



FH MÜNSTER
University of Applied Sciences

RUHR
UNIVERSITÄT
BOCHUM

RUB

pecher
DR. PECHER AG

Abschlussbericht ReWaFil

Analyse und Optimierung des Rückhalts von feinpartikulären und gelösten Stoffen in Anlagen zur technischen **Regenwasserfiltration (ReWaFil)**

Projektförderung durch:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz
(Förderprogramm "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW")

Förderbereich 6: Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung (ResA-6)

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV)

März 2020

Projektpartner

Wissenschaftliche Leitung und Bearbeitung:	
Prof. Dr.-Ing. Helmut Grüning Thorsten Schmitz M.Eng.	Fachhochschule Münster Institut für Wasser • Ressourcen • Umwelt Stegerwaldstraße 39 48565 Steinfurt
Wissenschaftliche Bearbeitung:	
Prof. Dr.-Ing. Marc Wichern Dr. Eva Heinz Mareike Evers M.Sc.	Ruhr-Universität Bochum Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik Universitätsstraße 150 44801 Bochum
Wissenschaftliche Bearbeitung:	
Dr.-Ing. Klaus Hans Pecher Daniela Böckmann M.Sc.	Dr. Pecher AG Klinkerweg 5 40699 Erkrath

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungen	XI
1 Einleitung	1
1.1 Veranlassung und Zielsetzung	1
2 Stand des Wissens	3
2.1 Stand der Regenwasserbehandlung.....	3
2.2 Schadstoffbelastungen in Straßenstäuben	5
2.3 Schwermetalle im Oberflächenabfluss und deren wasserwirtschaftliche Relevanz.....	12
2.4 PSBM im Oberflächenabfluss	16
2.5 Erkenntnisse aus bisherigen Untersuchungen	24
3 Material und Methoden.....	26
3.1 Allgemeines	26
3.2 Straßenstäube	28
3.2.1 Sammlung.....	28
3.2.2 Fraktionierung	28
3.2.3 Messungen mittels Partikelanalysator (statische Bildanalyse).....	30
3.2.4 Auswertestrategie der Messungen mittels Partikelanalysator.....	31
3.3 Filtermaterialien	37
3.4 Elutionsversuche	39
3.5 Säulenversuche zum Rückhalt von PSBM und gelösten Schwermetallen	40
3.5.1 Ziel und Abgrenzung der Untersuchung.....	40
3.5.2 Aufbau der Säulenversuche im Labormaßstab	40
3.5.3 Durchführung der Säulenversuche im Labormaßstab	43

3.6	Säulenversuche mit geringeren Konzentrationen	45
3.6.1	Ziel und Abgrenzung	45
3.6.2	Aufbau des Versuchsstandes	46
3.6.3	Prüfbedingungen des Säulenversuchs	47
3.6.4	Probenahme	48
3.7	Halbtechnische Versuchsanlage zur Untersuchung des Rückhalts feinpartikulärer Stoffe	49
3.7.1	Beschreibung des Versuchsaufbaus	49
3.7.2	Dimensionierung der Versuchsanlage	52
3.7.3	Herstellung des Mischflächenabflusses	52
3.7.4	Probenahme zur Untersuchung des Partikelspektrums	55
3.8	Wirkung biologischer Prozesse im Filter auf Adsorption und Desorption von Schwermetallen und PSBM	55
3.8.1	Gewinnung der Probenmaterialien	57
3.8.2	Durchführung Batch-Versuche	58
3.9	Analyseverfahren	62
3.9.1	Angewandte Analyseverfahren und Verfahrensvorschriften	62
3.9.2	Biofilmanalytik	64
3.9.3	Korngrößenbestimmung mit Partikelzählgerät	65
4	Standortspezifische Schadstoffbelastungen	67
4.1	Hemmnisse bei der Probenahme im Einzugsgebiet	67
4.2	Einzugsgebiet	69
4.3	Sammlung der Straßenstäube	71
4.4	Ergebnisse und Diskussion	75
4.5	Fazit	96
5	Elutionsversuche	99
5.1	Ergebnisse und Diskussion	99

5.2	Fazit	101
6	Untersuchungen zum Schadstoffrückhalt	102
6.1	Säulenversuche zum Rückhalt gelöster Schadstoffe.....	102
6.1.1	Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen und PSBM	102
6.2	Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen bei reduzierten Konzentrationen.....	115
6.3	Fazit der Säulenversuche.....	118
6.4	Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage.....	119
6.4.1	Ergebnisse zum Rückhalt feinputikulärer Stoffe	119
6.4.2	Rückhalt in der Sedimentationsstufe	120
6.4.3	Rückhalt in der gesamten Anlage.....	123
6.4.4	Schwermetallrückhalt in der halbtechnischen Versuchsanlage.....	125
6.4.5	Sauerstoffzehrung in der Filterschüttung	125
6.4.6	Fazit.....	127
7	Biologische Prozesse in der Filterschüttung	128
7.1	Biologische Aktivität im Filter.....	128
7.2	Wirkung biologischer Prozesse im Filter auf Adsorption und Desorption von Schwermetallen und PSBM	131
7.2.1	Fazit.....	142
8	Bemessungsgrundlagen technischer Regenwasserfilteranlagen	143
8.1	Spektrum der Bemessung dezentraler Systeme	143
8.2	Prämissen	145
8.3	Bemessungsansatz	150
8.3.1	Bisherige Bemessung.....	150
8.3.2	Zukünftiger Bemessungsansatz	151
8.4	Verifizierung	152
8.5	Fazit und Ausblick.....	157

9	Zusammenfassung und Ausblick.....	160
----------	--	------------

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ausschnitt des Einzugsgebietsplan vom geplanten Filterbauwerk "Behndahler Bach"	2
Abbildung 2:	Vergleich der PSD in (a) Straßenstaub und (b) Straßenabflüssen (Gelhardt, 2017).....	6
Abbildung 3:	Schwermetallkonzentrationen in Straßenstäuben (Zhao, 2011)	9
Abbildung 4:	Masse an Schwermetallen in Straßenstäuben pro Fläche (Zhao, 2011)...	10
Abbildung 5:	Gemittelte Konzentrationen von Kupfer, Zink und Blei für verschiedene Partikelfractionen in Straßenstaub (Kayhanian, 2012)	10
Abbildung 6:	Strukturformel von Glyphosat, Mecoprop-P und Diuron (v.l.)	17
Abbildung 7:	Modellierung von Diuron-Frachten nach Eintragspfad für 2008 (UBA, 2016a).....	24
Abbildung 8:	Darstellung aller Untersuchungen im Projekt ReWaFil Phase I	27
Abbildung 8:	Ablauf der Methode der Siebung zur Korngrößenverteilung	29
Abbildung 9:	Vergleich der Größenbereiche der verschiedenen Objektiv des Malvern Morphologi GESE-ID (Morphologie Software)	31
Abbildung 10:	Bestimmung der Haupt- und Nebenachse sowie von Länge, Weite und CE Diameter durch das Morphologi G3SE-ID	32
Abbildung 11:	Vergleich von Maschenweite und Maschendiagonale bei Analysesieben	32
Abbildung 12:	Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen <40 µm und 40-63 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn	35
Abbildung 13:	Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen 63-100 µm und 100-125 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn.....	35
Abbildung 14:	Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen 125-160 µm und 160-200 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn.....	36
Abbildung 15:	Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen 200-250 µm und 250-500 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung	

	Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn.....	36
Abbildung 16:	Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren der Siebfraction 500-1000 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn.....	37
Abbildung 17:	Filter- und Adsorptionsmaterialien	38
Abbildung 18:	Schematischer Aufbau der Versuchsanlage und Laboraufbau	41
Abbildung 19:	Schematischer Aufbau des Filterbetts für die Versuche mit entmineralisiertem Wasser mit Einzelmaterialien (links) und dem Aufbau nach den FiltaPex Standard (rechts).....	42
Abbildung 20:	Fließschema der Filtersäulen zur Untersuchung der Schwermetalladsorption	46
Abbildung 21:	Mit Walnusschalen gefüllte Filtersäule, oberhalb der Filterschüttung ist eine Filtermatte zur Verhinderung des Materialaustrags installiert.....	47
Abbildung 22:	Ansicht der halbtechnischen Versuchsanlage mit dem Vorlage- und Auffangbehälter.....	50
Abbildung 23:	Die halbtechnische Versuchsanlage mit der in die Filterschüttung eingebrachten Sauerstoffsonde	51
Abbildung 24:	Schematische Darstellung der Versuchsanlage zur Untersuchung der mit realem Regenwasser beschickten Filterschüttung.....	52
Abbildung 25:	Gemittelte Sieblinie des getrockneten Straßenkehrichts	53
Abbildung 26:	Vergleich der Korngrößenverteilung vom Straßenkehricht (bis 400 µm) und Millisil W4	54
Abbildung 27:	Einzugsgebiet der Filteranlage „In der Fleute“ (Grüning et al., 2017)	56
Abbildung 28:	Blick auf die Filterstraßen im TRF „In der Fleute“ am Tag der Probenahme	58
Abbildung 29:	Ansatz grobkörniges Zeolith (links) und Batch-Reaktoren im Wasserbad (rechts).....	59
Abbildung 30:	Ansatz aerober Batch-Reaktor mit grobkörnigem Material (links) und Batch-Behälter der aeroben Versuchsreihe im Wasserbad (rechts).....	61
Abbildung 31:	Logarithmische Darstellung einer exemplarischen Partikelzählung	66

Abbildung 32: Einzugsgebiet zum geplanten technischen Regenwasserfilter und Kategorisierung der Flächen.....	70
Abbildung 33: Wetterdaten von den Zeiträumen der Probenahmen (Wetterkontor)	72
Abbildung 34: Standorte der verschiedenen Probenahmen: ■ händisch L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ■ Kehrmaschine L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ■ händisch L418 Fahrtrichtung Lichtscheid, ■ Parkplatz BARMER Krankenkasse, ■ Lichtscheider Straße (unter Brücke L418)	73
Abbildung 35: Massenanteile und Glühverluste der Siebfraktionen bei der Sammlung „Lichtscheider Straße“ im November 2018.....	75
Abbildung 36: Herkunft der Schwermetallfrachten bei der Sammlung „Lichtscheider Straße“ im November 2018.....	76
Abbildung 37: Feststoffanteil (Balken) sowie Glührückstand (Linie) der einzelnen Siebfraktionen der fünf verschiedenen Sammlungen.....	77
Abbildung 38: Sieblinien der verschiedenen Sammlungen im Vergleich	78
Abbildung 39: PAK-Konzentrationen (Linien) und –Frachten (Balken) in Abhängigkeit von der Siebfraktion	79
Abbildung 40: Cadmium-Konzentrationen (Linien) und -Frachten (Balken) in Abhängigkeit von der Siebfraktion	80
Abbildung 41: Prozentuale Verteilung der Schadstofffrachten auf die einzelnen Korngrößenfraktionen in Bezug auf die Gesamtkornfraktion 0-1000 µm	83
Abbildung 42: Prozentuale Verteilung der Schadstofffrachten auf die einzelnen Korngrößenfraktionen in Bezug auf die Gesamtkornfraktion.....	84
Abbildung 43: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 1000 µm bezogen auf die Straßenart	85
Abbildung 44: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 250 µm bezogen auf die Straßenart	86
Abbildung 45: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 63 µm bezogen auf die Straßenart.....	86
Abbildung 46: PSD der einzelnen Siebfraktionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld gegen die Anzahl an Partikeln	88
Abbildung 47: PSD der einzelnen Siebfraktionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld	

	gegen das Volumen (SE Volume) der Partikel	88
Abbildung 48:	Auftragung der CE Diameter verschiedener Kenndaten gegen die verschiedenen Siebfraction	90
Abbildung 49:	Vergleich Anteile Partikelzahl gegen Partikelvolumen (als Massenäquivalent)	91
Abbildung 50:	Vergleich der Gesamtfeststofffracht im Original sowie nach der PSD-Auswertung.....	92
Abbildung 51:	Vergleich der gemessenen Originalkonzentrationen der einzelnen Siebfractionen mit korrigierten Konzentrationen.....	92
Abbildung 52:	Darstellung der Verteilung der original und korrigierten Gesamtschadstofffrachten in Bezug auf die Kornfraktion 0-1000 µm	94
Abbildung 53:	Darstellung der Verteilung der original und korrigierten Gesamtschadstofffrachten in Bezug auf die Kornfraktion 0-250 µm	95
Abbildung 54:	pH-Wert und Leitfähigkeit im Ablauf der Mischproben bei den Säulenversuchen mit entmineralisiertem Wasser	102
Abbildung 55:	Rückhalt von Schwermetallen und PSBM mit unterschiedlichen Filtermaterialien und entmineralisiertem Wasser als Prüfmedium	106
Abbildung 56:	pH-Wert und Leitfähigkeit im Ablauf der Mischproben bei den Säulenversuchen mit Regenwasser	109
Abbildung 57:	Rückhalt von Schwermetallen und PSBM mit ausgewählten Filtermaterialien und Regenwasser als Prüfmedium	111
Abbildung 58:	Zinkrückhalt im Säulenversuch für drei Regenspenden ($r_1=2,5$; $r_2=6$ und $r_3=15$ L/(s·ha))	115
Abbildung 59:	Kupferrückhalt im Säulenversuch für drei Regenspenden ($r_1=2,5$; $r_2=6$ und $r_3=15$ L/(s·ha))	116
Abbildung 60:	Im Säulenversuch eliminierte Frachten (aufgebrachte Fracht: Cu: 32,5 mg; Zn: 130 mg)	116
Abbildung 61:	Verlauf des pH-Wertes während der Säulenversuche mit jeweils drei Messungen pro Regenspende	117
Abbildung 62:	Exemplarische Sieblinien zur Korngrößenverteilung nach Zugabe des Straßenkehrichs in den Vorlagebehälter während einer	

Versuchsregenspende	119
Abbildung 63: Spektrum der gemessenen Sieblinien im Ablauf der halbtechnischen Versuchsanlage bei $r = 1,8 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ und $r = 15 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$	120
Abbildung 64: Korngrößenpezifischer Rückhalt in der Sedimentationsstufe der halbtechnischen Filteranlage bei $r = 3,5 \text{ l}/\text{l}\cdot\text{ha}$	121
Abbildung 65: Sedimentärer Rückhalt von AFS und AFS63 in Prozent in Abhängigkeit von der Regenintensität	121
Abbildung 66: Exemplarischer AFS-Konzentrationsverlauf im Sedimentationsraum im Verlauf einer Prüfregenspende	122
Abbildung 67: Sedimentativer Rückhalt von AFS und AFS63 in Prozent in Abhängigkeit von der Regenintensität (ohne Verdünnungseffekt)	123
Abbildung 68: Rückhalt der gesamten Anlage bei einer Prüfregenspende von $3,5 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$	124
Abbildung 69: Mittlere AFS-Rückhalte in der halbtechnischen Versuchsanlage in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität	124
Abbildung 70: AFS-Rückhalte in der halbtechnischen Versuchsanlage in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität ohne Verdünnungseffekte	125
Abbildung 71: Sauerstoffsonde LDO sc von Hach Lange GmbH installiert in der Filterschüttung	126
Abbildung 72: Verlauf der Sauerstoffkonzentration in der Filterschüttung an einem Tag mit zwei Regenereignissen	127
Abbildung 73: Algen oder Schimmelbildung unterhalb der Filterschüttung	128
Abbildung 74: Wasserorganismen oberhalb der Filterschüttung (rote Kreise)	129
Abbildung 75: Aufnahme unter dem Mikroskop von einem Ruderfußkrebss aus dem Filter	129
Abbildung 76: Aufnahme eines anderen Ruderfußkrebsses aus dem TRF, das Bild wurde aufgrund der Größe aus drei Einzelaufnahmen zusammengefügt	130
Abbildung 77: Aufnahme unter dem Mikroskop eines Wasserorganismuses, möglicherweise ein Ruderfußkrebss im Larvenstadium (Naupliuslarve)	131
Abbildung 78: Bleifrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen	133

Abbildung 79: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen	134
Abbildung 80: Zinkfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen	134
Abbildung 81: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter aeroben Bedingungen	135
Abbildung 82: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit feinkörnigem Zeolith unter aeroben Bedingungen	136
Abbildung 83: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit Blähton unter aeroben Bedingungen.....	136
Abbildung 84: Ergebnisse Biofilmanalytik des Ausgangsmaterials.....	137
Abbildung 85: Ergebnisse Biofilmanalytik der aeroben Versuchsreihe.....	138
Abbildung 86: Ergebnisse Biofilmanalytik der anaeroben Versuchsreihe.....	139
Abbildung 87: cLSM-Aufnahmen des Blähtons (links) und des feinkörnigen Zeoliths (rechts).....	141
Abbildung 1: Annahme: linearer Verlauf bei von oben nach unten durchströmtem Filter.....	147
Abbildung 2: Gesamtwirkungsgrad η_{ges} von Sedimentationsanlagen in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung gem. DWA-A 102 (2016).....	148
Abbildung 3: Gegenüberstellung der Verläufe von k_f -Werten bei Filtern mit und ohne vorgeschaltete Sedimentation.	149
Abbildung 91: Verlauf des k_f -Werts (m/s) über eine Filterstandzeit von 8 Monaten in der technischen Filteranlage TRF 2.....	154
Abbildung 92: Verlauf des k_f -Werts (m/s) über 2,5 Jahre in der technischen Filteranlage TRF 2. Durchlässigkeitsversuch nach 15 Monaten. Filterwechsel nach 18 Monaten.	154
Abbildung 93: Verlauf des k_f -Werts über 4 Monate in der technischen Filteranlage TRF 1	155
Abbildung 94: Verlauf des k_f -Werts über 1 Jahr in der technischen Filteranlage TRF 1	156
Abbildung 95: Wasserstandsganglinie im Zulauf des Filterbeckens „In der Fleute“ im Zeitraum Juni 2014 bis Juli 2105 (Grüning et al., 2017)	156

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Herkunft von Stoffen in Straßenkehricht (DWA, 2008).....	7
Tabelle 2: Literaturvergleich der Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenabfluss nach Flächenarten	13
Tabelle 3: Gelöste Schwermetallanteile im Oberflächenabfluss von verschiedenen Quellen (Schmitz und Grüning, 2017)	15
Tabelle 4: Zusammenstellung von Schadstoffvorkommen in Abhängigkeit von der Partikelgröße (Fürhacker et al., 2013).....	16
Tabelle 5: PSBM-Konzentrationen in urbanen Niederschlagsabflüssen aus Literatur	21
Tabelle 6: Grenz- und Richtwerte nach (Eberle, 2016; UBA, 2017) : UQN=Umweltqualitätsnorm, JD- = Jahresdurchschnitt, ZHK = zulässige Höchstkonzentration	23
Tabelle 7: PSBM-Konzentrationen in Oberflächengewässer aus der Literatur	23
Tabelle 8: Beschreibung der Auswertemethoden zum Vergleich „Siebung zu Partikelanalyse“	33
Tabelle 9: Exemplarische Auswertung der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld, Fraktion 500-1000 µm nach der Methode CE-MW	34
Tabelle 10: Korngrößenbereiche der Filtermaterialien.....	39
Tabelle 11: Schichthöhe der Filtermaterialien in den Säulen	42
Tabelle 12: Chemikalienliste.....	43
Tabelle 13: Teilprüfungen zur Rückhalteleistung und Rücklösung unter Tausalzeinfluss ..	44
Tabelle 14: Prüfbedingungen zur Prüfung des Schwermetallrückhaltes	47
Tabelle 15: Zuflüsse, Testvolumen und Frachten der Teilprüfungen 1 bis 3	48
Tabelle 16: Zeitpunkte der Probenahme während der einzelnen Teilprüfungen	48
Tabelle 17: Dichte des Straßenkehrichts in Abhängigkeit der Korngrößenfraktion (in Anlehnung an DIN 18124).....	55
Tabelle 18: Zeitlicher Ablauf der Entnahmen und Analysen der anaeroben Versuchsreihe	60

Tabelle 19: Zeitlicher Ablauf der Entnahmen und Analysen der aeroben Versuchsreihe ..	62
Tabelle 20: Parameterliste der chemischen Untersuchungen und Angabe des Analyseverfahrens.	63
Tabelle 21: Probensammlungen.....	74
Tabelle 22: Kenndaten aus den Siebkurven	79
Tabelle 23: Konzentrationsbereiche der Schadstoffe bezogen auf die drei verschiedenen Probenahmestellen	81
Tabelle 24: Vergleich der ermittelten Schadstoffkonzentrationen mit Literaturwerten ...	82
Tabelle 25: Kenndaten der Partikelmessungen der einzelnen Siebfraktionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld	89
Tabelle 26: Ergebnisse der Elutionsversuche	100
Tabelle 27: Aufenthaltszeiten und Filtergeschwindigkeit bei einer Filterbetthöhe von 12cm	103
Tabelle 28: Ergebnisse der Teilprüfung zur Rücklösung unter Einfluss von Tausalzen (10 g/L) in entmineralisiertem Wasser	108
Tabelle 29: Gegenüberstellung der Rückhalteleistungen in % mit entmineralisiertem Wasser und Regenwasser für die Filtermaterialien Feinkoks, GEH2 und Bio-Walnusschale	113
Tabelle 30 :Ergebnisse der Teilprüfung zur Rücklösung unter Einfluss von Tausalzen in Regenwasser	114
Tabelle 31: Schwermetallkonzentrationen/-gehalte im Regenwasser sowie an den Filtermaterialien im Ausgangszustand	132
Tabelle 32: Kennzahlen zur vergleichenden Gegenüberstellung von Rinnen- und Schachtsystemen zur Filtration von Regenwasser (Systemauswahl) (Grüning und Schmitz, 2017)	143
Tabelle 33: Ausgewertete technische Filteranlagen	153

Abkürzungen

a	Jahr
A _{E,b}	spezifische Anschlussfläche
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS63	Abfiltrierbare Stoffe < 63 µm
Cd	Cadmium
CE Diameter	Circle Equivalent Diameter, Kreisäquivalentsdurchmesser
CE _{max}	maximaler Kreisäquivalentsdurchmesser
CE _{min}	minimaler Kreisäquivalentsdurchmesser
C _{max}	maximale Konzentration
C _{min}	minimale Konzentration
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
d	Tag
D _{0,1}	Korndurchmesser bei 10 % der Sieblinie
D _{0,5}	Korndurchmesser bei 50 % der Sieblinie
D _{0,9}	Korndurchmesser bei 90 % der Sieblinie
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
E	Einwohner
EZG	Einzugsgebiet
GEH	granuliertes Eisenhydroxid
ha	Hektar
Hg	Quecksilber
L	Liter
LF	Leitfähigkeit
MCPP	Mecoprop

MD	Maschendiagonale eines Siebes
min	Minute
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MW	Maschenweite eines Siebes
Ni	Nickel
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
pH	pH-Wert
ppm	parts per million
PSBM	Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel
PSD	Particle Size Distribution, Korngrößenverteilung
r	Regenspende
RKB	Regenklärbecken
SE Volume	Spherical Equivalent Volume, Kugeläquivalentsvolumen
TRF	Technischer Regenwasserfilter
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnormen
W	Weite eines Partikels
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
Zn	Zink

1 Einleitung

1.1 Veranlassung und Zielsetzung

Die Behandlung von Oberflächenabflüssen erfolgt in erster Linie durch Sedimentationsanlagen. Diese Anlagen halten ausschließlich partikuläre Stoffe zurück, die sich innerhalb weniger Stunden in den Sedimentationsräumen absetzen. Sehr feine Partikel und gelöste Stoffe werden hier nicht zurückgehalten. Da Oberflächenabflüsse in hohem Maß mit Schadstoffen belastet sein können, ist diese Art der Behandlung nicht ausreichend wirksam. Hoch belastete Abflüsse müssen aktuell entweder in der Kläranlage oder in einem Retentionsbodenfilter (RBF) behandelt werden.

Ein wirksamer Stoffrückhalt ist durch RBF möglich. Diese Anlagen benötigen jedoch Platz, der im eng besiedelten urbanen Raum nicht zur Verfügung steht. Als alternative Möglichkeit der wirksamen Behandlung von Oberflächenabflüssen werden derzeit technische Regenwasserfilter (TRF) entwickelt. Diese werden in erster Linie in kompakten Systemen zur Oberflächenabflussbehandlung im dezentralen Maßstab verwendet. Der Stoffrückhalt erfolgt in diesen Anlagen häufig durch eine Filterstufe in Kombination mit einer vorgeschalteten Sedimentation. In den systembedingt kompakten Anlagen bleibt der Rückhalt feinputikulärer (AFS63) und gelöster Stoffe in der Praxis nicht selten hinter den Ergebnissen zurück, die unter Labor- bzw. Prüfbedingungen erzielt werden. Bisher sind die komplexen biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse im Filter nur in eingeschränktem Umfang bekannt. Insbesondere die Betriebsbedingungen und der dynamische Einfluss des Niederschlagsgeschehens bei der Regenwasserbehandlung stellen hohe Anforderungen an die kompakten Filtersysteme. Die komplexen Prozesse in den Filterelementen sollen in diesem Projekt untersucht werden. Hierbei sollen exemplarisch der Rückhalt der Schwermetalle Kupfer und Zink (gelöst und partikulär) und die Wirksamkeit der Filtermaterialien gegenüber ausgewählten Pflanzenschutzmitteln quantifiziert werden. Erstmals werden dabei die natürliche organische Belastung, Biofilmbildung im Filter und mikrobielle Prozesse detailliert betrachtet. Die Auswertung bisheriger betrieblicher Aspekte und Erfahrungen erfolgt auf der Basis einer Evaluation von etwa 60 bestehenden Anlagen unterschiedlicher Größenordnungen. Weiterhin erfolgte die Errichtung und Untersuchung einer halbtechnischen Filteranlage. Diese Anlage wurde mit realem Regenwasser und Partikeln aus realem Straßenkehricht beschickt werden, um so detaillierte Erkenntnisse zum feinputikulären Rückhalt von Filtersystemen in Abhängigkeit der Regenspense zu erhalten.

Die Ergebnisse der Untersuchung sollen helfen, die komplexen Prozesse in TRF besser zu verstehen und so letztlich eine Grundlage zu schaffen, künftige zentrale TRF stabiler betreiben zu können, die Standzeit zu erhöhen und den Stoffrückhalt für besonders wasserwirtschaftlich relevante Inhaltsstoffe im Oberflächenabfluss zu optimieren.

Konkrete Anwendung finden sollen die Ergebnisse in dem in der Planungsphase befindlichen Filter „Behndahler Bach“ in Wuppertal. Der Filter soll die Abflüsse aus dem insgesamt 11,4 ha großen Einzugsgebiet zu behandeln. Abbildung 1 zeigt einen Ausschnitt des Übersichtsplans. An den Filter werden auch 1,9 ha der Verschmutzungskategorie III angeschlossen. Dies ist Anlass, die Inbetriebnahme des Filters zu begleiten und seine Wirksamkeit zu untersuchen.

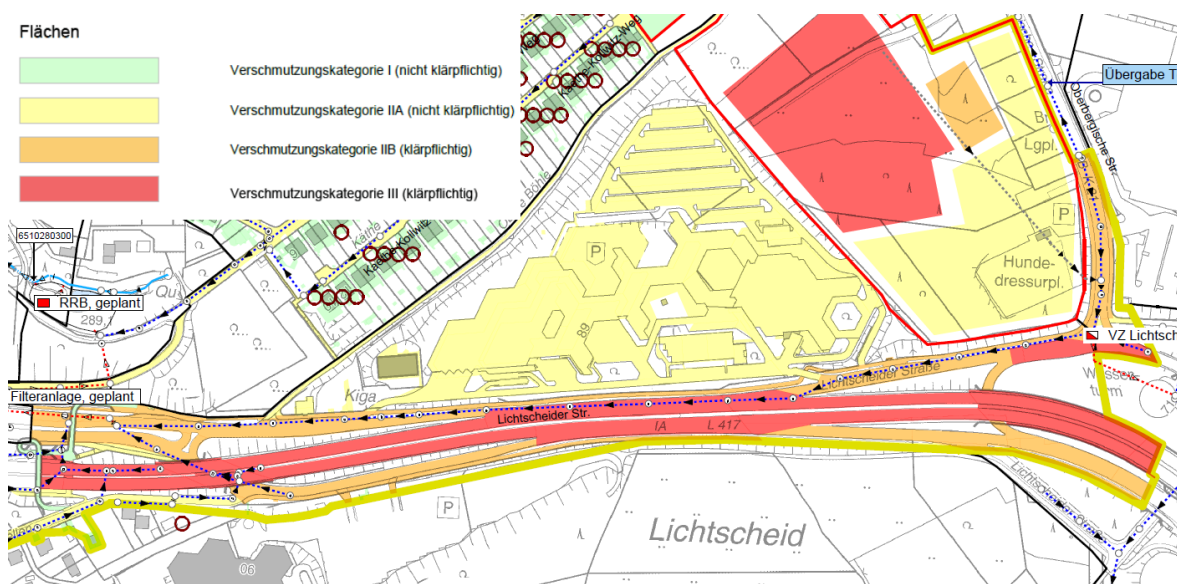


Abbildung 1: Ausschnitt des Einzugsgebietsplan vom geplanten Filterbauwerk "Behndahler Bach"

Um einen möglichst großen Wirkungsgrad und einzugsgebietspezifischen Rückhalt zu erzielen, wird der Filter in Phase II des Projektes mit Substraten basierend auf den Erkenntnissen der in Phase I durchgeführten Untersuchungen ausgestattet werden.

2 Stand des Wissens

2.1 Stand der Regenwasserbehandlung

In Nordrhein-Westfalen werden derzeit über 10.000 Regenbecken und Entlastungsanlagen betrieben (MKULNV 2016). Nach Auswertungen von Dettmar und Brombach (2019) sind deutschlandweit über 50.000 Regenbecken zur Speicherung sowie zur Behandlung von Misch- und Niederschlagswasser in Betrieb. Das Speichervolumen dieser Bauwerke beträgt ca. 57 Mio. Kubikmeter. Die Anzahl der Regenklärbecken (RKB) deutschlandweit ist mit ca. 3.800 Anlagen vergleichsweise gering. Nordrhein-Westfalen weist im Vergleich zu den anderen Bundesländern mit ca. 1.200 Becken die mit Abstand größte Anzahl an Regenklärbecken deutschlandweit auf. Ein Beleg für die Bedeutung der Behandlung von Oberflächenabflüssen in diesem bevölkerungsreichen und dicht besiedelten Bundesland. Der größte Teil der Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser sind Absetzanlagen. Hoppe et al. (2019) weisen darauf hin, dass viele Anlagen älter als 25 Jahre sind und dass der Nachweis der Systemwirkung dieser Anlagen sich auf seltene Ausnahmefälle beschränkt. Vorhandene Nachweise der Systemwirkung belegen einen eingeschränkten Stoffrückhalt in konventionellen Regenklärbecken, die bislang für eine Oberflächenbeschickung von 10 m/h bemessen werden (Grüning et al., 2010 oder Fuchs und Eyckmanns-Wolters, 2016). Insbesondere der Rückhalt feinpartikulärer Stoffe ist unbefriedigend. Schmitt et al. (2013) haben den Rückhalt von Regenklärbecken untersucht und hierbei auch die einzelnen Partikelfractionen betrachtet. Für Partikel < 63 µm wurde ein frachtgewichteter mittlerer Rückhalt von 26 % festgestellt. Nach Werker et al. (2011) werden Partikel < 160 µm praktisch gar nicht zurückgehalten. Regen- und Mischwassereinleitungen stellen den dominierenden Eintragspfad für zahlreiche Mikroschadstoffe aus urbanen Räumen in die Gewässer dar (Clara et al, 2014; Huber et al., 2015; MKULNV, 2016; Wicke et al., 2016; Launay, 2017). Im Fokus stehen insbesondere Stoffe, für die Umweltqualitätsnormen im betroffenen Gewässer einzuhalten sind. Um die Zielsetzungen der EG-WRRL im Hinblick auf den chemischen Gewässerzustand zu erreichen, sind noch erhebliche Anstrengungen erforderlich. Von Bedeutung ist vor diesem Hintergrund insbesondere der Eintrag von Schwermetallen. Nach Pfeifer (1998) lag der Rückhalt von Schwermetallen bei einem Regenklärbecken in Karlsruhe bei 36 % (Blei), 38 % (Cadmium), 17 % (Nickel), 12 % (Zink) und 5 % (Kupfer).

Das Problem wird im künftigen Arbeitsblatt DWA-A 102 (DWA, 2016) berücksichtigt. Die eingeschränkte Absetzbarkeit feinpartikulärer Stoffe wird dort anschaulich dargestellt. Das Arbeitsblatt definiert den Stoffparameter AFS63 als künftige Nachweisgröße für die Bemes-

sung von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Mit diesem Parameter wird berücksichtigt, dass ein hoher Anteil an Schadstoffen adsorptiv an feinpartikulären Stoffen gebunden ist. Ein effizienter Rückhalt dieser Fraktion gewährleistet somit einen hohen Schadstoffrückhalt. Unberücksichtigt bleiben jedoch die gelösten Stoffanteile, die durch Sedimentation nicht aus dem Niederschlagswasser entfernt werden können.

Der Rückhalt gelöster Stoffe erfordert weitergehende Behandlungskonzepte. Eine Möglichkeit stellt hierbei die Filtration dar. Die Entwicklung von Filteranlagen zur Niederschlagswasserbehandlung wurden maßgeblich ausgelöst durch den Runderlass „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ vom 26. Mai 2004 (sog. Trennerlass) des Landes NRW. Die hier vorgegebenen Anforderungen an die Behandlung von Niederschlagswasser gab den Impuls für die Entwicklung von Anlagen zur Niederschlagswasseranlagen im kompakten Maßstab, von denen einige mit technischen Filterelementen ausgerüstet sind. Durch den Einsatz von chemisch-physikalisch wirksamen Filtersubstraten, wie Ionenaustauscher, können neben Schwebstoffen auch gelöste Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, aus dem Niederschlagswasserabfluss abgetrennt werden. Zu den in den letzten Jahren entwickelten Systemen zählen beispielsweise der Straßenablaufeinsatz Innolet (Funke Kunststoffe GmbH) oder Schachtsysteme wie 3P Hydrosystem (3P Technik Filtersysteme GmbH) oder Filtapex (Pecher Technik GmbH). In einigen Schachtsystemen werden zunächst Grobstoffe sedimentiert und anschließend Feinstoffe und gelöste Stoffe durch ein oberflächenaktives Filtersubstrat reduziert. Durch unterschiedliche Wirkmechanismen und konstruktive Merkmale eignen sich die auf dem Markt verfügbaren Anlagen für verschiedene Anwendungen (Dach- und Straßenabflüsse, Versickerung oder Einleitung in ein Oberflächengewässer). Die Systeme variieren deutlich in der Standzeit (Substratwechsel mehrmals pro Jahr bis zum Wechsel alle 25 Jahre) und in den Anschlussflächen (wenige 100 m² bis über 5.000 m²). Ausführliche Zusammenstellungen der auf dem Markt verfügbaren Systeme finden sich in Werker et al. (2011) oder Sommer et al. (2015). Hinweise zur Auslegung der Systeme geben Grüning und Schmitz (2018). Diese Anlagen unterschiedlicher Hersteller decken in erster Linie den dezentralen bis semizentralen Maßstab ab. Anlagen zur Filtration von Niederschlagswasser im zentralen Maßstab erfolgen bislang in erster Linie durch Retentionsbodenfilter (RBF). Diese zeichnen sich durch eine hohe Wirksamkeit aus (Grotehusmann und Kasting, 2002), benötigen aber viel Platz, der im urbanen Raum häufig nicht zur Verfügung steht. Die Lücke der Maßnahmen zum Rückhalt von feinpartikulären und gelösten Stoffen kann durch Technische Regenwasserfilter (TRF) im zentralen Maßstab geschlossen werden (Grüning et al., 2018 sowie Grüning und Schmitz, 2019). Eine erste Anlage in Nordrhein-Westfalen wird in Wuppertal seit Mai 2014

betrieben. Allerdings sind wesentliche Wirkmechanismen der technischen Regenwasserfiltration bislang noch nicht in allen Einzelheiten bekannt bzw. nicht verstanden. Hier besteht nach wie vor erheblicher Forschungsbedarf.

2.2 Schadstoffbelastungen in Straßenstäuben

Straßenstaub ist in seiner Herkunft sehr variabel. Zu den Haupteintragspfaden von Grobstaub, also Straßenstaub größer 10 µm, gehören zerkleinertes organisches Material wie Laub und Pollen sowie Abrieb von Fahrbahn, Reifen und Bremsen. Feinstaub hingegen zeichnet sich durch eine Größe kleiner 10 µm aus. Primärer Feinstaub stammt häufig aus Verbrennungsprozessen oder zerriebenem organischem Material, sekundärer Feinstaub aus gasförmigen Vorläufersubstanzen wie Schwefeloxide, Stickoxide, Ammoniak sowie Kohlenwasserstoffe. Anthropogene Feinstaubquellen sind der Straßenverkehr, Kraftwerke, Abfallverbrennungsanlagen, private und gewerbliche Heizungsanlagen, Schüttgutumschlag, Industrieprozesse sowie Metall- und Stahlerzeugung (UBA 2009). Allerdings ist in Ballungsräumen der Straßenverkehr die bedeutendste Staubquelle. In regelmäßigen Abständen wird der abgesetzte Staubbiederschlag durch Straßenkehrmaschinen gesammelt.

Nach Angaben im Merkblatt DWA-M 378 (DWA, 2008) fällt Straßenkehrschutt in Deutschland in kleineren Städten und Gemeinden in Mengen von 13 kg/E·a und in Großstädten von 18 kg/E·a an. Bei einer Annahme, dass knapp 32 % der Bevölkerung Deutschlands in Großstädten (< 100.000 E) leben, ergibt das ein jährliches Aufkommen von rund 1.076.000 t/a Straßenkehrschutt in Deutschland.

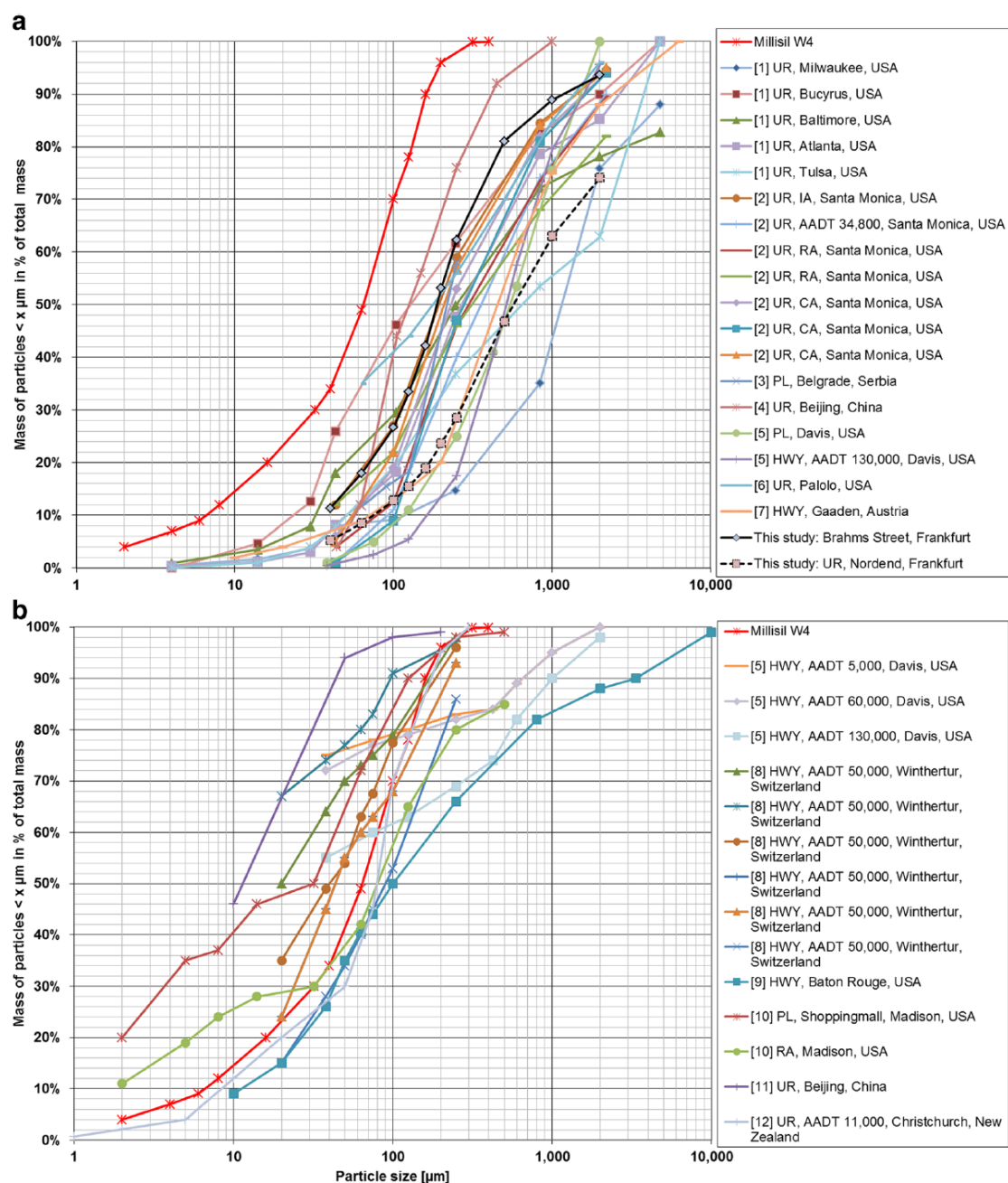


Abbildung 2: Vergleich der PSD in (a) Straßenstaub und (b) Straßenabflüssen (Gelhardt, 2017)

Straßenstäube wurden in der Literatur häufig auf ihre Korngrößenverteilung untersucht. Dabei stellte sich auch heraus, dass dieser zumeist grober als in Straßenabflüssen ist. Gelhardt hat eine Zusammenstellung der Sieblinien verschiedener Straßenstäube sowie Straßenabflüsse weltweit miteinander verglichen (Abbildung 2) (Gelhardt, 2017). Es zeigt sich, dass Straßenstaub normalerweise eine gröbere PSD (Particle Size Distribution) hat, als Straßenabflüsse. Hier liegt der Anteil an AFS63 bei 1 % bis 46 %, bei den Straßenabflüssen im Bereich zwischen 35 % und 95 %. Wobei anzumerken ist, dass die Jahreszeit und die Be-

pflanzung eine große Rolle bei der PSD ausmachen (Dierschke, 2014). Diese Ergebnisse decken sich auch gut mit Untersuchungen von Fuchs (2013), welcher im Zulauf zu Regenklärbecken den Feinanteil der Feststoffe auf 70 bis 90 % der Gesamtmasse identifizierte.

Werden nach einer Trockenwetterperiode Straßenstäube im Rahmen eines Regenereignisses von der Straße gespült, so sind mehrere Prozesse zu beachten. Auf der einen Seite werden nicht alle Partikel von – vor allem leichten Regenereignissen – von der Straße transportiert, so dass diese auf der Straße verbleiben. Dies führt zu einer Verschiebung zu einer feineren PSD. Auf der anderen Seite gibt es physikalische Prozesse wie Agglomeration sowie Scherverhalten bei hydraulischer Belastung, welche zu einer Veränderung der Korngrößenverteilung führen. Diese sind von der Zeit und weiteren Bedingungen wie Turbulenzen abhängig. Daher sind Korngrößenverteilungen sowie Schadstofffraktionierung nur begrenzt vergleichbar.

Nach DWA-M378 (2008) stammen die Schadstoffe im Straßenkehricht vor allem aus dem Straßenverkehr. Tabelle 1 zeigt die Herkunft sowie die resultierenden Stoffe. Neben den klassischen Schwermetallen sind organische Verbindungen, anorganische Verbindungen sowie PAK und MKW zu finden.

Während in der Literatur einige Angaben zur Korngrößenverteilung von Straßenstäuben zu finden sind, gibt es bisher nur wenige Veröffentlichungen über die Variabilität der Schadstoffkonzentrationen in individuellen Korngrößenfraktionen.

Tabelle 1: Herkunft von Stoffen in Straßenkehricht (DWA, 2008)

Herkunft	Stoffe
Abgase	Blei, Nickel, Kobalt, Ruß, Kohlenwasserstoffe
Fahrbahnabrieb	Silicium, Calcium, Magnesium, organische Verbindungen zusammen mit Asphaltbeton, Bitumen, Schwermetalle
Reifenabrieb	Cadmium, Zink, Ruß, organische Substanzen, Kautschuk, Schwefel, Blei, Chrom, Kupfer
Bremsbelagabrieb	Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Zink, Asbest
Tropfverluste	Blei, Nickel, Zink, organische Stoffe, Öle, Fette, Kohlenwasserstoffe, PAK, Phenole, Kupfer, Vanadium, Chrom
Streumittel	Natrium-, Calcium-, Magnesiumchlorid, Splitt, Sand, Kies

Zhao (2011) untersuchte Straßenstäube in fünf Regionen in der Pekinger Metropolregion. Er fand die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen bei den Partikelfraktionen größer

250 μm . In der feinsten Fraktion kleiner 44 μm wurden die höchsten Schwermetallkonzentrationen in mg/kg gefunden: Cr $78,4 \pm 25,1$, Cu $62,5 \pm 43,8$, Ni $28,4 \pm 9,6$, Pb $54,4 \pm 19,2$ und Zn $340,0 \pm 146,6$. Je niedriger die Korngröße, desto größer waren die nachgewiesenen Konzentrationen (). Die größten Schadstofffrachten fand er aufgrund der Massenverteilung der einzelnen Frachten in der Fraktion 62-101 μm ($28,3 \pm 8,3$ %) > 149-250 μm ($22,3 \pm 3,9$ %) > 105-149 μm ($14,5 \pm 2,5$ %) > 250-45 μm ($11,5 \pm 3,0$ %) > 44-62 μm ($9,0 \pm 2,9$ %) > 450-1000 μm ($7,3 \pm 3,3$ %) > 0-44 μm ($5,3 \pm 1,7$ %) > 1000-2000 μm ($1,8 \pm 1,2$ %) (Abbildung 4).

Gunawardana (2014) sammelte Straßenstäube in Queensland, Australien und untersuchte diese auf Schwermetallionen in vier verschiedenen Korngrößenfraktionen. Auch in dieser Studie waren die Schadstoffkonzentrationen in den Feinfraktionen größer als in den Grobfraktionen und lagen für Aluminium zwischen $1,29 \pm 1,05$ und $5,18 \pm 3,07$ mg/g, für Chrom zwischen $0,00 \pm 0,00$ und $0,01 \pm 0,01$ mg/g, für Mangan zwischen $0,05 \pm 0,04$ und $0,14 \pm 0,08$ mg/g, für Eisen zwischen $2,79 \pm 1,97$ und $7,98 \pm 5,98$ mg/g, für Nickel zwischen $0,00 \pm 0,00$ und $0,01 \pm 0,01$ mg/g, für Kupfer zwischen $0,05 \pm 0,05$ und $0,14 \pm 0,011$ mg/g, für Zink zwischen $0,11 \pm 0,14$ und $0,32 \pm 0,30$ mg/g und für Blei zwischen $0,03 \pm 0,02$ und $0,05 \pm 0,05$ mg/g. Cadmium konnte in dieser Studie nicht nachgewiesen werden.

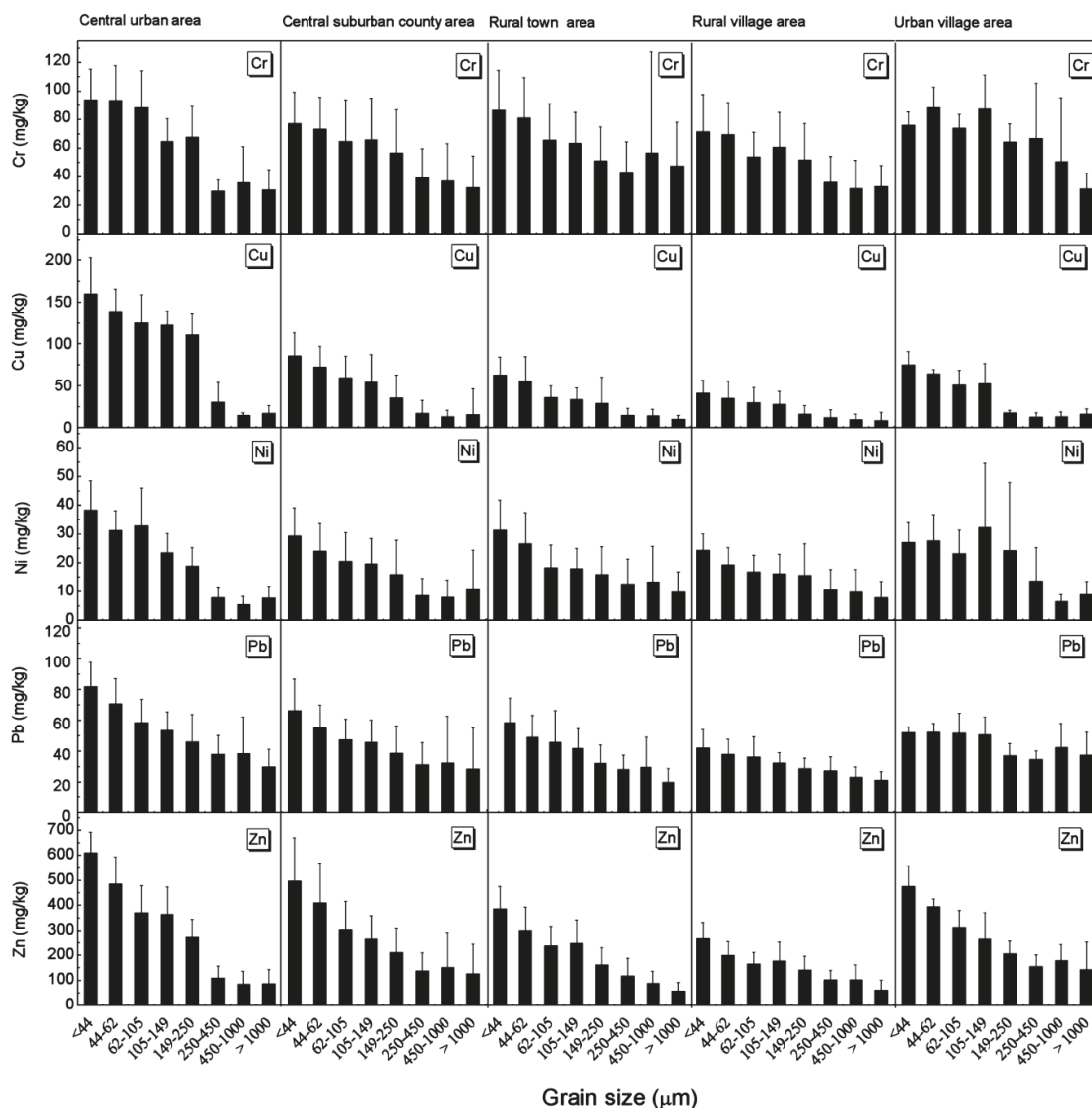


Abbildung 3: Schwermetallkonzentrationen in Straßenstäuben (Zhao, 2011)

Kayhanian (2012) berichtet über fraktionierte Schwermetallkonzentrationen auf Highways in den USA. Die Kupfer-Konzentrationen bei Probestelle I-80 (Abbildung 5) liegen in den Fraktionen bis $125\ \mu\text{m}$ über $120\ \text{mg/kg}$, in den größeren Fraktionen kleiner oder gleich $54\ \text{mg/kg}$. Ähnlich sind die Ergebnisse bei Zink, wo die Konzentration der Feinfraktionen größer $450\ \text{mg/kg}$ und die der Grobfraktion kleiner oder gleich $100\ \text{mg/kg}$ erreichen. Die Bleikonzentrationen nehmen mit steigender Partikelgröße von $108\ \text{mg/kg}$ zu $5,3\ \text{mg/kg}$ ab.

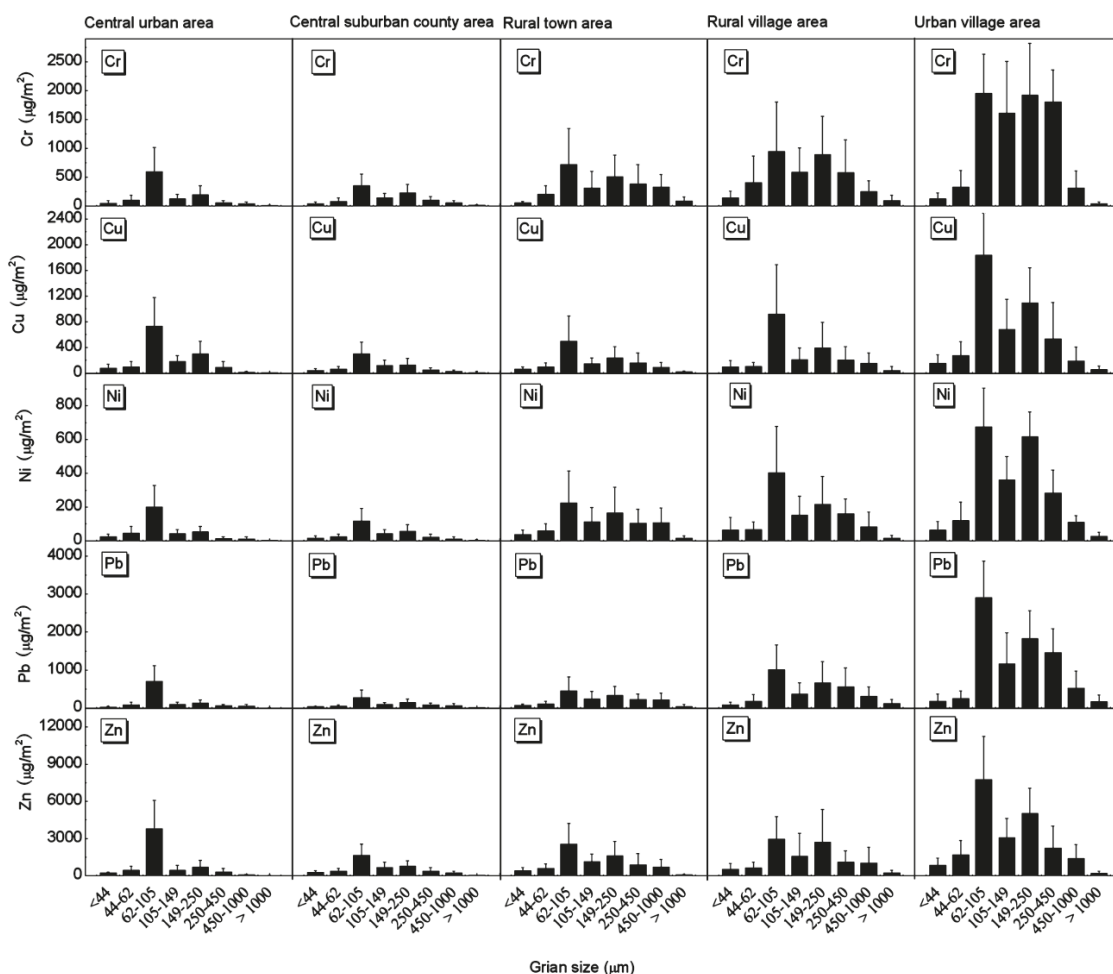


Abbildung 4: Masse an Schwermetallen in Straßenstäuben pro Fläche (Zhao, 2011)

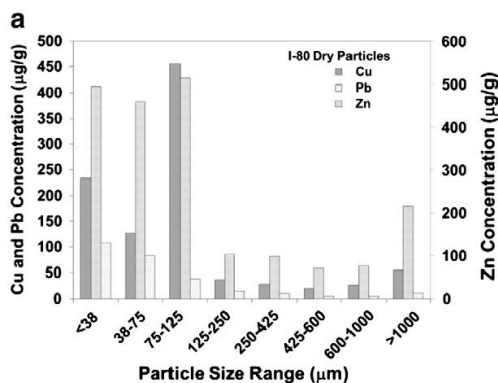


Abbildung 5: Gemittelte Konzentrationen von Kupfer, Zink und Blei für verschiedene Partikelfractionen in Straßenstaub (Kayhanian, 2012)

Zhu stellte 2008 eine Studie aus Zhenjiang (China) vor, bei der die Konzentrationen von fünf Schwermetallen aus 62 Probenahmen fraktioniert untersucht wurden. In allen Untersuchungen hatte die Partikelfraktion kleiner $63 \mu\text{m}$ die höchste Schadstoffkonzentration: 926-1188 mg/kg Zink, 270-928 mg/kg Blei, 150-220 mg/kg Kupfer, 99-172 mg/kg Chrom und 96-147 mg/kg Nickel. Die feine Partikelfraktion beinhaltet zwischen 25 und 60 % der

Gesamtschadstofffracht, wohingegen die Grobfraktion (1000-2000 μm) nur 1-5 % der Gesamtschadstofffracht ausmachte (Zhu, 2008).

Das BASt (2011) untersuchte 2008/2009 Stoffeinträge in Straßenrandböden und ermittelte dafür Staubniederschläge an Autobahnen. Dabei wurden Konzentrationen von 0,312-8,74 mg/kg Cadmium, 133-343 mg/kg Chrom, 202-335 mg/kg Kupfer, 11,4-24,7 mg/kg Blei und 648-1718 mg/kg Zink gefunden. Es ergaben sich tägliche Depositionsraten von 0,36-2,97 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ Cadmium, 11,9-766 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ Chrom, 25,9-1609 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ Kupfer, 3,57-164 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ Blei sowie 56,3-5180 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ Zink.

Aryal (2011) analysierte urbanen Staub in Sydney (Australien) hinsichtlich des PAK-Gehaltes und einer saisonalen Abhängigkeit. Im Winter wurden die höchsten Konzentrationen gefunden, gefolgt von Herbst, Sommer und Frühling. Die PAK-Konzentrationen bezogen auf die Korngrößenfraktionen waren 9,4-118 mg/kg für Partikel $<75 \mu\text{m}$, 10,4-88,3 mg/kg für Partikel zwischen 75 und 150 μm sowie 9,6-64,2 mg/kg für Partikel zwischen 150 und 300 μm .

Eine Studie über die PAK-Verunreinigung in Straßenstäuben in Xincheng, China führte Zhao (2008) durch. Er fand Gesamtgehalte von 1629 bis 8986 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PAK, mit einem Mittelwert von 4130 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PAK in den Stäuben. Die höchsten PAK-Konzentrationen sowie kleinere Dichten wurden bei Partikeln mit kleiner Korngröße gefunden. Etwa 55 % der Gesamten PAK-Fracht waren an Partikel kleiner 250 μm gebunden, welche eine Masse von 40 % des Staubes einnahmen.

Wang (2010) untersuchte fraktionierte Straßenstäube bezüglich PAK-Konzentrationen. Er berichtet von PAK-Konzentrationen zwischen 0,27 und 1,30 mg/kg, wobei die höchsten Konzentrationen an Partikeln kleiner 40 μm zu finden waren. Da der höchste Massenanteil mit über 31 % in der Fraktion 125-300 μm lag, waren dort auch die Frachten am größten.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Schadstoffkonzentration sehr variabel ist. Dies liegt unter anderem an den Einzugsgebieten, Jahreszeiten, Bewuchs, der Verkehrsstärke und den Intervallen der Straßenreinigung. Die Schwermetallkonzentrationen lagen in folgenden Bereichen: Blei 5,3-928 mg/kg; Cadmium 0,312-8,74 mg/kg, Kupfer 30-450 mg/kg und Zink 100-1718 mg/kg. Die PAK-Konzentrationen lagen zwischen 0,0094 und 8,986 mg/kg. Für MKW konnten keine Konzentrationen identifiziert werden.

In allen Studien wurde festgestellt, dass die höchsten Schadstoffkonzentrationen bei der kleinsten Partikelfraktion zu finden waren. Bezogen auf die Frachten gab es unterschiedliche Ergebnisse, da die Massenanteile der verschiedenen Fraktionen sehr unterschiedlich waren. Auch hier spielt erneut der Reinigungszustand der Straße eine große Rolle.

2.3 Schwermetalle im Oberflächenabfluss und deren wasserwirtschaftliche Relevanz

Schwermetalle sind Elemente, die natürlich in unserer Umwelt vorkommen. In der Regel liegen sie nur als Spuren vor oder sind in geringen Konzentrationen von wenigen ppm im biologischen Kreislauf anzutreffen. Wie bei allen Stoffen, hängt die Wirkung auf Organismen signifikant von der Konzentration und Fracht der jeweiligen Stoffe ab. Daher können auch essenzielle Schwermetalle potenziell eine toxische Wirkung aufweisen, wenn Sie in zu hohen Dosen ihrer Umwelt zugeführt werden.

Klassische Grenzwerte zu Frachten oder Konzentrationen, die den Eintrag der Schwermetalle in die Umwelt limitieren, existieren nicht. Jedoch werden in der EG-Wasserrahmenrichtlinie, die in Deutschland in der „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer“ (OGewV) umgesetzt wird, sogenannte Umweltqualitätsnormen (UQN) vorgegeben die zur Einordnung des ökologischen Zustands herangezogen werden. Die UQN sind definiert als:

„Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nichtüberschritten werden darf.“ (OGewV, 2016).

Kommt es zur Überschreitung eines einzelnen Parameters aus Anlage 6 der OGewV, so ist der ökologische Zustand als „mäßig“ einzustufen. In Nordrhein-Westfalen führen bei den flussgebietspezifischen Schadstoffen vor allem Kupfer und Zink zu einer „mäßigen“ Beurteilung des ökologischen Zustands (MKULNV, 2016). Der Grenzwert für Kupfer von 160 mg/kg bezogen auf Schwebstoffe oder Sediment wird auf 8 % der Gewässerlänge überschritten. Für Zink kann die UQN von 800 mg/kg auf 24 % der Gewässerlänge nicht eingehalten werden. Laut Odenkirchen (2017) stellen Einleitungen von Oberflächenabflüssen aus Trennsystemen den Haupteintragspfad von Zink und Kupfer in die Gewässer dar. Der Kupfereintrag beträgt 58 % und der Zinkeintrag 65 % der Gesamtemission.

Tabelle 2: Literaturvergleich der Schwermetallkonzentrationen im Oberflächenabfluss nach Flächenarten

Abflussart	Cadmium (µg/L)	Zink (µg/L)	Kupfer (µg/L)	Blei (µg/L)	Literatur
Niederschlag	0,1 – 3,9	5 - 235	1 - 355	2 - 76	Dierkes et al. 2005
	1,5	5	1,5	5	Hahn und Xanthopoulos, 1992
Dachflächen-abfluss	0,8 (0,5 – 1,5)	600 (100-1200)	100 (5- 200)	55 (20-111)	Schmitt et al., 2010, ohne Metalldächer, Schwerpunktwert, (Schwankungsbreite übliche Konzentrationen)
	0,2 – 1,0	24 – 4.880	6 – 3.416	2 - 493	Dierkes et al. 2005, Schwankungsbreite, alle Dachflächen
	1	24	235	104	Hahn und Xanthopoulos, 1992, mittlere Konzentration
Metalldach-abfluss	-	6.000 (1.000 - 7.000)	3.000 (2.000 - 6.000)	-	Schmitt et al., 2010, Schwerpunktwerte, (Schwankungsbreite üblicher Konzentrationen)
Verkehrsflächen-abfluss	6,4	603	108	311	Hahn und Xanthopoulos, 1992, mittlere Konzentration
	5 (0,5 – 6)	440 (200-600)	80 (30-250)	170 (50-300)	Schmitt et al., 2010, Schwerpunktwerte, (Schwankungsbreite üblicher Konzentrationen)
	0,2 – 0,5	15 – 1420	21- 240	98-170	Dierkes et al. 2005, Schwankungsbreite, minderbelastet
	0,3- 13	120- 2000	97-104	11-525	hochbelastet
Mischflächen-abfluss	2,5 (0,5 – 3)	500 (90-580)	80 (30-100)	108 (40-150)	Schmitt et al., 2010, Schwerpunktwerte, (Schwankungsbreite üblicher Konzentrationen)
	<1 (<1 – 1,5)	327 (234 – 496)	111 (57 – 198)	42 (27 - 60)	„In der Fleute“, mittlere Konzentration, (Schwankungsbreite)

Die Belastung des Oberflächenabflusses kann stark in Abhängigkeit von der Oberflächennutzung und der Flächenart variieren. In Abhängigkeit von Trockenwetterperiode und Straßenreinigung können große Schwankungsbreiten der Schadstoffbelastung im Oberflächenabfluss vorliegen. Tabelle 2 zeigt einen Vergleich verschiedener Untersuchungen und Literaturlauswertungen zu Schwermetallkonzentrationen.

Die Schwermetalle können im Oberflächenabfluss sowohl partikulär gebunden als auch in gelöster Form vorliegen. Die Toxizität von Schwermetallen geht hierbei primär von der Konzentration des gelösten Anteils der Schwermetalle aus und weniger von der Gesamtkonzentration (Noga, 2011). Die gelöst-partikulär-Verteilung ist jedoch nicht nur toxikologisch von Bedeutung, sondern auch für die Wahl einer geeigneten Behandlungsmethode entscheidend.

Der Anteil der jeweiligen Erscheinungsform hängt sowohl von den Stoffeigenschaften als auch von der Zusammensetzung des Oberflächenabflusses ab. Wesentlichen Einfluss auf die gelöst-partikulär-Verteilung der Schwermetalle haben:

1. pH-Wert
2. Gesamthärte
3. Konzentration an Komplexbildnern
4. Salinität
5. Konzentration an Adsorptionsoberflächen (AFS-Konzentration)
6. Umweltchemikalien mit Komplex- bzw. Chelat-Eigenschaften
7. Temperatur

Die zahlreichen Einflussfaktoren auf die gelöst-partikulär-Verteilung spiegeln sich auch in der breiten Streuung der in der Literatur zu findenden Daten wider. Tabelle 3 zeigt einen Überblick über die Verteilung im Oberflächenabfluss für die Metalle Kupfer, Cadmium, Blei und Zink.

Tabelle 3: Gelöste Schwermetallanteile im Oberflächenabfluss von verschiedenen Quellen (Schmitz und Grüning, 2017)

Gelöste Schwermetallanteile in %				Literatur
Kupfer	Cadmium	Blei	Zink	
52,2	61,1	10,3	55,4	Huth et al. (1995) repräsentative Mischflächen in Dresden
23,3	41,5	0,9	80,4	Herrmann et al. (1992) Verkehrsflächen 6.000 Kfz/d 16.000 Kfz/d
52,1	32,0	1,4	32,7	
27 - 100	-	62 - 92	15 - 35	Ludwig (2007) Stadtautobahn in Berlin
19 - 73	-	< 0,9 - 2	-	Daub und Striebel (1995) Ziegeldach Teerpappdach Hauptstraße Nebenstraße
53 - 70	-	5 - 18	-	
5 - 11	-	< 0,1 - < 0,5	-	
13 - 26	-	0,4 - < 0,8	-	
29,7	33,3	5,6	57,9	Grüning et al. (2017) Mischflächen, Industriegebiet

Während Blei fast immer ausschließlich partikulär gebunden vorliegt, können Zink und Kupfer auch zu über 50 % gelöst im Oberflächenabfluss vorliegen. Dass eine pauschale Aussage zur Verteilung nicht möglich ist und örtliche Gegebenheiten starken Einfluss auf die Messdaten haben, zeigt die Untersuchung von Ludwig (2007). Hier wurde Blei zu über 50 % gelöst vorgefunden und damit ungewöhnlich hoch während Zink größten Teils (65- 85 %) partikulär vorliegt.

Der partikuläre Anteil der Schwermetalle liegt in der Regel adsorbiert an AFS vor. Hierbei sind es in erster Linie die feineren Partikel, an denen die Schwermetalle angelagert sind. Wie bei den Straßenstäuben (vgl. Kapitel 2.2), ist auch im Oberflächenabfluss der größte Teil der Schwermetalle in der Feinfraktion zu finden. Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Schadstoffverteilung nach Korngröße im Oberflächenabfluss.

Tabelle 4: Zusammenstellung von Schadstoffvorkommen in Abhängigkeit von der Partikelgröße (Fürhacker et al., 2013)

Korngröße (µm)	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	PAK	KW	AFS	Literatur
> 600	6	11	8	1	< 1				Xanthopoulos (1990)
60 bis 600	14	18	25	18	12				
6 bis 60	80	71	67	81	87				
Summe	100	100	100	100	100				
> 350								2	Jakobs et al. (1997)
150 bis 350						25	5	4	
60 bis 150	10	10	10	10		20	5	7	
6 bis 60	75	75	75	75		40	40	49	
< 6	15	15	15	15		15	50	38	
Summe	100	100	100			100		100	
> 10	71	90	30	50					Boller (2004)
1 bis 10	24	5	18	22					
< 0,1	3	< 1	21	3					
Summe	99	96	69	75					

Der teilweise hohe Anteil an gelösten Schwermetallen im Oberflächenabfluss sowie die Verteilung des partikulären Anteils auf die Feinfraktion zeigen, dass es kaum möglich ist die Schwermetalle ausschließlich durch Sedimentation im erforderlichen Maße aus dem Oberflächenabfluss zu entfernen.

2.4 PSBM im Oberflächenabfluss

Die in diesem Forschungsvorhaben betrachteten Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM) Diuron, Mecoprop-P und Glyphosat gehören zu den Herbiziden. Herbizide sind eine Untergruppe der PSBM, welche ca. die Hälfte des weltweiten PSBM-Einsatzes ausmacht. Die Verwendung dieser phytotoxischen Substanzen erfolgt mit dem Ziel der Hemmung und Vernichtung von Unkraut (Gupta, 2017). In Abbildung 6 sind die Strukturformeln der drei PSBM dargestellt.

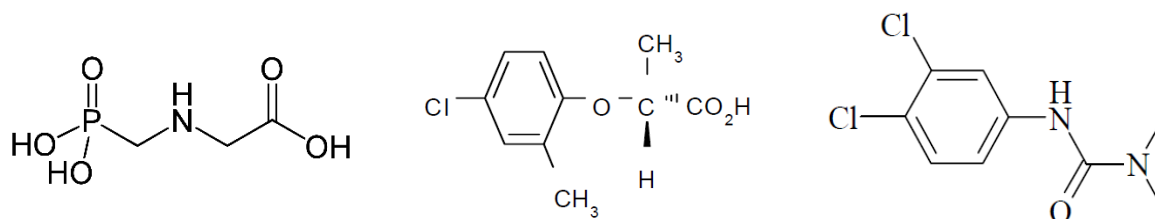


Abbildung 6: Strukturformel von Glyphosat, Mecoprop-P und Diuron (v.l.)

Glyphosat

Glyphosat wurde erstmals in den 70er Jahren unter dem Namen Roundup von dem US-amerikanischen Großkonzern Monsanto, der 2018 von dem deutschen Konzern Bayer aufgekauft wurde, vertrieben. Inzwischen gibt es in Deutschland viele verschiedene PSBM-Produkte, die als Wirkstoff Glyphosat enthalten (Gupta, 2017; BVL, 2019).

Glyphosat gehört zu der Gruppe der Phosphonate und ist ein unselektives, systemisches Breitbandherbizid. Die Wirkweise von Glyphosat liegt in der Blockierung von dem Enzym 5-Enolpyruvylshikimat-3-Phosphat-Synthase, dass zur Synthese von Aminosäuren benötigt wird. Dadurch wird das Wachstum gehemmt und im weiteren Verlauf stirbt die Pflanze ab. Lediglich genveränderte Pflanzen werden nicht von Glyphosat getötet (Plötner *et al.*, 2012; Wiese, 2018).

In Deutschland ist Glyphosat der in der Landwirtschaft meist verwendete Wirkstoff. Wiese (2018) hat eine Analyse der Glyphosatanwendung im Ackerbau in Deutschland durchgeführt. Demnach kommt Glyphosat in Deutschland zwischen Ernte und Aussaat zur Vorbehandlung von Stoppel und Vorsaatz zur Anwendung, wodurch die mechanische Bodenbearbeitung reduziert wird. Der Glyphosateinsatz nach der Ernte verhindert das Wachstum von Unkräutern, die Pilzkrankungen in die folgende Kultur eintragen könnten. Glyphosat wird situationsbedingt auch vor der Ernte verwendet, um in Fall einer Spätverunkrautung einen Ernteausfall zu verhindern. Als dritte Option wird Glyphosat auch kurz vor der Aussaat eingesetzt. In Deutschland zeigt sich, dass nach der Ernte ca. 22 % der anbaufähigen Flächen mit Glyphosat behandelt werden. Zudem wird Glyphosat auf 13 % der Flächen vor Aussaat und 2,2 % der Flächen vor der Ernte verwendet. Insgesamt wird von einer jährlichen Verwendung von Glyphosat auf 30 bis 40 % der deutschen Anbauflächen ausgegangen (Wiese, 2018).

Der Einsatz von Glyphosat steht neben der Anbauphase auch mit der Kulturpflanze im Zusammenhang. Glyphosat wird für verschiedene Kulturpflanzen wie Winterweizen, Winterrapen, Mais, Leguminosen, Zuckerrüben und Wintergerste bevorzugt verwendet. Ein besonders häufiger Einsatz findet zur Stoppelbehandlung beim Anbau von Winterrapen (71,5 % der Anbaufläche) und zur Vorsaatsbehandlung von Zuckerrüben (48,4 % der Anbaufläche) statt.

Da Glyphosat ein Breitbandherbizid ist, lässt es eine große Varietät an Einsatzmöglichkeiten zu; dem gegenüber erfolgt bspw. die Anwendung von selektiven Herbiziden in regelmäßigen Mustern. Aus diesem Grund ergibt sich kein einheitliches Anwendungsmuster für Glyphosat im Ackerbau (Wiese, 2018). Basierend auf einer verstärkten Anwendung nach der Ernte der Winterfrucht und vor der Aussaat der Sommerfrucht kann jedoch von einem erhöhten landwirtschaftlichen Einsatz im Frühjahr ausgegangen werden.

Neben der landwirtschaftlichen Nutzung kommt Glyphosat auch in der Vegetationspflege, sprich der Bekämpfung von Unkräutern, von Bahngleisen zum Einsatz (Welker, 2004). Diese ist aus sicherheits- und betriebstechnischen Gründen nötig und bis jetzt wurde noch kein applikablerer Ersatz für die Vegetationspflege auf Gleisen als das Sprühen von Herbiziden gefunden. Außerhalb des Gleisbettes wird jedoch auf PSBM verzichtet und stattdessen mechanische und physikalische Methoden verwendet (DB, 2018). Auf ihrer Website gibt die Deutsche Bahn Auskunft, dass sie direkt auf den Gleisen PSBM mit den Wirkstoffen Flazasulfuron, Flumioxazin und Glyphosat einsetzt. Dabei weisen drei der fünf eingesetzten Produkte Glyphosat als Wirkstoff auf. Der Gesamtverbrauch aller Wirkstoffe im Jahr 2017 beläuft sich demnach auf eine Wirkstoffmenge von 67 t, was einen Einsatz von 1,2 kg Wirkstoff/km Gleis bedeutet (Bundestag, 2009; DB, 2019). Die PSBM werden mittels computergesteuerter Spezialfahrzeugen 1-mal jährlich ausgebracht (Bundestag, 2009).

Neben der Landwirtschaft und dem Bahnbetrieb wird Glyphosat im Frühling und Sommer auch von Kommunen zur Kontrolle von Grünflächen, sowie von Privatleuten für Gärten und Wege eingesetzt. Insgesamt sind in Deutschland 107 Produkte zugelassen, die als Wirkstoff Glyphosat enthalten, wobei nicht alle im Haus- und Kleingartenbereich angewendet werden dürfen (BVL, 2019)

Die Anwendung von PSBM auf kommunaler Ebene ist abhängig davon, ob eine Fläche Kulturland oder Nicht-Kulturland ist. Auf Kulturland, landwirtschaftlichen gärtnerischen oder forstwirtschaftlichen Flächen ist eine Verwendung erlaubt, während auf Nicht-Kulturland wie Straßen, Wege, Spielplätze etc. eine Ausnahmeerlaubnis gemäß § 12 Absatz 2 PflSchG

für den Einsatz von PSBM benötigt wird. Dies trifft sowohl auf Glyphosat als auch auf Mecoprop zu.

Jede Kommune kann dabei eigens entscheiden, ob sie bei den Kulturlflächen auf PSBM zurückgreift oder eine Ausnahmeerlaubnis für Nicht-Kulturlandflächen beantragt. Im Regelfall basiert die Pflege von kommunalen Grünflächen auf mechanischen Methoden, wie dem Unkraut jäten, mähen etc. oder physikalischen Methoden, wie einer thermischen Behandlung mit Dampf oder Feuer. In NRW besteht jedoch seit dem 06.01.2014 ein Erlass, wonach für Glyphosat keine Genehmigungen erteilt werden (PflSchG, 2012; Landwirtschaftskammer NRW, 2014).

Mecoprop

Genauso wie Glyphosat findet 2-(4-Chlor-2-methylphenoxy)-propionsäure bzw. Mecoprop (MCP) Einsatz in der Landwirtschaft. Bei MCP handelt es sich um Wuchsstoff-Herbizid der Gruppe Phenoxy-carbonsäuren (auch Phenoxy-Phytohormone). MCP ist ein Gemisch aus zwei Stereoisomeren, wobei nur das (R)-(+)-Enantiomer - Mecoprop-P (MCP-P) - als Herbizid aktiv ist. Die Wirkung dieser Art der Herbizide liegt in einem vermehrten undifferenzierten Wachstum von breitblättrigen Unkräutern, welcher u.a. zu einer Schädigung der Gefäße, einem Nährstoffmangel und einem Absterben der Pflanze führen (Wexler, 2014). In Deutschland sind zur Zeit 20 PSBM-Produkte zugelassen, die MCP bzw. häufig auch nur MCP-P als Wirkstoff enthalten (BVL, 2019).

MCP-P-haltige PSBM werden u.a. zur Beseitigung von Klettenlabkraut, Vogelmiere und Ehrenpreis bei Sommer- und Winterweizen verwendet. Das selektive Herbizid wird bei Sommer-, als auch beim Winterweizen nach dem Feldaufgang im Frühling und Sommer gespritzt (National Assessment- Germany, 2015).

Für urbane Regionen ist vor allem die Verwendung von MCP in Bitumenbahnen relevant und in PSBM für den kommunalen und privaten Bereich, wie bspw. für die Rasenpflege. In Bitumenbahnen, welche als Dichtung für Dächer aber auch Fundamente eingesetzt werden, dient es seit über 20 Jahren als Durchwurzelungsschutz. Dort werden hauptsächlich Ester von MCP eingesetzt, welche je nach Herstellerempfehlung zu einem Anteil von 0,4 bis 1,0 % dem Bitumen beigefügt werden. Bekannte Durchwurzelungsschutzmittel sind Preventol® B2 und Herbitect®, wobei Hersteller lange Zeit hauptsächlich Preventol® B2 einsetzen (Burkhardt *et al.*, 2009). In Deutschland wurde der Einsatz von Mecoprop in Bitumen kaum untersucht, weshalb nur eine Orientierung an Daten aus der Schweiz möglich ist. Nach Burkhardt *et al.* (2009) werden in der Schweiz jährlich 5 Mio. m² Flachdächer gebaut, wobei für 55 - 60 % der Flachdächer wurzelfeste Bitumenbahnen eingesetzt werden.

Eigentlich ist der Einsatz solcher Dachpappe nur notwendig, wenn eine Begrünung der Dachfläche vorgesehen ist. Häufig wird MCPP-haltiges Material jedoch auch auf Nackt- und Kiesdächern verwendet. Zudem werden wurzelfeste Bitumendichtungsbahnen auch im Tiefbau für die Abdichtung von Fundamenten, begrünten Tiefgaragendächern und Tunnelwänden verwendet, weshalb von einer jährlichen Verbrauchsmenge von MCPP für den Durchwurzelungsschutz von 40 – 50 t ausgegangen wird (Burkhardt, Zuleeg, *et al.*, 2009).

Diuron

Diuron gehört zu den Harnstoffderivaten. Es hemmt die Photosynthese von Mikroorganismen und Pflanzen, indem es die Sauerstoffproduktion verhindert und den Elektronentransport im anoxygenen Photosystem Typ II blockiert (Giacomazzi *et al.*, 2004).

Diuron ist per se als Wirkstoff für Pflanzenschutzmittel in der EU zugelassen, doch sind in den vielen europäischen Ländern keine PSBM mit diesem Wirkstoff erlaubt. Zu diesen Ländern gehört auch Deutschland, sodass Diuron in der deutschen Landwirtschaft keine Anwendung findet (EG, 2009; BVL, 2016; EU Pesticide Database, 2016).

Diuron wird jedoch als Biozid in Baumaterialien verwendet. Beispielsweise wird es in Fassadenfarbe als Algizid – zur Bekämpfung von Algen - eingesetzt (Burkhardt, Junghans, *et al.*, 2009) oder in Dachfarben (UBA, 2009). Zudem wurde Diuron - wie Glyphosat heute - bis Ende der 90er Jahre zur Behandlung von Gleisen verwendet (Bundestag, 2009).

Die Formen der Verwendung und die Art der Freisetzung bedeuten, dass eine Belastung durch die drei PSBM zu unterschiedlichen Jahreszeiten zu erwarten ist. Da Glyphosat sowohl landwirtschaftlich als auch als urbanes Pestizid eingesetzt wird, ist mit einer Emission vom Frühjahr bis zum Spätherbst zu rechnen. Eine monatspezifische Belastung lässt sich allgemein gültig nicht definieren. Eine Belastung durch Mecoprop ergibt sich aufgrund der Verwendung in Bitumenbahn in Abhängigkeit von Regenereignissen das ganze Jahr über, wobei im Sommerhalbjahr zusätzlich eine höhere Belastung durch die zusätzliche Anwendung als PSBM in der Landwirtschaft und im Garten zu erwarten ist. Die Freisetzung von Diuron erfolgt aufgrund seiner Verwendung in Baumaterialien ganzjährig in Abhängigkeit von Regenereignissen. Tabelle 5 zeigt die PSBM-Konzentrationen in urbanen Regenabflüssen aus der Literatur.

Tabelle 5: PSBM-Konzentrationen in urbanen Niederschlagsabflüssen aus Literatur

Mecoprop (µg/L)	Glyphosat (µg/L)	AMPA (µg/L)	Diuron (µg/L)	Anmerkungen	Quelle
MW: 0,51 Max: 6,9	MW: 0,43 Max: 4,6	MW: 0,12 Max: 0,76	MW: 0,08 Max: 0,6	Berlin: Regenkanal	(Wicke <i>et al.</i> , 2017)
MW: 1,9 Max: 6,8	-	-	-	Schweiz: Regenkanal 10 ha EZG (Siedlung)	(Burkhardt <i>et al.</i> , 2009)
< 0,15	-	-	Max: 10	Straßen- & Hofablauf	(Welker, 2004)
MW: 0,003	MW: 0,34	MW: 0,82	MW: 1,2	Frankreich: 3 urbane EZG je > 30 ha, Regenkanal	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)
-	-	-	MW: 0,023 Max: 0,043	Frankreich: Regenkanal	(Clara <i>et al.</i> , 2014)
-	MW: 1,5 Max: 3,5	MW: 0,4 Max 1,2	-	Schweiz: Mai/Juni Regenkanal (Werte aus Grafik)	(Hanke <i>et al.</i> , 2010)

Eine aktuelle und umfangreiche Monitoringstudie wurde von Wicke *et al.* (2017) in Berlin durchgeführt. Über den Zeitraum von einem Jahr wurden für fünf verschiedene Einzugsgebiete (EZG) der Regenwasserabfluss in der Trennkanalisation beprobt und eine Mischprobe pro Regenereignis erstellt. Das EZG Altbau weist Block- und Blockrandbebauung der Gründerzeit sowie der 20er und 30er Jahre auf. Im Neubaugebiet ist eine hohe Bebauung der Nachkriegszeit (Plattenbauten) und Siedlungsbebauung seit 1990 vorzufinden. Als weiterer Typ wurde ein EZG untersucht, das sich hauptsächlich durch niedrige Bebauung durch Einfamilienhäuser mit Hausgärten und Villen mit parkartigen Gärten auszeichnet. Das vierte untersuchte Gebiet ist ein Gewerbegebiet und weist eine Bebauung mit überwiegender Nutzung durch Gewerbe, Industrie, Handel auf. Zudem wurde auch ein Straßengebiet mit einer Verkehrsdichte > 7.500 Fahrzeugen/Tag gewählt.

Für Glyphosat liegt der Mittelwert aller Messungen und aller Standorte bei 0,43 µg/L. Die maximale Konzentration mit 4,6 µg/L wurde im EZG Altbau gemessen. Die maximale Konzentration von Glyphosat für den Straßenabschnitt lag bei 0,84 µg/L. Glyphosat wurde für alle EZG in mehr als 90 % der Fälle über der Bestimmungsgrenze (BG) gefunden. AMPA

wurde nur in 40 % der Proben gefunden und die maximale Konzentration wurde für das Gewerbegebiet mit 0,76 µg/L bestimmt.

Der Mittelwert für Diuron lag bei 0,08 µg/L. Die maximale Konzentration an Diuron wurde im EZG Altbau gefunden, wobei bei diesem EZG 21 von 23 Proben Konzentrationen über dem BG enthielten. Dagegen war kein Diuron im Neubaugebiet zu finden. Für das EZG Straße wurde in 5 von 14 Proben Konzentrationen über der BG nachgewiesen und das maximale Konzentrat lag bei 0,26 µg/L.

Für Mecoprop wurde ein Mittelwert von 0,51 mg/L bestimmt und die maximale Konzentration lag bei 6,9 µg/L im Altbaugebiet. In allen bis auf dem EZG Straße war es in über 90 % der Proben enthalten; in den 14 Regenwasserproben war es in keiner oberhalb der BG auffindbar.

Zusätzlich zu den Konzentrationen hat Wicke et al. (2017) auch die Fracht für einige Schadstoffe berechnet. Für Berlin liegt die Fracht von Mecoprop im Regenwasserabfluss bei 106±21 kg/a. Untersuchung in Österreich haben Frachten für Diuron von Verkehrsflächen berechnet, wonach diese zwischen 0,042 und 0,31 g/(ha·a) liegen (Clara et al., 2014).

Belastung von Oberflächengewässern

Im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden für prioritäre Stoffe (33 +12) Umweltqualitätsnormen festgelegt, um die Belastung der Oberflächengewässer bewerten zu können. Glyphosat gehört bis jetzt nicht zu den prioritären Stoffen. Da eine Aufnahme in die Liste immer wieder diskutiert wird, gibt es auch für Glyphosat Vorschläge für die Umweltqualitätsnormen (Eberle, 2016; UBA, 2017). Einen Überblick über die verschiedenen Richtwerte gibt Tabelle 6. Zusätzlich sind in Tabelle 7 die PSBM-Konzentrationen in Oberflächengewässern aufgeführt. Die höchsten Konzentrationen wurden für Glyphosat gemessen. Aber auch für seinen Hauptmetaboliten wurden z.T. hohe Konzentrationen festgestellt. Dabei ist zu beachten, dass AMPA nicht nur ein Metabolit von Glyphosat, sondern auch von phosphorhaltigen Haushaltsreinigern und Industrieprodukten ist. Insofern können die gemessenen AMPA-Konzentrationen nicht nur auf eine Glyphosat-Belastung zurückgeführt werden (Lanuv, 2013).

Tabelle 6: Grenz- und Richtwerte nach (Eberle, 2016; UBA, 2017) : UQN=Umweltqualitätsnorm, JD- = Jahresdurchschnitt, ZHK = zulässige Höchstkonzentration

Richtwerte	Mecoprop	Glyphosat	AMPA	Diuron
	(µg/L)			
JD-UQN	0,1	28 (Vorschlag)	452 (Vorschlag)	0,2
ZHK-UQN-V	-	83,1	4520	0,2
Empfehlung LAWA	-	-	1	-
Trinkwassergrenzwert	0,1	0,1	-	0,1

Tabelle 7: PSBM-Konzentrationen in Oberflächengewässer aus der Literatur

Mecoprop (µg/L)	Glyphosat (µg/L)	AMPA (µg/L)	Diuron (µg/L)	Anmerkungen	Quelle
	MW: 0,05-0,08 Max: 0,1-0,29	MW: 0,42-0,99 Max: 0,86-2,02		Deutschland, Ruhr 3 Messstellen 2011	(Lanuv, 2013)
0,08-0,8	0,01-5,7	0,07-1,2	0,01-0,1	Berlin, Panke (abgelesene Werte)	(Wicke <i>et al.</i> , 2017)
Max: 0,47	-	-	Max: 0,052	Schweiz	(Wittmer <i>et al.</i> , 2014)
	MW: 0,1 Max: 1,1	MW: 0,51 Max: 0,82		Main	(HLUNG, 2017)
	Max: 4,7			Deutschland	(UBA, 2016b)
Max: 0,018	Max: 0,15	-	Max: 0,026	Elbe 2017	(FGG Elbe, 2019)

Anhand von Konzentrationen lassen sich über Modellrechnungen die Frachten von PSBM in Gewässern abschätzen. Hanke et al. (2010) haben für einen Zeitraum von April bis Ende November ein Oberflächengewässer, welcher den Abfluss eines 25 km² großen hydrologischen EZG in der Schweiz bestehend aus 75 % Landwirtschaftsfläche und 2 Siedlungen (ge-

samt 12.000 Einwohner) darstellt, untersucht. Für einen Zeitraum von 8 Monaten berechneten sie eine Fracht von 1,9 kg Glyphosat und konnten zudem feststellen, dass 60 % auf urbane Quellen zurück zu führen sind (Hanke et al., 2010).

Das UBA (2016) hat für einige relevante Stoffe, darunter auch Diuron, die Frachten in Flüssen modelliert. Die Fracht für die Flussgemeinschaft Elbe liegt Modellierungen zur Folge bei 250 kg im Jahr 2008. Es wird davon ausgegangen das knapp 70 % aus urbanen Systemen eingetragen werden und ca. 30 % aus Kläranlagen stammen (0 % aus industriellen Direktleitungen). Die Modellierung der Diuron-Fracht im Rhein ergab 656 kg/a, wobei 43 % über urbane Systeme eingetragen werden und der Rest über kommunale Kläranlagen in den Rhein gelangt. In Abbildung 7 sind die Anteile der verschiedenen Eintragspfade für die Gesamtfracht für die untersuchten Fließgewässer dargestellt (UBA, 2016a).

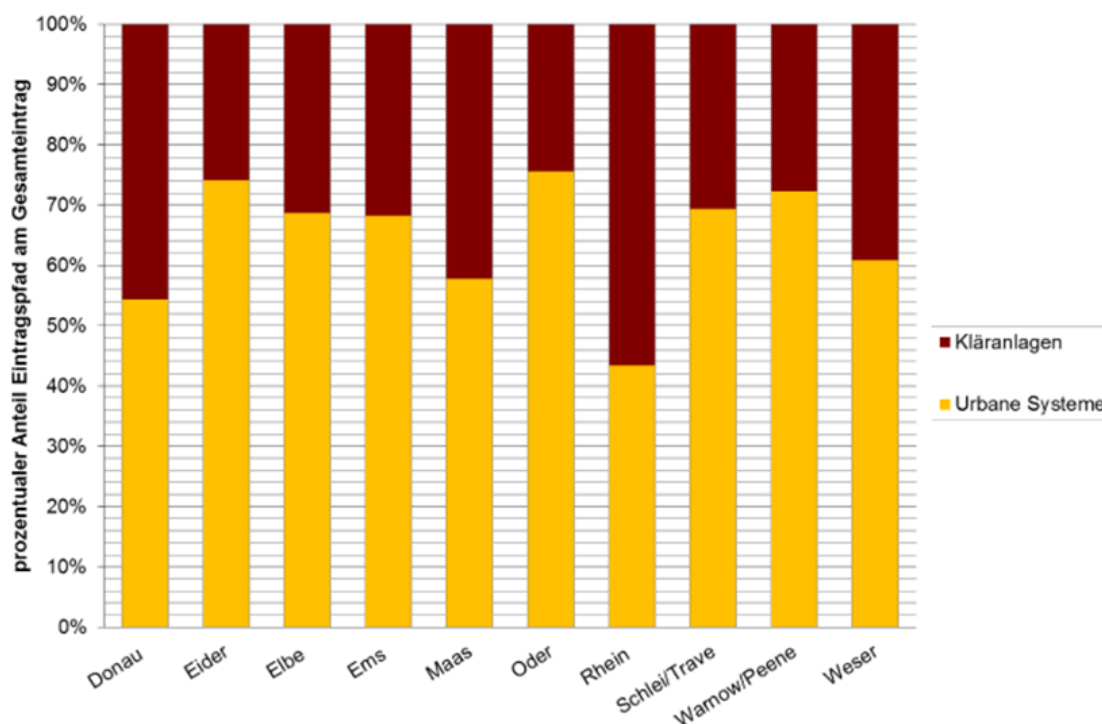


Abbildung 7: Modellierung von Diuron-Frachten nach Eintragspfad für 2008 (UBA, 2016a)

2.5 Erkenntnisse aus bisherigen Untersuchungen

In den vom MKULNV NRW geförderten Forschungsvorhaben ‚Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse‘ (Wichern et al., 2017) wurde der Rückhalt gelöster organischer Stoffe in TRF untersucht. Ziel war die Entwicklung eines Verfahrens zur Reduktion

von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) sowie Methyl-tert-butylether (MTBE) bzw. Ethyl-tert-butylether (ETBE) aus Verkehrsflächenabflüssen im großtechnischen Maßstab. Grundlage bildeten Erkenntnisse aus Laborversuchen, in denen die Rückhaltekapazität verschiedener Materialien und Materialgemische für die organischen Spurenstoffe getestet wurden. Die besten Rückhalte wurden für die Filtermaterialien Braunkohlekoks, Aktivkohle sowie Sorp2 (Mischung aus Aluminiumoxid und Porenbeton) erzielt. Mit der Kombination der drei Materialien (18 cm Sorp2, 12 cm Aktivkohle, 12 cm Braunkohlekoks) konnte der effektivste Filteraufbau ermittelt werden. Es wurden mittlere Rückhalte über drei Regenspenden (2,5 L/(s·ha), 6,0 L/(s·ha), 25 L/(s·ha)) von 98 % MKW, 99 % PAK, 73 % MTBE, 70 % Zink und 88 % Kupfer erzielt. Die mit MKW, PAK, MTBE, Kupfer und Zink vorbeladenen Materialkombinationen wurden Untersuchungen zum Rücklöseverhalten unter Salzeinfluss unterzogen. Dabei wurde festgestellt, dass besonders das als Auftausalz eingesetzte Calciumchlorid zu einer erhöhten Remobilisierung von MKW, MTBE sowie Zink führte.

Die im Labor getestete Filterkombination wurde in das System Filta Pex Standard (Pecher Technik GmbH) eingebracht und an zwei Standorten für einen Zeitraum von etwa sechs Monaten getestet. Eine vollständige Bilanz für die Spurenstoffe gelang nicht vollständig. Beispielsweise kam es für die Schwermetalle zu einer Gesamtbilanz größer 100 %. Im Zulauf des Gesamtsystems wurden im Untersuchungszeitraum Regenereignisse mit einer Fracht von 35,7 g Kupfer sowie 207 g Zink analysiert. Etwa 47 % des Kupfers und 21 % des Zinks wurden in der Sedimentationsstufe, 8 % des Kupfers sowie 5 % des Zinks in der Filterstufe zurückgehalten. Damit erzielte das Gesamtsystem einen Rückhalt von 55 % für Kupfer sowie 26 % für Zink.

Laborversuche zur Restkapazität der Filtermaterialien aus den großtechnischen Filtern zeigten, bei paralleler Aufbringung der Schadstoffe gemittelt über die drei Regenspenden (2,5 l/(s·ha), 6,0 l/(s·ha), 15 l/(s·ha)) Rückhalte von 95 % MKW, 98 % PAK, 81 % MTBE, 82 % Zink und 78 % Kupfer (Wuppertal). Auch die Ergebnisse der Feldsäule des Standorts Mönchengladbach wiesen einen guten Rückhalt von 94 % MKW, 90 % PAK, 81 % MTBE, 85 % Zink und 86 % Kupfer auf. Eine Remobilisierung der Stoffe aufgrund der Einwirkung von Auftausalz konnte nur in sehr geringem Maße festgestellt werden. Die hohen Restkapazitäten konnten in den großtechnischen TRF aufgrund der schnellen Kolmation der Filter nicht genutzt werden. Der Kolmation kann nur durch einen hohen betrieblichen und kostentechnischen Aufwand entgegengewirkt werden.

3 Material und Methoden

3.1 Allgemeines

Im Rahmen des Forschungsprojektes ReWaFil wurden verschiedene Arten von Untersuchungen durchgeführt. Zur Identifizierung der Schadstoffbelastung Einzugsgebiet wurden an verschiedenen ausgewählten Orten stichprobenartig Straßenstäube gesammelt. Ferner wurden verschiedene potenzielle Filtermaterialien auf ihre Unbedenklichkeit hin untersucht. Dies ist notwendig, um eine unbeabsichtigte Freisetzung von Schadstoffen aus den Materialien heraus zu unterbinden. Weiterhin haben Untersuchungen zum Rückhalt von gelösten Stoffen stattgefunden und Versuche zum Rückhalt von feinpartikulären Stoffen in einer halbtechnischen Versuchsanlage. Die Ziele, Abgrenzungen der Versuche untereinander, sowie die eingesetzten Materialien werden in diesem Kapitel zunächst aufgezeigt. In Abbildung 9 sind die verschiedenen Untersuchungen zunächst mit ihren Zielen und den Wechselwirkungen mit anderen Untersuchungspaketen dargestellt.

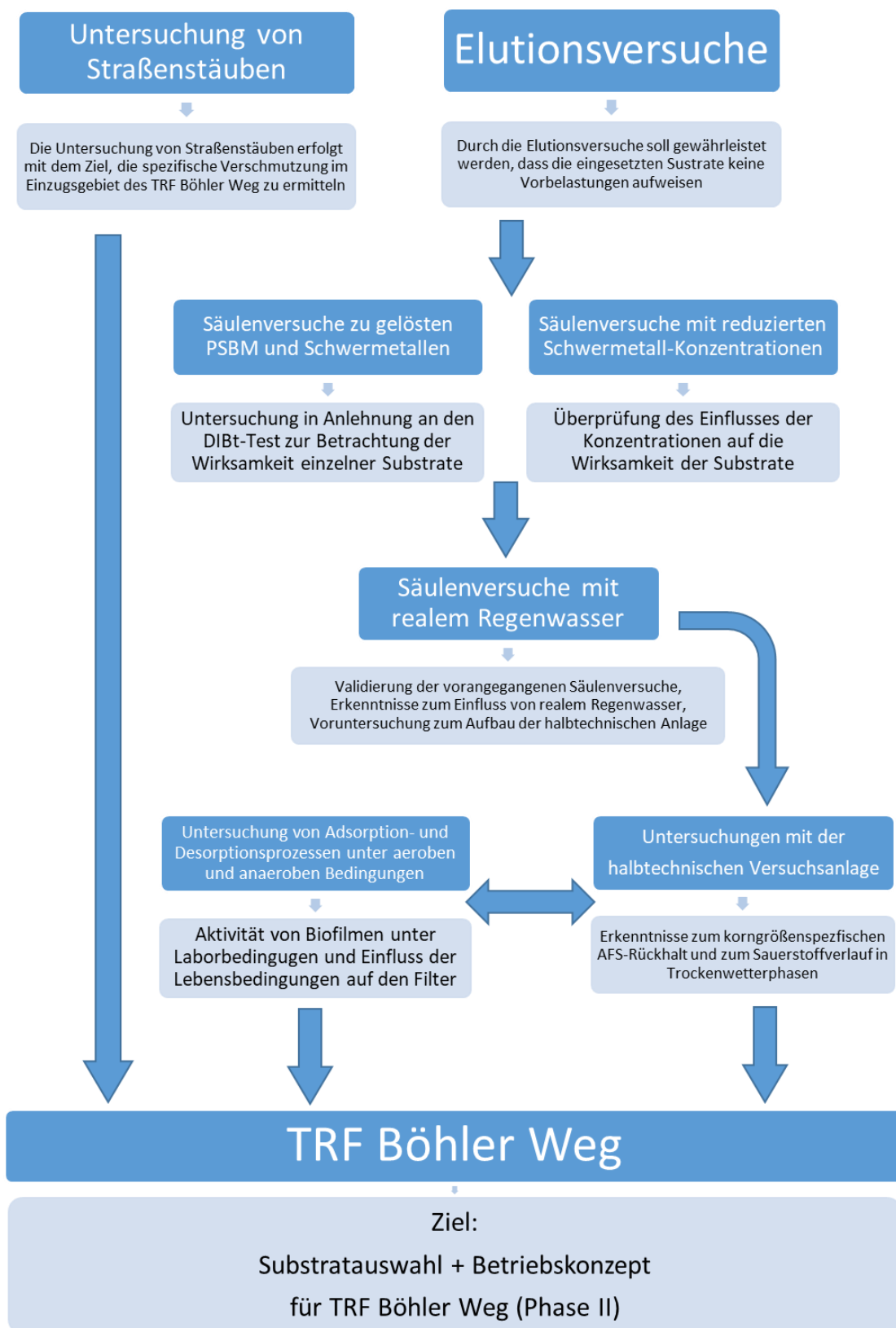


Abbildung 8: Darstellung aller Untersuchungen im Projekt ReWaFil Phase I

3.2 Straßenstäube

Durch Hemmnisse bei der großvolumigen Probenahme im Einzugsgebiet des TRF Böhler Weg wurde die Schadstoffbelastung durch stichprobenartige Sammlungen von Straßenstäuben ermittelt. Es ist bekannt, dass Straßenabflüsse und Straßenstäube verschiedene Sieblinien haben, da einerseits nicht alle Partikel abflusswirksam sind und andererseits es neben Agglomeration und Scherverhalten noch weitere Prozesse gibt, die Einfluss auf die Korngröße haben. Trotzdem geben die Sammlungen wertvolle Hinweise auf die im Einzugsgebiet vorliegenden Schadstoffe und deren Fraktionierung.

3.2.1 Sammlung

Die Sammlung der fahrbahnbürtigen Feststoffe erfolgte händisch, das heißt mit Besen, Handfegern, Pinseln und Staubsauger (Makita Werkzeug GmbH, Typ DVC862L). Auf der L418 in Wuppertal erfolgte in Fahrtrichtung Elberfeld zusätzlich eine Sammlung mittels Straßenkehrmaschine, bei welcher auf den Einsatz von Wasser verzichtet wurde.

3.2.2 Fraktionierung

Vor einer Fraktionierung der Straßenstäube wurden die Feststoffe bei 40 °C getrocknet. Es wurde bewusst eine niedrige Temperatur gewählt, um ein Verdampfen von organischen Stoffen zu unterbinden. Die Siebung erfolgte trocken, da ein Auslaugen von Schadstoffen vermieden werden sollte. Die dadurch zu erwartende, nicht vollständige Abtrennung der Feinstfraktion von den gröberen Fraktionen ist bekannt.

Der gesamte Ablauf der Siebung ist in Abbildung 9 dargestellt.

Zunächst wurde eine Grobsiebung mit einer Analysensiebmaschine (HAVER EML 400-82, Fa. Haver & Becker OHG) durchgeführt. Dabei wurden Siebe mit einem Durchmesser von 400 mm und Maschenweiten von 8 mm, 4 mm und 2 mm gewählt. Die Siebdauer betrug je nach aufgebrauchter Masse 5 bis 10 min, der intermittierende Betrieb wurde auf 1 und die Schwingungsintensität auf 2 eingestellt. Der Anteil an Grobstoffen > 8 mm wurde dokumentiert, der Glühverlust bestimmt und anschließend verworfen. Von den Fraktionen 4-8 mm sowie 2-4 mm wurden Masse und Glühverlust bestimmt.

Die Fraktion kleiner 2 mm wurde mittels Riffelteiler (Typ HAVER RT, Firma HAVER & BOECKER OHG) in Portionsgrößen von etwa 100 g aufgeteilt.

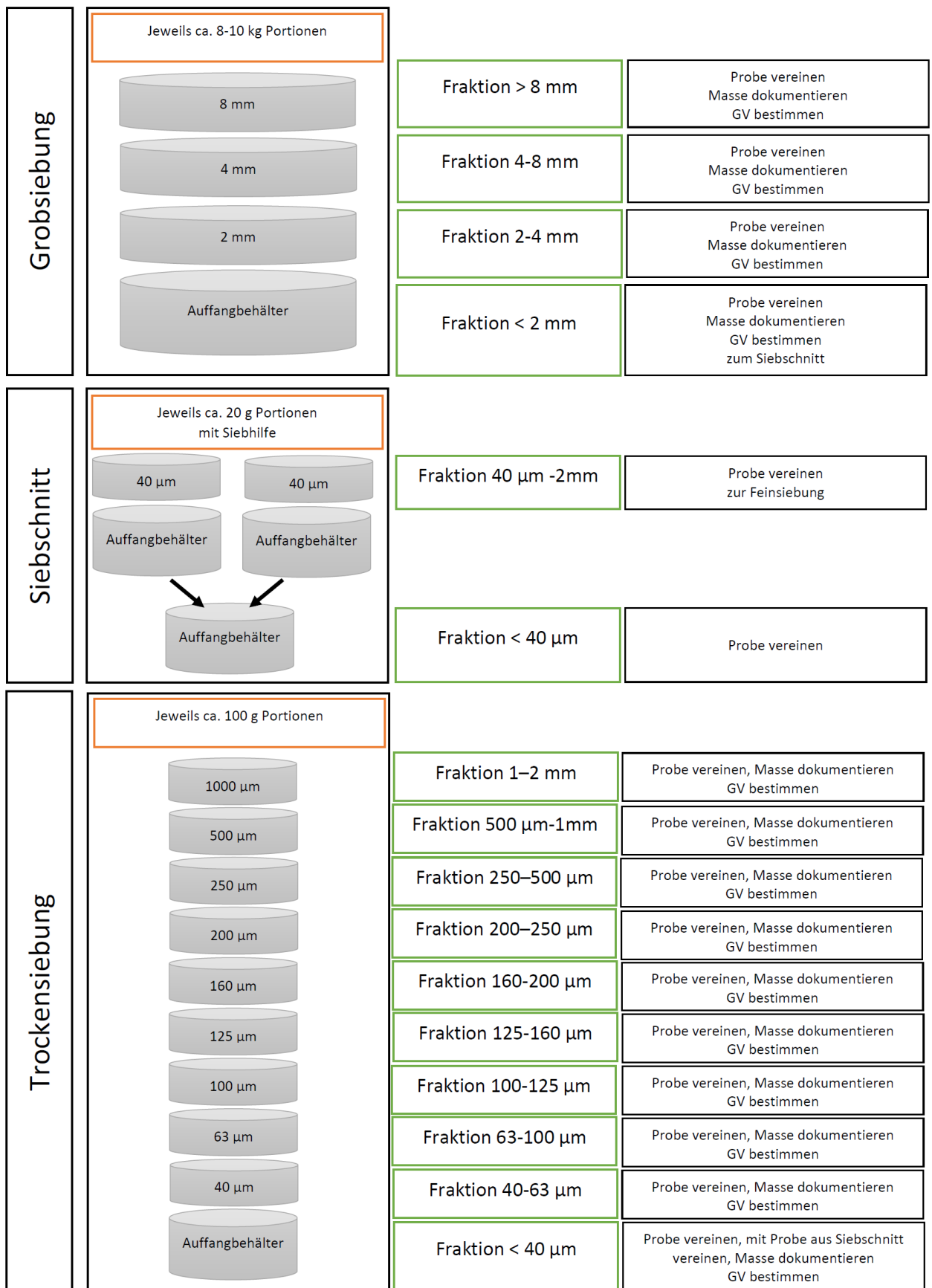


Abbildung 9: Ablauf der Methode der Siebung zur Korngrößenverteilung

Für die folgenden Siebungen wurde eine Siebmaschine (Firma Retsch, Typ AS 200 control) verwendet. Um die Feinstfraktion möglichst gut quantifizieren zu können, wurde ein Siebschnitt durchgeführt. Dieser erfolgte mit einem 40 µm Sieb und Siebhilfe (10 Steatitkugeln, Durchmesser 6 mm). Die Siebdauer betrug 5 min, das Intervall 10 s und die Amplitude 1,2 mm. Eine 100 g Portion der Fraktion < 2 mm wurde in 4 Siebungen à 25 g durchgeführt. Nach dem Ablauf der Siebdauer wurde die Fraktion größer 40 µm entnommen und der nächste Siebschnitt begonnen. Die Fraktionen größer 40 µm wurden vereint.

Die eigentliche Fraktionierung erfolgte mit der Fraktion zwischen 40 und 2000 µm. Die eingesetzten Siebe (40 µm, 63 µm, 100 µm, 125 µm, 160 µm, 200 µm, 250 µm, 500 µm sowie 1000 µm) wurden vor dem Einsatz getrocknet. Die vereinte Feststofffraktion wurde vollständig auf das 1000 µm Sieb aufgegeben und 5 min mit einem Intervall von 10 s und einer Amplitude von 1,2 mm gesiebt. Die Fraktion kleiner 40 µm wurde mit der Fraktion kleiner 40 µm des Siebschnitts gemischt. Falls mehrere 100 g Portionen nach der Probenteilung mittels Riffelteiler gesiebt wurden, wurden diese fraktionsrein vereint und die Gesamtmasse bestimmt.

3.2.3 Messungen mittels Partikelanalysator (statische Bildanalyse)

Die gesammelten und gesiebten Stäube wurden mittels automatisierter statischer Bildanalyse (Morphologi GESE-ID, Firma Malvern Panalytical GmbH) untersucht. Dafür wurde eine definierte Menge des trockenen Feststoffs (normalerweise 3 mm³) durch einen Druckluftstoß (1 bar, 20 ms Injektionsdauer) mit Hilfe einer Dispergiereinheit auf einen Glasträger aufgetragen. Nach einer Absetzphase von 600 s konnten die Messungen gestartet werden. Zur besseren Darstellung dreidimensionaler Partikel wurde ein z-stack durchgeführt, dabei wurden oberhalb sowie unterhalb der fokussierten Ebene ein oder zwei weitere Aufnahmen gemacht. Beim 50fach Objektiv wurden zwei Ebenen oberhalb des Fokus in insgesamt 6,1 µm Abstand und eine Ebene unterhalb des Fokus in 3,1 µm Abstand, beim 10fach Objektiv eine Ebene oberhalb und eine Ebene unterhalb des Fokus jeweils im Abstand von 12,2 µm und beim 2,5fach Objektiv eine Ebene oberhalb des Fokus im Abstand von 196 µm gemessen.

Aufgrund der verschiedenen Größenbereiche der Partikel wurden die Messungen mit verschiedenen Objektiven (50fach, 10fach und 2,5fach) durchgeführt. In Abbildung 10 sind die verschiedenen Größenbereiche der einzelnen Objektive abgebildet.

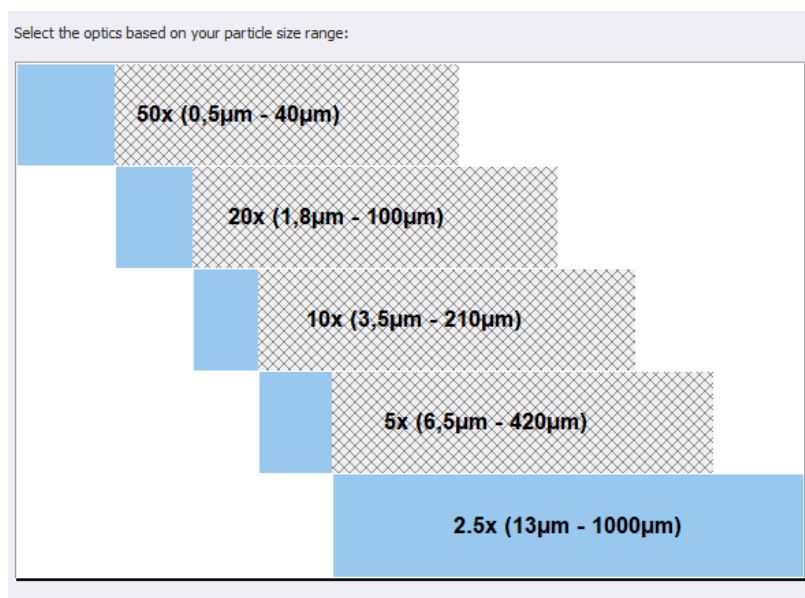


Abbildung 10: Vergleich der Größenbereiche der verschiedenen Objektive des Malvern Morphologi GESE-ID (Morphologie Software)

Es wurde auf einen automatisierten Objektivwechsel verzichtet. Voruntersuchungen haben gezeigt, dass die Objektive aber im unteren als auch oberen Messbereich Minderbefunde in der Partikelanzahl aufweisen. Daher wurden mit den ausgewählten Objektiven Einzelmessungen durchgeführt, welche zu einer Gesamtmessung kombiniert wurden. Der Übergang der Objektive erfolgte auf Basis der Anzahl an Partikeln in einzelnen, definierten Partikelgrößenklassen. Normalerweise lag der Übergangsbereich vom 50fach zum 10fach Objektiv im Bereich von 20 bis 35 μm und vom 10fach zum 2,5fach Objektiv bei 63 bis 100 μm Kreisäquivalentsdurchmesser.

3.2.4 Auswertestrategie der Messungen mittels Partikelanalysator

Jeder Partikel wurde mit Hilfe einer Digitalkamera aufgenommen, vermessen und anschließend verpixelt. Aus der entstehenden Fläche wurde ein Kreis mit äquivalenter Fläche (Kreisäquivalent) berechnet. Von diesem wurde der Durchmesser (CE Diameter) angegeben. Ferner wurden u. a. Weite sowie Länge des Partikels angegeben. Dies geschieht, indem senkrecht aufeinanderliegende Haupt- und Nebenachsen eingezeichnet wurden, welche durch das Massezentrum des Partikels gehen. Parallel zur Haupt- und Nebenachse wurden nun im weitesten Abstand Linien eingezeichnet. Der Abstand der so gebildeten Linien an der Hauptachse entspricht der Länge, die der Nebenachse der Weite des Partikels (Abbildung 11).

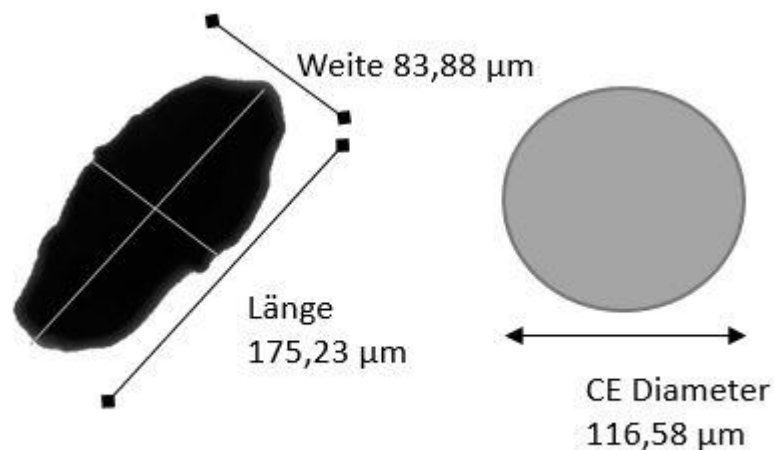


Abbildung 11: Bestimmung der Haupt- und Nebenachse sowie von Länge, Weite und CE Durchmesser durch das Morphologi G3SE-ID

Klassischerweise wird der CE Durchmesser zur weiteren Auswertung verwendet. Es zeigte sich aber, dass bei Vergleichen zwischen Siebung und Partikelanalyse dieser Ansatz nicht zielführend war. Ferner zeigte sich, dass die Maschenweite der Siebe nicht für einen Vergleich geeignet war. Daher wurden verschiedene Auswerteverfahren erprobt und bewertet.

Die Maschenweite ist definiert als der innere Abstand zwischen zwei Drähten in einem Sieb. Die Diagonale entspricht dem $\sqrt{2}$ -fachen der Maschenweite. Bei einer Maschenweite von 100 µm hat die Maschendiagonale einen Wert von 141,4 µm.

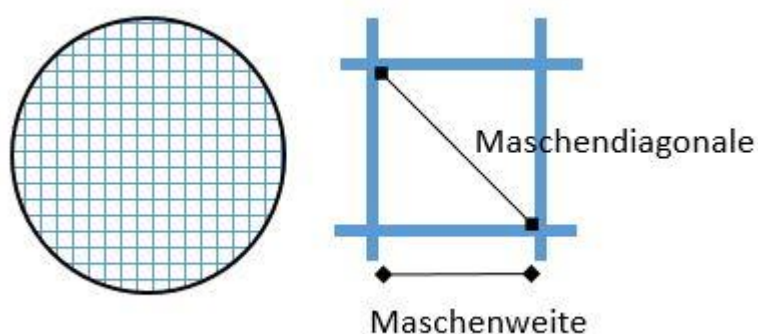


Abbildung 12: Vergleich von Maschenweite und Maschendiagonale bei Analysesiebenen

Die Aufweitung des Durchgangs um bis zu 41 % ist essenziell, da nicht alle Partikel ein Weite-zu-Länge-Verhältnis von 1 besitzen. Liegt das Verhältnis bei 0,636, so können Partikel mit einer Länge von 117,2 µm das Sieb passieren. Bei einem Verhältnis von 0,074 sogar Partikel mit einer Länge von 135,9 µm.

Tabelle 8: Beschreibung der Auswertemethoden zum Vergleich „Siebung zu Partikelanalyse“

Bezeichnung	KenngroÙe Partikel	KenngroÙe Sieb
CE-MW	CE Diameter	Maschenweite des Siebes
W-MW	Weite des Partikels	Maschenweite des Siebes
CE-1,1-MW	CE Diameter	1,1· Maschenweite des Siebes
W-1,1-MW	Weite des Partikels	1,1· Maschenweite des Siebes
CE-1,2-MW	CE Diameter	1,2· Maschenweite des Siebes
W-1,2-MW	Weite des Partikels	1,2· Maschenweite des Siebes
CE-1,3-MW	CE Diameter	1,3· Maschenweite des Siebes
W-1,3-MW	Weite des Partikels	1,3· Maschenweite des Siebes
CE-MD	CE Diameter	Maschendiagonale des Siebes
W-MD	Weite des Partikels	Maschendiagonale des Siebes

Die Auswertung der Reinheit der Siebungen erfolgte mittels Partikelanalyse. Dabei wurde jede Fraktion einzeln mit mehreren Objektiven vermessen und zu jeweils einer Messung zusammengefügt (Kapitel 3.2.3). Jeder Datensatz wurde mit zehn verschiedenen Methoden (Tabelle 8) ausgewertet, um idealerweise eine Vergleichbarkeit zwischen Siebung und Partikelanalyse zu erzielen. Dabei wurde in fünf Varianten mit dem CE Diameter und in fünf Varianten mit der Weite des Partikels gearbeitet. Ferner unterschieden sich die Auswertemethoden in fünf verschiedenen Werten für die KenngroÙe des Siebes. Dabei wurde zwischen der Maschenweite und der Maschendiagonale auch die Schritte 1,1·Maschenweite, 1,2·Maschenweite und 1,3·Maschenweite untersucht.

Tabelle 9: Exemplarische Auswertung der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld, Fraktion 500-1000 μm nach der Methode CE-MW

Größenfraktion	Dichte (mg/mm ³)	SE Volume (μm^3)	SE Volume (mm ³)	Berechnete Masse (μg)	Massenanteil (%)
<40 μm	2,459	19392499	0,019392	47,69	0,14%
40-63 μm	2,567	8385120	0,008385	21,52	0,07%
63-100 μm	2,560	7704106	0,007704	19,72	0,06%
100-125 μm	2,609	10498678	0,010499	27,39	0,08%
125-160 μm	2,610	15148908	0,015149	39,54	0,12%
160-200 μm	2,665	14006587	0,014007	37,33	0,11%
200-250 μm	2,652	0	0	0	0,00%
250-500 μm	2,688	80000384	0,08	215,0	0,65%
500-1000 μm	2,71	1,204E+10	12,04069	32630	98,76%
Unterkorn					1,23%
Normalkorn					98,76%
Überkorn					0,00%

Der Datensatz der Partikelmessung wurde in unterschiedliche Größenfraktionen, welche den Siebweiten des Siebturms entsprachen, klassifiziert. Für jede Größenfraktion wurde das Volumen der in dieser Fraktion zugehörigen Partikel aufsummiert, mit der Dichte dieser Fraktion multipliziert, so dass eine Masse berechnet werden konnte. Die Massen der einzelnen Klassen wurden in Massenanteile umgerechnet. Die Massenanteile der einzelnen Klassen wurden als Unterkorn, Normalkorn bzw. Überkorn definiert und in diese Gruppen zusammengefasst. Tabelle 9 zeigt exemplarisch die Auswertung nach der Methode CE-MW der Siebfraktion 500-1000 μm der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld. Nach dieser Auswertemethode befindet sich 98,76 % der Masse im Normalkorn und 1,23 % der Masse im Unterkorn. Der Hauptanteil des Fehlkorns liegt dabei mit 0,65 % in der Fraktion 250-500 μm .

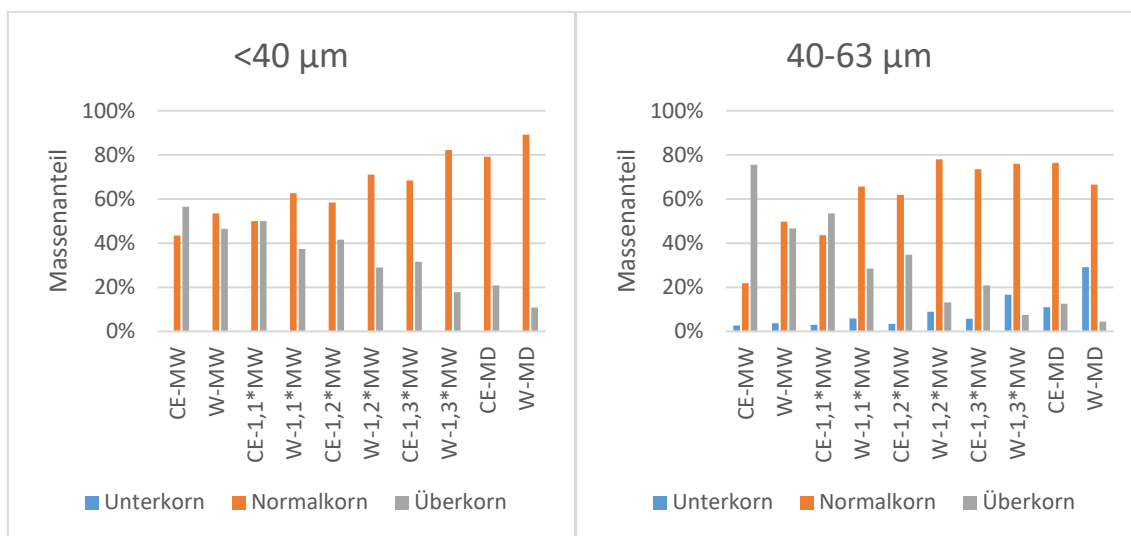


Abbildung 13: Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfractionen <40 µm und 40-63 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn

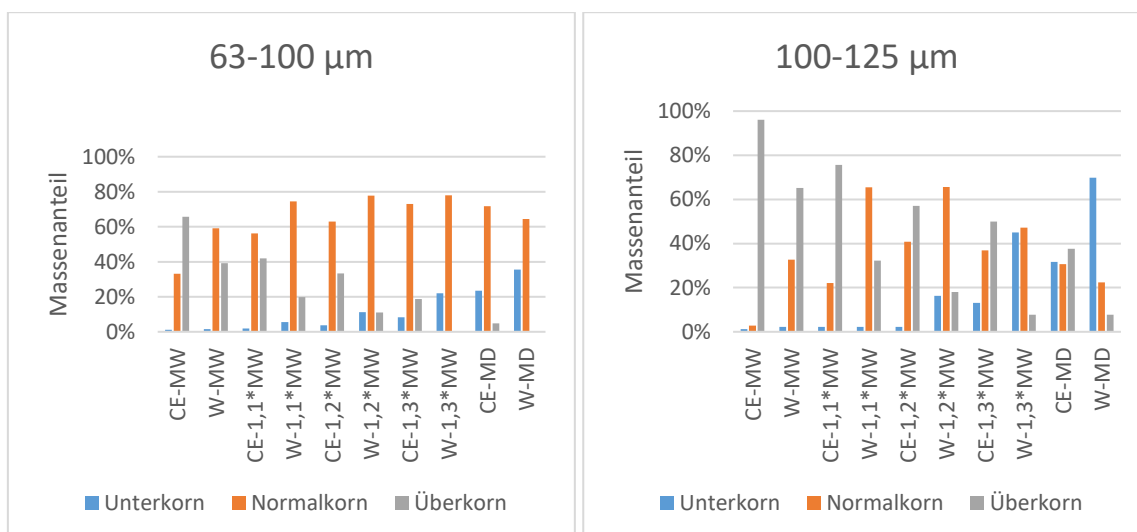


Abbildung 14: Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfractionen 63-100 µm und 100-125 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn

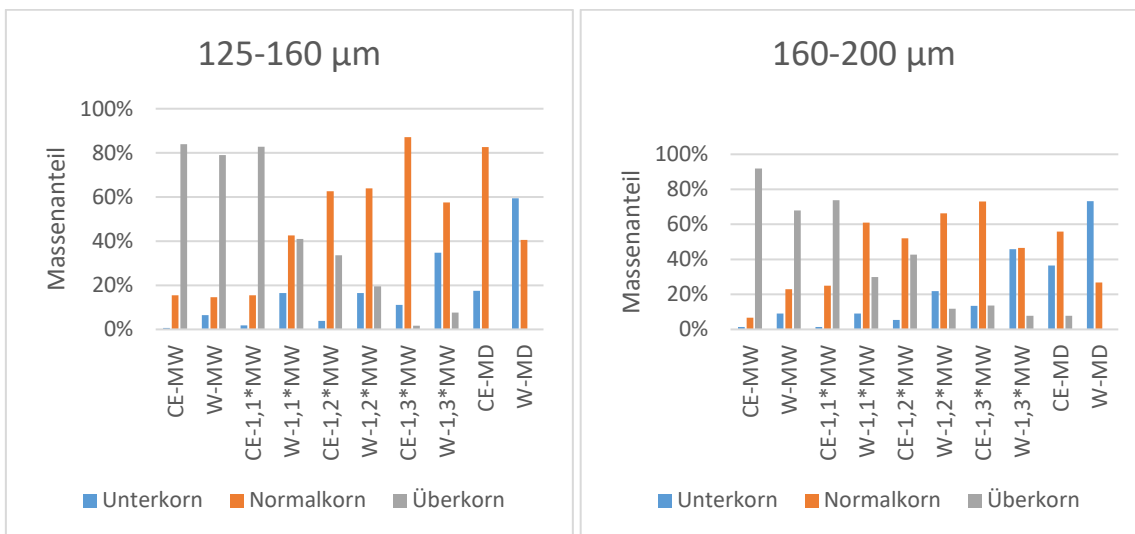


Abbildung 15: Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen 125-160 µm und 160-200 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn

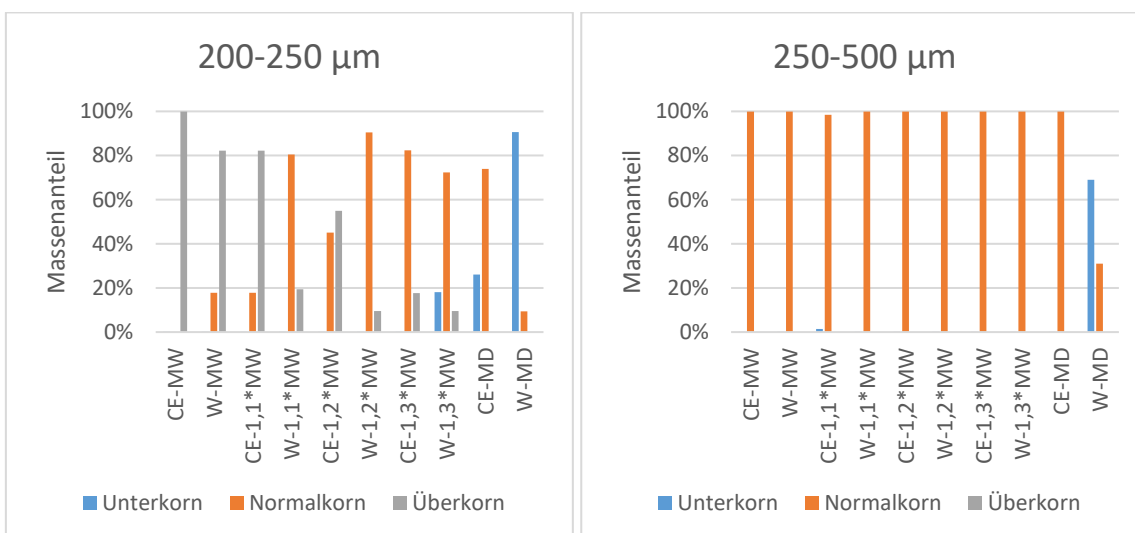


Abbildung 16: Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren für die Siebfraktionen 200-250 µm und 250-500 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn

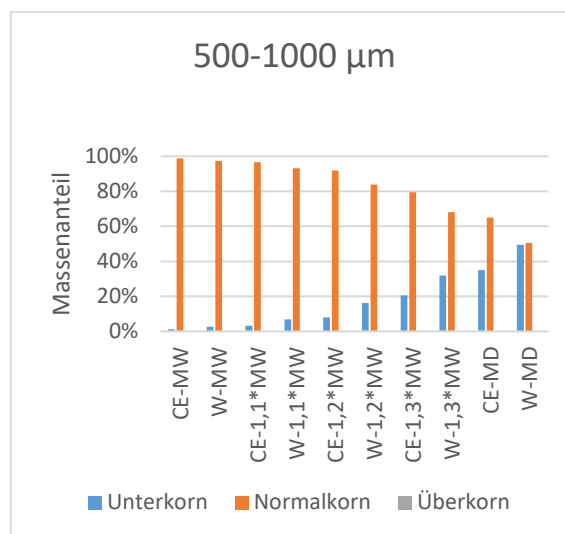


Abbildung 17: Ergebnisse der verschiedenen Auswerteverfahren der Siebfraction 500-1000 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn

Abbildung 13 bis Abbildung 17 zeigen die Übersicht der verschiedenen Auswerteverfahren aller Siebfractionen kleiner 1000 µm der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ausgewertet nach Unterkorn, Normalkorn und Überkorn. Ziel der Siebung war es, eine Siebfraction zu erhalten, welche nur Normalkorn enthält. Dies ist – in Abhängigkeit von der Auswertemethode – unterschiedlich gut gelungen. Generell gilt, dass das Auftreten von Unterkorn durch Anhaften von Feinstpartikeln an größere Partikel einfacher zu erklären ist, dass das Auftreten von Überkorn. Im Allgemeinen kann den Abbildungen entnommen werden, dass eine Auswertung nach CE-1,3·MW sowie W-1,3·MW zu den besten Ergebnissen kommt. Daher werden diese Methoden bei den Auswertungen der Partikelanalysen der Proben verwendet.

3.3 Filtermaterialien

Im Rahmen der Untersuchungen wurden verschiedene technische Materialien, welche einen hohen Schadstoffrückhalt erwarten lassen, sowie zwei nachwachsende Rohstoffe eingesetzt (Abbildung 18). Bei den technischen Materialien handelt es sich zum einen um den klassischen Aufbau des Filters FiltaPex Standard der Dr. Pecher AG, der mit Calciumsiliciumhydrat sowie einem Sorptionsmaterial befüllt wird (6 cm FiltaPex CSH 1020, 6 cm FiltaPex CSH 0510, 6 cm FiltaPex Ad 0205). Weiterhin werden zwei granulierten Eisenhydroxid-Materialien (GEH1 und GEH2), ein Braunkohlekoks (Feinkoks) sowie eine rezyklierte Aktivkohle (Aktivkohle) eingesetzt. Die Untersuchungen an Braunkohlekoks und Aktivkohle zeig-

ten bereits in einem abgeschlossenen Forschungsvorhaben zu dem Thema Rückhalteleistungen zwischen 73 und 99 % für Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie Methyl-tert-butylether (MTBE) bzw. Ethyl-tert-butylether (ETBE) (Wichern et al., 2017). Aktivkohle zeigt auch beim Einsatz in der kommunalen Abwasserreinigung gute Eliminationsraten im Hinblick auf ein breites Spektrum an organischen Spurenstoffen (Wichern et al., 2018).

Es wurde zudem nach einem nachwachsenden, organischen Material, mit einer zu erwartenden langen mechanischen Stabilität, welches nach Einsatz einer thermischen Verwertung zugeführt werden kann, gesucht. Als ein solches Material wurden Walnussschalen identifiziert. Es wurden zwei verschiedene Sorten von Walnussschalen eingesetzt, einerseits eine Walnussschale aus herkömmlichem Anbau, andererseits eine Walnussschale aus dem Bioanbau.



Abbildung 18: Filter- und Adsorptionsmaterialien

In Tabelle 10 sind die Spezifikationen der herkömmlichen Materialien Feinkoks, Aktivkohle, GEH1 und GEH2 aufgelistet. Für die anderen Materialien stehen keine ausführlichen Informationen zu den Materialeigenschaften zur Verfügung.

Tabelle 10: Korngrößenbereiche der Filtermaterialien

Filter-/Adsorptionsmaterial	Spezifikation
FiltaPex Ad 0205	Cacliumsilikathydrat, 2-5 mm mit Aktivkohle
FiltaPex CSH 0510	Calciumsilikathydrat, 5 – 10 mm
FiltaPex CSH 1020	Calciumsilikathydrat, 10 – 20 mm
GEH1	0,2 – 2 mm
GEH2	2 – 4 mm
Feinkoks	1 – 4 mm
Aktivkohle	-
Walnussschalen	2 – 5 mm
Bio-Walnussschalen	2 – 5 mm

3.4 Elutionsversuche

Dezentrale Filtersysteme werden eingesetzt, um Schadstoffe, welche im Wasser in gelöster Form vorliegen, zurückzuhalten. Aus diesem Grund muss bei der Auswahl der potenziellen Filtermaterialien darauf geachtet werden, dass diese möglichst unbelastet sind, so dass es zu keiner Freisetzung von zusätzlichen Schadstoffen kommt. Daher wurden mit den ausgewählten Substraten Elutionsversuche gemäß DIN EN 12457-4:2002 durchgeführt. Dieses beschreibt ein einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 L/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm. Zunächst wurde nach DIN 38409-1 der Trockenrückstand sowie der Feuchtegehalt der Materialien ermittelt. Es wurden 90 ± 5 g Trockenmasse in eine Flasche gegeben und eine entsprechende Menge entmineralisiertes Wasser hinzugegeben, so dass sich ein Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von $10 \text{ L/kg} \pm 2 \%$ ergab. Um auf die für die Analysen notwendigen Flüssigkeitsmengen zu kommen, wurden Mehrfachansätze durchgeführt. Die verschlossenen Flaschen wurden in einen Überkopfschüttler (Überkopfschüttler 3040, GFL Gesellschaft für Labortechnik mbH) gegeben und für eine Dauer von $24 \pm 0,5$ h geschüttelt. Nach dem Schütteln wurden die Proben nach einer 15 ± 5 -minütigen Absetzphase dekantiert, wobei die Eluate der Mehrfachansätze an dieser Stelle vereint wurden. Da bei den Materialien eine Filtration über einem $0,45 \mu\text{m}$ -Filter nicht mit der vorgegebenen Durchflussrate von mindestens $30 \text{ mL}/(\text{cm}^2 \cdot \text{h})$ möglich war, wurden die Proben nach dem Dekantieren 30 Minuten bei 2000 g zentrifugiert (Multifuge X3, Firma Heraeus). Im Anschluss daran konnten die Proben mittels Vakuumfiltration (Schwermetalle, CSB, PSBM, pH, LF) bzw. Druckfiltration (für die MKW-Analytik) über $0,45 \mu\text{m}$ filtriert werden. Die Eluate wurden auf pH-Wert, Leitfähigkeit, PSBM (Glyphosat, AMPA, Mecoprop, nur Walnussschalen), Schwermetalle (Kupfer, Zink, Blei, Eisen, Quecksilber), CSB sowie MKW analysiert.

3.5 Säulenversuche zum Rückhalt von PSBM und gelösten Schwermetallen

3.5.1 Ziel und Abgrenzung der Untersuchung

Ziel der Untersuchungen ist die Identifikation geeigneter Filtermaterialien zum Rückhalt von PSBM. Gleichzeitig wurde der Rückhalt der beiden Leitparameter Kupfer und Zink bestimmt. Diese werden sowohl mit entmineralisiertem Wasser sowie mit realem Regenwasser durchgeführt. Die Säulenversuche sind an die DIBt-Vorschrift zu den „Zulassungsgrundsätzen von Niederschlagsbehandlungsanlagen Teil 1: Anlagen zur dezentralen Behandlung des Abwassers von Kfz-Verkehrsflächen zur anschließenden Versickerung in Boden und Grundwasser“ angelehnt. Zudem wurde die Schweizer Prüfungsvorschrift hinzugezogen, da diese die Prüfung des Rückhalts von Pestiziden mit einbezieht (DIBt, 2015; VSA, 2017). Verwendet wurden die in Kapitel 3.3 beschriebenen Filtermaterialien, die auf die Rückhalteleistung der Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei sowie den PSBM Glyphosat, AMPA, Mecoprop sowie Diuron getestet wurden. Die Versuche wurden zunächst mit entmineralisiertem Wasser durchgeführt, das mit definierten Konzentrationen an Schwermetallen und PSBM versetzt wurde. Anschließend erfolgte eine Auswahl von drei Filtermaterialien, die einzeln sowie im geschichteten Filteraufbau mit realem Regenwasser getestet wurden. Auch hierfür wurden dem Regenwasser definierte Mengen der Schadstoffe zugegeben. Die Untersuchung mit realem Regenwasser hat zum Ziel, herauszufinden wie groß der Einfluss von konkurrierenden Substanzen ist und ob eine Substratmischung in ihrer Leistungsfähigkeit der erwarteten Leistungsfähigkeit der Einzelsubstrate entspricht.

3.5.2 Aufbau der Säulenversuche im Labormaßstab

Die Versuche zum Rückhalt von Schwermetallen und PSBM durch unterschiedlicher Sorptionsmaterialien werden parallel an bis zu drei identischen Anlagen durchgeführt. Jede Versuchsanlage besteht aus einem Vorlagebehälter, einer Pumpe und einer Glassäule, die das Filtermaterial enthält. Der schematische Aufbau und der reale Laboraufbau sind in Abbildung 19 dargestellt. Der Maßstab der Glassäulen ist an die Verhältnisse der tatsächlichen Gegebenheiten am Versuchsstandort Ronsdorfer Str. in Wuppertal angepasst. Die befestigte Fläche des EZG der Anlage in Wuppertal beträgt 10.000 m² und die Filterfläche der Anlage liegt bei 2,5 m². Basierend auf dem Verhältnis $A_{e,b}/A_F$ (befestigte Fläche des EZG/Filterfläche) ergibt sich für die Laboranlage mit der 19,6 cm² großen Filterfläche eine Anschlussfläche von 7,85 m². Der Aufbau der Anlagen entspricht einem halbertechnischen Maßstab und stellt die Filterstufe des Filterschachtsystems FiltaPex[®] Standard der Dr. Pecher AG dar.

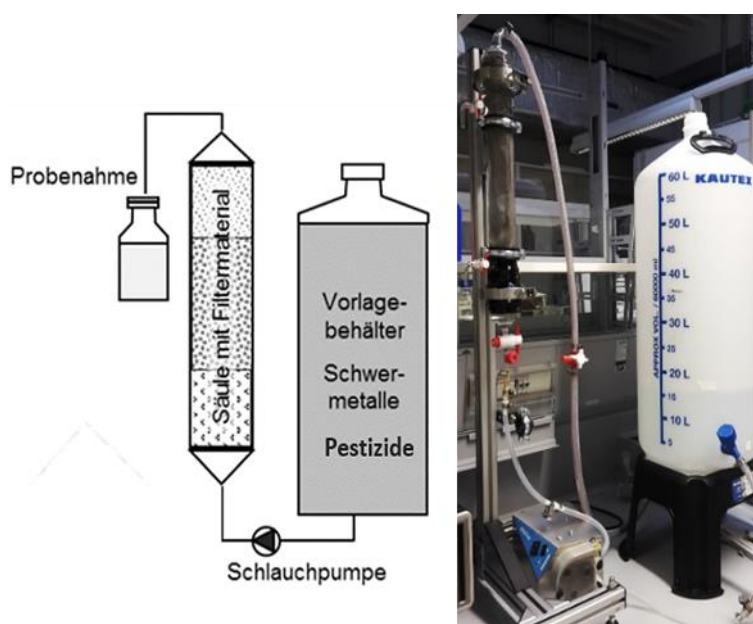


Abbildung 19: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage und Laboraufbau

Die Testlösung wurde in einen 60 L fassenden Kunststoffbehälter (Kautex Textron GmbH&co. KG, Deutschland) gefüllt und mit Hilfe einer Schlauchpumpe (ECOLINE VC-380, ISMATEC, Deutschland) über Silikonschläuche (ID: 8,0 mm TYGON 3350, ISMATEC, Deutschland) zur Glassäule geleitet. Diese hat einem Innendurchmesser von 50 mm, eine Länge von 4.000 mm und ist vertikal an einem Metallständer befestigt. Das Filterbett in der Glassäule wird aufwärts durchströmt. Der für die Anschlussfläche von 7,85 m² berechnete Volumenstrom wird über Schalter an der Schlauchpumpe analog eingestellt. Der Zusammenhalt des Filterbettes wird durch den Einsatz von feinmaschigen Edelmetallgeweben und Glasfritten gewährleistet. Die Säulen sind entsprechend Tabelle 11 mit den jeweiligen Filtermaterialien befüllt. Für die Versuche mit entmineralisiertem Wasser beträgt die Schichthöhe im Regelfall 12 cm. Eine Ausnahme bildet der Aufbau FiltaPex Standard in Anlage 3, welche mit je 6 cm Filtermaterialien FiltaPex CSH 0510 und FiltaPex CSH 1020 sowie 6 cm FiltaPex Ad 0205 (Dr. Pecher AG, Deutschland) befüllt wurde. Für die Versuche mit Regenwasser wurden die Filtermaterialien Bio-Walnusschale, GEH2 und Feinkoks einzeln sowie im geschichteten Aufbau getestet. Die Filterschichthöhe für die Bio-Walnusschale betrug 8 cm, für das GEH2 2 cm und das Feinkoks 6 cm.

Tabelle 11: Schichthöhe der Filtermaterialien in den Säulen

Nr.	Testlösung	Filter-/Adsorptionsmaterial	Schichthöhe (cm)	Entsprechendes Gewicht (g)
1	Entmineralisiertes Wasser	Feinkoks	12	170
2		Aktivkohle	12	184
3		FiltaPex Ad 0205	6	84
		FiltaPex CSH 0510	6	83
		FiltaPex CSH 1020	6	91
4		Buchenholzkohle	12	81
5		GEH1	12	296
6		Feinkoks	12	206
7		GEH1	12	308
8		Walnussschalen	12	214
9	GEH2	12	144	
10	Bio-Walnusschale	12	193	
11	Regenwasser	Bio-Walnusschale	8	129
12		GEH2	2	28
13		Feinkoks	6	-
14		Geschichteter Aufbau: Bio-Walnusschale/GEH2/Feinkoks	8/6/2	122/71/26

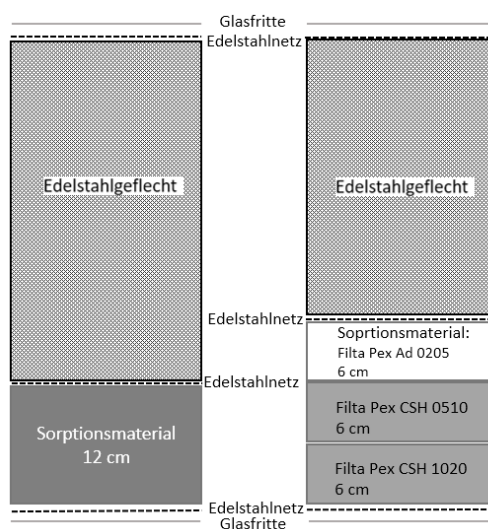


Abbildung 20: Schematischer Aufbau des Filterbetts für die Versuche mit entmineralisiertem Wasser mit Einzelmaterialien (links) und dem Aufbau nach den FiltaPex Standard (rechts)

Es wurden die in Tabelle 12 aufgelisteten Chemikalien bzw. Produkte für die Herstellung der Stammlösungen verwendet, die für die Anreicherung der Schwermetalle sowie der PSBM im Prüfmedium benutzt wurden.

Tabelle 12: Chemikalienliste

Substanzklasse	Bezeichnung	Produktname	Hersteller
Schwermetalle	Kupfer	Kupferdinitrat ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) (p.a. 98,0 – 103 %)	Sigma-Aldrich
	Zink	Zinknitrat-6-hydrat ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	J.T. Baker B.V.
Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PSBM)	Diuron	Preventol A6 (min. 98% Diuron)	Lanxess AG
	Glyphosat	Glyphosat TF (360 g/L Glyphosat)	DISTRIMEX GmbH
	Mecoprop	Duplosan KV	Du Pont GmbH

3.5.3 Durchführung der Säulenversuche im Labormaßstab

Die DIBt-Vorschrift „Zulassungsgrundsätzen für Niederschlagsbehandlungsanlagen“ (DIBt, 2015) sieht vor, zunächst in drei Teilprüfungen die Jahresfracht an Schadstoffen aufzubringen. Danach erfolgt eine weitere Prüfung unter Einfluss von Tausalzen. Einen Überblick über die Regenspenden der Teilprüfungen liefert Tabelle 13. Die DIBt-Vorschrift sieht für die Prüfung drei unterschiedlich intensive Durchflussgeschwindigkeiten von 2,5 L/(s·ha), 6 L/(s·ha) und 25 L/(s·ha) vor. Für die vorliegende Anschlussfläche ergeben sich somit Zuflüsse von 1,96 mL/s, 4,72 mL/s und 19,60 mL/s. Die Konzentrationen an Schwermetallen, um die Jahresfrachten (Cu : 135 mg/m²; Zn : 15,5 mg/m²) aufzutragen, sind von der DIBt-Vorschrift übernommen worden. Da diese jedoch keine Prüfung von PSBM beschreibt, wurden die Zulaufkonzentrationen anhand der in der Literatur gefundenen Konzentrationen von Mecoprop, Glyphosat und Diuron in urbanen Niederschlagsabflüssen bestimmt. Es wurden Konzentrationen von 15 µg/L für Glyphosat und Mecoprop sowie von 5 µg/L für Diuron festgelegt.

Tabelle 13: Teilprüfungen zur Rückhalteleistung und Rücklösung unter Tausalzeinfluss

Teilprüfung	Zielregenspende (L/(s·ha))	Zufluss (mL/s)	Dauer (min)	Beschickungsvol. (L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Glyphosat (µg/L)	Mecoprop (µg/L)	Diuron (µg/L)
r1	2,5	2,0	480	57,6	0,72	6,25	15	15	5
r2	6	4,6	200	55,2	0,72	6,25	15	15	5
r3	25	20	48	57,6	0,72	6,25	15	15	5
r4	6	4,6	45		Spülen mit entmineralisiertem Wasser bis Leitfähigkeit konstant ist				
r5	6	4,6	200	55,2	Tausalzlösung (10 g/L)				

Untersuchungen zum Schadstoffrückhalt

Die Anlagen wurden zunächst gründlich mit entmineralisiertem Wasser gereinigt. Anschließend wurden die Glassäulen mit dem entsprechenden Filtermaterial befüllt. Danach erfolgte die Konditionierung der Materialien. Dafür hat sich ein 5-minütiges Spülen bei ca. 4,6 mL/s und ein anschließendes 30-minütiges Spülen bei ca. 1 mL/s als günstig erwiesen, um zu gewährleisten, dass Stäube oder sich lösende Bestandteile ausgespült wurden.

Danach wurde der Vorlagebehälter mit 10–20 L entmineralisiertem Wasser bzw. Regenwasser gefüllt und anschließend die Analyten mit Hilfe von Eppendorf Pipetten zu dosiert. Zudem wurde Salzsäure zugegeben, um vorschriftsgemäß die Testlösung auf einen pH-Wert von 5 einzustellen. Dies entspricht dem pH-Wertbereich von Regenwasser und gewährleistet, dass die Schwermetalle in gelöster Form vorliegen. Danach wurde der Behälter auf 60 L aufgefüllt, wodurch eine Durchmischung der Testsubstanzen mit dem Wasser erreicht wurde und eine homogene Testlösung entstand.

Nach dem Einstellen der Pumpe für die entsprechende Beschickungsintensität wurde die jeweilige Teilprüfung gestartet. Während des Versuches wurden insgesamt vier Ablaufproben von jeweils 300 mL gleichmäßig verteilt nach 12,5 %, 37,5 %, 62,5 %, 87,5 % der Versuchsdauer genommen. Aus den vier Einzelproben wurde eine Mischprobe erstellt. Vor Ort wurde in der Mischprobe der pH-Wert und die Leitfähigkeit des Ablaufes bestimmt. Für die ersten beiden Durchläufe (Material 1-5) wurde die Zulaufprobe nach der Beendigung des Teilversuches aus der im Zulaufbehälter verbliebenden Testlösung entnommen. Da sich hierbei zeigte, dass die Zulaufkonzentrationen z.T. stark schwanken wurde die Probenahme angepasst. Bei den Durchläufen mit den Materialien 6-8 wurde zu Beginn sowie zum Ende

des Versuches jeweils eine 600 mL Probe des Zulaufes genommen. Aus diesen wurde eine Zulaufmischprobe erstellt. Für die weiteren Versuche sowie die Versuche mit Regenwasser wurde die Zulaufbeprobung der Ablaufbeprobung angepasst, d.h. es wurde nach 12,5 %, 37,5 %, 62,5 %, 87,5 % der Versuchsdauer jeweils eine Probe von 300 mL genommen, die anschließend zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Die Zulaufproben wurden genau wie die Ablaufproben für die PSBM und Schwermetallanalytik in entsprechende Glasflaschen gefüllt. Außerdem wurden der pH-Wert und die Leitfähigkeit bestimmt. Nach dem Ende der jeweiligen Teilprüfung wurde das Ventil der Glassäule geschlossen, damit der Filter durchgehend während der gesamten Prüfung eingestaut blieb.

Untersuchungen zur Rücklösung unter Tausalzeinfluss

Das Ziel dieser Teilprüfung ist, festzustellen, ob es im Winter durch den Einsatz von Tausalzen zur Rücklösung von adsorbierten Schadstoffen aus dem Filter kommt. Zunächst wurde der Filter mit Wasser gespült, um die Testlösung aus den Schläuchen, der Glassäule und Poren des Filters zu entfernen. Gespült wurde gemäß DIBt-Vorschrift mit $6 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$, was ca. $4,6 \text{ mL/s}$ entspricht, bis die Leitfähigkeit konstant ist. Dafür wurde alle 5 bis 15 Minuten die Leitfähigkeit im Ablauf gemessen. Nach der Spülung erfolgte eine Ruhepause von 16 bis 72 h, bevor der Filter mit einer Salzlösung beschickt wurde. Dafür wurden 600 g NaCl mit entmineralisiertem Wasser in einem Becherglas unter Rühren gelöst und in den Vorlagebehälter gegeben. Der Behälter wurde auf 60 L mit entmineralisiertem Wasser bzw. Regenwasser aufgefüllt, sodass eine NaCl-Lösung von 10 g/L vorlag. Diese wurde mit einer Durchflussgeschwindigkeit von $6 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ ($4,6 \text{ mL/s}$) über den Filter geleitet. Die Probennahme des Ablaufes erfolgte wie bei den vorherigen Teilprüfungen. Für die Mischprobe des Ablaufes und für die Zulaufprobe wurden der pH-Wert und die Leitfähigkeit bestimmt.

3.6 Säulenversuche mit geringeren Konzentrationen

3.6.1 Ziel und Abgrenzung

In der Regel erfolgen die Untersuchungen zum Rückhalt gelöster Schwermetalle in Anlehnung an den DIBt-Test zur Prüfung von Anlagen zur dezentralen Behandlung von Abwasser von Kfz- und Verkehrsflächen mit anschließender Versickerung in Boden und Grundwasser. In diesem Test wird die Versuchsanlage in drei Regenspenden mit einer Jahresfracht von Zink und Kupfer beaufschlagt. Die Zink-Jahresfracht wird hierbei mit $135,0 \text{ mg}/\text{m}^2$ und die für Kupfer mit $15,5 \text{ mg}/\text{m}^2$ veranschlagt. Die Jahresfrachten werden aufgeteilt auf ein Beschickungsvolumen von $21,6 \text{ L}/\text{m}^2$. Der Test erfolgt mit deionisiertem Wasser. Der pH-Wert

der Lösung ist mit Salpetersäure bzw. Natronlauge auf 5 (4,5 - 5,2) einzustellen. Die Prüfrengspenden betragen 2,5 L/(s·ha), 6 L/(s·ha) und 25 L/(s·ha) (vgl. 3.5.3).

Abweichend von dem DIBt-Versuch werden die Konzentrationen in dieser Untersuchung geringer gewählt. Die Konzentration des Adsorptivs hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Adsorptionsleistung. Konzentrationen dieser Größenordnung (insbesondere bei Zink) treten jedoch lediglich in reinen Metalldachabflüssen auf. Die Aufbringung geringerer Konzentrationen soll zu einer besseren Übertragbarkeit der Ergebnisse, hinsichtlich der Kinetik, auf die praktische Anwendung führen. Weiterhin erfolgt die Untersuchung mit einer maximalen Regenspende von nur 15 L/(s·ha). Dies entspricht dem Zufluss auf den die Anlagen in der Regel ausgelegt und auch bautechnisch gedrosselt werden. Ziel der Untersuchung ist es, herauszufinden wie groß der Einfluss der Konzentration auf das Behandlungsergebnis ist.

3.6.2 Aufbau des Versuchsstandes

Der Versuchsstand verfügt über einen 300 Liter fassenden Vorlagebehälter aus Kunststoff. Zur Durchmischung des Vorlagevolumens ist ein Propellerrührer installiert. Mit einer Kunststoffkreiselpumpe werden die Prüfrengspenden auf die Filtersäule gegeben. Zur Überwachung des Durchflusses ist ein Picomag von Endress und Hauser installiert. Die Beschickung der Säulen erfolgt von unten nach oben. In Abbildung 21 ist der Versuchsaufbau schematisch dargestellt.

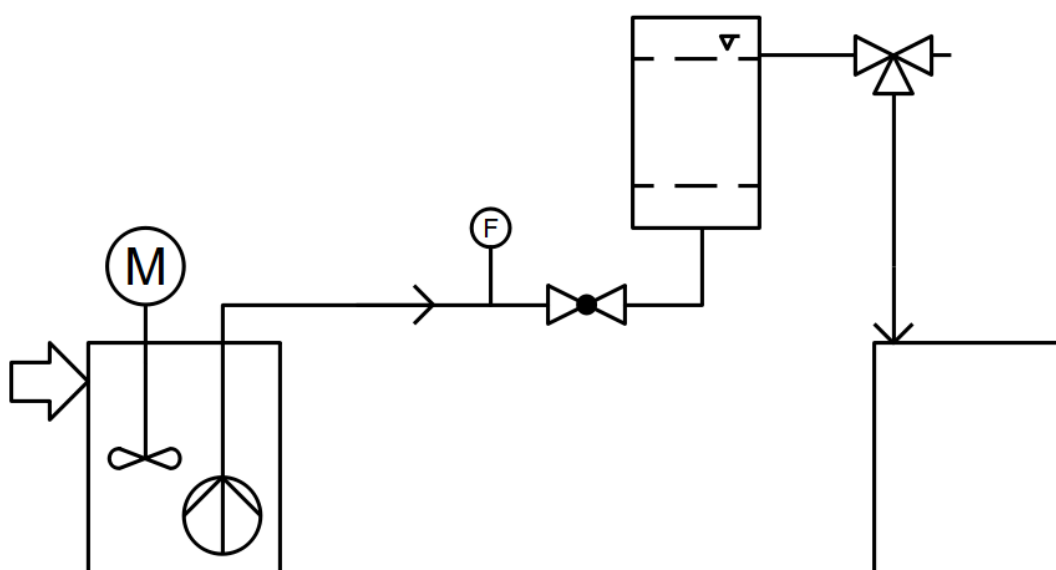


Abbildung 21: Fließschema der Filtersäulen zur Untersuchung der Schwermetalladsorption

Die Filtersäule besitzt einen lichten Durchmesser von 10 cm und wird mit einer 10 cm hohen Filterschüttung ausgerüstet. Oberhalb der Filterschüttung wird zusätzlich eine Filtermatte eingesetzt, um den Austrag von Substrat aus der Säule zu vermeiden.



Abbildung 22: Mit Walnussschalen gefüllte Filtersäule, oberhalb der Filterschüttung ist eine Filtermatte zur Verhinderung des Materialaustrags installiert

3.6.3 Prüfbedingungen des Säulenversuchs

Für die Herstellung der Versuchslösung werden die Schwermetalle als Zinksulfat-Heptahydrat und Kupfersulfat-Pentahydrat der Firma Merck eingesetzt. Die Versuchsbedingungen sind in der untenstehenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 14: Prüfbedingungen zur Prüfung des Schwermetallrückhaltes

Teilprüfung	Prüfregenspende (L/(s·ha))	Prüfdauer (min)	Konzentration Kupfer (mg/L)	Konzentration Zink (mg/L)
r1	2,5	30	0,5	2,0
r2	6,0	20	0,5	2,0
r3	15	10	0,5	2,0

Die Teilprüfungen 1 und 2 werden mit den selbigen Durchflüssen wie bei der DIBt-Prüfung durchgeführt. Laut Merkblatt DWA-M 153 (DWA, 2007) liegt der Durchfluss im Jahresmittel

bei 3 bis 5 L/(s·ha), sodass die Teilprüfungen 1 und 2 für einen Großteil der Niederschlagsereignisse als repräsentativ angesehen werden können. Der Durchfluss der Teilprüfung 3 wurde auf 15 L/(s·ha) reduziert. Das Merkblatt DWA-M 153 sieht einen maximalen behandlungspflichtigen Abfluss von 15 L/(s·ha) vor. Durch konstruktive Maßnahmen kann in der Praxis sichergestellt werden, dass keine größeren Durchflüsse durch den Filter geleitet werden. Daher wird auch der Laborversuch auf diese Durchflüsse begrenzt.

Als Lösungsmittel wird deionisiertes Wasser eingesetzt und der pH-Wert mit Salzsäure auf 5 eingestellt. Die konkreten Versuchsbedingungen bezogen auf den Versuchsaufbau sind in Tabelle 15 aufgezeigt.

Tabelle 15: Zuflüsse, Testvolumen und Frachten der Teilprüfungen 1 bis 3

Teilprüfung	Zufluss (L/min)	Volumen (L)	Kupferfracht (mg)	Zinkfracht (mg)
r1	0,47	14,1	7,05	28,2
r2	1,13	22,6	11,3	45,2
r3	2,83	28,3	14,15	56,6
Gesamt		65	32,5	130

Die Prüfung der Abflusskonzentrationen erfolgt mit dem Spektralphotometer Nanocolor UV/VIS von Macherey-Nagel und den in 3.9 angegebenen Küvettentests.

3.6.4 Probenahme

Für den Säulenversuch wird idealisiert von einer Pfropfenströmung ausgegangen. Mit der Probenahme wird begonnen nach einem Durchfluss von eineinhalb Säulenvolumen (4,32 Liter). Dieses Vorgehen reduziert die Beeinflussung der Messergebnisse durch die vorangegangene Teilprüfung. Insgesamt erfolgen drei Beprobungen, die auf die Restdauer der jeweiligen Teilprüfungen aufgeteilt werden. Die jeweiligen Zeitpunkte der Probenahme im Ablauf werden in Tabelle 16 gezeigt.

Tabelle 16: Zeitpunkte der Probenahme während der einzelnen Teilprüfungen

Teilprüfungen	Prüfdauer	Zeitpunkte der Probenahme nach min
r1	30	7 / 18 / 29
r2	20	3 / 11 / 19
r3	10	2 / 5 / 9

Es werden jeweils 400 ml Probevolumen gezogen. Eine Untersuchung des pH-Wertes wird unmittelbar nach der Probenahme durchgeführt. Für die Prüfung des Schwermetallgehalts wird pro Teilprüfung jeweils eine Mischprobe aus den drei Einzelproben erstellt und diese am Ende des gesamten Versuchs mittels Spektralphotometrie untersucht. Es wird jeweils eine zweifach-Bestimmung durchgeführt und die Mischprobe bis zum Vorliegen aller Ergebnisse verwahrt. Der Zulauf wird nach vollständiger Durchmischung des Vorlagebehälters einmalig vor der Versuchsdurchführung beprobt. Da eine Vorlage für mehrere Versuchsdurchgänge genutzt wird, wird die Konzentration bis zu viermal bestimmt.

Die Rücklösung unter Tausalzeinfluss wird in diesem Versuch nicht durchgeführt, da zu erwarten ist, dass die Ergebnisse weniger aussagekräftig wären als die der RUB. Dies liegt an den geringeren aufgetragenen Frachten. Bei Rücklösung wären lediglich Konzentrationen in der Größenordnung der Bestimmungsgrenzen zu erwarten.

3.7 Halbtechnische Versuchsanlage zur Untersuchung des Rückhalts feinpartikulärer Stoffe

3.7.1 Beschreibung des Versuchsaufbaus

Die Filtersäule der halbtechnischen Versuchsanlage besteht aus einem 1,5 m hohem Plexiglaszylinder mit einem lichten Durchmesser von 488 mm. Das Substrat ist so in die Säule eingebracht, dass nur eine Hälfte der Querschnittsfläche als Filterfläche genutzt wird. Hieraus ergibt sich eine durchflossene Fläche von $0,0935 \text{ m}^2$. Die Filterschüttung besteht aus 4 cm Bio-Walnusschale, 6 cm Feinkoks und 2 cm GEH2. Oberhalb der Filterschüttung ist eine 4 cm hohe Japanmatte eingebracht, um den Austrag von Filtermaterial zu verhindern. Abbildung 23 zeigt den Gesamtaufbau der halbtechnischen Versuchsanlage.

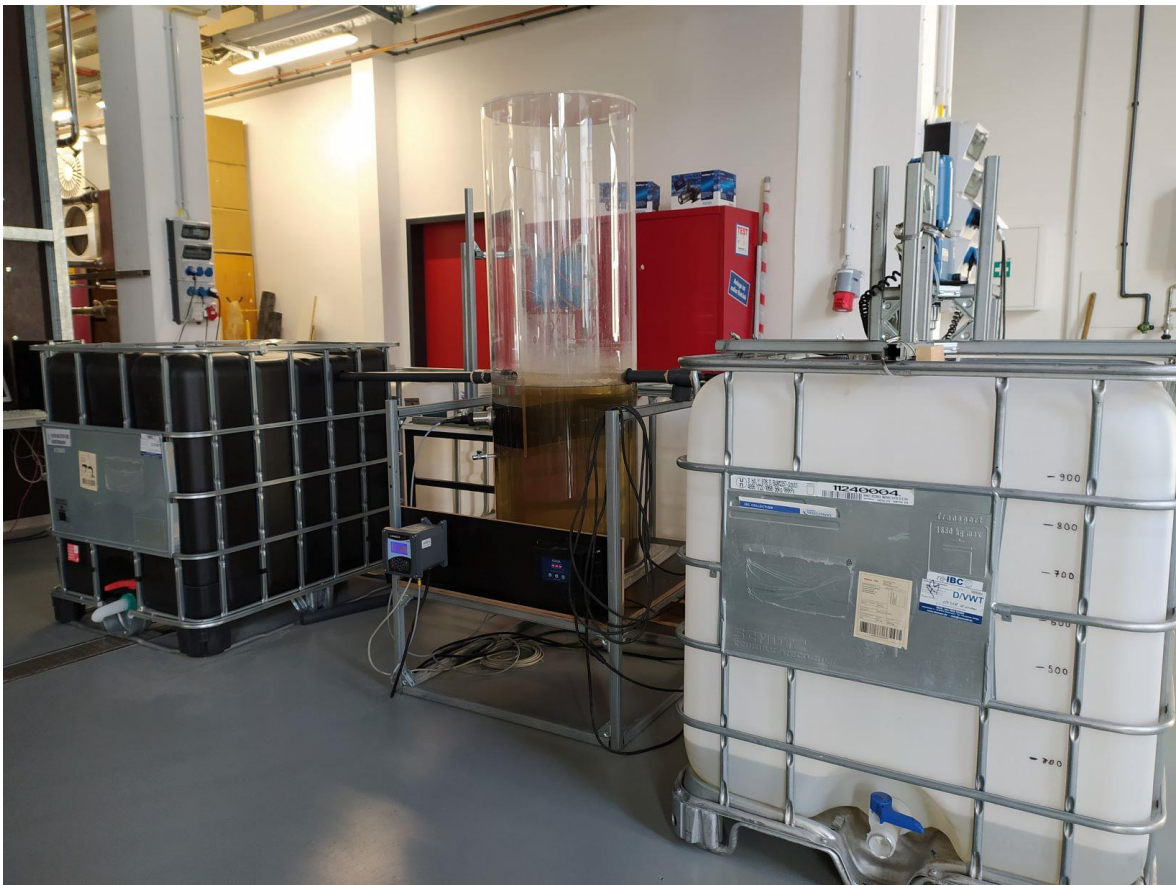


Abbildung 23: Ansicht der halbtechnischen Versuchsanlage mit dem Vorlage- und Auffangbehälter

Die Filterschüttung wird von unten nach oben durchströmt. Die Durchströmung erfolgt ausschließlich durch den hydrostatischen Druck der sich aus der Differenz der Wasserspiegelhöhe vor der Trennwand (auf der Seite des Zulaufs) und dem Wasserstand oberhalb der Filterschüttung ergibt. Der Fließweg durch die Anlage ist in Abbildung 25 dargestellt. Unterhalb der Filterschüttung ist ein Schlammraum vorgesehen, welcher zur Abscheidung der Grobstoffe dient. Die Anlage wird unter dauerhaftem Einstau betrieben.

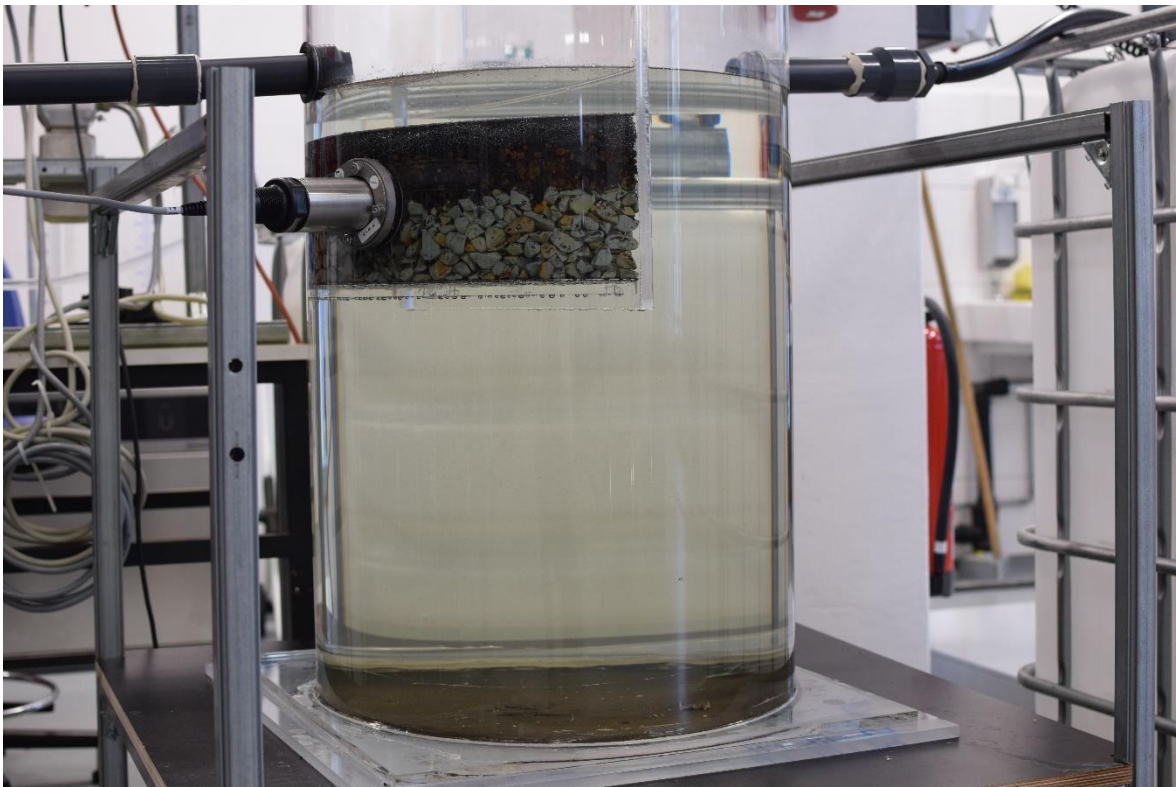


Abbildung 24: Die halbtechnische Versuchsanlage mit der in die Filterschüttung eingebrachten Sauerstoffsonde

Der schematische Aufbau der gesamten Anlage ist in Abbildung 25 dargestellt. Zur Beschickung der halbtechnischen Versuchsanlage wird reales Dachablaufwasser verwendet, welches durch Zugabe von Straßenkehrsicht auf die AFS-Konzentration von Mischflächenabflüssen eingestellt wird. Die Sammlung des Regenwassers erfolgt an einem Nebengebäude auf dem Campus Steinfurt der FH Münster in drei Behältern mit einem Gesamtvolumen von 3000 L.

Das Anmischen der Suspension erfolgt in einem Behälter mit 1000 l Fassungsvermögen (B 01). Über eine regulierbare Kreiselpumpe wird die Filteranlage beschickt. Die Messung des Durchflusses erfolgt kontinuierlich. Außerdem erfolgt eine permanente Überwachung der Sauerstoffkonzentration mit der (Sauerstoffsonde: LDO sc, Datenlogger sc 100, Firma Hach Lange GmbH) innerhalb der Filterschüttung (Messstelle OR 4). Der Ablauf der Filteranlage wird in einem Behälter gesammelt (B 02).

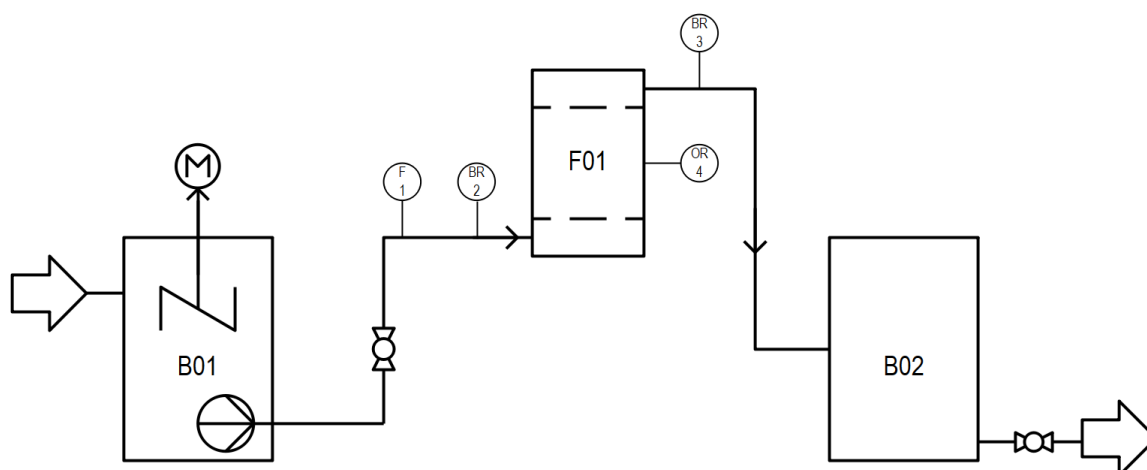


Abbildung 25: Schematische Darstellung der Versuchsanlage zur Untersuchung der mit realem Regenwasser beschickten Filterschüttung

3.7.2 Dimensionierung der Versuchsanlage

Der Aufbau der Versuchsanlage erfolgt in Anlehnung an das System Filtapex der Pecher Technik GmbH. Mit diesen Systemen bestehen bereits umfassende Betriebserfahrungen, so dass eine Orientierung zur Dimensionierung gegeben ist. Außerdem haben zu diesem Dimensionierungsansatz bereits Untersuchungen in anderen Projekten stattgefunden (vgl. Wichern et al., 2017).

Die Filtersäule der halbtechnischen Versuchsanlage verfügt über eine durchflossene Fläche von $0,0935 \text{ m}^2$. Aus der gegebenen Dimensionierung von $2,5 \text{ m}^2$ Filterfläche je Hektar angeschlossener abflusswirksamer Fläche ergibt sich eine befestigte Gesamtanschlussfläche von $374,06 \text{ m}^2$.

Der aus der Anschlussfläche resultierende maximal zu behandelnde Abfluss (Q_{rkrit}) beträgt $0,56 \text{ L/s}$ bei einer zu behandelnden Regenpende (r_{krit}) von $15 \text{ L/(s}\cdot\text{ha)}$.

Zusätzlich wird die Anlage mit weiteren Regenpenden beschickt. Vorgesehen sind Regenpenden von $2,5 \text{ L/(s}\cdot\text{ha)}$ bis $15 \text{ L/(s}\cdot\text{ha)}$. Jeder Versuchsdurchgang wird mit einer gleichbleibenden Regenintensität und einem variierenden Volumen von bis zu 1000 Litern durchgeführt (in Abhängigkeit der vorangegangenen Regenereignisse).

3.7.3 Herstellung des Mischflächenabflusses

Zur Beschickung der Anlage wird gesammeltes Dachablaufwasser mit gesiebttem Straßenkehricht angereichert. Da die Korngrößenverteilung im Oberflächenabfluss für die Betrachtung der Wirksamkeit eine zentrale Rolle spielt, musste im Vorfeld der Straßenkehricht

fraktioniert werden. Um den Straßenkehrriech in ausreichenden Mengen fraktionieren zu können, wurde dieser von einem privaten Reinigungsunternehmen zur Verfügung gestellt. Der Straßenkehrriech wird zunächst im Trockenschrank bei einer Temperatur von 45 °C eine Woche lang getrocknet. Vor der Siebung des Straßenkehrriechs werden Grobstoffe händisch aussortiert und mit einem 800 µm Sieb vorgesiebt. Anschließend erfolgt eine Siebung im Siebturm AS 200 der Firma Retsch. Hierbei kommen Siebe der Maschenweite 630 µm, 400 µm, 250 µm, 125µm, 63 µm und 36 µm zum Einsatz. Hieraus ergeben sich die folgenden Korngrößenfraktionen:

- 0 – 36 µm
- 36 – 63 µm
- 63 – 125 µm
- 125 – 250 µm
- 250 – 400 µm
- 400 – 630 µm
- 630 – 800 µm

Aus den ersten acht Siebungen wurde die in Abbildung 26 dargestellte Sieblinie erstellt.

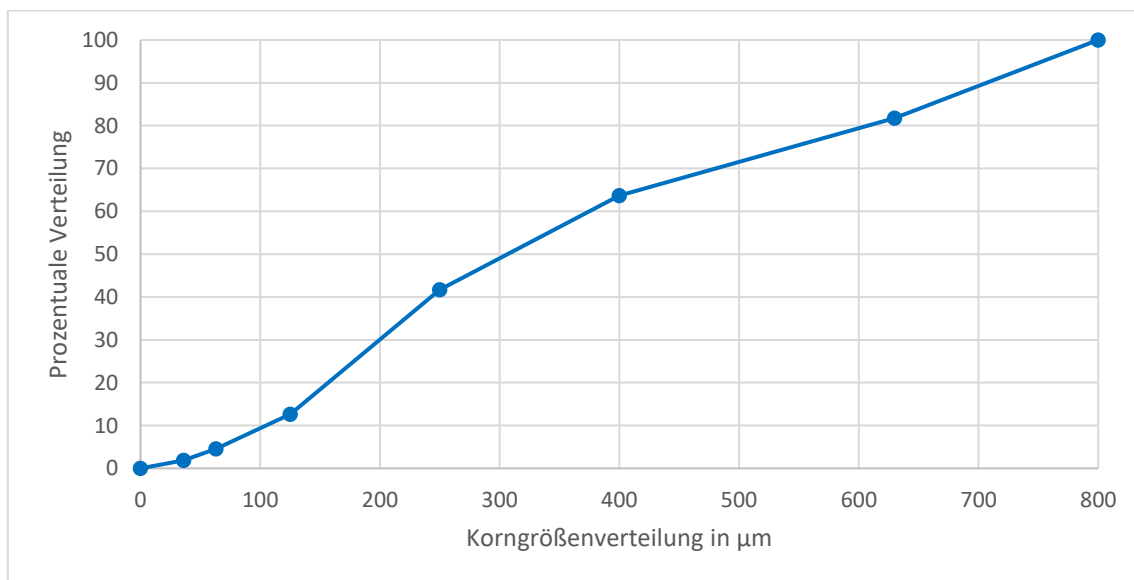


Abbildung 26: Gemittelte Sieblinie des getrockneten Straßenkehrriechs

Ein Vergleich der Fraktion bis 400 µm zeigt einen deutlich größeren Grobkornanteil in der Korngrößenverteilung als bei Millisil W4, welches als Referenzmaterial genutzt wird, um eine Vergleichbarkeit zu vorangegangenen Untersuchungen (DIBt-Test) herzustellen.

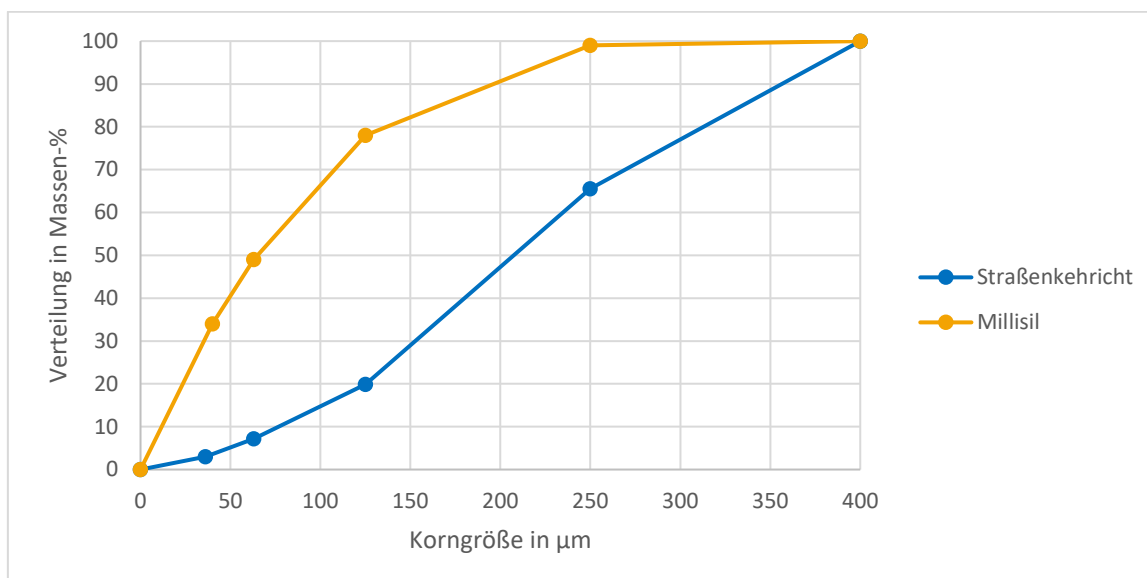


Abbildung 27: Vergleich der Korngrößenverteilung vom Straßenkehricht (bis 400 μm) und Millisil W4

Aus den unterschiedlichen Anteilen an Feinstoffen (unter 63 μm) von 49 % bei Millisil W4 und nur etwa 7 % bei Straßenkehricht ergibt sich ein erheblicher Siebaufwand. Zur Herstellung der Prüfsuspension werden entsprechend der Sieblinie von Millisil W4 34 % unter 40 μm eingewogen. Durchschnittlich fallen jedoch unter 3 % dieser Korngröße bei der Siebung an. Damit ist die kleinste Fraktion limitierend und es müssen zur Herstellung von 1.000 g Prüfmedium etwa 20 – 25 Siebungen durchgeführt werden. Dieses Verfahren ist zwar sehr aufwendig, stellt jedoch gegenwärtig die einzige Möglichkeit dar, das Spektrum des Oberflächenabflusses sowohl hinsichtlich der Korngrößen- und Dichteverteilung als auch der Verteilung von Nähr- und Zehrstoffen abzubilden.

Für die Fraktionen des Straßenkehrichts unter 400 μm wurde eine korngößenspezifische Bestimmung der Schütt- und Korndichten durchgeführt. Diese ergab die in Tabelle 17 gezeigte Dichteverteilung.

Tabelle 17: Dichte des Straßenkehrichts in Abhängigkeit der Korngrößenfraktion (in Anlehnung an DIN 18124)

Kornfraktion in μm	Schüttdichte in g/cm^3	Korndichte in g/cm^3
< 36	0,86	2,03
36-63	1,02	2,24
63-125	1,13	2,49
125-250	1,29	2,69
250-400	1,25	2,55

Die Korndichte zeigte eine abnehmende Tendenz mit sinkender Korngröße. Lediglich über 250 μm fällt diese wieder leicht ab.

3.7.4 Probenahme zur Untersuchung des Partikelspektrums

Während eines Versuchsdurchgangs wird in regelmäßigen Abständen die Korngrößenverteilung der Zu- und Abflüsse beprobt. Dies geschieht an drei Stellen im Versuchsaufbau. Eine Probenahme zur Ermittlung der Partikelzusammensetzung des Zulaufs erfolgt im Vorlagebehälter. Außerdem befindet sich eine Probenahmestelle etwa 5 cm unterhalb der Filterschüttung und ermöglicht eine getrennte Betrachtung der korngrößenspezifischen Partikelreduzierung durch Absetzprozesse. Eine weitere Probenahme erfolgt im Ablauf unmittelbar hinter der Filteranlage zur Bilanzierung des Gesamtwirkungsgrades. Es erfolgen je Versuchsdurchgang fünf Probenahmen, welche gleichmäßig über das Vorlagevolumen verteilt werden. Ziel ist es, auf diese Weise, sowohl die veränderliche Zusammensetzung im Vorlagebehälter zu erfassen als auch die Verdünnungseffekte, die in einem dauereigestauten System auftreten, klar von der Wirksamkeit im kontinuierlichem Betrieb abgrenzen zu können.

3.8 Wirkung biologischer Prozesse im Filter auf Adsorption und Desorption von Schwermetallen und PSBM

Ziel der Untersuchungen ist es, Aufschlüsse über die biologischen Abbauprozesse in technischen Filteranlagen zu erlangen und eine Aussage zu möglichen Remobilisierungsvorgängen während längerer Trockenwetterphasen machen zu können. Hierfür werden aerobe

und anaerobe Batch-Tests im Labor durchgeführt, für die Filtermaterialien aus einem groß-technischen Regenwasserfilter entnommen wurden.

Die Filtermaterialien stammen aus dem technischen Regenwasserfilter TRF Fleute in Wuppertal, in dem das Regenwasser aus einem 26,8 ha großen Einzugsgebiet zentral behandelt wird. 17,3 ha der Fläche sind befestigt, wovon 4,0 ha als behandlungspflichtig gelten. Die genaue Lage des Einzugsgebietes, der Filteranlage und der Einleitungsstelle lassen sich der Abbildung 28 entnehmen.

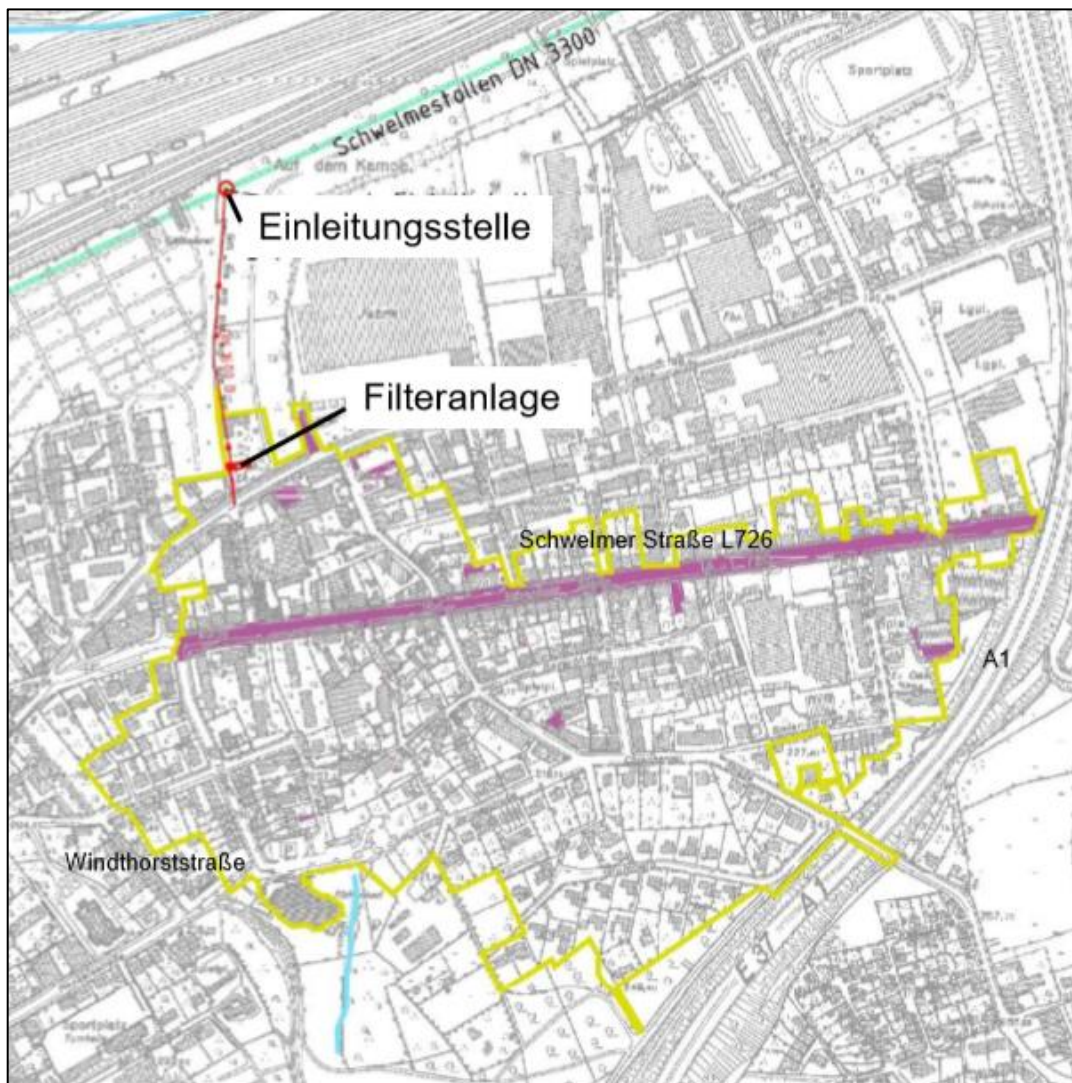


Abbildung 28: Einzugsgebiet der Filteranlage „In der Fleute“ (Grüning et al., 2017)

In dieser Anlage wird das Niederschlagswasser zunächst in einer Vorkammer gesammelt, in der über Sedimentationsprozesse grobe Verunreinigungen, wie beispielsweise Laub oder Abfälle, vom Niederschlagswasser separiert werden. Diese vorgeschaltete Reinigungsstufe

hat zudem den Vorteil, dass eine Verstopfung des nachgeschalteten Filtersystems weitestgehend unterbunden wird. Das Filtersystem besteht aus drei parallel angelegten Filterstraßen, die unabhängig voneinander betrieben werden können. In diesen Filterstraßen durchläuft das Niederschlagswasser vier verschiedene Filterschichten, die jeweils aus einem durchlässigen Porensystem bestehen. Um aus dem Niederschlagswasser Partikel mit einem größeren Durchmesser abzutrennen, wurde der von unten durchströmte Filter zunächst mit einer grobkörnigen Zeolith-Schicht mit einer Körnung 8-16 mm und einer Schichtdicke von 4 cm befüllt. Anschließend wurde eine zweite 4 cm dicke Filterschicht aus Zeolith mit einer kleineren Körnung (feinkörnig) von 4-8 mm aufgebracht, um feinere Stoffe zurückhalten zu können. Als dritte Filterschicht wurde eine 4 cm dicke Schicht aus Blähton mit einer Körnung von 2-5 mm angeordnet, um die feinpartikuläre Reinigungsleistung des Niederschlagswassers zu erhöhen. Um den Austrag der verschiedenen Schüttungsmaterialien sowie der abgetrennten Verunreinigungen zu verhindern, wurde als vierte Schicht eine 4 cm dicke Filtermatte ausgelegt. Zusätzlich wurden ober- und unterhalb des Filters Gitterroste angebracht, die das ganze System fixieren. Nachdem die Reinigung über die einzelnen Filterschichten abgeschlossen ist, wird das gesäuberte Niederschlagswasser über ein Überfallblech durch einen Kanal in den Schwelmestollen eingeleitet (Grüning et al., 2017).

3.8.1 Gewinnung der Probenmaterialien

Die Entnahme der zu untersuchenden Probenmaterialien erfolgte am 20.05.2019 im Zuge eines Austausches des Filtersubstrates für die drei Filterstraßen, nach einer Standzeit von ca. zwei Jahren. Einen Eindruck vom zugesetzten Filter gibt Abbildung 29. Zunächst wurde eine Probe des Niederschlagswassers im vorgeschalteten Sedimentationsraum gesichert, indem das Wasser in einen Plastikbehälter überführt und anschließend luftdicht verschlossen wurde. Anschließend wurde eine Probe der schlammartigen Ablagerungen auf dieselbe Art und Weise genommen. Darauf erfolgte die Probenentnahme aus der obersten Filterschicht, indem ein Teil des Filtermaterials in einen Behälter überführt wurde. Anschließend konnte die komplette Schicht mit Hilfe des Saugfahrzeugs entfernt werden. Daraufhin ließ sich die Probe für die darunterliegende Filterschicht entnehmen. Durch diese Vorgehensweise konnte nach und nach für jede der drei zu untersuchenden Filterschichten ausreichend Material für die nachfolgenden Analysen gesichert werden. Zu beachten ist jedoch, dass sich eine strikte Separierung der verschiedenen Filtermaterialien als schwierig erwies, da der Filteraufbau so ausgelegt war, dass die einzelnen Lagen direkt ineinander übergingen. Die entnommenen Filterproben sowie der Filterzufluss wurden bis zur Versuchsdurchführung gekühlt gelagert, um biologische Prozesse zu unterbinden.

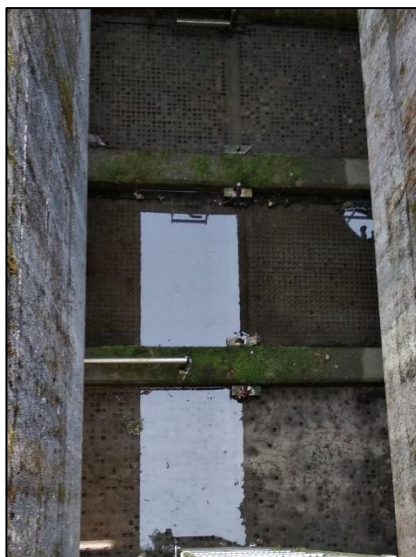


Abbildung 29: Blick auf die Filterstraßen im TRF „In der Fleute“ am Tag der Probenahme

3.8.2 Durchführung Batch-Versuche

Anaerobe Batch-Versuche

Für das anaerobe Batch-Verfahren wurden 18 Schottflaschen (DURAN®Group, Mainz, Deutschland) mit einem jeweiligen Fassungsvermögen von 1000 mL betrieben.

Jeweils vier der 18 Batch-Reaktoren wurden mit 300 mL des grob- und des feinkörnigen Zeoliths sowie mit Blähton befüllt. In zwei weitere Behälter wurde dieselbe Menge des schlammigen Materials hinzugegeben. Die übrigen vier Batch-Reaktoren dienen als Blindprobe und wurden mit keinem der zu untersuchenden Materialien versehen. Anschließend wurden die 18 Probengefäße mit dem entnommenen Regenwasser aus der Filteranlage auf eine Füllhöhe von 700 mL aufgefüllt und das Gewicht der einzelnen Probenbehälter bestimmt (Abbildung 30). Es wurden die Leitfähigkeit und der pH-Wert (WTW GmbH, Deutschland) aller 18 Ansätze ermittelt.



Abbildung 30: Ansatz grobkörniges Zeolith (links) und Batch-Reaktoren im Wasserbad (rechts)

Anschließend wurden die Flaschen mit Stickstoff gespült, um den Sauerstoff aus dem System zu entfernen und mit Deckeln verschlossen, die mit Drucksonden ausgestattet waren. Über die Gewinde der Kugelhähne wurden anschließend Drucktransmitter (Modell: DT1, TITEC Temperaturmesstechnik GmbH, Deutschland) angeschlossen, die über eine Membran mit dem Gasraum der Probenbehälter verbunden waren. Mit diesen wurden die Drücke innerhalb der 18 Batch-Behälter über die gesamte Versuchsdauer gemessen.

Die Batch-Behälter wurden in einem auf 15°C temperierten Wasserbad positioniert, um die Reaktoren über den gesamten Versuchszeitraum hinweg bei einer konstanten Temperatur zu betreiben. Hierfür wurde das Wasserbad (Modell: WB28, PolyScience, USA) zunächst mit Wasser befüllt und anschließend über ein Thermostat (Julabo GmbH, Deutschland) auf die gewünschten 15 °C erwärmt. Nach Matthess (1994) wurden in ungestörten Erdreihen bei Tiefen von 3 m, Temperaturen bis 12 °C gemessen. Durch die Ansetzung von 15 °C sollten optimalere Gegebenheiten für das Bakterienwachstum in Regenwasserfiltern simuliert werden.

Um einen optimalen Kontakt zwischen den anaeroben Mikroorganismen und den zu untersuchenden Filtermaterialien herstellen zu können, wurden die einzelnen Batch-Reaktoren alle ein bis zwei Tage aus dem Wasserbad entnommen und geschwenkt.

Die Entnahme der Batch-Reaktoren wurde auf zwei Termine aufgeteilt. Pro Termin wurde dabei die Hälfte der Batch-Reaktoren, bestehend aus zwei Proben mit grobkörnigem und feinkörnigem Zeolith sowie zwei Proben des Blähtons und eine Probe des schlammigen Materials, entnommen. Hinzu kam jeweils die Analyse von zwei Blindproben. Der erste Satz wurde nach 24 Tagen entnommen und der zweite Satz nach 51 Tagen. Der genaue zeitliche Ablauf der einzelnen Analysen lässt sich Tabelle 18 entnehmen.

Tabelle 18: Zeitlicher Ablauf der Entnahmen und Analysen der anaeroben Versuchsreihe

Datum	Versuchstag	Vorgang
20.05.2019	1	Entnahme der Filtermaterialien; Ansetzen der 18 anaeroben Batch-Reaktoren
29.05. - 06.06. 2019	10 - 18	1. Analyse der Filtermaterialien (Ausgangsmaterialien aus dem TRF)
12.06.2019	24	Entnahme der 1. anaeroben Probenreihe (9 Proben); Biogasanalyse der 1. Probenreihe; Vorbereitung der 1. Probenreihe für die Analyse der Feststoff- und Flüssigphase
14.06. - 26.06.2019	26 - 38	Analyse der Feststoffphasen der 1. Probenreihe; Anschließend Analyse der Flüssigphasen der 1. Probenreihe
17.06 - 25.06.2019	29 - 37	Biofilmanalytik der 1. Probenreihe
09.07.2019	51	Entnahme der 2. anaeroben Probenreihe (9 Proben); Biogasanalyse der 2. Probenreihe; Vorbereitung der 2. Probenreihe für die Analyse der Feststoff- und Flüssigphase
15.07 - 16.07.2019	57 - 58	Biofilmanalytik der 2. Probenreihe
19.07. - 29.07.2019	61 - 71	Analyse der Feststoffphasen der 2. Probenreihe; Anschließend Analyse der Flüssigphasen der 2. Probenreihe

Aerobe Batch-Versuche

Insgesamt wurden 18 Batch-Behälter angesetzt. Diese Anzahl ergibt sich dabei ebenfalls aus jeweils vier Proben mit grobkörnigem und feinkörnigem Material sowie vier Proben mit Blähton und vier Blindproben. Bei den Blindproben handelt es sich lediglich um Regenwasser, welches dem Zulauf der Filteranlage entnommen wurde. Die letzten zwei Behälter wurden mit dem schlammigen Material angesetzt.

Die Batch-Behälter wurden mit ca. 150 mg Material befüllt und das durch die Befüllung resultierende Gewicht ermittelt. Im Anschluss wurden die Behälter bis zur Markierung mit Regenwasser aufgefüllt. Jedem Batch-Reaktor wurde ein Belüfter zugegeben, die Behälter mit Parafilm abgedeckt und mit einer Schere ein Loch in den Parafilm gestochen. Der Parafilm diente dabei zur Einschränkung der Verdunstung über die Flaschenöffnung und zusätzlich konnten die Schläuche der Belüftersteine damit fixiert werden. In der Abbildung 31 wird exemplarisch der Batch-Behälter mit dem grobkörnigen Material dargestellt. Anschließend wurden die Batch-Behälter in ein Wasserbad gestellt, welches eine Temperatur von 15 °C aufwies.

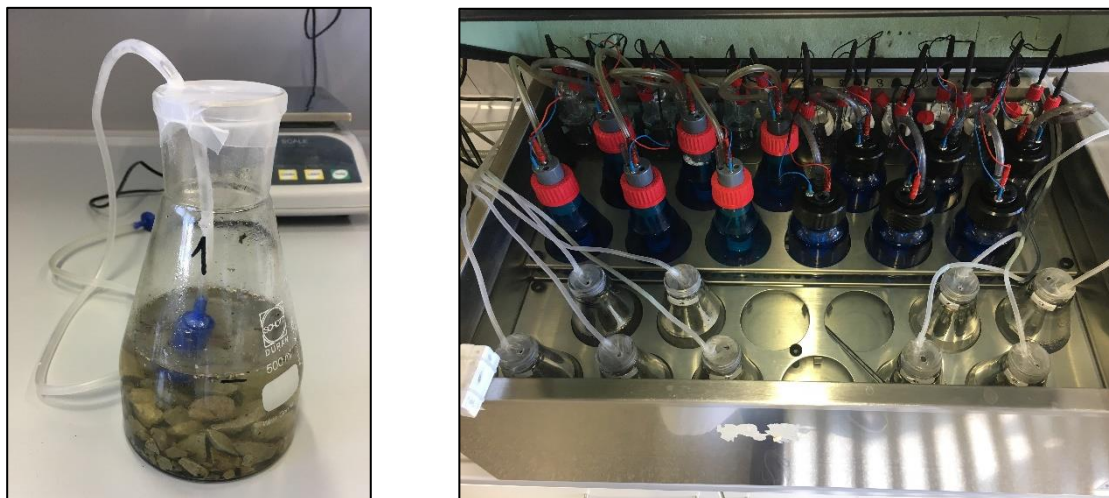


Abbildung 31: Ansatz aerobes Batch-Reaktor mit grobkörnigem Material (links) und Batch-Behälter der aeroben Versuchsreihe im Wasserbad (rechts)

Auch bei der aeroben Versuchsreihe standen die Analysen der Feststoff- und Flüssigphase sowie des Biofilms im Fokus. Die Analyse der Feststoff- und Flüssigphase wurde größtenteils durch ein externes Unternehmen durchgeführt. Die Entnahmen wurden ebenfalls an zwei Terminen durchgeführt, einer in der Mitte des Versuchszeitraumes sowie einer am Ende dieses Zeitraumes. Um sicherzustellen, dass durch die Verdunstung das Probenmaterial immer mit genügend Wasser bedeckt ist, musste in regelmäßigen Abständen von zwei bis drei Tagen der Füllstand in den Batch-Behältern kontrolliert und ggf. mit autoklaviertem Leitungswasser bis zur Markierung aufgefüllt werden. Der zeitliche Ablauf der aeroben Versuchsreihe sowie der Biofilmanalytik wird in Tabelle 19 wiedergegeben.

Tabelle 19: Zeitlicher Ablauf der Entnahmen und Analysen der aeroben Versuchsreihe

Datum	Versuchstag	Vorgang
20.05.2019		Entnahme der Filtermaterialien
23.05.2019	1	Ansetzen der 18 aeroben Batch-Behälter
29.05. - 06.06. 2019	7 – 15	1. Analyse der Filtermaterialien (Ausgangsmaterialien aus dem TRF)
13.06.2019	22	Entnahme der 1. aeroben Probenreihe (9 Proben); Vorbereitung der 1. Probenreihe zur Biofilmanalytik; Vorbereitung der 1. Probenreihe für die Analyse der Feststoff- und Flüssigphase
14.06. - 26.06.2019	23 - 35	Analyse der Feststoffphasen der 1. Probenreihe; Anschließend Analyse der Flüssigphasen der 1. Probenreihe
17.06 – 25.06.2019	26 – 34	Biofilmanalytik der 1. Probenreihe
11.07.2019	50	Entnahme der 2. aeroben Probenreihe (9 Proben); Vorbereitung der 2. Probenreihe zur Biofilmanalytik; Vorbereitung der 2. Probenreihe für die Analyse der Feststoff- und Flüssigphase
15.07 – 16.07.2019	54 – 55	Biofilmanalytik der 2. Probenreihe

Für die Analyse der Fest- und Flüssigphase aus den Batch-Reaktoren wurden zunächst die Feststoffe von der flüssigen Phase der einzelnen Proben getrennt, indem der Inhalt über einem Sieb mit einer Maschenweite von 80 µm entleert wurde. Während die Komponenten der Probe mit einem größeren Durchmesser auf dem Sieb zurückblieben, konnten kleinere Partikel, sowie das hindurchfließende Fluid separiert werden. Mit Hilfe eines Auffangbehälters, der unterhalb des Siebes positioniert wurde, ließ sich dieses Gemisch für weitere Analysen sammeln. Die Flüssig- sowie Feststoffproben wurden auf die Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink hin untersucht. Zudem wurde der CSB bestimmt.

3.9 Analyseverfahren

3.9.1 Angewandte Analyseverfahren und Verfahrensvorschriften

Für die Untersuchungen der Schadstoffkonzentrationen wurden verschiedene, zumeist normierte Verfahren angewandt. Tabelle 20 gibt Aufschluss über die Parameter und die Verfahren.

Tabelle 20: Parameterliste der chemischen Untersuchungen und Angabe des Analyseverfahrens.

Parameter	Verfahren
Blei (Feststoff)	DIN EN ISO 17294-2
Blei (flüssige Phase)	DIN EN ISO 15586 DIN EN ISO 17294-2 DIN EN ISO 11885
Cadmium (Feststoff)	DIN EN ISO 17294-2
Cadmium (flüssige Phase)	DIN EN ISO 17294-2 DIN EN ISO 11885
CSB	Küvettenests (Fa. Hach Lange GmbH)
Diuron (flüssige Phase)	DIN 38407-36
Glyphosat/AMPA (Feststoff)	DIN ISO 11264 modifiziert
Glyphosat/AMPA (flüssige Phase)	DIN 38407-22 modifiziert
Königswasserextrakt	DIN EN 13657
Kupfer (Feststoff)	DIN EN ISO 17294-2
Kupfer (flüssige Phase)	DIN EN ISO 15586 DIN EN ISO 17294-2 DIN EN ISO 11885
Kupfer	Test 1-53, Nanocolor Küvettenest
Leitfähigkeit	DIN EN 27888
Mecoprop (Feststoff)	DIN ISO 11264 modifiziert
Mecoprop (flüssige Phase)	DIN 38407-35
MKW (Feststoff)	DIN EN 14039
MKW (flüssige Phase)	DIN EN ISO 9377-2
oTR	DIN 38409-1
PAK (Feststoff)	DIN 38414 S23
pH-Wert	DIN EN ISO 10523
Quecksilber (flüssige Phase)	DIN EN 1483
TR	DIN 38409-1 DIN EN 15169

Zink (Feststoff)	DIN EN ISO 17294-2
Zink (flüssige Phase)	DIN 38406-8 DIN EN ISO 17294-2 DIN EN ISO 11885
Zink	Test 1-95, Nanocolor Küvettentest
Siebung	DIN 66165-1 DIN 66165-2
Partikelanalyse	ISO 13322-1
Elutionsversuche	DIN EN 12457-4
Korndichte	Angelehnt an DIN 18124
Dichte	DIN 66137-2

3.9.2 Biofilmanalytik

Die Biofilmanalytik erfolgte an den Folgetagen nach der Entnahme der jeweiligen Probenreihen. Untersucht wurden dabei Proben des grobkörnigen und feinkörnigen Materials sowie des Blähtons der aeroben und anaeroben Probenreihe zu den Zeitpunkten vor, während und nach dem Versuchszeitraum. Dadurch, dass die Analyse nicht direkt durchgeführt werden konnte, wurden die Proben zunächst separiert. Dafür wurden die Batch-Behälter aus dem Wasserbad entnommen und das zu untersuchende Material vorsichtig über einem Sieb ausgeschüttet. Die Flüssigkeit aus den Behältern wurde dabei in einem Gefäß aufgefangen. Anschließend wurde pro Material je ein Probenbehälter mit Regenwasser vollständig befüllt. Von dem auf dem Sieb zurückgehaltenen Material wurden einzelne Gesteinskörner mittels einer Pinzette in den jeweiligen Probenbehälter umgefüllt. Bei der Auswahl dieser Steine musste beachtet werden, dass Steine gewählt werden, deren Größe eine Analyse unter dem Mikroskop ermöglichen. Der Probenbehälter wurde danach luftdicht verschlossen und bis zur Untersuchung des Biofilms im Kühlschrank bei 4 °C gelagert.

Am Tag der Biofilmanalytik wurden die Proben aus dem Kühlschrank entnommen. Pro Versuchsreihe und Material wurden je zwei Gesteinskörner ausgesucht, welche in jeweils eine Plastikpetrischale gelegt wurden. Die Vorbereitung der zwei Gesteinskörner desselben Materials ist immer parallel durchgeführt worden. Dafür wurden die Gesteinskörner zunächst mittels einer Pipette mit ca. 50 µl von dem zuvor vorbereiteten Fluoreszenzfarbstoff

SYTO 60 bedeckt. SYTO 60 ist verantwortlich für die Färbung der bakteriellen DNA. Während der Kontaktzeit von mindestens 15 min wurden die Proben bei Raumtemperatur in eine Dunkelkammer gestellt. Danach wurde die Auftragung des zweiten Fluoreszenzfarbstoffs Lectin-Alexa Fluor 488 mit ebenfalls ca. 50 μL durchgeführt. Dieser Stoff soll im späteren Verlauf die EPS-Struktur (Extrazelluläre polymere Substanz) sichtbar machen. Auch hier erfolgte die Inkubation bei Raumtemperatur für mindestens 15 min in der Dunkelkammer. Zum Schluss wurde die Petrischale mit autoklaviertem Leitungswasser aufgefüllt, um beim Eintauchen des Objektivs in das Wasser für einen einheitlichen Brechungswinkel zu sorgen.

Die Materialien wurden im Rahmen der Biofilmanalytik mittels konfokaler Laserscanningmikroskopie (cLSM) untersucht und anhand der Volumina von Biofilm und Mikroorganismen miteinander verglichen. Für die CLSM kam das Leica TCS SP8 zur Anwendung. Als Laser wurden der Argonlaser (Ar) sowie der Helium-Neon-Laser (HeNe) eingeschaltet.

Im nächsten Schritt wurden die Wellenlängenbereiche sowie die Färbung der Detektoren für die Parameter EPS, DNA und Reflektion eingestellt. Der Farbstoff für die EPS wird bei einer Wellenlänge von 488 nm angeregt. Bei 520 nm liegt die optimale Emission vor, weshalb der Emissionsbereich zwischen 500 - 540 nm ausgelegt wurde. Die Farbe dieses Detektors wurde auf Grün gesetzt. Der Farbstoff für die DNA wird hingegen bei 633 nm angeregt und weist bei 680 nm 100 % Emission auf. Hier wurde der Emissionsbereich zwischen 660 - 700 nm definiert und die Farbe Rot gewählt.

Von jedem Material wurden zwei Proben (Gesteinskörner) untersucht, von denen jeweils zwei z-Stacks erstellt wurden. Die Aufnahmen konnten sich anschließend in jeder Ebene für jeden der drei Parameter einzeln oder auch als Überlagerung der Parameter angeschaut werden. Zusätzlich war die Veranschaulichung als 3D-Modell möglich. Die Analyse der Aufnahmen erfolgte anschließend mit der auf Java-basierenden Software ImageJ. Dabei wurde das Programm „Fiji Is Just ImageJ“ (Fiji) verwendet.

3.9.3 Korngrößenbestimmung mit Partikelzählgerät

Zur Analyse der Korngrößenverteilung wird das Partikelzählgerät Syringe der Firma Klotz eingesetzt. Das Messgerät ist ausgerüstet mit einer Messzelle zur Analyse von Partikeln bis zu 140 μm . Das Probevolumen wird mit einem Hubkolben berührungslos durch die Messzelle gesaugt. Durch die umgehende Analyse der Proben wird eine Agglomeration der Teilchen ausgeschlossen. Die Analyse erfolgt in 31 Fraktionen. Die vier kleinsten Fraktionen sind < 1 μm , 1-2 μm , 2-3 μm und 3-5 μm . Die weiteren Fraktionen werden in 5- μm -Schritte unterteilt bis zur größten Fraktion $\geq 135\text{-}140 \mu\text{m}$.

Zur Auswertung werden von einer einzelnen Probe jeweils vier Zählungen mit jeweils 4 ml Probevolumen vorgenommen. Das exemplarische Ergebnis einer einzelnen Zählung mit einem Messvolumen von 4 mL ist in Abbildung 32 dargestellt.

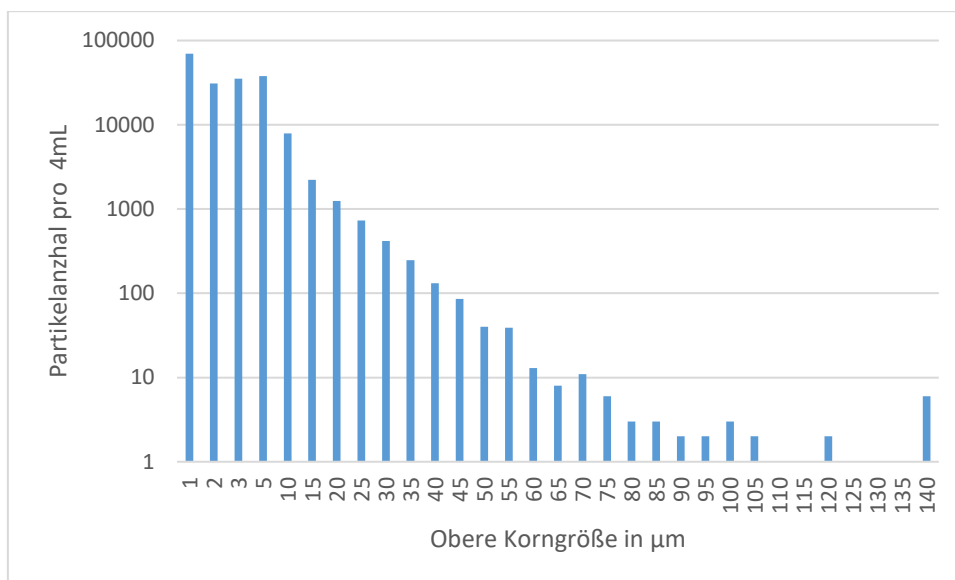


Abbildung 32: Logarithmische Darstellung einer exemplarischen Partikelzählung

Aus den vier Messungen werden arithmetische Mittelwerte gebildet. Die gemittelten Partikelzahlen werden anschließend mit der mittleren Korngröße der jeweiligen Fraktion als kreisrunde Partikel angenommen, umso auf ein Fraktionsvolumen zu schließen und Wirkungsgrade für die einzelnen Fraktionen und für die gesamte Fracht zu ermitteln. Für die Fraktion $\geq 140 \mu\text{m}$ wird zur Berechnung des Fraktionsvolumens eine Korngröße von $140 \mu\text{m}$ angesetzt. Dies führt zu einer systematischen Unterschätzung der größten Kornfraktion. Die Auswirkungen werden jedoch als vernachlässigbar angesehen, da diese Fraktion bei der Passage durch den Filter vollständig abgetrennt wird. Dieses Vorgehen kann daher lediglich zu einer geringfügigen Unterschätzung des Gesamtwirkungsgrades führen.

4 Standortspezifische Schadstoffbelastungen

4.1 Hemmnisse bei der Probenahme im Einzugsgebiet

Im Rahmen des Projektes war geplant, eine großvolumige Probenahme im Einzugsgebiet des TRF Böhler Weg durchzuführen, um so möglichst umfangreiche Informationen zu der Schadstoffzusammensetzung im Einzugsgebiet zu erhalten. Weiterhin hätten konkrete Daten zur AFS-Fracht und Zusammensetzung eine auf die örtlichen Bedingungen abgestimmte Dimensionierung der Filterschüttung erlaubt.

Die Beprobung von Oberflächenabflüssen aus dem Einzugsgebiet konnte jedoch nicht wie geplant durchgeführt werden. Wesentliche Hemmnisse hierbei waren:

- Verzögerungen bei der Einrichtung der Baustelle. Hierdurch gab es keine Stromversorgung unmittelbar an der Probenahmestelle. Außerdem liegt der Regenwasserkanal im Straßenbereich. Eine Absperrung nur für die Probenahme war nicht möglich.
- Alternativ wurde geprüft, die Probenahme in eine wenig frequentierte Nebenstraße hinter dem Bauwerk zu verlegen. Hier zeigte sich jedoch, dass der Regenwasserkanal ein für Wuppertal typisches starkes Gefälle aufweist. Bei dem vorliegenden Gefälle ist eine valide Volumenstrommessung aufgrund des geringen Füllstandes im Kanal nur bei Starkregenereignissen möglich, diese sind jedoch keine repräsentativen Betriebsbedingungen für den Filter.

Da die so erzielten Ergebnisse nicht repräsentativ wären, wurde auf die Beprobung der Abflüsse verzichtet. Stattdessen wurde versucht, einen Eindruck des Schadstoffanfalls im Einzugsgebiet durch eine Feststoffsammlung zu erhalten. Grundsätzlich ist es schwierig von der trockenen Feststoffsammlung in einem Einzugsgebiet, einen Rückschluss auf die Verunreinigung im Oberflächenabfluss zu schließen. Folgende Umstände führen zu einer starken Varianz der Ergebnisse:

Einfluss des Wetters

Lange Trockenwetterzeiten führen zu einer vermehrten Ablagerung von Partikeln und somit zu einer höheren Flächenbelastung. Der Wind kann zu einer Verwehung von AFS führen. Je nach Wetterlage führt dies zu einer Anreicherung, aber auch zu einer Reduzierung im unmittelbaren Bereich der Feststoffsammlung. Die Intensität der vorangegangenen Regenspende kann zu einer Klassierung des abgelagerten AFS führen. Bei nicht abflusswirksamen

Regenspenden kann von einer Agglomeration der Partikel ausgegangen werden, was zu einer Verschiebung der Sieblinie führt.

Einfluss der Straßenreinigung

Die Straßenreinigung hat maßgeblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Feststoffsammlung. Eine Straßenreinigung führt grundsätzlich zu einer Reduzierung der stofflichen Fracht einer Fläche. Gleichzeitig stellt sich mit einer Straßenreinigung auch eine Verschiebung der gesammelten AFS-Probe zu einem höheren Feinanteil ein. Eine lange zurückliegende Straßenreinigung führt zu einer Überschätzung des Grobanteils (vgl. Kuhns et al., 2003).

Einfluss der Probenahme

Je nach Probenahme werden unterschiedliche Partikel mitgetragen. Bei einer Probenahme mit Wasser können die Partikel möglichst vollständig vom Untergrund aufgenommen werden. In diesem Fall lässt sich aber anschließend nicht mehr quantifizieren welche Partikel im trockenen Zustand die Hauptschadstoffträger waren. Eine trockene Probenahme, ist daher vorzuziehen. Aber auch hier können verschiedene Methoden (Pinsel, Staubsauger, Besen) das Ergebnis beeinflussen.

Einfluss der Jahreszeit

Egal welche äußeren Bedingungen bei der Probenahme gewählt werden, die Probenahme kann immer nur exemplarisch sein. Die Ergebnisse spiegeln nur eine Momentaufnahme für einen Ort wider. Eine Probe im Herbst wird beispielsweise einen höheren organischen Anteil haben als eine Probenahme im Frühjahr (Laubfall). Während im Herbst eher mit einem groben Organikanteil zu rechnen ist, wird zur Blütezeit der feine Anteil bedingt durch Pollenflug überwiegen. Spritzmittel, die auf Privatgrundstücken im Wohngebiet ausgebracht werden, sind in erster Linie in der ersten Jahreshälfte zu erwarten.

Die Diskussion zeigt, dass eine Quantifizierung der im Einzugsgebiet anfallenden Frachten durch eine Feststoffsammlung nicht möglich ist. Ebenso wenig kann jedoch durch Beprobung weniger Regenereignisse ein Rückschluss auf die Jahresschmutzfrachten gezogen werden. Daher stellt die gewählte Methode eine Möglichkeit dar, zumindest einen Eindruck des Schadstoffspektrums zu erhalten. Ebenso kann ein Vergleich mit Literaturdaten genutzt werden, um die Größenordnung einzelner Schadstoffe und Schadstoffgruppen einzuordnen und ggf. besonders relevante Schadstoffe zu identifizieren.

4.2 Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des geplanten Filterbauwerks „Böhler Weg“ umfasst eine angeschlossene Fläche von insgesamt 11,4 ha.

Die abflusswirksame Fläche des Einzugsgebiets setzt sich aus folgenden Flächenkategorien zusammen:

Kategorie IIa gemäß Trennerlass NRW: $A_{E,b,IIa} = 8,1$ ha

Kategorie IIb gemäß Trennerlass NRW: $A_{E,b,IIb} = 1,4$ ha

Kategorie III gemäß Trennerlass NRW: $A_{E,b,III} = 1,9$ ha

Bei der angeschlossenen Kategorie III Fläche handelt es sich um die L417 bzw. die Lichtscheiderstraße, welche auch unmittelbar am Bauwerk vorbeiführt. Die abflusswirksame Kategorie IIa Fläche ist das Betriebsgelände der hier ansässigen Versicherung. Neben Parkplätzen besteht das Betriebsgelände im Wesentlichen aus Gebäudekomplexen und Fußwegen bzw. Straßen zu den Parkplätzen. Dieses Gelände macht mit etwa 70 % den größten Teil des Einzugsgebietes aus. Bei den Kategorie IIb-Flächen handelt es sich hauptsächlich um die Auf- und Abfahrten zur L417.

Aus einem Teil der Anschlussfläche (3,8 ha) werden die Oberflächenabflüsse nicht unmittelbar zur Filteranlage geleitet. Zunächst entwässert diese Fläche in zu einem Versickerungsbecken (Lichtscheid). Erst bei Überschreitung der kritischen Regenspende im Einzugsgebiet des Versickerungsbeckens wird ein Teil des Abflusses über ein Verzweigungsbauwerk dem Filter zugeführt. Dies führt zu einer geringeren Belastung des Filters bei geringen Niederschlagsintensitäten.

Aus allen angeschlossenen Flächen ergibt sich ein behandlungspflichtiger Niederschlagsabfluss von $Q_{krit} = 90$ l/s. Eine Übersichtskarte des Einzugsgebiets ist in Abbildung 33 dargestellt.

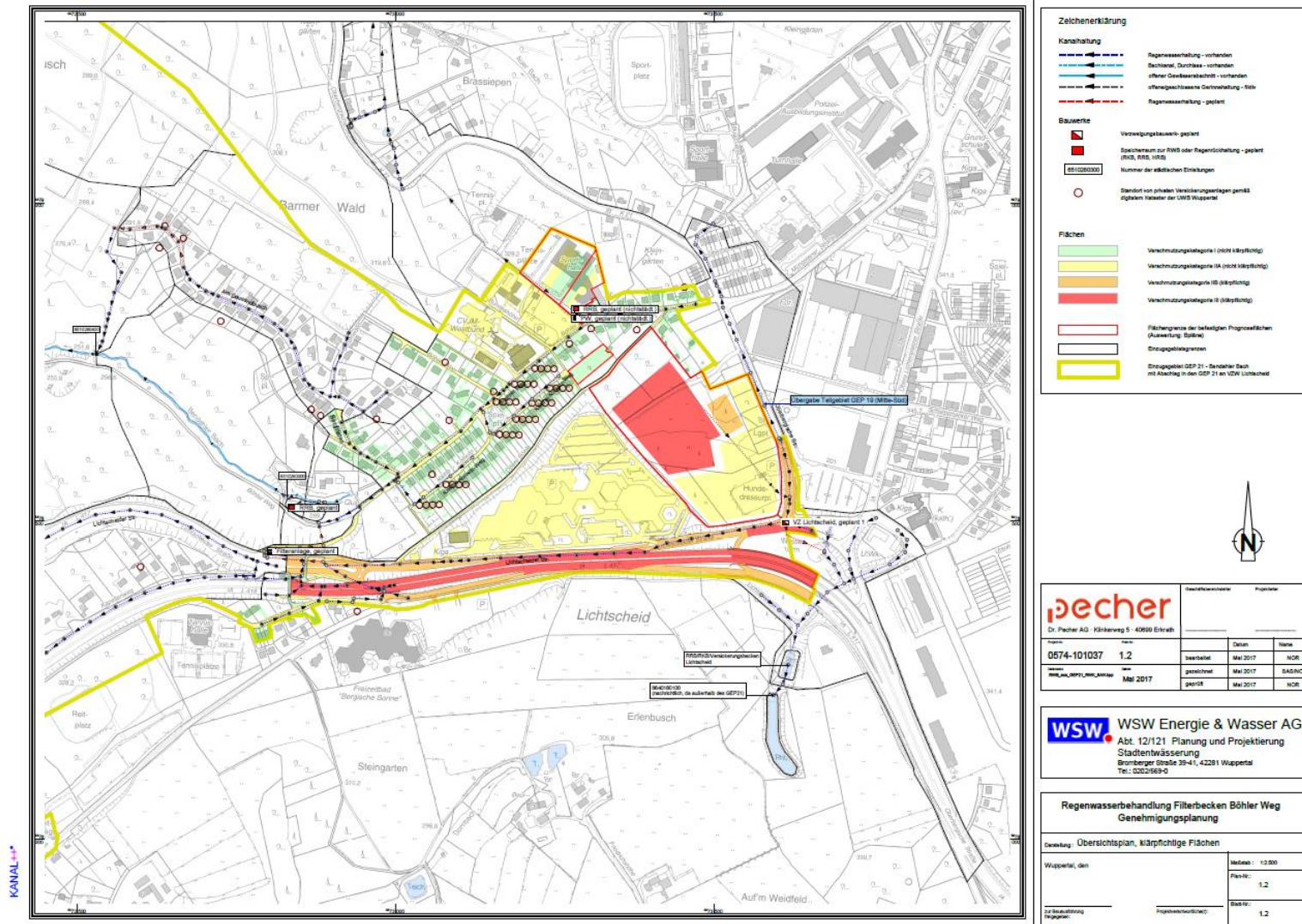


Abbildung 33: Einzugsgebiet zum geplanten technischen Regenwasserfilter und Kategorisierung der Flächen

4.3 Sammlung der Straßenstäube

Es wurden die in Tabelle 21 gelisteten Proben im Einzugsgebiet TRF Böhler Weg in Wuppertal genommen. Die Proben unterscheiden sich hinsichtlich Art der Straße (Landesstraße, Parkplatz einer Versicherung) sowie nach der Kategorisierung gemäß Trennerlass (Abbildung 33). Die Differenzierung der Flächen hinsichtlich Kategorisierung und Verkehrsaufkommen ist in Tabelle 21 dargestellt.

Die Probenahme wurde so terminiert, dass eine möglichst lange Trockenperiode voranging bzw. die Niederschlagsintensität gering war, um einen möglichst langen Zeitraum ohne abflusswirksames Regenereignis und somit eine möglichst große Feststofffracht zu erzielen. Ferner wurde darauf geachtet, dass nicht direkt vor der Sammlung der Straßenstäube die regelmäßige Straßenreinigung stattgefunden hat (Abbildung 34).

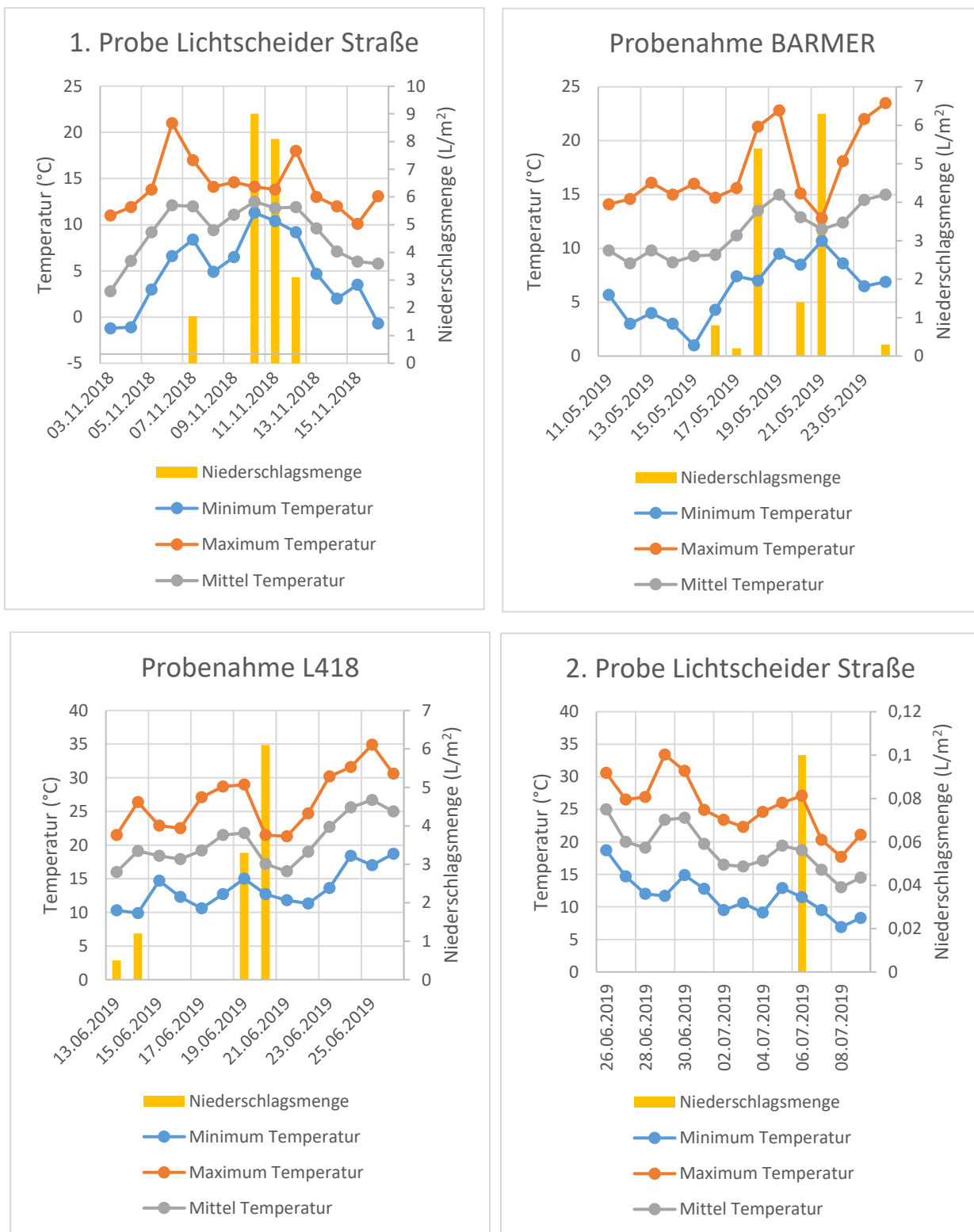


Abbildung 34: Wetterdaten von den Zeiträumen der Probenahmen (Wetterkontor)

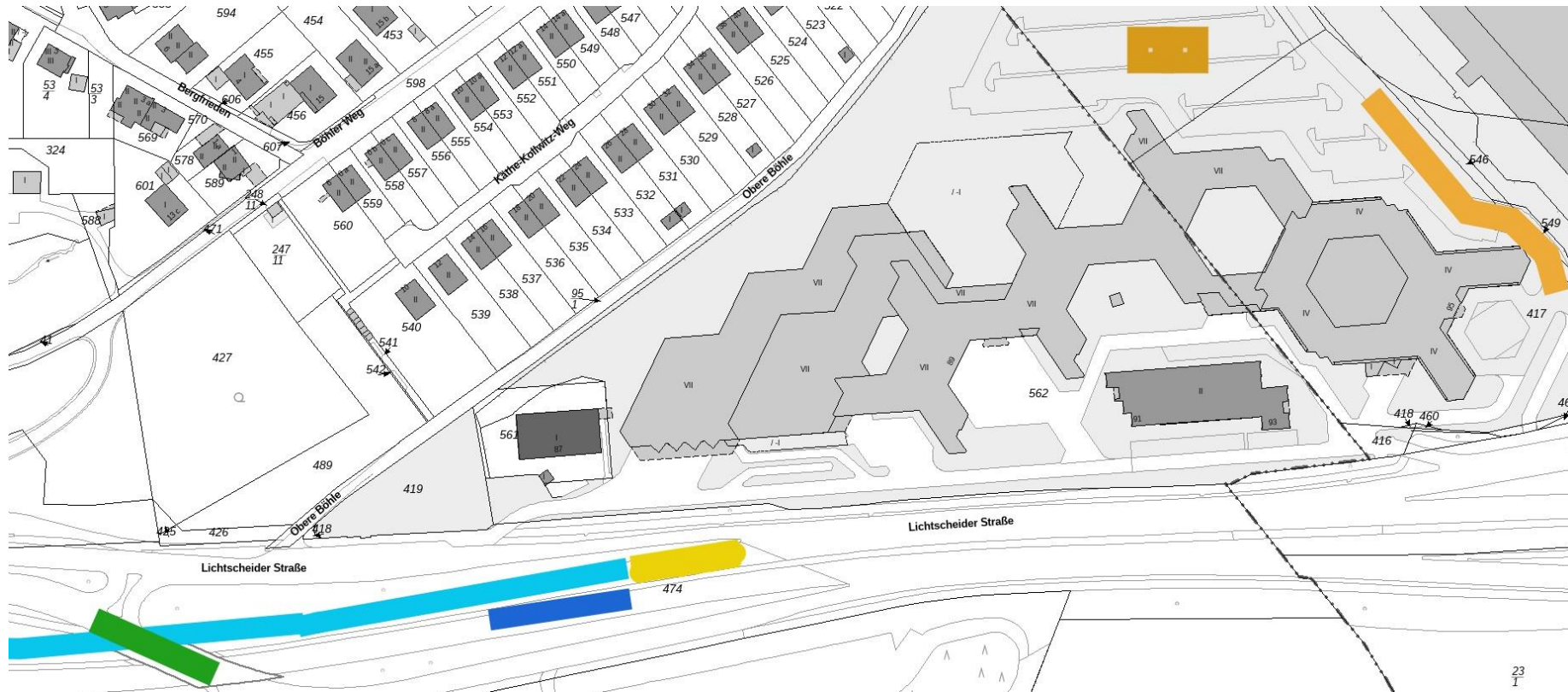


Abbildung 35: Standorte der verschiedenen Probenahmen: ■ händisch L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ■ Kehrmaschine L418 Fahrtrichtung Elberfeld, ■ händisch L418 Fahrtrichtung Lichtscheid, ■ Parkplatz BARMER Krankenkasse, ■ Lichtscheider Straße (unter Brücke L418) (Karte erstellt mit geoportal.nrw)

Tabelle 21: Probensammlungen

Datum	Ort	Straßenart/DTVw*	Kategorie	Art der Sammlung	Fläche	Gesammelte Masse
16.11.2018	Lichtscheider Straße	Landstraße/2.500-5.000 Kfz/d	2B	händisch**	15 m ²	1,07 kg
24.05.2019	Parkplatz BARMER Versicherung	Parkplatz/k.A.	2A	händisch**	152 m ² freie Fläche + 80,4 x 1 m = 80,4 m ² SUMME 232 m ²	5,30 kg
26.06.20109	L418, Richtung Elberfeld	Landstraße/30.000-40.000 Kfz/d	3	händisch**	25 x 1 m = 25 m ²	24,2 kg
26.06.20109	L418, Richtung Elberfeld	Landstraße/30.000-40.000 Kfz/d	3	Straßenkehrmaschine	275 m	10,9 kg***
26.06.20109	L418, Richtung Lichtscheid	Landstraße/30.000-40.000 Kfz/d	3	händisch**	25 x 1 m = 25 m ²	5,40 kg
09.07.2019	Lichtscheider Straße	Landstraße/2.500-5.000 Kfz/d	2B	händisch**	40 x 1 m = 40 m ²	8,95 kg

* durchschnittlicher werktäglicher (Mo-Fr) Tagesverkehr (Wuppertaler Umwelt- und Geodatenportal)

** händische Sammlung: Fegen mit Besen, Handfegern, Pinseln und anschließendes Absaugen mit Trockensauger

*** von der gesammelten Probenmenge der Straßenkehrmaschine wurde nur ein Teil entnommen

Die Sammlungen der Straßenstäube erfolgten in der Regel mit Hilfe von Besen, Staubsaugern sowie Pinseln. Die Feststoffe wurden nach Sammlung bei 40 °C getrocknet. Es wurde nicht die klassische Temperatur zur Bestimmung des Trockenrückstands verwendet, da schon bei Temperaturen unter 100 °C organische Schadstoffe verdampfen können. Die Stoffe wurden mittels Siebung fraktioniert, die einzelnen Fraktionen wurden quantifiziert und zur weiteren Analyse verwendet.

Die Fraktionierung der Proben erfolgte, um nicht nur die gesamte Schadstoffbelastung zu ermitteln, sondern eine Unterscheidung und Bilanzierung in den verschiedenen Größenfraktionen durchführen zu können. Dies ist besonders in Hinblick auf die abflusswirksamen Fraktionen als auch auf die AFS63-Belastung wichtig.

4.4 Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse der Korngrößen- und Schadstoffanalyse der Straßenstäube

Die erste Sammlung von Straßenstaub erfolgte im November auf der Landstraße „Lichtscheider Straße“. Es wurden mittels Trockensiebung nur Fraktionen kleiner 1250 µm hergestellt und quantifiziert. Nur rund 24 % der Gesamtmasse gehörte den abflusswirksamen Größenfraktionen kleiner 250 µm an (Abbildung 36).

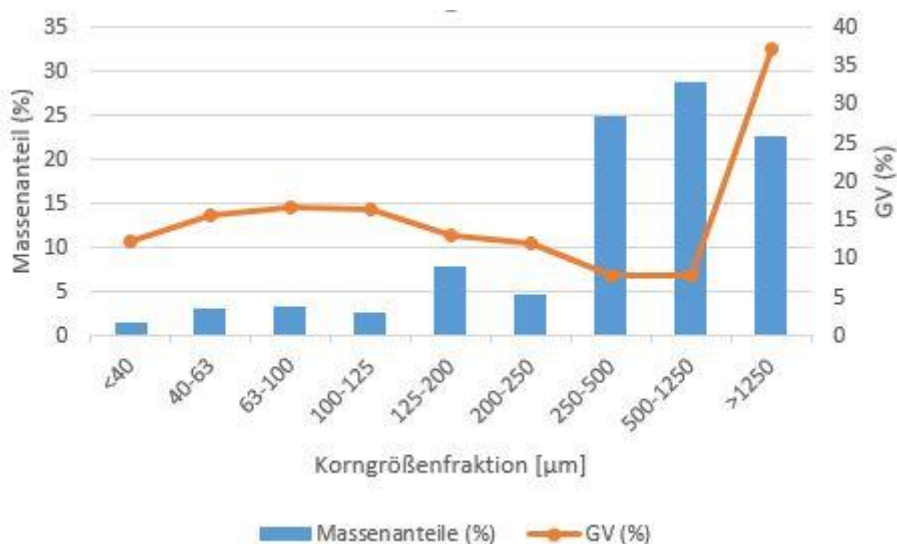


Abbildung 36: Massenanteile und Glühverluste der Siebfraktionen bei der Sammlung „Lichtscheider Straße“ im November 2018

Für die einzelnen Fraktionen wurde der Glühverlust bestimmt. Die Fraktionen zwischen 250 und 1250 µm hatten einen deutlich geringeren Glühverlust (7,8 %) und somit einen höheren mineralischen Anteil als die kleineren Fraktionen (12-16 %). Zu einem großen Teil aus

organischem Material besteht die Grobfraktion größer 1250 µm, welche einen Glühverlust von 37 % besitzt (Abbildung 36).

Aufgrund der für die weiteren Analysen notwendigen Menge an Probenmaterial wurden Mischproben der Größenfraktionen < 40 µm, 40 - 63 µm, 63 - 200 µm sowie 200 – 1250 µm erstellt. Diese wurden auf Schwermetalle (Blei, Kupfer, Cadmium, Zink) sowie Mecoprop analysiert. Die beiden gröberen Fraktionen wurden auch auf das Vorliegen Polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) untersucht. Eine Analyse auf den Gehalt an Glyphosat bzw. dem Abbauprodukt AMPA hat aufgrund der Jahreszeit nicht stattgefunden. Die Konzentration von Mecoprop lag unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 mg/kg_{TR}. Für MKW wurde eine Belastung von 419 mg/kg_{TR} und für PAK von 5,5 mg/kg_{TR} bestimmt. Dabei ist auffällig, dass die Schadstofffracht bei den MKW zu 40 % und bei den PAK zu 13 % an der Feststofffraktion 63 – 200 µm gebunden ist. Auch Schwermetalle konnten in signifikanten Konzentrationen in den Feststofffraktionen analysiert werden. Kupfer und Zink wurden mit 342 und 579 mg/kg_{TR} sowie Blei und Cadmium mit 68,7 und 0,433 mg/kg_{TR} gefunden. Während die Schwermetallkonzentrationen in den beiden Feinfraktionen am höchsten waren, lagen die hohen Frachten mit Werten von etwa 90 % an den beiden gröberen Fraktionen gebunden vor (Abbildung 37).

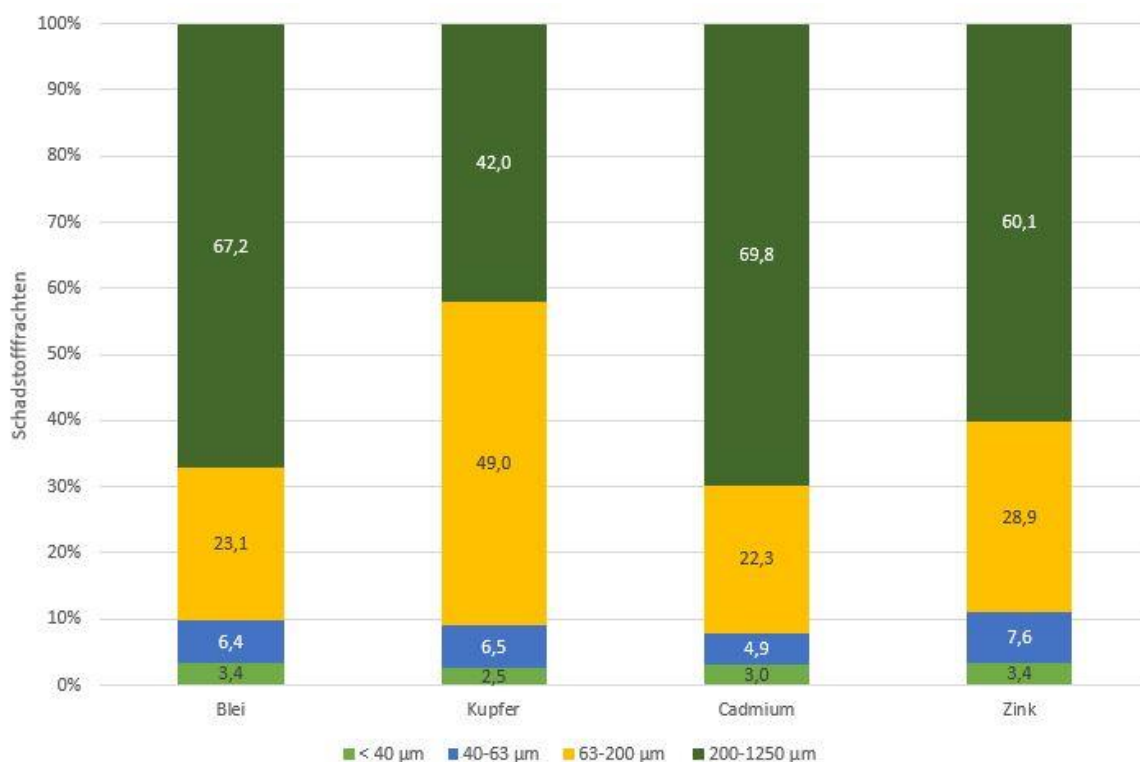


Abbildung 37: Herkunft der Schwermetallfrachten bei der Sammlung „Lichtscheider Straße“ im November 2018

Die weiteren Sammlungen konnten aufgrund der gleichen Siebung gut miteinander verglichen werden.

Abbildung 38 zeigt die Ergebnisse der Siebungen. Die Balken stellen den Feststoffanteil der einzelnen Sammlungen dar, wohingegen die Kurvenverläufe den Glührückständen entsprechen. Auffällig ist, dass im Allgemeinen die Feststoffanteile der abflusswirksamen Fraktionen kleiner 250 μm immer kleiner 8 % sind. Die Fraktionen 500-1000 μm sowie 250-500 μm nehmen mit Anteilen um 20 % den Hautanteil der gesammelten Straßenstäube ein. Die Glühverluste der Fraktionen bis 1000 μm liegen im Bereich von 80-90 %. Bei den größeren Fraktionen steigt der Glühverlust auf bis zu 50 %, was einen höheren organischen Anteil bedeutet. Dieser ist durch Blätter, Blüten oder Früchte zu erklären. Im Allgemeinen ist der Verlauf der Glührückstände wie erwartet.

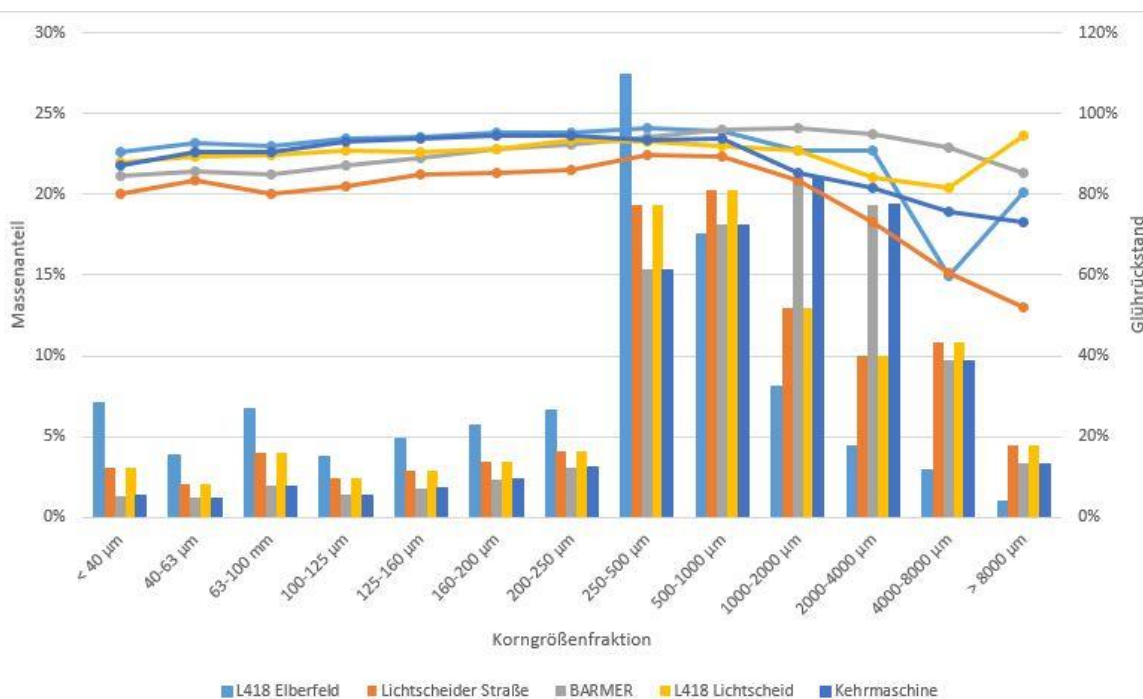


Abbildung 38: Feststoffanteil (Balken) sowie Glührückstand (Linie) der einzelnen Siebfraktionen der fünf verschiedenen Sammlungen

Abbildung 39 zeigt für die alle Sammlungen die die Sieblinien. Die Ergebnisse für den Feinanteil AFS63 passen mit Anteilen zwischen 2,6 % und 11 % gut in das von Gelhardt (2017) beschriebene Spektrum der Literaturrecherche, welche AFS63-Anteile von 1 % bis 46 % identifizierte (Abbildung 2a). In

Tabelle 22 sind die D0,1, D0,5 und D0,9-Werte abgeschätzt. Schon hier kann die Heterogenität der Proben erkannt sowie einige wichtige Erkenntnisse gezogen werden. Die Lichtscheider Straße wurde zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt. Trotz der unterschiedlichen Art der Siebung sowie des zeitlichen Versatzes um 7 Monate ist der Verlauf

der Sieblinien, speziell im abflusswirksamen Bereich kleiner 250 μm sehr ähnlich. Die $D_{0,1}$ -Werte liegen bei 109 μm (2019) sowie 117 μm (2018). Die $D_{0,5}$ -Werte variieren mit 663 μm bzw. 469 μm etwas stärker. Ferner zeigt sich, dass die Sieblinien der Proben auf der L418 in die unterschiedlichen Fahrrichtungen eine Varianz aufweisen. In Fahrtrichtung Lichtscheid, also im leichten bergauf-Bereich liegen die D-Werte in höheren Bereichen, die Probe ist also insgesamt grober. Auch zeigt sich, dass die Beprobung mit einer Kehrmaschine keine repräsentativen Ergebnisse liefert. Die Probe weist im Vergleich zur Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld einen deutlich flacheren Verlauf der Sieblinie auf, was für einen geringen Anteil an Feinstpartikeln und eine Verschiebung hin zu größeren Partikeln spricht ($D_{0,1}$ 57,6 μm gegen 190 μm ; $D_{0,5}$ 334 μm gegen 712 μm). So wurden bei händischer Probenahme 84 % der Masse als Partikel kleiner 1000 μm identifiziert, bei der Kehrmaschine waren es lediglich 59 %. Daraus kann geschlossen werden, dass die Kehrmaschine weniger Feinanteile von der Straße kehrt, als es mittels händischer Methode möglich ist. Insgesamt kann ein Trend erkannt werden, dass die Proben einen größeren Feinanteil haben, je stärker die Straße befahren ist.

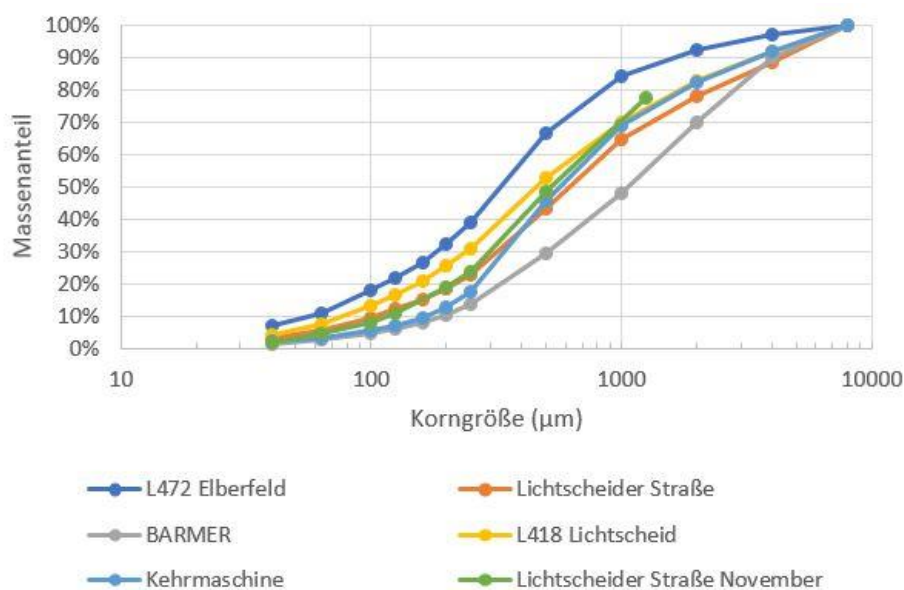


Abbildung 39: Sieblinien der verschiedenen Sammlungen im Vergleich

Die einzelnen Fraktionen der Sammlungen L418 Fahrtrichtung Elberfeld, Lichtscheider Straße im Juli 2019 sowie Parkplatz BARMER wurden auf ihre Schadstoffgehalte untersucht. Dabei wurde der Fokus auf Schwermetalle (Cu, Zn, Pb, Cd) sowie organische Stoffe (PAK, MKW) gelegt. In Stichproben wurde auch auf Mecoprop untersucht, welches in allen Proben unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$ lag. Auf eine Analyse auf Glyphosat und AMPA wurde verzichtet, da die Proben nicht in der entsprechenden Vegetationszeit, zu der mit einem Ausbringen von PSBM gerechnet werden kann, genommen wurden.

Tabelle 22: Kenndaten aus den Siebkurven

	D0,1 (µm)	D0,5 (µm)	D0,9 (µm)
L418 Elberfeld	57,6	334	1640
Lichtscheider Straße	109	663	5860
BARMER	200	1130	4840
L418 Lichtscheid	79,6	469	3910
Kehrmaschine	190	712	n.b.
Lichtscheider Straße November 2018	117	527	n.b.

Abbildung 40 zeigt exemplarisch die Ergebnisse der Schadstoffkonzentrationen und –frachtender einzelnen Siebfraktionen für die Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in den drei beprobten Sammlungen. Blaue Balken und Kurven repräsentieren die Landesstraße L418 in Fahrrichtung Elberfeld, gelbe Balken und Kurven die Lichtscheider Straße und grünen Balken und Kurven den Parkplatz der Krankenversicherung BARMER.

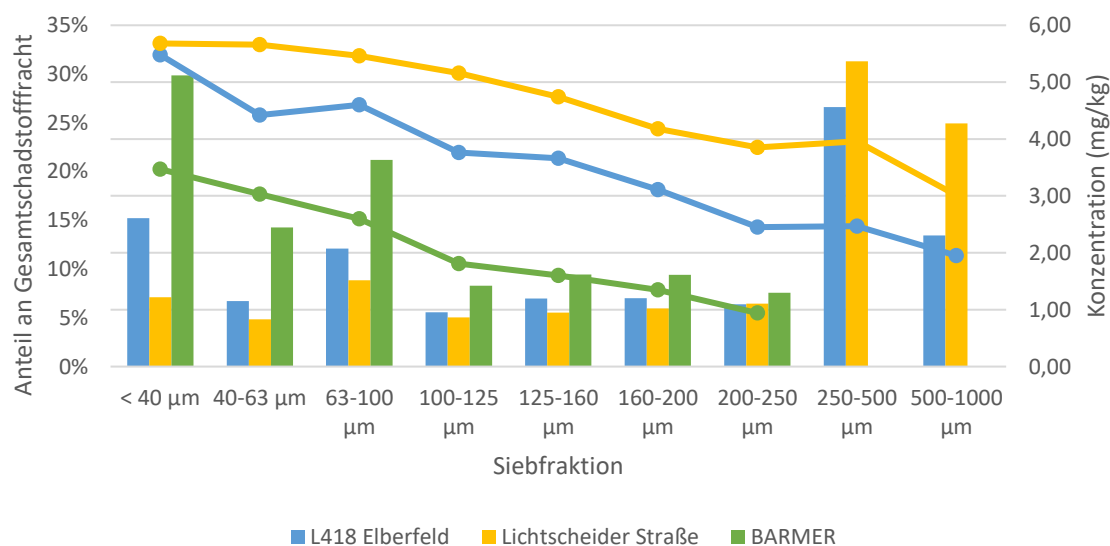


Abbildung 40: PAK-Konzentrationen (Linien) und –Frachten (Balken) in Abhängigkeit von der Siebfraktion

Die Kurvenverläufe stellen die Schadstoffkonzentration der Feststoffe dar, die Balken die Anteile an der Gesamtschadstofffracht, bezogen auf die Massenanteile der einzelnen Feststofffrachten. Die PAK-Konzentrationen der Probe BARMER in den Korngrößenfraktionen 250-500 µm und 500-1000 µm waren nicht bestimmbar. Es ist erwartungsgemäß zu erkennen, dass die Schadstoffkonzentration mit zunehmender Partikelgröße kleiner wird. Dies

ist auf die erhöhte Oberfläche bei kleinen Partikeln bezogen auf das Gesamtvolumen der Partikel zu erklären. Ferner ist dem Diagramm zu entnehmen, dass die Gesamtschadstoffbelastung auf dem Parkplatz mit einem entsprechend geringen Verkehrsaufkommen deutlich unterhalb der stark befahrenen Landstraßen liegt. Die Feststofffraktionen größer 250 μm nehmen aufgrund ihres großen Anteils in der Gesamtfeststoffmasse einen großen Teil der Schadstofffracht ein.

Abbildung 41 zeigt die Ergebnisse der Konzentrationsmessung und den daraus resultierenden Anteilen an der Gesamtschadstofffracht für Cadmium. Bei Ergebnissen, welche auf den Konzentrationen von Cadmium beruhen, also jegliche Cadmium-Fracht-Berechnung muss beachtet werden, dass die Frachten bzw. Anteile der Fraktionen größer 125 μm wahrscheinlich kleiner als angegeben sind, da die Nachweisgrenze bei 0,4 mg/kg lag.

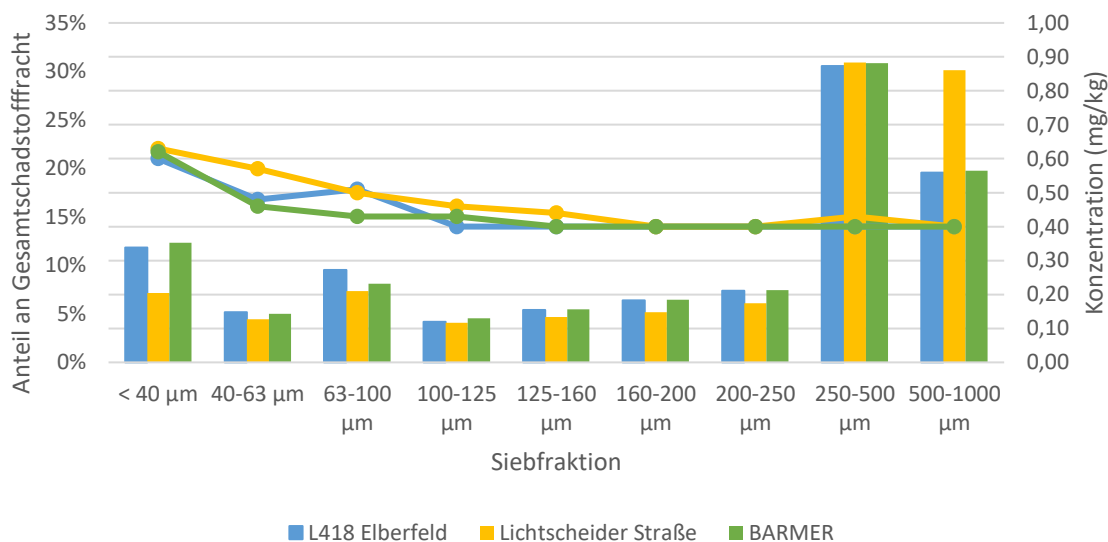


Abbildung 41: Cadmium-Konzentrationen (Linien) und -Frachten (Balken) in Abhängigkeit von der Siebfraction

Tabelle 23: Konzentrationsbereiche der Schadstoffe bezogen auf die drei verschiedenen Probenahmestellen

Schadstoff	L418 Elberfeld		Lichtscheider Straße		BARMER	
	C _{min} (mg/kg)	C _{max} (mg/kg)	C _{min} (mg/kg)	C _{max} (mg/kg)	C _{min} (mg/kg)	C _{max} (mg/kg)
Kohlenwasserstoffe	330	1100	310	2100	240	1100
Summe PAK	1,95	5,48	3,01	5,68	0,94	3,47
Blei	26	100	19	150	19	76
Cadmium	<0,40	0,60	<0,40	0,63	<0,40	0,62
Kupfer	65	480	120	680	37	180
Zink	240	850	340	1200	160	790

Tabelle 23 gibt die minimal und maximal gemessenen Schadstoffkonzentrationen, bezogen auf die Probenahmestelle an. Auffällig ist, dass die MKW-Konzentration der Lichtscheider Straße in der Fraktion <40 µm mit 2100 mg/kg beinahe doppelt so hoch ist, wie an den beiden anderen Probenahmestellen. Kohlenwasserstoffe in Straßenstäuben stammen aus Abgasen, Kraftstoffen, Frostschutzmitteln sowie Tropfverlusten von Motorölen. Vor allem im ruhenden Verkehr werden große Mengen MKW durch unvollständige Verbrennungsprozesse im Leerlauf des Motors frei. Ähnlich verhält es sich mit der Summe an PAK, wobei diese zusätzlich zur unvollständigen Verbrennung im Motor auch durch Fahrbahnabrieb und Reifenabrieb emittiert werden. Dies erklärt die geringen PAK-Konzentrationen auf dem Parkplatz der BARMER Krankenkasse, da dort weder viel Reifenabrieb noch lange Standzeiten bei angeschaltetem Motor zu erwarten sind. Auch die Schwermetalle zeigen eine erhöhte Konzentration auf der Lichtscheider Straße im Vergleich zu den beiden anderen Probenahmestellen. Blei wird vorwiegend aus Abgasen und Fahrbahnabrieb, Cadmium aus Reifenabrieb und Korrosionsverlusten der Kfz, Kupfer aus Abgasen, Abrieb von Bremsbelägen, Reifenabrieb und Korrosionsverluste der Kfz sowie Zink durch Abgase, Abrieb von Bremsbelägen, Korrosionsverlusten der Kfz, Reifenabrieb, Verkehrsschildern und Leitplanken emittiert. Durch stop-and-go, welches in dem Bereich der Lichtscheider Straße häufig anzufinden ist, können erhöhte Raten an Bremsabrieb sowie Reifen- und Straßenabrieb erwartet werden, welche zu erhöhten Konzentrationen führen.

Ein Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit Literaturdaten ist Tabelle 24 zu entnehmen. Während Aryal (2011) und Wang (2010) recht geringe Konzentrationen für PAK fanden, liegen die in dieser Studie ermittelten Konzentrationswerte im Bereich von Zhao

(2008). Auch die Werte für Blei und Zink liegen im höheren, aber in der Literatur beschriebenen Bereich. Lediglich die Kupfer-Konzentrationen übersteigen die in der Literatur dargestellten Werte.

Tabelle 24: Vergleich der ermittelten Schadstoffkonzentrationen mit Literaturwerten

Quelle	PAK (mg/kg)	Blei (mg/kg)	Cadmium (mg/kg)	Kupfer (mg/kg)	Zink (mg/kg)
<i>diese Studie</i>	<i>0,94-5,68</i>	<i>19-150</i>	<i><0,4-0,63</i>	<i>37-680</i>	<i>160-1200</i>
Zhao (2011)		54±19,2		62,5±43,8	340,0±146,6
Gunawardana (2014)		30±20- 50±50	--	50±50- 140±110	110±140- 320±300
Kayhanian (2012)		5,3-108		30-450	<100-500
Zhu (2008)		270-928		150-220	926-1188
BASSt (2011)		11,4-25,7	0,312-8,74	202-325	648-1718
Aryal (2011)	0,0094- 0,118				
Zhao (2008)	1,629-8,986				
Wang (2010)	0,27-1,3				

Die Herkunft der Schadstofffrachten in Bezug auf die Größenfraktionen (0-1000 µm) kann für alle Schadstoffe und alle beprobten Sammlungen Abbildung 42 entnommen werden.

Es zeigt sich, dass zwischen 30 und 55 % der Schadstofffrachten an den nichtabflusswirksamen Partikeln größer 250 µm adsorbiert sind. Für ein an die Einzugsfläche angeschlossenes Filtersystem sind vor allem die abflussrelevanten Korngrößen kleiner 250 µm interessant, wobei auch größere Partikel durch Verwehungen aufgrund von Straßenverkehr oder Wind in Straßeneinläufe gelangen können. Werden die Feststoffe größer 250 µm nicht betrachtet, so ergeben sich die Schadstofffrachtenverteilungen in . Es fällt auf, dass bei allen Schadstoffen die Fracht der kleiner 40 µm-Fraktion bei dem Parkplatz (BARMER) am größten und bei der Bundesstraße (Lichtscheider Straße) am kleinsten ist. Genauso verhält es sich mit der Schadstofffracht kleiner 63 µm. Dies ist durch prozentual deutlich erhöhten Schadstoffkonzentrationen an den Feinfraktionen zu erklären. Insgesamt stellt die schwer bis nicht sedimentierbare Feststofffraktion kleiner 63 µm zwischen 19 % und 44 % der Schadstofffrachten. Bei einer Behandlung der Niederschlagsabflüsse sollte darauf geachtet werden, dass speziell dort, wo große Teile der Schadstofffracht an schwer oder nicht sedimentierbaren Partikeln haften, ein spezieller Rückhalt für diese Feststofffraktion eingeplant wird.

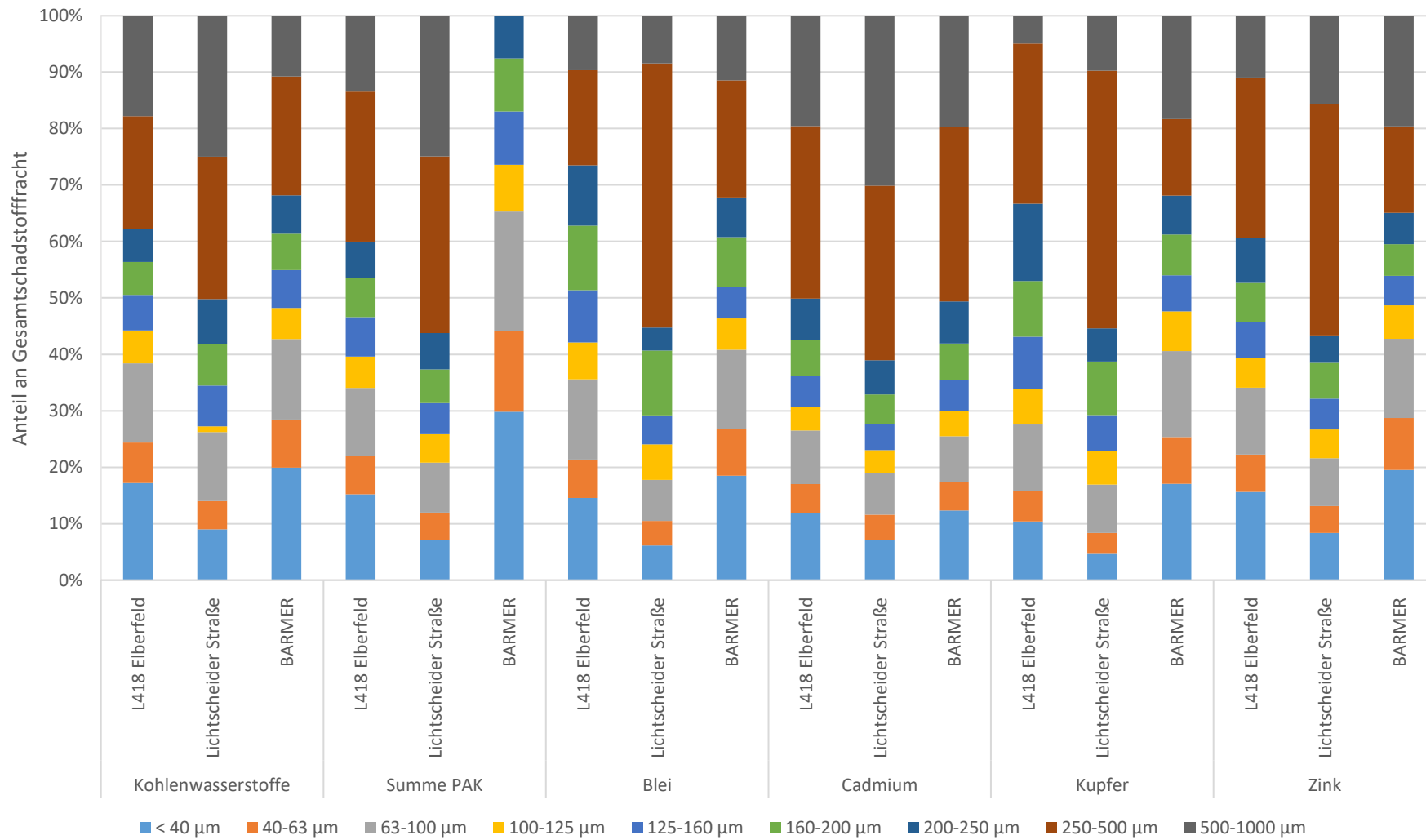


Abbildung 42: Prozentuale Verteilung der Schadstofffrachten auf die einzelnen Korngrößenfraktionen in Bezug auf die Gesamtkornfraktion 0-1000 μm

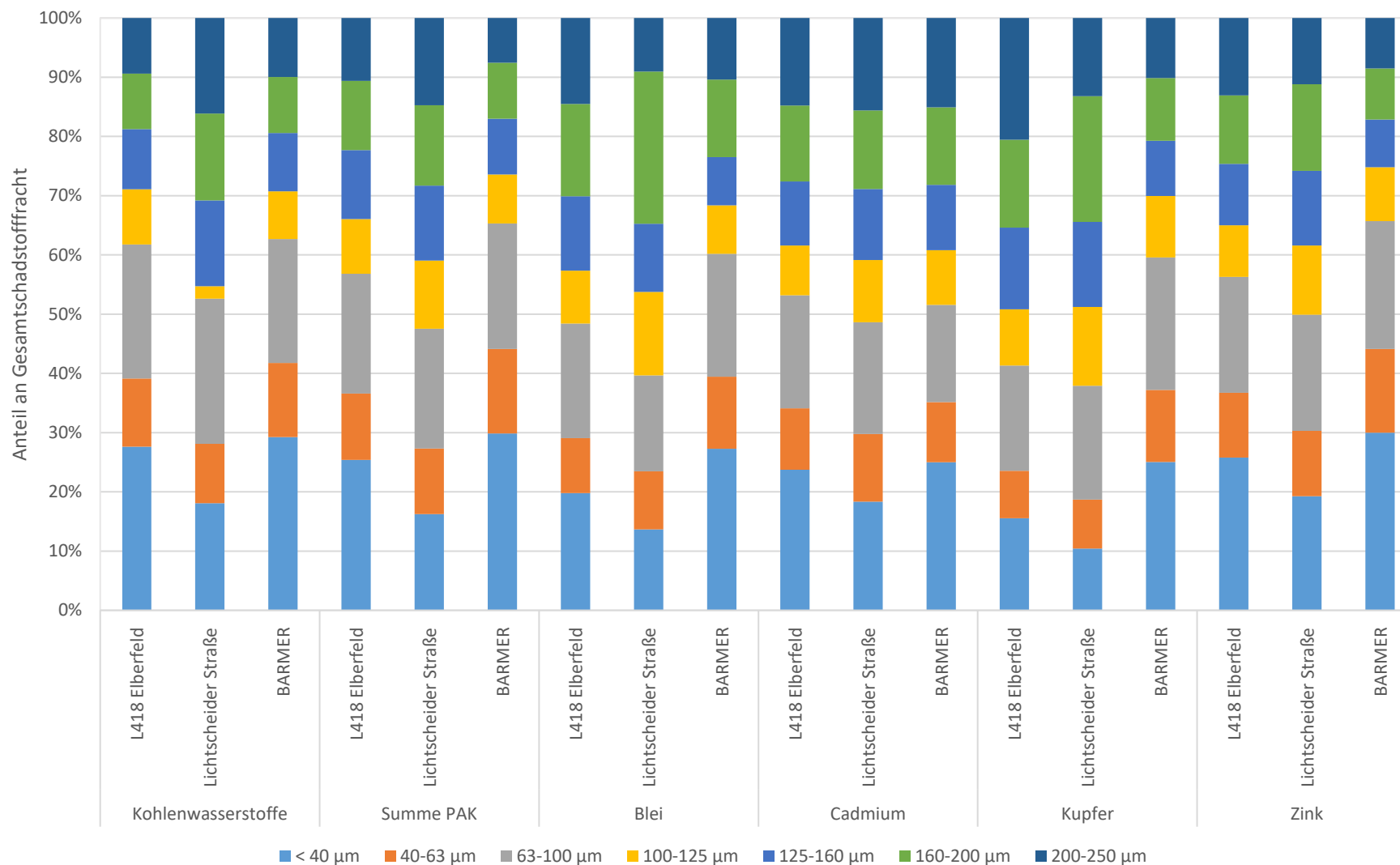


Abbildung 43: Prozentuale Verteilung der Schadstofffrachten auf die einzelnen Korngrößenfraktionen in Bezug auf die Gesamtkornfraktion

Bei den Sammlungen der Straßenstäube wurde die Fläche, auf der die Straßenstäube gesammelt wurden, sowie die Gesamtmasse der Stäube bestimmt. Aus diesen Daten und den Konzentrationen der Schadstoffe konnten Schadstofffrachten pro Quadratmeter Fläche bestimmt werden. In Abbildung 44, Abbildung 45 und Abbildung 46 sind die Frachten der verschiedenen Schadstoffe gegen die Straßenart aufgetragen. Die Abbildungen unterscheiden sich hinsichtlich der betrachteten Korngrößenfraktion. In allen Fällen wurde die y-Achse logarithmisch aufgetragen, um die doch sehr unterschiedlichen Schadstofffrachten auf einer Achse darstellen zu können.

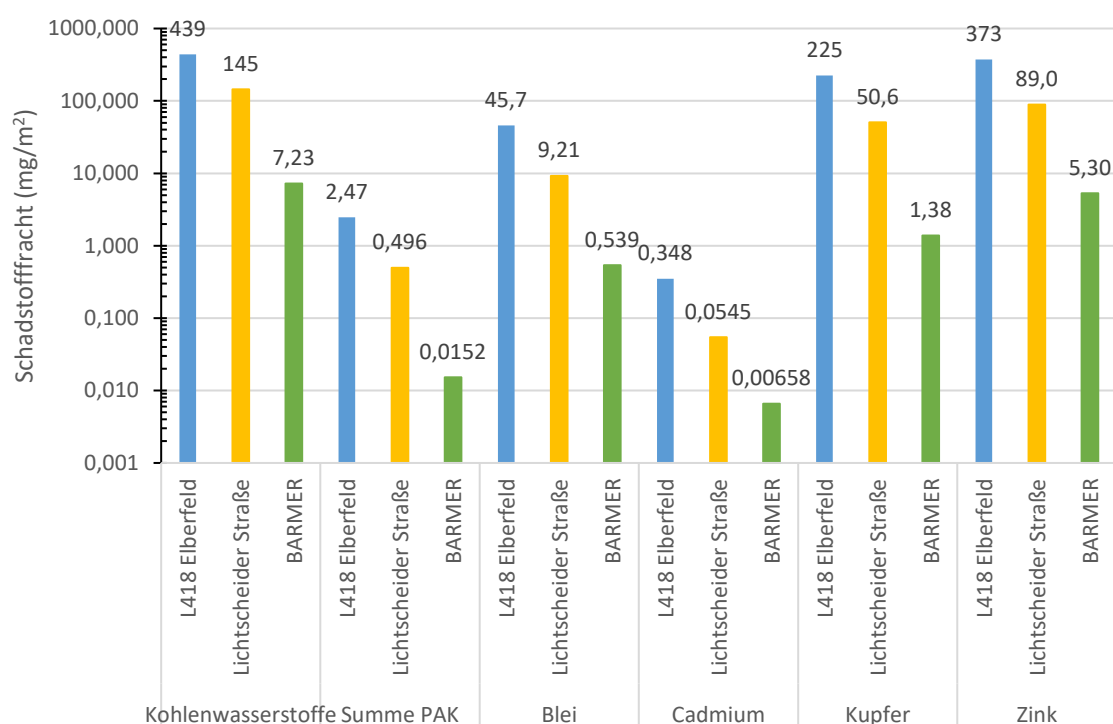


Abbildung 44: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 1000 μm bezogen auf die Straßenart

Die blauen Säulen stellen immer die Landesstraße L418 in Fahrrichtung Elberfeld, die gelben Balken die Lichtscheider Straße und die grünen Balken den Parkplatz der Krankenversicherung BARMER dar. Abbildung 44 umfasst alle Partikel mit Korngrößen bis 1000 μm , Abbildung 45 die abflusswirksamen Partikel kleiner 250 μm und Abbildung 46 die mittels Sedimentation sehr schlecht abtrennbaren Partikel kleiner 63 μm . Es ist darauf zu achten, dass die absoluten Frachten in mg/m^2 Straßenfläche bzw. in $\mu\text{g}/\text{m}^2$ angegeben sind.

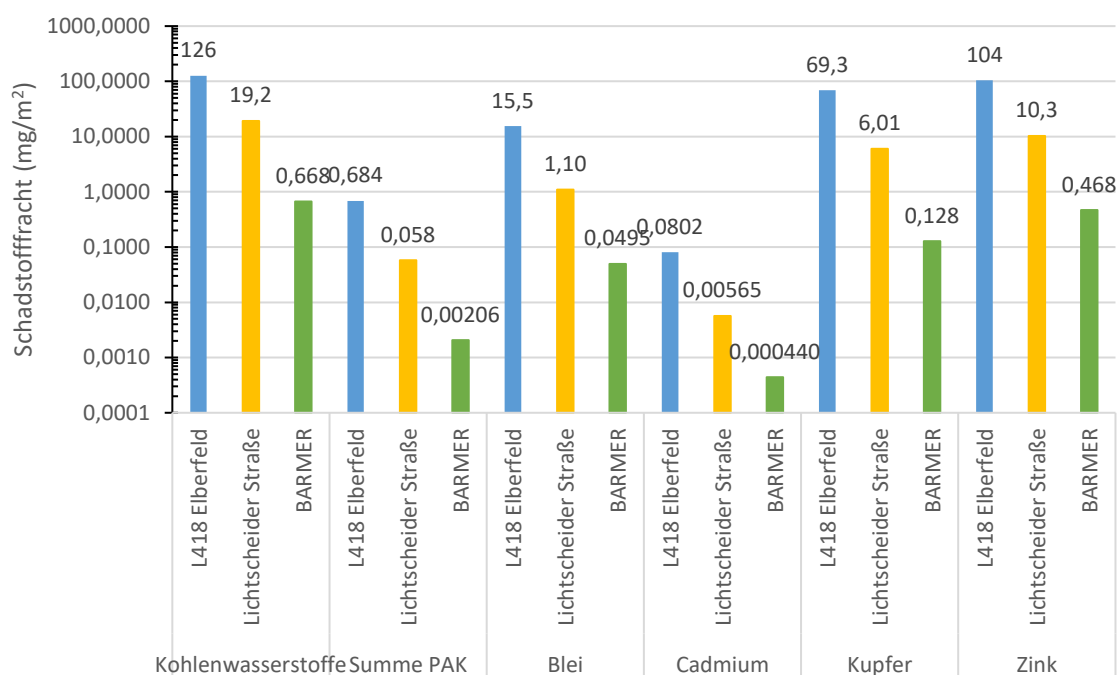


Abbildung 45: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 250 µm bezogen auf die Straßenart

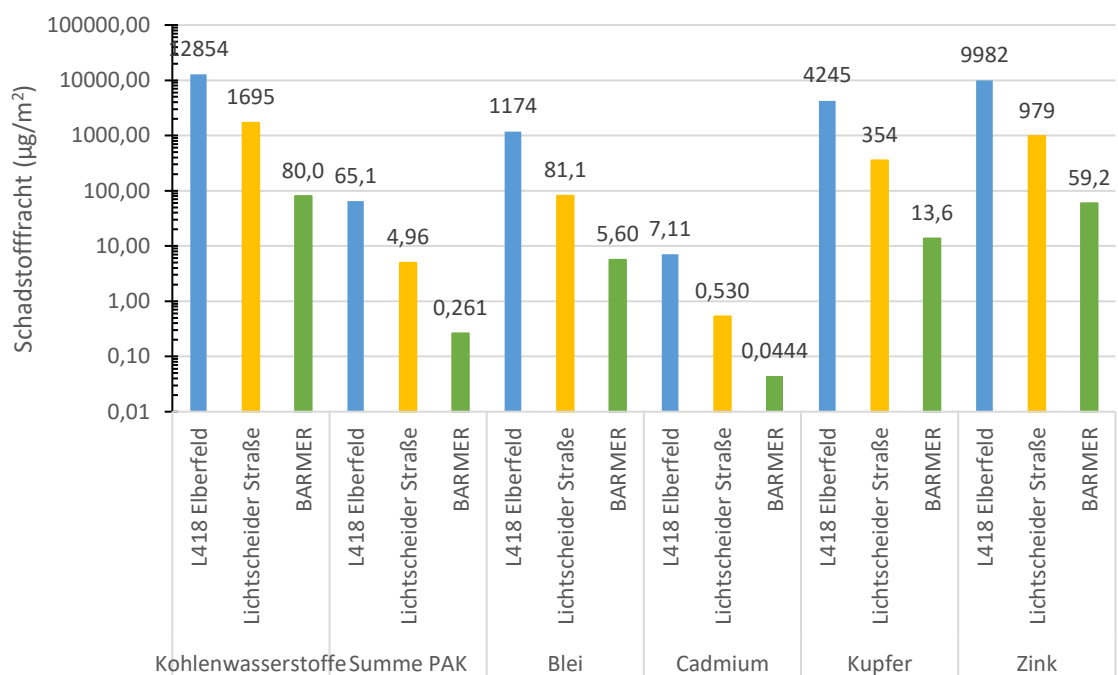


Abbildung 46: Schadstofffracht in mg pro Quadratmeter der verschiedenen Schadstoffe an Partikeln kleiner 63 µm bezogen auf die Straßenart

Die Schadstofffrachten in mg bzw. µg pro Quadratmeter hängt von dem durchschnittlichen Verkehr, dem Gefälle der Straße, den Windverhältnissen, der Höhe der Bordsteinkante, der

angrenzenden Vegetation aber vor allem auch vom Reinigungszustand der Straße ab. Diese wurden teilweise in Tabelle 21 angegeben, allerdings konnte nicht ermittelt werden, wann die letzten Reinigungen der Straße tatsächlich stattgefunden haben. In allen Darstellungen ist zu erkennen, dass die Schadstofffracht bei der mit 30.000-40.000 DTVw belasteten L418 Fahrtrichtung Elberfeld deutlich über der Schadstofffracht der mit 2.500-5.000 DTVw befahrenen Lichtscheider Straße und dem Parkplatz der BARMER Krankenkasse liegt. Wird auf die Schadstofffrachten der L418 Fahrtrichtung Elberfeld normiert, so ergeben sich für die verschiedenen Schadstoffe bei der Betrachtung aller Partikel kleiner 1000 µm für die Lichtscheider Straße Anteile von 16 % bis 33 % sowie für den Parkplatz der BARMER 1 % bis 2 %. In den Partikelgrößenbereichen kleiner 250 µm sowie kleiner 63 µm liegen die Anteile zwischen 7 % und 15 % für die Lichtscheider Straße und 0,2 % bis 0,6 % für den Parkplatz der BARMER.

Korngrößenverteilungen bezogen auf Anzahl sowie Masse

Die einzelnen Fraktionen der Proben wurden mit einem Partikelanalysator analysiert und nach der in Kapitel 3.2.3 beschriebenen Methode ausgewertet. Die Ergebnisse werden für die Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld gezeigt.

Abbildung 47 und Abbildung 48 zeigen die Korngrößenverteilungen der gesiebten Straßenstaubfraktionen der Probenahme L418 Fahrtrichtung Elberfeld. Die Abbildungen unterscheiden sich in der Art der Auftragung. Während Abbildung 47 die Korngrößenverteilung bezogen auf die Partikelzahl zeigt, zeigt Abbildung 48 die Korngrößenverteilung als Funktion des Anteils am Partikelvolumen. Tabelle 25 zeigt einige Kenndaten der beiden häufig verwendeten Auswertarten für die verschiedenen Siebfraktionen. Wird die Probe in der Siebfraktion 0-2000 µm betrachtet, variieren die D-Werte stark in Abhängigkeit von der Auswertemethode. Bezogen auf die Partikelzahl besitzt die Hälfte der Partikel einen Kreisäquivalentsdurchmesser kleiner 1,85 µm (D_{0,5}-Wert). Da große Partikel einen stärkeren Einfluss auf die Gesamtmassen haben, verschiebt sich der D_{0,5}-Wert auf 162 µm. Wird ein Vergleich einer Partikelanalyse mit einer Siebung angestrebt, so ist die Auftragung gegen das Volumen oder die Masse vorzuziehen.

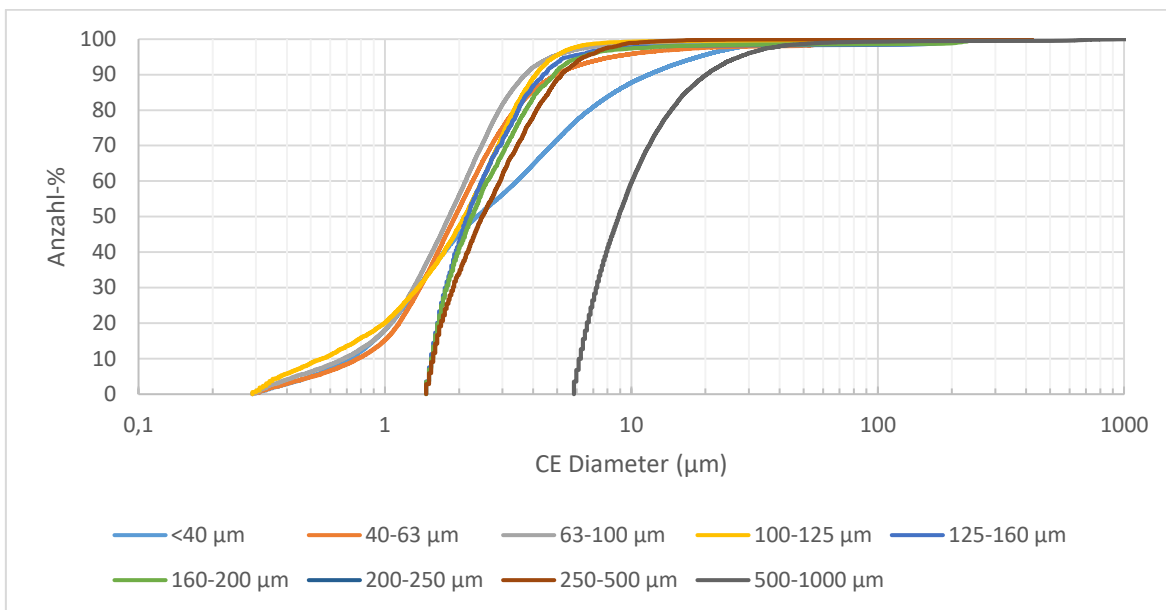


Abbildung 47: PSD der einzelnen Siebfraktionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld gegen die Anzahl an Partikeln

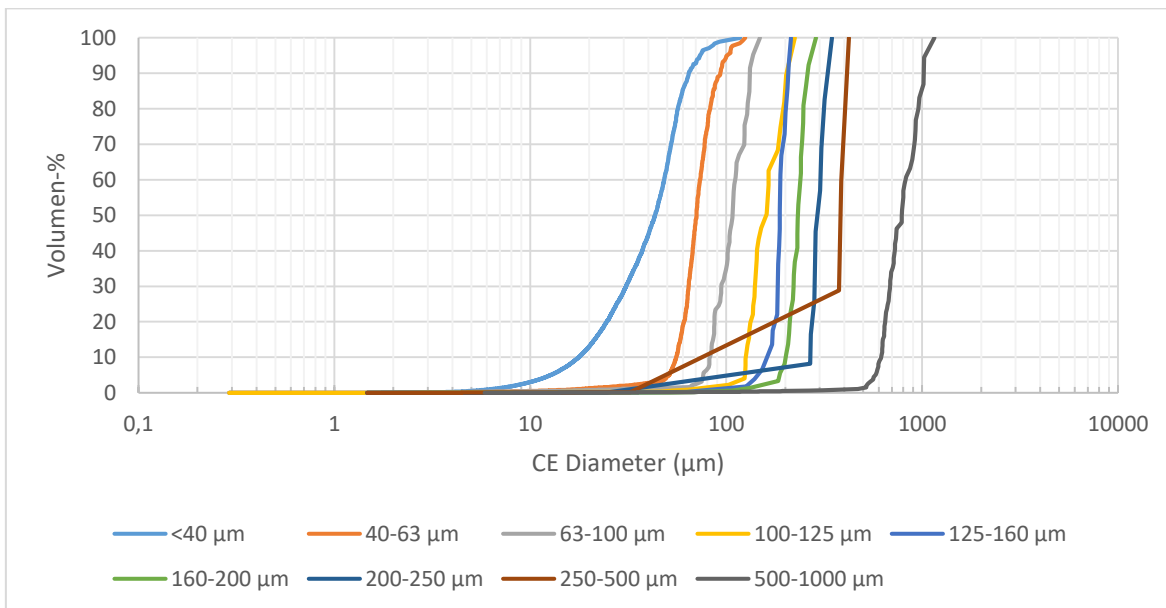


Abbildung 48: PSD der einzelnen Siebfraktionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld gegen das Volumen (SE Volume) der Partikel

Tabelle 25: Kenndaten der Partikelmessungen der einzelnen Siebfractionen der Probe L418 Fahrtrichtung Elberfeld

Fraktion	CE _{min} (µm)	CE _{max} (µm)	Bezogen auf Anzahl-%			Bezogen auf Volumen-%		
			CE D0,1 (µm)	CE D0,5 (µm)	CE D0,9 (µm)	CE D0,1 (µm)	CE D0,5 (µm)	CE D0,9 (µm)
< 40 µm	0,29	117	0,72	2,37	11,9	17,7	43,2	64,3
40-63 µm	0,29	125	0,55	1,93	4,97	55,6	70,5	93,4
63-100 µm	0,29	149	0,68	1,82	3,71	82,5	108	132
100-125 µm	0,29	224	0,56	2,10	4,40	126	160	203
125-160 µm	1,47	214	1,54	2,18	4,39	162	188	207
160-200 µm	1,47	287	1,54	2,24	4,86	201	231	260
200-250 µm	1,47	346	1,54	2,10	4,40	269	292	330
250-500 µm	1,47	423	1,57	2,49	5,22	151	383	414
500-1000 µm	5,85	1160	6,24	8,91	20,2	616	787	1020
0-2000 µm	0,29	583	0,45	1,85	8,49	41,8	162	413

Es ist also entscheidend, welche Art der Auftragung betrachtet wird. Dies wird sowohl beim Vergleich von Abbildung 47 und Abbildung 48 als auch bei den in Tabelle 25 angegebenen Kenndaten der PSD deutlich. Letztere sind in Abbildung 49 aufgetragen. Während bei der Auftragung gegen die Partikelzahl es mit Ausnahme der Fraktion 500-1000 μm kaum Variation der D-Werte gibt, variieren diese bei der Auftragung gegen das Volumen deutlich.

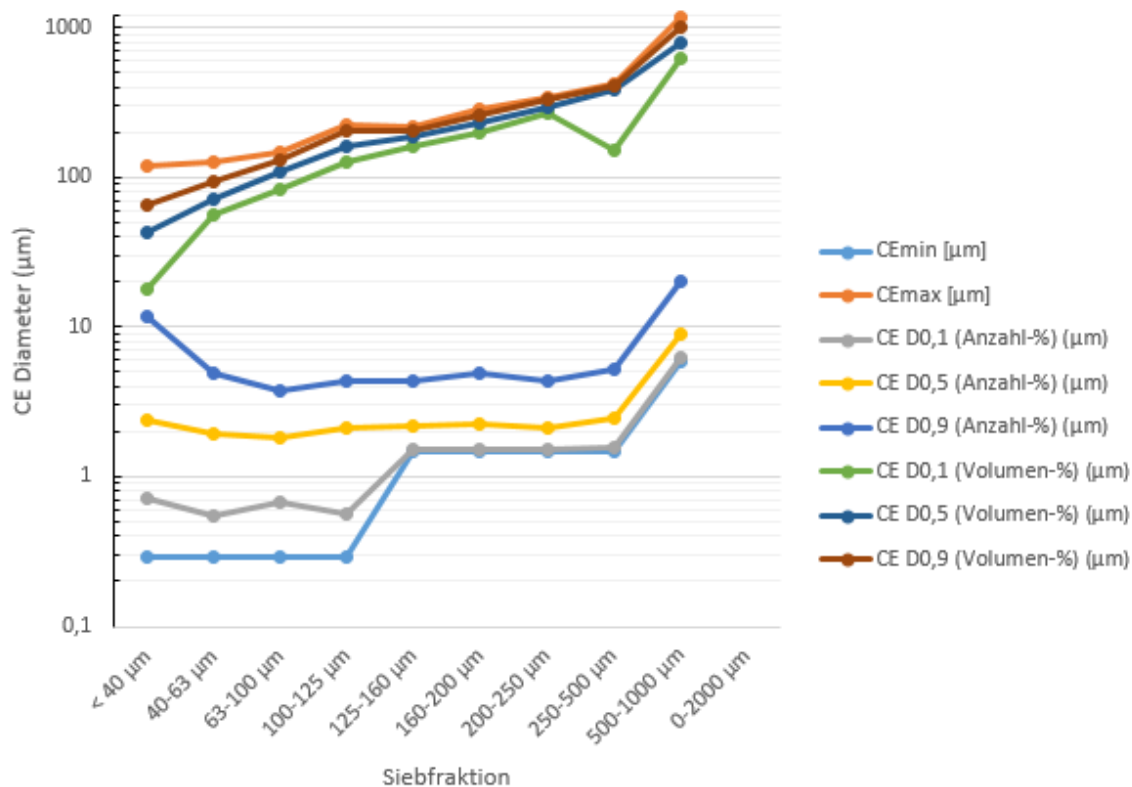


Abbildung 49: Auftragung der CE Diameter verschiedener Kenndaten gegen die verschiedenen Siebfraktion

Exemplarisch wird der Unterschied der Bezugsgröße Anzahl-% beziehungsweise Massen-% für die Siebfraktion 125-160 μm , ausgewertet nach der Methode W-1,3-MW (Kapitel 3.2.4, Abbildung 50) erläutert. Bei dieser Probe waren 98,25 % der Partikel (bezogen auf die Anzahl) kleiner 52 μm (entspricht der <40 μm -Fraktion). Nur 0,87 % der Partikelzahl lag im Bereich des Normalkornes, 0,08 % der Partikel waren Überkorn, hatten also einen größeren Kreisäquivalentsdurchmesser. Wird auf das Volumen normiert, so ergibt sich, dass 57,53 % im Normalkorn liegen und nur 0,06 % der Masse der Partikel kleiner 52 μm ist.

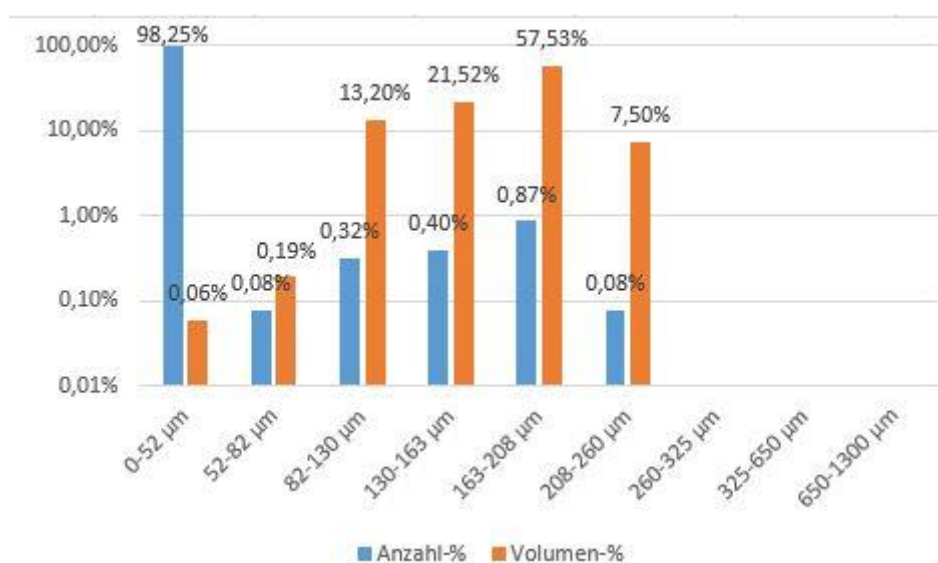


Abbildung 50: Vergleich Anteile Partikelzahl gegen Partikelvolumen (als Massenäquivalent)

Korrigierte Massen, Schadstoffkonzentrationen und -frachten

Es zeigte sich sowohl an Abbildung 50 als auch in der genauen Auswertung in Kapitel 3.2.4, dass die Fraktionen nicht nur aus dem Normalkorn bestanden, sondern auch Über- bzw. Unterkorn zu finden waren. Aus diesem Grund sind sowohl die Schadstoffkonzentrationen als auch die Frachten nicht exakt. Daher wurde eine Korrektur der Schadstoffkonzentrationen sowie der Schadstofffrachten auf Basis der Auswertemethoden CE-1,3·MW und W-1,3·MW durchgeführt. Für die korrigierte Massenverteilung wurden das Fehlkorn den entsprechenden Fraktionen zugerechnet (Abbildung 51). Bei der Fraktion 500-1000 µm gibt es bei beiden Auswertemethoden einen Verlust, da die Maschenweite des Siebes um den Faktor 1,3 „geöffnet“ wurde. Bei den anderen Fraktionen gibt es sowohl Zunahmen als auch Abnahmen. Sehr deutlich ist die Zunahme des Masseanteils der Fraktion 250-500 µm von 4,6 % auf 7,7 % (CE-1,3·MW) bzw. 8,0 % (W-1,3·MW), was einem Anstieg von 67 % bzw. 74 % entspricht. Eine ebenfalls große Zunahme erfolgte bei der Fraktion 63-100 µm. Hier stieg der Feststoffanteil von 7,9 % auf 14 % bzw. 13 %. Entsprechend weniger Massenanteil wurde zum Beispiel in der Fraktion 100-125 µm, wo die Anteile von 6,9 % auf 4,6 % bzw. 4,9 % sanken.

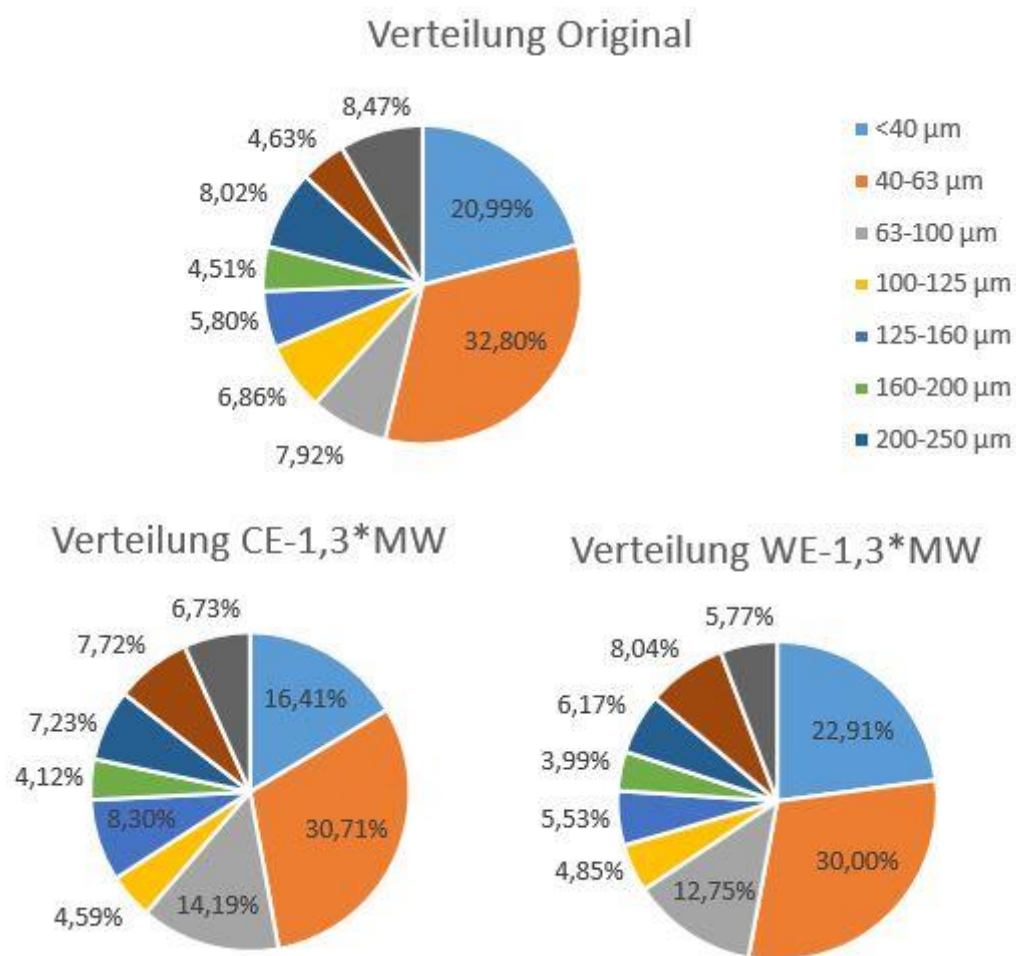


Abbildung 51: Vergleich der Gesamtfeststofffracht im Original sowie nach der PSD-Auswertung

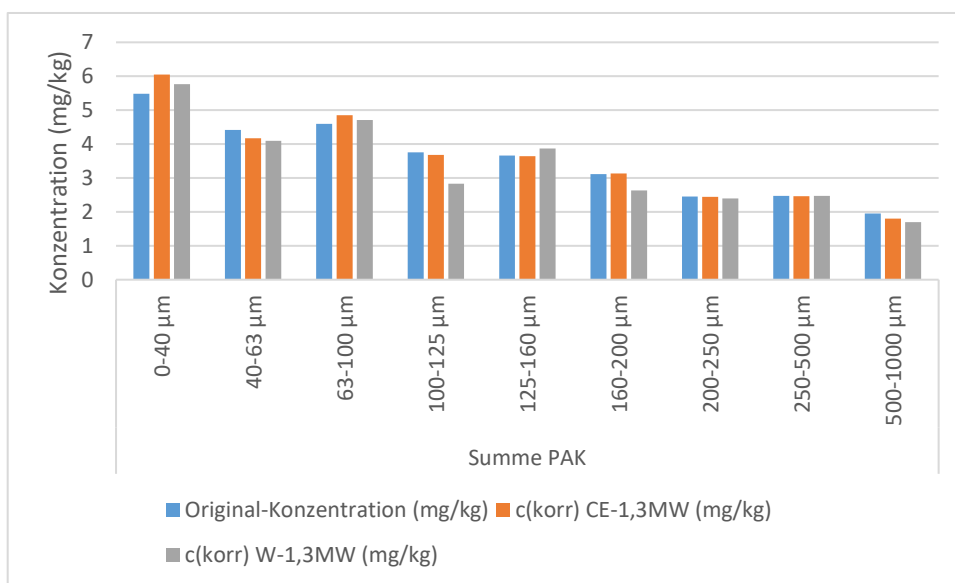


Abbildung 52: Vergleich der gemessenen Originalkonzentrationen der einzelnen Siebfraktionen mit korrigierten Konzentrationen

Auf Basis der „Verunreinigungen“ der einzelnen Siebfraktionen wurden die Konzentrationen korrigiert. Dies erfolgte ebenfalls anhand der zwei verschiedenen Auswertemethoden. Die Berechnung erfolgte auf Basis linearer Gleichungssysteme. Abbildung 52 zeigt den Vergleich der Original-Schadstoffkonzentrationen zu den korrigierten Schadstoffkonzentrationen. Im Allgemeinen liegen die korrigierten Schadstoffkonzentrationen der feinen Fraktionen oberhalb der Originalmesswerte und die der groben Fraktionen unterhalb der Messwerte.

Werden die korrigierten Massen sowie die korrigierten Konzentrationen kombiniert, so ergeben sich neue Verteilungen der Schadstofffrachten, welche in Abbildung 53 und Abbildung 54 dargestellt sind. Aufgrund der höheren Feinanteile im Gesamtfeststoff sowie der höheren Konzentrationen der Feinfraktionen ist eine Verschiebung der Schadstofffrachten hin zu den feineren Anteilen zu erkennen. Werden die Feststoffe bis 1000 μm betrachtet, erhöht sich der Anteil der schlecht bis nicht sedimentierbaren Feststoffe kleiner 63 μm bei den PAK von 22 % auf 56 % (CE-1,3·MW) bzw. 56 % (W-1,3·MW). Bei den abflusswirksamen Feststoffen (bis 250 μm) erhöht sich der Anteil von 60 % auf 92 % (CE-1,3·MW) bzw. 89 % (W-1,3·MW). Werden nur die abflussrelevanten Partikel kleiner 250 μm betrachtet, so erhöht sich hier der Anteil der Schadstofffracht der schwer bis nicht sedimentierbaren Feststoffe kleiner 63 μm von 24% (Kupfer) - 39 % (MKW) auf 46 % (Kupfer) – 75 % (MKW) für die Auswertemethode CE-1,3·MW respektive 467% (Kupfer) – 62 % (MKW) für die Auswertemethode W-1,3·MW.

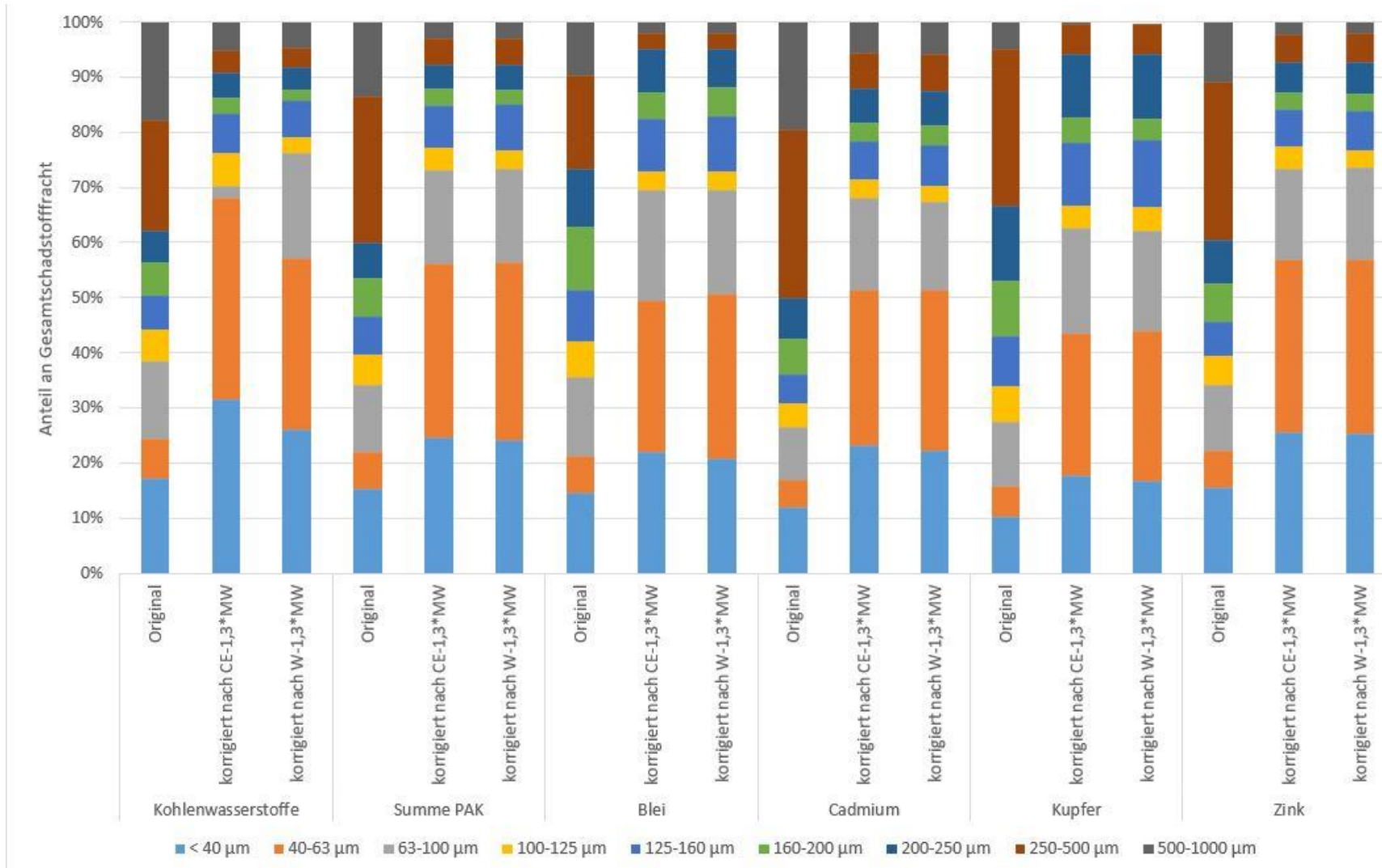


Abbildung 53: Darstellung der Verteilung der original und korrigierten Gesamtschadstofffrachten in Bezug auf die Kornfraktion 0-1000 µm

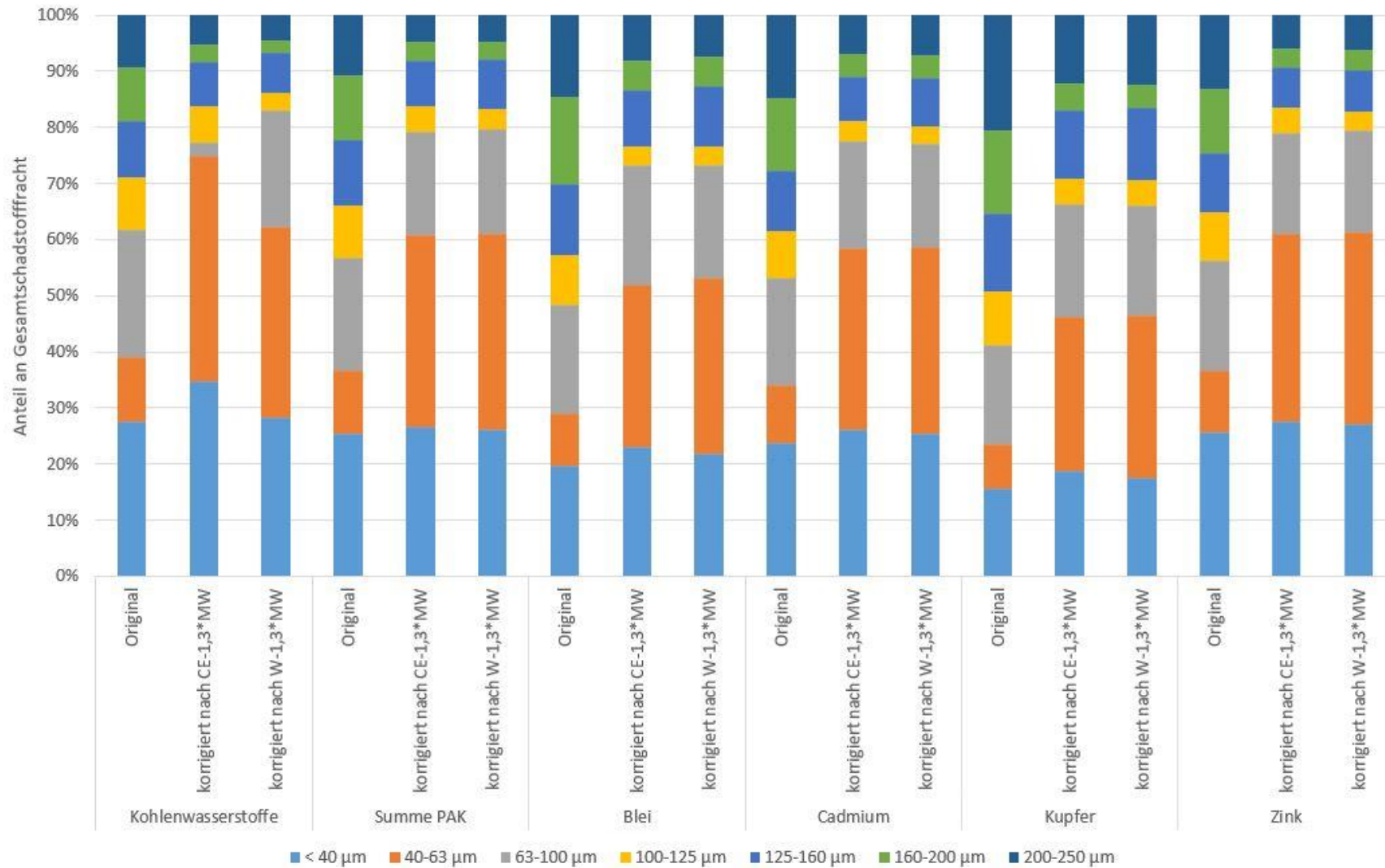


Abbildung 54: Darstellung der Verteilung der original und korrigierten Gesamtschadstofffrachten in Bezug auf die Kornfraktion 0-250 µm

4.5 Fazit

Es wurden Straßenstäube an verschiedenen Orten im Einzugsgebiet des TRF „Böhler Weg“ gesammelt. Dabei wurden verschiedene Flächenkategorien (Kategorie 2A, 2B sowie 3) beprobt. Auf der Lichtscheider Straße (Kategorie 2B) wurden zu zwei verschiedenen Zeiträumen (November und Juli) Proben genommen, um einen möglichen jahreszeitlichen Einfluss zu ermitteln. Die L418 wurde in beide Fahrtrichtungen beprobt, in einer Fahrtrichtung wurde sowohl händisch als auch mit einer Straßenkehrmaschine Proben gesammelt. Straßenstäube können nicht direkt mit Straßenabflüssen verglichen werden, geben allerdings trotzdem wichtige Hinweise auf die im Einzugsgebiet vorliegenden Schadstoffe.

Im Vergleich zwischen den Fahrbahnrichtungen konnten Unterschiede festgestellt werden, welche durch Gefälle der Fahrbahn, Bremsverhalten sowie Vegetation erklärt werden können. Der gesammelte Staub der L418 Fahrtrichtung Elberfeld (leicht bergab) wies eine im Vergleich zur Fahrtrichtung Lichtscheid (leicht bergauf) zu kleineren Partikeln verschobene Korngrößenverteilung auf. Wie zu erwarten, wurde die Korngrößenverteilung feiner mit steigender Verkehrsdichte ($L418 < \text{Lichtscheider Straße} < \text{Parkplatz BARMER Krankenkasse}$). Der jahreszeitliche Einfluss ist in den unteren Korngrößen gering und variiert erst bei Korngrößen oberhalb etwa $500 \mu\text{m}$. Hier finden sich im November größere Anteile als im Juli. Zwischen einer händischer Probenahme und der Probenahme mit einer Straßenkehrmaschine konnten deutliche Unterschiede festgestellt werden. Bei letzterer werden viele feine Partikel nicht erfasst, so dass diese auf der Fahrbahn verbleiben und somit für den Oberflächenabfluss eine entscheidende Rolle spielen.

Anhand der Schadstoffanalyse der Straßenstäube L418 Fahrtrichtung Elberfeld, Lichtscheider Straße sowie des Parkplatzes der Krankenkasse BARMER konnte ein Schadstoffspektrum im Einzugsgebiet des TRF „Böhler Weg“ dargestellt werden. Die Schadstoffkonzentrationen wurden für die verschiedenen Größenfraktionen kleiner $1000 \mu\text{m}$ analysiert. Die Belastung mit MKW lag bei der L418 sowie bei der BARMER zwischen 240 mg/kg und 1100 mg/kg . Bei der Lichtscheider Straße wurden sogar Konzentrationen bis 2100 mg/kg (in der Fraktion $< 40 \mu\text{m}$) gefunden werden. Dies ist durch den dort zum Teil vorhandenen ruhenden Verkehr und dem damit verbundenen unvollständigen Verbrennungsprozess zu erklären. Die PAK-Konzentrationen lagen zwischen $0,94 \text{ mg/kg}$ und $5,68 \text{ mg/kg}$. Die Schwermetallkonzentrationen lagen für Blei zwischen 19 mg/kg und 150 mg/kg , für Cadmium zwischen $<0,40 \text{ mg/kg}$ und $0,63 \text{ mg/kg}$, für Kupfer zwischen 37 mg/kg und 680 mg/kg und für Zink zwischen 160 mg/kg und 1200 mg/kg . Die Belastung an Schwermetallen und PAK war beim Parkplatz erwartungsgemäß am niedrigsten. In allen drei Probenahmestellen

konnte festgestellt werden, dass die Konzentrationen aller Schadstoffe bei den kleinen Fraktionen am größten waren und mit steigender Korngröße abnahmen. Die Analyse des PSBM Mecoprop lag in allen Untersuchungen unterhalb des Messbereiches von 0,01 mg/kg. Bei den Schwermetallen wurden, verglichen mit in der Literatur veröffentlichten Schadstoffkonzentrationen, teilweise deutliche Schadstoffbelastungen festgestellt. Die im Einzugsgebiet des TRF „Böhler Weg“ gemessenen Bleikonzentrationen lagen über den beschriebenen Werten zwischen 10 und etwa 100 mg/kg. Der im Einzugsgebiet gemessene Maximalwert von 150 mg/kg liegt über den typischen Literaturwerten, wobei in einem Fall die maximale Konzentration bei 450 mg/kg lag. Die Belastung mit Kupfer liegt in publizierten Arbeiten im Bereich bis etwa 350 mg/kg, die im Einzugsgebiet gemessene Konzentration von bis zu 1.200 mg/kg liegt deutlich über den Literaturwerten. Im Vergleich mit den Untersuchungen vom BASt (2011) wurde eine deutlich niedrigere Belastung mit Cadmium identifiziert. Bei den PAK lag die vorliegende Schadstoffbelastung im Einzugsgebiet im oberen Bereich. Hier liegen die Literaturwerte zwischen 0,0094 mg/kg und 8,986 mg/kg.

Die Gesamtfrachten wurden ermittelt und auf die Flächen bezogen, auf denen die Stäube gesammelt wurden. Bei allen untersuchten Schadstoffen war die Schadstoffbelastung pro Quadratmeter in den Proben der L418 am höchsten und auf dem Parkplatz der BARMER am niedrigsten. Für MKW lagen diese zwischen 7,23 mg/m² und 439 mg/m², für PAK zwischen 0,0152 mg/m² und 2,47 mg/m², für Blei zwischen 0,539 mg/m² und 9,21 mg/m², für Cadmium zwischen 0,00658 mg/m² und 0,348 mg/m², für Zink zwischen 1,38 mg/m² und 225 mg/m² sowie für Zink zwischen 5,30 mg/m² und 373 mg/m².

Durch Analyse der Feststofffraktionen mittel Partikelanalysator wurde festgestellt, dass in den einzelnen Fraktionen nicht nur Normalkorn, sondern auch Fehlkorn vorhanden war. Es wurden mit zwei verschiedenen Methoden korrigierte Massenanteile für die Probe L418 ermittelt, wobei sich der Anteil der Fraktion 500-1000 µm in beiden Fällen deutlich verringerte (von 8,5 % auf 5,8 %-6,7 %). Es konnte die Zunahme des Massenanteils der Fraktion 63-100 µm belegt werden (von 7,9 % auf 13 %-14 %). Ein geringerer Massenanteil wurde für die Partikelfraktion 100-125 µm gefunden, welcher von 6,9 % auf 4,6 %-4,9 % sank.

Mit den korrigierten Massen wurden korrigierte Schadstoffkonzentrationen ermittelt. Bei den Feinfraktionen zeigte sich für alle Schadstoffe ein Anstieg der Konzentration, bei den Grobfraktionen ein Abfall. Die Konzentration in der Fraktion <40 µm erhöhte sich für PAK von 5,48 mg/kg auf 5,77-6,05 mg/kg und für Zink von 850 mg/kg auf 902-951 mg/kg. Die Konzentrationen in der Fraktion 500-1000 µm verringerten sich für PAK von 2,0 mg/kg auf 1,7-1,8 mg/kg und für Zink von 240 mg/kg auf 164-197 mg/kg.

Basierend auf den Schadstoffkonzentrationen und Massenanteilen wurden Schadstofffrachten und korrigierte Schadstofffrachten ermittelt. Für alle Schadstoffe konnte eine deutliche Erhöhung des Frachtanteils für die Fraktionen $<40\ \mu\text{m}$ sowie $40\text{-}63\ \mu\text{m}$ erkannt werden. Der Anteil der Schadstofffracht der Fraktion $<63\ \mu\text{m}$ erhöhte sich bei Betrachtung der Partikel bis $1000\ \mu\text{m}$ für MKW von 24 % auf 65-68 %, für PAK von 22 % auf 54-56 %, für Blei von 21 % auf 49-50 %, für Cadmium von 17 % auf 50-51 %, für Kupfer von 16 % auf 43-45 % und für Zink von 22 % auf 55-57 %.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine deutliche Belastung der Verkehrsflächen vorliegt, welche eine Behandlung unabdingbar macht. Die Schadstoffkonzentrationen und -frachten waren in den Partikelgrößenbereichen $<63\ \mu\text{m}$ am größten, so dass bei Behandlungsanlagen speziell ein Fokus auf den Rückhalt der schwer oder nicht sedimentierbaren Partikel gelegt werden sollte.

5 Elutionsversuche

Im Abschlussbericht des Forschungsprojektes „Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse“ (Wichern, 2017) wurde durch Analyse der Ausgangsfiltermaterialien gezeigt, dass diese teilweise in erheblichem Maße mit Schadstoffen belastet sind. So wiesen alle porenbetonhaltigen Materialien eine MWK-Belastung zwischen 145 mg/kg_{TR} und 385 mg/kg_{TR} auf. Bei Braunkohlekoks und Aktivkohle wurde keine MKW-Vorbelastung festgestellt. Eine Vorbelastung mit PAK konnte in keinem Filtermaterial gefunden werden. Allerdings waren die Filtermaterialien mit 10 mg/kg_{TR} und 64 mg/kg_{TR} Zink und porenbetonhaltigen Materialien mit bis zu 22 mg/kg_{TR} Kupfer belastet, wobei die Schwermetalle bei Elutionsversuchen nicht freigesetzt wurden.

Um eine potentielle Belastung des Wassers durch den Kontakt mit Filtermaterialien ausschließen zu können, wurden mit ausgesuchten Filtermaterialien (Walnusschale, Bio-Walnusschale, GEH1, GEH2, Feinkoks, Aktivkohle) Auslaugversuche durchgeführt. Diese sind aussagekräftiger als reine Materialuntersuchungen, da Schadstoffe wie zum Beispiel Schwermetalle gegebenenfalls im Material enthalten sind, aber nicht ausgespült werden. Die Proben wurden auf Schwermetalle (Cu, Zn, Pb, Fe, Hg), organische Substanzen (CSB, MKW) sowie Pestizide (Glyphosat, AMPA, Mecoprop, nur Walnuss sowie Bio-Walnuss) analysiert. Auf eine PAK-Analytik wurde verzichtet, da diese im Bericht von Wichern et al. (2017) in keiner Probe nachzuweisen waren.

5.1 Ergebnisse und Diskussion

Die Analyseergebnisse der Eluate (in mg/L oder µg/L) wurden auf die eingesetzte Feststoffmenge normiert und sind in Tabelle 26 dargestellt. Bei den gelb hinterlegten Werten waren die Analyseergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei den grün hinterlegten Werten oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die Pestizidanalytik auf Glyphosat, AMPA sowie Mecoprop wurde nur für die Walnusschale sowie die Bio-Walnusschale durchgeführt.

Der Vergleich der Walnusschale mit der Bio-Walnusschale zeigt, dass bei der herkömmlichen Walnusschale mit 32 µg_{Glyphosat}/kg_{TR} und 110 µg_{AMPA}/kg_{TR} eine signifikante Menge Pestizide freigesetzt wurde. Im Gegensatz dazu zeigt die Bio-Walnusschale Messwerte kleiner der Bestimmungsgrenze von 0,50 µg/kg_{TR}. Auch das Freiwerden von Zink und Blei konnte durch den Einsatz des Bio-Produktes reduziert werden. Das Freisetzen von CSB hingegen ist bei beiden Materialien – wie bei natürlichen Materialien zu erwarten - signifikant. Welche organischen Verbindungen genau freigesetzt wurden, wurde im Rahmen dieser

Studie nicht weiter untersucht. Da ein Eintrag von Schadstoffen jeglicher Art durch das Filtermaterial vermieden werden soll, sollte auf einen großtechnischen Einsatz von herkömmlicher Walnussschale verzichtet werden und nur das Bio-Produkt eingesetzt werden. Da die Emission von organischen Substanzen (CSB) voraussichtlich mit der Zeit immer geringer wird, könnte ein Spülzyklus des Materials vor Einbau die Freisetzung deutlich reduzieren.

Die Elutionsversuche der anderen Sorptionsmaterialien zeigt neben einer Auswaschung von CSB (zwischen 248 und 6.280 mg/kg_{TR}) wenige bedenkliche Freisetzungen. Der Vergleich der beiden GEH-Produkte GEH1 und GEH2 zeigt mit 1032 mg/kg_{TR} eine deutliche Emission von Eisen beim Eluieren des GEH1, wohingegen beim GEH2 weniger als 100 mg/kg_{TR} freigesetzt wurden. Allerdings zeigt letzteres eine erhöhte Freisetzung von Zink (11 mg/kg_{TR} anstatt 1,0 mg/kg_{TR}) und von CSB (1200 mg/kg_{TR} anstatt 248 mg/kg_{TR}). Trotzdem zeigt die Gegenüberstellung beider Materialien, dass bevorzugt GEH2 eingesetzt werden sollte. Feinkoks zeigt eine CSB-Freisetzung mit 6280 mg/kg_{TR}, die Aktivkohle emittiert oberhalb der Bestimmungsgrenze nur CSB in geringen Mengen (469 mg/kg_{TR}).

Tabelle 26: Ergebnisse der Elutionsversuche

Parameter	Walnussschale	Bio-Walnusschale	GEH1	GEH2	Feinkoks	Aktivkohle
Kupfer [mg/kg _{TR}]	0,47	0,19	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Zink [mg/kg _{TR}]	0,77	<0,10	1,0	11	<0,10	<0,10
Blei [mg/kg _{TR}]	0,05	<0,050	0,10	<0,050	<0,050	<0,050
Eisen [mg/kg _{TR}]	<0,10	<1,1	1032	<100	<100	<0,050
Quecksilber [mg/kg _{TR}]	<0,010	<0,0020	<0,010	<2,0	<2,0	<0,00020
CSB [mg/kg _{TR}]	20600	11000	248	1200	6280	469
MKW [mg/kg _{TR}]	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Glyphosat [µg/kg _{TR}]	32	<0,50	/	/	/	/
AMPA [µg/kg _{TR}]	110	<0,50	/	/	/	/
Mecoprop [µg/kg _{TR}]	<1,0	<1,0	/	/	/	/
pH-Wert [-]	4,6	4,6	4,7	8,4	12,5	8,2
LF [µS/cm]	721	355	401	1520	/	263

Die Werte für Leitfähigkeit und pH-Wert wurden direkt aus den Eluaten bestimmt. Die geringe pH-Wert-Änderung bei Walnussschale, Bio-Walnusschale sowie GEH im Vergleich zum eingesetzten entmineralisiertem Wasser zeigt, dass keine basischen oder puffernden

Substanzen in Lösung gegangen sind. Feinkoks beeinflusst die Lage des pH-Wertes am stärksten. Hier ist ein Anstieg von 4,9 (entmineralisiertes Wasser) zu 12,5 zu erkennen. Die Lage des pH-Wertes hat einen Einfluss auf die Löslichkeit der Schwermetallionen. Bei pH-Werten unter 5,0 liegen diese (fast) vollständig gelöst vor, bei höheren pH-Werten besteht die Möglichkeit des „Ausflockens“. Dabei werden unlösliche Verbindungen, zumeist Hydroxide und Carbonate gebildet, die einen Rückhalt vereinfachen.

Die Leitfähigkeit des Eluats wird durch alle Sorptionsmaterialien deutlich erhöht. Da die analysierten Metall-Ionen nicht allein für diesen Anstieg verantwortlich sein können, ist davon auszugehen, dass weitere Ionen, zum Beispiel Alkali- oder Erdalkali-Ionen sowie entsprechende Anionen, ausgewaschen werden. Die Werte liegen oberhalb der für Regenwasser zu erwartenden Werte von 35 bis 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aber immer noch im Bereich von Flusswasser (klassischerweise $< 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) bzw. Trinkwasser (100-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

5.2 Fazit

Die überprüften Materialien eignen sich fast alle für den Einbau in einen großtechnischen Filter. Die einzige Ausnahme bildet die konventionell produzierte Walnuss, welche 32 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{TR}}$ Glyphosat sowie 110 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{TR}}$ vom Abbauprodukt AMPA freisetzte. Die Bio-Variante hingegen zeigt gute Ergebnisse und bietet die Möglichkeit, in unterschiedlichen Körnungsvarianten die Basis für einen geschichteten Filter zu bilden. Ein Spülen des Materials vor dem Einbau kann die erwartete CSB-Freisetzung reduzieren. Der Vergleich der beiden GEH-Produkte zeigt, dass GEH2 besser für den Einsatz geeignet ist, als GEH1. Die Eisen- und Blei-Emission sind mit $< 100 \text{ mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$ bzw. $< 0,05 \text{ mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$ deutlich niedriger und die erhöhte Freisetzung von Zink (11 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$) sowie CSB (1200 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$) sind akzeptabel. Der Feinkoks sowie die Aktivkohle zeigen beide gute Emissionswerte, wobei der Feinkoks eine erhöhte Konzentration an CSB (6280 $\text{mg}/\text{kg}_{\text{TR}}$) freisetzt.

6 Untersuchungen zum Schadstoffrückhalt

6.1 Säulenversuche zum Rückhalt gelöster Schadstoffe

6.1.1 Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen und PSBM

Die Untersuchungen wurden mit dem Ziel durchgeführt, geeignete Filtermaterialien für den Rückhalt der PSBM Glyphosat, Mecoprop und Diuron zu ermitteln. Zusätzlich wurden die Leitparameter Kupfer und Zink berücksichtigt. Die Versuche erfolgen in Anlehnung an die DIBt-Richtlinie (2015) sowie die Schweizer VSA (2017) und werden sowohl mit entmineralisiertem Wasser als auch mit realem Regenwasser durchgeführt.

6.1.1.1 Säulenversuche mit entmineralisiertem Wasser

pH-Wert und Leitfähigkeit

Der Verlauf des pH-Wertes über die drei Regenspenden und nach der Tausalzugabe sind in dargestellt. Gegenüber dem pH-Wert von ca. 5 im Zulauf der Säule zeigt sich, dass es bei dem Feinkoks, der Aktivkohle und dem FiltaPex Standard zu einer Erhöhung des pH-Wertes durch die Filtermaterialien kam. Für das Feinkoks wurde dabei der höchste pH-Wert von 10 erreicht. Bei den (Bio-)Walnusschalen veränderte sich der pH-Wert kaum. Dagegen kam es beim GEH1 zu einem Absinken des pH-Wertes auf den Bereich zwischen 3,5 und 4. Bei den Versuchen mit dem GEH2 hingegen, kam es zu einem Anstieg des pH-Werts auf 8-9.

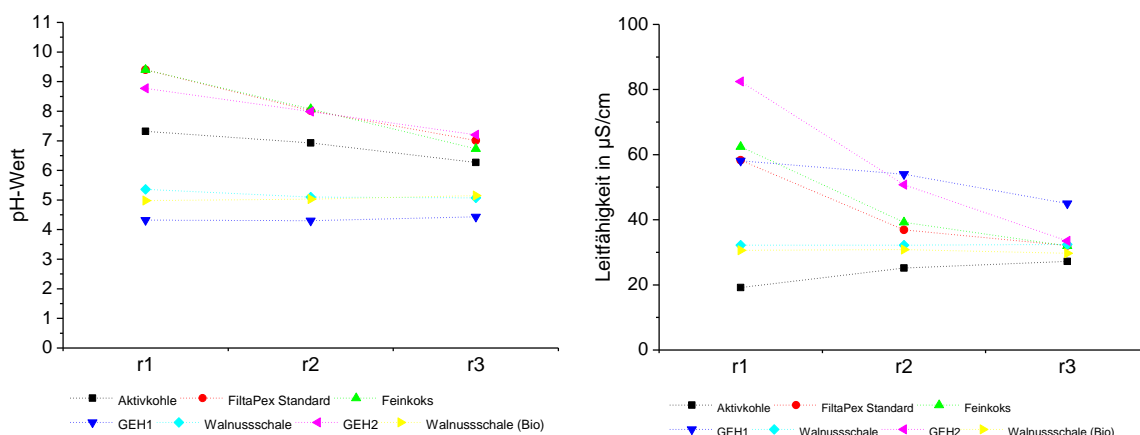


Abbildung 55: pH-Wert und Leitfähigkeit im Ablauf der Mischproben bei den Säulenversuchen mit entmineralisiertem Wasser

Der pH-Wert beeinflusst den Adsorptionsprozess der Schwermetalle. Diese liegen durch die Erhöhung des pH-Wertes vermehrt als Komplexe vor. Bei einem pH-Wert von 10 liegt Kupfer zu 100 % als Carbonatkomplex $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ und Zink zu fast 100 % als Zinkcarbonat vor. Bei einem pH-Wert von 8 tritt vor allem Kupfer als CuCO_3 und Zink zu 80 % bereits als freies Zn^{2+} -Ionen auf. Unterhalb von einem pH-Wert 6 liegen Zink und Kupfer hauptsächlich gelöst als Ionen vor. Das bedeutet, dass die Schwermetalle bei Braunkohle, Aktivkohle und bei dem Filtermaterial der Pecher Technik sowohl als Komplexe ausfallen und zu erwarten ist, dass sie durch mechanische Filtration eliminiert werden als auch als Ionen durch den Aufbau einer Ionenbindung zurückgehalten werden. Bei den Walnusschalen, dem GEH1 sowie dem GEH2 ist von einer Eliminierung der Schwermetall-Ionen durch Ausbildung einer Ionenbindung auszugehen. In Bezug auf organische Stoffe wie den PSBM ist ein geringer Einfluss des pH-Wertes auf deren Rückhalt anzunehmen (Vesting, 2018).

Die Leitfähigkeit nimmt für Feinkoks, GEH1, GEH2 und die Pecher-Materialien im Laufe der Regenspende ab. Die höchsten Werte werden bei dem Versuch mit dem GEH2 erzielt, dass zu Beginn des Versuches auf eine hohe Ionenkonzentration schließen lässt. Bei Walnusschalen ist die Leitfähigkeit annähernd konstant während bei der Aktivkohle ein leichter Anstieg der Leitfähigkeit zu verzeichnen ist.

Rückhaltevermögen

Die Aufenthaltszeit in einem Filterbett von 12 cm Höhe sind in Abhängigkeit des Volumenstroms in aufgeführt. Wie aus den Diagrammen in hervorgeht, war zumeist eine Abnahme der Rückhalteleistung mit der Erhöhung des Volumenstroms zu verzeichnen. Zum einen kam es im Laufe der drei Teilprüfungen zum Beladen des Materials, weshalb die Anzahl der freien Adsorptionsstellen abnahm. Zudem besteht die Möglichkeit, dass die Adsorptionskapazität aufgrund der Beladung und den veränderten Konzentrationsverhältnissen sank. Zum anderen führte die Erhöhung des Volumenstroms zu einer Verringerung der Kontaktzeit des Adsorptiv (der zu adsorbierende Stoff) und dem Adsorbat bzw. dem Filtermaterial, wodurch der Adsorptionsprozess eingeschränkt wurde.

Tabelle 27: Aufenthaltszeiten und Filtergeschwindigkeit bei einer Filterbetthöhe von 12cm

Volumenstrom (mL/s)	EBCT (Leerbettkontaktzeit) (s)	Filtergeschwindigkeit (m/h)
2	118	3,7
4,6	52	8,4
20	12	36,7

Kupfer

Der höchste Rückhalt von Kupfer lag bei 99 % und wurde durch die Aktivkohle bei der geringsten Regenspende (2,5 L/(s·ha)) erreicht. Bei der höchsten Durchflussgeschwindigkeit wurde das Kupfer mit der Aktivkohle kaum zurückgehalten. Beim Feinkoks lag der Rückhalt für Kupfer zwischen 57 % und 73 %. Einen Rückhalt <50 % bei allen Regenspenden wurde vom FiltaPex Standard-Aufbau erzielt. Bei Betrachtung der pH-Werte fällt beim GEH1 auf, dass diese nach Durchfließen des Filtermaterials geringer waren als im Zufluss. Die pH-Werte im Ablauf lagen bei unter 5. Es ist daher davon auszugehen, dass die Schwermetalle weiterhin in gelöster Form vorlagen und daher nicht zurückgehalten werden konnten. Der Durchlauf mit dem GEH2 hingegen zeigt eine pH-Wert-Verschiebung auf bis zu 8,7. Es konnten Eliminationsraten zwischen 42 und 74 % erzielt werden. Es wird angenommen das bei Regenspende 1 ein Fehler bei der Versuchsdurchführung oder bei der Analytik vorliegt, da die berechnete Rücklösung geringer ist als bei Regenspende 2 und 3. Die Walnussschalen hielten maximal 53 % (Walnussschale) bzw. 68 % (Bio-Walnussschale) des Kupfers zurück.

In Bezug auf den Kupfer-Rückhalt weisen somit Aktivkohle und Feinkoks die besten Leistungen auf, wobei bei r1 die Aktivkohle bessere Ergebnisse erzielte, hingegen bei r3 das Feinkoks besser abschnitt.

Zink

Für die Adsorption von Zink zeigte sich eine andere Leistungsverteilung. Im Vergleich zum Kupfer waren die erzielten Rückhalteleistungen niedriger. Dies entspricht auch bisherigen Ergebnissen aus der Literatur (Ludwig, 2007; Nolting, 2008; Vesting, 2018). Der höchste Rückhalt wurde durch die Versuche mit dem Feinkoks erreicht (max 80 %). Auch mit dem GEH2 konnten Eliminationsraten von 78 % erreicht werden. Für alle weiteren Materialien lag der Rückhalt unter 40 %. Das geringste Rückhaltevermögen wies das GEH1 auf. Materialunabhängig waren sinkende Rückhalteleistungen bei höher werdenden Durchflussgeschwindigkeit zu verzeichnen, sodass für die höchste Durchflussgeschwindigkeit weniger als 5 % des Zinks zurückgehalten wurden (Ausnahmen: GEH2 mit 22 % und Pecher-Material mit 26 %). Insofern zeigten Feinkoks und das GEH2 die beste Rückhalteleistungen für Zink.

Glyphosat

Der maximale Rückhalt von Glyphosat wurde durch den Einsatz vom GEH1 erzielt, wobei für alle Durchflussgeschwindigkeiten gleich hohe Rückhalte von ca. 99 % erreicht wurden. Die Aktivkohle hielt bei geringer Durchflussgeschwindigkeit ebenfalls 99 % des Glyphosats zurück, zeigte aber ein abnehmendes Rückhaltevermögen mit größer werdenden Fließgeschwindigkeiten. Bei Regenspende 3 lag der Rückhalt noch bei 21 %. Weiterhin konnten mit

dem GEH2 eine gute Elimination von 82 % für Regenspende 1 erzielt werden. Bei Regenspende 3 lag diese noch bei 11 %. Die guten Rückhalte mit den GEH-Materialien GEH2 ($\text{FeO}(\text{OH})$) und GEH1 ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) können damit erklärt werden, dass die Produkte Eisen beinhalten, welches sich gut an Phosphate bindet. Da Glyphosat ($\text{C}_3\text{H}_8\text{NO}_5\text{P}$) zur Gruppe der Phosphonate gehört, kann davon ausgegangen werden, dass sich dieses gut an das Eisen in den GEH-Materialien bindet und so zurückgehalten wird. Mit dem Feinkoks konnten Eliminationsraten zwischen 30 % (r3) und 70 % (r1) erreicht werden. Die niedrigsten Ergebnisse wurden von den Walnussschalen und Bio-Walnussschalen erreicht. Die konventionelle Walnussschale zeigte sogar höhere Glyphosat-Konzentrationen im Ablauf als im Zufluss. Auch in den Elutionsversuchen wurde eine Rücklösung von Glyphosat bei den konventionellen Walnussschalen festgestellt.

AMPA

AMPA wurde von allen Materialien bis auf von den Walnussschalen und den Bio-Walnussschalen zu über 80 % zurückgehalten. Eine weitere Ausnahme stellte der FiltaPex Standard-Aufbau bei den Regenspenden 2 und 3 dar. Mit den konventionellen Walnussschalen konnten für RS1 und RS2 Eliminationsraten von 75 % bzw. 77 % erreicht werden.

Mecoprop

Die höchsten Ergebnisse bezogen auf den Rückhalt von Mecoprop lagen bei 99 % und wurden sowohl vom GEH1 als auch von der Aktivkohle erzielt. Die maximale Rückhalteleistung von Feinkoks lag bei 97 %. Bei diesen Materialien war eine Abnahme des Rückhaltes mit zunehmender Durchflussgeschwindigkeit zu beobachten, wobei die Aktivkohle bei der höchsten Durchflussgeschwindigkeit im Vergleich zu den anderen Geschwindigkeiten eine besonders hohe Abnahme auf 11 % verzeichnete. Ein geringes Adsorptionsvermögen für Mecoprop wiesen FiltePex Standard, GEH2, Walnussschalen und Bio-Walnussschalen auf. Insgesamt zeigten sowohl Feinkoks als auch das GEH1 die besten Leistungen.

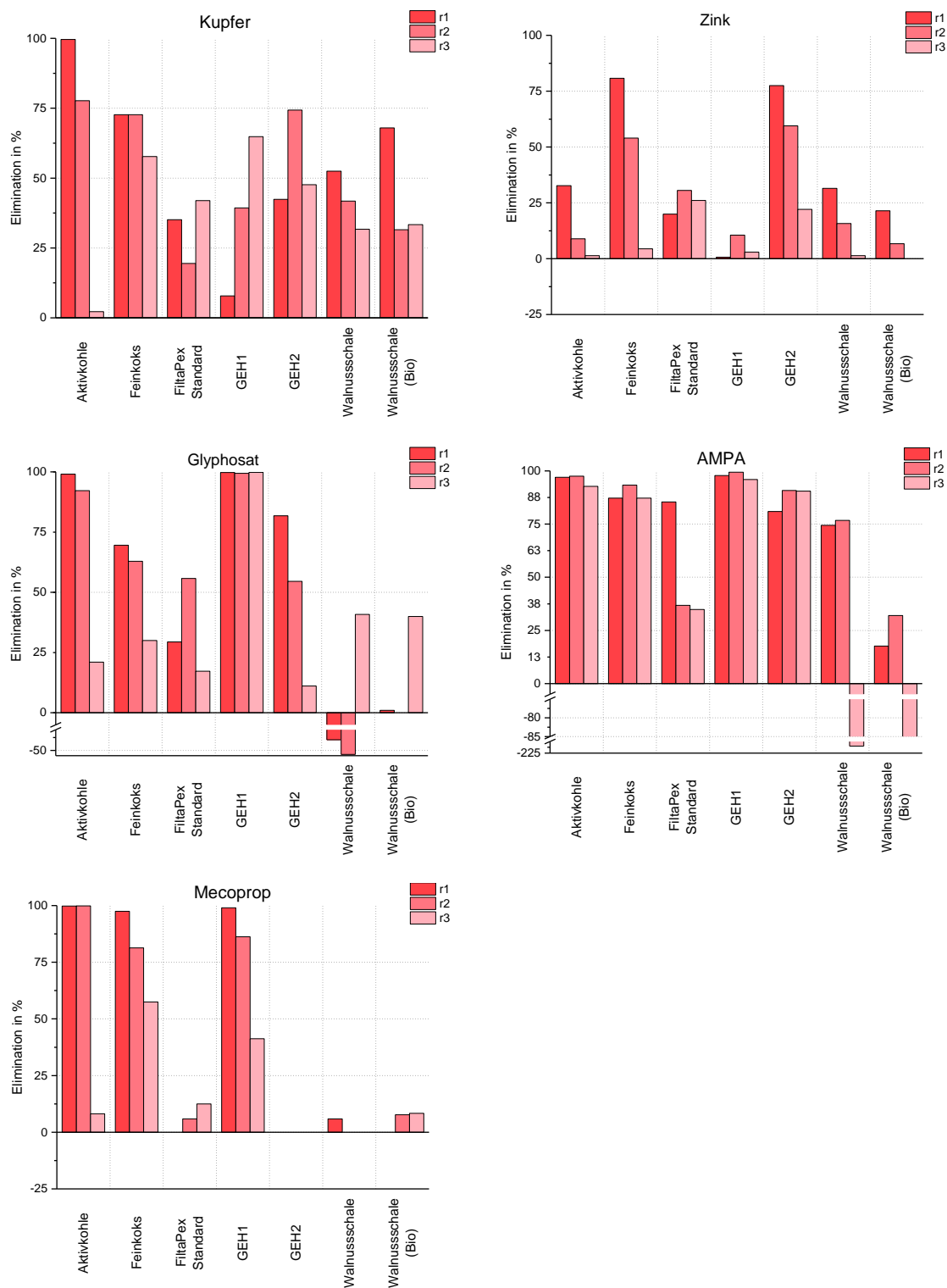


Abbildung 56: Rückhalt von Schwermetallen und PSBM mit unterschiedlichen Filtermaterialien und entmineralisiertem Wasser als Prüfmedium

Rücklösung unter Tausalzeinfluss

Die Ergebnisse der Teilprüfung zur Rücklösung von Schadstoffen unter dem Einfluss von Tausalzen sind in aufgeführt. Für die PSBM wurde davon ausgegangen, dass keine PSBM

im Zufluss enthalten sind. Da Kupfer und Zink aufgrund von Verunreinigungen durch schwermetallhaltigen Laborleitungen kontaminiert sein können, wurden die Zulaufkonzentrationen mitgemessen und bei der Berechnung der rückgelösten Fracht abgezogen.

In Bezug auf die Schwermetalle kam es lediglich bei den Walnussschalen zur größeren Rücklösungen. Das Tausalz führte bei den Walnussschalen dazu, dass ca. 6,7 % des in den vorigen Teilprüfungen zurückgehaltenen Kupfers desorbieren und ausgetragen wurden. Die Zinkkonzentration im Ablauf des Walnussschalenfilters lag mit 1780 µg/L relativ hoch. Da eine zweite Analyse das Ergebnis bestätigte, ist von einer Rücklösung von ca. 55 % des zuvor zurückgehaltenen Zink auszugehen. Bei den Bio-Walnussschalen wurde für Zink ein rückgelöster Anteil von 18 % berechnet.

Bei Glyphosat und AMPA war aufgrund des Salzgehaltes in der Probenmatrix die analytische Bestimmung der Ablaufkonzentrationen nicht möglich (n.b. = nicht bestimmbar) bzw. die Bestimmungsgrenze (BG) wurde dadurch auf 3 µg/L hoch gesetzt. Da die BG im Vergleich mit den Zulaufkonzentrationen aus den ersten drei Teilversuchen relativ hoch war, wurde eine Berechnung anhand der BG-Konzentration der rückgelösten Fracht als nicht sinnvoll erachtet.

In Bezug auf Mecoprop war beim Durchlauf mit dem GEH1 eine Rücklösung von 25 % der zuvor zurückgehaltenen Fracht zu verzeichnen. Bei den anderen Materialien lag die MCPP-Konzentration im Ablauf oftmals unterhalb der BG. Wird die BG als Messwert angenommen, lag die Rücklösung maximal bei 2,5 % der zuvor adsorbierten Fracht.

Insgesamt zeigte sich, dass Feinkohlekoks, Aktivkohle, FiltaPex Standard und GEH2 für die auswertbaren stofflichen Parametern Kupfer, Zink und MCPP die geringste Rücklösung aufwiesen.

Tabelle 28: Ergebnisse der Teilprüfung zur Rücklösung unter Einfluss von Tausalzen (10 g/L) in entmineralisiertem Wasser

		Kupfer	Zink	Glyphosat	AMPA	Mecoprop
Aktivkohle	Zulaufkonz. (µg/L)	<3	<20	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	16	194	n.b.	n.b.	<0,025
Ausgetragene Fracht (µg)		715	9570	/	/	1,375
Rückgelöster Anteil (%)		1,0	5,7	/	/	0,1
FiltaPex Standard	Zulaufkonz. (µg/L)	<5	<20	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	<9	<20	n.b.	n.b.	<0,025
Ausgetragene Fracht (µg)		220	0	/	/	1,375
Rückgelöster Anteil (%)		0,5	0,0	/	/	1,3
GEH1	Zulaufkonz. (µg/L)	10	18	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	10	20	n.b.	n.b.	9,3
Ausgetragene Fracht (µg)		0	110	/	/	511,5
Rückgelöster Anteil (%)			0,2	/	/	25
Feinkoks	Zulaufkonz. (µg/L)	16	60	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	<5	90	n.b.	n.b.	0,051
Ausgetragene Fracht (µg)		-605	1650	/	/	2,805
Rückgelöster Anteil (%)		-0,7	0,4	/	/	0,1
Walnusschalen	Zulaufkonz. (µg/L)	29	103	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	89	1780	n.b.	n.b.	<0,025
Ausgetragene Fracht (µg)		3300	92235	/	/	1,375
Rückgelöster Anteil (%)		6,7	54,8	/	/	2,5
Bio-Walnu- schalen	Zulaufkonz. (µg/L)	/	/	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	40	350	n.b.	n.b.	0,1
Ausgetragene Fracht (µg)		2200	19250	/	/	5,5
Rückgelöster Anteil (%)		3,8	17,5	/	/	5,0
GEH2	Zulaufkonz. (µg/L)	/	/	/	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	13	0,075	n.b.	n.b.	0,14
Ausgetragene Fracht (µg)		715	4125	/	/	7,7
Rückgelöster Anteil (%)		1,1	0,7	/	/	/

6.1.1.2 Säulenversuche mit Regenwasser

pH-Wert und Leitfähigkeit

In sind der Verlauf des pH-Wertes über die drei Prüfrengspenden und nach der Tausalz-zugabe dargestellt. Gegenüber dem pH-Wert von ca. 5 im Zulauf der Säule zeigt sich, dass

es beim GEH2 und dem Feinkoks zu einer Erhöhung des pH-Wertes durch die Filtermaterialien kam. Die pH-Werterhöhung nahm mit größer werdender Regenspende ab. Beim geschichteten Aufbau führte nur der Durchlauf mit RS1 zu einer Erhöhung des pH-Wertes. Bei der Bio-Walnusschale veränderte sich der pH-Wert kaum.

Vergleicht man die Veränderung der pH-Werte zwischen dem Prüfmedium entmineralisiertes Wasser und Regenwasser fällt auf, dass die pH-Werte mit Regenwasser weniger stark ansteigen, was ein Hinweis darauf sein könnte, dass die Pufferkapazität des Regenwassers geringer ist.

Die Leitfähigkeit blieb über die Versuchsdurchführungen über die drei Regenspenden annähernd konstant. Diese sind geringfügig kleiner als im Zulauf.

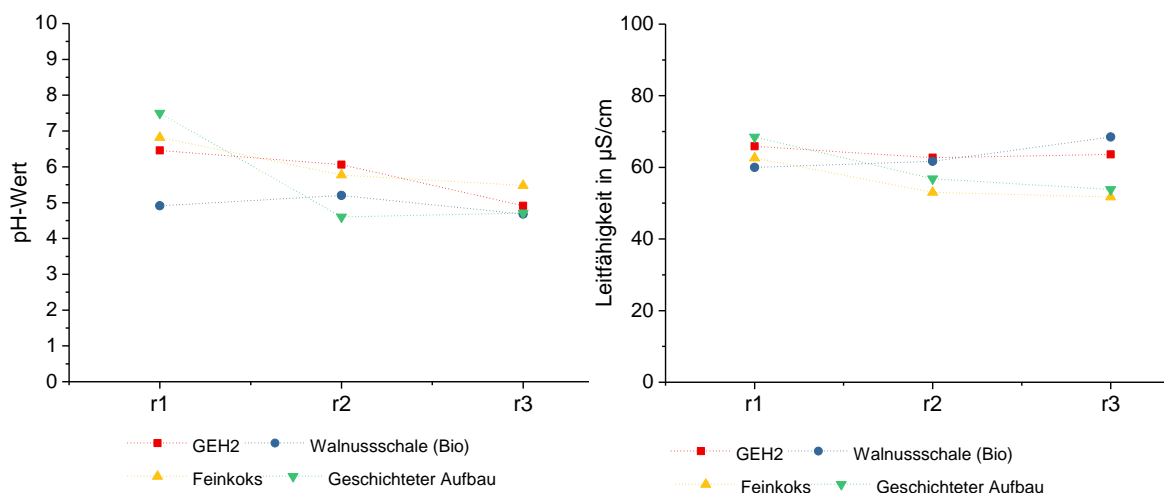


Abbildung 57: pH-Wert und Leitfähigkeit im Ablauf der Mischproben bei den Säulenversuchen mit Regenwasser

Rückhaltevermögen

Die prozentuale Rückhalte für die Schwermetalle sowie der PSBM der Versuche mit Regenwasser sind in dargestellt. Wie in Kapitel 3.5.3 dargestellt wurden die Materialien mit Schichthöhen von 8 cm für die Bio-Walnusschalen, 2 cm für das GEH2 und 6 cm für das Feinkoks getestet. Der geschichtete Aufbau besteht aus eben diesen Filtermaterialhöhen, wobei die Bio-Walnusschalen die unterste Schicht bilden, gefolgt von dem GEH2 und der Feinkoksschicht.

Kupfer

Mit dem geschichteten Aufbau konnte der größte Kupferrückhalt nachgewiesen werden. Der Rückhalt lag für Regenspende 1 bei 72 %, für Regenspende 2 bei 49 % und bei Regenspende 3 bei 6,8 %.

Das Feinkoks hielt 65 % und 23 % bei Regenspende 1 und 2 zurück. Für die größte Durchflussgeschwindigkeit konnte eine leichte Rücklösung von 5,4 % festgestellt werden. Mit dem GEH2 konnten maximal 44 % des Kupfers zurückgehalten werden. Für die Bio-Walnuss liegt für Regenspende 1 kein Ergebnis vor. Betrachtet man die Ergebnisse mit entmineralisiertem Wasser (), ist davon auszugehen, dass der Kupferrückhalt mit der Bio-Walnusschale bei Regenspende 1 deutlich höher als bei Regenspende 2 sein sollte. Der Rückhalt lag für Regenspende 2 bei 13 %.

Zink

Auch der größte Zinkrückhalt wurde bei dem geschichteten Filteraufbau nachgewiesen. Bei Regenspende 1 wurden 67 % des Zinks zurückgehalten. Eine deutliche Abnahme der Rückhalteleistung war bei den Regenspenden 2 und 3 erkennbar. Der Zinkrückhalt beim geschichteten Filteraufbau entspricht in etwa der Summe der Rückhalte der Einzelmaterien.

Das Feinkoks wies eine Rückhalteleistung von 44 % bei Regenspende 1 und nahezu keinen Rückhalt bei Regenspende 2 auf. Mit dem GEH2 konnte Zink maximal zu 24 % zurückgehalten werden. Bei den Ergebnissen der Bio-Walnusschale ist anzumerken, dass kein Ergebnis für Regenspende 1 vorliegt. Betrachtet man jedoch die Ergebnisse mit entmineralisiertem Wasser, sowie die Ergebnisse der anderen Materialien, für die die Eliminationsraten sich mit Regenwasser etwa halbieren im Vergleich zu den Versuchen mit entmineralisiertem Wasser, ist davon auszugehen, dass der Zinkrückhalt mit der Bio-Walnusschale im niedrigen Bereich liegen müsste.

Glyphosat

Der beste Rückhalt von Glyphosat wurde beim Feinkoks nachgewiesen. Dieser lag bei 41 % bei Regenspende 1 und verringerte sich auf 20 % (Regenspende 2) und 6,7 % (Regenspende 3). Mit dem GEH2 konnten Eliminationsleistungen für Glyphosat von maximal 28 % erzielt werden. Auch bei diesem Material ließ der Rückhalt mit steigender Regenspende nach. Die Bio-Walnusschale erzielte bei Regenspende 1 und 2 keinen Rückhalt. Bei Regenspende 3 konnte eine Glyphosat-Elimination von 31 % verzeichnet werden. Entgegen der Annahme, dass bei dem geschichteten Aufbau die Eliminationsraten der drei Einzelmaterien summiert auftreten müssten, lagen diese für Glyphosat nur bei 29 % (Regenspende 1) und 20 % (Regenspende 2). Eine mögliche Erklärung ist, dass aus den Bio-Walnusschalen Restorganik ausgewaschen wird, die den Rückhalt von Glyphosat in den oberen Filterschichten verhindert. Die Auswaschung von CSB bei den Bio-Walnusschalen konnte in den Elutionsversuchen nachgewiesen werden.

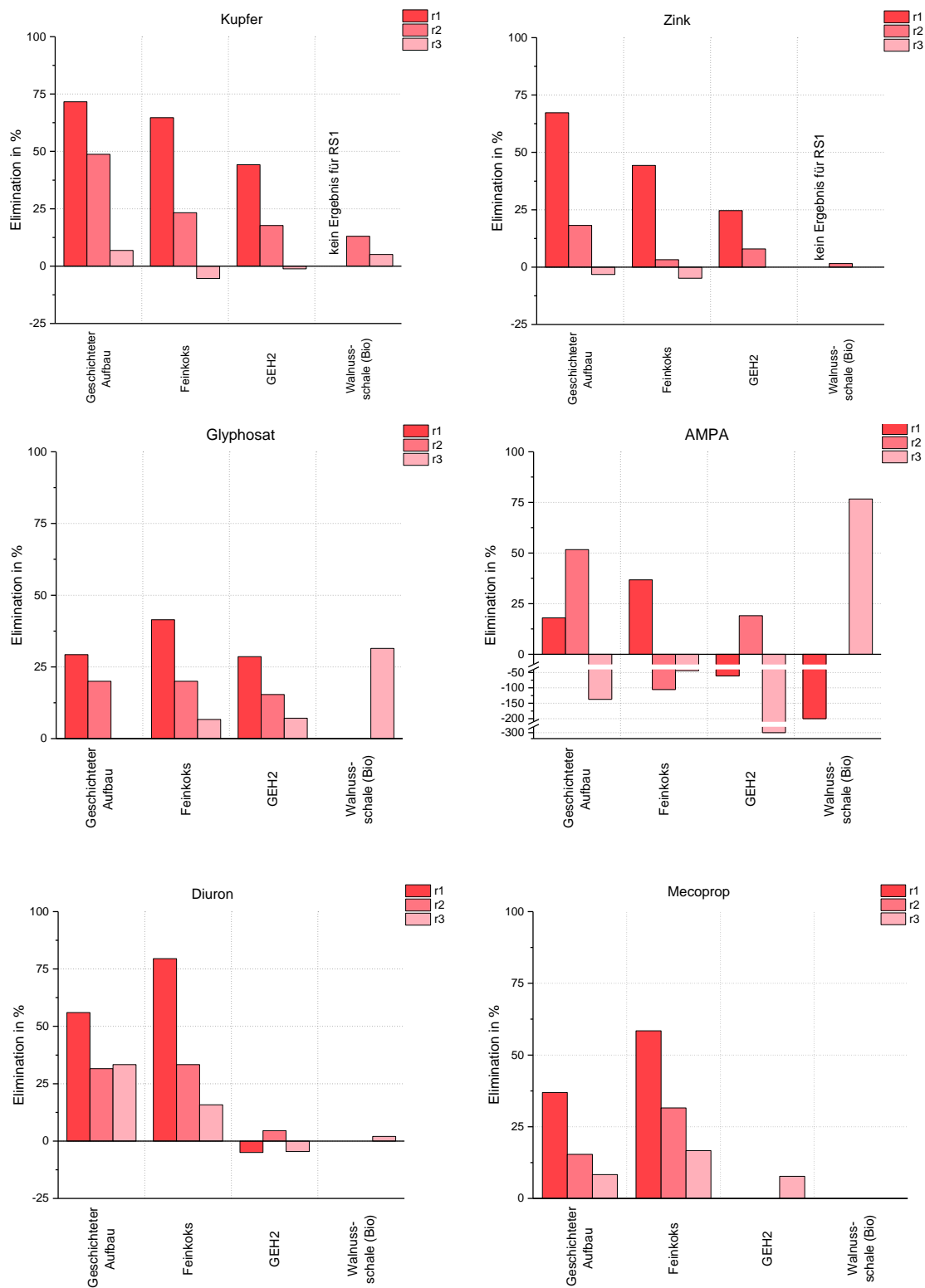


Abbildung 58: Rückhalt von Schwermetallen und PSBM mit ausgewählten Filtermaterialien und Regenwasser als Prüfmedium

AMPA

Mit dem Prüfmedium Regenwasser konnten keine guten Eliminationsraten erzielt werden. Vereinzelt konnten Rückhalte nachgewiesen werden (77 % bei Bio-Walnußschale und Regenspende 3; 51 % bei dem geschichteten Aufbau und Regenspende 2), jedoch folgen die Eliminationsraten keinem erklärbaren Muster.

Diuron

Diuron konnte mit dem Feinkoks am besten zurückgehalten werden. Die Eliminationsraten lagen bei 70 % (Regenspende 1), 33 % (Regenspende 2) und 16 % (Regenspende 3). Kein Rückhalt für Diuron konnte mit dem GEH2 sowie mit den Bio-Walnußschalen erzielt werden. Mit dem geschichteten Aufbau wurden maximal 56 % Elimination erzielt. Die Eliminationsraten gingen auf etwa 33 % bei Regenspende 2 und 3 zurück. Ähnlich wie beim Glyphosat lässt sich vermuten, dass durch die Auswaschung der Organik von den Bio-Walnußschalen die Rückhalteleistung des oberhalb angeordneten Feinkoks gemindert wird.

Mecoprop

Die Rückhalteleistungen für Mecoprop ähneln denen von Diuron. Mit Feinkoks konnten 60 %, 32 % und 17 % des Diurons eliminiert werden. Keine Rückhalte wurden mit dem GEH2 sowie den Bio-Walnußschalen erzielt. Die Eliminationsraten bei geschichteten Aufbau lagen maximal bei 37 % beim Regenspende 1. Für Regenspende 2 und 3 konnten noch Rückhalt von 15 % bzw. 8,3 % erzielt werden.

Im Vergleich zu den Versuchen mit entmineralisiertem Wasser liegen die Rückhalte bei den mit Regenwasser getesteten Filtermaterialien in deutlich geringeren Bereichen. Die Ergebnisse sind noch mal in gegenübergestellt. Die geringeren Rückhalte sind zum einen durch die kleineren Filterschichthöhen zu erklären, die zu geringeren Kontaktzeiten führen und zu einer schnelleren Sättigung des Filtermaterials. Zudem wird angenommen, dass durch die organische Belastung des Regenwassers und die dadurch vorhandene Konkurrenz, die die Schadstoffe nicht mehr so gut zurückgehalten werden können.

Tabelle 29: Gegenüberstellung der Rückhalteleistungen in % mit entmineralisiertem Wasser und Regenwasser für die Filtermaterialien Feinkoks, GEH2 und Bio-Walnusschale

Schadstoff	Filtermaterial	Entmineralisiertes Wasser			Regenwasser		
		RS1	RS2	RS3	RS1	RS2	RS3
Kupfer	Feinkoks	73	73	58	45	23	-5,4
	GEH2	42	74	48	44	18	-1,2
	Bio-Walnusschale	68	32	33	/	13	5,1
Zink	Feinkoks	81	54	4,4	44	3,2	-4,8
	GEH2	78	60	22	25	7,9	0
	Bio-Walnusschale	21	6,7	0	/	1,5	0
Glyphosat	Feinkoks	70	63	30	41	20	6,7
	GEH2	82	55	11	29	15	7,1
	Bio-Walnusschale	1,0	0	40	0	0	31
Mecoprop	Feinkoks	97	81	58	58	32	17
	GEH2	0	0	0	0	0	7,7
	Bio-Walnusschale	0	7,7	8,3	0	0	0

Rücklösung unter Tausalzeinfluss

Die Ergebnisse der Versuche mit Regenwasser unter Tausalzeinfluss sind in zusammengefasst. Beim geschichteten Aufbau konnten keine erheblichen Rücklösungen bei den Schwermetallen und den PSBM nachgewiesen werden. 1,1 % der zuvor aufgenommenen Kupferfracht wurden rückgelöst. Bei Zink waren es 0,6 %. Die Konzentrationen von Diuron und Mecoprop lagen im Ablauf unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Das Feinkoks als Einzelmaterial nahm unter Salzeinfluss noch Kupfer und Zink auf. Die Konzentration von Diuron lag im Ablauf unterhalb der Bestimmungsgrenze und für Mecoprop lag eine Konzentration von 0,026 µg/L vor, was einen rückgelösten Anteil von 0,19 % der zuvor aufgenommenen Mecoprop-Fracht ausmachte. Beim GEH2 konnte bei Kupfer eine leichte Rücklösung (1 %) festgestellt werden. Zink hingegen wurde weiter aufgenommen. Bei den PSBM kam es hingegen zu Rücklösungen von 33 % bei Diuron und von 30 % bei Mecoprop. Für die Bio-Walnuss konnten keine Anteile rückgelöster Fracht berechnet werden, da die aufgenommene Fracht aufgrund der fehlenden Ergebnisse für Regenspende 1 nicht ermittelt werden konnte. Auch auf die Ermittlung der rückgelösten Fracht für die PSBM wurde verzichtet, da die Empfindlichkeit bei der Messung der hohen Konzentrationen bei Regenspende 1-3 geringer war als bei der Ermittlung der Konzentration unter Tausalzeinfluss.

Die teilweise beobachteten Rücklösungen von Schwermetallen und PSBM bei den Einzelmaterialien wurden beim geschichteten Aufbau nicht festgestellt, was darauf hindeutet, dass die oberliegenden Materialien GEH2 und Feinkoks diese anschließend aufnehmen.

Tabelle 30 : Ergebnisse der Teilprüfung zur Rücklösung unter Einfluss von Tausalzen in Regenwasser

		Kupfer	Zink	Diuron	Mecoprop
Geschichteter Aufbau	Zulaufkonz. (µg/L)	24	270	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	34	300	<0,025	<0,025
Ausgetragene Fracht (µg)		550	1.650	/	/
Rückgelöster Anteil (%)		1,1	0,6	/	/
Feinkoks (6 cm)	Zulaufkonz. (µg/L)	39	400	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	17	120	<0,025	0,026
Ausgetragene Fracht (µg)		-22	-15.400	/	1,43
Rückgelöster Anteil (%)		/	/	/	0,19
GEH2 (2 cm)	Zulaufkonz. (µg/L)	24	180	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	29	160	0,033	0,3
Ausgetragene Fracht (µg)		275	-1.100	1,815	16,5
Rückgelöster Anteil (%)		1,0	/	33	30
Bio-Walnu- schale (8cm)	Zulaufkonz. (µg/L)	26	250	/	/
	Ablaufkonz. (µg/L)	68	700	0,37	0,37
Ausgetragene Fracht (µg)		2310	24.750	20,35	20,35
Rückgelöster Anteil (%)		/	/	/	/

6.2 Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen bei reduzierten Konzentrationen

Von jedem untersuchten Filtersubstrat wurde jeweils eine Schüttung von 10 cm in die Filtersäulen eingebracht und mit drei Prüfregependen auf den Zink- und Kupferrückhalt untersucht. Abbildung 59 zeigt den Rückhalt von Zink für die untersuchten Substrate.

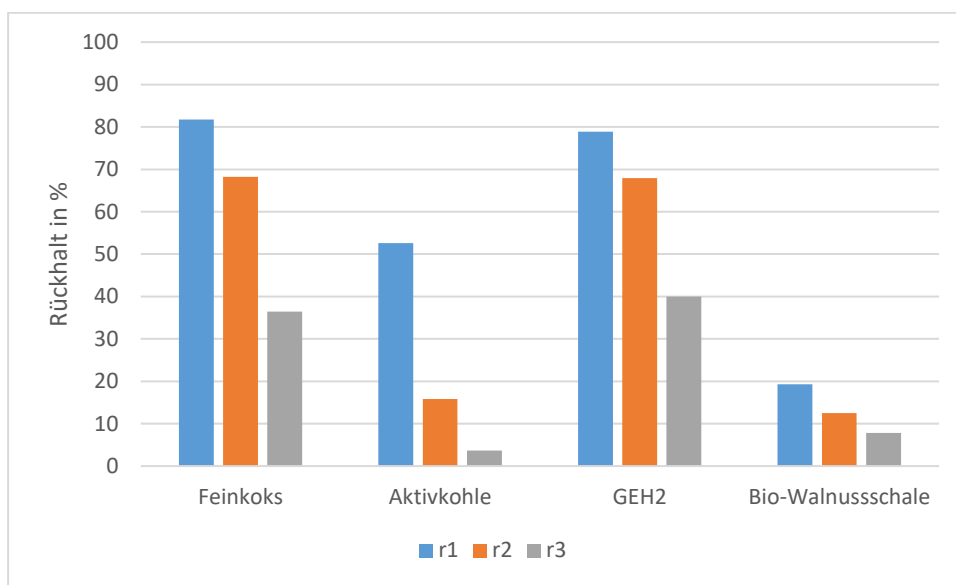


Abbildung 59: Zinkrückhalt im Säulenversuch für drei Regenspenden (r1=2,5; r2=6 und r3=15 L/(s·ha))

Von den getesteten Substraten eignet sich GEH2 am besten für den Zinkrückhalt. Für die Regenspende von 2,5 L/(s·ha) konnte die Zinkkonzentration um 79 % reduziert werden. Auch für r3 weist GEH2 einen Rückhalt von 40 % auf. Die Reinigungsleistung von Feinkoks beträgt zwar für r1 nur 43 %, fällt jedoch mit steigender Regenspende nur auf 34 % ab. Die Aktivkohle zeigt einen raschen Abfall des Rückhalts von r1 (53 %) zu r3 (3,7 %). Die Walnussschalen konnten die Zinkkonzentration um 20 % bei r1 und um 8 % bei r3 senken. Da die Walnussschalen in erster Linie als Stüttschicht gedacht sind, um ein durchrieseln der feinkörnigen Substrate zu vermeiden, ist der geringe Rückhalt durchaus positiv zu sehen.

Die Ergebnisse für den Kupferrückhalt zeigen das die Aktivkohle einen sehr spezifischen Rückhalt hat (Abbildung 60). Entgegen der Zinkuntersuchung hat Aktivkohle für Kupfer den höchsten Rückhalt über alle drei Regenspenden. In der ersten Regenspende lag der Rückhalt bei 96 %. Für r3 konnten noch 59 % zurückgehalten werden. Die übrigen vier Substrate sind in ihrer Wirksamkeit gegenüber Zink und Kupfer nahezu gleichwertig. Die Walnussschalen weisen für Kupfer, wie für Zink, den geringsten Rückhalt auf (Cu: r1= 23 %, r2= 15 %, Zn: r1= 19 %, r2= 7,8 %).

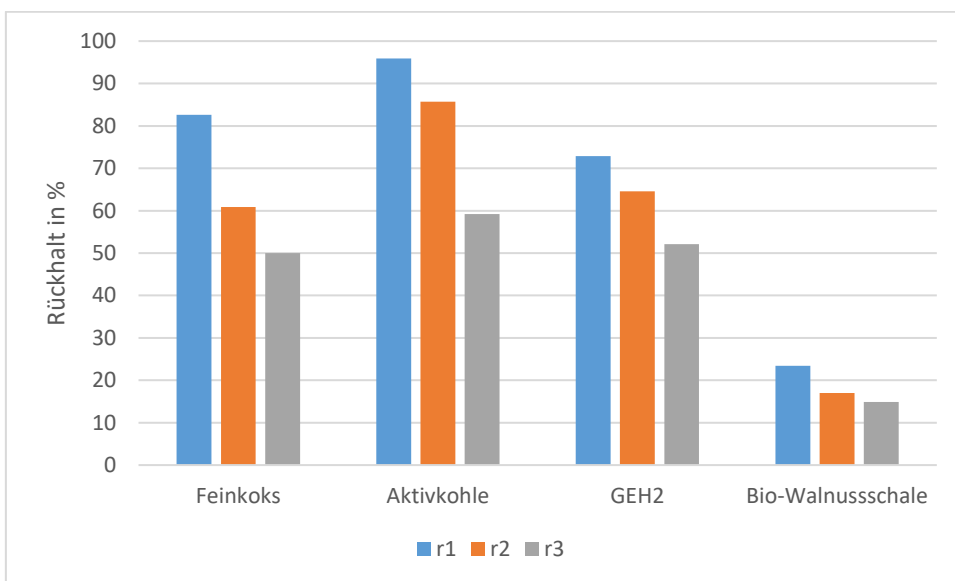


Abbildung 60: Kupferrückhalt im Säulenversuch für drei Regenspenden (r1=2,5; r2=6 und r3=15 L/(s·ha))

Für beide Schwermetalle betrachtet zeigt GEH2 den besten prozentualen Rückhalt. Auch bei der frachtbezogenen Betrachtung zeigt GEH2 die beste Abscheideleistung. Die frachtbezogenen Rückhalte sind in Abbildung 61 dargestellt.

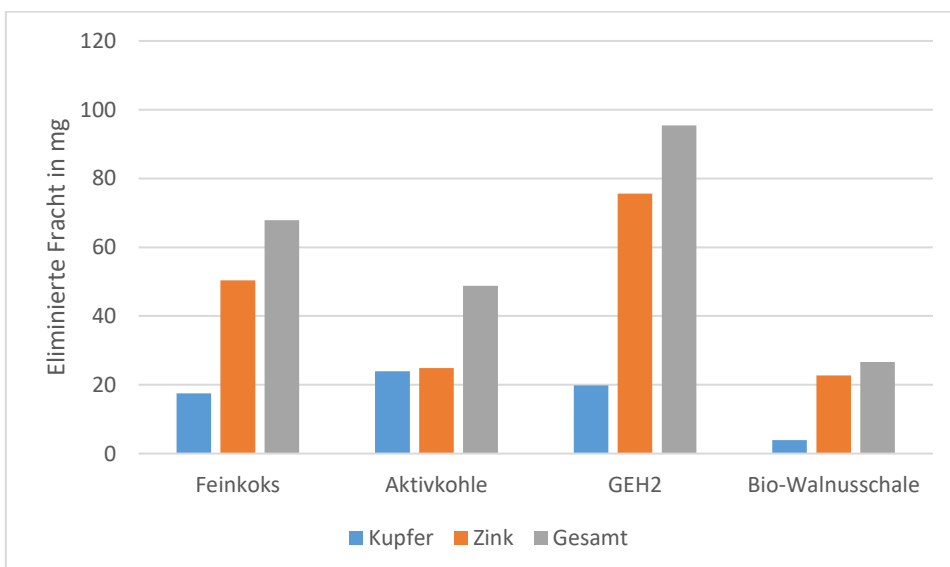


Abbildung 61: Im Säulenversuch eliminierte Frachten (aufgebrachte Fracht: Cu: 32,5 mg; Zn: 130 mg)

In der dargestellten Grafik ist der frachtbezogene Rückhalt von Zink durch Feinkoks etwa zweimal so hoch wie durch Aktivkohle. Dies liegt an der hohen Gewichtung der dritten Prüfregenspende, welche von den drei Prüfregenspenden die größte Fracht enthält. Dies führt

auch zu dem deutlich besseren Gesamtrückhalt von Feinkoks. Der Rückschluss, dass Feinkoks für den Rückhalt von Schwermetallen grundsätzlich besser ist als die Aktivkohle kann aus den Daten nicht gezogen werden. Der Regen fällt größtenteils mit kleineren Regenintensitäten (3-5 L/(s·ha)), sodass für diese Regenspenden auch die größten Frachten zu erwarten sind. Um eine abschließende Aussage zu treffen müsste untersucht werden ob der schlechte Zinkrückhalt der Aktivkohle auf die geringere Aufenthaltszeit oder auf die zunehmende Beladung des Substrats zurückzuführen ist.

Während der Messungen wurde der pH-Wert dokumentiert. Für jede der drei Probenahmen während der drei Regenspenden wurde der pH-Wert gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 62 dargestellt.

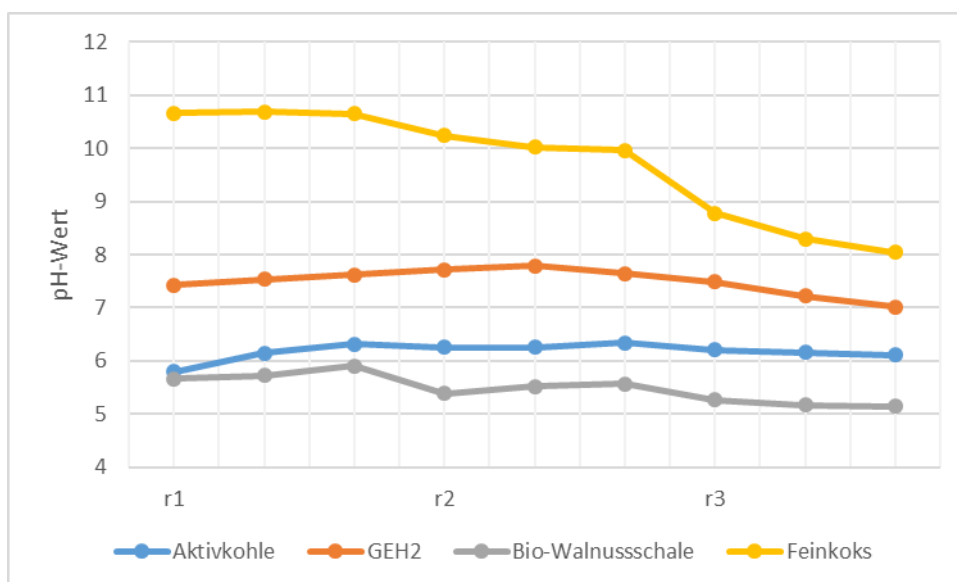


Abbildung 62: Verlauf des pH-Wertes während der Säulenversuche mit jeweils drei Messungen pro Regenspende

Die Messergebnisse des pH-Wertes zeigen, dass der pH-Wert, sofern die Substrate diesen beeinflussen, mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit abfällt. Dies weist auf eine kinetische Abhängigkeit hin. Gleichzeitig zeigt die Messung bei Feinkoks aber auch, dass der pH-Wert innerhalb eines Versuches abnimmt. Das weist darauf hin, dass die Kapazität des Prozesses, welcher zur pH-Wert Änderung beiträgt, permanent erschöpft. Ein Vergleich des Rückhalts von Feinkoks über die drei Prüfregenspenden mit der Abnahme des pH-Wertes lässt die Annahme zu, dass kein kausaler Zusammenhang zwischen den beiden Prozessen vorliegt. Auch für die drei anderen Stoffe scheint die pH-Wert Änderung nicht direkt mit dem Prozess des Schwermetallrückhalts in Verbindung zu stehen. Grundsätzlich ist die Hypothese, die pH-Wert Änderung führe zu einem Ausfällen der Schwermetalle und damit zu einer mechanischen Abtrennbarkeit der Schwermetalle, zu hinterfragen.

6.3 Fazit der Säulenversuche

Die Säulenversuche lassen in Summe den Rückschluss zu, dass trotz der kurzen Aufenthaltszeiten in der Filterschüttung, für jeden untersuchten einzeln betrachteten Schadstoff, mit mindestens einem der getesteten Substrate noch ein ausreichender Rückhalt gewährleistet werden kann. Gleichzeitig gibt es kein Substrat was einen ausreichenden Rückhalt für alle untersuchten Schadstoffe gewährleistet. Dies führt auch zu der Erkenntnis, dass ein Einschichtfilter für heterogene Einzugsgebiete nicht in Frage kommt. Für die Untersuchungen mit einer Regenspende mit $25 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ zeigt sich ein deutlicher Einbruch der Wirksamkeit. Dieser lässt sich mit der geringen Verweilzeit erklären oder auf die Vorbeladung der Filtermaterialien und das damit verbundene Erschöpfen der Kapazität zurückführen. Dieser Einbruch ist aber zunächst nur von untergeordneter Relevanz, da derartige Regenspenden nur einen geringen Anteil an dem gesamten Niederschlagsvolumen haben. Ebenso sind bei besonders intensiven Niederschlägen die Konzentrationen, aufgrund der Verdünnung, vergleichsweise gering.

Die Auswirkungen der verschiedenen Untersuchungsbedingungen decken sich nicht vollständig mit den Erwartungen. Grundsätzlich ist von einer abnehmenden Eliminationsrate mit steigender Durchflussgeschwindigkeit auszugehen. Diese Tendenz zeigt sich auch bei der Betrachtung der Ergebnisse. Für einzelne Substrate und einzelne Stoffe konnte dies jedoch nicht immer bestätigt werden. Ein möglicher Grund könnten die noch ungeklärten Konkurrenzen verschiedener Ionen bei der Adsorption sein.

Ein Vergleich der Säulenversuche mit demineralisiertem Wasser untereinander zeigt, dass höhere Konzentrationen auch zu einer besseren prozentualen Eliminationsleistung führen (r_1). Für die Regenspenden r_2 und r_3 ist dieser Rückschluss nicht möglich, da hier bereits der Einfluss der zunehmenden Beladung des Adsorbens zum Tragen kommt und dadurch auch die Kapazität der Substrate Einfluss auf den Rückhalt hat.

Die Tatsache, dass die Ergebnisse von Untersuchungen echter Anlagen häufig hinter denen aus dem Labor zurückbleiben, scheint nicht in erster Linie auf das eingesetzte Wasser zurückzuführen zu sein. Die teils sehr schlechten Ergebnisse bei Realanlagen können auch auf die Schwierigkeiten bei der Beprobung von dauereingestauten Systemen zurückzuführen sein. Nichts desto trotz wird der Rückhalt gelöster Stoffe bei realem Regenwasser immer hinter den Ergebnissen mit entmaterialisiertem Wasser zurückbleiben. Dies zeigte sich auch durch die Säulenversuche mit realem Regenwasser. Neben den Konkurrenzen mit anderen Ionen aus dem Regenwasser spielt hierbei die AFS-Fracht eine entscheidende Rolle.

Schließlich muss davon ausgegangen werden, dass die Adsorptionskinetik mit zunehmender AFS-Beladung abnimmt, da die Oberflächen der Substrate nicht mehr oder schlechter mit dem Wasser in Kontakt kommen.

6.4 Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage

6.4.1 Ergebnisse zum Rückhalt feinpartikulärer Stoffe

Die Gesamtwirksamkeit der Filteranlage ist im Wesentlichen von der Beschickungsregenspende und der Sieblinie der AFS im Oberflächenabfluss abhängig. Die Sieblinie im Zulauf entspricht jedoch nicht der Sieblinie des zugesetzten Straßenkehrriechts. Ein Teil der Grobstoffe sedimentiert im Vorlagebehälter und verschiebt so die Sieblinie zu feineren Partikeln. Über alle Messungen gemittelt liegt der mittlere Korndurchmesser ($D_{0,5}$) bei ca. $42,5 \mu\text{m}$. Mit einer Schwankungsbreite von $40 \mu\text{m} - 50 \mu\text{m}$. Die breite Streuung ergibt sich auch durch den Partikelanteil im Regenwasser, da dieser ausschließlich aus Feinststoffen besteht. In Abbildung 63 sind fünf exemplarische Messungen einer Korngrößenverteilung während einer Untersuchung dargestellt. Der deutliche Anstieg zum letzten Messpunkt ($140 \mu\text{m}$) resultiert aus der Zusammenfassung aller Partikel über $140 \mu\text{m}$ zu dieser Korngröße.

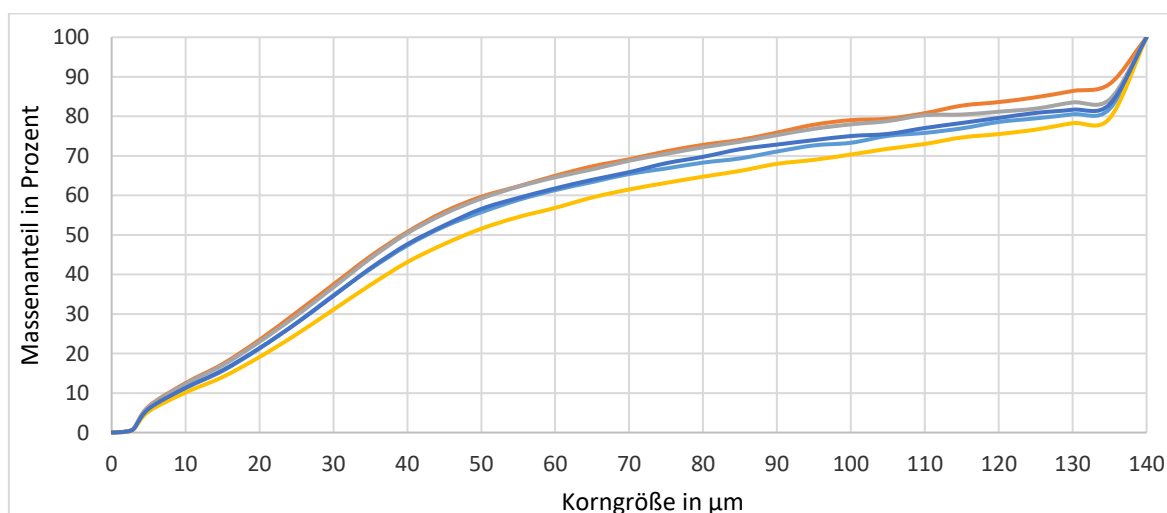


Abbildung 63: Exemplarische Sieblinien zur Korngrößenverteilung nach Zugabe des Straßenkehrriechts in den Vorlagebehälter während einer Versuchsregenspende

Der $D_{0,5}$ von Millisil W4 liegt bei $63 \mu\text{m}$. Für eine exemplarische Messung mit Millisil W4 wurde jedoch auch im Vorlagebehälter eine deutlich zum Feinmaterial verschobene Sieblinie festgestellt werden. Diese hatte einen $D_{0,5}$ von nur $32 \mu\text{m}$. Dies zeigt die Schwierigkeit

grobe AFS tatsächlich in Suspension zu halten. Gleichzeitig wird auch deutlich, dass für den Wirkungsgrad der Filteranlage nicht der Ablauf mit der Einwaage verglichen werden kann, sondern nur ein Korngrößen-spezifischer Vergleich von Zu- und Ablauf sinnvoll ist. Dieses Vorgehen führt allerdings auch zu einem schlechteren Gesamtwirkungsgrad, da der Grob-
stoffrückhalt in der Berechnung des Gesamtwirkungsgrades kaum Eingang findet.

Die Sieblinie im Ablauf unterliegt einer breiten Streuung (Abbildung 64). Dies liegt maßgeblich an der Intensität der Prüffregenspende. Je geringer die Intensität, desto feiner die Sieblinie im Ablauf. Der $D_{0,5}$ des Ablaufs erstreckt sich von $9 \mu\text{m}$ (bei $1,8 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$) bis $25 \mu\text{m}$ (bei $15 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$).

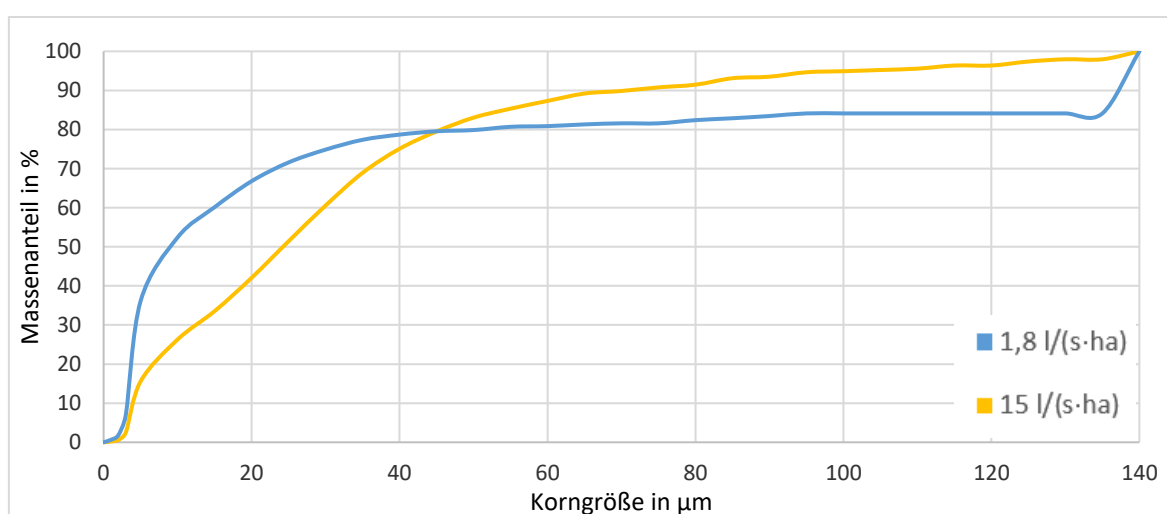


Abbildung 64: Spektrum der gemessenen Sieblinien im Ablauf der halbertechnischen Versuchsanlage bei $r= 1,8 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ und $r= 15 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$

6.4.2 Rückhalt in der Sedimentationsstufe

Der Rückhalt in der Sedimentationsstufe wurde, wie unter 6.4.1 beschrieben, ermittelt durch Vergleich der Partikelkonzentration unterhalb der Filterschüttung mit der Partikelzusammensetzung des Zulaufs. Abbildung 65 zeigt den Korngrößen-spezifischen Rückhalt für ein einzelnes Regenereignis mit $r= 3,5 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$. Die dargestellte Auswertung ist ohne Verdünnungseffekte. Die breite Streuung des Rückhalts der Fraktionen $> 80 \mu\text{m}$ ist darauf zurückzuführen, dass die Partikelkonzentration im Zulauf bereits häufig weniger als ein Partikel pro Milliliter beträgt. Daher werden für die folgenden Auswertungen zur besseren Übersicht die Fraktionen zusammengefasst zu AFS-Gesamt und AFS63.

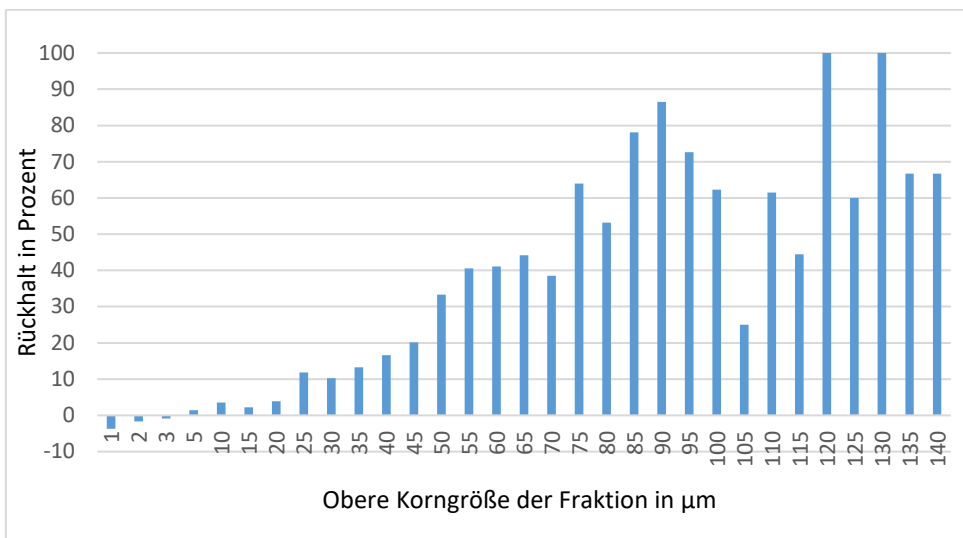


Abbildung 65: Korngrößen-spezifischer Rückhalt in der Sedimentationsstufe der halbtechnischen Filteranlage bei $r = 3,5 \text{ l/s}\cdot\text{ha}$

Die Auswertung zeigt, dass auch bei kleinen Regenspenden ein sedimentativer Rückhalt der Fraktionen unter $20 \mu\text{m}$ schwer realisierbar ist. Für die Fraktionen $1\text{-}3 \mu\text{m}$ wurde sogar ein negativer Rückhalt gemessen. Dies kann auf Anreicherungsprozesse der AFS im Sedimentationsraum zurückzuführen sein. Bei allen Versuchen mit einer Regenspende $> 3 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ wurde ein negativer Rückhalt für diese Fraktionen am Ende eines Regenereignisses gemessen. Auch bei noch kleineren Regenspenden ergibt sich für die Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ kein wesentlich besserer Rückhalt.

Der Gesamtrückhalt für die geprüften Regenspenden sowie der Rückhalt der AFS63-Fraktion ist in Abbildung 66 dargestellt. Selbst bei Regenspenden die über der Bemessungsregenspende von $15 \text{ L}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ liegen, beträgt der AFS-Gesamtrückhalt über 30 %.

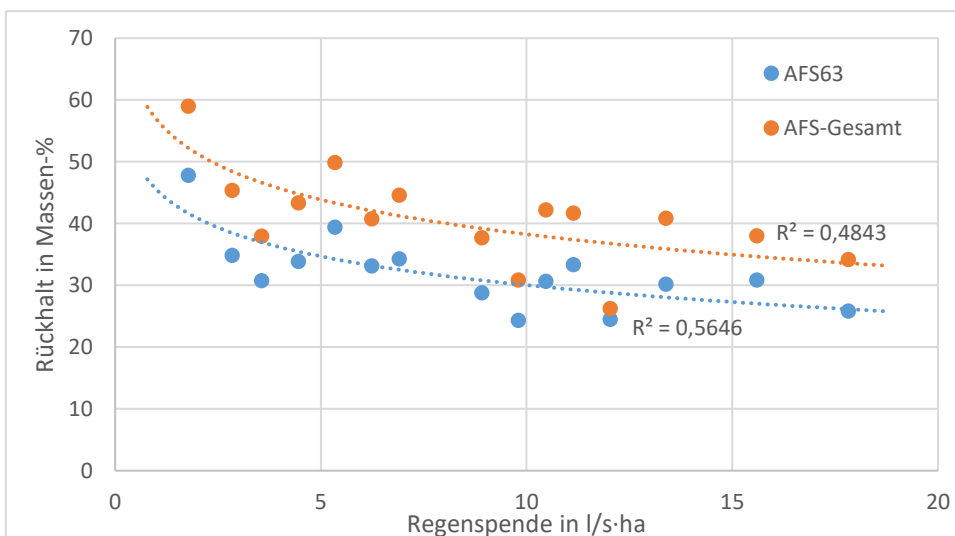


Abbildung 66: Sedimentärer Rückhalt von AFS und AFS63 in Prozent in Abhängigkeit von der Regenintensität

Der dargestellte Rückhalt enthält allerdings auch einen Verdünnungseffekt. Dieser entsteht durch den Betrieb der halbtechnischen Filteranlage im Dauerstau. Steht das eingestaute Wasser in ausreichend lange im Filter, so sinkt der AFS-Gehalt auf nahezu Null ab. Das Volumen beträgt etwa 120 Liter. Die Untersuchungen wurden mit variierenden Wassermengen (700 – 900 Liter) durchgeführt, in Abhängigkeit vom zur Verfügung stehenden Regenwasser. Die Verdünnung führt bereits zu einer Reduzierung der AFS-Konzentration um 13–17 %. Die letzte Probenahme innerhalb eines Versuchsdurchgangs erfolgt nach ca. 5-fachen Volumen Austausch der Filtersäule. Ein Verdünnungseffekt ist dann kaum noch gegeben. In Abbildung 67 ist ein exemplarischer Verlauf der AFS- und AFS63-Konzentration im Sedimentationsraum dargestellt.

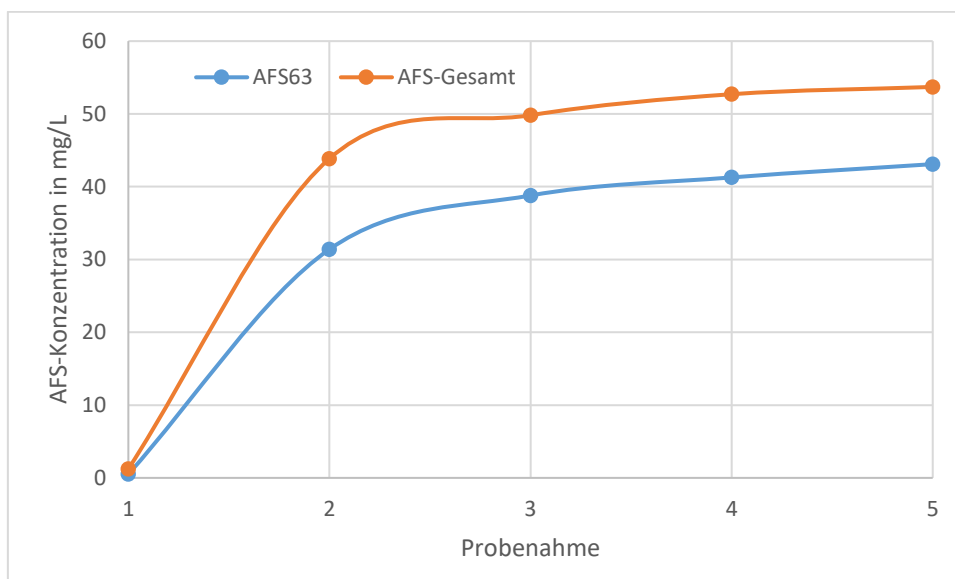


Abbildung 67: Exemplarischer AFS-Konzentrationsverlauf im Sedimentationsraum im Verlauf einer Prüfregenspende

Die Ergebnisse dieser Messung aus Probenahme 5 (ohne Verdünnungseffekt) sind in Abbildung 68 dargestellt.

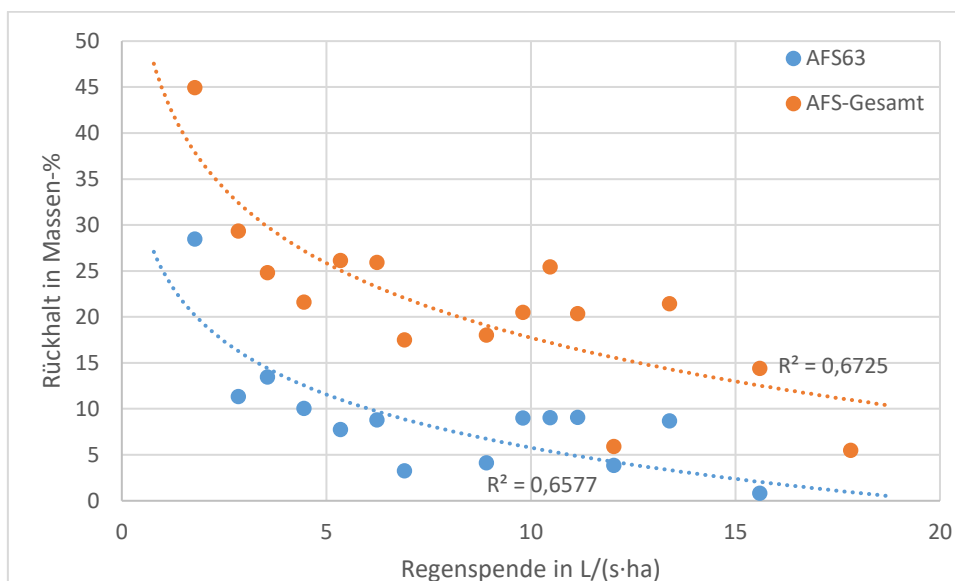


Abbildung 68: Sedimentativer Rückhalt von AFS und AFS63 in Prozent in Abhängigkeit von der Regenintensität (ohne Verdünnungseffekt)

Die in Abbildung 68 gezeigten Rückhalte entsprechen den Rückhalten ohne Verdünnungseffekte. Der Rückhalt durch Sedimentation nimmt mit steigender Niederschlagshöhe deutlich ab. Der Rückhalt bei Beschickung mit r_{krit} liegt für AFS-Gesamt bei noch etwa 15 %. Für AFS63 ist praktisch gar kein Rückhalt mehr messbar. Bei mittleren Regenspenden von etwa 3-5 L/(s·ha) wird 25-30 % der AFS zurückgehalten. AFS63 wird zu 10-15 % aus dem Oberflächenabfluss abgeschieden. Die Ergebnisse „mit Verdünnungseffekt“ sind mit einer abflusswirksamen Niederschlagshöhe von nur 1,8-2,4 mm entstanden. In der Praxis wird das Ergebnis zwischen den beiden gezeigten Rückhalten liegen.

6.4.3 Rückhalt in der gesamten Anlage

Die Filterstufe führt zu einer deutlichen Verbesserung des Gesamtwirkungsgrades. Für ein exemplarisches Regenereignis mit einer Regenintensität von 3,5 L/(s·ha) ist der korngößenspezifische Rückhalt ohne Verdünnungseffekte in Abbildung 69 dargestellt. Partikel mit einer Korngröße > 50 μm werden zu über 90 % in der Anlage abgeschieden. Erst für die Fraktion < 5 μm fällt der Rückhalt unter 50 %. Ausreißer wie bei 110 μm entstehen dadurch, dass bei der geringen Partikelzahl im Zulauf bereits ein einzelnes Partikel im Ablauf zu deutlichen Ausschlägen führt. Im konkreten Fall lag bei 4 Messungen ein einzelner Partikel im Korngrößenbereich von 85 bis > 140 μm vor. Im Zulauf lagen ca. 120 Partikel verteilt über diese Fraktionen vor, sodass man auf eine vollständige Abtrennung der Partikel > 85 μm schließen kann. Auch bei einer Untersuchung mit r_{krit} wurde diese Fraktion noch zu über 90 % zurückgehalten.

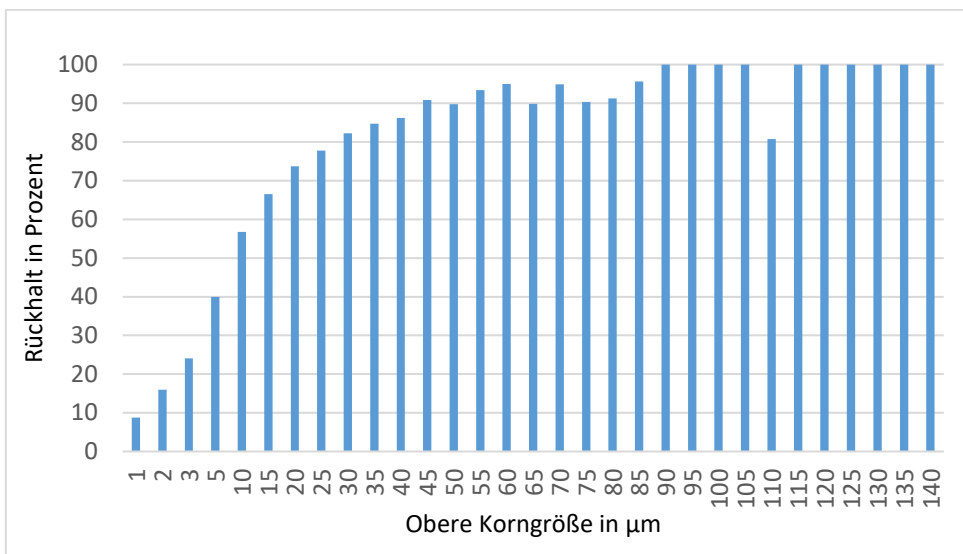


Abbildung 69: Rückhalt der gesamten Anlage bei einer Prüfredenspende von 3,5 L/(s-ha)

Entgegen dem sedimentativen Rückhalt zeigt die Gesamtanlage einen linearen Zusammenhang zwischen Regenintensität und Reinigungsleistung (Abbildung 70). Die Reinigungsleistung erstreckt sich hierbei für die kleinste gemessene Regenspende (ca. 1,8 L/(s-ha)) von über 90 % bis zu 63 % für AFS63 und 69 % für AFS-Gesamt bei Beschickung mit r_{krit} . Für die mittleren Regenspenden von 3-5 L/(s-ha) sind Reinigungsleistungen von 80-90 % für AFS63 und AFS-Gesamt gemessen worden.

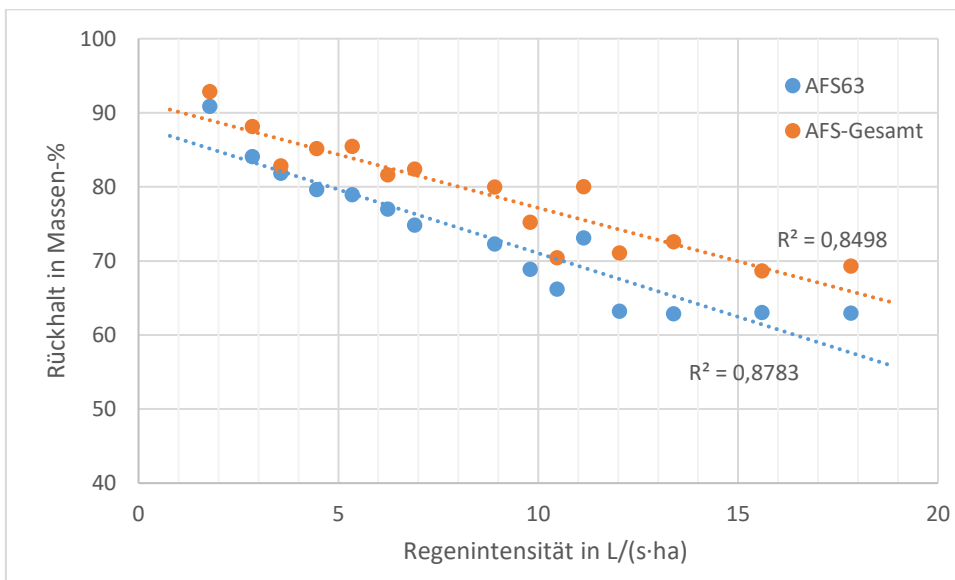


Abbildung 70: Mittlere AFS-Rückhalte in der halbtechnischen Versuchsanlage in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität

Abbildung 71 zeigt die Rückhalte in Abhängigkeit der Regenintensität aus der 5. Probeahme. Bereinigt von Verdünnungseffekten (s. 6.4.2) wurden bei r_{krit} etwa 53 % AFS63 zurückgehalten und für AFS-Gesamt 61 %. Diese Rückhalte können als Mindestrückhalte für

das getestete Filtersystem verstanden werden. Für mittlere Regenspenden von 3-5 L/(s·ha) wird AFS63 zu 75-80 % zurückgehalten. Für AFS-Gesamt liegt die Reinigungsleistung bei 80-85 %.

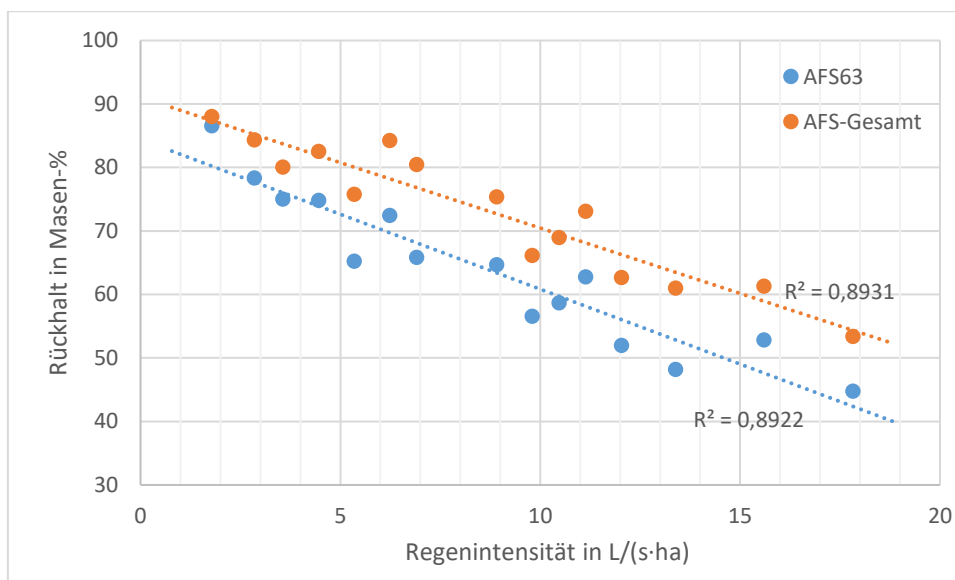


Abbildung 71: AFS-Rückhalte in der halbtechnischen Versuchsanlage in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität ohne Verdünnungseffekte

6.4.4 Schwermetallrückhalt in der halbtechnischen Versuchsanlage

Für ein beispielhaftes Regenereignis mit einer Regenspende von 5 L/(s·ha) wurde auch der gelöste Schwermetallrückhalt in der Versuchsanlage untersucht. Für das gesamte Ereignis lag der Rückhalt von AFS-Gesamt bei 85 %. Der AFS63 Rückhalt wurde mit etwa 75 % gemessen. Die Analyse der Schwermetalle ergab für den Zulauf eine gelöste-Kupferkonzentration von 30 µg/L. Die gelöst-Zinkkonzentration betrug 580 µg/L. Im Ablauf konnte noch eine Kupfer-Konzentration von 20 µg/L und eine Zinkkonzentration von 190 µg/L nachgewiesen werden. Der Rückhalt für den gelösten Anteil der Metalle lag bei 33 % für Kupfer und 67 % für Zink. Damit liegt der gemessene Kupferrückhalt unter dem Erwartungswert des Säulenversuchs mit realem Regenwasser, der Zinkrückhalt hingegen liegt höher. Für die anstehende Phase II des Projektes sind weitere Untersuchungen hierzu geplant.

6.4.5 Sauerstoffzehrung in der Filterschüttung

Zur Überprüfung des Sauerstoffgehaltes in Trockenwetterphasen wurde eine Sauerstoffsonde LDO sc von Hach Lange GmbH direkt in die Filterschüttung eingebaut. Abbildung

72 zeigt die Einbausituation im Filter. Mit der Sonde erfolgte eine kontinuierliche Überwachung der Sauerstoffkonzentration. Im Datenlogger sc 100 wurde im Abstand von 15 Minuten die Sauerstoffkonzentration und die Temperatur erfasst.

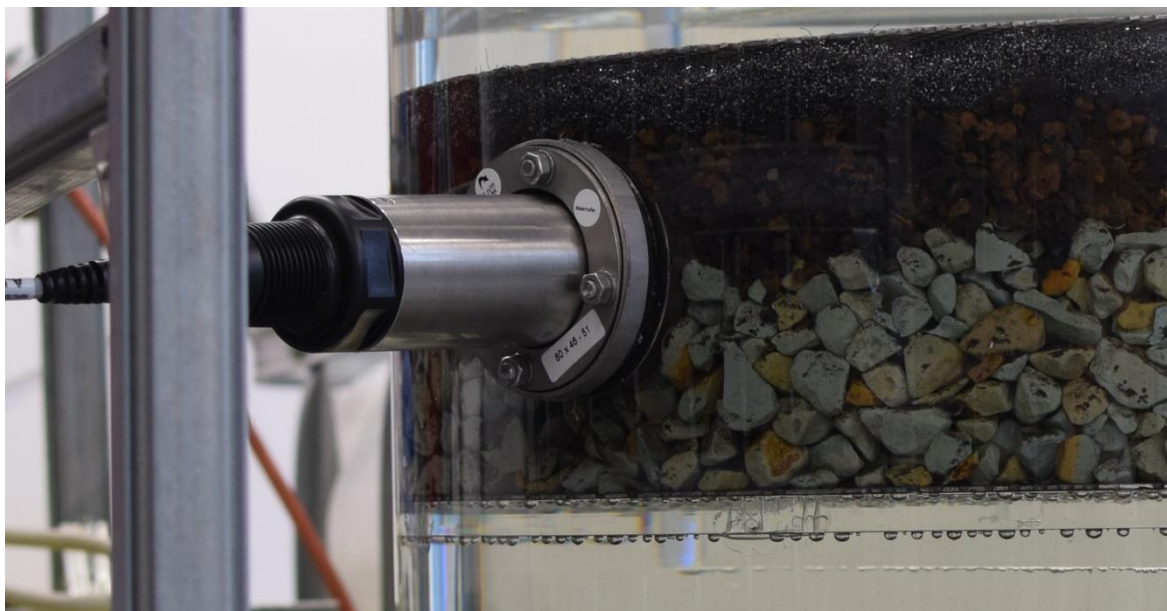


Abbildung 72: Sauerstoffsonde LDO sc von Hach Lange GmbH installiert in der Filterschüttung

Bereits nach dem ersten Regenereignis wird der gesamte Sauerstoff innerhalb der Filterschüttung vollständig aufgezehrt. Abbildung 73 zeigt den Verlauf der Sauerstoffkonzentration an einem Tag mit zwei dicht aufeinander folgenden Versuchsdurchgängen. Das erste Ereignis hat um 9.44 Uhr begonnen und zeigt auch sogleich einen Anstieg der Sauerstoffkonzentration bei der Messung um 9.45 Uhr. Das Ereignis dauerte an bis 10.25 Uhr. Im Messpunkt um 10.30 Uhr ist der Sauerstoffgehalt bereits von 9,75 mg/L auf 7,76 mg/L gefallen. Das zweite Ereignis ist um 11:41 Uhr gestartet und endete um 13.21 Uhr. Im Anschluss wurde noch das letzte Regenwasser aus dem Vorlagebehälter über die Anlage gepumpt.

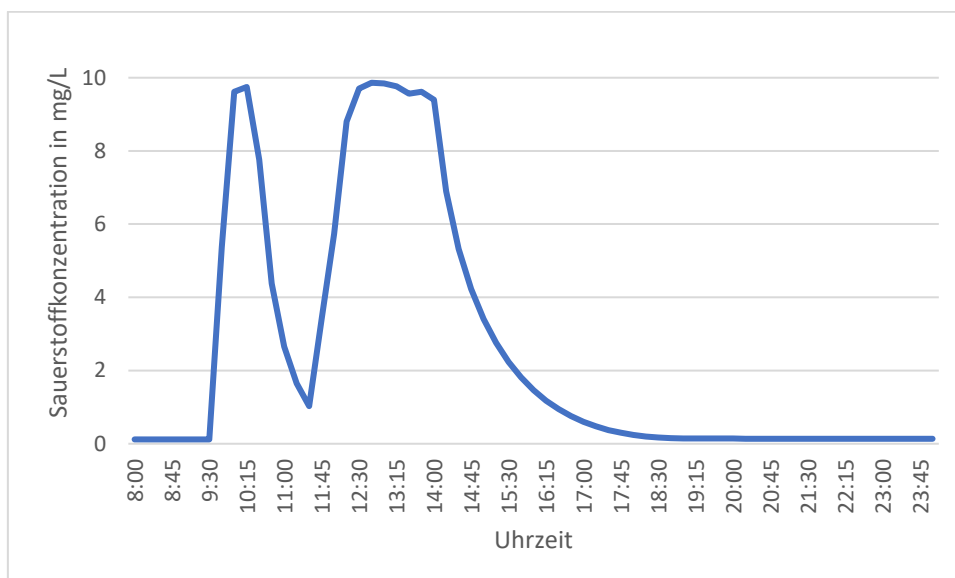


Abbildung 73: Verlauf der Sauerstoffkonzentration in der Filterschüttung an einem Tag mit zwei Regenereignissen

Bereits kleine Zuflüsse führen zu einem unmittelbaren Anstieg der Sauerstoffkonzentration in der Filterschüttung. Dies lässt den Rückschluss zu, dass die Sauerstoffzehrung nur das Volumen der Filterschüttung betrifft, das übrige Wasser in der Filteranlage aber weiterhin Sauerstoff enthält. Einen Tag nach einem Regenereignis wurde oberhalb der Filterschüttung ein Sauerstoffgehalt von 6,9 mg/L bei 20,1 °C gemessen, auf der Zulaufseite betrug der Sauerstoffgehalt 7,27 mg/L bei 20,2 °C. Bis der Sauerstoff in der Schüttung vollständig gezehrt ist, vergehen etwa fünf Stunden. Zwischen den Regenereignissen werden sich somit regelmäßig anaerobe Zustände in der Filterschüttung einstellen. Anzumerken ist, dass ggf. auch die Art der eingesetzten Substrate eine Rolle bei der Sauerstoffzehrung spielen könnte und der Einsatz von ausschließlich mineralischen Substraten die Sauerstoffzehrung innerhalb der Filterschüttung reduziert.

6.4.6 Fazit

Die Sauerstoffzehrung in der Filterschüttung tritt unmittelbar am Ende eines Regenereignisses auf. Anaerobe Bedingungen in der Filterschüttung während Trockenwetterphasen werden daher mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im praktischen Betrieb regelmäßig auftreten. Allerdings kann bereits ein geringer permanenter Fremdwasserzufluss zu der Filteranlage dazu führen, dass dennoch aerobe Bedingungen vorliegen. Die Reinigungsleistung des Filters, hinsichtlich partikulärer Stoffe, kann für alle Betriebszustände als ausreichend angesehen werden. Der Rückhalt für AFS63 liegt für alle Regenspender über 50 %. Ein RKB hält dies Fraktion im Mittel lediglich zu 26 % zurück (vgl. Eyckmann-Wolters et al., 2016).

7 Biologische Prozesse in der Filterschüttung

7.1 Biologische Aktivität im Filter

Die rasche Sauerstoffzehrung in der Filterschüttung ist bereits ein Indiz für mikrobiologische Aktivität in der Filterschüttung. Das Filtersubstrat bietet mit seiner großen Oberfläche perfekte Bedingungen zur Ansiedlung von Mikroorganismen. Durch die regelmäßigen Regenspenden wird der Filter mit immer neuen Nährstoffen beaufschlagt.

Außerdem zeigt sich unter dem Filter ein fadenartiger Bewuchs, welcher in den Sedimentationsraum hängt. Hierbei könnte es sich um Algen oder Schimmel handeln. Dieser Bewuchs tritt im Randbereich stärker auf als in der Mitte der Filterschüttung. Hier kommt mehr Licht in den Filter, was zunächst eher für Pflanzen spricht als für Pilze. Abbildung 74 zeigt eine Aufnahme des Bewuchses.



Abbildung 74: Algen oder Schimmelbildung unterhalb der Filterschüttung

Neben möglichen Mikroorganismen in der Filterschüttung konnten drei Monate nach Inbetriebnahme der Anlage erste Wasserorganismen mit bloßem Auge beobachtet werden.

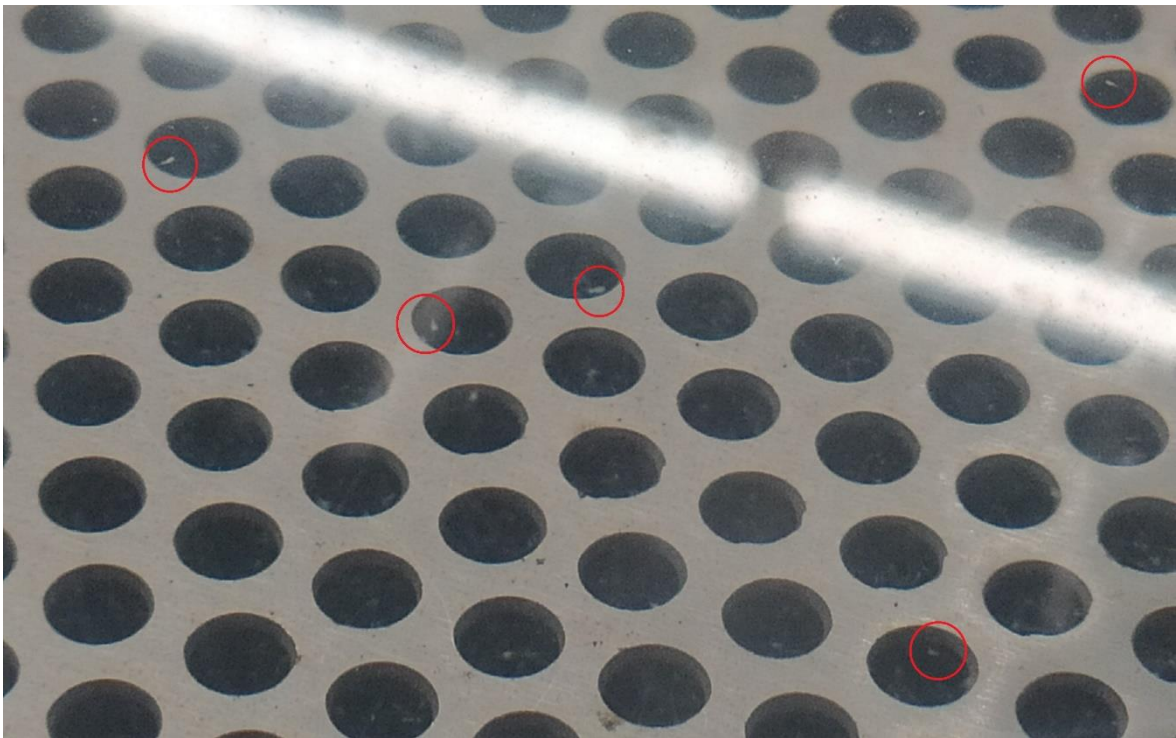


Abbildung 75: Wasserorganismen oberhalb der Filterschüttung (rote Kreise)

Ein Teil des Wassers oberhalb der Filterschüttung wurde abgeschöpft und unter dem Mikroskop untersucht. Abbildung 76 und Abbildung 77 zeigen Aufnahmen von Mikroorganismen, die in dem Filter gefunden wurden.

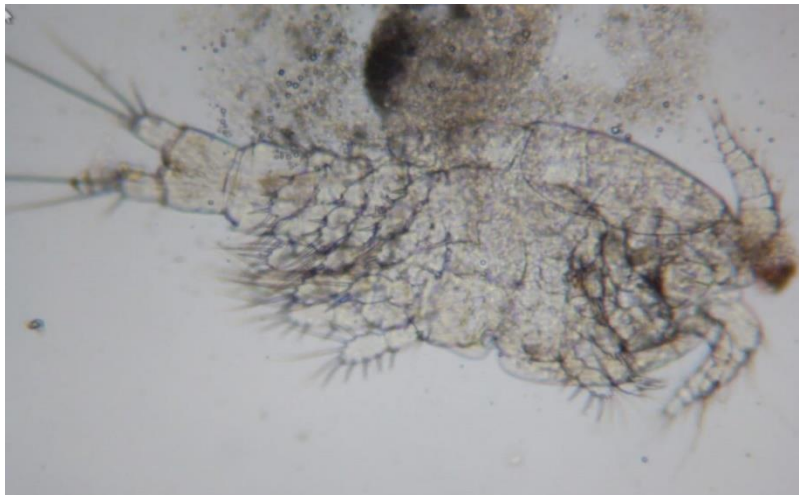


Abbildung 76: Aufnahme unter dem Mikroskop von einem Ruderfußkreb aus dem Filter

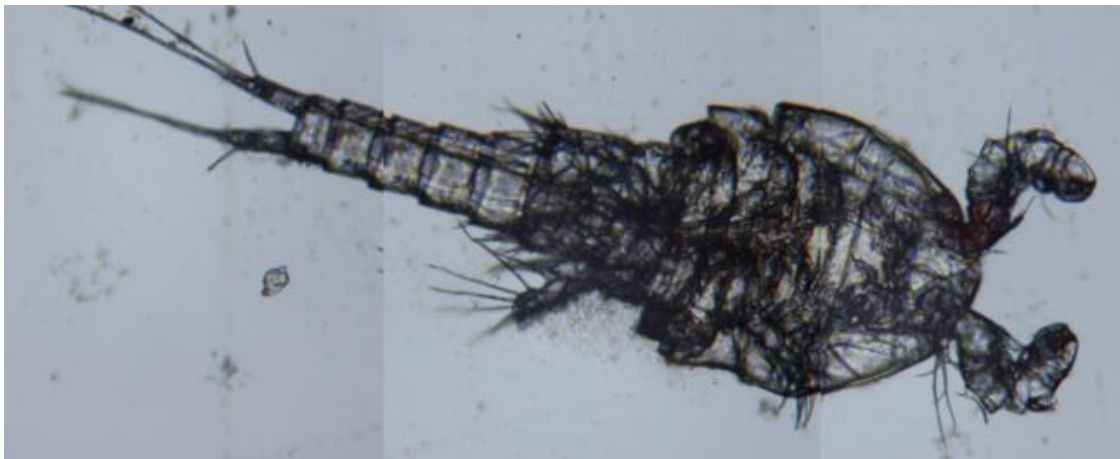


Abbildung 77: Aufnahme eines anderen Ruderfußkrebses aus dem TRF, das Bild wurde aufgrund der Größe aus drei Einzelaufnahmen zusammengefügt

Unter dem Mikroskop konnte ein Ruderfußkrebs identifiziert werden. Ruderfußkrebse nehmen Partikel gezielt aus dem Wasser auf. Ein einzelnes Individuum filtert im Mittel 64,8 mL pro Tag (Spieker, 2010). Auch in großen Stückzahlen können die Tiere während eines Regenereignis nicht zu einer Wirksamkeitssteigerung der Anlage beitragen. Es ist aber durchaus vorstellbar, dass sie in Trockenwetterzeiten dazu beitragen, dass das Einstauwasser auch von schwer sedimentierbaren Feinstoffen befreit wird oder ggf. die Durchlässigkeit der Filterschüttung wieder heraufsetzen können.

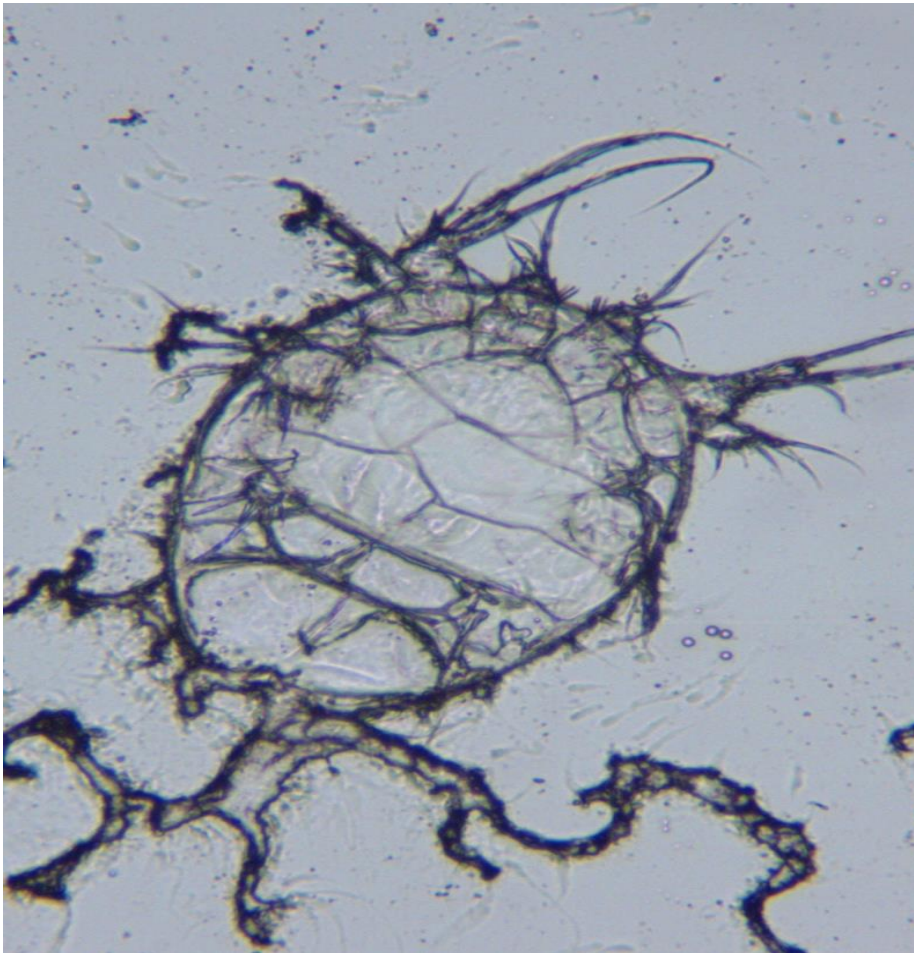


Abbildung 78: Aufnahme unter dem Mikroskop eines Wasserorganismuses, möglicherweise ein Ruderfußkrebss im Larvenstadium (Naupliuslarve)

7.2 Wirkung biologischer Prozesse im Filter auf Adsorption und Desorption von Schwermetallen und PSBM

Die Untersuchungen wurden durchgeführt, um die Auswirkung biologischer Prozesse in der Filterschüttung während Trockenzeiten abschätzen zu können. Hierbei stand insbesondere die Fragestellung im Vordergrund, ob an die Filtermaterialien gebundene Schadstoffe unter aeroben oder anaeroben Milieubedingungen desorbieren und es dadurch zu negativen Bilanzen kommen kann.

Die Filtermaterialien sowie das Regenwasser wurden vor Versuchsbeginn auf die Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink untersucht, um den Ausgangszustand bewerten zu können. Die Werte sind in Tabelle 31 zusammengefasst. Im Regenwasser sind die Konzentrationen in der Flüssigphase in mg/L und für die Filtermaterialien in mg/kg_{TR} angegeben. Für die Filtermaterialien ist zudem der Trockenrückstand dargestellt. Im Regenwasser konnten nur

geringe Konzentrationen an Kupfer nachgewiesen werden. Für Blei und Zink lagen die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die weiteren Berechnungen wurden die Bestimmungsgrenzen hinzugezogen.

An den Filtermaterialien wurden die höchsten Gehalte für Zink gemessen, die bei 160 mg/kg_{TR} für das grob- und feinkörnige Zeolith sowie bei 240 mg/kg_{TR} für den Blähton lagen. Deutlich größere Unterschiede konnten bei Kupfer und Blei nachgewiesen werden. Für das grobkörnige Zeolith wurde für Blei ein Gehalt von 25 mg/kg_{TR} analysiert, wohingegen am Blähton ein Gehalt von 420 mg/kg_{TR} gemessen wurde.

Tabelle 31: Schwermetallkonzentrationen/-gehalte im Regenwasser sowie an den Filtermaterialien im Ausgangszustand

Material	Einheit	Schwermetallgehalt			Trockenrückstand in mg/kg _{TR}
		Blei	Kupfer	Zink	
					-
Regenwasser	mg/L	<0,005	0,012	<0,01	-
Grobkörniges Zeolith	mg/kg _{TR}	25	12	160	81,4
Feinkörniges Zeolith		77	35	160	79,5
Blähton		420	77	240	68,5

Anaerobe Batch-Versuche

In Abbildung 79 bis Abbildung 81 sind die ermittelten Frachten der Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink bei den Batch-Versuchen mit dem grobkörnigen Zeolith unter anaeroben Bedingungen dargestellt. Angegeben sind die Frachten in der flüssigen Phase sowie im Filtermaterial im Ausgangszustand und nach der Versuchsdurchführung. Zudem ist die Summe aus flüssiger Phase und dem Feststoff abgebildet. Die Werte wurden anhand der mittleren Konzentrationen der Doppelansätze berechnet.

Die Ergebnisse der Bleifrachten in den Versuchen mit grobkörnigem Zeolith sind in Abbildung 79 dargestellt. Bei Blei nahm die Fracht in der flüssigen Phase zu und gleichzeitig im grobkörnigen Zeolith ab. Die Bleifracht am Zeolith verringerte sich um 10 % und stieg in der flüssigen Phase um 70 % an. Die Ergebnisse zeigen, dass es zu einer Rücklösung von Blei von der Feststofffracht in die flüssige Phase gekommen ist. Die Gesamtmenge an Blei vor und nach der Versuchsdurchführung verdeutlicht, dass die Bilanz nicht ganz geschlossen werden konnte. Hierbei ist anzumerken, dass die Flüssigphase nur auf die gelöste Fraktion untersucht wurde. Der partikulär vorliegende Teil, konnte daher nicht abgebildet werden. Die pH-Werte lagen bei Versuchsbeginn im Bereich 7,6-8,4 und weisen darauf hin, dass die Schwermetalle in partikulärer Form vorgelegen haben können.

Auch beim feinkörnigen Zeolith sowie beim Blähton kam es für Blei zu einem Anstieg in der flüssigen Phase und zu einer Reduktion an den Filtermaterialien. Die Versuche zeigten die Tendenz, dass Blei unter anaeroben Bedingungen von allen Filtermaterialien desorbiert wird.

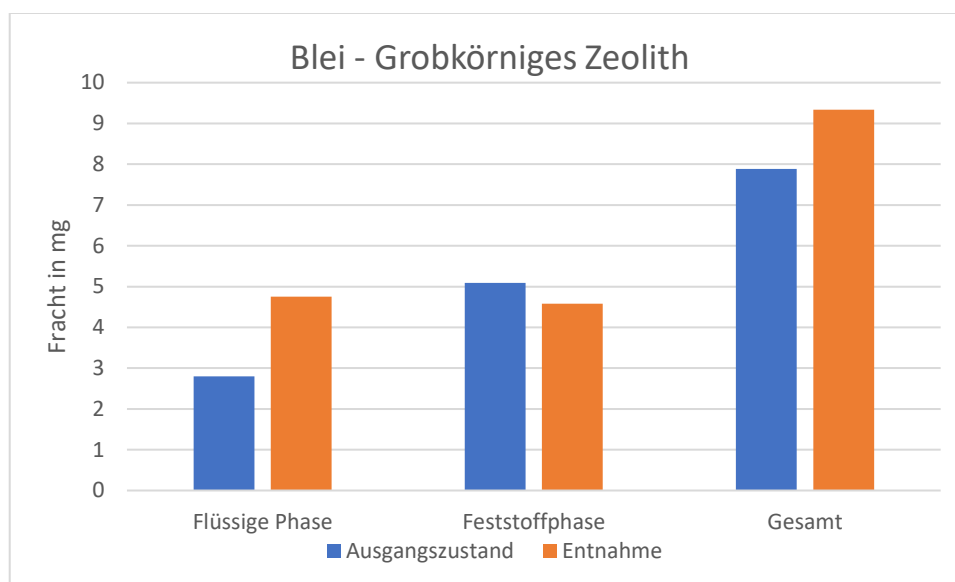


Abbildung 79: Bleifrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen

Die Kupferfracht war, wie in Abbildung 80 dargestellt, in der flüssigen Phase zu Beginn der Versuche höher als nach der Versuchsdurchführung. Hingegen nahm die Fracht im grobkörnigen Zeolith zu, was ein Hinweis darauf ist, dass das Zeolith unter anaeroben Bedingungen Kupfer aufgenommen hat. Die Bilanz kann nahezu geschlossen werden. Für die Filtermaterialien feinkörniges Zeolith und Blähton konnte diese Beobachtung nicht gemacht werden.

Die Zinkfracht nahm im grobkörnigen Zeolith um 18 % ab, jedoch konnte kein Anstieg in der flüssigen Phase beobachtet werden (Abbildung 81). Wie beim Blei wird angenommen, dass ein Teil des Zinks partikulär gebunden war und in diesem Versuch nicht erfasst wurde. Ähnliches wurde bei den Versuchen mit Blähton beobachtet.

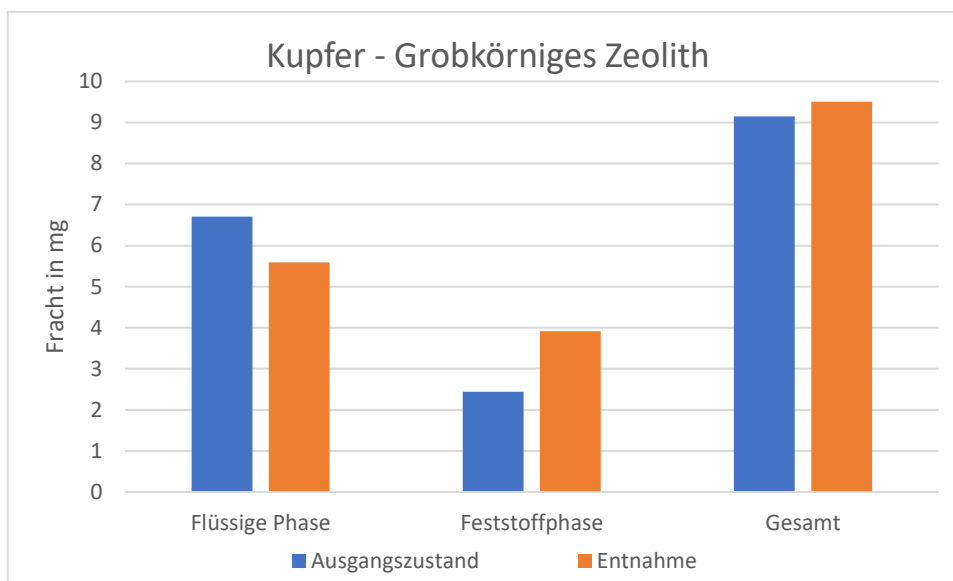


Abbildung 80: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen

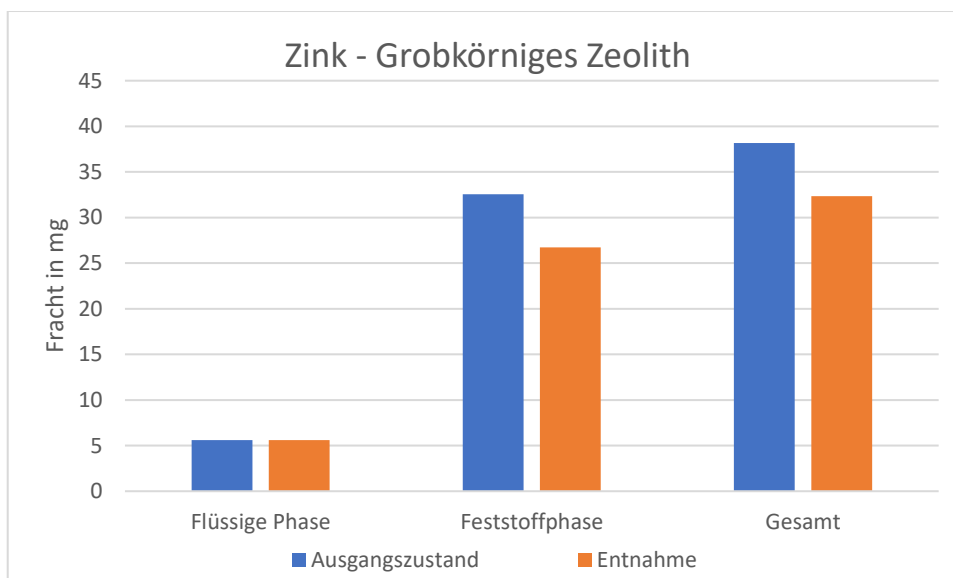


Abbildung 81: Zinkfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter anaeroben Bedingungen

Aerobe Batch-Versuche

In Abbildung 82 bis Abbildung 84 sind die Ergebnisse der Batch-Versuche unter aeroben Bedingungen für Kupfer und die drei Filtermaterialien dargestellt. Bei allen drei Versuchsreihen kam es zu einer Anreicherung von Kupfer in der Flüssigphase. Gleichzeitig sank der Kupfergehalt in den Filtermaterialien, was auf eine Desorption von Kupfer von den Filtermaterialien schließen lässt. Bei den Versuchen mit dem grobkörnigen Zeolith verringerte

sich die Kupferfracht um 80 % wohingegen die Fracht in der Flüssigphase um 188 % anstieg. Die Versuche mit dem feinkörnigen Zeolith zeigten eine Abnahme der Kupferfracht um 75 % an dem Filtermaterial. Beim Blähton waren es 69 % der Fracht.

Für Blei und Zink ließen sich ähnlich hohe Werte für die Verringerung der Fracht an den Filtermaterialien feststellen, einhergehend mit einem Anstieg der Frachten in der Flüssigphase. Die Versuche zeigten, dass es unter aeroben Bedingungen vermehrt zu einer Rücklösung von Schwermetallen von den Filtermaterialien kam.

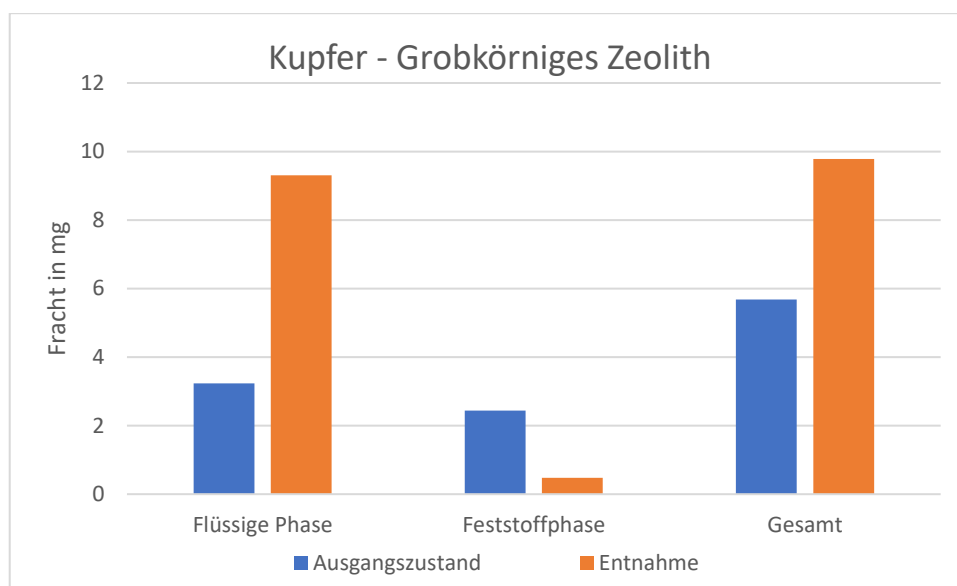


Abbildung 82: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit grobkörnigem Zeolith unter aeroben Bedingungen

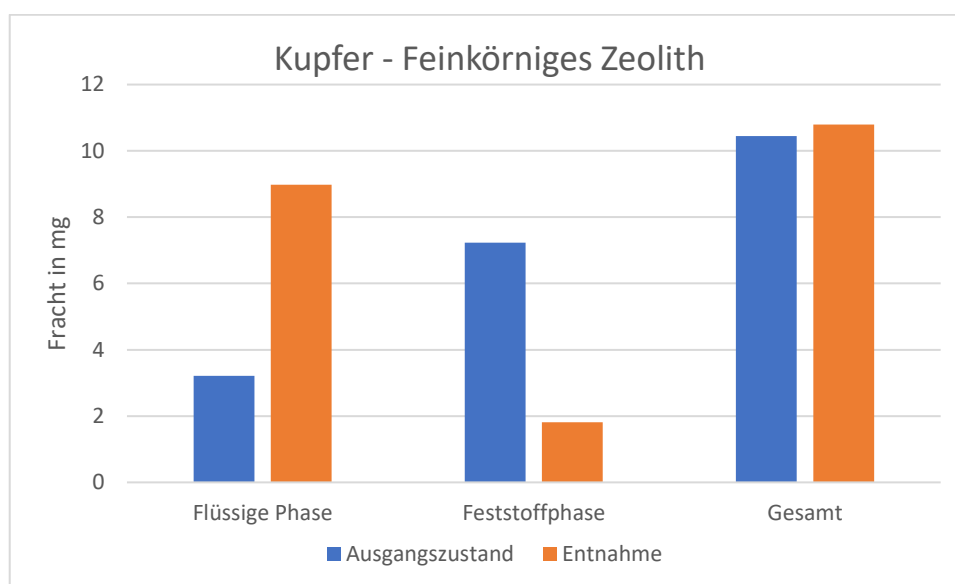


Abbildung 83: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit feinkörnigem Zeolith unter aeroben Bedingungen

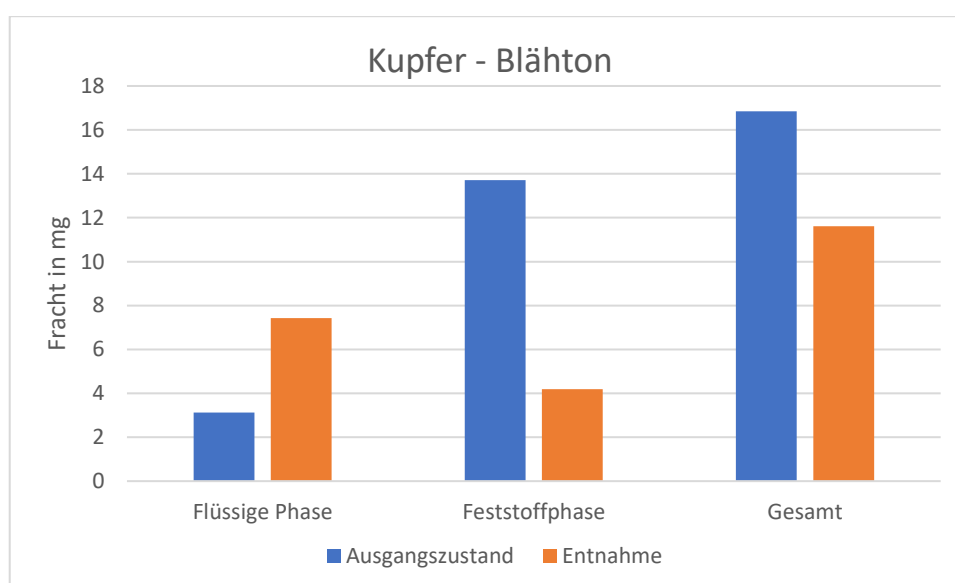


Abbildung 84: Kupferfrachten bei den Batch-Versuchen mit Blähton unter aeroben Bedingungen

Biofilm

Um Aufschlüsse über die Wachstumsentwicklung von Mikroorganismen (DNA) und Biofilmen (EPS) im Laufe des Versuchszeitraumes zu erlangen, wurde zunächst das Ausgangsmaterial betrachtet. Von dem Ausgangsmaterial aus dem Filter wurden drei Partikel ausgewählt und für die einzelnen Partikel eine Aufnahme (z-Stack) erstellt. Die prozentualen Anteile an

EPS und DNA am Gesamtvolumen des Stacks bei den drei Filtermaterialien sind der Abbildung 85 zu entnehmen.

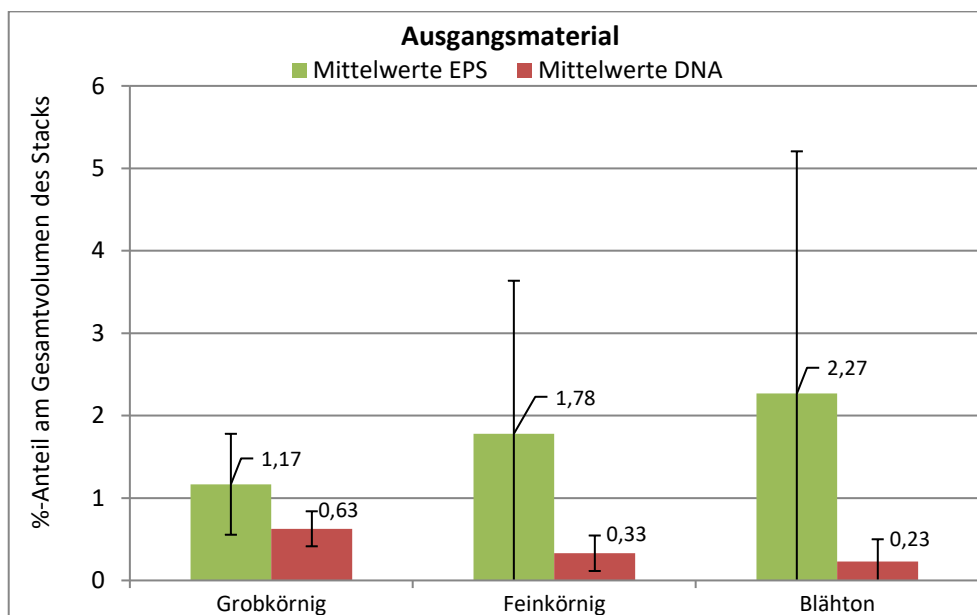


Abbildung 85: Ergebnisse Biofilmanalytik des Ausgangsmaterials

In dem abgebildeten Diagramm sind für die drei Ausgangsmaterialien grobkörniges Zeolith, feinkörniges Zeolith und Blähton die Mittelwerte der untersuchten Parameter EPS und DNA aufgetragen. Die Anordnung der Materialien im Diagramm von links nach rechts spiegelt den Aufbau des Filters von unten nach oben wider. Die Werte werden als Prozentanteil am Gesamtvolumen der z-Stacks wiedergegeben (*Volume fraction*).

Die Untersuchungen zeigen, dass generell sehr wenig EPS und noch weniger DNA auf den Partikeln vorlag. Dieses Verhältnis der beiden Parameter zueinander lässt sich zum einen dadurch erklären, dass die Mikroorganismen viel EPS produziert haben. Wenn sie vollständig von der Substanz umschlossen sind, kann es auch vorkommen, dass der Farbstoff die Mikroorganismen nicht erreicht, weshalb weniger DNA erfasst wird.

Zudem ist zu erkennen, dass der EPS-Anteil an den Materialien in Durchflussrichtung zunimmt, wohingegen der Anteil an DNA in dieser Richtung abnimmt. Da kann bedingt sein durch den bereits zuvor beschriebenen Vorgang der Einbettung der Mikroorganismen in die EPS und die daraus resultierende Nicht-Erfassung der DNA.

Es wird ersichtlich, dass vor allem bei dem feinkörnigen Material und beim Blähton eine große Standardabweichung vorliegt. Diese wird dadurch bedingt, dass bei beiden Materialien jeweils ein Messwert deutlich über den beiden anderen Werten lag. Sie sind ein Indiz für die Heterogenität der Proben.

Ergebnisse aerobe Batch-Tests

Die Ergebnisse der Biofilmanalytik der aeroben Versuchsreihe werden in Abbildung 86 dargestellt. Die Werte (EPS und DNA) der 1. Entnahme nach 24 Tagen lagen durchweg über den Werten der 2. Entnahme nach 51 Tagen. Insbesondere bei der EPS zeigte sich eine starke Verringerung der Werte bei der 2. Entnahme. Während bei der 1. Entnahme der Anteil der EPS beim feinkörnigen Material mit 8,59 % am höchsten war, war er bei der 2. Entnahme mit 0,32 % am geringsten. Die meiste DNA wurde bei beiden Entnahmen ebenfalls am feinkörnigen Material festgestellt. Dadurch, dass die Mittelwerte für die DNA durchgehend unter 0,60 % lagen, fällt, im Gegensatz zur EPS, auch die Abnahme von der 1. zur 2. Entnahme deutlich geringer aus. Außerdem bleibt das Verhältnis des DNA-Anteils von der 1. Entnahme zur 2. Entnahme gleich. Somit wurde an beiden Zeitpunkten für das feinkörnige Material am meisten DNA nachgewiesen, gefolgt von dem Blähton und beim grobkörnigen Material lag am wenigsten vor.

Im Vergleich zum Ausgangsmaterial sind die EPS-Anteile bis zur 1. Entnahme bei allen Materialien deutlich angestiegen. Zur 2. Entnahme lagen sie jedoch sogar unter den Werten des Ausgangsmaterials. Auch die DNA-Anteile des feinkörnigen Materials sowie des Blähtons stiegen zunächst geringfügig bis zur 1. Entnahme an. Für das grobkörnige Material verringerten sie sich hingegen.

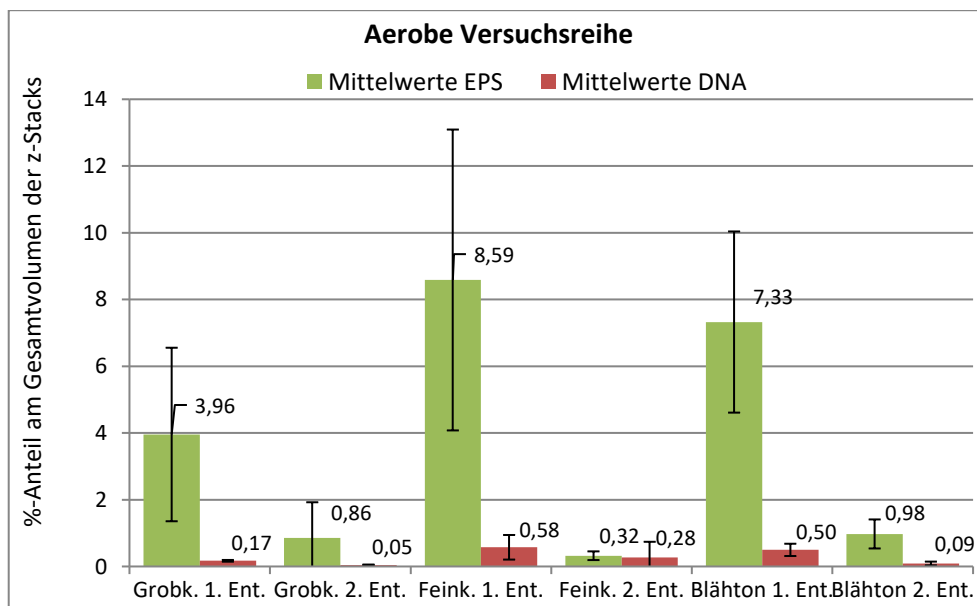


Abbildung 86: Ergebnisse Biofilmanalytik der aeroben Versuchsreihe

Ergebnisse Anaerobe Batch-Tests

Den Verlauf der anaeroben Versuchsreihe ist in Abbildung 87 dargestellt. Genauso wie bei der aeroben Versuchsreihe verringerten sich bei der anaeroben Versuchsreihe die Werte von der 1. Entnahme zur 2. Entnahme. Eine Ausnahme bildete dabei der DNA-Anteil des grobkörnigen Materials. Der EPS-Anteil fiel im anaeroben Bereich zunächst nicht so hoch aus wie zuvor im aeroben Bereich. Außerdem verringerten sich die Werte hier von der 1. zur 2. Entnahme nur geringfügig. Bei der 1. Entnahme wurde beim Blähton 3,09 % Biofilm nachgewiesen, gefolgt vom grobkörnigen Material (2,14 %) und abschließend dem feinkörnigen Material (1,18 %). Diese Reihenfolge lässt sich analog für den DNA-Anteil aufzeigen. Bei der 2. Entnahme zeigte sich ein anders Bild. Der Blähton (1,33 %) wies weniger EPS auf als das grobkörnige Material (1,71 %), aber noch etwas mehr als das Feinkörnige (1,05 %). Für die Anteile an DNA ergab sich dieselbe Reihenfolge. Dies wird jedoch besonders durch den eingangs erwähnten Anstieg des DNA-Anteils beim grobkörnigen Material bedingt.

In Bezug zum Ausgangsmaterial nahm beim grobkörnigen Material der EPS-Anteil bis zur 1. Entnahmen zu, wohingegen der DNA-Anteil abnahm. Dieser Verlauf stellte sich für das feinkörnige Material umgekehrt dar. Beim Blähton stiegen hingegen beide Werte zunächst an.

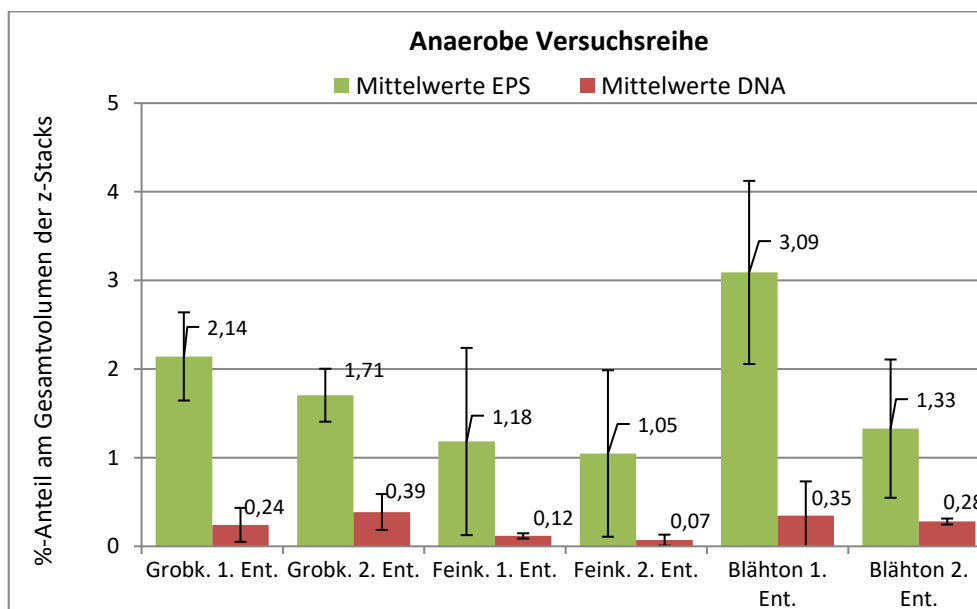


Abbildung 87: Ergebnisse Biofilmanalytik der anaeroben Versuchsreihe

Abschließend lässt sich festhalten, dass bei jeder Untersuchung ein höherer Anteil an EPS als an Mikroorganismen festgestellt wurde. Es wird angenommen, dass die Mikroorganismen mehr Volumen an EPS produzieren als sie selbst einnehmen oder der Farbstoff der

DNA nicht durch die umgebende EPS dringen konnte, weshalb generell weniger DNA erfasst wurde. Eine Kombination der beiden Annahmen ist ebenfalls wahrscheinlich.

Für beide Versuchsreihen lässt sich außerdem feststellen, dass die EPS-Anteile vom Versuchsbeginn bis zur 1. Entnahme anstiegen. Die einzige Ausnahme bildete hier das feinkörnige Material in der anaeroben Reihe. Bis zur 2. Entnahme verringerten jedoch alle Werte der EPS. Dieser Vorgang stellte sich in der aeroben Versuchsreihe deutlicher dar als in der anaeroben.

Ein Grund für den zum Versuchsende geringer werdenden EPS-Anteil könnte sein, dass durch das Biofilmwachstum der Biofilm mehr Kanäle aufwies und somit effektiv weniger Biofilmvolumen erfasst wurde. Das Biofilmwachstum kann über die z-Stacks nachgewiesen werden, da die z-Stacks so ausgelegt werden sollten, dass die gesamte Dicke des am Untersuchungspunkt vorhandenen Biofilms betrachtet wird. Bei dem Vergleich der z-Stacks, ist erkennbar, dass für alle Materialien die durchschnittliche Dicke der Biofilme bei beiden Versuchsreihen von der 1. Entnahme zur 2. Entnahme abgenommen hat. Es lässt sich dadurch nachweisen, dass die Abnahme des Biofilmanteils mit der Abnahme der Biofilmdicke einhergeht. Eine generelle Abnahme mit fortschreitender Versuchsdauer wurde jedoch vor Auswertungsbeginn nicht vermutet.

Eine weitere Möglichkeit wäre, dass bei der 2. Entnahme ein abrasiver Vorgang den Biofilm vom Aufwuchskörper gelöst hat und deshalb weniger Biofilm nachgewiesen werden konnte. Da der TR-Gehalt jeweils von einer Probe des feuchten Feststoffmaterials bestimmt wurde und nicht aus der reinen Flüssigphase, wäre ein Anstieg des TR-Gehaltes durch den zusätzlichen Biofilm jedoch nur marginal. Ein solcher Anstieg konnte in beiden Versuchsreihen nur für das grobkörnige Material nachgewiesen werden, wodurch diese Annahme auch nicht bestätigt werden kann.

Zu Beginn der Versuchsreihe wurden die Probenmaterialien mit Regenwasser aus dem Zulauf des Filters angesetzt. Dadurch erfolgte die Zufuhr von Nährstoffen für die Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen. Aufgrund der Nachstellung einer Trockenwetterphase wurden während des Versuchszeitraumes keine weiteren Nährstoffe zugeführt, sondern lediglich die aeroben Batch-Behälter mit autoklaviertem Leitungswasser aufgefüllt, wenn es einen Flüssigkeitsverlust durch Verdunstung gegeben hat. Die ausbleibende Nährstoffzuführung führt schließlich zur Einstellung der Stoffwechselleistungen, was wiederum auch ein Absterben der Mikroorganismen mit sich führt. Demnach ist festzuhalten, dass bei Trockenwetterphasen, die ca. 21 Tage andauern, noch genügend Nährstoffe für die Mikroorganismen vorliegen und somit auch der Biofilmanteil wächst. Hält die Trockenwetterphase

allerdings noch länger an, wie in den Versuchsreihen bis zu 51 Tage, dann können die Mikroorganismen aufgrund des Nährstoffmangels nicht länger überleben und auch der Biofilanteil nimmt ab.

Mit Bezug zum Ausgangsmaterial lässt sich in beiden Versuchsreihen kein Wachstum an Mikroorganismen am grobkörnigen Material nachweisen, genauso wie für das feinkörnige Material im anaeroben Bereich. Dieses Wachstum ist jedoch für beide Proben des Blähtons sowie für das feinkörnige Material im aeroben Bereich erkennbar. Es lässt sich demnach kein erklärliches Muster in den Versuchsreihen erkennen, außer dass auch die DNA-Anteile für beide Reihen zum Ende des Versuchszeitraumes sinken. Eine Ausnahme bildet hier der Anteil an DNA auf dem grobkörnigen Material im anaeroben Bereich.

Die durchgeführte Biofilmanalytik kann jedoch auch keine realistische Abbildung der Situation *in situ* liefern, da es unmöglich ist, eine Probe zu entnehmen, ohne dass durch Scherkräfte oder Abrasion der Biofilm beschädigt wird. Dies ist sowohl bei der Entnahme der Proben aus dem Filter als auch bei der Präparation der Proben für die weitergehende Analyse der Fall. Die Abrasion stellt damit eine der Hauptfehlerquellen dar. Deshalb wird bei der Biofilmanalytik i.d.R. immer nur der Biofilm untersucht, der fest auf dem Aufwuchsträger verankert ist. Außerdem ist mittels cLSM nur eine oberflächige Untersuchung möglich, da der Biofilm in Zwischenräumen des Aufwuchsträgers nicht erfasst werden kann. Hinzu kommt, dass bei der durchgeführten Analytik zu wenige Stellen des Aufwuchsträgers untersucht wurden, um eine quantitative Aussage zu den heterogenen Biofilmen geben zu können.

In Abbildung 88 sind Eindrücke der Aufnahmen mit dem cLSM dargestellt, auf denen die eingefärbte DNA (rot) sowie EPS (grün) erkennbar sind.

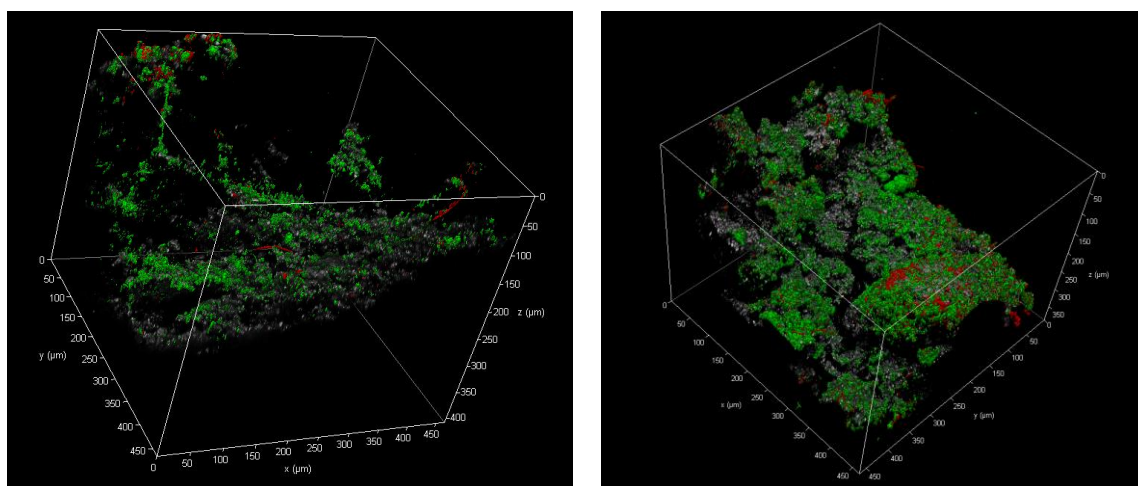


Abbildung 88: cLSM-Aufnahmen des Blähtons (links) und des feinkörnigen Zeoliths (rechts)

7.2.1 Fazit

Die Ergebnisse der Batch-Versuche unter aeroben Bedingungen zeigten, dass die Kupferfracht während der Versuchslaufzeit an den drei unterschiedlichen Filtermaterialien abnahm. Gleichzeitig konnte in der flüssigen Phase ein Anstieg von Kupfer festgestellt werden. Es wird daher angenommen, dass es zu einer Rücklösung von Kupfer von der Feststoffphase kam. Die Untersuchungen unter anaeroben Bedingungen zeigten für Kupfer keine Desorption von der Feststoffphase, sondern eine weitere Adsorption des gelösten Kupfers. Für Blei wurden hingegen gegenteilige Beobachtungen gemacht. Die Bleifracht an dem Filtermaterial nahm unter anaeroben Bedingungen ab und gleichzeitig in der Flüssigphase zu. Es kann daher von einer Desorption ausgegangen werden. Wie in Kap. 6.4.5 dargestellt wurde, wurde der Sauerstoff in der Filterschüttung der Versuchsanlage innerhalb weniger Stunden gezehrt und es herrschten anaerobe Milieubedingungen vor. Für die Übertagung der Batch-Ergebnisse auf einen TRF würde das bedeuten, dass eine Rücklösung von Blei von den Filtermaterialien möglich ist, was zu einer negativen Bilanz von einzelnen Regenereignissen führen würde.

8 Bemessungsgrundlagen technischer Regenwasserfilteranlagen

8.1 Spektrum der Bemessung dezentraler Systeme

Die Bemessungskriterien technischer Regenwasserfilter unterliegen einer großen Spannweite. Die Entwicklungen sind herstellerspezifisch. Dabei setzt jeder Hersteller eigene Maßstäbe hinsichtlich der angestrebten Standzeit oder dem Behandlungsziel. Tabelle 32 zeigt eine Auswahl von Systemen, welche die Bandbreite der zugrunde liegenden Bemessungsansätze aufzeigt.

Tabelle 32: Kennzahlen zur vergleichenden Gegenüberstellung von Rinnen- und Schachtsystemen zur Filtration von Regenwasser (Systemauswahl) (Grüning und Schmitz, 2017)

Hersteller/ Fabrikat	A_E m ² /m m ²	$A_{E,b}/V_F$ m ² /l	$A_F/A_{E,b}$ %	VQ/V_F^* m ³ /l	t_B a
Rinnensysteme (Anschlussfläche in m ² /m)					
Hauraton Drainfix Clean 300 Typ 01H	40	0,89	0,60	> 10,66	> 15
BIRCOpur	20	0,67	1,50	< 5,33	< 10
Funke D-Rainclean	20	0,36	1,50	> 4,29	15 bis 20
Schachtsysteme (Anschlussfläche in m ²)					
Meierguss Budavinci Typ N	400	2,66	0,03	10,66	5
Pecher Technik Filtapex standard WE-2300	12 500	29,76	0,02	23,80	1
Mall GmbH ViaPlus 500	500	3,27	0,27	7,84	3
Fränkische Sedi- substrator 600/12	1 500	11,81	0,06	37,79	4

**Angenommene Jahresniederschlagshöhe von 800 mm ohne Abminderung durch Verluste und ohne Abschlag*

A_E Anschließbare Fläche

$A_{E,b}/V_F$ Anschlussfläche/Substratvolumen: Diese Kennzahl bildet das Verhältnis von angeschlossener befestigter Fläche zum Substratvolumen.

$A_F/A_{E,b}$ Filteroberfläche/Anschlussfläche: Diese Kennzahl repräsentiert das Anschlussflächenverhältnis der technischen Filteranlagen.

VQ/V_F Zufluss/Substratvolumen: Dieser Wert kennzeichnet die hydraulische Belastung der Filtereinheiten über den gesamten Betriebszeitraum. Bei Filterschächten besteht allerdings die Möglichkeit des Überlaufes (Entlastung) bei Zuflüssen oberhalb von $15 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{ha})$. Da hier ein Zufluss für einen kompletten Jahresniederschlag von 800 mm angenommen wurde, ist dieser Wert dann in der Praxis geringer. Da der Filterkörper die Drosselfunktion übernimmt, ist der Durchfluss zu Beginn höher und nimmt im Verlauf der Standzeit ab.

t_B Betriebszeitraum nach Angabe der Hersteller bis zum vollständigen Wechsel der Substrate. Hierbei ist nicht berücksichtigt, dass bei einigen Systemen vorab bereits diverse Reinigungsaufwendungen bis hin zum Teilsubstratwechsel erforderlich sind.

Ein Grund für die unterschiedlichen Kennzahlen liegt darin begründet, dass die angestrebten Standzeiten stark variieren. Für die Schachtsysteme erstrecken sich diese von 1 bis 5 Jahren. Außerdem unterscheidet sich die Vorbehandlung, vor der Passage der Filterschüttung, sehr stark. Dies wirkt sich auf die Entwicklung der Durchlässigkeit während des Betriebs aus. Die Wirkung auf gelöste Stoffe über lange Zeiträume kann jedoch grundsätzlich kaum prognostiziert werden, hängt diese doch maßgeblich von dem einzugsgebietspezifischen Schadstoffanfall ab.

Ein weiterer Grund für das breite Spektrum ist in den nicht formulierten Reinigungszielen begründet. Für dezentrale Anlagen zur Einleitung von Oberflächenabflüssen besteht laut Trennerlass lediglich die Anforderung, in der Reinigungsleistung, gleichwertig mit zentralen Anlagen (RKB) zu sein. Das neue Arbeitsblatt A102 formuliert die Reinigungsziele konkreter.

Für die Behandlungsanlage wird dann ein spezifischer Wirkungsgrad angenommen und verglichen, ob durch die Behandlung eine Reduktion des Frachtabtrags von allen Flächen auf maximal $280 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ für AFS63 erreicht werden kann. Dabei werden die rechnerischen Abtragswerte für AFS63 in Abhängigkeit von der Flächenkategorie vorgegeben:

Kategorie I: $280 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$

Kategorie II: $530 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$

Kategorie III: $760 \text{ kg}/(\text{ha} \cdot \text{a})$

Bei der Auslegung eines Filters zum Rückhalt von feinstpartikulären Stoffen ist zu berücksichtigen, dass durch eine Flächenkategorisierung mögliche negative ökologische Auswirkungen mehr oder weniger repräsentiert werden können. Es besteht allerdings kein kausaler

Zusammenhang zwischen der Flächenkategorie und dem Abtrag von AFS63. Selbst von einer kaum frequentierten Verkehrsfläche können nennenswerte feinstpartikuläre Stoffe abgespült werden, beispielsweise durch Bodenerosionen im unmittelbaren Umfeld. Hier müssen für Filteranlagen spezifische Ansätze entwickelt werden. Für gelöste Stoffe, wie Schwermetalle oder gar PSBM, sind bisher überhaupt keine Reinigungsziele formuliert. Diese sind jedoch zwingend notwendig, wenn allgemeingültige Bemessungsgrundlagen für Filter formuliert werden sollen. Ansonsten gilt es nur ausreichenden Retentionsraum im Schlammammelraum und in der Filterschüttung vorzusehen, um die theoretisch anfallenden Frachtabträge aufzunehmen. Ausschließlich für den AFS-Rückhalt werden die Anlagen jedoch nicht konzipiert. Sonst hätten die verschiedenen Hersteller sicher nicht eine solche Bandbreite an Dimensionierungsansätzen hervorgebracht.

Die AFS-Fracht unterliegt auch in bekannten Einzugsgebieten einer starken Varianz. So kann z. B. durch einrichten einer Baustelle der Eintrag von Frachten maßgeblich erhöht und die Standzeit so deutlich reduziert werden. Dies kann nur mithilfe einer kontinuierlichen Überwachung der Durchlässigkeit rechtzeitig registriert werden.

8.2 Prämissen

Feststoffe im Regenwasserabfluss sind der limitierende Faktor für die Leistungsfähigkeit eines Filters, da sie mit der Zeit zur Kolmation des Filters führen. Die Erschöpfung des Filtermaterials für den Rückhalt gelöster Stoffe im Regenwasser oder der „Verbrauch“ von Filtermaterial, z.B. durch „Auflösung“ sind hingegen i.d.R. nicht maßgebend.

Die Kolmation von Filtern kann an realen Filteranlagen beobachtet werden. Damit gilt die Annahme zunächst nur für übliche Regenwasserabflüsse. Denkbar sind auch andere Feststoffzusammensetzungen im Wasser, die zu keiner Kolmation des Filters führen. Dieser Fall wurde durch die Versuche der FH Münster untersucht und zeigte, dass bei einer Beaufschlagung des Filters mit dem Quarzmehl Millisil keine Kolmation stattfindet.

Der k_f -Wert ist das Maß für die Durchlässigkeit des Filters und eine Funktion der durch den Filter zurückgehaltenen Feststofffracht.

$$k_f = \frac{Q}{A \cdot \frac{\Delta h}{s}}$$

$$k_f = f(M_{\text{Rückhalt}})$$

Q = Volumenstrom durch den Filter (m^3/s)

A = Filterfläche (m^2)

s = Filterstärke (m)

Δh = Wasserspiegeldifferenz vor/nach Filter (m)

$M_{\text{Rückhalt}}$ = zurückgehaltene Feststofffracht (kg)

Die zurückgehaltene Feststofffracht ist ein Anteil der auf den Filter aufgetragenen Feststofffracht.

$$M_{\text{Rückhalt}} = \eta \cdot M_{\text{zu}}$$

η = feststoffbezogene Rückhaltrate des Filters (-)

M_{zu} = Zulauf fracht zum Filter (kg)

Die feststoffbezogene Rückhaltrate eines Filters ist dabei neben den Filtereigenschaften auch von der hydraulischen Filterbeschickung abhängig. Die Filtereigenschaften und damit auch seine hydraulische Leistungsfähigkeit werden wiederum durch die im Filter zurückgehaltene Feststofffracht beeinflusst. Bei ansonsten gleichen Randbedingungen (z.B. maximale Einstau- bzw. Druckhöhe eines Filters) ändert sich damit auch die hydraulische und stoffliche Filterbeschickung. Die Zusammenhänge sind komplex und für Filtersysteme für reales Niederschlagswasser bisher nicht im Detail untersucht.

Bei von oben nach unten durchströmten Filtern wird die gesamte Feststofffracht im Zulauf auf den Filter aufgebracht. Dabei nimmt die hydraulische Leistungsfähigkeit des Filters mit zunehmendem Wasserückhalt auf den Filter bzw. im Filter ab, was schließlich zur vollständigen Kolmation führt. Der theoretisch angenommene Verlauf des k_f -Wertes über die Filterstandzeit bzw. über die Summe der aufgetragenen Feststofffracht für von oben nach unten durchströmte Filter ist in Abbildung **89** dargestellt.

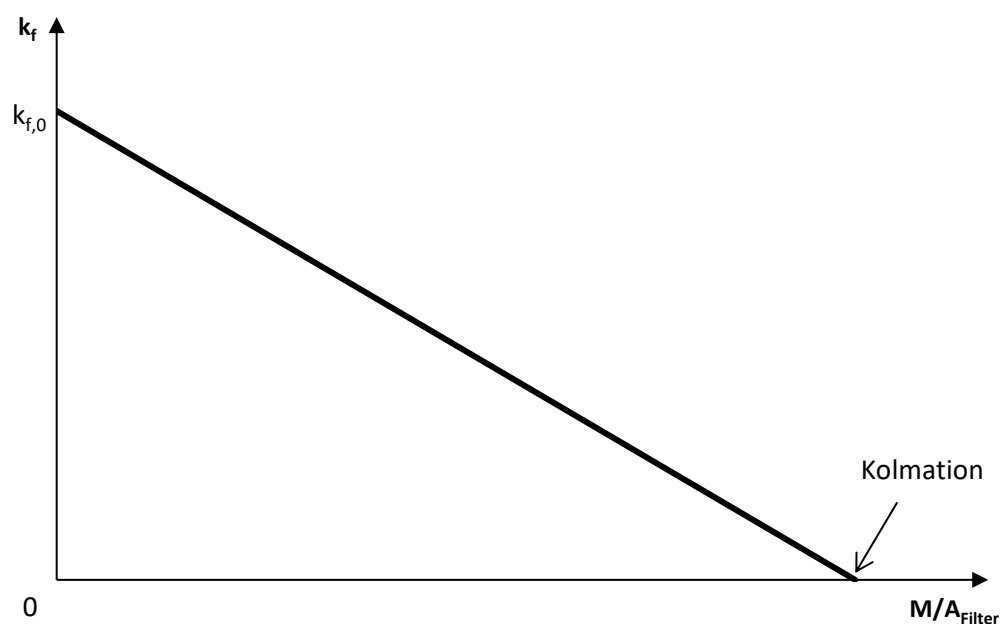


Abbildung 89: Annahme: linearer Verlauf bei von oben nach unten durchströmtem Filter.

Bei von unten nach oben durchströmten Filtern wird ein Teil der zuströmenden Feststofffracht vor dem Filter durch Sedimentation zurückgehalten.

$$M_{\text{Filter}} = M_{\text{zu}} - M_{\text{Sedimentation}}$$

Die sedimentierte Feststofffracht ist dabei abhängig von der hydraulischen Anlagenbeschickung und der Anlagengestaltung. Bei klassischen Sedimentationsanlagen (z.B. RKB) wird die Sedimentationsleistung als Faktor der Oberflächenbeschickung beschrieben:

$$q_A = \frac{Q}{A}$$

Q = Volumenstrom zur Sedimentationsanlage (m^3/s)

A = sedimentationswirksame Fläche der Anlage (häufig gleich Oberfläche) (m^2)

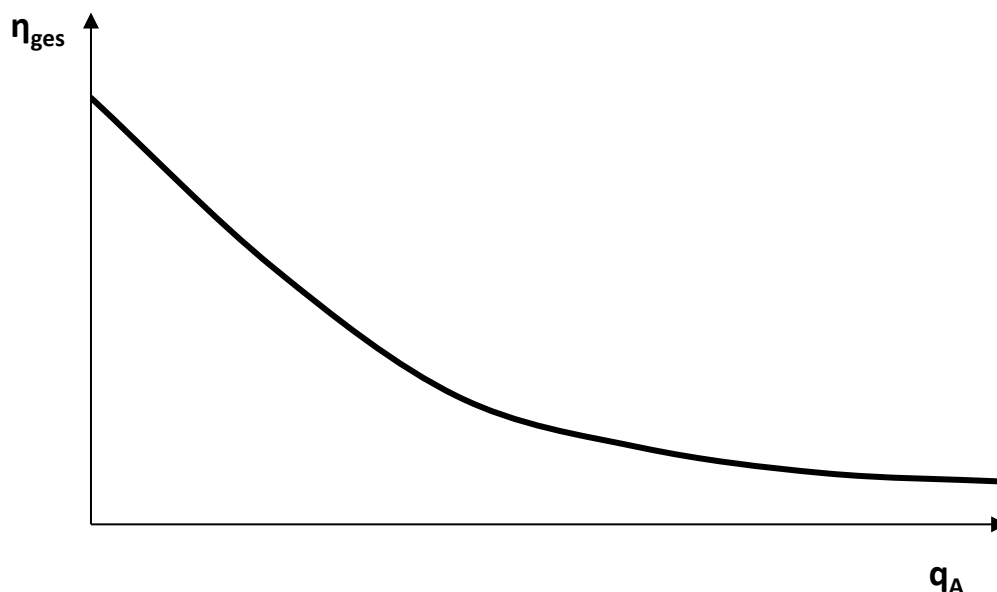


Abbildung 90: Gesamtwirkungsgrad η_{ges} von Sedimentationsanlagen in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschickung gem. DWA-A 102 (2016)

Für Sedimentationsräume ganz allgemein ist der Stoffrückhalt wie folgt zu beschreiben:

$$\eta = f(Q, \text{Stoffzusammensetzung, Eigenschaften Sedimentationsraum})$$

Die Zusammenhänge sind sehr komplex. Sicher ist aber, dass mit kleiner werdendem Volumenstrom bei identischen geometrischen Randbedingungen im Sedimentationsraum der Stoffrückhalt durch Sedimentation zunimmt.

Da bei einem Filter mit zunehmender Frachtbelastung sein k_f -Wert abnimmt, führt das bei technischen Filtern zur Regenwasserbehandlung dazu, dass bei gleicher verfügbarer Einstau- bzw. Druckhöhe der Volumenstrom durch den Filter abnimmt. Ein höherer Volumenstrom lässt sich dann nur mit höherem Einstau oder einem Bypass am Filter vorbei realisieren. Durch eine Retention im Zulaufsystem zum Filter kann ein Bypass am Filter vorbei vermieden werden. Der Filter wird dadurch dann über eine längere Zeit mit geringeren Volumenströmen beaufschlagt. Höhere Volumenströme bei bereits teilbeladenen Filtern führen also dazu, dass mehr Feststoffe durch Sedimentation vor dem Filter zurückgehalten werden oder nicht in den Filter gelangen, weil sie vorher über einen Bypass abgeschlagen werden. Der Filter wird auf diese Weise stofflich entlastet.

Infolge der stofflichen Entlastung durch Sedimentation und/oder einen Bypass bleibt die Leistungsfähigkeit von Filtern, die von unten nach oben durchströmt werden deutlich länger erhalten im Vergleich zu Filtern, die von oben nach unten durchströmt werden ().

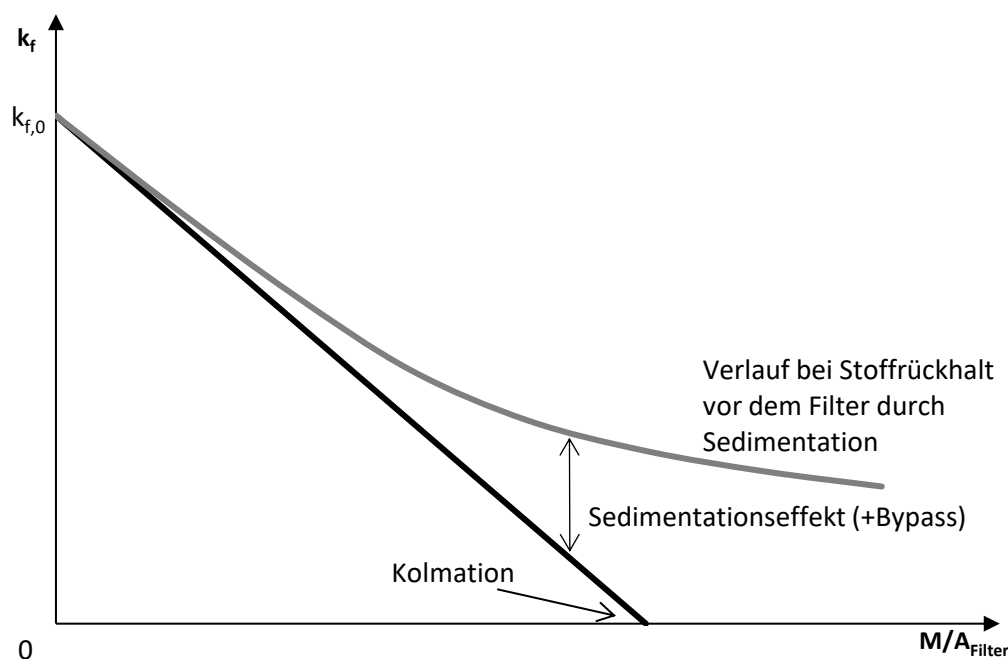


Abbildung 91: Gegenüberstellung der Verläufe von k_f -Werten bei Filtern mit und ohne vorgeschaltete Sedimentation.

Für eine optimale Sedimentation und einen damit einhergehenden hohen Feststoffrückhalt vor dem Filter, sollten möglichst ideale, gleichmäßige Strömungsbedingungen mit geringen Turbulenzen im Zulauf zur Filteranlage geschaffen werden. Dazu kann es auch sinnvoll sein, die Sedimentation durch den Einsatz von Lamellenschrägklärern weiter zu verbessern. Als ersten Ansatz für eine sinnvolle Sedimentationswirkung vor einem technischen Regenwasserfilter können die Vorgaben aus den einschlägigen Regelwerken für Regenklärbecken bzw. Regenüberlaufbecken der DWA oder aus landesspezifischen Vorgaben herangezogen werden. So ist z.B. die Vorgabe für eine maximale horizontale Fließgeschwindigkeit von $v = 0,05 \text{ m/s}$ gemäß Trennerlass NRW ein erster denkbarer Bemessungsansatz. Geringere Fließgeschwindigkeiten lassen einen besseren Sedimentationsrückhalt erwarten, führen aber gleichzeitig zu größeren Bauwerksvolumina und damit höheren Anlagenkosten.

Bei einem gezielt herbeigeführten Sedimentationsprozess vor dem Filter zu seiner stofflichen Entlastung muss der Schlammraum ausreichend groß dimensioniert werden, um die anfallenden Sedimente eines Wartungs-/Reinigungszyklusses aufnehmen zu können. Der zu erwartende Sedimentanfall ist abhängig von der Verschmutzung des Einzugsgebietes mit sedimentierbaren Stoffen sowie der in der Anlage erzielbaren Sedimentationsleistung.

Für eine stark verschmutzte Fläche der Kategorie III ist gem. DWA-A 102 (Entwurf, 2017) eine jährliche AFS63-Fracht von 760 kg/ha zu erwarten. Wenn hiervon im optimalsten Fall 50% vor dem Filter sedimentieren würden, resultiert daraus bei einer angenommenen

Schlammichte von 1000 kg/m^3 ein Schlammvolumen von rd. $0,38 \text{ m}^3/\text{ha}$. Gemäß DWA-A 102 (Entwurf, 2017) lässt sich ein AFS63-Rückhalt von 50 % nur bei sehr gering belasteten Regenbecken erzielen, die deutlich größer dimensioniert werden müssten als aktuelle Anlagen. Vor diesem Hintergrund scheint ein Schlammammelraum vor technischen Filteranlagen von rd. $0,4$ bis $0,5 \text{ m}^3/\text{ha}$, bezogen auf die angeschlossene befestigte Fläche eine sinnvolle Auslegungsgröße. Bei einem – in Abhängigkeit des Einzugsgebietes – höheren Sedi-
mentanfall, ist eine Verkürzung des Reinigungszyklusses gegenüber einer Vergrößerung des Schlammammelraumes im Einzelfall abzuwägen.

8.3 Bemessungsansatz

8.3.1 Bisherige Bemessung

Die bisherige Bemessung von technischen Regenwasserfiltern beruht auf der Vorgabe eines kritischen Bemessungswertes für die Filterdurchlässigkeit $k_{f,erforderlich}$ zum Ende der Filterstandzeit. Dieser wird unter Berücksichtigung der geometrischen Randbedingungen des Filters (Einstauhöhe, Filterstärke, Filterfläche) und des behandlungspflichtigen Regenwasserzuflusses ermittelt. Solange der Bemessungswert nicht unterschritten wird ist sichergestellt, dass der behandlungspflichtige Regenwasserzufluss auf jeden Fall gefiltert werden kann.

Für die Entwicklung der Durchlässigkeit in von unten nach oben durchströmten Filtern wird bei einer zeitproportionalen Frachtzuführung bisher von folgendem funktionalem Zusammenhang ausgegangen:

$$k_f(t) = k_{f,0} \cdot e^{-\lambda \cdot t}$$

Aus der Anfangsdurchlässigkeit $k_{f,0}$, dem Bemessungswert $k_{f,erforderlich}$, der Frachtbelastung, der Filterfläche und einem Faktor λ kann so eine Filterstandzeit prognostiziert werden.

$$t = - \frac{\ln(k_{f,erforderlich}/k_{f,0})}{\lambda}$$

Aufgrund sehr komplexer Zusammenhänge müssen für λ Annahmen getroffen werden.

$\lambda = f$ (Filteraufbau, Stoffzusammensetzung, Eigenschaften der Anlage, Sedimentation, Bypass)

Die Stoffzusammensetzung hängt von der Nutzung des Einzugsgebietes sowie dem Stoffabtrag aus dem Einzugsgebiet bei Regen ab.

8.3.2 Zukünftiger Bemessungsansatz

Für eine abgesicherte zukünftige Anlagenbemessung ist zwingend eine Verifizierung des oben getroffenen Ansatzes erforderlich. Dieser beruht bisher auf theoretischen Annahmen und einzelnen Stichpunktmessungen, die diesen mehr oder weniger bestätigen.

Eine Überprüfung der tatsächlichen Entwicklung des k_f -Wertes über die Filterstandzeit und eine damit einhergehende abgesicherte Vorhersagemöglichkeit zur erzielbaren Filterstandzeit, kann nur durch die kontinuierliche Überwachung der Durchlässigkeit an technischen Filteranlagen erreicht werden, die unter realen Bedingungen betrieben werden. Für eine gute Aussagekraft sind möglichst viele Messwerte an möglichst vielen Filtern mit unterschiedlichsten Randbedingungen erforderlich, die im Rahmen des Projekts nicht erhoben werden können. Anhand einzelner Beispielanlagen kann jedoch überprüft werden inwieweit die theoretischen Verläufe an Anlagen auftreten, die sich im Betrieb befinden und ob es weitere Effekte gibt, die bei der Bemessung berücksichtigt werden müssen. Ein langfristiges Ziel ist es, durch Auswertung möglichst vieler Anlagen, Zusammenhänge für λ zu finden und damit eine genauere Prognose für die Standzeit eines Filters treffen zu können.

Die kontinuierliche Überwachung von technischen Filteranlagen wird in der Praxis mittels Füllstandsmessungen in der Zu- und Ablaufkammer durchgeführt. Die kontinuierliche Bestimmung des k_f -Werts kann auf dieser Basis anhand des von PECHER entwickelten und patentrechtlich geschützten Verfahrens zur Ermittlung der hydraulischen Durchlässigkeit eines Filters (Pecher, 2017) erfolgen. Die Vorgehensweise dazu ist in der Patentschrift DE102017125296 B3 beschrieben.

Die Durchlässigkeit des Filters lässt sich demnach mit folgendem Ansatz berechnen:

$$k_{f,i} = \frac{\partial V_{zu} / \partial t \cdot s}{A \cdot \Delta H}$$

$k_{f,i}$ = rechnerischer Durchlässigkeitskoeffizient des Filters zu einem Zeitpunkt i (m/s)

$\partial V_{zu} / \partial t$ = Volumenänderung vor dem Filter (innerhalb der Filteranlage und im davorliegenden Zulaufsystem) (m^3/s)

s = Filterstärke = vom Wasser in Fließrichtung durchströmte Filterlänge (m)

A = Filterfläche (m^2)

ΔH = Wasserdruck- bzw. Wasserspiegeldifferenz zwischen Filterzu- und -ablauf (m)

Die $k_{f,i}$ -Werte werden nach oben stehender Formel fortlaufend berechnet. Maßgebend für die Bestimmung der Leistungsfähigkeit des Filters sind die maximalen k_f -Werte je Auswerteperiode. Dahinter liegt die Annahme, dass innerhalb einer Auswerteperiode Zeitintervalle enthalten sind, in denen kein Zufluss zur Filteranlage stattgefunden hat. Nur für diesen Zustand repräsentiert der Wert $k_{f,i}$ den tatsächlichen Durchlässigkeitswert k_f des Filters. Die Auswerteperiode kann dabei einzelne oder mehrere Niederschlagsereignisse oder eine feste Länge umfassen.

8.4 Verifizierung

Die theoretischen Annahmen des Verlaufs vom k_f -Wert in einem Filter über die Standzeit sollten im Rahmen des ReWaFil-Projektes anhand von Messdaten überprüft werden. Die hierbei ausgewerteten Daten können einen Beitrag zur Dimensionierung und Ermittlung von Standzeiten technischer Regenwasserfilter liefern. Darüber hinaus lassen sich Aussagen über geeignete Möglichkeiten der Systemüberwachung in technischen Regenwasserfiltern treffen.

Die Pecher Technik GmbH stattet als Anlagenlieferant seit 2018 auf eigene Kosten in Absprache mit den Anlagenbetreibern in Betrieb befindliche Anlagen mit Füllstandssonden zur systematischen, kontinuierlichen Systemüberwachung aus. Darüber hinaus existieren vereinzelt kontinuierliche Messdaten aus der Anlagenüberwachung der Betreiber. Im Rahmen dieses Projektes konnte glücklicherweise auf solche Messdaten zurückgegriffen werden. Innerhalb des Projektes standen dagegen keine Messdaten aus der Überwachung von großtechnischen Anlagen zur Verfügung.

Das von PECHER entwickelte Verfahren zur Ermittlung der hydraulischen Durchlässigkeit eines Filters (Pecher, 2017) ermöglicht die Berechnung des k_f -Wertes anhand von kontinuierlichen Füllstandsmessungen in der Zu- und Ablaufkammer eines Filters ohne dass darüber hinaus Durchflussmessungen für den Volumenstrom erforderlich sind. Das patentrechtlich geschützte Verfahren konnte im Rahmen dieses Vorhabens verwendet werden.

Zur automatisierten Auswertung großer Datenmengen wurde das Berechnungsverfahren in Zusammenarbeit mit der Aquaplan GmbH im Messdatenmanagementsystem AquaZIS implementiert und für die Auswertung realer Filteranlagen verwendet.

Insgesamt konnten für drei technische Filteranlagen mit Anschlussflächen zwischen 1,22 ha und 17,3 ha (siehe Tabelle 33) entsprechenden Daten ausgewertet werden. Die spezifischen Filterflächen für diese Anlagen liegen zwischen 1,35 m²/ha für die Großfilteranlage Fleute (TRF 3) und 2,9 m²/ha für einen Filterschacht DN 2600 (TRF 1). Im Mittel für die untersuchten Anlagen wurden ca. 2 m² Filterfläche pro Hektar Anschlussfläche realisiert.

Tabelle 33: Ausgewertete technische Filteranlagen

Technischer Filteranlage	Filterfläche [m ²]	Anschlussfläche [ha]	Spezifische Filterfläche [m ² /ha]
TRF 1 (Filterschacht DN 2600)	3,5	1,22	2,9
TRF 2 (Filterschacht DN 3400)	6,8	3,52	1,9
TRF 3 Großfilteranlage Fleute	23,4	17,3	1,35

Für die Anlage TRF 2 mit einer Filterfläche von 6,8 m² und einer angeschlossenen Fläche von 35.283 m² (Kat. I und Kat. IIb) wurde der in Abbildung 92 dargestellte Verlauf des k_f -Werts über die Standzeit des Filters ermittelt. Der in Kap. 8.2 theoretisch angenommene Verlauf der Filterdurchlässigkeit in einem Bauwerk mit Stoffrückhalt durch Sedimentation vor dem Filter kann an der untersuchten Anlage grundsätzlich qualitativ bestätigt werden, auch wenn zum Ende des Auswertzeitraumes ein leichter Wiederanstieg des k_f -Wertes auftritt.

Die weitere Beobachtung des k_f -Werts bis zum Filterwechsel an derselben Anlage (Abbildung 92) zeigt, dass sich die Durchlässigkeit über mehrere Monate hinweg auf dem Niveau gehalten hat, welches bereits nach ca. 5 Monaten erreicht war. Die Filterdurchlässigkeit kam über den gesamten beobachteten Zeitraum nicht zum Erliegen, so dass die Anlage über 18 Monate betrieben werden konnte. Ein vor Ort durchgeführter manueller Durchlässigkeitsversuch bestätigte den kontinuierlich ermittelten k_f -Wert. Nach einem Austausch des Filtermaterials stieg die Durchlässigkeit erwartungsgemäß wieder an, und über die folgenden Monate stellte sich wieder der zu erwartende Verlauf ein.

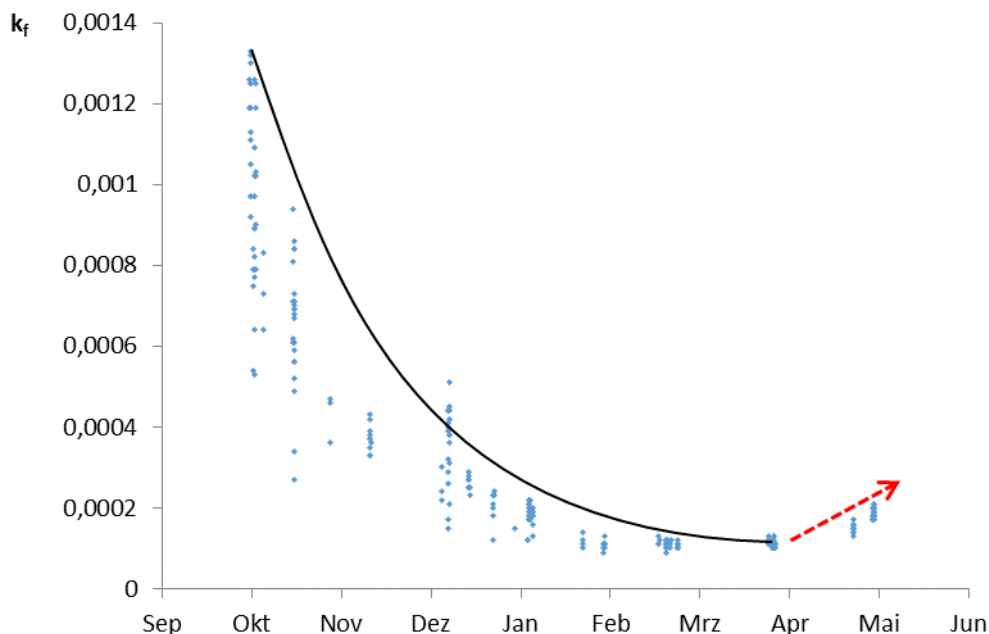


Abbildung 92: Verlauf des k_f -Werts (m/s) über eine Filterstandzeit von 8 Monaten in der technischen Filteranlage TRF 2.

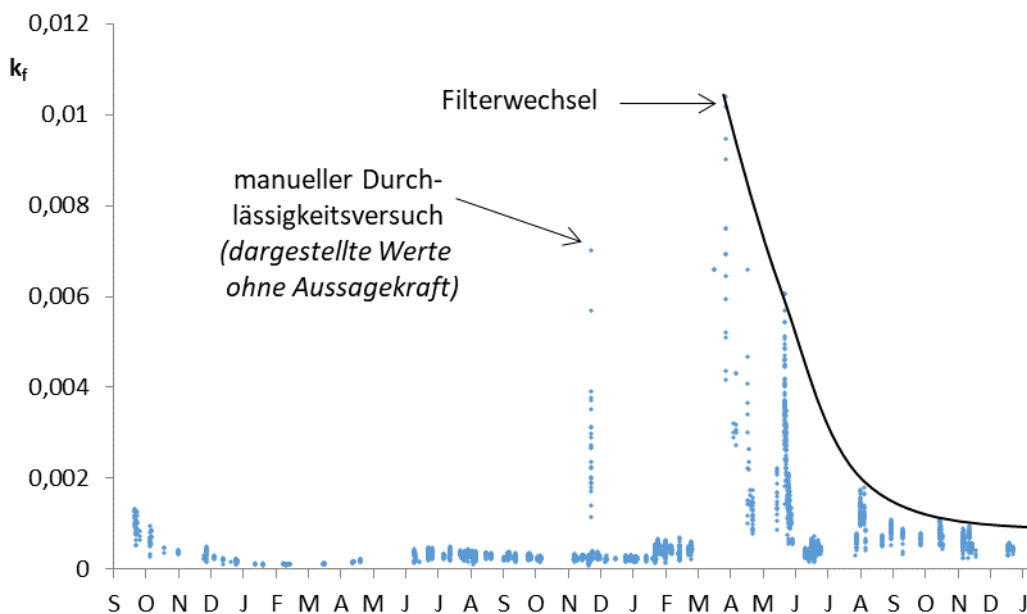
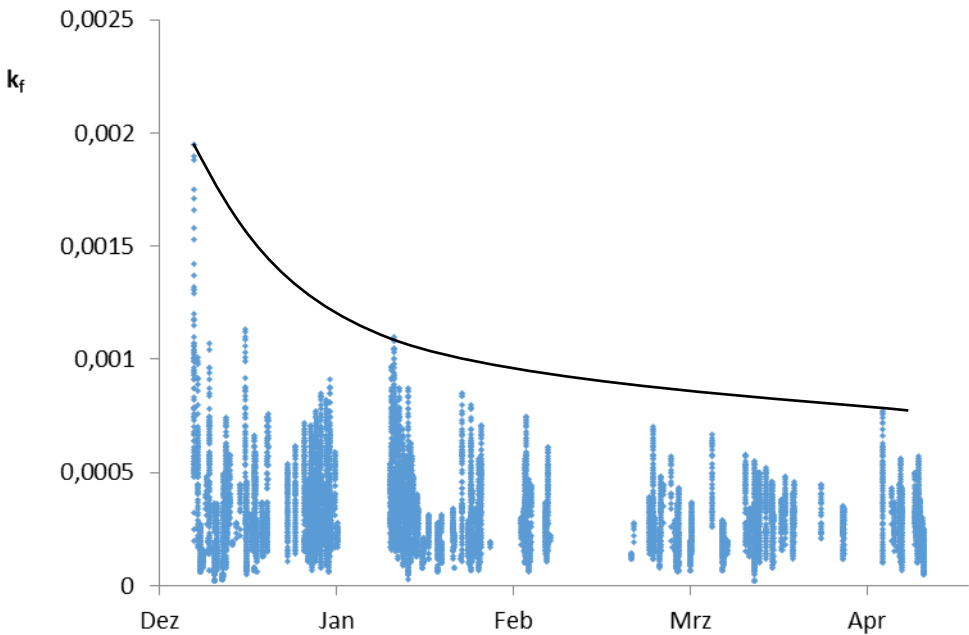


Abbildung 93: Verlauf des k_f -Werts (m/s) über 2,5 Jahre in der technischen Filteranlage TRF 2. Durchlässigkeitsversuch nach 15 Monaten. Filterwechsel nach 18 Monaten.

Die kontinuierliche Berechnung der Filterdurchlässigkeit für einen weiteren technischen Regenwasserfilter (TRF 1) mit einer Filterfläche von 3,5 m² und einer angeschlossenen Fläche von 12.192 m² (Kat. III) ist für die ersten 4 Monate nach Inbetriebnahme in dargestellt.

In diesem Beispiel stellt sich qualitativ ebenfalls der theoretisch angenommene Verlauf des k_f -Werts für einen von unten nach oben durchströmten Filter ein.

Die berechneten k_f -Werte für die gesamte prognostizierte Filterstandzeit von 12 Monaten sind in  dargestellt. In diesem Zeitraum hat kein Austausch des Filtermaterials oder eine sonstige Filterwartung stattgefunden. Dennoch ist nach 5 Monaten ein Wiederanstieg der Filterdurchlässigkeit zu beobachten. Anschließend stellte sich erneut der zu erwartende Rückgang ein, bis es nach weiteren 3 Monaten noch einmal zu einem Anstieg der Durchlässigkeit kam ohne dass der Filter ausgetauscht oder gewartet wurde.

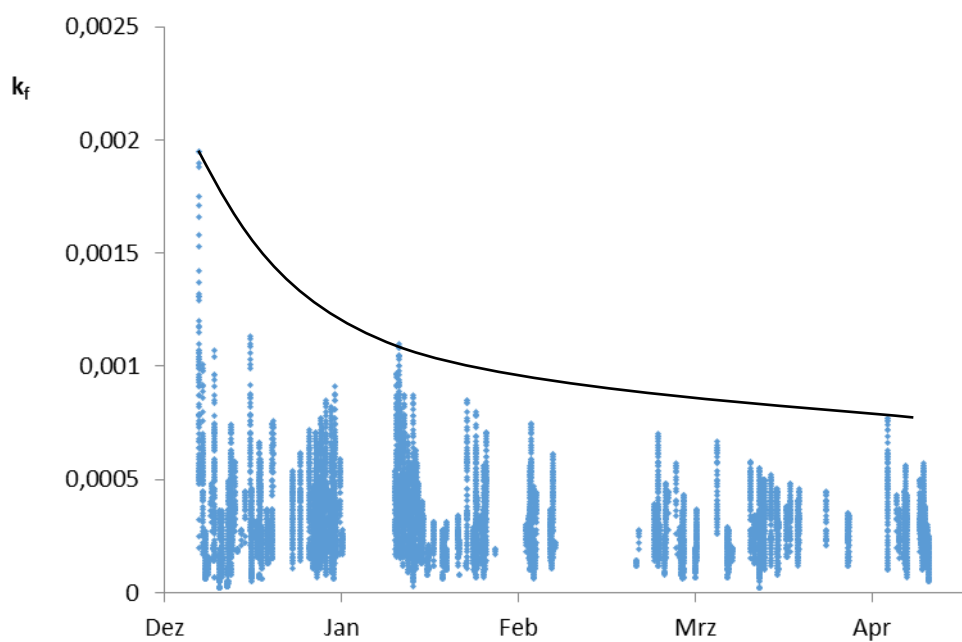


Abbildung 94: Verlauf des k_f -Werts über 4 Monate in der technischen Filteranlage TRF 1

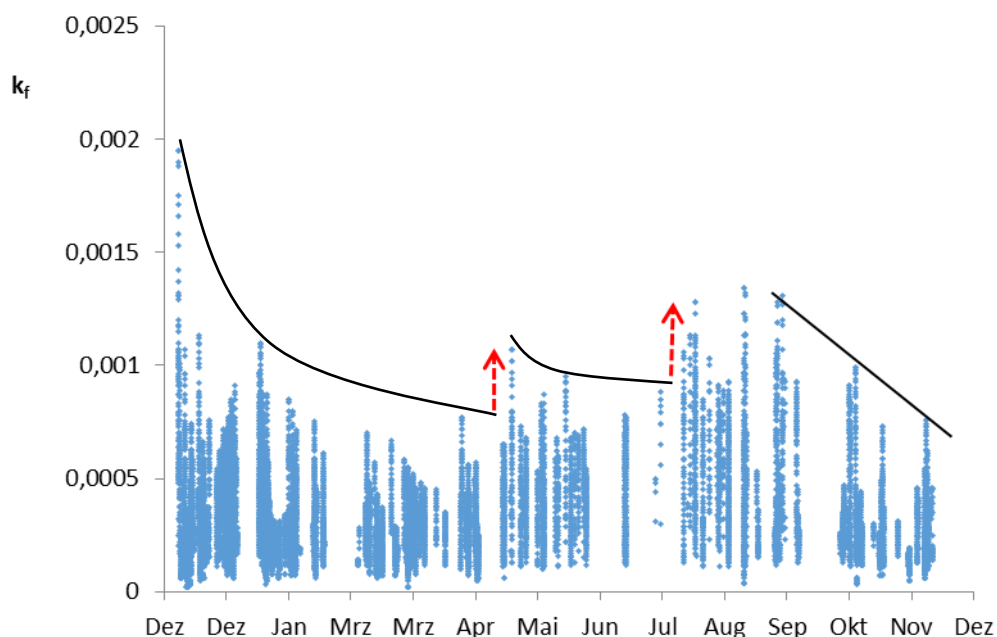


Abbildung 95: Verlauf des k_f -Werts über 1 Jahr in der technischen Filteranlage TRF 1

Ein Wiederanstieg der Durchlässigkeit eines Filters wurde in der Vergangenheit auch schon an der großtechnischen Filteranlage „In der Fleute“ (TRF 3) in Wuppertal beobachtet. Dort war der Filter nach relativ kurzer Zeit kolmatiert und es kam zu einem Dauerabschlag über die Schwelle (siehe Abbildung 96, ab Oktober 2014). Nach mehreren Monaten in denen die Anlage nicht näher beobachtet wurde, bildet sich der Dauereinstau wieder zurück (siehe Abbildung 96, ab Februar 2015). Dies ist an der Anlage mit ständigem Fremdwasserzufluss nur dadurch erklärbar, dass sich die Filterdurchlässigkeit wieder vergrößert hat.

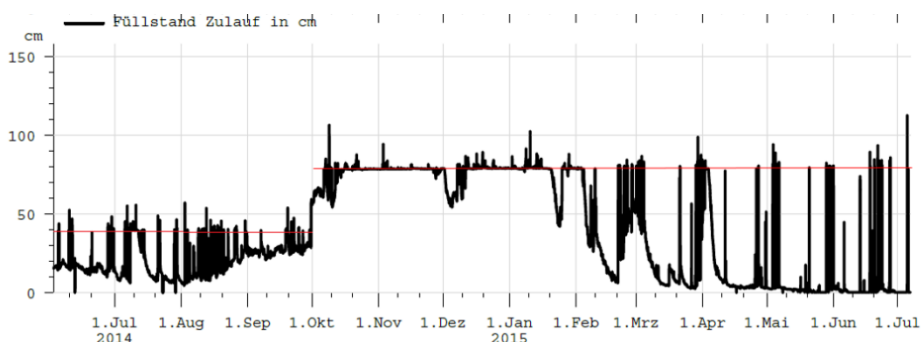


Abbildung 96: Wasserstandsganglinie im Zulauf des Filterbeckens „In der Fleute“ im Zeitraum Juni 2014 bis Juli 2015 (Grüning et al., 2017)

Dass ein Anstieg der Filterdurchlässigkeit während des Realbetriebes an verschiedenen Anlagen festgestellt wurde, spricht für einen möglichen Regenerationseffekt des eingesetzten Filters. Als Erklärung hierfür sind die folgenden Möglichkeiten denkbar:

- Biologische Regeneration
- Mechanische Regeneration
- Chemische Regeneration

Eine biologische Regeneration wäre möglich, wenn sich im Filter ein Biofilm mit hochspezialisierten Bakterien bildet, welche in der Lage sind, die organische Substanz umzusetzen, welche sich im Filter ablagert. Es käme zunächst zu einem Rückgang der Durchlässigkeit, weil der Eintrag von Organik größer als der Abbau ist. Wenn sich ein spezialisierter Biofilm aufgebaut hat, steigt die Abbaugeschwindigkeit. Wenn dann der Eintrag an neuen Stoffen geringer ist als der Abbau, kann die Durchlässigkeit des Filters wieder steigen.

Eine mechanische Regeneration wäre denkbar, wenn es durch die mit Kolmation zunehmend längeren Einstauzeiten mit entsprechend höheren Drücken zu mechanischen Umlagerungen im Filterbett kommt, welche die Durchlässigkeit erhöhen. Ebenfalls denkbar wäre theoretisch ein Freispülen des Filters durch Druck auf die Oberseite des Filters aus Rückstau aus dem nachfolgenden Kanalnetz oder aufgrund von Abschlägen über die Schwelle. Für die Großfilteranlage „In der Fleute“ kann dieser Effekt jedoch weitgehend ausgeschlossen werden.

Eine chemische Regeneration ist unwahrscheinlich, aber nicht grundsätzlich auszuschließen. In Abhängigkeit des eingesetzten Filtermaterials wurden in der Vergangenheit auch schon an einzelnen Anlagen Auflösungserscheinungen des kalkhaltigen Filtermaterials beobachtet. Dieses führte dann aber immer dazu, dass die Filterdurchlässigkeit deutlich zurückging. Rein theoretisch könnte eine chemische Auflösung von Filtermaterial oder von im Filter zurückgehaltenem Material jedoch zu einer Wiederherstellung höherer Durchlässigkeiten führen. Dies würde dann aber zwangsläufig mit entsprechenden Emissionen aus dem Filtersystem einhergehen. Bei der Anlage „In der Fleute“, welche qualitätsmäßig kontinuierlich überwacht wurde, konnte dieser Effekt aber nicht beobachtet werden.

8.5 Fazit und Ausblick

Die Beobachtungen zeigen, dass es bei Filteranlagen mit von unten nach oben beschickten Filtern und vorgeschalteter Sedimentation neben der Kolmation auch Regenerationseffekte gibt, die entgegengesetzt verlaufen. Bislang waren solche Effekte nicht bekannt.

Regenerationseffekte von technischen Filteranlagen können ggf. von maßgebender Bedeutung für die Dimensionierung sowie den Anlagenbetrieb sein. Bei den untersuchten Anlagen hatten sie z.T. maßgebenden Einfluss auf die Filterstandzeit. Wenn eine gesicherte Regeneration im Betrieb möglich wäre, könnten dadurch Vorteile für den Anlagenbetrieb und die dadurch verursachten Kosten entstehen. Bislang sind die Erkenntnisse dafür jedoch

noch zu rudimentär, um daraus belastbare Aussagen zu treffen. Ohne entsprechende Aussagen ist es jedoch nicht möglich die Veränderung des Durchlässigkeitsbeiwertes von Filteranlagen zu prognostizieren. Dieses wäre aber zwingende Voraussetzung für einen belastbaren Bemessungsansatz.

Eine detaillierte Untersuchung der festgestellten Regenerationseffekte und möglicher Ursachen sowie Einflussfaktoren dazu war im Rahmen dieses Vorhabens nicht möglich. Es können zu diesem Zeitpunkt nur Annahmen getroffen werden, die in Zukunft im Betrieb weiter beobachtet und durch gezielte Untersuchungen überprüft werden.

Grundsätzlich sind für die weitere Untersuchung von Regenerationseffekten in Filteranlagen zunächst mehr Messdaten erforderlich, die fortlaufend im Betrieb einiger Anlagen erhoben werden. Unter Berücksichtigung dieser Daten sollten spezifische Untersuchungen durchgeführt werden, um die Annahmen (biologische, chemische oder mechanische Regeneration) bestätigen oder widerlegen zu können.

Eine regelmäßige labortechnische Untersuchung des Filtermaterials auf die Bildung und Veränderung eines Biofilms in technischen Filteranlagen kann durch eine Gegenüberstellung mit dem k_f -Wert Aufschluss über eine mögliche biologische Regeneration liefern.

Für die weitere Untersuchung einer möglichen mechanischen Regeneration können weitere Anlagen beobachtet und ein Vergleich von Anlagen unter Rückstau mit rückstaufreien Anlagen hergestellt werden.

Für die nächste Projektphase gibt es außerdem Überlegungen zu einem planmäßigen Trockenfallenlassen eines Filters mit dem Ziel der Regeneration.

Erst wenn entsprechende Zusammenhänge geklärt sind, kann ein Prognosemodell für die Filterdurchlässigkeit von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung aufgestellt werden, welches wiederum die Grundlage für ein belastbares Bemessungsverfahren bildet.

Die existierende Planung der Großfilteranlage Böhler Weg, die in der zweiten Projektphase untersucht werden soll, kann durch die Erkenntnisse aus der aktuellen Projektphase als geeignet bestätigt werden. Für eine optimale Sedimentation werden unterhalb der Filterflächen Lamellenschrägklärer installiert, wodurch die Filterstandzeit optimiert werden soll. Die Filterfläche von $20,1 \text{ m}^2$ für eine direkt angeschlossene befestigte Fläche von ca. $7,68 \text{ ha}$ ($A_{\text{Filter, spez.}} = 2,62 \text{ m}^2/\text{ha}$) wurde zunächst unabhängig von der Wirkung des Lamellenklärers ausgelegt. Dabei wurde auch berücksichtigt, dass für eine zusätzliche befestigte Fläche von rd. $3,8 \text{ ha}$ bei Regenspenden $> 15 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ eine Überleitung in das Einzugsgebiet

des Filters erfolgt. Durch die gezielte Drosselung des Filterzuflusses auf den kritischen Regenabfluss wird durch die Überleitung allerdings nur eine geringe zusätzliche Filterbelastung (bei ungleichmäßiger Überregnung des Gesamteinzugsgebietes) erwartet.

9 Zusammenfassung und Ausblick

Mit dem Runderlass „Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren“ von Mai 2004 (sog. Trennerlass) wurde die Möglichkeit der dezentralen Behandlung von Oberflächenabflüssen der Kategorie II eingeräumt. Dies führte zur Entwicklung zahlreicher herstellereinspezifischer Behandlungsanlagen. Die maßgeblichen Wirkprinzipien dieser Anlagen sind Sedimentation und/oder Filtration mit Filtersubstraten. Mit dezentralen Filtersystemen bestehen inzwischen umfangreiche Betriebserfahrungen. Im Jahr 2014 wurde auch ein erster Technischer Regenwasserfilter (TRF) im zentralen Maßstab in Betrieb genommen. Untersuchungen zu zentralen technischen Regenwasserfilter führten Grüning et al. (2017) sowie Bihs et al. (2015) durch. Die Untersuchungen unter realen Betriebsbedingungen zeigen jedoch, dass die Wirksamkeiten der Filteranlagen häufig hinter den im Labor erzielten Rückhalten zurückbleiben. Dies ist vor allem auf die unterschiedlichen Vor-Ort-Bedingungen zurückzuführen. Im Labor wird beispielsweise häufig mit Einzelstoffen untersucht, es kommt destilliertes Wasser oder Quarzmehl als künstliches AFS zu Einsatz. Im realen Oberflächenabfluss liegen Vielstoffgemische vor. Die AFS weisen ein ebenso breites Dichte- wie Kornspektrum auf und biologische Prozesse lassen den Filter kolmatieren oder führen gar zur Rücklösung von bereits adsorbierten Schadstoffen.

Auch Wichern et al. (2017) stellten im Hinblick auf die Schwermetalle Kupfer und Zink fest, dass die Rückhalteleistungen in einem Filterschachtsystem unter realen Bedingungen die im Labor ermittelten Rückhalten nicht erreichen konnten. Anschließende Laboruntersuchungen zeigten, dass die Filtermaterialien eine erhebliche Restkapazität aufwiesen. Da durch Kolmation des Filters im realen Betrieb die Kapazität der Filtermaterialien nicht vollständig ausgeschöpft werden konnte, sollten TRF aus einer Kombination aus Feststoffabtrennung und Filtration bestehen.

Ziel des Projektes war es, die komplexen Prozesse in TRF besser zu verstehen und so letztlich eine Grundlage zu schaffen, künftige zentrale TRF stabiler betreiben zu können, die Standzeit zu erhöhen und den Stoffrückhalt für besonders wasserwirtschaftlich relevante Inhaltsstoffe im Oberflächenabfluss zu optimieren. Der in der Planungsphase befindliche Filter „Böhler Weg“ in Wuppertal soll mit Filtersubstraten basierend auf Erkenntnissen der durchgeführten Untersuchungen ausgestattet werden.

Leitparameter in der Niederschlagswasserbehandlung sind die AFS. Diese sind Träger von Schadstoffen. Insbesondere die AFS63, welche die höchsten Schadstoffkonzentrationen enthalten, müssen zu einem großen Teil aus dem Oberflächenabfluss entfernt werden, um eine angemessene Reinigungsleistung zu erzielen. An AFS adsorbierte Schadstoffe machen

einen großen Teil des Gesamtfrachteintrags in die Gewässer aus. Besonders wasserwirtschaftlich relevant sind die Schwermetalle Kupfer und Zink. Für diese gibt die OGewV Grenzwerte vor, welche in NRW in einigen Gewässerabschnitten nicht eingehalten werden können (24 % Zink und 8 % Kupfer). Aber auch PSBM werden über Oberflächenabflüsse eingetragen, deren Rückhalt in Filtersystemen ist aber bisher kaum untersucht.

Die Errichtung einer Filteranlage dient der Reduzierung des Schadstoffeintrags in ein Oberflächengewässer. Größtmöglichen Nutzen hat die Filteranlage für das Gewässer, wenn diese nicht nach allgemeinen Kriterien dimensioniert wird, sondern die Filtersubstrate speziell für die im Einzugsgebiet vorliegenden Schadstoffe und Frachten ausgewählt werden. Daher wurde zunächst das Spektrum der Schadstoffe im Einzugsgebiet untersucht.

Straßenstäube

Es wurden im Einzugsgebiet TRF „Böhler Weg“ in Wuppertal sechs verschiedene Straßenstäube gesammelt. Diese wurden mittels Siebung in 12 Fraktionen zwischen $< 40 \mu\text{m}$ und $> 8 \text{ mm}$ unterteilt. Die Fraktionen kleiner $250 \mu\text{m}$ nahmen in der Regel weniger als 8 % der Gesamtfeststoffmasse ein. Werden die Partikel größer 8 mm als „gross solids“ definiert, so ergeben sich Korngrößenverteilungen mit AFS63-Anteilen zwischen 1 und 46 %. Es wurde festgestellt, dass für die Lichtscheider Straße der Einfluss der Jahreszeit auf die Korngrößenverteilung nur minimal war. Der Einfluss der Probenahmetechnik wurde auf der L418 Fahrtrichtung Elberfeld untersucht. Am gleichen Tag wurde sowohl händisch als auch mittels Straßenkehrmaschine beprobt. Es zeigte sich, dass die Straßenkehrmaschine deutlich geringere Feinanteile aufnimmt, als bei der händischen Probenahme möglich. Daher ist davon auszugehen, dass es zu einer Akkumulation der Feinstoffe auf der Straße kommt, da diese bei der Straßenreinigung nicht vollständig abgetragen werden. Der Vergleich der Proben L418 Fahrtrichtung Elberfeld und Fahrtrichtung Lichtscheid zeigte, dass die Fahrtrichtung durchaus einen Einfluss auf die anfallenden Straßenstäube hat. Die leichte bergauf-Passage in Fahrtrichtung Lichtscheid weist eine gröbere Korngrößenverteilung auf. Ferner konnten verschieden stark befahrene Straßen miteinander verglichen werden. Neben der L418 wurden die Lichtscheider Straße und ein Parkplatz der BARMER Krankenkasse beprobt. Es stellte sich heraus, dass je höher die Verkehrsdichte ist, desto feiner die Partikel sind. Die Glühverluste der Fraktionen bis $1000 \mu\text{m}$ liegen im Bereich von 80-90 %. Bei den gröberen Fraktionen steigt der Glühverlust auf bis zu 50 % an. Dies ist durch das Vorhandensein grober organischer Partikel, welche aus zerkleinerten Blättern, Blüten oder Früchten stammen zu erklären.

Drei der sechs Probenahmen wurde ausführlich auf den Schadstoffgehalt der einzelnen Fraktionen untersucht. Bei allen Feststoffen konnte der Trend festgestellt werden, dass die Schadstoffkonzentration mit zunehmender Korngröße abnimmt. Die Konzentrationsbereiche lagen bei den Kohlenwasserstoffen zwischen 240-2100 mg/kg, für PAK bei 0,94-5,48 mg/kg, für Blei bei 19-150 mg/kg, für Cadmium bei <0,4 und 0,63 mg/kg, für Kupfer bei 37-680 mg/kg und für Zink bei 160-1200 mg/kg. In der Literatur wurden Konzentrationsbereiche bei PAK von 0,01 und knapp 9 mg/kg, bei Blei von 10 bis etwa 100 mg/kg, bei Cadmium 0,1 bis knapp 9 mg/kg, bei Kupfer Bereiche von 30 bis 450 mg/kg und bei Zink <100 bis 1700 mg/kg veröffentlicht. Damit liegt die Schadstoffbelastungen im Einzugsgebiet im Vergleich mit Literaturdaten bei PAK und Zink im oberen Bereich, für Cadmium deutlich unterhalb der publizierten Werte und bei Blei und Kupfer oberhalb der Literaturdaten.

Aus den Konzentrationen und den Feststoffanteilen wurden Frachtanteile bestimmt. Bei einer Betrachtung der Korngrößen kleiner 1000 µm zeigte sich, dass 30-55 % der Schadstofffracht an den nicht abflusswirksamen Partikeln größer 250 µm adsorbiert sind. Werden nur die abflusswirksamen Partikelfraktionen kleiner 250 µm betrachtet, so liegt der Anteil an nicht bis schlecht sedimentierbaren Schadstofffrachten an Partikeln kleiner 63 µm bei 19-44 %.

Neben der Siebanalyse wurden die einzelnen Fraktionen mittels Partikelanalysator bestimmt und nach zwei verschiedenen Methoden mit der Siebung verglichen. Dabei stellte sich heraus, dass trotz Siebung nicht nur das Normalkorn in den einzelnen Fraktionen enthalten ist, sondern auch eine Verunreinigung der einzelnen Siebfraktionen mit Über- und Unterkorn vorliegt. Auf Grundlage der Korrektur der Massen wurden korrigierte Schadstoffkonzentrationen sowie Schadstofffrachtverteilungen ermittelt. Es zeigte sich, dass die korrigierten Konzentrationen in den Feinfraktionen erhöhte Werte und bei den Grobfraktionen kleinere Werte ergaben. Die Anteile an der Gesamtschadstofffracht erhöhten sich demnach ebenfalls für die Feinfraktionen und verringerten sich für die Grobfraktionen. So erhöhte sich der Anteil der Schadstofffrachten in den Fraktionen kleiner 63 µm für MKW von 24 % auf 65-68 %, für PAK von 22 % auf 54-56 %, für Blei von 21 % auf 49-50 %, für Cadmium von 17 % auf 50-51 %, für Kupfer von 16 % auf 43-45 % und für Zink von 22 % auf 55-57 %.

Diese Untersuchungen zeigen eine deutliche Belastung der beprobten Flächen mit organischen Schadstoffen (PAK und MKW) sowie Schwermetallen (Blei, Kupfer, Zink), welche eine Behandlung der Straßenabläufe notwendig macht. Dabei sollte vor allem auch auf den

Rückhalt von feinpartikulären Feststoffen mit Partikeldurchmessern kleiner 63 µm geachtet werden.

Elutionsversuche

Um eine potentielle Belastung des Wassers durch einen Kontakt mit Filtermaterialien auszuschließen bzw. beurteilen zu können, wurden Elutionsversuche gemäß DIN EN 12457-4:2002 durchgeführt. Es wurden Versuche mit Walnussschale, Bio-Walnussschale, GEH1, GEH2, einem Feinkoks sowie einer Aktivkohle durchgeführt. Die Eluate wurden nach Aufarbeitung auf Schwermetalle (Cu, Zn, Pb, Fe, Hg), organische Verbindungen (CSB, MKW) sowie Pestizide (Glyphosat, AMPA, Mecoprop, nur Walnussschale und Bio-Walnussschale) untersucht. Der Vergleich der konventionell angebauten Walnuss zur Bio-Variante der Walnuss zeigte, dass das nicht-Bio-Produkt eine signifikante Menge Glyphosat (32 µg/kg_{TR}) und AMPA (110 µg/kg_{TR}) emittierte. Eine bei beiden Materialien erhöhte CSB-Freisetzung kann gegebenenfalls durch eine Vorbehandlung des Materials (Spülen) reduziert werden. Der Vergleich der beiden GEH-Produkte zeigte, dass GEH2 besser für den großtechnischen Einsatz geeignet ist, als GEH1. Die Eisen- und Blei-Emission sind mit < 100 mg/kg_{TR} bzw. < 0,05 mg/kg_{TR} deutlich niedriger und die erhöhte Freisetzung von Zink (11 mg/kg_{TR}) sowie CSB (1200 mg/kg_{TR}) sind akzeptabel. Der Feinkoks sowie die Aktivkohle wiesen beide nur sehr geringe Emissionswerte auf, so dass beide für einen großtechnischen Einsatz geeignet sind.

Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen und PSBM

Die Durchführung der Säulenversuche zum Rückhalt von PSBM richtete sich nach den Vorgaben der DIBt-Richtlinie (2015) sowie der Schweizer VSA (2017). Die Vorversuche mit entmineralisiertem Wasser und den untersuchten Schadstoffen Kupfer, Zink, Mecoprop und Glyphosat wurden mit acht unterschiedlichen Filtermaterialien durchgeführt. Anschließend erfolgte die Versuchsdurchführung mit einer Auswahl an Filtermaterialien mit realem Regenwasser.

Die Säulenversuche mit entmineralisiertem Wasser zeigten, dass Kupfer mit Aktivkohle am besten zurückgehalten werden konnte (99 % bei 2,5 (L/s·ha)). Feinkoks zeigte Rückhalteleistungen zwischen 57 und 73 %. Mit den GEH-Materialien konnten maximale Eliminationsraten von 74 % erzielt werden und mit den Bio-Walnussschalen 68 %. Zink hingegen ließ sich mit dem Feinkoks (80 % bei 2,5(L/s·ha)) und dem GEH2 (78 % bei 2,5(L/s·ha)) am besten zurückhalten. Mit den anderen Filtermaterialien wurden maximale Eliminationsraten von 40 % erreicht. Für den Rückhalt von Glyphosat und Mecoprop stellten sich insbesondere die Aktivkohle sowie das GEH1 als geeignete Filtermaterialien heraus. Mecoprop wurde zudem von dem Feinkoks gut zurückgehalten (max. 97 %). Mit den Walnussschalen sowie

den Bio-Walnusschalen konnten keine signifikanten Eliminationsraten hinsichtlich der PSBM erzielt werden. Die Rückhalteversuche zeigten bei der Walnusschale rückgelöste Anteile von 6,7 % bei Kupfer und 55 % bei Zink. Eine Rücklösung von 25 % der aufgetragenen Mecoprop-Fracht konnte beim GEH1 festgestellt werden.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse mit entmineralisiertem Wasser wurden drei Filtermaterialien für die Säulenversuche mit realem Regenwasser ausgewählt. Als Material für die Stützsicht wurden die Bio-Walnusschalen gewählt, zum Rückhalt der Schwermetalle und der PSBM kam das Feinkoks sowie das GEH2 zu Einsatz. Zusätzlich zu den vorher getesteten PSBM wurde für die Versuche mit Regenwasser zusätzlich Diuron hinzugefügt.

Bei den Versuchen mit Regenwasser konnte mit dem geschichteten Aufbau aus 8 cm Bio-Walnusschale, 2 cm GEH2 und 6 cm Feinkoks der größte Kupfer- und Zinkrückhalt nachgewiesen werden. Kupfer wurde bei der Regenspense mit 2,5 L/(s·ha) zu 72 % zurückgehalten. Für Zink waren es bei der geringsten Regenspense 67 %. Der beste Rückhalt von Glyphosat wurde beim Feinkoks nachgewiesen (41 %). Die Bio-Walnusschale erzielte bei den Regenspenden mit 2,5 L/(s·ha) und 6 L/(s·ha) keinen Rückhalt. Bei der Regenspense mit 25 L/(s·ha) konnte eine Glyphosat-Elimination von 31 % verzeichnet werden. Diuron und Mecoprop konnten mit dem Feinkoks am besten eliminiert werden (max. 70 % für Diuron und 60 % für Mecoprop). Kein Rückhalt für die PSBM konnte hingegen mit dem GEH2 sowie mit den Bio-Walnusschalen erzielt werden.

Es zeigte sich, dass die Rückhalteleistungen gegenüber denen mit entmineralisiertem Wasser bei allen Materialien geringer waren. Die geringeren Rückhalte sind zum einen durch die kleineren Filterschichthöhen zu erklären, die zu geringeren Kontaktzeiten führen und zu einer schnelleren Sättigung der Filtermaterialien. Zum anderen wird angenommen, dass durch die organische Belastung des Regenwassers die Schadstoffe im geringeren Maße als bei den Versuchen mit entmineralisiertem Wasser zurückgehalten werden konnten.

Die Versuche unter Einfluss von Tausalz (10 g/L) wiesen beim geschichteten Aufbau keine erheblichen Rücklösungen bei den Schwermetallen und den PSBM auf. Das Feinkoks sowie das GEH2 nahmen unter Salzeinfluss die Schwermetalle teilweise weiter auf. So konnte beispielsweise 64 % der Zulauf Fracht von Zink zurückgehalten werden sowie. Beim GEH2 ließen sich eine Rücklösungen im Bereich von 30 % für Diuron und Mecoprop feststellen. Die Schwermetalle wurden hingegen nicht zurückgelöst. Bei der Bio-Walnuss kam es zu Rücklösungen bei den Schwermetallen sowie den PSBM. Die teilweise beobachteten Rücklösungen von Schwermetallen und PSBM bei den Einzelmaterialien wurden beim geschichteten Aufbau nicht festgestellt, was darauf hindeutet, dass die obenliegenden Materialien GEH2

und Feinkoks diese rückgelösten Stoffe anschließend aufnehmen, sodass keine Schadstoffe im Ablauf quantifizierbar waren.

Säulenversuche zum Rückhalt von Schwermetallen mit reduzierten Konzentrationen

Entgegen dem DiBt-Test wurden bei diesem Säulenversuch geringere Schwermetallkonzentrationen gewählt. Grund hierfür ist der maßgebliche Einfluss der Konzentration auf die Adsorptionsleistung. Durchgeführt wurde die Untersuchung mit den Substraten GEH 2, Feinkoks, Aktivkohle und Bio-Walnußschale. Die Prüfung der Substrate erfolgte mit drei Prüfrengspenden von 2,5 l/(s·ha) und 6 l/(s·ha) sowie 15 l/(s·ha) mit demineralisiertem Wasser, welches mit Kupfer und Zink versetzt wurde ($c_{Cu} = 0,5 \text{ mg/l}$, $c_{Zn} = 2,0 \text{ mg/l}$).

Den höchsten Zinkrückhalt konnte GEH2 erreichen. Dieser lag bei der kleinsten Regenspende bei 79 % und reduzierte sich mit zunehmender Regenintensität auf 40 %. Insgesamt konnte so die Zinkfracht um 58 % reduziert werden. Feinkoks eliminierte 38 %, Aktivkohle 19 % und die Bio-Walnußschale 17 % der aufgebrauchten Zinkfracht.

Den besten Kupferrückhalt erreichte die Aktivkohle mit 95 % bei der ersten Regenspende und noch 60 % für die dritte Regenspende. Die Gesamtfracht-Reduzierung für Kupfer betrug 74 %. GEH2 konnte noch 60 %, Feinkoks 54 % und die Bio-Walnußschale lediglich 12 % der zugeführten Kupferfracht eliminieren.

Bei der Untersuchung konnte für alle Substrate, wie zu erwarten, eine abnehmende Tendenz der Wirksamkeit mit zunehmender Regenspende beobachtet werden. Außerdem zeigen die Untersuchungen, dass die Substrate eine Affinität für einzelne Schadstoffgruppen aufweisen. Eine pauschale Filterausrüstung ohne Betrachtung der vorliegenden Schadstoffe führt somit zwangsläufig immer zu einer ungünstigen Kapazitätsausnutzung und so zu einem ökologisch ungünstigen Betrieb. Die Messung des pH-Wertes während der Prüfrengspenden hat indes gezeigt, dass kein kausaler Zusammenhang zwischen pH-Wert und Schwermetallrückhalt vorliegt. Weiterhin war festzustellen, dass der Rückhalt hinter den Rückhalten bei höheren Konzentrationen liegt. Insbesondere bei der Untersuchung mit Walnußschalen bleibt der Rückhalt deutlich hinter dem Rückhalt mit höheren Konzentrationen zurück.

Untersuchungen in der halbtechnischen Versuchsanlage

Die Untersuchungen zum Rückhalt feinpartikulärer Stoffe in der halbtechnischen Versuchsanlage sollten so realitätsnah wie möglich sein. Hierzu wurde zunächst ein Regenwassersammler errichtet, um die Beschickung mit realem Regenwasser zu ermöglichen. Da auf dem Gelände der FH Münster nur ein unmittelbarer Zugang zu Dachabflüssen bestand,

wurde zusätzlich Straßenkehrriecht aufbereitet, um diesen zur Erhöhung der AFS-Fracht einzusetzen. Der Straßenkehrriecht wurde mit einer Straßenkehrmaschine gesammelt, im Ofen bei 45 °C für eine Woche getrocknet und in einer Siebmaschine fraktioniert. Anschließend wurde der Straßenkehrriecht entsprechend der für Oberflächenabflüsse typischen Sieblinie dem Regenwasser zugesetzt. Als Substrate kamen GEH2 (2 cm), Feinkoks (6 cm) und Bio-Walnusschale (4 cm) zum Einsatz. Die Auswahl wurde in Folge der im Projekt durchgeführten Säulenversuche getroffen.

Die Untersuchung des Rückhalts erfolgte differenziert für die Sedimentation und die Gesamtanlage. Die geprüften Regenspenden lagen zwischen 1,8 L/(s·ha) und der Bemessungsregenspende für die Systeme von 15 L/(s·ha). Der AFS-Gesamtrückhalt ohne Verdünnungseffekte durch Sedimentation nahm mit zunehmender Regenintensität ab. In dem untersuchten Spektrum lag der Rückhalt zwischen 45 % und 14 %. Für AFS63 konnte im günstigsten Fall noch ein Rückhalt von 28 % gemessen werden. Bei der kritischen Regenspende lag dieser jedoch bei nur noch bei einem Prozent.

Durch die Filterschüttung erhöht sich die Wirksamkeit deutlich. Dies macht sich besonders bei großen Regenspenden bemerkbar, wenn ein Rückhalt durch Sedimentation kaum noch gegeben ist. AFS-Gesamt konnte in den Untersuchungen zwischen 88 % und 61 % aus dem Oberflächenabfluss eliminiert werden. Für AFS63 lagen die Rückhalte zwischen 86 % und 48 %. Auch diese Ergebnisse berücksichtigen nicht die Verdünnung durch das eingestaute Klarwasser in der Filteranlage. Der Gesamtwirkungsgrad für ein Regenereignis wird also in Abhängigkeit von Regenintensität und Niederschlagshöhe immer über den dargestellten Rückhalten liegen. Ein Rückhalt von AFS63 von über 50 % kann daher für den geprüften Dimensionierungsansatz als gesichert angesehen werden.

Sauerstoffzehrung in Trockenwetterzeiten

Bei Trockenwetter wird die Filteranlage im Dauerstau betrieben. Um zu untersuchen wie der Sauerstoffgehalt sich im Laufe der Zeit ändert wurde eine Sauerstoffsonde in die Filterschüttung eingebaut. Es zeigte sich, dass es zu einer raschen Sauerstoffzehrung am Ende eines Regenereignisses kommt. Bereits fünf Stunden nach dem Regenereignis war der Sauerstoff in der Filterschüttung vollständig gezehrt. Der Prozess der Sauerstoffzehrung war jedoch nur für den unmittelbaren Bereich der Filterschüttung erkennbar. Im übrigen Wasserkörper konnte auch nach mehreren Tagen ohne Zufluss eine Sauerstoffkonzentration von über 6 mg/L gemessen werden. Dies lässt den Rückschluss zu, dass die Sauerstoffzehrung auch maßgeblich mit den eingesetzten Substraten zusammenhängt. Die Auslaugerversuche bestätigen einen erhöhten CSB für die eingesetzten Substrate.

Untersuchung von Adsorption- und Desorptionsprozessen unter aeroben und anaeroben Bedingungen

Zur Untersuchung, ob es im Trockenwetterfall bei eingestauten Filtern zu biologischen Prozessen kommt und welchen Einfluss der Zustand auf die an den Filtermaterialien adsorbierten Schwermetalle hat, wurden Batch-Versuche durchgeführt. Dazu wurden drei unterschiedliche Filtermaterialien aus dem TRF Fleute in Wuppertal entnommen und gemischt mit Regenwasser sowohl aeroben als auch anaeroben Bedingungen ausgesetzt. Die Untersuchungen erfolgten für Blei, Kupfer und Zink in der Flüssig- sowie der Feststoffphase.

Die Ergebnisse der Batch-Versuche zeigten, dass unter aeroben Bedingungen die Kupferfracht an den drei unterschiedlichen Filtermaterialien abnahm. Gleichzeitig konnte in der flüssigen Phase ein Anstieg von Kupfer festgestellt werden. Daher ist davon auszugehen, dass es unter aeroben Milieubedingungen bei Kupfer zu einer Rücklösung von der Feststoffphase kommen kann. Hingegen wurde unter anaeroben Bedingungen gelöstes Kupfer weiter an der Feststoffphase adsorbiert. Für Blei zeigte sich unter anaeroben Bedingungen einer Desorption von der Feststoffphase. Die Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung an der halbtechnischen Versuchsanlage weisen darauf hin, dass der Sauerstoff in der Filterschüttung der Versuchsanlage innerhalb weniger Stunden gezehrt wurde und anaerobe Milieubedingungen vorherrschten. Für die Übertragung der Batch-Ergebnisse auf einen TRF bedeuten die Ergebnisse, dass eine Rücklösung von Blei von den Filtermaterialien möglich ist, was zu einer negativen Bilanz von einzelnen Regenereignissen führen kann. Gleichzeitig muss aber darauf hingewiesen werden, dass das Vorgehen bei der Untersuchung nicht den Betriebsbedingungen eines Filters entspricht und die Übertragbarkeit daher eingeschränkt ist.

Ausblick

Die verstärkte Betrachtung der Verschmutzung von Oberflächenabflüssen hat gezeigt, dass hier ein erheblicher Behandlungsbedarf gegeben ist. Nicht selten liegen Verschmutzungen vor, denen reine Sedimentationsanlagen hinsichtlich der Reinigung nicht gerecht werden können. Mit Filtersystemen kann hier der Wirkungsgrad deutlich verbessert werden. Dies gelingt nicht nur für AFS, welche der Leitparameter in der Regenwasserbehandlung ist. Auch gelöste Stoffe wie Schwermetalle oder PSBM können, wie die Untersuchungen zeigen, bei realistischen Baugrößen effizient aus dem Niederschlagsabfluss entfernt werden.

Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, aber auch die immer besseren Analysemethoden werden letztlich zu einer breiteren Anwendung von Filtern in der Siedlungswasserwirtschaft führen müssen.

Zu Konkurrenzen von verschiedenen Ionen bei der Beladung von Filtersubstraten lagen auch nach den vorgestellten Untersuchungen keine Ergebnisse vor, die valide Aussagen zulassen. Es konnte eindeutig nachgewiesen werden, dass es biologische Prozesse in relevantem Umfang in Filtern gibt. Unter welchen Umständen diese einen positiven oder negativen Effekt auf die Wirksamkeit oder Standzeit der Anlagen hat, ist noch nicht abschließend geklärt. Letztlich wird für die biologischen Prozesse auch das eingesetzte Substrat relevant sein, genauso wie die im Einzugsgebiet anfallenden Frachten sowie die jeweiligen Milieubedingungen.

In Phase II des Projektes soll das Filterbauwerk „Böhler Weg“ errichtet werden. In dem Filterbauwerk sollen die Oberflächenabflüsse aus einem Gebiet mit 11,4 ha abflusswirksamer Fläche behandelt werden. Hiervon sind 1,9 ha der Kategorie III zuzuordnen. In die Realisierung sollen Erkenntnisse aus dem vorliegenden Projektbericht mit einfließen. Gleichzeitig können in der zweiten Phase wichtige Erkenntnisse gewonnen werden, welche die Ergebnisse aus dem vorliegenden Projektbericht konkretisieren.

Besonders wichtig sind hierbei die Daten aus einer kontinuierlichen Messung des Zu- und Ablaufs des Filters. In der zweiten Phase sollen durch entsprechende großvolumige Probenahmen und kontinuierliche Trübungsmessung bestehende Ergebnisse gestützt werden.

Die kontinuierliche Messung beispielsweise hilft maßgeblich bei der Bilanzierung der Wirksamkeit. So können die beobachteten Regenerationseffekte (sich verbessernde Durchlässigkeit mit zunehmender Standzeit) aktuell auf biologische Prozesse (z.B. Verstoffwechslung), Setzungsprozesse in der Filterschüttung oder auf einen anteiligen Austrag bei Regenerereignissen zurück zu führen sein. Ohne kontinuierliche Messdaten sind dies aber nur Spekulationen. Durch stichprobengestützte Bilanzierungen ist eine Abgrenzung jedoch nicht möglich. Die Dynamik eines Regenerereignisses lässt einen Vergleich des zeitlich veränderlichen Zu- und Ablaufs nicht zu.

Aus Phase II wird erwartet den Ein- und Austrag von Stoffen während eines Regenerereignisses und während eines Betriebszeitraumes nachvollziehen zu können. Die Untersuchungsergebnisse zur Rücklösung unter aeroben und anaeroben Bedingungen konnten nachweisen, dass biologische Prozesse in der Filterschüttung stattfinden. Durch den In-Situ-Einsatz von speziellen Filtersäulen wird der Einfluss der Entnahme auf die Untersuchung deutlich reduziert, sodass hier mit einer Konkretisierung der Ergebnisse gerechnet werden kann.

Die Ausrüstung des geplanten Filters war basierend auf den Ergebnissen der Phase I mit den Substraten GEH2, Feinkoks und Bio-Walnußschalen vorgesehen. Die labortechnischen Untersuchungen an den Einzelsubstraten haben gezeigt, dass insgesamt das vollständige Spektrum der untersuchten Schadstoffe zurückgehalten werden kann. Allerdings ergaben sich für PSBM aus den Versuchen mit der geschichteten Kombination der Filtersubstrate geringere Rückhalteraten als bei den Einzelsubstraten. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass es bei Mehrschichtfiltern zu Wechselwirkungen zwischen den Filtersubstraten kommen kann. In dem vorliegenden Fall kam es möglicherweise in der Stüttschicht aus Bio-Walnußschalen zur Rücklösung von Stoffen, die die Adsorption der PSBM an das darüber angeordnete Feinkoks verhinderten (Konkurrenzsituation). Vor Einsatz der Bio-Walnußschalen als Stüttschicht in großtechnischen TRF sollten weitere Untersuchungen erfolgen oder über ein alternatives Material nachgedacht werden.

Aussagen zur Standzeit und Schütthöhe können zu diesem Zeitpunkt jedoch nicht getroffen werden, da unklar ist in welchem Maße welcher Schadstoff limitierend für die Standzeit ist. Mit den Ergebnissen zum Rückhalt aus den Säulenversuchen (durch Berücksichtigung der spezifischen Affinitäten) wird es aber möglich sein die Filterschüttung hinsichtlich des limitierenden Faktors kurzfristig zu optimieren.

Ein besonderer Vorteil der technischen Filteranlagen ist deren Flexibilität. Das Filtermaterial kann im Verlauf des Betriebs ausgetauscht und ggf. optimiert werden. Weitergehende Kenntnisse zur Konstruktion und Bemessung von großtechnischen Filtern werden im Rahmen der Phase II des Projektes gewonnen.

Literaturverzeichnis

- Aryal, R., Baral, B., Vigneswaren, S., Naidu, R., Loganathan, P. (2011): Seasonal influence on road dust PAH profile and toxicity in Sydney, Australia. *Water Sci. Technol.* 63.10, 2238-2243
- BAST, Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen (2011): Stoffeintrag in Straßenrandböden Messzeitraum 2008/2009, Heft V 209
- Bihs H.-J., Sommer U. und Kiesewetter L. (2015) Entwicklung eines Filterklärbeckens (FKB) zur zentralen Behandlung von belastetem Niederschlagswasser. Bericht zum Forschungsvorhaben der Wirtschaftsbetriebe Hagen, Hagen, Dezember 2015
- Bundestag, D. (2009) Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage zum Einsatz von Pestiziden auf Strecken der Deutschen Bahn, (September).
- Burkhardt, M., Junghans, M., Zuleeg, S., Boller, M., Schoknecht, U., Lamani, X., Bester, K., Vonbank, R., Simmler, H. (2009) Biozide in Gebäudefassaden - Ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer, *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 21(1), pp. 36–47. doi: 10.1007/s12302-008-0033-1.
- Burkhardt, M., Schmidt, S. (2017) Herausforderungen für Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser, *Aqua Urbanica*.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Eugster, J., Boller, M. (2009) Mecoprop in Bitumenbahnen - Auswaschung von Mecoprop aus Bitumenbahnen Vorkommen im Regenkanal, *eawag aquatic research, EMPA Materials Science & Technology*, (November 2014), pp. 1–28. doi: 10.13140/RG.2.1.3294.0649.
- BVL (2017) Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland Ergebnisse der Meldungen gemäß Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2017.
- BVL (2019) Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel. verfügbar in: <https://apps2.bvl.bund.de/B/jsp/ListeMain.jsp?page=1&ts=1557125181026> (Accessed: 3 April 2019).
- Clara M., Ertl T., Giselbrecht G., Gruber G., Hofer T., Humer F., Kretschmer F., Koll L., Scheffknecht C., Weiß S. und Windhofer G. (2014) SCHTURM – Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.

DB (2018) Integrierter Pflanzenschutz im DB-Konzern in Deutschland Leitlinien für eine nachhaltige Vegetationspflege im Rahmen der Instandhaltung von Anlagen und Flächen. Deutsche Bahn Ag, Berlin.

DB (2019) Naturschutzgerechte Pflege am Gleis, Deutsche Bahn AG. verfügbar in: https://www.deutschebahn.com/de/nachhaltigkeit/Umwelt/news/naturschutzgerechte_pflege_am_gleis-1183742?qli=true&pageNum=1&contentId=1183706 (Accessed: 24 April 2019).

Dettmar J. und Brombach H. (2019) Im Spiegel der Statistik: Abwasser-kanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, Abfall (66) Nr. 5, S. 354-364

DIBt (2015) Zulassungsgrundsätze Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, Deutsches Institut für Bautechnik.

Dierkes, C., Göbel, P., Coldewey W. G. (2005) Entwicklung und Optimierung eines kombinierten unterirdischen Reinigungs- und Versickerungssystems für Regenwasser, Abschlussbericht, Münster

Dierschke, M. (2014) Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM₆₃) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche. Kaiserslautern, 2014. Dissertation im Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern.

DWA –M 378 Merkblatt (2008): Umgang mit Straßenkehrriecht

DWA-A 102 Entwurf (2016) Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer.

Eberle, M. (2016) Mikroschadstoffe in Gewässern, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

EG (2009) Verordnung 1107/2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates DAS, Amtsblatt der Europäischen Union, L(309/1), pp. 1–50.

Environmental, T. U. S. and Agency, P. (2004) MECOPROP (MCPP), JOURNAL OF PESTICIDE REFORM, 24(1), pp. 10–14.

EU Pesticide Database (2016) Diuron. verfügbar in: <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=activesubstance.detail&language=EN&selectedID=1271> (Accessed: 4 May 2019).

FGG Elbe (2019) Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe. verfügbar in:

<https://www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe/content/start/ZurStartseite.action> (Accessed: 8 June 2019).

Fuchs, S., Schmitt, T. G., Uhl, M., Mohn, R. (2013) Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen – Phase I. Gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW. Abschlussbericht.

Fuchs S. und Eyckmanns-Wolters R. (2016) Wirksamkeit von Regenbecken im Bestand. Erfahrungsaustausch Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zum Thema Niederschlagswasserbeseitigung, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), am 14.01.2016 in Düsseldorf

Fürhacker, M., Haile, T. M., Schärfinger, B., Kammerer, G., Allabashi, R., Magnat, S., Lins, A. (2013) Entwicklung von Methoden zur Prüfung der Eignung von Substraten in der Oberflächenwasserbehandlung von Dach- und Verkehrsflächen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien

Gelhardt, L., Huber, M., Welker, A. (2017): Development of a Laboratory Method for the Comparison of Settling Process of Road-Deposited Sediments with Artificial Test Material. *Water Soil Poll.*, 228, 467

Giacomazzi, S. and Cochet, N. (2004) Environmental impact of diuron transformation: A review, *Chemosphere*, 56(11), pp. 1021–1032. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.04.061.

Grüning H. und Schmitz T. (2018) Teil 2: Systeme zur technischen Regenwasserfiltration: Kennwerte und Bemessung. In: *gwf-Wasser und Abwasser*, Jahrgang 159, Heft 3/2018, ISSN 0016-3651, S. 63 bis 69

Grüning H. und Schmitz T. (2019) Zentrale Filtrationsanlagen zur Reduktion von AFS63 und gelöster Verschmutzung im Niederschlagsabfluss. RegenwasserTage der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), am 25./26. Juni 2019 in Köln, Tagungsunterlagen S. 30 bis 31

Grüning H., Giga A. und 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., Pecher K.-H. und Massing C. (2018) Technische Regenwasserfiltration an zentralen Standorten. In: Regenwasser in urbanen Räumen - aqua urbana trifft Regenwasser-Tage 2018, Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen, (Hrsg. Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt) Band 1, S. 225-239, ISSN 2570-1460, ISBN 978-3-95974-086-9

Grüning, H.; Schmitz, T.; Schmidt, C.; Pecher, K. H.; Giga, A.; Raith, K. I.; Massing, C.; Gigl, T.; Kalz, M. (2017) Regenwasserbehandlung in einer Großfilteranlage im Einzugsgebiet „In der Fleute“. Projektbericht zum Pilotvorhaben, Auftraggeber: Stadt Wuppertal, gefördert durch das MKUNLV Nordrhein-Westfalen, 2017

Gunavardana, C., Egodawatta, P., Goonetilleke, A. (2014): Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited in urban road surface. *Environ. Poll.* 184, 44-53

Gupta, P. K. (2017) Herbicides and fungicides, in *Reproductive and Developmental Toxicology*. Second. Elsevier Inc., pp. 409–431. doi: 10.1016/B978-0-12-404630-6.00024-5.

Hahn, H.H., Xanthopolus, C. (1992): Schadstoffe im Regenabfluß II - Präsentation eines BMBF-Verbundprojektes, Schriftenreihe des ISWW, Universität Karlsruhe, Band 6

Hanke, I., Wittmer, I., Bischofberger, S., Stamm, C., Singer, H. (2010) Relevance of urban glyphosate use for surface water quality, *Chemosphere*. Elsevier Ltd, 81(3), pp. 422–429. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.06.067.

HLUNG (2017) Pflanzenschutzmittel (PSM) an der Überblicksüberwachungsmessstelle Main 2003 bis 2017. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie. verfügbar in: <https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/chemie/spurenstoffe/PSM/MainTrend.pdf>.

Hoppe H., Dittmer U., Gruber G., und Rieckermann J. (2019) Datenbasierte Planungs-, Betriebs- und Vollzugskonzepte zur nachhaltigen Regenwasserbehandlung. In: Tagungsband zur 52. Essener Tagung. Schriftenreihe "Gewässerschutz – Wasser – Abwasser", Gesellschaft zur Förderung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., S. 26/1-26/16

Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2017) Belastung von Verkehrsflächenabflüssen mit Schwermetallen: ein europäischer Vergleich, *gwf-Wasser Abwasser* 09/2015

Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J.E., Young, T.M. (2012) Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Sci. Tot. Environ.* 439, 172-186.

Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGrown, M., Barton, K., Pitchford, M., (2003): Vehicle-based road dust emission measurement-Part II:Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM10 emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment* 37 (2003), 4573-4582

Lanuv (2013) Belastungsentwicklung von Oberflächengewässern und Grundwasser in NRW mit Glyphosat und AMPA LANUV-Fachbericht 46, LANUV-Fachbericht 46.

Launay M. A. (2017) Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather-occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters, Dissertation, Universität Stuttgart

Ludwig, T. (2007) Kupfer- und Zinkentfernung aus Niederschlagsabfluss von Dächern in einem Eisen-Korrosionssystem. Technischen Universität Berlin zur.

Matthess, G. (1994): Lehrbuch der Hydrogeologie – Band 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers. 3. Auflage, Borntraeger-Verlag, Berlin.

MKULNV (2016) Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen; 17. Auflage; Stichtag der Daten: 31.12.2014; Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV); Düsseldorf.

Morphologie Software, Malvern Panalytical GmbH.

National Assessment- Germany (2015) Registration Report Risk Management: Duplosan KV Active Substance, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL). verfügbar in: https://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/01_zulassungsberichte/053678-00-00.html.

Noga E. J. (2011) Fish Disease - Diagnosis and Treatment, John Wiley & Sons

Nolting, B. (2008) Untersuchungen zur Filtration und anschließenden Versickerung von Niederschlagswässern von Zinkdächern (am Beispiel des Altenheims Wahlscheid), Hochschule Bochum, Abschlussbericht 2008.

Odenkirchen, G. (2017) Wasserwirtschaft in NRW – Welche Herausforderungen liegen vor uns?; Vortrag vom 21.09.2017 auf dem 35. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr-Universität-Bochum.

OGewV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV); „Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)“.

- Pecher, K.H. (2017) Verfahren zur Ermittlung der hydraulischen Durchlässigkeit eines Filters zur Reinigung von verunreinigten Niederschlagsabflüssen. Patentschrift DE102017125296 B3
- PflSchG (2012) Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PflSchG).
- Plötner, J. and Matschke, J. (2012) Akuttoxische, subletale und indirekte Wirkungen von Glyphosat und glyphosathaltigen Herbiziden auf Amphibien – eine Übersicht, Zeitschrift für Feldherpetologie, 19, pp. 1–20.
- Schmitt, T. G., Welker, A., Dierschke, M., Uhl, M., Maus, C., Remmler, F. (2010) Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen in der dezentralen Regenwasserbehandlung im Trennsystem, Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 26840-23 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt
- Schmitz, T., Grüning, H. (2017) Schwermetalleinträge durch Regenwassereinleitungen – Eine Herausforderung bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Hella Runge (Hrsg.) Herausforderung Regenwasser, DIV Deutscher Industrieverlag: Essen, pp. 60-65, 2017
- Schweizer Bauer (2017) 017 Schweizer Bauer. verfügbar in: <https://www.schweizerbauer.ch/pflanzen/pflanzenschutz/sbb-verspruehen-jaehrlich-5500-l-glyphosat-31284.html> (Accessed: 25 April 2019).
- Spieker, J. (2010) Wasserreinigung durch Insitu-Entkeimung, Keimelimination durch Zooplankton, Sedimentation und natürliches UV-Licht, Paderborn
- Statista. Zugriff am 14. November 2019, von <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/152879/umfrage/in-staedten-lebende-bevoelkerung-in-deutschland-und-weltweit/>
- UBA (2009) Texte 09/2009: Biozide in Gewässern: Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- UBA (2016a) Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste nach Art. 5 der RL 2008/105/EG bzw. § 4 Abs. 2 OGeV in Deutschland. Dessau-Roßlau.
- UBA (2016b) Glyphosat. verfügbar in: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/pflanzenschutzmittel/glyphosat> (Accessed: 20 May 2019).
- UBA (2017) Gewässer in Deutschland: - Zustand und Bewertung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt (2009): Feinstaubbelastung in Deutschland.

- Vesting, A. (2018) Entwicklung und Evaluation eines dezentralen Behandlungssystems zum Rückhalt von organischen Spurenstoffen und Schwermetallen aus Verkehrsflächenabflüssen. Dissertation Ruhr-Universität Bochum. Hrsg. Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr- Universität Bochum.
- Vesting, A., Heinz, E., Helmreich, B., Wichern, M. (2015): Removal of hydrocarbons from synthetic road runoff through adsorptive Filters. *Water Sci. Technol.* 72(5), 802–809.
- VSA (2017) Leistungsprüfung für technische Adsorbermaterialien und dezentrale technische Anlagen zur Behandlung von Niederschlagswasser. Entwurf in Vernehmlassung.
- Wang, C., Li, Y., Liu, J., Xiang, L., Shi, J., Yang, Z. (2010): Characteristics of PAHs adsorbed on street duct ant the correlation with specific surface area and TOC. *Environ. Monit. Assess.* 169 (1-4), 661-670
- Welker, A. (2004) Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Technische Universität Kaiserslautern.
- Wetterkontor: Wetterdaten der Stadt Wuppertal. Online im Internet unter <https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/rueckblick.asp> (15.11.2019).
- Wexler, P. (2014) Encyclopedia of Toxicology: Third Edition. third, Encyclopedia of Toxicology: Third Edition. third. Elsevier Inc. doi: 10.1016/B978-0-12-386454-3.00709-0.
- Wichern, M., Lindenblatt, C., Lübken, M., Horn, H. (2008): Experimental results and mathematical modelling of an autotrophic and heterotrophic biofilm in a sand filter treating landfill leachate and municipal wastewater. *Wat. Res.* 42, 3899-3909.
- Wichern, M., Pecher, K.H., Helmreiche, B., Vesting, A., Heinz, E., Giga, A., Wolke, M., Huber, M., Li, Y. (2017) Reduktion von Kohlenwasserstoff und anderen organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW. Abschlussbericht Projektphase II.
- Wichern, M., Evers, M., Lübken, M., Heinz, E., Lange, R.-L., Jagemann, P. (2018) Vergleichende Untersuchungen zum Einsatz von Aktivkohle im halbtechnischen Maßstab am Technikum auf der KLEM unter besonderer Berücksichtigung der Wirkung auf wesentliche Prozessstufen. Gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW. Abschlussbericht.
- Wicke, D., Matzinger, A., Rouault, P. (2017) Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins. doi: 10.1097/CJl.0b013e31818e997d.

- Wicke, D., Matzinger, A., Rouault, P. (2015): Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins – Abschlussbericht Projekt OgRe. Kompetenzzentrum Wasser Berlin
- Wiese, A. (2018) Analysen zur Glyphosatanwendung im Ackerbau – Ertragseffekte, Anwendungsmuster und Bestimmungsfaktoren. Georg-August-Universität Göttingen.
- Wittmer, I., Moschet, Ch., Simovic, J., Singer, H., Stamm, Ch., Hollender, J., Junghans, M., Leu, Ch. (2014) Über 100 Pestizide in Fließgewässern, *Aqua & Gas*, 3, pp. 32–43.
- Wuppertaler Umwelt- und Geodatenportal: Durchschnittlicher werktäglicher Tagesverkehr. Online im Internet unter http://geoportal.wuppertal.de/control?rpc=%3CmethodCall%3E%3CmethodName%3EmapClient%3AcontextSwitch%3C/methodName%3E%3Cparams%3E%3Cparam%3E%3Cvalue%3E%3Cstruct%3E%3Cmember%3E%3Cname%3EmapContext%3C/name%3E%3Cvalue%3E%3Cstring%3Ewmc_STADTPLAN.xml%3C/string%3E%3C/value%3E%3C/member%3E%3C/struct%3E%3C/value%3E%3C/param%3E%3C/params%3E%3C/methodCall%3E (15.11.2019)
- Zhao, H., Yin, C., Chen, M., Wang, W. (2008): Runoff pollution impacts of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from a stream network town. *Water Sci. Technol.* 58.11, 2069-2076
- Zhu, W., Bian, B., Li, L. (2008): Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China, *Environ. Monit. Assess.* 147, 171-181

