

**Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben
im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt
Niederschlagswasserbeseitigung**

Vergabe-Nr. 08/058.2

Abschlussbericht Projektphase I

**Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen
organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales
Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse**

Gefördert durch das

**Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen**



Wissenschaftlich begleitet durch das

**Landesamt für Natur, Umwelt und
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen**



September 2012

Projektleitung

Prof. Dr.-Ing. habil. Marc Wichern (Ruhr-Universität Bochum)

Prof. Dr.-Ing. Helmut Grüning (Dr. Pecher AG)

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Helmreich (Technische Universität München)

Projektbearbeitung

Dipl.-Ing. Andreas Pahl (Ruhr-Universität Bochum)

Dr. Eva Maile (Ruhr-Universität Bochum)

Dipl.-Ing. Katharina Sosinka (Dr. Pecher AG)

Dipl.-Ing. Andreas Giga (Dr. Pecher AG)

M. Eng. Yang Li (Technische Universität München)



Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Zielsetzung.....	1
2	Stand des Wissens und der Technik.....	4
2.1	Beschaffenheit von Niederschlagswässern.....	4
2.2	Dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.....	5
2.3	Anforderungen und Zielgrößen für die Niederschlagswassereinleitung aus Trennsystemen.....	6
2.3.1	Vergleichbarkeit der stofflichen Leistungsfähigkeit von dezentralen und zentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen.....	7
2.3.2	Wasserrechtliche Genehmigung dezentraler Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung.....	7
2.4	Umweltverhalten von organischen Spurenstoffen.....	9
2.4.1	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	12
2.4.2	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW).....	15
2.4.3	Methyl- <i>tert</i> -butylether (MTBE).....	18
2.4.4	Feststoffe (AFS).....	19
2.5	Leistungsfähigkeit bestehender dezentraler Regenwasserbehandlungssysteme hinsichtlich des Rückhalts der organischen Spurenstoffe.....	21
2.6	Potentielle Filtermaterialien für den Rückhalt von organischen Spurenstoffe aus Verkehrsflächenabflüssen.....	30
3	Laborversuche.....	34
3.1	Material und Methoden.....	34
3.1.1	Allgemeines.....	34
3.1.2	Eingesetzte Sorptionsmaterialien für die Laborversuche zum Rückhalt der organischen Stoffe.....	34
3.1.3	Analysen.....	36
3.1.4	Sorptionsversuche.....	38
3.1.5	Sorptionsisotherme nach Freundlich und Langmuir.....	41
3.2	Ergebnisse und Diskussion.....	42
3.2.1	Vorversuche zur pH-Abhängigkeit.....	42
3.2.2	Sorptionsversuche PAK.....	43
3.2.3	Sorptionsversuche MTBE.....	47
3.2.4	Sorptionsversuche MKW.....	53
4	Großversuche (FiltaPex [®] -System).....	57
4.1	Aufbau und Wirkung des FiltaPex [®] -Systems.....	58

4.2	Wartung und Reinigung.....	63
4.3	Versuche zum Rückhalt organischer Verunreinigungen	64
4.3.1	Versuchsanlage.....	64
4.3.2	Versuchsdurchführung	66
4.3.3	Ergebnisse der Versuche	72
4.4	Untersuchung an bestehenden FiltaPex®-Systemen	77
4.4.1	Versuchsanlage am Standort Kulloch	77
4.4.2	Standort „Robert-Daum-Platz“	77
4.4.3	Ergebnisse.....	79
4.5	Labortechnische Untersuchungen zum Feststoffrückhalt.....	81
4.6	Versuche zur Bauartzulassung.....	83
4.7	Zusammenfassung und Ausblick Großversuche.....	84
5	Untersuchung von Straßensedimenten.....	87
5.1	Material und Methoden.....	87
5.1.1	untersuchte Straßensedimente	87
5.1.2	Analysen.....	88
5.1.3	Partikelgrößenverteilung.....	88
5.1.4	Anteil an organischen Feststoffen	88
5.1.5	Partikulär gebundene organische Schadstoffe.....	88
5.2	Ergebnisse und Diskussion	90
5.2.1	Partikelgrößenverteilung.....	90
5.2.2	Anteil an organischen Feststoffen	92
5.2.3	Partikulär gebundene organische Schadstoffe.....	93
5.2.4	Verteilung gelöster und partikulärer Schadstoffanteile	96
5.3	Zusammenfassung und Ausblick Untersuchung von Straßensedimenten.....	98
6	Mathematisches Modell	99
6.1	Aufbau des Simulationsmodells	99
6.1.1	Modellierung der Hydraulik.....	101
6.1.2	Modellierung der Sedimentation.....	101
6.1.3	Modellierung der Filtration	106
6.1.4	Modellierung der Adsorption.....	110
7	Zusammenfassung und Ausblick	113
	Literatur	118
	Anhang	131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Quellen für Schadstoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt [nach Helmreich, 2010a]	9
Abbildung 2: Verteilung hydrophober organischer Schadstoffe (x) im Dreiphasensystem zwischen Festphase (organisch und anorganisch), Lösung und DOM [nach Marscher, 1999]	11
Abbildung 3: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen	20
Abbildung 4: Übersicht über die in dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen nutzbaren Wirkungsmechanismen für ausgewählte Stoffe	22
Abbildung 5: Typen dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen	23
Abbildung 6: Eingesetzte Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische	35
Abbildung 7: Für die Versuche eingesetzter Überkopfschüttler	39
Abbildung 8: Versuchsaufbau Adsorptionssäule	40
Abbildung 9: Veränderung des pH-Werts der Sorptionsmaterialien bei Wasserzugabe	42
Abbildung 10: Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei pH 5 und pH 7	43
Abbildung 11: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität verschiedener Adsorbentien bezüglich Naphthalin	44
Abbildung 12: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Aktivkohle	45
Abbildung 13: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Braunkohlekoks	45
Abbildung 14: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für Naphthalin an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l	46
Abbildung 15: Adsorption von MTBE an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 1,1 g/l	47
Abbildung 16: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität von MTBE an Braunkohlekoks und an Aktivkohle	48
Abbildung 17: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Aktivkohle	49
Abbildung 18: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Braunkohlekoks	50
Abbildung 19: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l	51
Abbildung 20: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100$ mg/l)	51
Abbildung 21: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Braunkohlekoks mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100$ mg/l)	52
Abbildung 22: Adsorption von MKW an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 21 g/l	53

Abbildung 23: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Aktivkohle	54
Abbildung 24: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Sorp2.....	54
Abbildung 25: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MKW an Aktivkohle und Sorp2 mit einer Ausgangskonzentration von 100 mg/l.....	55
Abbildung 26: Funktionsdarstellung des Filterschachtsystems FiltaPex® (Draufsicht).....	58
Abbildung 27: Funktionsdarstellung des Filterschachtsystems FiltaPex® (Seitenansicht)	59
Abbildung 28: Schnitt durch das System FiltaPex® im Normalbetrieb.....	61
Abbildung 29: Schnitt durch das System FiltaPex® bei Zufluss von Spitzenabflüssen	62
Abbildung 30: Schnitt durch das System FiltaPex® im Ruhezustand	62
Abbildung 31: Funktionsdarstellung des FiltaPex®-Systems in Kunststoffbauweise auf dem Prüfgelände des PIA.....	64
Abbildung 32: Blick in die Vorstufe (links) sowie Filterstufe (rechts) des FiltaPex®-Systems auf dem Prüfgelände des PIA.....	65
Abbildung 33: Fließschema des Versuchsaufbaus beim PIA (farbliche Kennzeichnung des Fließweges demonstriert Grad der Verunreinigung).....	65
Abbildung 34: Vorlagebehälter mit Durchflussmesser (links) und FiltaPex®-System und Zuflusssituation auf dem Prüfgelände des PIA (rechts)	66
Abbildung 35: Zusätzlich installiertes Tauchrohr und MKW-Schwimmschicht in der Vorstufe des FiltaPex®-Systems beim PIA	70
Abbildung 36: MKW-Elimination des FiltaPex®-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)	74
Abbildung 37: PAK-Elimination des FiltaPex®-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)	75
Abbildung 38: MTBE-Elimination des FiltaPex®-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)	76
Abbildung 39: Standort und Blick in den Filterschacht am Robert-Daum-Platz in Wuppertal	78
Abbildung 40: FiltaPex®-System Robert-Daum-Platz Wartung nach einem Jahr Betriebszeit.....	78
Abbildung 41: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – AFS	79
Abbildung 42: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – MKW	80
Abbildung 43: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – Kupfer.....	80
Abbildung 44: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – Zink	81
Abbildung 45: Schematischer Versuchsaufbau der labortechnischen Untersuchungen.....	82

Abbildung 46: Sedimentation am Boden der Zelle (oben) und im PVC-Schlauch (unten) während der labortechnischen Untersuchungen	83
Abbildung 47: Schachtsystem FiltaPex [®] mit erweitertem Sedimentationsraum für den Anschluss von Flächen im Bereich über 5000 m ² bis über einem Hektar	85
Abbildung 48: Partikelgrößenverteilung verschiedener Sedimente aus FiltaPex [®] -Systemen und Straßenabläufen	90
Abbildung 49: Partikelgrößenverteilung verschiedener Sedimente aus FiltaPex [®] -Systemen und Straßenabläufen	91
Abbildung 50: Anteil organischer Partikel in Straßensedimenten	92
Abbildung 51: Gehalt an organischen Partikeln im FiltaPex [®] -Sediment	93
Abbildung 52: Gehalt an partikulär gebundenen MKW in Sinkkastenrückstand Nr. 5	93
Abbildung 53: Gehalt an partikulär gebundenen Schadstoffe in FiltaPex [®] -Sediment	94
Abbildung 54: MKW-Beladung an Quarzsand unterschiedlicher Korngrößen	95
Abbildung 55: PAK-Beladung an Quarzsand unterschiedlicher Korngrößen	95
Abbildung 56: Konzept Reinigungsprozesse des dezentralen Niederschlagswasserbehandlungssystems.....	100
Abbildung 57: Schema der Hydraulik des FiltaPex [®] -Systems.....	101
Abbildung 58: Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln als Funktion des Partikeldurchmessers (T=15°C) [Bäckström, 2002]	102
Abbildung 59: Differenzierung der Feststofffraktionen AFS _{grob} und AFS _{fein}	103
Abbildung 60: Schema des Absetzvorgangs von Partikeln in der Sedimentationsstufe mit eingebautem Strömungsgleichrichter	104
Abbildung 61: Abhängigkeit der sedimentierten Partikelgröße vom Niederschlagswasserzufluss zum FiltaPex [®] -System (DN 1500).....	105
Abbildung 62: Schema des Filters - Kompartimente, Variablen und Prozesse im Modell....	108
Abbildung 63: Veränderung des hydraulischen Gefälles in Abhängigkeit von der Filterlaufzeit	109
Abbildung 64: Schematische Darstellung der Elemente des Kompartimentes "Gesättigte Bodensäule" [Steiner, 2003]	110

Tabellenverzeichnisverzeichnis

Tabelle 1: Typische Verunreinigungen in Niederschlagsabflüssen befestigter Verkehrsflächen	4
Tabelle 2: PAK-Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur und Grenzwerte.....	13
Tabelle 3: PAK-Konzentrationen in Straßensedimenten aus der Literatur.....	14
Tabelle 4: MKW-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und Grenzwerte.....	16
Tabelle 5: MKW-Konzentrationen in Straßensedimenten aus der Literatur	17
Tabelle 6: MTBE-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und Grenzwerte	18
Tabelle 7: AFS-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur	21
Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)	25
Tabelle 9: Zusammenstellung verschiedener literaturbekannter Adsorptionskapazitäten für MTBE	33
Tabelle 10: Elementaranalyse der eingesetzten Materialien.....	35
Tabelle 11: Physikalische Eigenschaften der eingesetzten Materialien.....	36
Tabelle 12: Analysemethoden.....	36
Tabelle 13: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für Naphthalin bei der höchstmöglich gelösten Ausgangskonzentration an Naphthalin.....	45
Tabelle 14: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: Naphthalin-Adsorption.....	46
Tabelle 15: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MTBE bei 1,1 g/l.....	48
Tabelle 16: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MTBE-Adsorption	50
Tabelle 17: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MKW bis zu einer Ausgangskonzentration von 21 g/l	54
Tabelle 18: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MKW-Adsorption	55
Tabelle 19: Allgemeine Kenngrößen und Zielwerte des Filterschachtsystems FiltaPex® in der Basisausführung als 2-Schacht-System	60
Tabelle 20: Vorschläge für die Wartung des Systems	63

Tabelle 21: Gegenüberstellung Prüfung des Kohlenwasserstoffrückhaltes nach DIBt (2011) und gewählte Versuchsdurchführung	67
Tabelle 22: Volumenstrom und Stoffgemischzugabe während Messphase 1.....	68
Tabelle 23: Gemessene Schadstoffkonzentrationen sowie daraus resultierende Gesamtfrachten in Messphase 1	69
Tabelle 24: Überblick der Probenerhebung an verschiedenen Stellen im Filterschachtsystem in Messphase 1 (mit t = Zeitpunkt der Probennahme)	69
Tabelle 25: Versuch zur Bestimmung der Fließzeiten bei Q = 7 l/s	71
Tabelle 26: Überblick der Probenerhebung an verschiedenen Stellen im Filterschachtsystem in Messphase 2 (mit t = Zeitpunkt der Probennahme)	71
Tabelle 27: Gemessene Schadstoffkonzentrationen im Benzin-Diesel-Gemisch in Messphase 2.....	72
Tabelle 28: Versuchskonzept und Konzentrationen während der Messphase 2	72
Tabelle 29: Überblick Probenkennzeichnung in Messphase 1 und 2.....	73
Tabelle 30: Mittlerer Rückhalt des Filterschachtsystems (Sorptionsmaterial Sorp1) während der Messphasen 1 und 2.....	76
Tabelle 31: Analysemethoden von Straßensedimenten.....	88
Tabelle 32: Aufstellung der Gewichtsanteile der gesiebten und verwendeten Korngrößenfraktionen	89
Tabelle 33: Mittlerer Partikeldurchmesser der untersuchten Straßensedimente	91
Tabelle 34: Partikuläre und gelöste Anteile von PAK in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur	96
Tabelle 35: Partikuläre und gelöste Anteile von MKW in Verkehrsflächenabflüssen der Literatur.....	97
Tabelle 36: Dichtewerte von Straßensedimenten aus der Literatur	103

Abkürzungsverzeichnisverzeichnis

1/n		Freundlich-Exponent
ρ_{Partikel}	g/l	Dichte der Partikel
ρ_{Wasser}	g/l	Dichte des Wassers
η	g/(m·s)	dynamische Viskosität
A	m ²	Fläche
ACC		Aktivkohle-Tücher
Ads		Adsorption
A_F	m ²	Filterfläche
AFS	mg/l	Abfiltrierbare Stoffe
AFS _{ab}		Feststoffe im Ablauf
AFS _{eq}	mg/l	Abfiltrierbare Stoffe
AFS _{f_ab}		Nicht eliminierte Feinstoffe im Ablauf
AFS _{f_fil}		Abfiltrierte Feinstoffe
AFS _{f_sed}		Abgesetzte Feinstoffe
AFS _{fein}	mg/l	Abfiltrierbare feine Stoffe im Zulauf
AFS _{g_ab}		Nicht eliminierte Grobstoffe
AFS _{g_fil}		Abfiltrierte Grobstoffe
AFS _{grob}	mg/l	Abfiltrierbare Grobstoffe
AFS _{g_sed}		Abgesetzte Grobstoffe
AFS _{f_zu}		Feine Feststoffe im zulauf
AFS _{g_zu}		Grobe Feststoffe im Zulauf
AFS _{zu}		Feststoffe im Zulauf
ASM		Adsorptionsmaterial
b	l/μg	Sorptionskoeffizient nach Langmuir
BBodSchV		Bundesbodenschutzverordnung
Bio		Biochemische Umwandlung
C ₀	mg/l	Ausgangskonzentration des Sorbats in Lösung
C _e	mg/l	Konzentration des Sorbats in Lösung
CNT		Aktivkohle Nanoröhren
CSB	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB _f	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf

Cu		Kupfer
C _{org}	%	Gehalt an organischem Kohlenstoff
D	m	Durchmesser des Partikel
d ₁₀	µm	Partikeldurchmesser bei 10 % Siebdurchgang
d ₅₀	µm	Partikeldurchmesser bei 50 % Siebdurchgang
d ₉₀	µm	Partikeldurchmesser bei 90 % Siebdurchgang
DESTATIS		Deutsches Statistisches Bundesamt
DIBt		Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin
DMDO		Dimethyl-diocta-decylammonium
DOC		Dissolved organic Carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
DOM		Lösliche organische Substanz (dissolved organic matter)
DTV	Kfz/d	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
ε _{im, ij}		Porosität in Zone j der immobilen Region i
ε _{mob}		Mobile Porosität
ETBE		Ethyl- <i>tert</i> -butylether
EAWAG		Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
Fäll		Fällung
Filt		Filtration
f _{AFSf}		Anteil der feinen Feststoffe
f _{AFSg}		Anteil der groben Feststoffe
f _{AFSf_zu}		Anteil der feinen Feststoffe im Ablauf
f _{AFSg_zu}		Anteil der groben Feststoffe im Zulauf
f _{im, ij}		Anteil der Sorptionskapazität in Zone j der immobilen Region i
f _{mob,}		Anteil der Sorptionskapazität in der mobilen Region
g	m/s ²	Erdbeschleunigung
GAC		Granulierte Aktivkohle
GC/MS		Gaschromatographie/Massenspektrometrie
GEH		Gekörntes Eisenhydroxid
GSM		Gesättigtes Sorptionsmaterial
GV	%	Glühverlust
h	m	Höhe

h_{Filter}	m	Filterhöhe
i		Hydraulisches Gefälle
Ion		Ionenaustausch
$k_{\text{ads},i}$	l/(g·s)	Adsorptionsgeschwindigkeitskonstante für den Stoff i
$k_{\text{des},i}$	1/s	Desorptionsgeschwindigkeitskonstante für den Stoff i
k_f	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert
K_F	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Sorptionskoeffizient nach Freundlich
$K_{L,i}$	l/mg	Sorptionskoeffizient nach Langmuir für den Stoff i
k_{max}	1/s	Desorptionskonstante
K_{OC}		Gehalt an organischer Substanz im Boden
LAWA		Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LED		Light Emitting Diode, Leuchtdiode
LWG		Landeswassergesetz
MKW		Mineralölkohlenwasserstoffe
MKW_{ab}		MKW im Ablauf
$\text{MKW}_{\text{geb_ab}}$		Nicht eliminierte gebundene MKW im Ablauf
$\text{MKW}_{\text{geb_fil}}$		Abfiltrierte gebundene MKW
$\text{MKW}_{\text{geb_sed}}$		Sedimentierte gebundene MKW
$\text{MKW}_{\text{geb_zu}}$		Gebundene MKW im Zulauf
$\text{MKW}_{\text{gel_ab}}$		Nicht eliminierte gelöste MKW im Ablauf
$\text{MKW}_{\text{gel_ads}}$		Adsorbierte gelöste MKW
$\text{MKW}_{\text{gel_flo}}$		Flotierte gelöste MKW
$\text{MKW}_{\text{gel_zu}}$		Gelöste MKW im Zulauf
MKW_{zu}		MKW im Zulauf
MP		Mischprobe
MTBE		Methy- <i>tert</i> -butylether
MTBE_{ab}		MTBE im Ablauf
MTBE_{ads}		Adsorbiertes MTBE
MTBE_{zu}		MTBE im Zulauf
MUNLV		Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
n		Porenanteil

NO ₃	mg/l	Konzentration an Nitrat
PAC		Aktivkohle-Pulver
PAK		Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PAK _{ab}		PAK im Ablauf
PAK _{geb_ab}		Nicht eliminierte gebundene PAK
PAK _{geb_fil}		Abfiltrierte gebundene PAK
PAK _{geb_sed}		Sedimentierte gebundene PAK
PAK _{geb_zu}		Gebundene PAK im Zulauf
PAK _{gel_ab}		Nicht eliminierte gelöste PAK
PAK _{gel_ads}		Adsorbierte PAK
PAK _{gel_zu}		Gelöste PAK im Zulauf
PAK _{zu}		PAK im zulauf
PIA		Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA GmbH), Aachen
POP		persistent organic pollutants
PSMB		Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
Q	m ³ /s	Durchflussmenge
q _e		Beladung des Sorbents
q _i	mg/g	Spezifische Adsorptionskapazität (Beladung)
Q _{krit}	l/s	maximaler Volumenstrom in das Filterschachtsystem
q _i	mg/g _{SM}	Spezifische Adsorptionskapazität des Stoffes i (Beladung)
q _m	mg/g	maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats
q _{max,i}	mg/g _{SM}	Maximal spezifische Adsorptionskapazität des Stoffes i
Q _{max}	m ³ /s	Maximaler Durchfluss
r _{ads,i}		Adsorptionsrate des Stoffes i
r _{des,i}		Desorptionsrate des Stoffes i
r _F	1/s	Filterrate
RKB		Regenklärbecken
RKBmD		Regenklärbecken mit Dauerstau
RKBoD		Regenklärbecken ohne Dauerstau
Sed		Sedimentation
S _i	mg/l	Konzentration des Stoffes i
SM		Schwermetalle

t	s	Zeit
T	°C	Temperatur
TBA		Tert-Buthyalkohol
TBF		Tert-Buthylformiat
TOC		Total organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
TrinkwV		Trinkwasserverordnung
UBA		Umweltbundesamt
V_F	m/s	Filtergeschwindigkeit
V_R	m/s	Reale Filtergeschwindigkeit
v_s	m/s	Sinkgeschwindigkeit
v_v	m/s	Geschwindigkeit des entgegengesetzt strömenden Wassers
WRRL		Europäische Wasserrahmenrichtlinie
X	g/l	Konzentration
X_{AFS_ab}	mg/l	Konzentration der Feststoffe im Ablauf
X_{AFSf_zu}	mg/l	Konzentration der feinen Feststoffe im Zulauf
X_{AFSg_zu}	mg/l	Konzentration der groben Feststoffe im Zulauf
X_{AFSg_sed}	mg/l	Konzentration der sedimentierten groben Feststoffe
X_{AFSf_sed}	mg/l	Konzentration der sedimentierten feinen Feststoffe
X_{ASM}	g_{SM}/l	Konzentration des Adsorptionsmaterials
$X_{GSM, i}$	g_{ASM}/l	Konzentration des gesättigten Sorptionsmaterials beladen mit dem Stoff i
Zn		Zink

1 Veranlassung und Zielsetzung

Laut einer der Statistik des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKUNLV) gibt es in Nordrhein-Westfalen 86.592 km öffentliche Kanalisation, wobei ein Anteil von ca. 22 % auf Regenwasserkanäle in Trennsystemen entfällt [MUNLV, 2007]. Aber auch bei Kommunen mit traditionellem Mischsystem werden bei Neuerschließungen immer öfter Ableitungen im Trennsystem vorgenommen, bei welchem das anfallende Niederschlagswasser teilweise versickert oder ortsnah in Gewässer eingeleitet wird. Neuere Untersuchungen zur Aufschlüsselung der Eintragspfade umweltrelevanter Schmutz- und Schadstoffe weisen sämtlich einen erheblichen Anteil der Niederschlagsabflüsse aus Siedlungen aus [UBA, 2005]. Ihr prozentualer Anteil ist naturgemäß von den spezifischen Gegebenheiten einzelner Flusseinzugsgebiete abhängig und variiert für die betrachteten Stoffe bzw. Stoffparameter entsprechend ihren vorrangigen Herkunftsbereichen.

Angaben des statistischen Bundesamtes [DESTATIS, 2008] zufolge entfällt in Nordrhein-Westfalen knapp ein Drittel der versiegelten Flächen auf Verkehrsflächen, die mit ihrer Schmutzfracht als wesentlicher Haupteintragspfad aus Niederschlagswassereinleitungen gelten. In Nordrhein-Westfalen bestehen ca. 2.000 Einleitungen aus Trennsystemen, die nach erfolgter Niederschlagswasserbehandlung ein Volumen von ca. 800 Mio. m³ pro Jahr in die Gewässer einleiten. Demgegenüber stehen geschätzte 100.000 Einleitungen ohne vorherige Behandlung [Mertsch, 2009], die den großen Bedarf an Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung widerspiegeln.

Mit dem Niederschlagswasser und insbesondere mit Verkehrsflächenabflüssen wird ein breites Spektrum an Schadstoffen in die Oberflächengewässer eingetragen. Werden die belasteten Niederschlagsabflüsse versickert, so können die Schadstoffe in das Boden-Grundwassersystem gelangen. Viele der freigesetzten organischen und anorganischen Schadstoffe haben das Potential in der Umwelt zu akkumulieren und so negative Langzeiteffekte auf die aquatische Fauna zu verursachen [Vollertsen et al., 2009]. Des Weiteren entsteht bei Anreicherung der Schadstoffe im Grundwassersystem eine Gefährdung der Trinkwasserressourcen [Baus et al., 2006]. Aus diesem Grund hat das Land Nordrhein-Westfalen mit dem Runderlass „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ [MUNLV, 2004] (nachfolgend Trennerlass genannt) im Mai 2004 Rahmenbedingungen zur Schadstoffminderung bei der Niederschlagsentwässerung über öffentliche und private Kanalisationen im Trennverfahren nach § 57 Abs. 1 Landeswassergesetz (LWG) (1995) als allgemein anerkannte Regeln der Abwassertechnik eingeführt und bekannt gemacht.

Der Trennerlass [MUNLV, 2004] regelt, von welchen Einzugsgebietsflächen – in Abhängigkeit von der Bewertung der Verschmutzung - Niederschlagswasser vor der Einleitung in ein Gewässer behandelt werden muss. Dabei beschränkt sich bisher die Behandlung von verschmutztem Niederschlagswasser weitgehend auf sedimentierend bzw. flotierend wirkende Prozesse zur Stofftrennung in Regen(klär)becken. Neben diesen zentralen Behandlungsverfahren werden auch dezentrale sowie semizentrale Behandlungssysteme benannt, wobei die dezentrale Behandlung bevorzugt eingesetzt

werden soll. Für einen wirkungsvollen Rückhalt von Schmutz- und Schadstoffen bei weitgehendem Erhalt des lokalen Wasserkreislaufes kommt der Behandlung belasteter Niederschlagsabflüsse in dezentralen Anlagen besondere Bedeutung zu.

Gesamtziel des Projektes

Es sind bereits einige dezentrale Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse bis zur Marktreife entwickelt worden, jedoch legen diese Behandlungsanlagen ihren Hauptfokus auf die Abtrennung partikulärer Stoffe, einige auf den zusätzlichen Rückhalt gelöster Schwermetalle. Nicht untersucht ist der Rückhalt gelöster organischer Stoffe, wie Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie Methyl-*tert*-butylether (MTBE) bzw. Ethyl-*tert*-butylether (ETBE), die ebenso in Verkehrsflächenabflüssen gefunden werden.

In diesem Forschungsvorhaben soll als Gesamtziel im großtechnischen Maßstab ein Verfahren zur Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen aus Verkehrsflächenabflüssen entwickelt werden. In Laborversuchen sollen die grundlagenorientierten Mechanismen der Elimination der organischen Schadstoffe geklärt werden. Es sollen Materialien bzw. Materialgemische hinsichtlich ihrer Rückhaltekapazität für organische Stoffe untersucht werden. Die großtechnische Praxiserprobung der Regenwasserbehandlungsanlage FiltaPex[®] soll an mehreren Standorten und für unterschiedlich belastete Oberflächenabflüsse erfolgen. In Hinblick auf die Praxiserprobung wird zusätzlich eine Verbesserung des Rückhaltes partikulär gebundener organischer Stoffe angestrebt.

Es sind Qualitätsuntersuchungen zum Langzeitverhalten der verbesserten dezentralen Behandlungsanlage hinsichtlich Betriebsstabilität und benötigten Wartungsintervallen vorgesehen. Anhand eines entwickelten mathematischen Rechenmodells wird der Stoffrückhalt durch die einzelnen Behandlungsstufen von FiltaPex[®] dargestellt. Mit Hilfe des Modells und einer Langzeitsimulation sollen Aussagen über die Standzeit und das Rückhaltevermögen der Behandlungsanlage in Abhängigkeit von verschiedenen Anforderungen ermöglicht werden. Das mathematische Modell soll mit Hilfe der in den Versuchen erhaltenen Ergebnisse kalibriert werden.

Basierend auf den Ergebnissen der Untersuchung der Laborversuche zum Rückhalt organischer Spurenstoffe durch verschiedene Sorptionsmaterialien wird ein Filtermodul in die Pilotanlagen (FiltaPex[®]) eingebaut. Die Dimensionierung dieses Filters ist abhängig von den anfallenden Schadstofffrachten und den Rückhaltekapazitäten des neuen Filters. Die entstehenden Hinweise lassen eine Übertragbarkeit auf andere Systeme und Abwässer zu.

Um einen großflächigen Einsatz von dezentralen Regenwasserbehandlungsanlagen zu ermöglichen, werden die Investitions- und Betriebskosten unter Berücksichtigung der Wartungsintervalle berechnet. Zur Beurteilung einer optimalen Anwendung der Systeme werden zudem Kosten zur Deponierung bzw. Behandlung der Reststoffe (Schlamm und Filtermaterial) einbezogen.

Ziel des 1. Projektjahres

Im ersten Projektjahr wurden im Labormaßstab Experimente zum Rückhalt von PAK, MKW und dem Spurenstoff MTBE mit verschiedenen Sorptionsmaterialien durchgeführt, um ein optimales Material für den Rückhalt der organischen Spurenstoffe zu ermitteln. Eine Literaturrecherche fasste im ersten Schritt die bisherigen verfügbaren Ergebnisse zusammenfassen, so dass eine Eingrenzung der zu verwendenden Sorptionsmaterialien erfolgen konnte. Anschließend wurden umfangreiche Batchversuche durchgeführt, um die maximale Adsorptionskapazität und die Adsorptionsgeschwindigkeit der ausgewählten Materialien zu ermitteln.

Die Leistungsfähigkeit des Behandlungssystems FiltaPex® zur Regenwasserbehandlung wurde hinsichtlich des Rückhalts der organischen Spurenstoffe überprüft. Anhand von Literatur und praktischen Versuchen sollte geklärt werden, inwieweit eine Elimination von organischen Spurenstoffen zu erwarten ist. Hierfür wurden an einer großtechnischen FiltaPex®-Anlage praxisrelevante Messdaten anhand einzelner künstlicher Niederschlagsereignisse bis hin zum Aufbringen einer Jahresschadstoffbelastung erhoben. Eine Beprobung und Analyse von PAK, MKW und MTBE im Zulauf, nach der mechanischen Vorbehandlung und nach der Sorption durch die bestehende Filtereinheit zeigte das derzeitige Reduktionsvermögen der organischen Stoffe durch die einzelnen Behandlungsschritte auf.

Zusätzlich wurde der Rückhalt partikulär gebundener organischer Schadstoffe durch eine mechanische Vorbehandlung untersucht mit dem Ziel, die Sedimentationsleistung der ersten Stufe der FiltaPex®-Anlage zu verbessern. Um ein präziseres Vorgehen bei der Suche nach einer Verbesserung der mechanischen Vorbehandlungsstufe zu ermöglichen, erfolgte eine Analyse der Größenverteilung der partikulär gebundenen Schadstoffe. Des Weiteren wurde anhand von GC/MS-Analysen im Labor sowie einer Literaturrecherche geklärt, in welchem Maße die untersuchten Spurenstoffe PAK, MKW und MTBE an partikulärem Material anhaften bzw. gelöst vorliegen.

2 Stand des Wissens und der Technik

2.1 Beschaffenheit von Niederschlagswässern

Die Niederschlagsabflüsse von Verkehrsflächen sind aufgrund von Emissionen von Fahrzeugen, von atmosphärischen Verunreinigungen und anderen Quellen neben Schwermetallen auch mit einer Reihe an organischen Stoffen verunreinigt (Tabelle 1). Die Schadstoffe liegen dabei zum Teil in gelöster und zum Teil in partikulär gebundener Form vor.

Tabelle 1: Typische Verunreinigungen in Niederschlagsabflüssen befestigter Verkehrsflächen

Stoff	Stoffquellen
Anorganische Schadstoffe	
Zink (Zn)	Reifenabrieb, Abrieb von Bremsbelägen, Abgase, Korrosionsverluste von Kfz, Verkehrsschilder und Leitplanken
Kupfer (Cu)	Reifenabrieb, Abrieb von Bremsbelägen, Abgase, Korrosionsverluste von Kfz
Blei (Pb)	Tropfverluste von Kraftstoffen, Abgas, Fahrbahnabrieb
Nickel (Ni)	Abrieb von Bremsbelägen, Fahrbahnabrieb, Katalysatoren, Korrosionsverluste von Kfz
Chrom (Cr)	Reifenabrieb, Abrieb von Bremsbelägen
Cadmium (Cd)	Reifenabrieb, Korrosionsverluste von Kfz
Platin (Pt)	Katalysatoren
Organische Schadstoffe	
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	Tropfverluste von Motorölen, Kraftstoffen und Frostschutzmitteln, Abgase, Verdampfungsverlust
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Reifenabrieb, Abgase (Rückstände einer unvollständigen Verbrennung), Fahrbahnabrieb
Methyl- <i>tert</i> -butylether (MTBE), Ethyl- <i>tert</i> -butylether (ETBE)	Tropfverluste von Kraftstoffen, Abgase (Rückstände einer unvollständigen Verbrennung)
Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM)	Verfrachtung von landwirtschaftlichen Flächen sowie Wohn- und Gewerbeflächen,

Als organische Belastung ist vor allem mit PAK aus unvollständigen Verbrennungen im Motor und aus Asphaltückständen zu rechnen [Boller, 2000; Coldeway, 2004; Crabtree, 2006; Haritopoulou, 1996; Mangani, 2005; Ichicki, 2008]. Aus Tropfverlusten von Kraftfahrzeugen und Tankleckagen stammen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW). MKW in Verkehrsflächenabflüssen treten besonders bei Flächen mit ruhendem Verkehr auf [Dierkes, 2006; Welker, 2007]. Des Weiteren sind Methyl-*tert*-butylether (MTBE) und seit kurzem Ethyl-*tert*-butylether (ETBE), die zur Erhöhung der Klopfestigkeit in Ottomotoren zugegeben werden, als mögliche organische Spurenstoffe in Verkehrsflächenabflüssen wiederzufinden [Brauch, 2007; Boller, 2005]. Sie können insbesondere durch Tankleckagen oder Unfälle in Straßenabflüsse gelangen.

Neben diesen verkehrsbedingten organischen Stoffen können auch Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM) als Spurenstoffe in Verkehrsflächenabflüssen vorhanden sein. Zu diesen PSBM zählen insbesondere Herbizide, Fungizide und Insektizide. PSBM im Ablauf von Verkehrsflächen stammen vor allem aus dem landwirtschaftlichen Bereich. Hier sind Hofflächenabflüsse und Verfrachtungen von PSBM auf Verkehrsflächen durch Wind und Temperatur während der Aufbringung auf Felder zu nennen. PSBM können aber auch im urbanen Bereich durch Aufbringen auf Außenflächen in Wohn- und Gewerbeflächen sowie durch Anwendungen in Garten-, Park- und Sportanlagenbereich sowie an Bahngleisen in den Abfluss befestigter Flächen gelangen [Liess, 2001; Welker, 2004; Hillenbrand, 2007].

Insbesondere die in der Wasserrahmenrichtlinie [WRRL, 2000] als prioritäre gefährlich klassifizierte Stoffgruppe der PAK gelangt vorwiegend über den Niederschlagswasserabfluss von Verkehrsflächen in die Gewässer. Auch wenn sich der Gewässerzustand in NRW aufgrund der Bemühungen in den vergangenen Jahren positiv entwickelt hat, besteht ein maßgeblicher Anteil an Stoffeinträgen von Oberflächenabflüssen, die langfristig die Ökosysteme belasten. Für mehrere Abschnitte nordrhein-westfälischer Gewässer wurden Überschreitungen der gesetzten Qualitätskriterien bezüglich PAK festgestellt [MUNLV, 2005]. Hier muss eine Vielzahl an Maßnahmen ergriffen werden, die von der Emissionsvermeidung bei den Verursachern bis zur adäquaten Behandlung reichen.

Für die Bewertung der Verunreinigung von Oberflächenabflüssen ist derzeit kein Indikatorparameter definiert. Die Veranlassung der Abflussbehandlung orientiert sich an der Nutzung der jeweiligen Fläche. Da übliche Regenwasserbehandlungsanlagen vornehmlich für einen Feststoffrückhalt durch Sedimentation ausgelegt sind, bietet sich eine Orientierung an den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) an [Grüning et al., 2010].

2.2 Dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen

Im Rahmen eines Forschungsprojektes [Werker et al., 2011] wurden alle nordrheinwestfälischen Kommunen mithilfe eines Fragebogens zu ihren Erfahrungen mit zentralen und dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen befragt. Dabei zeigte sich, dass nur wenige praktische Erfahrungen mit dezentralen Anlagen vorliegen und der Kenntnisstand zu den einzelnen Verfahren ebenfalls gering ist. So gaben knapp 20 % der Kommunen an, über erste Erfahrungen mit rein physikalischen dezentralen Anlagen zu verfügen. Demgegenüber haben 75 % der Kommunen bereits Erfahrungen mit zentralen Behandlungsanlagen.

Ein Großteil der Befragten sieht die Chancen leistungsfähiger dezentraler Anlagen insbesondere in dem variablen und kleinräumigen Einsatz kompakter Systeme im innerstädtischen Bereich. Demgegenüber rechnen viele der Befragten mit einer Steigerung der Betriebskosten sowie mit zu wenig vorhandenem Personal und der damit verbundenen unzureichenden Wartung im Praxisfall.

Eine genaue Aufklärung über die Vorteile sowie Nachteile der einzelnen Verfahren ist erforderlich, damit sich dezentrale Behandlungsanlagen auf dem Markt etablieren. Ein

wichtiges Kriterium für die Akzeptanz der Kommunen stellt die Häufigkeit der erforderlichen Wartungsintervalle dar [Werker et al., 2011]. Entscheidend bleibt jedoch auch die stoffliche Leistungsfähigkeit der Systeme, bis Ende des Wartungsintervalls die gesetzten Reinigungsziele und ggf. Grenzwerte einzuhalten.

2.3 Anforderungen und Zielgrößen für die Niederschlagswassereinleitung aus Trennsystemen

In Nordrhein-Westfalen schreibt der Runderlass „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ (der sogenannte „Trennerlass“) von Mai 2004 [MUNLV, 2004] die Behandlung von Oberflächenabflüssen in Abhängigkeit von der Flächennutzung vor. Das Niederschlagswasser wird – ausgehend von Herkunftsbereichen – in drei Kategorien unterteilt und entsprechende Anforderungen an die Behandlung gestellt:

- Kategorie I: Unbelastetes (= unverschmutztes) Niederschlagswasser bedarf grundsätzlich keiner Vorbehandlung
- Kategorie II: Schwach belastetes (= gering verschmutztes) Niederschlagswasser bedarf grundsätzlich einer Behandlung entsprechend den Vorgaben im Kap. 3 und der Tabelle in Anlage 2 des Erlasses, in der die zentralen Behandlungsverfahren beschrieben sind.
- Kategorie III: Stark belastetes (= stark verschmutztes) Niederschlagswasser muss grundsätzlich gesammelt, abgeleitet und einer biologischen Abwasserbehandlung gemäß Anlage 2 bzw. der zentralen Kläranlage zugeführt werden.

Bei den für die Behandlung von Niederschlagsabflüssen in Frage kommenden Verfahren wird zwischen zentralen und dezentralen Anlagen unterschieden. Als vorrangig angewandte zentrale Behandlungsanlagen werden in dem Runderlass aufgeführt:

- nicht ständig gefüllte Regenklärbecken (Regenklärbecken ohne Dauerstau RKBoD)
- ständig gefüllte Regenklärbecken (Regenklärbecken mit Dauerstau RKBmD)
- Bodenfilter.

Gemäß Trennerlass sind für die Behandlung des Niederschlagswassers bevorzugt dezentrale Anlagen anzuwenden. Da bislang keine rechtlich verbindlichen Zielgrößen und Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Grund- und Oberflächengewässer bestehen, ist Voraussetzung für den genehmigungsfähigen Einsatz dezentraler Anlagen allerdings, dass hinsichtlich Schadstoffrückhalt und dauerhaftem Betrieb eine Vergleichbarkeit zu den zentralen Behandlungsverfahren – mindestens zu einem Regenklärbecken - vorliegt

Hinsichtlich der Einleitung in das Grundwasser werden häufig die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV, 1999] angewendet. Nach dem Entwurf des „Anhangs Niederschlagswasser“ dürfte beispielsweise Niederschlagswasser nur versickert werden, sofern die Prüfwerte der BBodSchV im Ablauf einer Behandlungsanlage eingehalten sind.

2.3.1 Vergleichbarkeit der stofflichen Leistungsfähigkeit von dezentralen und zentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Gegenstand aktueller Forschungsprojekte ist die Untersuchung der vom Trennerlass [MUNLV, 2004] geforderten Vergleichbarkeit von zentralen und dezentralen Behandlungsanlagen hinsichtlich des Schadstoffrückhalts und des dauerhaften Betriebs. Primäres Ziel des Forschungsvorhabens „Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen-Umsetzung des Trennerlasses“ [Werker et al., 2011] war die Entwicklung und Anwendung einer Methodik zum Nachweis, dass für dezentrale Verfahren die - sowohl in stofflicher als auch in betrieblicher Hinsicht - geforderte Vergleichbarkeit zur zentralen Behandlung gewährleistet werden kann.

Hierfür wurden 6 dezentrale Behandlungsanlagen, die zur Anwendung bei Niederschlagsabflüssen von Straßenflächen geeignet sind, ausgewählt und hinsichtlich ihres Stoffrückhaltes im Labor untersucht. Als Schmutz- und Schadstoffparameter wurden neben den Feststoffen (AFS) die Parameter Kupfer, Zink und MKW betrachtet. Während die Abtrennung der Feststoffe in den Anlagen vorrangig über Sedimentation vorgenommen wird, können gelöste Schwermetallanteile nur bei Systemen mit geeignetem Filtersubstrat (z.B. über Ionenaustausch) eliminiert werden. Hinsichtlich der Ionenaustauscher besteht jedoch stets das Risiko einer Remobilisierung bereits gebundener Schadstoffe aufgrund einer Salzeinwirkung beispielsweise durch Streusalz. Bei den Untersuchungen zeigte sich auch, dass ein Rückhalt von MKW als Schwimmstoff nur bei Systemen mit einem ausreichenden Speichervolumen in Verbindung mit einer Tauchwand sowie aufgrund eines entsprechenden Filters zu erwarten ist [Werker et al., 2011].

Die dezentralen Behandlungsanlagen zeigten bei in-situ-Untersuchungen über einen Zeitraum von einem Jahr insgesamt ein hohes Maß an Zuverlässigkeit. Parallel wurde festgestellt, dass eine entsprechende Kontrolle, Reinigung und Wartung durch das Betriebspersonal notwendig ist. Es wurden Aussagen zur möglichen Standzeit und Festlegung von Kontroll-, Wartungs- und Reinigungsintervallen abgeleitet.

In der Gegenüberstellung mit der Bewertung für das Regenklärbecken (RBK) als zentrale Referenzanlage konnte für jede der untersuchten dezentralen Behandlungsanlagen die Vergleichbarkeit nach den betrieblichen Gesichtspunkten Hydraulik, Rückhaltevermögen und Wartung bestätigt werden. Hinsichtlich des Stoffrückhalts der untersuchten Stoffparameter AFS, Kupfer, Zink und MKW wurde die Gleichwertigkeit der betrachteten dezentralen Systeme mit der zentralen Behandlungsanlage (RKB) eindeutig festgestellt [Werker et al., 2011].

2.3.2 Wasserrechtliche Genehmigung dezentraler Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung

Nach § 58 Abs. 2 des Landeswassergesetzes Nordrhein-Westfalen müssen Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen durch die zuständige Wasserbehörde genehmigt werden, sofern diese nicht eine bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Institutes für Bautechnik (DIBt) oder eine Bauartzulassung aufweisen.

Die behördliche Einzelgenehmigung kann durch die bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Institutes für Bautechnik oder eine Bauartzulassung ersetzt werden, wenn die Behandlungsanlagen in Serie gebaut werden. Diese Zulassungen, die Aussagen zu den Leistungen und Einsatzbedingungen der jeweiligen Anlage enthalten, entlasten sowohl die Kommunen bei der Antragsstellung als auch die Behörden bei der Genehmigung. Bei Vorlage einer bauaufsichtlichen Zulassung durch das DIBt, einer Bauartzulassung oder einer Genehmigung durch die zuständige Behörde nach §58(2) LWG ist durch den Antragsteller i.d.R. eine zusätzliche wasserrechtliche Erlaubnis nach §8 WHG (bei Direkteinleitung in ein Gewässer) zu beantragen. Das Erfordernis eines Wasserrechts ist mit der zuständigen Behörde abzustimmen.

Für eine bauaufsichtliche Zulassung sind jedoch wasserrechtliche Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagswasser in das Gewässer erforderlich. Momentan ist diese Voraussetzung jedoch nicht gegeben. Derzeit werden durch das DIBt nur Abwasserbehandlungsanlagen zur anschließenden Versickerung in den Untergrund zugelassen [DIBt, 2011]. Hierbei sind die Anforderungen aus den bodenschutzrechtlichen Regelungen zum Schutz des Bodens und des Grundwassers zu berücksichtigen. Eine Zulassung für die Einleitung hängt von wasserrechtlichen Anforderungen oder anderen Bewertungskriterien ab, die je nach Gewässer ggf. strenger sein können als die Voraussetzungen für eine Versickerung.

Anhand von technischer Beschreibungen und Zeichnungen sowie ggf. durch Untersuchungen wird geprüft, ob die dezentrale Behandlungsanlage die notwendigen Anforderungen erfüllt. Grundsätze des Prüfungsverfahrens als Grundlage zur bauaufsichtlichen Zulassung für standardisierbare Anlagen wurden während verschiedener Forschungsprojekte entwickelt [Werker et al., 2011; Schmitt et al., 2010] und sind bereits im Entwurf „Zulassungsgrundsätze Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2011] eingeflossen. Die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens gewonnenen Erkenntnisse können ebenfalls dazu beitragen, das Prüfungsverfahren weiterzuentwickeln.

2.4 Umweltverhalten von organischen Spurenstoffen

Organische Stoffe aus Verkehrsflächenabflüssen können zusammen mit Schwermetallen über verschiedene Wege in die Umwelt gelangen. Abbildung 1 fasst die Quellen der Stoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt zusammen.

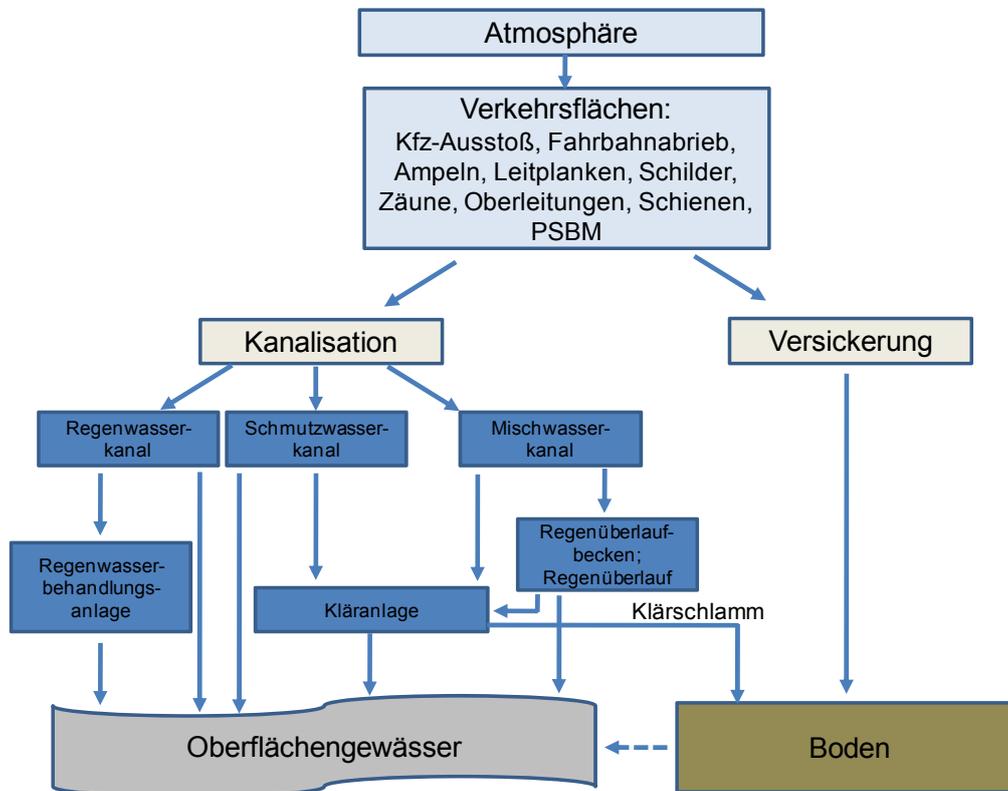


Abbildung 1: Quellen für Schadstoffe aus Abflüssen befestigter Flächen sowie deren Transportpfade und Senken in der Umwelt [nach Helmreich, 2010a]

Wie in Abbildung 1 dargestellt, gelangt ein Teil der von befestigten Flächen abgeschwemmten Stoffe durch Versickerung in den Boden. Dort können die Stoffe teilweise verbleiben, abgebaut werden oder sie gelangen in die Grund- und Oberflächengewässer.

Ein weiterer Transportpfad ist die Kanalisation. Es wird zwischen Trenn- und Mischsystem unterschieden. Beim Mischsystem werden die Niederschlagsabflüsse befestigter Flächen zusammen mit dem Schmutzwasser zur Kläranlage transportiert. Dort können einige Stoffe abgebaut werden. Andere akkumulieren am Schlamm und werden im Falle einer stofflichen Klärschlammverwertung auf die Böden verfrachtet. Einige Stoffe können aber aufgrund ihrer Löslichkeit und Persistenz weder durch Sorption an den Schlamm noch durch Abbauprozesse aus dem Abwasser entfernt werden. Sie werden mit dem Kläranlagenablauf in die Oberflächengewässer transportiert. Mischwasserentlastungen stellen einen weiteren Eintragspfad in die Oberflächengewässer dar.

Im Trennsystem werden Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen durch Regenwasserkanäle direkt in Oberflächengewässer geleitet. Gegebenenfalls kann ein Teil der partikulär gebundenen Stoffe durch eine vorgeschaltete Regenwasserbehandlungsanlage entfernt werden, gelöste Stoffe gelangen in die Oberflächengewässer [Grapentine, 2008].

PAK und MKW werden überwiegend partikulär transportiert [Starzec, 2005; Faram, 2007; Zhao, 2008]. Es kann von einem guten Rückhalt in Kläranlagen durch Sorption an den Klärschlamm ausgegangen werden [Welker, 2004]. MTBE und ETBE werden hingegen als sehr mobil und schwer abbaubar eingestuft [Baus und Brauch, 2007]. Der Rückhalt beim Klärprozess liegt nur bei 38-50 % [Kolb, 2004]. PSBM sind ebenfalls zum Teil als sehr mobil eingestuft. Sie besitzen ein schlechtes Sorptionsverhalten an den Klärschlamm und eine geringe biologische Abbaubarkeit. Aus diesem schlechten Rückhaltvermögen resultiert die Notwendigkeit einer Behandlung von belasteten Verkehrsflächenabflüssen.

Gelangen organische Stoffe mit Niederschlagsabflüssen in den Boden, so verteilt sich der jeweilige Stoff zunächst auf die drei Phasen Bodenlösung, Bodenluft und Feststoff. Befindet er sich an der Erdoberfläche, so kann er unter Umständen durch Photolyse abgebaut werden, oder durch Verflüchtigen in die Atmosphäre gelangen. Auch die Aufnahme durch Pflanzen bewirkt, dass organische Stoffe entzogen werden.

Die Adsorption von organischen Stoffen in Böden erfolgt vor allem durch die organische Substanz der Böden [Means et al., 1980; Dzombak und Luthy, 1984]. Die Wirksamkeit in Bezug auf den Rückhalt der meisten gelösten organischen Stoffe in der ungesättigten Bodenzone wird von Ottow (1992) wie folgt angegeben:

Humus >> Tonminerale > Sesquioxide

Grund für die hohe Adsorptionskapazität der Huminstoffe gegenüber vielen organischen Stoffen ist die große spezifische Oberfläche wie auch die Vielzahl an funktionellen Gruppen. Die Anlagerung der meisten organischen Stoffe an die Humusteilchen erfolgt unspezifisch [Ottow, 1992]. Es bilden sich primär van-der-Waals-Wechselwirkungen aus. Zum Teil werden aber auch spezifische Adsorption durch Wasserstoffbrückenbindungen und kovalente bzw. ionische Bindungen eingegangen.

Bezüglich der Adsorptionskapazität besteht eine enge Beziehung zwischen Sorptionskoeffizienten nach Freundlich (K_F -Wert) und dem Gehalt an organischer Substanz im Boden. Die K_F -Werte der jeweiligen organischen Stoffe werden mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Relation gesetzt. Es ergibt sich der errechnete Sorptionskoeffizient nach Freundlich für organische Stoffe (K_{OC}):

$$K_{OC} = \frac{K_F}{C_{org}} \cdot 100 \quad (1)$$

K_{OC}	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Sorptionskoeffizient nach Freundlich für organische Stoffe
K_F	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Sorptionskoeffizienten nach Freundlich
C_{org}	%	Gehalt an organischem Kohlenstoff

Bei organischen Stoffen, die undissoziiert vorliegen, wie beispielsweise PAK, unterliegen die K_{OC} -Werte nur geringen Schwankungen. Sie können daher als gutes Maß für Böden zum Rückhalt dieser Stoffe angesehen werden. Die K_{OC} -Werte für einige höherkondensierte PAK liegen bei > 50.000.

Die K_{OC} -Werte organischer Stoffe korrelieren mit ihrer Wasserlöslichkeit. Mit abnehmender Wasserlöslichkeit steigt der K_{OC} . Beispielsweise nimmt die Wasserlöslichkeit bei PAK mit zunehmender Ringanzahl ab, der K_{OC} entsprechend zu. Daher werden PAK rasch in Böden sorbiert [Wilcke, 2000]. PAK akkumulieren bevorzugt an Böden mit hohem Anteil an organischer Substanz [Wilcke, 2000].

Der adsorbierte Anteil an organischen Schadstoffen befindet sich weitgehend in einem vor mikrobiellem Abbau wie auch von Auswaschungen und Aufnahme von höheren Pflanzen geschützten Zustand. Daher werden persistente organische Stoffe wie PAK bei starker Adsorption in Böden akkumuliert. Ist die Adsorptionsleistung des Bodens jedoch gering, werden sie mit dem Sickerwasser in Grund- und Oberflächenwässer verfrachtet

Ob PAK pflanzenverfügbar sind, hängt weitgehend von der Anzahl aromatischer Ringe im Molekül ab. Sie ist aber im Wesentlichen gering [Wilcke, 2000]. PAK mit zwei bis drei Ringen können von Wurzeln aufgenommen werden [Widdowson et al., 2005]. Erhöhte mikrobielle Aktivität sowie Veränderung der Bodenreaktionen und der Elektrolytkonzentrationen können eine Remobilisierung bewirken. Die Abbaubarkeit der PAK durch Mikroorganismen nimmt mit zunehmender Ringanzahl ab. Bakterien der Gattung Pseudomonas und Flavobakterium können Naphthalin und Phenanthren vollständig abbauen. Höher kondensierte PAK mit mehr als fünf Ringen werden nicht mehr abgebaut [Wilcke, 2000; Widdowson, 2005].

Obwohl PAK rasch und fest im Boden sorbiert werden, werden sie auch in tieferen Bodenschichten gefunden [Wild und Jones, 1995; Wilke et al., 1996; Krauß et al., 2000]. Jones et al. (1989) schätzen die Auswaschrates mit 0,009 bis 0,14 mg/(m²·a). Die Auswaschrates ist dabei unabhängig vom Molekulargewicht.

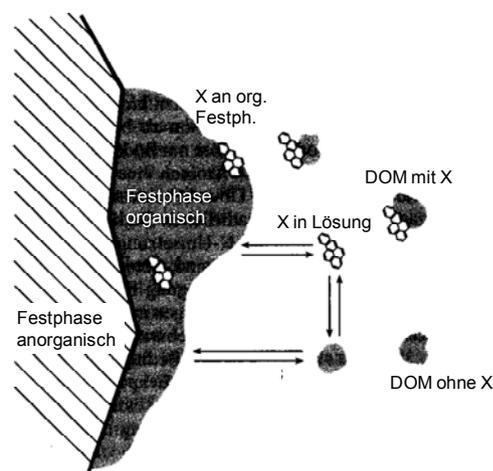


Abbildung 2: Verteilung hydrophober organischer Schadstoffe (x) im Dreiphasensystem zwischen Festphase (organisch und anorganisch), Lösung und DOM [nach Marscher, 1999]

Grund für die Mobilität der PAK im Boden ist die Assoziation mit löslicher organischer Substanz (DOM) [Gauthier et al., 1987; Maxin und Kögl-Knabner, 1995; Chin et al., 1997] (siehe Abbildung 2).

DOM kann als Träger fungieren und damit die Mobilität bzw. Verlagerbarkeit der PAK mit der Bodenlösung durch die Oberbodenzone fördern. Die Sorption an DOM ist genau wie die

Sorption an Huminstoffe im Boden, ein reversibler, schneller, linearer Prozess. Der Transport der PAK mit DOM ist jedoch stark pH-Wert abhängig [Wilcke, 2000].

2.4.1 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK gehören aufgrund ihrer signifikanten ökotoxischen und humantoxischen Wirkungen zu den relevantesten Stoffgruppen in Umweltmatrices und werden daher in fast allen rechtlichen Regelungen aufgeführt [BBodSchV, 1999; WRRL, 2000; TrinkwV, 2001]. Insbesondere das Benzo[a]pyren, bei dem von einer reproduktionstoxischen und mutagenen Wirkung am Menschen ausgegangen werden muss, wird als Leitsubstanz genannt. In Oberflächengewässern reichern sich PAK in Biofilmen an, wodurch sie in den biotischen Stoffkreislauf gelangen und dort negative Wirkungen verursachen können [Fuchs, 1997].

PAK entstehen vorwiegend bei unvollständigen Verbrennungsvorgängen organischen Materials (Verbrennungsmotoren, Hausfeuerungen) und werden dadurch in der Atmosphäre gasförmig verbreitet. An Staubpartikeln gebunden erfolgt der Eintrag auf die Verkehrsfläche über die Luft oder den Niederschlag. Neben dem indirekten Eintrag können PAK auch direkt in Form von Fluiden beispielsweise infolge von Tropfverlusten auf Verkehrsflächen sowie in deren Niederschlagsabflüsse gelangen. Des Weiteren kommen noch andere verkehrsbedingte Einträge (Reifenabrieb, Bremsabrieb) hinzu. In einer Untersuchung wird der verkehrsbedingte Anteil auf 5,1 g PAK/ha geschätzt und macht somit etwa 43 % der gesamten PAK-Belastung in Verkehrsflächenabflüssen aus [Fuchs et al., 2010]. Von einem deutlichen Rückgang abriebsbedingter PAK-Einträge durch Substitution in neueren Reifenmodellen bis zum Jahr 2012 ist jedoch auszugehen.

Aus den etwa hundert auftretenden Einzelverbindungen werden zur Bestimmung der Summenparameter PAK mehrere verhältnismäßig leicht nachweisbare Einzelsubstanzen ausgewählt. Die US EPA (Environmental Pollution Agency) listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf. Diese repräsentieren das breite Spektrum der chemischen und physikalischen Eigenschaften dieser Stoffklasse. Anthracen, Fluoranthen und Naphthalin sind in die WGK 2 (wassergefährdend), Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(k)fluoranthen in die WGK 3 (stark wassergefährdend) eingestuft.

Vorgaben hinsichtlich der PAK-Belastung in Oberflächengewässern gibt es für den Summenparameter PAK fast nicht. Vereinzelt liegen diese für Einzelstoffe wie Benzo[a]pyren vor. Sofern ein Oberflächengewässer zur Trinkwassernutzung herangezogen wird, liegen Vorgaben für die Summe der PAK vor, allerdings nur mit Bezug auf die Summe von 4-6 Verbindungen und nicht die EPA-Summe von 16 Verbindungen.

Tabelle 2 gibt einen Auszug aus literaturbekannten Daten zu PAK in Verkehrsflächenabflüssen.

Tabelle 2: PAK-Konzentrationen in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur und Grenzwerte

Verkehrsbelastung	min.	Mittel (µg/l)	max.	Bestimmungs- methode	Literatur
Gemeindeverbindungs- straße, ca. 7.500 Kfz/d	0,127	0,94	3,02	-	Nadler et al., 2009
hochbelastete Verkehrsflächen	0,24	-	17,10	PAK EPA ¹⁾	Dierkes et al., 2006
Auswertung verschiedener Messprogramme	4,4	5,19	5,98	PAK EPA ¹⁾	Kasting, 2002
Parkplatz	-	3,5	-	-	Fachhochschule Köln, 2008
Hauptstraße	-	1,65	-	-	Fachhochschule Köln, 2008
stark befahrene Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	1,4	3,2	PAK EPA ¹⁾	EAWAG, 2007
Autobahn, ca. 25.300 bis 73.300 Kfz/d	1,3	-	13,1	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2005
Auswertung verschiedener Quellen	0,13	2,81	13,5	-	Dobner et Holthuis, 2007
Autobahn	-	1,9	-	6 PAK	Sommer, 2007
Gemeindeverbindungs- straße	0,26	-	0,56	PAK EPA ¹⁾	Schipper et al., 2007
-	0,01	0,93	4,5	-	Haritopoulou, 1996
Autobahn	-	3	-	-	Boller, 2004
Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden- Grundwasser		0,2		15 PAK ²⁾	BBodSchV (1999)
Geringfügigkeits- schwellenwert für das Grundwasser		0,2		15 PAK ²⁾	LAWA (2004)
Zielvorgaben für PAK im Wasser		0,1		4 PAK ³⁾	IKSR (1997)
Grenzwerte für chemische Parameter im Wasser für menschlichen Gebrauch		0,1		4 PAK ⁴⁾	TrinkwV (2001)

1) Die US EPA (Environmental Pollution Agency) listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf: Fluoranthen, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Benzo[ghi]perylen, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Dibenzo[a,h]anthracen, Fluoren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren

2) PAK, gesamt: Summe der Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. Chinoline)

3) IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins; je 0,1 µg/l je 4 Verbindungen

4) Summe der nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten nachfolgenden Stoffe: Benzo-(b)-fluoranthen, Benzo-(k)-fluoranthen, Benzo-(ghi)-perylen und Indeno-(1,2,3-cd)-pyren

Untersuchungen zeigen, dass der PAK-Ausstoß bei häufigem Anfahren und Beschleunigen und bei Tempowechseln wesentlich größer ist als bei konstanter Fahrweise [Joneck et Prinz, 1996]. Hieraus resultieren PAK-Ausstöße in urbanen Gebieten, die teilweise deutlich höher sind als auf Autobahnen. Hinzu kommt ein zusätzlicher Ausstoß im dichtbesiedelten Bereich durch Hausfeuerungen.

PAK werden vornehmlich an Partikel sorbiert transportiert (ca. 90 %) und sind hierbei primär an der schlecht absetzbaren Feststofffraktion von 6 bis 60 µm gebunden [Wang et al., 2010; Haritopoulou, 1996]. Das gilt vor allem für die höher molekularen Verbindungen. *Lau et Stenstrom* (2005) ermitteln ebenfalls die Fraktion kleiner 100 µm als für den Transport der PAK wichtigste Partikel. Die gelöste Fraktion, in der sich vorwiegend die Einzelverbindungen Fluoren und Phenantren wiederfinden, spielt eine größere Rolle bei den niedermolekularen Verbindungen [Wachter et Herrmann, 2002]. Für die PAK kann aber insgesamt im Medium Wasser von einem überwiegend an Partikeln gebundenen Transport ausgegangen werden. Untersuchungen zeigen ein deutliches first-flush-Verhalten [Hoffmann et al., 1984; Nadler et al. 2007]. Tabelle 3 gibt einen Überblick über gemessene PAK-Belastungen von Straßensedimenten.

Tabelle 3: PAK-Konzentrationen in Straßensedimenten aus der Literatur

Verkehrsbelastung	min.	Mittel (µg/g)	max.	Bestimmungs- methode	Literatur
26.700 bis 50.800 Kfz/d	0,1	1,4	3,8	PAK EPA ¹⁾	Lau et Stenstrom, 2005
3.000 bis 110.000 Kfz/d	0,27	-	1,3	PAK EPA ¹⁾	Wang et al., 2010
Highway, 92.700 Kfz/d	31	56	64	18 PAK ²⁾	Murikami et al., 2008
50.000 Kfz/d	8,7	-	105,4	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2011
Autobahn, 25.300 bis 73.300 Kfz/d	16	49	84	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2005
Hauptstraße	-	71	-	PAK EPA ¹⁾	Zhao et al., 2008
Straße mit mittlerer Verkehrsbelastung	5	-	55	-	Faram et al., 2007
Autobahn, 140.000 bis 156.000 Kfz/d	-	6,7	-	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann et al., 2008
-	0,56	12,13	25,25	15 PAK ³⁾	Haritopoulou, 1996
-	-	17,1	-	-	Xanthopoulos, 1992

1) Die US EPA (Environmental Pollution Agency) listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf: Fluoranthen, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Benzo[ghi]perylen, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Dibenzo[a,h]anthracen, Fluoren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren

2) 18 PAKs wurden quantifiziert: phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), 3-methylphenanthrene (3MP), 2-methylphenanthrene (2MP), 9-methylphenanthrene (9MP), 1-methylphenanthrene (1MP), fluoranthene (Fluo), pyrene (Py), benzo[a]anthrathene (B(a)A), chrysene (Chr), benzo[fluoranthene] (BF); benzo(b)fluoranthene + benzo(k)fluoranthene + benzo(j)fluoranthene, benzo(e)pyrene (B(e)P), benzo(a)pyrene (B(a)P), perylene (Pery), indeno(1,2,3-cd)pyrene (IP) und benzo(ghi)perylene (B(ghi)P).

3) PAK, gesamt: Summe der Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. Chinoline)

PAK-Verbindungen gelten als sehr lipophil und weisen eine geringe Wasserlöslichkeit sowie Flüchtigkeit auf. Allerdings schwanken diese Werte je nach Einzelverbindung. Sie assoziieren bevorzugt mit organischen Substanzen [Striebel et al., 1994]. Bedingt durch ihre hohe Molekülmasse sind sie relativ schwerflüchtig. In Abhängigkeit von ihrer Struktur und der Zahl der Benzolringe sind sie meist toxisch und/oder kanzerogen.

Entsprechend ihren Stoffeigenschaften wird von einer hohen Anreicherungsfähigkeit in verschiedenen Umweltmedien ausgegangen. Zur Erfassung eventueller langzeitiger Wirkungen auf Organismen in Oberflächengewässern, kann der sog. BCF-Faktor herangezogen werden. Dieser liegt für das Benzo[a]pyren in Abhängigkeit vom jeweiligen Organismus sehr hoch (480 bis 10.000) und weist auf die hohe Anreicherungsfähigkeit dieser Substanzgruppe in aquatischen Organismen hin [Römpp, 2000]. Ferner zeigen Untersuchungen in der aquatischen Umwelt endokrine Effekte von PAK-Verbindungen an [Wright et Welborn, 2002 zitiert in Birkett et Lester, 2003].

Biotischer und abiotischer Abbau der PAK sind stark strukturabhängig. Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit und ihrer Persistenz deutlich voneinander [Yuan et al. 2000; 2001]. Die PAK zählen zur Stoffgruppe der so genannten persistenten organischen Schadstoffe (persistent organic pollutants – POPs). Die hydrophobe Natur der PAK spielt eine Schlüsselrolle bei der Persistenz in aquatischen Systemen [Luthy et al., 1997]. Dies gilt auch für den photolytischen Abbau; so ist z.B. Fluoranthen photolysestabil, Benzo[a]pyren dagegen nicht.

Wie zuvor erwähnt weisen PAK lipophile bzw. hydrophobe Eigenschaften auf und adsorbieren leicht an Bodenpartikel. Hierbei nimmt die Mobilität mit steigender Ringzahl ab. PAK können in das Grundwasser gelangen, wenn sie – adsorbiert an Kolloiden – mit dem Sickerwasser verfrachtet werden oder wenn Tenside bzw. Lösungsvermittler im Boden vorliegen [Nadler et al., 2007].

2.4.2 Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

MKW als Bestandteile des Erdöls gelangen hauptsächlich durch Tropfverluste von Kraftstoffen (Benzin und Diesel), Schmiermitteln und Öl auf Verkehrsflächen in das Niederschlagswasser, wobei unterschiedliche Substanzen bzw. Substanzgruppen im Vordergrund stehen. Im Gegensatz zu Diesel (auch Heizöl) mit länger-kettigen Alkanen (C₉-C₁₇) überwiegen im Benzin kürzer-kettige Alkane (C₅-C₁₂), Aromaten sowie MTBE. Da die Bestimmung der Vielzahl von Einzelverbindungen der MKW mit hohem Aufwand verbunden ist, werden Mineralölkohlenwasserstoffe als Summenparameter bestimmt.

Die Messung der MKW konnte bis zum Jahr 2005 nach der DEV-H18-Methode [DIN 38409, 1981] durchgeführt werden. Hierbei erfolgte die Extraktion der Kohlenwasserstoffe aus Wassermatrizes mittels eines fluorhaltigen Extraktionsmittels. Infolge des aus Sicht des Umweltschutzes bedenklichen Einsatzes fluorhaltiger Extraktionsmittel sowie aufgrund von Problemen mit der Bestimmungsgrenze wurde etwa ab 2001 als Ersatzmethode der Kohlenwasserstoff-Index [EN ISO 9377-1 und 2, 2001] eingeführt. Die neue Methode nach DEV-H53 [EN ISO 9377-1 und 2, 2001] verwendet zur Detektion die Gaschromatographie, die das Auffinden von Einzelsubstanzen ermöglicht. Bei der alten DEV-H18-Methode

erfolgte die Detektion mittels Infrarotspektrometer, wodurch auch Anteile der biogenen Fraktion mit erfasst wurden. Die Ergebnisse beider Methode sind daher aus analytischer Sicht leider nicht direkt miteinander vergleichbar [Welker, 2004]. Tendenziell lässt sich bei aller Unterschiedlichkeit der Analysemethoden sagen, dass die neueren Methoden zu niedrigeren Befunden führen, da sie spezifischer mineralölbürtige Substanzen der Kohlenwasserstoffe bzw. lediglich Teilfraktion der MKW (Alkane bestimmter Kettenlänge C₁₀-C₄₀) detektieren [Schmitt et al., 2010].

Tabelle 4: MKW-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und Grenzwerte

Verkehrsbelastung	min.	Mittel (mg/l)	max.	Bestimmungs- -methode	Literatur
hochbelastete Verkehrsflächen	0,51	-	6,50	-	Dierkes et al., 2006
Auswertung verschiedener Messprogramme	0,005	1,44	7,02	H18	Kasting, 2002
Autobahn	-	0,1 - 0,25	-	H18	Grotehusmann et Kasting, 2006
Parkplatz	-	0,16	-	H53	Fachhochschule Köln, 2008
Hauptstraße	-	4,17	-	H53	Fachhochschule Köln, 2008
stark befahrene Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	1,46	1,90	H18	EAWAG, 2007
-	-	5,5	-	-	Xanthopoulos, 1992
Autobahn	-	0,3	-	H53	Sommer, 2007
Autobahn	2,05		7,02	H18	Stotz, 1987
-	-	4,7	-	H18	Welker, 2004
Auswertung verschiedener Quellen	-	1,78	6,27	-	Dobner et Holthuis, 2007
Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser		0,2¹⁾			BBodSchV (1999)
Geringfügigkeits-schwellenwert für das Grundwasser		0,1			LAWA (2004)

1) n-Alkane (C₁₀ – C₃₉), Isoalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Tabelle 4 gibt einen Überblick über Untersuchungsergebnisse zu Belastungen durch Mineralölkohlenwasserstoffe in Verkehrsflächenabflüssen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in einer Vielzahl der Veröffentlichungen überwiegend die alte DEV-H18-Methode angewendet wurde, wodurch der Vergleich mit aktuellen Messdaten nicht direkt möglich ist. Oder es finden sich keine genauen Angaben zur verwendeten Analysemethode, was eine Bewertung der Ergebnisse ebenfalls erschwert.

Viele Untersuchungen zu Belastungen durch MKW in Niederschlagswasserabflüssen belegen übereinstimmend, dass MKW partikeldominiert transportiert werden. Es wird deutlich, dass sich Mineralölkohlenwasserstoffe bevorzugt an kleinen Partikeln anreichern [Faram et al., 2007], da diese eine größere spezifische Oberfläche aufweisen [Michelsbach et Wöhrle, 1994]. *Hoffmann et al.* (1982) geht davon aus, dass sich der überwiegende Teil in der absetzbaren Fraktion befindet und somit durch Sedimentation entfernbar ist. Dagegen vermuten *Xanthopoulos und Hahn* (1993) die MKW-Belastungen in Straßenabflüssen überwiegend innerhalb der sehr feinen - also schwer absetzbaren - Kornfraktionen. Die Tabelle 5 gibt einen Überblick über gemessene MKW-Belastungen von Straßensedimenten. Dabei fällt auf, dass gegenüber den PAK deutlich weniger Daten vorhanden sind. Insgesamt ist die Datenlage sehr schlecht.

Tabelle 5: MKW-Konzentrationen in Straßensedimenten aus der Literatur

Verkehrsbelastung	min.	Mittel (mg/g)	max.	Bestimmungs- -methode	Literatur
verschiedene 1 bis 3- spurige Straßen	1	5,9	26,5	-	Gromaire-Mertz et al., 1999
-	0,2	0,6	9,1	-	Moilleron et al., 2002
Straße mit mittlerer Verkehrsbelastung	-	5	-	-	Faram et al., 2007
Autobahnen, 140.000 bis 156.000 Kfz/d	-	6 - 6,3	-	H35	Grotehusmann et al., 2008
-	-	6,3	-	-	Xanthopoulos, 1992

Hierbei zeigen die Konzentrationsganglinien von Niederschlagsabflüssen, dass vor allem der Transport partikelgebundener Schadstoffparameter einer ausgeprägten Dynamik mit deutlichem first-flush-Verhalten unterliegt [Kumata et al., 2000; Egodawatta et Goonetilleke, 2008]. Andererseits gibt es Untersuchungen [EAWAG, 2007], die nach Auswertung der Messreihen zu dem Schluss kommen, dass Mineralölkohlenwasserstoffe wiederum keinen ausgeprägten first-flush aufweisen.

Mineralölkohlenwasserstoffe sind gekennzeichnet durch eine geringe Löslichkeit in Wasser. Ab einer Kettenlänge von C₁₀ sind sie praktisch nicht mehr in Wasser löslich. Hinsichtlich humantoxischer Effekte kann bei vielen Einzelsubstanzen der MKW von einer geringen Relevanz ausgegangen werden. Ausnahmen bilden einige flüchtige Verbindungen wie n-Hexan, die bei hohen Konzentrationen nervenschädigend wirken können. Andere mögliche humantoxische Wirkungen lassen sich vom Begleitstoff Benzol ableiten [Welker, 2004]. Für die Wirkpfade Boden- Grundwasser/Trinkwasser sind vor allem geschmackliche (Geschmacksschwellenwert 10 bis 100 µg/l) und geruchliche Gründe für die Festlegung von Grenz- bzw. Richtwerten verantwortlich.

Nach *Scheffer/Schachtschabel* (1992) wird das Verhalten der MKW im Boden u.a. vom Dampfdruck, Persistenz, Viskosität und Sorptionsverhalten bestimmt. Der Dampfdruck

aliphatische Kohlenwasserstoffe nimmt mit steigender Kettenlänge ab, so dass höher siedende Alkane (oberhalb C₁₅) kaum noch verdampfen. Ebenfalls abhängig von der Kettenlänge der Kohlenwasserstoffe ist deren biologische Abbaubarkeit. Ein schlechter biologischer Abbau in Verbindung mit geringer Wasserlöslichkeit und niedrigem Dampfdruck führen zu hohen Rückstandsgehalten im Boden [Dobner et Holthius, 2007]. Diese Persistenz höherkettiger Kohlenwasserstoffe resultiert auch aus einer bevorzugten hydrophoben Bindung an Bodenbestandteilen, so dass sie der wässrigen Bodenlösung weitestgehend entzogen sowie die Transportprozesse und der biologische Abbau eingeschränkt sind [Blume, 2005].

MKW können in Oberflächengewässern ein Sauerstoffdefizit hervorrufen, indem sie den Gasaustausch in der Wasser/Luft-Phase verhindern. Durch die anschließende CO₂-Anreicherung findet eine Versauerung der Zellflüssigkeit statt. Des Weiteren kann unter bestimmten Bedingungen die Sauerstoffaufnahme von Wasserorganismen durch ein Verkleben der Atemorgane durch MKW verhindert werden. Neben den indirekten Wirkungen können einige wasserlösliche Anteile sowie entstehende Metaboliten direkt toxisch wirken [Bliefert, 2002; Pagotto et al., 1999].

2.4.3 Methyl-*tert*-butylether (MTBE)

Es gibt bisher noch wenige Untersuchungen von MTBE in Verkehrsflächenabflüssen. Tabelle 6 stellt eine Übersicht dar.

MTBE weist mit ca. 50 g/l eine deutlich höhere Wasserlöslichkeit auf als die anderen hier untersuchten organischen Spurenstoffe. Daraus resultiert ein abweichendes Transportverhalten. Im Gegensatz zu PAK und MKW wird MTBE nicht partikelassoziiert sondern in Wasser gelöst transportiert. Aufgrund der sehr guten Wasserlöslichkeit nimmt MTBE eine Tracerfunktion für Kraftstoffkomponenten ein.

Tabelle 6: MTBE-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur und Grenzwerte

Verkehrsbelastung	min.	Mittel (µg/l)	max.	Literatur
stark befahrene Straße, ca. 17.000 Kfz/d	-	0,21	0,46	EAWAG, 2007
Autobahnen, 140.000 bis 156.000 Kfz/d	-	0,18	-	Grotehusmann et al., 2008
Auswertung verschiedener Quellen	0,05	0,4	1,5	Dobner et Holthuis, 2007
Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad des Boden- Grundwasser		-		BBodSchV (1999)
Geringfügigkeitsschwellenwert für das Grundwasser		15		LAWA (2004)

MTBE ist mit herkömmlichen Behandlungstechniken wie Absetzbecken nur schwer behandelbar [Anderson, 2000]. Des Weiteren zeigt es eine hohe Resistenz gegenüber einem biologischen Abbau sowie einer chemischer Oxidation [Montgomery-Watson, 1996; Borden et al., 1997]. Sofern doch ein biochemischen Abbau im Boden erfolgt, können auch die Metaboliten TBA (*tert*-Butylalkohol) und TBF (*tert*-Butylformiat) als sekundäre Kontaminanten auftreten [Koch et al., 2002]. Die toxische Wirkung von MTBE ist derzeit noch Gegenstand intensiver Untersuchungen.

Tierversuche ergaben bisher für MTBE lediglich eine geringe chronische Toxizität [Baus et al., 2006]. Akuttoxische Dosen, die deutlich oberhalb der in der Umwelt zu erwartenden und gemessenen Konzentrationen liegen, wurden im Tierversuch bei 3.800 mg/kg Körpergewicht (LD50 für Ratten) [Mancini et al., 2002] bzw. für Süßwasserfische bei Konzentrationen von 340 bis 1.742 mg/l im Wasser (LC50) [Effenberger et al., 2001] festgestellt.

Der weitverbreitete Einsatz von MTBE, seine physikalisch-chemischen Eigenschaften und die unzureichende biologische Abbaubarkeit machen dennoch diesen Stoff zu einem problematischen organischen Schadstoff, so dass MTBE bei der Behandlung von Straßenoberflächenwässern mit zu berücksichtigen ist [Koch et al., 2002]. Einer Abschätzung zufolge ist die Hälfte der europäischen Bevölkerung einer Belastung von 0,1 µg/l MTBE im Trinkwasser ausgesetzt; 0,1 bis 1 % beziehen Wasser mit mehr als 15 µg/l MTBE [Schmidt et al., 2001].

2.4.4 Feststoffe (AFS)

Eine direkte Wirkung von Feststoffen auf die maßgeblichen Organismen im Gewässer oder Boden ist nicht bekannt. Deshalb fehlen im Unterschied zu vielen anderen Einzelstoffen direkte Wirkkonzentrationsangaben. Indirekt können Feststoffe zur Verstopfung des Lückensystems der Gewässersohle und zur verzögerten Sauerstoffaufnahme beitragen [Michelsbach et Wöhrle, 1994]. Darüber hinaus gelten die Feststoffe als Trägermaterial für viele anorganische (Schwermetalle) und organische (PAK) Schadstoffe in belasteten Niederschlagsabflüssen [Egodawatta et Goonetilleke, 2008]. Eine Anreicherung schadstoffbelasteter Feststoffe im Gewässersediment birgt zusätzlich die Gefahr einer späteren Freisetzung mobiler Schadstofffraktionen [Marsalek et al., 2006].

Für die Bewertung der Verunreinigung von Oberflächenabflüssen ist derzeit kein Indikatorparameter definiert. Die Veranlassung der Abflussbehandlung orientiert sich an der Nutzung der jeweiligen Fläche. Da übliche Regenwasserbehandlungsanlagen hauptsächlich für einen Feststoffrückhalt durch Sedimentation ausgelegt sind, bietet sich eine Orientierung an den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) an [Grüning et al., 2010].

Die Ermittlung des Feststoffgehaltes in Wassermedien kann auf verschiedene Weise erfolgen. Ein Hauptparameter sind die sogenannten abfiltrierbaren Stoffe (AFS). Ausgehend von diesem Wert können die mineralischen bzw. organischen Anteile bestimmt und Korngrößenverteilungen erstellt werden.

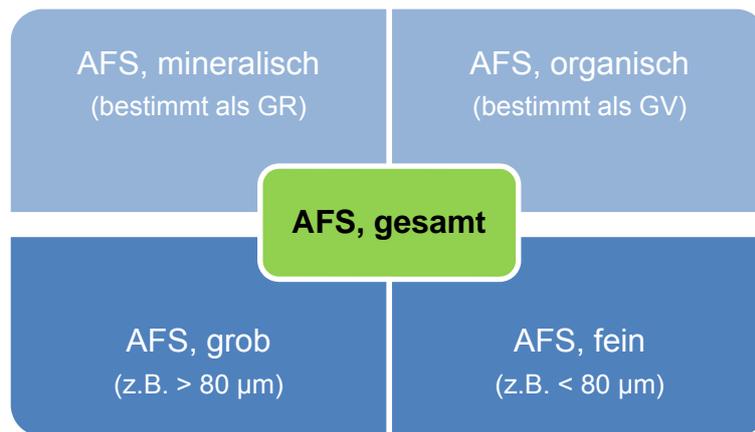


Abbildung 3: Wichtige Feststoffparameter in Niederschlagsabflüssen

Neben dem Gesamtgehalt an Feststoffen in einer Abwasserprobe ist ebenfalls der Anteil an organischen Feststoffsubstanzen häufig ausgedrückt als Glühverlust (GV) von Interesse. Der Glühverlust gibt den Massenverlust an Feststoffen an, der durch den Glühprozess (bei $550 \pm 25 \text{ }^\circ\text{C}$) infolge Umwandlung von organischem Kohlenstoff in Kohlendioxid entsteht, und kann mit den organischen Substanzen der abfiltrierbaren Feststoffen gleichgesetzt werden [DIN EN 12879 S3a].

Neben der Unterscheidung in organische und anorganische Feststoffanteile können Feststoffe auch hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung unterschieden werden. Insbesondere für die Absetzbarkeit der Feststoffe ist die Korngröße entscheidend. Häufig wird eine Feinfraktion AFS_{fein} definiert, den Grenzbereich zwischen den feinen schlecht oder nicht absetzbaren Schluff- und Tonanteilen sowie den gröberen, sedimentierbaren Sand- und Kiesanteilen kennzeichnet. Viele Untersuchungen verwenden die Korngröße $< 63 \text{ }\mu\text{m}$ zur Unterscheidung in Fein- und Grobfraktionen.

Niederschlagsabflüsse werden in Abhängigkeit vom Feststoffpotenzial, das bereits auf befestigten Flächen deponiert ist, mit Feststoffen belastet. Die sich daraus ergebende Partikelkonzentration schwankt daher in einem sehr großen Wertebereich. Wesentliche Einflussfaktoren sind beispielsweise [ergänzt nach Stein, 2008]:

- Lage, Art, Größe und Nutzung des Einzugsgebietes
- Material- und Belagart der befestigten Fläche
- Dauer und Intensität von Niederschlagsereignissen, Witterung und Jahreszeit
- Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode (zeitabhängige Akkumulation auf Straßenoberfläche)
- Häufigkeit der Straßenreinigung bzw. Reinigung der Straßenabläufe
- Verkehrsbelastung (DTV und Fahrweise/ Brems- und Beschleunigungsvorgänge) Winterstreudienst
- Lage und Entfernung zu möglichen Emissionsquellen (Windverfrachtung) sowie
- die Untersuchungsmethodik (Probennahme, Filtermaterial u.a.).

Tabelle 7: AFS-Straßenablaufkonzentrationen aus der Literatur

Verkehrsbelastung	min.	Mitte (mg/l)	max.	Literatur
Gemeindeverbindungsstraße 7.500 Kfz/d	4	37,5	1.378	Nadler et al., 2009
hochbelastete Verkehrsflächen	66	-	937	Dierkes et al., 2005
hochbelastete Straße, 57.000 Kfz/d	18	355	3165	Helmreich et al., 2010b
Auswertung verschiedener Messprogramme	85	155	564	Kasting, 2002
Auswertung verschiedener Quellen	24	368	1386	Dobner et Holthuis, 2007
Autobahn	-	99,5	-	Sommer, 2007
-	-	564	-	Xanthopoulos, 1992
Vorschlag Schwerpunktwerte für Feststoffparameter	60	200	400	Schmitt et al., 2010

Im zeitlichen Verlauf von Konzentrationsganglinien in Niederschlagsabflüssen bilden sich unter bestimmten Bedingungen first-flush-Effekte für die AFS-Konzentrationen aus. Zur besseren Bewertung der Behandlung von feststoffreichen Verkehrsflächenabflüssen sind Erkenntnisse zur Verteilung der Feststoffe auf verschiedene Größenfraktionen wichtig. Des Weiteren sollte hierbei das Vorkommen von Schadstoffen innerhalb dieser Fraktionen berücksichtigt werden. Insgesamt existieren nur wenige Untersuchungen zur genauen Verteilung der Schadstoffe an bestimmten Kornfraktionen der partikulären Phase. Jedoch stellen diese übereinstimmend fest, dass bestimmte Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen bevorzugt an bestimmte – vorwiegend feine - Partikelgrößen angelagert wiederzufinden sind [Faram et al., 2007; Lau et Stenstrom, 2005]. Daher ist es einerseits für die Beurteilung des Schadstoffrückhalts eines dezentralen Behandlungssystems wichtig, das im System zurückgehaltene Feststoffmaterial samt dessen Partikelgrößen zu kennen. Andererseits sollte ein in Versuchen eingesetztes künstliches Feststoffmaterial so gewählt werden, dass es der Korngrößenverteilung der Feststoffe in der Realität weitgehend entspricht und sich hierbei auch an der Verteilung der Schadstoffe orientiert [Schmitt et al., 2010].

2.5 Leistungsfähigkeit bestehender dezentraler Regenwasserbehandlungssysteme hinsichtlich des Rückhalts der organischen Spurenstoffe

Dem Eintrag von organischen Stoffen aus Verkehrsflächenabflüssen in Oberflächengewässer durch das Trenn- oder Mischsystem kann durch dezentrale Behandlungsmaßnahmen entgegen gewirkt werden. Das DWA M 153 (2007) und das DWA A 138 (2005) schlagen als dezentrale Behandlungsmaßnahme das breitflächige Versickern über eine bewachsene Oberbodenzone vor. In Ballungsräumen mit geringer Freifläche zum Bau solcher Versickerungsflächen bieten sich dezentrale Behandlungsanlagen an. Diese sind noch vor einer Einleitung oder einer Versickerung

platzsparend in die bestehende Regenwasserkanalisation in unmittelbarer Umgebung des Niederschlagswasseranfalls eingebaut.

Wirkmechanismen zur Niederschlagswasserbehandlung					
partikuläre Stoffe		gelöste Stoffe		Leichtflüssigkeiten ungelöste, kolloidale Stoffe	
Feststoffe (AFS) partikulär gebundene Stoffe (PAK, MKW, Schwermetalle)	Filtration Sedimentation biologischer Abbau	PAK (gelöst) MTBE Schwer- metalle	Adsorption Ionenaustausch Komplexbildung Fällung biologischer Abbau	MKW PAK	Auftrieb Adsorption biologischer Abbau

Abbildung 4: Übersicht über die in dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen nutzbaren Wirkungsmechanismen für ausgewählte Stoffe

Art und Umfang der Behandlung in einer dezentralen Anlage müssen abgestimmt sein auf die Größe und die stofflichen Belastung des jeweiligen Niederschlagswasserabflusses. Dieses enthält ein breites Spektrum an verschiedenen organischen sowie anorganischen Schadstoffen, die unterschiedliche Anforderungen an die jeweiligen erforderlichen Reinigungsmechanismen setzen (Abbildung 4). Daher müssen dezentrale Behandlungssysteme sowohl Partikel als auch gelöste organische und anorganische Stoffe nachhaltig zurückhalten.

Das Reinigungsvermögen für partikuläre Stoffe eines dezentralen Behandlungssystems ist von entscheidender Bedeutung, da es zum einen beim Eintrag der absetzbaren Feststoffe ins Gewässer zu einer Verstopfung der interstitialen Zwischenräume an der Gewässersohle kommt und dort lebende Organismen in ihrer Entwicklung gestört werden [Michelsbach et Wöhrle, 1994]. Auf der anderen Seite wird ein Großteil der wassergefährdenden Inhaltsstoffe im Regenwasserabfluss an Partikeln gebunden transportiert. Diese werden folglich mit den Partikeln zurückgehalten. Eine Anreicherung schadstoffbelasteter Feststoffe im Gewässersediment birgt zusätzlich die Gefahr einer späteren Freisetzung mobiler Schadstofffraktionen [Marsalek et al., 2006]. Die partikulären Schadstoffe können durch mechanisch-physikalische Behandlungsmaßnahmen wie beispielsweise Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Leichtflüssigkeiten können ebenfalls mittels der Dichtentrennung (Auftrieb) abgeschieden werden. Heutige Systeme zur Niederschlagswasserbehandlung sind gut geeignet partikelassoziierte Schadstoffe zurückzuhalten, wohingegen sie gelöste und kolloidale Schadstoffe weniger erfolgreich behandeln [Vollertsen et al., 2009].

Für Flächen mit einem hohen Anteil gelöster Schadstoffe im Niederschlagsabfluss (z.B. hochfrequentierte Verkehrsflächen) reicht eine mechanisch-physikalische

Behandlungsanlage nicht aus. Weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Niederschlagswasser erfordern neben einem mehrstufigen Aufbau den Einsatz von Substraten, die je nach Zusammensetzung mittels unterschiedlicher Wirkungsweisen wie Sorption und Ionenaustausch in der Lage sind, gelöste und kolloidale Schadstoffe zurückzuhalten. Zudem müssen sie sowohl gelöste Schwermetalle als auch organische Stoffe zurückhalten. Eine Rücklösung von bereits gebundenen bzw. zurückgehaltenen Stoffen unter Streusalzeinfluss darf keinesfalls erfolgen.

In den letzten Jahren sind einige solcher dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse entwickelt worden, die wie in Abbildung 5 dargestellt sich in Abhängigkeit von der Wahl des Einsatzortes in folgende Typen unterscheiden lassen. Zu nennen sind wasserdurchlässige Flächenbeläge mit integriertem Schadstoffrückhalt für mäßig belastete Verkehrsflächen [Fach et Geiger, 2003; Dierkes et al., 2006]. Daher finden wasserdurchlässige Flächenbeläge vor allem an Marktplätzen und Parkplatzflächen ihren Einsatz. Zwei solcher wasserdurchlässigen Flächenbeläge (geoSTON-Flächenbelag und Cheops SV Enviro Plus-Flächenbelag haben bereits eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) erhalten, in dem ein Rückhalt von MKW und Schwermetallen geprüft wird. Problematisch bei der Verwendung von wasserdurchlässigen Flächenbelägen ist die Wartung bzw. die Reinigung der Beläge, um eine ausreichende Versickerungsrate gewährleisten zu können [Dierkes et al., 2006].

Rinnen- und Muldensysteme sammeln das zufließende Oberflächenwasser. Die Behandlung erfolgt in der Regel durch spezielle Substrate in der Rinne oder Mulde. Das behandelte Wasser kann anschließend direkt versickert oder durch eine Drainage abgeleitet werden.

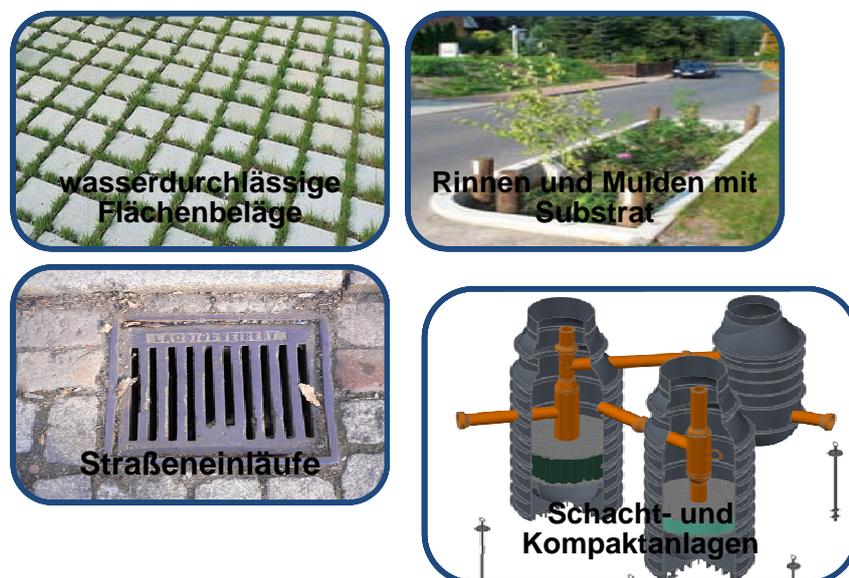


Abbildung 5: Typen dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Um die Stoffemission aus Trennsystemen zu reduzieren, wurde in den letzten 10 Jahren eine Vielzahl verschiedener Systeme zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung entwickelt, die nachträglich in einem Straßeneinlauf oder in eine Schachtanlage integriert werden können und für höhere Schadstoffbelastungen im Niederschlagswasser ausgelegt sind. So können beispielsweise Systeme mit optimierten Schlammfang, Substrateinsätze

oder Filtersäcke direkt in bestehende Straßeneinläufe nachgerüstet werden [Stein, 2009; Sommer et Nikisch, 2009]. Schachtanlagen als sehr leistungsfähige Behandlungssysteme stellen bereits den Übergang von dezentralen zu semi-zentralen Anlagen dar. Sie sind in der Lage stark verschmutztes Niederschlagswasser von großen Verkehrsflächen zu reinigen. Häufig sind sie in verschiedenen Baugrößen erhältlich, so dass sie an die Größe der Anschlussfläche angepasst werden können. Bereits jetzt ist eine Vielzahl von Anlagen auf dem Markt verfügbar. Eine Produktübersicht - ohne Anspruch auf Vollständigkeit - kann Tabelle 8 entnommen werden.

Diese meist mehrstufigen Behandlungsanlagen setzen sich aus den Funktionselementen einer primären mechanisch-physikalischen Reinigungsstufe (Sedimentation), häufig mithilfe eines Hydrozyklons, gefolgt von einer chemisch-physikalischen Reinigungsstufe (Filtration) zusammen. Die Wahl der Filtrationsmaterialien und die daraus resultierenden Wirkungsmechanismen (Filtration, Adsorption, Fällung) stellen die wesentlichen Unterschiede der verschiedenen dezentralen Behandlungsanlagen dar. Bisher erfolgt die Wahl des Filtermaterials lediglich mit dem Ziel des Partikel- ggf. Schwermetallrückhaltes. Die Elimination von organischen Spurenstoffen blieb hierbei bislang unberücksichtigt.

Die kompakten (dezentralen) Verfahren eignen sich in erster Linie für den ortsnahen Einsatz im unmittelbaren Bereich des Anfalls behandlungspflichtiger Oberflächenabflüsse. Mit einigen Systemen sind künftig aber auch semizentrale oder zentrale Anwendungen möglich. Vielfach wird die flächenabhängige hydraulische Durchlässigkeit (Bezug: 15 l/(s·ha)) nicht untersucht. Angaben zur maximal anschließbaren befestigten Fläche und zur hydraulischen Durchlässigkeit zum Ende des Wartungsintervalls fehlen leider häufig. Ebenso sind die Standzeit sowie notwendige Wartungsintervalle basierend auf Laborversuchen angegeben bzw. durch die Bauartzulassung des DIBts festgelegt. Hier fehlen Erfahrungswerte durch den realen Betrieb im technischen Maßstab [Werker et al, 2011].

Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche	Reinigungsziel	Reinigungsverfahren ¹⁾						Nachgewiesene Leistungsfähigkeit
					Sed	Filt	Ads	Ion	Fäll	Bio	
Fränkische Rohrwerke Gebr. Kirchner GmbH & Co. KG	Sedi [®] -pipe	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage) Rohrförmige Sedimentationsstrecke im Dauerstau betrieben nachgeschaltete Filtration	Analog DWA-M 153 ca. 390 - 4.500 m ²	Entfernung partikulär gebundener Stoffe durch Sedimentation Filtration von Feinstpartikeln und Sorption gelöster Schadstoffe	x						Filtermedium steht bisher nicht fest fehlender Nachweis über Stoffrückhalte im praktischen Einsatz allgem. bauaufsichtli. Zulassung beantragt
	Rigo-Clean		ca. 500 - 1.000 m ²	Zwei Absetzräume, Spaltsieb	x	x					Nur Laborergebnisse
	Sedi [®] -substrator	Wie Sedi [®] -pipe mit Substratpatrone	ca. 340 - 830 m ²	Zusätzliche Filtration und Adsorption	x	x	x				Nur Laborergebnisse
Fa. 3 P Technik Filtersysteme GmbH	Hydrosystem 1000 heavy traffic	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage) dauergestautes Schachtbauwerk mit Sedimentationsraum im Aufstromverfahren betriebene Filtereinheit Filtermedium Biocalith K-Granulat, Calcium-Silikat-Hydrat	100/500 m ²	Entfernung partikulär gebundener Stoffe durch Sedimentation Filtration und Fällung gelöster Stoffe	x	x	x	x			mehrere Pilotanlagen im Betrieb DIBt-Zulassung seit 2010 Bisher wenig Betriebserfahrungen
Fa. Rehau AG & Co. KG	RAUSIKKO HydroClean	baugleich mit Fa. 3 P Technik Filtersysteme GmbH	100/500 m ²	siehe Fa. 3 P Technik Filtersysteme GmbH	x	x	x	x			DIBt-Zulassung seit 2010 Bisher wenig Betriebserfahrungen
	RAUSIKKO-Sedimentation	Sedimentationszylinder mit Tauchrohr	analog DWA-M 153 500-14.500 m ²		x						
	RAUSIKO-Schacht	Sedimentationsschacht mit Tauchrohr			x						

¹⁾ Sedimentation, Filtration, Adsorption, Ionenaustausch, Fällung, Biochemische Umwandlung

Produktübersicht über derzeit verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen ohne Anspruch auf Vollständigkeit (Stand Oktober 2011)

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche (m ²)	Reinigungsziel	Reinigungsverfahren ¹⁾						Nachgewiesene Leistungsfähigkeit
					Sed	Filt	Ads	Ion	Fäll	Bio	
Fa. Funke Kunststoffe GmbH	D-Rainclean®	einstufiges Behandlungssystem mit Filtersubstrat gefüllte Sickermulde	DWA-A 138 ca. 5-15 m ² /lfd.m Mulde	Filtration, Adsorption und Einlagerung, Ionenaustausch, Fällung und durch biologischen Abbau		x	x	x	x	x	DIBt-Zulassung seit 2006 langjährige Betriebserfahrungen liegen nicht vor
Fa. Eurofiltrator	EUROFILTRATOR	zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage) dauergestautes Schachtbauwerk mit Sedimentationsraum Hydrozyklon im Aufstromverfahren betriebene Filtereinheit Filtermedium Beton	500/1.000 m ²	Grob- und Feinstoffrückhalt durch Hydrozyklon Schwermetallfällung in Betonfilterplatte	x	x	x	x	x		wenig praktische Erfahrung
Fa. HAURATON GmbH	DRAINFIX	Sedimentations- und Filtrationsanlage (Kompaktanlage)	10,20,100 l/s	k. A.	x	x					Anlage in München
Fa. Heitker GmbH	BIOFIL	einstufiges Behandlungssystem Flächenablaufilter mit Filtersubstrat aus Mineralgemisch von Natursteinen und Zuschlagsstoffen (eisenhaltige oder organische Mineralien)	25 m ² je Modul	Rückhalt der Stoffe durch Filtration, Adsorption, Kationenaustausch, Fällung und biologischen Abbau		x	x	x	x	x	Ergebnisse der praktischen Erfahrungen liegen nicht vor, wird derzeit vom DIBt geprüft
		Sedimentationsrohr MEGAPIPE	Sedimentationsanlage	25 m ² je Modul		x	x	x			Labor (nicht abgeschlossen)
		Substrat- Filterschacht	Filterschacht mit Sedimentationsvorrichtung und Filtereinsätzen	100 m ² je Element, max. 1.000 m ²	Feststoffe und gelöste Stoffe entfernen	x	x	x			Labor (nicht abgeschlossen)

¹⁾ Sedimentation, Filtration, Adsorption, Ionenaustausch, Fällung, Biochemische Umwandlung

Produktübersicht über derzeit verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen ohne Anspruch auf Vollständigkeit (Stand Oktober 2011)

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche (m ²)	Reinigungsziel	Reinigungsverfahren ¹⁾						Nachgewiesene Leistungsfähigkeit
					Sed	Filt	Ads	Ion	Fäll	Bio	
Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Sieker mbH, Fa. Mall GmbH	Innodrain®	einstufiges Behandlungssystem Tiefbeet als Versickerungsmulde mit darunterliegender Füllkörperrigole	variabel	Reinigung durch belebte Bodenzone Filtration, Adsorption, Fällung und biologischen Abbau	x	x	x			x	Pilotelemente in Betrieb
Fa, Pecher Technik GmbH	FiltaPex®	Zweistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage) Lamellensystem mit nachgeschalteter Filterstufe	2.000 - 5.000 m ²	Mechanischer Vorbehandlung durch Rohrlamellen und Schlammfang Filterstufe	x	x	x		x		-
Fa. Mall GmbH	Substratfilter Via Plus	dreistufiges Behandlungssystem (Kompaktanlage): Hydrozyklon Porenbetonplatte Filter		Feinstoffrückhalt durch Hydrozyklon Filterplatte aus Porenbeton zur Entfernung von Partikeln und pH- Anhebung Filter zur Entfernung von MKW und Schwermetallen	x	x	x		x		noch keine praktischen Erfahrungen
	Lamellenklärer	Sedimentationsanlage mit Lamellen	530 – 1.850 m ² und 1.060 – 3.700 m ²	Sink- und Schwimmstoff- entfernung, Leichtflüssigkeits- abscheidung	x						Labor
	Sedimentations- anlage (rund)	Runde Anlage mit tangentialer Einleitung	260 – 8.200 m ²	mech. Rückhalt von Sink- und Schwimmstoffen	x						-

¹⁾ **S**edimentation, **F**iltration, **A**dsorption, **I**onenaustausch, **F**ällung, **B**iochemische Umwandlung

Produktübersicht über derzeit verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen ohne Anspruch auf Vollständigkeit (Stand Oktober 2011)

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche (m ²)	Reinigungsziel	Reinigungsverfahren ¹⁾						Nachgewiesene Leistungsfähigkeit
					Sed	Filt	Ads	Ion	Fäll	Bio	
Fa. FREYLIT Umwelttechnik GmbH	FREYLIT Parkflächen- entwässerungs- system	Schlammfang, Mineralölabscheider, Restölabscheider	variabel	Mineralölfentfernung, Kontrolle durch Probennahme mögl.	x						
	FREYLIT- Sickerschacht- einlagen	Sickerschacht mit Adsorptionsmittel				x	x				
Fa. AWAS GmbH	RiStWag-Koa- System	Wirbelabscheider mit Filterstufe	variabel		x	x					In situ
Technische Universität München, Fa. Hans Huber AG, Fa. HydroCon GmbH	Hydro Filt (Neuentwicklung für Verkehrsflächen)	mehrstufiges Filtersystem (Kompaktanlage) Partikelabscheidung durch Sedimentation und nachgeschaltetem Hydrozyklon Sorptionsfilter aus Braunkohlematerial	500 m ²	Entfernung partikulär gebundener Stoffe durch Sedimentation, Filtration und Rückhalt gelöster Stoffe wie Schwermetalle	x	x	x	x			positive Evaluierung einer Pilotanlage an stark befahrener Straße in DBU-Projekt, wird nicht vertrieben
Ingenieurgesell- schaft Prof. Dr. Siekler mbH, Fa. Funke Kunststoffe GmbH	INNOLET® (Filterpatrone)	zweistufiger Filtereinsatz für Straßeneinläufe mit Filtermedium auf Basis von Eisen(III)hydroxid	ca. 400 m ² 10 l/(s ha)	Grob- und Feinstoffrückhalt durch Filtration Schwermetallrückhalt durch Fällung	x	x	x	x			Erprobung im praktischen Betrieb Kein Rückhalt von MKW (Sommer et Lüddecke, 2010)
	INNOLET (Rinne)	Grobstoffabscheidung, Adsorptionsmaterial	400 – 500 m ²		x	x	x				
Fa. Funke Kunststoffe Beton Müller GmbH	D-RAIN Clean	Filtersubstrat für Adsorption, Kationenaustausch und Filtration	5-15 m ² /m Sickermulde	Filtration und Adsorption sowie biologischer Abbau		x	x	x		x	DIBt Zulassung
	Müller ECO Straßenwasser- filter	Bodenfilter in Betonelement	Projektspezifische Berechnung	Vorbehandlung für Zisterne oder Versickerung		x	x			x	

¹⁾ **S**edimentation, **F**iltration, **A**dsorption, **I**onenaustausch, **F**ällung, **B**iochemische Umwandlung

Produktübersicht über derzeit verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen ohne Anspruch auf Vollständigkeit (Stand Oktober 2011)

Fortsetzung Tabelle 8: Überblick über derzeit auf dem Markt verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen (Schacht-/Kompaktsysteme und Straßeneinläufe, Stand Oktober 2011)

Hersteller	Produkt	Aufbau	Anschlussfläche (m ²)	Reinigungsziel	Reinigungsverfahren ¹⁾						Nachgewiesene Leistungsfähigkeit
					Sed	Filt	Ads	Ion	Fäll	Bio	
Fa. ACO Severin Ahlmann GmbH & Co. KG	Separations- straßenablauf (SSA)	dreistufiges Behandlungs- system(Straßeneinlauf) zur Vorbehandlung	400 - 500 m ²	dreistufige Entfernung partikulär gebundener Stoffe kein Rückhalt von gelösten Stoffen	x						Pilotanlage in Herne Wenig praktische Erfahrung
Fa. Roval Umwelt Technologien mbH	Centrifoe [®]	Filtereinsatz für Straßeneinläufe	400 m ²	Schlammfang, Koaleszenzfilter	x						Labor
	Centrifoe [®] – Kombi	Filtereinsatz für Straßeneinläufe	400 m ²	wie zuvor, zusätzlich vorgeschaletete Filter- und Sedimentations- stufe und nachgeschaltetem Aktivkohlefilter	x	x	x				-
Fa. Aqua Clean GmbH	AQUAFOEL	Filtereinsatz für Straßeneinläufe Schlammfang, Koaleszenzfilter	400, 1.200 m ²	Abtrennung von Partikeln und Leichtstoff, kein Rückhalt von gelösten Stoffen	x						wenig praktische Erfahrung
Fa. ENREGIS	ENVIA-CRC	Filtereinsatz für Straßeneinläufe Schlammfang, Koaleszenzfilter	500 m ²		x						EME-Zertifikation
	Biocalith MR Filter	Bodenfiltersubstrat auf Trägerelement in Geotextil, anschließende Versickerung	200 m ²	Rückhalt von AFS, Schwermetallen , gelöste Stoffe		x	x	x		x	Gutachten TU Darmstadt
Fa. Paul Schreck GmbH	GIGANT	Filtersack für Straßeneinläufe und Versickerungsschächte	200 m ²	mechanische Abtrennung von Grob- und Feinstoffen Filterwirkung für gelöste Stoffe, wenn Filterkuchen	x	x					Gelöste Stoffe werden erst durch Filterkuchen entfernt, neigt zur Kolmation

¹⁾ **S**edimentation, **F**iltration, **A**dsorption, **I**onenaustausch, **F**ällung, **B**iochemische Umwandlung

Produktübersicht über derzeit verfügbare dezentrale Regenwasserbehandlungsanlagen ohne Anspruch auf Vollständigkeit (Stand Oktober 2011)

2.6 Potentielle Filtermaterialien für den Rückhalt von organischen Spurenstoffe aus Verkehrsflächenabflüssen

Potentielle Filtermaterialien zum Rückhalt von organischen Stoffen aus Verkehrsflächenabflüssen müssen einerseits organische Stoffe durch physikalische Wechselwirkungen adsorbieren bzw. chemisch binden, andererseits müssen sie auch unempfindlich gegenüber Streusalz sein. Sind solche Filtermaterialien geeignet, neben organischen Stoffen auch Schwermetalle zu sorbieren, so darf keine Remobilisierung der Schwermetalle durch Streusalz erfolgen. Die Filtermaterialien müssen eine hohe Festigkeit aufweisen und dürfen bei der Anwendung nicht quellen.

Die gesuchten potentiellen Filtermaterialien sollen insbesondere PAK, MKW und MTBE/ETBE aus Verkehrsflächenabflüssen eliminieren.

Zeolithe eignen sich nur bedingt zur Sorption von organischen Stoffen. *Erdem-Senatar et al.* (2004) konnte 8,71 mg MTBE /g auf Zeolite beta (CP 811E-150) adsorbieren. *Stefan* (2008) sogar 38,1 mg MTBE/g auf Zeolith ZSM-5 Granulat. Jedoch sind reine Zeolithe für den Einsatz zur Entfernung von hydrophoben organischen Stoffen wie PAK und MKW wenig geeignet. Daher erprobten *Groffman et al.* (1992) verkohlte Zeolithe zur gleichzeitigen Entfernung von organischen und anorganischen Stoffen, jedoch mit geringem Erfolg. Es sollte eine Kombination aus lyophiler und lyophober Oberfläche geschaffen werden, mit der sowohl organische wie auch anorganische Stoffe adsorbiert werden können. *Lemić et al.* (2007) berichten von PAK-Sorption aus Wasserdampf mittels mit kationischen Tensiden (hier: Stearyldimethylbenzylammoniumchlorid) vorbehandeltem Klinoptilolith. Limitierend hierbei ist die Löslichkeit der PAK in Wasser. Phenanthren konnte mit 40 mg/kg, Fluoren mit 44 mg/kg, und Fluoranthen 64 mg/kg adsorbiert werden. Wenn eine Sorptionsstelle mit einem PAK besetzt wird, kann ein stärker hydrophobes PAK dieses verdrängen [*Lemić et al.*, 2007].

Die Entfernung von toxischen organischen Stoffen mit natürlichen und chemisch vorbehandelten Tonmineralien ist vielseitig untersucht [*Mortland et al.*, 1986; *Boyd et al.*, 1988; *Srinivasan und Fogler*, 1990; *Phillips et al.*, 1995; *Clark et al.*, 1998]. Tonmineralien besitzen eine geringe Permeabilität und sind gewöhnlich hydrophil. Sie eignen sich daher nur bedingt zur Entfernung organischer hydrophober Bestandteile wie PAK [*Ribeiro et al.*, 2000]. Jedoch kann durch eine gezielte Vorbehandlung mit oberflächenaktiven organischen Stoffen die Hydrophobizität erhöht werden. Damit steigt die Sorptionsfähigkeit für hydrophobe Stoffe [*Brixie und Boyd*, 1988; *Cadena et al.*, 1990; *Smith und Jaffe*, 1994; *Mercier und Detellier*, 1995; *Ake et al.*, 2003; *Smith et al.*, 2003; *Wiles et al.*, 2005; *Oyanedel-Craver et al.*, 2007]. Beispiele sind der Einsatz kationischer Tenside, bei denen durch Ionenaustausch mit quartären Ammoniumkationen die austauschbaren Kationen der Tonminerale ersetzt werden [*Cadena et al.*, 1990; *Ake et al.* 2003; *Smith et al.*, 2003; *Oyanedel-Craver et al.*, 2007]. Ebenso ist der Zusatz von Hydroxylaluminium-Polymeren bekannt [*Srinivasan et al.* 1985].

Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Schwermetallen und organischen Verbindungen nimmt die Sorptionskapazität des mit quartären Ammoniumverbindungen vorbehandelten Bentonit für organische Stoffe ab [*Oyanedel-Craver et al.*, 2007].

Zur Entfernung von PAK mittels Metalloxiden und -hydroxiden gibt es wenige Untersuchungen. Eine Sorption hydrophober organischer Stoffe wie PAK ist ohne Modifikation aufgrund der polaren Struktur des Sorbenten nicht zu erwarten. *Angove et al.* (2002) untersuchten die Sorption von Anthracen an unbehandeltem Goethit und an Goethit in Anwesenheit von Benzylcarboxylaten. Eine Sorption von Anthracen an unbehandeltem Goethit fand nicht statt. Durch die Zugabe von Phthalat kann 40 % des zugesetzten Anthracens sorbiert werden. Es findet eine Komplexbildung zwischen Phthalat und Goethit statt. Dadurch wird die Hydrophobizität erhöht und Anthracen kann sorbiert werden. Für die praktische Umsetzung als Medium zur Entfernung von organischen und anorganischen Stoffen aus Niederschlagsabflüssen ist dieser Ansatz ungeeignet.

Organische Stoffe können von Biosorbentien durch Ad- und Absorption gebunden werden. Die Absorption beruht auf Kapillarkräften. Die Adsorption basiert auf der spezifischen Oberfläche des Adsorbents und den hydrophoben Aktivitäten zwischen Sorbat und Sorbent. Der Sorptionsmechanismus ist dabei von der Hydrophobizität, der Porosität, der Molekularstruktur von Sorbat und Sorbent und dem Volumen des Sorbenten abhängig [Ribeiro, 2000].

Zur Entfernung organischer Schadstoffe wie PAK sind Pflanzenmaterial oder abgestorbenes Pflanzenmaterial [Ribeiro et al., 2000; Deschamps et al., 2003; Khan et al., 2004], Holzfasern [Mackay und Gschwend, 2000; Boving und Zhang, 2004; Widdowson et al., 2005], Torf [Ribeiro et al., 2000], Reisschalen, Kokosnusssfasern und Bagasse [Khan et al., 2004] bekannt. Ebenso kann Cellulose zur Entfernung von PAK eingesetzt werden [Wang et al., 2007; Jonker, 2008]. Es gibt keine weitreichenden Studien zur Bestimmung der maximalen Sorptionskapazitäten für PAK und MKW mit den Biosorbentien und keine für MTBE.

Auf der Suche nach potentiellen Sorbentien, die sowohl Schwermetalle als auch organische Schadstoffe aus Niederschlagsabflüssen entfernen können, bieten sich kohlehaltige Materialien wie Aktivkohle, Braunkohle und Steinkohle an.

Aktivkohle wird vor allem zur Entfernung von organischen Stoffen aus Trinkwässern eingesetzt. Aber auch ihr Potential zur Entfernung der Schwermetalle ist untersucht. Aktivkohle wird durch Verkokung und oxidative, thermische Aktivierung aus verschiedenen pflanzlichen, tierischen, mineralischen oder petrochemischen Stoffen hergestellt. Als Ausgangsmaterialien dienen dabei z. B. Holz, Torf, Kokosnussschalen, Obstkerne, Olivenpressrückstände, Braunkohle, Steinkohle Holzkohle oder Knochenkohle, Hühnerabfälle [Wu et al., 1999b; Galiatsatou et al., 2002; Mohan und Pittmann Jr., 2006; Cui et al., 2007; Koutcheiko et al., 2007].

Aktivkohle besteht überwiegend aus Kohlenstoff (meist > 90 %) mit hochporöser Struktur mit Mikroporen (< 2nm), Mesoporen (2-50 nm) und Makroporen (> 50 nm) [IUPAC, 1972]. Der Anteil der Mikroporen an der gesamten inneren Oberfläche nimmt meist mehr als 95 % ein. In ihnen findet der Hauptanteil der Sorptionsreaktionen statt. Die Poren sind wie bei einem Schwamm untereinander verbunden. Die innere Oberfläche beträgt zwischen 300 und 2000 m²/g je nach Aktivierungsbedingungen. Jedoch kann auch wie bei allen anderen porösen Sorptionsmaterialien nur ein Teil der inneren Oberfläche zu Sorptionsreaktionen genutzt werden [Murakami et al., 1997; Schieferstein et al., 2002]. Die effektiv nutzbare

Oberfläche hängt vom Moleküldurchmesser des Adsorptivs ab: Adsorptivmoleküle können nur in ausreichend große Poren eindringen.

Die Sorption an Aktivkohle beruht im Wesentlichen auf Physisorption aufgrund von hydrophoben Wechselwirkungen bzw. van-der-Waals-Kräften. Je nach Herstellungsprozess und Vorbehandlung kann auch Chemisorption stattfinden. Auf der Oberfläche befinden sich Carboxyl- und Hydroxy- bzw. Phenolgruppen. Daher ist Aktivkohle sowohl zur Entfernung von organischen Schadstoffen wie auch Schwermetallen aus Niederschlagsabflüssen interessant. Jedoch ist Aktivkohle in wässrigen Medien für Schwermetalle weniger effektiv als für organische Stoffe. Dies beruht auf den relativ unpolaren Eigenschaften von Aktivkohle [Yin et al., 2007].

Aktivkohle wird in fünf Klassen eingeteilt: Aktivkohle-Puder (PAC), granuliert Aktivkohle (GAC), Aktivkohle-Fasern (ACF), Aktivkohle-Tücher (ACC) und Aktivkohle-Nanoröhren (CNT). CNT sind eine Neuentwicklung, die sich vor allem durch eine große Anzahl an Hydroxyl- und Carboxylgruppen auszeichnen [Wang et al., 2007].

Alternativ zu Aktivkohle, deren Herstellung aufwendig ist, können Braunkohlekoks oder Steinkohlekoks, die in zahlreichen Ländern in großen Mengen verfügbar sind, eingesetzt werden. Braunkohlen und Steinkohlen haben nach ihrer Verkokung (Aktivierung) eine große Anzahl an Carboxyl-, Hydroxyl- sowie phenolischen Gruppen und somit ein großes Ionenaustauschpotential für Schwermetalle [Lafferty und Hobday, 1990; Jochová et al., 2004].

Aktivkohle und andere kohlenstoffhaltige Materialien sind bekanntermaßen geeignet zur Entfernung von hydrophoben organischen Substanzen, vor allem Schwarzkohle, Steinkohle, Kerogen und Aktivkohle [Allen-King et al., 2002; Huang et al., 2003; Cornelissen et al., 2005; Lohmann et al., 2005; Koelmans et al., 2006; Pikaar et al., 2006].

Die Adsorption der hydrophoben organischen Stoffe wird meist mittels Freundlich-Isotherme (meist Phenanthren, siehe Cornelissen et al., 2005; Koelmans et al. 2006) quantifiziert. In einer Arbeit von *Pikaar et al.* (2006) wird dargestellt, dass es zwei bis drei Stufen von Sorptionen gibt: (1) einen ersten Teil mit unverzögerter Sorption an der äußeren, verfügbaren Oberfläche, (2) einen zweiten, abgestuften Prozess an der inneren Oberfläche in den Mikroporen, der durch Diffusion limitiert ist und (3) eine konstante Stufe, in der die wässrige Phase nicht länger mit der Aktivkohle in Wechselwirkung tritt [Choi et al., 2007]. Nicht alle drei Stufen müssen zwingend sein, in der Regel sind die ersten beiden Stufen entscheidend für die maximale Sorption [Pikaar et al., 2006; Choi et al., 2007]. Generell nimmt die Sorption der PAK an Aktivkohle mit abnehmender Löslichkeit der PAK zu [Valderrama et al., 2007; Ahn et al., 2008]. Unter natürlichen Bedingungen, d.h. unter Anwesenheit von organischer Substanz kann die Effektivität und die Lebensdauer von Aktivkohle drastisch abnehmen [Hopman et al., 1994; Hale und Aneiro, 1997].

Es gibt eine Vielzahl an Publikationen zur Entfernung von PAK bzw. einzelnen PAK-Komponenten sowie anderen Kohlenwasserstoffen mit Aktivkohle [Szczygieł und Szyja, 2004; Pikaar et al., 2006; Ania et al., 2007; Choi et al., 2007; Gotova et al., 2007; Valderrama et al., 2007]. Hier ist ebenso wie bei der Sorption von Schwermetallen eine oxidative Vorbehandlung der Aktivkohle beispielsweise mit Salpetersäure (HNO_3) von Vorteil. So kann

die Sorptionskapazität für Phenanthren beispielsweise von 0,11 mg/g auf 1,85 mg/g erhöht werden. Dies kann mit Zunahme der Carboxylgruppen auf der Oberfläche der Aktivkohle erklärt werden. Carboxylgruppen begünstigen die Sorption von Phenanthren. Phenanthren ist ein nichtlineares PAK mit intensiven Elektronen-Donor-Eigenschaften. Durch Abgabe eines π -Elektrons kann sich ein Kation-Radikal ausbilden. Dies wiederum kann durch die Carboxylgruppen stabilisiert werden. Der molekulare Durchmesser von Phenanthren ist 0,8 nm. d.h. die Sorption findet nur an der äußeren Oberfläche statt.

Die Selektivität von Aktivkohle bezüglich Phenanthren steigt mit abnehmender Partikelgröße, mit steigender Aktivkohle-Dosis, und mit abnehmender Ausgangskonzentration an Phenanthren [Ahn et al., 2008]. Versuche mit Knochenkohle unterschiedlicher Körnung ergaben eine maximale Sorptionskapazität für Phenanthren von 0,34 mmol/g für die Korngrößenverteilung 0,42 bis 0,84 mm.

Tabelle 9: Zusammenstellung verschiedener literaturbekannter Adsorptionskapazitäten für MTBE

Adsorbent		MTBE Adsorptionskapazität (mg/g)		Literatur	
		bei $C_0 =$ 100 $\mu\text{g/l}$	bei $C_0 =$ 1000 $\mu\text{g/l}$		
Aktiv- kohle	kohlebasierend	Centaur	0,174 ^{a)}	5,44 ^{a)}	Erdem et al., 2004
		Filtrisorb 400	-	3,1 ^{b)}	Davis and Power, 2000
	holzbasierend	Picazine	0,09 ^{c)}	0,6 ^{c)}	Knappe et al., 2007
	auf Kokosnuss- schale basierend	G219	1,5 ^{c)}	5,3 ^{c)}	Knappe et al., 2007
		CC-602	4,8 ^{c)}	14 ^{c)}	Knappe et al., 2007

a) Konzentration an MTBE und das Verhältnis zwischen Feststoff (Adsorbent) und Flüssigkeit (Lösung) variierten während der Adsorption

b) 40 mg Adsorbent in 40 ml MTBE-Lösung für 24 Stunden gerührt

c) keine genaue Information

* Die in der Tabelle enthaltenen Daten zur Adsorptionskapazität stellen nicht die maximale Adsorptionskapazität der Adsorbentien dar. Sie sind die Adsorptionskapazität bei der spezifischen Konzentrationen C_e . Die Konzentration C_e ist die MTBE-Konzentration in der Lösung nach Ablauf der erforderlichen Schüttelzeit.

3 Laborversuche

3.1 Material und Methoden

3.1.1 Allgemeines

Alle Standards und künstlichen Lösungen wurden mit deionisiertem Wasser mit einem spezifischen Widerstand von mindestens 15 M Ω /cm angesetzt.

Nach Untersuchung des pH-Einflusses auf die Adsorption der organischen Stoffe an verschiedenen Materialien (siehe Kapitel 3.2.1) wurden alle Laborversuche bei pH 7,0 durchgeführt. Hierzu wurde die jeweilige Versuchslösung mit einer Pufferlösung aus Dihydrogenphosphat/Hydrogenphosphat (KH₂PO₄/Na₂HPO₄) auf pH 7,0 eingestellt.

Die Pufferlösung bestand aus:

- 0,066 molarer Kalium-Dihydrogenphosphat-Lösung (KH₂PO₄)
- 0,066 molarer Natrium-Hydrogenphosphat-Lösung (Na₂HPO₄)

Hierzu wurden 1,74 g KH₂PO₄ und 7,23 g Na₂HPO₄ in einem Liter deionisiertem Wasser gelöst. Von dieser Puffer-Stammlösung wurden 100 ml in einem 500 ml Messkolben mit deionisiertem Wasser aufgefüllt.

Es wurden für alle Versuche Glasgefäße eingesetzt, die mit Aceton (pro analysis) vorgereinigt, mit deionisiertem Wasser gespült und getrocknet wurden.

Alle Chemikalien, mit Ausnahme von MTBE, wurden von der Firma VWR International GmbH bezogen, außer es ist explizit anders angegeben.

MTBE (\geq 99.9 %, GC grade) wurde von der Fa. Sigma-Aldrich Chemie GmbH oder von der Dr. Ehrenstorfer GmbH bezogen.

Alle Laborversuche wurden mindestens als Duplikate ausgeführt. Die angegebenen Werte sind Mittelwerte der Mehrfachbestimmungen.

3.1.2 Eingesetzte Sorptionsmaterialien für die Laborversuche zum Rückhalt der organischen Stoffe

Es wurden bisher sechs verschiedene Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische zum Rückhalt von PAK, MKW und MTBE untersucht: Aktivierter Braunkohlekoks (RWE Power AG, Deutschland), die Aktivkohle Filtrasorb 300 (Chemviron Carbon GmbH, Deutschland), Tixosorb (Mischung zwischen Bentonit und mit tertiären Aminen dotiertem Bentonit (Süd-Chemie AG, Deutschland), Eisenschwamm (Gongyi Fengtai Refractories Abrasive & Trade Co., Ltd, China) sowie zwei Adsorptionsgemische Sorp1 und Sorp2., die derzeit im Behandlungssystem der Fa. Dr. Pecher AG eingesetzt sind. Die Materialien Sorp1 und Sorp2 sind Gemische verschiedener adsorptiv wirksamer Substanzen wie aktiviertes granuliertes Aluminiumoxid (Al₂O₃), Eisenoxid (Fe₂O₃), Porenbeton sowie Aktivkohle. Die Materialgemische Sorp1 und Sorp2 unterscheiden sich hierbei in dem Mischungsverhältnis der jeweiligen Einzelstoffe.

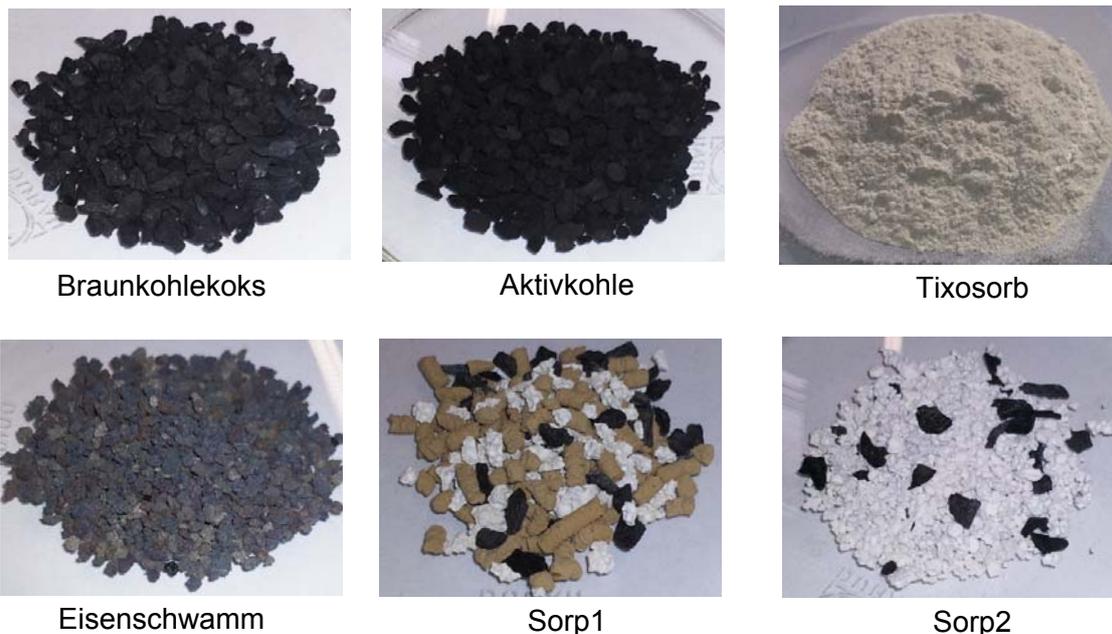


Abbildung 6: Eingesetzte Adsorptionsmaterialien bzw. -gemische

Der Ursprung bzw. die Herstellung der verschiedenen Sorptionsmaterialien sind sehr unterschiedlich, damit auch die Sorptionsoberflächen. Der aktivierte Braunkohlekoks stammt aus der Braunkohleaufbereitung, Aktivkohle Filtrasorb 300 wird aus bituminöser Kohle hergestellt. Tixosorb ist ein organophiler Ton, bei dem ein Teil der in Zwischenschichten befindlichen Ca^{2+} -Ionen durch quaternäre Ammoniumverbindungen (Dimethyl-diocta-decyl ammonium (DMDO)) ausgetauscht sind (Stockmeyer et al., 1995). Der Eisenschwamm wird durch Reduktion von Magnetit mit Wasserstoff hergestellt.

Die Materialien wurden mehrmals bei Raumtemperatur mit deionisiertem Wasser gewaschen, um Feinanteile zu entfernen. Danach wurden die Materialien bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der Braunkohlekoks und die Aktivkohle wurden anschließend gesiebt und eine Fraktion von 1-2,5 mm hergestellt. Für die Sorptionsmaterialien Sorp1 und Sorp2 erfolgte keine vorhergehende Aufbereitung. Diese Stoffgemische wurden entsprechend der Zusammensetzung, wie sie in den FiltaPex[®]-Systemen eingebaut werden, für die Laborversuche eingesetzt.

Tabelle 10 und Tabelle 11 zeigen die Analysen der eingesetzten Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle, Eisenschwamm und Tixosorb sowie der zwei untersuchten Adsorptionsgemische Sorp1 und Sorp2.

Tabelle 10: Elementaranalyse der eingesetzten Materialien

	Braunkohlekoks	Aktivkohle	Eisenschwamm	Tixosorb	Sorp1	Sorp2
C	88,40%	87,88%	0,30%	19,28%	7,09%	4,98%
H	0,30%	0,30%	<0,1%	4,02%	1,41%	1,35%
N	0,30%	0,60%	<0,1%	0,71%	<0,1%	<0,1%
S	0,30%	0,70%	-	-	<0,1%	<0,1%

Tabelle 11: Physikalische Eigenschaften der eingesetzten Materialien

		Braunkohle- koks	Aktiv- kohle	Eisen- schwamm	Tixosorb	Sorp1	Sorp2
BET Spezifische Oberfläche	m ² /g	262	836	< 1	5,5	36	124
Porenvolumen	cm ³ /g	0,2796	0,3874	0,0268	-	-	-
Mittlerer Porendurchmesser, basierend auf Porenvolumen	nm	312,92	129,4	4141	-	-	-
Volumen < 25 nm basierend auf Porenweite	cm ³ /g	0,031	0,134	0,0032	-	-	-
25-100 nm		0,038	0,050	0	-	-	-
100-200 nm		0,040	0,022	1,00E-04	-	-	-
> 200 nm		0,171	0,176	0,023	-	-	-
Porosität	%	51,22	60,84	12,36	-	-	-

Braunkohlekoks und Aktivkohle haben eine ähnliche elementare Zusammensetzung. Der Kohlenstoffgehalt bei Braunkohlekoks liegt mit 0,5 % geringfügig höher als bei der Aktivkohle. Einen für Bentonite hohen Kohlenstoffgehalt weist auch Tixosorb auf, der durch tertiäre Amine modifiziert wurde. Von allen Adsorbentien hat Aktivkohle die größte spezifische Oberfläche, die größte Porosität und das größte Porenvolumen. Während bei Braunkohlekoks der Hauptanteil an Porenvolumen durch Poren < 200 nm bedingt ist, liegt bei Aktivkohle eine Mischung unterschiedlicher Porengrößen vor. Eisenschwamm besitzt mit 4.141 nm den größten Porendurchmesser

3.1.3 Analysen

Tabelle 12 gibt einen Überblick über die eingesetzten Analysemethoden:

Tabelle 12: Analysemethoden

Parameter	Bestimmungs- grenze	Messungengenauigkeit (Bereich)	Analysemethode
Methyl- <i>tert</i> -butylether (MTBE)	0,1 µg/l	± 1 µg/l (< 100 µg/l) ± 10 µg/l (> 100 µg/l)	DIN 38407 F9
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	0,1 mg/l	± 10 %	DIN EN ISO 9377-2
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) bzw. Naphthalin	0,1 µg/l	± 0,01 µg/l	DIN 38407 F8
pH-Wert	-	± 0,1	DIN 38404 DEV C5
TOC	0,5 mg/l	± 0,01 mg/l	DIN EN 1484 DEV H3

PAK

Zur Bestimmung von Naphthalin als repräsentatives PAK wurden die Adsorbentien nach den Versuchen mittels Filtration über einen Glasfaserfilter abgetrennt. 1 l des Filtrats wurde für 12 Stunden mit 10 ml Cyclohexan (LiChrosolv®) extrahiert. Anschließend wurde die Cyclohexanphase in ein Vial überführt und mittels GC/MS (Fa. Varian, CP-3800, Saturn 2200) analysiert.

Zur Analyse der Proben im Messbereich 1-75 µg/l wurden 5 µl Probe splitless bei 60°C injiziert. Die Trennsäule hatte folgende Spezifikationen: Varian FactorFour-Säule, Länge 30 m, Innendurchmesser 0,25 mm, DF = 0,25 mm, EZ-Guard: 5 m. Das Säulenprogramm: 60°C, (0 min Haltezeit), mit 200 °C/min auf 100 °C (1 min), mit 200 °C/min auf 300 °C (3 min), bei einem Flow von 1 ml/min (Helium als Trägergas). Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle im EI-Modus, Scan der charakteristischen Masse 128, Scan Time 0,5 sec. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung über externe Standards. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 µg/l.

Die Analyse der Proben im Meßbereich 100 µg/l bis 10.000 µg/l erfolgte über die selbe Säule, jedoch mit einer Splitmethode, bei der 1 µl Probe eingespritzt wurde, der Split war im Verhältnis 1:10 offen. Injektortemperatur: 250 °C. Das Säulenprogramm: 60 °C (0,50 min), mit 20 °C/min auf 200 °C (5 min), bei einem Flow von 1 ml/min (Helium als Trägergas).

Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle im EI-Modus, Scan der charakteristischen Masse 128, Scan Time 0,5 sec. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung über externe Standards.

MTBE

Die Analyse von MTBE erfolgte nach Filtration über einen Glasfaserfilter mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie (GC/MS) (Gerät: Saturn 2200 von Varian mit Headspace-Sampler CombiPAL von CTC Analytics AG). Zur Probenvorbereitung wurde ein 20 ml Headspace-Vial mit 4 g NaCl befüllt, 10 ml Probe zugegeben, sofort verschlossen und 10 min geschüttelt. Bei hohen Konzentrationen wurden nur 100 µl der Probe ins Vial pipettiert.

Zur Analyse wurden 900 µl (hohe Konz. 400 µl) des Headspace-Raumes in den Split-Injektor des GC bei 150 °C injiziert; je nach zu erwartender Konzentration lag das Splitverhältnis bei 1:2 bis 1:30. Die Trennsäule hatte folgende Spezifikation: DB-1, Länge 30 m, Innendurchmesser 0,25 mm, Belegung 2 µm, das Säulenprogramm: 80 °C (1 min), mit 12 °C/min auf 155 °C, danach mit 40 °C/min auf 220 (9 min) bei einem Flow von 1,5 ml/min (Helium als Trägergas). Die Detektion erfolgte mit einer Ionenfalle im EI-Modus, Scan im Massenbereich 54 bis 89 u, Scan Time 0,4 sec. Die Quantifizierung erfolgte durch Auswertung der Peakflächen der charakteristischen Masse 73 über externe Standards. Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 µg/l.

MKW

Stellvertretend für die Stoffgruppe der MKW wurde Heizöl EL [DIN 51603-1, 2008] als Modellschadstoff eingesetzt. Dieses enthält die mit dem Kohlenwasserstoffindex analysierten MKW-Fraktionen der Kettenlänge C_{10} bis C_{40} . Heizöl EL wird neben der Prüfung von Öl- und Benzinabscheidern ebenfalls im Rahmen des DIBt-Zulassungsverfahrens für Niederschlagsbehandlungsanlagen [DIBt, 2011] eingesetzt. Hinsichtlich der in der Realität zu erwartenden Tropfverluste von Kraftfahrzeugen zeigt Heizöl EL aufgrund seiner geringeren Viskosität ein mobiles Verhalten und stellte damit höhere Anforderungen an das Behandlungssystem [Dierkes et al., 2005].

In den Analysen wurde der Kohlenwasserstoff-Index in mg/l bestimmt. Bei der Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index mittels GC-FID handelt es sich um die Summe der Konzentrationen, der mit einem Kohlenwasserstoff-Lösemittel (Siedepunkt zwischen 36 und 69 °C) extrahierbaren Stoffe, die an Florisil nicht adsorbieren und die mit Retentionszeiten zwischen denen von n-Decan ($C_{10}H_{24}$) und n-Tetracontan ($C_{40}H_{82}$) chromatographisch bestimmt werden können (EN ISO 9377-1 und 2, 2001). Die Bestimmungsgrenze lag bei 0,1 mg/l.

Die wässrigen Proben werden nach Einstellung des pH-Werts auf 2 und Zugabe von ca. 80 g Magnesiumsulfat-Heptahydrat und 25 ml RTW-Gebrauchslösung extrahiert. Das Extrakt wird in ein Vial überführt und mit 2 g Florisil versetzt. Von diesem Extrakt werden 5 ml abgenommen, auf unter 1 ml eingeeengt und mit Iso-Hexan auf 1 ml aufgefüllt. Die MKW-Konzentrationen werden dann mittels Gaschromatograph (Thermo Trace GC Ultra mit FID-Detektor, Analytische Trennsäule: Column UFM M-1/0,25/5x 0,32 Det) gemessen.

3.1.4 Sorptionsversuche

3.1.4.1 Sorptionsversuche PAK

Für die Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 2 g Sorptionsmaterial mit 100 ml Naphthalin-Lösung (Naphthalin als Repräsentant für PAK) in der Pufferlösung in einem Glasgefäß 24 h lang über Kopf bei einer Drehzahl von 21 min^{-1} geschüttelt (siehe Abbildung 7). Naphthalin-Anfangskonzentrationen zwischen 1 µg/l und 15 mg/l wurden eingesetzt. Anschließend wurde über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) filtriert. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22 \pm 2 \text{ °C}$) durchgeführt. Die Löslichkeit von Naphthalin in Wasser liegt bei 32 mg/l bei 20 °C.



Abbildung 7: Für die Versuche eingesetzter Überkopfschüttler

Zur Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurde eine Naphthalin-Pufferlösung von 100 µg/l in deionisiertem Wasser eingesetzt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0, 5, 10, 30, 60, 120 und 150 min über Kopf schütteln bei 21 min⁻¹ analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte Naphthalin-Konzentration in der wässrigen Phase nach Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) bestimmt.

3.1.4.2 Sorptionsversuche MTBE

Für die Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 2 g Sorptionsmaterial mit 100 ml MTBE-Lösung in der Pufferlösung in einem Glasgefäß 24 h lang über Kopf bei einer Drehzahl von 21 min⁻¹ geschüttelt. MTBE-Anfangskonzentrationen zwischen 2 µg/l und 15 g/l wurden eingesetzt.

Anschließend wurde über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) filtriert. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur (22 °C ± 2 °C) durchgeführt. Die Löslichkeit von MTBE in Wasser liegt bei 42 g/l bei 20 °C.

Zur Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurde eine MTBE-Pufferlösung von 100 µg/l, 10 mg/l und 100 mg/l in deionisiertem Wasser eingesetzt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0, 5, 10, 30, 60, 120 und 150 min über Kopf schütteln analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte MTBE-Konzentration in der wässrigen Phase nach Filtration über einen Glasfaserfilter (Whatman GF/C 1,2 µm) bestimmt.

3.1.4.3 Sorptionsversuche MKW

Für die Stoffgruppe der Mineralölkohlenwasserstoffe erfolgte im Gegensatz zu den vorhergehenden Batchversuch die Bestimmung der Sorptionsisotherme sowie der Sorptionskinetik in Säulenversuchen (Abbildung 8).

Maßgeblicher Grund hierfür waren zum einen Probleme bei der Abtrennung des Sorptionsmaterials von der flüssigen Phase. Mittels der üblichen Vakuumfiltration über Glasfaserfilter war keine zufriedenstellende Trennung der flüssigen Phase vom

Sorptionsmaterial möglich. Es zeigte sich sehr deutlich, dass sich aufgrund der hydrophoben Eigenschaft noch nicht adsorbierte Kohlenwasserstoffe während des Filtrierens auf das Sorptionsmaterial legten und sich dort ein oberflächiger MKW-Film bildete. Dieser zusätzliche Rückhalt beeinflusst die Bilanzierung des Gesamtrückhalts außerordentlich, d.h. die Adsorptionsleistung des Sorptionsmaterials wurde wesentlich höher eingeschätzt als sie tatsächlich war.

Ferner bestand während des Schüttelns die Schwierigkeit das Sorptionsmaterial und die MKW in ausreichendem Kontakt zu bekommen, da die Kohlenwasserstoffe aufgrund der geringeren Dichte aufschwimmen und sich das Sorptionsmaterial eher in Bodennähe sammelt. Aus diesen Gründen wurden die Adsorptionsversuche nicht im Batch- sondern im Säulenversuch durchgeführt. Das durch zwei Glasfritten (Porenweite 0) in der Säule gehaltene Sorptionsmaterial wurde aufwärts durchströmt.

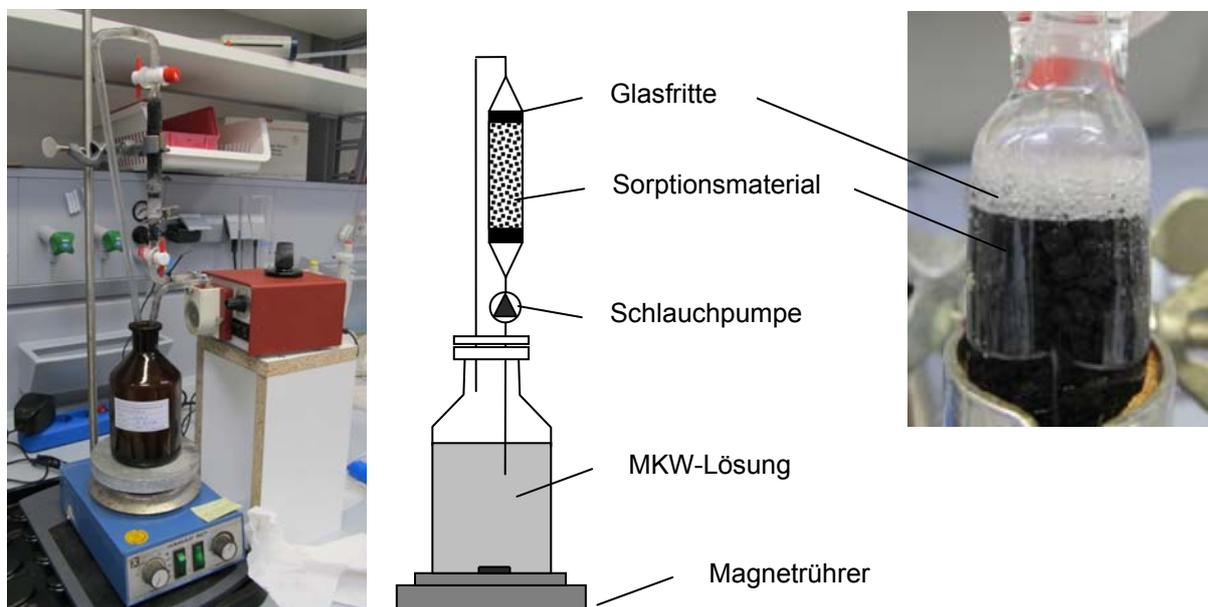


Abbildung 8: Versuchsaufbau Adsorptionssäule

Zur Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität wurden 5 g Sorptionsmaterial mit 500 ml Heizöl-Lösung (Heizöl EL als Repräsentant für MKW) in Pufferlösung in einer Glassäule 24 h lang aufwärts durchströmt. Heizöl-Anfangskonzentrationen zwischen 500 und 25.000 mg/l wurden eingesetzt. Alle Experimente wurden bei Raumtemperatur ($22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$) durchgeführt.

Für die Bestimmung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurden 5 g Sorptionsmaterial mit 500 ml Heizöl-Lösung mit einer Konzentration von 100 mg/l in einer Glassäule aufwärts durchströmt und die Adsorption nach den Reaktionszeiten 0, 5, 10, 15, 30, 60, 120 min analysiert. Hierzu wurde die nicht adsorbierte MKW-Konzentration in der wässrigen Phase bestimmt.

Das Sorptionsmaterial Tixosorb konnte nicht mittels der Adsorptionssäulen untersucht werden. Das pulverförmige Tixosorb führte zur Verstopfung der Glasfritten innerhalb der Glassäule.

3.1.5 Sorptionsisotherme nach Freundlich und Langmuir

Zur Beschreibung der maximalen Adsorptionskapazität wurden die Modelle nach Freundlich und nach Langmuir verwendet. Bei Adsorptionsisothermen besteht das Gleichgewicht zwischen Adsorption und Desorption an einer Oberfläche (allgemeiner an einer Grenzfläche). Sie stellen die an der Oberfläche gebundene Stoffmenge (das Sorbat) in Abhängigkeit von der in der Lösung befindlichen Stoffmenge dar. Adsorptionsisothermen werden durch Adsorptionsversuche ermittelt, d.h. ein unbelasteter Sorbent wird in Kontakt gebracht mit einer Lösung, die den zu betrachtenden Stoff enthält.

Freundlich-Isotherme (Gleichung 2 bzw. 3):

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (2)$$

$$\log q_e = \log K_f + 1/n \cdot \log C_e \quad (3)$$

mit

q_e	mg/g	Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
K_f	(mg/g) (l/mg) ^{1/n}	Freundlich-Sorptionskoeffizient
$1/n$	-	Freundlich-Exponent
C_e	mg/l	Konzentration des Sorbats in Lösung

Freundlich-Isothermen [Freundlich, 1907] tragen der Tatsache Rechnung, dass bei stärkerer Beladung der Sorptionsoberflächen des Sorbenten nur weniger Sorbat aufgenommen werden kann. Aufgrund des Potenz-Wachstums kann jedoch eine vollständige Beladung der Oberflächen nicht abgebildet werden. Dies ist praktisch für Isothermen zutreffend, da der Sättigungsdruck des Adsorbens vergleichsweise hoch ist oder nicht erreicht werden kann (superfluide Medien).

Die Langmuir-Isotherme [Langmuir, 1932] ist das einfachste Sorptionsmodell. Es werden die Annahmen getroffen, dass Adsorption in einer einzelnen molekularen Schicht stattfindet, alle Sorptionsplätze gleichwertig sind, die Oberfläche gleichförmig ist und es keine Wechselwirkungen zwischen benachbarten Sorptionsplätzen und den adsorbierten Teilchen gibt. Die Langmuir-Isotherme kann eine maximale Beladung der Sorptionsoberflächen abbilden und ist damit Ausgangsbasis für weitere Adsorptionsmodelle.

Langmuir-Isotherme (Gleichung 4 bzw. 5):

$$q_e = q_m \cdot K_L C_e / (1 + K_L C_e) \quad (4)$$

$$C_e/q_e = 1/(K_L \cdot q_m) + C_e/q_m \quad (5)$$

mit

q_e	mg/g	Beladung des Sorbents (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
K_L	l/μg	Langmuir-Sorptionskoeffizient
q_m	mg/g	maximal sorbierbare Konzentration des Sorbats (Masse Sorbat bezogen auf Masse Sorbent)
C_e	mg/l	Konzentration des Sorbats in Lösung

3.2 Ergebnisse und Diskussion

3.2.1 Vorversuche zur pH-Abhängigkeit

Im ersten Schritt wurden Vorversuche zur pH-Abhängigkeit der Sorption von PAK, MKW und MTBE durchgeführt. In Vorversuchen wurden jeweils 5 g Sorptionsmaterial in 500 ml destilliertem Wasser für 24 Stunden gerührt und der pH-Wert aufgezeichnet. Für die Sorptionsmaterialien war festzustellen, dass bei Wasserzugabe der pH-Wert bereits innerhalb weniger Minuten deutlich ansteigt (Abbildung 9). Die größte pH-Änderung zeigte Braunkohlekoks mit einem pH-Wert von ca. 10,5 nach bereits 2 Stunden.

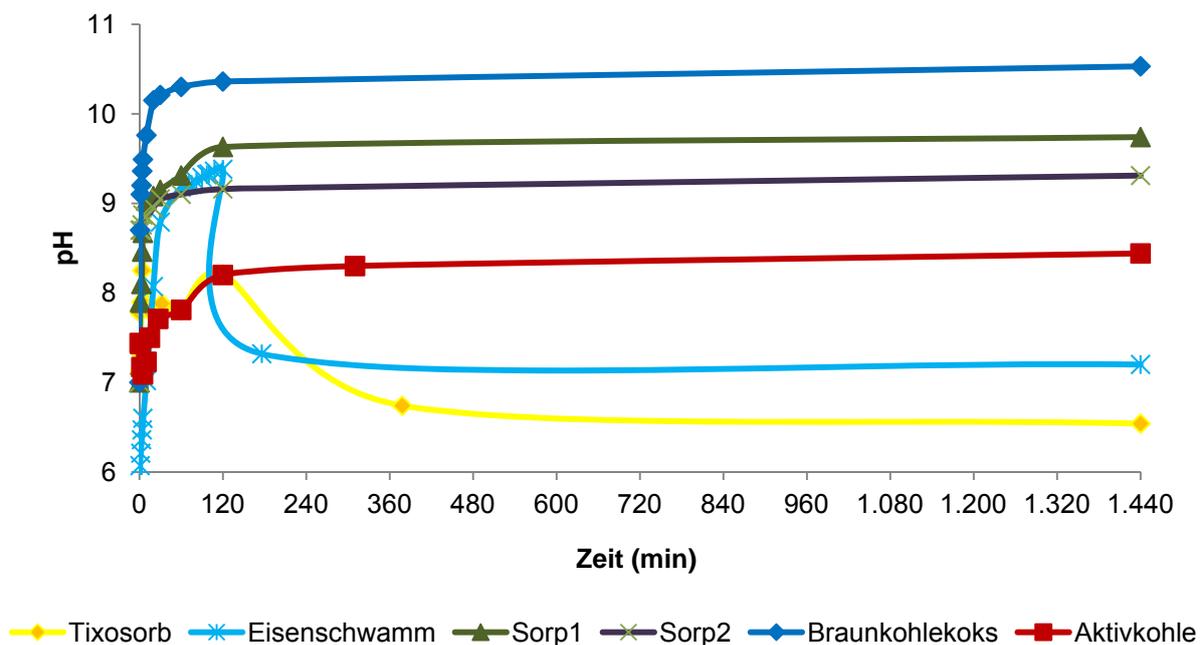


Abbildung 9: Veränderung des pH-Werts der Sorptionsmaterialien bei Wasserzugabe

Dieser pH-Anstieg wird hauptsächlich durch das Sorptionsmaterial verursacht [Genc-Fuhrman et al., 2007]. Funktionelle Gruppen, die bei Wasserzugabe dissoziieren aber auch für die sorptive Bindung der organischen Spurenstoffe ideal geeignet sind, sind für die pH-Wert-Änderungen verantwortlich. Für das Sorptionsmaterial Tixosorb war anfänglich ebenfalls ein Anstieg des pH-Wertes festzustellen, jedoch fiel dieser nach ca. 2 Stunden ab und pendelte sich im leicht sauren Bereich (pH = 6,5) ein.

Im Gegensatz zur Schwermetallelimination, die sehr stark pH-abhängig ist, ist der Einfluss des pH-Wertes für den Rückhalt organischer Spurenstoffe als sehr gering einzuschätzen. Messungen ergaben, dass bei verschiedenen pH-Werten im sauren und neutralen Bereich sich die Adsorptionskapazität des Sorptionsmaterials nicht verändert. In Abbildung 10 sind exemplarisch die Isothermen für die Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei einem pH-Wert von 5 und 7 dargestellt. Beide Kurven liegen unmittelbar übereinander, so dass hier ein pH-Einfluss nahezu ausgeschlossen werden kann. Das gleiche Ergebnis konnte für die Adsorption von Naphthalin und MKW an Braunkohlekoks und an den anderen Sorptionsmaterialien erhalten werden (hier nicht gezeigt). Es besteht auch hier keine pH-

Abhängigkeit der Sorption, da insbesondere MKW und PAK sehr unpolar sind und nicht durch den pH-Wert beeinflusst werden.

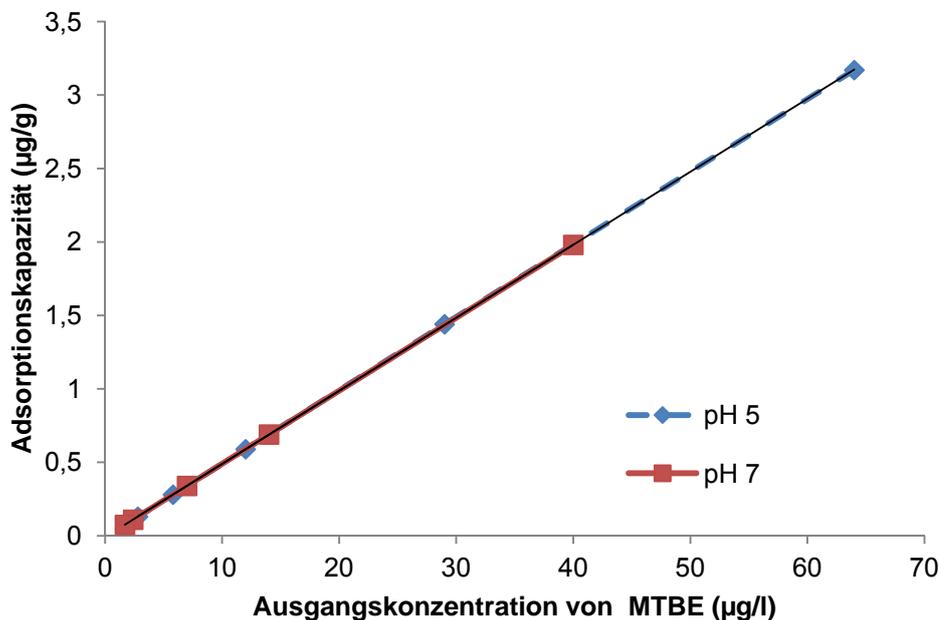


Abbildung 10: Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks bei pH 5 und pH 7

Inwieweit sich die Veränderung des pH-Wertes durch das Sorptionsmaterial auf den pH-Wert innerhalb des dezentralen Behandlungssystems auswirkt, kann nur schwer abgeschätzt werden. Einerseits verfügen Niederschlagswasserabflüsse von Verkehrsflächen über Pufferkapazität auch wenn diese im Sommer schwächer ist als im Winter [Hilliges et al., 2007]. Andererseits ist schwer vorhersagbar, welche Mengen an Regenwasser das System durchströmen und für einen Austausch des Wassers sorgen. Ein Langzeitversuch, der für die Projektphase II geplant ist, wird diese Fragestellung beantworten können.

Da aufgrund von langjährigen Erfahrungen mit Verkehrsflächenabflüssen bekannt ist, dass der pH-Wert meist zwischen 6 und 8 liegt, wurde in den Laborversuchen der pH-Wert mit einem Phosphatpuffer $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{Na}_2\text{HPO}_4$ auf $\text{pH} = 7,0$ eingestellt.

3.2.2 Sorptionsversuche PAK

Die Löslichkeit der meisten PAK in Wasser ist sehr gering und nimmt mit zunehmender Ringanzahl ab. Während Naphthalin, das einfachste PAK, bei dem zwei Benzolringe über eine gemeinsame Bindung anelliert sind, noch eine Löslichkeit in Wasser von 32 mg/l bei 25 °C aufweist, ist Anthrazen, das nächst höhere PAK mit drei anellierten Benzolringen, unlöslich in Wasser. Fluoren, das nicht aus kondensierten Benzolringen besteht, sondern zwei Benzolringe über einen gemeinsamen Fünfring verbindet, besitzt eine Löslichkeit von 1,9 mg/l bei 25 °C. Alle anderen PAK sind praktisch unlöslich in Wasser. Daher war eine Bestimmung der Adsorptionsleistung der verschiedenen Adsorbentien bezüglich PAK nicht mit allen 16 PAK möglich. Da Naphthalin die größte Löslichkeit in Wasser aufweist, wurde es repräsentativ für die Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten der PAK ausgewählt.

Für die Versuche wurde Naphthalin in der Pufferlösung bei Raumtemperatur gelöst. Es konnten jedoch nicht wie in der Literatur beschrieben 32 mg/l sondern maximal 18,4 mg/l Naphthalin in Lösung gebracht werden. Für die Versuche schwankte die maximalen Ausgangskonzentrationen an Naphthalin zwischen 14,2 und 18,4 mg/l, da nicht immer die gleiche Konzentration an Naphthalin in Lösung gebracht werden konnte. Abbildung 11 zeigt vergleichend die Adsorption von Naphthalin an den verschiedenen Adsorbentien bis zur höchsten, gelösten Naphthalin-Ausgangskonzentration.

Abbildung 11 zeigt klar, dass die Adsorptionskapazität für Braunkohlekoks, Aktivkohle, Tixosorb und Sorp2 bei Einsatz der größtmöglichen Ausgangskonzentration an Naphthalin noch nicht erschöpft ist. Eine Sättigung der Materialien Braunkohlekoks, Aktivkohle, Tixosorb und Sorp2 hat nicht stattgefunden. Eisenschwamm und Sorp1 zeigten hingegen eine schlechte Adsorptionsleistung.

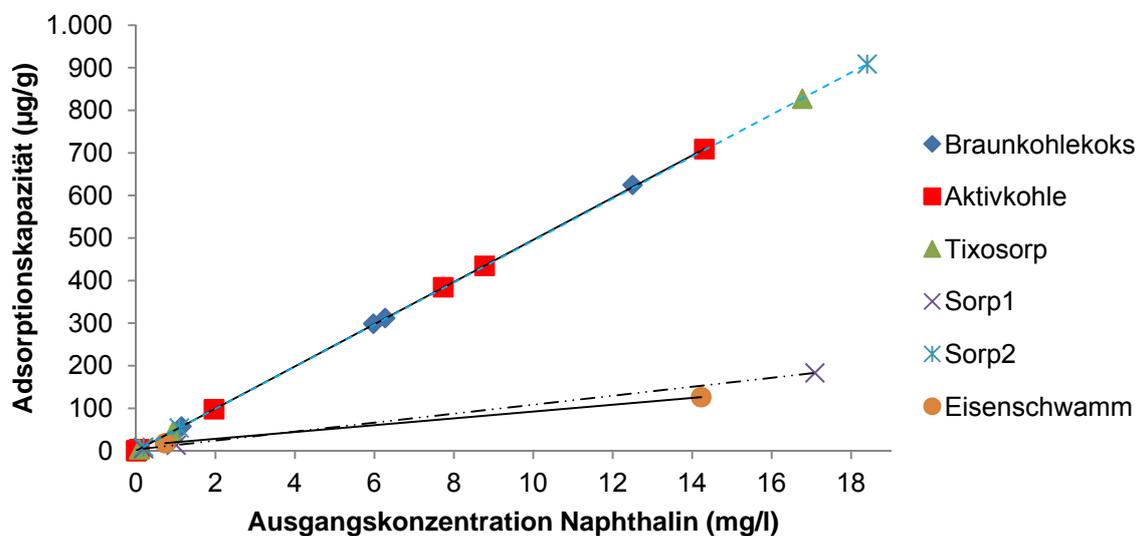


Abbildung 11: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität verschiedener Adsorbentien bezüglich Naphthalin

Anzumerken ist, dass der höchste Wert für Sorp2 darauf resultiert, dass die höchste Ausgangskonzentration von 18,4 mg/l eingesetzt wurde. Die tatsächliche Ausgangskonzentration wurde immer erst nach dem jeweiligen Experiment bestimmt, daher variierte sie in den Versuchen. In Tabelle 13 sind daher die Adsorptionskapazitäten der verschiedenen Adsorbentien bei den höchsten eingesetzten Naphthalin-Ausgangskonzentrationen in mg/g und in Prozent dargestellt. Die höchste Naphthalin-Rückhalteleistung wiesen Braunkohlekoks mit 99,9 % und Aktivkohle mit 99,1 %, dicht gefolgt von Tixosorb und Sorp2 (beide 98,6 %) auf. Nur Sorp1 und Eisenschwamm zeigten einen unbefriedigenden Rückhalt von Naphthalin von 21,4 % bzw. 17,7 % und sind daher vergleichsweise ungeeignet, um PAK aus Verkehrsflächenabflüssen zu entfernen.

Tabelle 13: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für Naphthalin bei der höchstmöglich gelösten Ausgangskonzentration an Naphthalin

Adsorbens	Ausgangskonzentration Naphthalin (mg/l)	Adsorptionskapazität für Naphthalin (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für Naphthalin (%)
Tixosorb	16,8	0,827	98,6
Eisenschwamm	14,2	0,126	17,7
Sorp 1	17,1	0,183	21,4
Sorp 2	18,4	0,908	98,6
Braunkohlekoks	12,5	0,625	99,9
Aktivkohle	14,3	0,709	99,1

Aufgrund der geringen Löslichkeit von Naphthalin konnte die maximale Adsorptionskapazität für die Adsorbentien nicht bestimmt werden. Zur Verifizierung der experimentellen Daten sind für die Adsorption von Naphthalin an Aktivkohle und an Braunkohlekoks dennoch die Sorptionsisotherme nach Freundlich und nach Langmuir in Abbildung 12 und Abbildung 13 gezeigt.

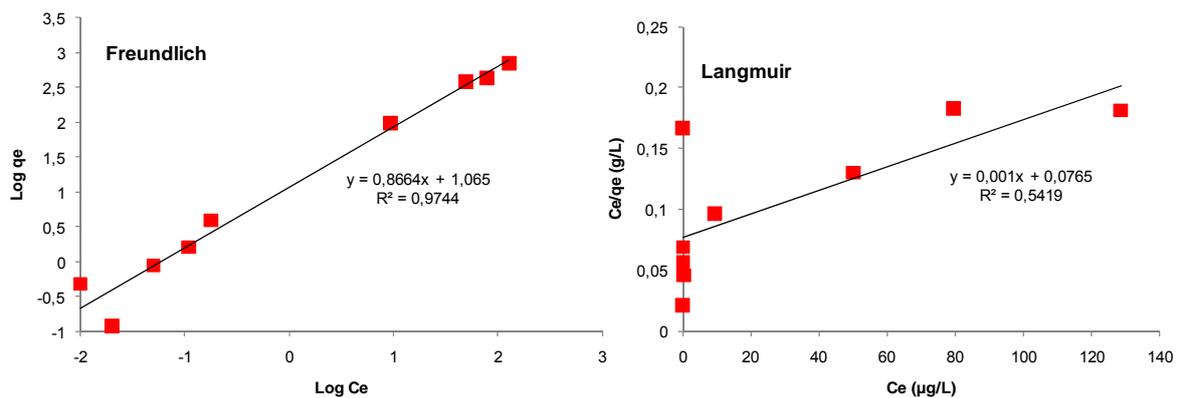


Abbildung 12: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Aktivkohle

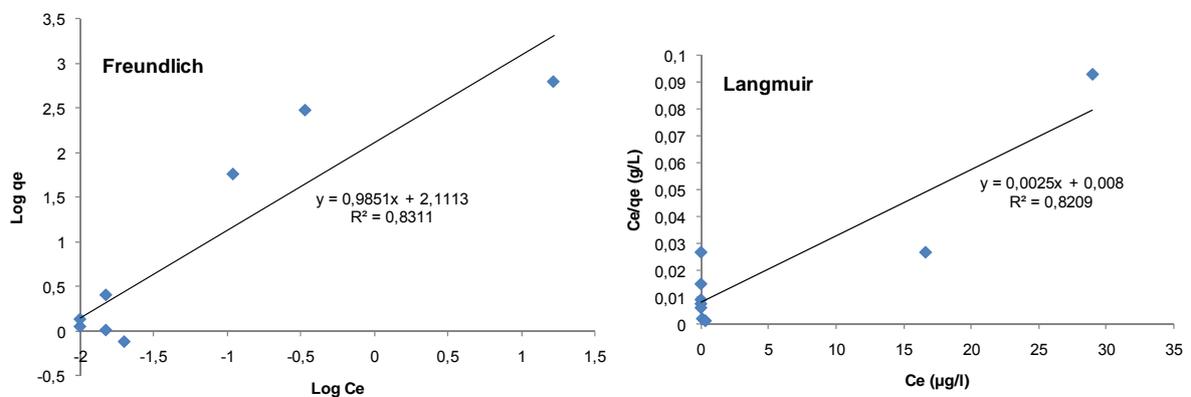


Abbildung 13: Freundlich und Langmuir-Isotherme für Naphthalin an Braunkohlekoks

Tabelle 14 zeigt die errechneten Parameter für die Freundlich und Langmuir-Isotherme für Braunkohlekoks und Aktivkohle sowie für Tixosorb und Sorp2.

Tabelle 14: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: Naphthalin-Adsorption

	Langmuir			Freundlich		
	q_m ($\mu\text{g/g}$)	b ($\text{l}/\mu\text{g}$)	R^2	K_F ($\mu\text{g/g}$) ($\text{l}/\mu\text{g}$) ^{1/n}	n	R^2
Braunkohlekoks	500	0,25	0,820	69,82	1,22	0,818
Aktivkohle	1.000	0,0132	0,541	11,61	1,155	0,974
Tixosorb	-200	-0,00365	0,498	0,2203	0,6494	0,991
Sorp2	-1.672	-0,00155	0,235	2,046	0,8787	0,979

Die Auswertungen zeigen, dass die Freundlich-Isotherme die Adsorption von Naphthalin an die Adsorbentien besser beschreiben kann als die Langmuir-Isotherme. Freundlich postuliert, dass keine Sättigung des Materials stattfindet. Diese Sättigung konnte aufgrund der geringen Löslichkeit des Naphthalins mit den Schüttelversuchen nicht erreicht werden. Daher sind beide Modelle nur bedingt einsetzbar.

Eine Sättigung der Materialien mit Naphthalin könnte durch Säulenversuche erreicht werden, indem Naphthalin-Lösung einer definierten Konzentration bis zum Erreichen eines Naphthalin-Durchbruchs zugegeben wird. Danach könnte die Beladung bzw. die Adsorptionskapazität hochgerechnet werden.

Zur Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit 100 $\mu\text{g/l}$ Naphthalin durchgeführt. Die Adsorption von Naphthalin an Braunkohlekoks verlief etwas schneller, als an Aktivkohle. Während bei Braunkohlekoks nach 10 min 97,0 % des Naphthalins adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle 91,0 % entfernt, nach 30 min 99,1 % von Braunkohlekoks und 92,3 % von Aktivkohle. Die Versuche mit Sorp2 und mit Tixosorb sind noch nicht abgeschlossen. Ihre Adsorptionsgeschwindigkeiten können daher in diesem Bericht noch nicht dargestellt werden.

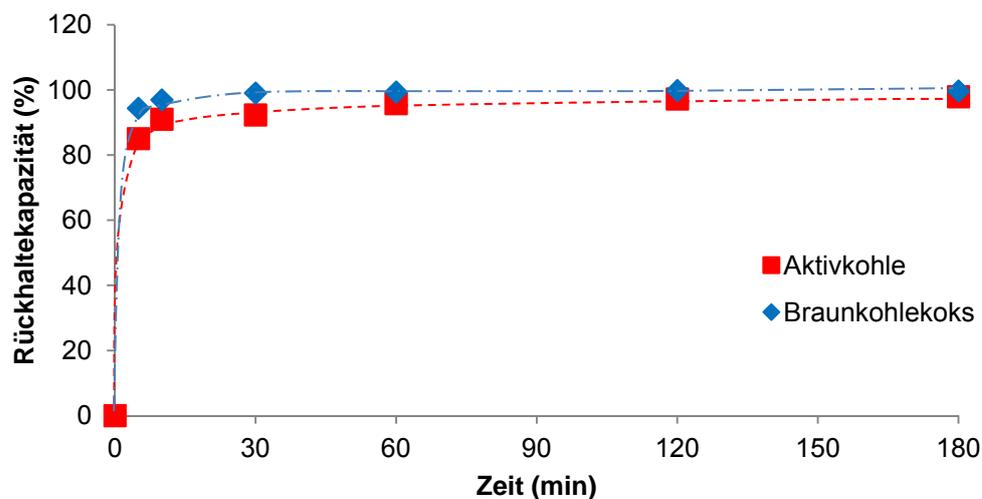


Abbildung 14: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für Naphthalin an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 $\mu\text{g/l}$

Fazit:

Die geringe Löslichkeit der PAK gestaltete die Adsorptionsversuche schwierig. Naphthalin, mit der größten Löslichkeit in Wasser wurde daher repräsentativ ausgewählt. Insgesamt eignen sich sowohl Braunkohlekoks, Aktivkohle, Tixosorb wie auch Sorp2. Die Materialien Sorp1 und Eisenschwamm sind ungeeignet, PAK zu entfernen.

Um die maximale Adsorptionskapazität zu bestimmen, sind im nächsten Schritt Säulenversuche geplant. Ebenso sollte wie bei MTBE auch der Einfluss von Streusalz und anderer organischer Belastung untersucht werden.

3.2.3 Sorptionsversuche MTBE

Stellvertretend für die in Kraftfahrzeugen verwendeten Antiklopfmittel wurde MTBE für die Sorptionsversuche eingesetzt. MTBE besitzt eine Löslichkeit in Wasser von 42 g/l in Wasser (20 °C). Daher wurden Adsorptionsversuche bis in den g/l-Maßstab durchgeführt bis eine maximale Adsorptionskapazität erreicht war, obwohl MTBE in Verkehrsflächenabflüssen nur im unteren µg/l-Bereich zu erwarten ist. Die maximale Adsorptionskapazität kann jedoch zur Abschätzung maximaler Standzeiten von Filtern beitragen. Abbildung 15 zeigt einen Überblick über die Adsorptionsversuche von MTBE im Bereich 2 µg/l bis 1,1 g/l mit den verschiedenen Adsorptionsmaterialien.

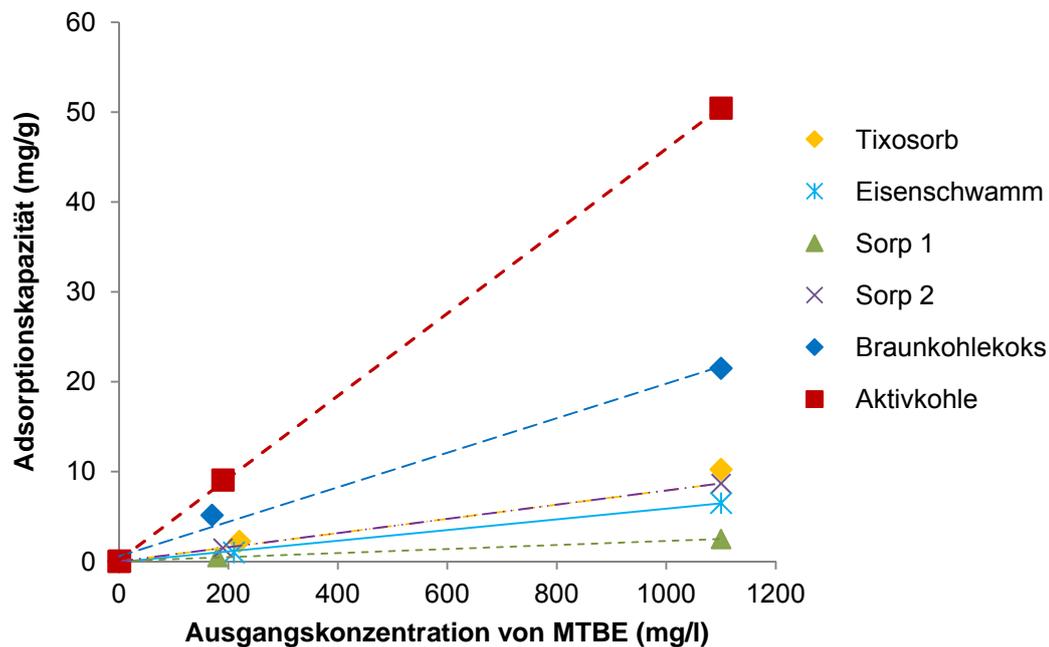


Abbildung 15: Adsorption von MTBE an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 1,1 g/l

Es zeigte sich, dass nur Braunkohlekoks und Aktivkohle eine gute Adsorptionsleistung aufweisen, Aktivkohle die höchste. Die anderen Sorptionsmaterialien hingegen wiesen relativ schlechte Adsorptionseigenschaften auf, daher wurden auch keine weiteren Sorptionsisothermen und -kinetiken gemessen. Höhere Ausgangskonzentrationen als 1,1 g/l sind in Abbildung 15 wegen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt, da die

Adsorptionskapazität von Aktivkohle und Braunkohlekoks bei höheren Ausgangskonzentrationen weit höher liegen (Abbildung 16).

Tabelle 15 zeigt die Adsorptionsleistungen bei 1,1 g/l MTBE-Ausgangskonzentration detailliert.

Tabelle 15: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MTBE bei 1,1 g/l

Adsorbens	Ausgangskonzentration MTBE (mg/l)	Adsorptionskapazität für MTBE (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für MTBE (%)
Tixosorb	1.100	10,3	18,6
Eisenschwamm	1.100	6,5	11,8
Sorp 1	1.100	2,5	4,5
Sorp 2	1.100	8,7	7,9
Braunkohlekoks	1.100	21,5	39,1
Aktivkohle	1.100	50,5	91,8

Abbildung 16 zeigt die Versuche zur Ermittlung der maximalen Adsorptionskapazität mit Aktivkohle und Braunkohlekoks. Die experimentell bestimmte maximale Adsorptionskapazität von 20 mg MTBE/g Braunkohlekoks wurde bereits bei einer Ausgangskonzentration von 1 bis 2 g MTBE/l erreicht. Bei Aktivkohle konnte eine um das 10-fache höhere Adsorptionskapazität von 200 mg MTBE/g bei einer Ausgangskonzentration von 6 bis 15 g MTBE/l erzielt werden.

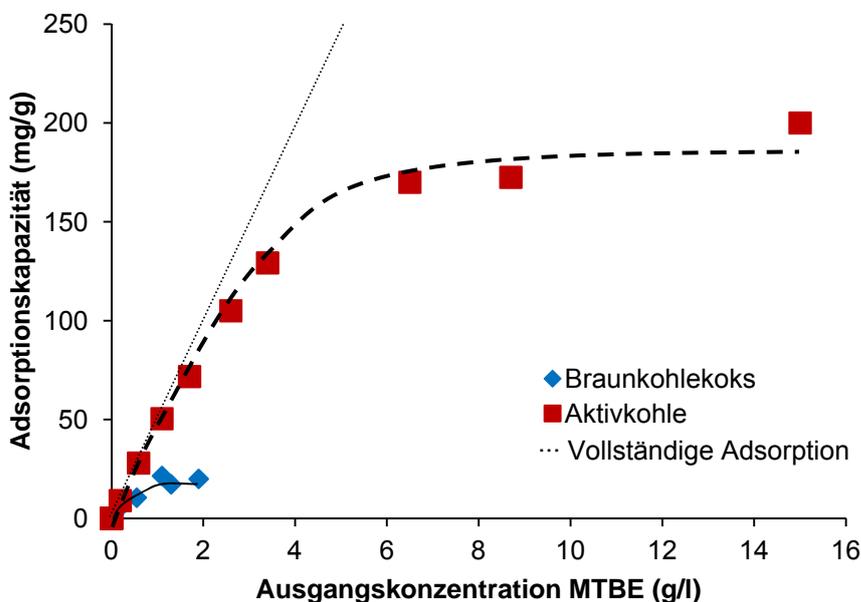


Abbildung 16: Bestimmung der maximalen Adsorptionskapazität von MTBE an Braunkohlekoks und an Aktivkohle

Die Adsorptionskapazität und der -mechanismus eines Adsorbents werden durch die Struktur, Hydrophobizität und die Porenverteilung beeinflusst [Karanfil, 1999; Li et al., 2002].

Die eingesetzte Aktivkohle hat mit einer spezifischen Oberfläche von 836 m²/g eine dreifach größere spezifische Oberfläche als der Braunkohlekoks. Die spezifische Oberfläche der anderen Adsorbentien lag weit darunter (siehe Tabelle 9 in Kap.3.1.2) Ebenso ist das Porenvolumen der Aktivkohle mit 0,3874 cm³/g um ein 1,4-faches größer, als das des Braunkohlekoks (0,2796 cm³/g) und mehr als ein 10-faches größer als bei den anderen Adsorbentien. Aus diesem Grund bietet die verwendete Aktivkohle mehr Oberfläche und Porenvolumen zur Adsorption von MTBE.

Vergleicht man die Adsorptionskapazität der Aktivkohle und der Braunkohle mit Zeolithen, auf denen zwischen 8,71 mg MTBE/g Zeolith auf Zeolite beta (CP 811E-150) [Erdem-Senatar et al., 2004] und 38,1 mg MTBE/g auf Zeolith ZSM-5 [Stefan, 2008] adsorbiert werden konnten, so liegt die Adsorptionskapazität von Braunkohlekoks vergleichbar hoch, die von Aktivkohle jedoch um einen Faktor 10 höher. Beide Materialien, Aktivkohle und Braunkohle, haben jedoch gegenüber Zeolithen den Vorteil, dass sie keinem Streusalzeinfluss unterliegen sollten.

Es ist bekannt, dass Zeolithe durch Streusalz bereits adsorbierte Schwermetalle, die sich ebenfalls in Verkehrsflächenabflüssen befinden, wieder desorbieren. Braunkohlekoks hingegen bindet Schwermetalle chemisch. Eine Remobilisierung findet nur zu einem sehr geringen Anteil statt [Helmreich, 2010b]. Ein Nachweis für die Beständigkeit der MTBE-Adsorption in Hinblick auf Streusalz-Einfluss ist jedoch noch zu erbringen.

Zur Verifizierung der experimentell bestimmten maximalen Adsorptionskapazität wurden für die Adsorption von MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks die Sorptionsisotherme nach Freundlich und nach Langmuir bestimmt (Abbildung 17, Abbildung 18 und Tabelle 16).

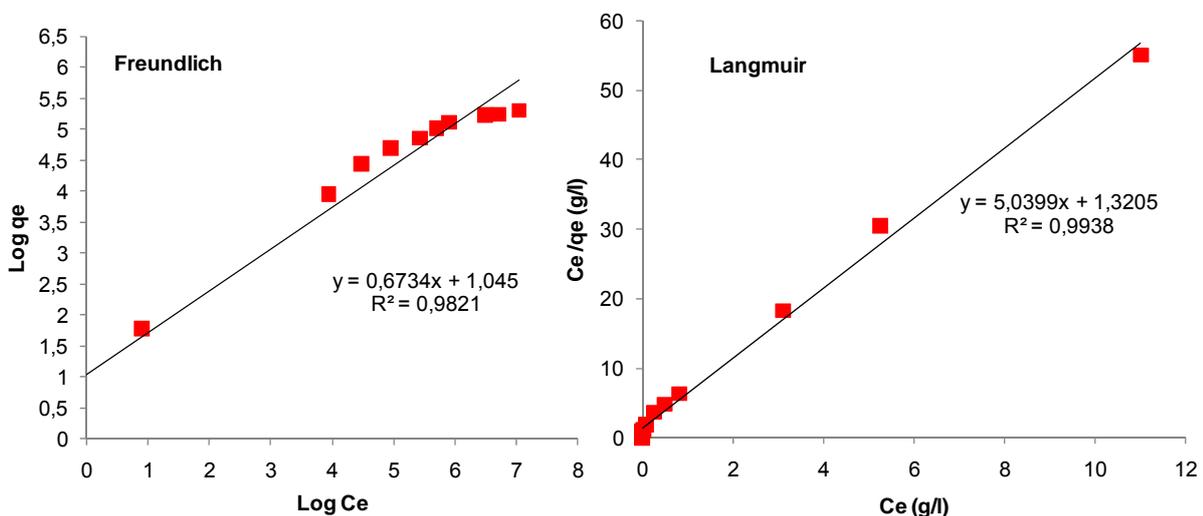


Abbildung 17: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Aktivkohle

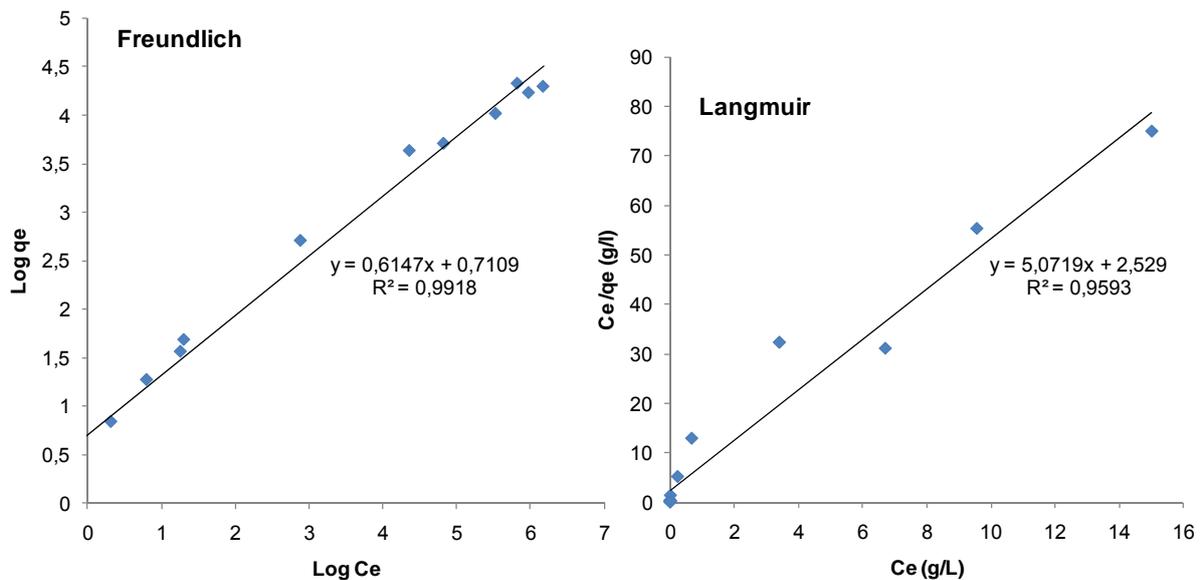


Abbildung 18: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MTBE an Braunkohlekoks

Beide Modelle können die experimentellen Daten untermauern. Während das Freundlich-Modell die Adsorption von MTBE an Braunkohlekoks etwas besser beschreibt als Langmuir, ist es bei Aktivkohle genau umgekehrt. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die über Langmuir errechnete maximale Adsorptionskapazität für MTBE sowohl für Braunkohlekoks als auch für Aktivkohle den aus den Versuchen ermittelten Wert (20 mg/g bzw. 200 mg/g) entspricht.

Tabelle 16: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MTBE-Adsorption

	Langmuir			Freundlich		
	q _m (mg/g)	b (l/μg)	R ²	K _F (mg/g) (l/mg) ^{1/n}	n	R ²
Braunkohlekoks	20	1,98E-05	0,959	5,13	1,629	0,991
Aktivkohle	200	3,97E-06	0,994	11,1	1,486	0,982

Zur Ermittlung der Sorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit 100 μg/l MTBE durchgeführt. Die Adsorption von MTBE an Aktivkohle verlief schneller, als an Braunkohlekoks. Während bei Braunkohlekoks nach 10 min 61,5 % des MTBE adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle bereits 80,1 % entfernt, nach 30 min 86,5 % von Braunkohlekoks und 94,8 % von Aktivkohle. Nach 120 min konnten beide Materialien über 95 % MTBE entfernen (siehe Abbildung 19). Der Vorteil der Aktivkohle gegenüber Braunkohlekoks ist ebenfalls mit der höheren spezifischen Oberfläche zu erklären.

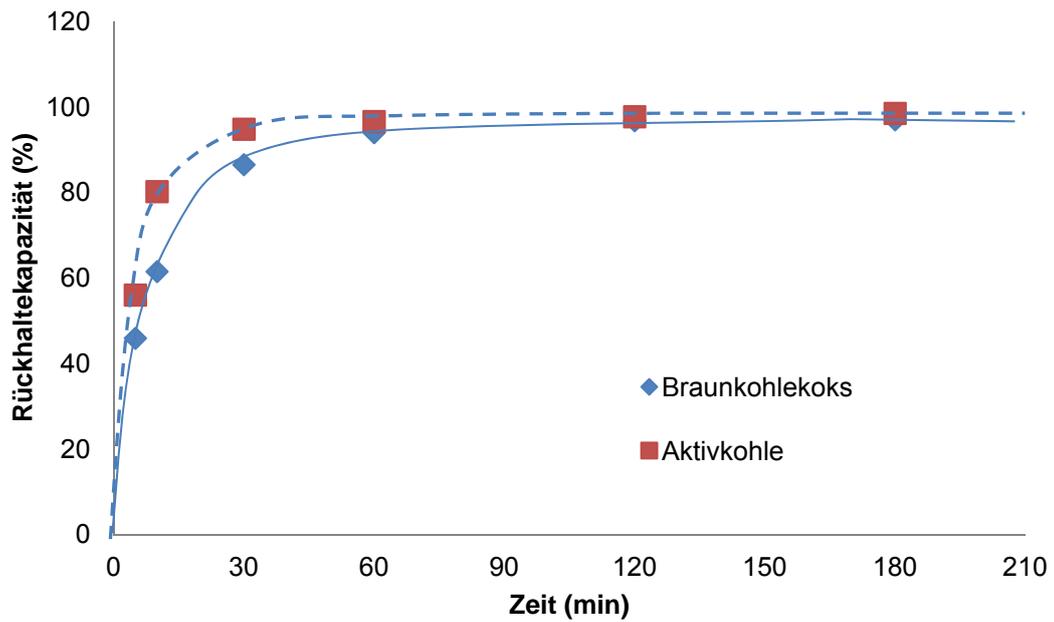


Abbildung 19: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle und Braunkohlekoks mit einer Ausgangskonzentration von 100 µg/l

Die Versuche wurden mit höheren Konzentrationen an MTBE wiederholt. Die Adsorptionsgeschwindigkeiten der Adsorption von MTBE mit Ausgangskonzentrationen von 100 µg/l, 10 mg/l und 100 mg/l für Aktivkohle und für Braunkohlekoks wurden verglichen (Abbildung 20 und Abbildung 21).

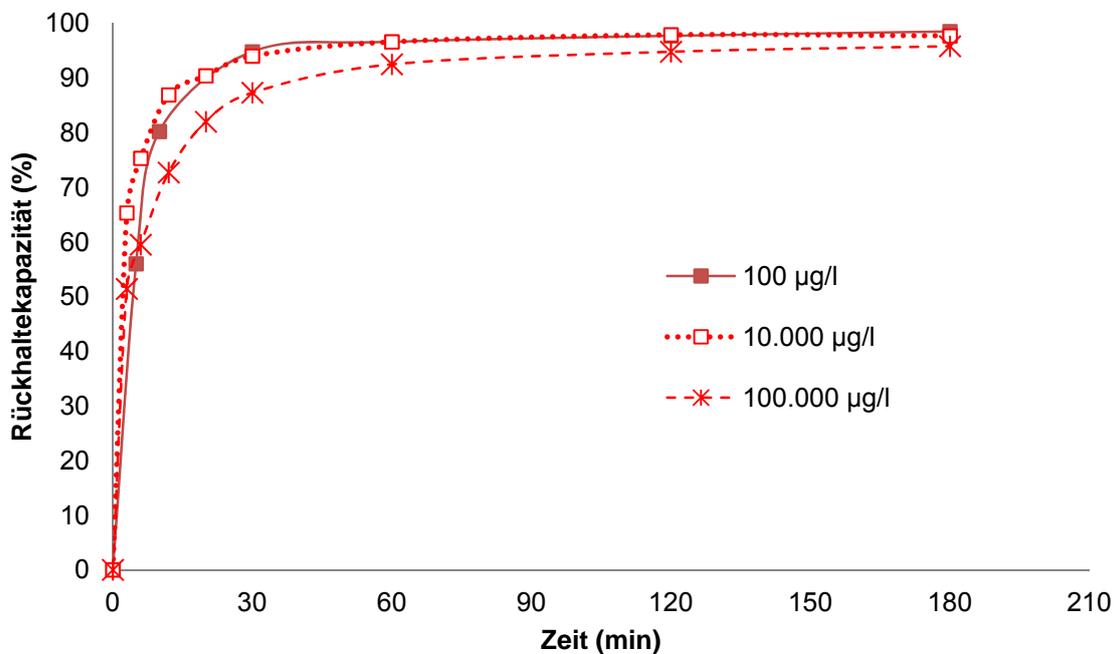


Abbildung 20: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Aktivkohle mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100 \text{ mg/l}$)

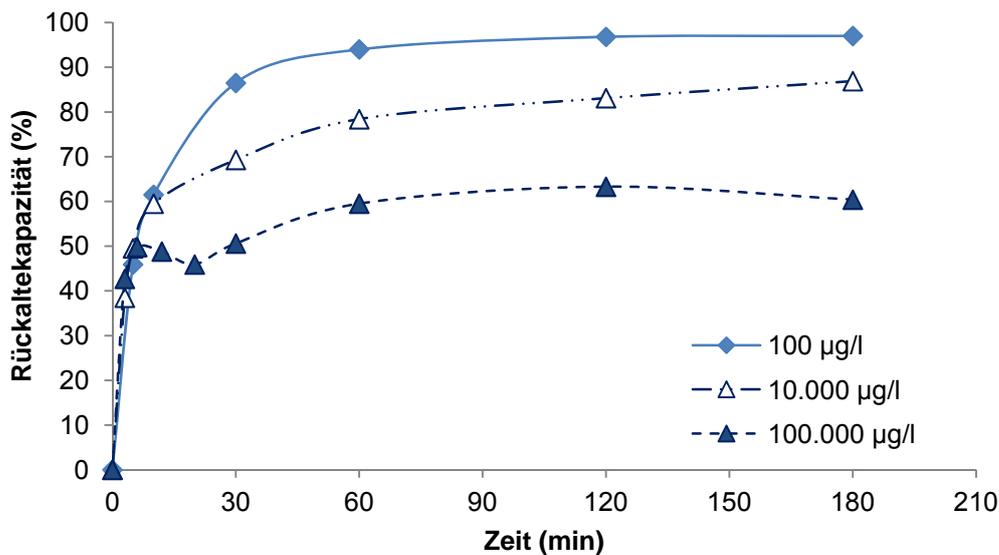


Abbildung 21: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MTBE an Braunkohlekoks mit unterschiedlicher Ausgangskonzentration ($C_0 = 0,1; 10; 100 \text{ mg/l}$)

Es ist deutlich zu sehen, dass die Adsorptionsgeschwindigkeit mit zunehmender Konzentration abnimmt. Während sie bei Aktivkohle bei der höchsten Ausgangskonzentration nur geringfügig niedriger liegt, ist sie bei Braunkohlekoks in den ersten 5 min noch gleich, und liegt für alle bei ca. 50 %, danach sinkt die Adsorptionsgeschwindigkeit für höhere Konzentrationen. Ab ca. 60 min ist eine deutlich Sättigung der Adsorptionsmaterialien zu erkennen. Während bei einer Ausgangskonzentration an MTBE von $100 \mu\text{g/l}$ nach 60 min 94,0 % des MTBE adsorbiert waren, konnten bei einer Ausgangskonzentration von 10 mg/l nur 78,4 % und bei 100 mg/l nur 59,5 % zurückgehalten werden.

Fazit:

Insgesamt eignet sich die eingesetzte Aktivkohle am besten zum Rückhalt von MTBE aus Verkehrsflächenabflüssen. Jedoch muss noch untersucht werden, inwieweit ein Einfluss von anderen organischen Stoffen und Schwermetallen sowie von Streusalz auf die Rückhalteleistung des Materials besteht. Es ist bekannt, dass unter natürlichen Bedingungen, d.h. unter Anwesenheit von DOM, die Effektivität und die Lebensdauer von Aktivkohlen drastisch abnehmen [Hopman et al., 1994; Hale und Aneiro, 1997].

Braunkohlekoks hat zwar eine 10-fach niedrigere Adsorptionskapazität für MTBE als Aktivkohle, jedoch ist Braunkohlekoks in anderen Versuchen als optimal für den Rückhalt von Schwermetallen ermittelt worden [Helmreich, 2010a]. Es könnte in weiteren Untersuchungen auch ein Gemisch beider Adsorbentien vielversprechende Ergebnisse liefern.

3.2.4 Sorptionsversuche MKW

Mineralölkohlenwasserstoffe sind gekennzeichnet durch ihre geringe Wasserlöslichkeit. Die mittels Kohlenwasserstoffindex analysierten MKW-Fractionen der Kettenlänge C₁₀ bis C₄₀ sind praktisch nicht mehr in Wasser löslich. Die Adsorptionsversuche wurden bis in den g/l-Maßstab durchgeführt, wobei sehr wahrscheinlich die maximale Adsorptionskapazität einiger Sorptionsmaterialien noch nicht vollständig erreicht wurde. Die in Verkehrsflächenabflüssen auftretenden MKW-Konzentrationen liegen deutlich darunter im niedrigen mg/l-Bereich (siehe Tabelle 4 in Kap. 2.4.2). Abbildung 22 gibt einen Überblick über die Adsorptionsversuche von MKW mit verschiedenen Adsorptionsmaterialien im Bereich von 500 mg/l bis 21 g/l.

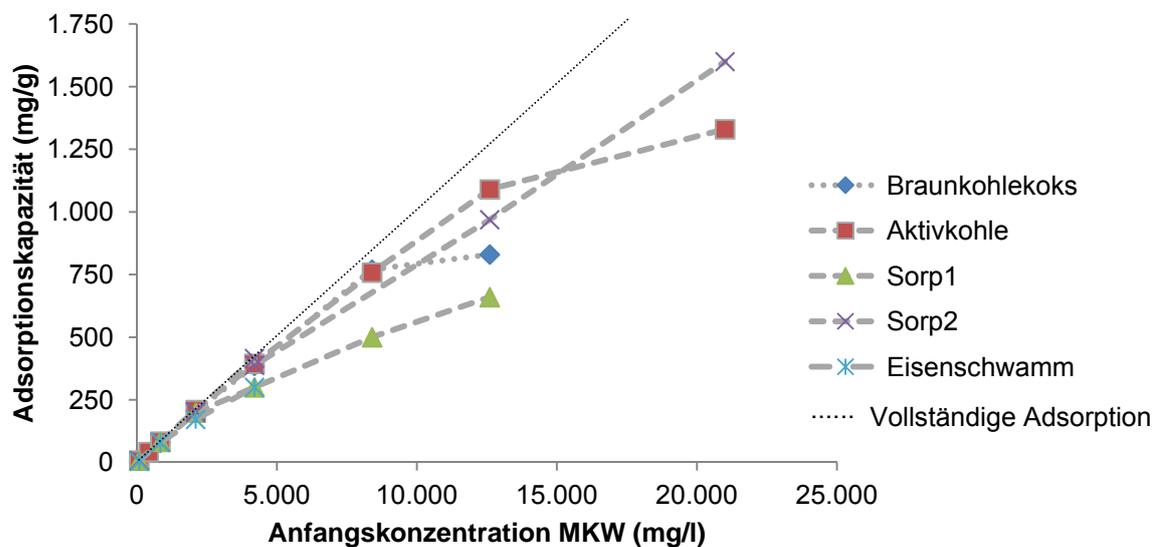


Abbildung 22: Adsorption von MKW an verschiedenen Sorptionsmaterialien bis zu einer Ausgangskonzentration von 21 g/l

Es zeigte sich, dass neben Aktivkohle auch Sorp2 eine gute Adsorptionsleistung aufweist. Nach der derzeitigen Einschätzung verfügt Sorp2 über die höchste Adsorptionskapazität für MKW. Die anderen Sorptionsmaterialien hingegen wiesen eine schlechtere Adsorption verglichen mit Aktivkohle und Sorp2 auf.

In Tabelle 17 sind die Adsorptionskapazitäten der verschiedenen Adsorbentien bei den höchsten eingesetzten MKW-Ausgangskonzentrationen in mg/g und in % dargestellt. Die höchste Rückhalteleistung an MKW wiesen Sorp2 mit 76,2 % und Aktivkohle mit 63,3 % bei einer Anfangskonzentration von 21 g/l auf. Sorp1 aber auch Braunkohlekoks zeigten einen unbefriedigenden Rückhalt der zugegebenen Mineralölkohlenwasserstoffe von lediglich 23,8 % bzw. 65,9 %. Für Eisenschwamm kann davon ausgegangen werden, dass dieser eine ähnlich niedrige Adsorptionskapazität besitzt.

Tabelle 17: Adsorptionskapazitäten verschiedener Adsorbentien für MKW bis zu einer Ausgangskonzentration von 21 g/l

Adsorbens	Ausgangskonzentration MKW (mg/l)	Adsorptionskapazität für MKW (mg/g)	Adsorptionsrückhalt für MKW (%)
Eisenschwamm	4.200	300	71,4
Sorp 1	4.200	300	71,4
Sorp 2	4.200	388	92,4
Braunkohlekoks	4.200	386	91,9
Aktivkohle	4.200	394	93,8
Sorp 1	21.000	500	23,8
Sorp 2	21.000	1.600	76,2
Braunkohlekoks	12.600	830	65,9
Aktivkohle	21.000	1.330	63,3

Zur Verifizierung der experimentell bestimmten maximalen Adsorptionskapazität wurden für die Adsorption von MKW an Aktivkohle und an Sorp2 die Sorptionsisotherme nach Freundlich und nach Langmuir bestimmt (Abbildung 23, Abbildung 24, Tabelle 18).

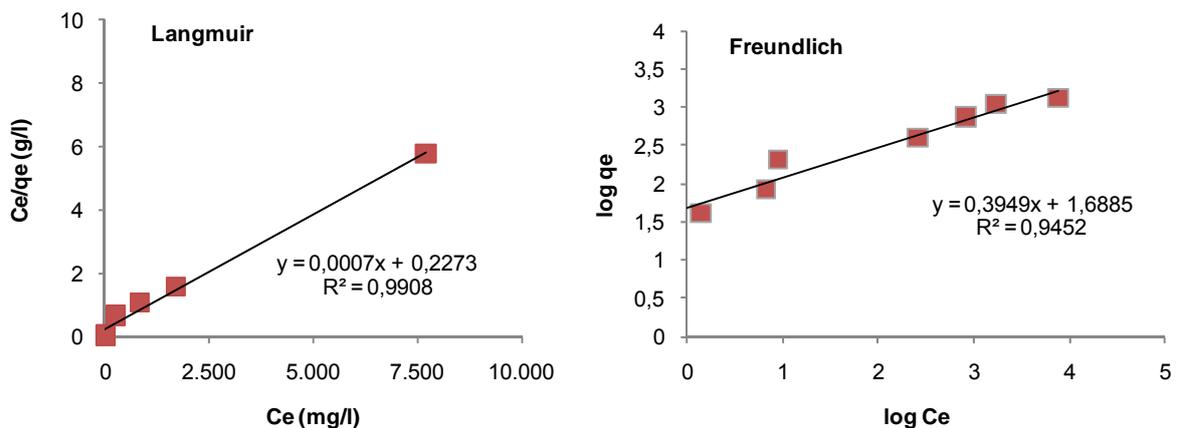


Abbildung 23: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Aktivkohle

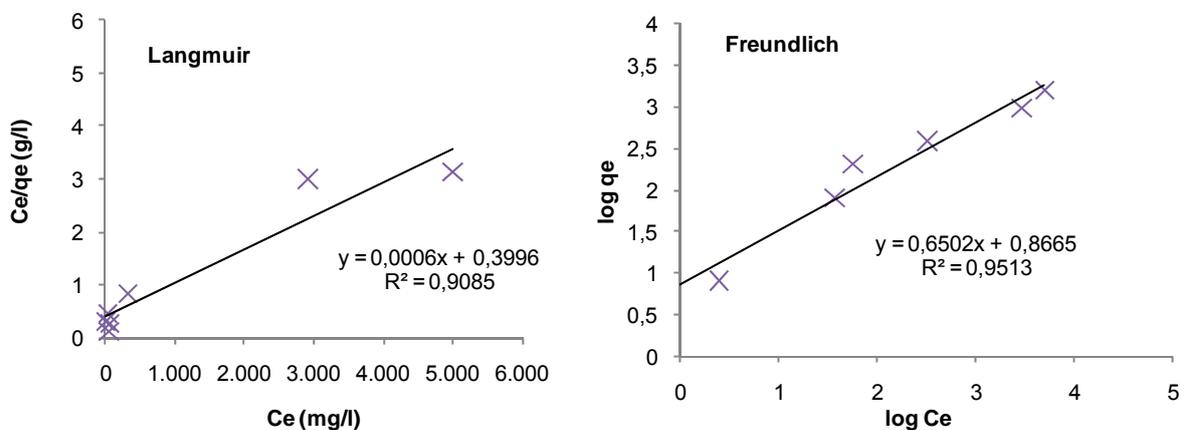


Abbildung 24: Freundlich und Langmuir-Isotherme für MKW an Sorp2

In Tabelle 18 sind die errechneten Parameter für die Freundlich- und die Langmuir-Isotherme für die fünf untersuchten Materialien dargestellt.

Tabelle 18: Errechnete Parameter der Langmuir- und Freundlich-Isothermengleichungen und Korrelationskoeffizient für die untersuchten Sorptionsmaterialien: MKW-Adsorption

	Langmuir			Freundlich		
	q_m (mg/g)	b (l/mg)	R^2	K_F (mg/g) (l/mg) ^{1/n}	n	R^2
Braunkohlekoks	909	0,0032	0,99	7,532	1,556	0,899
Aktivkohle	1.228	0,0031	0,991	48,809	2,532	0,945
Sorp1	526	0,013	0,986	45,740	3,593	0,924
Sorp2	1.667	0,0015	0,909	4,469	1,154	0,951
Eisenschwamm	344	0,631	0,947	2,249	0,733	0,986

Die Auswertungen zeigen, dass sowohl das Freundlich-Modell als auch das Langmuir-Modell geeignet sind, die Adsorption von MKW an die Adsorbentien zu beschreiben. Tendenziell weisen die berechneten Langmuir-Isothermen eine bessere Übereinstimmung mit den experimentellen Daten auf. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die über Langmuir errechnete maximale Adsorptionskapazität für MKW sowohl für Aktivkohle als auch für Sorp2 den aus den Versuchen ermittelten Wert (1.330 mg/g bzw. 1.600 mg/g) nicht genau aber dennoch dem Wertebereich entspricht. Insbesondere für Sorp2 stimmt die anhand des Langmuir-Modells berechnete maximale Sorptionskapazität mit 1.667 mg/g relativ gut mit dem experimentell ermittelten Wert von 1.600 mg/g überein. Versuche mit höheren Ausgangskonzentrationen stehen noch aus, um das Adsorptionsmaterial Sorp2 stärker an die Leistungsgrenzen zu führen.

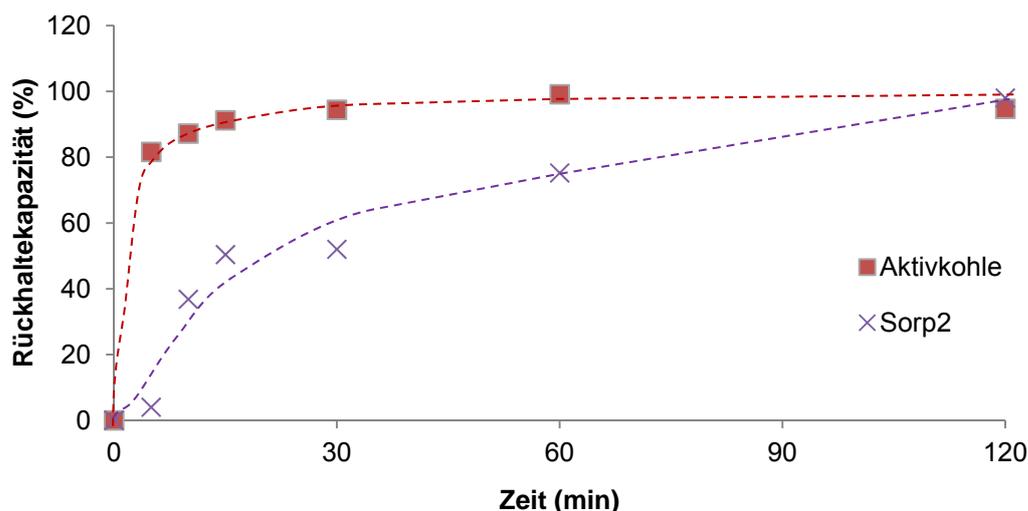


Abbildung 25: Ermittlung der Adsorptionsgeschwindigkeit für MKW an Aktivkohle und Sorp2 mit einer Ausgangskonzentration von 100 mg/l

Zur Ermittlung der Sorptionsgeschwindigkeit wurden Versuche mit 100 mg/l Heizöl durchgeführt (Abbildung 25). Die gewählte Konzentration liegt deutlich oberhalb von MKW-Konzentrationen, die in realen Straßenabflüssen auftreten. In diesem Konzentrationsbereich

ist die Rückhaltekapazität jedoch nur schwer zu ermitteln, da einerseits verschiedene Sorptionsmaterialien wie Aktivkohle eine sehr hohe Adsorptionsgeschwindigkeit aufweisen und die zeitabhängigen Konzentrationsänderungen hier nur schwer analytisch zu differenzieren sind. Zudem liegen die niedrigen MKW-Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze und bergen damit stets Unsicherheiten.

Die Adsorption von MKW an Aktivkohle verlief schneller, als an Sorp2. Während bei Sorp2 nach 10 min 36,8 % der MKW adsorbiert waren, wurden bei Aktivkohle bereits 87,2 % entfernt, nach 30 min 52 % von Sorp2 und 94,4 % von Aktivkohle. Nach 120 min konnten beide Materialien mehr als 98 % der MKW entfernen.

Fazit:

Je nach Priorität eignen sich Aktivkohle sowie Sorp2 sehr gut zum Rückhalt von MKW aus Verkehrsflächenabflüssen. Die eingesetzte Aktivkohle verfügt über eine hohe Sorptionsgeschwindigkeit sowie eine hohe Adsorptionskapazität. Die maximale Kapazität des Materials Sorp2 liegt noch darüber.

Vor dem Hintergrund, dass die Aufenthaltszeit in einem dezentralen Behandlungssystem und damit auch die Kontaktzeit zwischen dem Sorptionsmaterial und den MKW - 30 Sekunden bei maximalem Abfluss von 15 l/(s·ha) - verhältnismäßig kurz sind, gewinnt die Sorptionsgeschwindigkeit an größerer Bedeutung. Nichts desto trotz ist die maximale Adsorptionskapazität ebenfalls essentiell für ein dauerhaft leistungsfähiges Behandlungssystem. Insgesamt eignet sich die eingesetzte Aktivkohle am besten zum Rückhalt von MKW aus Verkehrsflächenabflüssen. Die Materialien Sorp1 und Eisenschwamm sind ungeeignet, MKW zu entfernen.

4 Großversuche (FiltaPex®-System)

Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Untersuchung und Entwicklung wirtschaftlicher Alternativen zur Regenwasserbehandlung durch Filterschächte mit Regenklärbecken“ wurde von der Dr. Pecher AG, Erkrath, in Kooperation mit der WSW Energie & Wasser AG, Wuppertal, das System FiltaPex® entwickelt. Dieses ist für eine dezentrale Behandlung der verunreinigten Oberflächenabflüsse isolierter Einzugsgebiete, die im Trennverfahren entwässern, vorgesehen. Ziel der Entwicklung des Filterschachtsystems FiltaPex® war die Verfügbarkeit eines leistungsfähigen Regenwasserbehandlungssystems für die Behandlung stark verunreinigter Oberflächenabflüsse insbesondere im Bereich hoch frequentierter Verkehrswege. Viele Systeme zur dezentralen Regenwasserbehandlung sind auf Flächen der Größenordnung von 500 m² beschränkt (Kapitel 2.4). Häufig umfassen die zu behandelnden Teilflächen jedoch Flächen im Hektarbereich, verbunden mit der Problematik geringer Flächenverfügbarkeit für die Behandlungssysteme selbst.

Aufgrund verschiedener ökonomischer und ökologischer Faktoren fiel die Entscheidung auf das Filterschachtsystem: Es unterliegt einem ständigen Kontroll- und Entwicklungsprozess. Die Systemvariabilität des Systems FiltaPex® weist hier besondere Vorteile auf. Sowohl die Systemelemente zur mechanischen Vorreinigung als auch der Filtereinsatz sind für einen Austausch konzipiert. Dadurch lassen sich Wartungsabläufe vereinfachen. Bestehende Einsätze sind zudem im Zuge von Produktentwicklungen jederzeit ersetzbar, so dass bei jedem Filterwechsel das Beste zur Verfügung stehende Material eingesetzt werden kann.

Ziel der im Folgenden dargestellten Großversuche ist die Beurteilung der Leistungsfähigkeit des dezentralen Filtersystems FiltaPex® hinsichtlich des Rückhalts der organischen Spurenstoffe PAK, MKW und MTBE. Die auf dem Gelände des Prüfinstitutes für Abwassertechnik GmbH (PIA GmbH) in Aachen durchgeführten Versuche orientieren sich an dem Entwurf der Zulassungsgrundsätze des DIBts zur Prüfung von „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2011]. Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten auf dem Gelände der PIA GmbH wurde der Versuchsaufbau (Teilprüfungen, Prüfregenspenden) angepasst (Kapitel 4.3.2).

Das Prüfverfahren des DIBts umfasst neben der Prüfung des Rückhaltevermögens von Kohlenwasserstoffen weiterhin die Prüfung des Partikel- und Schwermetallrückhaltes sowie das Rücklöseverhalten von Schwermetallen bei Einwirkung von Tausalzen. Bei den hier durchgeführten Großversuchen wurde sich beschränkt auf die Prüfung des Stoffrückhaltevermögens von Kohlenwasserstoffen d.h. Mineralölkohlenwasserstoffe sowie zusätzlich die Spurenstoffe PAK und MTBE.

4.1 Aufbau und Wirkung des FiltaPex®-Systems

Das Filterschachtsystem FiltaPex® besteht aus den folgenden generellen Systemkomponenten (Abbildung 26 und Abbildung 27).

Vorstufe: Hier erfolgt eine mechanische Vorbehandlung des Niederschlagwassers durch Sedimentation mit Hilfe von Strömungsgleichrichtern zur Rückhaltung von Grob- und Feststoffen. Der Vorschacht ist mit einem Lamellensystem ausgerüstet, um den Rückhalt von Sink- und Grobstoffen zu fördern. Das abgesetzte Material sammelt sich unterhalb im Schlammfang und kann im Rahmen der Wartungen über das mittig angeordnete Zulaufrohr abgesaugt werden. Ein Strömungsumrichter verhindert eine Remobilisierung von Sedimenten. Begünstigt wird die Reinigungswirkung durch den künstlich erzeugten Rückstau im Zulaufkanal. Leichtflüssigkeiten werden aufgrund des Rückstaus in oberhalb liegenden Schachtbauwerken bzw. im vertikalen Staurohr zurückgehalten.

Filterstufe: Hier erfolgt der Rückhalt von Feinsedimenten durch einen gestuften Filteraufbau. Das Filtersystem hat einen dreistufigen Aufbau, der schichtweise angeordnet wird. Die Filterelemente werden in zwei Lagen eingebaut, wobei die Kornabstufungen der mineralischen Füllung aufeinander abgestimmt sind. Die Aufgabe des Granulats in den beiden unteren Lagen ist die Rückhaltung von Feststoffen, die nicht in der mechanischen Vorbehandlung sedimentiert sind. Die oberste Lage besteht aus Geovlies-Packs, die mit einem absorbierenden Substrat gefüllt sind. Diese Filterlage dient neben dem Rückhalt von Feinstpartikeln auch der Bindung gelöster Schwermetalle.

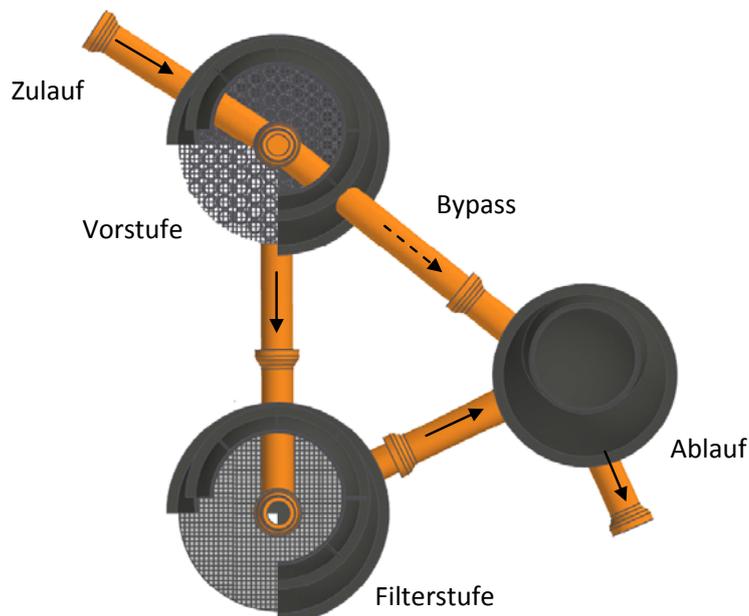


Abbildung 26: Funktionsdarstellung des Filterschachtsystems FiltaPex® (Draufsicht)

Die Schachtelemente, wahlweise aus Kunststoff oder Beton, sind in die bestehende Regenwasserkanalisation integrierbar. Die Reinigungsleistung des Systems kann auf den behandlungspflichtigen Anteil gemäß Trennerlass [MUNLV, 2004] begrenzt werden. Größere Abflüsse bei Starkregenereignissen werden über ein Bypassystem an der Filterstufe vorbei direkt in das Gewässer geleitet, um eine Remobilisierung von Sedimenten oder eine Überstauung zu verhindern. Die oben liegende Entlastung ermöglicht eine sichere Ableitung von Zuflüssen bis $15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$. Mit diesem Entlastungssystem werden kritische Überflutungssituationen, vor allem im Bereich von Verkehrsflächen, vermieden.

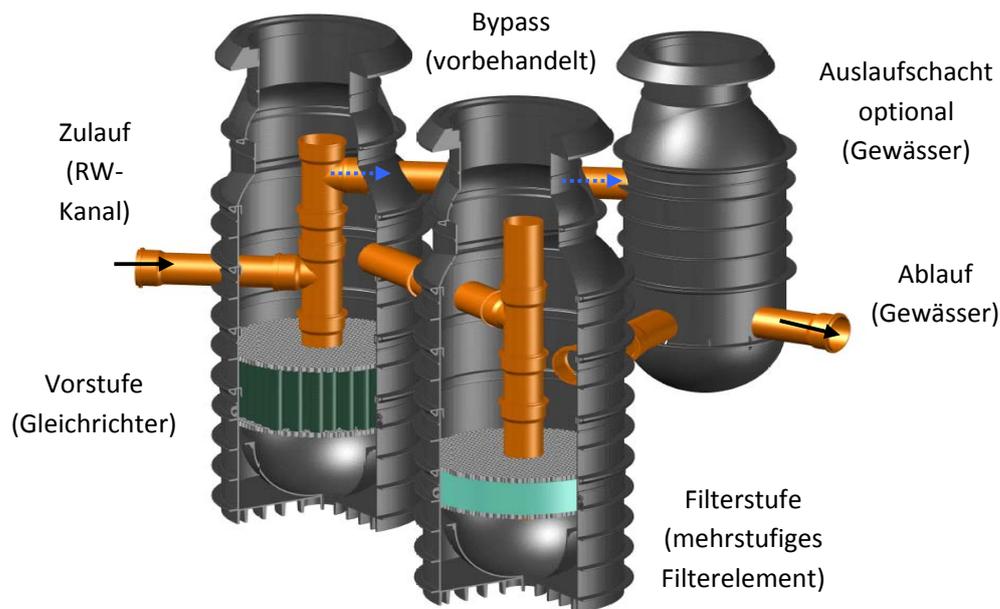


Abbildung 27: Funktionsdarstellung des Filterschachtsystems FiltaPex® (Seitenansicht)

Bei der Dimensionierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Filterstufe wird der jeweilige behandlungspflichtige Oberflächenabfluss berücksichtigt. Die maßgebenden Parameter bei der Auslegung des Filterdurchsatzes sind die Filterfläche und das hydraulische Gefälle. Es wird keine Fremdenergie benötigt, der Durchfluss erfolgt durch den hydrostatischen Druckausgleich. Die Schachtelemente werden direkt in die bestehende Regenwasserkanalisation integriert. Die allgemeinen Kenngrößen des Systems FiltaPex® und bisherigen Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 19 zusammengestellt.

Tabelle 19: Systematik FiltaPex® – Angaben zu Wirkung und Wartung

System FiltaPex	Hydraulische Wirkung ¹⁾		Wirkung (Stoffrückhalt) ²⁾		Wartungsintervalle (Monate) ³⁾		
	Fläche (m ²)	Q _{krit} (l/s)	Feststoffe	Schwermetalle	Optische Kontrolle	Reinigung Schlammraum	Austausch Filter
Einschacht (Versickerung) aus Kunststoff oder Beton ø 1250 (Beton oder PEHD) ø 2200 (Beton)	bis 2.000 bis 4.000	3 6	über 92 %	bis 80 %	3	12	größer 12
Einschacht (Gewässereinleitung) aus Kunststoff oder Beton ø 2200 (Beton) ø 2600 (PP) ø 3000 (PP) ø 3400 (PP)	10.000 15.000 20.000 30.000	15 22,5 30 45	über 70 %	über 50 %	3	12	größer 12
Mehrschachtsysteme oder Ortbetonbauwerke entsprechend individueller Anforderungen aktuell größte Anlage in Realisierung	172.000	127	über 70 %	über 50 %	12	12	größer 12

1) Im Einbauzustand höhere Durchlässigkeit. Hydraulische Wirkung nimmt im Verlauf der Betriebsphase ab. Q_{krit} zum Ende des Wartung eingehalten. Die endgültige Abnahme der Durchlässigkeit kann innerhalb eines relativ kurzfristigen Zeitraumes erfolgen.

2) Wirkung kann durch Variation der Filterlagen gesteigert werden. Steigerung der spezifische Wirkung (z.B. Schwermetallrückhalt) durch individuelle Filterelemente möglich.

3) Wartungsintervalle abhängig von Oberflächenverunreinigung. Wirkung und Wartungsintervalle beeinflussen sich gegenseitig.

Die nachfolgenden Ausführungen dienen der Veranschaulichung der Wirkungsweise des FiltaPex®-Systems. Der Oberflächenabfluss des Einzugsgebietes wird über einen Anschlusskanal der Vorstufe zugeführt (Abbildung 28). In diesem Schacht werden die eingebauten Strömungsgleichrichter im Aufstromverfahren durchflossen. Der Einsatz von Filterbürsten in den jeweiligen Strömungsgleichrichtern verbessert zusätzlich den Rückhalt von Grobstoffen.

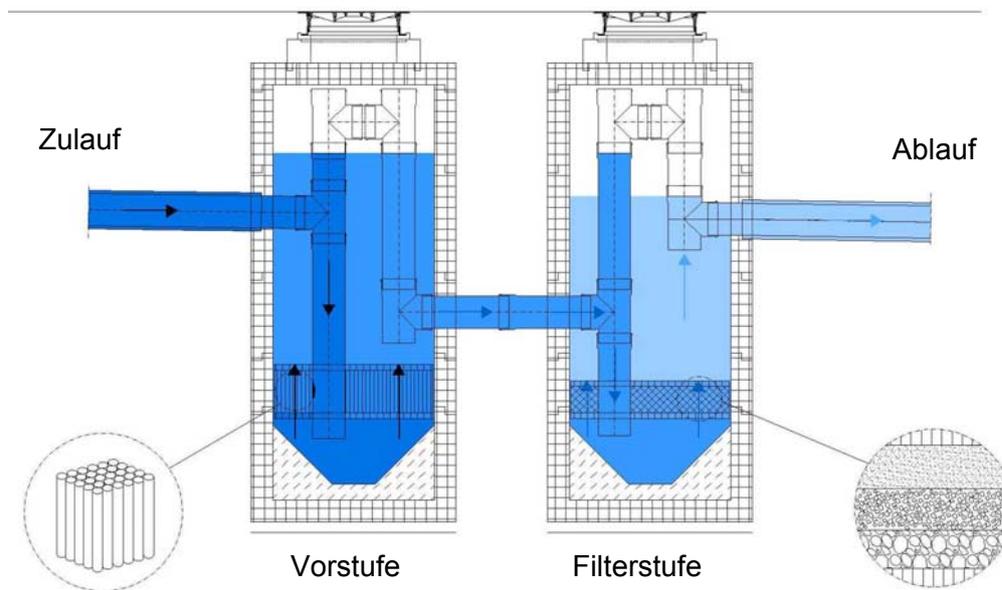


Abbildung 28: Schnitt durch das System FiltaPex® im Normalbetrieb

Der in der Vorstufe mechanisch vorgereinigte Abfluss durchströmt anschließend ebenfalls im Aufstromverfahren die Filterstufe (Abbildung 28), welche die Abfiltrierbaren Stoffe (AFS) und gelöste Schwermetalle zu einem großen Anteil zurückhält. Der Rückhalt von Leichtstoffen (z.B. Öl) innerhalb des Systems erfolgt durch eine entsprechende Tauchwand- bzw. Tauchrohrkonstruktion vor der Ausleitung in das Gewässer. Der gefilterte Abfluss wird anschließend über eine vorhandene Leitung in das Gewässersystem eingeleitet. Spitzenabflüsse, die den Bemessungszustrom überschreiten und nicht behandlungspflichtig sind, entlasten über den Bypass in Vor- und Filterstufe und werden direkt in das Gewässer abgeführt (Abbildung 29).

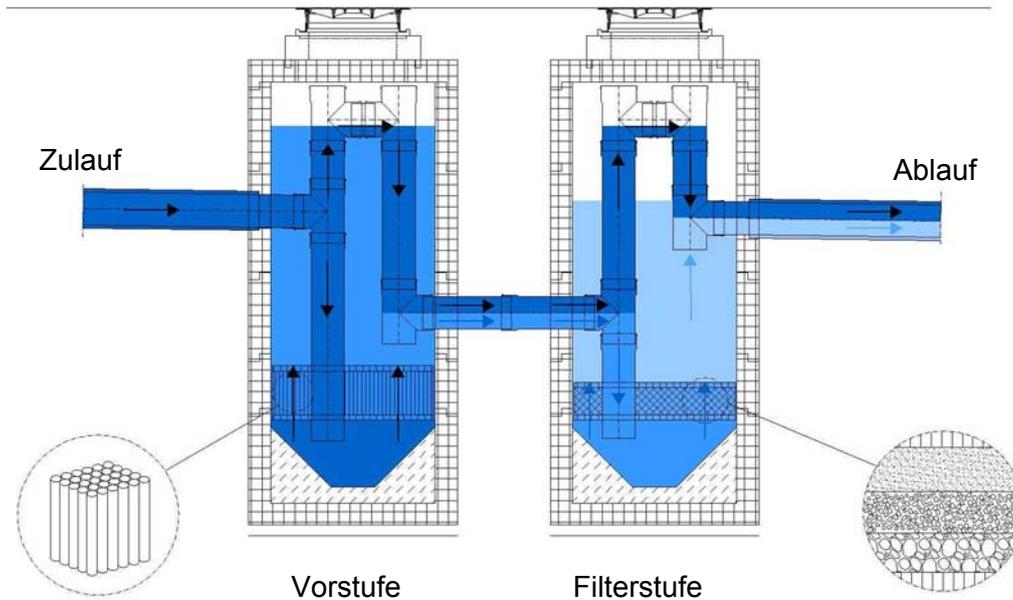


Abbildung 29: Schnitt durch das System FiltaPex® bei Zufluss von Spitzenabflüssen

Für die Realisierung der planmäßigen Filterdurchströmung ist im Filterschachtsystem eine Druckhöhendifferenz von 0,30 bis 0,90 m zwischen Zulauf und Ablauf erforderlich. Hierdurch wird ein temporärer Rückstau im zuleitenden Kanalsystem hervorgerufen, der nach Ende des Regenereignisses wieder auf den Ausgangswert absinkt (Abbildung 30). Ein planmäßig dauerhafter Einstau des Kanals erfolgt nicht, die Änderung der Leistungsfähigkeit des Kanals ist nicht signifikant.

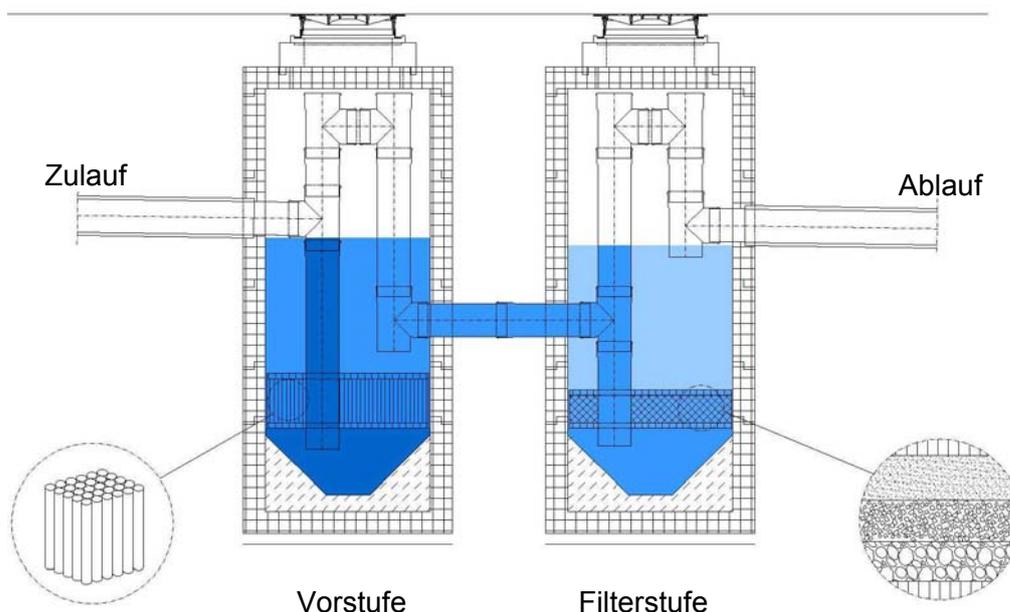


Abbildung 30: Schnitt durch das System FiltaPex® im Ruhezustand

Das Betriebsverhalten und das Reinigungsvermögen des Filterschachtsystems hängen von der Verunreinigung der angeschlossenen Flächen ab. Prioritär sollen im Regenwasserabfluss Feststoffe, Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe zurückgehalten werden. Im Forschungsvorhaben wird ein Fokus auf den Rückhalt von PAK, MKW und MTBE gelegt. Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe adsorbieren zu einem hohen Anteil an

Feststoffen, so dass bei einem effektiven Rückhalt von Feststoffen ein maßgeblicher Schadstoffanteil ausgefiltert wird.

4.2 Wartung und Reinigung

Die erforderlichen Betriebsmaßnahmen und Wartungszyklen hängen von der Verunreinigung der Oberflächen und dem Auslastungsgrad der Anlage ab. Bei der Dimensionierung der Anlage wird die wirtschaftlichste Auslegung hinsichtlich der Investitions- und der Betriebskosten angestrebt.

Bei der Wartung der Anlage sind jahreszeitliche Schwankungen zu berücksichtigen. Da ein hoher Salzgehalt im Zufluss eine Rücklösung von Schwermetallen bewirken kann, wird im Spätherbst eine Überprüfung und ggf. Reinigung der Filteranlage empfohlen. Die in Tabelle 20 aufgeführten Maßnahmen entsprechen den bisherigen Systemuntersuchungen und werden für einen störungsfreien Betrieb empfohlen.

Tabelle 20: Vorschläge für die Wartung des Systems

Wartungsintervall	Maßnahme	Technische Ausrüstung
Anfangsphase: 4 Wochen nach Inbetriebnahme einmalige Sichtkontrolle		
3 Monate	Sichtkontrolle	-
6 Monate	Reinigung Schlammfänge	Saugfahrzeug
mind. 1 Jahr	Austausch Filter	Gemäß Angabe Hersteller

Alle 3 Monate sollte eine Sichtkontrolle zur Gewährleistung der Betriebsstabilität durchgeführt werden. Dabei ist vor allem auf etwaige Schäden oder Verstopfungen sowie auf den Füllstand und die Qualität des Klarwasserüberstandes in der Filterstufe zu achten. Sollten Grobstoffe, wie etwa Blätter, auf der Wasseroberfläche aufschwimmen, sind diese zu entfernen. Die erste Sichtkontrolle sollte etwa 4 Wochen nach Einbau des Systems stattfinden.

In Anlehnung an die prognostizierte Standzeit des Filterschachtsystems sollte alle 6 Monate mit einem Spülfahrzeug der Schlammfang in der Vorstufe sowie in der Filterstufe gereinigt werden. Der Saugkopf kann jeweils durch das Staurohr in den Sedimentfang eingeführt werden, um so das eingestaute Wasser und die sedimentierten Stoffe zu entfernen. Für den Austausch der Filterelemente ist ein Zyklus von etwa 12 Monaten vorgesehen.

Die Wartungs- und Reinigungsintervalle sind abhängig vom Standort sowie der Systemauslegung und entsprechend den Betriebserfahrungen anzupassen. Die genannten Zyklen entsprechen Erfahrungswerten, die durch den Betrieb bereits bestehender Anlagen gewonnen wurden.

4.3 Versuche zum Rückhalt organischer Verunreinigungen

4.3.1 Versuchsanlage

Die für die Untersuchungen betriebene Versuchsanlage befindet sich auf dem Gelände des Prüfinstitutes für Abwassertechnik GmbH (PIA GmbH) in Aachen.

Für die Projektdurchführung wurde ein Zwei-Schacht-System in Kunststoffbauweise betrieben (Abbildung 31). Das Funktionsprinzip entspricht der zuvor erläuterten Wirkungsweise.

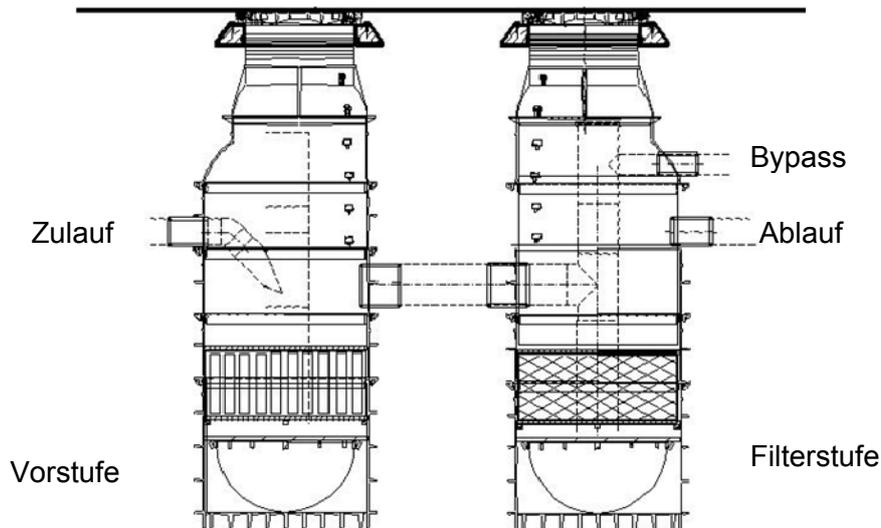


Abbildung 31: Funktionsdarstellung des FiltaPex®-Systems in Kunststoffbauweise auf dem Prüfgelände des PIA

Das für die Projektversuche eingesetzte Filterschachtsystem umfasst eine mit Filterbürsten ausgerüstete Vorstufe DN 1000 sowie eine Filterstufe DN 1000. Der mehrstufige Filteraufbau besteht aus zwei Lagen des mineralischen Granulats in abgestufter Korngröße und einer Lage Geovlies-Packs, die mit einem absorbierenden Substrat gefüllt sind. Sowohl der Anschlusskanal im Bereich des Zu- und Ablaufs als auch die Rohrkonstruktion im System besitzen eine Nennweite von DN 150.

Die Filterelemente bestehen aus textilen „Filterpacks“ mit einer Füllung aus Granulat. Die „Filterpacks“ wurden in zwei Lagen eingebaut, wobei die Kornabstufungen der mineralischen Füllung aufeinander abgestimmt sind. Die oberste Lage besteht aus Geovlies-Packs, die mit einem absorbierenden Substrat gefüllt sind. Im Zuge der großtechnischen Versuche beim PIA wurden unter der Annahme, dass die Filtermaterialien Sorp1 und Sorp2 vergleichbare Rückhalteeffekte bezüglich der Kohlenwasserstoffe und anderer organischer Spurenstoffe erzielen würden, mit Sorp1 gefüllte Geovlies-Packs eingesetzt. Beide Materialien wurden bisher zur Schwermetallelimination eingesetzt.

Abbildung 32 zeigt das Schachtinnere der Vor- und Filterstufe, mit Blick auf die abschließenden Gitterroste sowie die Einbausituation der Standrohre. Das System wurde im Zulauf der Vorstufe sowie im Ablauf der beiden Schächte zusätzlich mit Multiparametersonden der Firma s::can (Vertrieb Firma Nivus, Eppingen) ausgestattet, welche kontinuierlich Parameter (z.B. AFS-Äquivalente) messen und aufzeichnen können.

Die Aufzeichnungen dienen während der Versuchsphasen als zusätzliche Information. In diesen drei genannten Bereichen des Systems wurden darüber hinaus Stellen für eine automatische Probenahme eingerichtet. Hierfür wurden mobile Probenehmer (Liquiport 2000 Ex RPT22) der Firma Endress+Hauser, Weil am Rhein, eingesetzt.

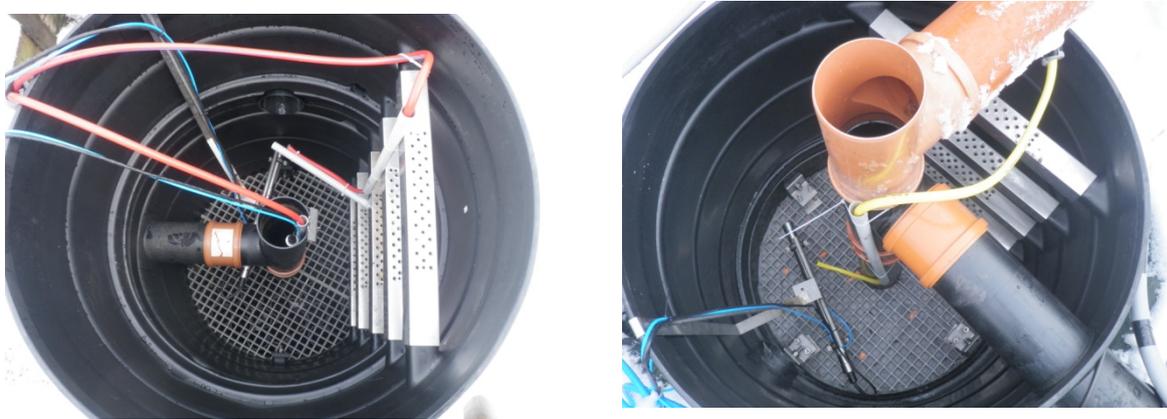


Abbildung 32: Blick in die Vorstufe (links) sowie Filterstufe (rechts) des FiltaPex®-Systems auf dem Prüfgelände des PIA

Das in Abbildung 33 dargestellte Fließschema gibt einen Überblick über den Versuchsaufbau der großtechnischen Anlage. Der Versuchsaufbau entspricht der Prüfanordnung gemäß dem Entwurf der Zulassungsgrundsätze des DIBt zur Prüfung von „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2011] sowie der Versuchsanordnung des aktuellen Forschungsprojektes „Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen“ [Werker et al., 2011].

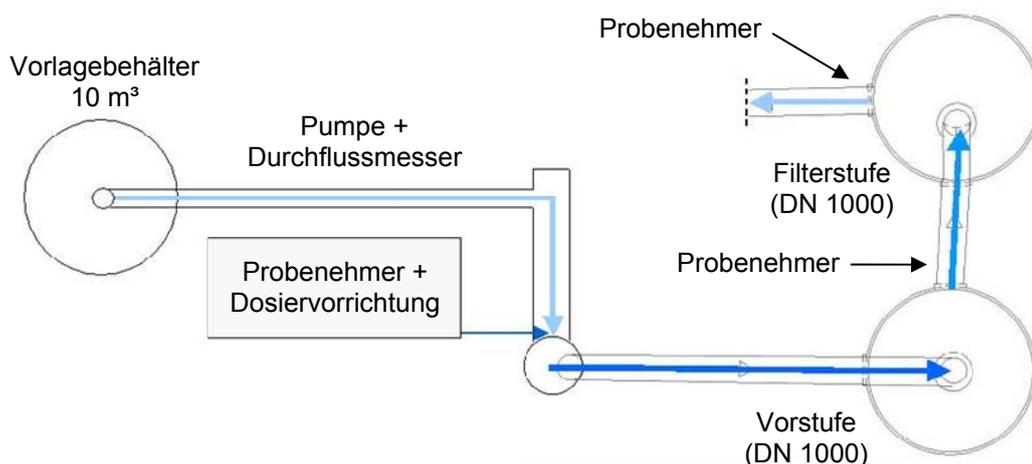


Abbildung 33: Fließschema des Versuchsaufbaus beim PIA (farbliche Kennzeichnung des Fließweges demonstriert Grad der Verunreinigung)

Der Vorlagebehälter (Abbildung 34), welcher im Wesentlichen mit Bachwasser aus dem Tüljebach beschickt wird, kann maximal ein Volumen von rund 10 m³ fassen. Der Zufluss zum Filterschachtsystem wird mittels einer Pumpe sowie einem integrierten magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID) geregelt. Über einen Schlauch gelangt der Zufluss in

eine Rinne und einen Behälter aus Stahl, welche nach den Prüfanforderungen der DIN EN 858 vom PIA gebaut und zur Verfügung gestellt wurden (Abbildung 34). An dieser Stelle erfolgt mittels einer in der Fördermenge einstellbaren Schlauchpumpe eine kontinuierliche Dosierung von definierten Schadstoffmengen.

Der künstliche Niederschlagswasserzufluss wird nach dem Stahlbehälter über ein Anschlussrohr (DN 150) der Vorstufe zugeführt, welche gemäß dem erläuterten allgemeinen Prinzip (Kapitel 4.1) im Aufstromverfahren durchflossen wird. Anschließend durchströmt der Vorstufenablauf die mit einem Notüberlauf ausgestattete Filterstufe. Das Niederschlagswasser wird nach der Passage des Filtersystems abschließend in einem Sammelbehälter gefasst und gedrosselt zu einer Kläranlage im angrenzenden Belgien abgeführt.

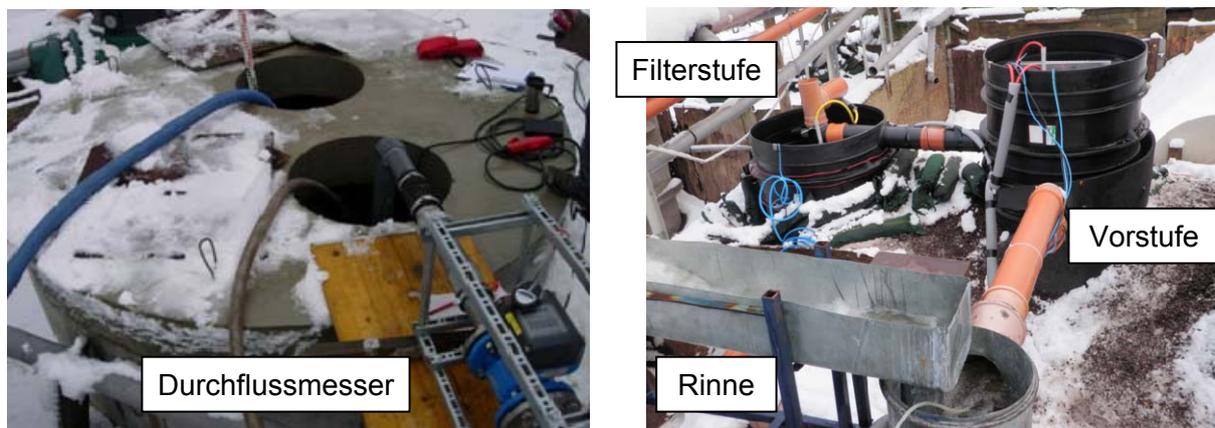


Abbildung 34: Vorlagebehälter mit Durchflussmesser (links) und FiltaPex[®]-System und Zuflusssituation auf dem Prüfgelände des PIA (rechts)

4.3.2 Versuchsdurchführung

Im Zuge der ersten Projektphase erfolgten die praktischen Untersuchungen in zwei Versuchsphasen über jeweils zwei Tage.

- Messphase 1 (Dezember 2010): Untersuchungen zur Aufnahmekapazität an PAK, MKW und MTBE des Systems FiltaPex[®]
- Messphase 2 (Januar 2011): Versuche zur Bestimmung der Fließzeit für eine optimierte Probenahme und Untersuchungen mit variablen Zugabekonzentrationen der Schadstoffe PAK, MKW und MTBE

Erste Messphase

Zunächst erfolgte die Simulation eines Abflusses mit typischen gelösten organischen Verunreinigungen, die den Niederschlagsabflüssen von befestigten Verkehrsflächen entsprachen. Die Dosierung der entsprechenden Schadstoffmengen erfolgte unter Berücksichtigung der in den Tabelle 2, Tabelle 4 und Tabelle 6 zusammengefassten typischen Werte für Straßenabläufe (Kapitel 2.4).

Als zu dosierende Schadstoffzusammensetzung wurde ein Superbenzin-Diesel-Gemisch mit einer handelsüblichen Zusammensetzung verwendet, welches die maßgeblichen Parameter im Oberflächenabfluss repräsentieren soll. Der Vorteil im Einsatz dieses Gemisches liegt zum einen in den geringeren Kosten gegenüber der Verwendung von chemischen Reinsubstanzen und zum anderen in den darin vorkommenden organischen Spurenstoffen. Im Superbenzin sind maßgeblich MTBE und im Diesel PAK vorhanden. Orientierend an typischen Konzentrationsbereichen organischer Spurenstoffe (Kapitel 2.4) wurden die Zielkonzentrationen (Tabelle 23), die durch Zugabe der Schadstoffmischung eingestellt werden sollen, festgelegt. Da die in Niederschlagsabflüssen auftretenden Spurenstoffkonzentrationen nahe der analytischen Bestimmungsgrenzen liegen, wurden die Zielkonzentrationen aus dem oberen Bereich der bisher gemessenen maximaler Stoffkonzentrationen gewählt (Werker et al., 2011). Das Verhältnis der Spurenstoffe untereinander war durch die Zusammensetzung der beiden Kraftstoffe vorgegeben. Die MKW stellten hierbei die quantitativ größte Stoffgruppe dar, so dass die MKW-Konzentration im Zulauf zum Filterschachtsystem verhältnismäßig genau eingestellt wurde und sich daraus die anderen Konzentrationen entsprechend ihrer Anteile in den Kraftstoffen ergaben. Die Gesamtfrachten ergaben sich aus dem insgesamt zu dosierten Volumen pro Versuchsdurchlauf. Weitere Einzelheiten werden im Folgenden erläutert.

Wie zuvor beschrieben erfolgten die auf dem Gelände des Prüfinstitutes für Abwassertechnik GmbH (PIA GmbH) in Aachen durchgeführten Versuche in enger Abstimmung mit den Zulassungsgrundsätzen des DIBts zur Prüfung von „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen“ [DIBt, 2011]. Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten auf dem Gelände der PIA GmbH wurde der Versuchsaufbau (Teilprüfungen, Prüfrengenspenden) angepasst. Bei leistungsfähigen dezentralen Behandlungssystem, die in der Lage sind, das anfallende Niederschlagswasser sehr großer Verkehrsflächen zu behandeln, resultieren aus den Prüfrengenspenden vorgegeben durch das DIBt-Zulassungsverfahren [DIBt, 2011] verhältnismäßig große Durchflüsse. Diese müssen für die gesamte Mindestprüfdauer bereitgestellt werden. Unter Berücksichtigung des Vorlagebehälters, der mit einem Volumen von 10 m³ bereits relativ groß ist, wurden die realisierten Prüfrengenspenden angepasst (Tabelle 21).

Tabelle 21: Gegenüberstellung Prüfung des Kohlenwasserstoffrückhaltes nach DIBt (2011) und gewählte Versuchsdurchführung

Prüfungsdurchführung nach DIBt-Zulassungsverfahren [DIBt, 2011] für eine angeschlossene Fläche von 2.000 m ²				gewählte Versuchsdurchführung (System FiltaPex [®] DN 1.000 mit einer angeschlossenen Flächen von 2.000 m ²)		
Teilprüfung	Prüfrengenspende l/(s ha)	Zufluss l/s	Mindestprüfdauer min	Prüfrengenspende l/(s ha)	Zufluss l/s	Prüfdauer min
1	2,5	0,5	200	35	7	24
2	6	1,2	80			
3	25	5	20			
4	100	20	15			

Generell ist für Filterschachtsysteme festzustellen, dass aufgrund der sehr großen Anschlussfläche bis in den Hektarbereich, ein sehr großes Vorlagevolumen ggf. mit einer Nacheinspeisung vorgehalten werden muss, da sonst die erforderliche Prüfregenspenden nicht realisiert werden können. Für ein System mit einer Anschlussfläche von 2.000 m² wäre ein Vorlagebehälter mit mindestens 18 m³ erforderlich, um die maximale Prüfregenspende von 20 l/s für die Mindestprüfdauer von 15 min zu gewährleisten.

Beide Versuchstage in der ersten Versuchsphase umfassten jeweils fünf Versuchsdurchläufe, bei denen das Filterschachtsystem jeweils mit 10 m³ Wasser beschickt wurde. Dabei sollte mit Hilfe der Regelpumpe ein konstanter Volumenstrom von ca. 7 l/s eingestellt werden. Dieser Wert stellt für das vorhandene System den höchsten zu behandelnden Abfluss dar. Ein Versuchsdurchgang belief sich somit auf rund 24 Minuten. Während dieser Zeit erfolgte eine kontinuierliche Dosierung der Schadstoffmengen mittels der eingesetzten Schlauchpumpe. Der erste Durchlauf eines Tages wurde jeweils für das Einlaufen des Filterschachtsystems genutzt, so dass keine Probenentnahme erfolgte.

Am ersten Versuchstag (06.12.2010) wurden pro Durchgang 200 ml des Benzin-Diesel-Gemisches im Verhältnis 1:1 dem Zufluss zum Filterschachtsystem zugegeben. Mittels der vorhandenen Zulaufpumpe und dem integrierten magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID) wurde der Zufluss zum Filterschachtsystem letztlich auf $7 \pm 0,2$ l/s geregelt. Eine Übersicht über die Versuchsdurchführung am ersten sowie auch am zweiten Versuchstag bietet zusammenfassend Tabelle 22.

Tabelle 22: Volumenstrom und Stoffgemischzugabe während Messphase 1

Durchgang	Zufluss Q	Zugabevolumen Benzin-Diesel-Gemisch
06.12.2010 (Standardbelastung)		
1	7 l/s	0 ml
2	7 l/s	200 ml
3	7 l/s	200 ml
4	7 l/s	200 ml
5	7 l/s	200 ml
08.12.2010 (Jahresfracht)		
1	7 l/s	4.000 ml
2	7 l/s	4.000 ml
3	7 l/s	4.000 ml
4	7 l/s	4.000 ml
5	7 l/s	4.000 ml

Aufgrund der zuvor erläuterten Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration vom Superbenzin-Diesel-Gemisch wurde zunächst eine Probe der angesetzten Lösung genommen, um die tatsächlichen Konzentrationen im Zulauf zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Tabelle 23 zusammengefasst.

Tabelle 23: Gemessene Schadstoffkonzentrationen sowie daraus resultierende Gesamtfrachten in Messphase 1

Stoff	Zielkonzentration im Zulauf (anhand von Literaturwerten)	Konzentration im Benzin-Diesel-Gemisch	mittlere Konzentration im Zulauf des Filterschachtsystems		In das System eingebrachte Gesamtfracht (bezogen auf gewählte Konzentration, Beschickungsvolumen)	
			06.12.2010	08.12.2010 (Jahresfracht)	06.12.2010	08.12.2010 (Jahresfracht)
			PAK	7 µg/l	723.000 µg/l	14,46 µg/l
MKW	10 mg/l	470.000 mg/l	9,40 mg/l	188 mg/l	376 g	9.400 g
MTBE	2 µg/l	15.000.000 µg/l	300 µg/l	6.000 µg/l	12 g	300 g

Der zweite Versuchstag am 08.12.2010 umfasste Untersuchungen zur Behandlung der auftretenden Jahresfracht von Schadstoffen im Oberflächenabfluss. Dazu wurde eine für die Bundesrepublik Deutschland mittlere jährliche Niederschlagshöhe in Deutschland von 800 mm bzw. 800 l/m² angenommen. Die für das untersuchte Filtersystem mögliche Anschlussfläche beträgt etwa 5.000 m². Daraus resultiert ein jährliches Zuflussvolumen von 4.000 m³. Dementsprechend wurden pro Durchgang, bei welchem das System mit einem Volumen von rund 10 m³ Wasser beschickt wurde, 4.000 ml des Benzin-Diesel-Gemisches im Verhältnis 1:1 dem Zufluss zum Filterschachtsystem zugegeben. Die auf die Jahresfracht bezogenen Schadstoffmengen sind in der bereits beschriebenen Tabelle 24 ersichtlich.

Tabelle 24: Überblick der Probenerhebung an verschiedenen Stellen im Filterschachtsystem in Messphase 1 (mit t = Zeitpunkt der Probennahme)

Durchgang	Nullprobe	Zulauf Vorstufe	Ablauf Vorstufe	Ablauf Filterstufe
06.12.2010				
1	t = 10 min			
2		t = 10 min	t = 10 min	t = 10 min
3		t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min
4		t = 10 min	t = 10 min	t = 10 min
5		t = 10 min	t = 10 min	t = 10 min
08.12.2010				
1	t = 10 min			
2		t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min
3				t = 10 min t = 20 min
4				t = 10 min t = 20 min
5		t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min	t = 10 min t = 20 min

Die automatische Probenahme erfolgte während beider Versuchstage im Zu- und Ablauf der Vorstufe sowie am Ablauf der Filterstufe nach 10 min sowie wahlweise auch nach 20 min. Vorrangig stand bei der Versuchsdurchführung die Beprobung des Filterablaufes im Vordergrund. Zusätzlich wurde als Referenzwert eine Probe des Zulaufs vor der Dosierung der Schadstoffmengen herangezogen. Eine Übersicht der erhobenen und damit auch zu analysierenden Proben bietet die Zusammenfassung der in Tabelle 24 aufgeführten Probenahmeporgänge an den zwei Versuchstagen des ersten Blockes.

Zweite Messphase

Die zweite Messphase wurde im Januar 2011 an zwei aufeinander folgenden Tagen durchgeführt. Das Filtermaterial wurde hierfür nicht gewechselt und das Filterschachtsystem auch nicht rückgespült oder gereinigt. Die Versuchsdurchführung sowie der Ablauf wurden in Anlehnung an die Ergebnisse des ersten Blockes optimiert bzw. angepasst und variiert.

Die Ergebnisse und Erkenntnisse der ersten Messphase zeigten, dass beim Rückhalt der Schadstoffe bzw. Leichtflüssigkeiten noch Optimierungsbedarf vorhanden ist. In dieser Hinsicht wurde vor dem Ablauf der Vorstufe ein Tauchrohr installiert, das einen Rückhalt der Leichtflüssigkeiten in dem Schacht der Vorstufe bewirken sollte (Abbildung 35).

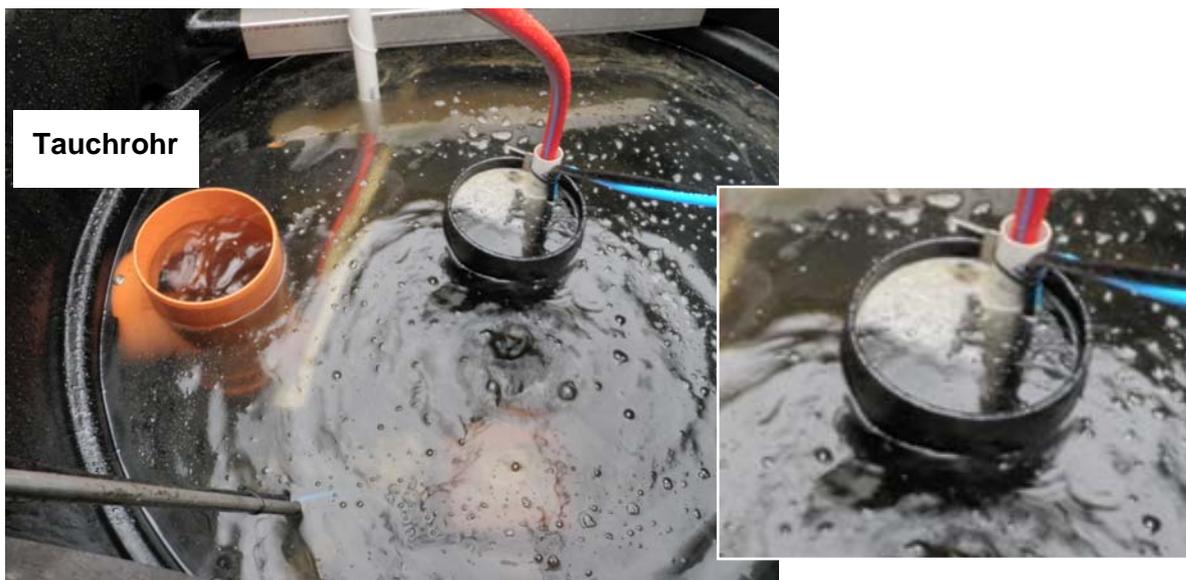


Abbildung 35: Zusätzlich installiertes Tauchrohr und MKW-Schwimmschicht in der Vorstufe des FiltaPex®-Systems beim PIA

Während der Voruntersuchungen wurde festgestellt, dass bei dem automatischen Probenehmer der Entnahmeschlauch lediglich Proben einer Grenzschicht erfassen kann. Aufgrund der Eigenschaften der Schadstoffe, u.a. die geringere Dichte der Leichtflüssigkeiten gegenüber Wasser, wurden Schöpfproben im Strom bzw. beim Absturz des Abflusses herangezogen. Es wurden erneut der Zu- und Ablauf der Vorstufe sowie der Ablauf der Filterstufe beprobt.

Um eine repräsentative Entnahmestelle bzw. einen repräsentativen Entnahmezeitpunkt für die Proben zu gewährleisten, wurden zu Beginn der zweiten Messphase Untersuchung

hinsichtlich der Fließ- und Aufenthaltszeiten durchgeführt (Tabelle 25). Darauf aufbauend wurde der Probenahmevergang (Tabelle 26) optimiert.

Tabelle 25: Versuch zur Bestimmung der Fließzeiten bei Q = 7 l/s

Zeit in Minuten	Stelle im Filterschachtsystem
00:00	Zugabe Farbstoff, Dosierstelle
00:12	Staurohr Vorstufe
00:42	Ablauf Vorstufe
01:38	Ablauf Filterstufe

Die Proben wurden entsprechend der ermittelten Fließzeit an den Probenahmestellen zeitlich versetzt genommen. Aus den drei einzelnen Schöpfproben der jeweiligen Probenahmestelle innerhalb eines Versuchsdurchganges wurde, mit einem zeitlichen Abstand von 7 Minuten, im Anschluss an den Durchlauf eine Mischprobe (MP) erstellt (Tabelle 26). Es ergaben sich somit im Zuge von fünf Versuchsdurchgängen 12 zu analysierende Mischproben sowie eine Probe der Vorlagelösung vor der Schadstoffdosierung.

Tabelle 26: Überblick der Probenerhebung an verschiedenen Stellen im Filterschachtsystem in Messphase 2 (mit t = Zeitpunkt der Probennahme)

Durchgang	Nullprobe	Zulauf Vorstufe	Ablauf Vorstufe	Ablauf Filterstufe
1	t = 7 min			
2		t = 7 min t = 14 min t = 21 min } MP	t = 7,7 min t = 14,7 min t = 21,7 min } MP	t = 8,6 min t = 15,6 min t = 22,6 min } MP
3		t = 7 min t = 14 min t = 21 min } MP	t = 8,4 min t = 15,4 min t = 22,4 min } MP	t = 10,2 min t = 17,2 min t = 24,2 min } MP
4		t = 7 min t = 14 min t = 21 min } MP	t = 7,7 min t = 14,7 min t = 21,7 min } MP	t = 8,6 min t = 15,6 min t = 22,6 min } MP
5		t = 7 min t = 14 min t = 21 min } MP	t = 8,4 min t = 15,4 min t = 22,4 min } MP	t = 10,2 min t = 17,2 min t = 24,2 min } MP

Während dieser Versuche wurde zum einen der Durchfluss zwischen 3,5 und 7 l/s variiert und zum anderen wurden unterschiedliche Mengen an Schadstoffen eingesetzt. Die Dauer eines Durchganges betrug analog zur ersten Messphase im Dezember 2010 rund 24 Minuten.

Als zu dosierende Schadstoffzusammensetzung wurde entsprechend der ersten Messphase ebenfalls ein Superbenzin-Diesel-Gemisch verwendet. Bei Auswertung der Ergebnisse aus der ersten Messphase (Tabelle 23) fiel auf, dass bei den Stoffen PAK und MTBE insgesamt deutlich höhere Konzentrationen im Zulauf der Vorstufe gemessen wurden, als im Vorfeld

kalkuliert. Bei MTBE zeigt sich dieser Unterschied am stärksten. Da im Superbenzin maßgeblich der Stoff MTBE vorkommt, wurde für die zweite Messphase ein anderes Mischungsverhältnis gewählt, bei dem der Anteil an Superbenzin und damit MTBE verringert wurde. Dem Zufluss zum Filterschachtsystem wurde diesbezüglich ein Superbenzin-Diesel-Gemisch im Verhältnis 1:2,7 zugegeben. Aufgrund der zuvor erläuterten Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von diversen Randbedingungen im Superbenzin-Diesel-Gemisch, wurde wie in der ersten Messphase zunächst eine Probe des angesetzten Gemisches genommen, um dessen tatsächliche Konzentrationen zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Tabelle 27 zusammengefasst.

Tabelle 27: Gemessene Schadstoffkonzentrationen im Benzin-Diesel-Gemisch in Messphase 2

Stoff	Stoffkonzentration im Superbenzin-Diesel-Gemisch
PAK	535.000 µg/l
MKW	510.000 mg/l
MTBE	8.600.000 µg/l

Tabelle 28 gibt einen Überblick über die erzielten Schadstoffkonzentrationen im Zulauf zum Filtersystem für fünf beprobte der insgesamt neun Versuchsdurchgänge, die in die weitere Betrachtung einbezogen werden.

Tabelle 28: Versuchskonzept und Konzentrationen während der Messphase 2

Durchgang	Zufluss Q	Zugabevolumen Superbenzin-Diesel-Gemisch	mittlere Konzentration im Zulauf		
			PAK	MKW	MTBE
1	7 l/s	0 ml	0 µg/l	0 mg/l	0 µg/l
2	7 l/s	50 ml	2,68 µg/l	2,55 mg/l	43 µg/l
3	3,5 l/s	100 ml	10,70 µg/l	10,20 mg/l	170 µg/l
4	7 l/s	50 ml	2,68 µg/l	2,55 mg/l	43 µg/l
5	3,5 l/s	25 ml	2,68 µg/l	2,55 mg/l	43 µg/l
6	7 l/s	50 ml	2,68 µg/l	2,55 mg/l	43 µg/l
7	3,5 l/s	25 ml	2,68 µg/l	2,55 mg/l	43 µg/l
8	3,5 l/s	0 ml	0 µg/l	0 mg/l	0 µg/l

4.3.3 Ergebnisse der Versuche

In Anlehnung an die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Versuchsdurchführungen wurden für eine grafische Darstellung die in der Tabelle 29 aufgeführten Bezeichnungen angewendet.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse beider Messphasen gemäß dieser Probenkennzeichnung dargestellt. Insgesamt wurden 13 Proben zuzüglich drei Nullproben als Referenz analysiert. Die Proben am ersten Tag (06.12.2010) gehen aus einer Beschickung des Filterschachtsystems mit einer Standardbelastung hervor, am zweiten Tag (08.12.2010) wurde eine Jahresfrachtbelastung beprobt. Im zweiten Block am 18. und 19. Januar wurden Belastung und Durchsatz variiert. Die Probenkennzeichnung spiegelt die Probenahme im jeweiligen Versuchsdurchlauf gemäß Tabelle 24 und Tabelle 26 wieder.

Tabelle 29: Überblick Probenkennzeichnung in Messphase 1 und 2

Durchgang	Zeit der Probenahme	Zufluss Q	Zugabevolumen Superbenzin-Diesel-Gemisch	Probenbezeichnung
06.12.2010 (Messphase 1)				
1	t = 10 min	7 l/s	0 ml	Nullprobe
2	t = 10 min	7 l/s	200 ml	1_02.1
3.1	t = 10 min	7 l/s	200 ml	1_03.1
3.2	t = 20 min			1_03.2
4	t = 10 min	7 l/s	200 ml	1_04.1
5	t = 10 min	7 l/s	200 ml	1_05.1
08.12.2010 (Messphase 1)				
1	t = 10 min	7 l/s	4.000 ml	Nullprobe
2.1	t = 10 min	7 l/s	4.000 ml	2_02.1
2.2	t = 20 min			2_02.2
3.1	t = 10 min	7 l/s	4.000 ml	2_03.1
3.2	t = 20 min			2_03.2
4.1	t = 10 min	7 l/s	4.000 ml	2_04.1
4.2	t = 20 min			2_04.2
5	t = 10 min	7 l/s	4.000 ml	2_05.1
5	t = 20 min			2_05.2
18.01.2011 (Messphase 2)				
1	MP	7 l/s	0 ml	Nullprobe
2	MP	7 l/s	50 ml	3_02.1
3	MP	3,5 l/s	50 ml	3_03.1
4	MP	7 l/s	200 ml	3_04.1
5	MP	3,5 l/s	100 ml	3_05.1
6	MP	3,5 l/s	100 ml	3_06.1
19.01.2011 (Messphase 2)				
7	MP	7 l/s	50 ml	4_01.1
8	MP	3,5 l/s	25 ml	4_02.1
9	MP	3,5 l/s	0 ml	4_03.1

In Abbildung 36 ist der prozentuale Schadstoffrückhalt des FiltaPex®-Systems hinsichtlich des Parameters **MKW** dargestellt. Am ersten Versuchstag konnte für das System unter Standardbelastung orientierend an einer durchschnittlichen MKW-Konzentration (9,4 mg/l) insgesamt eine mittlere MKW-Eliminationsrate (gemittelt über die Versuche 1_02.1 bis 1_05.1) von ca. 87 % erreicht werden. Den vorwiegenden Rückhalt übernimmt hier noch die Vorstufe mit Kapazitäten zum Leicht- und Schwimmstoffrückhalt im vertikalen Zulaufrohr. Um den Filter an seine Leistungsgrenzen zu führen, wurde dieser mit einer MKW-Jahresfracht beaufschlagt. Hierbei zeigte sich für das Gesamtsystem ein durchschnittlicher Rückhalt (gemittelt über die Versuche 2_01.1 bis 2_05.1) von 61 %.

Im Zuge der Belastung des Filters mit der Jahresfracht an Schadstoffen konnte erwartungsgemäß ein Abfall der Rückhalteleistung beobachtet werden. Der Gesamtrückhalt des Systems hat sich von anfänglich 86 % (2_01.1) auf 42 % (2_04.1) verringert. Der wesentliche Rückhalt wurde hierbei vom Sorptionsfilter geleistet. Auf den Einbau von mechanischen Einrichtungen zum Rückhalt von Leichtstoffen (Tauchwand) wurde an dieser Stelle bewusst verzichtet, um vorrangig das Rückhaltevermögen des Adsorptionsfilters zu untersuchen. Das hier eingebaute Filtermaterial Sorp1 zeigte während der Laborversuche einen - im Vergleich zu den anderen Sorptionsmaterialien - durchschnittlichen MKW-Rückhalt (Kap. 3.2.4).

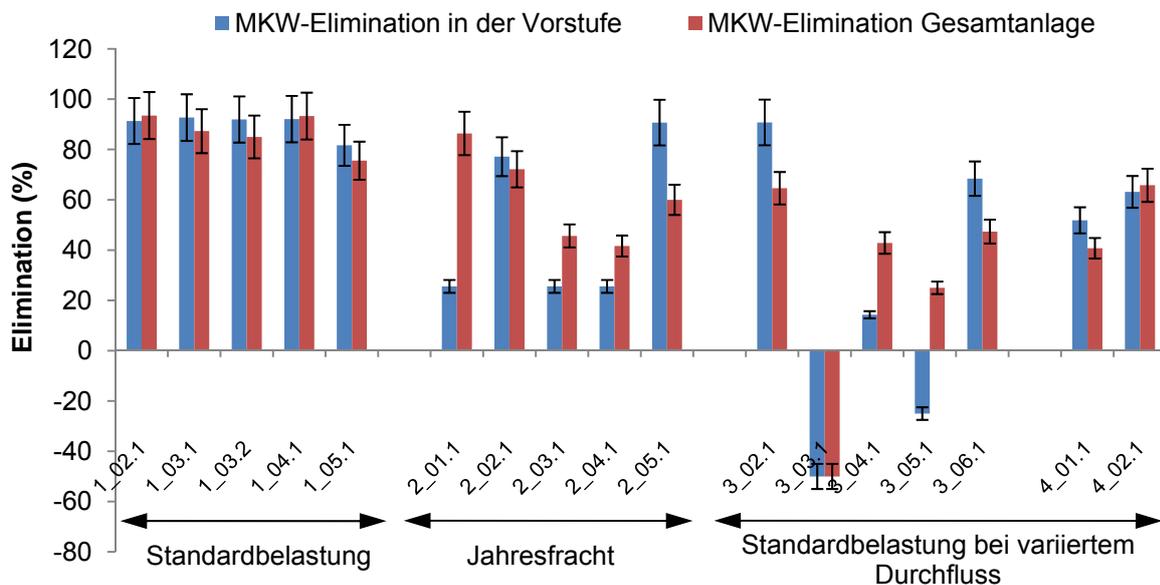


Abbildung 36: MKW-Elimination des FiltaPex®-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)

In der abschließenden zweiten Messphase wurde das FiltaPex®-System mit verschiedenen Standardbelastungen bei variiertem Durchfluss beschickt. Das Filtermaterial wurde zuvor nicht gewechselt. Nachdem knapp zwei Drittel der MKW-Jahresfracht zurückgehalten wurde, zeigte sich für das Gesamtsystem eine Abnahme der Reduktionsleistung. Der mittlere Rückhalt betrug noch 48 %. In einem Versuchsdurchlauf (3_03.01) kam es sogar zum Austrag von MKW. Ein Durchbrechen bzw. ein Wiederfreisetzen der Mineralölkohlenwasserstoffe sollte beim zukünftigen Einsatz schadstoffoptimierter Adsorptionsmaterialien zukünftig verhindert werden.

In Abbildung 37 ist die Rückhalteleistung des FiltaPex®-Systems hinsichtlich des Parameters **PAK** dargestellt. Wie bereits dargelegt wurde hier auf den Einsatz von Feststoffen verzichtet, um ausschließlich den Rückhalt des Sorptionsfilters zu untersuchen. Auf die getrennte Darstellung der Sedimentations- und Filterstufe wird an dieser Stelle verzichtet, da davon auszugehen ist, dass PAK als (kolloidal) gelöste Stoffe lediglich durch den Adsorptionsfilter zurückgehalten werden.

Am ersten Versuchstag konnte insgesamt eine mittlere PAK-Eliminationsrate von 80 % erreicht werden. Eine stetige Abnahme des Rückhaltevermögens ist an dieser Stelle bereits erkennbar. Diese setzt sich bei der Belastung des Filters mit der Jahresfracht an Schadstoffen fort. Der Gesamtrückhalt des Systems verringert sich von anfänglich 69 % auf 25 %. Im Mittel wurden 52 % der PAK-Jahresfracht zurückgehalten.

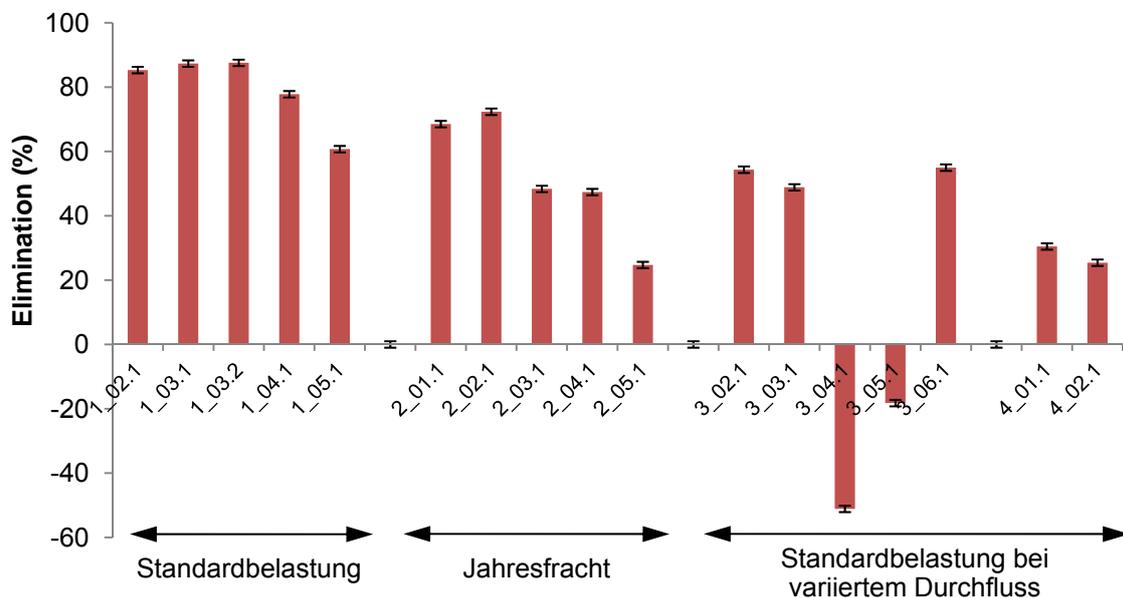


Abbildung 37: PAK-Elimination des FiltaPex®-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)

In der darauffolgenden zweiten Messphase wurde das FiltaPex®-Systems mit unterschiedlichen Standardbelastungen bei variiertem Durchfluss beaufschlagt. Es zeigte sich hierbei ein eher heterogenes Rückhaltevermögen des Filtersystems. Einerseits wurden nach der Dosierung der Jahresbelastung vergleichsweise hohe Eliminationsraten von etwa 50 % (3_02.1, 3_03.1) erreicht. Andererseits fand ein Austrag von PAK statt.

In

Abbildung 38 ist die Rückhalteleistung des FiltaPex®-Systems bezüglich des Parameters **MTBE** dargestellt. Im Vergleich zu den weiteren Parametern MKW und PAK werden insgesamt geringere Eliminationsraten erreicht. Am ersten Versuchstag, an dem der Filter mit Standardschmutzstoffkonzentrationen belastet wurde, konnte eine durchschnittliche Reduktionsleistung von lediglich 32 % erzielt werden. Hierbei ist jeweils eine Abnahme der Rückhalteleistung während der ersten beiden Versuchstage zu verzeichnen. Für den zweiten Versuchstag liegen die Eliminationsraten im Mittel bei 24 %. Bereits an dieser Stelle

(Probe 2_04.1) ist ebenfalls ein Frachtaustrag festzustellen. Für das hier eingesetzte Sorptionsmaterial Sorp1 konnte in den Laboruntersuchungen die im Vergleich geringste Adsorptionskapazität festgestellt werden.

Entgegen der Elimination von MKW und PAK konnten an dieser Stelle in der zweiten Messphase bessere Ergebnisse im Vergleich zum ersten Versuchstag erzielt werden. Es ergibt sich eine mittlere Rückhalteleistung von 35 %.

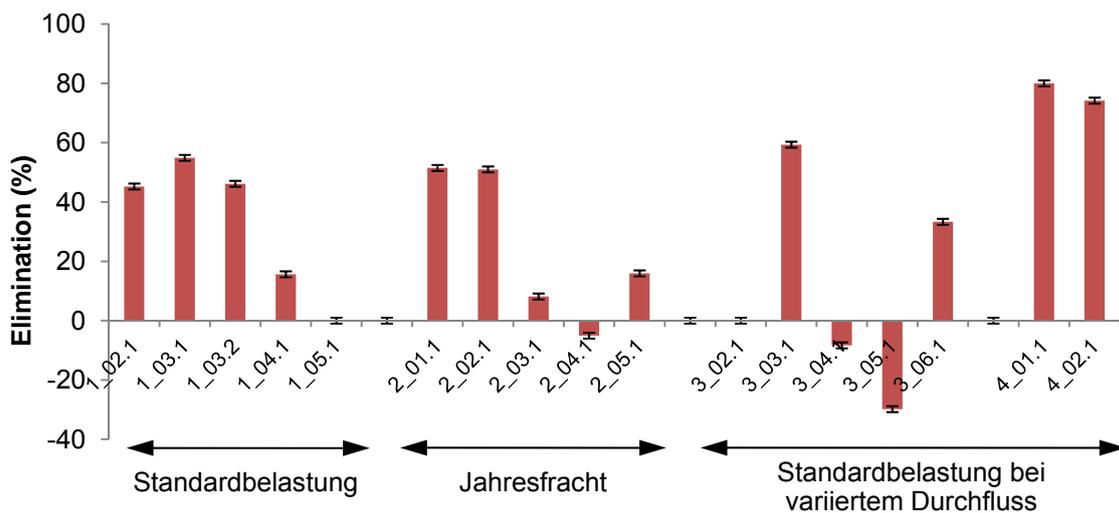


Abbildung 38: MTBE-Elimination des FiltaPex[®]-Systems in % (dargestellt mit analytischem Fehler)

In der nachfolgenden Tabelle 30 sind die nach den drei Abschnitten gegliederten Rückhalteleistungen dargestellt.

Tabelle 30: Mittlerer Rückhalt des Filterschachtsystems (Sorptionsmaterial Sorp1) während der Messphasen 1 und 2

Stoff	Messphase 1		Messphase 2
	Standardbelastung (Proben 1_02.1 bis 1_05.1)	Jahresfracht (Proben 2_01.1 bis 2_05.1)	Standardbelastung bei variiertem Durchfluss (Proben 3_02.1 bis 4_02.1)
MKW	87 %	61 %	48 %
PAK	80 %	52 %	21 %
MTBE	32 %	24 %	35 %

Bei den Parametern MKW und PAK kann zusammenfassend festgehalten werden, dass sich das Rückhaltevermögen des Filterschachtsystems nach einer Beschickung mit Jahresschmutzstoffkonzentrationen verringert. Für das Gesamtsystem ergibt sich eine Reduktion um ca. 34 % (MKW) bzw. rund 39 % (PAK) bemerkbar. Obwohl sich gegen Ende der Untersuchungen bezüglich der Jahresfrachten an Schadstoffen ein Versagen des Filters abzeichnete, konnten in der zweiten Messphase weiterhin teils noch gute Reduktionsleistungen erzielt werden. Es ist aber davon auszugehen, dass der Filter mit den organischen Schadstoffen belegt ist. Im Zuge dieser zweiten Messphase wurde vor dem Ablauf der Vorstufe zur Filterstufe ein Tauchrohr installiert, das einen Rückhalt der

Leichtflüssigkeiten in dem Schacht der Vorstufe bewirken sollte. Durch diese Optimierung konnten trotz einer Vorbelastung des Filters noch gute Eliminationsraten erreicht werden.

4.4 Untersuchung an bestehenden FiltaPex®-Systemen

4.4.1 Versuchsanlage am Standort Kulloch

Das Einzugsgebiet der Versuchsanlage am Standort Kulloch in Wuppertal umfasst eine Größe von 19,32 ha, wovon 11,83 ha abflusswirksam sind. Die an das Einzugsgebiet angeschlossenen Straßen besitzen zum Teil ein stark frequentiertes Verkehrsaufkommen von rund 15.000 Fahrzeugen pro Tag.

Das Filterschachtsystem FiltaPex® wurde im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsprojektes parallel zu einem Regenklärbecken (RKB) betrieben [Grüning et al., 2011]. Der maximale Volumenstrom in das Filterschachtsystem entsprach einem Zufluss bei Regenwetter von $Q_{krit} = 7,5$ l/s. Für eine Untersuchung der Reinigungswirkung wurden u. a. in dem Zu- sowie Ablauf des Systems Photometersonden zur kontinuierlichen Erfassung der Parameter AFS_{eq} , NO_{3-eq} , CSB_{feq} und CSB_{eq} sowie Leitfähigkeitssonden installiert. Auf Höhe dieser Sonden erfolgte darüber hinaus eine ereignisabhängige Probenahme.

Der Einsatz von Photometersonden ermöglicht eine kontinuierliche Aufzeichnung des Parameters AFS_{eq} . Dieser Parameter spielt bei der Beurteilung der stofflichen Belastung von Gewässern durch Niederschlagswasser eine wesentliche Rolle, da die Belastung durch die Parameter CSB_f , CSB und NO_3 im Trennsystem zumeist vernachlässigt werden kann.

Nach einer mehrmonatigen Versuchs- und Entwicklungsphase startete im Oktober 2009 eine erste Intensivuntersuchung, in der 11 Regenereignisse analysiert und ausgewertet werden konnten. Nach einer witterungsbedingten Pause folgte eine zweite Messphase, welche 9 Regenereignisse umfasste.

Die Ergebnisse der Untersuchung zum AFS-Rückhalt sollen zur Beurteilung der Reinigungsleistung von bestehenden Filterschachtsystemen hinzugezogen werden, da die Spurenstoffe PAK und MKW gemäß diversen Literaturangaben überwiegend partikulär transportiert werden [Starzec, 2005; Faram, 2007; Zhao, 2008]. An dem in Betrieb genommenen Standort „Robert-Daum-Platz“ in Wuppertal wurden in diesem Zusammenhang Proben des Sedimentes im Schlammfang der Vor- und Filterstufen gewonnen, so dass durch die entsprechenden Schlammanalysen ein Rückschluss auf den Rückhalt der oben genannten Spurenstoffe gezogen werden kann. Die Erläuterungen erfolgen diesbezüglich im nachfolgenden Abschnitt.

4.4.2 Standort „Robert-Daum-Platz“

Zur Dokumentation des Systemverhaltens unter realen Betriebsbedingungen wurde das Filterschachtsystem am Robert-Daum-Platz in Wuppertal untersucht. Der Standort liegt am südlichen Rand des Robert-Daum-Platzes, an der Ecke Friedrich-Ebert-Straße und Tannenbergsstraße. Die angeschlossene Fläche des Standortes „Robert-Daum-Platz“ (Abbildung 39) umfasst Teile eines in der Stadt Wuppertal am stärksten befahrenen Kreuzungsbereiches sowie eines privaten Geländes. Insgesamt wurde eine Fläche von

0,76 ha angeschlossen, wovon sich 0,67 ha als befestigt und damit abflusswirksam erweisen (klärpflichtig nach Trennerlass: 0,21 ha der Kategorie III). Gemäß Trennerlass ergibt sich ein behandlungspflichtiger Abfluss von 7,6 l/s.



Abbildung 39: Standort und Blick in den Filterschacht am Robert-Daum-Platz in Wuppertal

Das im Jahr 2008 errichtete Filterschachtsystem besteht aus einer in der vorhandenen Regenwasserkanalisation integrierten Vorstufe DN 1500 sowie einer Filterstufe DN 1500 in Betonbauweise. Die Vorstufe ist für einen zusätzlichen Rückhalt von Grobstoffen mit Filterbürsten ausgestattet. Die Elemente der Filterstufe bestehen aus verschiedenen Mineralstoffen mit in Strömungsrichtung abgestufter Korngröße sowie einer abschließenden Lage eines absorbierenden Substrats.



Abbildung 40: FiltaPex®-System Robert-Daum-Platz Wartung nach einem Jahr Betriebszeit

Am 23.11.2010 wurde nach etwa einem Jahr Betriebszeit eine Wartung des FiltaPex®-Systems mit einem Austausch der Filterpacks durchgeführt. Aufgrund der temporären (planmäßigen) Entlastungen über das Überstaurohr wurden zusätzlich zu den starken Verschmutzungen der Filterpacks auch Verschmutzungen auf der Oberfläche der Filterstufe festgestellt. Abbildung 40 zeigt die Verschmutzung der Filterpacks vor dem Ausbau.

Im April 2011 wurden mittels einer Tauchpumpe Sedimentproben aus Vor- und Filterstufe erhoben und an der Ruhr-Universität Bochum analysiert (Kap. 5.2).

4.4.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der kontinuierlichen Feststoffmessung am Standort Kulloch sind im Folgenden, auf den Frachtrückhalt bezogen, dargestellt (Abbildung 41).

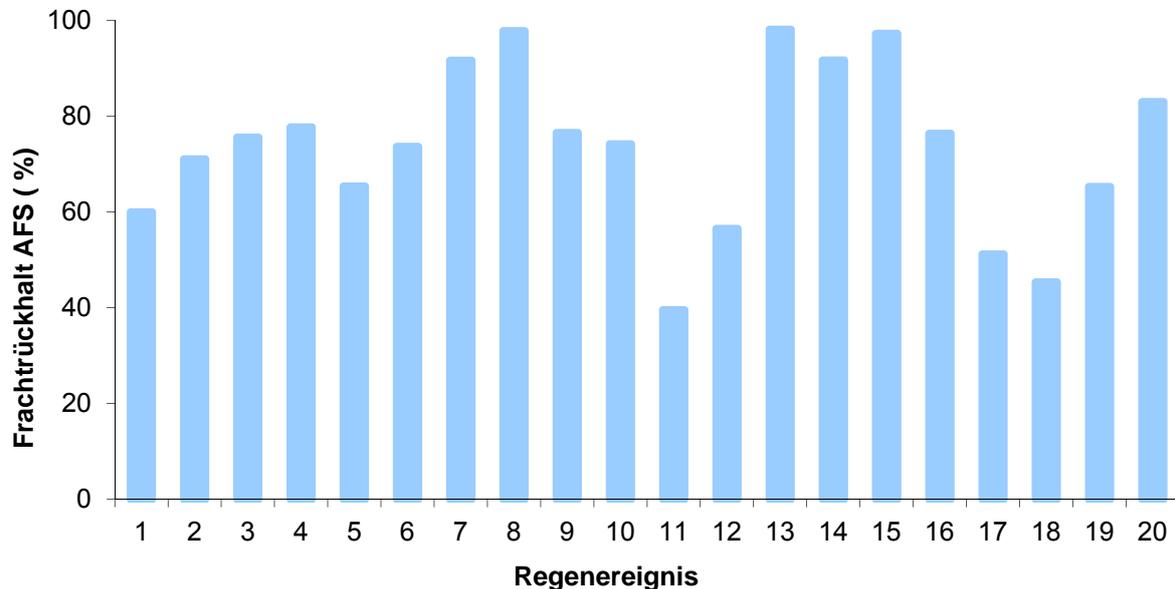


Abbildung 41: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – AFS

Der Frachtrückhalt für das System FiltaPex® bei insgesamt 20 messtechnisch erfassten Regenereignissen schwankt zwischen 40 bis nahe 100 %. Für sämtliche der dargestellten Ergebnisse beträgt der mittlere AFS-Rückhalt für das Filterschachtsystem rund 73 %.

Neben der kontinuierlichen Messwerterfassung der Feststoffkonzentrationen durch die Photometersonden erfolgte für einzelne Regenereignisse eine Analyse von Kohlenwasserstoffen (Abbildung 42). Es konnten hierbei für insgesamt sieben Ereignisse repräsentative Werte ermittelt werden. Die Probenahme erfolgte ab einem Zufluss des parallel betriebenen Regenklärbeckens von über 50 l/s. Die Beaufschlagung des Filterschachtsystems erfolgte zuflussproportional zum RKB. Dabei entsprach der maximale Zufluss von 7,5 l/s dem kritischen Regenabfluss. Die Ereignisse, die sich an einem Tag ereigneten, sind durch Ziffern voneinander unterscheidbar (z.B. 27.11.09_1 und 27.11.09_2).

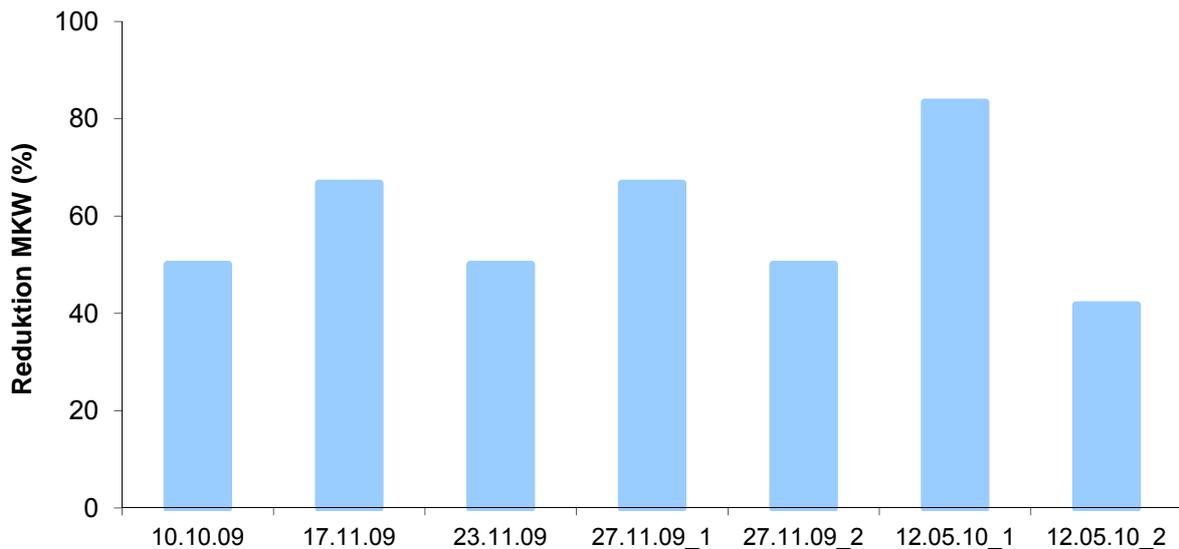


Abbildung 42: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – MKW

Im Zuge der Probenanalyse lag die Zulaufkonzentration der Kohlenwasserstoffe in einem Bereich von 0,10 bis 0,60 mg/l. Im Ablauf des FiltaPex®-Systems wurden weitestgehend Konzentrationen in Höhe von 0,10 mg/l gemessen. Die Rückhaltewirkung liegt für das Filterschachtsystem im Mittel bei ca. 58 %. Dabei schwanken die Werte in einem Bereich von 42 bis 83 %.

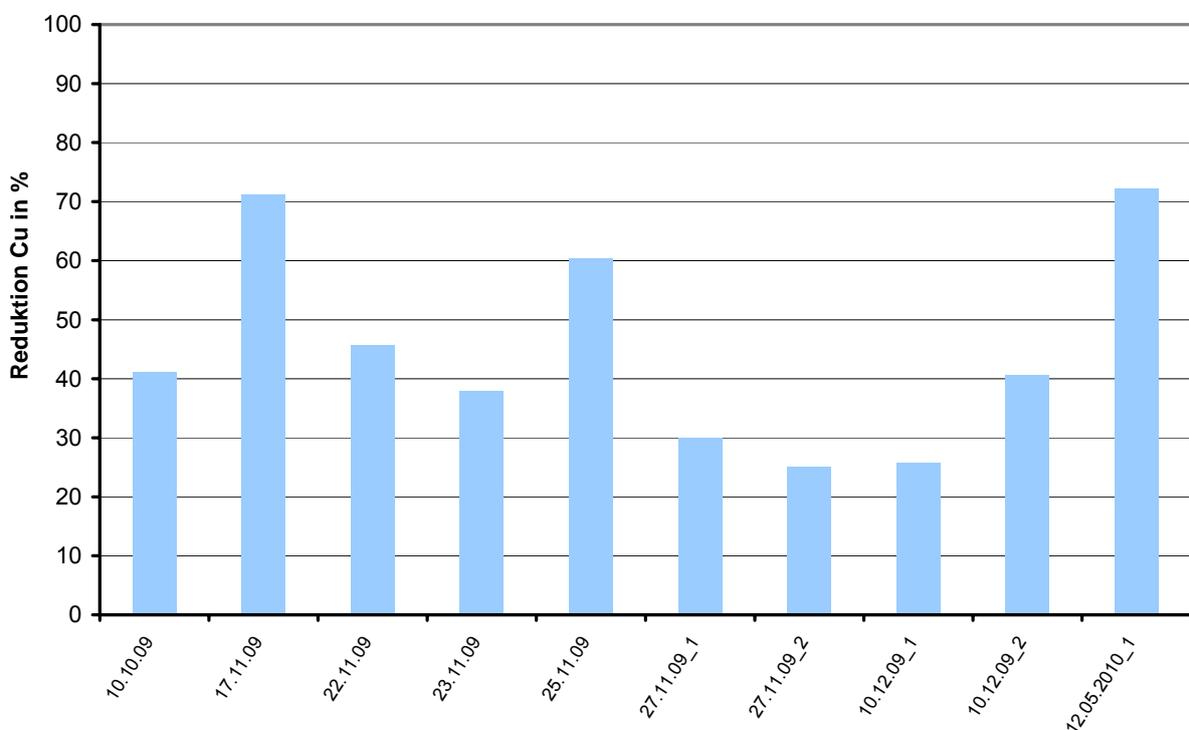


Abbildung 43: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – Kupfer

Die Zulaufkonzentration für Kupfer lag für die beprobten Niederschlagsereignisse zwischen 0,011 und 0,101 mg/l. Die korrespondierenden Ablaufkonzentrationen des FiltaPex®-

Systems schwanken zwischen 0,006 und 0,028 mg/l. Die Rückhaltewirkung liegt im Mittel bei ca. 54 % bzw. in einem Bereich zwischen 25 und 72 %. Die Rückhalteleistung des RKB lag im Mittel bei 41 %.

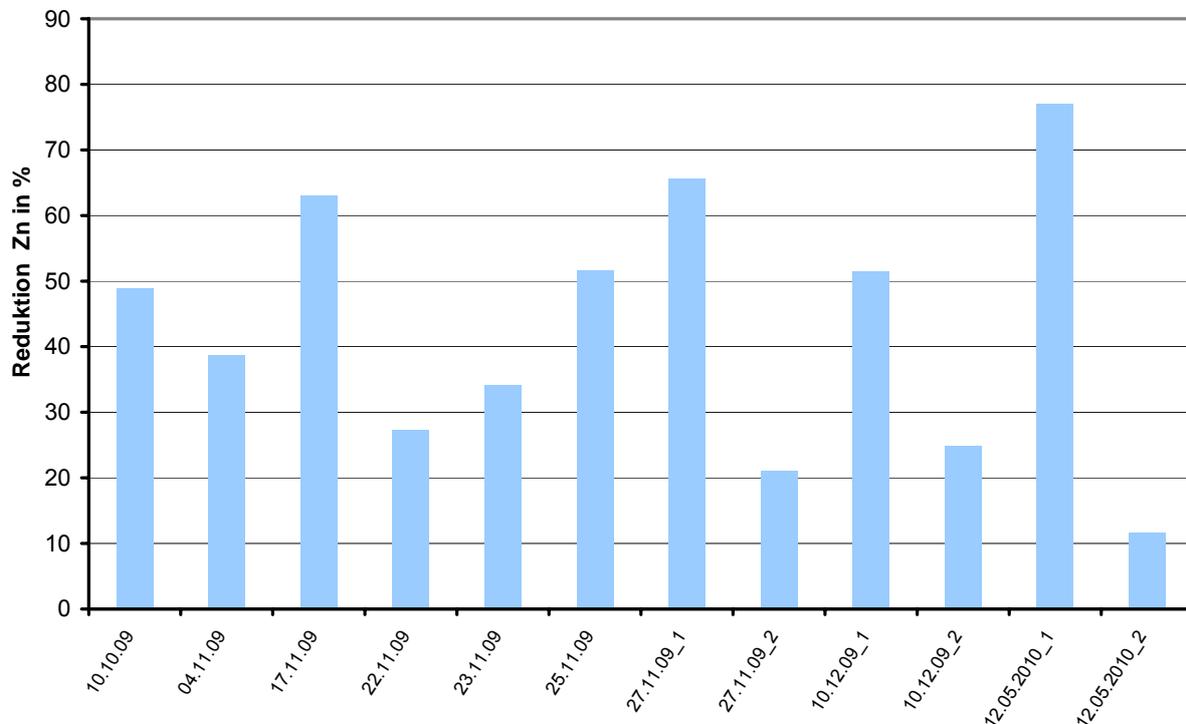


Abbildung 44: Rückhaltewirkung des FiltaPex®-Systems am Standort Kulloch – Zink

Für den Parameter Zink wurden Zulaufkonzentrationen zwischen 0,100 und 0,443 mg/l und Ablaufkonzentrationen des FiltaPex®-Systems zwischen 0,074 und 0,197 mg/l festgestellt. Die Rückhaltewirkung liegt im Mittel bei ca. 50 % bei einer Schwankung der Werte zwischen 12 und 77 %. Bei der Auswertung wurden auch Ereignisse mit Frachtaustrag aus dem RKB berücksichtigt. Hierdurch sinkt der durchschnittliche Rückhalt für das RKB auf etwa 12 %.

4.5 Labortechnische Untersuchungen zum Feststoffrückhalt

Um die Reinigungsleistung des FiltaPex®-Systems bestimmen zu können, wurden im Rahmen von Laborversuchen der Dr. Pecher AG verschiedene Filteraufbauten hinsichtlich ihres Feststoffrückhaltes untersucht. Diese Versuche dienten dazu, eine Abschätzung des Rückhaltevermögens vornehmen zu können.

Voruntersuchungen erfolgten bereits 2007 im Rahmen einer Diplomarbeit an der Universität Wuppertal [Baukloh, 2007]. Die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse wurden im Rahmen einer Diplomarbeit an der Ruhr-Universität Bochum ermittelt [Kutsch, 2010].

Für die Laboruntersuchungen wurden Durchlässigkeitszellen verwendet, in denen der Filteraufbau unter realitätsnahen Randbedingungen in Elementversuchen getestet wurde. Der Filter wurde in einem Plexiglaszylinder (DN 150) eingebaut, wobei der Aufbau dem des Prototypen entspricht. Die Beschickung des Zylinders erfolgte im Aufstromverfahren durch

eine in einem Vorlagebehälter installierten Pumpe sowie eine angeschlossene Schlauchleitung. Der Ablauf wurde ebenso über eine entsprechende Leitung in einen weiteren Behälter geleitet. Der gesamte Aufbau war mit Messtechnik (u.a. Durchflussmessung, Trübungsmessung, Photometermessung) ausgestattet. Die ersten beiden Lagen der Durchlässigkeitszelle bestanden aus gebrochenem Porenbeton in abgestufter Korngröße (Kornfraktion unterste Schicht von 10 bis 20 mm, Korngröße zweite Schicht 3 bis 10 mm). Als eine abschließende Filterlage wurden Geovlies-Packs eingesetzt, deren Inhalt im Zuge der Untersuchungen variiert wurde. Anwendung fanden dabei in unterschiedlichen Kombinationen und Schichtdicken ein Absorptionsmittel der Firma Dr. Ecker GmbH, Filterkohle, Quarzsand, Zeolith, granuliertes Eisenhydroxid und Filtermaterial der Firma 3P.

Der Versuchsaufbau zur Durchführung der Laboruntersuchungen ist schematisch in Abbildung 45 dargestellt.

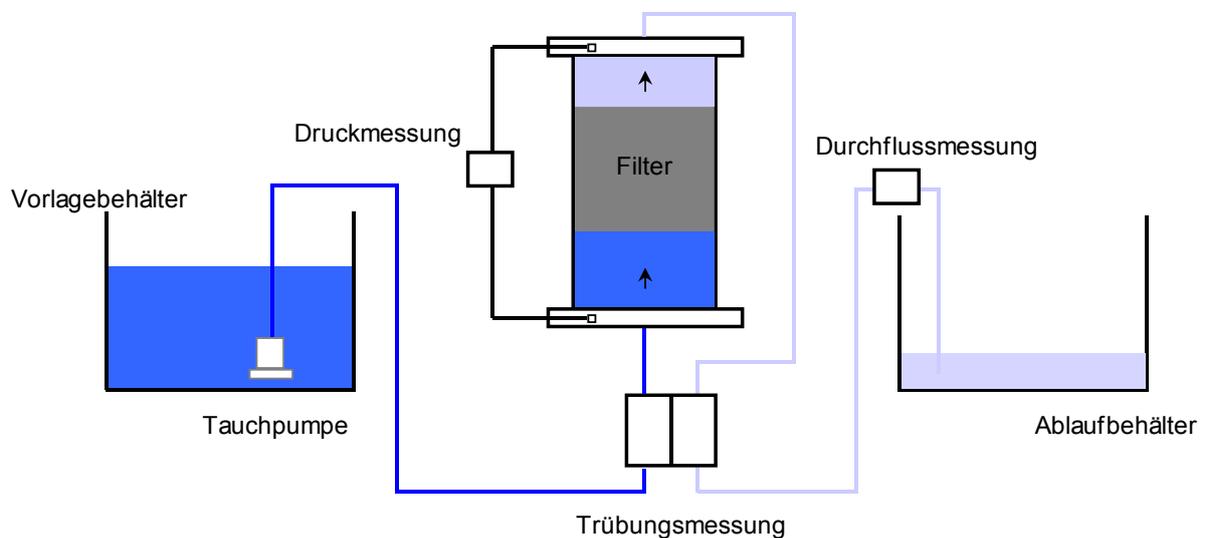


Abbildung 45: Schematischer Versuchsaufbau der labortechnischen Untersuchungen

Zur Ermittlung des Feststoffrückhaltes wurde die Feststoffkonzentration einer Testsuspension vor und nach dem Durchströmen des Filteraufbaus bestimmt. Die Testsuspension wurde dazu aus Wasser und einer definierten Menge eines AFS-Äquivalents hergestellt. Als Äquivalent wurde ein, aus Mahlung von aufbereiteten Quarzsanden hergestelltes, Quarzmehl vom Typ MILLISIL W 4 mit einer mittleren Korngröße von 65 μm verwendet.

Die Konzentration des Quarzmehls im Zu- und Ablauf wurde mit Hilfe von zwei Trübungsmessungen ermittelt. In Abhängigkeit der Feststoffkonzentration stellte sich eine Trübung der Suspension ein. Mittels des Infrarot-Lichts einer Leuchtdiode wird eine definierte Messstrecke orthogonal zur Strömungsrichtung durchleuchtet. Die Lichtintensität (am Ende der Messstrecke) wird durch eine der LED gegenüber angeordneten Fozelle gemessen. Eine Nullmessung erfolgt mit klarem Wasser. Eine Abnahme der Lichtintensität gegenüber der Nullmessung ist ein Maß für die Trübung des Testfluids. Durch eine vorab ausgeführte Kalibrierung der Messung lässt sich der gemessenen Lichtstärke eine definierte Feststoffkonzentration zuweisen. Aus der Differenz der Konzentration an MILLISIL W4 vor und nach dem Durchströmen des Filters ergibt sich das Rückhaltevermögen in %. Im Zuge

von Kurzzeitversuchen (90 Minuten pro Durchlauf) wurden bezüglich des Feststoffrückhaltes insgesamt 59 % und im Rahmen von Langzeitversuchen (7 Stunden pro Durchlauf) 48 % als Mittelwert erreicht.

Innerhalb verschiedener Filteraufbauten lassen sich hinsichtlich des Feststoffrückhaltes keine signifikanten Unterschiede feststellen.

Während der Versuchsdurchführungen fand eine Sedimentation innerhalb des Versuchsaufbaus vor allem in den PVC-Schläuchen zwischen Vorlagebehälter und Versuchszelle sowie am Boden der Versuchszelle statt. Dies zeigt den zu erwartenden Effekt des Behandlungsverfahrens. Obwohl in den durchgeführten Laborversuchen weitestgehend die Filterstufe untersucht wurde, kann angenommen werden, dass sich die Partikel, die in den Schläuchen und am Boden der Zelle sedimentieren, analog zu einem großen Teil im Schlammfang der Vorstufe absetzen.

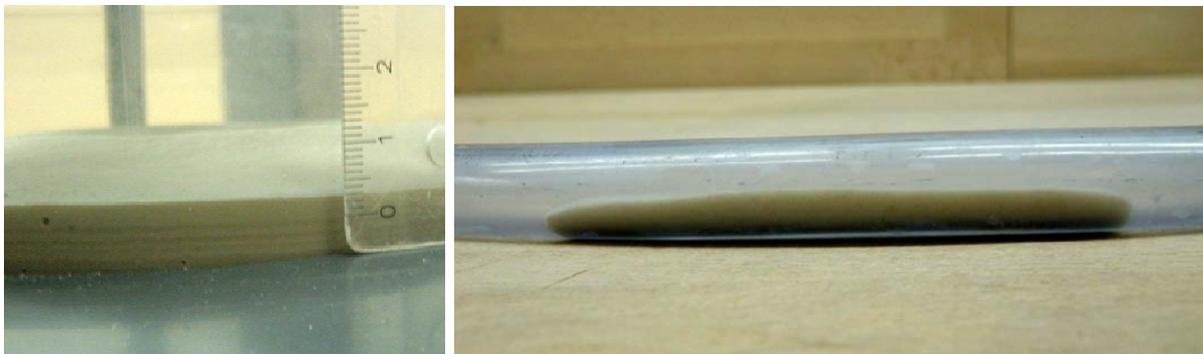


Abbildung 46: Sedimentation am Boden der Zelle (oben) und im PVC-Schlauch (unten) während der labortechnischen Untersuchungen

Die hier dargestellten Ergebnisse der labortechnischen Untersuchungen zum Feststoffrückhalt sollen die Sedimentationsleistung des FiltaPex®-Systems demonstrieren. Durch den AFS-Rückhalt sollen Rückschlüsse auf die Eliminationsleistung bezüglich der Spurenstoffe, welche zum Teil an die Partikel adsorbieren, geschlossen werden können.

4.6 Versuche zur Bauartzulassung

Für Regenwasserbehandlungsanlagen im bevorzugten Einsatzbereich dezentraler Behandlungsstandorte wird häufig eine Bauartzulassung gewünscht, die das Genehmigungsverfahren deutlich vereinfacht. Bislang besteht ein Genehmigungsverfahren des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) lediglich für Systeme mit anschließender Einleitung des behandelten Abflusses in den Untergrund (Versickerung). Für eine Einleitung in ein Oberflächengewässer ist derzeit keine Bauartzulassung möglich, weil entsprechende Verfahren fehlen. Im Auftrag des Umweltministeriums des Landes NRW wird derzeit im Rahmen von Forschungsvorhaben an entsprechenden Prüfverfahren gearbeitet [Schmitt et al., 2010; Werker et al., 2011].

Das derzeitige Prüfverfahren des DIBt sieht u.a. vor, dass bei unterschiedlichen hydraulischen Belastungen, die das natürliche Niederschlagsgeschehen repräsentieren, ein bestimmter Anteil an Feststoffen zurückgehalten werden muss. Als Feststoffe, die besonders die als Schadstoffträger maßgeblichen Feinstoffe repräsentieren, wird ein

definiertes Quarzmehl (MILLISIL W4) verwendet. Dabei wird in dem vorgeschriebenen Testprogramm des DIBt ein Rückhalt von mindestens 92 % gefordert.

Im Rahmen der Untersuchungen wurde das Testprogramm zum Nachweis des Feststoffrückhaltes beim Prüfinstitut für Abwassertechnik in Aachen (PIA) durchgeführt. Der Nachweis erfolgte für das aktuell kleinste verfügbare Einschachtsystem mit einem Schachtdurchmesser von 1,25 m und mit einer Anschlussfläche von 2.000 m². Im dem vom DIBt vorgeschriebenen Testprogramm wurde ein Rückhalt von 93,95 % des zugeführten Quarzmehls (MILLISIL W4) nachgewiesen. Damit wurde der geforderte Wert von 92 % sicher eingehalten.

4.7 Zusammenfassung und Ausblick Großversuche

Das Filterschachtsystem FiltaPex[®] wurde an insgesamt vier Versuchstagen auf dem Gelände des Prüfinstitutes für Abwassertechnik (PIA) in Aachen betrieben. Die Beaufschlagung des Filters erfolgt dabei mit Bachwasser über eine regelbare Pumpe. Als zu dosierende Schadstoffzusammensetzung wurde ein Superbenzin-Diesel-Gemisch mit einer handelsüblichen Zusammensetzung verwendet, welches die maßgeblichen Parameter im Oberflächenabfluss repräsentieren soll. Im Superbenzin sind maßgeblich MTBE und im Diesel PAK vorhanden.

Die Ermittlung des Rückhaltevermögens des Filterschachtsystems insbesondere des Adsorptionsfilters erfolgt durch Bestimmung der Zu- und Ablaufkonzentrationen der oben genannten Parameter MKW, PAK und MTBE und der daraus ermittelten Frachten.

An einem ersten Versuchstag im Dezember 2010 wurde der Filter mit durchschnittlichen Schadstoffkonzentrationen beaufschlagt und während einzelner Versuchsdurchläufe beprobt. Das Filtersystem in Verbindung mit dem eingebauten Adsorptionsmaterial Sorp1 erzielte hierbei Reduktionsleistungen von 87 % (MKW), 80 % (PAK) und 32 % (MTBE).

Ein zweiter darauffolgender Versuchstag umfasste Untersuchungen zur Rückhaltekapazität des Filterschachtsystems während der Beaufschlagung mit der jährlichen Fracht an organischen Schadstoffen. Das Filtersystem erzielte im Zuge dessen mittlere Reduktionsleistungen von 61 % (MKW), 52 % (PAK) und 24 % (MTBE).

Eine weitere Messphase wurde im Januar 2011 durchgeführt, bei dem die Durchflussgeschwindigkeit sowie die Schadstoffkonzentrationen variiert wurden. Im Zuge dieses zweiten Blockes wurde auf Basis der Erkenntnisse der ersten beiden durchgeführten Versuchstage die Art der Probenahme geändert, da festgestellt wurde, dass bei dem eingesetzten automatischen Probenehmer der Entnahmeschlauch lediglich Proben einer Grenzschicht erfassen kann. Aufgrund der Schadstoffeigenschaften – vor allem der MKW mit der Eigenschaft zum Aufschwimmen - wurden Schöpfproben aus dem Wasserlauf bzw. beim Absturz des Abflusses herangezogen. Dennoch bestehen diesbezüglich weiterhin Optimierungsmöglichkeiten, um eine repräsentative Probenahme umzusetzen. Des Weiteren wurde im Ablauf der Vorstufe ein Tauchrohr installiert, das einen Rückhalt der Leichtflüssigkeiten in dem Schacht der Vorstufe bewirken sollte.

Vor Beginn der zweiten Messphase wurde weder das Filtermaterial gewechselt bzw. noch der Filterschacht gereinigt. Das Filterschachtsystem erreicht in Messphase 2 Reduktionsleistungen von 48 % (MKW), 21 % (PAK) und 35 % (MTBE).

Ziel der Entwicklung des Filterschachtsystems FiltaPex® war die Verfügbarkeit von Regenwasserbehandlungssystemen mit hoher Wirksamkeit für die Behandlung stark verunreinigter Oberflächenabflüsse. Diese entstehen vor allem im Bereich hoch frequentierter Verkehrswege. Die inzwischen realisierten Projekte zeigen, dass hierbei Anschlussflächen häufig Größenordnungen von 500 m² deutlich übersteigen. Viele Systeme zur dezentralen Regenwasserbehandlung sind auf diese Flächengrößen beschränkt (Kapitel 2.4). Die zu behandelnden Teilflächen umfassen häufig aber Flächen im Hektarbereich, verbunden mit der Problematik geringer Flächenverfügbarkeit für die Behandlungssysteme selbst. Vor diesem Hintergrund wurde das System modifiziert. In Abbildung 47 ist eine zusätzliche Systemausführung dargestellt. Es enthält neben einem deutlich erweiterten Sedimentationsraum ebenfalls einen mehrstufigen Filter. Der Filter enthält als unterste Lage eine Grobstoffschicht, die in ihrer Wirkung mit dem Lamellensystem der Vorstufe vergleichbar ist. Im weiteren Aufbau folgen Lagen mit gestuften Körnungen bis zur abschließenden Lage mit den gefüllten Vlieselementen (Geovlies-Packs) zur Bindung der Feinstpartikel.

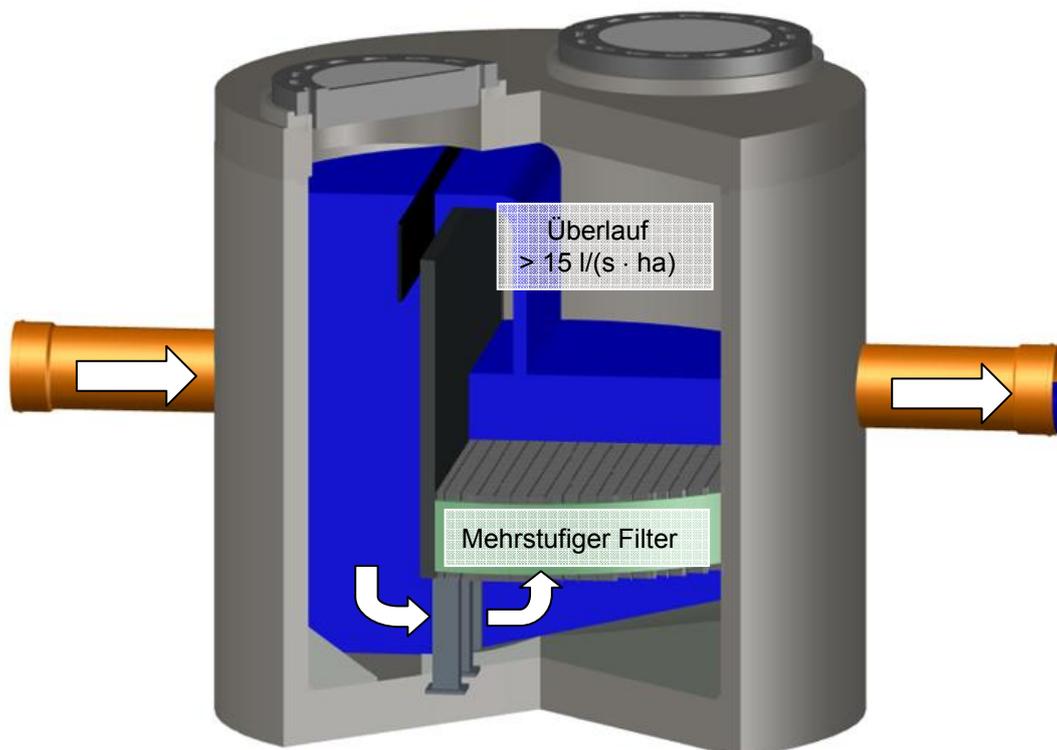


Abbildung 47: Schachtsystem FiltaPex® mit erweitertem Sedimentationsraum für den Anschluss von Flächen im Bereich über 5000 m² bis über einem Hektar

Die Schachtelemente weisen Nennweiten DN 2200 auf. Diese Größenordnung erlaubt Zuflüsse in Bereichen oberhalb von 15 l/(s · ha). Bei intensiven Niederschlägen und Zuflüssen, die den klärpflichtigen Behandlungsabfluss deutlich übersteigen, erfolgt ein

Überlauf zur Notentlastung. Dabei werden die Schwimmstoffe durch eine Tauchwand zurück gehalten.

Für die nicht vorgeschriebene zusätzliche Behandlung der abgeschlagenen Abflüsse wird derzeit eine zusätzliche Behandlungsstufe entwickelt. Dazu werden schwimmfähige Filterelemente vor der Auslauföffnung angeordnet. Bei diesem Filter handelt es sich um ein Bindemittel für chemische Substanzen, das sich insbesondere zum Aufsaugen und dauerhaften Binden von hydrophoben Flüssigkeiten eignet. Das Material ist chemisch inert und dauerhaft schwimmfähig, da keine Wasseraufnahme stattfindet. Es ist resistent gegenüber biologischen Abbauprozessen und wasserunlöslich, so dass Rückstände des Materials nicht in das Wasser gelangen können.

Das Material kann Leichtflüssigkeiten bis zu einer Quantität, die dem 10-fachen Eigengewicht entspricht, binden. Dabei zeichnet es sich insbesondere durch sein schnelles Absorptionsvermögen aus. Das Material kann unter Beachtung der aufgenommenen Stoffe thermisch recycelt werden.

5 Untersuchung von Straßensedimenten

Die Hauptbelastung von Straßenabflüssen liegt in ungelöster Form vor und wird summarisch durch den Parameter Abfiltrierbare Stoffe (AFS) erfasst. Zahlreichen Untersuchungen zufolge trägt dabei die Kornfraktion mit einem Durchmesser < 1 mm zu den überwiegenden Anteilen der Gesamtfracht an Schadstoffen wie Schwermetalle und organische Stoffe bei [Dierkes et al., 2005; Lau et Stenstrom, 2005; Vezzero et al., 2010]. Durch den Partikelrückhalt mittels Sedimentation wird ein Großteil der in Straßenabflüssen vorhandenen Schadstoffe bereits eliminiert. Daher nimmt die Sedimentationsstufe eine wichtige Funktion im Behandlungssystem ein. Des Weiteren verhindert die Sedimentationsstufe eine Kolmation der nachfolgenden Filterstufe, die einerseits Feinstoffe zurückhält und andererseits gelöste Verbindungen adsorptiv bindet. Um den Rückhalt partikulär gebundener Schadstoffe durch eine mechanische Vorbehandlungsstufe zu verbessern, wurden nachfolgende Untersuchungen durchgeführt.

5.1 Material und Methoden

5.1.1 untersuchte Straßensedimente

Als Straßensediment wurden zum einen die in Straßenabläufen (Sinkkästen) zurückgehaltenen Feststoffe näher untersucht. Diese Proben wurden an einer stark befahrenen 4-spurigen innerstädtischen Straße (ca. 21.000 Kfz/d) entnommen. Straßenabläufe dienen zur Aufnahme des über Straßenrinnen oder -mulden zufließenden Regenwassers und zu dessen Ableitung im Kanal. Neben der Sammlung und Ableitung des Regenwassers tragen Straßenabläufe ebenfalls zum Feststoffrückhalt bei und vermindern so den Feststoffeintrag in Regen- sowie Mischwasserkanäle. Die zurückgehaltenen Stoffe finden sich hier weitgehend noch in ihrer ursprünglichen Zusammensetzung d.h. von relativ grobem Material (Blätter, Steine, etc.) bis hin zu sehr feinen Partikeln. Zum anderen wurde sedimentierter Schlamm aus zwei verschiedenen dezentralen Behandlungssystemen (FiltaPex[®]-Systemen) entnommen. Hierbei erfolgte die Schlammentnahme mittels Tauchpumpe aus den Vor- und Filterstufen. Eines der untersuchten Filtersysteme (FiltaPex[®]-System Nr. 2 am Robert-Daum-Platz in Wuppertal) verfügt über eine optimierte, mit Filterbürsten ausgestattete Vorstufe.

Sedimente aus dem FiltaPex[®]-System sowie Rückstände aus Straßenabläufen wurden auf folgende Parameter analysiert: Partikelgrößenverteilung, organischer Anteil in Form von Glühverlust der getrockneten Probe (GV), Gehalt an organischen Schadstoffen (PAK, MKW). Auf die Analyse des Parameters MTBE wurde verzichtet, da lediglich von einer geringen Neigung zur Adsorption an Feststoffen auszugehen ist [Baus et al., 2006; Uhl et al., 2006, Welker, 2004]. Dieses wurde durch Probemessungen einzelner Feststoffproben mit Ergebnissen unterhalb der Bestimmungsgrenze bestätigt.

5.1.2 Analysen

Tabelle 31 gibt einen Überblick über die eingesetzten Analysemethoden:

Tabelle 31: Analysemethoden von Straßensedimenten

Parameter	Bestimmungsgrenze	Mess- ungenauigkeit	Analysemethode
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)	0,1 mg/l	± 10 %	DIN EN ISO 9377-2
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) in Feststoff			DIN ISO 16703
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) bzw. Naphthalin	0,1 µg/l	± 0,01 µg/l	DIN 38407 F8
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Feststoff	0,05 µg/g		DIN 38414 S23
Glühverlust	1 %	± 0,1 %	DIN EN 12879 S3a

5.1.3 Partikelgrößenverteilung

Die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung erfolgte mit einem Partikelgrößenmessgerät des Typs Mastersizer 2000 (Fa. Malvern Instruments). Das gemessene Partikelgrößenspektrum erstreckte sich über den typischen Bereich für Straßensedimente von 0,01 µm bis 2 mm. Um die Messungen mit dem Mastersizer durchführen zu können, wurden die Sedimentproben vorab mit einem Edelstahlsieb der Maschenweite 1,25 mm gesiebt. Partikel, die wesentlich größer als 1 mm sind, hätten sonst zu Beschädigungen des Messgerätes führen können. Diese entfernte Grobfraction ist jedoch nicht primärer Träger der Schadstoffe.

5.1.4 Anteil an organischen Feststoffen

Für die Bestimmung des Anteils an organischen Feststoffen wurden die untersuchten Feststoffproben in verschiedene Korngrößenfraktionen unterteilt. Die Unterteilung erfolgte mit Edelstahlmaschensieben in die Fraktionen: < 40 µm; 40 – 80 µm; 80 – 125 µm; 125 – 250 µm; 250 – 500 µm; 500 – 1000 µm; 1000 – 1250 µm; > 1250 µm. Für die jeweiligen Fraktionen wurde der organische Anteil als Glühverlust (GV) nach EN 12879 S3a (2001) bestimmt.

5.1.5 Partikulär gebundene organische Schadstoffe

Ferner wurden die verwendeten Straßensedimente neben ihrem organischen Anteil auch hinsichtlich der Beladung mit partikulär gebundenen organischen Schadstoffen untersucht. Für die größenfraktionierten Partikel wurde die Menge der adsorbierten organischen Spurenstoffe nach DIN ISO 16703 (2005) und DIN 38414 S23 (2002) ermittelt.

Um die Bedeutung der zwei Einflussfaktoren – höhere spezifische Oberfläche bzw. organische Partikel in der Feinstfraktion – für das Bindungsverhalten organischer Schadstoffe (PAK und MKW) näher zu untersuchen, wurden Sorptionsversuche an Quarzsand (Fa. Quarzwerke GmbH) durchgeführt. Aus dem rein mineralischem Ausgangsgemisch wurden mittels Siebung mit Edelstahlmaschensieben die Fraktionen: < 40 µm; 40 – 80 µm; 80 – 125 µm; 125 – 250 µm; 250 – 500 µm; 500 – 1000 µm erstellt. Die jeweiligen Gewichtsanteile sind in Tabelle 32 angegebene. Zudem wurde MILLISIL W4 mit in die Untersuchung einbezogen, da dieses im Rahmen von Test von dezentralen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen sowie Zulassungsverfahren wie dem DIBt-Prüfverfahren [DIBt, 2011] stellvertretend für Feststoffe eingesetzt wird.

50 g einer Kornfraktion wurden jeweils in 500 ml Heizöl-Pufferlösung entsprechend den (Anfangskonzentration $C_0 = 100 \text{ mg/l}$) für die Dauer von 120 min gerührt. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich nach einer Kontaktzeit von 120 min ein Gleichgewichtszustand zwischen der gebundenen und der noch in Lösung vorhandenen MKW-Fraktion eingestellt hat. Anschließend wurden der Sand und die flüssige Phase durch Absetzen voneinander getrennt und auf den Parameter MKW in der Flüssigphase analysiert (Analyseverfahren siehe Kapitel 3.1.3).

Stellvertretend für die Stoffgruppe der PAK wurde Naphthalin eingesetzt. Ebenfalls 50 g einer Korngrößenfraktion wurden mit 500 ml Naphthalin-Pufferlösung (Anfangskonzentration $C_0 = 100 \text{ µg/l}$) für 120 min gerührt. Nach dem Absetzen des Quarzsandes wurde die Restkonzentration an Naphthalin in der Flüssigkeit bestimmt.

Tabelle 32: Aufstellung der Gewichtsanteile der gesiebten und verwendeten Korngrößenfraktionen

Partikelgrößen					
< 40 µm	40 - 80 µm	80 - 125 µm	125 - 250 µm	250 - 500 µm	500 - 1000 µm
< 40 µm 100 g	40 - 80 µm 100 g	80 -125 µm 100 g	125 - 250 µm 100 g	250 - 300 µm 20 g	500 - 600 µm 20 g
				300 - 400 µm 40 g	600 - 700 µm 20 g
				400 - 500 µm 40 g	700 - 800 µm 20 g
					800 - 900 µm 20 g
					900 - 1000 µm 20 g
Summe: 100 g	100 g	100 g	100 g	100 g	100 g

5.2 Ergebnisse und Diskussion

5.2.1 Partikelgrößenverteilung

Das Ergebnis der Partikelgrößenverteilung wird dabei mit jeweils 3 Kennwerten beschrieben. Dazu werden die Korndurchmesser d_{10} , d_{50} sowie d_{90} ausgewählt, die 10 %, 50 % bzw. 90 % der Gesamtmenge der Probe unterschreiten. Abbildung 48 und Abbildung 49 zeigen deutlich die typische Partikelgrößenverteilung von Straßensedimenten, obgleich sich die Verteilungskurven der Straßensedimente aus Sinkkästen von den Sedimenten des FiltaPex®-Systems sichtbar unterscheiden. Der mittlere Partikeldurchmesser d_{50} von Sinkkastenrückständen liegt mit 160 bis 375 μm im Fein- bis Mittelsandbereich.

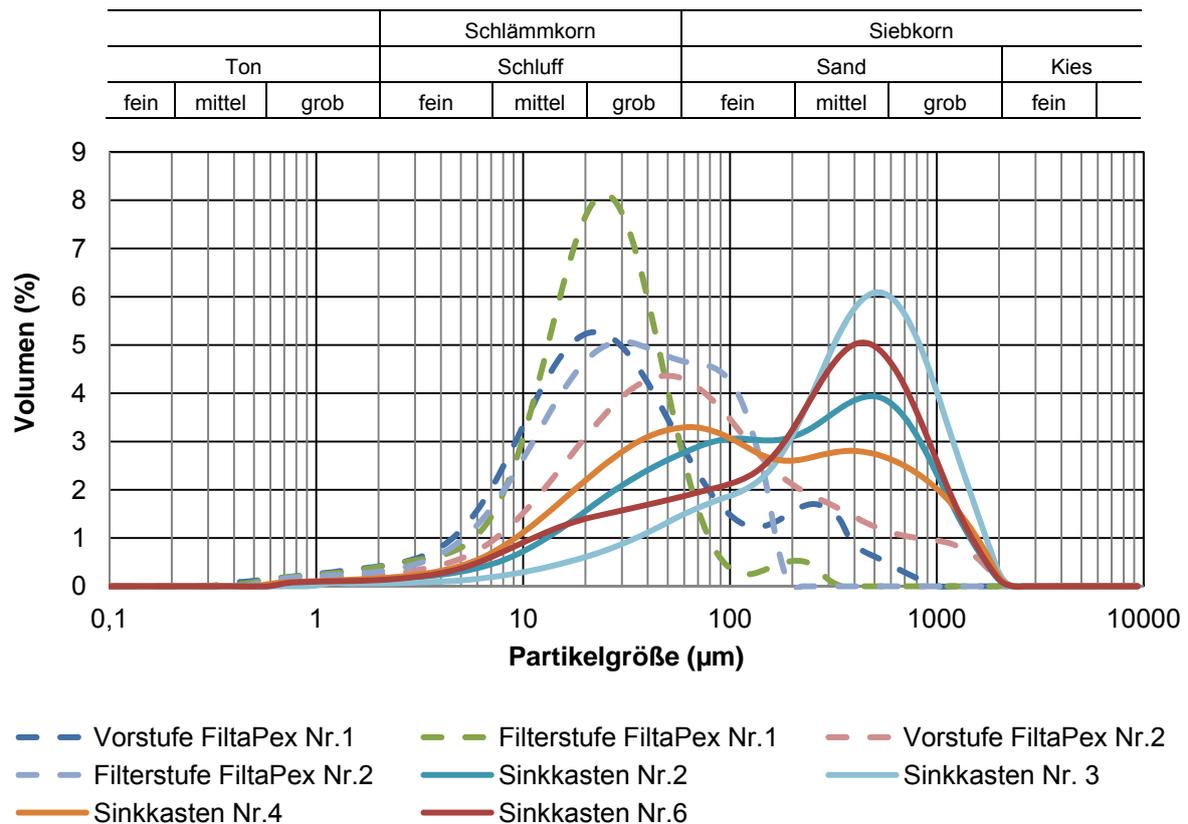


Abbildung 48: Partikelgrößenverteilung verschiedener Sedimente aus FiltaPex®-Systemen und Straßenabläufen

Im Gegensatz dazu finden sich in den FiltaPex®-Systemen Partikel kleinerer Korngröße mit einem mittleren Durchmesser d_{50} von 20 bis 55 μm im Grobschluffbereich wieder. Partikuläre Stoffe mit einem Durchmesser $> 400 \mu\text{m}$ wurden bereits vor dem Eintritt ins FiltaPex®-System in den Straßeneinläufen zurückgehalten.

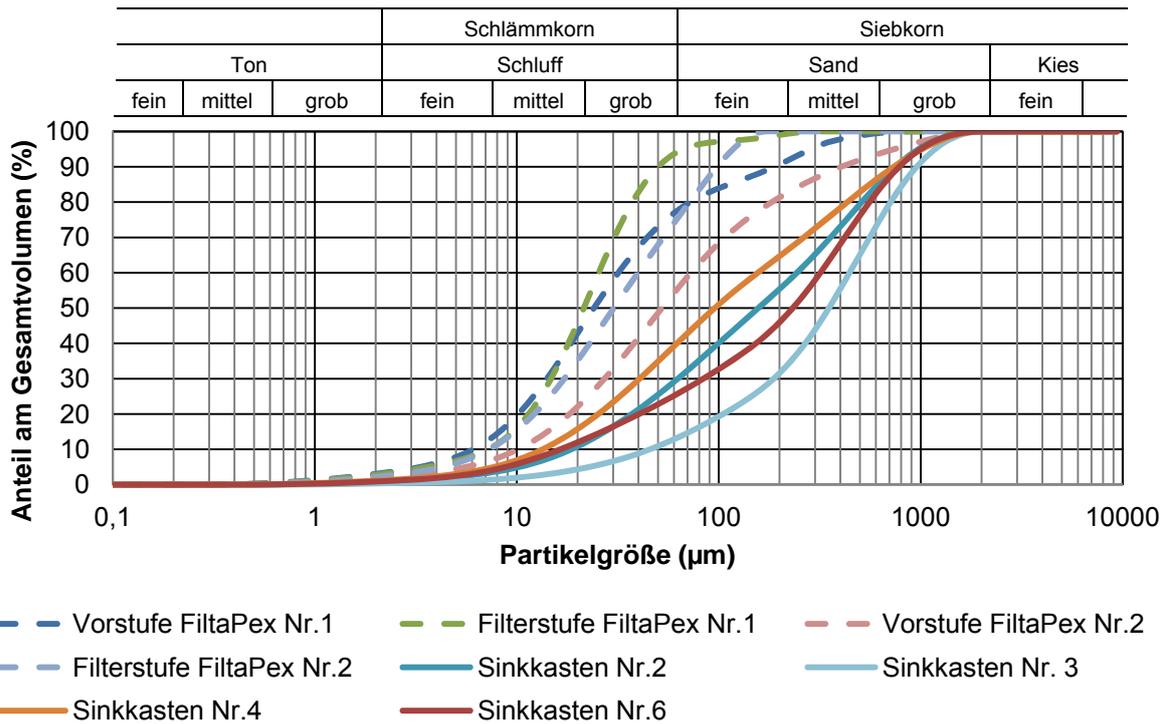


Abbildung 49: Partikelgrößenverteilung verschiedener Sedimente aus FiltaPex®-Systemen und Straßenabläufen

Zwischen der Vor- und der Filterstufe lassen sich anhand der vorliegenden Messdaten keine eindeutigen Unterschiede erkennen. Des Weiteren verfügt das FiltaPex®-System Nr. 2 über eine durch Filterbürsten optimierte Vorstufe. Im Vergleich zu dem FiltaPex®-System Nr. 1 ist jedoch kein besonderer Einfluss der Bürsten auf die Partikelgrößenverteilung erkennbar. Da sich die Filtersysteme an verschiedenen Standorten befinden, ist der direkte Vergleich aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen (Einzugsgebiet, Verkehrsbelastung, Wettergeschehen) nur bedingt möglich.

Tabelle 33: Mittlerer Partikeldurchmesser der untersuchten Straßensedimente

		Vorstufe	Filterstufe	Vorstufe	Filterstufe
		FiltaPex® Nr. 1	FiltaPex® Nr. 1	FiltaPex® Nr. 2	FiltaPex® Nr. 2
d₁₀	µm	6,5	7,7	10,9	7,8
d₅₀	µm	25,8	23,0	55,9	32,3
d₉₀	µm	212,4	53,5	431,2	104,9
		Sinkkasten 2	Sinkkasten 3	Sinkkasten 4	Sinkkasten 6
d₁₀	µm	20,0	48,0	14,3	17,6
d₅₀	µm	167,9	375,4	102,0	248,8
d₉₀	µm	802,4	1020,0	785,8	836,4

5.2.2 Anteil an organischen Feststoffen

Es ist bekannt, dass die Hauptbelastung von Straßenabflüssen in ungelöster, d.h. in partikulärer Form vorliegt. Untersuchungen hinsichtlich des Transportverhaltens von Schadstoffen belegen, dass die Feinkornfraktion zu den überwiegenden Anteilen der Gesamtfracht an Schwermetallen sowie organischen Schadstoffen beiträgt [Sommer, 2007; Xanthopoulos, 1990; Lau et Stenstrom, 2005]. Dieses wird einerseits zurückgeführt auf die größere spezifische Oberfläche von kleinen Partikeln sowie andererseits auf den höheren Anteil organischer partikulärer Stoffe.

Die untersuchten Straßensedimente sind charakterisiert durch einen hohen mineralischen und einen vergleichsweise geringen organischen Anteil (Abbildung 50). Die gefundenen organischen Anteile liegen im Mittel bei ca. 5 bis 30 % und entsprechen somit der Größenordnung von in der Literatur aufgeführten Werten [Fettig et al., 2008; Xanthopoulos, 1990].

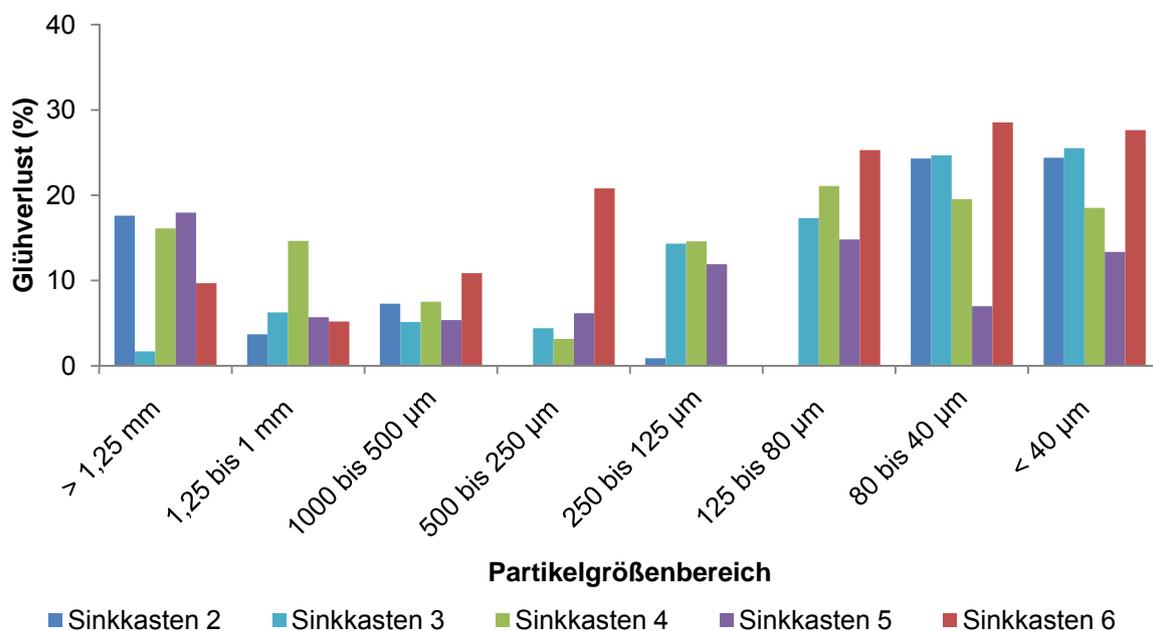


Abbildung 50: Anteil organischer Partikel in Straßensedimenten

Innerhalb der verschiedenen Partikelgrößenbereiche kann festgestellt werden, dass tendenziell die feineren Korngrößenfraktionen kleiner 80 µm den höchsten Organikanteil aufweisen. Im Wesentlichen bestehen diese feinen partikulären Bestandteile zu drei Vierteln aus mineralischen und zu einem Viertel aus organischen Komponenten. Mit steigender Partikelgröße ist eine Abnahme des Organikanteils erkennbar. Für Partikel größer 1,25 mm zeichnet sich ein Wiederanstieg vermutlich aufgrund größerer organischer Bestandteile (Blätter, kleinere Hölzer) ab.

Die Sedimente aus den FiltaPex®-Systemen (Abbildung 51) weisen für die untersuchten Partikelgrößenbereiche einen Glühverlust von ca. 30 bis 35 % auf. Vergleichend zwischen den Sedimenten aus den Sinkkästen und aus den FiltaPex®-Systemen kann festgestellt werden, dass innerhalb der Bereiche sehr kleiner Partikelgrößen (< 40 µm, 40 – 80 µm)

kaum Unterschiede in der Zusammensetzung bestehen. Der dort gemessene hohe Anteil organischer Partikel ist mit dafür verantwortlich, dass sich organische Schadstoffe bevorzugt an Feinpartikel binden (siehe Kapitel 5.2.3).

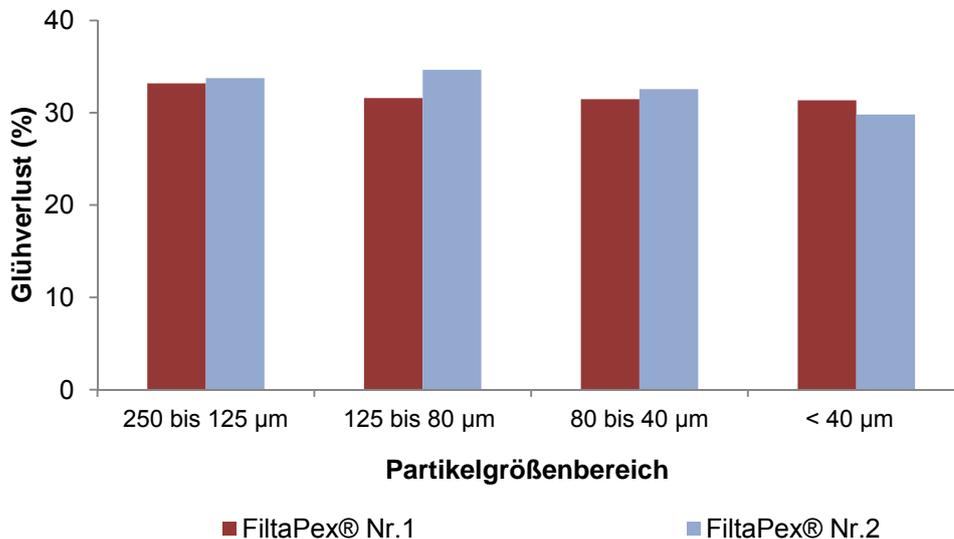


Abbildung 51: Gehalt an organischen Partikeln im FiltaPex®-Sediment

5.2.3 Partikulär gebundene organische Schadstoffe

Neben dem organischen Anteil (Glühverlust) wurde der Gehalt an partikulär gebundenen organischen Schadstoffen bestimmt. Da MTBE nahezu ausschließlich gelöst transportiert wird (Anderson, 2000; Baus et al., 2006), beschränkten sich die Untersuchungen auf die zwei Stoffgruppen MKW und PAK. In der Abbildung 52 ist der Gehalt an partikulär gebundenen MKW für den Sinkkastenrückstand Nr. 5 exemplarisch dargestellt. Mit einem MKW-Gehalt von 0,4 mg MKW/g weist der Feinkornbereich von 40 bis 80 µm den höchsten gemessenen Wert auf.

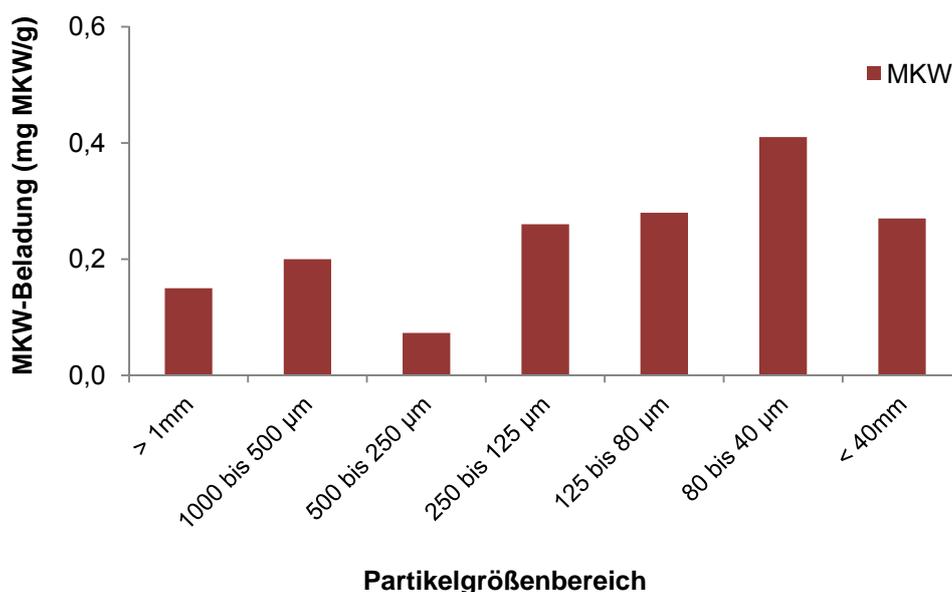


Abbildung 52: Gehalt an partikulär gebundenen MKW in Sinkkastenrückstand Nr. 5

Die bevorzugte Bindung der organischen Spurenstoffe (MKW, PAK) an Feinpartikel kleiner 125 µm ist in der Literatur dokumentiert [Haritopoulou, 1996; Lau et Stenstrom, 2005; Wang et al., 2010]. Als eine mögliche Erklärung wird hierfür zum einen die größere spezifische Oberfläche von sehr feinen Partikeln genannt. Zum anderen ist davon auszugehen, dass die Schadstoffe an organischen Partikeln binden, die sich in der Feinfraktion anreichern. Die im Rahmen dieses Forschungsprojektes durchgeführten Untersuchungen bestätigen den hohen Organikanteil in der Feinfraktion kleiner 125 µm.

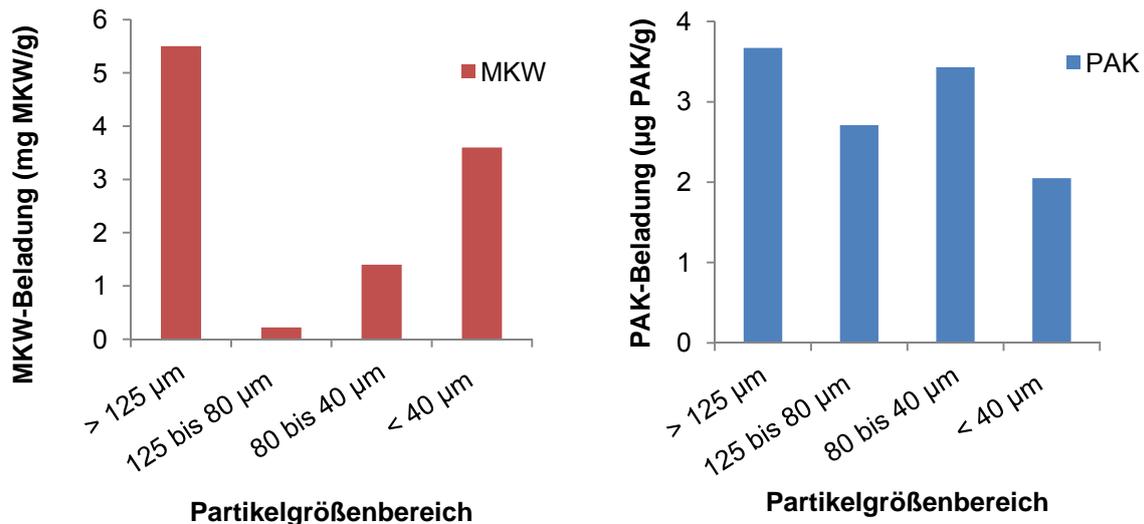


Abbildung 53: Gehalt an partikulär gebundenen Schadstoffe in FiltaPex®-Sediment

Die Abbildung 53 zeigt die gemessenen Schadstoffgehalte für das FiltaPex®-Sediment Nr. 2. Auffällig für die Stoffgruppe der MKW sind die um den Faktor 10 höher gemessenen Konzentrationen im Vergleich zum Sinkkastenrückstand (Abbildung 52). Eine Vielzahl von gebietsspezifischen Einflussgrößen (Verkehrsbelastung, Straßenreinigung, vorangegangene Niederschlagsereignisse etc.) können hierfür verantwortlich sein. Auf welchen Faktor diese Differenz im Einzelnen zurückzuführen ist, lässt sich an dieser Stelle nicht genau feststellen. Vergleiche mit Werten aus der Literatur bestätigen die gemessenen Parameter sowohl für den Schadstoff PAK als auch MKW, wobei hierfür nur sehr wenige Vergleichsdaten zur Verfügung stehen (Kapitel 2.4.1). Bei allen durchgeführten Messungen lagen für MTBE die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze d.h. es ist davon auszugehen, dass MTBE nicht an Feststoffe gebunden vorliegt sondern ausschließlich im Niederschlagswasser gelöst transportiert wird.

Um die Bedeutung der zwei Einflussfaktoren - höhere spezifische Oberfläche bzw. organische Partikel in der Feinkornfraktion - für das Bindungsverhalten organischer Schadstoffe (PAK und MKW) näher zu untersuchen, wurden Sorptionsversuche an Quarzsand durchgeführt. Für Quarzsand als rein mineralisches Material können Adsorptionseffekte infolge organischer Bestandteile ausgeschlossen werden.

Die Abbildung 54 zeigt die Ergebnisse der Sorption von MKW an Quarzsand. Hierbei erfolgte mit 0,72 mg MKW/g die maximale Sorption an der Kornfraktion 40 bis 80 µm. Für den Feinkornbereich und das MILLISIL W4 war mit 0,58 mg MKW/g eine vergleichsweise hohe

MKW-Beladung feststellbar. Für die hier untersuchte Partikelgrößenbereich stellte sich der Bereich von 125 bis 250 μm als die Fraktion mit der niedrigsten Bindungsneigung dar. Die gemessenen Werte liegen im ähnlichen Bereich wie die MKW-Konzentrationen, die an Straßensedimenten gefunden wurden. Dennoch muss festgestellt werden, dass die eingesetzte MKW-Konzentration von 100 mg MKW/l um ein Vielfaches über den in Verkehrsflächenabflüssen auftretenden Konzentrationen liegt.

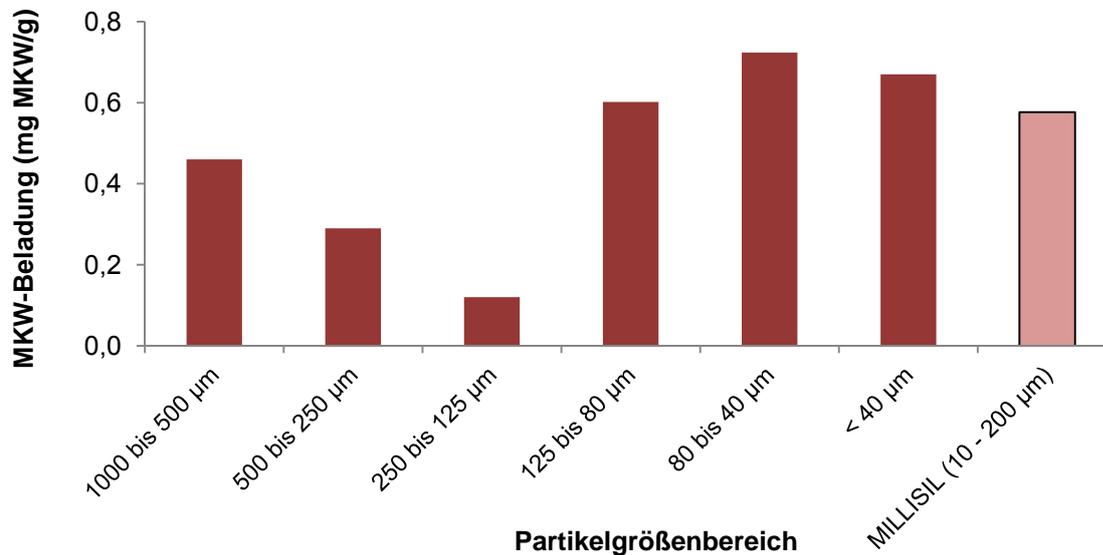


Abbildung 54: MKW-Beladung an Quarzsand unterschiedlicher Korngrößen

Für das Naphthalin als stellvertretendes PAK konnte ein vergleichbares Bindungsverhalten festgestellt werden, wenngleich bedingt durch die wesentlich niedrigere Ausgangskonzentration eine geringere PAK-Beladung des Sandes stattfindet (Abbildung 55). Der positive Einfluss einer höher spezifischen Oberfläche und der daraus resultierenden bevorzugten Bindung organischer Schadstoffe an Feinsedimente konnte an dieser Stelle aufgezeigt werden.

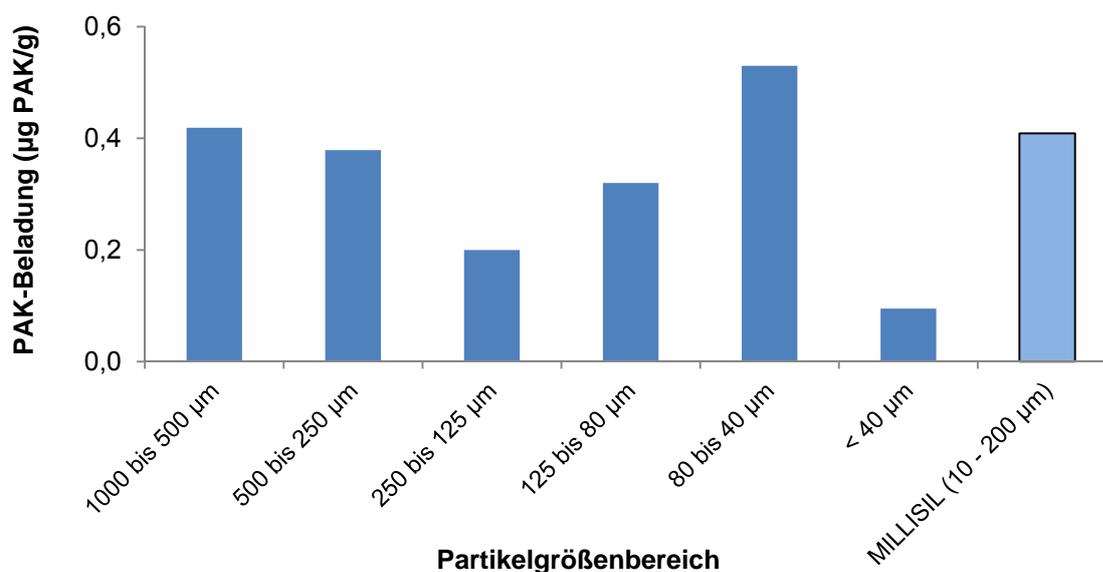


Abbildung 55: PAK-Beladung an Quarzsand unterschiedlicher Korngrößen

5.2.4 Verteilung gelöster und partikulärer Schadstoffanteile

Um ein präziseres Vorgehen bei der Suche nach einer Verbesserung dezentraler Behandlungssysteme zu ermöglichen, sollen an dieser Stelle die untersuchten Spurenstoffe MKW, PAK und MTBE hinsichtlich der Verteilung ihrer gelösten sowie partikulären Schadstoffanteile in Verkehrsflächenabflüssen gegenübergestellt werden. Zur Berechnung der frachtbezogenen Schadstoffanteile wurden Messdaten verschiedener Literaturangaben herangezogen (Tabelle 34 und Tabelle 35). Während der Literaturrecherche zeigte sich, dass in nur sehr wenigen Untersuchungen sowohl die Schadstoffkonzentrationen der gelösten als auch der partikulären Phase gemessen wurden. Die jeweils verwendeten Stoffkonzentrationen stellen mittlere Werte dar.

Tabelle 34: Partikuläre und gelöste Anteile von PAK in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur

Verkehrsbelastung	AFS (mg/l)	Partikulärer Anteil		Gelöster Anteil		Bestimmungsmethode	Literatur
		Mittel (µg/g)	Anteil (%)	Mittel (µg/l)	Anteil (%)		
Highway, 92.700 Kfz/d	110	56	98,4	0,1	1,6	18 PAK ²⁾	Murakami et al., 2008
Autobahn, 25.300 bis 73.300 Kfz/d	200	49	61,6	6,1	38,4	PAK EPA ¹⁾	Aryal et al., 2005
Hauptstraße	425	71	94,7	1,7	5,3	PAK EPA ¹⁾	Zhao et al., 2008
Autobahn, 140.000 bis 156.000 Kfz/d	23	6,7	41,2	0,22	58,8	PAK EPA ¹⁾	Grotehusmann et al., 2008
-	833	12,13	91,6	0,93	8,4	15 PAK ³⁾	Haritopoulou, 1996

1) Die US EPA (Environmental Pollution Agency) listet die folgenden 16 Verbindungen als "priority pollutants" auf: Fluoranthen, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Benzo[ghi]perylene, Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benzo[a]anthracen, Chrysen, Dibenzo[a,h]anthracen, Fluoren, Naphthalin, Phenanthren und Pyren

2) 18 PAKs wurden quantifiziert: phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), 3-methylphenanthrene (3MP), 2-methylphenanthrene (2MP), 9-methylphenanthrene (9MP), 1-methylphenanthrene (1MP), fluoranthene (Fluo), pyrene (Py), benzo[a]anthracene (B(a)A), chrysene (Chr), benzo[fluoranthene] (BF); benzo(b)fluoranthene + benzo(k)fluoranthene+ benzo(j)fluoranthene, benzo(e)pyrene (B(e)P), benzo(a)pyrene (B(a)P), perylene (Pery), indeno(1,2,3-cd)pyrene (IP) und benzo(ghi)perylene (B(ghi)P).

3) PAK gesamt: Summe der Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthalin; in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US-EPA ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. Chinoline)

Für die Stoffgruppe der **PAK** kann insgesamt von einem überwiegend an Partikeln vermittelten Transport ausgegangen werden (Tabelle 34). Meist liegt der partikuläre Anteil über 90 %. Bei der Ermittlung der frachtbezogenen Schadstoffanteile ist neben den gemessenen Schadstoffkonzentrationen auch die Menge der Feststoffe (AFS) von großem

Einfluss. So ließ sich abweichend für *Grotehusmann et al.* (2008) aufgrund des vergleichsweise geringen Feststoffgehaltes ein vorwiegend gelöster Transport der PAK berechnen. Es ist jedoch vom partikelgebundenen Transport auszugehen. Für die Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen sind daher Verfahren zum möglichst vollständigen Rückhalt der Feststofffraktion anzustreben. Wichtig ist es hierbei, nicht nur den PAK-Anteil an den Gesamtfeststoffen, sondern auch die Verteilung auf die verschiedenen Partikelgrößen zu kennen. Vor dem Hintergrund der bevorzugten Bindung an Feinsedimente gewinnt die Filtration sehr an Bedeutung, da der Rückhalt von Feinpartikeln durch eine Sedimentationsstufe bei höheren Fließgeschwindigkeiten nicht gewährleistet werden kann.

Für die Stoffgruppe der **MKW** kann ein nahezu ausgeglichenes Verhältnis zwischen der gelösten sowie der partikulären Phase festgestellt werden (Tabelle 35). Die an Partikel gebundenen MKW können wie auch die PAK mittels Sedimentation und - sofern die hydraulische Verhältnisse dieses nicht zulassen - durch Filtration zurückgehalten werden.

Zum Rückhalt der gelösten MKW-Anteile wird in dezentralen Behandlungssystemen meist eine Vorrichtung zur Leichtstoffabscheidung (z.B. eine Tauchwand) vorgesehen. Zum Aufschwimmen neigende MKW können so vergleichsweise einfach abgetrennt werden. Kolloidal gelöste MKW-Anteile, die im Niederschlagswasser fein verteilt vorliegen und nicht aufschwimmen, werden hierdurch nicht zurückgehalten. Für deren Elimination sind Sorptionsfilter erforderlich, die in der Lage sind, kolloidal gelöste MKW schnell und dauerhaft zu binden.

Tabelle 35: Partikuläre und gelöste Anteile von MKW in Verkehrsflächenabflüssen aus der Literatur

Verkehrsbelastung	AFS (mg/l)	Partikulärer Anteil		Gelöster Anteil		Bestimmungsmethode	Literatur
		Mittel (mg/g)	Anteil (%)	Mittel (mg/l)	Anteil (%)		
Highway, 92.700 Kfz/d	93	5,9	52,3	0,5	47,7	-	Gromaire-Mertz et al., 1999
Autobahn, 140.000 bis 156.000 Kfz/d	23	6,3	59,2	0,1	40,8	H 53	Grotehusmann et al., 2008
-	937	6,3	52,8	5,5	47,2	-	Xanthopoulos, 1992

5.3 Zusammenfassung und Ausblick Untersuchung von Straßensedimenten

Die Belastung von Straßenabflüssen mit Schadstoffen wie Schwermetallen und organischen Stoffen liegt zum Großteil in ungelöster Form vor. Der mittlere Partikeldurchmesser d_{50} von Sinkkastenrückständen liegt mit 160 bis 375 μm im Fein- bis Mittelsandbereich. Im Gegensatz dazu finden sich in den FiltaPex[®]-Systemen Feststoffe kleinerer Korngrößen mit einem mittleren Durchmesser d_{50} von 20 bis 55 μm im Grobschluffbereich wieder, da Partikel mit einem Durchmesser größer 400 μm bereits in den Sinkkästen zurückgehalten wurden.

Charakteristisch für Straßensedimente ist ein vergleichsweise geringer organischer Anteil von im Mittel ca. 5 – 30 %. Hierbei weist bevorzugt die Feinkornfraktionen kleiner 80 μm den höchsten Organikanteil auf. Ebenfalls die Sedimente aus den FiltaPex[®]-Systemen zeigen für die untersuchten Partikelgrößenbereiche von < 250 μm einen Glühverlust von ca. 30 bis 35 %. Der dort gemessene hohe Anteil organischer Partikel trägt mit dazu bei, dass sich organische Schadstoffe vorwiegend an Feinpartikel binden. Für den Kornbereich von 40 bis 80 μm wurde mit 0,4 mg MKW/g der höchste MKW-Gehalt in den untersuchten Sinkkastenrückständen gemessen. Für die FiltaPex[®]-Sedimente lagen die Messwerte im Schnitt um den Faktor 10 höher. Für partikulär gebundene PAK-Anteile ergaben sich Werte zwischen 2 und 3,7 $\mu\text{g PAK/g}$.

Um ein präziseres Vorgehen bei der Suche nach einer Verbesserung dezentraler Behandlungssysteme zu ermöglichen, wurden die untersuchten Spurenstoffe hinsichtlich der Verteilung ihrer gelösten sowie partikulären Schadstoffanteile in Verkehrsflächenabflüssen gegenübergestellt. Für die Stoffgruppe der PAK kann insgesamt – trotz der heterogenen Datenlage - von einem überwiegend an Partikeln vermittelten Transport ausgegangen werden, da der partikuläre Anteil meist über 90 % liegt. Der Schadstoffrückhalt erfolgt hier primär durch den Feststoffrückhalt mittels Sedimentation und Filtration. Dennoch belegen eine Vielzahl von Untersuchungen (Kap. 2.4.1), dass die PAK-Konzentrationen, die in Niederschlagsabflüssen stark belasteter Verkehrsflächen gemessen werden, teils deutlich oberhalb der Bewertungskriterien von BBodSchV (1999) und LAWA (2004) liegen. Neben einer effektiven Feststoffelimination resultiert hieraus auch die Notwendigkeit, die gelösten Schadstoffanteile der PAK mit Hilfe einer Sorptionsstufe wirkungsvoll zurückzuhalten.

Für die Stoffgruppe der MKW wurde ein nahezu ausgeglichenes Verhältnis zwischen der gelösten sowie der partikulären Phase festgestellt. Hier ist neben dem Feststoffrückhalt auch die Elimination gelöster Stoffe mit Hilfe des Sorptionsfilters erforderlich. Ein Rückhalt des MTBE, das hauptsächlich im gelösten Zustand in Verkehrsflächenabflüssen vorliegt, ist lediglich durch Adsorption möglich.

6 Mathematisches Modell

Eine Vielzahl der in Niederschlagsabflüssen vorhandenen Schmutz- und Schadstoffe sind an Sedimentpartikel gebunden. Obwohl die Verteilung der verschiedenen Schadstoffe innerhalb des Partikelgrößenspektrums nicht einheitlich ist, lässt sich eine bevorzugte Bindung beispielsweise von organischen Spurenstoffen (MKW, PAK) sowie Schwermetallen an feinen Partikeln feststellen. Aus diesem Grund ist die Möglichkeit, den Rückhalt der verschiedenen Korngrößenfraktionen durch Sedimentation unter verschiedenen hydraulischen Bedingungen vorherzusagen, wichtig für die Bewertung der Effektivität der Niederschlagswasserbehandlung.

Neben dem partikulären Transport werden eine Vielzahl von Schadstoffen (MTBE, MKW und z.T. PAK) auch im gelösten Zustand transportiert. Dieses Stoffspektrum ist nur durch Ionenaustausch sowie mittels Adsorption aus dem Niederschlagswasser zu entfernen. Ionenaustauscher bergen hierbei das Risiko, dass bereits gebundene Schadstoffe beispielsweise durch Streusalzeinwirkung wieder remobilisiert werden. Mittels Adsorption werden die organischen Spurenstoffe durch chemische Bindung fest am Material gebunden. Zur Modellierung des Stoffrückhaltevermögens und zur Abschätzung der Standzeiten des Sorptionsmaterials soll das Simulationsmodell entwickelt werden.

Das mathematische Modell soll an das FiltaPex[®]-System der Dr. Pecher AG adaptiert werden, da Messdaten von diesem dezentralen Behandlungssystem zur Kalibrierung des Modells herangezogen werden können. Dennoch soll die Übertragbarkeit des Modells auf andere Systeme gewährleistet bleiben, so dass auch hierfür eine zuverlässige Prognose der Reinigungsleistung bei unterschiedlicher Belastung möglich ist. Die Simulationssoftware AQUASIM 2.1 [Reichert, 1998] wird in dieser Arbeit zur dynamischen Simulation des FiltaPex[®]-System verwendet werden.

6.1 Aufbau des Simulationsmodells

Die verschiedenen Systeme zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung weisen herstellerbedingt ihre konstruktiven Besonderheiten auf. Dennoch setzen sie prinzipiell die gleichen Mechanismen zur Reinigung der Verkehrsflächenabflüsse ein. Mittels des mathematischen Modells sollen die drei wesentlichen Rückhalte-mechanismen dezentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen abgebildet werden:

- 1) Sedimentation von partikulären absetzbaren Stoffe
- 2) Filtration von partikulären nicht absetzbaren Stoffen
- 3) Adsorption von gelösten Stoffen

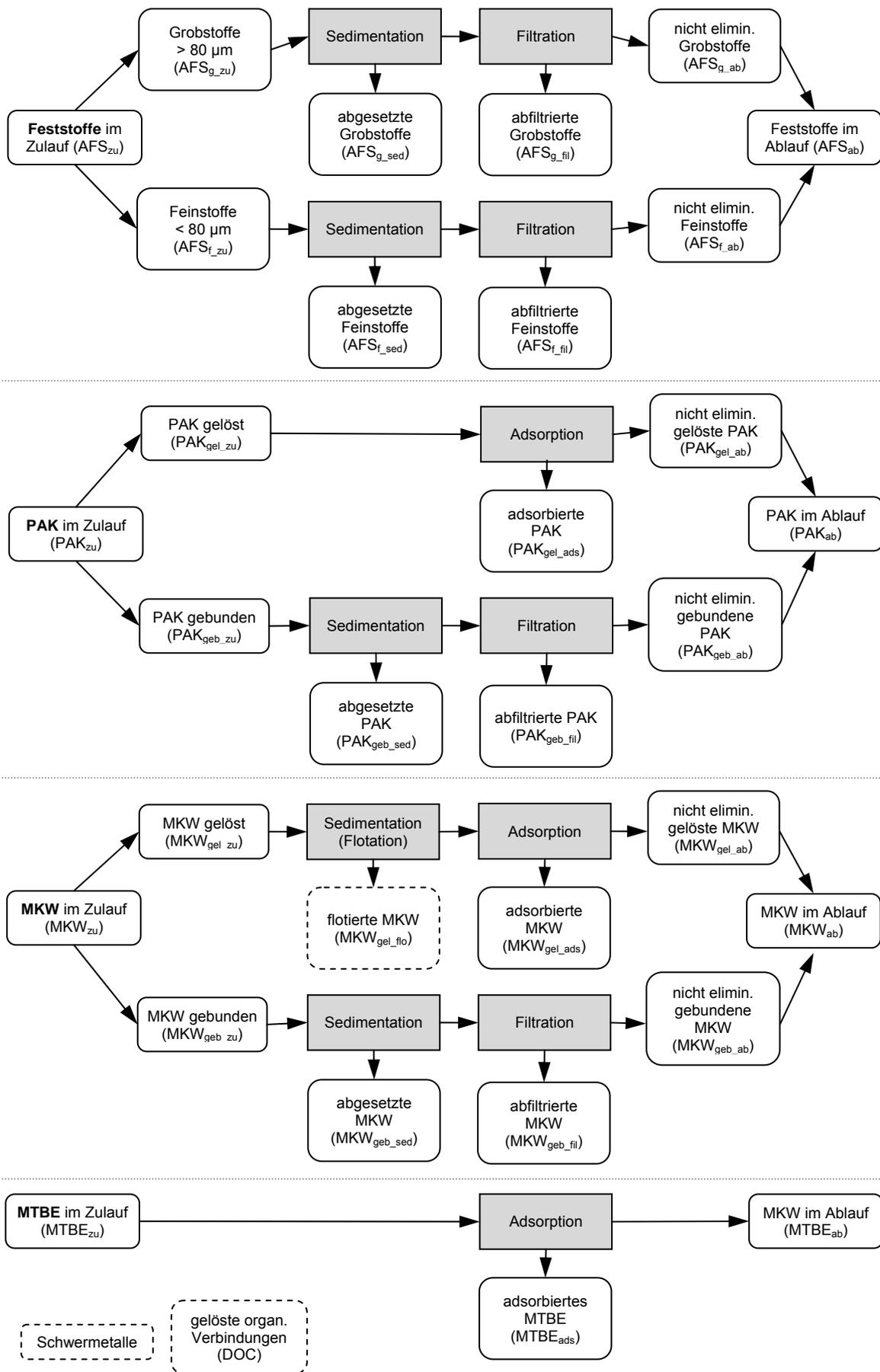


Abbildung 56: Konzept Reinigungsprozesse des dezentralen Niederschlagswasserbehandlungssystems

Die Abbildung 56 zeigt die konzeptionelle Darstellung des mathematischen Modells eines dezentralen Niederschlagswasserbehandlungssystems. Das System bzw. dessen Rückhaltevermögen soll hinsichtlich der Parameter AFS, MKW, PAK und MTBE modelliert werden. Es ist vorgesehen, sofern die Datenlage es in der Projektphase II ermöglicht, die Stoffgruppen der Schwermetalle sowie der gelösten organischen Verbindungen (DOC) zusätzlich mit einfließen zu lassen. Im Gegensatz zu den Schwermetallen stellen die gelösten organischen Verbindungen wie Huminsäuren keine Schadstoffe dar. Sie beeinflussen jedoch die Adsorptionsleistung des Systems sehr stark, da sie mit den zu eliminierenden Schadstoffen um die Sorptionsplätze konkurrieren.

6.1.1 Modellierung der Hydraulik

In der ersten Projektphase soll die Hydraulik des dezentralen Behandlungssystems idealerweise als Pfropfenströmung betrachtet werden. Es wird angenommen, dass das Wasser das Filtersystem gleichmäßig aufwärts durchströmt. Die Erfahrungen aus dem Großversuch zeigen aber, dass das System aufgrund seiner Geometrie bzw. des großen Durchmessers nicht über den gesamten Querschnitt gleichförmig durchströmt wird. So soll in der Projektphase 2 die Hydraulik gegebenenfalls mittels einer Rührkesselkaskade mathematisch abgebildet werden (Abbildung 57). Hierfür sollen Tracerversuche durchgeführt werden, um die Durchströmung des Systems zu untersuchen.

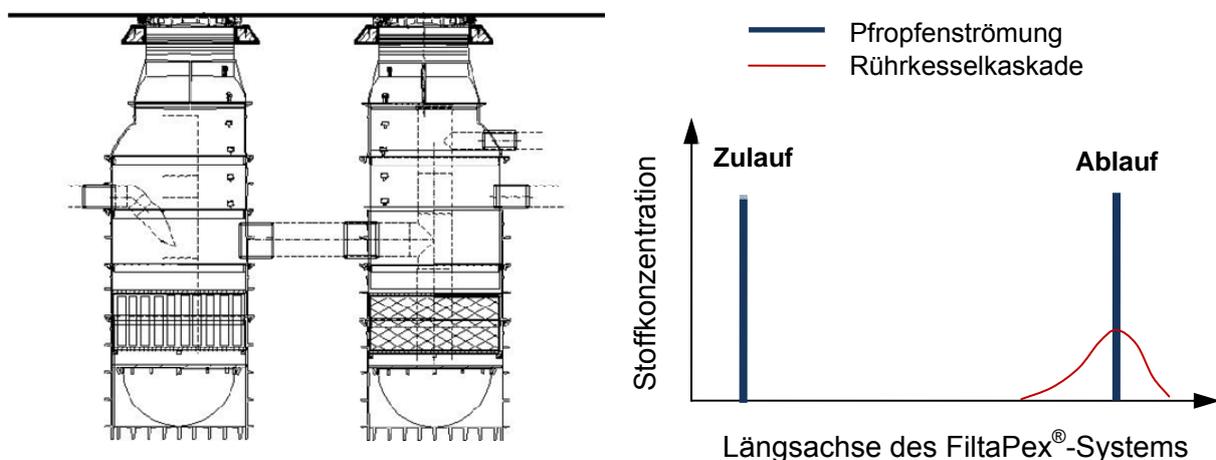


Abbildung 57: Schema der Hydraulik des FiltaPex®-Systems

6.1.2 Modellierung der Sedimentation

Durch die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit wird partikulären Stoffen die Möglichkeit gegeben sich abzusetzen. Hierbei unterscheidet sich das Absetzvermögen der verschiedenen Partikelgrößen sehr deutlich. Die Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit vom Partikeldurchmesser wird meist durch die Stokes Gleichung für unbehindertes Absetzen beschrieben (Gleichung 6). Grundlage für die Verwendung des Stokes'schen Gesetzes ist eine laminare Strömung, die an dieser Stelle idealerweise für das dezentrale Niederschlagswasserbehandlungssystem vorausgesetzt wird. Innerhalb des

Strömungsgleichrichters der Sedimentationsstufe liegt die Reynoldszahl Re mit 250 deutlich unterhalb des kritischen Wertes Re_{krit} von 2300, so dass dort von laminaren Strömungsverhältnissen sicher auszugehen ist.

$$v_s = \frac{D^2 \cdot g \cdot (\rho_{Partikel} - \rho_{Wasser})}{18 \cdot \eta_{Wasser}} \quad (6)$$

v_s	m/s	Sinkgeschwindigkeit
D	m	Durchmesser der Partikel
g	m/s ²	Erdbeschleunigung
$\rho_{Partikel}$	g/l	Dichte der Partikel
ρ_{Wasser}	g/l	Dichte von Wasser
η	g/(m·s)	dynamische Viskosität (von Wasser 1 g/(m s) bei 20°C)

Für sehr kleine Partikelgrößen (kleiner 40 μm) wird die Sedimentation mittels Stokes nicht mehr hinreichend genug beschrieben, da die Sinkgeschwindigkeit infolge von Wechselwirkungen zwischen Wasser und Feststoff stärker herabgesetzt ist [Bäckström, 2002]. Dies ist insofern für ein Niederschlagswasserbehandlungssystem bedeutsam, da bevorzugt an diesen Feinpartikeln organische Schadstoffe sowie Schwermetalle gebunden sind.

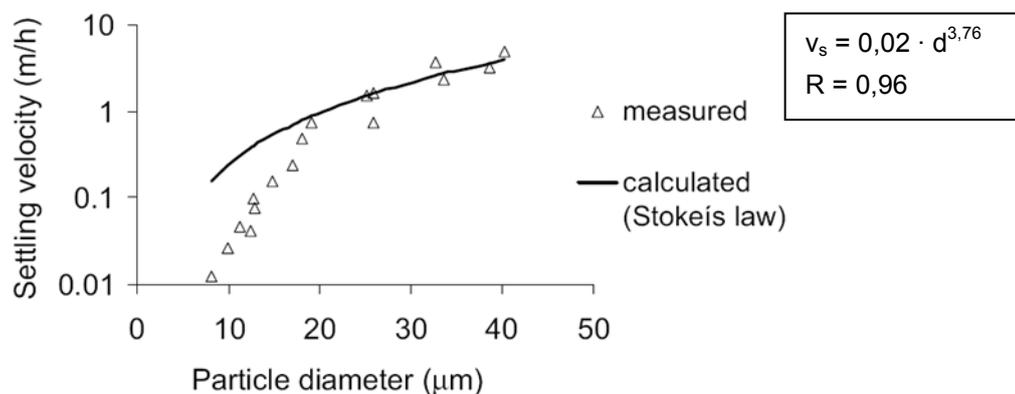


Abbildung 58: Sedimentationsgeschwindigkeit von Partikeln als Funktion des Partikeldurchmessers ($T=15^\circ\text{C}$) [Bäckström, 2002]

Neben der Partikelgröße hat ebenfalls die Partikeldichte großen Einfluss auf das Absetzverhalten. Sehr häufig wird zur Berechnung der Sedimentationsgeschwindigkeit von Straßensedimenten die Dichte von Quarzsand mit $2,65 \text{ g/cm}^3$ angenommen. Untersuchungen zeigen jedoch, dass Straßensedimente teils deutlich niedrigere Werte aufweisen (Tabelle 36). Diese werden auf die poröse Oberfläche der Partikel sowie auf Agglomerationseffekte zurückgeführt [Massoudieh et al., 2008]. Auch innerhalb der verschiedenen Partikelgrößen gibt es Unterschiede, so dass insbesondere Sedimente mit kleinem Korndurchmesser eine geringere Dichte besitzen [Zhao et al. 2008].

Tabelle 36: Dichtewerte von Straßensedimenten aus der Literatur

Verkehrsbelastung	Dichte g/cm ³	Partikelgröße µm	Dichte g/cm ³	Literatur
-	2,51			Kim et al., 2010
Autobahn	2,45			Massoudieh et al., 2008
-	2,20 bis 2,27			Li et al., 2008
Hauptstraße	1,62 bis 1,85	< 63	1,73	Zhao et al., 2008
		63 – 125	1,78	
		125 – 250	1,8	
		250 – 900	1,85	

Diesem unterschiedlichen Sedimentationsverhalten soll durch die Einführung der zwei Feststofffraktionen AFS_{grob} und AFS_{fein} in das Modell Rechnung getragen werden. Der Rückhalt der Grobstoffe (AFS_{grob}) in der Sedimentationsstufe soll mittels der Stokes-Gleichung beschrieben werden. Das Absetzverhalten der Feinstoffe repräsentiert durch den Parameter AFS_{fein} , in der auch ein Großteil der partikulär gebundenen organischen Schadstoffe sowie Schwermetalle enthalten sind, wird durch eine empirische Gleichung beispielsweise nach [Bäckström, 2002] beschrieben. In den Gleichungen 7 bis 9 ist die Fraktionierung der im Zulauf des Behandlungssystems enthaltenen Feststoffe dargestellt. Bisherige Messungen zeigen, dass etwa 20 bis maximal 50 % den Feinstoffen (< 80 µm) zuzuordnen sind. Der überwiegende Anteil von ca. 50 bis 80 % liegt als Grobstoffe in Verkehrsflächenabflüssen vor d.h. im Niederschlagswasser, das von der Straßenoberfläche abläuft.

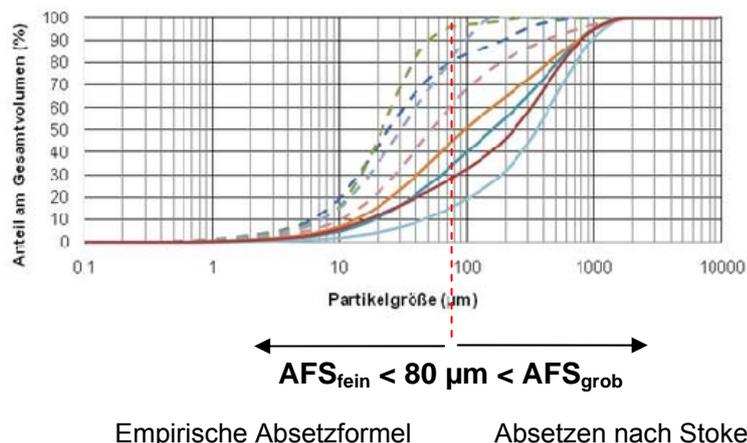


Abbildung 59: Differenzierung der Feststofffraktionen AFS_{grob} und AFS_{fein}

Regenwasser, das in einem dezentralen System behandelt wird, passiert zuvor noch einen Straßeneinlauf. Dort wird ein Teil der Feststoffe und insbesondere der Grobstoffe zurückgehalten. Dies verhindert einerseits die Verstopfung des Filtersystems führt aber auch zu einer Verschiebung der Korngrößenverteilung in Richtung Feinfraktion. Die Feinfraktion

wird hierdurch auch quantitativ zur bedeutsamsten Feststofffraktion, da sie nun als primärer Schadstoffträger mit einem Anteil von ca. 50 bis 90 % mengenmäßig dominiert. Eine weitergehende Fraktionierung des Zulaufes soll in der Projektphase 2 anhand weiterer Messdaten erfolgen. Das Absetzverhalten der Feststoffe soll in Absetzversuchen außerdem untersucht werden.

$$X_{AFS_zu} = X_{AFSg_zu} + X_{AFSf_zu} \quad (7)$$

$$X_{AFSg_zu} = f_{AFSg_zu} \cdot X_{AFS_zu} \quad (8)$$

$$X_{AFSf_zu} = f_{AFSf_zu} \cdot X_{AFS_zu} \quad (9)$$

X_{AFS_zu}	mg/l	Konzentration der Feststoffe/AFS im Zulauf
X_{AFSg_zu}	mg/l	Konzentration der groben Feststoffe (AFS _{grob}) im Zulauf der Sedimentationsstufe 1
X_{AFSf_zu}	mg/l	Konzentration der feinen Feststoffe (AFS _{fein}) im Zulauf der Sedimentationsstufe 1
f_{AFSg_zu}	-	Anteil der groben Feststoffe (AFS _{grob}) im Zulauf
f_{AFSf_zu}	-	Anteil der feinen Feststoffe (AFS _{fein}) im Zulauf

Um den Absetzvorgang mathematisch darstellen zu können, wird vereinfachend davon ausgegangen, dass das Absinken von Feststoffpartikeln im aufwärts strömenden Niederschlagswasser stattfindet, solange die Sinkgeschwindigkeit des Partikels v_s größer ist als die Geschwindigkeit des entgegengesetzt strömenden Wassers v_v (Abbildung 60). Ist die vertikale Geschwindigkeit des Wassers v_v größer als die Sinkgeschwindigkeit des Partikels v_s , so erfolgt keine Sedimentation des Feststoffteilchens und es wird aus dem dezentralen Behandlungssystem ausgetragen.

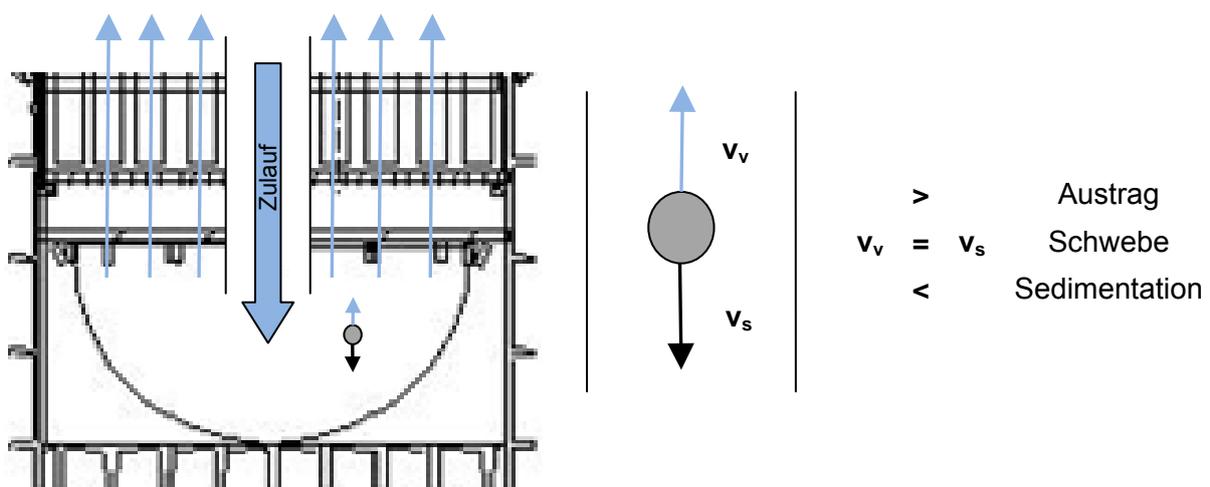


Abbildung 60: Schema des Absetzvorgangs von Partikeln in der Sedimentationsstufe mit eingebautem Strömungsgleichrichter

In ersten Berechnungen nach Stokes (Gleichung 6) zeigt sich für das FilitaPex®-System (DN 1500), dass in Abhängigkeit von der gewählten Partikeldichte die Feststoffabtrennung

bei maximaler hydraulischer Belastung (Zufluss von 15 l/(s · ha)) bis zu einer Partikelgröße zwischen 70 bis 120 µm möglich ist. Daraus lässt sich schließen, dass die groben Feststoffe AFS_{grob} selbst bei ungünstigen Strömungsverhältnissen noch im System zurückgehalten werden.

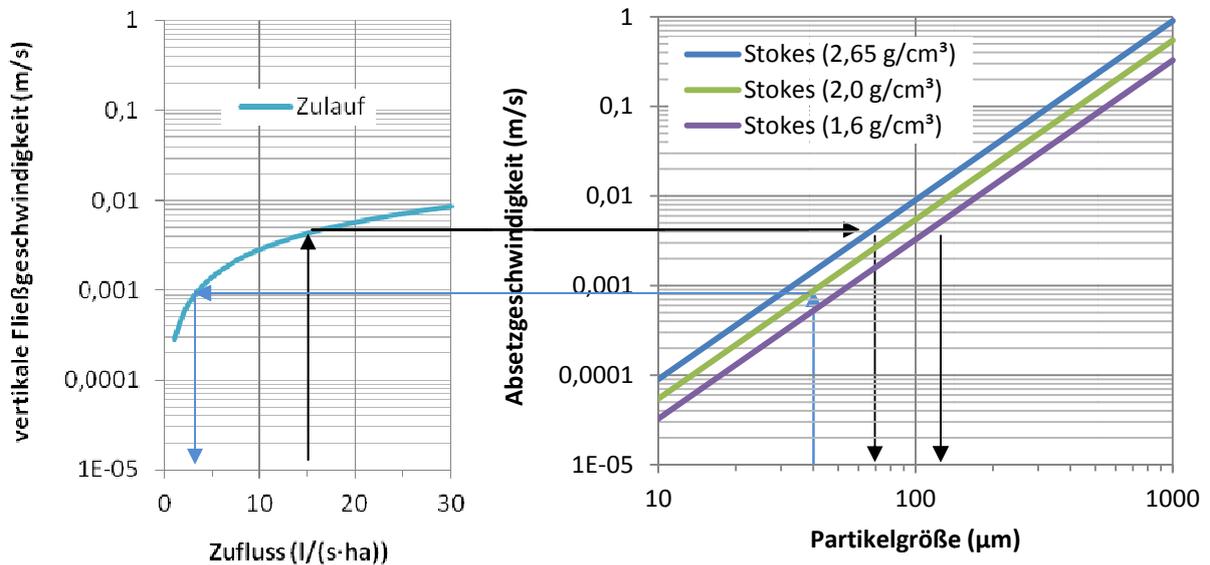


Abbildung 61: Abhängigkeit der sedimentierten Partikelgröße vom Niederschlagswasserzufluss zum FiltaPex[®]-System (DN 1500)

Die vorangegangenen Untersuchungen zur Partikelgrößenverteilung von Sedimenten (Kap. 5.2.1.) zeigen jedoch, dass sich mit einem mittleren Durchmesser d_{50} von 20 bis 55 µm gerade kleine Partikel im Schlammfang absetzen. Dieser Effekt ist auf den Umstand zurückzuführen, dass die Niederschlagsereignisse i.d.R. keine Starkregenereignisse sind sondern der Regen mit geringer Intensität fällt.

Mittels der **Bilanzierung** der Sedimentationsstufe 1 über den Zu- und Ablauf der Feststofffraktionen lässt sich die im Niederschlagswasser verbleibende Feststoffmenge nach Gleichung 10 berechnen.

$$X_{AFS_ab1} = X_{AFSg_zu} - X_{AFSg_sed1} + X_{AFSf_zu} - X_{AFSf_sed1} \quad (10)$$

X_{AFS_ab1}	mg/l	Konzentration der Feststoffe/AFS im Ablauf der Sedimentationsstufe 1
X_{AFSg_zu}	mg/l	Konzentration der groben Feststoffe (AFS _{grob}) im Zulauf der Sedimentationsstufe 1
X_{AFSf_zu}	mg/l	Konzentration der feinen Feststoffe (AFS _{fein}) im Zulauf der Sedimentationsstufe 1
X_{AFSg_sed1}	mg/l	Konzentration der sedimentierten groben Feststoffe (AFS _{grob}) in der Sedimentationsstufe 1
X_{AFSf_sed1}	mg/l	Konzentration der sedimentierten feinen Feststoffe (AFS _{fein}) in der Sedimentationsstufe 1

Bei den bisherigen Betrachtungen blieb bisher die Möglichkeit vernachlässigt, dass bereits sedimentierte Feststoffe aufgrund hoher Strömungsgeschwindigkeiten und daraus resultierenden hohen Schubspannungen wieder remobilisiert werden können. In der Projektphase 2 sollen neben Sedimentationsversuchen auch Untersuchungen zur Remobilisierung von Feststoffen durchgeführt werden.

6.1.3 Modellierung der Filtration

Durch die Filtration sollen Feststoffe, die sich in der vorangegangenen Sedimentationsstufe nicht abgesetzt haben, zurückgehalten werden. Hierbei handelt es sich überwiegend um Feinstoffe, die sich aufgrund einer zu niedrigen Sinkgeschwindigkeit nicht absetzen konnten. Da der Filteraufbau (Material, Schichtanzahl und -dicke) der derzeit auf dem Markt angebotenen dezentralen Filtersysteme unterschiedlich ist, wird im folgenden Abschnitt auf den Filteraufbau des FiltaPex[®]-Systems Bezug genommen.

Das Filtersystem verfügt über einen dreistufigen Aufbau, der schichtweise angeordnet wird. Die Filterelemente werden in zwei Lagen eingebaut, wobei die Kornabstufungen der mineralischen Füllung aufeinander abgestimmt sind. Das in den unteren beiden Lagen eingebaute Material dient primär zum Rückhaltung von Feststoffen, die nicht in der mechanischen Vorbehandlung sedimentiert sind. Die oberste Lage besteht aus Geovlies-Packs, die mit einem absorbierenden Substrat gefüllt sind. Diese Filterlage dient neben dem Rückhalt von Feinstpartikeln auch der Bindung gelöster Schadstoffe. Der Filter wird aufwärts durchströmt.

Hinsichtlich der Filtration gibt es eine Vielzahl von Modellvorstellungen wie beispielsweise die Oberflächen-, Tiefen- oder Querstromfiltration. Für die hier vorliegende Anwendung wird von der Tiefenfiltration ausgegangen. Hierbei ist der Durchmesser der abzutrennenden suspendierten Partikel kleiner als der Durchmesser der Filterporen. Feststoffe wie auch kolloidale Wasserinhaltsstoffe werden im Innern d.h. in der Tiefe des porösen Filtermaterials zurückgehalten. Der Rückhalt erfolgt primär durch physikalisch-chemische Mechanismen (z.B. Adsorption und Adhäsion), die zu einer Anlagerung der suspendierten Partikel in den Kanälen und Poren führen [Baumann et al., 1993]. Die Ausbildung eines oberflächlichen Filterkuchens ist nur gering.

Das erste theoretische Modell für die Filterströmung bildet das Gesetz von Darcy (Gleichung 11).

$$Q = k_F \cdot A_F \cdot i \quad (11)$$

Q	m ³ /s	Durchflussmenge
k_F	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert
A_F	m ²	Filterfläche
i	-	hydraulisches Gefälle

Der Durchlässigkeitsbeiwert k_F stellt hierbei keinen konstanten Wert dar, sondern ist abhängig von verschiedenen Faktoren wie Porenanteil und Porengrößenverteilung des

Filtermaterials. Die stetige Beladung mit Feststoffen infolge neuer Regenereignisse führt zu einer Verringerung des freien Porenraums mit der Folge, dass der Durchlässigkeitsbeiwert ebenfalls abnimmt.

$$k_F(t) = (k_{F,0} - (\frac{k_{F,0} - k_{F,12}}{12}) \cdot t) \quad (12)$$

$k_{F,0}$	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert des unbeladenen Filters
$k_{F,12}$	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert des Filters nach 12 Monaten Laufzeit
t	M.	Laufzeit in Monaten

Die Geschwindigkeit des Wassers wird nach Gleichung 13 als die Durchflussmenge pro Zeiteinheit bezogen auf die Filterquerschnittsfläche definiert. Die reale Filtergeschwindigkeit v_R ist hingegen abhängig vom Porenraum, also der Lagerungsdichte, der Kornform und deren Durchmesser.

$$v_F = \frac{Q}{A_F} = k_F \cdot i \quad (13)$$

$$v_R = \frac{v_F}{n} \quad (14)$$

v_F	m/s	Filtergeschwindigkeit
v_R	m/s	reale Filtergeschwindigkeit
Q	m ³ /s	Durchflussmenge
A_F	m ²	Filterfläche
n	-	Porenanteil

Der Prozess der Partikelabtrennung in einem Tiefenfilter lässt sich in zwei Teilschritte unterteilen. Im ersten Teilschritt erfolgt der Transport der Feststoffe im Inneren des Filters aus der Suspension an die Filteroberfläche. Anschließend erfolgen die Stoffanlagerung und die stabile Bindung der Partikel am Filtermaterial [Gimbel et al., 2008]. Vor dem Hintergrund einer Vielfalt an abzuscheidenden Stoffen, komplexer Strömungsverhältnisse im Filterinneren sowie unterschiedlicher Oberflächeneigenschaften der Filtermaterialien, die sich wiederum mit zunehmender Filterlaufzeit noch verändern, wird die Komplexität des Filtrationsvorgangs deutlich.

Das Filtermodell wird entsprechend der vorhandenen Schichten unterteilt in die Kompartimente Filterschicht 1 und 2, Adsorptionsschicht sowie Niederschlagswasserzulauf. Alle Kompartimente sind definiert als Plug-Flow-Reaktoren (advective diffusive reactor compartment) ohne Dispersion. Benachbarte Kompartimente sind miteinander verbunden. Die Prozesse des Feststoffrückhalts werden mittels einer Kinetik erster Ordnung beschrieben. Um das hier zu entwickelnde Filtermodell möglichst einfach und praktikabel zu

halten, werden sämtliche Einflussfaktoren aus Niederschlagswasserzusammensetzung und Filtermaterialien in einem Parameter der Filtrate r_F zusammengefasst. Diese können in Laborversuchen vorab bestimmt werden.

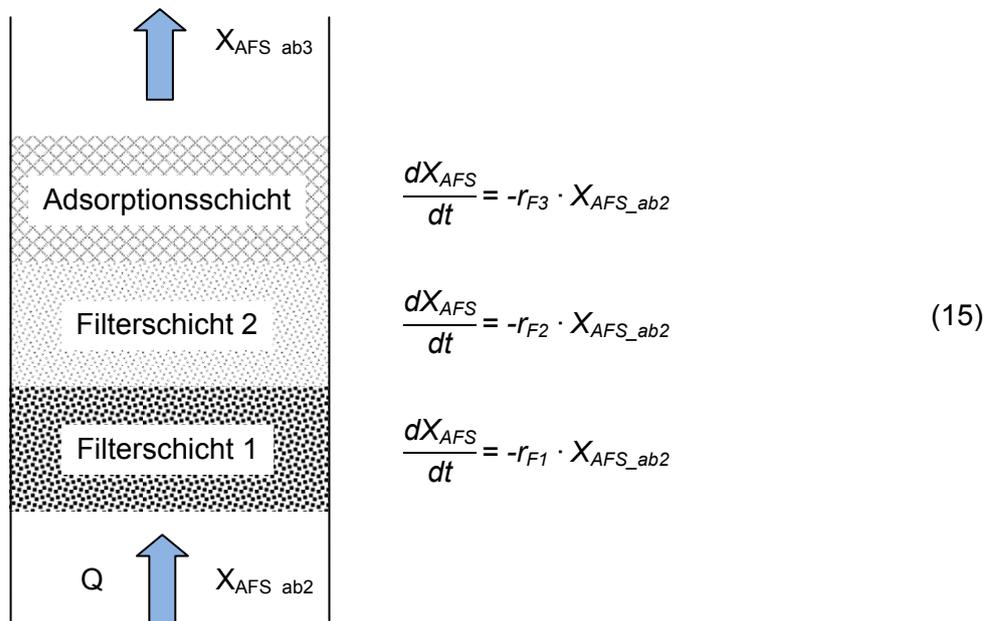


Abbildung 62: Schema des Filters - Kompartimente, Variablen und Prozesse im Modell

X_{AFS_ab2}	mg/l	Konzentration der Feststoffe/AFS im Ablauf der Sedimentationsstufe 2
X_{AFS_ab3}	mg/l	Konzentration der Feststoffe/AFS im Ablauf des Filters
r_{F1}	1/s	Filtrerate zum Rückhalt der Feststoffe/AFS in der Filterschicht 1
r_{F2}	1/s	Filtrerate zum Rückhalt der Feststoffe/AFS in der Filterschicht 2
r_{F3}	1/s	Filtrerate zum Rückhalt der Feststoffe/AFS in der Adsorptionsschicht

Die Kolmation des Filterkörpers ist der entscheidende Faktor, der die Reinigungsleistung des Filters bestimmt. Mittels des mathematischen Modells soll abgeschätzt werden können, wann der Filter belegt und eine Wartung des Systems erforderlich ist. Zur Betriebskontrolle ist notwendig, die Wechselwirkung zwischen der Ablagerung von Feststoffen im Filter und dem daraus resultierenden Druckverlust zu kennen. Für die Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Filterbeladung wird ein linearer Zusammenhang unterstellt [Sator, 2006] d.h. mit steigender Menge an zurückgehaltenen Feststoffen nimmt der Filterwiderstand linear zu bzw. die Durchlässigkeit ab (Abbildung 63). Die Zunahme des Filterwiderstandes äußert sich im Anlagenbetrieb durch einen Anstieg des hydraulischen Gefälles in Form der Wasserspiegeldifferenz Δh im Zu- und Ablauf des Filters. Diese Wasserspiegeldifferenz kann direkt in situ oder mittels Drucksensoren sogar online gemessen werden.

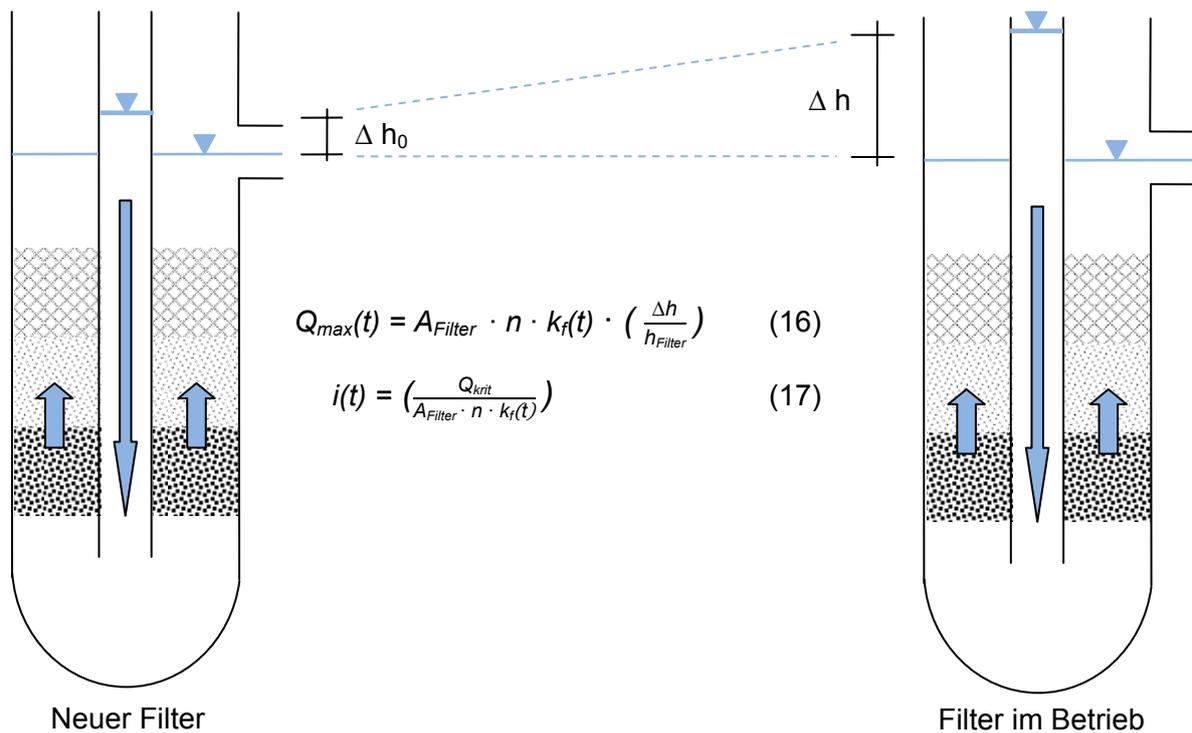


Abbildung 63: Veränderung des hydraulischen Gefälles in Abhängigkeit von der Filterlaufzeit

Die Abhängigkeit des erreichbaren maximalen Durchflusses Q_{max} vor Anspringen des Notüberlaufes von der momentanen Durchlässigkeit ist in Gleichung 16 dargestellt. Mit zunehmender Beladung des Filters und dadurch verringerten Durchlässigkeit ist zum Aufrechterhalten des Durchflusses ein Anstieg des hydraulischen Gefälles erforderlich. Dieses ist aber nur begrenzt bis zur Höhe des Notüberlaufes vorhanden. Jedoch darf es auch bei einer Kolmation des Filterkörpers nicht zu einer frühzeitigen d.h. unzulässigen Aktivierung des Überlaufes kommen. Während in-situ-Untersuchungen von dezentralen Anlagen wurde festgestellt, dass ein abnehmendes hydraulisches Aufnahmevermögen im Betrieb mittels Sichtkontrolle schwer zu erkennen ist [Werker et al., 2011]. Das mathematische Modell soll hierbei helfen, kritische Zustände dezentraler Systeme vorab zu erkennen.

Die Rückhaltewirkung des Filters wird dann sinken, sofern keine Oberflächen mehr zur Aufnahme von Partikeln zur Verfügung stehen, wenn sich also die Porenräume zusetzen. Nehmen dann die Scherkräfte aufgrund erhöhter Strömungsgeschwindigkeit zu, kommt es zum Abrieb von bereits angelagerten Partikeln sprich zum Durchbruch des Filters. Dieser Zustand sollte für den Betrieb eines Filters unbedingt vermeiden werden, zum einen durch eine ausreichende Filterschichtdicke und zum anderen durch die Vermeidung einer zu hydraulischen Überlastung der Filterschichten. Bei extremen Regenereignissen wird daher ein Teil des Niederschlagswassers über einen Notüberlauf abgeführt.

6.1.4 Modellierung der Adsorption

Die Adsorption gelöster organischer Schadstoffe soll als ein dynamisches Gleichgewicht zwischen der Konzentration eines Stoffes in dessen gelöster und sorbierter Form implementiert werden. Als Stoffe, die sich an das Sorptionsmaterial anlagern, sollen im Simulationsmodell neben den organischen Spurenstoffen (PAK, MKW und MTBE) auch die gelösten organischen Verbindungen (DOC) betrachtet werden. Da die Adsorption der Spurenstoffe in Konkurrenz zur Adsorption anderer gelöster organischer Stoffe steht, sollen diese summarisch erfasst über den Parameter DOC mit in die Modellierung einfließen.

Neben den Adsorptions- und Desorptionsprozessen sollen die aktuelle Beladung sowie die maximale Kapazität berücksichtigt und hieraus die Standzeit des Sorptionsmaterials abgeschätzt werden. Die Belastung des Filter- bzw. Adsorptionsmaterials in dem Filterschachtsystem erfolgt höchst dynamisch. Während eines Abflussereignisses sind hohe Durchflüsse mit hoher Variabilität zu erwarten. Hieraus resultiert eine ebenfalls hohe Variabilität der Kontaktzeit zwischen den gelösten Schadstoffen und dem Adsorptionsmaterial. Inwieweit eine variable Kontaktzeit aufgrund der Niederschlagsdynamik sowie einer veränderten Filterdurchlässigkeit infolge einer Kolmation Auswirkungen auf das Rückhaltevermögen der Adsorptionsschicht hat, soll mittels des mathematischen Modells überprüft werden. Zur Simulation soll das Kompartiment "Gesättigte Bodensäule" der Simulationssoftware AQUASIM 2.1 [Reichert, 1998] verwendet werden.

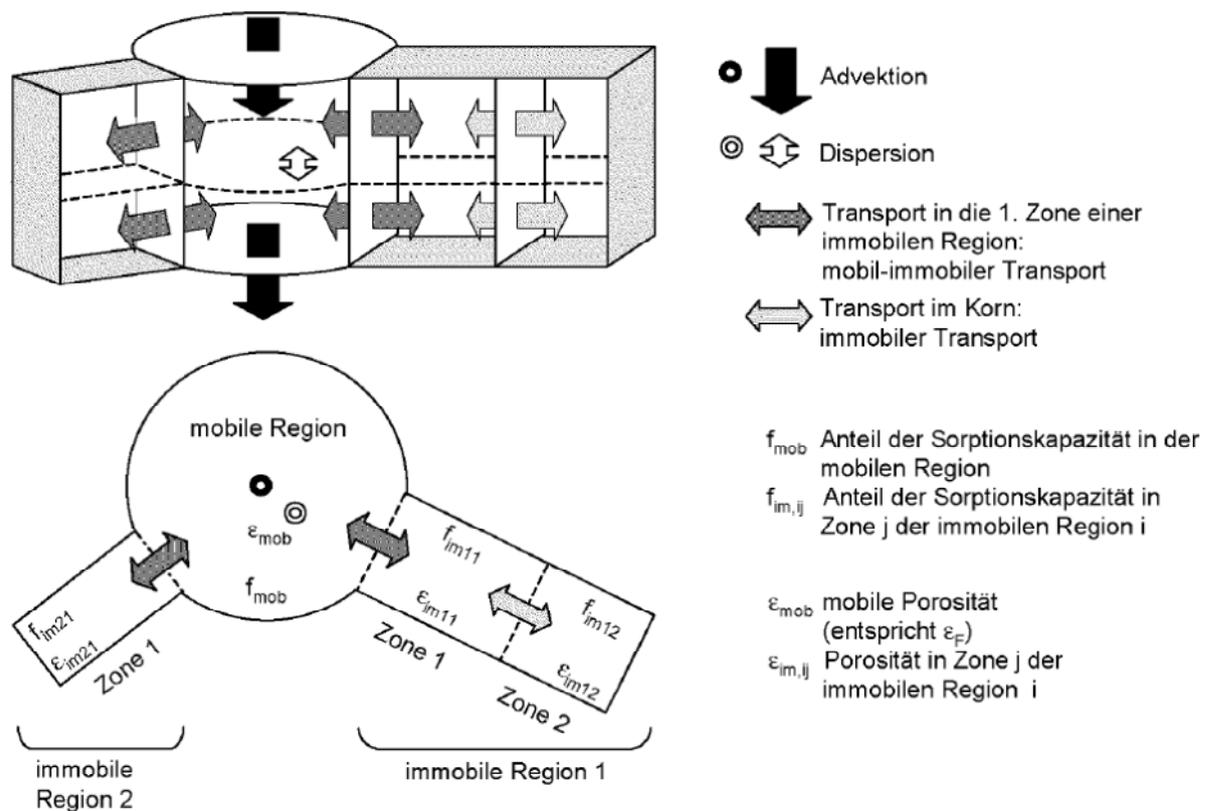


Abbildung 64: Schematische Darstellung der Elemente des Kompartimentes "Gesättigte Bodensäule" [Steiner, 2003]

Die Struktur und die Bestandteile des Kompartimentes "Gesättigte Bodensäule" sind in Abbildung 64 veranschaulicht. Die mobile Region ist radial vollständig durchgemischt. In ihr

sind die Transportprozesse Advektion und longitudinale Dispersion möglich. An die mobile Region können immobile Regionen angeordnet werden, mit welchen die Porosität im Korninnern abgebildet wird. Eine immobile Region kann in seriell verbundene Zonen aufgeteilt werden. In diesen lateral volldurchmischten Zonen einer immobilen Region sind nur Transportprozesse zwischen der mobilen Region und der ersten Zone einer immobilen Region, bzw. zwischen den Zonen, möglich. Diese werden als mobil-immobiler und immobil-Transport bezeichnet.

Das Verhältnis zwischen Adsorptions- und von adsorbierbaren Stoffen C (mg/l) entspricht dabei der Langmuir-Konstante K_L (l/mg), die maximale Beladung q_{max} (mg/g) der Sorptionsmaterials wird aus der Langmuir-Isotherme bestimmt (Gleichung 4, Kap. 3.1.5).

$$q_i = \frac{q_{max,i} \cdot K_{L,i} \cdot S_i}{1 + K_{L,i} \cdot S_i} \quad (16)$$

Adsorption: $r_{ads,i} = k_{ads,i} \cdot X_{ASM} \cdot S_i \quad (17)$

Desorption: $r_{des,i} = k_{des,i} \cdot X_{GSM,i} \quad (18)$

q_i	mg _i /g _{SM}	spezifische Adsorptionskapazität des Stoffes i (Beladung)
$q_{max,i}$	mg _i /g _{SM}	maximale spezifische Adsorptionskapazität des Stoffes i
$K_{L,i}$	l/mg	Langmuir-Adsorptionskonstante für den Stoff i
S_i	mg/l	Konzentration des Stoffes i
$k_{ads,i}$	l/(mg·s)	Adsorptionsgeschwindigkeitskonstante für den Stoff i
$k_{des,i}$	1/s	Desorptionsgeschwindigkeitskonstante für den Stoff i
X_{ASM}	g _{SM} /l	Konzentration des Adsorptionsmaterials
$X_{GSM,i}$	g _{ASM} /l	Konzentration des gesättigten Sorptionsmaterials beladen mit dem Stoff i

In den bisherigen Laboruntersuchungen wurden die Adsorption von Einzelsubstanzen (beispielsweise MTBE, Naphthalin) untersucht und die adsorptionskinetischen Parameter bestimmt. Die Adsorption der organischen Spurenstoffe erfolgt jedoch als Stoffgemisch, so dass die untersuchten Schadstoffe sowie andere Verbindungen um die Sorptionsplätze konkurrieren. Sehr stark beeinflusst die Anwesenheit von gelösten organischen Verbindungen (DOC) die Adsorption von organischen Spurenstoffen und reduziert somit die Effektivität des Adsorptionsprozesses. In der Projektphase 2 sollten aus diesem Grund Messreihen mit Stoffgemischen durchgeführt werden, um die Auswirkungen der konkurrierenden Adsorption bestimmen.

Die Adsorptionsgeschwindigkeit eines potentiellen Adsorptionsmaterials spielt für dessen Auswahl eine entscheidende Rolle, da die Kontaktzeit zwischen Adsorbens und Adsorbat bei maximalem Durchfluss des Filterschachtsystems etwa 30 Sekunden verhältnismäßig kurz ist.

Des Weiteren sollten in der Projektphase 2 die Auswirkung vermindelter Stoffkonzentrationen auf das Desorptionsverhalten untersucht werden. Eine Desorption

findet statt, wenn die adsorbierten Komponenten durch stärker adsorbierende Verbindungen verdrängt werden oder wenn sich der Konzentrationsgradient im Absorber umkehrt und bereits adsorbierte Verbindungen in die Wasserphase zurück diffundieren. Die Umkehrung des Konzentrationsgradienten könnte unter Umständen erfolgen, wenn gegen Ende eines Regenereignisses Niederschlagswasser mit sehr geringen Schadstoffkonzentrationen das Adsorptionsmaterial durchströmt. Eine feste Bindung der Schadstoffe am Sorptionsmaterial muss jedoch für den sicheren Betrieb der Adsorptionsstufe gewährleistet sein.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Projektveranlassung

Durch den Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz vom 26.05.2004 [MUNLV, 2004] werden in Abhängigkeit von der Schadstoffbelastung der Einzugsgebietsflächen die Anforderungen an die Niederschlagswasserbehandlung im Trennsystem geregelt. Die zentrale Behandlung, i.d.R. durch Regenklärbecken, stellt die am häufigsten eingesetzte Verfahrensweise dar. Regenklärbecken weisen neben einem hohen Platzbedarf vor allem Defizite hinsichtlich des Rückhalts organischer Schadstoffe auf. Neben zentralen Behandlungsverfahren werden im Trennerlass auch dezentrale sowie semizentrale Behandlungssysteme benannt. Für einen wirkungsvollen Rückhalt von Schmutz- und Schadstoffen bei weitgehendem Erhalt des lokalen Wasserkreislaufes kommt der Behandlung belasteter Niederschlagsabflüsse in dezentralen Anlagen besondere Bedeutung zu.

Diese war die Veranlassung, in diesem Forschungsprojekt ein dezentrales Behandlungsverfahren zur Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen aus stark belasteten Verkehrsflächenabflüssen zu entwickeln. Gegenstand der Projektphase I war, die grundlagenorientierten Mechanismen der Elimination der organischen Schadstoffe in Laborversuchen zu untersuchen sowie zu klären, inwieweit eine Schadstoffelimination zu erwarten ist bzw. woran bisher höhere Eliminationsraten vorhandener Behandlungssysteme scheitern.

Ausgangssituation

Verkehrsflächen sind als wesentliche Quelle von Gewässerbelastungen aus Niederschlagswassereinleitungen anzusehen. Die Verkehrsflächenabflüssen sind aufgrund von Fahrzeugemissionen, atmosphärischen Verunreinigungen und anderer Quellen mit einer Reihe an organischen Schadstoffen wie Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und Methyl-tert-butylether (MTBE) sowie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel verunreinigt. Hinzu kommt die starke Belastung mit Schwermetallen. Dabei liegen die Schadstoffe zum Teil in gelöster und zum Teil in partikulär gebundener Form vor.

Die verfügbaren Daten unterschiedlicher Messprogramme stellen sich hinsichtlich der beobachteten Zahlenwerte zum Stoffaufkommen im Niederschlagsabfluss als sehr heterogen dar. Neben dem breiten Spektrum an gemessenen Konzentrationswerten gibt es bislang keine rechtlich verbindlichen Zielgrößen und Anforderungen an die Einleitung von Niederschlagsabflüssen in Grund- und Oberflächengewässer. Bezüglich der Einleitung in das Grundwasser werden häufig die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung [BBodSchV, 1999] angewendet. Dabei ist festzustellen, dass die Messwerte teils deutlich oberhalb bisheriger Zielvorgaben liegen, woraus sich die Notwendigkeit zur vorherigen Niederschlagswasserbehandlung ableitet.

Um die Schadstoffemission aus Trennsystemen zu reduzieren, sind eine Vielzahl verschiedener Systeme zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung entwickelt worden,

die nachträglich in einen Straßeneinlauf oder eine Schachtanlage integriert werden können. Systeme mit optimiertem Schlammfang, Substrateinsätzen oder Filtersäcken können direkt in bestehende Straßeneinläufe nachgerüstet werden. Schachtanlagen stellen als sehr leistungsfähige Behandlungssysteme bereits den Übergang von dezentralen zu semi-zentralen Anlagen dar. Sie sind in der Lage, stark verschmutztes Niederschlagswasser von großen Verkehrsflächen zu reinigen.

Diese meist mehrstufigen Behandlungsanlagen setzen sich aus den Funktionselementen einer mechanisch-physikalischen Reinigungsstufe (Sedimentation) mit anschließender chemisch-physikalischer Reinigungsstufe (Filtration) zusammen. Die Wahl der Filtrationsmaterialien und die daraus resultierenden Wirkungsmechanismen (Filtration, Ionenaustausch, Adsorption, Fällung) stellen die wesentlichen Unterschiede der verschiedenen dezentralen Behandlungsanlagen dar. Bisher erfolgt die Wahl des Filtermaterials lediglich mit dem Ziel des Partikel- oder Schwermetallrückhaltes. Die Elimination von organischen Spurenstoffen blieb bei der Anlagendimensionierung bislang weitgehend unberücksichtigt. Häufig fiel die Wahl auf Filtermaterialien z.B. Zeolithe, die als Ionenaustauscher wirksam sind. Diese werden insbesondere zum Schwermetallrückhalt eingesetzt. Sie haben aber den großen Nachteil, bei Streusalzeinwirkung einen Teil der adsorbierten Schadstoffe wieder freizusetzen und sind daher für den Einsatz in dezentralen Behandlungsanlagen für Verkehrsflächenabflüsse ungeeignet.

Laboruntersuchungen

In Laborversuchen wurden verschiedenen Materialien auf ihre potentielle Eignung, gelöste organische Spurenstoffe aus Niederschlagsabflüssen zu entfernen, untersucht. Hierzu wurden die Adsorptionskapazitäten und die Adsorptionsgeschwindigkeiten verschiedener Materialien zum Rückhalt von PAK, MKW und MTBE bestimmt. Als Materialien wurden eine Aktivkohle (Chemviron Carbon GmbH, Deutschland), ein Braunkohlekoks (RWE Power AG, Deutschland), ein mit tertiären Aminen dotierter Bentonit (Tixosorb Süd-Chemie AG, Deutschland), ein Eisenschwamm (Gongyi Fengtai Refractories Abrasive & Trade Co., Ltd, China) sowie die beiden derzeit an der Behandlungsanlage FiltaPex[®] im Einsatz befindlichen Materialgemische Sorp1 und Sorp2 untersucht.

Fazit der Laboruntersuchungen ist, dass sich von allen Materialien die Aktivkohle am besten zum Rückhalt sowohl von PAK, MKW wie auch MTBE eignet. Sie zeigte eine maximale Adsorptionskapazität von 200 mg MTBE/g AK und 1.330 mg MKW/g AK. Eine maximale Adsorptionskapazität für PAK konnte aufgrund der schlechten Löslichkeit der PAK in Wasser mit Batchversuchen nicht ermittelt werden. Hierzu sollen Säulenversuche im 2. Projektjahr durchgeführt werden. Die Sorptionsgeschwindigkeit der Aktivkohle ist für die untersuchten organischen Spurenstoffe - z.B. für Mineralölkohlenwasserstoffe mit 1,63 mg MKW/(g·min) bei einer Ausgangskonzentration von 100 mg MKW/l - ebenfalls hoch.

Das bereits in FiltaPex[®]-Systemen eingesetzte Material Sorp2 ist prinzipiell geeignet MKW und PAK zu adsorbieren, jedoch zeigt es im Vergleich zu den anderen untersuchten Sorptionsmaterial für MTBE einen schlechten Rückhalt. Das ebenfalls verwendete Material

Sorp1 zeigte keine guten Rückhalteleistungen für die untersuchten gelösten Schadstoffe PAK, MKW und MTBE.

Die Belastung von Straßenabflüssen mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen liegt zum Großteil in ungelöster Form d.h. an Partikel adsorbiert vor. Um ein genaueres Vorgehen bei der Suche nach Verbesserungspotentialen dezentraler Behandlungssysteme zu ermöglichen, wurden die untersuchten Spurenstoffe anhand von Literaturwerten hinsichtlich der Verteilung ihrer gelösten sowie partikulären Schadstoffanteile in Verkehrsflächenabflüssen gegenübergestellt. Für die Stoffgruppe der PAK ist von einem überwiegend an Partikeln gebundenen Transport auszugehen, da die partikulär gebundene Stofffracht meist über 90 % liegt. Der Schadstoffrückhalt erfolgt hier primär durch den Feststoffrückhalt mittels Sedimentation und Filtration. Dennoch liegen die gelösten PAK-Konzentrationen, die in Niederschlagsabflüssen stark belasteter Verkehrsflächen gemessen werden, teils deutlich oberhalb der Bewertungskriterien von BBodSchV (1999) und LAWA (2004) sowie anderer Zielvorgaben wie die der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins [IKSR, 1997]. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, dass auch die gelösten Schadstoffanteile der PAK mit Hilfe einer Sorptionsstufe wirkungsvoll zurückgehalten werden.

Für die Stoffgruppe der MKW wurde festgestellt, dass diese zu einer Hälfte partikulär gebunden und zur anderen Hälfte im Wasser (kolloidal) gelöst transportiert werden. Hier ist neben dem Feststoffrückhalt auch die Elimination ungelöster Stoffe mittels einer Tauchwand und dem dazugehörigen Speichervolumen wirkungsvoll. Da die ungelösten Bestandteile normalerweise durch eine Tauchwand nie vollständig zurückgehalten werden, ist für eine weitestgehende MKW-Elimination ein nachgeschalteter Sorptionsfilter erforderlich.

Charakteristisch für Straßensedimente ist ein vergleichsweise geringer organischer Anteil von im Mittel ca. 5 – 30 %. Hierbei weist bevorzugt die Feinkornfraktionen kleiner 80 µm den höchsten Organikanteil auf. Dieser Organikanteil ist im Wesentlichen dafür verantwortlich, dass sich organische Schadstoffe vorwiegend an Feinpartikel binden. Für den Kornbereich von 40 bis 80 µm wurde mit 0,4 bis 4 mg MKW/g der höchste MKW-Gehalt in den untersuchten Straßensedimenten gemessen. Für partikulär gebundene PAK-Anteile ergaben sich Werte zwischen 2 und 3,7 µg PAK/g. Gerade die Feinpartikel werden durch das FiltaPex[®]-System zurückgehalten und lassen sich im Filtersediment mit einem mittleren Partikeldurchmesser d_{50} von 20 bis 55 µm wiederfinden.

Großversuche

Das Filterschachtsystem FiltaPex[®] wurde im Großversuch mit Schadstoffkonzentrationen, die sich an realen Niederschlagsabflüssen orientieren, beaufschlagt und während einzelner Versuchsdurchläufe beprobt. Hierbei wurden lediglich die gelösten/ungelösten Anteile der organischen Schadstoffe PAK, MKW und MTBE betrachtet, um primär den Rückhalt des Adsorptionsfilters zu untersuchen. Auf die Zugabe von Straßensedimenten bzw. Feststoffen wurde aus diesem Grund verzichtet.

In Verbindung mit dem eingebauten Adsorptionsmaterial Sorp1 erzielte es hierbei zu Versuchsbeginn Reduktionsleistungen von 87 % (MKW) und 80 % (PAK). Nach der

Beaufschlagung mit der Jahresfracht an Schadstoffen reduzierte sich die Reduktionsleistung des Filtersystems auf 48 % (MKW) und 21 % (PAK). Der Rückhalt von MTBE lag sowohl zu Versuchsbeginn als auch Versuchsende bei etwa 30 %. Für das Behandlungssystem kann in der hier untersuchten Konfiguration ein anfänglich guter Rückhalt der organischen Schadstoffe MKW und PAK festgestellt werden, der jedoch nach einer simulierten Standzeit von einem Jahr deutlich nachlässt. Die Elimination von MTBE ist vergleichsweise gering, was durch Laborversuche bestätigt werden konnte.

Die bisherigen Erfahrungen zur Wirksamkeit von Regenwasserbehandlungssystemen ergeben ein differenziertes Bild. Gerade Regenklärbecken im Dauerstau wurden vielfach gebaut, weisen jedoch häufig nur einen Stoffrückhalt unter 50 % auf. Bei der aktuellen Phase der Entwicklung und Genehmigung zahlreicher Kompaktsysteme zur Regenwasserbehandlung an dezentralen Standorten, ist somit die langfristige Wirksamkeit zu beachten. Damit ist insbesondere eine Untersuchung des Betriebsverhaltens von Bedeutung, die Zeiträume von mindestens einem Jahr umfassen.

Die hier vorliegenden Untersuchungen zeichnen sich durch eine kombinierte Betrachtung von Laboruntersuchungen und Praxisuntersuchungen aus. Neben der detaillierten Untersuchung des Filtermaterials erfolgt eine Begleitung der Systeme unter praktischen Bedingungen. Diese Untersuchungen sollen in der zweiten Untersuchungsphase intensiviert werden. Insbesondere können über den Jahreszyklus die unterschiedlichen jahreszeitlichen Einflüsse wie Pollenflug, längere Trockenphasen, Starkregenereignisse, Laub- sowie Streuguteintrag berücksichtigt werden.

Bochum, 6. September 2012

Prof. Dr.-Ing. habil. M. Wichern

Erkrath, 6. September 2012

Prof. Dr.-Ing. H. Grüning

München, 6. September 2012

Prof. Dr. rer. nat. habil. B. Helmreich

Literatur

- Angove, M.J., Fernandes, M.B., Ikhsan, J. (2002): The sorption of anthracene onto goethite and kaolinite in the presence of some benzene carboxylic acids. *J. Colloid Interf. Sci.* 247 (2), 282-289.
- Anderson, M.A. (2000): Removal of MTBE and other organic contaminants from water by sorption to high silica zeolites. *Environ. Sci. Technol.* 34 (4), 725–727.
- Ake, C.L., Wiles, M.C. Huebner, H.J., McDonald, T.J., Cosgriff, D., Richardson, M.B., Donnelly, K.C., Phillips, T.D. (2003): Porous organoclay composite for the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol from groundwater. *Chemosphere* 51 (9), 835-844.
- Aryal, R.K., Baral, B., Vigneswaran, S., Naidu, R., Loganathan, P. (2011): Seasonal influence on urban dust PAH profile and toxicity in Sydney, Australia. *Water Sci. Technol.* 63 (10), 2238–2243.
- Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajimia, F., Boller, M. (2005): Dynamic behavior of fractional suspended solids and particlebound polycyclic aromatic hydrocarbons in highway runoff. *Water Res.* 39 (20), 5126–5134.
- Bäckström, M. (2002): Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Sci. Technol.* 45 (7), 41–49.
- Baukloh, M. (2007:) Reinigungsleistung und Betriebsverhalten von Systemen zur dezentralen Regenwasserbehandlung. Diplomarbeit an der Bergischen Universität Wuppertal (unveröffentlicht).
- Baumann, G., Brederick, E. (1993): Filtration und Flockungfiltration. *Galvanotechnik* 84 (8), 2713-2719.
- Baus, Ch., Brauch, H. J., Fleig, M., Sacher, F. (2006): Auswirkungen des Einsatzes von MTBE und ETBE auf Oberflächengewässer und Trinkwasserversorgung im Rheineinzugsgebiet. DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW).
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1998, BGBl. Nr. 36, 1.554.
- Bliefert, C. (2002): Umweltchemie. 3. Auflage. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, ISBN 3-527-30374-X
- Blume, H.P. (2005): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. Ecomed-Verlag, Landsberg, ISBN-13: 978-3609658537.
- Boller, M. (2000): Schadstoffe und Stoffflüsse im Straßenbereich. *Praktischer Umweltschutz Schweiz* 4 (1), S. 4-5.
- Boller, M. (2004): Towards sustainable urban stormwater management. *Water Sci. Technol.* 4(1), 55-65

-
- Boller, M., Kaufmann, P., Ochsenbein, U. (2005): Abschlussbericht des Forschungsprojektes: Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Straße und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial, Dübendorf.
- Borden, R.C.; Daniel, R.A.; LeBrun, L.E.; Davis, C.W. (1997): Intrinsic biodegradation of MTBE and BTEX in a gasoline-contaminated aquifer. *Water Resour. Res.* 33 (5), 1105-1115.
- Boving, T.B., Zhang, W. (2004): Removal of aqueous-phase polynuclear aromatic hydrocarbons using aspen wood fibers. *Chemosphere* 54 (7), 831-839.
- Boyd, S.A., Shaobai, S., Lee, J.F., Mortland, M.M. (1988): Pentachlorophenol sorption by organo-clays. *Clay Clay Miner.* 36 (2), 125-130.
- Brauch, H.J., Baus, C. (2007): Substitution von MTBE durch ETBE als Zusatz von Ottokraftstoffen. *Gwf Wasser, Abwasser* 148 (7-8), 517-529.
- Brixie, J.M., Boyd, S.A. (1994): Organic chemicals in the environment: Treatment of contaminated soils with organoclays to reduce leachable pentachlorophenol. *J. Environ. Qual.* 23 (6), 1283–1290.
- Cadena, F., Rizvi, R., Peters, R.W. (1990): Feasibility studies for the removal of heavy metal from solution using tailed bentonite. In: *Hazardous and Industrial Wastes, Proceedings of the 26th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference*, Drexel University, 77-94.
- Chin, Y.P., Aiken, G.R., Danielsen, K.M. (1997): Binding of pyrene to aquatic and commercial humic substances: The role of molecular weight and aromaticity. *Environ. Sci. Technol.* 31 (6), 1630-1635.
- Clark, K.J., Sarr, A.B., Grant, P.G., Phillips, T.D., Woode, G.N. (1998): In vitro studies on the use of clay, clay minerals and charcoal to adsorb bovine rotavirus and bovine coronavirus. *Vet. Microbiol.* 63 (2-4), 137–146.
- Coldewey, W.G., Geiger, W.F. (2004): Pilotstudie zum Einfluss der Versickerung auf den Wasserhaushalt eines Stadtteils – Phase III. – Abschlussbericht, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (AZ: IV-9-042234); Münster / Essen.
- Crabtree, B., Moy, F., Withehead, M., Roe, A. (2006): Monitoring pollutants in highway runoff. *Water Environ. J.* 20 (4), 287-294.
- Davis, S.W., Power, S.F. (2000): Alternative sorbents for removing MTBE from gasoline-contaminated ground water. *J. Environ. Eng.-ASCE* , 354-360.
- Deschamps, G., Caruel, H., Borredon, M.E., Bonnin, C., Vignoles, C. (2003): Sorbents oil removal from water by selective sorption on hydrophobic cotton fibers. I. Study of sorption properties and comparison with other cotton fiber-based. *Environ. Sci. Technol.* 37 (5), 1013-1015.

-
- DESTATIS (2008): Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung – Erläuterungen und Eckzahlen. Statistisches Bundesamt Wiesbaden.
- DIBt (2011): Deutsches Institut für Bautechnik: Zulassungsgrundsätze für „Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Teil 1: Anlagen zum Anschluss von Kfz-Verkehrsflächen bis 2000 m² und Behandlung des Abwassers zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser“, Entwurf Februar 2011 (unveröffentlicht).
- Dierkes, C., Göbel, P., Coldewey, W.G. (2005): Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser. Abschlussbericht gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter Az. 18622. Münster.
- Dierkes C., Raasch U., Spengler B. (2006) Versickerungsleistung und Stoffrückhalt von wasserdurchlässigen Flächenbelägen bei hohen Anschlussverhältnissen. KA Abwasser Abfall 53 (12), 1232-1237.
- DIN 38404 DEV C5 (2009): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) – Teil 5: Bestimmung des pH-Werts (C 5), DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag Berlin.
- DIN 38407 F8 (1995): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 8: Bestimmung von 6 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Wasser mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit Fluoreszenzdetektoren, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag Berlin.
- DIN 38407 F9 (1995): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 9: Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten mittels Gaschromatographie, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag Berlin.
- DIN 38409 H18 (1981): Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen; Bestimmung von Kohlenwasserstoffen, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag Berlin.
- DIN 38414 S23 (2002): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Teil 23: Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und Fluoreszenzdetektion, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 51603-1 (2008): Flüssige Brennstoffe – Heizöle. Teil 1: Heizöl EL, Mindestanforderungen, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.

-
- DIN EN 1484 DEV H3 (1997): Anleitung zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC), DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 9377-2 (2001): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index. Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 12879 S3 (2001): Charakterisierung von Schlämmen, Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 16703 (2005): Bodenbeschaffenheit – Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C₁₀ bis C₄₀, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag, Berlin.
- Dobner, I., Holthuis, J.U. (2007): Entwicklung eines modular einsetzbaren Pflanzenfilters zur Absicherung dezentraler Regenwasserversickerungsmaßnahmen. AiF-Vorhaben-Nr: 13601 N/1 und N/2 Gemeinsamer Abschlussbericht für den Zeitraum: 01.12.2003 bis 30.11.2006. Bremen.
- DWA M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 2007. ISBN-13: 978-3-939057-98-7.
- Dzombak, D.A., Luthy, R.G. (1984): Estimating adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on soil. *Soil Sci.* 137 (3), 292-308.
- EAWAG (2007): Schlussbericht des Forschungsprojektes - Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial, 2007.
- Effenberger M, Weiß H, Popp P, Schirmer M. Untersuchungen zum Benzininhaltsstoff Methyl-tertiär-butylether (MTBE) in Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland. *Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 2001; 2:51-60.
- Egodawatta, P., Goonetilleke, A. (2008): Understanding road surface pollutant wash-off and underlying physical processes using simulated rainfall. *Water Sci. Technol.* 57 (8), 1241–1246.
- Erdem-Senatalar A., Bergendahl J.A., Giaya A., Thompson, W. (2004): Adsorption of Methyl Tertiary Butyl Ether on Hydrophobic Molecular Sieves. *Environ. Eng. Sci.* 2004 (21), 722-729.
- Fach S., Geiger W.F. (2003): Einschätzung des Stoffrückhalts und der hydraulischen Leistungsfähigkeit wasserdurchlässiger Verkehrsflächen. 31. Abwassertechnisches Seminar: Regenwasserversickerung - eine Möglichkeit der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, TU München, ISSN: 0942-914X, Band 175, S.147-170.

-
- Faram, M.G., Iwugo, K.O., Andoh, R.Y.G. (2007): Characteristics of urban run-off derived sediments captured by proprietary flow-through stormwater interceptors. *Water Sci. Technol.* 56 (12), 21–27.
- Freundlich, H. (1907): Über die Adsorption in Lösungen. *Z. Phys. Chem.* 57, 385–470
- Fuchs, S. (1997): *Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer*. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 79, Oldenburg Verlag, München.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. UBA Texte 45/2010, Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, September 2010
- Gasperi, J.; Rocher, V.; Celaudon, T.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2005): Hydrocarbons and heavy metals fixed to the lift station sediment of the Paris combined sewer network. *Water Sci. Technol.* 53 (3), 119–127.
- Gauthier, T.D., Seitz, W.R., Grant, C.L. (1987): Effects of structural and compositional variations of dissolved humic materials on pyrene. K_{oc} values. *Environ. Sci. Technol.* 21 (3), 243-248.
- Genc-Fuhrman, H., Mikkelsen, P. S., Ledin, A. (2007): Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Res.* 41 (3), 591-602.
- Gimbel, R., Nahrstedt, A., Panglisch, S. (2008): Filtration zur Partikelabtrennung bei der Wasserreinigung. *Chemie Ingenieur Technik* 80 (1-2), 35–47.
- Grapentine, L., Rochfort, Q., Marsalek, J. (2008): Assessing urban stormwater toxicity: methodology evolution from point observations to longitudinal profiling. *Water Sci. Technol.* 57 (9), 1357-1381.
- Groffman, A., Peterson, S., Brookin, D. (1992): Removing Lead from wastewater using zeolite. *Water Environ. Tech.* 4 (4), 454-459.
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G. (1999): Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.* 39 (2), 1-8.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2006): *Naturnahe Verfahren zur Behandlung von Regenabflüssen - 2. Untersuchungszeitraum*. Forschungsprojekt gefördert durch die Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Hannover, 16.03.2006.
- Grotehusmann, D., Kasting, U. (2008): *Vergleich der Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern und Versickeranlagen an Bundesfernstraßen*. Schlussbericht zum BASt Forschungsprojekt FE-Nr. 05.141/2005/GRB. Hannover.

-
- Grüning, H., Hoppe, H. (2007): Vergleichende Untersuchungen zu Regenklärbecken und Filtersystemen. Tagungsunterlagen der DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall e.V., 6. Regenwassertage am 11./12. Juni 2007 in Passau.
- Grüning, H.; Hoppe, H. (2007): Innovative alternatives for the treatment of storm water in separate system catchments. In Proceedings: NOVATECH 2007, 6th International Conference on Innovative Technologies in Urban Drainage, Lyon-Villeurbanne, France, 25.-28.June 2007.
- Grüning, H. (2007): Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren – Kategorisierung der Verkehrsflächen. ABWASSERREPORT 3.07, 4-7.
- Grüning, H., Hoppe, H. (2007): Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren – verlangt der „Trennerlass“ zu viel? ABWASSERREPORT 4.07, 4-8.
- Grüning, H. (2009): Regenwassereinleitungen in kanalisierte Gewässer – Behandlungsmöglichkeiten und Kosten. Korrespondenz Abwasser (56) Nr. 2, S. 153-157.
- Grüning, H., Hoppe, H., Messmann, S., Giga A. (2010): Cost effectiveness of centralised and decentralised storm water treatment. In Proceedings: NOVATECH 2010, 7th International Conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, Lyon-Villeurbanne, France, 27.-28.June 2010
- Grüning, H., Giga, A., Quarg-Vonscheidt, J. (2010): Vergleichende Gegenüberstellung von Regenklärbecken und dezentralen Regenwasserbehandlungssystemen. Tagungsunterlagen der DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall e.V., 9. Regenwassertage am 8./9. Juni 2010 in Bremen.
- Grüning, H., Giga, A., Sosinka, K., Quarg-Vonscheidt, J. (2011): Untersuchungen zum Schadstoffrückhalt und dauerhaften Betrieb des Systems „FiltaPex®“ im Vergleich zu einem Regenklärbecken. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag der WSW Energie & Wasser AG und der Pecher Technik GmbH.
- Grüning, H., Pecher, K.H., Quarg-Vonscheidt J. (2011): Regenfilter vor Ort. Der Gemeinderat, Ausgabe 6/11, 44-45.
- Grüning, H., Rönz, N., Schlag, O. (2010): Gegenüberstellung der Möglichkeiten zentraler und dezentraler Regenwasserbehandlungsmaßnahmen für zwei Gewässereinzugsgebiete. Abschlussbericht, Wuppertal, 17.07.2010.
- Haritopoulou, T. (1996): Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen – Aufkommen, Transport und Verbleib. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 77, Oldenbourg Verlag, München, ISBN: 3-486-26363-3.
- Helmreich, B. (2010a): Stoffliche Betrachtungen der dezentralen Niederschlagswasserbehandlung. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, TU München, Band 199, ISSN 0942-914X.

-
- Helmreich, B., Hilliges, R., Schriewer, A., Horn, H. (2010b): Runoff pollutants of a highly trafficked urban road - Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80 (9), 991-997.
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., Mostert, M. M. M. (2010): Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater in Queensland, Australia. *Environ. Pollut.* 158 (9), 2848–2856.
- Hilliges, R., Helmreich, B., Horn, H. (2007): Filter zur Entfernung von Schadstoffen aus Niederschlagsabflüssen von Straßen-, Hof- und Parkplatzflächen. Abschlussbericht, Garching, 21.11.2007.
- Hoffmann, E.J., Latimer, J.S., Mills, G.L., Quinn, J.G. (1982): Petroleum hydrocarbons in urban runoff from a commercial land use area. *Journal WPCF* 54 (11), 1517-1525.
- Hoffmann, E.J., Mills, G.L., Laitmer, S., Quinn, J.Q. (1984): Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18 (8), 580-587.
- Ichiki, A., Ido, F., Minamin, T. (2008): Runoff characteristics of highway pollutants based on a long-term survey through a year. *Water Sci. Technol.* 57 (11), 1769-1776.
- IKSR (1997): Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Statusbericht Rhein.
- Joneck, M., Prinz, R. (1996): Organische und anorganische Schadstoffe in straßennahen Böden unterschiedlich stark befahrener Verkehrswege in Bayern. *Wasser und Boden* 48 (9), 49–54.
- Jonker, J.T.O. (2008): Absorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to cellulose. *Chemosphere* 70 (5), 778-782.
- Kasting, U. (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern Band 17, Dissertation, 2002.
- Khan, E., Virojnagud, W., Ratpukdi, T. (2004): Use of biomass sorbents for oil removal from gas station runoff. *Chemosphere* 57 (7), 681-689.
- Kim, J.Y., Sansalone, J.J. (2010): Representation of particulate matter COD in rainfall runoff from paved urban watersheds. *Wat. Air Soil Poll.* 205 (1-4), 113–132.
- Knappe, R.U., Rossner, A., Snyder, S., Strickland, C. (2007): Alternative adsorbents for the removal of polar organic contaminants, 2007. USA: Awwa Research Foundation.
- Koch, R., Schöpke, R., Preuß, V., Mangold, S., Striemann, A. (2002): Eigenschaften und Leistungsfähigkeit von natürlichen Böden für die Behandlung schwach belasteter Abwässer. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus.
- Kolb, A. (2004): Analysis of possible sources and pathways of Methyl-tertiary-butyl ether (MTBE) in the aquatic environment. Dissertation Johann-Wolfgang-Goethe-Universität, Frankfurt/Main.

-
- Krauss, M., Wilcke, W., Zech, W. (2000): Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in forest soils: depth distribution as indicator of different fate. *Environ. Pollut.* 110 (1), 79-88.
- Kumata, H., Masuda, K., Yamada, J., Takada, H. (2000): Water-particle distribution of hydrophobic micro-pollutants in storm water runoff. *Polycycl. Aromat. Comp.* 20, 39–54.
- Kutsch S. (2010): Untersuchungen zur Funktion und Dimensionierung kombinierter Filtersysteme zur Regenwasserbehandlung. Diplomarbeit an der Ruhr-Universität Bochum (unveröffentlicht).
- Landeswassergesetz – LWG (1995): Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen; Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Juni 1995.
- Langmuir, I. (1932): *Surface Chemistry*. Nobel Lecture, December 14, 1932. Nobel Lectures, Chemistry 1922-1941. Elsevier Publishing Company, Amsterdam.
- Lau, S.L., Stenstrom, M.K. (2005): Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Res.* 39 (17), 4083–4092.
- LAWA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Düsseldorf.
- Lemić, J., Tomašević-Čanović, M., Adamović, M., Kovačević, D., Milićević, S. (2007): Competitive adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on organo-zeolites. *Micropor. Mesopor. Mat.* 105 (3), 317-323.
- Li, Y., Lau, S., Kayhanian, M., Stenstrom, M. (2006): Dynamic Characteristics of particle size distribution in highway runoff: Implications for settling tank design. *J. Environ. Eng.* 132 (8), 852-861.
- LWG (1996): Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen, (Landeswassergesetz-LWG). Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen
- Mancini, E.R., Steen, A., Rausina, G.A., Wong, D.C.L., Arnold, W.R., Gostomski, F.E. (2002): MTBE ambient water quality criteria development: a public/private partnership. *Environ. Sci. Technol.* 36 (2), 125-129.
- Mangani, G., Berloni, A., Bellucci, F., Tatano, F., Maione, M. (2005): Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters. *Wat. Air Soil Poll.* 160 (1-4), 213-228.
- Marsalek, J., Watt, W.E., Anderson, B.E. (2006): Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities. *Water Sci. Technol.* 53 (2), 175–183.
- Marscher, B. (1999): Sorption von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB) im Boden. *J. Plant. Nutr. Soil. Sc.* 162 (1), 1-14.

-
- Massoudieh, A., Leatherbarrow, J.E., Kayhanian, M., Abrishamchi, A., Young, T.M. (2008): Numerical model for suspended particles removal within a detention basin. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, Großbritannien, 2008.
- Maxin, C.R., Kögel-Knabner, I. (1995): Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) to water-soluble soil organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 46 (2), 193-204.
- McKay, G., Blair, H.S., Findon, A. (1989): Equilibrium studies for the sorption of metal ions onto chitosan. *Indian. J. Chem. A* 28 (3), 356-360.
- Means, J.C., Wood, S.G., Hassett, J.J., Banwart, W.L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.* 14 (12), 1524-1528.
- Mercier, L., Detellier, C. (1995): Preparation, characterization, and applications as heavy metal sorbents of covalently grafted thiol functionalities on the interlamellar surface of montmorillonite. *Environ. Sci. Technol.* 29 (5), 1318-1323.
- Mertsch, V. (2009): Niederschlagswasserbehandlung – Genehmigungspraxis und Handlungsperspektiven - Einsatz des BWK M3/M7 in NRW. Seminar BWK Merkblatt M3/M7 - Aktuelle Erfahrungsberichte, Genehmigungspraxis und Handlungsperspektiven, am 05.03.2009, Essen.
- Michelsbach, C., Wöhrle, C. (1994): Settleable solids from combined sewers: Settling, stormwater, treatment and sedimentation rates in rivers. *Water Sci. Technol.* 29 (1-2), 95-102.
- Moilleron, R., Gonzalez, A., Chebbo, G., Thevenot, D.R. (2002): Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the “Le Marais” experimental catchment in Paris centre. *Water Res.* 36, 1275-1285.
- Montgomery-Watson. (1996): Treatment Alternatives for MTBE in Groundwater; Technology Transfer Note 11; Applied Research Department: Pasadena, CA, 1996.
- Mortland, M.M., Shaobai, S., Boyd, S.A. (1986): Clay-organic complexes as adsorbents for phenol and chlorophenols. *Clay Clay Miner.* 34 (5), 581–585.
- Müller-Erlwein, E. (2007): Chemische Reaktionstechnik. Teubner-Verlag, GWV-Fachverlage.
- Murakami, M., Yamada, J., Kumata, H., Takada, H. (2008): Sorptive behavior of Nitro-PAHs in street runoff and their potential as indicators of diesel vehicle exhaust particles. *Environ. Sci. Technol.* 41 (4), 1144–1150.
- MUNLV (2004): Anforderung an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren; RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen –IV-9 031 001 2104- vom 26.5.2004.
- MUNLV (2005): Bestandsaufnahme Niederrhein, Umsetzung der WRRL in der FGE Rhein. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

-
- MUNLV (2007): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2006, Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Nadler, A.; Meißner, E. (2007): Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 - Oktober 2005. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Nadler, A., Meißner, E. (2009): Platzsparende Alternativen zur breitflächigen Versickerung. Ergebnisse langjähriger Untersuchungen an einer Versuchsanlage. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (8), S. 769-776.
- Oyanedel-Craver, V.A., Fuller, M., Smith, J.A. (2007): Simultaneous sorption of benzene and heavy metals onto two organoclays. *J. Colloid Interf. Sci.* 309 (2), 485-492.
- Pagotto, C., Berhard, N., Bond, P., Crosnier, J., DeJong, S.P., Semblat, L., Zimmer, U., Raimbault, G. (1999): Runoff pollution and stormwater infiltration. Proceedings 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, 265-273.
- Phillips, T.D., Sarr, A.B., Grant, P.G. (1995): Selective chemisorption and detoxification of aflatoxins by phyllosilicate clays. *Natural Toxins* 3 (4), 204–213.
- Pfeifer R. (1998) Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 92, Oldenbourg Verlag, München, ISBN: 3-486-26440-0.
- Pick, V., Fettig, J., Mieth, M. (2008): Modifikation eines dezentralen Reinigungssystems für Niederschlagswasser von Verkehrsflächen und Nachweis des Leistungsvermögens unter realen Bedingungen. Hochschule Ostwestfalen-Lippe, September 2008, Höxter.
- Reichert, P. (1998): AQUASIM 2.0 - Manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), CH-8600 Dübendorf, Schweiz, ISBN 3-906484-16-5.
- Ribeiro, T.H., Smith, R.W., Rubio, J. (2000): Sorption of oils by the nonliving biomass of a *Salvinia* sp. *Environ. Sci. Technol.* 34 (24), 5201-5205.
- Römpp (1993 und 2000): Römpp Lexikon Umwelt, 1. und 2. Auflage, Hrsg. Hulpke, H.; Koch, H.A.; Nießner, R.; Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Sartor, M. (2006): Untersuchungen zum Einfluss elektrokinetischer Repulsationseffekte auf die Tiefenfiltration mit partikulären Schüttbetten. Universität des Saarlandes, Saarbrücken, Oktober 2006.
- Scheffer, F., Schachtschabel, F. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Stuttgart: Enke.
- Schipper, P.N.M., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vergouwen, L. (2007): Runoff and windblown vehicle spray from road surfaces, risks and measures for soil and water. *Water. Sci. Technol.* 55(3), 87–96.

-
- Schmidt T.C, Morgenroth E., Schirmer M., Effenberger M., Haderlein S.B. (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: Diaz, A.F., Drogos. D.L., editors. *Oxygenates in Gasoline - Environmental Aspects*. Washington D.C.: American Chemical Society, 58-79.
- Schmitt, T.G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, Ch., Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 26840-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Juli 2010.
- Smith, J.A., Jaffe, P.R. (1994): Benzene transport through landfill liners containing organophilic bentonite. *J. Env. Eng. ASCE* 120 (11), 1559–1577.
- Smith, J.A., Bartelt-Hunt S.L., Burns, S.E. (2003): Sorption and permeability of gasoline hydrocarbons in organobentonite porous media. *J. Hazard. Mater.* 96 (1), 91-97.
- Sommer, H. (2007): Behandlung von Straßenabflüssen. Anlagen zur Behandlung und Filtration von Straßenabflüssen in Gebieten mit Trennsystemen – Neuentwicklung und Untersuchungen. Dissertation, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, URN: de:gbv:089-5293341008
- Sommer, H., Nikisch, N. (2009): Untersuchungen zur Funktion und Leistungsfähigkeit eines nachrüstbaren Straßenablauffilters. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 (2), 158–163.
- Sommer, H., Lüddecke, J. (2010): Straßenablauffilter für einen wirkungsvollen Gewässerschutz. *KA Betriebs-Info* 40(4), 1776–1780.
- Srinivasan, K.R., Fogler, H.S., Gulari, E., Schultz, J.S. (1985): The removal of trace levels of dioxins from water by sorption on modified clays. *Environ. Prog.* 4 (2), 239–245.
- Srinivasan, K.R., Fogler, H.S. (1990): Use of inorgano–organo clays in the removal of priority pollutants from industrial wastewater: structural aspects. *Clay Clay Miner.* 38 (3), 277–286.
- Starzec, P., Lind, B.O.B., Lanngren, A., Lindgren, A., Svenson, T. (2005): Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. *Wat. Air Soil Poll.* 163, (1-4), 153-167.
- Stefan, C. (2008): Improvements of characterization of single and multisolute adsorption of Methyl tert-butyl ether in zeolites. Dissertation. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 55, TU Dresden.
- Stein, R. (2008): Auswirkungen optimierter Straßenabläufe auf Feststoffeinträge in Kanalisationen. Dissertationsschrift der RWTH Aachen, April 2008.
- Stein, R. (2009): Einsatz des Separations-Straßenablaufs zur Reduzierung von Feststoffeinträgen in Kanalisationen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56 (8), 777–784.

-
- Striebel, T., Daub, J., Herrmann, R., (1994): A sampling device for measuring physical and chemical characteristics of urban street runoff. *Sci. Total Environ.* 146/147, 515–523.
- TrinkwV (2001): „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) i.d.F vom 21.05.20011“. BGBl Nr. 24, 2001, S. 959 ff.
- Stotz, G. (1987): Investigations of the properties of the surface water run-off from federal highways in the FRG. *Sci. Total Environ.* 59, 329–337.
- UBA Umweltbundesamt (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Forschungsbericht 202 242 20/02. UBA-FB 000824. Umweltbundesamt, Texte 19-05.
- Uhl, M., Schröder, C., Adams, R., Harms, R. W., Schneider, F., Grotehusmann, D., Kasting, U., Lange, G. (2006): ESOG - Einleitung des von Straßen abfließenden Oberflächenwassers in Gewässer. Abschlussbericht, Aktenzeichen IV – 9 – 042 252, Münster.
- Vezzaro, L., Eriksson, E., Ledin, A., Mikkelsen, P. S. (2010): Dynamic stormwater treatment unit model for micropollutants (STUMP) based on substance inherent properties. *Water Sci. Technol.* 62 (3), 622–629.
- Vollertsen, J., Lange, K.H., Pedersen, J., Hallager, P., Bruuns, A., Laustsen, A., Bundensen, V.W., Brix, H., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. (2009): Monitoring the startup of a wet detention pond equipped with sand filters and sorption filters. *Water Sci. Technol.* 60 (4), 1071–1079.
- Wang, C., Li, Y., Liu, J., Xiang, L., Shi, J., Yang, Z. (2010): Characteristics of PAHs adsorbed on street dust and the correlation with specific surface area and TOC. *Envir. Monit. Assess*, DOI 10.1007/s10661-009-1205-1.
- Wang, X., Yang, K., Tao, S., Xing, B. (2007): Sorption of aromatic organic contaminants by biopolymers: effect of pH, Copper (II) complexation, and cellulose coating. *Environ. Sci. Technol.* 41 (1), 185-191.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwassersystemen, Habilitationsschrift am Fachgebiet Siedungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Januar 2004.
- Welker, A., Dittmer, U. (2005): Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen. *Gwf Wasser, Abwasser* 146 (4), 320-332.
- Welker, A., Harting (2007): Mineralölkohlenwasserstoffe in Verkehrsflächenabflüssen. *Wasser und Abfall*, 3, 20-25.
- Werker, H., Twardon, J., Schmitz, S., Wehming, U., Hofmann, J., Alt, K., Ellerhorst, S., Ingenhaag, S., Bosseler, B., Brennerscheidt, C., Loos, S., Toggler, R., Overfeld, H., Treunert, E., Schmitt, T., Scheidt, C., Dierschke, M., Welker, A. (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen - Umsetzung des Trennerlasses. Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV NRW.

-
- Widdowson, M.A., Shearer, S., Andersen, R., Novak, J.T. (2005): Remediation of Polycyclic hydrocarbon compounds in groundwater using poplar trees. *Environ. Sci. Technol.* 39 (6), 1598-1605.
- Wiles, M.C., Huebner, H.J., McDonald, T.J., Donnelly, K.C., Phillips, T.D. (2005): Matrix-immobilized organoclay for the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and pentachlorophenol from groundwater. *Chemosphere* 59 (10) 1455-1464.
- Wilcke, W. (2000): SYNOPSIS Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soil - a Review. *J. Plant Nutr. Soil Sc.*, 163 (3), 229-248.
- Wilcke, W., Zech, W., Kobza, J. (1996): PAH pools in soils along a PAH deposition gradient. *Environ. Pollut.* 92 (3), 307-313.
- Wild, S.R., Jones, K.C. (1995): Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environ. Pollut.* 88 (1), 91-108.
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- 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: Schadstoffe im Regenabfluss II, Präsentation des BMBF-Verbundprojektes: Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen, befestigten Flächen (Phase I), Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Heft 64, S. 147-166.
- Xanthopoulos, C., Hahn, H.H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluss. Abschlussbericht zum Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Phase 1, - Teilprojekt 2 -, Eigenverlag des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- Yuan, S.Y., Wei, S.H., Chang, B.V. (2000): Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a mixed culture. *Chemosphere* 41 (9), 1463-1468.
- Yuan, S.Y., Chang, J.S., Yen, J.H., Chang, B.V. (2001): Biodegradation of phenanthrene in river sediment. *Chemosphere* 43, 273-278.
- Zhao, H., Yin, C., Chen, M., Wang, W. (2008): Runoff pollution impacts of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dusts from a stream network town. *Water Sci. Technol.* 58 (11), 2069-2076.

Anhang

Modellierung von Adsorptions- und Desorptionsprozessen

Tabelle A1: Stöchiometrische Matrix für Adsorptions- und Desorptionsprozesse

Beschreibung	Stöchiometrie			Kinetik: Prozessrate p
	S_i	X_{ASM}	$X_{GSM,i}$	
Adsorption für den Stoff i	$-q_{max,i}$	-1	+1	$S_i \cdot X_{SM} \cdot k_{ads,i}$
Desorption für den Stoff i	$-q_{max,i}$	+1	-1	$X_{GSM,i} \cdot k_{des,i}$

Tabelle A2: Modellparameter für die Adsorptions- und Desorptionsprozesse

Parameter	Einheit	Beschreibung
Zustandsvariablen		
S_i	mg/l	Gelöste adsorbierbare Konzentration des Stoffes i
X_{ASM}	g/l	Konzentration des Adsorptionsmaterials
$X_{GSM,i}$	g/l	Konzentration des gesättigten Sorptionsmaterials
Konstanten		
$k_{ads,i}$	l/(g·s)	Adsorptionskonstante für den Stoff i
$k_{des,i}$	1/s	Desorptionskonstante für den Stoff i
$q_{max,i}$	g/g _{ASM}	maximale Beladung des Adsorptionsmaterial (ASM) für den Stoff i

Tabelle A3: Kinetische und stöchiometrische Parameter der Adsorptions- und Desorptionsprozesse

Parameter	Einheit	Beschreibung
Adsorption von DOC		
$k_{ads,DOC}$	l/(g·s)	Adsorptionskonstante für DOC
$k_{des,DOC}$	1/s	Desorptionskonstante für DOC
$q_{max,DOC}$	g _{DOC} /g _{ASM}	maximale ASM-Beladung für DOC
Adsorption von MKW		
$k_{ads,MKW}$	l/(g·s)	Adsorptionskonstante für MKW
$k_{des,MKW}$	1/s	Desorptionskonstante für MKW
$q_{max,MKW}$	g _{MKW} /g _{ASM}	maximale ASM-Beladung für MKW
Adsorption von PAK		
$k_{ads,PAK}$	l/(g·s)	Adsorptionskonstante für PAK
$k_{des,PAK}$	1/s	Desorptionskonstante für PAK
$q_{max,PAK}$	g _{PAK} /g _{ASM}	maximale ASM-Beladung für PAK
Adsorption von MTBE		
$k_{ads,MTBE}$	l/(g·s)	Adsorptionskonstante für MTBE
$k_{des,MTBE}$	1/s	Desorptionskonstante für MTBE
$q_{max,MTBE}$	g _{MTBE} /g _{ASM}	maximale ASM-Beladung für MTBE