscheidung sind in der nachfolgenden Grafik dargestellt.

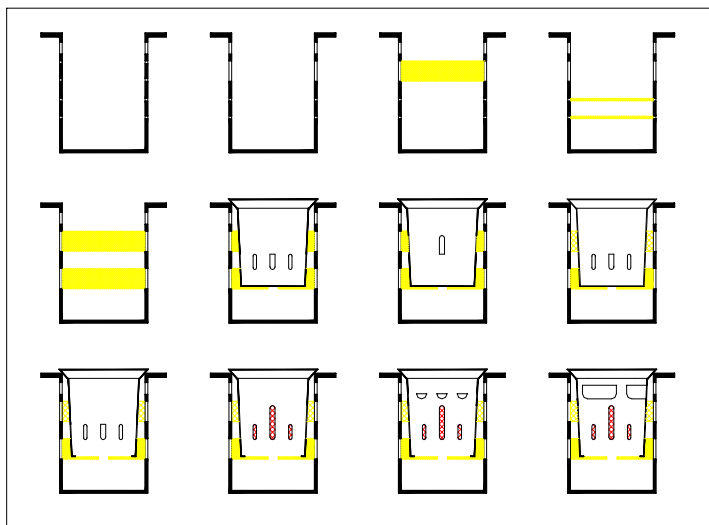


Abb. 78: Grobschmutzfang, Entwicklungsstufen



Durch die großen Öffnungen und die entsprechenden Maschenweiten des diese überdeckenden Gitters ist nur ein geringer Feststoffanteil weitergetragen worden, wie in der folgenden Darstellung zu sehen ist.



*Abb. 79: Filterpatrone, nur geringe Ablagerungen auf der Filterpatrone nach Optimierung des Grobstoffrückhaltes*



*Abb. 80: Filterkorb, geöffnet nach Versuch*

Die überarbeitete Variante des Nachrüstsatzes (hier: der Filterkorb) für den Einsatz mit dem adsorptiven Filtermaterial ist in der vorstehenden Abbildung dargestellt. Es bestehen folgende Zwangspunkte:

- Der Filter inkl. Filtermaterial muss eine hydraulische Durchlässigkeit von 0,3-0,5 l/s gewährleisten. Dies entspricht einem Niederschlag von 10-15 l/(s\*ha) bei ca. 300 m<sup>2</sup> angeschlossener Fläche.
- Die Poren des Filters sollten nicht oder möglichst wenig verstopfen.

Um dies zu erreichen musste auch der Filterkorb optimiert und die geeignete Körnung des Filtermaterials gefunden werden. Es stellte sich heraus, dass hierzu Körnungen mit geringem Ungleichförmigkeitsgrad und sehr geringen Feinstoffanteilen notwendig sind.

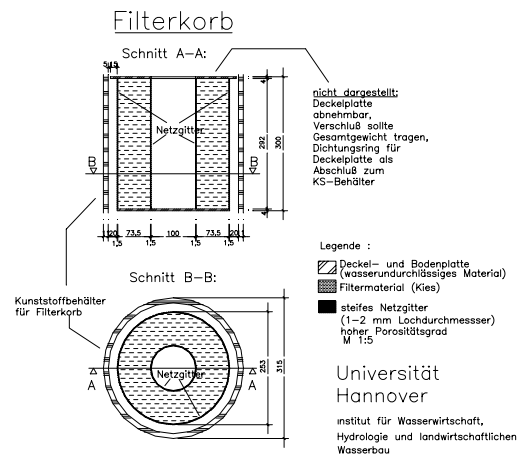


Abb. 81: Optimierung des Filtereinsatzes nach hydraulischen Gesichtspunkten

Die folgende Grafik zeigt den kompletten Filteraufbau mit Einbau in den Standard-Betonschacht.

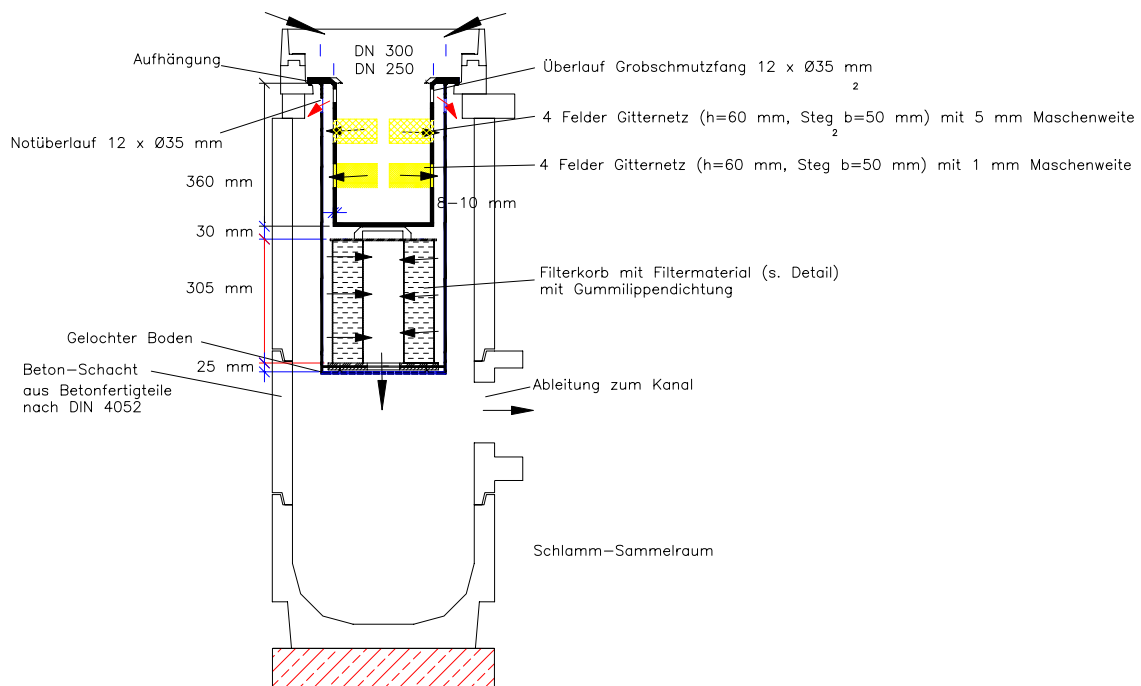


Abb. 82: INNOLET®-Filterpatrone, Hydraulisch optimierter Grobschmutzfang in Filterpatrone mit Filterkorb, Darstellung der Fließwege

In weiteren Versuchen im eingebauten Zustand konnte gezeigt werden, inwieweit der neue Filter geeignet ist, die oben genannten Forderungen zu erfüllen.

### 7.1.1.3 Hydraulische Vorversuche

#### Durchlässigkeit der Filtermaterialien

Die Durchlässigkeit der Filtermaterialien wurde zu Beginn der Versuche untersucht, um die Eignung für den Filtereinbau festzustellen. Dazu wurde ein vereinfachter Schnellversuch durchgeführt.

Tab. 35: Durchlässigkeitsbeiwerte für die untersuchten Filtermaterialien

Filterstrecke	0,18	m
Einstauhöhe	0,1	m

Material	s	m/s	k <sub>f</sub> Wert (m/s)
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	40	0,0025	2,5*10 <sup>-3</sup>
Südflock P71	13	0,0077	7,7*10 <sup>-3</sup>
Kiessand 2-4	20	0,0050	5,0*10 <sup>-3</sup>
Filtersand 3,15-5,6	2,5	0,0400	4,0*10 <sup>-2</sup>
Filtersand 1-2	6,5	0,0154	1,5*10 <sup>-2</sup>
Filtersand 0,4-0,8	34,5	0,0029	2,9*10 <sup>-3</sup>

### 7.1.1.4 Beobachtungen an den eingebauten Objekten

#### INNOLET®-Rinne

Die Krachtstraße wurde mit einem Pendelgefälle zu den Einläufen geplant und ausgeführt, so dass die Einläufe gleichmäßig beaufschlagt werden sollten. Allerdings wurde im Laufe der Versuche beobachtet, dass die eine Zulaufseite von INNOLET®-Rinne offensichtlich stärker beaufschlagt wird als die zweite. Somit wird die eine Seite auch stärker mit Schmutz beaufschlagt als die zweite Seite. Daher verstopft diese eher mit Laub und muss öfter gereinigt werden. Das Laub und der Mulch, der von den umliegenden Baumrabatten ebenfalls ausgespült wird, scheint sich so zu zersetzen, dass eine feine Schicht auf dem Filter entsteht.

Der Grobstofffilter hält in großem Umfang abgespültes Laub und Grobstoffe aus dem Zulauf zurück. Daher ist er stark mit Laub und Grobstoffen wie Sand und Splitt zugesetzt. Das zersetzte Laub wird mit der Zeit über Grobstofffilter in den Einstauraum oberhalb der Filterstufe weiter getragen und kann sich dort auf Grund der Absetzwirkung absetzen.

Problematisch ist in der ausgeführten Variante der exakte Abschluss der Ränder, um einen vorschnellen Abfluss durch Kurzschlussbildung unter Umgehung des Filtrationsmaterials zu verhindern. Es wurde beobachtet, dass sich der Filtersack nicht eng genug an die Wandung der Rinne anschmiegt.

Des Weiteren ist eine gleichmäßige Verteilung des Filtermaterials beim Einlegen des Filtersackes schwierig zu erreichen. Daher stellt sich keine konstante Filterzeit über die gesamte Filterfläche ein. Der Filtersack müsste, bei Beibehaltung der Sackkonstruktion, u.U. in Kammern unterteilt werden um wenigstens eine halbwegs konstante Verteilung des Filtermaterials zu erreichen.

Es erscheint sinnvoll statt der eingesetzten Konstruktion für die Einbettung des Filtermaterials eine neue Konstruktion zu wählen um den Austausch der Filter zu erleichtern und das Zusetzen der Löcher als Zuleitung zum Adsorptionsmaterial zu verringern und die Oberfläche zu vergrößern, da diese sich schnell zusetzen. Eine Art Filterkorb mit einem Tragegriff ähnlich dessen in INNOLET®2 würde sich anbieten. Auf einen besseren Randabschluss ist dabei zu achten.



Abb. 83: Verschmutzung des Grobschmutzfanges in INNOLET®-Rinne durch Straßenschmutz und Laub, Berlin-Krachtstr.

#### **7.1.1.5 Hydraulische Messungen an den eingebauten Filtern**

An den eingebauten Filtern wurden hydraulische Untersuchungen zum Durchfluss durchgeführt, um die Leistungsfähigkeit nach Standzeit der Filter zu beurteilen.

**INNOLET®-Rinne**

Die Versuche an den INNOLET®-Rinne Elementen wurden nach ca. 1 Jahr Standzeit durchgeführt. Dabei wurden die in der Tabelle dargestellten Ergebnisse erzielt.

 Tab. 36: *Filtertest INNOLET®-Rinne*

	Filter 1 (gebraucht)	Filter 1 (gebraucht, umgedreht)	Filter 2 (gebraucht)	neuer Filter
	min	min	min	min
<b>Zeit bis erstmalig Wasser Austritt</b>	01:30	00:01	00:15	00:01
<b>Stauplattenhöhe</b>	cm	cm	cm	cm
links	7	6	7	4,5
mitte	6	6,5	7	4
rechts	5	7	7	4
Mittelwert	0,06	0,065	0,07	0,0417
<b>Bemerkungen</b>	Wasser läuft an der Wand runter	sofort Wasserfluss	rel. starker Abflussstrahl	sofort Wasserfluss
	Wasser lief ab 10:20 etwas schneller ab	Lochplatte schwimmt über dem Filter		Lochplatte kippt
	Filter stark verschmutzt	zur Messung runtergedrückt		Filterinhalt nicht plan verteilt
	punktuell Rostflecken (Eisenoxide)	war vorher verkeilt		an Stelle 1 eingesetzt
				blubbert an den Ecken
<b>Durchlaufzeit [mm:ss]</b>	16:37	02:11	02:15	00:15
<b>Durchlauf- Geschwindigkeit [m/s]</b>	$6,02 \cdot 10^{-5}$	$4,96 \cdot 10^{-4}$	$5,19 \cdot 10^{-4}$	$2,78 \cdot 10^{-3}$

Aus den Messungen ergaben sich für den neuen Filter eine Durchflussmenge von  $2,78 \cdot 10^{-3}$  m/s. Nach ca. 1 Jahr wurden an eingebauten Filtern Durchflussmessungen durchgeführt. Dabei wurden bei den 2 eingebauten Filtern Durchlaufmengen von  $5,2 \cdot 10^{-4}$  und  $6 \cdot 10^{-5}$  m/s gemessen. Diese lagen um eine Zehnerpotenz auseinander. Der Filtersack mit dem geringeren Durchflusswert (Filter 1) war auf der Filteroberfläche stark durch Feinteile verschmutzt und wurde gewendet. Dann wurde ein neuer Durchflussversuch durchgeführt. Durch das Wenden wurde die Durchflussrate um eine Zehnerpotenz auf  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s erhöht. Daraus kann geschlossen werden, dass für den Filterdurchsatz die Verschmutzung der Filteroberfläche entscheidend ist. Der Filterkörper an sich trägt nur in geringem Umfang dazu bei.

### **INNOLET®-Filterpatrone**

Die INNOLET®-Filterpatronen wurden in den ersten Versuchen testweise in einem Gewerbegebiet in Dahlwitz-Hoppegarten eingebaut.



*Abb. 84/Abb. 85: INNOLET®-Filterpatronen vor dem Einbau in den Straßeneinlauf*

Die Filterpatronen wurden regelmäßig auf ihre Zusetzung mit abgespültem Material untersucht. In der nachfolgenden Abbildung ist die Absetzung von feinem Material zu erkennen. Dieses setzte den inneren Anströmbereich des Filters zu.



*Abb. 86: Beschichtung der Oberfläche des Filtereinsatz in INNOLET®-Filterpatrone mit hartnäckigem Straßenschmutz*



Abb. 87: Einbau einer INNOLET®-Filterpatrone in einem normalen Straßenablauf



Abb. 88/Abb. 89: INNOLET®-Filterpatrone, Filtereinsatz zur Verbesserung des Durchflusses umgekehrt in die Patrone eingesetzt

In den Versuchen vor Ort an den eingebauten Filterpatronen wurde an 2 Filterpatronen eine Verringerung der Filtergeschwindigkeit festgestellt und überprüft. Die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tab. 37: Durchflussversuche INNOLET®-Filterpatrone

	Standzeit 3 Monate	gespült
Lava	5,2E-04	1,6E-02
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,6E-04	1,6E-02

Angaben in m/s

Die Erniedrigung des Durchgangswertes wird hauptsächlich durch Feinstoffe verursacht, die sich an der Oberfläche des Filters anlagern. Da die anfänglich gebauten Filter von innen angeströmt wurden, wurde als Konsequenz die Anströmrichtung geändert, um die Filtereintrittsfläche, die den begrenzenden hydraulischen Faktor darstellt, zu erhöhen. Die Anströmung erfolgt nun horizontal von außen.

### **Vorversuche zur Filterrückspülung**

Das Filtersystem wurde dem Gully entnommen, da das Regenwasser einstaute und nur langsam abfloss. Zu Transportzwecken musste das Restwasser entfernt werden. Der Filter wurde auf dem Versuchsgelände aufgestellt. Im Innenraum der Filterpatrone wird eine 10 cm lange Markierung angebracht. Diese sollte sich etwas unterhalb des Überlaufs befinden, um durch eine Vorlaufzeit die Messung zu erleichtern. In unserem Fall wurden 5 aufeinander folgende Messungen durchgeführt.



Abb. 90: Versuchsaufbau



Abb. 91: Versuchsaufbau (nah)

### **Durchführung Testdurchlauf vor Filterreinigung:**

Die Filterpatrone wird bis zum Überlauf mit Wasser gefüllt. Das Wasser läuft sofort ab (daher die empfohlene Vorlaufstrecke). Die Stoppuhr wird gestartet, sobald der Wasserstand den Anfang der Markierung erreicht hat. Hat der Wasserstand das Ende der Markierung erreicht (nach 10 cm), wird die Zeitnahme gestoppt und der Wert notiert. Danach wird die Filterpatrone wieder bis zum Überlauf aufgefüllt und die Messung wiederholt (mind. 4 Messungen).

Mit den Ergebnissen errechnet man die Durchlaufgeschwindigkeit des Wassers nach folgender Formel:

$$v = h/t$$

$$h=10 \text{ cm}$$



Der Filterdurchsatz in der Durchlaufmenge (l/s) wurde wie folgt bestimmt::

$$Q \text{ (l/s)} = V/t$$

mit  $V = A \cdot h$

$$A = \pi/4 \cdot d^2; h = 10 \text{ cm}$$

Daraus ergibt sich ein Gesamtvolumen von  $V = 7,069 \text{ l}$ .

Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich auf einen Lava – Filter.

Tab. 38: Durchlaufversuch Lava vor der Spülung

Messergebnisse			
	Zeit t in s	Durchlaufmenge in l/s	Geschwindigkeit v in cm/s
Durchlauf 1	105,8	0,067	0,095
Durchlauf 2	169,7	0,042	0,059
Durchlauf 3	198,7	0,036	0,050
Durchlauf 4	202,5	0,035	0,049
Durchlauf 5	201,3	0,035	0,050

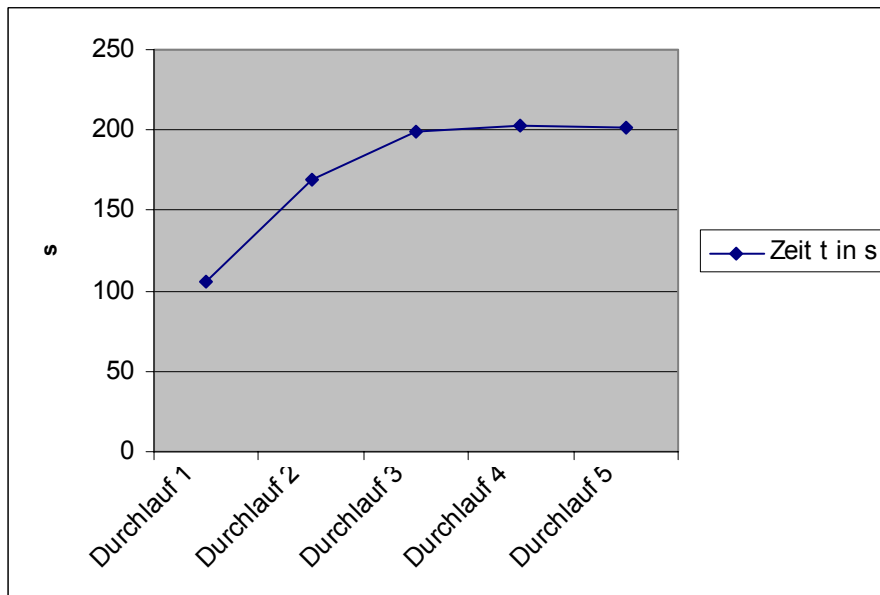


Abb. 92: Zeitdiagramm Lava vor der Spülung

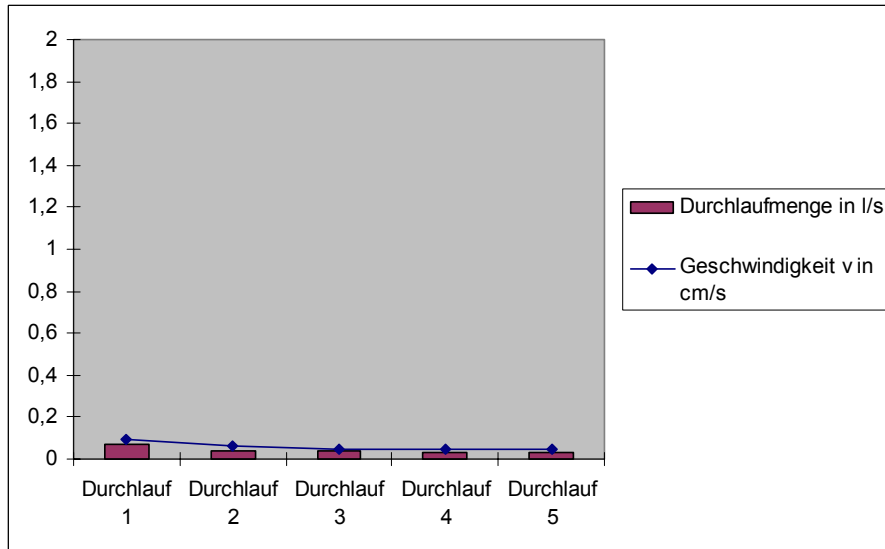


Abb. 93: Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Lava vor der Spülung

### Auswertung

Scheinbar benötigt der Filter eine gewisse Zeit, bis ein kontinuierlicher Filterstrom entsteht. Dies könnte daran liegen, dass der Filter zu Transportzwecken vollständig entleert wurde. Die ersten Wassermengen konnten ohne Behinderung den Filter füllen und abfließen. Nachfolgende Wassermengen dagegen mussten erst das vorherige Filtrat verdrängen, da die Granulatzwischenräume vollständig mit Wasser gefüllt waren.

Im Anschluss wird das Filterelement aus der Patrone entfernt und kopfüber in die Patrone zurückgesetzt. Das System wird nun kräftig gespült. Man erhofft sich davon den Austrag abgelagerter Substanzen und somit die Regenerierung und erneute Einsetzbarkeit des Filterelements.

Nach dieser Spülung wird der Filter wieder in die korrekte Position gebracht und der Versuch wiederholt. Eine Erhöhung der Durchlaufmenge wird bei diesem Versuch erwartet.



Abb. 94: Ablagerungen auf der Lava- Filteroberfläche



Abb. 95: Ablagerung nah



Abb. 96: verstopfte Lava-Filterporen



Abb. 97: umgedrehter Filter zur Spülung

**Versuchsdurchführung Testdurchlauf nach der Filterspülung:**

Der Filter wurde über Kopf mit einem Wasserstrahl von außen ( ) und von innen gespült, nachdem die Sedimentkruste von der Oberfläche entfernt wurde. Die Innenspülung erfolgte, indem der Filtereinsatz kopfüber auf eine Rinne gestellt wurde und der Wasserschlauch in die Innenbohrung eingeführt wurde. Durch teilweises Zuhalten der Schlauchöffnung konnte ein Strahl mit relativ hohem Druck erzielt werden. Der anschließende Test ergab, dass durch die Spülung die volle hydraulische Leistungsfähigkeit wieder erreicht war.



Abb. 98: Einstautest nach der Spülung



Abb. 99: „Stöpsel“ zum Einstauen nach der Spülung

Tab. 39: Durchlaufversuch Lava nach der Spülung

Messergebnisse			
	Zeit t in s	Durchlaufmenge in l/s	Geschwindigkeit v in cm/s
Durchlauf 1	6,6	1,071	1,515
Durchlauf 2	6,0	1,178	1,667
Durchlauf 3	6,6	1,071	1,515
Durchlauf 4	6,1	1,159	1,639
Durchlauf 5	5,3	1,334	1,887

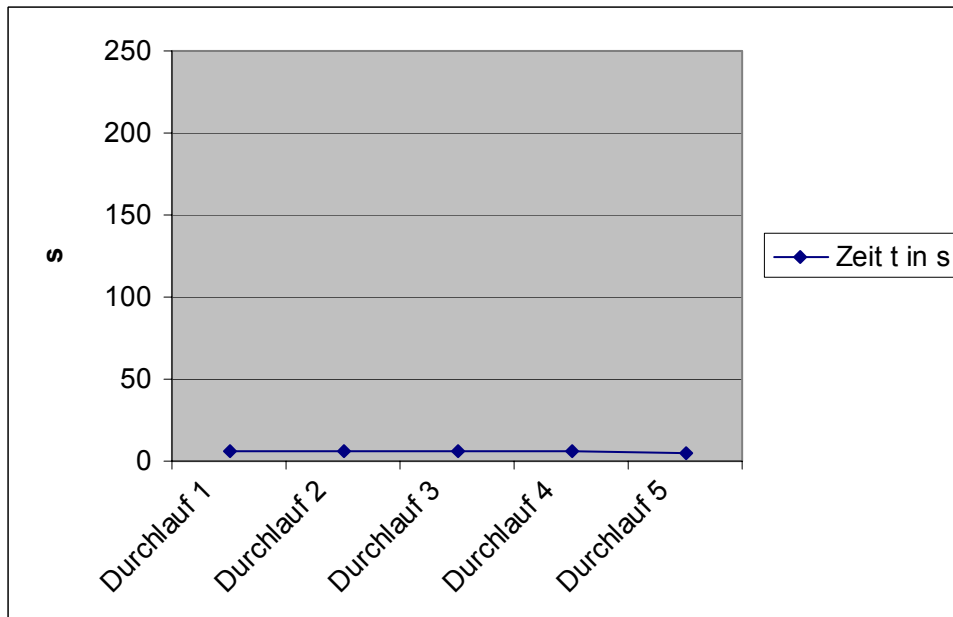


Abb. 100: Zeitdiagramm Lava nach der Spülung

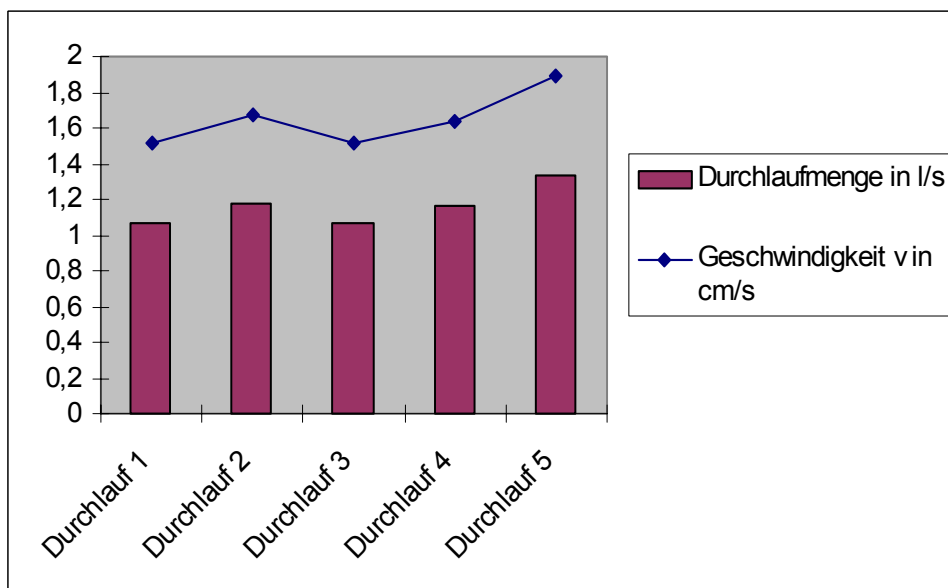


Abb. 101: Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Lava nach der Spülung

### Auswertung

Es wurde nur eine einfache Spülung mit gewöhnlichen Gartenschlauch durchgeführt. Trotzdem wurde eine erhebliche Steigerung der Durchflussmenge gegenüber dem vorhergehenden Zustand erzielt. Bei der Spülung konnte eine graue (betonartige) Masse vom der Filteroberfläche und aus den Poren gespült werden. Es war nicht klar um welchen Stoff es sich handelte.

## 2. Filterspülversuch mit einem Edelstahlfilter



Abb. 102: Edelstahlfilter vor der Spülung

Tab. 40: Durchlaufversuch Aluminium vor der Spülung

Messergebnisse			
	Zeit t in s	Durchlaufmenge in l/s	Geschwindigkeit v in cm/s
Durchlauf 1	43,5	0,162	0,230
Durchlauf 2	58,6	0,121	0,171
Durchlauf 3	189,2	0,037	0,053
Durchlauf 4	281,2	0,025	0,036
Durchlauf 5	241,4	0,029	0,041
Durchlauf 6	246,6	0,029	0,040
Durchlauf 7	434,2	0,016	0,023
Durchlauf 8	474,2	0,015	0,021

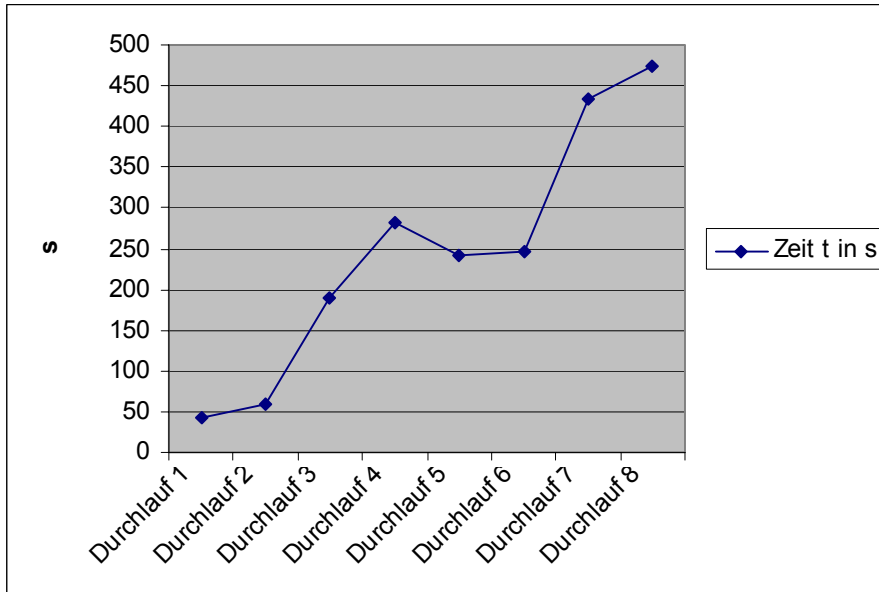


Abb. 103: Zeitdiagramm Aluminium vor der Spülung

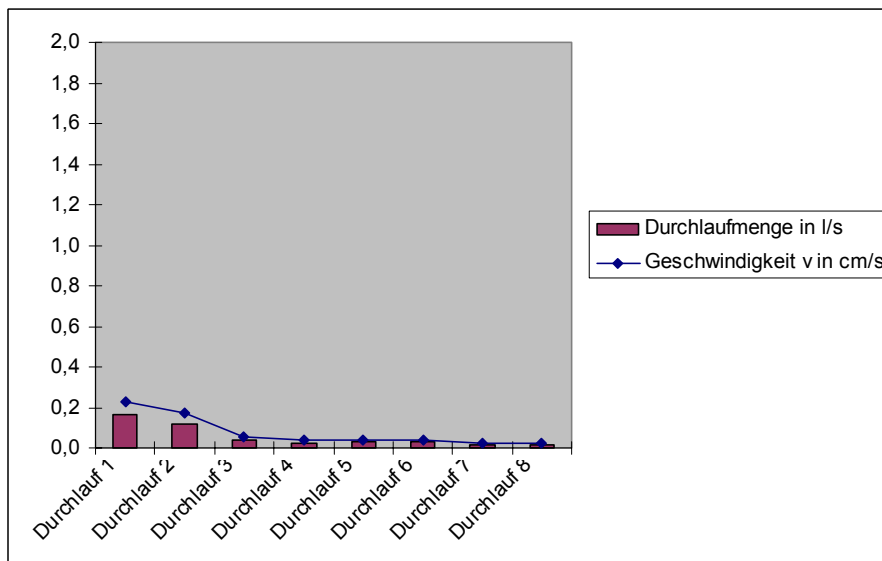


Abb. 104: Mengen- und Geschwindigkeits-Diagramm Aluminium vor der Spülung

### Auswertung

Im Edelstahlfilter staute das Regenwasser ebenfalls ein, jedoch konnten keine groben Verschmutzungen festgestellt werden. Einzig ein feiner schwarzer, beinahe faseriger Schlamm lag über den Filterporen.

Um eine Konstanz der Durchlaufwerte nach der Spülung zu erreichen wurde die Messung auf 8 Messwerte erweitert. Im Vergleich zum vorher verstopften Lava – Filter waren die Durchlaufzeiten deutlich höher, die Durchflussmenge also geringer.



*Abb. 105: Belag auf dem Edelstahlfilter*



*Abb. 106: Nahaufnahme Edelstahlfilter*

Auch hier wurde mit einem Schlauch die Filterinnenseite abgespült. Bei der Spülung ließ sich der Schmutz recht leicht entfernen. Danach wurde, wie im ersten Versuch, eine zweite Durchlaufprobe gestartet.

Wie die nachfolgende Tabelle zeigt, lag die Durchflussmenge auch bei dieser Patrone nach der Spülung bei der gleichen Menge wie bei der mit Lava gefüllten Filterpatrone.





Abb. 107: Edelstahlfilter nach Spülung



Abb. 108: Nahaufnahme gespülter Edelstahlfilter

Tab. 41: Durchlaufversuch Aluminium nach der Spülung

Messergebnisse			
	Zeit t in s	Durchlaufmenge in l/s	Geschwindigkeit v in cm/s
Durchlauf 1	6,2	1,140	1,613
Durchlauf 2	6,5	1,087	1,538
Durchlauf 3	5,5	1,285	1,818
Durchlauf 4	6,2	1,140	1,613
Durchlauf 5	6,4	1,104	1,563

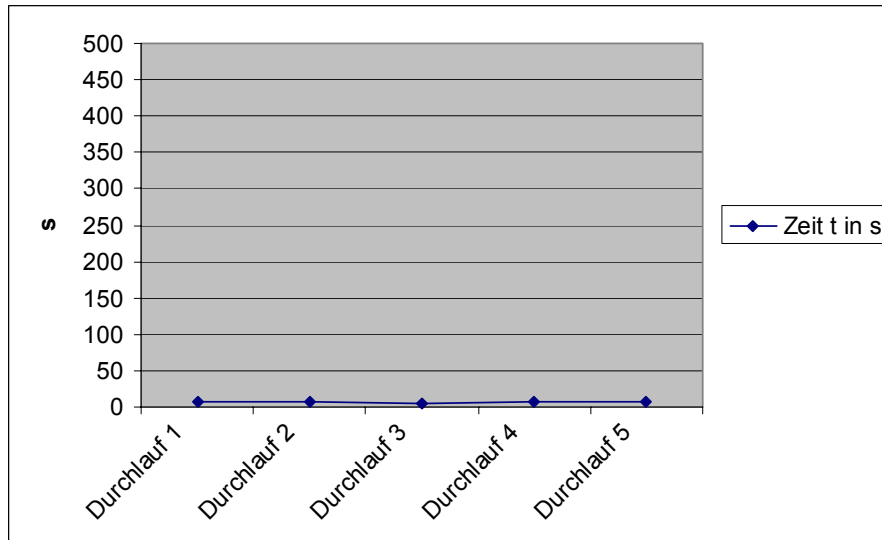


Abb. 109: Zeitdiagramm Aluminium nach der Spülung

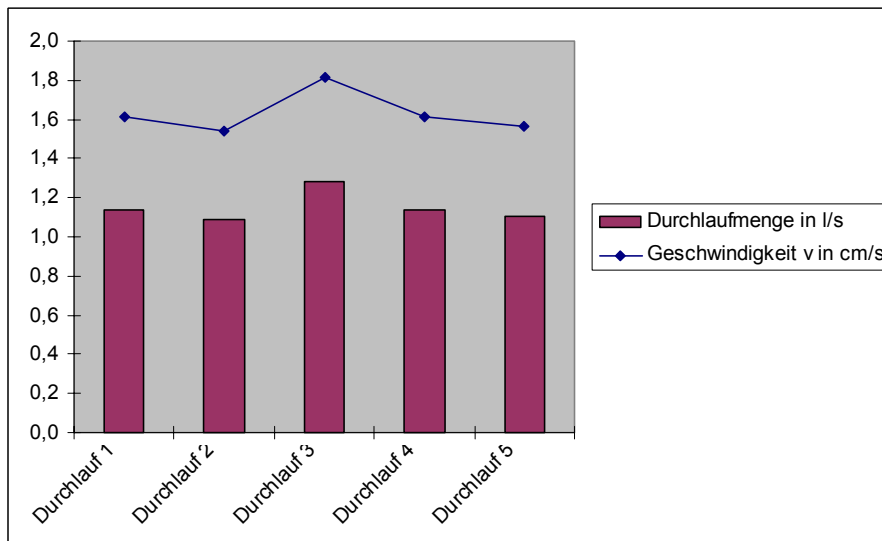


Abb. 110: Mengen- Geschwindigkeits-Diagramm Aluminium nach der Spülung

### Auswertung

Entgegen der Vermutung, dass die mit Kies 1-2 (mm) und einem adsorptiven Material gefüllten Patrone, eine geringere Durchlässigkeit hat als die mit Lavagranulat gefüllte stieg der Durchfluss auf die selben Werte wie bei Lavagranulat. Der dünne, schwarze Belag war offensichtlich für die Verringerung der Durchflussmenge verantwortlich und wirkte sich stärker aus als der betonartige dicke Belag im ersten Versuch. Ursache dafür können die verschiedenen Filtermaterialien und der Aufbau des Filterbehälters sein. Die jeweiligen Schmutzablagerungen scheinen ortsabhängig. Ob sie jedoch ständig dort vorkommen, oder Einzelgeschehen sind, musste durch weitere Beobachtungen herausgefunden werden. Im weiteren Verlauf der Untersuchung konnte kein neues Zusetzen beobachtet werden..

Möglicherweise sind diese Stoffe mit Abflüssen von Bau- oder Transportfahrzeugen absichtlich oder auch unbeabsichtigt in die Regenkanalisation gelangt.

## **7.2 Stoffliche Untersuchungen**

### **Stoffrückhaltevermögen**

Das Vermögen, Schadstoffe zurückzuhalten, war Gegenstand des Untersuchungsvorhabens. Eine Quantifizierung konnte nach Abschluss der Untersuchungen erfolgen. Für die eingebauten Filter INNOLET<sup>®</sup>-Rinne wurde zusätzlich zum Filtereinbau ein Schlammammelraum vorgesehen, bei dem das Stoffrückhaltevermögen mindestens genauso groß ist wie bei einem herkömmlichen Einlauf mit Schlammfang.

Die Einbauteile für INNOLET<sup>®</sup>-Rinne und INNOLET<sup>®</sup>-Filterpatrone wurden allerdings so bemessen, dass diese die Reinigungsleistung ohne zusätzlichen Schlammammleraum erbringen können. Wenn diese ausreichend ist kann auf den „Sicherheitsspeicherraum“ für den Schlamm verzichtet werden. Bei Nachrüstung in bestehende Abläufe kann die Filterpatrone INNOLET<sup>®</sup>-Filterpatrone auch in „Trocken“-Gullys ohne Schlammammelraum eingebracht werden.

Im Folgenden werden die Verfahren und die qualitativen Untersuchungen für INNOLET<sup>®</sup>-Rinne und INNOLET<sup>®</sup>-Filterpatrone vorgestellt. Die qualitativen Untersuchungen teilen sich in die eigenen Vorversuche vor Ort mit Schnelltestverfahren und Elektroden und in die laboranalytische Auswertung.

#### **7.2.1 Prüfverfahren und Messmethoden**

Die qualitativen Untersuchungen können in 2 Abschnitte unterteilt werden. Zum einen sind Vorversuche mit einfachen Meßmethoden vor Ort durchgeführt worden, um die Effizienz der Anlagen ad hoc zu prüfen. Hierzu zählten die Messungen von pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Phosphat und Chlorid.

Tab. 42: Messverfahren der Schnelltests

pH- und Temperaturmessgerät von Hanna Instruments	<p>Elektrode</p> <p>Messbereich: 0.0 – 14.0 pH 0.0– 60.0 °C/ 32.0 – 140 °F</p> <p>Auflösung: 0.1 pH 0.1 °C/°F</p> <p>Genauigkeit (20°C): ± 0.1 pH ± 0.5 °C/°F</p>
Elekt. Leitfähigkeitstester von Hanna Instruments	<p>Elektrode</p> <p>Messbereich/Auflösung: 1999 µS/cm - 1 µS/cm</p> <p>Genauigkeit (20°C): ± 2% von Endwert</p> <p>Typisch (Ausschlag EMC): Automatisch von 5 – 50°C</p> <p>Betriebstemperatur: 0 bis 50°C (100% RH)</p>
Phosphat-Test von Merck	<p>Für Süß- und Seewasser</p> <p>0.25 – 3 mg/l PO43-</p>
Chlorid-Test von Merck	<p>Methode: titrimetrisch</p> <p>Reagenzienansatz mit Tropfflasche (Abstufung: 1 Tropfen = 25 mg/l Cl-)</p> <p>Bestimmung des Chloridionengehaltes mittels mercurimetrische Titration mit Quecksilber(II)-nitrat: <math>2 \text{Cl}^- + \text{Hg}_2^{2+} \rightarrow \text{HgCl}_2</math></p> <p>Überschüssige Quecksilber(II)-ionen bilden mit Diphenylcarbazon als Indikator in salpetersaurer Lösung eine blauviolett gefärbte Komplexverbindung.</p> <p>Bromid- und Jodidionen werden bei der Bestimmung mit erfasst.</p>

**pH-Elektrode**

Die Kalibrierung der pH-Elektrode erfolgt mit Pufferlösungen verschiedener pH-Werte. Bei der Kalibrierung konnte eine sehr gute Übereinstimmung des Anzeigewertes mit dem Wert der Pufferlösung festgestellt werden.

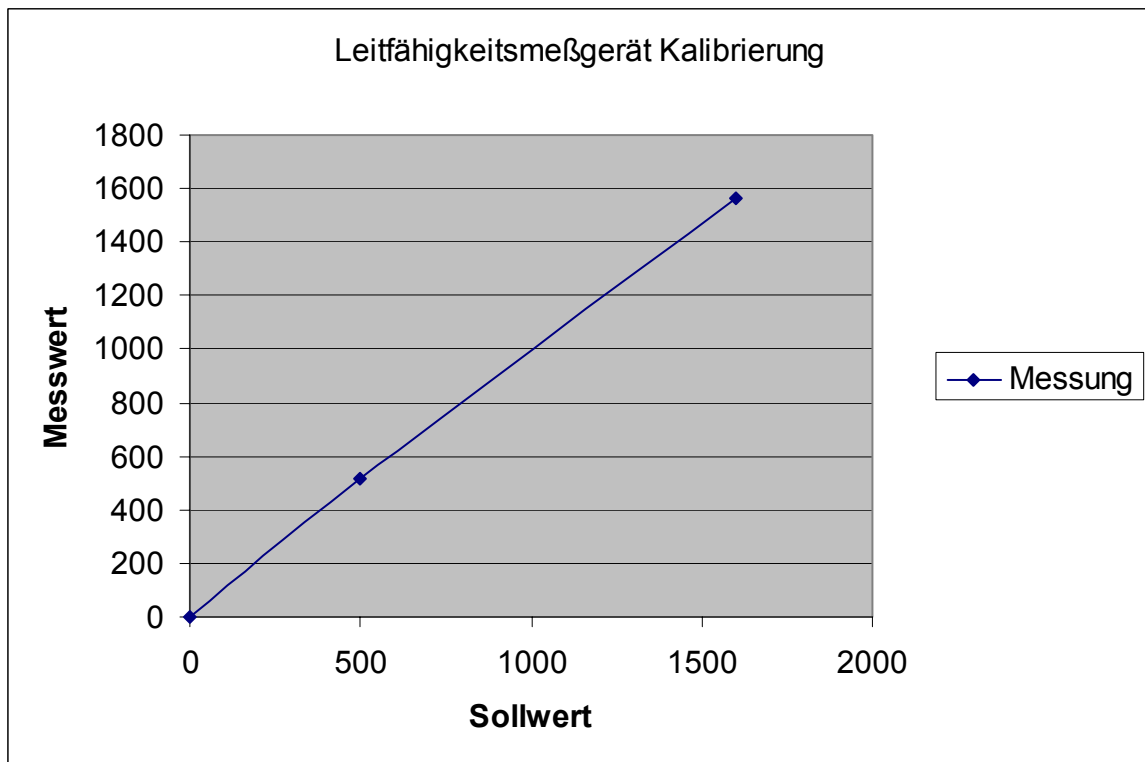
**Elektrische Leitfähigkeit**

Abb. 111: Vergleich Soll-/Ist-Wert bei der Kalibrierung der Leitfähigkeitselektrode.

Die Kalibrierung der Leitfähigkeitselektrode erfolgte mit Lösungen definierter Leitfähigkeit. In der vorstehenden Grafik ist die Kalibrierungsfunktion dargestellt. Es konnte auch hier eine sehr gute Übereinstimmung von Mess- und Sollwert beobachtet werden.

Neben den Schnelltests zur schnellen Einschätzung der Versuche wurden qualitative Untersuchungen an ein zertifiziertes Fachlabor, Institut Fresenius, übergeben und dort durchgeführt. Die nachfolgenden Prüfverfahren wurden dazu angewandt.

Tab. 43: Prüfverfahren für die qualitativen Bestimmungen

MKW	Bestimmung von Kohlenwasserstoffen nach DIN EN ISO 9377-2.
TOC	Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC) nach DIN EN 1484 (H3).
NH <sub>4</sub> -N	Bestimmung von Ammonium (photometrisch) nach DIN 38406-E5-1.
Nitrat-N, Chlorid, Sulfat	Bestimmung der Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat mit der Ionenchromatographie nach DIN EN ISO 10304.
AOX	Bestimmung der adsorbierbaren organisch gebundenen Halogene (AOX) nach DIN EN 1485 (H14).
Kupfer, Zink	Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atomemissionsspektrometrie ICP-OES nach DIN EN ISO 11885 (E22).
Blei	Bestimmung von Blei nach DIN 38406-E6 mit AAS.
Cadmium	Bestimmung von Cadmium nach DIN EN ISO 5961 (E19) mittels AAS.
Summe PAK	Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wasser mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenzdetektion nach DIN 38407-F8.
AFS	Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe nach DIN 38409- H2.
el. Leitfähigkeit	Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit nach DIN EN 27888 (C8).
pH-Wert	Bestimmung des pH-Wertes nach DIN 38404-C5.
o-PO <sub>4</sub>	Bestimmung von o-Phosphat nach DIN EN 1189.

Zusätzlich wurde als Voruntersuchung die Kationenaustauschkapazität ermittelt. Die Bestimmung der potentiellen Kationenaustauschkapazität erfolgte nach DIN ISO 13536. (Bestimmung der Mg-Konzentration nach DIN EN ISO 11885.) Die Bestimmungsgrenzen der Prüfverfahren für die einzelnen Parameter sind nachfolgend aufgeführt.

Tab. 44: Bestimmungsgrenzen der Prüfverfahren

Parameter	Wert	Einheit
pH-Wert		
el. Leitfähigkeit		µS/m
abfiltrierbare Stoffe	10	mg/l
Blei	0,005	mg/l
Cadmium	0,0005	mg/l
Kupfer	0,01	mg/l
Zink	0,01	mg/l
MKW	0,1	mg/l
TOC	5	mg/l
AOX	0,02	mg/l
Ammonium	0,05	mg/l
Nitrat-N	1	mg/l
Chlorid	5	mg/l
Sulfat	20	mg/l
PO <sub>4</sub> -P	0,3	mg/l
o-PO <sub>4</sub>	0,01	mg/l
Summe PAK		mg/l

In den Tabellen werden Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze mit n.n. dargestellt. In den Grafiken werden Werte unterhalb der Nachweisgrenze aus Darstellungsgründen mit 0 gewertet.

## 7.2.2 Mulden-Rigolen-Systeme

### 7.2.2.1 Ergebnisse der natürlichen Ereignisse

#### 7.2.2.2 Einordnung der Ablaufwerte von den Straßen

Bei der im Baugebiet liegenden Straße handelt es sich um eine schwach befahrene Nebenstraße mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsbelastung (DTV) von weniger als 2000 Kfz/d. Dies ist eine wichtige Prämisse für die Einordnung der Straße bezüglich der zu erwartenden Belastung des Straßenablaufwassers. Die vor Ort gemessenen Zuläufe liegen in Ihren Gehalten im unteren Bereich der für Straßenabläufe gemessenen Werte der Literatur. Die aus dem Pumpwerk entnommenen Zuläufe von Straßenablaufwasser einer innerstädtischen Autobahn sind demgegenüber naturgemäß deutlich höher belastet.

Tab. 45: Einordnung der gemessenen Straßenablaufwerte in die Werte aus der Literatur

Messgröße	Einheit	Zulauf Straße vor Einlauf in die Messmulde		Abläufe Autobahn		Straßenabläufe Mittelwerte Literatur*	
		Minimum	Maximum	18.05.00	16.06.00	min	max
pH-Wert		7,4	7,7	7,3	7,4	6,4	6,6
Leitfähigkeit	µS/cm	50	90	464	221	105	132
E.coli Titer	KBE/100 ml	1-10	1.000-2.000	50.000-100.000	1.000-2.000	10	10
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	10-100	5.000-10.000	100.000-200.000	100.000-200.000	100	100
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	20,9	64,7	99,5	31,5	70	980
TOC	mg/l	4,7	9,2	28,6	27	n.n.	n.n.
Nges	mg/l	0,8	2,7	4	4,1	2,4	2,4
DOC	mg/l	3,1	6,5	20	25,9	16,4	36
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	29	41	83	98	13,2	260
Chlorid	mg/l	n.n.	n.n.	72	22	12	31
AOX	µg/l	10	15	40	52	41	600
Pges	mg/l	0,044	0,19	0,37	0,32	0,3	3
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,005	0,029	0,016	0,015	0,086	0,23
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,16	0,78	1,1	1,8	0,4	1,1
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,28	0,87	0,7	0,79	0,2	2,4
SO <sub>4</sub>	mg/l	21	21	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
MKW	mg/l	0,73	0,73	0,32	0,33	0,0009	0,41
BSB <sub>5</sub>	mg/l	3,2	7,8	9,8	20	1,09	28
PAK	µg/l	0,222	0,987	0,198	1,201	2	3,1
Cd	µg/l	n.n.	n.n.	6,08	n.n.	0,009	20
Zn	µg/l	67	105	421	357	80	1950
Cu	µg/l	16	32	78,4	110	6	380
Pb	µg/l	6,4	13	40,3	23,3	21	980

\* [Göttle, 1978],[Grottker, 1987],[Xanthopoulos, 1990],,[Heinzmann, 1993]/[Hahn, Xanthopoulos, 1995]

#### 7.2.2.3 Ergebnisse der Beprobung natürlicher Ereignisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der Beprobung der natürlichen Ereignisse der zweijährigen Messkampagne dargestellt. Als Vergleichswerte sind in den Abbildungen die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung 1990 [TrinkwV, 1990] und die Schadenswerte für Grundwasser nach [Berliner Liste, 1996] dargestellt. Die Mittelwerte der Messergebnisse sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tab. 46: Ergebnisse der Messungen natürlicher Ereignisse

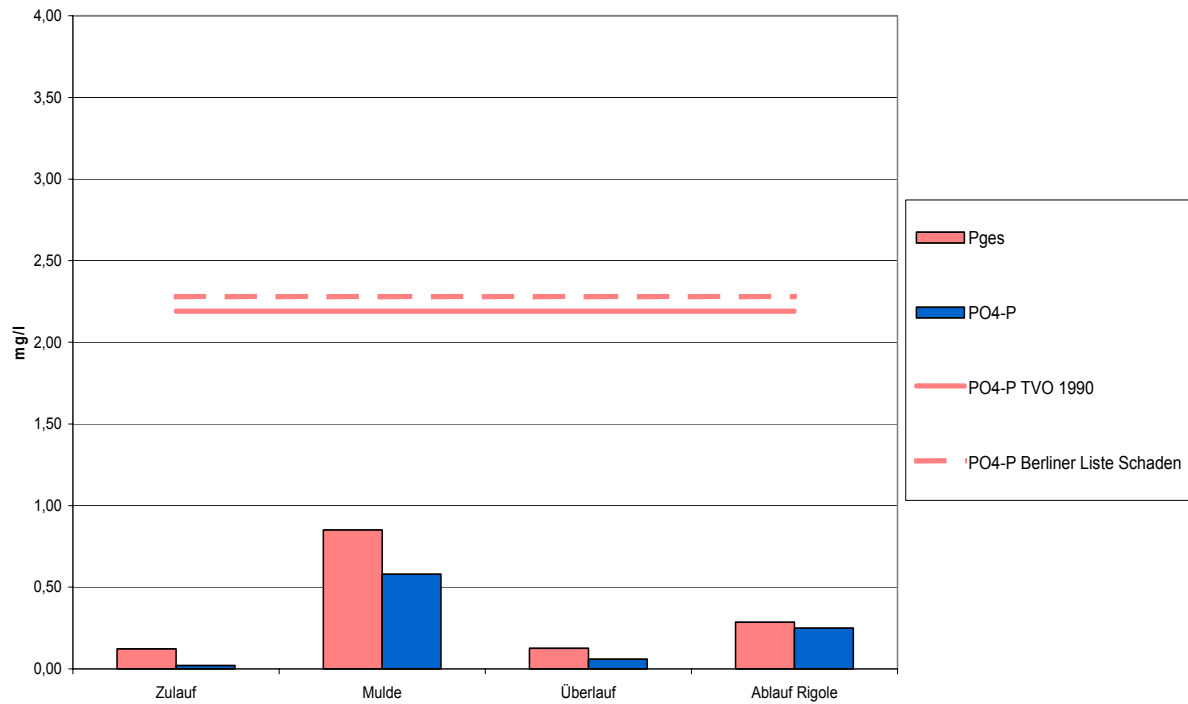
Messgröße	Einheit	Nachweisgrenze	<b>Ablauf von</b>			
			<b>Straße</b>	<b>Mulde</b>	<b>Überläufe</b>	<b>Rigole Ablauf</b>
			Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
PH-Wert			7,60	7,4	7,7	7,59
Leitfähigkeit	µS/cm		69	104	359	521
E.coli Titer	KBE/100 ml	1	ca. 100	Ca. 15000	ca. 1000	ca. 1000
Coli-form. Titer	KBE/100 ml		ca. 1000	Ca. 15000	ca. 2000	ca. 2000
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l		37,48	20,2	31,8	4,30
TOC	mg/l		6,62	14,3	3,4	7,16
Nges	mg/l		1,82	1,7	1,7	2,30
DOC	mg/l		4,78	10,9	3,0	6,77
CSB	mgO <sub>2</sub> /l		36,75	56	17,7	22,10
Cl <sup>-</sup> (Chlorid)	mg/l	7	n.n.	n.n.	45,0	11,25
AOX	µg/l	10	12,75	n.n.	n.n.	16,00
Pges	mg/l		0,12	0,85	0,1	0,29
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,01	0,02	0,58	0,1	0,25
NO <sub>3</sub> -N	mg/l		0,47	0,26	0,8	1,05
NH <sub>4</sub> -N	mg/l		0,45	n.n.	0,3	0,08
SO <sub>4</sub>	mg/l	20	21,00	n.n.	189,7	186,25
MKW	mg/l	0,05	0,73	n.n.	n.n.	0,09
BSB <sub>5</sub>	mg/l		5,16	5,1	2,8	2,31
PAK	µg/l	0,15	0,56	n.n.	0,2	0,19
Cd	µg/l	0,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zn	µg/l	10	87,92	34	205,0	18,60
Cu	µg/l		22,22	14	16,6	12,97
Pb	µg/l	4	9,42	n.n.	8,3	7,00

Bezüglich des physikalischen Parameters Leitfähigkeit und der anorganischen Anionen Cl<sup>-</sup> und SO<sub>4</sub> wurde eine „Aufsalzung“ des an Elektrolyten armen Ablaufwassers schon in der Mulde festgestellt. Die Werte liegen aber weit unterhalb der nach Trinkwasserverordnung 1990 [TrinkwV, 1990] zulässigen Werte. Der höhere SO<sub>4</sub>-Wert in den Überläufen und im Rigolenablauf kann weder schlüssig auf die Aufnahme von SO<sub>4</sub> aus in der Mulde befindlichem Hundekot noch auf Austrag aus dem durchströmten Füllmaterial der Überläufe bzw. durch die Bodenpassage zurückgeführt werden.

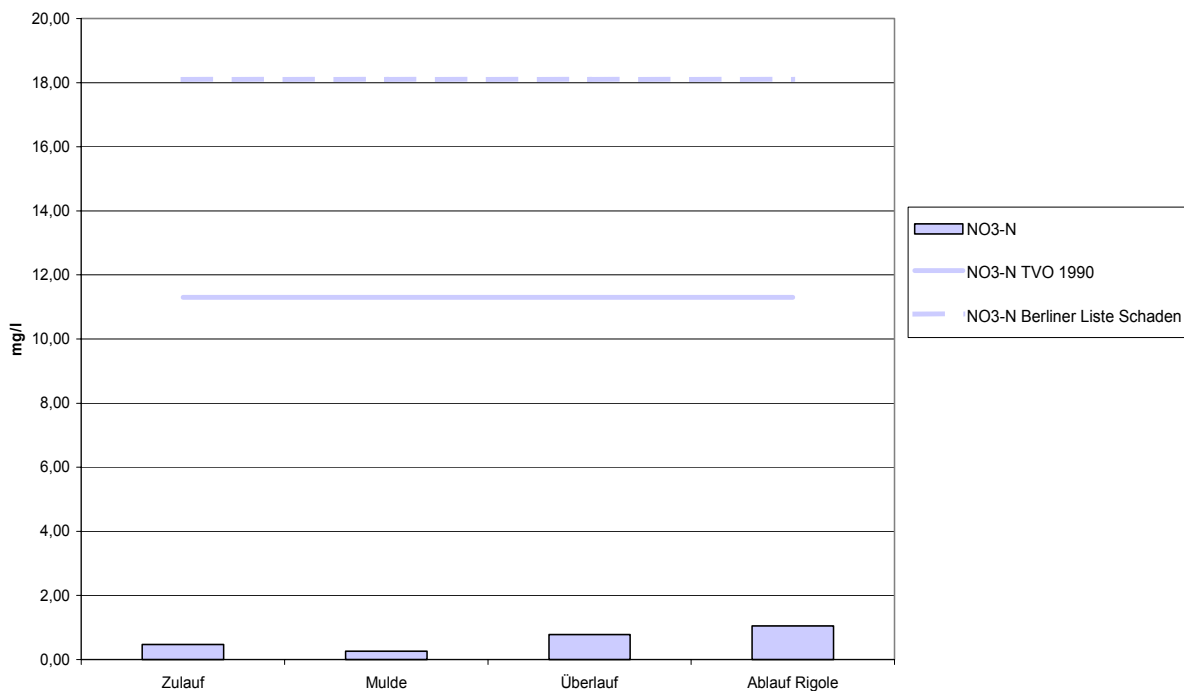
Die Konzentration von Gesamt-Phosphor und von Phosphat-Phosphor war im Muldenwasser gegenüber dem Zulaufwasser erhöht. Dies ist z.B. durch Hundekot zu erklären. Im Überlaufwasser und im Ablauf der Rigole (nach Bodenpassage) sind die Gehalte jedoch wieder deutlich niedriger. Allerdings ist die Konzentration im Ablauf deutlich höher als im Zulauf, obwohl bei der Bodenpassage eine 50-%ige Reduktion zu verzeichnen ist.



## Behandlung von Straßenabflüssen



**Abb. 112:** Vergleich der Phosphorgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996



**Abb. 113:** Vergleich der Nitratgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996

Die Ammoniumwerte nehmen mit der Bodenpassage ab. Gleichzeitig ist für Nitrat-Stickstoff eine höhere Konzentration der Gehalte im Überlauf und im Ablauf der Rigole gegenüber dem

Zulauf zu registrieren. Dies ist auf die Nitrifikation des Ammoniums schon in der Mulde und bei der anschließenden Bodenpassage zu Nitrat zurückzuführen und erklärt die höheren Nitratwerte im Ablauf der Rigole.

Bei den Schwermetallen konnte Cadmium an allen Messpunkten nicht nachgewiesen werden und ist daher in den Grafiken nicht aufgeführt.

Die Gehalte an Zink konnten durch die Bodenpassage deutlich reduziert werden. Der erhöhte Wert für den Überlauf ist vorsichtig zu bewerten und vermutlich auf das Material eines Rohrstückes vor dem für die Messung des Überlaufvolumens nachgeschalteten Wasserzähler zurückzuführen. Die Werte liegen jedoch deutlich unter den Grenzwerten.

Die Gehalte an Kupfer und Blei sind im Überlauf und im Ablauf Rigole deutlich geringer als im Zulauf. Schon in der Mulde ist der gemessene Gehalt reduziert. Im Vergleich zu den Werten der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert der Berliner Liste 1996 liegen die gemessenen Werte deutlich darunter.

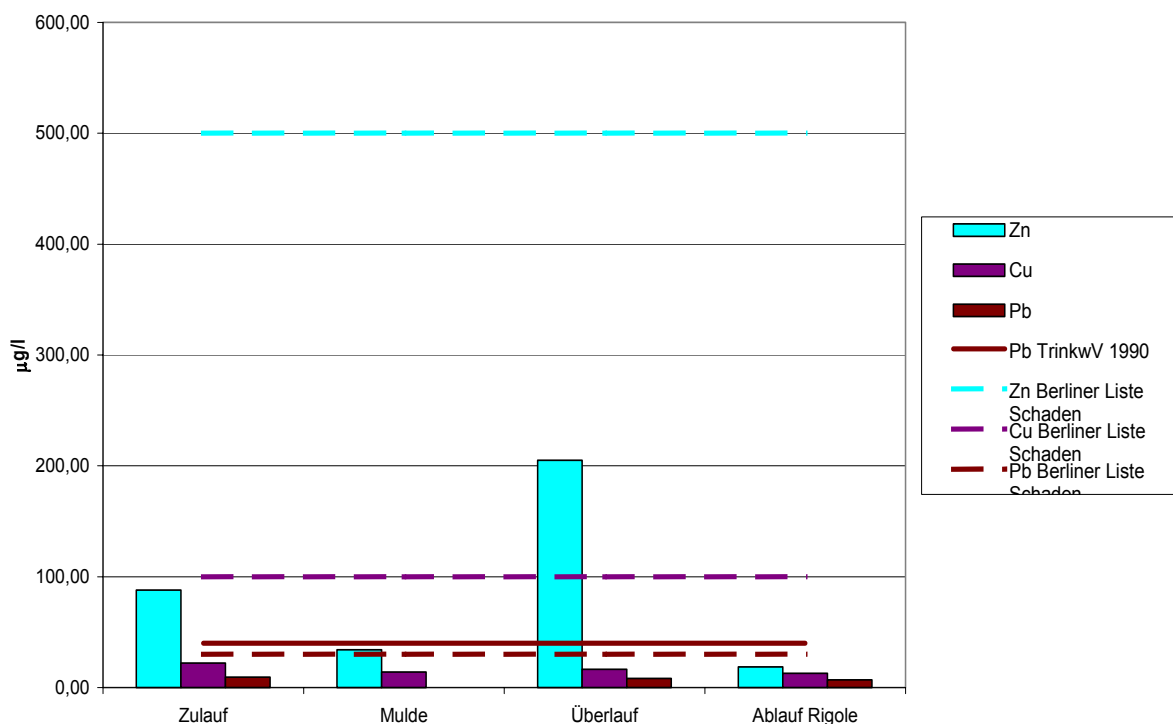


Abb. 114: Vergleich der Schwermetallgehalte an den einzelnen Messpunkten mit der TrinkwV 1990 und dem Schadenswert für Grundwasser laut Berliner Liste 1996

Die Belastung der Straßenabläufe mit e.coli und coliformen Keimen ist sehr gering. Allerdings findet in der Mulde eine Erhöhung der Belastung statt, die vermutlich auf Eintrag von Hundekot zurückzuführen ist. Diese Belastung wird wiederum durch die Bodenpassage wesentlich reduziert.

Die PAK-Gehalte im Überlauf sowie im Ablauf der Rigole liegen unterhalb des Wertes im Zulauf und unterhalb der Werte der TrinkwV 1990 und des Schadensgrenzwertes nach der Berliner Liste 1996.

#### **7.2.2.4 Ergebnisse der Beprobung der Flutungsversuche**

Im folgenden werden die Ergebnisse der künstlichen Flutungsversuche an einzelnen Parametern exemplarisch dargestellt. Aufgrund der geringen Verkehrsdichte des Gebietes ergeben sich zwangsläufig relativ niedrige Zulaufkonzentrationen. Um die Wirkung der Anlage auch für den Belastungsfall stark verschmutzter Regenabflüsse zu untersuchen, wurden in Abstimmung mit der Wasserbehörde künstliche Flutungsversuche durchgeführt. Dazu wurden Regenabflüsse einer Berliner Stadtautobahn mit hoher Verkehrsbelastung zeitnah aus dem Speicherraum eines Regenpumpwerkes entnommen, per Tankwagen zur Versuchsanlage transportiert und dort eingeleitet. Die Ergebnisse werden als Vergleich zu den Messungen vor Ort mit realen Zulaufereignissen herangezogen.

Wie dargestellt, sind die Stoffgehalte bei allen Parametern im Ablauf des Autobahnablaufwassers durchweg höher als bei den natürlichen Zuflüssen zu den Messmulden.

Bei den Versuchen konnte eine gute Absetzwirkung der Mulden beobachtet werden. Die Überläufe waren wesentlich klarer als das Muldenwasser und entsprachen von der optischen Beurteilung dem Ablaufwasser aus der Rigole. Ein Beispiel vom 18.5.2000 ist im folgenden Foto dargestellt. Die Proben der Zuläufe und des Muldenwassers sind deutlich trüber.



**Abb. 115:** Kanister mit gesammeltem Probenwasser an verschiedenen Messpunkten beim Flutungsversuch 18.5.2000, von links: Tankwagen, Mischprobe Mulden, Mulde 3, Überlauf 2, Überlauf 3, Ablauf Rigole

Die Gesamtposphor- und Phosphatphosphor-Gehalte aus dem Zulauf erhöhten sich auch bei den Flutungsversuchen durch die Bodenpassage. Offensichtlich findet eine Rücklösung mit Austrag statt. Die Probe M3 (Mulde 3), abgeschöpft aus dem oberen Bereich des Wassers in Mulde 3, zeigt bezüglich der Werte ähnliche Ergebnisse wie die Mischprobe aus allen Mulden. In den Überläufen sind sie aber geringer als im Ablauf Rigole, wobei der Überlauf 2 durch Rückhalt mit Aktivkohle die niedrigsten Werte aufweist. Dies ist in beiden Flutungsversuchen zu beobachten und bestätigt die Ergebnisse aus den natürlichen Versuchen.

Bei den Flutungsversuchen steigt der  $\text{SO}_4$ -Gehalt in Überlauf und Rigolenablauf, ähnlich wie bei den natürlichen Ereignissen, ebenfalls an, die Konzentrationen sind aber wesentlich geringer.

Tab. 47: Ergebnisse der Messungen Flutungsversuche

Messgröße	Dimension	Nachweisgrenze	Tankwagen (Zulauf)	Mulden	Überläufe gemittelt	Ablauf Rigole
pH-Wert			7,35	7,25	7,3	7,3
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$		342,5	302,5	262,6	388,5
E.coli Titer	KBE/100 ml	1	2.000-100.000	5.000-100.000	100-100.000	10.000-20.000
Coliform. Titer	KBE/100 ml		100.000-200.000	100.000-200.000	500-100.000	20.000-200.000
AFS	mg/l		65,5	72	25,94	44
TOC	mg/l		27,8	27,45	11,46	24,3
Nges	mg/l		4,05	4,35	2,72	3,35
DOC	mg/l		22,95	25	10,96	23,4
CSB	$\text{mgO}_2/\text{l}$		90,5	92	38,6	69
Chlorid	mg/l	7	47	50	45,5	40
AOX	$\mu\text{g}/\text{l}$	10	46	47,5	39,5	50
Pges	mg/l		0,345	0,365	0,338	0,735
$\text{PO}_4\text{-P}$	mg/l	0,01	0,0155	0,021	0,09	0,25
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg/l		1,45	1,6	1,992	1,6
$\text{NH}_4\text{-N}$	mg/l		0,745	0,815	0,46	0,055
$\text{SO}_4$	mg/l	20	n.n.	n.n.	27	46
MKW	mg/l	0,05	0,325	0,605	0,11	0,06
$\text{BSB}_5$	mg/l		14,9	15,25	6,94	10,4
PAK	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,15	0,6995	0,854	0,39	0,4345
Cd	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,5	6,08	3,23	0,85	0,9
Cd, filtriert	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,5	5,1	3	0,72	0,73
Zn	$\mu\text{g}/\text{l}$	10	389	310,5	369	120,45
Zn, filtriert	$\mu\text{g}/\text{l}$	10	338	276	345,6	117,2
Cu	$\mu\text{g}/\text{l}$		94,2	90,5	66,22	44,2
Cu, filtriert	$\mu\text{g}/\text{l}$		84,65	80,25	63,66	43,15
Pb	$\mu\text{g}/\text{l}$	4	31,8	28,35	16,62	9,45
Pb, filtriert	$\mu\text{g}/\text{l}$	4	32,45	28,5	15,48	9,25

Für den PAK-Gehalt ergibt sich nach dem Zulauf eine Höherbelastung des Wassers in der Mulde vermutlich durch Rücklösung von PAK. Wiederum sind die Gehalte in Überlauf 2 niedriger als in den anderen Überläufen, wobei auch in Überlauf 3 eine Reduzierung der Gehalte festzustellen war. Bei Überlauf 1 war die Rückhaltung am geringsten. Trotz des erhöhten Gehaltes in der Mulde konnte aber bei beiden Flutungsversuchen noch eine Reduzierung durch die Bodenpassage erreicht werden.

Bei den Schwermetallen ist eine deutliche Reduzierung des Gehaltes durch die Bodenpassage festzustellen. Eine Aufkonzentrierung in der Mulde wurde nicht beobachtet. Die Werte von Cadmium liegen in allen Fällen unterhalb oder knapp über der Nachweisgrenze. Die Zink-Werte im Dränablauf sind um ca. 70% gegenüber dem Zulauf verringert.

Für Kupfer und Blei ist etwa eine Halbierung der Konzentration im Ablauf der Rigole gegenüber dem Zulauf zu beobachten. Beim Vergleich der Konzentrationen in den Überläufen ist die größte Verminderung bei Überlauf Nr. 2 (Aktivkohle) zu beobachten.

### 7.2.3 INNODRAIN®

#### 7.2.3.1 Qualitative Untersuchungen

Zur Messung der Ablaufqualität des Niederschlags und damit der Reinigungsleistung durch die INNODRAIN®-Elemente wurden an 2 Regenereignissen im Oktober 2002 und im April 2003 Proben im Zulauf, in den Tiefbeeten (Mulde) und im Ablauf gezogen. Im Oktober 2002 konnten zusätzlich zu den Proben im Element INNODRAIN® 1 noch Proben aus dem Element INNODRAIN® 6 gezogen werden.

Tab. 48: Probenahme Oktober 2002

		Bestimmungsgrenze	10/02	10/02	10/02	10/02	10/02	10/02
			Zulauf I1	I1 Mulde	Ablauf I1	I6 Mulde	Ablauf I6	Ablauf Gewässer
pH-Wert			8,1	8,1	8,4	8,3	8,2	8,2
el.Lfkeit	µS/cm		121	100	140	67	149	203
AFS	mg/l	10	210	470	77,2	62,4	47,6	39
Blei	mg/l	0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cadmium	mg/l	0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	mg/l	0,01	0,035	0,021	0,023	0,036	0,022	0,031
Zink	mg/l	0,01	0,12	0,078	0,057	0,058	0,044	0,078
MKW	mg/l	0,1	0,4	0,4	< 0,1	0,6	< 0,1	< 0,1
TOC	mg/l	5	7,1	< 5	< 5	6,1	< 5	< 5
AOX	mg/l	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
NH4	mg/l	0,05	< 0,05	0,1	< 0,05	0,06	< 0,05	< 0,05
Nitrat-N	mg/l	1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,2	1,3
Chlorid	mg/l	5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfat	mg/l	20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,3	0,17	0,15	0,16	0,19	0,14	0,15
o-PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,01	0,165	0,1287	0,1485	0,132	0,1386	0,1254
Summe PAK	mg/l		0,05985	0,04779	0,00351	0,02509	0,01397	0,02128

Tab. 49: Probenahme April 2003

		Bestimmungsgrenze	4/03	4/03	4/03	4/03
			Zulauf	I1 Mulde	Ablauf I1 Rigole	Ablauf I6 Rigole
pH-Wert			7,62	7,42	7,82	7,66
el. Lfkeit	µS/cm		165	149	289	410
AFS	mg/l	10	81,6	120	42,2	12,6
Blei	mg/l	0,005	0,006	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cadmium	mg/l	0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	mg/l	0,01	0,021	0,019	0,016	0,016
Zink	mg/l	0,01	0,076	0,062	0,04	0,027
MKW	mg/l	0,1	0,5	0,4	0,1	< 0,1
TOC	mg/l	5	15,8	12,4	14	11,1
AOX	mg/l	0,02	0,031	0,03	0,032	< 0,02
NH4	mg/l	0,05	0,19	0,26	0,06	0,02
Nitrat-N	mg/l	1	< 1	< 1	2,7	5,9
Chlorid	mg/l	5	8,4	8,4	13,3	14,8
Sulfat	mg/l	20	< 20	< 20	< 20	41,6
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
o-PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,01	0,21	0,12	0,3	0,33
Summe PAK	mg/l		0,00149	0,00062	0,00047	0,00002

INNODRAIN - AFS 10/02

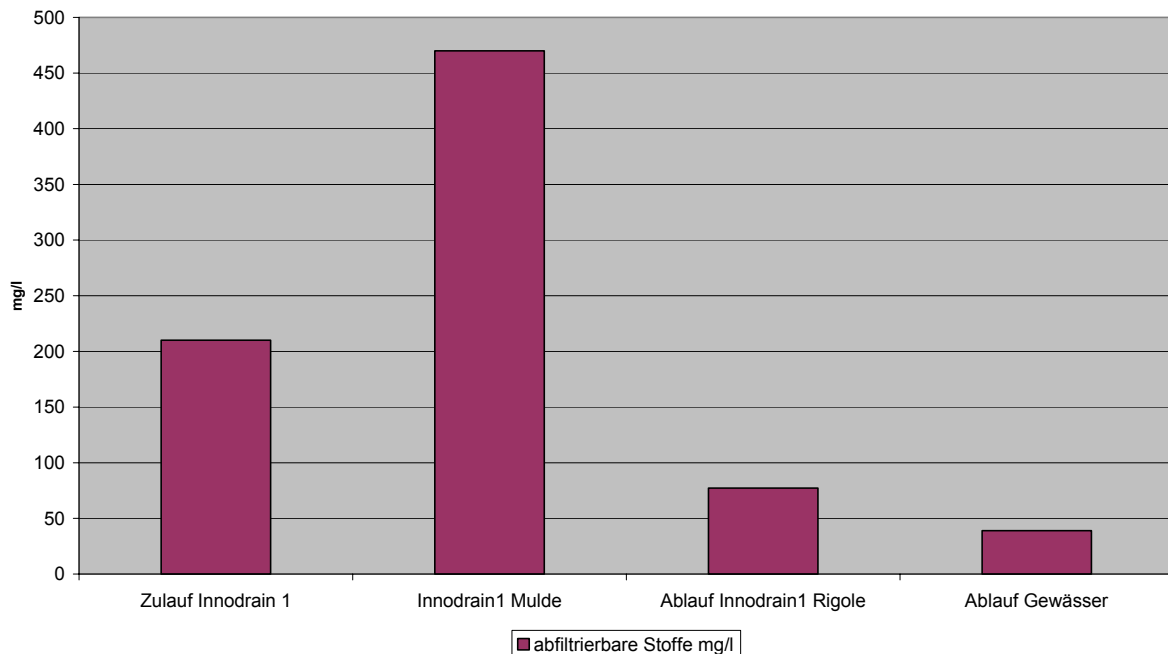


Abb. 116: INNODRAIN®, Gehalte AFS

In der vorstehenden Abbildung wird deutlich, dass sich die Konzentration an AFS nach Zulauf in das Tiefbeet erhöht hat. Das ist auf die Aufkonzentrierung von suspendierten

Teilchen im Tiefbeet-Überstand zurückzuführen. Nach Bodenpassage ist eine wesentliche Verringerung der Konzentration nicht nur gegenüber dem Tiefbeetüberstand sondern auch gegenüber dem Zulauf zu verzeichnen.

Zulauf- und Überstandskonzentration im Tiefbeet sind gleich hoch. Dagegen ist im Ablauf der Rigole des Tiefbeetes und im Gewässer kein MKW mehr nachweisbar. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 mg/l.

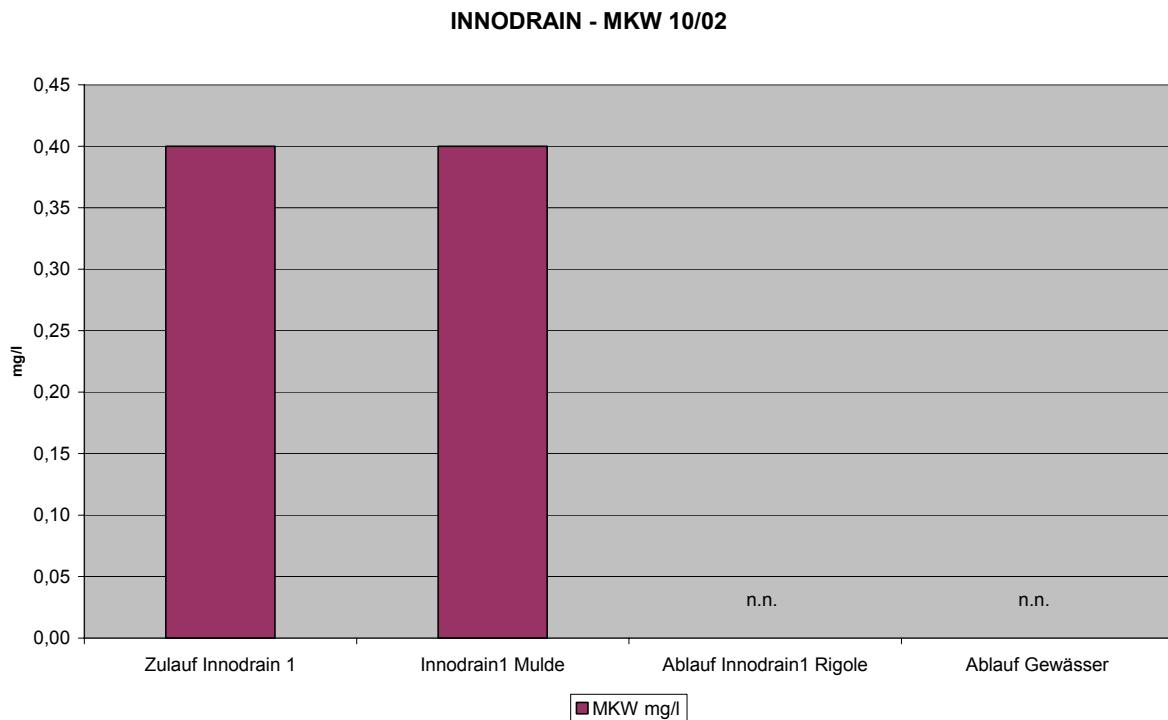


Abb. 117: INNODRAIN<sup>®</sup>, Gehalte MKW

Für den Parameter PAK zeigt sich eine ähnlich hohe Konzentration im Zulauf wie im Tiefbeetüberstand. Nach Bodenpassage ist die Konzentration deutlich gesunken. Im Ablauf zum Gewässer liegen die Konzentration wiederum etwas höher. Dies ist vermutlich auf Einträge aus Bereichen zurückzuführen, die dem INNODRAIN<sup>®</sup>-Element nachfolgen.



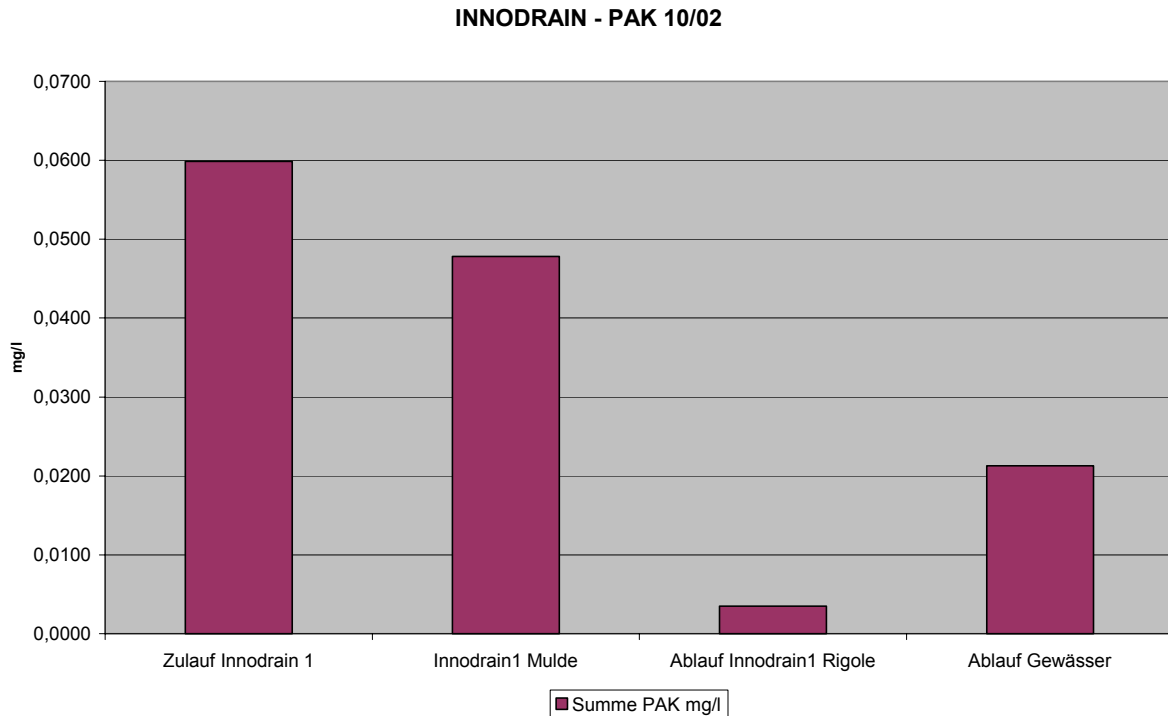


Abb. 118: INNODRAIN® Gehalte PAK

Die Reinigungsleistung in prozentualen Angaben ist in der nachfolgenden Tabelle angegeben. Diese leitet sich aus dem Verhältnis der Zulaufkonzentration zum INNODRAIN®-Element und dem Zulauf zum Gewässer ab. Für die Messung im April 2003 wird ersatzweise das Verhältnis Zulauf zum Ablauf aus der Rigole des INNODRAIN®-Elementes gebildet, da kein Wasser in das Gewässer eingeleitet wurde und folglich keine Probe gezogen werden konnte.

Tab. 50: Veränderung Zulaufwert im Verhältnis zum Zulauf Gewässer (nach Passage INNODRAIN®) für einzelne Parameter aus 2 Messungen

	Okt 02	Apr 03
el. Lfkeit	-67,8%	-148,5%
AFS	81,4%	84,6%
Blei	n.n.	16,7%
Cadmium	n.n.	n.n.
Kupfer	11,4%	23,8%
Zink	35,0%	64,5%
MKW	n.n.	80,0%
TOC	n.n.	29,7%
AOX	n.n.	35,5%
Ammonium	n.n.	89,5%
Nitrat-N	n.n.	-490,0%
Chlorid	n.n.	-76,2%
Sulfat	n.n.	-108,0%
PO <sub>4</sub> -P	11,8%	n.n.
o-PO <sub>4</sub> -P	24,0%	-57,1%
Summe PAK	64,4%	98,7%

Aus den Ergebnissen wird ersichtlich, dass die deutliche Reinigungsleistung bezüglich AFS, Schwermetallen, MKW und PAK vorhanden ist. Die Gehalte an TOC und AOX werden immer noch, wenn auch nicht so stark, verringert. Ein uneinheitliches Bild zeigt sich für Phosphor. Bei der Messung im Oktober 2002 verringern sich die Gehalte, bei der Messung im April 2003 werden diese erhöht.

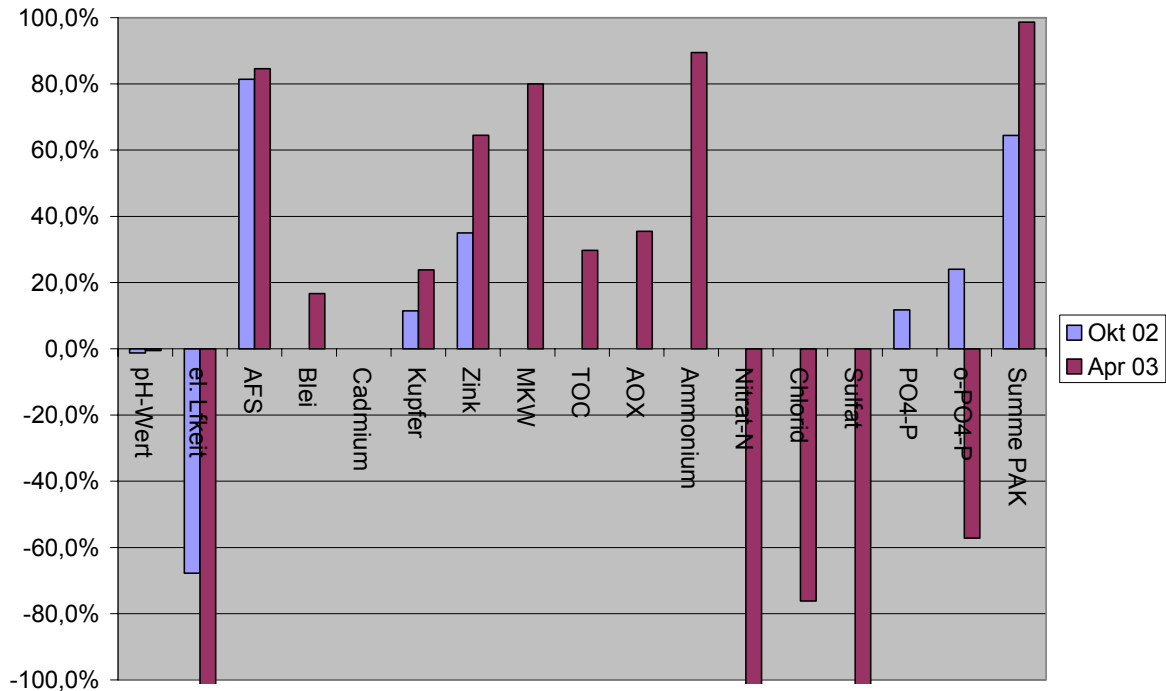


Abb. 119: Reinigungsleistung des INNODRAIN®-Systems für einzelne Parameter

## 7.2.4 INNOLET®

### 7.2.4.1 Vorversuche mit INNOLET®-Filterpatrone

Die Versuche mit der INNOLET®-Filterpatrone dienen der schnellen Voruntersuchung verschiedener Materialien ohne auf natürliche Regenereignisse angewiesen zu sein. Dadurch konnten hinreichend standardisierte Bedingungen für die Beschickung mit einem hergestellten und mit gesammeltem Straßendreck verunreinigten Wasser gewährleistet werden. Aus diesen Vorversuchen konnten Erkenntnisse für die Auswahl der Filtermaterialien und für die weitere Vorgehensweise im Einbau gewonnen werden. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

Tab. 51: Auflistung der Versuche mit INNOLET®-Filterpatrone

<b>Vorversuch</b>	<b>Filter</b>	<b>Verschmutzung</b>
Vorversuch I	50% FeOOH, 50%Kies 3,15- 5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch II	30% FeOOH, 70% Kies 3,15-5,6	200l Wasser 0.5l Straßenschmutz
Vorversuch III	70% Kies 3,15-5,6mm, 30% Aluminiumoxid	200l Wasser 0.5l Straßenschmutz
Vorversuch IV	30% Aluminiumoxid, 70% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch V	Lavagranulat (fein)	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch VI	Lavagranulat (fein)	200l Wasser 0,5l Straßenschmutz
Vorversuch VII	30% Aluminiumoxid, 70% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch IX	30% Aluminiumoxid (grob), 70% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch X	30% FerroSorp, 70% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch XI	30% FerroSorp RWR, 70% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz
Vorversuch XII	50% FerroSorp, 50% Kies 3.15-5.6	100l Wasser 5l Straßenschmutz

Für die Vorversuche wurde, wie in der Tabelle dargestellt, ein Filterkorb mit der angegebenen Mischung aus Filtermaterial mit der dargestellten Mischung aus Straßenschmutz mit Wasser beschickt. Die erste Probe wurde aus der Suspension des mit Wasser gemischten Straßenschmutzes als Ausgangswert für die Beschickung genommen. Anschließend wurden aus dem Ablauf mengenproportional Proben entnommen. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind nachfolgend dargestellt.

Um schon frühzeitig Ergebnisse aus den Versuchen zu erhalten wurden vor Ort mit Schnelltests die Werte für Chlorid und Phosphat gemessen und mittels pH- bzw. Leitfähigkeitselektrode die Werte gemessen. Dadurch konnten schnell erste Ergebnisse erhalten und die Versuche zügig optimiert und weitergeführt werden.

Aus den Ergebnissen konnten Übereinstimmungen zwischen den verhältnismäßig groben Werten aus den Schnelltests und den aus im Labor ermittelten Werten abgelesen werden.

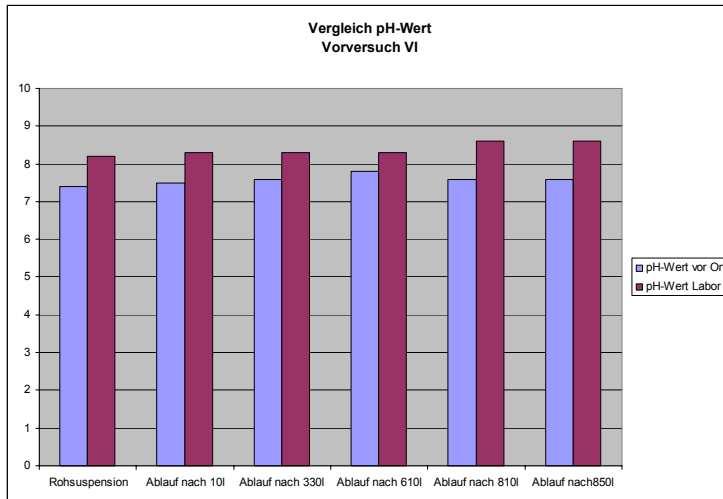


Abb. 120: Vergleich der pH-Messwerte für selbst gemessene Werte vor Ort und den Messwerten aus dem Labor, hier: pH-Wert

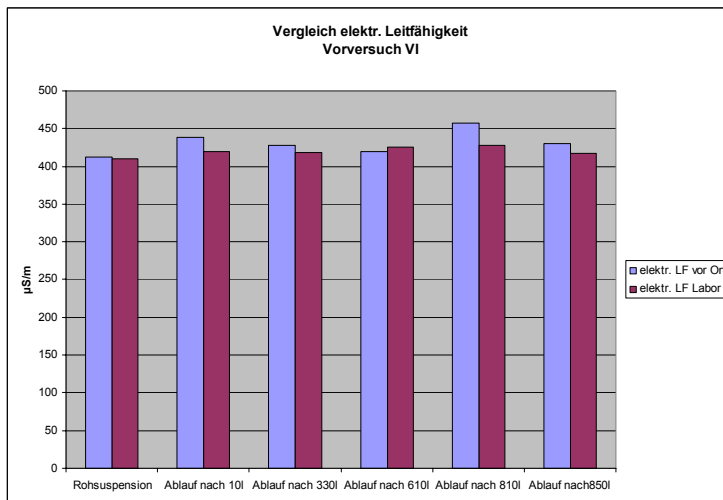


Abb. 121: Vergleich der pH-Messwerte für selbst gemessene Werte vor Ort und den Messwerten aus dem Labor, hier: elektrische Leitfähigkeit

Aus beiden Grafiken ist zu sehen, dass die vor Ort gemessenen Werte für die elektrische Leitfähigkeit mit einer Abweichung von maximal 10% mit den im Labor gemessenen Werten korrespondieren. Die für den pH-Wert ermittelten Werte differieren etwas mehr von den Laborwerten, aber die Größenordnung der Werte wurde gut wiedergegeben.

Im nachstehenden Vergleich eines Vorversuches konnte gezeigt werden wie mit einfachen Mitteln eines Schnelltestes wohl keine quantitativen Bestimmungen durchgeführt, aber qualitative Größenordnungen bestimmt und Verläufe eingeordnet werden können.

Im Vergleich der Grafiken ist die Korrespondenz der Werte für die Chloridgehalte mit den gemessenen Werten für die elektrische Leitfähigkeit sehr gut zu erkennen.

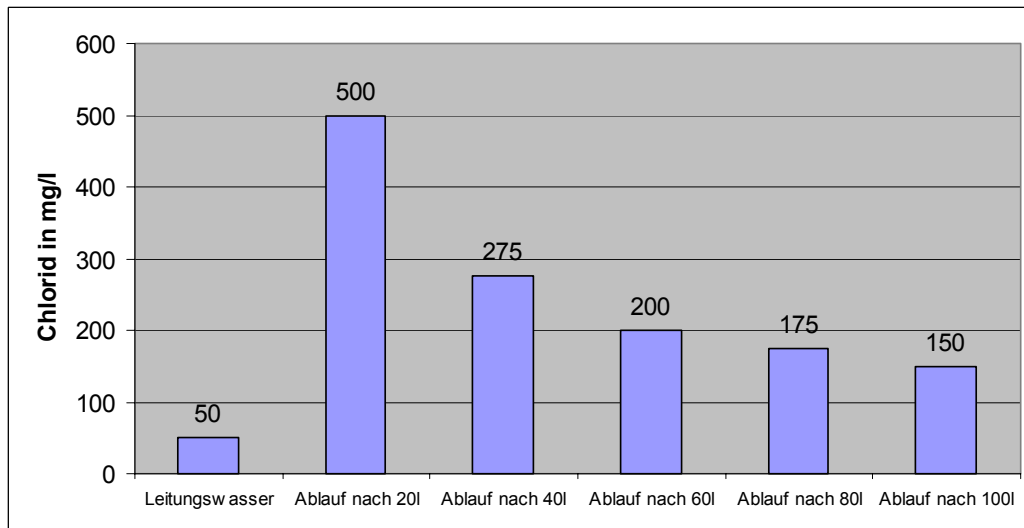


Abb. 122: Verlauf des Chloridgehaltes

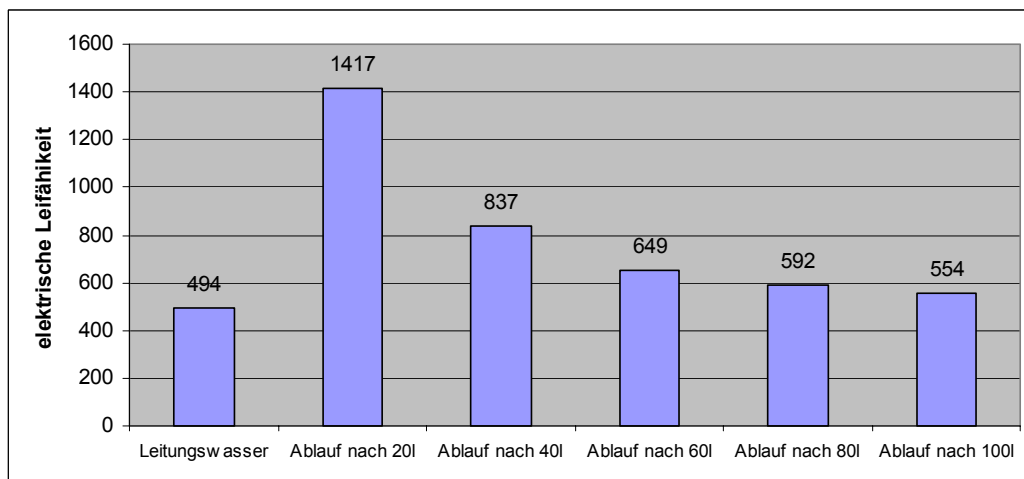


Abb. 123: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit Vorversuch

Der Chloridgehalt im Ablauf korreliert mit der elektrischen Leitfähigkeit. Dies konnte auch in den Laboranalysen bestätigt werden. Mit Zunahme der Versuchsdauer nimmt der Chloridgehalt auf Grund von Austrag aus dem Material ab.

Aus den Ergebnissen kann daher abgeleitet werden.

- Voruntersuchungen mit Schnelltests geben keine exakten Messergebnisse wider, ermöglichen aber eine Grobeinschätzung der zu erwartenden Analysenergebnisse
- Schnelltests sind schnell und unkompliziert vor Ort durchführbar
- Die gemessenen Werte für die elektrische Leitfähigkeit und den pH-Wert liegen relativ nahe an den Messergebnissen aus dem Labor

Somit ist zu schlussfolgern, dass Schnelltests und vor Ort-Analysen ein nützliches Instrumentarium zur schnellen Beurteilung von zu erwartenden Versuchsergebnissen darstellen.

### **Vergleich der Ergebnisse der Laboruntersuchungen für die Versuche**

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Vorversuche aus den Laboruntersuchungen beschrieben und vorgestellt. Sie werden für die einzelnen Parameter vergleichend zwischen den untersuchten Filtermaterialien präsentiert.

An dieser Stelle muss noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Konzentration am Punkt 0 der Zulaufmenge der Konzentration des Parameters im künstlichen Straßenablaufwasser entspricht. Die übrigen Werte sind Ablaufwerte nach Durchlauf der jeweiligen Wassermenge.

Um die gemessenen Werte einzuordnen sind hier die Werte der Ausgangssuspensionen des künstlichen Straßenablaufwassers in folgender Tabelle dargestellt. Einzelne Werte liegen nahe der Bestimmungsgrenze.

Tab. 52: Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser)

<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Mittelwerte</b>
PH		8,03
AFS	mg/l	1712
e.L.	µS/m	554
Pb	mg/l	0,008
Cd	mg/l	n.n.
Cu	mg/l	0,019
Zink	mg/l	0,155
TOC	mg/l	5,95
AOX	mg/l	n.n.
MKW	mg/l	0,1
PAK	mg/l	0,137
Cl	mg/l	27,1
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,525
o-PO <sub>4</sub>	mg/l	0,39
Nitrat-N	mg/l	2,205
Ammonium	mg/l	0,185
Sulfat	mg/l	56,4

Auf Grund der vorliegenden Analysenwerte kann trotz der hohen AFS-Konzentrationen das künstlich hergestellte Straßenablaufwasser als gering belastet eingestuft werden. Sowohl die Gehalte an organischen Parametern als auch die anorganischen Substanzen wie Schwermetalle, Nährstoffe (P, N) und Chlor sowie Sulfat können als gering im Vergleich zu Abflüssen von hoch belasteten Straßen eingestuft werden.

Bezüglich des Parameters AFS sind die Ausgangssuspensionen mit künstlichem Straßenablaufwasser deutlich höher belastet als das Filtrat. Im Falle des Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (grobe

Körnung) ist zu erkennen, dass es relativ schnell zum Austritt von AFS aus dem Filter kommt. Die Konzentration an AFS nimmt allerdings mit zunehmender Dauer wieder ab.

Da die zur Verfügung stehenden Filtermaterialien nicht der gewünschten Durchlässigkeit entsprachen wurden die Filtermaterialien mit Kies gemischt.

Tab. 53: *Untersuchte Filtermaterialmischungen*

Bezeichnung	Beschreibung der Mischung
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	Granuliertes Aluminiumoxid 70% / Filterkies 3,15-5,6 mm 30%
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	Granuliertes Aluminiumoxid 70% / Filterkies 3,15-5,6 mm 30%
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	Granuliertes Aluminiumoxid 50% / Filterkies 3,15-5,6 mm 50%
FeOOH 30%	Granuliertes FeOOH 70% / Filterkies 3,15-5,6 mm 30%
FeOOH 50%	Granuliertes FeOOH 50% / Filterkies 3,15-5,6 mm 50%
Ferrosorp 30%	Granuliertes Ferrosorp 70% / Filterkies 1-2 mm 30%
Ferrosorp 50%	Granuliertes Ferrosorp 50% / Filterkies 1-2 mm 50%
Ferrosorp RWR	Granuliertes Ferrosorp 50% / Zeolith 50%
Lavagranulat	Granuliertes Lavagranulat

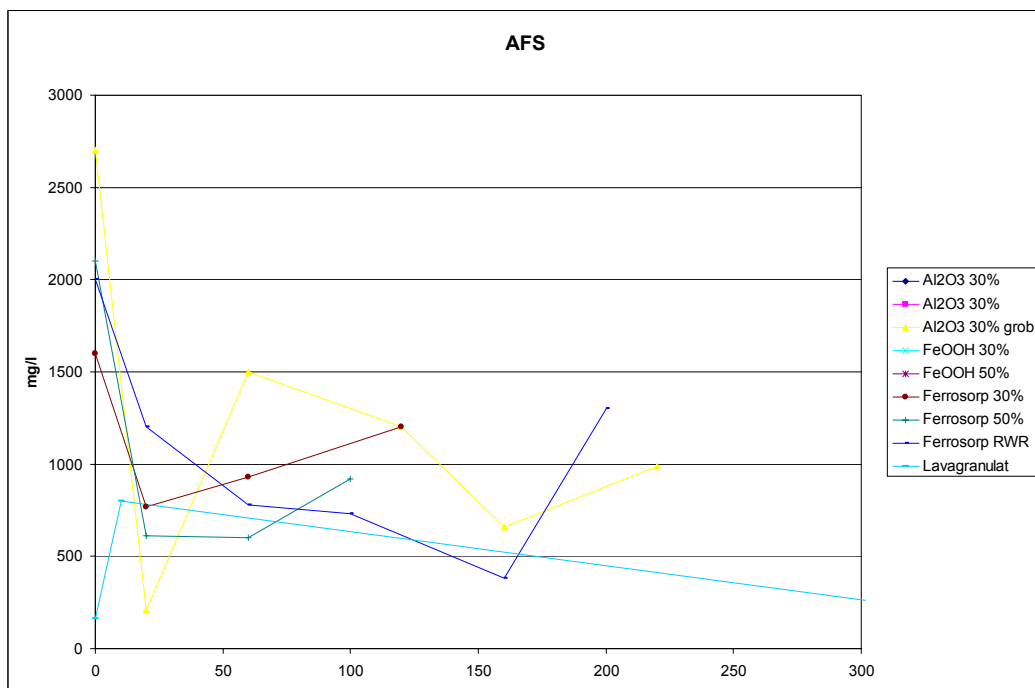


Abb. 124: *AFS-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser*

Für die anderen Materialien ist am Anfang ein hoher Rückgang von AFS im Filtrat zu beobachten, die Konzentration steigt aber schnell wieder an. Für FerroSorp RWR ist ein längerer Rückhalt als bei den anderen Materialien zu erkennen. Bei Lavagranulat fällt auf, dass die Ausgangskonzentration niedriger ist als die im Filtrat gemessenen Werte.

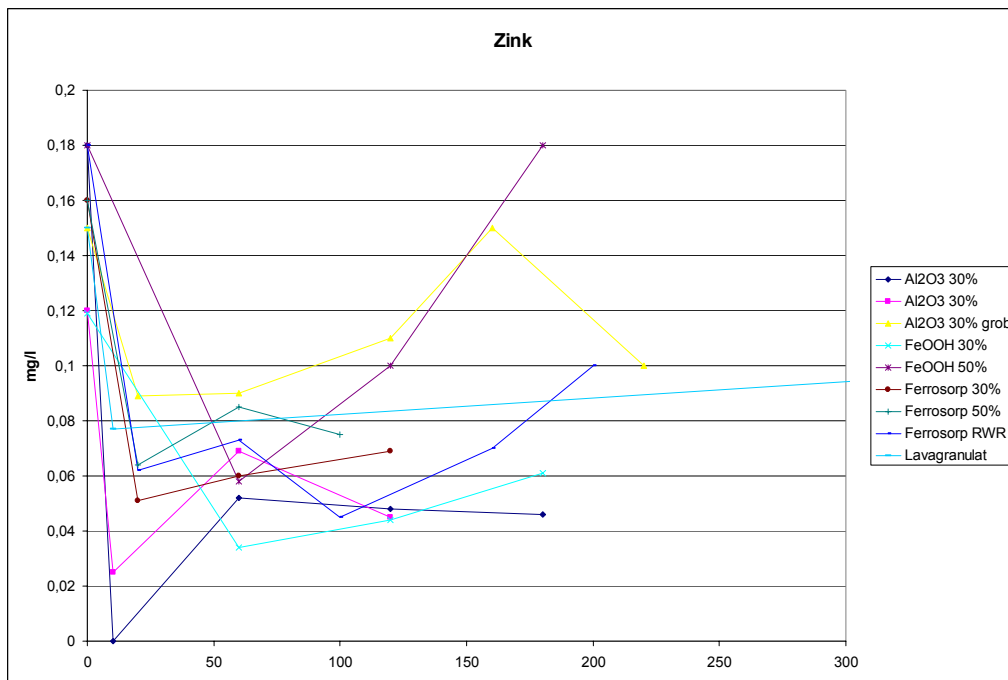


Abb. 125: Zink-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser

Zu Beginn des Versuches wird der Zink-Gehalt des zulaufenden Wassers durch alle verwendeten Materialien deutlich gesenkt. Der Rückhalt ist bei Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> grob und dem nicht vorgespülten FeOOH 50% aber deutlich geringer als bei den anderen Materialien. Guten Rückhalt bieten Ferrosorp-30%, FerroSorp RWR und auch das FeOOH 30% (vorgespült). Noch besser ist der Rückhalt durch das feinkörnigere Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> in der 30 % Mischung mit Filtersand. Die erhöhten Zinkgehalte bei den FeOOH Vorversuchen korrelieren mit den Messwerten der Elutionsversuche.

Für Cd und Pb lagen fast sämtliche Konzentrationswerte sowohl in der Suspension als auch im Ablauf unterhalb der Nachweisgrenze. Daher wurde hier auf eine Darstellung verzichtet.

Für Kupfer konnten, im Gegensatz zu Zink, bei den gemessenen Konzentrationsbereichen keine Aussagen zum Adsorptionsverhalten der Filtermaterialien gemacht werden.



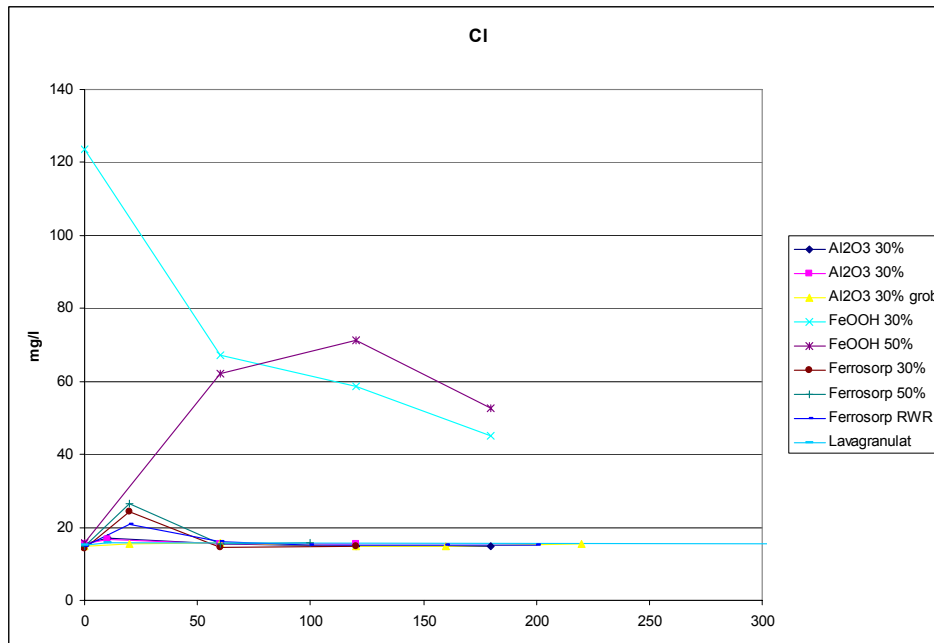


Abb. 126: Chlorid-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser

Auffällig ist die hohe Chloridkonzentration bei beiden Versuchen mit FeOOH, die durch hohe Konzentrationen aus dem Material bedingt sind. Hier konnte durch eine Vorspülung des Materials mit Leitungswasser der Anfangsgehalt an Chlorid deutlich gesenkt werden. Für die anderen Materialien sind nur beim ersten Messwert eine leichte Erhöhung der Konzentration zu beobachten. Anschließend bleibt es bei der im Zulauf vorhandenen Konzentration.

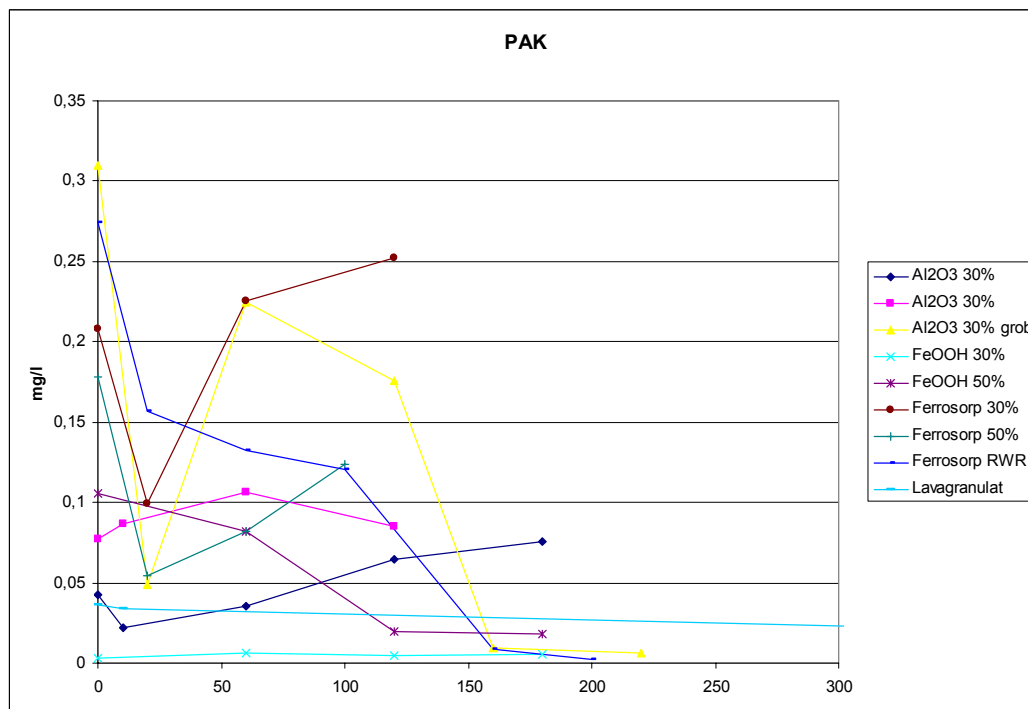


Abb. 127: PAK-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser

Für die Rückhaltung von PAK aus dem Zulauf eignen sich nach den vorliegenden Ergebnissen sowohl FerroSorp-RWR als auch FeOOH. Die Werte bleiben auch im weiteren Verlauf der Messung niedriger als der Anfangswert. Lavagranulat scheint auch PAK's binden zu können, da die Konzentrationswerte konstant niedrig bleiben.

Auch mit  $\text{Al}_2\text{O}_3$  ist eine Verringerung, allerdings deutlich nur bei dem groben  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , zu beobachten. Warum allerdings bei groben  $\text{Al}_2\text{O}_3$  nach dem guten Rückhalt im ersten Messwert eine Erhöhung zu beobachten ist konnte nicht geklärt werden. Bei den Varianten mit geringeren  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Korngrößendurchmessern ist nach erster deutlicher Abnahme nur eine Zunahme der PAK-Konzentration zu beobachten. Es ist durchaus möglich, dass sich nach längerer Laufzeit auch wieder eine Erniedrigung der Konzentrationswerte ergeben könnte. Dies könnte nur durch weitere Messungen geklärt werden.

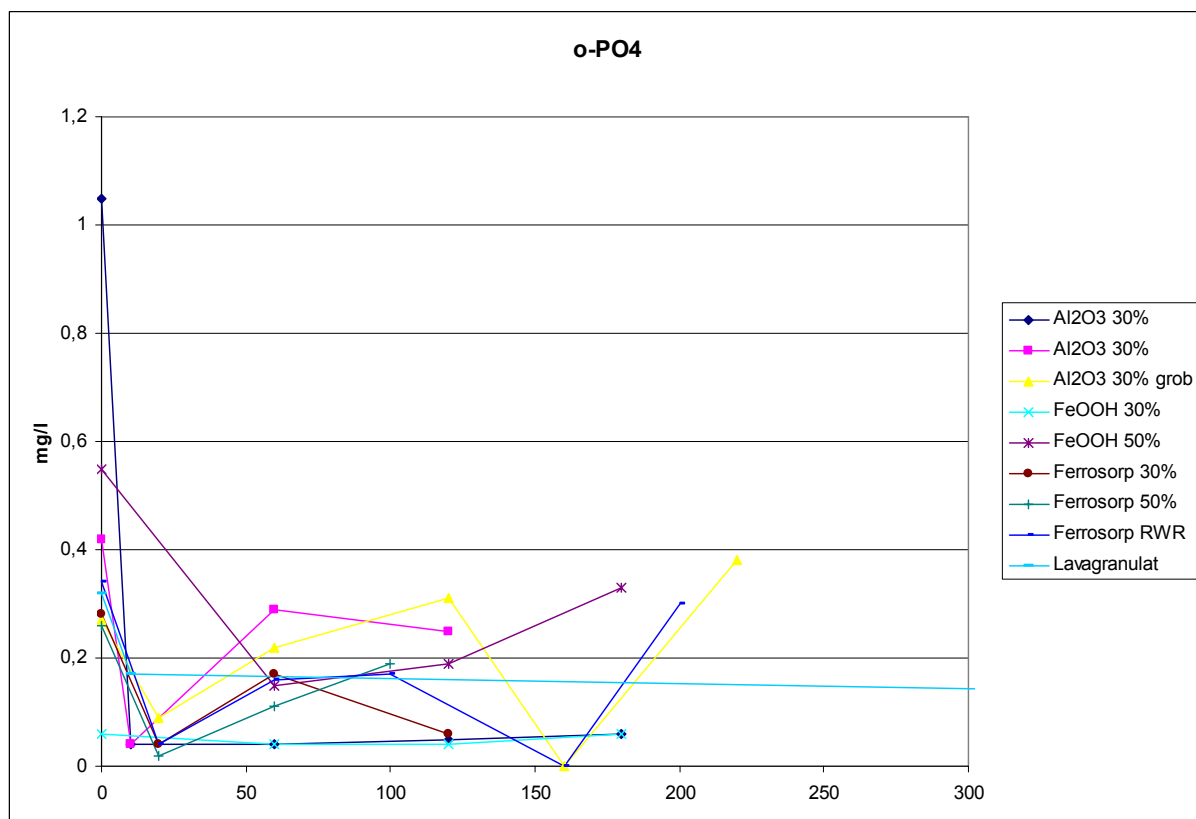


Abb. 128: *o*-Phosphat-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser

Die Konzentrationen an ortho-Phosphat liegen knapp über dem Bereich der zur Eutrophierung der Gewässer beitragen kann. Bezüglich *o*-Phosphat konnten sowohl mit FeOOH als auch mit FerroSorp und auch  $\text{Al}_2\text{O}_3$  gute Ergebnisse erzielt werden. Bei niedrigen Ausgangskonzentrationen (Vorversuch II-FeOOH 30% und  $\text{Al}_2\text{O}_3$  30%) sind die Reduktionen über einen längeren Zeitraum zu beobachten.

Bei den Versuchen mit den übrigen Filtermaterialien sind am Anfang Reduktionen der Gehalte messbar, die aber nach geringem Zufluss wieder ansteigen.

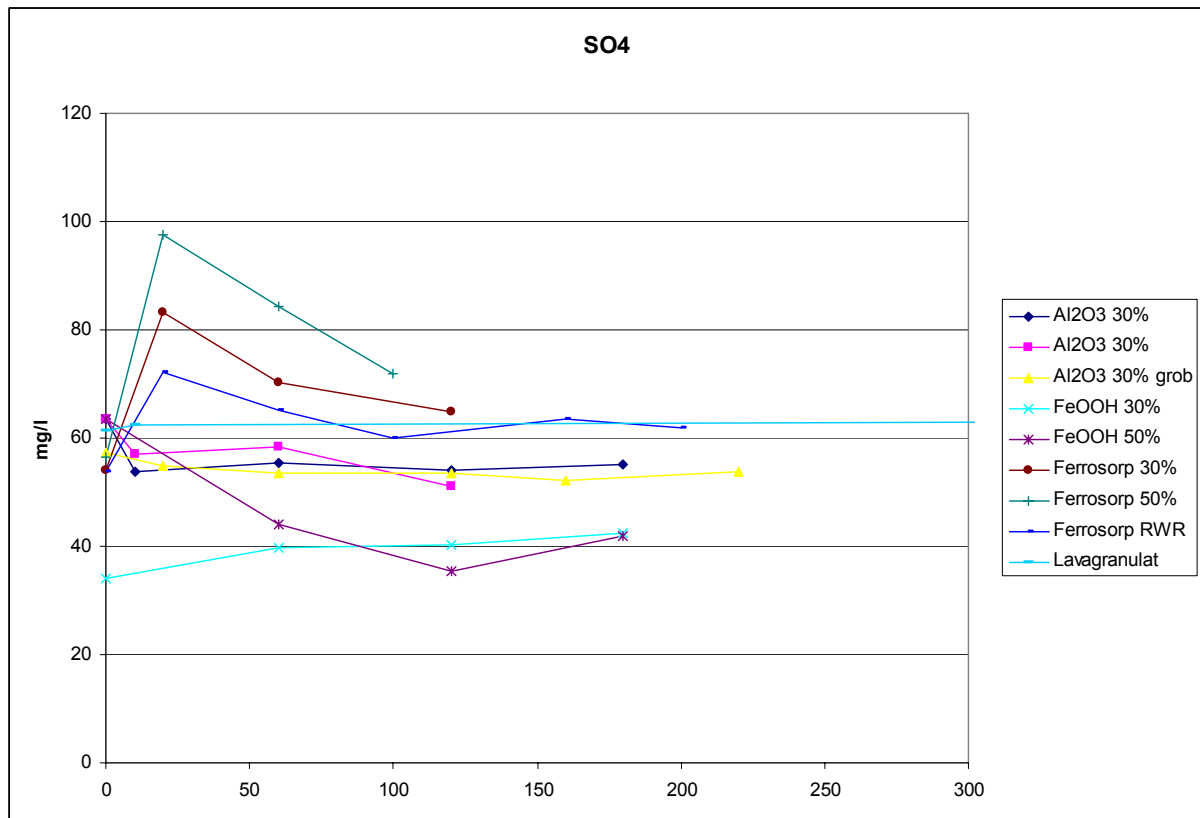


Abb. 129: Sulfat-Konzentrationen der einzelnen Vorversuche in Abhängigkeit von der durchgelaufenen Menge an künstlichem Straßenablaufwasser

Für den Parameter Sulfat ergaben sich bei allen Filtermaterialien keine Unterschiede. Lediglich für FerroSorp (alle Varianten) sind zu Beginn leicht erhöhte Konzentrationen messbar. Einzig der Vorversuch mit FeOOH 50% zeigt eine Reduzierung durch das Material.

Um zu einer Einschätzung des Rückhaltes durch die Filtersubstanzen zu gelangen wurden die gemessenen Konzentrationen nach Durchlauf des Filters gemittelt und mit den Ausgangskonzentrationen im jeweiligen Versuch verglichen. Die Rückhaltung ist in den folgenden Tabellen mit einem negativen Prozent versehen, d.h. es wird die Veränderung gegenüber dem Ausgangszustand prozentual dargestellt. Da die Messwerte vielfach im Bereich der Nachweisgrenze liegen, und es teilweise auch zu Unterschreitungen kommt, sind die Angaben gerade bei Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze mit Vorsicht zu bewerten.

Tab. 54: Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für pH, AFS und elekt. Leitfähigkeit

Versuch	pH-Wert	AFS	el. Leitfähigkeit
I - FeOOH 50%	-5%		7%
II - FeOOH 30%	-2%		-19%
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	7%		-11%
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	8%		-12%
VI - Lavagranulat	3%	219%	3%
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	4%	-66%	-1%
X - FerroSorp 30%	0%	-40%	15%
XI - FerroSorp RWR	5%	-56%	3%
XII - FerroSorp 50%	3%	-66%	-66%

Die Ergebnisse zeigen, dass der pH-Wert unmaßgeblich von den Filtermaterialien beeinflusst wird. Eine leicht alkalische Reaktion wird hauptsächlich für Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> beobachtet. Beim Parameter AFS, der in den ersten Versuchen nicht ermittelt wurde, ist auffällig, dass sich der Gehalt, außer bei Lavagranulat, bei allen anderen Versuchen halbiert. Das Verhalten von Lavagranulat wurde auch schon bei anderen Untersuchungen festgestellt. Aus dem Lavagranulat lösen sich fortwährend feine Bestandteile. Es ist als nicht langzeitstabil einzuschätzen. Die elektrische Leitfähigkeit wird in der Regel leicht erniedrigt.

Tab. 55: Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn

Versuch	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
I - FeOOH 50%	75%	n.b.	22%	-37%
II - FeOOH 30%	n.b.	n.b.	149%*	-61%
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	n.b.	n.b.	n.b.	-73%
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	-13%	n.b.	-20%	-61%
VI - Lavagranulat	n.b.	n.b.	20%*	-39%
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	n.b.	n.b.	202%*	-28%
X - FerroSorp 30%	n.b.	n.b.	-32%	-63%
XI - FerroSorp RWR	n.b.	n.b.	-57%	-61%
XII - FerroSorp 50%	n.b.	n.b.	n.b.	-53%

\* Ablaufwerte nahe bzw. zeitweise unterhalb der Nachweisgrenze, dadurch kann der reale Wert unterhalb des angegebenen liegen, siehe Tabellen im Anhang

Für Blei und Cadmium kann keine eindeutige Aussage getroffen werden, da die Konzentrationen in der Regel unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Für Kupfer ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Während die Konzentrationen bei FeOOH, Lavagranulat und Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> ansteigen werden, sie durch FerroSorp erniedrigt.

Einzig für Zink ergeben sich durch alle Filtermedien niedrige Konzentrationen. Am schlechtesten eignen sich die groben Materialien Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> grob und Lavagranulat. Auch das unvorgespülte FeOOH ist nicht so gut geeignet. Bei den übrigen Filtermaterialien ergeben sich Rückhaltepotenziale von über 50%.

Tab. 56: Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die organischen Parameter TOC, MKW, AOX und PAK

Versuch	TOC	MKW	AOX	Summe PAK
I - FeOOH 50%	-3%	n.b.	n.b.	-62%
II - FeOOH 30%	n.b.	n.b.	n.b.	93%
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	n.b.	n.b.	n.b.	16%
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	n.b.	n.b.	n.b.	20%
VI - Lavagranulat	n.b.	n.b.	n.b.	-13%
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	n.b.	n.b.	n.b.	-70%
X - FerroSorp 30%	n.b.	n.b.	n.b.	-8%
XI - FerroSorp RWR	n.b.	250%*	n.b.	-69%
XII - FerroSorp 50%	n.b.	33%	n.b.	-51%

\* Ablaufwerte nahe bzw. zeitweise unterhalb der Nachweisgrenze, dadurch kann der reale Wert unterhalb des angegebenen liegen, siehe Tabellen im Anhang

Für TOC und AOX können keine Aussagen getroffen werden, da die Belastung durch diese Parameter zu gering war. Für MKW wurde in 2 Fällen eine Erhöhung, einmal sogar bis 250% registriert. Allerdings waren die Konzentrationen sehr gering. Eine Erklärung dafür kann nicht gegeben werden.

Beim Parameter PAK sind die Ergebnisse uneinheitlich. Nur für FerroSorp sind bei allen Versuchen Reduktionen erzielt worden. Auch bei Lavagranulat konnte eine Verringerung der Konzentration gemessen werden. Bei den anderen Filtermaterialien wurden sowohl Erhöhungen als auch Erniedrigungen gemessen.

Tab. 57: Veränderung der Konzentration der Ausgangssuspensionen nach Passage des Filters im Mittel über den Messzeitraum für die anorganischen Parameter Cl, Nitrat-N, Ammonium, o-PO<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>-P und Sulfat

Versuch	Chlorid	Nitrat-N	Ammonium	o-PO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub> -P	Sulfat
I - FeOOH 50%	292%	4%	33%	-59%	-38%	-36%
II - FeOOH 30%	-54%	n.b.	n.b.	-22%	n.b.	20%
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	0%	n.b.	233%*	-95%	n.b.	-14%
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	3%	19%	-73%	-54%	n.b.	-13%
VI - Lavagranulat	2%	n.b.	n.b.	-41%	7%	0%
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	2%	102%	n.b.	-7%	13%	-6%
X - FerroSorp 30%	26%	46%	n.b.	-68%	n.b.	35%
XI - FerroSorp RWR	11%	111%	n.b.	-51%	n.b.	20%
XII - FerroSorp 50%	30%	35%	142%	-59%	n.b.	50%

\* Ablaufwerte nahe bzw. zeitweise unterhalb der Nachweisgrenze, dadurch kann der reale Wert unterhalb des angegebenen liegen, siehe Tabellen im Anhang

Auffällig ist die starke Erhöhung des Chlorid-Gehaltes beim ersten Versuch mit FeOOH, die in den vorangegangenen Kapiteln schon beschrieben wurde und hier deutlich zu Tage tritt. Aber auch bei FerroSorp ist eine, wenn auch geringere, Erhöhung zu beobachten.

Für Stickstoff kann keine eindeutige Aussage getroffen. Erstaunlich sind die bei manchen Versuchen erhöhten Werte.

Für  $\text{o-PO}_4$  ergeben sich durchweg Erniedrigungen der Gehalte. Bei einem Versuch mit  $\text{Al}_2\text{O}_3$  (Vorversuch III) wurde sogar ein Rückgang um 95% beobachtet. Am schlechtesten sind sie bei gespülten  $\text{FeOOH}$  (Vorversuch II) und bei grobem  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . Ansonsten liegen sie bei über 40%.

Eine Aussage für  $\text{PO}_4\text{-P}$  ist schwierig, da die Gehalte für diesen Parameter fast durchweg unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

Bei Sulfat gab es Erhöhungen beim Filtermaterial FerroSorp (alle Versuche) und bei Vorversuch II). Ansonsten wurden nur Rückgänge verzeichnet.

#### **7.2.4.2 Qualitative Messungen der Versuche im eingebauten Zustand INNOLET® - Rinne und -Filterpatrone**

Zusätzlich zu den hydraulischen Untersuchungen wurden erste Untersuchungen zur qualitativen Messung der Zu- und Ablaufwerte sowohl für INNOLET®-Rinne als auch für INNOLET®-Filterpatrone durchgeführt. Im folgenden werden die Ergebnisse dokumentiert und kurz bewertet.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass die Messergebnisse stark von Dauer und Intensität der Niederschlagsereignisse und dem Zeitpunkt der Messung abhängen. Da kein automatisches Messsystem verwendet wurde konnten die Messungen bzw. Probenahmen nicht zeit- oder mengenproportional durchgeführt werden.

##### **INNOLET® -Rinne**

Die hier dargestellten Messergebnisse stammen aus der ersten Messphase des Systems INNOLET®-Rinne in der Krachtstraße. Hierzu wurden Proben aus dem direkten Zulauf von der Straße, dem Grobschmutzfang und verschiedenen Abläufen (I-V, Filterseite A bzw. B) gezogen.

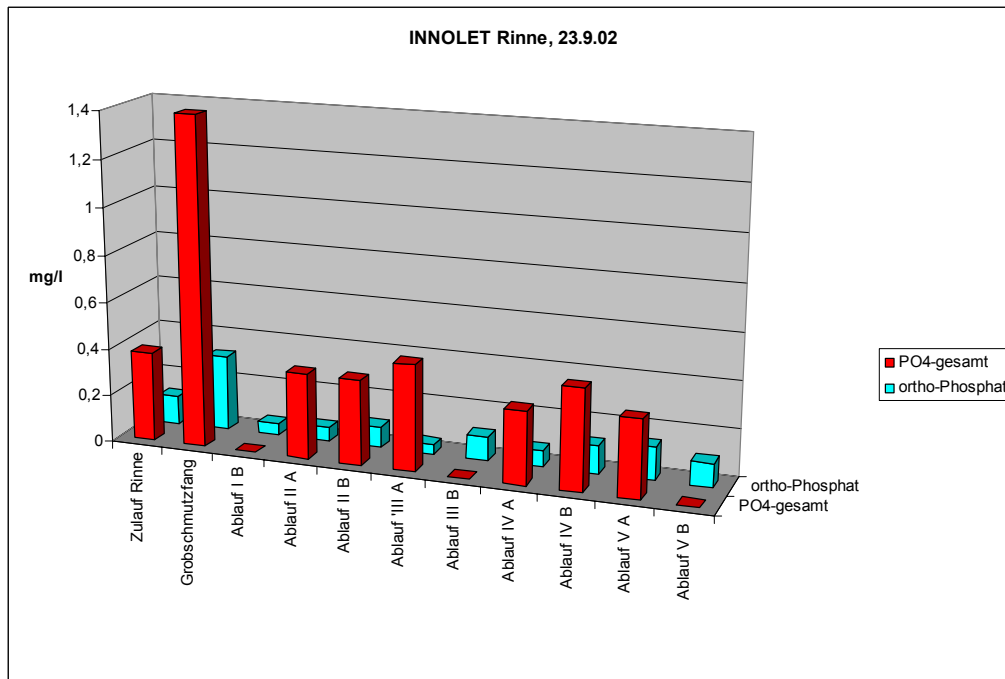


Abb. 130: Zu- und Ablaufkonzentration für Phosphat im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr.

Für den Parameter Phosphor ist sowohl bei PO<sub>4</sub>-P als auch bei ortho-Phosphat eine deutliche Reduktion der Gehalte in allen Abläufen gegenüber der Probe aus dem Grobschmutzfang zu sehen. Gegenüber dem direkten Straßenzulauf ergeben sich bei der Mehrzahl der Proben keine Reduktion des Ablaufwertes.

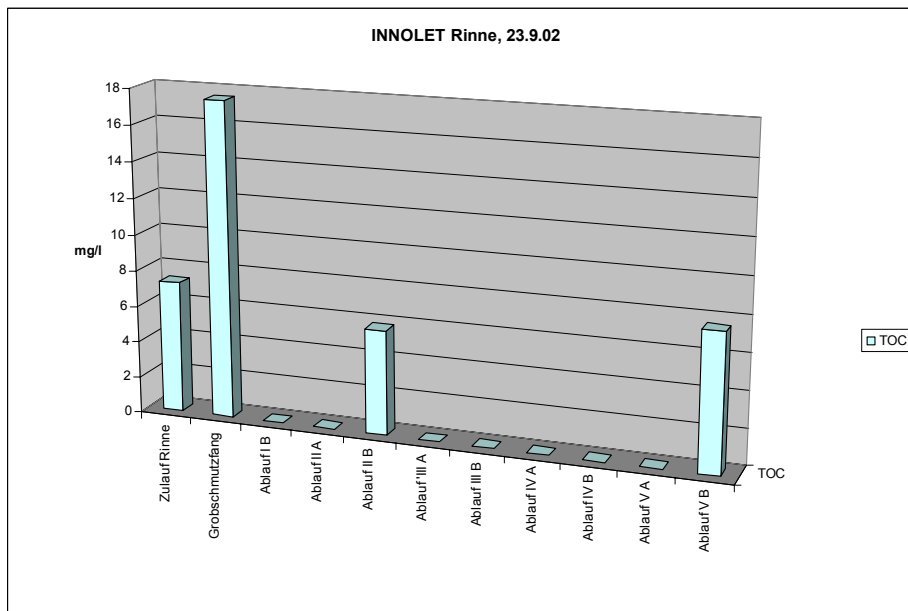


Abb. 131: Zu- und Ablaufkonzentration für den organischen Summenparameter TOC im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr.

Wie bei Phosphor beobachtet sind die Konzentrationen im Grobschmutzfang höher als im Zulauf. Allerdings sind für TOC nur in Ablauf II B und V B geringe Gehalte aufzufinden. In den übrigen Ablaufproben ist TOC nicht nachweisbar.

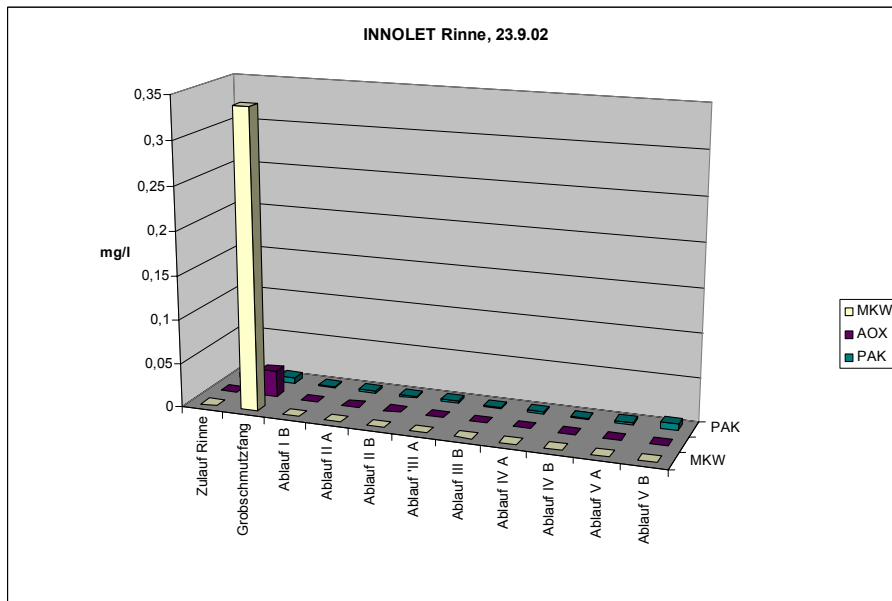


Abb. 132: Zu- und Ablaufkonzentration für organische Parameter MKW, AOX und PAK im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr.

Die Konzentrationen von MKW, AOX und PAK sind im Grobschmutzfang höher als im Zulauf und in den Abläufen. MKW und AOX sind bei der Zulaufprobe und in den Abläufen nicht nachweisbar. PAK ist im Zulauf und in den Abläufen nur in geringeren Konzentrationen vorhanden.

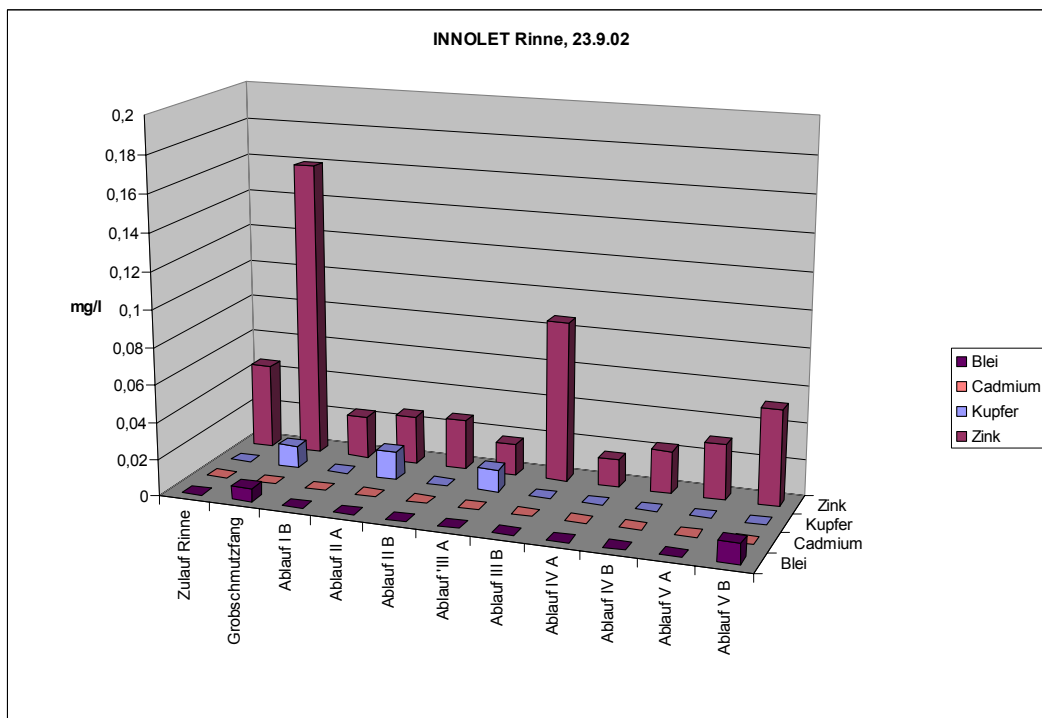




Abb. 133: Zu- und Ablaufkonzentration für Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn im Feldversuch INNOLET®-Rinne, Berlin-Krachtstr.

Ebenso wie bei den anderen Parametern sind die Werte für die Schwermetalle im Grobschmutzfang mit am höchsten. Kupfer ist sowohl im Grobschmutzfang als auch in 2 Abläufen nachweisbar. Insgesamt sind die Konzentrationen gering. Beim Parameter Zink ist eine deutliche Reduktion gegenüber dem Zulauf erkennbar. Nur im Ablauf III B und V B sind die Werte gegenüber dem von der Straße zulaufenden Wasser höher, aber auch deutlich niedriger als die im Grobschmutzfang gemessenen Konzentrationen. Für Blei konnten nur Werte im Grobschmutzfang nachgewiesen werden. Ansonsten liegen die Werte unterhalb der Nachweisgrenze. Somit ist kein Einfluss der Filter erkennbar. Die Konzentrationen an Cadmium liegen i.d.R. unterhalb der Nachweisgrenze.

Aus diesen Ergebnissen kann gefolgert werden, dass bei der Passage des von der Straße zulaufenden Wassers durch den Grobschmutzfang vorher eingetragene Stoffe wieder ausgetragen werden. Dies führt zur Erhöhung der Konzentrationen nach der Passage. Anschließend ist wiederum eine deutliche Reduktion durch die Filter zu erkennen.

### INNOLET®-Filterpatrone, Feldversuche, Messzeitraum 2003

Die Proben für INNOLET®-Filterpatrone im Messzeitraum 2003 wurden im Zulauf und für den Ablauf aus dem Auffangbehälter der Filterpatrone gezogen.

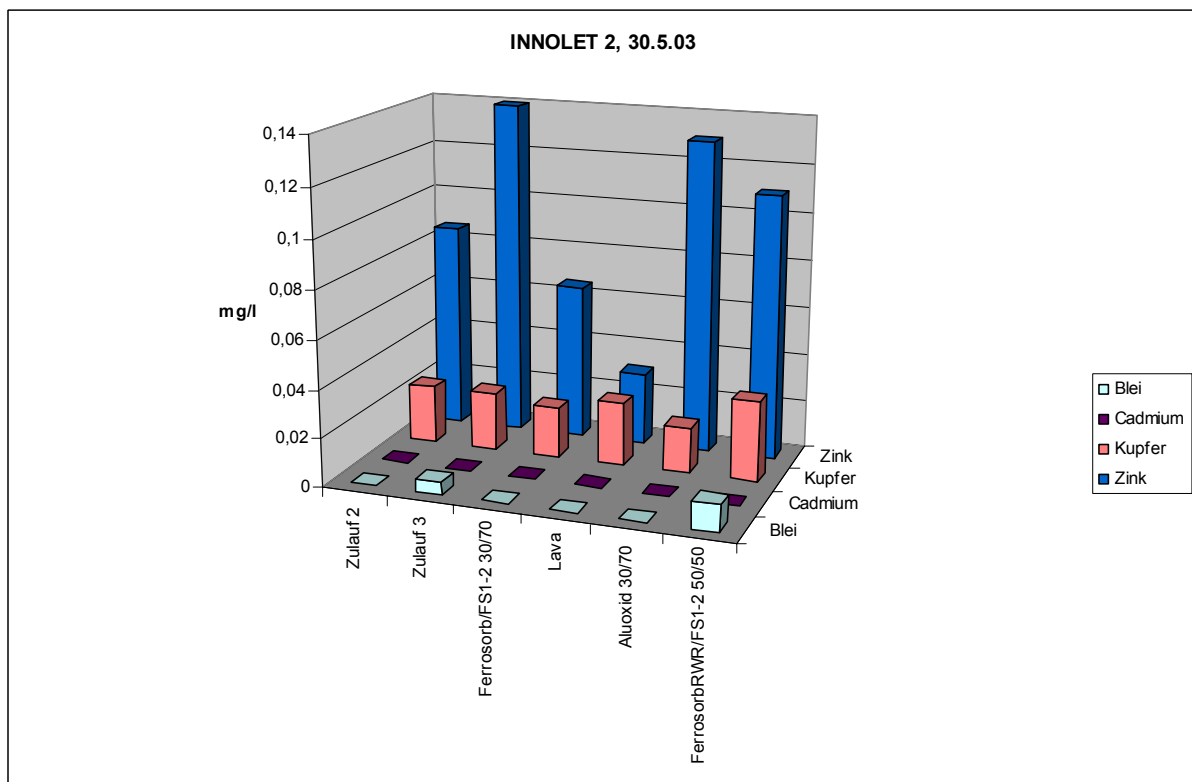


Abb. 134: Zu- und Ablaufkonzentration für Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten

Cadmium ist in den Zu- und Abläufen nicht nachweisbar. Blei kann nur in einem Zulauf und in einem Ablauf nachgewiesen werden. Die Gehalte der Parameter Cu und Zn liegen oberhalb der Nachweisgrenze, aber eine eindeutige bessere Zuordnung der Adsorptionseigenschaften ist nicht möglich. Aus den Zahlen könnte vermutet werden, dass Kupfer und Zink um die Adsorptionsplätze der Filtermaterialien konkurrieren.

Die pH-Werte sind in allen Proben fast gleich. Für  $\text{NH}_4$  ist ein geringer Rückgang der Konzentrationen zu erkennen. Bei Sulfat ist das Bild uneinheitlich. Nicht erklärbar ist der Nitrat-Peak bei Ablauf 4 (FerroSorp RWR).

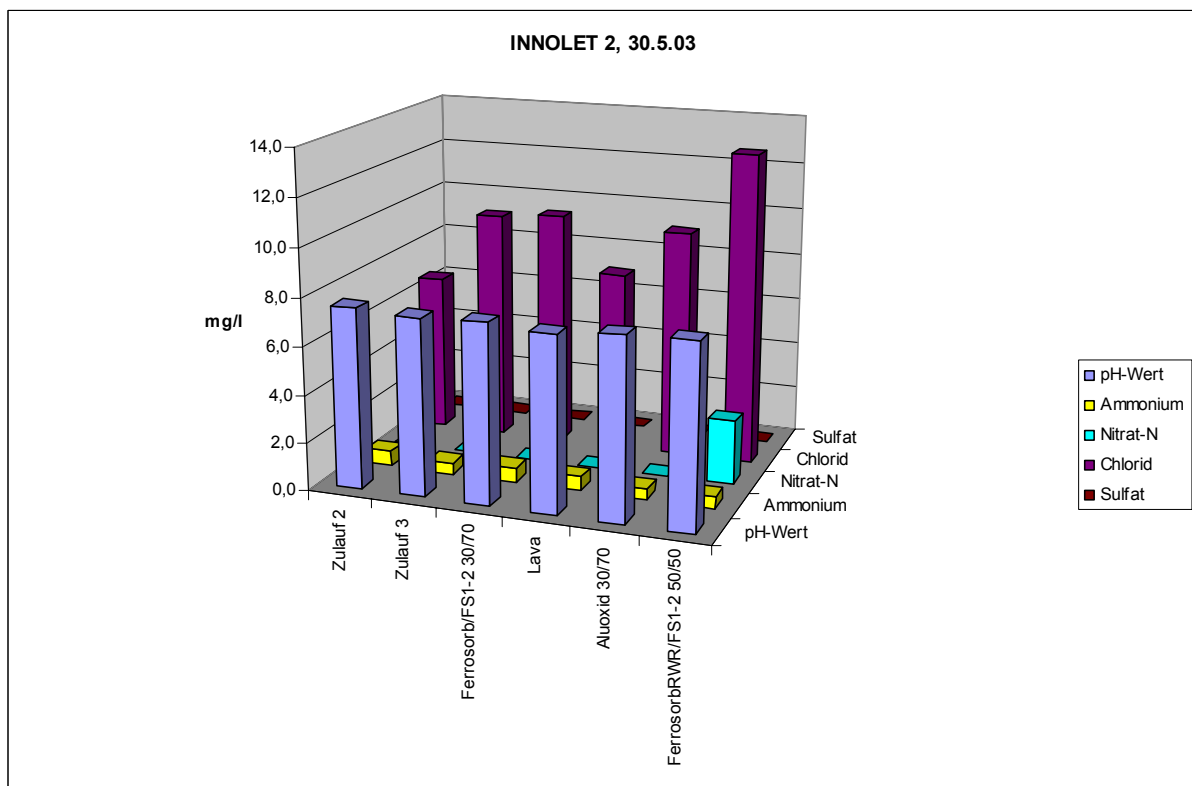


Abb. 135: Zu- und Ablaufkonzentration für pH,  $\text{NH}_4$ , Nitrat-N, Cl und Sulfat im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten

Der pH-Wert liegt im leicht basischen Bereich und wird durch die Passage durch die Filtermaterialien nicht beeinflusst.

Die Ammoniumgehalte sind in allen Messwerten niedrig. Es sind keine Unterschiede sichtbar. Warum der Nitratgehalt in der Probe mit FerroSorp RWR so hoch ist, dafür kann keine Begründung geliefert werden.

Der hohe Chloridgehalt in der FerroSorp RWR Probe korreliert mit dem Nitratgehalt. Insgesamt sind die Ablaufwerte höher als die Zulaufwerte der Proben.

Sulfat ist in allen Proben nur in geringem Umfang enthalten. Eine Reduktion ist nicht messbar.

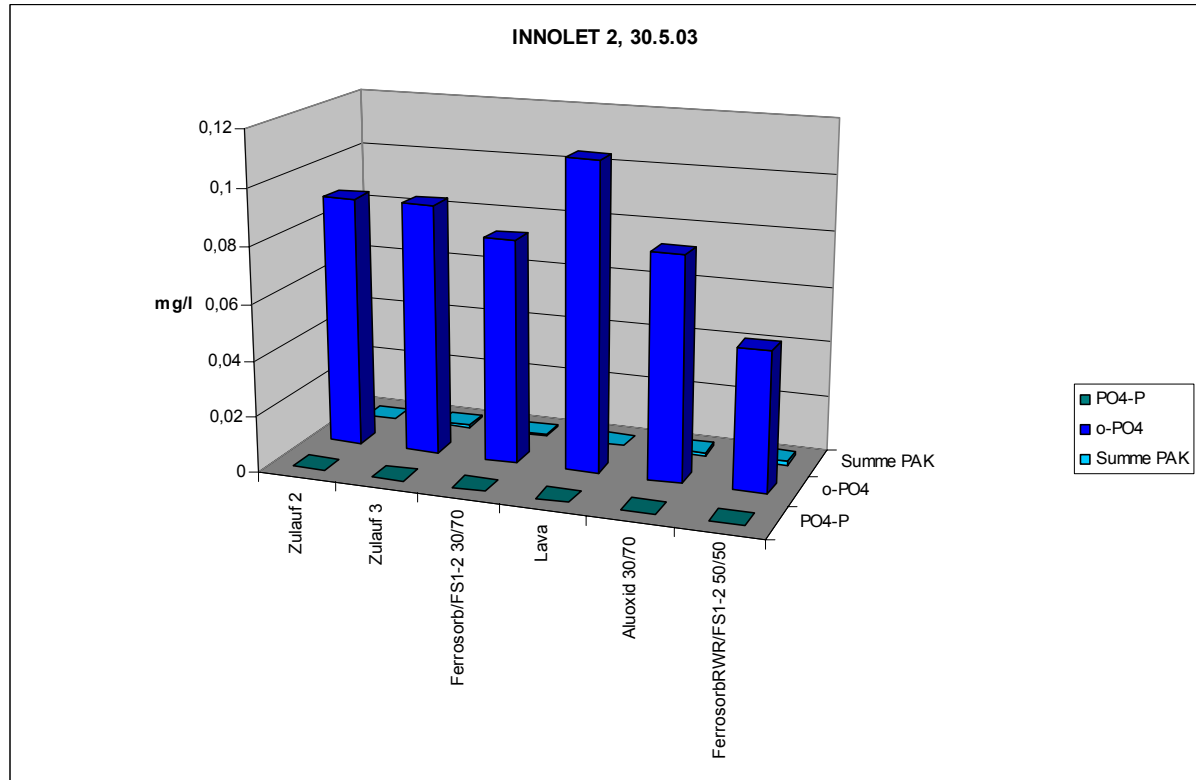


Abb. 136: Zu- und Ablaufkonzentration für Phosphat und PAK im Feldversuch INNOLET®-Filterpatrone, Gewerbegebiet Hoppegarten

Die Parameter PO4-P und PAK sind sowohl im Zulauf als auch im Ablauf unterhalb der Nachweisgrenze.

Für o-PO4 sind Reduktionen der Gehalte, bis auf den Ablauf der mit Lavagranulat gefüllten Filterpatrone, sichtbar. Für die mit FerroSorp RWR gefüllte Patrone ist die Reduktion am deutlichsten. Für Lavagranulat ist keine Reduktion, sondern eine Erhöhung sichtbar.

### INNOLET® -Filterpatrone, Feldversuche, Messzeitraum 2004/2005

Eine zweite Messkampagne wurde 2004/2005 durchgeführt. Die ersten Messungen wurden dazu 2004 durchgeführt. Auf Grund der geringen Niederschläge im Sommer und Herbst 2004 wurden abschließende Untersuchungen für 2005 geplant, um den Einsatz der Filterpatronen auch unter Winterbedingungen zu testen. Ein Regenereignis im Januar 2005 konnte dafür beprobt werden.

Zum Vergleich wurden Messungen sowohl am Versuchsstand als auch an den im Untersuchungsgebiet eingebauten Objekten durchgeführt. Im folgenden sind die ersten Untersuchungsergebnisse dargestellt.

### Schwermetalle

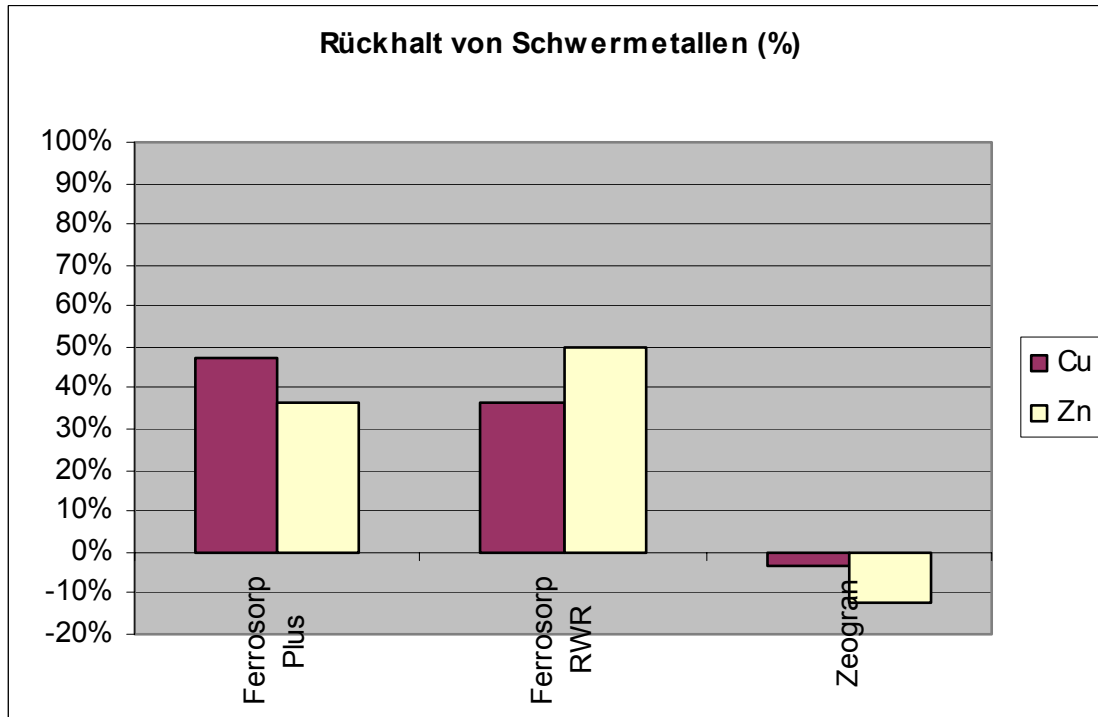


Abb. 137: Mittlerer Rückhalt verschiedener Filtermaterialien für Schwermetalle

Die verschiedenen Filtermaterialien zeigen gute Adsorptionseigenschaften gegenüber Schwermetallen. Allerdings kommt es beim Adsorptionsmittel ZeoGran (Zeolithe) durch hohe Salzfrachten aus dem Abfluss von Straßen zum Austausch der adsorbierten Schwermetalle gegen das Austauschmetall Natrium oder Kalium, d.h. das System verhält sich wie ein rückgespülter Ionenaustauscher. Die vorher adsorbierten Schwermetalle werden ausgetragen. Der Vorteil des Materials FerroSorp ist die feste Bindung der Schwermetalle an das Adsorbermaterial.

Betrachtet man die Ergebnisse im einzelnen, wird deutlich, dass die beste Reduktion durch das Filtermaterial FerroSorp erreicht wird. Die beiden anderen Filtermaterialien zeigen deutlich niedrigere Reduktionsraten. Bei Zeolith ist im Ablauf für Zink sogar eine Erhöhung der Konzentration zu registrieren. Dies deutet auf die geringe Bindungsstärke des Zinkes an Zeolith. Für Kupfer ist die Rückhaltung höher, und damit offensichtlich auch die Bindung stärker.

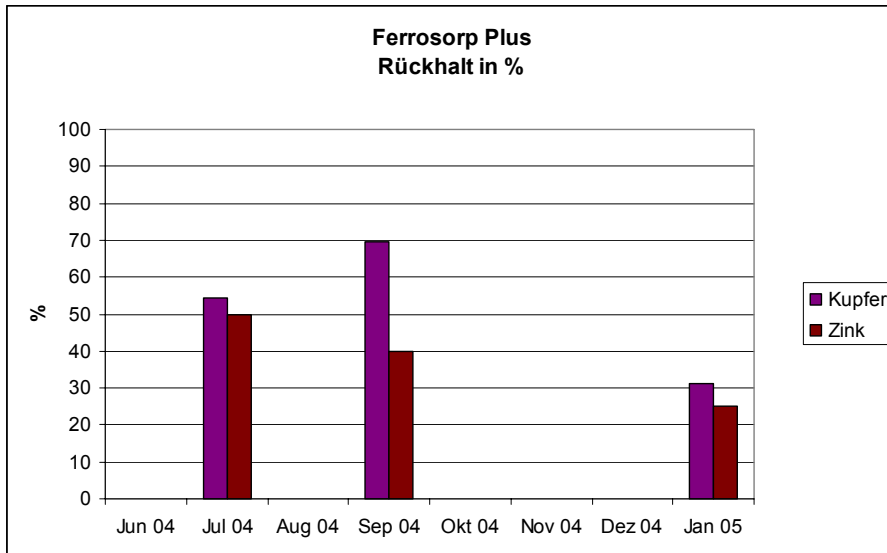


Abb. 138: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch FerroSorp Plus

Für FerroSorp konnten gute Bindungsleistung an Schwermetallen in den gemessenen Proben ermittelt werden. Die Rückhalteleistung nahm im zeitlichen Verlauf ab. Der Rückhaltewert der dritten Probe ist deutlich schlechter als bei den ersten beiden.

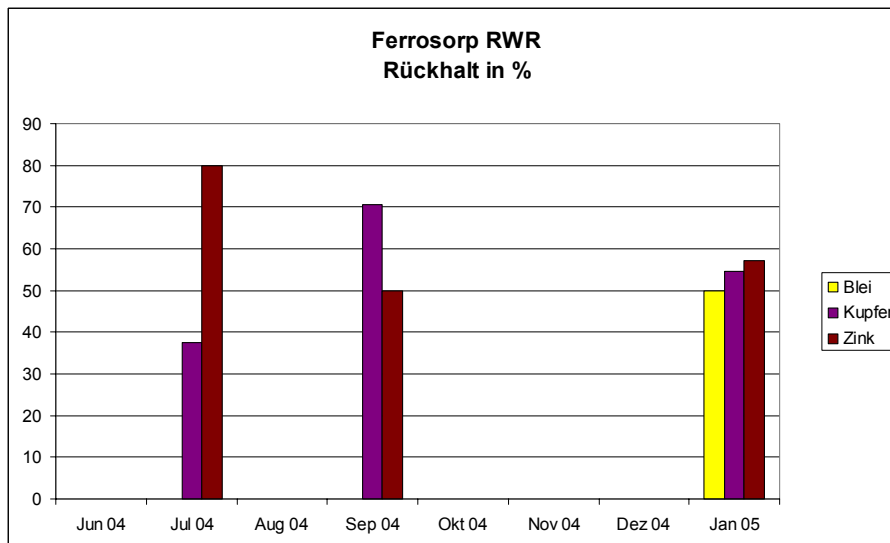


Abb. 139: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch FerroSorp RWR

Die Werte für den Rückhalt an Schwermetallen schwanken bei FerroSorp Plus um die 50%. Hier ist kein Absinken des Rückhaltes bei der letzten Probenahme im Vergleich zu den beiden vorigen zu beobachten. Auffällig ist der bei beiden FerroSorp Varianten zu beobachtende bessere Rückhalt für Kupfer in der zweiten Probe.

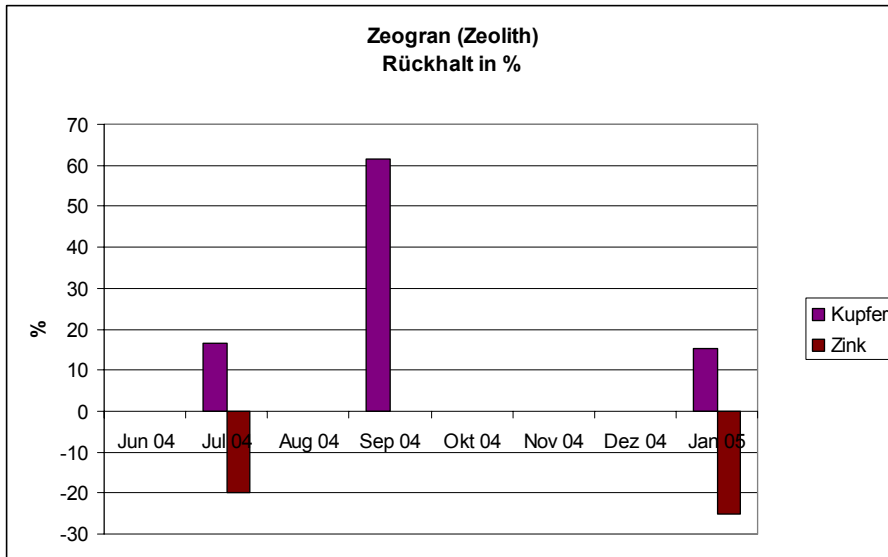


Abb. 140: Mittlerer Rückhalt für Schwermetalle durch Zeogran (Zeolith)

Ebenso wie bei den FerroSorp-Proben ist hier in der zweiten Probe ein besserer Rückhalt als in der ersten und letzten Probe zu sehen. Deutlich ist zu erkennen, dass Zink in allen Proben nicht zurückgehalten wird. Hier ist ein Austrag zu erkennen.

### Salze und Nährstoffe

Eine Verminderung von Salzen und Nährstoffen ist bei den Untersuchungen bei allen Filtermaterialien in der summarischen Grafik zu beobachten. Es fällt auf, dass, entgegen der Erwartung, offensichtlich auch Chlorid im Ablauf in geringeren Konzentrationen als im Zulauf vorhanden war.

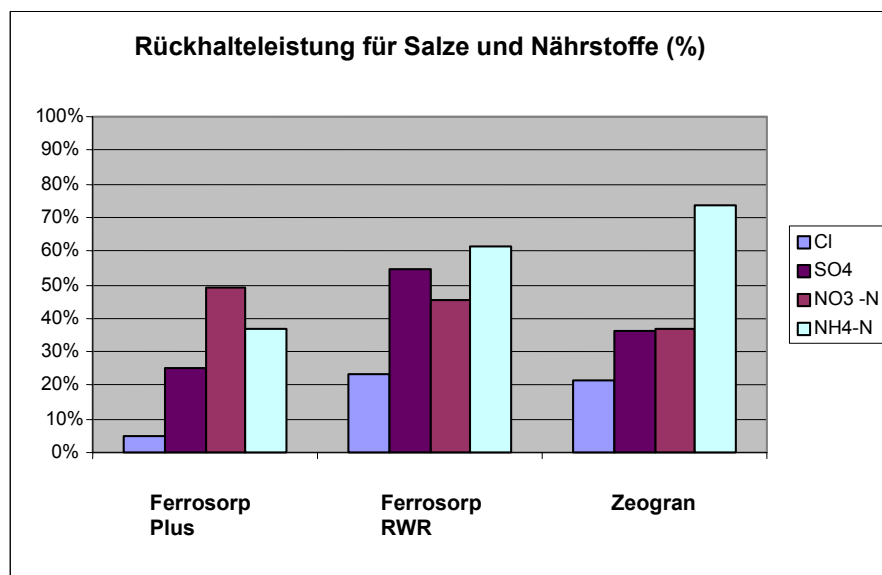


Abb. 141: Mittlere Rückhalteleistung verschiedener Filtermaterialien (FerroSorp Plus und RWR, Zeogran) für Chlorid, Sulfat und Stickstoff (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>)

Betrachtet man die einzelnen Proben sieht das Bild differenzierter aus.

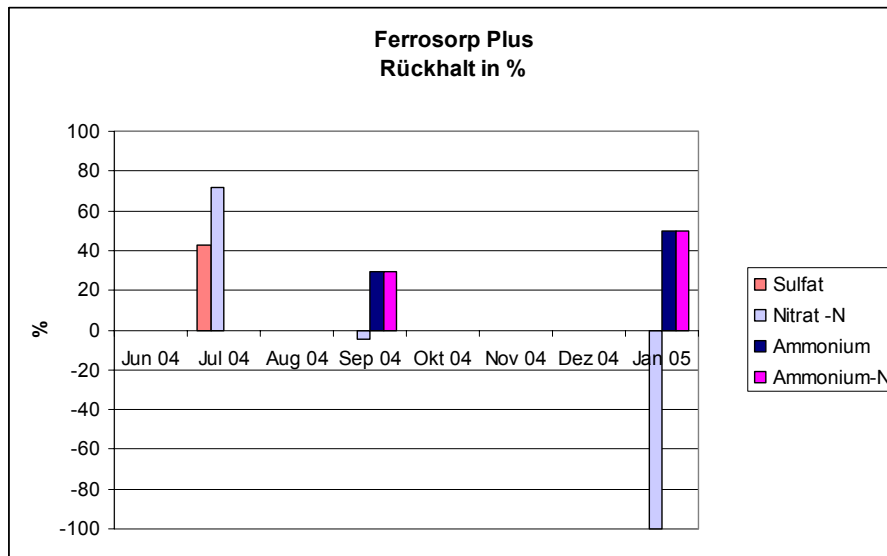


Abb. 142: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Sulfat, Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch FerroSorp Plus

Für FerroSorp Plus wurden nur mäßige Rückhaltewerte für die Nährstoffe beobachtet. Der Nitratwert wurde in der letzten Probe sogar erhöht.

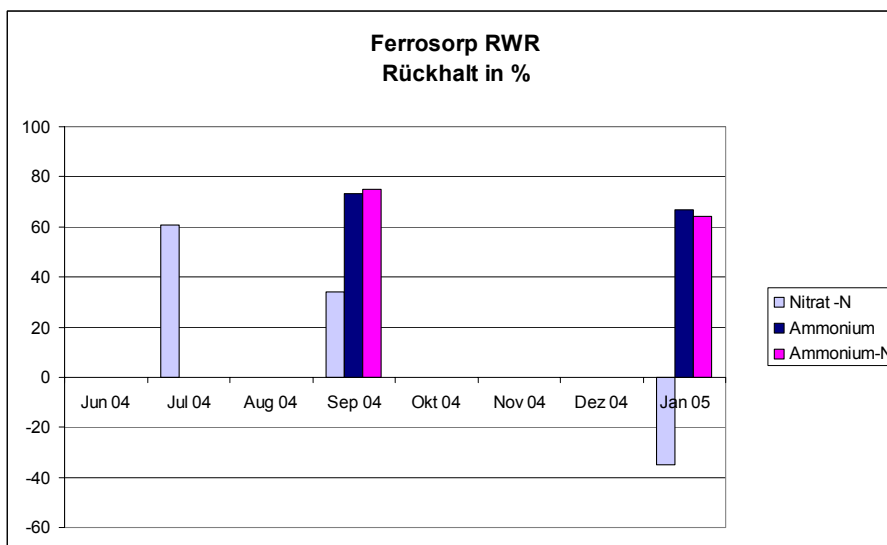


Abb. 143: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch FerroSorp RWR

Die Ergebnisse für FerroSorp RWR unterscheiden sich nicht wesentlich von FerroSorp Plus. Hier ist ebenfalls ein Austrag an Nitrat in der letzten Probe zu vermerken.

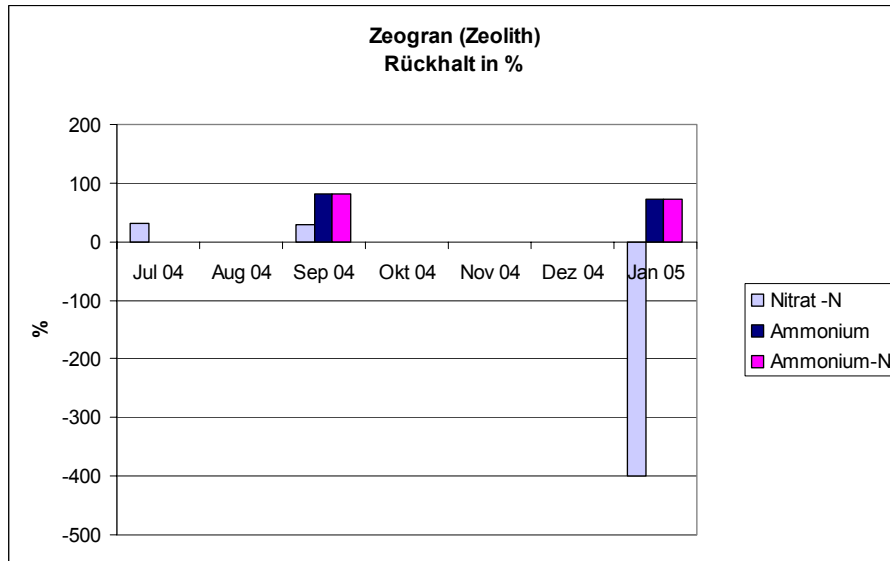


Abb. 144: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von Nitrat-N, Ammonium und Ammonium-N durch Zeogran (Zeolith)

Auch für Zeogran wurden die vorher genannten Werte in ähnlicher Form wiedergefunden. Auch sind die prozentualen Rückhalte nicht wesentlich unterschiedlich zu den FerroSorp-Varianten. Eine Vermutung für den Nitrataustrag aus dem Filter könnte sein, dass durch Nitrat in Konkurrenz zum Chlorid aus Streusalzen nicht im Filter zurückgehalten werden kann und ausgetragen wird.

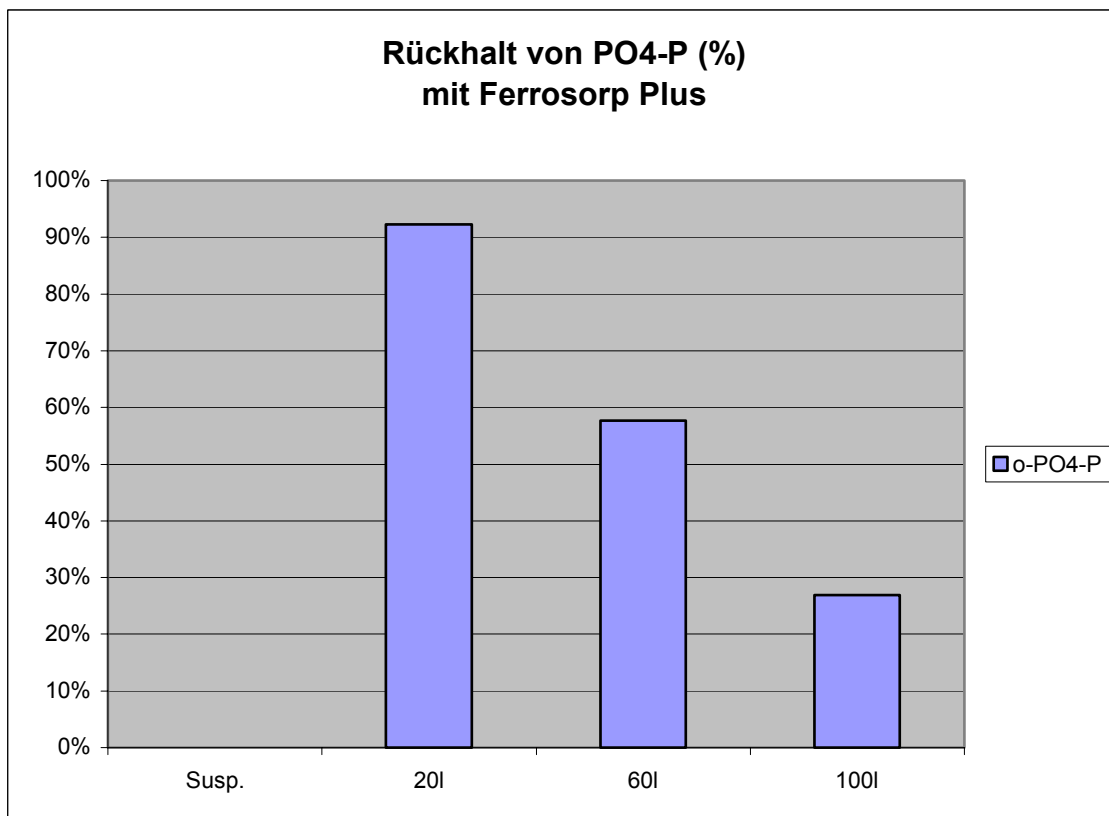


Abb. 145: Rückhalt von PO4-P mit FerroSorp Plus



Der Rückhalt von PO<sub>4</sub>-P, hier o-PO<sub>4</sub>-P, konnte in den Feldversuchen nicht gemessen werden, da die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Aus diesem Grunde sind die hier vorliegenden Ergebnisse aus den Untersuchungen am Versuchsstand vor Ort ermittelt worden. Die Konzentration in der Ausgangssuspension entspricht der eines vom Abfluss einer hoch belasteten Straße ablaufenden Wertes. Die anfangs hohe Adsorptionsleistung sinkt mit zunehmender Durchflussmenge rapide ab. Konservativ abgeschätzt kann eine durchschnittliche Reinigungsleistung über die Gesamtdauer von ca. 40% angenommen werden. Dies kann auf eine zunehmende Erschöpfung der Phosphatrückhaltekapazität und Beladung des Filtermaterials zurückgeführt werden.

### Abfiltrierbare Substanzen und Organische Stoffe (AFS und TOC)

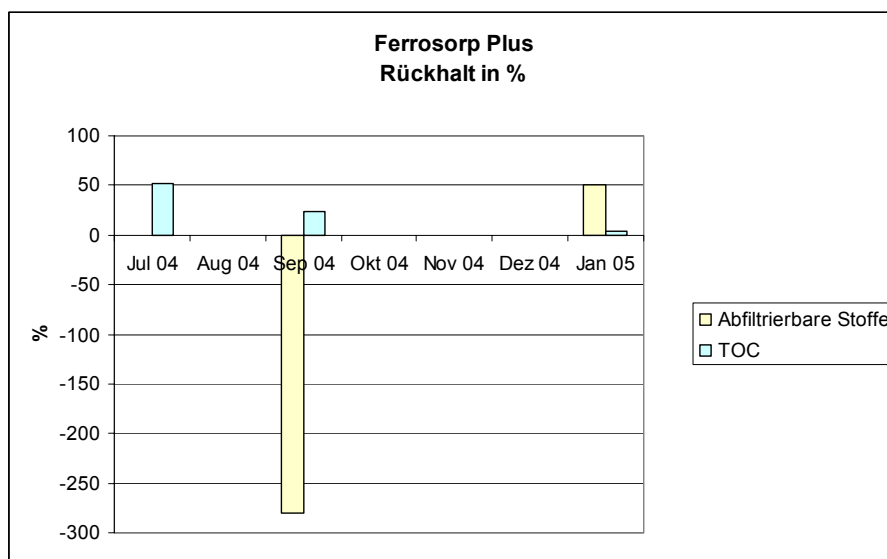


Abb. 146: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch FerroSorp Plus

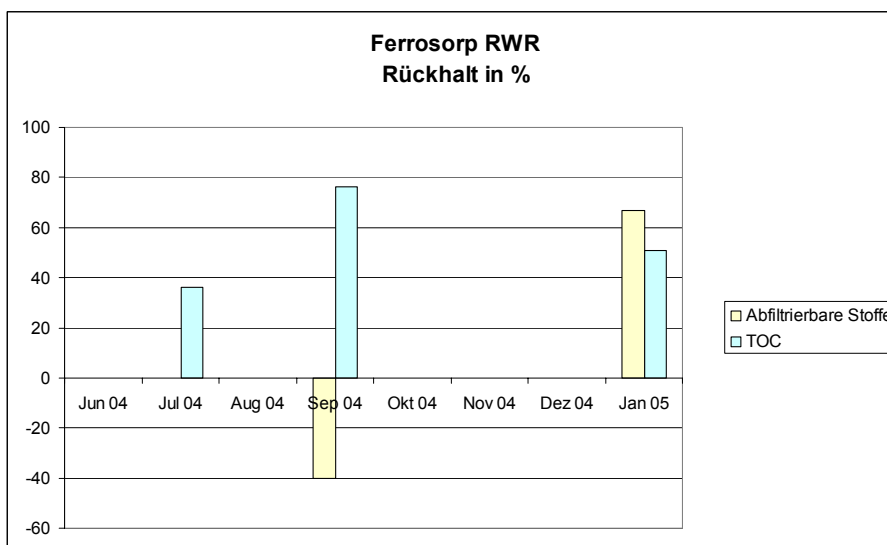


Abb. 147: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch FerroSorp RWR

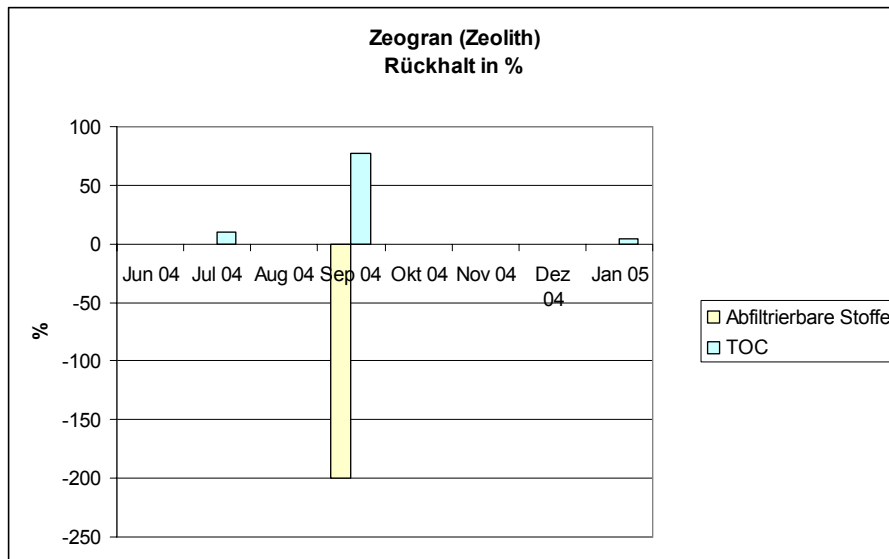


Abb. 148: Zeitlicher Verlauf des Rückhaltes von AFS und TOC durch Zeogran

Die Ergebnisse der Untersuchungen von 3 Filtermaterialien bezogen auf AFS und TOC zeigen, dass die beste Reduktion des TOC mit dem Filtermaterial FerroSorp RWR gemessen wurde. Im Mittel kann etwa von 40% ausgegangen werden. Bei den anderen Filtermaterialien liegen die Rückhaltepotentiale deutlich darunter.

Bezüglich AFS ist teilweise keine Reduktion zu beobachten. Die Ablaufkonzentration erhöht sich insbesondere im Sommer. Als Erklärung kann herangezogen werden, dass durch den Zeitpunkt der Probenahme im Zulauf nicht alle abfiltrierbaren Stoffe erfasst wurden, sondern hauptsächlich die im Nachlauf des Regenereignisses mittransportierten susperndierten Stoffe. Auch können Zersetzungsprodukte des Filtermaterials ausgetragen worden sein.

### Untersuchungen zu Anreicherungen an unterschiedlichen Punkten der INNOLET®-Filterpatrone

Aus den nachfolgenden Grafiken ist zu entnehmen, dass die Korngrößenverteilung des im Grobschmutzfang gesammelten Materials sehr stark zu kleineren Korngrößenfraktionen hin verschoben ist. Dies legt die Vermutung nahe, dass an den feinen Partikeln die Hauptmenge an Schadstoffen angelagert ist. Das Filtermaterial hingegen ist aus Gründen der Durchlässigkeit auf eine Korngrößenverteilung mit größeren Partikeln ausgelegt.

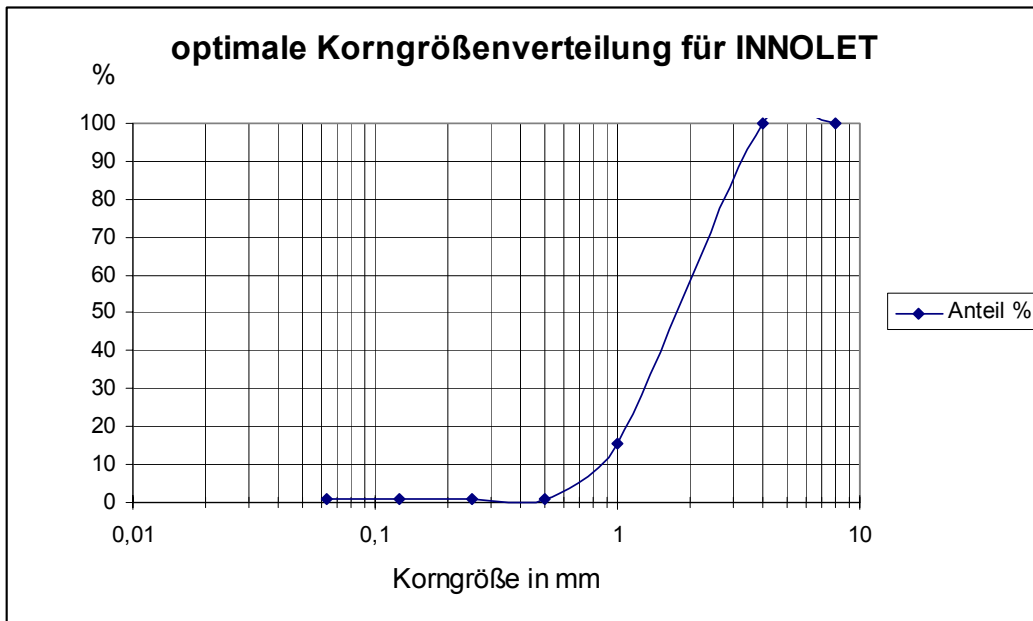


Abb. 149: Optimale Korngrößenverteilung für das Filtermaterial im Filterkorb der INNOLET®-Filterpatrone und in INNOLET®-Rinne

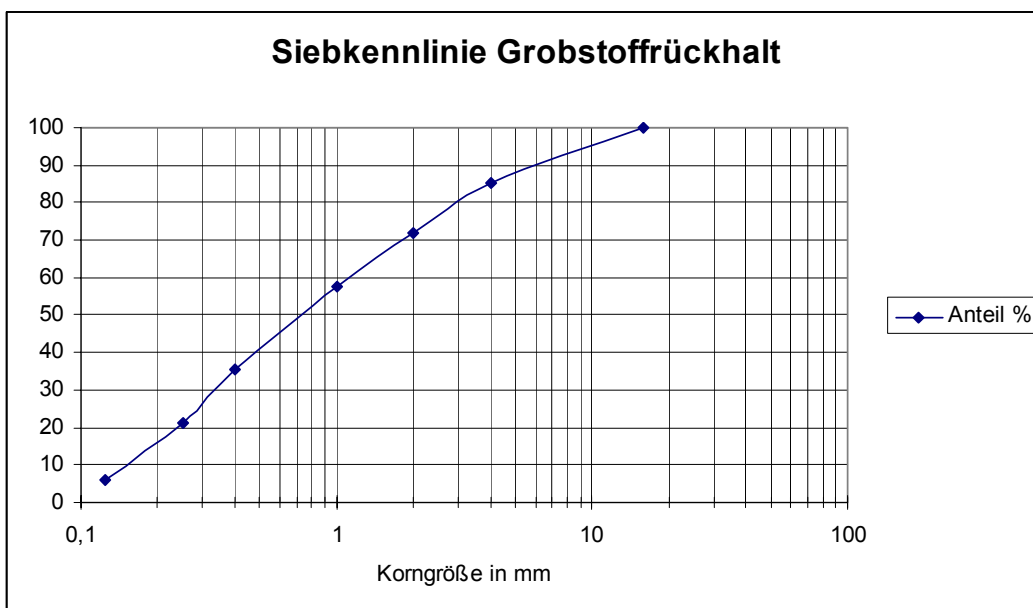


Abb. 150: Korngrößenverteilung der Rückstände im Grobstoffrückhalt INNOLET®-Filterpatrone

Zusätzlich wurden Untersuchungen zum Verbleib der Stoffe in den einzelnen Bereichen des INNOLET®-Filterpatronen durchgeführt. Folgende Punkte wurden beprobt:

- (1) Grobschmutzfang
- (2) Ablagerung auf der Filtereintrittsfläche des Filterkorbes (Bereich Gummilippe)
- (3) Filtermaterial im Filterkorb

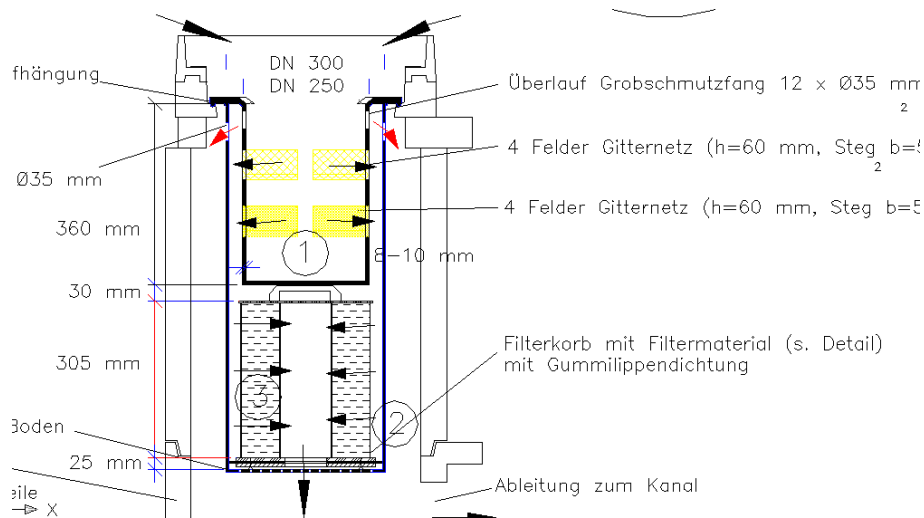


Abb. 151: Messpunkten für Feststoffe in der INNOLET®-Filterpatrone

Aus den Proben wurden die Trockenmassen ermittelt. Die nachfolgenden Grafiken zeigen sehr deutlich, dass an den Punkten im System der INNOLET®-Filterpatronen, die sehr feines Material angelagert haben, die Konzentrationen der Schad- und Nährstoffe in der Trockenmasse wesentlich höher sind als im Filtermaterial. Daraus kann gefolgert werden, dass der Rückhalt an Feinstoffen sowohl im Grobschmutzfang als auch an der Oberfläche der Filterpatrone sehr wichtig für den Rückhalt an Schadstoffen ist.

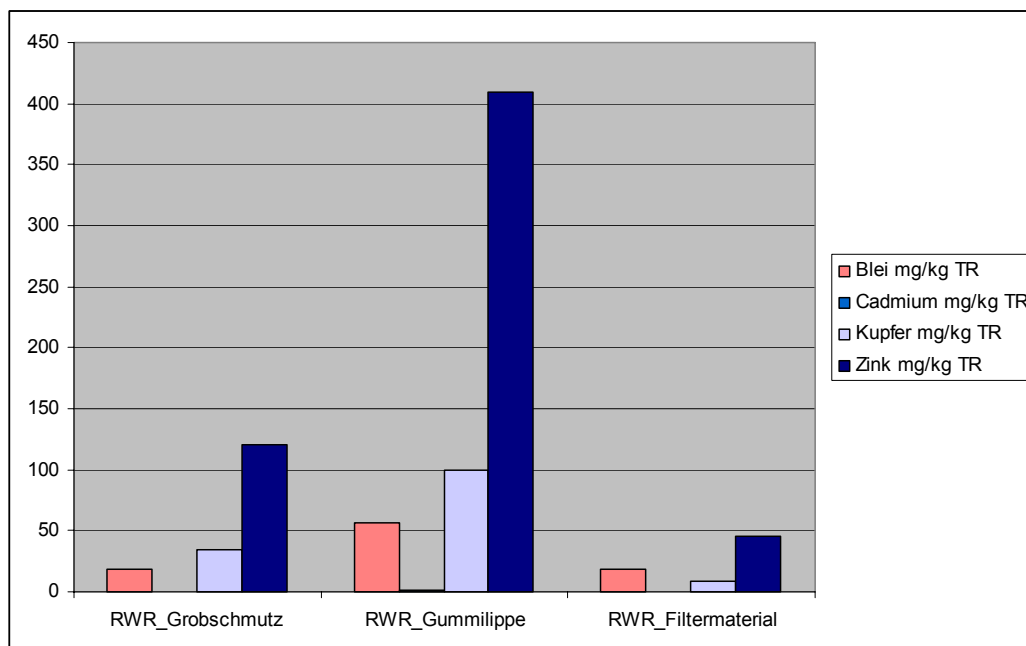


Abb. 152: Massenanteil der Schwermetalle in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone

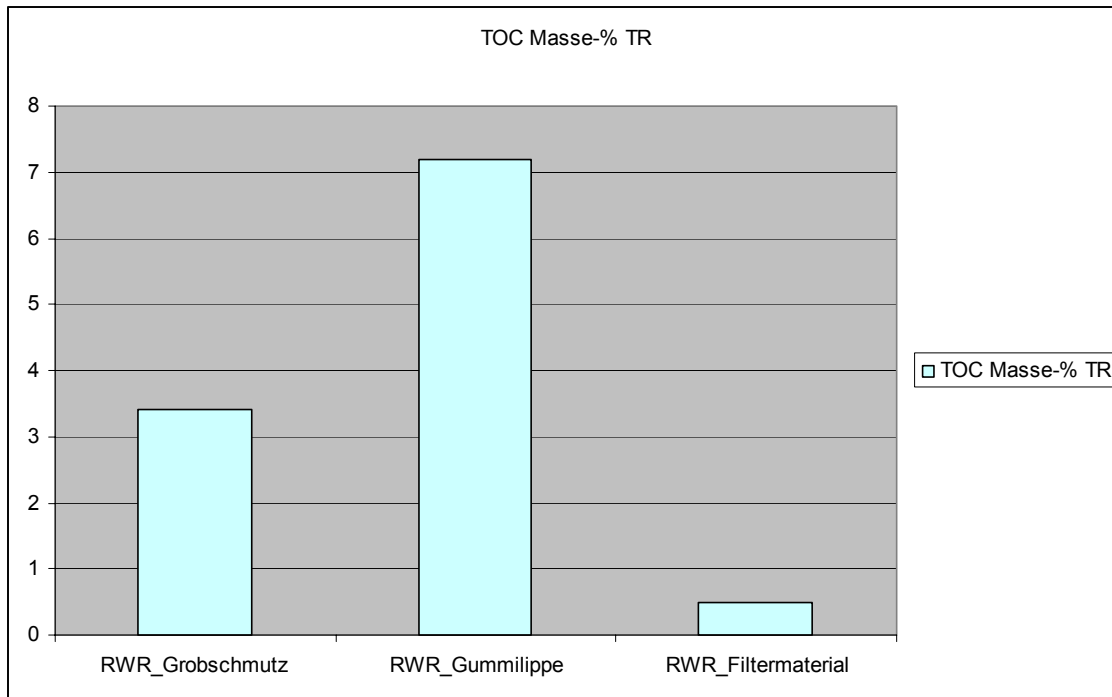


Abb. 153: Massenanteil an organischer Substanz in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone

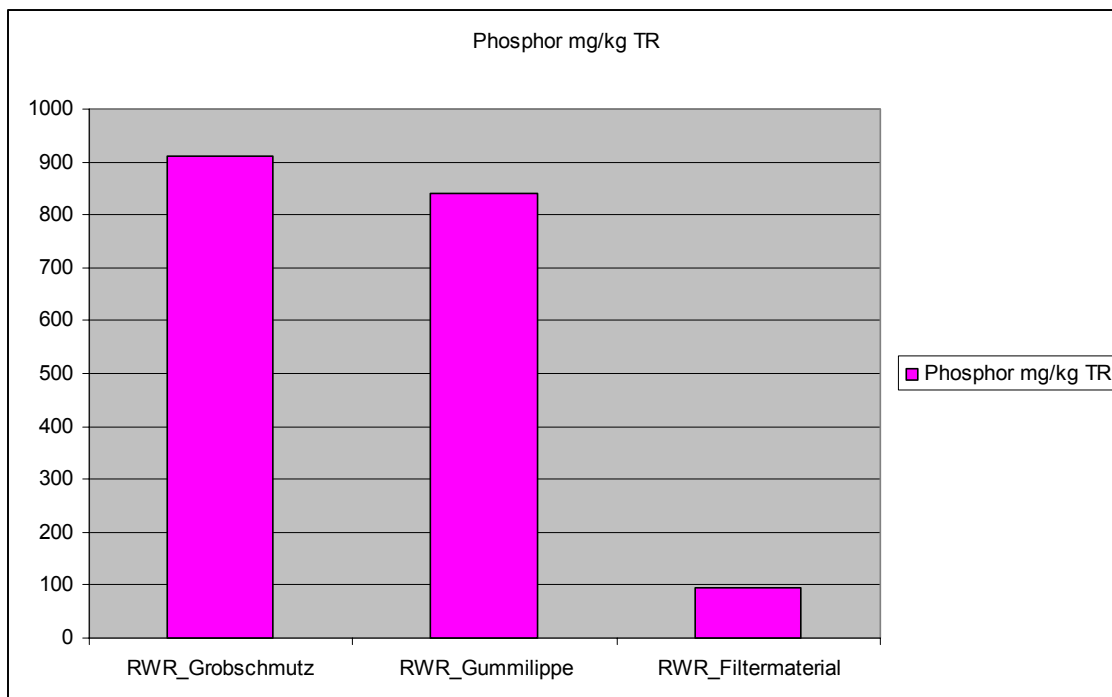


Abb. 154: Massenanteil an Phosphor in der Trockenmasse an den einzelnen Messpunkten in der INNOLET®-Filterpatrone

Die Grafiken zeigen deutlich, dass die Anteile an Schwermetallen und organischer Substanz in den Rückständen an der Gummilippe vor dem Filterkorb am höchsten ist. Ein zweiter wesentlicher Rückhaltepunkt ist der Grobschmutzfang. Die Anteile am Filtermaterial sind dagegen nicht sehr hoch.

Aus den Ergebnissen kann gefolgert werden, dass das Zusammenwirken von Rückhalt von Feinstmaterialien im Grobstoffrückhalt und auf der Filteroberfläche mit der Adsorption von Schadstoffen auf der Filtermaterialoberfläche eine optimale Reinigung des zufließenden Stoffstromes ermöglicht. Allerdings sind die zurückgehaltenen Menge im Grobschmutzfang ein vielfaches höher sind als die an der Gummilippe zurückgehaltenen Menge. Daher ist der Rückhalt dort am effektivsten und für die Gesamtrückhalteleistung entscheidend.

### 7.3 Wasser- und Frachtbilanzen

#### 7.3.1 Konzentrationen des Regenwassers

Die Wahl der Stoffparameter und deren Konzentrationen im Niederschlagsabfluss von versiegelten Flächen wurde in Abstimmung mit den Berliner Wasserbetrieben getroffen. Die in Betracht gezogenen Regenwasserkonzentrationen sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Wie in nachfolgender Tabelle zu erkennen ist, werden die Stoffe nach ihren Herkunftsquellen unterschieden. Die Verschmutzung wird dabei maßgeblich durch die Art der Nutzung geprägt.

Tab. 58: Regenwasserkonzentrationen für die Modellrechnung in STORM

Parameter	Einheit	Dach		Straße - DTV				Hof / Weg
		Standarddach	Zinkdach	< 5000	5000-15000	15000-40000	>40000	
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	60	60	80	120	160	200	60
AFS	mg/l	50	50	80	150	200	300	50
Cu	µg/l	40	40	30	100	150	150	40
Zn	µg/l	50	10000	100	200	350	450	50
Pges	mg/l	0,5	0,5	1,5	1	0,5	0,5	1
Nges	mg/l	5	5	4	4,5	5	5	5
AOX	µg/l	40	40	40	40	40	40	40
PAK	µg/l	1	1	1	1,5	2	2,5	1

Die in der Tabelle aufgeführten Werte sind Ergebnisse einer Literaturstudie. Folgende Quellen wurden ausgewertet: [Grottker, 1987]; [Göttle, 1978]; [Xanthopoulos, 1992]; [Xanthopoulos, Hahn, 1995]; [Beichert et al., ]; [Krejci et al., 1994]; [LFW, 1999]; [LFW, 2001]; [Brombach, Fuchs, 2002]; [Gretzschel O. et al., 2003]; [Lange, 2003]; [LFW, 2004]

Bei dem Vergleich der Literaturdaten stellte sich heraus, dass insbesondere AFS (abfiltrierbare Stoffe) die größte Verschmutzungsquelle des Regenwasserabflusses darstellen. Die Feststoffe der Oberflächenverschmutzung, besonders der Verkehrsflächen, bestehen in großen Mengen aus AFS sowie CSB (chemischer Sauerstoffbedarf). Aus den Untersuchungen von AFS und CSB sowie den Schwermetallen ist eine Korrelation zu erkennen gewesen. Die kontinuierlich steigende Belastung der Straßenabflüsse mit AFS und

CSB resultiert aus der Zunahme der Verkehrsbelastung. Auf Dächern und Höfen ist dagegen die Belastung als gering einzustufen.

Abflüsse von Hauptverkehrsstraßen weisen in der Regel hohe Schwermetallkonzentrationen und geringe Keimzahlen auf. Bei Abflüssen von Anwohnerstraßen ist es genau umgekehrt. Zu den Einflussfaktoren für die Schwermetallbelastung der Straße können Tropfverluste von Schmier- und Kraftstoffen gezählt werden.

Emissionen von Kupfer und Zink werden insbesondere durch den Abrieb von Reifen und Bremsbelägen verursacht. Das erklärt, wieso bei einer hohen Verkehrsbelastung mit einer hohen Abtragsrate zu rechnen ist.

Die Beschichtung von Stahloberflächen mit Zink ist eine weit verbreitete und seit vielen Jahren bewährte Maßnahme zum Schutz vor Korrosion. Speziell im Verkehrsbereich sind verzinkte Oberflächen anzufinden. Im Innenstadtbereich können sie beispielsweise aus Straßenbeschilderungen stammen [Hillenbrand et al., 2003]. Dachflächen weisen in Abhängigkeit des Materials von Dachabdeckung und Regenrinne teilweise sehr hohe Schwermetallkonzentrationen im Abfluss auf. Da Zink aufgrund seiner guten Verarbeitungseigenschaften zunehmend im Baugewerbe zum Einsatz kommt, werden Dächer mit Zinkbelägen gesondert betrachtet.

Der erhöhte Gesamtphosphoranteil für Straßen mit geringer Verkehrsbelastung ergibt sich aus Tierkot und Baumbestand in diesen Gebieten. Auf Dächern ist dagegen nur ein geringer Phosphoranteil zu berücksichtigen.

Auf die Berechnung für den Parameter Blei wurde verzichtet, da sich die Bleifrachten in den letzten Jahren stark rückläufig entwickelten. Ein Grund dafür ist, dass Blei als Dachbaustoff nicht mehr so häufig zur Anwendung kommt. Hier gilt es vor allem Zink zu berücksichtigen.

Für die Erstellung der Wasser- und Frachtbilanzen wurde auf eine detaillierte Betrachtung der Zinkdächer und der unterschiedlichen Verkehrsbelastungen verzichtet.

## **7.3.2 Gemessene Bilanzen**

### **7.3.2.1 Mulden-Rigolen-Systeme**

#### **Wasserbilanz**

Die Wasserbilanz wurde auf Grundlage der gemessenen Regendaten erstellt. In nachstehender Abbildung sind die Tagesmittelwerte der Niederschläge im Messzeitraum dargestellt.

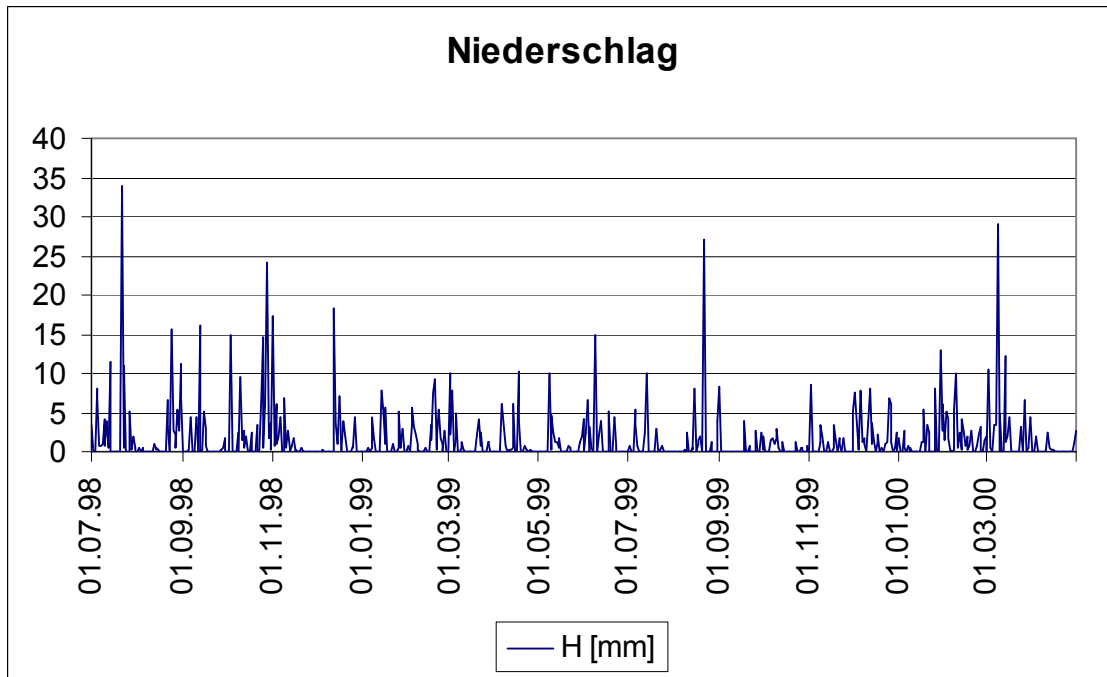


Abb. 155: Regenerereignisse 1.7.1998 bis 5.5.2000, zusammengefasst über 24 h

Es zeigt sich je nach zeitlicher Auflösung der Niederschlagsdaten ein differenziertes Bild der Stärke der Niederschlagsereignisse. Zur Einschätzung des potentiellen Eintretens eines Überlaufes ist die Angabe des Tagesmittelwertes nicht ausreichend, da dieser keine Aussage zur kurzfristigen Intensität der Ereignisse zulässt. Es hat sich gezeigt, dass erst Ereignisse mit über 10 mm Niederschlag in einer Stunde potentiell zum Überlauf der Mulde in die Rigole führen.

Die Messergebnisse der Regenerfassung wurden in das MD-Format für die Langzeitsimulation umgewandelt. Anhand der vorliegenden Geometrie wurde ein Modell erstellt, das eine Nachrechnung mit einem Langzeitsimulationsmodell, hier MURISIM<sup>®</sup> [MURISIM, 2006], ermöglicht. Das Modell wurde an die mittels Drucksonden gemessenen Daten der Muldenwasserstände kalibriert. Somit konnte ein Vergleich der gemessenen Werte aus den Mulden bzw. der Rigole mit der Simulation des Systems erfolgen.

Der Anteil des Überlaufes beträgt in der Simulation 2% des Niederschlags, der gemessene Wert liegt sogar nur bei 1 %, wobei jedoch zu erwähnen ist, dass nur zwei Jahre betrachtet wurden.



Tab. 59: *Ergebnisse der Simulation der für die Messungen gedichtet ausgeführten Mulden-Rigolen-System mit gemessenen Werten*

Undurchlässige Fläche (Ared)	525 m <sup>2</sup>	
Muldenfläche	38 m <sup>2</sup>	
Brutto-Niederschlag	577 m <sup>3</sup>	
Netto-Niederschlag (Zufluss zu Mulde)	411 m <sup>3</sup>	
Ablauf (Zufluss Fließgewässer)	391 m <sup>3</sup>	
Verdunstung aus dem System	20 m <sup>3</sup>	
	Simuliert	Gemessen
Überlauf	9,0	5,0 m <sup>3</sup>
Bezogen auf Brutto-Niederschlag	1,6	0,9 %
Bezogen auf Netto-Niederschlag	2,2	1,2 %

*Bezogen auf den Zeitraum 1.7.1998 bis 05.05.2000*

### Frachtbilanz

Das Hauptziel der Untersuchung war die Ermittlung des Anteils der Überlauffracht am Gesamteintrag in den Untergrund. Für die Erstellung der Stoffbilanz wurden die mittleren Konzentrationen der gemessenen Parameter natürlicher Ereignisse herangezogen. Diese wurden mit der auf 1 Jahr bezogenen Überlauf- bzw. Ablaufmenge multipliziert. Dadurch ergeben sich eventuell höhere Frachten, da die Messungen nur im Regenfall mit Abfluss aus der Rigole stattfinden konnten.

Als Vergleich dient das Verhältnis des Anteils Überlauf zu Ablauf Rigole an der gesamten in den Untergrund eingetragenen Fracht. Der Frachtanteil, der durch den Überlauf bei natürlichen Ereignissen eingetragen wird, an der Gesamtfracht für NH<sub>4</sub>-N, MKW, BSB<sub>5</sub>, PAK, ZN und Cu liegt deutlich unter 2%, teilweise sogar unter 1 % der insgesamt eingetragenen Fracht.

Lediglich bezüglich Chlorid, NH<sub>4</sub>-N und Zink sind leicht höhere Frachtanteile zu verzeichnen, wobei der erhöhte Zinkwert vermutlich auf die zusätzlich zu Messzwecken eingebauten Rohrverbindungen im Bereich der Wasserzähler zurückzuführen ist. Der Anteil

In der nachfolgenden Abbildung sind die Frachtbilanzen einzelner Parameter im Verhältnis von Abfluss und Überlauf zu Zufluss dargestellt. Bei diesen konnte eine sehr gute Reinigungsleistung festgestellt werden. Sie schwankt bei der Bodenpassage für die dargestellten Parameter zwischen 45 % und nahezu 90%.

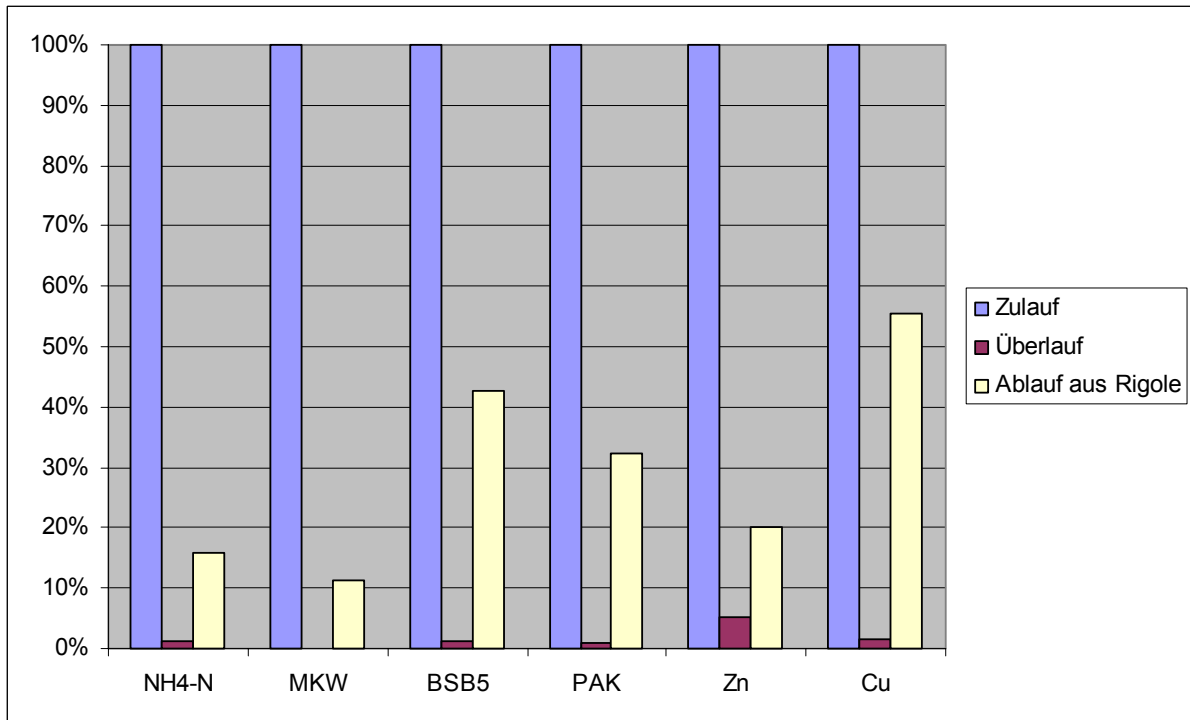


Abb. 156: Verhältnis von Ablauf Rigole und Überlauf zur in die Mulde eingetragenen Fracht

Betrachtet man die Frachtbilanz allgemein und nimmt eine 80ige Reinigungsleistung durch die Bodenpassage an, so ergibt sich das in folgender Tabelle dargestellte Bild.

Tab. 60: Frachtreduktion bei 80%iger Reinigungsleistung durch die Bodenpassage

			Fracht	
			MRS mit Überlauf	Reine Muldenversickerung
Brutto-Niederschlag	577	m <sup>3</sup>		
Netto-Niederschlag (Zufluss zu Mulde)	411	m <sup>3</sup>	100 kg/a	100 kg/a
Verdunstung aus dem System	20	m <sup>3</sup>		
Versickerung durch den Muldenboden	383	m <sup>3</sup>	19,6 kg/a	20 kg/a
Direkter Überlauf von Mulde in Rigole	8	m <sup>3</sup>	2 kg/a	
Überlauf/Direkte Einleitungen (Zufluss Fließgewässer)	391	m <sup>3</sup>	21,6 kg/a	20 kg/a
Frachtreduktion			78,4%	80,0%

An diesem Beispiel wird deutlich, wie gering der Frachtunterschied mit oder ohne Überlauf selbst bei 80%iger Frachtreduktionsannahme durch die Bodenpassage ist und für die Passage durch den Überlauf keine Reduktion postuliert wurde. Der Unterschied verringert sich weiter wenn noch geringe Reinigungsleistungen erreicht werden. In der Realität wird die Qualität des eingesetzten Boden eine weitaus größere Bedeutung auf die Gesamtfrachtbilanz haben als die geringen Überlaufmengen bzw. -frachten. Um einen direkten Eintrag an Schweb- und Schwimmstoffen bzw. Leichtflüssigkeiten zu vermeiden sind konstruktive Massnahmen am Überlauf notwendig. Dieser kann in Form eines Leichtstoffabscheiders gestaltet werden.

### 7.3.2.2 INNOLET® Rinne und Filterpatrone

Um den messtechnischen Aufwand so gering wie möglich zu halten wurden die Wasser- und Frachtbilanzen modelltechnisch mit dem Langzeitsimulationsmodell MURISIM berechnet. Dazu wurden Langzeitregenreihen einer Niederschlagsstation in Berlin herangezogen. Als Standardfläche wurde eine Straßenfläche von 320 m<sup>2</sup> angesetzt, die jeweils an ein INNOLET®-Element angeschlossen sind.

#### Wasserbilanzen

Wichtig für die Wasserbilanz ist die Filtergeschwindigkeit des Adsorptionsfilters, der entscheidenden Einfluss auf die behandelte Abflussmenge hat. In der folgenden Tabelle sind die gemessenen Durchflusszeiten angegeben. Diese wurden auf die Filtrationsgeschwindigkeiten umgerechnet, welche dann in das Simulationsmodell eingegeben wurden.

Tab. 61: Filtergeschwindigkeit INNOLET® Rinne und Filterpatrone

	Filtergeschwindigkeit		Filtrationsdauer
	m/s	m/s	s
INNOLET®-Rinne	0,001	1,0E-03	100
INNOLET®-Filterpatrone	0,005	5,0E-03	20

Auf Grund der größeren Filterfläche ist für INNOLET®-Rinne eine geringe Filtrationsleistung des Adsorptionsmaterials erforderlich. Sie beträgt  $1 \cdot 10^{-3}$  m/s. Für INNOLET®-Filterpatrone beträgt die Filtrationsgeschwindigkeit  $5 \cdot 10^{-3}$  m/s.

Tab. 62: Wasserbilanz INNOLET® Rinne und Filterpatrone

Name	Zulauf [m <sup>3</sup> /a]	Überlauf [m <sup>3</sup> /a]	Reinigung [m <sup>3</sup> /a]
INNOLET®Rinne_a	57,39	13,25	44,11
INNOLET®Rinne_b	57,39	13,25	44,11
<b>Summe INNOLET® Rinne</b>	<b>114,78</b>	<b>26,5</b>	<b>88,22</b>
<b>INNOLET® Filterpatrone</b>	<b>114,66</b>	<b>25,17</b>	<b>89,48</b>

In der nachfolgenden Tabelle wird der Anteil des durch den Adsorptionsfilter fließenden, d.h. qualitativ gereinigten Wassers angezeigt. Er beträgt in beiden Filtersystemen fast 80%. 22 bzw. 23% laufen im Normalfall über. Mit der Simulation werden allerdings keine Kolmationseffekte im Filter erfasst.

Tab. 63: Überlaufhäufigkeit INNOLET® Rinne und Filterpatrone

	gereinigt	ungereinigt	Überläufe N/a
INNOLET® 1	77%	23%	67
INNOLET® 2	78%	22%	71

Aus den Versuchen wurde festgestellt, dass sich der kf-Wert der Filterpatrone von INNOLET®-Filterpatrone auf  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s verringern kann. Die Wasserbilanz ändert sich hierdurch, wie nachfolgend in der Tabelle dargestellt.

Tab. 64: Änderung der Wasserbilanz für INNOLET® -Filterpatrone nach Standzeit

Name	Zulauf [m³/a]	Überlauf [m³/a]	Reinigung [m³/a]
INNOLET® Filterpatrone	114,66	88,13	26,51

Von dem zulaufenden Wasser werden „nur noch“ die geringen Niederschlags- bzw. Abflussintensitäten gereinigt. Die ungereinigten Abflüsse haben einen Anteil von 77 %, die gereinigten immerhin noch 23%.

Tab. 65: Änderung der Überlaufhäufigkeit für INNOLET® Filterpatrone nach Standzeit

	gereinigt	ungereinigt	Überläufe N/a
INNOLET® Filterpatrone	23%	77%	154

Es ist hier jedoch immer noch in Rechnung zu stellen, dass die Grobstoffe schon im Grobstoffabscheider zurückgehalten werden.

### Frachtbilanzen

Aus den Wasserbilanzen und den in den vorangegangenen Kapiteln gemessenen Zulaufwerten und den ermittelten Reduktionsfaktoren bei der Filtration wurden die Gesamtfrachtbilanzen für Filtration und Überlauf für einzelne Parameter ermittelt. Die Darstellung der Reduktionswerte folgt in der nachstehenden Tabelle.

Tab. 66: Mittlere Reduktionswerte für INNOLET® bezogen auf ausgewählte Parameter

Parameter	Einheit	Mittelwerte	Reduktion
AFS	mg/l	1712	60%
Cu	mg/l	0,019	30%
Zink	mg/l	0,155	60%
PAK	mg/l	0,137	50%
o-PO <sub>4</sub>	mg/l	0,39	60%
Nitrat-N	mg/l	2,205	-50%

Die Reduktionswerte sind gemittelte Werte verschiedener Versuche. Dabei wurden Werte von schlecht funktionierenden Filtermaterialien nicht berücksichtigt. Somit ergibt sich hier eine vereinfachte Darstellung der Leistungsfähigkeit der Filter.

Tab. 67: Wasser- und Frachtbilanz für INNOLET® Rinne und ausgewählte Parameter

Name		Zulauf	Überlauf	Filtrat	Ablauf ungereinigt	Ablauf gereinigt	Reduktion
Regenwasser	m³/a	114,78	26,5	88,22			
AFS	kg/a	196,50	45,37	60,41	196,50	105,78	46%
Cu	g/a	2,20	0,51	1,18	2,20	1,69	23%
Zink	g/a	17,84	4,12	5,49	17,84	9,60	46%
PAK	g/a	15,75	3,64	6,05	15,75	9,69	38%
o-PO <sub>4</sub>	g/a	45,27	10,45	13,92	45,27	24,37	46%

Tab. 68: Wasser- und Frachtbilanz für INNOLET® Filterpatrone und ausgewählte Parameter

Name		Zulauf	Überlauf	Filtrat	Ablauf ungereinigt	Ablauf gereinigt	Reduktion
Regenwasser	m³/a	114,66	25,17	89,48			
AFS	kg/a	196,30	43,09	61,28	196,30	104,37	47%
Cu	g/a	2,19	0,48	1,20	2,19	1,68	23%
Zink	g/a	17,82	3,91	5,56	17,82	9,48	47%
PAK	g/a	15,73	3,45	6,14	15,73	9,59	39%
o-PO <sub>4</sub>	g/a	45,23	9,93	14,12	45,23	24,05	47%

Aus den beiden vorangegangenen Tabellen ist die Gesamtreduktion ausgewählter Parameter ersichtlich. Für AFS, Zink und o-Phosphat ist eine fast 50%ige Reduktion zu beobachten. Für Kupfer und PAK ist sie deutlich niedriger. Die Ergebnisse für Kupfer korrelieren mit den Ergebnissen aus den Auswertungen vom Mulden-Rigolen-System.

Für die anderen Stoffe konnten zum Teil auf Grund fehlender Werte keine Bilanz erstellt werden. Mit Abnahme der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Filterelemente verringert sich der Anteil des behandelten Regenwasser und die die Reinigungsleistung verschlechtert sich.

## 7.4 System zur Reinigung der INNOLET Filter und zur Filtermaterialaufarbeitung

### 7.4.1 Wartung und Logistik

Im begleitenden Feldversuch wurden im Gewerbegebiet Dahlwitz-Hoppegarten und in der Krachtstraße in Berlin weitergehende Untersuchungen zu Handling und Betrieb durchgeführt.

Aus den Ergebnissen wurde die in den nachfolgenden Grafiken dargestellten Logistikkonzeption entwickelt.

Tab. 69: Erforderliche Arbeiten für INNOLET unter Berücksichtigung der Orte

Betriebshof	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bevorratung Filtermaterial und Austauschpatronen bzw. Filterkörbe</li> <li>- Reinigung der kompletten Filterpatrone nach Austausch</li> <li>- Neubefüllen der Filterpatrone</li> <li>- Entsorgung des gebrauchten Filtermaterials</li> </ul>
Fahrzeug	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reinigung des Einlaufes und des Filterkorbes</li> <li>- Reinigung Filterkorboberfläche</li> <li>- Austausch der Filterkörbe</li> </ul>

Die vorstehende Tabelle erläutert die einzelnen Arbeiten und die Verteilung auf die Örtlichkeiten. Es ist deutlich erkennbar, dass nur die vor Ort notwendigen Arbeiten auch dort erfolgen. Die übrigen Arbeiten werden im Betriebshof durchgeführt.

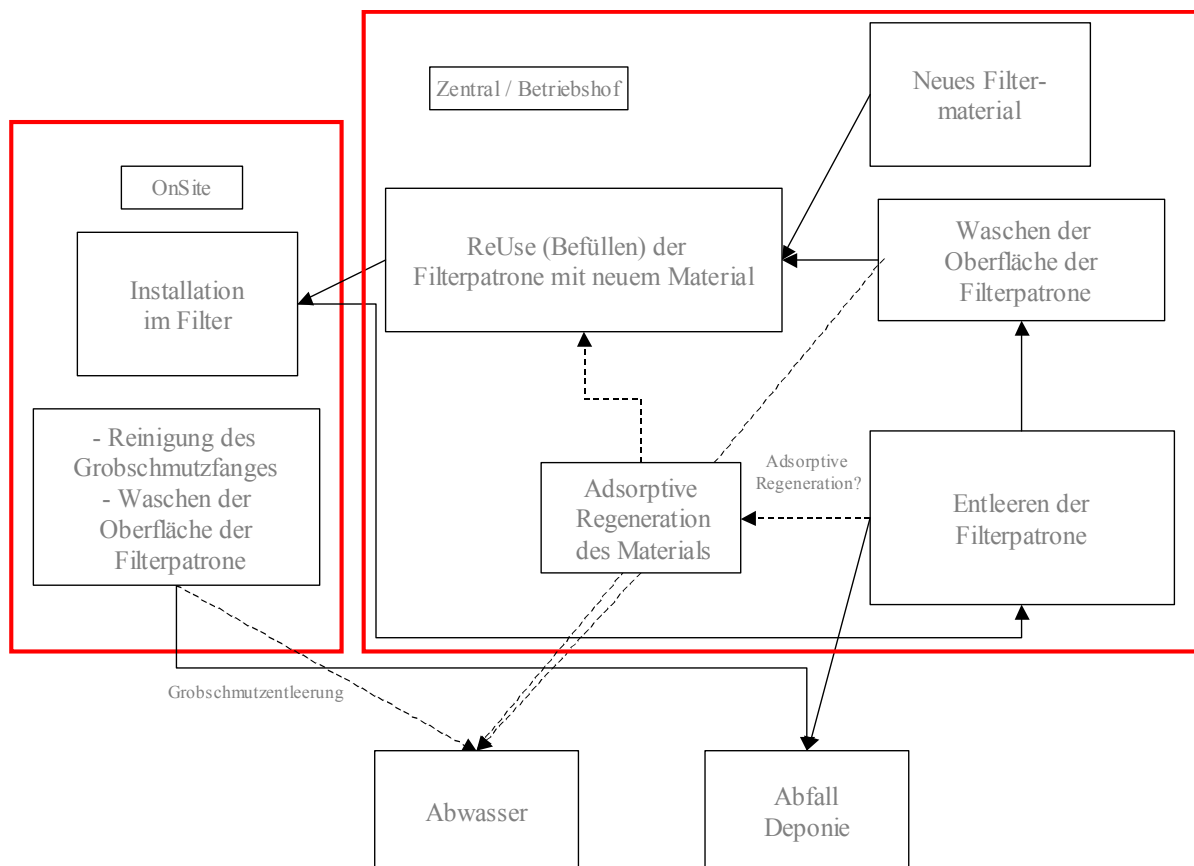


Abb. 157: Materialfluss für die Regenwasserbehandlung mit INNOLET.

Aus der Grafik werden die 2 Arbeitsräume genauer im Ablauf beschrieben. Zum einen findet der Wechsel des INNOLET®-Filters im Austausch vor Ort statt. Die übrigen Handlungsschritte werden auf dem Betriebshof vollzogen. Auf dem Betriebshof können die etwas zeitintensiveren Reinigungsarbeiten leichter vonstatten gehen. Hier finden sich auch die räumlichen Kapazitäten für Lagerung des neuen und des gebrauchten Filtermaterials. Ebenfalls können die Reinigungsvorgänge am Filter einfacher erfolgen. Es hat sich in der

Praxis gezeigt, dass bei Straßen mit hohem Verschmutzungsgrad zusätzlich zur regelmäßigen Reinigung des Grobschmutzfanges eine oberflächige Reinigung des Filterkorbes vor Ort erfolgen sollte.

Folgende Reinigungs- und Inspektionsintervalle haben sich aus der Erfahrung der Versuche vor Ort ergeben.

*Tab. 70: Reinigungs- und Inspektionsintervalle für INNOLET®*

Art der Reinigung	Intervall pro Jahr
Reinigung des Grobschmutzfanges, Abwaschen der Oberfläche des Filterkorbes	2-4, je nach Schmutzbelastung der Straße
Befüllen neuer Filterkörbe, Austausch der Filter gegen eine frisch befüllten, Waschen der Oberfläche des Filterkorbes, Reinigung der kompletten Filterpatrone, Entsorgung des alten Filtermaterials	1

Die Grobschmutzreinigung erfolgt im Rahmen der üblichen Reinigungsintervalle für Straßenabläufe. Der Austausch der Filter erfolgt demnach einmal pro Jahr. Die Reinigung der Geräte, Beschaffung des neuen Filtermaterials und die Entsorgung des gebrauchten Materials erfolgt ebenfalls im 1jährigen Intervall.

#### **7.4.1.1 Reinigung der Filter**

##### **Waschanlage mit Spülung**

Für eine konzipierte Waschanlage für die Filterkörbe wurde eine Konstruktionszeichnung entwickelt, die die Anforderungen an die Reinigung berücksichtigt. Für die Messung werden die Probennahme aus dem Behälter entnommen. Zusätzlich werden Durchflussmenge und Druck erfasst werden.

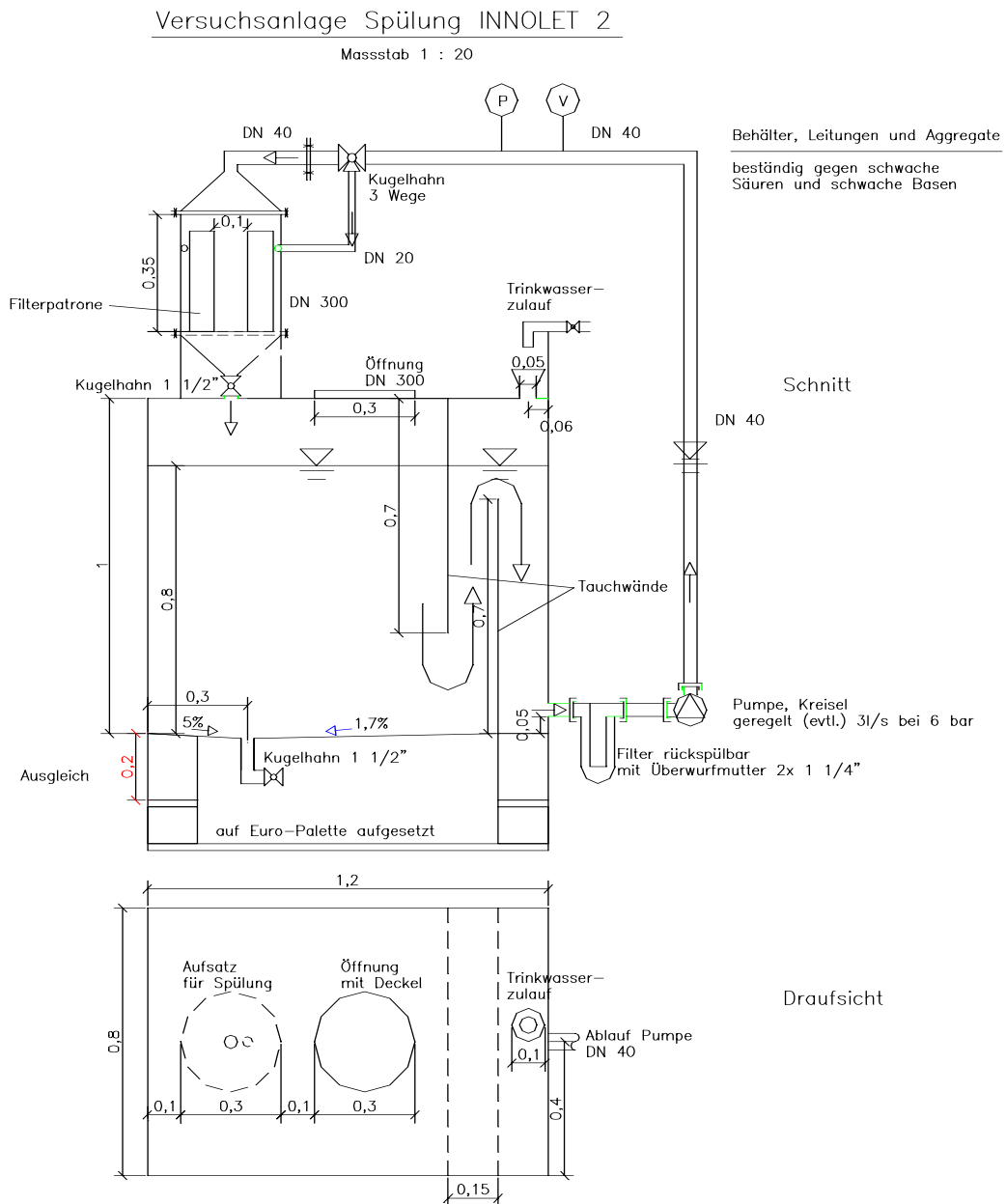


Abb. 158: Querschnitt und Aufbau der konzipierten Filterwaschanlage

Um das Prinzip der Konstruktion vor dem Bau der Anlage zu überprüfen wurden mit den vorhandenen Filtern Rückspülversuche durchgeführt. Dabei stellten sich 2 grundlegende Anforderungen heraus:

1. Schnelle und zuverlässige Beseitigung der Kolmation an der Filteroberfläche.
2. Rückspülung des Filters und Desorption der adsorbierten Partikel



Diese Anforderungen wurden in das weitere Design der Rückspülanlage eingearbeitet. Durch Umschalten kann mit der Anlage sowohl ein Abspülen der Filteroberfläche als auch eine Rückspülung erfolgen.

Durch weitere Versuche sollen Spüldauer und erforderlicher Volumenstrom bestimmt werden, um eine optimale Reinigungsleistung zu erreichen.

Im Behälter werden dann die Grobstoffe und andere absinkbare Partikel zurückgehalten und am Behälterboden sedimentiert. Diese können dann, nach Überprüfung der Inhaltsstoffe, der Schmutzkanalisation zugeleitet werden.

### **Ultraschallreinigung**

Nach Durchführung weiterer Vorversuche in Zusammenarbeit mit einem potentiellen Hersteller der Anlage wurde festgestellt, dass die Anlage nicht gewünschten Anforderungen entsprechen wird. Insbesondere der Abtrag des festsitzenden Feinmaterials erfolgte im Wasserstrahlversuch nicht gewünschten Anforderungen. Nach weiteren Recherchen in der industriellen Reinigung wird im weiteren ein Konzept mit einer Reinigung mit kommerziell verfügbaren Ultraschallwaschanlagen favorisiert.



*Abb. 159: Ultraschallwaschanlage (Beispiel)*

Diese Waschanlagen sind verfügbar und über lange Zeit erprobt. Insofern sind diese Anlagen einer Eigenentwicklung vorzuziehen. Insbesondere hinsichtlich einer Vermarktung

der INNOLET®-Systeme ist ein bestehendes System hinsichtlich Gewährleistung und Sicherheit günstiger.

### **Fazit**

Dieses System der Reinigung wurde bislang nicht erprobt. Aus Gesprächen mit dem Hersteller des Filtermaterials ist die Reinigung mit verdünnter Säure durchzuführen. Dieses Verfahren sollte nicht vor Ort und auch nicht einem Betriebshof erfolgen. Hierzu ist es sinnvoll ein Service zur zentralen Reinigung beim Hersteller oder einem anderen Dienstleister anzubieten.

#### **7.4.1.2 Vorversuche zur Rückspülbarkeit und Regeneration des Filtermaterials**

##### **Untersuchung zur Rückspülbarkeit**

Im Rahmen der Prüfung zur Rückspülbarkeit des gebrauchten Materials wurden Vorversuche durchgeführt. Dazu wurden gebrauchte Filter in den Filterpatronen rückgespült. Die Rückspülungsergebnisse führten zu dem Ergebnis, dass die Filter nicht als „neu“ nach Rückspülung eingebaut werden können. Problem ist, dass das Filtermaterial in gepackter Form im Filterkorb vorliegt. Dadurch werden die Zwischenräume nicht ausreichend freigespült. Eine Lösung wäre eine zentrale Reinigung des eingeschütteten gebrauchten Filtermaterials in einem rückspülbaren Standfilter.



*Abb. 160: Fotos vom Filtermaterial nach der Rückspülung (Mischung von Ferrosorp RWR mit Filterkies)*

Das Filtermaterial ist im gebrauchten Zustand vorläufig nicht wieder verwertbar. Insbesondere festgelegte Ablagerungen an der Oberfläche sind schwer lösbar.

### **Regeneration**

Eine Regeneration des FerroSorp Plus bzw. -RWR (Eisenhydroxid)-Materials könnte nur unter Verwendung von 0,1-iger Säure erfolgen, wodurch sich die gebundenen Schwermetalle wieder lösen. Phosphate werden durch eine alkalische Säure gelöst. Hierzu müsste eine Verweilzeit von mind. 15 min. gewährleistet werden. Die entstehenden Restprodukte (Säuren und Laugen) müssten entsorgt werden. Zur Zeit existiert kein gezieltes Recycling durch den Hersteller. Eine Regeneration durch die Betreiber wird zum derzeitigen Zeitpunkt nicht empfohlen.

Zur besseren Einstufung des Verbrauchtheitsgrades und der Wiederverwendbarkeit des Materials wurde für FerroSorp RWR eine Untersuchung im REM/EDX (Rasterelektronenmikroskop mit angeflanschem energiedispersivem Röntgenmikroanalysator) durchgeführt. Dazu wurden folgende Granulate verwendet:

1. FerroSorp RWR (Zeolith +  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ )
2. Mischung aus 50% FerroSorp RWR und 50% gekörntem Sand

Die Ergebnisse zeigten, dass

1. Ni, Cu und Zink an den Granulatoberflächen und Schnittflächen nicht nachweisbar war (Bestimmungsgrenze EDX 0,1 Gew.%) Das Material zeigte an der Oberfläche keine für Metalladsorption typische Verfärbung.
2. die Kapazität des Materials nach einer Standzeit von 0,5 a nicht aufgebraucht war. Die Beladungskapazität des Materials ist wesentlich höher als die eingetragene Menge an Material innerhalb der Standzeit.
3. das Material noch eine weitere Periode von 0,5 a Standzeit zur Verfügung stehen kann.

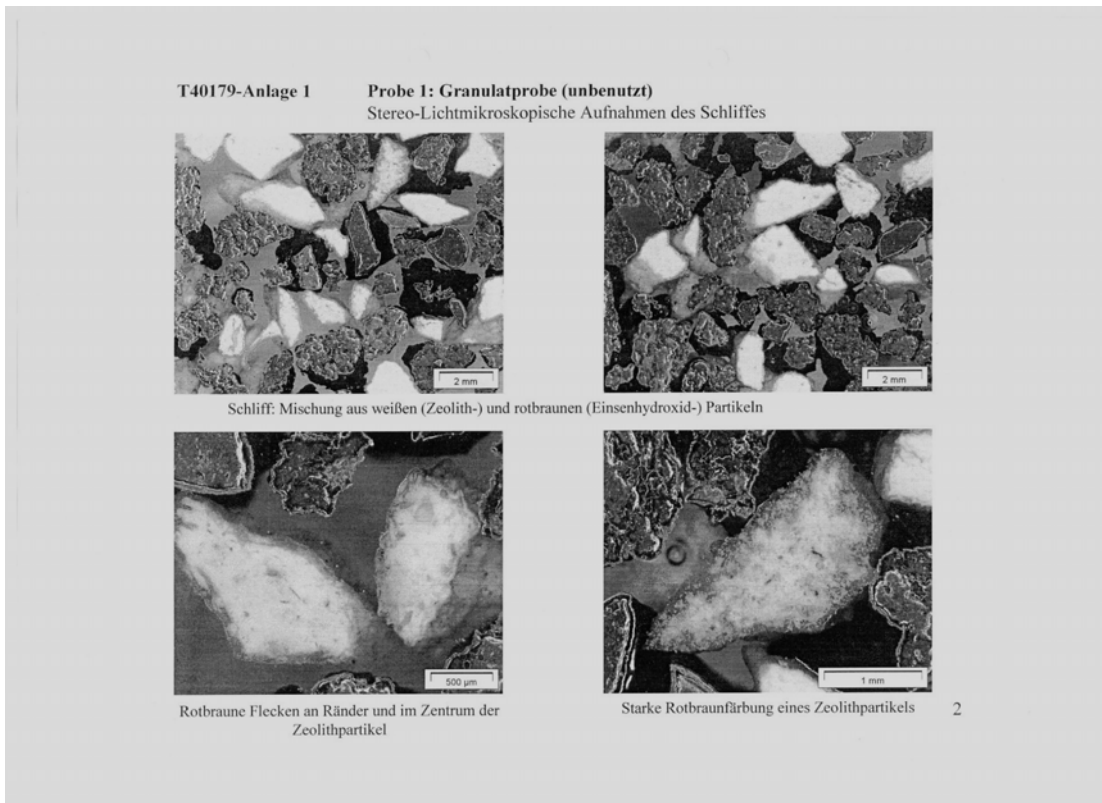


Abb. 161: Stereolichtmikroskopische Untersuchung am unbenutzten Korn

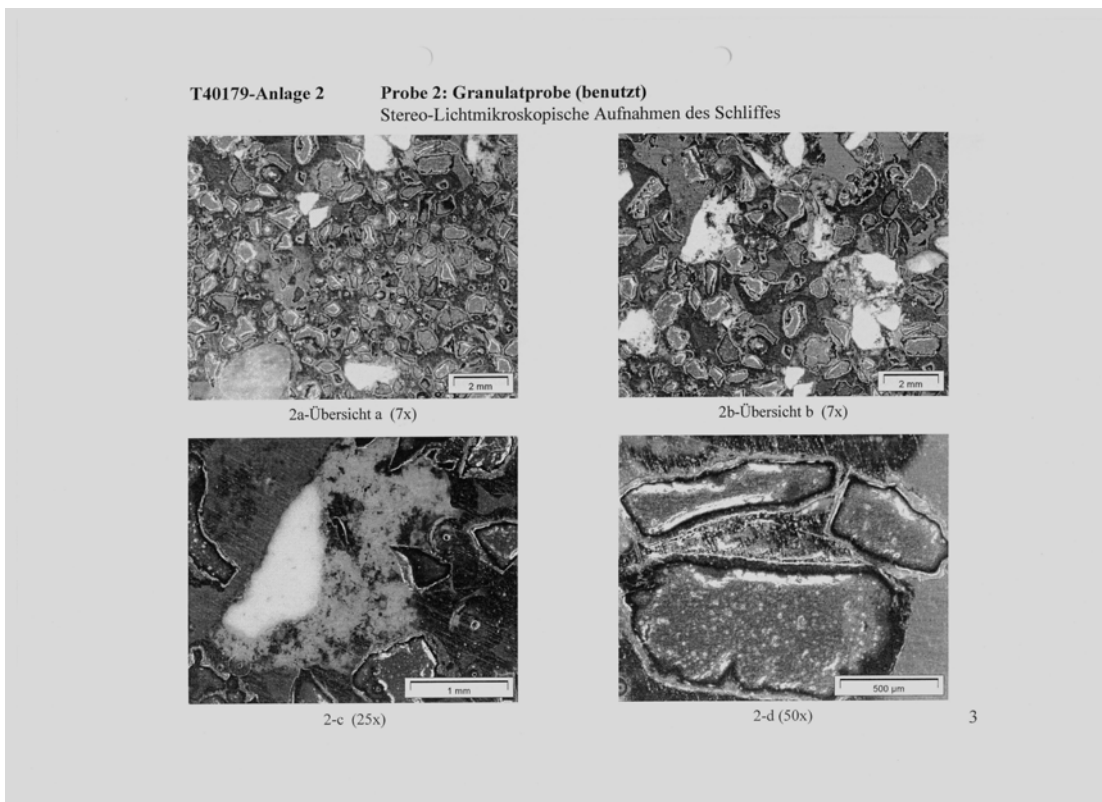


Abb. 162: Stereolichtmikroskopische Untersuchung am benutzten Korn

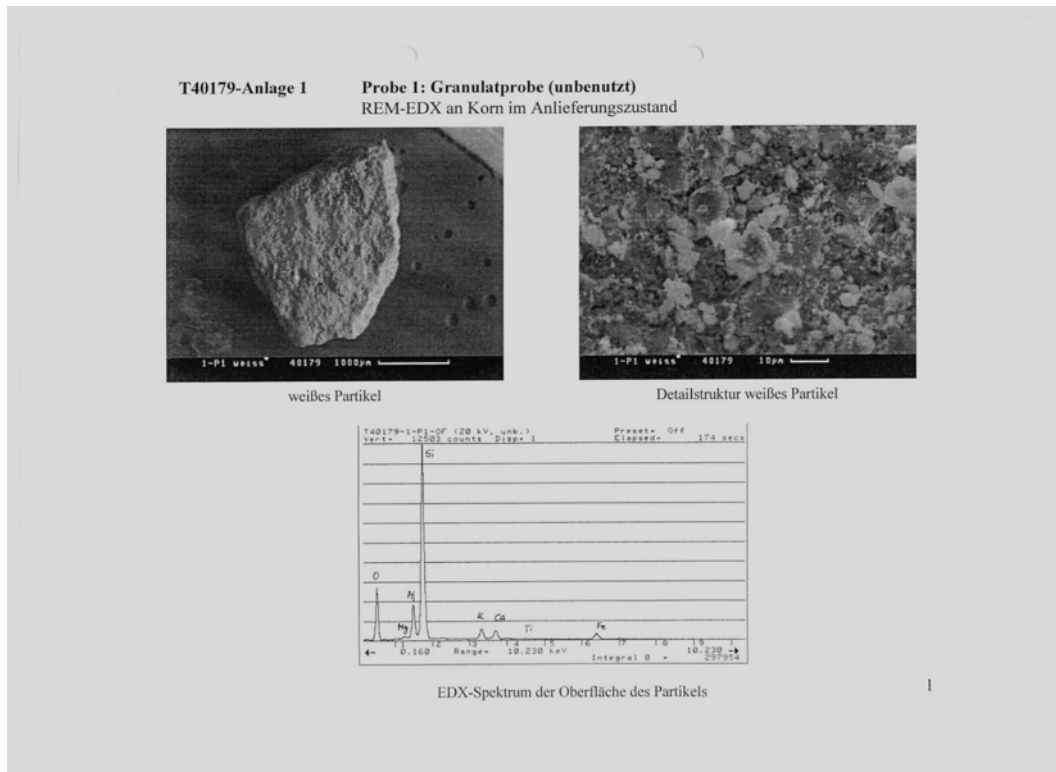


Abb. 163: REM-EDX am unbenutzten Korn

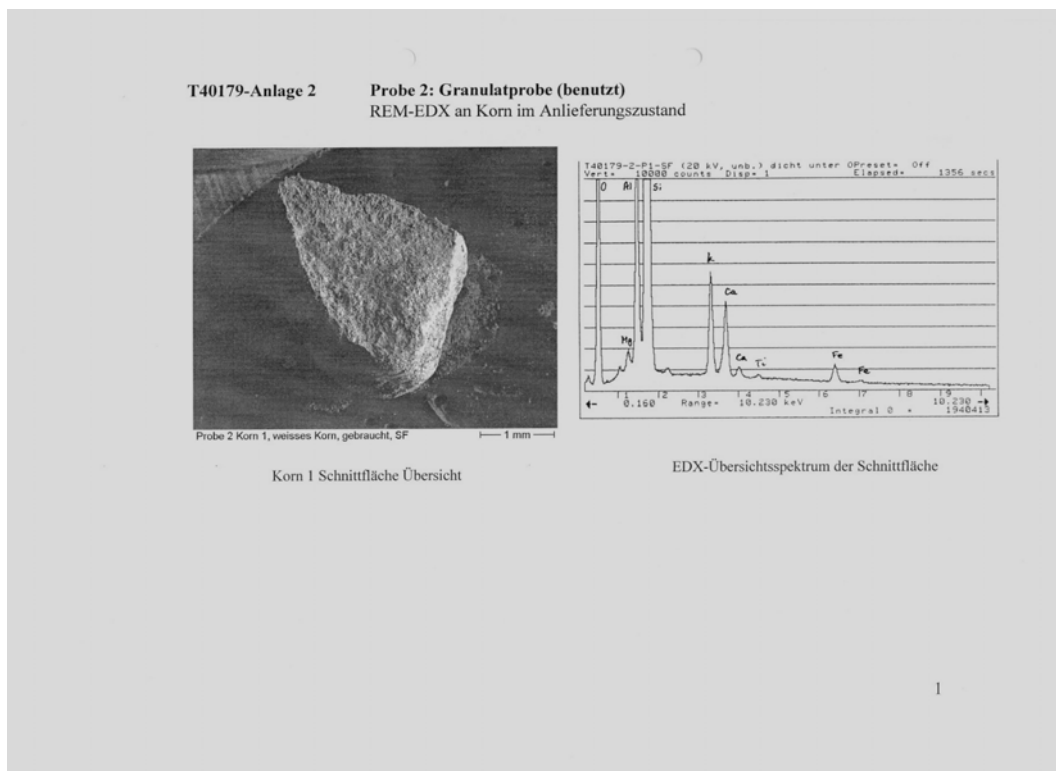


Abb. 164: REM-EDX am benutzten Korn

Aus dem REM-EDX kann abgeleitet werden, dass größere Mengen an Al, Si, K und Ca abgelagert wurden. Eisen wurde in geringem Umfang angelagert. Cu, Zn und Ni wurden nicht nachgewiesen.

Die Konzentrationen an Schwermetallen Cu, Zn, Pb und Cd sind im Bereich des Regenwassers sehr klein. Daraus schlussfolgernd ist der Eintrag an Material und die potentielle Adsorption im Verhältnis zum Hintergrundrauschen zu gering, um eine aufschlussreiche REM-EDX Untersuchung am Korn des FerroSorp-Materials durchzuführen.

### 7.4.1.3 Entsorgung

Alternativ wurde geprüft, ob das gebrauchte Filtermaterial schadlos deponiert werden kann. Es wurden 2 gebrauchte Proben des Filtermaterials durch ein akkreditiertes Labor einer Deponie analysiert. Die Ergebnisse der Prüfung sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Tab. 71: Grenzwerte für die Ablagerung in einer Deponie nach Abfallablagerungsverordnung AbfAbIV von 2001 [AbfAbIV, 2001]

Parameter			Deponieklasse nach AbfAbIV		Probe, gebrauchtes Filtermaterial	
			I	II	1	2
1						
1.01	Flügelscherfestigkeit	kN/m <sup>2</sup>	>=25	>=25	-	-
1.02	Axiale Verformung	%	<=20	<=20	-	-
1.03	Einaxiale Druckfestigkeit	kN/m <sup>2</sup>	>=50	>=50	-	-
2	Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz					
2.01	bestimmt als Glühverlust	Masse-%	<=3	<=5	1,85	2,43
2.02	bestimmt als TOC	Masse-%	<=1	<=3	0,12	0,17
3	Extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz	Masse-%	<=0,4	<=0,8	<=0,1	<=0,1
4	Eluatkriterien					
1.01	pH		5,5-13	5,5-13	7,53	7,69
1.02	Leitfähigkeit	µS/cm	<=10000	<=50000	125,5	251
1.03	TOC	mg/l	<=20	<=100	19	<10
1.04	Phenole	mg/l	<=0,2	<=50	<=0,5	<=0,5
1.05	As	mg/l	<=0,2	<=0,5	<=0,1	<=0,1
1.06	Pb	mg/l	<=0,2	<=1	<=0,2	<=0,2
1.07	Cd	mg/l	<=0,05	<=0,1	<=0,01	<=0,01
1.08	Cr-VI	mg/l	<=0,05	<=0,1	<=0,02	<=0,02
1.09	Cu	mg/l	<=1	<=5	<=0,05	<=0,05
1.10	Ni	mg/l	<=0,2	<=1	<=0,05	<=0,05
1.11	Hg	mg/l	<=0,005	<=0,02	<=0,1	<=0,1
1.12	Zn	mg/l	<=2	<=5	0,21	0,09
1.13	Fl	mg/l	<=5	<=25	<=0,2	<=0,2
1.14	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	<=4	<=200	<=1	<=1
1.15	Cyanide	mg/l	<=0,1	<=0,5	0,017	0,016
1.16	AOX	mg/l	<=0,3	<=1,5	0,14	0,036
1.17	Wasserlöslicher Anteil	Masse-%	<=3	<=6	0,4	0,1

Die Prüfung ergab für die untersuchten gebrauchten Materialproben, dass diese auf einer Deponie der Klasse I auf Grundlage der Auswertung der chemischen Parameter ohne

Vorbehandlung abgelagert werden können. Die einzuhaltenden Grenzwerte wurden in allen Fällen unterschritten. Für die mechanischen Kriterien liegen keine Ergebnisse vor.

Das Material ist nicht brennbar, nicht entflammbar und zeigt keine Reaktion mit Wasser, 1n HCL und 1n NaOH. Der pH-Wert liegt im neutralen Bereich. Der Glühverlust als Maß für den organischen Anteil liegt unterhalb von 3%. Aus diesem Grunde kann das Material nach Abfallablagereungsverordnung von 2001 [AbfAbIV, 2001] ohne Vorbehandlung auf der Deponie Klasse I abgelagert werden. Eine Einstufung als Sondermüll, der eine Behandlung erforderlich machen würde, muss nicht vorgenommen werden.

Es bleibt zu prüfen, ob Filtermaterial nach dem Einsatz in Filterpatronen, die in sehr hoch belasteten Straßen eingebaut waren, ebenfalls unbedenklich abgelagert werden kann.

Aber selbst wenn das Material eine höhere Konzentration an Schadstoffen aufweisen sollte und als Sondermüll zu entsorgen wäre, wäre das doch ein eher positiver Aspekt, dass diese Schadstoffe nicht ins Gewässer gelangt sind.

### 7.5 Vergleich der unterschiedlichen Behandlungsarten

In diesem Kapitel werden verschiedene Straßenablaufwasserbehandlungsmaßnahmen verglichen. Hierzu gehören:

- Mulden-Rigolen-System (MRS)
- INNODRAIN
- INNOLET (Rinne und Filterpatrone)
- Retentionsbodenfilter (RBF)
- Regenklärbecken (RKB)

Aus den gemessenen Wasserbilanzen aus den vorigen Kapiteln und den in den Eingangskapitel vorgestellten Bemessungskriterien wurde ein Simulationsmodell mit dem Programm STORM aufgestellt, mit dem die unterschiedlichen Behandlungsarten für Straßenabläufe in ihrer Wirkung verglichen werden können. [STORM, 2006] Die auf einzelne Parameter bezogenen Reinigungsleistungen wurden entsprechend der nachfolgenden Tabelle angesetzt. Aus der Eingangfracht kann die entsprechende Reduktion der Gesamfracht anhand der unterschiedlichen Stoffpfade in den verschiedenen Anlagen betrachtet werden.

Tab. 72: *Reinigungsleistung in %*

	MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
CSB	70	70	60	60	70	55
AFS	90	90	60	60	90	65
Cu	50	50	30	30	85	45
Zn	70	70	60	60	90	25
Pges	50	50	50	50	60	45

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Wasserbilanzen und die behandelte Wassermenge.

Tab. 73: Wasserbilanzen in m<sup>3</sup>/a

	MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
Zulauf	3311	3134	3016	3016	3095	3016
Verdunstung	223	11			77	
Bodenpassage	3208	2814	2400	2428	2825	
Ablauf	1938	2231			2747	2768
Versickerung	1129	786			0	
Überlauf ohne Behandlung	9	12	616	588	258	248
Behandelter Anteil	97%	90%	80%	80%	91%	92%

Aus der Wasserbilanz ist zu erkennen, dass die behandelte Menge der Systeme auf Grund unterschiedlicher Auslegung und Dimensionierungsvorgaben differiert. Der behandelte Anteil ist beim Mulden-Rigolen-System mit 97% am höchsten. Die behandelte Menge liegt für INNODRAIN, Retentionsbodenfiltern und Regenklärbecken bei ca. 90%. Bei den INNOLET®-Elementen ist auf Grund des geringen zur Verfügung stehenden Raumes der gereinigte Anteil mit 80% am niedrigsten, aber immer noch hoch.

Aus der Simulation mit einem ha versiegelter Fläche ergaben sich die in der nachfolgenden Tabelle dargestellten Zulaufmengen zum Behandlungssystem.

Tab. 74: Zulaufmengen in kg/a

CSB	253
AFS	271
Cu	193
Zn	332
Pges	2

Abhängig von der Behandlungsmaßnahme werden unterschiedliche Zu- und Abflussmengen und, davon abhängig, Reinigungsleistungen erzielt. Diese sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt. Diese unterscheiden sich für die einzelnen Behandlungsarten zum Teil sehr stark.

Die nachfolgende Tabelle stellt die Reinigungsleistung der einzelnen Verfahren da. Die Reinigungsleistungen basieren auf den Ergebnissen in den vorangegangenen Beschreibungen der Verfahren in den jeweiligen Kapiteln.



Tab. 75: Frachtbilanzen in kg/a

CSB		MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
	Zulauf	253	253	253	253	253	253
	Ablauf mit Reinigung	74	68	81	82	69	105
	Ablauf ohne Reinigung	8	26	52	49	22	21
	Summe Ablauf	82	94	132	131	91	125
	Reduktion	68%	63%	48%	48%	64%	50%
AFS		MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
	Zulauf	271	271	271	271	271	271
	Ablauf mit Reinigung	26	24	86	87	25	87
	Ablauf ohne Reinigung	8	28	55	53	24	22
	Summe Ablauf	35	52	142	140	48	110
	Reduktion	87%	81%	48%	48%	82%	60%
Cu		MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
	Zulauf	193	193	193	193	193	193
	Ablauf mit Reinigung	94	87	92	93	26	97
	Ablauf ohne Reinigung	6	20	39	38	17	16
	Summe Ablauf	100	106	132	131	43	113
	Reduktion	48%	45%	32%	32%	78%	41%
Zn		MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
	Zulauf	332	332	332	332	332	332
	Ablauf mit Reinigung	32	30	106	107	30	228
	Ablauf ohne Reinigung	10	34	68	65	29	27
	Summe Ablauf	42	64	173	172	59	256
	Reduktion	87%	81%	48%	48%	82%	23%
Pges		MRS	INNODRAIN	INNOLET Rinne	INNOLET Filterpatrone	RBF	RKB
	Zulauf	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
	Ablauf mit Reinigung	1,0	0,9	0,8	0,8	0,8	1,1
	Ablauf ohne Reinigung	0,1	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2
	Summe Ablauf	1,1	1,2	1,3	1,3	1,0	1,2
	Reduktion	48%	45%	40%	40%	55%	41%

In der vorstehenden Tabelle wird der Zulaufstoffstrom aufgeteilt in behandelten und unbehandelten Stoffstrom. In Abhängigkeit von der angesetzten Reinigungsleistung werden die Stoffströme in behandelte und unbehandelte Stoffströme aufgeteilt. Behandelt wird durch die Bodenpassage bei Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN und Retentionsbodenfilter. Für INNOLET zählt die Passage des Filters als reinigendes Element. Im Falle des Regenklärbeckens wird die Sedimentation als Reinigungsleistung angesetzt.

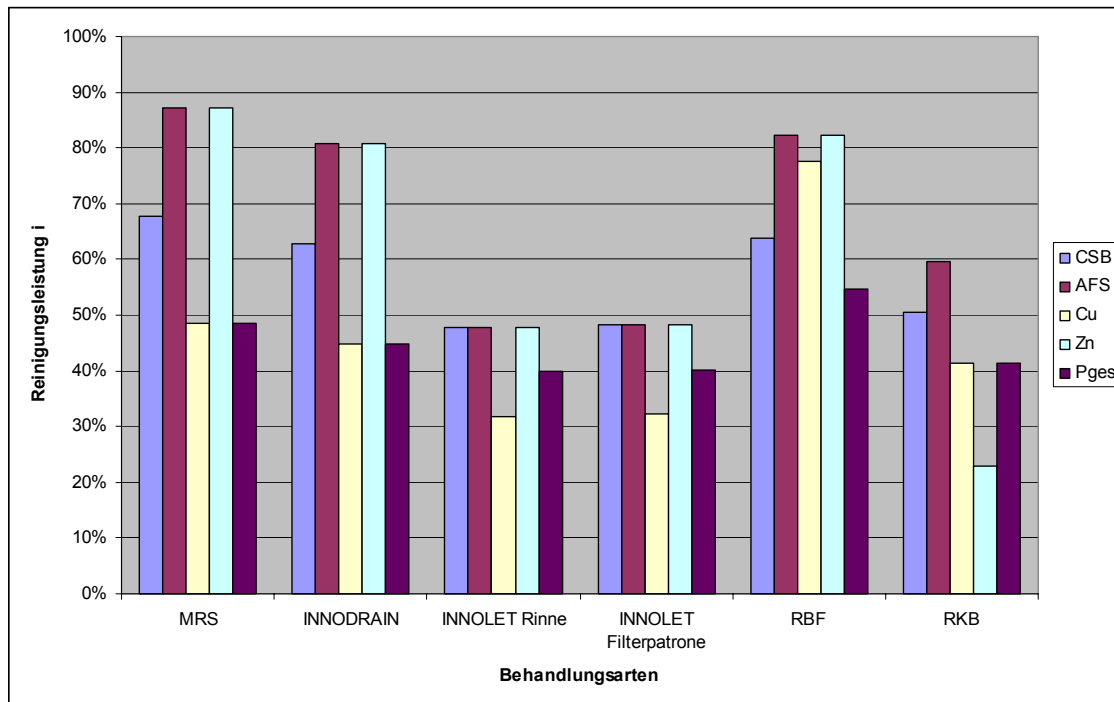


Abb. 165: Vergleich der Wirksamkeit verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen bezüglich der Parameter CSB, AFS, Cu, Zn, Pges

Im Wirksamkeitsvergleich ist zu sehen, dass bezüglich der Frachtreduktion die Verfahren mit großen Retentionsräumen die besten Rückhalteleistungen bringen. Dies bezieht sich auf Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN und Retentionsbodenfilter. Die beiden anderen Systeme stellen reine Behandlungsanlagen ohne Retentionseigenschaften dar. Die Reinigungsleistungen der beiden Systeme sind vergleichbar. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass INNOLET eine höhere Durchflussleistung und sehr geringe Kontaktzeiten besitzt. Dies berücksichtigt ist die Reinigungsleistung sehr hoch einzuschätzen.

## 7.6 Fazit

In den vorangegangenen Kapiteln sind die verschiedenen Ergebnisse und Untersuchungen zu dezentralen Elementen der Regenwasserbehandlung vorgestellt worden.

Die Reinigungsleistung unterschiedlicher zentraler und dezentraler Systeme wurden verglichen. Es hat sich gezeigt, dass die Reinigungsleistung von Systemen, die sowohl eine Retentionsleistung als auch eine Filtration beinhalten (d.h. Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN und Retentionsbodenfilter), auf Grund der geringen Flächenbelastung höher ist als bei den beiden übrigen Anlagen.

Vorteil von INNOLET® ist, dass hierbei die hoch belasteten Straßen separat behandelt werden können. Dies kann auch mit dezentralen Versickerungsanlagen geschehen. Diese sind aber speziell in bestehenden Straßen oft nicht nachträglich in den Querschnitt integrierbar. Hier bietet sich zur Behandlung eine Filtration im Straßeneinlauf an.

Im Bodenfilter und im Regenklärbecken werden die gemischten Abflüsse aller am zentralen Punkt zufließenden Regenabflüsse behandelt. Eine gezielte Behandlung bestimmter Schadstoffquellen ist nicht mehr möglich.

Die Einzeluntersuchungsergebnisse der dezentralen Anlagen sind im folgenden dargestellt:

### **Untersuchungen Mulden-Rigolen-System**

Zum Mulden-Rigolen-System wurden qualitative und quantitative Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit eines Mulden-Rigolen-Systems und des Muldenüberlaufverhaltens (Notüberlauf) durchgeführt. Besonderes Augenmerk wurde auf die Menge und Qualität des Muldenüberlaufwassers gelegt. Die Messungen beinhalteten sowohl natürliche Regen- und Muldenüberlaufereignisse als auch zwei künstliche Flutungsversuche mit stark verschmutztem Regenwasser von einer Autobahn im Berliner Stadtgebiet.

Die Ergebnisse sind vergleichbar mit bereits vorliegenden Untersuchungen an anderen Versickerungsanlagen.

Sie können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Die Versickerungsleistung des eingebauten Bodens beträgt ca.  $3 \cdot 10^{-5}$  m/s im gesättigten Zustand. Dies entspricht den Annahmen zur Bemessung der Anlagen.
- Die Häufigkeit der Muldenüberlaufereignisse im Betrachtungszeitraum (2 Jahre) liegt bei etwa  $n=2/a$  und kann mit dem Simulationsmodell nachgebildet werden. Grund für den 2maligen Überlauf pro Jahr war, dass die Messmulde erst nachträglich in 3 Teilmulden aufgeteilt wurde, deren Volumensumme auf Grund der Abgrenzung mit Erdwällen deutlich verringert war.
- Die qualitative Untersuchung hat gezeigt, dass alle untersuchten Werte unterhalb der vorgeschriebenen Grenzwerte der Berliner Liste und der Trinkwasserverordnung liegen. Der Frachtanteil durch die Muldenüberläufe am Gesamteintrag in den Untergrund liegt bei den meisten Parametern bei 1-2%. Ausnahmen sind Chlorid, Sulfat und Ammonium-Stickstoff.
- Die Erhöhung der Ablauf- bzw. Muldenüberlaufkonzentration an Sulfat gegenüber dem Zulauf ist bei den Flutungsversuchen wesentlich geringer als bei den natürlichen Ereignissen. Eine Ursache konnte nicht gefunden werden. Die Bodenwerte zeigten keinen erhöhten Sulfatgehalt an. Eine weitergehende Untersuchung wird angestrebt.
- Die Konzentrationen der ökotoxikologisch relevanten Einzelparameter, insbesondere der Schwermetalle, sind sowohl in den Abläufen aus der Rigole nach der Bodenpassage als auch in den Überläufen in der Regel deutlich niedriger als die stoffliche Belastung des Zulaufes von der Straße.
- Schwermetalle wurden durch die Oberbodenpassage gut zurückgehalten. Als Grund kann der schwach basische pH-Wert und der erhöhte Kalkgehalt des Bodens genannt werden. Eine Versauerung der Mulde ist zunächst nicht zu erwarten, da der pH-Wert des zulaufenden Wassers im neutralen Bereich um pH 7 liegt.

- Die Phosphat-Gehalte im Zulauf zur Mulde sind niedriger als im Muldenwasser. Auch im Überlauf und im Ablauf Rigole liegen höher als im Muldenzulauf. Da die bakteriologischen Werte ebenfalls ansteigen, kann als Ursache Hundekot vermutet werden. Durch Bodenpassage wird der Wert um mehrere Zehnerpotenzen verringert, liegt aber immer noch um den Faktor 2 über den Zulaufwerten von der Straße.
- Die beste Reinigungsleistung für alle betrachteten Parameter durch ein Füllmaterial im Überlauf von Mulde direkt in die Rigole wurde in dieser Versuchsreihe durch den mit Aktivkohle gefüllten Überlauf erzielt. Die Gehalte nach Passage der beiden anderen Überläufe sind durchweg höher.
- Die Verwendung eines Lavagranulats führt auf Grund der offensichtlichen Zersetzung des Materials in feine Partikel zur Verschlämmung des verwendeten Filtervlieses.
- Insgesamt konnte durch die Messungen gezeigt werden, dass der Anteil des Eintrages an der Gesamtfracht durch die Muldenüberläufe am Gesamteintrag sehr gering ist. Um die Ergebnisse langfristig abzusichern ist ein Langzeitmonitoring der vorhandenen Messmulden sinnvoll.

### **Untersuchungen INNODRAIN®**

Es wurden qualitative Untersuchungen zur Reinigungsleistung des INNODRAIN®-Systems durchgeführt. Die Messungen wurden bei natürlichen Regenereignissen durchgeführt.

Sie können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Die Ausgangswerte für den Zulauf sind gering, was den Werten für schwach befahrene Anwohnerstraßen entspricht.
- Die Konzentrationen der ökotoxikologisch relevanten Einzelparameter, insbesondere der Schwermetalle, sind in den Abläufen aus der Rigole nach der Bodenpassage in der Regel deutlich niedriger als die stoffliche Belastung des Zulaufes von der Straße.
- Schwermetalle wurden durch die Oberbodenpassage gut zurückgehalten. Als Grund kann der schwach basische pH-Wert genannt werden. Eine Versauerung der Mulde ist nicht zu erwarten, da der pH-Wert des zulaufenden Wassers im neutralen bis schwach basischen Bereich von pH 7,5 bis 8 liegt.
- Besonders hervorzuheben ist der gute bis sehr gute Rückhalt von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und polycyclischen Aromaten.
- Für die Parameter AOX und TOC ist eine Verringerung der Gehalte um etwa ein Viertel zu beobachten.
- Es zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Ablaufkonzentration an Sulfat, Nitrat und Chlorid gegenüber dem Zulauf bei den natürlichen Ereignissen, dadurch ist auch die Erhöhung der Leitfähigkeit zu erklären.

- Die Ablaufkonzentrationen an Ammonium sind nahezu zu 100% reduziert. Dadurch erklärt sich der höhere Nitratgehalt im Ablauf.
- Der Rückhalt bezüglich Phosphor ist nicht eindeutig nachzuweisen.

Im Ergebnis der Untersuchungen kann festgehalten, dass sich die Reinigungsleistungen analog zu Messungen an Mulden-Rigolen-Systemen verhalten. Durch den Einsatz von INNODRAIN® kann ein erheblicher Anteil der toxischen Wasserinhaltsstoffe zurückgehalten werden.

### **Untersuchungen INNOLET®**

Anlass zur Entwicklung von INNOLET war, dass Straßenablaufwasser vermischt mit Abläufen anderer Flächen im Trennsystem unvollständig oder gänzlich ungereinigt in die Gewässer eingeleitet wird. Diese Einleitart trägt in nicht unerheblichem Umfang zur Gewässerbelastung bei. Daher wird eine Reinigung der Abläufe vor der Einleitung zunehmend gefordert. Eine Nachrüstung einer Reinigungsanlage ist aber oft sehr aufwendig und scheitert oft entweder am fehlenden Platz oder auch an den Kosten. Es gibt viele kleine und abflusslose Gewässer, in die direkt eingeleitet wird, und deren Wasserqualität dringend verbessert werden muss. Die vorliegende Untersuchung konzentrierte sich auf die Reinigung von Straßenablaufwasser, da dies die am stärksten verschmutzte Regenwasserart darstellt.

In vielen insbesondere flachen Kanalnetzen steht für eine zentrale Behandlung nicht genügend Höhendifferenz vor der Einleitung ins Gewässer zur Verfügung um einen Wasserfluss im freien Gefälle zu gewährleisten. Daher müsste das Regenwasser aufwendig gepumpt werden.

Alternativ dazu bietet für die Behandlung des hochverschmutzten Straßenablaufwassers in vorhandenen Entwässerungsnetzen die Höhendifferenz zwischen Straßenoberkante und dem Ablauf in den Regenwasserkanal an. Dort setzen 2 im Laufe des Projektes entwickelte Filter an. INNOLET® Rinne ist ein Filter mit in den Rinnen liegenden Filterelementen. INNOLET® Filterpatrone ist ein Nachrüstfilter für bestehende Straßenabläufe.

Im Rahmen des Projektes wurden für beide Filtervarianten Voruntersuchungen zur Hydraulik und zur qualitativen Wirkung durchgeführt. Die Voruntersuchungen wurden auf einem halbtechnischen Versuchsstand durchgeführt, der einen realen Filterdurchlauf mit künstlichem Straßenablaufwasser simulierte. Ziel war es die hydraulische Leistungsfähigkeit zu untersuchen und zu optimieren. Gleichzeitig wurden Proben zur Einschätzung der Leistungsfähigkeit zur Reduktion verschiedener Parameter gezogen.

Dazu wurden die verwendeten Filtermaterialien vor den Versuchen im Labor auf eluierbare Stoffe untersucht. Gleichzeitig erfolgte eine Voruntersuchung zur Adsorption von gelösten Stoffen aus einem künstlich hergestellten Regenwasser überprüft um die Adsorptionseigenschaften der Filtermaterialien zu prüfen. Dabei wurde festgestellt, dass die geprüfte Aktivkohle und das Südflock geogen bedingt erhöhte Konzentrationen an Phosphat enthält. FeOOH enthält erhöhte Chlorid-Konzentrationen. Als Nachteil des Lavagranulates ist

der hohe Austrag an abfiltrierbaren Stoffen, die aus dem Material selbst stammen, zu nennen.

Parallel dazu wurden die Siebkennlinien der Materialien erstellt. Aus diesen konnte die für die hydraulische Leistungsfähigkeit, optimale Kennlinie herausgearbeitet werden.

Die ersten praktischen Erprobungen erfolgten unter der Maßgabe der hydraulischen Leistungsfähigkeit. Im Zuge der Optimierung wurde ein zweistufiges Filtersystem entwickelt, das eine langfristige Filtration der vorgegebenen Mengen gewährleisten sollte. Dazu wurde die Anordnung der beiden Filterstufen optimiert.

- Die erste Stufe arbeitet als Grobfiltration, die das Ziel hat grobe Bestandteile wie Blätter und Sande zurückzuhalten.
- Die 2. Stufe dient der Filtration und Abscheidung feiner suspendierter Stoffe und der adsorptiven Reinigung.

Die hydraulischen Messergebnisse der eingebauten Objekte ergab einen mit der Zeit verminderten Durchsatz. Dieser scheint sehr standortspezifisch zu sein. Bei einem Zeitraum von einem halben Jahr kann noch von einer guten hydraulischen Leistungsfähigkeit ausgegangen werden. Aus weiteren Untersuchungen kann geschlossen werden, dass auch von einer längeren Standzeit ausgegangen werden kann.

Aus den qualitativen Messergebnissen der Vorversuche lassen sich folgende Aussagen ableiten:

- Eine Mischung der adsorptiven Materialien mit steil abgestuften Filtersand erwies als praktikabel.
- Ein Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen als Summenparameter wurde beobachtet.
- Eine Rückhaltung verschiedener Stoffgruppen Schwermetalle (hier Zink und Kupfer), o-Phosphat und PAK

Bei den übrigen Parametern wurden uneinheitliche Ergebnisse ermittelt. Die Schwermetalle Cadmium und Blei waren unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Messung der stofflichen Parameter mit der angewendeten Methode der Probenahme ergibt ein zeitliches spezifisches Bild auf den Abfluss zum Zeitpunkt der Probenahme. Eine Aussage über den gesamten Niederschlagszeitraum ist dabei nicht möglich.

## 8 Ökonomischer und Nutzen Vergleich

### 8.1 Investitions- und Betriebskostenkosten

Die Akzeptanz des Systems ist im wesentlichen abhängig von den Kosten für Investition und den Betriebs- und Wartungskosten. Dazu ist ein Vergleich der unterschiedlichen Behandlungsanlagen erforderlich. Die nachfolgende Tabelle zeigt Zahlen für die Regenwasserbehandlung mit dezentralen und zentralen Behandlungsanlagen. Für die Vergleichbarkeit sind die Kosten, hier die Investitionskosten als spezifische Kosten pro m<sup>2</sup> behandelte Fläche aufgelistet.

Tab. 76: *Angesetzte Investitionen und Betriebskosten der Behandlungsanlagen bezogen auf eine Fläche von 1 ha*

	Maßnahme	Investitionen			Betrieb		
		Massen	Einheit	Einheitspreis	Einheit	spez. Betriebskosten	Nutzungs-dauer
Mulden-Rigolen-System	Mulden-Rigolen-System	10.000,00	m <sup>2</sup>	30,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	0,00	50
	Rasenmähd, 4x pro Jahr	1.000,00	m <sup>2</sup>	0,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	1,00	50
	Austausch Oberboden	1.000,00	m <sup>2</sup>	15,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	0,00	25
INNODRAIN	INNODRAIN	10.000,00	m <sup>2</sup>	40,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	0,00	50
	Pflanzschnitt/Wartung	500,00	m <sup>2</sup>	0,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	3,00	50
	Austausch Oberboden	500,00	m <sup>2</sup>	15,00	€/m <sup>2</sup> AE,b	0,00	25
INNOLET	INNOLET	32,00	Stck.	1.300,00	€/Stck.	100,00	10
	Grobstoffreinigung	32,00	Stck.	0,00	€/Stck.	80,00	10
	Filteraustausch	32,00	Stck.	0,00	€/Stck.	40,00	1
Retentionsbodenfilter (RBF)	Pumpwerk, baulich	1,00	Stck.	10.000,00	€/Stck.	1.000,00	50
	Pumpwerk, Pumpen	1,00	Stck.	4.000,00	€/Stck.	200,00	10
	Bodenfilter, Regenwasser vorgeschaltetes Regenklärbecken	200,00	m <sup>3</sup>	600,00	€/m <sup>3</sup>	10,00	50
	Bodenfilter, Abschälen	10,00	m <sup>3</sup>	2.000,00	€/m <sup>3</sup>	120,00	50
	Oberboden, Reinigung	200,00	m <sup>3</sup>	80,00	€/m <sup>3</sup>	0,00	10
	Bodenfilter, RKB, Grundstück	500,00	m <sup>3</sup>	200,00	€/m <sup>2</sup>	0,00	50
Regenklärbecken (RKB)	Pumpwerk, baulich	1,00	Stck.	10.000,00	€/Stck.	1.000,00	50
	Pumpwerk, Pumpen	1,00	Stck.	10.000,00	€/Stck.	0,00	10
	Regenklärbecken	10,00	m <sup>3</sup>	2.000,00	€/m <sup>3</sup>	120,00	50
	Regenklärbecken, Grundstück	100,00	m <sup>3</sup>	200,00	€/m <sup>2</sup>	0,00	50

Im Vergleich zu den zentralen Behandlungskosten sind hier die Kosten der Investition für die Regenwasserbehandlung mit INNOLET<sup>®</sup>-Filtern angegeben.

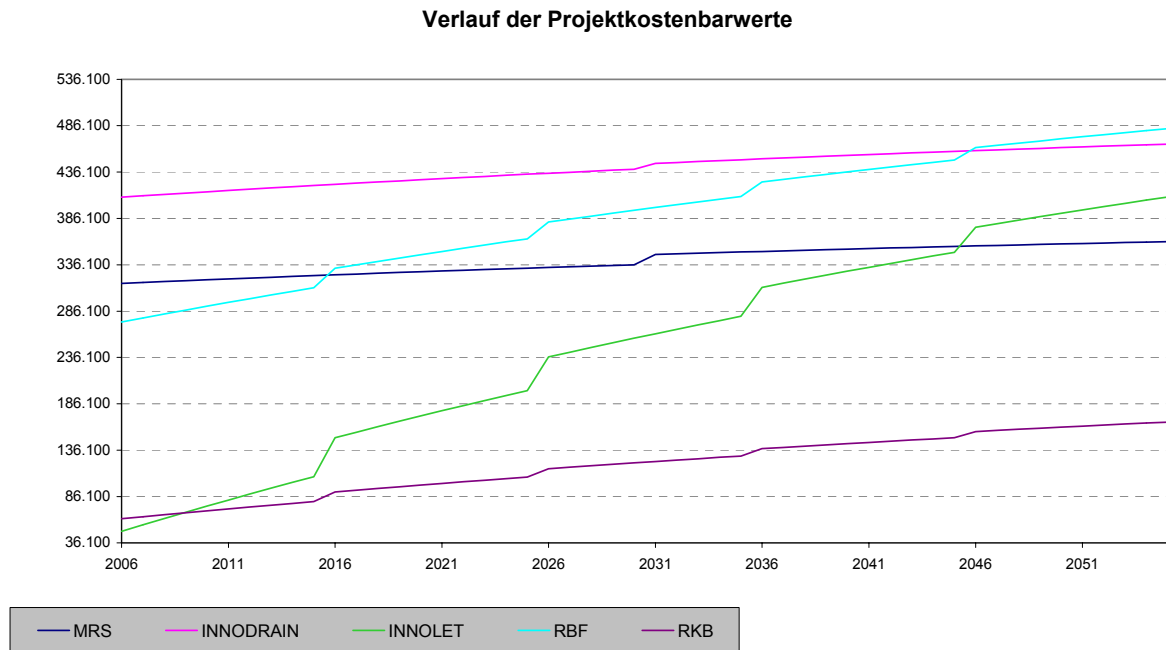
Zusätzlich zu den Investitionskosten werden die spezifischen Wartungs- und Reinigungskosten angesetzt. Dabei wird für die Bodenfilter und Regenklärbecken von Wartungskosten in Höhe von 2% der Investitionskosten pro Jahr angesetzt. Dies entspricht einer durchschnittlichen 50ig-jährigen Standzeit.

## **8.2 Projektkostenbarwertberechnung**

Der Projektkostenbarwert einer Maßnahme definiert die heute benötigte Geldmenge, um diese Anlage zu bauen und über die gesamte Lebensdauer zu unterhalten. Der gesamte reale Barwert des Szenarios wird aus den Kapitalkosten und den über die Lebensdauer summierten laufenden Kosten errechnet. Die Betrachtung von Projektkostenbarwerten wird zu den dynamischen Verfahren des Kostenvergleichs gezählt. Diese sind für eine korrekte Kostenvergleichsrechnung den statischen Verfahren unbedingt vorzuziehen (Zimmerman, 2005). Der Projektkostenbarwert dient zur besseren Vergleichsmöglichkeit der verschiedenen Szenarien.

Die Berechnungen wurden auf Basis der vorangegangenen Kostenschätzung mit einer Kostenvergleichsrechnung (KVR) nach LAWA-Leitlinien durchgeführt. Diese Berechnungen erfolgten mit dem Eco.RWB-Tool, welches die Ermittlung der Investitions- und Betriebskosten mittels dynamischer Kostenvergleichsrechnung beinhaltet. [IPS, 2006] In dem Model Eco.RWB wurde eine Datenbank integriert, die verschiedene Informationen für Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung über spezifische Investitionskosten, spezifische Betriebskosten und empfohlene technische Nutzungsdauern enthält. Die Betriebskosten werden auf Grundlage der integrierten Datenbank zugeordnet und über die Nutzungsdauer der jeweiligen Maßnahme berechnet. Die Berechnung des Projektkostenbarwertes erfolgt für einen Untersuchungsraum von 50 Jahren, als Bezugszeitpunkt das Jahr 2006, einem Zinssatz von 2,5% und einer Preissteigerung von 1,5%. Aufgrund der angegebenen durchschnittlichen Nutzungsdauer kommt es bei verschiedenen Maßnahmen während des Untersuchungszeitraumes zu einem kompletten Ersatz (Neubau) der Anlage.





**Abb. 166:** Verlauf der Projektkostenbarwerte verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen

Der vorangestellte grobe Vergleich ergibt für das System INNOLET® einen Kostenvorteil in den Anfangskosten. Auch das Regenklärbecken schneidet hier sehr günstig ab. Höhere Anfangskosten ergeben sich für dezentralen und zentralen Becken zur Regenwasserbehandlung. Der für Mulden-Rigolen-System und INNODRAIN angesetzte Reinigungsaufwand ergibt eine deutlich geringere Kostenentwicklung als beim Retentionsbodenfilter. Für den Retentionsbodenfilter wurde eine Abschälung des oberen Filters alle 10 Jahre angesetzt. Dies ist für die höheren Endkosten verantwortlich.

Die Nachrüstvariante INNOLET® ist auf Grund des höheren Wartungsaufwandes mit höheren Betriebskosten verbunden, so dass sie langfristig mit höheren Kosten als z.B. das Mulden-Rigolen-System verbunden ist. Es erscheint allerdings als günstige Alternative für die schnelle Verbesserung der Wasserqualität. Zudem entsteht kein zusätzlicher Flächenbedarf für eine zentrale Anlage.

### 8.3 Nutzwertanalyse

Das Ziel einer Nutzwertanalyse ist es, den Wert einer Variante, eines Projektes, einer Maßnahme oder eines Szenario zu ermitteln. Die Nutzwertanalyse stellt eine Erweiterung der Kosten-Nutzen Analyse auf nicht monetäre Ziele dar. Innerhalb einer Nutzwertanalyse werden eine Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck verglichen, die einzelnen Alternativen entsprechend den Präferenzen den Entscheidungsträgers bezüglich eines mehrdimensionalen Zielsystems zu ordnen. Dabei wird die Effektivität einer Maßnahme ermittelt, d.h. der Gesamtbetrag oder der Gesamtnutzen zu gegebenen Zielen. Der Gesamtnutzen ergibt sich aus der Summe der Einzelbeträge der Teilziele. Die Kosten

der Maßnahme werden als ein Indikator abgebildet. Je geringer die Kosten sind, desto höher ist der Zielbetrag. Kosten stellen in dieser Betrachtung entgangenen Nutzen dar [Zimmerman, 2005].

Eine Nutzwertanalyse folgt den Schritten:

- Operationale Erfassung von widerspruchsfreien Zielen
- Erfassung von Nebenbedingungen
- Wirksamkeits- und Zielertragsanalyse
- Ermittlung der Zielerfüllungsgrade
- Gewichtung der Zielerfüllungsgrade
- Entscheidung

Die Nutzwertanalyse ermöglicht einen Szenarienvergleich, auch wenn die zu erreichenden Ziele unterschiedlich sind. Sie ermöglicht, neben der optimalen technischen Lösung, die Einbeziehung von gesellschaftlichen Kriterien.

Für die voran betrachteten Szenarien wurden folgende Eingangsdaten gewählt.

Tab. 77: *Eingangsdaten für die Nutzwertanalyse (pro ha)*

Zielvariablen				Szenarien					
				1. Ist	2. MRS	3. INNODRAIN	4. INNOLET	5. RBF	6. RKB
<b>Nr. Kurzbez. Name</b>				Ist-Zustand	Mulden-Rigolen-System	INNODRAIN	INNOLET	Retentionsbodenfilter	Regenklärbecken
<b>Kommentar</b>								Neu	Neu
<b>Nr.</b>	<b>Kurzbe</b>	<b>Einheit</b>	<b>Name</b>						
	<b>z.</b>								
1.	Menge	[m <sup>3</sup> ]	Unbehandelte Regenwassermenge	3311	9	12	600	258	248
2.	CSB	[%]	Reduktion CSB	0	68	63	48	64	45
3.	AFS	[%]	Reduktion AFS	0	87	81	48	82	50
4.	Cu	[%]	Reduktion Cu	0	48	45	32	78	30
5.	Zn	[%]	Reduktion Zn	0	87	81	48	82	30
6.	Pges	[%]	Reduktion Pges	0	48	45	40	55	30
7.	PKB	1.000 €	Projektkostenbarwert	0	361	466	409	483	166
8.	Invest	1.000 €	Investitionskosten	0	315	408	42	270	60
Neu	Umsetzung	a	Umsetzbarkeitszeitraum	0	1	1	0	2	2

Die Gewichtung der Parameter wurde wie folgt vorgenommen.

Tab. 78: Gewichtung der Parameter für die Nutzwertanalyse

Nr.	Kurzbezeichnung	Name	Gewichtung [%]
1.	Menge	Unbehandelte Regenwassermenge	10
2.	CSB	Reduktion CSB	10
3.	AFS	Reduktion AFS	10
4.	Cu	Reduktion Cu	10
5.	Zn	Reduktion Zn	10
6.	Pges	Reduktion Pges	10
7.	PKB	Projektkostenbarwert	15
8.	Invest	Investitionskosten	15
9.	Umsetzung	Umsetzbarkeit in Jahren	10

Mit 30 % wurde den Kosten in Form des Projektkostenbarwertes und der Investitionskosten das größte Gewicht beigemessen. Den Schwermetallen, welche maßgeblich im Straßenabfluss enthalten sind, wurden jeweils 10% zugewiesen. Auch die übrigen Parameter erhielten jeweils 10% Gewicht. Damit wurde dem monetären Schwergewicht der Finanzierung Rechnung getragen ohne die Verminderung der Emissionen aus dem Auge zu verlieren.

Es ergeben sich folgende Ergebnisse aus dem Nutzwertvergleich:

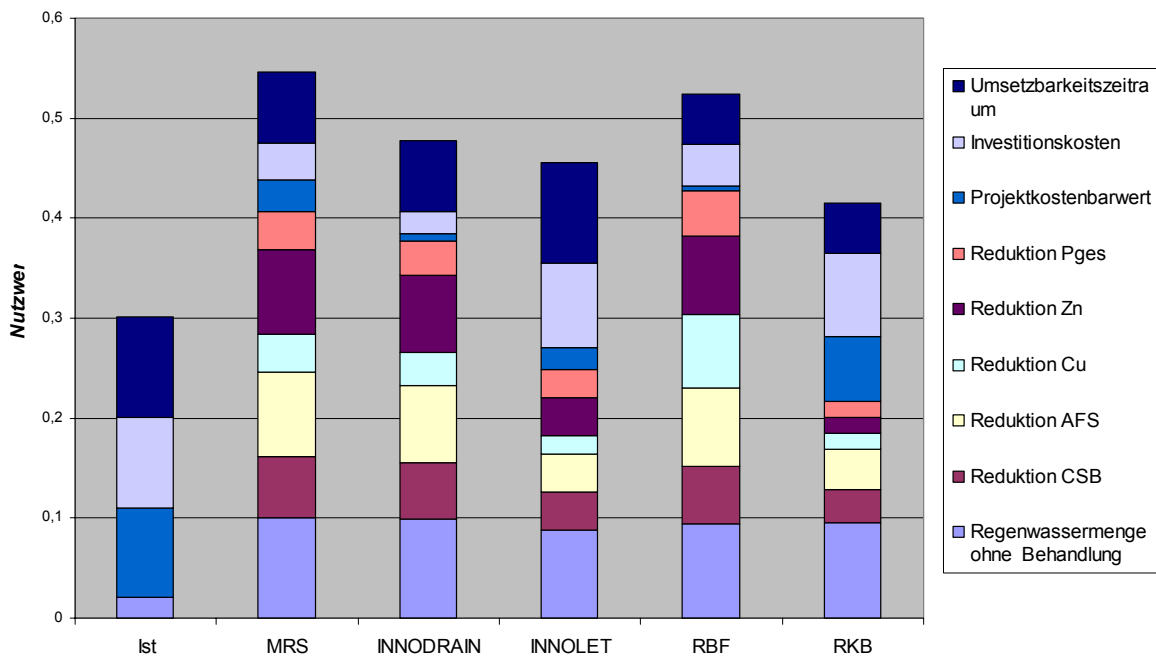


Abb. 167: Vergleich der Nutzwerte verschiedener Regenwasserbehandlungsanlagen bezogen auf eine Fläche von 1 ha

Aus der Nutzwertanalyse ist deutlich erkennbar, dass die Verfahren mit Langsamfiltration (Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN und Bodenfilter) die höchsten Nutzwerte erbringen.

INNOLET als Nachrüstvariante kann auf Grund seiner geringen Investitionskosten und schnellen Umsetzbarkeit einen guten Nutzwert erbringen. Am schlechtesten der verfügbaren Varianten schneidet das Regenklärbecken auf Grund der geringsten Reinigungsleistung ab. Die Nullvariante, d.h. die Beibehaltung des Ist-Zustandes ist zwar die kostengünstigste Variante. Sie hat aber den niedrigsten Nutzwert, da keine Reinigung des abfließenden Wassers erfolgt.

#### **8.4 Fazit**

Die untersuchten Varianten wurden auf ihre Kosten verglichen. Dazu wurden die Wartungs- und Betriebskosten herangezogen. Der Projektkostenbarwert nach LAWA bezogen auf einen Zeitraum von 50 Jahren gibt einen besseren Vergleich über die Langzeitkosten als die einfache Kostenrechnung.

Da ein Vergleich der Varianten sich nie ausschließlich auf die Kosten beziehen sollte, wurde der Nutzwert der Anlagen und Behandlungsmaßnahmen in Form von reduzierter Fracht und Beeinflussung des Wasserhaushaltes zur Bewertung herangezogen. Eine wichtige Rolle spielt auch der Zeitraum der Umsetzung. Hier unterscheiden sich die Maßnahmen in Ihrer Flexibilität.

Es wird deutlich, dass dezentrale Massnahmen sowohl zeitlich als auch örtlich flexibler und schneller umzusetzen sind als zentrale Massnahmen. Eine flächenhafte Umsetzung in Neubaugebieten ist kurzfristig möglich. Dies gilt insbesondere für die Nachrüstmöglichkeit von INNOLET®. Auch eine „Wachsen“ des Entwässerungssystems mit dem Baufortschritt ist mit dezentralen Maßnahmen möglich. Teure zentrale Maßnahmen, die am Beginn der Erschließung für das Gesamtgebiet bemessen und gebaut werden müssen, können so ganz entfallen.

In punkto Reinigungsleistung schneiden die Behandlungsanlagen mit Filtration durch einen Bodenkörper (Mulden-Rigolen-System, INNODRAIN® und Retentionsbodenfilter) am besten ab. Auf Grund der höheren Durchsatzraten ist die Reinigungsleistung von INNOLET® und einem Regenklärbecken deutlich niedriger.

Auf Grund der breit gefächerten Betrachtung und Bewertung sowohl der Kosten, als anderer Faktoren ist demnach eine „objektivere“ Entscheidungsfindung möglich.

## 9 Zusammenfassung und Empfehlungen

In der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Regenwasserbehandlungsmaßnahmen für Straßenabflüsse vorgestellt und diskutiert.

Im ersten Kapitel wurden die derzeit geltenden gesetzlichen Rahmenbedingungen aufgezeigt. Hier ist insbesondere auf die abgestufte Gesetzgebung im europäischen Rahmen zu verweisen. Auf Länderebene sind die einzelnen Regelungen sehr unterschiedlich. Hier existieren u.a. in Nordrhein Westfalen, Baden Württemberg verschiedene Regelungen zum Umgang und zur Behandlung des Niederschlagsabflusses. Es zeigt sich, dass von einheitlichen Bewertungsverfahren und Kriterien zum Einsatz von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen keine Rede sein kann. Zudem sind die Regelungen oft auf das Verfahren zur Behandlung orientiert und nicht auf die einzuhaltenden Emissionswerte, die örtlich sehr unterschiedlich sein können.

Die Arbeit bietet ferner einen Überblick über die vorhandenen Verfahren zur Niederschlagswasserbehandlung im Trennsystem. Verschiedene Verfahren können auch im Mischsystem eingesetzt werden, deren Behandlung war aber nicht Ziel dieser Arbeit. Grob können die Verfahren in Verfahren zur Behandlung am Ort des Entstehens des Regenabflusses und Verfahren vor Einleitung in das Gewässer unterschieden werden.

Bei den in der Arbeit untersuchten Verfahren handelt es sich ausschließlich um Verfahren, die den Abfluss am Ort des Entstehens bewirtschaften bzw. behandeln. Dabei handelt es sich um:

- Mulden-Rigolen-System
- INNODRAIN®
- INNOLET®

Bei den ersten beiden Verfahren handelt es sich um Verfahren die sowohl eine Mengen- als auch eine Qualitätsbewirtschaftung ermöglichen. Das Dritte Verfahren ist ein Verfahren zur Qualitätsverbesserung.

Alle 3 Verfahren haben sich als praxistauglich erwiesen. Zu den Verfahren können folgende Empfehlungen gegeben werden.

### ***Mulden-Rigolen-System und INNODRAIN®***

- Aufgrund des äußerst geringen Frachtanteils des Eintrages durch den Überlauf am Gesamtfrachteintrag in den Boden erscheint der zusätzliche Einbau eines Filtermaterials im Überlauf nicht angemessen. Sollte dieser dennoch gefordert werden, so kann eine granuliert körnige Aktivkohle Filtermaterial für den Überlauf eingesetzt werden. Als Alternative könnte auch ein granuliertes Eisenhydroxid verwendet werden. Die erforderlichen Mehrkosten liegen pro Überlauf bei ca. 25 EUR pro Einbau. Eine endgültige Beurteilung der Standzeit sollte aus Langzeitversuchen ermittelt werden. Es zeigte sich aber bei den Flutungsversuchen, dass auch nach 2 Jahren z.B. bei Aktivkohle

noch eine erhebliche Reinigungsleistung zu verzeichnen war. Das verwendete Filtermaterial kann und sollte in Abhängigkeit vom Zielparameter variiert werden.

- Das eingesetzte Filtermaterial darf sich im Laufe der Nutzung nicht selbst zersetzen, da es ansonsten leicht ausgetragen wird. Ein geeigneter Behälter könnte aus einem Edelstahlsiebkorb bestehen. Filtervliese haben sich dafür nicht bewährt.
- Die Konstruktion des Muldenüberlaufes sollte so gestaltet sein, dass auch einen Rückhalt von Schwimmstoffen und Leichtflüssigkeiten gewährleistet ist. Die oft noch verwendeten Überläufe mit Gitterrostabdeckungen sind nicht empfehlenswert, da hier die alles direkt in die Rigole eingetragen wird.
- Der Muldenüberlauf muss auf einer dem Zulauf gegenüber liegenden Seite angeordnet werden um eine maximale Fließzeit zum Muldenüberlauf zu gewährleisten.
- Für den Einbau der Böden sollten Zertifikate hinsichtlich der Einhaltung der erforderlichen Wasserleitfähigkeit gefordert werden. Eine stichprobenartige Überprüfung durch einen Versickerungsversuch vor Ort sollte erfolgen.
- Für den Einbau der Böden sollten Zertifikate hinsichtlich der Einhaltung der erforderlichen Kriterien der Berliner Liste o.ä. in Abhängigkeit vom Standort vorliegen. Es sollte zusätzlich eine stichprobenartige Überprüfung der eingebauten Böden in geeigneter Weise vorgenommen werden. Hier muss noch ein einheitliches Verfahren erarbeitet werden, das eine Prüfung der Böden bei Lieferung zulässt. Bisher herrscht auf der Baustelle oft noch Verwirrung.
- Für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff sollten Höchstgehalte im einzubauenden Boden festgehalten werden. Zur Verbesserung der Nährstoffbindungsfähigkeit des Bodens sollte geprüft werden, welche Zuschlagstoffe zur Melioration empfohlen werden könnten. Als Zuschlagsstoff kann Calciumcarbonat vorgehen werden. Dieser dient auch als Puffer um die langfristigen Tendenzen zur pH-Wert-Erniedrigung im Zulauf vorzubeugen.
- Die Forderungen für Zertifikate und Qualitäten sind in den Ausschreibungen zu verankern, da ansonsten die gewünschten Böden auf den Baustellen nicht durchsetzbar sind.
- Die Unterhaltung der Systeme, insbesondere die Reinigungsintervalle der Mulden, sind so zu gestalten, dass eine Erhöhung der Stoffbelastung im Muldenwasser durch Verunreinigungen vermieden wird.

### ***Straßenablauffilter INNOLET®***

- Ein wichtiger Aspekt in der Praxis ist die Zugänglichkeit der Anlagen. Als hinderlich erwiesen sich hierbei parkende Fahrzeuge. Dies wirkt sich sowohl auf die Probenahme als auch auf die Wartung und Reinigung der Anlagen aus. Dies trifft allerdings auch auf die derzeitigen Straßeneinläufe zu, die oft nicht in dem erforderlichen Intervall gereinigt

werden können. Hierzu wären zeitliche Sperrungen für Reinigungszwecke sinnvoll, aber offensichtlich schwer durchsetzbar.

- Ein weiterer Aspekt ist das Intervall der Straßenreinigung. Es scheint sich zu bestätigen, dass bei hoch belasteten Straßen eine effiziente und mit dichten Intervallen arbeitende Straßenreinigung die Standzeit des Filters verlängert, da die Verstopfung der Filteroberfläche minimiert wird. Somit kann die Gesamteffizienz gesteigert werden.
- Insgesamt zeigt sich, dass die Nachrüstung vorhandener Straßen mit der Filterpatrone INNOLET® Filterpatrone eine durch sinnvolle Methode für die schnell einsetzbare Reduktion von Stoffen aus den Straßenabläufen ist. Qualitativ ist der Unterschied zu INNOLET® Rinne nur gering. Diese hat den Nachteil des höheren baulichen Aufwandes für die Rinnenkörper, ist aber für Neubaugebiete oder Straßenrekonstruktionen durchaus geeignet.
- Es konnte im Rahmen der Arbeit nicht endgültig geklärt werden, wie, und unter welchen Bedingungen, das Filtermaterial nach Gebrauch gereinigt und wieder verwendet werden kann. Zur Zeit wird es fachgerecht entsorgt.
- Neben den eingebauten Filtermaterialien sind noch weitere im Handel erhältlich und sollten auf ihre Eignung geprüft werden. Weiterhin ist es sinnvoll noch weitere Messungen im eingebauten Zustand vorzunehmen, um die bisherigen Ergebnisse weiter anzuschärfen.

Die 3 untersuchten Verfahren wurden mit Verfahren zur zentralen Behandlung verglichen. Es ist an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass es kein Standardverfahren für die Lösung quantitativer oder qualitativer Fragestellungen gibt. Vielmehr ist der Einsatz eines oder mehrerer Verfahren von den örtlichen Randbedingungen und den Zielerfordernissen abhängig. Eine Hilfe zur Entscheidungsfindung kann eine Nutzwertanalyse sein, die in dieser Arbeit vorgestellt wurde. In diese fließen die Ergebnisse der hydraulischen und frachtbezogenen Berechnung genauso ein wie Kriterien wie Akzeptanz, Umsetzbarkeit, Kosten etc. Auf Grundlage der gewichteten Kriterien kann die Entscheidungsfindung für eine angepasste Lösung an Hand der sich ergebenden Nutzenmatrix erfolgen.

## 10 Literatur

- AbfAbIV (2001):** *Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen*, BGBl. I.
- AbwAG (1996):** "Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwAG), Abwasserabgabengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. November 1994, BGBl. I S. 3370, geändert durch G.v. 11.11.1996", BGBl. I, S. 1690.
- AbwV (2000):** "Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV)", Deutscher Taschenbuchverlag, 268.
- ATV (1994):** *Planung der Kanalisation*, ATV-Handbuch, 4. Auflage, Verlag Ernst & Sohn.
- ATV (1995):** "Überstau und Überflutung, Definitionen und Anwendungsbereiche, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.2.6 "Hydrologie der Stadtentwässerung"", *Korrespondenz Abwasser*, 42. Jahrgang (Heft 5).
- ATV AG 1.4.3 (1994):** "Beurteilung und Behandlung des Regenwetterabflusses, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.4.3 "Regenwasserbehandlung"", *Korrespondenz Abwasser*, 41. Jahrgang (Heft 2), S.304-310.
- ATV-A 105 (1997):** ATV-Arbeitsblatt A 105: Wahl der Entwässerungssysteme, ATV Abwassertechnische Vereinigung e. V., 15 S.
- ATV-A 106 (1995):** ATV-Arbeitsblatt A 106: Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen, ATV Abwassertechnische Vereinigung e. V., 23 S.
- ATV-A 111 (1994):** ATV-Arbeitsblatt A 111: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Regenwasser-Entlastungsanlagen in Abwasserkanälen und -leitungen, ATV Abwassertechnische Vereinigung e. V., 18 S.
- ATV-A 112 (1998):** ATV-Arbeitsblatt A 112: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Sonderbauwerken in Abwasserkanälen und -leitungen, ATV Abwassertechnische Vereinigung e. V., 24 S.
- ATV-A 118 (1999):** ATV-Arbeitsblatt A 118: Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, ATV Abwassertechnische Vereinigung e. V.
- ATV-A 166 (1999):** ATV-Arbeitsblatt A 166: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung.



- ATV-DVWK-A 110 (2001):** ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 110: Hydraulische Dimensionierung und Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 59 S.
- ATV-DVWK-A 117 (2001):** ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 117: Bemessung von Regenrückhalteräumen, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 35 S.
- ATV-DVWK-M 153 (2000):** ATV-DVWK-Merkblatt M 153: Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, ATV-DVWK - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 36 S.
- ATV-M 101 (1996):** ATV-Merkblatt M 101: Planung von Entwässerungsanlagen - Neubau-, Sanierungs- und Erneuerungsmaßnahmen, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., 28 S.
- BauGB (1997):** "Baugesetzbuch (BauGB) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. August 1997(BGB1. S. 2141, ber. 1998 I S. 137, zuletzt geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 23.07.2002, BGB1. I S. 2850)", BGBl. I, S. 2141.
- BbgWG (1997):** "Brandenburgischen Wassergesetz (BbgWG)".
- BBodSchG (1998):** "Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG)", Deutscher Taschenbuchverlag, S. 208.
- BBodSchV (1999):** "Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)", Deutscher Taschenbuchverlag, S. 223.
- Beichert, J.; Hahn, H.H. & Fuchs, S. (2001):** *Stoffaustrag aus Kanalisationen; Hydrologie bebauter Gebiete*, Forschungsbericht, Deutsche Forschungsgemeinschaft.
- Berliner Liste (1996):** *Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste 1996)*, Bek. V. 17.1.1996 - Ges V B - Stadt Um IV E1, Stadtentwicklung.
- BNatSchG (1998):** "Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz- BNatSchG)", Deutscher Taschenbuchverlag, 130.
- Böning, T.; Hegemann, G. & Gallenkemper, B. (2001):** "Zusammensetzung von Rückständen aus Sinkkästen und zukünftige Entsorgungsmöglichkeiten", KA - *Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, Jg. 48 (Heft 5).
- Borchardt, D. (1992):** *Auswirkungen niederschlagsbedingter Einleitungen auf Fließgewässerökosysteme. In: Hahn, H.H.; Xanthopoulos, C.: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen, befestigten Flächen*, Schriftenreihe

des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 64, S. 89-111.

**Brombach, H. (1997):** *Wirbelabscheideranlagen, Hinweise zu Entwurf und Bemessung*, Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 4.

**Brombach, H. & Fuchs, S. (2002):** *Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwasserabflüssen in Misch- und Trennkanalisation*, Abschlussbericht, ATV - DVWK Forschungsfonds 2001, Projekt: 1-01.

**Brunner, P.G. (1998):** "Modifizierte Entwässerungssysteme", *Korrespondenz Abwasser*, 45. Jahrgang (Heft 4), S. 648-656.

**BWK-M2 (2001):** Wasserbilanzmodelle in der Wasserwirtschaft, Merkblatt Nr.2, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.

**BWK-M 1 (1999):** Hydraulische Berechnung von naturnahen Fließgewässern, Teil 1: Stationäre Berechnung der Wasserspiegellinie unter besonderer Berücksichtigung von Bewuchs- und Bauwerkseinflüssen, Bund der Ingenieure f. Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft u. Kulturbau e. V.

**BWK-M 3 (2001):** Ableitung von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, Merkblatt Nr.3, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau.

**Claytor, R. & Schueler, T. (1996):** *Design of Stormwater Filtering Systems*, Center of Watershed Protection, prepared for Chesapeake Research Consortium, funded by US EPA, Region 5, Ellicott City.

**CWP (2000):** *National Pollutant Removal Performance Database for Stormwater Treatment Practices*, Protection, C. f. W., U.S. EPA Office for Science and Technology, Fairfax.

**Damrath & Landwehr (1992):** *Wasserversorgung*, B.G. Teubner Verlag, Stuttgart.

**DBU (1998):** *Jahresbericht 1998 - Deutsche Bundesstiftung Umwelt*.

**de Vries, J.M. (1992):** "Verschmutzung des abfließenden Niederschlagswassers am Beispiel des städtischen Trenngebiets "Braunschweig- Weststadt"", *Mitteilungen des Leichtweiß-Instituts für Wasserbau der TU Braunschweig* (Heft 120), S. 248-285.

**DESTATIS (2005):** "Bodenflächen nach Art der tatsächlichen Nutzung, Statistisches Bundesamt, Deutschland".

**DEV (2001):** *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung*, Band I, 3-527-30347-2, 3-410-14881-7, WILEY-VCH, Beuth.

- DIN 1986 (1995):** Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke, Beuth Verlag GmbH, S. 71.
- DIN-EN752 (1997):** "Entwässerungsanlagen außerhalb von Gebäuden." , Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag.
- Donnert, D.; Anwar, S. & Eberle, S.H.** "Über calciumdotierte Aluminiumoxide für die adsorptive Wasserreinigung", *Vom Wasser*, Jg. 79.
- DVWG-W 210 T. 1 (1983):** DVWG-Arbeitsblatt - Filtration in der Wasseraufbereitung - Teil 1, Jg. 83 Nr. 8.
- DWA (2004):** "Zustand der Kanalisation in Deutschland, Ergebnisse der DWA-Umfrage 2004." .
- DWA-A 138 (2005):** DWA-Arbeitsblatt DWA-A 138: Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., S. 59.
- DWA-M 178 (2005):** DWA-Merkblatt 178; Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., S. 42.
- EAWAG & Forschung Siedlungswasserwirtschaft (2001):** Lösungsansätze: Einsatz von Filtersystemen mit Kupfer.
- EAWAG; Frenzel, I.; Steiner, M. & Boller, M. (2001):** *Untersuchungen zum Kupferabtrag einer Kupferfassade und zur Wirksamkeit einer Eisenhydroxid-Sickerschicht zur Abtrennung von Kupfer aus dem Fassadenwasser*, Zwischenbericht 1, Düsseldorf.
- Engel, N. (2000):** "Regenwasserbewirtschaftung in Berlin", *Wasser und Abfall*, Bericht (10), 22-25.
- ENVIPLAN (1999):** Homepage der Fa. Enviplan, [www.enviplan.de](http://www.enviplan.de).
- EU-Kommission (1998):** *Sonderbericht Nr. 3/98 über die Durchführung seitens der Kommission von Politik und Maßnahmen der EU zur Bekämpfung der Gewässerverschmutzung, zusammen mit den Antworten der Kommission (vorgelegt gemäß Artikel 188c Absatz 4 Unterabsatz 2 des EG-Vertrags)*, Amtsblatt Nr. C 191, S. 0002 - 0044.
- EU-Richtlinie 76/160/EWG (1976):** Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer, EU Amtsblatt Nr. L031, S.1-7.

- EU-Richtlinie 76/464/EWG (1976):** Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, EU Amtsblatt Nr. L129, S.23-29.
- EU-Richtlinie 96/61/EG (1996):** Richtlinie des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, EU Amtsblatt Nr. L257/26, S.1-59.
- EU-Richtlinie 2000/60 (2000):** EU-Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rats zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) vom 22.12.2002, Amtsblatt L327, Brüssel.
- Fehr, G.; Geller, G.; Goetz, D.; Hagendorf, U.; Kunst, S., et al. (2003):** *Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie*, Umweltbundesamt, TEXTE, Heft 05/03.
- Field, R. (1993):** *Integrated stormwater management*, Publishers, L., Boca Raton.
- Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, F. (2005):** Richtlinien für die Anlage von Straßen (RAS), Teil: Entwässerung RAS-Ew mit "RAS-Ew-Bemessungshilfen" auf CD-ROM, S. 80.
- Förster, J. & Herrmann, R. (1996):** "Eintrag und Transport von organischen Umweltchemikalien über verschiedene Dächer in das Kanalsystem", Stoffaustrag aus Kanalisationen: Hydrologie bebauter Gebiete,, S.24-41.
- Freistaat Thüringen (1996):** *Kostenkennziffern für eine kostengünstige kommunale Abwasserentsorgung im Freistaat Thüringen*, Ministerium für Landwirtschaft Naturschutz und Umwelt des Freistaates Thüringen, Katalog 1996.
- Geiger, W. & Dreiseitl, H. (1995):** *Neue Wege für das Regenwasser*, Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, Oldenbourg-Verlag, München.
- German, J. & Svensson, G. (2002):** "Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste", *Water Science and Technology*, 46 (6-7), 191-198.
- German, J. & Svensson, G. (2004):** NOVATECH 2004, Street sweeping as a pollutant control measure.
- Godehardt, M. (2002):** "Feststoffe aus der Reinigung der Abwasserkanäle, Sinkkästen und Regenbecken", *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, Jahrgang 49 (Heft 2), S. 180-185.

- Golwer, A. & Schneider, W. (1979):** "Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen Spurenstoffen im Gebiet von Straßen", *Das Gas- und Wasserfach*, Jahrgang 20 (?) (Heft 10).
- Göttle, A. (1978):** *Ursachen und Mechanismen der Regenwasserverschmutzung - Ein Beitrag zur Modellierung der Abflussbeschaffenheit in städtischen Gebieten*, Institut für Bauingenieurwesen Technische Universität München, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Heft Nr. 23.
- Gretzschel O.; Grothehusmann D. & W., M. (2003):** "Vorreinigung von Niederschlagsabflüssen vor der Versickerung", *Wasser & Boden*, 55, 56-61.
- Grombach, P.; Haberer, K. & Trueb, E. (1993):** *Handbuch der Wasserversorgungstechnik*, 2. Auflage, R. Oldenbourg-Verlag, München Wien.
- Grottker, M. (1987):** "Planungskonzept einer Regenwasserbehandlung im Trennsystem" (Heft 1).
- Grottker, M. (1987):** *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen*, Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover, Heft 66.
- Grottker, M. & Schilling, W. (1991):** "Verbesserung der Reinigungsleistung von Gullys", *Korrespondenz Abwasser*, 38. Jahrgang (Heft 8), S.1020-1027.
- GrWV (1997):** "Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (Grundwasserverordnung)".
- Hahn, H. & Xanthopoulos, C. (1995):** *Integrale Ansätze zu einer effizienten Gestaltung der Stoffkreisläufe in Stadtgebieten, in Schadstoffe im Regenabfluß III*, Universität Karlsruhe, I. f. S., Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes, Band 73.
- Hahn, H.H. (1990):** "Niederschlagsbedingte Schmutzstoffbelastung der Gewässer - Beitrag der verschiedenen Belastungspunkte und der möglichen Schadstoffgruppen erneut unter die Lupe genommen", Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes: Schadstoffe im Regenabfluß aus städtischen Gebieten, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, S. 63-83, Heft 58.
- Hamburg (2000):** "Straßenabwasserreinigung mit der Pilotanlage Halenreie - Abschlußbericht." , Freie und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Hamburg.
- Heinzmann, B. (1993):** *Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen*, Umwelttechnik, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Nr. 113, VDI-Verlag, Berlin.

- Helmreich, B. (2005):** Abwassertechnisches Seminar, Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen und deren Bewertung.
- Hübner, M. & Geiger, W. (1995):** *Leistungsvermögen und Wirkungsweise hydrodynamischer Abscheider zur Mischwasserbehandlung, in: Schadstoffe im Regenabfluss III, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes*, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.
- Imecon (1999):** Produktinformation zur Membranfiltration in der Wasseraufbereitung, imecon AG, Schweiz, [www.imecon.com](http://www.imecon.com).
- Imhoff, K. (1993):** *Taschenbuch der Stadtentwässerung*, 28. Auflage, Oldenbourg-Verlag, München, Wien.
- IPS (1998):** *Anwendung des Umweltinformationssystems Berlin (UIS) in Kombination mit einem Geographischen Informationssystem (GIS) zur Ermittlung der Mischwasserabflüsse und Mischwasserentlastungen für Berlin I und II*, Studie der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten, im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, Berlin.
- IPS (2006):** "Eco.RWB.", Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Hoppegarten.
- IPS & DHV (1998):** *Vergleich des deutschen und niederländischen Standards, der Technik und der Kosten bei der Niederschlagswasserableitung und -behandlung*, Pilotvorhaben der Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Dahlwitz-Hoppegarten, im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft, Nordrhein-Westfalen, unveröffentlicht.
- ITWH (1997):** *Regenwasserkonzept Einzugsgebiet Marzahn-Hohenschönhauser Grenzgraben*, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Dahlwitz-Hoppegarten.
- Kalbskopf (1966):** *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU Hannover*, Heft 24.
- König, K.W. (1996):** *Regenwasser in der Architektur - Ökologische Konzepte*, Ökobuch-Verlag, Staufen bei Freiburg.
- Koral, J. (1994):** "Ölrückhaltebecken für Autobahn- und Straßenabwässer", *Straße und Verkehr* 80 (Heft Nr. 7), S.417-427.
- Krauth, K. (1980):** *Empfehlungen über die Behandlung von Regenabflüssen der Trennkanalisation in Berlin*, Institut für Siedlungswasserbau Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.

- Krejci, V.; Frankenhauser, R.; Gammeter, S.; Grottker, M.; Harmuth, B., et al. (1994):** *Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf, Schriftenreihe der EAWAG, Dübendorf-Zürich, Schweiz.*
- Laine, S.; Poujol, T.; Dufay, S.; Baron, J. & Robert, P. (1998):** "Treatment of rainwater by air flotation - filtration - uv-desinfection to ensure that treated water is of bathing water quality", Proceedings of the IAWQ 19th Biennial International Conference.
- Lammersen, R. (1997):** *Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern*, Sieker, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Band 15, SUG-Verlag, Hannover.
- Länderarbeitsgemeinschaft (LAWA) (1998):** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
- Lange (2003):** "Wirksamkeit von Entwässerungsbecken im Bereich von Bundesfernstraßen." , Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen; Abteilung Straßenbau, Bonn.
- LAWA (1995):** Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz, Hochwasser - Ursachen und Konsequenzen, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA (2005):** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Lecher, K.; Lühr, H.-P. & Zanke, U.C.E. (2001):** *Taschenbuch der Wasserwirtschaft*, 8. Auflage, Parey Buchverlag, Berlin.
- LFU BW (2002):** Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem.
- LfW (1999):** "Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen - 1. Zwischenbericht." , Landesamt für Wasserwirtschaft, Bayern, München.
- LfW (2001):** "Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen - 2. Zwischenbericht." , Landesamt für Wasserwirtschaft, Bayern, München.
- LfW (2004):** "Entwicklungsvorhaben: Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen - 3. Zwischenbericht." , Landesamt für Wasserwirtschaft, Bayern, München.
- LWaG-MVP (2002):** "Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern".
- LWG-NRW (1995):** "Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen, (Landeswassergesetz - LWG)", Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen.

- Ma, J.; Sansalone, J. & Veltri, P. (2005):** ICUD International Conference on Urban Drainage, Distribution of phosphorus for particulate matter transport in urban rainfall run-off.
- Möller, J.; Ledin, A. & Mikkelsen, P.S. (2002):** First World Wide Workshop for Junior Environmental Scientists, Removal of dissolved heavy metals from pre-settled stormwater runoff by iron-oxide coated sand (IOCS).
- MUNLV-NRW (1995):** "Anforderungen an die öffentliche Niederschlagsentwässerung im Mischverfahren".
- MUNLV-NRW (1998):** Niederschlagswasserbeseitigung gemäß § 51a des Landeswassergesetzes NW, Erlass, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen.
- MUNLV-NRW (2003):** *Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb*, Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MUNLV-NRW (2004):** *Anforderung an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren*, Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- MURISIM (2006):** "Programmbeschreibung Murisim", Hoppegarten.
- Mutschmann, J. & Stimmelmeyer, F. (1999):** *Taschenbuch der Wasserversorgung*, 12., überarbeitete Auflage, Vieweg Verlagsgesellschaft.
- Ostrowski, M. (1997):** "Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft - noch politisches Schlagwort oder bereits ernste Absicht.", *Wasser & Boden*, 49. Jg. (Heft 3).
- Panning, F.; Hillbrecht, B. & Sieker, F. (2006):** "Untersuchung eines Ölunfalls im Bereich eines Mulden-Rigolen-Systems", *GWF Wasser/Abwasser*, 147. Jahrgang (Heft 1), S. 47-52.
- Paulsen, O. (1987):** *Kontinuierliche Simulation von Abflüssen und Stofffrachten in der Trennentwässerung*, Hannover, U., Mitteilungen des Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Heft 62.
- Pfeifer, R. & Hahn, H.H. (1995):** *Regenwasserbehandlung in Trennsystemen ? Leistungssteigerung durch chemische Flockung?*, in: *Schadstoffe im Regenabfluss III, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes*, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.
- Pfeiffer, E. (1995):** "Beurteilung des Hochwasserschutzes der Emscher mit Hilfe eines großräumigen Niederschlag-Abfluss-Modells".



- Rahmen-AbwasserVwV (1997):** " Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer ( Rahmen-AbwasserVwV)".
- RiStWag (2002):** Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten (RiStWag), Forschungsgesellschaft für Straßen-und Verkehrswesen (FGSV).
- Roth, V. (1998):** *Rechtliche Rahmenbedingungen für die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung und Gestaltungsmöglichkeiten für die Gemeinde, in: Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung, Reihe Stadtökologie, Analytica-Verlag, Berlin.*
- Schäfer, M. (1999):** "Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen".
- Schneider, S. (1999):** *Die Gewässergütemodellierung mittels Seriensimulation als Verfahren zum Nachweis der Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen zur Mischwasserbehandlung unter besonderer Berücksichtigung langsam fließender und gestauter Gewässer, Dissertation, Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover.*
- Schueler, T. (2003):** "Impacts of impervious cover on aquatic systems." , Center of Watershed Protection, Ellicott City.
- Sieker F. (Hrsg.) (1997):** *Regenwasserversickerung in Siedlungsgebieten*, Forschungsvorhaben des experimentellen Wohnungs- und Städtebaus, im Auftrag des Bundesministeriums für Raumordnung, Bauwesen, und Städtebau.
- Sieker F. (Hrsg.) (1998):** *Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung*, Schriftenreihe Stadtökologie, Band I, Analytica-Verlag, Berlin.
- Sieker F. et. al. (1999):** *Untersuchung und Weiterentwicklung der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung am Beispiel des Mulden-Rigolen-Systems in der Schüngelbergsiedlung, Gelsenkirchen*, Forschungsprojekt im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (AZ 04685), Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund.
- Sieker, H. (2001):** *Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten*, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technische Universität Darmstadt, Mitteilungen, Heft 116, Darmstadt.
- Sommer H. (2005):** "Serienreife Entwicklung und Logistikkonzeption für das Entwässerungssystem INNOLET." , Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, gefördert vom: Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit, Dahlwitz-Hoppegarten.

- Sommer H.; Engel N.; Rehfeld-Klein M. & Sieker F. (2002):** "Messtechnische Untersuchungen zur Funktion eines Mulden-Rigolen-Systems", *GWF-Wasser/Abwasser*, 2002 Nr. 12.
- Sommer H. & Sieker F. (2004):** "Untersuchungen zur Entwicklung eines mit auswaschbarem Filtermaterial ausgestatteten neuartigen Straßenablaufs." , Universität Hannover, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, gefördert vom: Bundesministerium für Bildung und Forschung, Hannover.
- Stein, R. (2005):** Abwassertechnisches Seminar, Präventive Reinigungsstrategien am Beispiel von Feststoffrückhalt aus Straßenabläufen.
- Steiner, M. & Boller, M. (2004):** *Kupferabtrag einer Kupferfassade und Wirksamkeit der Eisenhydroxid-Kalk-Adsorbenschicht zur Abtrennung von Kupfer aus dem Fassadenwasser*, Endbericht, Dübendorf.
- StGB (1998):** "Strafgesetzbuch (StGB)".
- STORM (2006):** "Programmbeschreibung STORM." , Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Hoppegarten.
- Studemund, A. (1996):** *Zentrale Regenwasserbehandlung im Berliner Trennsystem*, Diplomarbeit, unveröffentlicht, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau Universität Hannover.
- SWG (1998):** "Saarländisches Wassergesetz".
- ThürAbwAG (2001):** "Thüringer Ausführungsgesetz zum Abwasserabgabengesetz (Thüringer Abwasserabgabengesetz ThürAbwAG".
- Thüringen (2002):** *Kostenkennziffern für eine kostengünstige kommunale Abwasserentsorgung im Freistaat Thüringen*, Ministerium für Landwirtschaft Naturschutz und Umwelt des Freistaates Thüringen, Katalog 2002.
- TRENGW (2000):** *Technische Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser (TRENGW)*, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- TRENOG (2002):** *Technische Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in oberirdische Gewässer (TRENOG)*, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- TrinkwV (1990):** "Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 1990)".

- TrinkwV (2001):** "Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)".
- UAG (1995):** "Gesetz zur Ausführung der Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 des Rates vom 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (Umweltauditgesetz - UAG)", Deutscher Taschenbuch Verlag / Beck-Texte im dtv (2001), 78.
- UBA (2001):** *Sachstandsbericht: Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge*, Umweltbundesamt.
- UBA (2005):** "Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden, Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen." , Umweltbundesamt, Berlin.
- UIG (1994):** "Umweltinformationsgesetz", Deutscher Taschenbuch Verlag / Beck-Texte im dtv (2000), S. 55.
- UmweltHG (1990):** "Umwelthaftungsgesetz (UmweltHG)", Deutscher Taschenbuch Verlag / Beck-Texte im dtv (2001), S. 877.
- UNIDO (1999):** Einsetzbarkeit eines Rigolen-Rinnen-Systems zur dezentralen Versickerung von Niederschlagswasser, Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Veröffentlichung des Lehrstuhls Baugrund-Grundbau der Universität Dortmund im Internet, [www.locutus.bauwesen.uni-dortmund.de](http://www.locutus.bauwesen.uni-dortmund.de).
- Urbanas, B.R. (1999):** "Design of a Sand Filter for Stormwater Quality Enhancement", *Water Environment Research*, Vol. 71 (No. 1), pp. 102-113.
- UVPG (1997):** "Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)", Deutscher Taschenbuch Verlag.
- VwVwS (1999):** "Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe - VwVwS)".
- Wassmann, H. & Klein, G. (1994):** *Gutachten über den Einbau von Reinigungsanlagen für Niederschlagswasser an den Berliner Gewässern*, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (seit dem 1.7.1994 Umweltbundesamt), IV B 3., im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Umweltschutz - Wasserbehörde.
- Wassmann, H.; Sieker, H. & Jannotta, M. (1997):** *Wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen für eine gewässer- und landschaftsverträgliche städtebauliche*

*Entwicklung auf dem Barnim im Nordosten Berlins*, Gutachten, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin.

**WEKA (1999):** Die neue Bauordnung im Bild (CD), WEKA MEDIA GmbH & Co. KG.

**WG-BW (1999):** "Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG-BW)".

**WHG (2002):** "Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts ( WHG) Wasserhaushaltsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. August 2002", BGBl. I., S. 3245.

**Wilcke, D. (1997):** *Schmutzfrachtmodellierung für das Trennsystem im Einzugsgebiet des Marzahn-Hohenschönhauser-Grenzgrabens unter besonderer Berücksichtigung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen*, Diplomarbeit, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover.

**Wu P. & Y., Z. (2006):** "Evaluation of granulated ferric hydroxide as a sorbent for treatment of stormwater", DTU, Technical University of Denmark.

**WVG (2002):** "Gesetz über Wasser- und Bodenverbände (Wasserverbandsgesetz - WVG)".

**Xanthopoulos, C. (1990):** "Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen - Erneute Bilanzierung aufgrund weitergehender Erfassung von Ereignissen", Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 58, S. 117-145,.

**Xanthopoulos, C. (1992):** "Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation. In: Hahn, H.H.; Xanthopoulos, C.: Schadstoffe im Regenabfluß, 2. Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes", Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 64, S. 147-166.

**Xanthopoulos, C. & Hahn, H.H. (1995):** "Neuere Untersuchungen zur Verschmutzung des Regen- und Mischwasserabflusses", *Wasser Abwasser Praxis* (Heft 4), S. 40-43.

**Xanthopoulos, C. & Hahn, H.H. (1995):** *Schadstoffe im Regenabfluss III, 3. Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes*, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 73.

**Zimmerman, U. (2005):** *Integrierte siedlungswasserwirtschaftliche Planung; Eine einzugsgebietsweite Betrachtung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten im Hinblick auf eine nachhaltige und optimierte Sanierungsstrategie*, Dissertation, Universität Hannover.

## **11 Anhang**

### ***Messdaten***

- Mulden-Rigolen-System
- INNODRAIN
- INNOLET
  - Tabellen
  - Grafiken
- Korngrößenverteilungen verschiedener Filtermaterialien

### ***Projektkostenbarwertberechnung mit Eco.RWB***

### ***Lebenslauf***

**Messdaten****Mulden-Rigolen-System**

Tab. A79: Messwerte Mulden-Rigolen-System, Nachweisgrenzen

Meßgröße	Dimension	Nachweisgrenze
pH-Wert		
Leitfähigkeit	µS/cm	
E.coli Titer	KBE/100 ml	1
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	
TOC	mg/l	
Nges	mg/l	
DOC	mg/l	
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	
Chlorid	mg/l	7
AOX	µg/l	10
Pges	mg/l	
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,01
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	
SO <sub>4</sub>	mg/l	20
MKW	mg/l	0,05
BSB <sub>5</sub>	mg/l	
PAK	µg/l	0,15
Cd	µg/l	0,5
Cd, filtriert	µg/l	0,5
Zn	µg/l	10
Zn, filtriert	µg/l	10
Cu	µg/l	
Cu, filtriert	µg/l	
Pb	µg/l	4
Pb, filtriert	µg/l	4

Tab. A80: Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, I

Meßgröße	Dimension	ZM_990108	AR_990108	Ü1_990115	AR_990115	ZM_990323	AR_990323
pH-Wert		7,7	7,4	7,5	7,4	7,7	7,9
Leitfähigkeit	µS/cm	62	236	103	382	90	431
E.coli Titer	KBE/100 ml	>10<100	>500<1000	n.n.	n.n.	>500<1000	>10<100
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	>500<1000	>2000<5000	>1<10	>1<10	>2000<5000	>10<100
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	38,8	9,8	2	0,6	39,2	3,6
TOC	mg/l	6,8	5,7	2,2	4,7	6,3	4,4
Nges	mg/l	2,6	2,3	4,4	3,7	2,7	1,2
DOC	mg/l	3,1	4,5	1,8	4,3	4,2	4,4
CSB	mgO <sub>2</sub> /l					29	13
Chlorid	mg/l	n.n.	8	n.n.	6	n.n.	n.n.
AOX	µg/l	15	17	n.n.	n.n.	11	n.n.
Pges	mg/l	0,13	0,26	0,062	0,28	0,12	0,31
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,021	0,25	n.n.	0,27	0,023	0,27
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,78	0,84	2,4	2,1	0,7	0,37
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,28	0,02	0,27	0,04	0,87	0,04
SO <sub>4</sub>	mg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	21	n.n.
MKW	mg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	k.P.	0,087
BSB <sub>5</sub>	mg/l	3,2	1,9	2,9	1,7	3,5	2,1
PAK	µg/l	0,769	0,19	0,192	n.n.	k.P.	n.n.
Cd	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd, filtriert	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zn	µg/l	105	11	121	n.n.	80,6	n.n.
Zn, filtriert	µg/l	98	11	103	n.n.	80,1	n.n.
Cu	µg/l	16	11	11	10	19,1	8,3
Cu, filtriert	µg/l	20	10	9	11	22,2	10,7
Pb	µg/l	10,7	n.n.	n.n.	n.n.	6,4	n.n.
Pb, filtriert	µg/l	10,3	n.n.	n.n.	n.n.	7,7	n.n.

Tab. A81: Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, II

Meßgröße	Dimension	ZM_990531	AR_990531	ZM_990608	M_990608	AR_990608	Ü1_990608	Ü2_990608	Ü3_990608
pH-Wert		7,4	7,5	7,6	7,4	7,5	7,7	7,7	7,9
Leitfähigkeit	µS/cm	70	420	50	104	395	94	833	1005
E.coli Titer	KBE/100 ml	>10<100	>10<100	>1<10	>10000<20000	>1000<2000	>500<1000	>10<100	<1
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	>100<500	>10<100	>10<100	>10000<20000	>2000<5000	>500<1000	>10<100	>1<10
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	20,9	3,7	64,7	20,2	5,5	64,3	13,7	0,7
TOC	mg/l	6,1	13,5	4,7	14,3	9,8	5,2	3,9	5,2
Nges	mg/l	1	1,9	0,8	1,7	1,3	1,3	1	1,4
DOC	mg/l	5,5	13,3	4,6	10,9	9,2	5	3,9	4,8
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	41	42	39	56	23	24	23	13
Chlorid	mg/l	n.n.	11	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	56	72
AOX	µg/l	15	20	n.n.	n.n.	14	n.n.	n.n.	n.n.
Pges	mg/l	0,044	0,15	0,19	0,85	0,32	0,27	0,092	0,028
PO4-P	mg/l	0,005	0,083	0,022	0,58	0,26	0,035	0,052	0,019
NO3-N	mg/l	0,29	1,3	0,16	0,26	0,25	0,57	0,47	0,81
NH4-N	mg/l	0,29	n.n.	n.n.	n.n.	0,08	n.n.	n.n.	n.n.
SO4	mg/l	n.n.	68	n.n.	n.n.	46	n.n.	166	226
MKW	mg/l	k.P.	k.P.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
BSB5	mg/l	4,6	3,2	7,8	5,1	4,1	4,2	2,7	0,8
PAK	µg/l	0,269	n.n.	0,222	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cd, filtriert	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Zn	µg/l	67	14	88	34	n.n.	370	280	340
Zn, filtriert	µg/l	68	14	92	35	n.n.	350	270	330
Cu	µg/l	23	15	21	14	13	30	23	14
Cu, filtriert	µg/l	22	16	23	14	13	27	21	14
Pb	µg/l	8	n.n.	13	n.n.	7	16	7	6
Pb, filtriert	µg/l	8	n.n.	14	6	n.n.	15	6	5



Tab. A82: Messwerte Mulden-Rigolen-System, gemessene Ereignisse, III

Meßgröße	Dimension	ZM_991102	AR_991110	Ü1_000310	Ü3_000310	AR_000310	Ü1_000517
pH-Wert		7,6	8,4	7,9	7,3	7	7,1
Leitfähigkeit	µS/cm	74	473	24	92	1307	82
E.coli Titer	KBE/100 ml	>1000<2000	<1	>10<100	>10<100	>20000<100000	<1
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	>5000<10000	>1<10	>10<100	>10<100	>20000<100000	<20.000
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	23,8	n.n.	80	30,2	2,6	149
TOC	mg/l	9,2	6,8	1,8	2,3	5,2	16,7
Nges	mg/l	2	2,4	0,95	1,4	3,3	3,4
DOC	mg/l	6,5	6,5	1,1	1,6	5,2	13,9
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	38	17	22,1	6,3	15,5	53
Chlorid	mg/l	n.n.	n.n.	7	n.n.	20	<7
AOX	µg/l	10	14	n.n.	n.n.	15	<,01
Pges	mg/l	0,13	0,39	0,11	0,2	0,29	0,25
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,029	0,39	0,063	0,13	0,23	0,015
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,43	1,5	0,05	0,37	1	1,9
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,37	n.n.	<0,02	n.n.	0,2	0,41
SO <sub>4</sub>	mg/l	n.n.	71	177	n.n.	560	n.n.
MKW	mg/l	0,73	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
BSB <sub>5</sub>	mg/l	6,7	0,5	2,4	3,9	2,7	6
PAK	µg/l	0,987	n.n.	0,266	0,243	n.n.	0,178
Cd	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	nn
Cd, filtriert	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	nn
Zn	µg/l	99	n.n.	56,8	62,4	30,8	204
Zn, filtriert	µg/l	74	n.n.	12	34,1	26,9	186
Cu	µg/l	32	14,2	13,4	8,2	19,3	36,8
Cu, filtriert	µg/l	24	13,9	n.n.	n.n.	16,8	34
Pb	µg/l	9	n.n.	4	n.n.	n.n.	11,8
Pb, filtriert	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	10

Tab. A83: Messwerte Mulden-Rigolen-System, Flutungsversuch 18.5.2000

Meßgröße	Dimension	Tankw_000518	Mulden_000518	M3_000518	Ü2_000518	Ü3_000518	AR_000518
pH-Wert		7,3	7,1	7,3	7,4	7,4	7,2
Leitfähigkeit	µS/cm	464	390	388	219	62	460
E.coli Titer	KBE/100 ml	<100000	<100.000	<5.000	<100.000	<100.000	<20.000
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	<200000	<200.000	<20.000	<200.000	<100.000	<200.000
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	99,5	108	84,4	13,2	40	54
TOC	mg/l	28,6	28,7	28,2	6,9	2,5	23,1
Nges	mg/l	4	4,7	4,5	1,3	1	3,4
DOC	mg/l	20	24	23	6,8	2,5	22,2
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	83	94	88	24	8	60
Chlorid	mg/l	72	77	77	17	n.n.	53
AOX	µg/l	40	47	48	18	n.n.	50
Pges	mg/l	0,37	0,43	0,32	0,17	0,32	0,91
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,016	0,021	0,021	0,065	0,18	0,21
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	1,1	1,3	1,4	0,72	0,64	1,4
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,7	0,78	0,87	0,13	n.n.	0,08
SO <sub>4</sub>	mg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	46
MKW	mg/l	0,32	0,88	0,22	n.n.	n.n.	n.n.
BSB <sub>5</sub>	mg/l	9,8	10,5	10,3	4,5	2	8
PAK	µg/l	0,198	0,662	0,727	0,108	0,201	0,456
Cd	µg/l	6,08	3,23	2,75	n.n.	n.n.	n.n.
Cd, filtriert	µg/l	5,1	3	2,56	n.n.	n.n.	n.n.
Zn	µg/l	421	315	324	197	204	187
Zn, filtriert	µg/l	364	299	292	179	186	182
Cu	µg/l	78,4	72	75,5	30	36,8	36,2
Cu, filtriert	µg/l	69,6	68,8	70,2	28,2	34	35,5
Pb	µg/l	40,3	35,3	33,6	10,3	11,8	9,1
Pb, filtriert	µg/l	42,3	35,4	33,1	10,5	10	10,1

Tab. A84: Messwerte Mulden-Rigolen-System, Flutungsversuch 16.6.2000

Meßgröße	Dimensi on	Tankw_000 616	Mulden_00 0616	M3_0006 16	Ü1_0006 16	Ü2_0006 16	Ü3_0006 16	AR_0006 16	Ü1_00091 8	Ü3_00091 8
pH-Wert		7,4	7,4	7,5	7,4	7,2	7,1	7,4	7,1	7
Leitfähigkeit	µS/cm	221	215	215	233	388	411	317	22	82
E.coli Titer	KBE/100 ml	<2000	<10.000	>500<10 00	<200.000	<10.000	<500	<20.000	>5000<10 000	>100<500
Coli-form. Titer	KBE/100 ml	<200.000	<200.000	<200.000	<200.000	<200.000	<10.000	<100.000	>5000<10 000	>2000<50 00
Abfiltrierbar e Stoffe	mg/l	31,5	36	51	36,3	9,4	30,8	34	8,6	9,7
TOC	mg/l	27	26,2	26,4	26,5	10,3	11,1	25,5	2,1	2,8
Nges	mg/l	4,1	4	3,9	4,5	2,3	4,5	3,3	1,1	2,6
DOC	mg/l	25,9	26	25,1	25	10,1	10,4	24,6	1,7	2,6
CSB	mgO <sub>2</sub> /l	98	90	89	83	38	40	78	10	18
Chlorid	mg/l	22	23	22	24	63	78	27	n.n.	62
AOX	µg/l	52	48	54	54			50	n.n.	n.n.
Pges	mg/l	0,32	0,3	0,28	0,37	0,18	0,65	0,56	0,089	0,19
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,015	n.n.	n.n.	n.n.	0,04	0,082	0,29	0,051	0,14
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	1,8	1,9	1,9	3	1,2	4,4	1,8	0,26	2,3
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0,79	0,85	0,85	0,72	0,54	n.n.	0,03	0,24	n.n.
SO <sub>4</sub>	mg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	27	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
MKW	mg/l	0,33	0,33	0,38	0,19	0,07	0,06	0,06	n.n.	n.n.
BSB <sub>5</sub>	mg/l	20	20	20	17	6,8	4,4	12,8	2,1	2,6
PAK	µg/l	1,201	1,046	1,043	0,932	0,155	0,543	0,413	0,226	0,051
Cd	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,75	0,95	0,9	n.n.	0,62
Cd, filtriert	µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,72	n.n.	0,73	n.n.	0,55
Zn	µg/l	357	306	293	375	794	275	53,9	30,8	641
Zn, filtriert	µg/l	312	253	239	374	719	270	52,4	26,6	586
Cu	µg/l	110	109	136	120,3	54,8	89,2	52,2	8,8	46,1
Cu, filtriert	µg/l	99,7	91,7	91,2	120,3	49,3	86,5	50,8	8,2	41,2
Pb	µg/l	23,3	21,4	21,4	28,9	8,4	23,7	9,8	n.n.	4,6
Pb, filtriert	µg/l	22,6	21,6	21,7	22,2	7,5	27,2	8,4	n.n.	4,6

**INNODRAIN**

Tab. A85: Messwerte INNODRAIN, Teil 1, pH, Leitfähigkeit, AFS

Probenahmepunkt	Bemerkung	pH-Wert	Leitfähigkeit bei 25° C	AFS
			µS/cm	mg/l
Ablauf	Bach	7,9	105	
Ablauf	Bach	7,7	129	
Ablauf	Bach	8,2	203	39
Ablauf	Bach	7,1	147	20
Mulde	Mulde1	8,3	76	83
Mulde	Mulde1	6,7	91	160
Mulde	Mulde7	7,1	164	350
Zulauf	Tiefbeet1	7,8	47	
Rigole	Tiefbeet1	8,4	140	77
Mulde	Tiefbeet1	8,1	100	470
Zulauf	Tiefbeet1	8,1	121	210
Zulauf	Tiefbeet1	6,6	80	40
Mulde	Tiefbeet1	6,7	71	50
Mulde	Tiefbeet3	7,2	47	70
Ablauf	Rigole3	7,2	147	30
Mulde	Tiefbeet5	6,9	35	40
Ablauf	Rigole5	7,2	163	20
Rigole	Tiefbeet6	8,2	149	48
Mulde	Tiefbeet6	8,3	67	62

Tab. A86: Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Schwermetalle

Probenahmepunkt	Bemerkung	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ablauf	Bach	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,031
Ablauf	Bach	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,019
Ablauf	Bach	< 0,005	< 0,0005	0,031	0,078
Ablauf	Bach	< 0,01	< 0,004	0,01	0,04
Mulde	Mulde1	< 0,005	0,00055	0,014	0,059
Mulde	Mulde1	0,03	< 0,004	0,04	0,13
Mulde	Mulde7	0,05	< 0,004	0,05	0,22
Zulauf	Tiefbeet1	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,032
Rigole	Tiefbeet1	< 0,005	< 0,0005	0,023	0,057
Mulde	Tiefbeet1	< 0,005	< 0,0005	0,021	0,078
Zulauf	Tiefbeet1	< 0,005	< 0,0005	0,035	0,12
Zulauf	Tiefbeet1	< 0,01	< 0,004	0,02	0,09
Mulde	Tiefbeet1	0,01	< 0,004	0,03	0,08
Mulde	Tiefbeet3	0,01	< 0,004	0,03	0,08
Ablauf	Rigole3	< 0,01	< 0,004	0,02	0,04
Mulde	Tiefbeet5	< 0,01	< 0,004	< 0,01	0,05
Ablauf	Rigole5	< 0,01	< 0,004	0,02	0,04
Rigole	Tiefbeet6	< 0,005	< 0,0005	0,022	0,044
Mulde	Tiefbeet6	< 0,005	< 0,0005	0,036	0,058

Tab. A87: Messwerte INNODRAIN, Teil 3, Salze und Nähstoff P

Probenahmepunkt	Bemerkung	Chlorid	Sulfat	Phosphor, ges.	PO <sub>4</sub> -P	o-PO <sub>4</sub>
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ablauf	Bach	< 5	< 20		< 0,3	0,27
Ablauf	Bach	< 5	< 20		< 0,3	0,34
Ablauf	Bach	< 5	< 20		0,15	0,38
Ablauf	Bach	2	7	< 0,2		
Mulde	Mulde1	< 5	< 20		0,14	0,38
Mulde	Mulde1	1,3	6	0,5		
Mulde	Mulde7	0,9	3	1,1		
Zulauf	Tiefbeet1	< 5	< 20		< 0,3	0,27
Rigole	Tiefbeet1	< 5	< 20		0,16	0,45
Mulde	Tiefbeet1	< 5	< 20		0,15	0,39
Zulauf	Tiefbeet1	< 5	< 20		0,17	0,50
Zulauf	Tiefbeet1	2,1	3	0,2		
Mulde	Tiefbeet1	3,4	4	0,3		
Mulde	Tiefbeet3	1	3	0,2		
Ablauf	Rigole3	2,6	7	< 0,2		
Mulde	Tiefbeet5	< 0,5	2	< 0,2		
Ablauf	Rigole5	2,3	7	0,3		
Rigole	Tiefbeet6	< 5	< 20		0,14	0,42
Mulde	Tiefbeet6	< 5	< 20		0,19	0,40

Tab. A88: Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Nährstoff N

Probenahmepunkt	Bemerkung	Nitrat	Nitrat -N	Ammonium	Ammonium-N
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Ablauf	Bach	7,39	1,7	< 0,05	
Ablauf	Bach	5,62	1,27	< 0,05	
Ablauf	Bach	5,75	1,3	< 0,05	
Ablauf	Bach	6,7	1,5	< 0,04	< 0,03
Mulde	Mulde1		< 1	0,19	0,15
Mulde	Mulde1	3,2	0,72	< 0,04	< 0,03
Mulde	Mulde7	6,2	1,4	< 0,04	< 0,03
Zulauf	Tiefbeet1		< 1	0,09	0,07
Rigole	Tiefbeet1		< 1	< 0,05	
Mulde	Tiefbeet1		< 1	0,10	0,08
Zulauf	Tiefbeet1		< 1	< 0,05	
Zulauf	Tiefbeet1	3,9	0,88	< 0,04	< 0,03
Mulde	Tiefbeet1	4,6	1	< 0,04	< 0,03
Mulde	Tiefbeet3	6,2	1,4	< 0,04	< 0,03
Ablauf	Rigole3	7,2	1,6	< 0,04	< 0,03
Mulde	Tiefbeet5	3	0,68	< 0,04	< 0,03
Ablauf	Rigole5	7,4	1,7	< 0,04	< 0,03
Rigole	Tiefbeet6	5,31	1,2	< 0,05	
Mulde	Tiefbeet6		< 1	0,060	0,05

Tab. A89: Messwerte INNODRAIN, Teil 2, Organik

Probenah- mepunkt	Bemerkung	TOC	AOX	Kohlenwasser- stoff-Index	MKW	Summe PAK nach TVO
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l
Ablauf	Bach	< 5	< 0,02		< 0,1	0,0013
Ablauf	Bach	< 5	< 0,02		< 0,1	0,0051
Ablauf	Bach	< 5	< 0,02		< 0,1	0,0213
Ablauf	Bach	4,3	< 0,01	< 0,1		
Mulde	Mulde1	< 5	< 0,02		0,20	0,0568
Mulde	Mulde1	6,7	< 0,01	< 0,1		
Mulde	Mulde7	59	< 0,01	< 0,1		
Zulauf	Tiefbeet1	< 5	< 0,02		< 0,1	0,0082
Rigole	Tiefbeet1	< 5	< 0,02		< 0,1	0,00351
Mulde	Tiefbeet1	< 5	< 0,02		0,40	0,0478
Zulauf	Tiefbeet1	7,1	< 0,02		0,40	0,0598
Zulauf	Tiefbeet1	8,3	< 0,01	< 0,1		
Mulde	Tiefbeet1	8,5	< 0,01	< 0,1		
Mulde	Tiefbeet3	8,1	< 0,01	< 0,1		
Ablauf	Rigole3	6,3	< 0,01	< 0,1		
Mulde	Tiefbeet5	2,4	< 0,01	< 0,1		
Ablauf	Rigole5	6,4	< 0,01	< 0,1		
Rigole	Tiefbeet6	< 5	< 0,02		< 0,1	0,0140
Mulde	Tiefbeet6	6,1	< 0,02		0,60	0,0251

**INNOLET**

Tab. A90: Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für pH, AFS und elekt. Leitfähigkeit

Material	PH	AFS	elekt. Leitfähigkeit
I - FeOOH 50%	8,03		455
II - FeOOH 30%	8,08		562
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	7,87		396
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	7,81		431
VI - Lavagranulat	8,2	160	410
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	8,1	2700	418
X - Ferrosorp 30%	8,3	1600	398
XI - Ferrosorp RWR	8,1	2000	448
XII - Ferrosorp 50%	7,8	2100	1468
<b>Mittelwert</b>	<b>8,0</b>	<b>1712</b>	<b>554</b>

Tab. A91: Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für die Schwermetalle Pb, Cd, Cu und Zn

Material	Pb	Cd	Cu	Zink
I - FeOOH 50%	0,01	n.n.	0,024	0,18
II - FeOOH 30%	n.n.	n.n.	0,013	0,119
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	0,005	n.n.	0,012	0,18
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	0,008	n.n.	0,015	0,12
VI - Lavagranulat	n.n.	n.n.	0,01	0,15
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	n.n.	n.n.	0,011	0,15
X - Ferrosorp 30%	n.n.	n.n.	0,03	0,16
XI - Ferrosorp RWR	n.n.	n.n.	0,038	0,18
XII - Ferrosorp 50%	n.n.	n.n.	n.n.	0,16
<b>Mittelwert</b>	<b>0,008</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,019</b>	<b>0,155</b>

Tab. A92 Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser) für die organischen Parameter TOC, AOX, MKW und PAK

Material	TOC	AOX	MKW	PAK
I - FeOOH 50%	6,8	n.n.	n.n.	0,10532925
II - FeOOH 30%	5,1	n.n.	n.n.	0,00288917
III - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	n.n.	n.n.	n.n.	0,04275178
IV - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	n.n.	n.n.	n.n.	0,07751161
VI - Lavagranulat	n.n.	n.n.	n.n.	0,03587641
IX - Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	n.n.	n.n.	n.n.	0,30980971
X - Ferrosorp 30%	n.n.	n.n.	n.n.	0,20807491
XI - Ferrosorp RWR	n.n.	n.n.	0,1	0,27439497
XII - Ferrosorp 50%	n.n.	n.n.	0,1	0,178
<b>Mittelwert</b>	<b>6,0</b>	<b>n.n.</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>

Tab. A93: Mittelwerte der Ausgangssuspensionen (künstliches erstelltes Straßenablaufwasser) für die anorganischen Parameter Chlorid, Phosphat, ortho-Phosphat, Nitrat, Ammonium und Sulfat

Material	Cl	PO4-P	o-PO4	Nitrat-N	Ammonium	Sulfat
I - FeOOH 50%	15,8	0,82	0,55	3,73	0,2	63,6
II - FeOOH 30%	123,5	n.n.	0,06	n.n.	n.n.	34,15
III - Al2O3 30%	15,6	1,1	1,05	n.n.	0,06	63,5
IV - Al2O3 30%	15,3	0,75	0,42	3,8	0,4	63,6
VI - Lavagranulat	15,2	0,1	0,32	n.n.	n.n.	61,3
IX - Al2O3 30% grob	14,9	0,16	0,27	1,2	n.n.	57,2
X - Ferrosorp 30%	14,2	n.n.	0,28	1,3	n.n.	54,1
XI - Ferrosorp RWR	14,8	0,22	0,34	1,4	n.n.	53,8
XII - Ferrosorp 50%	14,9	n.n.	0,26	1,8	0,08	56,5
<b>Mittelwert</b>	<b>27,1</b>	<b>0,5</b>	<b>0,4</b>	<b>2,2</b>	<b>0,2</b>	<b>56,4</b>



## Messreihen Vorversuche INNOLET® Rinne und Filterpatrone

Tab. A94: Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter pH, elektr. Leitfähigkeit und AFS

Versuch	Liter	Material	Probe	pH-Wert	el. Leitfähigkeit [µS/cm]	AFS [mg/l]
I	0	FeOOH 50%	I_Suspension	8,0	455	
I	60	FeOOH 50%	I_60 l	8,0	498	
I	120	FeOOH 50%	I_120 l	8	490	
I	180	FeOOH 50%	I_180 l	7,1	468	
II	0	FeOOH 30%	II_Suspension	8,2	435	
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 20 l	7,9	764	
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 120 l	8,1	487	
II	60	FeOOH 30%	II_60 l	8,1	473	
II	120	FeOOH 30%	II_120 l	8,0	462	
II	180	FeOOH 30%	II_180 l	7,6	438	
III	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_Suspension	7,9	396	
III	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 10l	8,7	362	
III	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 60l	8,5	349	
III	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 120l	8,3	348	
III	180	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 180l	8,2	344	
IV	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_Suspension	7,8	431	
IV	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 10l	8,4	353	
IV	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 60l	8,4	413	
IV	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 120l	8,5	376	
VI	0	Lavagranulat	VI_susp	8,2	410	160
VI	10	Lavagranulat	VI_10l	8,3	420	800
VI	330	Lavagranulat	VI_330l	8,3	419	210
VI	610	Lavagranulat	VI_610l	8,3	425	240
VI	810	Lavagranulat	VI_810l	8,6	428	1000
VI	970	Lavagranulat	VI_970l	8,6	417	300
IX	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_susp	8,1	418	2700
IX	20	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_20l	8,3	399	210
IX	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_60l	8,3	394	1500
IX	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_120l	8,2	401	1200
IX	160	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_160l	8,8	446	660
IX	220	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_220l	8,7	435	990
X	0	Ferrosorp 30%	X_susp	8,3	398	1600
X	20	Ferrosorp 30%	X_20l	8,2	512	770
X	60	Ferrosorp 30%	X_60l	8,3	436	930
X	120	Ferrosorp 30%	X_120l	8,3	425	1200
XI	0	Ferrosorp RWR 50%	XI_susp	8,1	448	2000
XI	20	Ferrosorp RWR 50%	XI_20l	8,2	498	1200
XI	60	Ferrosorp RWR 50%	XI_60l	8,3	458	780
XI	100	Ferrosorp RWR 50%	XI_100l	8,3	445	730
XI	160	Ferrosorp RWR 50%	XI_160l	8,8	462	380
XI	200	Ferrosorp RWR 50%	XI_200l	9,0	450	1300
XII	0	Ferrosorp 50%	XII_Susp.	7,8	1468	2100
XII	20	Ferrosorp 50%	XII_20l	8,1	559	610
XII	60	Ferrosorp 50%	XII_60l	8,1	503	600
XII	100	Ferrosorp 50%	XII_100l	8,0	455	920

Tab. A95: Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter Blei, Cadmium, Kupfer und Zink

Versuch	Liter	Material	Probe	Blei [mg/l]	Cadmium [mg/l]	Kupfer [mg/l]	Zink [mg/l]
I	0	FeOOH 50%	I_Suspension	0,010	< 0,0005	0,024	0,18
I	60	FeOOH 50%	I_60 l	< 0,005	< 0,0005	0,018	0,058
I	120	FeOOH 50%	I_120 l	0,0080	< 0,0005	0,044	0,10
I	180	FeOOH 50%	I_180 l	0,027	< 0,0005	0,026	0,18
II	0	FeOOH 30%	II_Suspension	< 0,005	< 0,0005	0,013	0,21
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 20 l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	< 0,01
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 120 l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,028
II	60	FeOOH 30%	II_60 l	< 0,005	< 0,0005	0,057	0,034
II	120	FeOOH 30%	II_120 l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,044
II	180	FeOOH 30%	II_180 l	< 0,005	< 0,0005	0,010	0,061
III	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_Suspension	0,005	< 0,0005	0,012	0,18
III	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 10l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	< 0,01
III	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 60l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,052
III	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 120l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,048
III	180	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 180l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,046
IV	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_Suspension	0,008	< 0,0005	0,015	0,12
IV	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 10l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,025
IV	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 60l	0,008	< 0,0005	0,012	0,069
IV	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 120l	0,006	< 0,0005	< 0,01	0,045
VI	0	Lavagranulat	VI_susp	< 0,005	< 0,0005	0,010	0,15
VI	10	Lavagranulat	VI_10l	< 0,005	0,0010	< 0,01	0,077
VI	330	Lavagranulat	VI_330l	< 0,005	< 0,0005	0,020	0,096
VI	610	Lavagranulat	VI_610l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,078
VI	810	Lavagranulat	VI_810l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,13
VI	970	Lavagranulat	VI_970l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,08
IX	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_susp	< 0,005	< 0,0005	0,011	0,15
IX	20	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_20l	< 0,005	< 0,0005	0,021	0,089
IX	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_60l	< 0,005	< 0,0005	0,020	0,090
IX	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_120l	< 0,005	< 0,0005	0,040	0,11
IX	160	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_160l	< 0,005	< 0,0005	0,02	0,15
IX	220	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_220l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,10
X	0	Ferrosorp 30%	X_susp	< 0,005	< 0,0005	0,030	0,16
X	20	Ferrosorp 30%	X_20l	< 0,005	< 0,0005	0,017	0,051
X	60	Ferrosorp 30%	X_60l	< 0,005	< 0,0005	0,012	0,060
X	120	Ferrosorp 30%	X_120l	< 0,005	< 0,0005	0,032	0,069
XI	0	Ferrosorp RWR 50%	XI_susp	< 0,005	< 0,0005	0,038	0,18
XI	20	Ferrosorp RWR 50%	XI_20l	< 0,005	< 0,0005	0,013	0,062
XI	60	Ferrosorp RWR 50%	XI_60l	< 0,005	< 0,0005	0,031	0,073
XI	100	Ferrosorp RWR 50%	XI_100l	< 0,005	< 0,0005	0,011	0,045
XI	160	Ferrosorp RWR 50%	XI_160l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,07
XI	200	Ferrosorp RWR 50%	XI_200l	< 0,005	< 0,0005	0,01	0,10
XII	0	Ferrosorp 50%	XII_Susp.	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,16
XII	20	Ferrosorp 50%	XII_20l	< 0,005	< 0,0005	0,021	0,064
XII	60	Ferrosorp 50%	XII_60l	< 0,005	< 0,0005	0,011	0,085
XII	100	Ferrosorp 50%	XII_100l	< 0,005	< 0,0005	< 0,01	0,075

Tab. A96: Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und der Proben nach entsprechender Literzahl des Durchflusses für die Parameter MKW, TOC, AOX und PAK

Versuch	Liter	Material	Probe	MKW [mg/l]	TOC [mg/l]	AOX [mg/l]	Summe PAK [mg/l]
I	0	FeOOH 50%	I_Suspension	< 0,1	6,8	< 0,02	0,11
I	60	FeOOH 50%	I_60 l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,082
I	120	FeOOH 50%	I_120 l	< 0,1	5,3	< 0,02	0,0195
I	180	FeOOH 50%	I_180 l	< 0,1	7,9	< 0,02	0,018
II	0	FeOOH 30%	II_Suspension	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0052
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 20 l	< 0,1	5,1	< 0,02	0,0022
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 120 l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0012
II	60	FeOOH 30%	II_60 l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0067
II	120	FeOOH 30%	II_120 l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0044
II	180	FeOOH 30%	II_180 l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0057
III	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_Suspension	< 0,1	< 5	< 0,01	0,043
III	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 10l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,022
III	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 60l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,036
III	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 120l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,064
III	180	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	III_nach 180l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,076
IV	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_Suspension	< 0,1	< 5	< 0,01	0,078
IV	10	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 10l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,087
IV	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 60l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,11
IV	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30%	IV_nach 120l	< 0,1	< 5	< 0,01	0,085
VI	0	Lavagranulat	VI_susp	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0359
VI	10	Lavagranulat	VI_10l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0339
VI	330	Lavagranulat	VI_330l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0218
VI	610	Lavagranulat	VI_610l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0623
VI	810	Lavagranulat	VI_810l	0,3	< 5	< 0,2	0,00016
VI	970	Lavagranulat	VI_970l	0,1	< 5	< 0,2	0,0379
IX	0	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_susp	< 0,1	< 5	< 0,02	0,310
IX	20	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_20l	2,4	< 5	< 0,02	0,0492
IX	60	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_60l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,225
IX	120	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_120l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,176
IX	160	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_160l	< 0,1	< 5	< 0,2	0,00913
IX	220	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 30% grob	IX_220l	0,2	< 5	< 0,2	0,00608
X	0	Ferrosorp 30%	X_susp	< 0,1	< 5	< 0,02	0,208
X	20	Ferrosorp 30%	X_20l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,0992
X	60	Ferrosorp 30%	X_60l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,226
X	120	Ferrosorp 30%	X_120l	0,10	< 5	< 0,02	0,252
XI	0	Ferrosorp RWR 50%	XI_susp	0,10	< 5	< 0,02	0,274
XI	20	Ferrosorp RWR 50%	XI_20l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,157
XI	60	Ferrosorp RWR 50%	XI_60l	< 0,1	< 5	0,024	0,132
XI	100	Ferrosorp RWR 50%	XI_100l	< 0,1	< 5	< 0,02	0,121
XI	160	Ferrosorp RWR 50%	XI_160l	0,2	7	< 0,2	0,00843
XI	200	Ferrosorp RWR 50%	XI_200l	0,5	< 5	< 0,2	0,00214
XII	0	Ferrosorp 50%	XII_Susp.	0,1	< 5	< 0,02	0,178
XII	20	Ferrosorp 50%	XII_20l	0,1	< 5	< 0,02	0,0542
XII	60	Ferrosorp 50%	XII_60l	0,1	< 5	< 0,02	0,0819
XII	100	Ferrosorp 50%	XII_100l	0,2	< 5	< 0,02	0,124

## Behandlung von Straßenabflüssen

Tab. A97: Werte der Ausgangssuspensionen (künstliches Straßenablaufwasser, Liter=0) und die Proben nach entsprechende Literzahl des Durchflusses für die Parameter Ammonium, Nitrat, Chlorid, Sulfat, Phosphat und ortho-Phosphat

Versuch	Liter	Material	Probe	Ammonium [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	PO4-P [mg/l]	o-PO4 [mg/l]
I	0	FeOOH 50%	I_Suspension	0,20	3,7	16	64	0,82	0,55
I	60	FeOOH 50%	I_60 l	0,24	3,4	62	44	< 0,3	0,15
I	120	FeOOH 50%	I_120 l	0,26	3,8	71	35	0,31	0,19
I	180	FeOOH 50%	I_180 l	0,30	4,5	53	42	0,71	0,33
II	0	FeOOH 30%	II_Suspension	< 0,05	< 1	< 5	< 20	< 0,3	0,11
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 20 l	< 0,05	< 1	180	28	< 0,3	0,03
II	0	FeOOH 30%	II_Spülung mit 120 l	< 0,05	< 1	67	40	< 0,3	0,04
II	60	FeOOH 30%	II_60 l	< 0,05	< 1	67	40	< 0,3	0,04
II	120	FeOOH 30%	II_120 l	0,12	< 1	59	40	< 0,3	0,04
II	180	FeOOH 30%	II_180 l	0,05	< 1	45	43	< 0,3	0,06
III	0	Al2O3 30%	III_Suspension	0,06	< 1	16	64	1,1	1,1
III	10	Al2O3 30%	III_nach 10l	< 0,05	< 1	17	54	< 0,3	0,04
III	60	Al2O3 30%	III_nach 60l	< 0,05	< 1	15	56	< 0,3	0,04
III	120	Al2O3 30%	III_nach 120l	< 0,05	< 1	15	54	< 0,3	0,05
III	180	Al2O3 30%	III_nach 180l	0,20	< 1	15	55	< 0,3	0,06
IV	0	Al2O3 30%	IV_Suspension	0,40	3,8	15	64	0,75	0,42
IV	10	Al2O3 30%	IV_nach 10l	0,05	4,5	17	57	< 0,3	0,04
IV	60	Al2O3 30%	IV_nach 60l	0,14	4,5	16	59	< 0,3	0,29
IV	120	Al2O3 30%	IV_nach 120l	0,14	4,6	15	51	< 0,3	0,25
VI	0	Lavagranulat	VI_susp	< 0,05	< 1	15	61	0,10	0,32
VI	10	Lavagranulat	VI_10l	< 0,05	1,5	16	62	0,10	0,17
VI	330	Lavagranulat	VI_330l	< 0,05	< 1	15	63	0,10	0,14
VI	610	Lavagranulat	VI_610l	< 0,05	< 1	16	64	0,12	0,26
VI	810	Lavagranulat	VI_810l	0,05	2,1	15	60	< 0,3	0,03
VI	970	Lavagranulat	VI_970l	0,06	2,6	16	58	< 0,3	0,35
IX	0	Al2O3 30% grob	IX_susp	< 0,05	1,2	15	57	0,16	0,27
IX	20	Al2O3 30% grob	IX_20l	< 0,05	1,6	15	55	< 0,1	0,09
IX	60	Al2O3 30% grob	IX_60l	< 0,05	1,4	16	53	0,19	0,22
IX	120	Al2O3 30% grob	IX_120l	< 0,05	1,5	15	54	0,17	0,31
IX	160	Al2O3 30% grob	IX_160l	0,14	3,5	15	52	< 0,3	< 0,01
IX	220	Al2O3 30% grob	IX_220l	0,07	4,1	16	54	< 0,3	0,38
X	0	Ferrosorp 30%	X_susp	< 0,05	1,3	14	54	< 0,1	0,28
X	20	Ferrosorp 30%	X_20l	0,20	2,6	24	83	< 0,1	0,04
X	60	Ferrosorp 30%	X_60l	0,070	1,5	15	70	< 0,1	0,17
X	120	Ferrosorp 30%	X_120l	0,10	1,6	15	65	< 0,1	0,06
XI	0	Ferrosorp RWR 50%	XI_susp	< 0,05	1,4	15	54	0,22	0,34
XI	20	Ferrosorp RWR 50%	XI_20l	< 0,05	2,1	21	72	< 0,1	0,04
XI	60	Ferrosorp RWR 50%	XI_60l	< 0,05	1,7	16	65	< 0,1	0,16
XI	100	Ferrosorp RWR 50%	XI_100l	< 0,05	1,7	15	60	< 0,1	0,17
XI	160	Ferrosorp RWR 50%	XI_160l	0,07	3,9	15	64	< 0,3	< 0,01
XI	200	Ferrosorp RWR 50%	XI_200l	0,07	5,4	15	62	< 0,3	0,30
XII	0	Ferrosorp 50%	XII_Susp.	0,080	1,8	15	57	< 0,1	0,26
XII	20	Ferrosorp 50%	XII_20l	0,24	3,2	27	98	< 0,1	0,02
XII	60	Ferrosorp 50%	XII_60l	0,22	2,1	16	84	< 0,1	0,11
XII	100	Ferrosorp 50%	XII_100l	0,12	2,0	16	72	< 0,1	0,19

Tab. A98 Werte der 1. Messreihe INNOLET® Filterpatrone im Gewerbegebiet Hoppegarten

Versuch		1 Ablauf	2 Ablauf	3 Ablauf	4 Ablauf
Material		Ferrosorp 30%	Lavagranulat	Al2O3 30%	Ferrosorp RWR 50%
pH-Wert		7,3	8,3	7,6	7,6
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	126	184	147	136
AFS	[mg/l]	530	900	1600	560
Blei	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	0,023	0,032	0,021	0,019
Zink	[mg/l]	0,096	0,063	0,084	0,099
MKW	[mg/l]	2,0	2,2	3,9	1,3
TOC	[mg/l]	9,8	12	10	9,6
AOX	[mg/l]	0,026	0,02	< 0,02	0,021
Ammonium	[mg/l]	1,7	0,99	1,2	0,63
Nitrat-N	[mg/l]	1,2	< 1	< 1	< 1
Chlorid	[mg/l]	5,5	6,7	5,7	5,2
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	< 20	< 20
PO <sub>4</sub> -P	[mg/l]	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,020	0,21	0,060	0,040
Summe PAK	[mg/l]	0,00311	0,00505	0,00385	0,00313

Tab. A99: Werte der 2. Messreihe INNOLET® Filterpatrone im Gewerbegebiet Hoppegarten

Versuch		1 Ablauf	2 Zulauf	2 Ablauf	3 Zulauf	3 Ablauf	4 Ablauf
Material		Ferrosorp 30%	Lavagranulat	Lavagranulat	Al2O3 30%	Al2O3 30%	Ferrosorp RWR 50%
pH-Wert		7,5	7,6	7,3	7,4	7,6	7,6
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	127	128	163	156	134	193
AFS	[mg/l]	100	180	270	230	270	230
Blei	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,0050	< 0,005	0,011
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	0,021	0,024	0,026	0,024	0,019	0,033
Zink	[mg/l]	0,065	0,086	0,030	0,14	0,13	0,11
MKW	[mg/l]	0,40	0,50	0,30	0,70	0,40	0,20
TOC	[mg/l]	9,2	11	13	12	12	22
AOX	[mg/l]	< 0,02	0,027	0,023	0,038	0,025	0,065
Ammonium	[mg/l]	0,61	0,65	0,60	0,47	0,46	0,49
Nitrat-N	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2,7
Chlorid	[mg/l]	9,9	6,7	7,6	9,7	9,6	13
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
PO <sub>4</sub> -P	[mg/l]	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,080	0,090	0,11	0,090	0,080	0,050
Summe PAK	[mg/l]	0,00060	0,00006	0,00019	0,00070	0,00109	0,00136

Tab. A100: Werte der 1. Messreihe INNOLET®Rinne in der Krachtstraße, Berlin

Versuch		2B Zulauf	2B Ablauf	6B Zulauf	6B Ablauf
Material		Kies 1-2 mit Schmutz	Kies 1-2	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> mit Schmutz	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
pH-Wert		8,5	7,7	7,7	7,8
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	442	78	250	150
AFS	[mg/l]	30	10	280	14
Blei	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	0,0090	< 0,005
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	0,01	0,01	0,08	0,02
Zink	[mg/l]	0,08	0,08	0,33	0,11
MKW	[mg/l]	0,2	0,4	13,3	0,4
TOC	[mg/l]	10	8	30	18
AOX	[mg/l]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Ammonium	[mg/l]	0,07	0,10	0,80	0,17
Nitrat-N	[mg/l]	0,76	0,85	0,54	1,7
Chlorid	[mg/l]	< 5	< 5	7	< 5
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	24	< 20
Phosphor gesamt	[mg/l]	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,02	0,07	0,28	< 0,01
Summe PAK	[mg/l]	0,0149	0,00698	0,00775	0,00017

Tab. A101: Werte der 2. Messreihe INNOLET®Rinne in der Krachtstraße, Berlin

Versuch		2A Ablauf	2B Ablauf	6B Zulauf	6B Zulauf
Material		Kies 1-2	Kies 1-2	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ohne Schmutz	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> mit Schmutz
pH-Wert		8,0	7,9	7,9	7,8
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	109	109	128	115
AFS	[mg/l]	8,0	39	350	140
Blei	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	0,020	0,020	0,032	0,035
Zink	[mg/l]	0,12	0,13	0,18	0,20
MKW	[mg/l]	< 0,1	0,2	0,6	0,3
TOC	[mg/l]	40	44	45	46
AOX	[mg/l]	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Ammonium	[mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nitrat-N	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1
Chlorid	[mg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	< 20	< 20
Phosphor gesamt	[mg/l]	0,16	0,14	0,20	0,15
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,39	0,33	0,54	0,20
Summe PAK	[mg/l]	0,00287	0,0103	0,0458	0,0180

Tab. A102: Werte der 3. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin, Teil 1

Versuch		1 B Ablauf	2A Zulauf	2 A Ablauf	2B Zulauf	2 B Ablauf
Material		Lavagranulat	Kies 1-2	Kies 1-2	Kies 1-2	Kies 1-2
pH-Wert		7,0	6,3	6,7	6,8	6,8
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	47	86	42	63	48
AFS	[mg/l]					
Blei	[mg/l]	< 0,005	0,0070	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	< 0,01	0,012	0,015	< 0,01	< 0,01
Zink	[mg/l]	0,023	0,160	0,026	0,046	0,027
MKW	[mg/l]	< 0,1	0,34	< 0,1	< 0,1	< 0,1
TOC	[mg/l]	< 5	17,5	< 5	7,3	5,8
AOX	[mg/l]	< 0,02	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ammonium	[mg/l]	< 0,05	0,10	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Nitrat-N	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Chlorid	[mg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Phosphor gesamt	[mg/l]	< 0,3	1,4	0,36	0,38	0,36
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,05	0,32	0,06	0,12	0,09
Summe PAK	[mg/l]	0,0023	0,0069	0,0025	0,0046	0,0023

Tab. A103: Werte der 3. Messreihe INNOLET® Rinne in der Krachtstraße, Berlin, Teil 2

Versuch		3 A Ablauf	3 B Ablauf	4 A Ablauf	4 B Ablauf	5 A Ablauf	5 B Ablauf
Material		FeOOH	FeOOH	Kies 1-2	Kies 1-2	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
pH-Wert		6,7	6,8	7,1	6,8	7,0	7,0
el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	59	43	44	46	34	56
AFS	[mg/l]						
Blei	[mg/l]	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,011
Cadmium	[mg/l]	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Kupfer	[mg/l]	0,012	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zink	[mg/l]	0,017	0,087	0,015	0,023	0,030	0,052
MKW	[mg/l]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
TOC	[mg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	7,6
AOX	[mg/l]	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Ammonium	[mg/l]	< 0,05	0,070	0,013	0,11	< 0,05	< 0,05
Nitrat-N	[mg/l]	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Chlorid	[mg/l]	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Sulfat	[mg/l]	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Phosphor gesamt	[mg/l]	0,45	< 0,3	0,31	0,43	0,33	< 0,3
o-PO <sub>4</sub>	[mg/l]	0,04	0,10	0,07	0,12	0,14	0,10
Summe PAK	[mg/l]	0,0028	0,0014	0,0017	0,0005	0,0024	0,0070

Tab. A104: Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, FerroSorp RWR

Probe		DI2G	DI2A	DI2
Ort		Grobschmutz	Ablagerung Gummilippe	Filtermaterial
Material		FerroSorp RWR	FerroSorp RWR	FerroSorp RWR
Parameter	Einheit			
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )		6,7	6,5	6,8
Trockensubstanz 105°C	Masse-%	71,8	53,7	81,8
TOC	Masse-% TR	3,4	7,2	0,5
TC	Masse-% TR	3,4	7,2	0,5
Blei	mg/kg TR	18	57	18
Cadmium	mg/kg TR	0,3	0,8	< 0,2
Kupfer	mg/kg TR	34	99	8,9
Zink	mg/kg TR	120	410	45
Phosphor	mg/kg TR	910	840	94
Summe PAK nach EPA	mg/kg TR	0,74	2,77	-
ortho-Phosphat	mg/l	0,08	0,08	0,2
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	0,03	0,03	0,07
Elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	735	863	213
Ammonium	mg/l	0,19	0,62	0,14
Ammonium-N	mg/l	0,15	0,48	0,11
Chlorid	mg/l	150	200	15
Nitrat	mg/l	< 0,5	< 0,5	4,7
Nitrat -N	mg/l	< 0,1	< 0,1	1,1
Sulfat	mg/l	17	11	15

Tab. A105: Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, FerroSorp Plus

Probe		DI1G	DI1A	DI1
Ort		Grobschmutz	Ablagerung Gummilippe	Filtermaterial
Material		FerroSorp Plus	FerroSorp Plus	FerroSorp Plus
Parameter	Einheit			
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )		6,9	6,7	6,8
Trockensubstanz 105°C	Masse-%	70,2	77,5	77,9
TOC	Masse-% TR	4,2	2,2	1,5
TC	Masse-% TR	4,2	2,2	1,5
Blei	mg/kg TR	28	25	34
Cadmium	mg/kg TR	0,3	0,3	< 0,2
Kupfer	mg/kg TR	42	31	27
Zink	mg/kg TR	180	190	170
Phosphor	mg/kg TR	640	310	960
Summe PAK nach EPA	mg/kg TR	1,04	2,43	0,46
ortho-Phosphat	mg/l	0,07	0,06	0,13
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	0,02	< 0,02	0,04
Elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	272	893	386
Ammonium	mg/l	0,28	0,1	0,14
Ammonium-N	mg/l	0,22	0,08	0,11
Chlorid	mg/l	6,8	210	44
Nitrat	mg/l	< 0,5	< 0,5	1,2
Nitrat -N	mg/l	< 0,1	< 0,1	0,3
Sulfat	mg/l	18	18	12



Tab. A106: Untersuchungen von Feststoffen an unterschiedlichen Probenahmepunkten, Zeogran (Zeolith)

Probe		DI3G	DI3A	DI3
Ort		Grobschmutz	Ablagerung Gummilippe	Filtermaterial
Material		Zeogran	Zeogran	Zeogran
Parameter	Einheit			
pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )		6,7	6,5	6,7
Trockensubstanz 105°C	Masse-%	50,2	67	88,2
TOC	Masse-% TR	7,6	4,2	1,1
TC	Masse-% TR	7,6	4,2	1,1
Blei	mg/kg TR	27	38	9
Cadmium	mg/kg TR	0,5	0,5	0,3
Kupfer	mg/kg TR	47	53	20
Zink	mg/kg TR	230	370	130
Phosphor	mg/kg TR	690	530	190
Summe PAK nach EPA	mg/kg TR	6,15	1,03	-
ortho-Phosphat	mg/l	0,17	0,08	0,12
ortho-Phosphat als Phosphor	mg/l	0,06	0,03	0,04
Elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	2200	1020	254
Ammonium	mg/l	2,3	1,1	0,11
Ammonium-N	mg/l	1,8	0,85	0,09
Chlorid	mg/l	640	270	53
Nitrat	mg/l	< 0,5	< 0,5	5,9
Nitrat -N	mg/l	< 0,1	< 0,1	1,3
Sulfat	mg/l	16	11	< 1

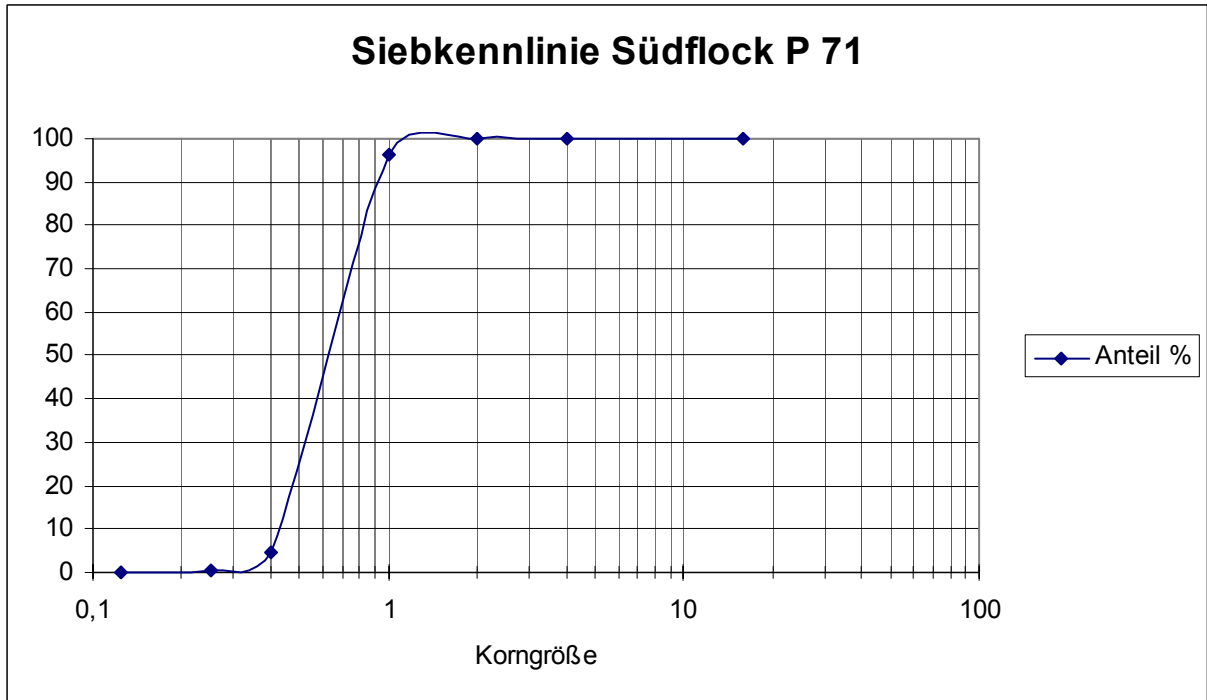


Abb. A168: Kornverteilung Südflock P71, adsorptives Material aus der Bentonitverarbeitung

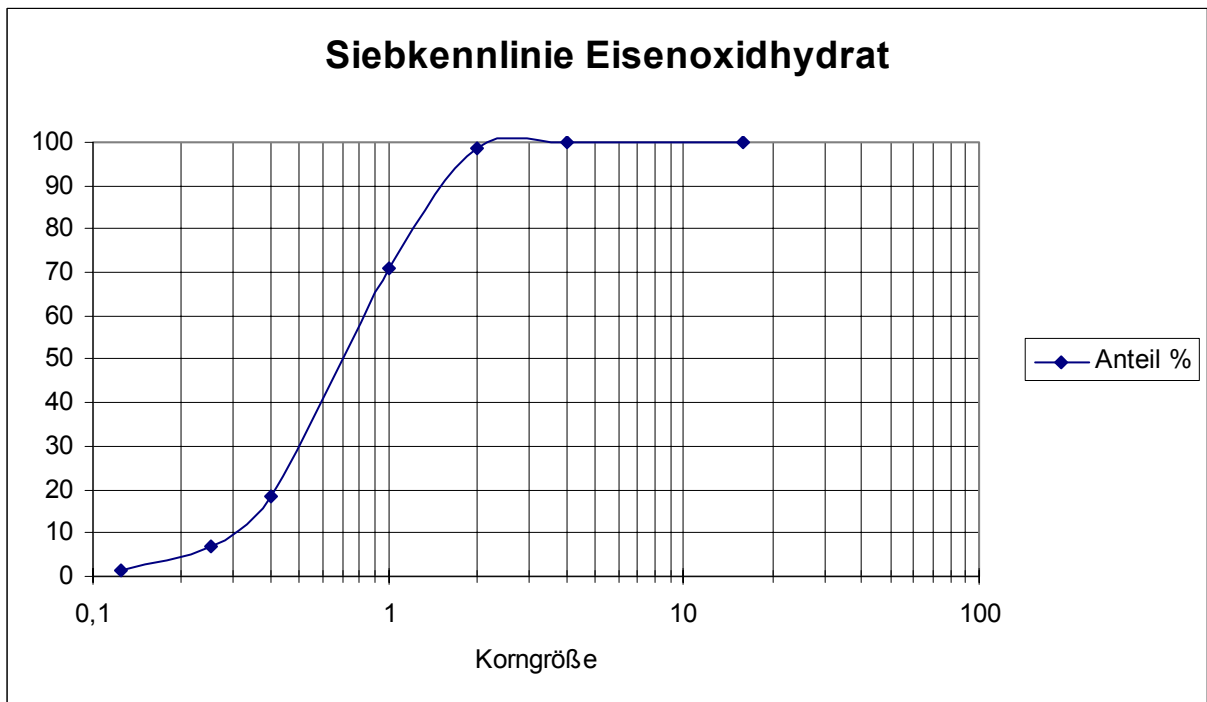


Abb. A169: Kornverteilung Eisenoxidhydrat

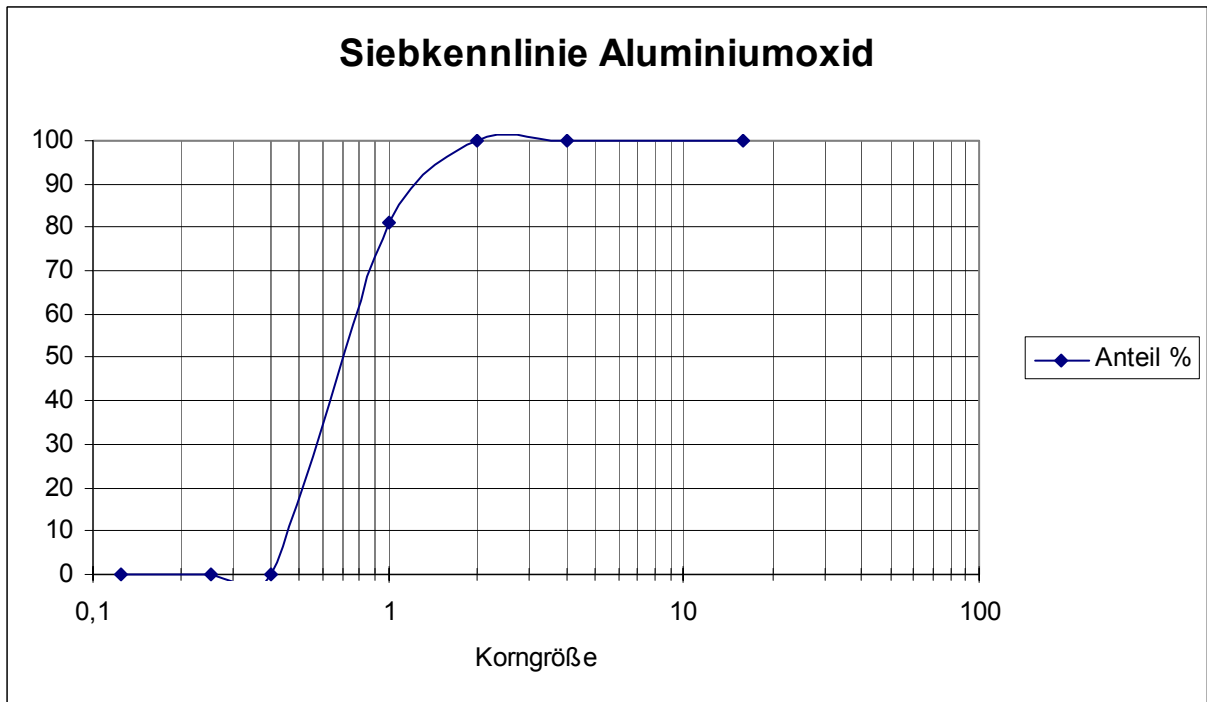


Abb. A170: Kornverteilung Aluminiumoxid

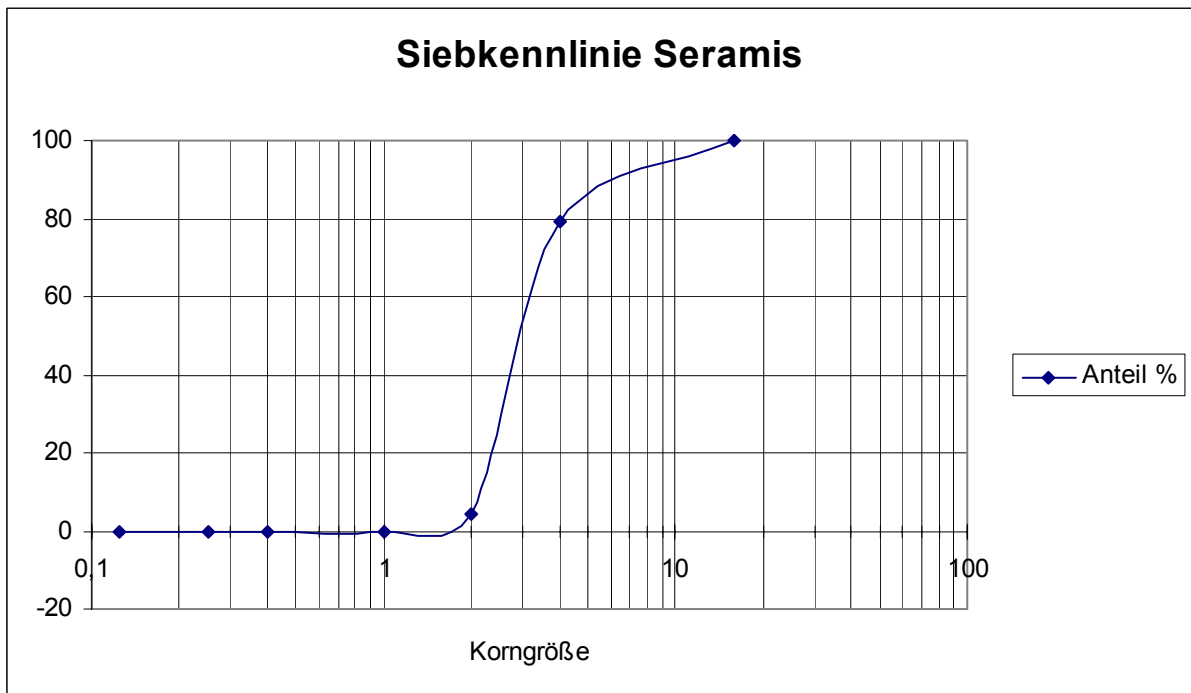


Abb. A171: Kornverteilung Seramis

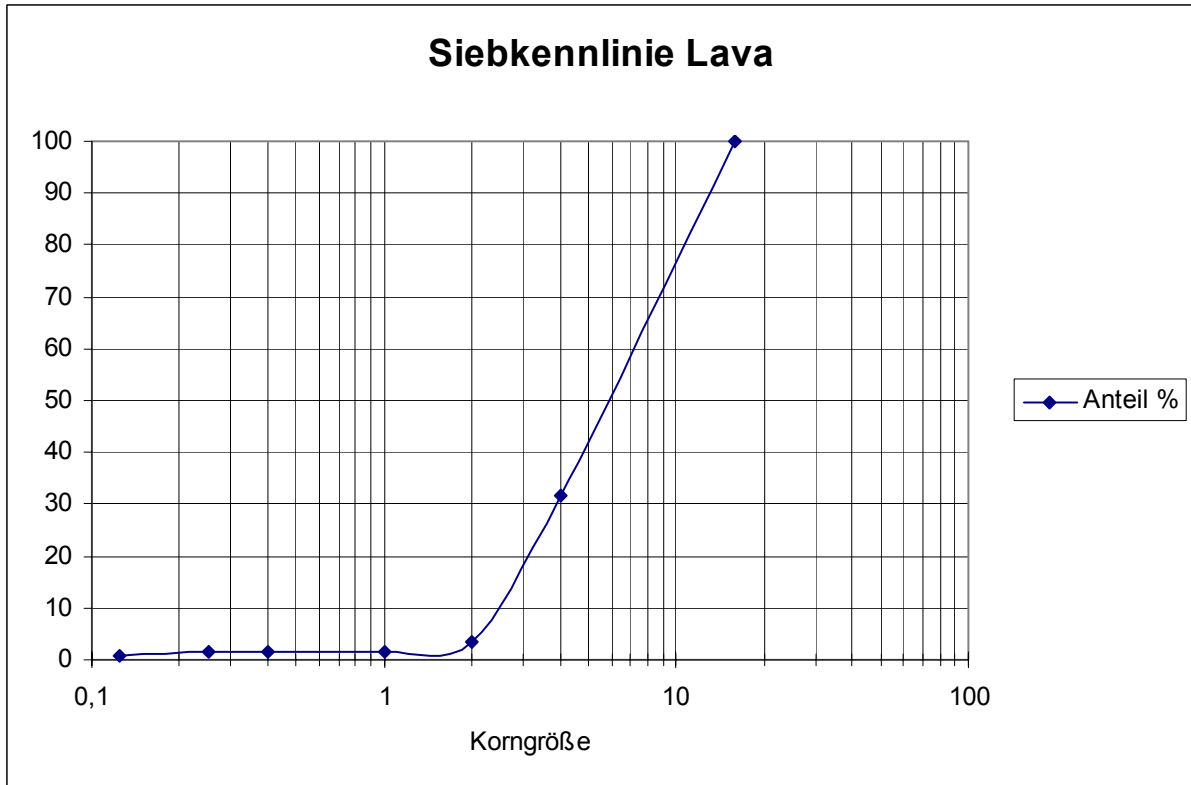


Abb. A172: Kornverteilung Lavagranulat

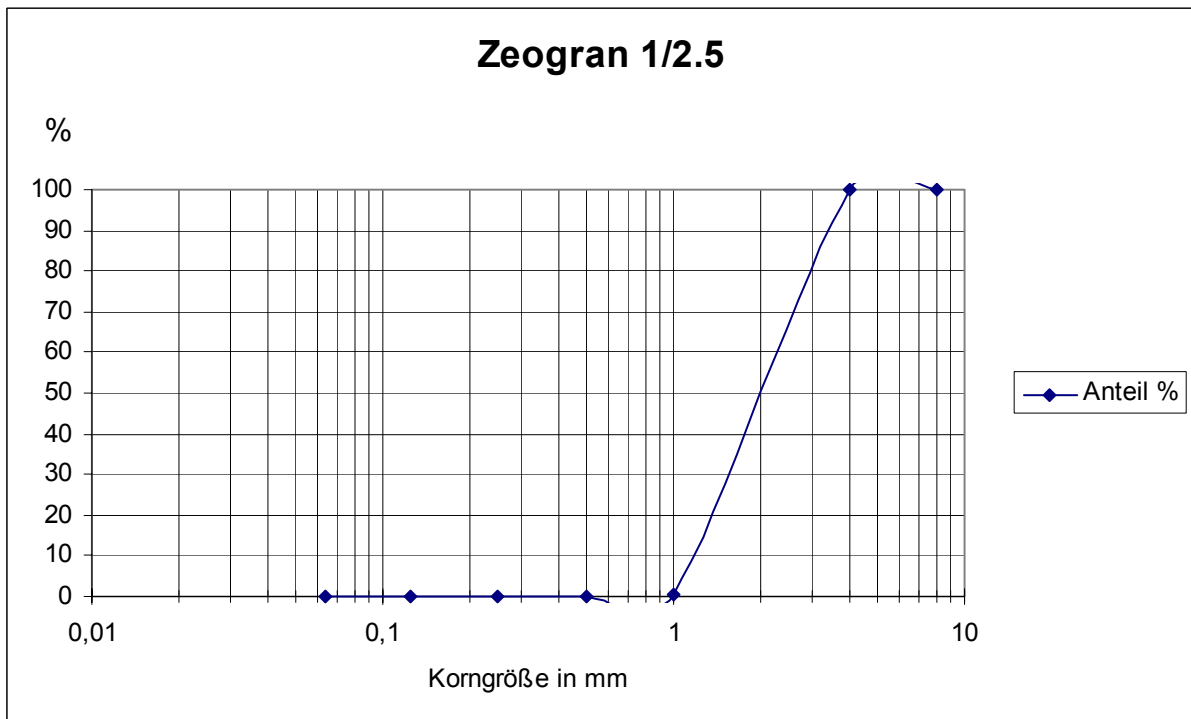


Abb. A173: Kornverteilung Zeogran (Zeolith)

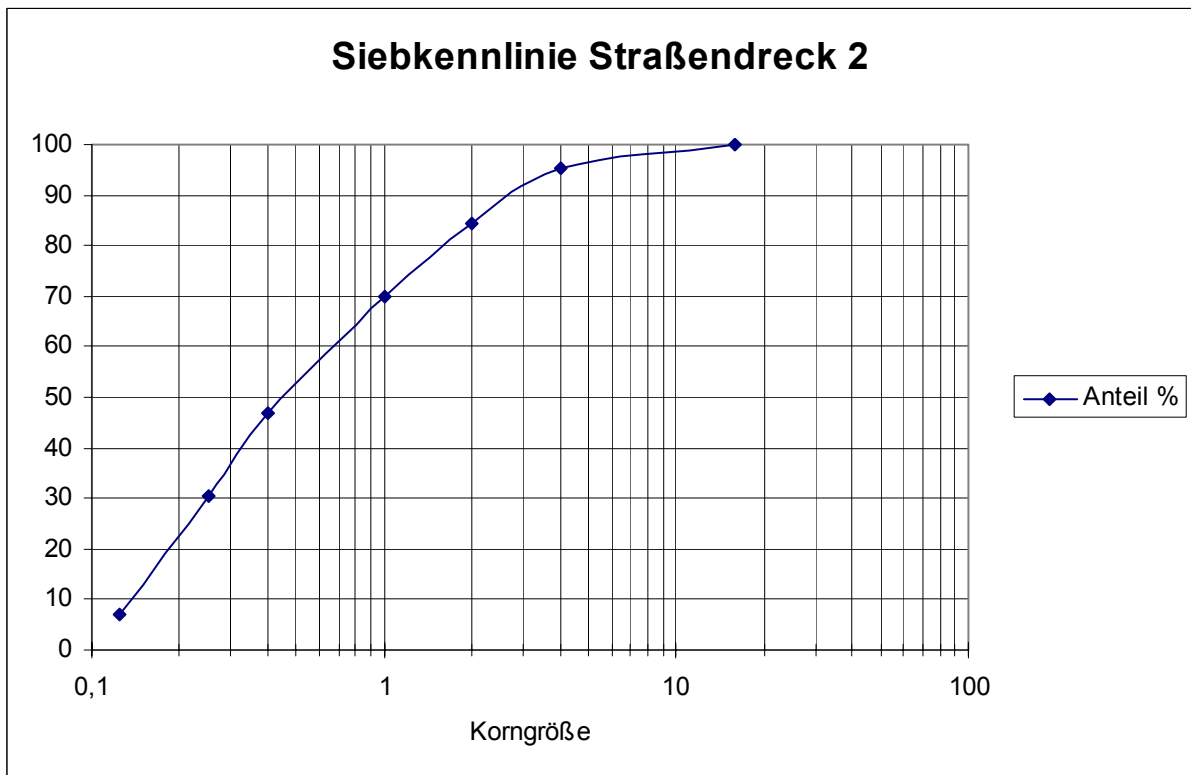
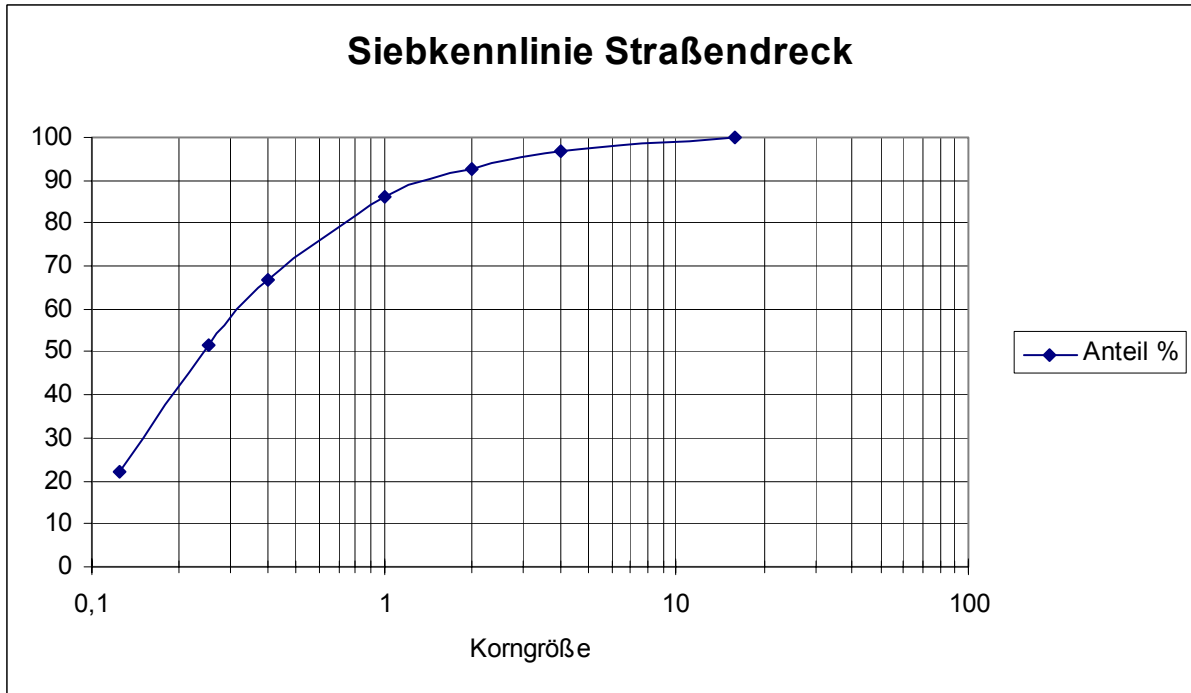


Abb. A174: Kornverteilung Straßendreck 1+2

# Behandlung von Straßenabflüssen

**Eco.RWB**

Kostenvergleichsrechnungs-Tool  
für Maßnahmen zur  
Regenwasserbewirtschaftung



**Projekt:** Dissertation  
**Beschreibung:** Vergleich von Behandlungsmassnahmen, behandelte Fläche 1 ha

**Auftraggeber:**  
Ansprechpartner:  
Adresse:  
Telefon:  
Email:

**Auftragnehmer:**  
Bearbeiter: Herr Dipl.-Ing. Harald Sommer  
Adresse:  
Telefon:  
Email:

**Allgemeine Parameter für die finanzmathematische Aufbereitung**

**Bezugszeitpunkt:** 2006  
**Zinssatz:** 2,5%  
**Preissteigerung:** 1,0%  
**Untersuchungszeitraum:** 50 Jahre

**Eco.RWB**

**Projekt:** Dissertation

**Szenario:** MRS  
**Beschreibung:** Mulden-Rigolen-System

Szenario kopieren

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheits- preis	Einheit	Kosten	spez. B.-kosten	Betriebs- kosten	Nutz. dauer	Jahr Invest.	Barwerte
					[€/Einh.]	[Einh.]	[€]	[€/Einh./a]	[€/a]	[a]		[€]
<b>Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen</b>												
	Versickerung	oberirdisch	Mulden-Rigolen-System	10.000,00	30,00	€	300.000	0,00	0	50	2006	300.000
	Versickerung	oberirdisch	Rasenmahd, 4x pro Jahr	1.000,00	0,00	€/m²AE,b	0	1,00	1.000	50	2006	35.636
	Versickerung	oberirdisch	Austausch Oberboden	1.000,00	15,00	€/m²AE,b	15.000	0,00	0	25	2006	25.376
<b>Ableitung</b>												
<b>Mischwasserbehandlung</b>												
<b>Kläranlage</b>												
<b>Grundwasserschutz</b>												
<b>Fördermittel</b>												
<b>Gebühren</b>												
<b>Rückhaltung/Hochwasserschutz</b>												
<b>Regenwasserbehandlung</b>												
<b>Summe</b>							<b>315.000</b>		<b>1.000</b>	<b>50</b>	<b>2006</b>	<b>361.012</b>

**Eco.RWB**

**Projekt:** Dissertation

**Szenario:** INNODRAIN  
**Beschreibung:**

Szenario kopieren

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheits- preis	Einheit	Kosten	spez. B.-kosten	Betriebs- kosten	Nutz. dauer	Jahr Invest.	Barwerte
					[€/Einh.]	[Einh.]	[€]	[€/Einh./a]	[€/a]	[a]		[€]
<b>Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen</b>												
	Versickerung	oberirdisch	INNODRAIN	10.000,00	40,00	€/m²AE,b	400.000	0,00	0	50	2006	400.000
	Versickerung	oberirdisch	Pflanzschnitt/Wartung	500,00	0,00	€/m²AE,b	0	3,00	1.500	50	2006	53.454
	Versickerung	oberirdisch	Austausch Oberboden	500,00	15,00	€/m²AE,b	7.500	0,00	0	25	2006	12.688
<b>Ableitung</b>												
<b>Mischwasserbehandlung</b>												
<b>Kläranlage</b>												
<b>Grundwasserschutz</b>												
<b>Fördermittel</b>												
<b>Gebühren</b>												
<b>Rückhaltung/Hochwasserschutz</b>												
<b>Regenwasserbehandlung</b>												
<b>Summe</b>							<b>407.500</b>		<b>1.500</b>	<b>50</b>	<b>2006</b>	<b>466.142</b>

Abb. A175: Ergebnisse Eco.RWB, Teil 1

## Behandlung von Straßenabflüssen

**Eco.RWB**

Projekt: Dissertation

Szenario: INNOLET  
Beschreibung:

Szenario kopieren

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheits- preis	Einheit	Kosten	spez. B.-kosten	Betriebs- kosten	Nutz. dauer	Jahr Invest.	Barwerte
					[€/Einh.]	[Einh.]	[€]	[€/Einh./a]	[€/a]	[a]		[€]
<b>Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen</b>												
Ableitung												
Mischwasserbehandlung												
Kläranlage												
Grundwasserschutz												
Fördermittel												
Gebühren												
Rückhaltung/Hochwasserschutz												
Regenwasserbehandlung												
	Ableitung		INNOLET	32,00	1.300,00	€/Stck.	41.600	100,00	3.200	10	2006	272.310
	Ableitung		Grobstoffreinigung	32,00	0,00	€/Stck.	0	80,00	2.560	10	2006	91.229
	Ableitung		Filteraustausch	32,00	0,00	€/Stck.	0	40,00	1.280	1	2006	45.614
<b>Summe</b>							<b>41.600</b>		<b>7.040</b>	<b>10</b>	<b>2006</b>	<b>409.153</b>

**Eco.RWB**

Projekt: Dissertation

Szenario: RBF  
Beschreibung: Retentionsbodenfilter

Szenario kopieren

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheits- preis	Einheit	Kosten	spez. B.-kosten	Betriebs- kosten	Nutz. dauer	Jahr Invest.	Barwerte
					[€/Einh.]	[Einh.]	[€]	[€/Einh./a]	[€/a]	[a]		[€]
<b>Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen</b>												
Ableitung												
	Becken	Freispiegel	Pumpwerk, baulich	1,00	10.000,00	€/Stck.	10.000	1.000,00	1.000	50	2006	45.636
	Becken	Freispiegel	Pumpwerk, Pumpen	1,00	4.000,00	€/Stck.	4.000	200,00	200	10	2006	22.346
Mischwasserbehandlung												
Kläranlage												
Grundwasserschutz												
Fördermittel												
Gebühren												
Rückhaltung/Hochwasserschutz												
Regenwasserbehandlung												
	Retention		Bodenfilter, Regenwasser	200,00	600,00	€/m²	120.000	10,00	2.000	50	2006	191.273
	Retention		vorgeschaltetes Regenklärbecken	10,00	2.000,00	€/m²	20.000	120,00	1.200	50	2006	62.764
	Retention		Bodenfilter, Abschalen Oberboden, Reini	200,00	80,00	€/m²	16.000	0,00	0	10	2006	60.874
	Retention		Bodenfilter, RKB, Grundstück	500,00	200,00	€/m²	100.000	0,00	0	50	2006	100.000
<b>Summe</b>							<b>270.000</b>		<b>4.400</b>	<b>50</b>	<b>2006</b>	<b>482.893</b>

**Eco.RWB**

Projekt: Dissertation

Szenario: RKB  
Beschreibung: Regenklärbecken

Szenario kopieren

Kategorie	Typ	Subtyp	Maßnahme	Massen	Einheits- preis	Einheit	Kosten	spez. B.-kosten	Betriebs- kosten	Nutz. dauer	Jahr Invest.	Barwerte
					[€/Einh.]	[Einh.]	[€]	[€/Einh./a]	[€/a]	[a]		[€]
<b>Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen</b>												
Ableitung												
	Becken	Freispiegel	Pumpwerk, baulich	1,00	10.000,00	€/Stck.	10.000	1.000,00	1.000	50	2006	45.636
	Becken	Freispiegel	Pumpwerk, Pumpen	1,00	10.000,00	€/Stck.	10.000	0,00	0	10	2006	38.047
Mischwasserbehandlung												
Kläranlage												
Grundwasserschutz												
Fördermittel												
Gebühren												
Rückhaltung/Hochwasserschutz												
Regenwasserbehandlung												
	Retention		Regenklärbecken	10,00	2.000,00	€/m²	20.000	120,00	1.200	50	2006	62.764
	Retention		Regenklärbecken, Grundstück	100,00	200,00	€/m²	20.000	0,00	0	50	2006	20.000
<b>Summe</b>							<b>60.000</b>		<b>2.200</b>	<b>50</b>	<b>2006</b>	<b>166.446</b>

Abb. A176: Ergebnisse Eco.RWB, Teil 2