

Abschlussbericht

zum Forschungsvorhaben

Untersuchungen der Rückhaltemechanismen von Retentionsbodenfiltern und Optimierung ihrer Bau- und Betriebsweise (ReB-Op)

im Rahmen des Förderprogramms

„Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ –
Förderbereich 6:

Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung

Gefördert vom

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



Aachen, den 30.06.2017

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp
(Institutsleiter)

Projektkonsortium

Partner	Bearbeiter
 <p>Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp Mies-van-der-Rohe-Str. 1 52074 Aachen Tel.: 0241 80 25207 Fax: 0241 80 22285 Email: isa@isa.rwth-aachen.de www.isa.rwth-aachen.de</p>	<p>Dr.-Ing. Katharina Tondera Jan Ruppelt, M.Sc.</p>
 <p>Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz der Rheinischen Friedrich-Wilhelms- Universität Bonn Prof. Dr. A. Meyer Nussallee 13 53115 Bonn Tel.: 0228 73 2965 Fax: 0228 73 2782 Email: g.welp@uni-bonn.de http://www.inres.uni-bonn.de</p>	<p>Dr. Gerhard Welp Dr. Ute Arnold Dr. Melanie Bläsing</p>
 <p>Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Rheinischen Friedrich-Wilhelms- Universität Bonn (IHPH) Prof. Dr. med. Martin Exner Sigmund-Freud-Straße 25 53105 Bonn Tel: +49-228-287-15520 http://www.ihph.de/</p>	<p>Prof. Dr. med. Thomas Kistemann (MA geogr.) Dr. rer. nat. Christiane Schreiber Regina Brang-Lamprecht Alexander Flegler, B.Sc. Kristina Militzer, B.Sc.</p>

Inhalt

1	Veranlassung und Zielsetzung	1
2	Stand des Wissens	3
2.1	Grundlagen	3
2.2	Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern.....	6
2.2.1	Überblick.....	6
2.2.2	Filtration	7
2.2.3	Sorption	9
2.2.4	Biochemische Prozesse.....	12
2.3	Einflussfaktoren auf die Reinigungsprozesse	14
2.3.1	Wasserbewegungen und Stofftransport	14
2.3.2	Eigenschaften des Filtersubstrates	16
2.3.3	Kolmation.....	21
2.3.4	Betriebszustände	22
2.3.5	Drosselabfluss und Filtergeschwindigkeit.....	23
2.3.6	Filtervegetation	24
2.3.7	Temperatur	25
2.3.8	pH-Wert	26
2.3.9	Bodenluft und Sauerstoffgehalt.....	26
2.3.10	Redox-Verhältnisse.....	28
2.4	Rückhalt von Standardparametern.....	28
2.4.1	Kohlenstoffverbindungen.....	28
2.4.2	Stickstoffverbindungen.....	29
2.4.3	Phosphor	32
2.5	Rückhalt von Schwermetallen	33
2.6	Rückhalt von Mikroschadstoffen.....	34
2.7	Rückhalt von Indikatororganismen	36
3	Material und Methoden.....	40
3.1	Bau und Ausstattung der halbtechnischen Versuchsanlage	40

3.2	Versuchsregime	50
3.3	Versuchsdurchführung	52
3.4	Zusammensetzung des Versuchs-Mischwassers	53
3.5	Labormethoden	59
3.5.1	Untersuchte Parameter	59
3.5.2	Labormethoden Standardparameter und Schwermetalle	61
3.5.3	Labormethode AFS und AFS ₆₃	61
3.5.4	Labormethoden Industriechemikalien.....	69
3.5.5	Labormethoden Indikatororganismen	73
3.5.6	Labormethoden Filtermaterial	75
4	Ergebnisse	77
4.1	Analyseergebnisse Wasserphase	78
4.1.1	Standardparameter	78
4.1.2	Schwermetalle	83
4.1.3	Industriechemikalien	88
4.1.4	Arzneimittel	89
4.1.5	Mikrobiologische Parameter	92
4.2	Analyseergebnisse Filtermaterial	95
4.2.1	Standardparameter und Spurenstoffe	96
4.2.2	Schwermetalle	105
4.2.3	Mikrobiologie.....	109
4.2.4	Analyse des Schilfbewuchs.....	114
4.2.5	Körnungslinie	115
4.3	Überstandsproben.....	116
4.4	Sondeneinsatz	118
4.4.1	Ammonium-/Nitratsonden.....	118
4.4.2	Redoxpotential	119
4.5	Zusatzversuche.....	124
5	Diskussion	127

5.1	Standardparameter	127
5.1.1	CSB	127
5.1.2	Ammoniumstickstoff (NH ₄ -N).....	130
5.1.3	Phosphor	132
5.1.4	AFS und AFS ₆₃	136
5.2	Schwermetalle	138
5.2.1	Kupfer	138
5.2.2	Zink.....	140
5.2.3	Nickel.....	142
5.2.4	Blei.....	144
5.2.5	Eisen.....	146
5.3	Spurenstoffe.....	147
5.3.1	Benzotriazol	148
5.3.2	Bisphenol-A.....	150
5.3.3	Carbamazepin.....	152
5.3.4	Diclofenac.....	153
5.3.5	Metoprolol	155
5.3.6	Sulfamethoxazol	157
5.4	Indikatororganismen.....	159
5.4.1	<i>Escherichia coli</i>	161
5.4.2	Intestinale Enterokokken.....	163
5.4.3	Somatische Coliphagen	165
5.5	Zusammenfassung der Ergebnisse.....	167
6	Empfehlungen für die Praxis	172
7	Zusammenfassung und Ausblick	175
8	Literatur	179
Anhang	190	
A:	Mobile Schwermetallgehalte mittels NH ₄ NO ₃ -Extraktion.....	190
B:	Effektive Kationenaustauschkapazität des Filtermaterials	192

Verzeichnis der Abkürzungen

AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
APCI	Atmospheric Pressure Chemical Ionization	
BF	Bodenfilter	
BF3	Borontrifluorid	
BPA	Bisphenol A	
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf	mg O ₂ /l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg O ₂ /l
CyDTA	Cyclohexenediaminetetraacetic Acid	
DB	Durchlaufbecken	
DWA	Deutscher Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.	
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure	
FA	Filteranlage	
FB	Fangbecken	
GC-MS	Gaschromatographie-Massenspektrometrie	
HMUELV	Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz	
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatograph (high performance liquid chromatography)	
IE	Intestinale Enterokokken	MPN/100ml
IHPH	Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn	
KAK	Kationenaustauschkapazität	cmolc/kg
KBE	Koloniebildende Einheit	
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen	
LC/MS-System	Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie	
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg	

MF	Mechanische Filter
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MPN	Most probable number
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBE	Plaquebildende Einheit
PCB	Polychlorierte Bipheyle
PSM	Pflanzenschutzmittel
RBF	Retentionsbodenfilter
RRA	Regenrückhalteanlage
RRB	Regenrückhaltebecken
RRK	Regenrückhaltekanal
RRSB	Regenrückstaubecken
RÜB	Regenüberlaufbecken
SK	Stauraumkanal
SKO	Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung
SKU	Stauraumkanal mit unten liegender Entlastung
SKK	Stauraumkanal als Kaskade
SPE	Festphasenextraktion (Solid Phase Extraction)
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
VB	Verbundbecken
VBNC	viable but nonculturable
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2.1:	Filteraufbau eines Retentionsbodenfilter (MKULNV, 2015)	4
Abbildung 2.2:	Bauwerkskomponenten einer Retentionsbodenfilteranlage mit vorgeschaltetem Filterbeckenüberlauf und Regenüberlaufbecken als Vorstufe (MKULNV, 2015).....	5
Abbildung 2.3:	Grundbegriffe der Adsorption (nach BATHEN und BREITENBACH, 2001) .	9
Abbildung 2.4:	Beziehung zwischen Gesamtporenanteil und effektivem Porenanteil in Abhängigkeit der Korngröße (BERNWARD et al., 2012)	18
Abbildung 2.5:	Umwandlungsprozesse der Stickstoffverbindungen (nach STEFANAKIS et al., 2014).....	30
Abbildung 3.1:	Blick in das Foliengewächshaus der Versuchsanlage	41
Abbildung 3.2:	Verfahrensfließbild der halbtechnischen Versuchsanlage	42
Abbildung 3.3:	Schematischer Aufbau eines Versuchsfilters.....	43
Abbildung 3.4:	Schichtenaufbau der Versuchsfilter	44
Abbildung 3.5:	Schilfsetzlinge der Art <i>Phragmites australis</i> (Aufnahme vom 23.04.2015).....	46
Abbildung 3.6:	Mikrobiologische Prozesse bei bestimmten Redoxpotentialen	47
Abbildung 3.7:	Anordnung der einzelnen Redoxsonden in der Versuchsanlage	49
Abbildung 3.8:	RBF 1 mit vier Redoxelektroden sowie einer Bezugselektrode.....	49
Abbildung 3.9:	Versuchsplan im Projekt ReB-Op.....	51
Abbildung 3.10:	Häufigkeit der untersuchten Trockenzeiten im Versuchsregime	51
Abbildung 3.11:	Beispielhaftes Boxplot-Diagramm für die Darstellung der Zulaufkonzentrationen in den Versuchen	54
Abbildung 3.12:	Konzentrationen der Kohlenstoffparameter und der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kanten als Vergleichswert.....	55
Abbildung 3.13:	Konzentrationen der Stickstoff- und Phosphorparameter im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kanten als Vergleichswert	56
Abbildung 3.14:	Konzentrationen von Calcium und ausgewählten Metallen im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kanten als Vergleichswert	57

Abbildung 3.15:	Konzentrationen ausgewählter Pharmaka im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kenten als Vergleichswert ..	58
Abbildung 3.16:	Konzentrationen ausgewählter Indikatororganismen im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kenten als Vergleichswert	59
Abbildung 4.1:	Exemplarisches Boxplot-Diagramm	77
Abbildung 4.2	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten des CSB (n = 35)	78
Abbildung 4.3:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten des NH ₄ -N (n = 34)	79
Abbildung 4.4:	pH-Werte im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage (n = 9)	80
Abbildung 4.5	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von PO ₄ -P (n = 31)	81
Abbildung 4.6:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der AFS (n = 37)	82
Abbildung 4.7:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der AFS ₆₃ (n = 37)	83
Abbildung 4.8:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Kupfer (n = 22)	84
Abbildung 4.9:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Zink (n = 22)	85
Abbildung 4.10:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Nickel (n = 21)	86
Abbildung 4.11:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Blei (n = 23)	86
Abbildung 4.12:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Eisen (n = 23)	87
Abbildung 4.13:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Benzotriazol (n = 22)	88
Abbildung 4.14:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von BPA (n = 22)	89
Abbildung 4.15:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Carbamazepin (n = 23)	90

Abbildung 4.16: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Diclofenac (n = 23)	90
Abbildung 4.17: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Metoprolol (n = 23)	91
Abbildung 4.18: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Sulfamethoxazol (n = 23)	92
Abbildung 4.19: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der E. coli (n = 17)	93
Abbildung 4.20: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der int. Enterokokken (n = 17).....	94
Abbildung 4.21: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der somatischen Coliphagen (n = 17)	95
Abbildung 4.22: pH-Werte in den Bodenfiltern	96
Abbildung 4.23: Kohlenstoff-Gehalte in den Filtern in den verschiedenen Messtiefen ..	97
Abbildung 4.24: Stickstoff in den Filtern in verschiedenen Messtiefen	98
Abbildung 4.25: Mineralischer Stickstoff in den Bodenfiltern (22.09.2015)	99
Abbildung 4.26: Mineralischer Stickstoff in den Bodenfiltern (25.01.2016)	99
Abbildung 4.27: Phosphorgehalt in den verschiedenen Messtiefen der RBF.....	100
Abbildung 4.28: Gehalte von Benzotriazol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter.....	101
Abbildung 4.29: Gehalte von Carbamazepin in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter.....	102
Abbildung 4.30: Gehalte von Sulfamethoxazol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter.....	103
Abbildung 4.31: Gehalte von Diclofenac in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter	103
Abbildung 4.32: Gehalte von Metoprolol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter	104
Abbildung 4.33: Gehalte von Terbutryn in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter	105
Abbildung 4.34:Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 1)	107
Abbildung 4.35: Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 2).....	107

Abbildung 4.36:	Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3a)....	108
Abbildung 4.37:	Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3b)....	108
Abbildung 4.38:	Eisengehalte in den verschiedenen Messhöhen der 4 RBFs.....	109
Abbildung 4.39	Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 1)	112
Abbildung 4.40:	Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 2)	112
Abbildung 4.41:	Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3a)	113
Abbildung 4.42:	Gehalt an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3b)	113
Abbildung 4.43:	Sieblinien des neuen (Probe 1) und des seit 22 Monaten in Betrieb befindlichen Filtermaterials (Probe 8).....	115
Abbildung 4.44:	Verlauf der Ablaufkonzentrationen von Ammonium und Nitrat in RBF 1 und 2 während des Versuchs 26 am 15.12.2015	119
Abbildung 4.45:	Redoxpotentialverläufe während des Versuchs 16 (RBF 1 und 2).....	120
Abbildung 4.46:	Dauer der oxidierten Verhältnisse in Abhängigkeit der Länge der vorausgegangenen Trockenzeit (sortiert)	121
Abbildung 4.47:	Mittelwert der Startpotentiale in Abhängigkeit der Trockenzeit (sortiert)	122
Abbildung 4.48:	Betraglicher Redoxpotentialabfall im Verlauf der ersten Versuchsphase (Filter 1, obere Sonde)	123
Abbildung 4.49:	Redoxpotentialabfall sortiert nach Trockentagen bei Filter 1, obere Sonde	124
Abbildung 5.1:	CSB-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 35).....	128
Abbildung 5.2:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den CSB in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	130
Abbildung 5.3:	NH ₄ -N-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 34).....	131
Abbildung 5.4:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	132
Abbildung 5.5:	PO ₄ -P-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 31)	133

Abbildung 5.6:	PO ₄ -P-Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit des Filteralters (n = 31)	134
Abbildung 5.7:	PO ₄ -P-Rückhalt in Abhängigkeit des Filteralters (n = 31)	135
Abbildung 5.8:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den Gesamt- Phosphat-Phosphor in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	136
Abbildung 5.9:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für abfiltrierbare Stoffe (AFS) in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage.....	137
Abbildung 5.10:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den Feinanteil abfiltrierbarer Stoffe (AFS ₆₃) in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage.....	138
Abbildung 5.11:	Kupfer-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22).....	139
Abbildung 5.12:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Kupfer in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	140
Abbildung 5.13:	Zink-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)	140
Abbildung 5.14:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Zink in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	142
Abbildung 5.15:	Nickel-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 21).....	143
Abbildung 5.16:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Nickel in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	144
Abbildung 5.17:	Blei-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)	145
Abbildung 5.18:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Blei in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	145
Abbildung 5.19:	Eisen-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)	146
Abbildung 5.20:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Eisen in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	147
Abbildung 5.21:	Benzotriazol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)....	148
Abbildung 5.22:	Zulaufkonzentration und Rückhalt von Benzotriazol in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)	149
Abbildung 5.23:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Benzotriazol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	149
Abbildung 5.24:	BPA-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)	150
Abbildung 5.25:	BPA-Zulaufkonzentration und Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)	151

Abbildung 5.26:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Bisphenol A in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	151
Abbildung 5.27:	Carbamazepin-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)	152
Abbildung 5.28:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Carbamazepin in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	153
Abbildung 5.29:	Diclofenac-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23).....	154
Abbildung 5.30:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Diclofenac in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	155
Abbildung 5.31:	Metoprolol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23).....	156
Abbildung 5.32:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Metoprolol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	157
Abbildung 5.33:	Sulfamethoxazol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)	158
Abbildung 5.34:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Sulfamethoxazol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	159
Abbildung 5.35:	Rückhalt der <i>E. coli</i> in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17).....	162
Abbildung 5.36:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für <i>E. coli</i> in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	163
Abbildung 5.37:	Rückhalt der Intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17)	164
Abbildung 5.38:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Intestinale Enterokokken in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage.....	165
Abbildung 5.39:	Rückhalt der somatischen Coliphagen in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17)	166
Abbildung 5.40:	Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Coliphagen in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage	167
Abbildung A.1:	Mobile Schwermetallgehalte mittels NH ₄ NO ₃ -Extraktion in RBF 1 ...	190
Abbildung A.2:	Mobile Schwermetallgehalte mittels NH ₄ NO ₃ -Extraktion in RBF 2 ...	190
Abbildung A.3:	Mobile Schwermetallgehalte mittels NH ₄ NO ₃ -Extraktion in RBF 3a..	191
Abbildung A.4:	Mobile Schwermetallgehalte mittels NH ₄ NO ₃ -Extraktion in RBF 3b..	191
Abbildung B.5:	KAK _{eff} in RBF 1	192
Abbildung B.6:	KAK _{eff} in RBF 2	192

Abbildung B.7: KAK_{eff} in RBF 3a	193
Abbildung B.8: KAK_{eff} in RBF 3b	193

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Systematische Einordnung von Retentionsbodenfiltern bei Einsatz im Mischsystem (DWA, 2013).....	4
Tabelle 3.1:	Aufbau und Betriebsweise der Versuchsfilter	41
Tabelle 3.2:	Konzentrationsbereiche von AFS in Mischwasserentlastungen.....	53
Tabelle 3.3:	Übersicht der beprobten Parameter	60
Tabelle 3.4:	Labormethoden zur Bestimmung der Standardparameter und Schwermetalle (nach DIN)	61
Tabelle 3.5:	Überblick über die aktuell angewandten Methoden zur AFS ₆₃ -Bestimmung	63
Tabelle 3.6:	Zusammensetzung des Standards aus Millisil W3 und destilliertem Wasser.....	65
Tabelle 3.7:	Zusammenfassender Vergleich der getesteten Methoden zur AFS ₆₃ -Bestimmung	68
Tabelle 4.1:	Mittlere Reduktionsleistung der Pilotanlage für Indikatororganismen (alle Angaben in log-Stufen)	93
Tabelle 4.2:	Mittlere Wiederfindung gespikter Spurenstoffe (n=8).....	100
Tabelle 4.3:	Ergebnisse der Mikroorganismen-Konzentrationen im Filtermaterial der RBF aus verschiedenen Schichten während der Betriebsphase	111
Tabelle 4.4:	Trockenmasse der Pflanzen auf den verschiedenen Filtern	114
Tabelle 4.5:	Ergebnisse der Überstandsbeprobung	117
Tabelle 4.6:	Ergebnisse der Zusatzversuche	125
Tabelle 5.1:	Zusammenfassung der Versuchsergebnisse für die Reinigungsleistungen unterschiedlicher Mischwasserinhaltsstoffe	169
Tabelle 5.2:	Einflussfaktoren verschiedener Betriebsparameter auf den Rückhalt von Standardparametern und Schwermetallen	170
Tabelle 5.3:	Einflussfaktoren verschiedener Betriebsparameter auf den Rückhalt von Spurenstoffen und hygienisch relevanter Mikroorganismen	171

1 Veranlassung und Zielsetzung

Der Änderungsvorschlag zur Wasserrahmenrichtlinie vom 31.01.2012 (EU 56/12, 2012) präzisiert erstmals die Forderung nach der Einhaltung bestimmter Grenzwerte für prioritäre Stoffe in Gewässern. Unter anderem werden zulässige Höchstkonzentrationen für Cadmium, Nickel, Blei, Diuron und Diclofenac angegeben.

Außerdem ist in den vergangenen Jahren, insbesondere im Frühjahr 2011 im Zuge der sogenannten EHEC-Krise und im Jahr 2013 im Zusammenhang mit dem Legionellose-Ausbruch in Warstein, die Belastung der Oberflächengewässer mit pathogenen Mikroorganismen aus Punktquellen wieder in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt. Das Bedürfnis nach hygienischer Gewässerqualität spielt neben der EU-Badegewässerrichtlinie somit eine wichtige Rolle in der zukünftigen Ausrichtung der Reinigungsziele.

Retentionsbodenfilter werden seit etwa 20 Jahren erfolgreich in der Mischwasserbehandlung eingesetzt. Sie können eine Maßnahme darstellen, um sowohl die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie als auch hygienische Vorgaben bei Mischwassereinleitungen einzuhalten und sind derzeit die einzigen biologischen Behandlungsanlagen für Mischwasserentlastungen (FELMEDEN, 2013). Allerdings ist der Kenntnisstand über den Rückhalt bestimmter Stoffe, wie z.B. Spurenstoffe, gering und somit ist auch keine Möglichkeit gegeben, diesen Rückhalt zu optimieren.

In der Vergangenheit sind Untersuchungen an Retentionsbodenfiltern überwiegend an großtechnischen Anlagen durchgeführt worden, insbesondere im Rahmen der vom MKULNV geförderten Projekte „Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Misch- und Trennsystem“, Phase I und II. Es wurden zudem zahlreiche Laborversuche durchgeführt: unter anderem sind standardisierte Säulenversuche entwickelt worden, um verschiedene Substrattypen zu vergleichen (DITTMER, 2006; UHL et al., 2007; WALDHOFF, 2008; WOZNIAK, 2008).

Die Mechanismen des Stoffrückhalts bei Beschickung mit Mischwasser sind in der Vergangenheit vor allem für Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie Indikatororganismen untersucht worden (DITTMER, 2006; WALDHOFF, 2008; FELMEDEN, 2013; WOZNIAK, 2008; ORB, 2012). Im Zuge der Überarbeitung des Bodenfilterhandbuchs wurde in den Projekten „Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Misch- und Trennsystem“ (PINNEKAMP et al., 2013) und „Erhebungsuntersuchung zur Optimierung der Retentionsbodenfilter in NRW“ (GROTEHUSMANN et al, 2016) außerdem untersucht, inwiefern Retentionsbodenfilter Schwermetalle zurückhalten können.

Hinsichtlich Mikroorganismen konnte WALDHOFF (2008) eine Reduktion von ein bis zwei Log-Stufen bei einigen Indikatororganismen feststellen. Dies ist jedoch bei empfindlichen

Gewässern häufig nicht ausreichend, so dass WALDHOFF (2008) eine Hintereinanderschaltung von Bodenfiltern zum weiteren Keimrückhalt empfiehlt.

In Bezug auf Schwermetalle ist nach wie vor ungeklärt, wie lange diese Stoffe im Filter verweilen und unter welchen Bedingungen sie remobilisiert werden können. Bislang gibt es auch keine Methode zur Filterregeneration. Aufgrund der derzeit installierten Messtechnik, der Vorbelastung der im Einsatz befindlichen Bodenfilter und der nicht plan- bzw. steuerbaren Betriebsbedingungen (Wettergeschehen) während der Projektphase war es in der Vergangenheit in anderen Forschungsprojekten nicht möglich, dies anhand von großtechnischen Bodenfiltern zu untersuchen.

Es fehlt daher an Untersuchungen auf Anlagen, die die Funktionsweise von Retentionsbodenfiltern möglichst genau nachbilden und in denen über einen längeren Zeitraum unter definierten Bedingungen Mischwasser aufgegeben werden kann, um die verschiedenen Betriebszustände eines Bodenfilters zu simulieren und miteinander vergleichen zu können.

Daher wurde im vorliegenden Projekt eine halbtechnische Versuchsanlage errichtet, in der unter definierten Bedingungen Untersuchungen an vier parallel bzw. hintereinander geschalteten Retentionsbodenfiltern durchgeführt werden konnten. Auf Grundlage dieser Untersuchungen wurden übertragbare Vorschläge für eine fundierte Betriebsoptimierung bestehender großtechnischer Anlagen unterbreitet und eine Optimierung der Bemessung und Gestaltung von Neukonstruktionen erarbeitet.

Hierbei wurde der Rückhalt verschiedener Mischwasserinhaltsstoffe, insbesondere von ausgewählten Spurenstoffen, pathogenen Mikroorganismen, Schwermetallen, Stickstoff- und Phosphatverbindungen in Abhängigkeit von den Betriebsbedingungen und dem Filteraufbau bestimmt.

2 Stand des Wissens

Retentionsbodenfilter (RBF) sind die derzeit einzigen standardisierten biologischen Behandlungsanlagen für Mischwasserentlastungen, welche die stoffliche Belastung von durchaus mehreren tausend Kubikmetern innerhalb weniger Stunden verringern können (FELMEDEN, 2013). Für das Bundesland Nordrhein-Westfalen wurden Richtlinien für Bau und Betrieb von RBF im Retentionsbodenfilterhandbuch (MUNLV, 2003) erstmals formuliert. 2015 erfolgte eine Überarbeitung (MKULNV, 2015). Diese Richtlinien stimmen inhaltlich weitgehend mit denen im Merkblatt DWA-M 178 (DWA, 2005) überein, welches sich derzeit in Überarbeitung zu einem Arbeitsblatt befindet (DWA, 2017). Die ersten Retentionsbodenfilter im Mischsystem gingen Ende der 1990er Jahre in Nordrhein-Westfalen (NRW) in Betrieb (TONDERA und PINNEKAMP, 2016). In NRW existieren mittlerweile 159 Retentionsbodenfilter (Stand 2014) mit einem Rückhaltevolumen von 379.734 m³, von denen der Großteil (rund 74 %) im Mischsystem angeordnet ist (MKULNV, 2015).

Im Betrieb von RBF treten sowohl Dauerbeschickungen über mehrere Tage als auch mehrmonatige Trockenperioden auf (MEYER, 2011). Die zeitliche Verteilung ihres Auftretens und die Dauer der Mischwasserbeschickung sind unregelmäßig, sie variieren je nach Wetterlage und Entwicklungsstand im Einzugsgebiet (PINNEKAMP et al., 2013). Bei Schlechtwetterperioden kann mit einer permanenten Beschickung von einigen Tagen gerechnet werden. Andererseits sind auch Trockenperioden von mehreren Wochen möglich (LUBW, 2002). Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass ein vorgeschaltetes Regenüberlaufbecken in etwa 30- bis 60-mal pro Jahr in einen Retentionsbodenfilter entlastet (UHL et al, 2007).

In den vergangenen zwei Jahrzehnten konzentrierten sich Forscher auf den Rückhalt und den Abbau von Inhaltsstoffen wie Ammonium und Bakterien in Retentionsbodenfiltern (MULNV, 2003; (DITTMER, 2006; WALDHOFF; 2008), für den Rückhalt von Spurenstoffen liegen erste Ergebnisse vor (MERTENS et al., 2012; PINNEKAMP et al., 2013).

2.1 Grundlagen

Laut DWA-M 178 (DWA, 2005) ist ein Retentionsbodenfilter ein Bauwerk zur weitergehenden Regenwasserbehandlung, bestehend aus einem Regenbecken und einem nachgeschalteten Filterbecken, die dazu geeignet sind, Gewässerbelastungen durch Niederschlagsereignisse zu verringern. Notwendig werden Retentionsbodenfilter vor allem dann, wenn neben Sediment- und Schwermetalleinträgen von Niederschlagsabflüssen auch Nährstoffeinträge wie Phosphor und Stickstoff in die Gewässer eingetragen werden (insbesondere im Mischsystem). Auch in Trinkwasserschutzgebieten bei Talsperren oder karstgeprägter Grundwassergewinnung sind Retentionsbodenfilter in vielen Fällen unverzichtbar. Eine systematische Einordnung von Retentionsbodenfiltern bei Einsatz im Mischsystem ist in Tabelle 2.1 dargestellt.

Tabelle 2.1: Systematische Einordnung von Retentionsbodenfiltern bei Einsatz im Mischsystem (DWA, 2013)

Regenüberlaufbecken			Stauraumkanäle mit Entlastung				Retentionsbodenfilterbecken	Regenrückhalteanlagen	
RÜB			SK				RBF	RRA	
Fangbecken	Durchlaufbecken	Verbundbecken	Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung	Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung	Stauraumkanäle mit zwischenliegender	Stauraumkanäle als Kaskade	Durchlauffilterbecken	Regenrückhaltebecken	Regenrückhaltekanäle
FB	DB	VB	SKO	SKU	SKZ	SKK	DFiB	RRB	RRK

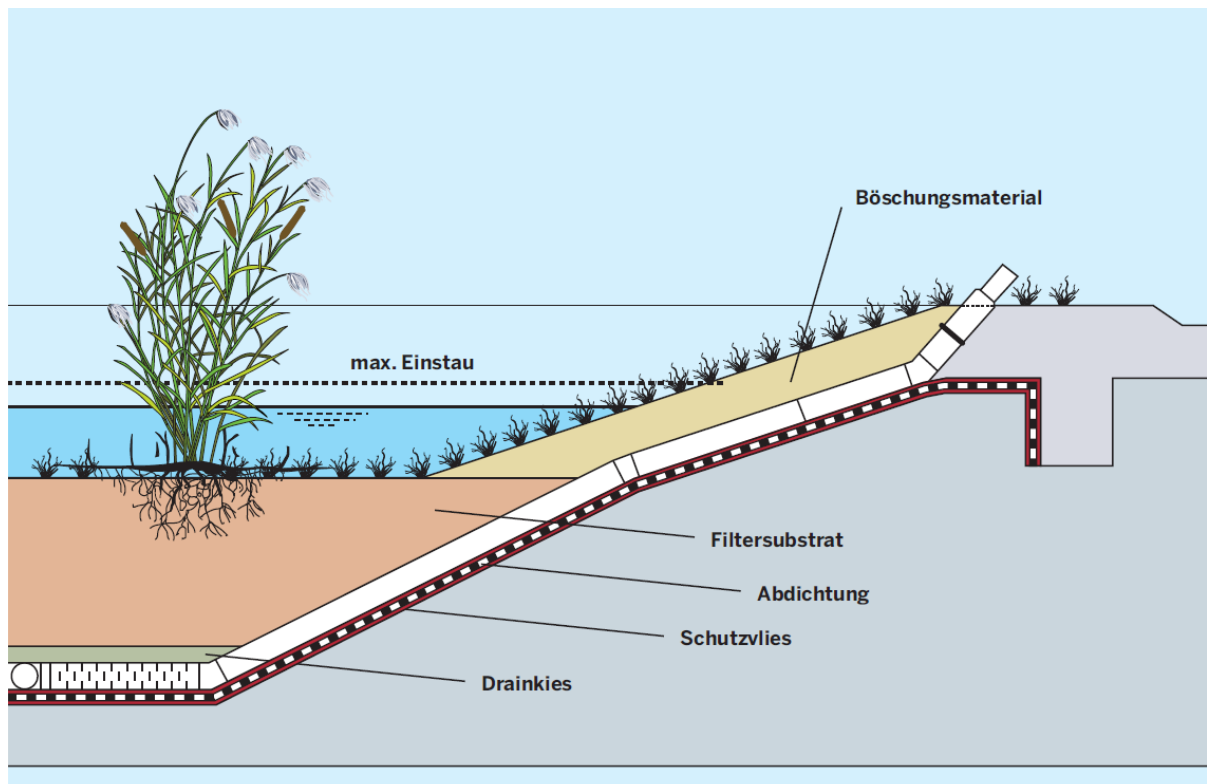


Abbildung 2.1: Filteraufbau eines Retentionsbodenfilter (MKULNV, 2015)

Wie in Abbildung 2.1 zu sehen ist, befindet sich über dem eigentlichen Filter ein Retentionsraum, in dem der Zufluss im Regenwetterfall gespeichert werden kann. Darunter liegt die eigentliche Filterschicht, deren Oberfläche üblicherweise mit Schilf bepflanzt ist. Im

unteren Teil des Filters befindet sich eine Dränageschicht aus Kies, in der Dränrohre verlegt sind, durch die der den Filter langsam vertikal durchfließende Zufluss dem Ablaufbauwerk zugeführt wird (vergleiche Abbildung 2.2). Zum Boden und zu den Seiten hin sind Retentionsbodenfilter gegen die umliegenden Bodenschichten abgedichtet. Ein beispielhafter Aufbau eines Retentionsbodenfilters mit Vorstufe (üblich im Mischsystem) zeigt Abbildung 2.2.

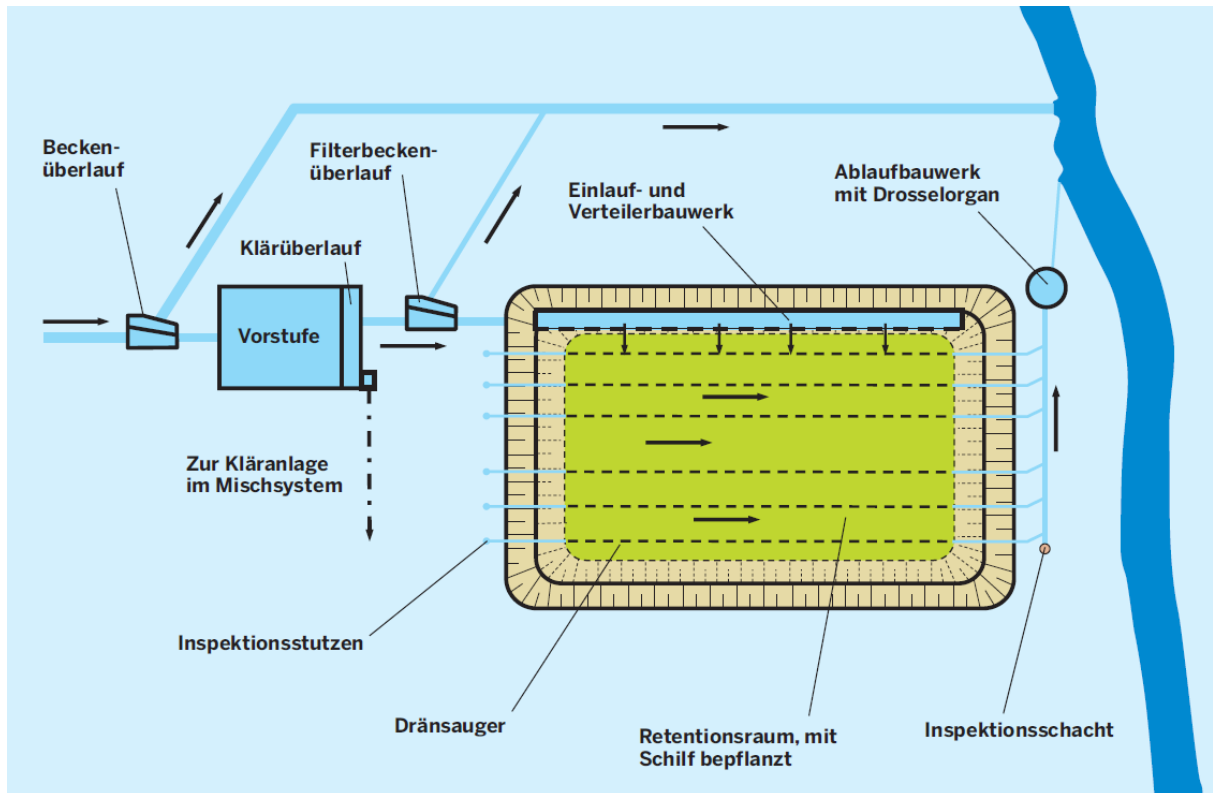


Abbildung 2.2: Bauwerkskomponenten einer Retentionsbodenfilteranlage mit vorgeschaltetem Filterbeckenüberlauf und Regenüberlaufbecken als Vorstufe (MKULNV, 2015)

In Nordrhein-Westfalen werden durch das Retentionsbodenfilter-Handbuch (MKULNV, 2015) und bundesweit durch das DWA-M 178 (DWA, 2005) Empfehlungen und Hinweise zur Planung und Konstruktion von Retentionsbodenfiltern gegeben. Für Retentionsbodenfilter, die zur Einleitung von Niederschlagswasser aus Straßenentwässerungen konzipiert sind, kann zusätzlich das Regelwerk „Richtlinie für die Anlage von Straßen“ (RAS-EW, 2005) herangezogen werden. Die Unterschiede zwischen DWA-M 178 (2005) und RAS-EW (2005) werden in GROTEHUSMANN und KASTING (2009) aufgezeigt.

FUCHS (2003) bezeichnet Retentionsbodenfilter als „Unterlastsysteme mit hohem Puffervermögen“. Dieses Puffervermögen ist zum einen notwendig, um Spitzenlasten bei Mischwasserentlastungen aufzufangen. Zum anderen wird die großzügige Dimensionierung benötigt, da die Nitrifikationsprozesse überwiegend in den Trockenzeiten stattfinden.

Im internationalen Kontext können Retentionsbodenfilter den „Constructed Wetlands“ zugeordnet werden, die im deutschsprachigen Raum in der Regel als Pflanzenkläranlagen oder technische Feuchtgebiete (RUEHMLAND, 2015) bezeichnet werden. Entsprechend den Kategorien für Constructed Wetlands können Retentionsbodenfilter im Mischsystem als „Reed Planted Vertical Sub Surface Flow Constructed Wetlands for Enhanced Combined Sewer Overflow Treatment“ (MEYER, 2011) bezeichnet werden. Dass die Nähe der Retentionsbodenfilter im Mischsystem zu Pflanzenkläranlagen für Schmutzwasser unter bestimmten Voraussetzungen gegeben ist, zeigen die Erfahrungen von DRESCHER und HASSELBACH (2010).

2.2 Reinigungsprozesse in Retentionsbodenfiltern

2.2.1 Überblick

Der Stoffrückhalt und die Reinigung des Abwassers finden überwiegend auf und im Filtersand statt (UHL et al., 2007; WALDHOFF, 2008; WOZNIAK, 2008). Jedoch gibt es auch deutliche Hinweise darauf, dass gerade bei längerem Einstau auch Prozesse im Retentionsraum zu einem Stoffabbau führen können (UHL et al., 2007; WOZNIAK, 2008). Die Reinigungsleistung von Retentionsbodenfiltern beruht auf der mechanischen, chemisch-physikalischen und biologischen Behandlung von gelösten, partikulär gebundenen und partikulären Stoffen (FELMEDEN, 2013). Die Filtration ist der primäre Prozess, sie bewirkt den Rückhalt von grob- und feinputikulären Stoffen. In der Filterschicht werden vor allem die gelösten Inhaltsstoffe zurückgehalten. Dabei wirken vorrangig die Prozesse der Adsorption und des biologischen Abbaus. Damit diese Prozesse im Bodenkörper zur Elimination der Wasserinhaltsstoffe ungestört ablaufen können, muss eine wechselseitige Beziehung zwischen den einzelnen Abbauvorgängen vorhanden sein.

In Retentionsbodenfiltern sind die Reinigungsmechanismen durch Überlagerungen und intensive Wechselwirkungen miteinander verknüpft (DITTMER, 2006). Die dominierenden Prozesse in Retentionsbodenfiltern lassen sich demnach unterteilen in:

- mechanische Filtration
- Sorptionsprozesse
- biochemische Umsatzprozesse

Es handelt sich hierbei um Prozesse des Stoffrückhalts und des Stoffumsatzes, die den unerwünschten Austrag gelöster oder partikulärer Substanzen reduzieren. Der Stoffrückhalt erfolgt in den Teilprozessen der Sedimentation, Filtration und Sorption. Der Stoffumsatz, auch als Stoffabbau bezeichnet, umfasst alle biochemischen Abbau- und Wachstumsprozesse (MEYER, 2011). Dabei wird vor allem die Elimination der Nährstoffe Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor angestrebt. Weiterhin sollen gelöste (Schwer-)Metalle und Mikroschadstoffe im Bodenfilter zurückgehalten werden. Außerdem wird ein Rückhalt

von Bakterien, Viren und Parasiten zur Hygienisierung des Mischwassers angestrebt (FRECHEN, 2009).

Neben den Reinigungsprozessen im Retentionsraum und Filterkörper unterstützt die Bepflanzung der RBF mit Schilf den Rückhalt von partikulären Stoffen. Hierbei überlagern sich Adhäsions-, Sedimentations- und Filtrationsvorgänge, die u.a. zum Rückhalt der partikulär gebundenen Stoffe auf stehenden Schilfpflanzen und innerhalb der Streuschicht führen. In Einzelfällen können bis zu 50 % der Feststoffbelastung eines Beschickungsereignisses auf den Schilfpflanzen anhaften. (FELMEDEN, 2013)

In den folgenden Kapiteln werden die Einzelprozesse der Filtration und der Sorption sowie die biochemischen Prozesse, die zur Reinigungsleistung von RBF beitragen, erläutert.

2.2.2 Filtration

Als Filtration wird der mechanische Rückhalt von Feststoffen in einem Filtermedium bezeichnet. Bei der Oberflächenfiltration werden die Partikel zurückgehalten, die größer als die Poren des Bodens sind (KASTING, 2002). In Retentionsbodenfiltern besteht das Filtermaterial aus feinkörnigem Material (z.B. Sand) oder seltener aus Lehmboden (LUBW, 2002). Die Filtrationsvorgänge in RBF finden vorwiegend an der Filteroberfläche oder in den oberen Zentimetern des Filterbodens statt. Deshalb gelten RBF als Flächenfilter.

Die Oberflächenfiltration ist für Retentionsbodenfilter aufgrund der partikulären Frachten aus dem Mischwasser von besonderer Bedeutung (ORB, 2012). Die partikulären Substanzen werden durch den Siebeffekt des Filtermediums zurückgehalten. Der Rückhalt hängt zum einen von der Verteilung der Partikeldurchmesser der mit Wasser transportierten Stoffe und zum anderen von der Körnung des Filtermediums und von dessen Lagerung ab (DITTMER, 2006). Je nach Verteilung der Größenverhältnisse zwischen Partikeln und Poren werden dabei unterschiedliche Anteile bereits auf der Oberfläche zurückgehalten. Daneben ist das Ausmaß der Filtration von der Porosität des eingesetzten Filtersubstrates und der Wasserbewegung im Filter abhängig (WOZNIAK, 2008).

Die Siebfiltration funktioniert ähnlich wie die Oberflächenfiltration, die Abscheidung findet allerdings nicht unmittelbar an der Filteroberfläche statt. Bei der Siebfiltration erzeugt der Filterkörper durch das Verhältnis von Porengeometrie und Partikelgröße den physikalisch bedingten Rückhalt. Hierbei bleiben Partikel während des Transports an nicht passierbaren Poren hängen. Bei Sand, Schluff bzw. Ton sind ca. 10 %, 30 % bzw. 70 % der Poren so klein, dass es im Allgemeinen zu mechanischer Abscheidung kommt. Die Anlagerung an der Filterkornoberfläche ist aber nur dann wirksam, wenn eine Kollision zwischen Partikel und Filterkorn stattfindet (ORB, 2012). Bei der Filtration durch Mittelsand können Partikel mit einem Durchmesser $> 5 \mu\text{m}$ bereits auf der Oberfläche zurückgehalten werden. Auch Kolloide mit deutlich geringerem Durchmesser können abhängig von ihren physikalisch-

chemischen Eigenschaften durch Flockungsvorgänge im Überstand und während der Filterpassage mechanisch abgetrennt werden. Neben der Siebwirkung tragen die Sedimentation in Porenräumen mit geringer Fließgeschwindigkeit sowie die Anlagerung an Bodenpartikel auf der Basis von Oberflächenkräften zur Filterwirkung bei (DITTMER, 2006).

Bei grobkörnigem Filtermaterial wie Kies dominiert der Prozess der Raumfiltration. Die suspendierten Stoffe dringen hier bis zu 50 cm in den Filter ein, und der Filterkörper wirkt als Schlamm-speicher (LUBW, 2002). Dabei können kleinste Partikel ($< 0,2 \mu\text{m}$) ausgefiltert werden (UHL et al., 2007). Die Raumfiltration, auch als Tiefenfiltration bezeichnet, findet statt, wenn die Poren des Filterkörpers gegenüber den transportierten Partikeln mindestens so weit sind, dass ein Eindringen in den Filterkörper möglich ist. Die Partikel werden dabei durch die Teilschritte Transport und Haftung zurückgehalten. Zuerst erfolgt der Transport zur Filterkornoberfläche durch die Prozesse Interzeption, Sedimentation und Dispersion, die für eine rein mechanische Partikelabscheidung von Bedeutung sind. Danach erfolgt die Haftung, sie ist Voraussetzung für die Abscheidung. Sie beruht auf elektrochemischen Kräften, d.h. elektrostatischen Wechselwirkungen oder chemischen Oberflächenreaktionen zwischen Partikel und Filterkornoberfläche. Bei der Tiefenfiltration sind zusätzlich zu den mechanischen Siebeffekten und physikalisch-chemischen Rückhalte-mechanismen insbesondere biologische Prozesse von Bedeutung (ORB, 2012)

Die Filtration der partikulären organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffe ist ein wichtiger Reinigungsprozess in Retentionsbodenfiltern (FRECHEN, 2009). Der überwiegende Anteil der organischen Inhaltsstoffe in Entlastungsabflüssen aus Regenüberlaufbecken liegt in partikulärer Form vor und kann durch Filtration entfernt werden (DITTMER, 2006). Der partikuläre Anteil des Mischwassers beim CSB, P_{ges} und den (Schwer-)Metallen ist groß und macht häufig über 50 % der Gesamtkonzentrationen aus (LUBW, 2002). Große Teile des CSB, des organischen Stickstoffs, des Phosphats, der Schwermetalle sowie der hydrophoben polyzyklisch aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) liegen in partikulär gebundener Form vor und können ausgefiltert werden (UHL et al., 2007). Der Feststoffrückhalt findet im regulären Betrieb weitgehend auf der Filteroberfläche statt (MEYER, 2011). Die abfiltrierbaren Stoffe bilden zudem an der Filteroberfläche und im Filterkörper gute Filter- und Sorptionsmöglichkeiten für anorganische und organische Stoffe. Eine zu große Feststofffracht durch im Filterzulauf enthaltene feine Partikel ist jedoch wegen der fortschreitenden Verschlammung des Filterkörpers unerwünscht (WOZNIAK, 2008). Entsprechende Bemessungshinweise sind in MKULNV (2015) gegeben. Durch den Rückhalt der eingespülten partikulären organischen Stoffe an der Filteroberfläche entsteht eine Zone mit hoher biologischer Aktivität (FRECHEN, 2009). Der Rückhalt auf der Filteroberfläche fördert die Abtrocknung, damit die Belüftung und somit den aeroben Abbau organischer Bestandteile (MEYER, 2011). Durch die Ablagerungen und das Bakterienwachstum verringern sich die Durchmesser der Fließwege und führen so zu einer Veränderung der

Bedingungen für den Rückhalt weiterer partikulärer Stoffe. Wenn keine Auflockerung der Filteroberfläche stattfindet, kann der Filter verstopfen (MEYER, 2011). Dieser Prozess wird als Kolmation bezeichnet und wird ausführlich in Kapitel 2.3.3 beschrieben.

2.2.3 Sorption

Sorption beschreibt alle Reaktionen gelöster Stoffe mit der Oberfläche der festen Phase des Filtersubstrats. Generell findet bei der Sorption ein Austausch von Kationen und Anionen statt, die je nach entstandenem Bindungstyp unterschiedlich stark ausfallen können (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010).

Es wird unterschieden zwischen der Sorptionskapazität der bereits im Boden vorhandenen organischen und mineralischen Stoffe (abiotische Sorption) und derjenigen von mikrobiellen Strukturen, die sich im Laufe der Zeit im Retentionsbodenfilter ausbilden (biotische Sorption). Die Summe der austauschbaren Kationen wird als Kationenaustauschkapazität bezeichnet. Sie ist ein wichtiges Maß für die Sorptionsfähigkeit des Bodens.

Vereinfacht ausgedrückt wird unter Sorption die Fähigkeit des Bodens verstanden, gelöste Stoffe (wie z.B. CSB, Ammonium, Phosphat) zurückzuhalten und vorübergehend zu binden. Diese Stoffe können anschließend in weiteren Prozessen mikrobiell abgebaut oder fixiert werden. Die Aufenthaltszeit des Wassers im Boden bei der Durchsickerung ist vergleichsweise kurz (LUBW, 2002). Gelöste Stoffe wie CSB, Phosphat oder Ammonium können während der kurzen Phase der Durchsickerung des Filters nur in geringem Umfang abgebaut werden. Für die Reinigungsleistung ist daher von elementarer Bedeutung, dass diese Stoffe im Filter sorbiert werden (UHL et al., 2007).

Abbildung 2.3 veranschaulicht die verschiedenen Grundbegriffe der Sorption. Der gelöste, adsorbierbare Stoff wird Adsorptiv genannt, der aufgenommene, adsorbierte Anteil Adsorpt und der adsorbierende Feststoff Adsorbent (oder Adsorbens, Adsorptionsmittel). Adsorpt und Adsorbens bilden zusammen das Adsorbat (BATHEN und BREITENBACH., 2001).

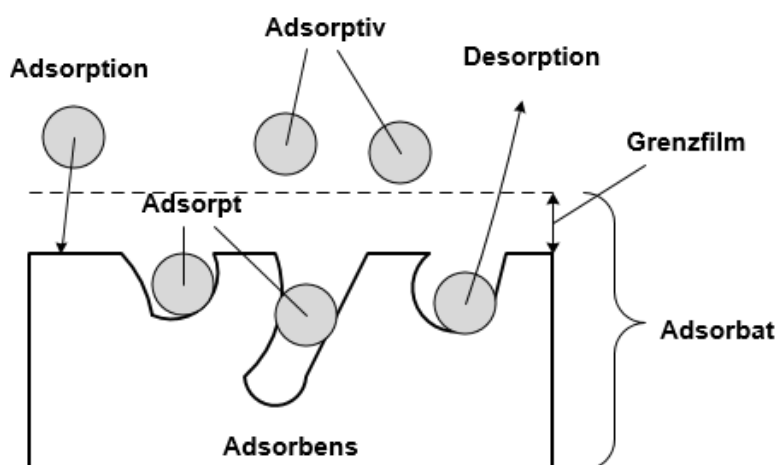


Abbildung 2.3: Grundbegriffe der Adsorption (nach BATHEN und BREITENBACH, 2001)

Um die Beziehung zwischen Adsorbent und Adsorbat quantitativ zu beschreiben, werden häufig die Gleichungen von Freundlich und Langmuir (Sorptionisothermen) verwendet. Beide Gleichungen beruhen auf der Tatsache, dass die adsorbierte Menge mit steigender Konzentration des Adsorbats in der Gleichgewichtslösung nicht proportional zunimmt (WOZNIAK, 2008). Der Adsorptionsvorgang führt zur Einstellung eines Gleichgewichts zwischen der Beladung und der Konzentration des Sorptivs in der Bodenlösung. Reduziert sich die Beladung (z.B. durch biologischen Umsatz), wird dies durch erneute Adsorption ausgeglichen. Geht die Konzentration in der Bodenlösung zurück (z.B. durch Verdünnung mit geringer belastetem Wasser), kommt es zur Desorption. Als Desorption (Ablösung) wird der Prozess der Abgabe von Stoffen an die Wasserphase bezeichnet (DITTMER, 2006).

Es gibt unterschiedliche Arten der Adsorption, dabei werden unspezifische und spezifische Adsorption sowie biotische und abiotische Adsorption unterschieden. Die erste Differenzierung hängt von Art und Intensität der Bindung von Stoffen an die Festphase ab (UHL et al., 2007). Das Spektrum der bei Sorptionsvorgängen wirkenden Bindungsformen reicht von der sehr energiearmen van-der-Waals-Bindung bis zur stabilen kovalenten Bindung (DITTMER, 2006). Basiert die Bindung auf physikalischen elektrostatischen Kräften (Coulomb'sche Kräfte (UHL et al., 2007)), wird von physikalischer oder unspezifischer Sorption gesprochen (DITTMER, 2006). Sie wird auch als Physisorption bezeichnet (FELMEDEN, 2013). Bei dieser Art der Sorption werden die geladenen Ionen an entgegengesetzt geladenen Oberflächen aufgrund elektronischer Kräfte festgehalten (Ionenaustausch) (WOZNIAK, 2008). Aufgrund der relativ schwachen Bindungsart und ihrer schnellen Kinetik können durch Physisorption gebundene Ionen in Abhängigkeit der Randbedingungen (z.B. pH-Wert) gegen andere gelöste Ionen leicht wieder ausgetauscht werden (FELMEDEN, 2013). Die schwachen Bindungen können im Zuge der Desorption wieder gelöst werden. Sorbens und Sorbat bleiben dabei unverändert (reversible Bindung) (DITTMER, 2006).

Die spezifische oder chemische Sorption, auch Chemisorption genannt, weist wesentlich höhere Bindungsenergien auf (UHL et al., 2007). Es handelt sich hierbei um kovalente Bindungen, die durch elektrostatische Anziehung beschleunigt werden (WOZNIAK, 2008). Bei der Chemisorption entstehen an der Oberfläche des Sorbenten neue Verbindungen (Oberflächenkomplexe), die sich in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften von den Ausgangsstoffen unterscheiden. Das Sorptiv wird durch chemische Bindungen mit reaktiven Oberflächengruppen adsorbiert. Diese Art der Bindung ist wesentlich stabiler bzw. stärker und weniger von der Ionenstärke der Lösung abhängig. Über die Ladung des Sorbenten bzw. Sorptivs hinaus wird sie im Wesentlichen von der spezifischen Art, Anordnung und Reaktivität der funktionellen Gruppen der sorbierenden Oberfläche bestimmt (FELMEDEN, 2013). Eine Differenzierung der Sorptionsformen ist nicht eindeutig, da die Übergänge zwischen den Bindungsformen fließend sind (DITTMER, 2006).

Des Weiteren wird unterschieden zwischen der biotischen und der abiotischen Sorption. Die biotische Sorption entsteht im Laufe der Zeit durch mikrobielle Aktivität im Filtersubstrat. Durch die Zufuhr von organischen Substanzen und Nährstoffen entsteht mit der Zeit besonders in den oberen, gut durchlüfteten Filterschichten ein Biofilm, der hohe Sorptionskapazitäten aufweist (WOZNIAK, 2008). In der belebten Bodenzone führt die Zufuhr organischen Materials zu einer Vermehrung der Bodenorganismen. Die gelösten Stoffe werden vom Biofilm und den darin befindlichen Mikroorganismen aufgenommen (absorbiert/adsorbiert) (MEYER, 2011). Die biotische Sorption kann nach den Formen der Adsorption und der Absorption unterschieden werden. Während bei der Adsorption eine Bindung an der Oberfläche erfolgt, wird der entsprechende Stoff bei der Absorption in den Zellkörper aufgenommen (MEYER, 2011). Die Zone mit der höchsten biologischen Aktivität liegt im der Atmosphäre zugewandten Bereich des Filters, wo die Sauerstoffversorgung und der Gasaustausch am intensivsten sind. Hier bilden sich die stärksten Sorptionskräfte aus (LUBW, 2002).

Die abiotische Sorption ist durch den Chemismus des Bodens (z.B. Eisengehalt) und den Stoffbestand des Filtersubstrates gekennzeichnet (FELMEDEN, 2013). Sie wird durch die Korngröße, Mineralzusammensetzung und den Gehalt an organischer Substanz des Filtersubstrates bestimmt. Diese Art der Sorption hängt u.a. von der Art und Größe der festen Oberfläche ab, die von der Teilchengröße bestimmt ist (WOZNIAK, 2008). Böden, wie z.B. Lehmböden, verfügen über eine hohe abiotische Sorptionsfähigkeit und gelten als besonders sorptionsstark (LUBW, 2002). Bei der abiotischen Sorption werden gelöste Stoffe passiv an das Substrat angelagert (adsorbiert) (MEYER, 2011). Die im Boden vorhandene organische Substanz fungiert als Sorbent bei der abiotischen Sorption (UHL et al., 2007). Dieser Sorptionsmechanismus wird auch als Kationenaustausch bezeichnet. Dabei werden Kationen an negativ beladenen Bodenbestandteilen adsorbiert und eine äquivalente Menge anderer Kationen desorbiert. Nach dem gleichen Prinzip kommt es im Boden auch zur Anionensorption an positiv geladenen Oberflächen. Die Kationensorption überwiegt allerdings bei weitem, da Bodenpartikel überwiegend negative Oberflächenladungen aufweisen (DITTMER, 2006). Bei diesem Vorgang spielt die Kationenaustauschkapazität des Filtersubstrats eine entscheidende Rolle. Es kommt dabei zu einem Austausch von Ionen, bei dem gelöste Kationen (z.B. NH_4^+ , Na^+ oder Ca^+) gebunden werden (UHL et al., 2007).

Neben dem Filtermaterial und der Mischwasserzusammensetzung können die Temperatur und der pH-Wert als Einflüsse auf das Sorptionsverhalten in RBF angesehen werden. Temperaturanstiege wirken sich auf die Sorption durch Ionenaustausch negativ aus, während chemische Bindungen zunehmen. (MEYER, 2011)

2.2.4 Biochemische Prozesse

Durch Filtration und Sorption werden Kohlen- und Stickstoffverbindungen aus dem Abwasserstrom zurückgehalten und im bzw. auf dem Filterkörper zwischengespeichert. Die eigentliche Elimination von Wasserinhaltsstoffen erfolgt dann durch mikrobielle Umsetzung (DITTMER, 2006). Die Mikroorganismen (Destruenten) im Boden und auf der RBF-Filteroberfläche zersetzen den Bestandsabfall der Pflanzen, mineralisieren die organische Substanz und setzen die Ausgangsstoffe (z.B. Ortho-Phosphat) unter Energiegewinn wieder als Nährstoffe für die Aufnahme durch die Pflanzen (Produzenten) frei (FELMEDEN, 2013). Durch diese mikrobiellen Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse werden Mischwasserinhaltsstoffe eliminiert.

Der mikrobielle Stoffumsatz wird von den Milieubedingungen im Filterkörper beeinflusst. Sie bestimmen neben der Intensität auch die Art der auftretenden Prozesse (DITTMER, 2006). Ausschlaggebend für die im Bodenfilter stattfindenden biochemischen Prozesse sind die Sauerstoffverfügbarkeit, der pH-Wert, der Wasserhaushalt, das Filtermaterial (insbesondere dessen Porosität), die Temperatur, die Betriebsweise des Retentionsbodenfilters sowie die Zusammensetzung des Mischwassers. Der Boden fungiert überwiegend als Trägermaterial (UHL et al., 2007). Die Abbauvorgänge vollziehen sich über längere Zeiträume. Bei Retentionsbodenfiltern liegt die Kontaktzeit zwischen dem Mischwasser und dem Filtermaterial oft im Bereich von wenigen Stunden. Eingebrachte Stoffe müssen also zunächst im Filtermaterial oder an der Oberfläche zurückgehalten werden, bevor sie abgebaut werden können (KASTING, 2002).

Die optimalen Voraussetzungen für den biologischen Umsatz sind neben den Milieubedingungen auch die Nährstoffverfügbarkeit sowie die Quantität und Qualität auftretender Mikroorganismen. Die erforderlichen Nährstoffe liegen im Abwasser vor.

Während der Betriebsphase dominieren die gelösten Inhaltsstoffe den Stoffumsatz, in der folgenden Trockenphase dagegen filtrierte organische Partikel sowie adsorbierte Inhaltstoffe. Während der aufeinanderfolgenden Phasen von Beschickung, Einstau und Trockenperiode treten in RBF sehr unterschiedliche Milieubedingungen auf, die die ablaufenden Umsatzprozesse maßgeblich beeinflussen. Die Beschickung fördert durch die Zufuhr von Nährstoffen zunächst das Bakterienwachstum der an Reinigungsprozessen beteiligten Mikroorganismen der Biozönose des Sedimentes und in oberflächennahen Bereichen des Filterkörpers. Dazu kommen die mit dem Abwasser eingebrachten Bakterien. Bei längeren Einstauzeiten wird der Umsatz jedoch durch Sauerstoffmangel gehemmt. Mit Ende des Filtereinstaus beginnen die Wiederbelüftung und in der Folge ein erhöhter Stoffumsatz. Dieser wird im Verlauf der Trockenphase durch den weitgehenden Verbrauch leicht zugänglicher Nährstoffe gebremst.

Während eines Beschickungsereignisses können innerhalb des Filterkörpers gleichzeitig aerobe, anoxische und anaerobe Zonen auftreten, je nachdem, ob ein Gasaustausch zwischen Filter und Atmosphäre stattfindet. Dabei kann Sauerstoff über die Filterfläche oder die Dränage in das Filtersystem eintreten (UHL et al., 2007; MEYER, 2011). Durch den offenen Gasaustausch können außerdem das durch den Abbau der organischen Verbindungen entstehende Kohlenstoffdioxid und elementarer Stickstoff entweichen (FRECHEN, 2009).

Biologische Reaktionen mit Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel im Boden sind Redoxreaktionen (LUBW, 2002). Dabei ist Sauerstoff der wichtigste Elektronenakzeptor und die organischen Substanzen fungieren als Elektronendonatoren bei den im Boden ablaufenden Redoxreaktionen (UHL et al., 2007). Ist Sauerstoff im Überschuss vorhanden, können unter Einfluss mikrobieller Katalyse organische Substanzen oder Ammonium oxidiert werden. Die zwei wichtigsten Prozesse sind die aerobe Respiration und die Nitrifikation (LUBW, 2002). Die Oxidation von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen ist während der Einstauphase aufgrund von Sauerstoffmangel nicht möglich, weil der RBF bis zu zwei Tagen eingestaut sein kann (MKULNV, 2015). Deshalb ist die Adsorptionskapazität der Böden im Verlauf des Einstaus von hoher Bedeutung. Die Bodensubstrate im Filter müssen also die gelösten Stoffe über längere Zeit festhalten und binden. Ein dauerhafter Einstau sollte aufgrund des dabei entstehenden Sauerstoffdefizits für die biologisch aktive Filteroberfläche vermieden werden (FRECHEN, 2009). Auch andere Oxidationsvorgänge spielen bei der Mischwasserfiltration eine Rolle (LUBW, 2002). Die einzige erwünschte anoxische Reaktion ist die Denitrifikation von Nitrat zu elementarem Stickstoff, wobei der Nitratabbau eher gering ist. Ist dieser Prozess abgeschlossen, kommt es zu anaeroben Verhältnisse im Filter (UHL et al., 2007). Phosphor und Schwermetalle können im RBF biologisch nicht abgebaut werden (FRECHEN, 2009).

Für Pflanzenkläranlagen wurde festgestellt, dass ein Großteil der biochemischen Prozesse im Biofilm abläuft, der sich auf oberirdischen wie unterirdischen Pflanzenbestandteilen sowie auf anderen festen Oberflächen des Bauwerks bildet (BRIX, 1997). Diese Prozesse werden in MKULNV (2015) als biotische Sorption beschrieben. Während die Sorption von Ammonium begrenzt regenerativ ist, ist die Adsorption von Schwermetallen und Phosphaten limitiert (FELMEDEN, 2013; GROTEHUSMANN et al., 2016).

Der Rückhalt und Abbau von organischen Schadstoffen sowie der Rückhalt von Schwermetallen mittels fixierter Biofilme wurde ebenfalls für Medien mit hohen Schadstoffkonzentrationen und einer permanenten Durchströmung nachgewiesen (MARTIENSSEN, 2001). Im Retentionsbodenfilter herrschen jedoch wegen des Trockenfallens andere Umgebungsbedingungen als in den meisten anderen Abwasserbehandlungsanlagen. Zudem sind organische Schadstoffe und Schwermetalle im kommunalen Mischwasser

weitaus geringer konzentriert als in dem von MARTIENSSEN (2001) untersuchten kontaminierten Grundwasser.

2.3 Einflussfaktoren auf die Reinigungsprozesse

Retentionsbodenfilter sind naturnahe Anlagen, deren Verhalten von überwiegend zufallsverteilten Belastungs- und Umweltbedingungen bestimmt wird (DITTMER, 2006). Während der Durchsickerung des Abwassers durch den Bodenkörper können verschiedene Einflussgrößen auf die Effizienz der unterschiedlichen Reinigungsmechanismen einwirken. Diese sind:

- Wasserbewegungen und Stofftransport
- Eigenschaften des Filtersubstrates
- Kolmation
- Betriebszustände
- Drosselabfluss und Filtergeschwindigkeit
- Filtervegetation
- Temperatur und pH-Wert
- Bodenluft und Sauerstoffgehalt
- Redox-Verhältnisse

2.3.1 Wasserbewegungen und Stofftransport

Die Reinigungswirkung der Filterpassage im RBF basiert auf der Interaktion zwischen der Struktur des Filterkörpers (feste Phase) und der Wasserbewegung (flüssige Phase). Die Wasserbewegung bestimmt die Intensität dieses Kontaktes hinsichtlich Dauer und aktiver Oberfläche und hat somit einen wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung im Filterkörper (DITTMER, 2006). Die Wasserbewegung gilt als grundlegende Voraussetzung für stoffliche Prozesse während der Filterpassage (MEYER, 2011).

Grundlegend kann von einer vornehmlich eindimensionalen, vertikalen Wasserbewegung ausgegangen werden, da die Gestaltung von RBF auf eine gleichmäßige Belastung der gesamten Filteroberfläche zielt. Beim Überstau des Filterkörpers und in der Entleerungsphase ist diese Strömungsrichtung sichergestellt (DITTMER, 2006). Aufgrund der einseitigen Beschickung des RBF können beim Beschickungsereignis vorübergehend horizontale Strömungen auftreten. Mit dem vollständigen Einstau der Filteroberfläche enden diese horizontalen Wasserbewegungen in der Regel (MEYER, 2011).

In einem RBF ist die Wassermenge, die nach der Beschickung im Filter verbleibt, entscheidend für die Mikroorganismen im Boden und für die Pflanzenvegetation. Dies ist auch ein wichtiger Parameter für die Beurteilung des Wasserhaushalts und des Entwässerungsverhaltens eines Filterkörpers. Der Wasserhaushalt im RBF kann anhand von zwei Prozessen beschrieben werden: der Infiltration und der Entwässerung. (WOZNIAK, 2008)

Die Infiltration ist in der Natur ein wichtiger Teilprozess des Wasserkreislaufs. Im Bezug auf die Abwasserfiltration bezeichnet dieser Begriff das Eindringen des Zulaufwassers in einen Filter oder ein Durchfließen des Filters. In der Füllphase eines Retentionsbodenfilters findet der ungesättigte Durchfluss statt (WOZNIAK, 2008). Die Infiltration in einem homogenen, überfluteten, sandigen Bodenkörper, infolge von Niederschlag oder Bewässerung durchläuft vier Zonen: Sättigungszone, Übergangszone, Transportzone, Befeuchtungszone. In RBF wird das Wasser durch einen weitgehend trockenen, sandigen Bodenkörper geleitet (DITTMER, 2006). Die Verteilung der Zonen ändert sich ab Beginn der Infiltration (WOZNIAK, 2008). An der Oberfläche kommt es aufgrund der geringen hydraulischen Leitfähigkeit des weitgehend trockenen Bodens zu einer vollständigen Sättigung (Sättigungszone) (DITTMER, 2006). Die Sättigungszone rückt gar nicht oder nur sehr langsam im Boden vor (WOZNIAK, 2008). Unterhalb dieser nur wenigen Zentimeter mächtigen Schicht bildet sich die Transportzone aus. Diese Zone hat überall den gleichen Wassergehalt. Dieser Bereich breitet sich im Verlauf des Infiltrationsprozesses nach unten aus, während Sättigungs- und Übergangszone weitgehend unverändert bleiben (DITTMER, 2006).

Nach der Infiltration verändert sich der Wassergehalt im Bodenprofil langsam. Die Wasserzufuhr ist beendet und es kommt zur Entwässerung. Im Filterbetrieb hat das substratbedingte Entwässerungsverhalten des Filterkörpers einen großen Einfluss auf die Reinigungsleistung und die Filtervegetation. Böden mit einer geringen Wasserkapazität können Wassermangel für Mikroorganismen und Schilf verursachen. (WOZNIAK, 2008)

Eine weitere wichtige Rolle spielt der Wasserhaushalt im Sediment. Die Wasserbewegungen in dieser Schicht unterscheiden sich deutlich von den Verhältnissen in der Sandschicht. Die Gefügestruktur des Sediments und die Strömungen haben eine hohe Bedeutung für den Stoffrückhalt und -umsatz. Aufgrund der feineren Körnung der Sedimentschicht können hier höhere Wassergehalte als in den Sandschichten aufrechterhalten bleiben. Bei grobkörnigem Filtersubstrat kann dies von großer Bedeutung für die Wasserversorgung von Pflanzen und Mikroorganismen in Trockenphasen sein. (DITTMER, 2006)

Neben der Wasserbewegung hat auch der Stofftransport einen wesentlichen Einfluss auf die Reinigungsleistung (DITTMER, 2006). Bei der Beschickung werden große Schmutzfrachten in kurzer Zeit aufgebracht. Diese können jedoch nicht vollständig während der relativ kurzen Aufenthaltszeit im Filterkörper abgebaut werden. Die gelösten Stoffe müssen erst mit den im Bodenkörper vorhandenen Bakterien in Kontakt kommen, um den mikrobiellen Abbau zu initiieren. Durch die Mechanismen der Konvektion, der Dispersion und der Diffusion werden die gelösten Stoffe im Boden transportiert. (WOZNIAK, 2008)

Als Konvektion wird die passive Mitbewegung eines gelösten Stoffes in einem strömenden Medium bezeichnet (DITTMER, 2006). Der transportierte Stoff bewegt sich mit der

Geschwindigkeit des Sickerwassers durch den abflusswirksamen Porenraum (WOZNIAK, 2008).

Die Dispersion ist die Verteilung bzw. Vermischung von gelösten Stoffen im bewegten Sickerwasser. Die Dispersion hängt von der Geschwindigkeit der Wasserbewegung ab, sie wird durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten von einzelnen Wasserteilchen hervorgerufen. (WOZNIAK, 2008)

Unter Diffusion versteht man den physikalischen Ausgleichsprozess, der zu einer gleichmäßigen Verteilung von Teilchen und somit zur vollständigen Durchmischung zweier Stoffe führt. Dieser Bewegungsmechanismus ist von der Wasserbewegung unabhängig (DITTMER, 2006). Infolge der Diffusion kommt es zu einem Kontakt zwischen Bakterium und Substrat. Die abzubauenen Stoffe, z.B. NH_4^+ , sind Nährstoffe für Bakterien (WOZNIAK, 2008).

In ihrer Wirkung lassen sich Diffusion und Dispersion nicht unterscheiden. Beide Mechanismen hängen von der Fließgeschwindigkeit ab. Im Bereich stagnierenden oder langsam fließenden Wassers überwiegt vielfach der Einfluss der Diffusion. Bei schnelleren Wasserbewegungen herrscht eher die Dispersion. Im Bereich der Fließgeschwindigkeiten im RBF dominiert die Dispersion. Die Art der Strömung kann die Aufenthaltszeit und die Kontaktfläche zwischen flüssiger und fester Phase reduzieren und somit den Stoffrückhalt durch Sorption und Umsatzprozesse vermindern. RBF mit sandigem Substrat zeigen eine gleichmäßige Durchströmung (DITTMER, 2006).

2.3.2 Eigenschaften des Filtersubstrates

Der Einsatz eines geeigneten Filtermaterials ist entscheidend für die Umsetzung der gewünschten Reinigungsziele im Ablauf des Retentionsbodenfilters (FRECHEN, 2009). Die Wahl des Filtersubstrates muss sich dabei an der Beschaffenheit des Zuflusses und dem für das Gewässer notwendigen Reinigungsziel orientieren (MKULNV, 2015).

Böden, wie sie in der Natur vorzufinden sind, setzen sich aus Partikeln mit unterschiedlichen Korndurchmessern zusammen. Um einen Überblick über die Zusammensetzung eines Bodens aus Körnern mit unterschiedlichen Durchmessern zu erhalten, wird die Kornverteilungskurve der einzelnen Bodenproben verwendet. Eingetragen in ein Diagramm mit logarithmisch geteilter Abszisse beschreibt sie die Massenanteile der enthaltenen Körner unterhalb eines bestimmten Korndurchmessers, bezogen auf die Gesamtmasse. Die Korndurchmesser eines Bodens können weitgestuft oder enggestuft sein. Bei weitgestuften Böden schwanken die Korndurchmesser in einem weiten Bereich und enthalten Körner mit sehr großem (Kies) und vergleichsweise sehr kleinem Durchmesser (Schluff und Ton). Enggestufte Böden kennzeichnen sich im Gegensatz durch eine steilere Kornverteilungskurve. Ob eng- oder weitgestuft wird anhand der Ungleichförmigkeitszahl

($U = d_{60}/d_{10}$) beschrieben. Der Wert d_x bezeichnet den Korndurchmesser der von x Gew.-% unterschritten wird. Somit unterschreiten beispielsweise 10 % der Gesamtmasse des Bodens den Korndurchmesser d_{10} . Zusätzlich wird die Krümmungszahl C_c benötigt um die Kornverteilungskurve zu beschreiben. Sie beschreibt die Krümmung der Sieblinie zwischen 10 %, 30 % und 60 % des Siebdurchgangs (KOLYMBAS, 2007).

Um eine Kornverteilungslinie zu erstellen, muss die Bodenprobe einer Siebanalyse oder Sedimentationsanalyse unterzogen werden. Aufgrund ihrer groben Korndurchmesser ($d > 0,06$ mm) können Kies und Sand mittels Siebanalyse untersucht werden. Die Kornverteilung von feineren Böden wie Ton und Schluff wird mit Hilfe der Sedimentationsanalyse bestimmt. Wegen unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten können so Dichteverteilung und anschließend Korndurchmesser analysiert werden. Besteht eine Bodenprobe aus Partikeln unter und über 0,06 mm wird eine kombinierte Analyse durchgeführt (KOLYMBAS, 2007).

Zur Beschreibung und Klassifizierung der grobkörnigen Böden reicht die Ungleichförmigkeitszahl, um zu bestimmen, ob es sich um eng-, weit- oder intermittierend gestufte Böden handelt. Feinkörnige Böden werden nach dem Korngrößenbereich und den plastischen Eigenschaften nach DIN 18196 unterschieden. Zusätzlich ist der Wassergehalt an Fließ- und Ausrollgrenze eine maßgebende Eigenschaft. Da die Klassifizierung von feinkörnigen Böden für das Forschungsprojekt nicht weiter von Bedeutung ist, wird nicht näher darauf eingegangen.

Der Porenanteil des Bodens hat einen bedeutenden Einfluss auf die hydraulische Durchlässigkeit, da sich Wasser nur dann durch einen Boden bewegen kann, wenn Hohlräume vorhanden sind. Die Gesamtheit aller Poren in einem Boden wird als gesamter Porenraum bezeichnet. Für die hydraulische Durchlässigkeit entscheidend ist nicht der gesamte Porenanteil, sondern der effektive Porenanteil. Dadurch, dass ein Teil des Wassers als Haftwasser an die Körner gebunden ist und gegen die Schwerkraft gehalten wird, reduziert sich das Porenvolumen. Dieser verkleinerte Porenanteil wird als effektiver Porenanteil bezeichnet. Zusätzlich bietet eine feinere Körnung eine höhere Kornoberfläche und somit entsteht ein erhöhter Anteil an Haftwasser. In Abbildung 2.4 ist das Verhältnis aus gesamt- und effektivem Porenanteil zur Korngröße veranschaulicht (BERNWARD et al., 2012).

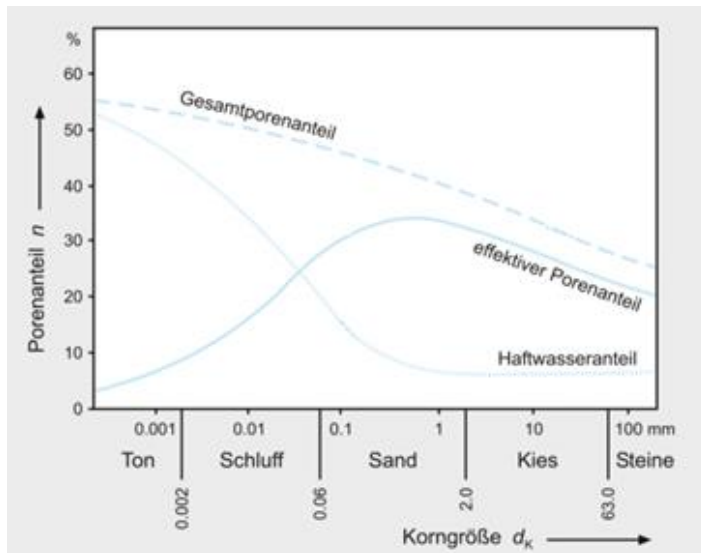


Abbildung 2.4: Beziehung zwischen Gesamtporenanteil und effektivem Porenanteil in Abhängigkeit der Korngröße (BERNWARD et al., 2012)

Es ist zu erkennen, dass der Gesamtporenanteil in den feinstkörnigen Sedimenten am größten ist und mit steigender Korngröße abnimmt. Der effektive Porenanteil liegt immer unterhalb des Gesamtporenanteils. Ein hoher effektiver Porenanteil lässt immer auf eine hohe Durchlässigkeit schließen (BERNWARD et al., 2012). Ein Zusammenhang zwischen Gesamtporenanteil und Durchlässigkeit ist nicht zu beobachten. So hat zum Beispiel Ton einen sehr hohen Gesamtporenanteil, besitzt jedoch aufgrund des niedrigen effektiven Porenanteils eine sehr geringe Durchlässigkeit.

Damit Retentionsbodenfilter die erwünschten Reinigungsziele sowie einen störungsfreien Dauerbetrieb gewährleisten können, sind die Filtersubstrate an Grundanforderungen gebunden. Diese Anforderungen an die Substrate sind als Betriebserfahrungen im Handbuch des MKULNV und dem Merkblatt DWA-M 178 zusammengetragen und umfassen: (DWA, 2005; MKULNV, 2015):

- Rückhalt von feinpartikulären Feststoffen, Sicherung der mikrobiellen Oxidation von CSB/BSB und Ammonium sowie dauerhafter Rückhalt von Schwermetallen, polyzyklisch aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffen,
- strömungsmechanische Stabilität und ausreichende Wasserdurchlässigkeit,
- gleichmäßige Durchströmung,
- ausreichende Basenausstattung,
- Schadstofffreiheit.

In Deutschland wurden bereits Lehm-, Sand- und Kiesböden getestet. Als geeignetes Filtersubstrat für die Reinigung von Mischwasser haben sich Sande mit einer Korngröße von 0/2 mm und mit steiler Körnungslinie sowie einem begrenzten Fein- und Grobkornanteil

erwiesen (MKULNV, 2015). Auf Grund der besseren hydraulischen Eigenschaften sollten grundsätzlich kantengerundete Sande („fluviatile Sande“) verwendet werden. Bindige Böden (z.B. Ton und Schluff) oder Kombinationen von bindigen Böden mit Sandschichten sollten ebenso wie Mischungen von bindigem Boden mit Sand weder im Trenn- noch im Mischsystem verwendet werden. Ton- und Schluffanteile sind ebenso wie Feinkiesanteile bei Sandfiltern nachteilig für den Filterbetrieb und die Reinigungsleistung (DWA, 2005). Allerdings haben bindige Bodenarten im Vergleich zu sandigen Filtermaterialien den Vorteil, dass sie eine höhere Sorptionskapazität gegenüber Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen besitzen (FRECHEN, 2009). Diese höhere abiotische Sorptionskapazität der bindigen Böden kann allerdings bei Sanden durch die biotische Sorption übertroffen werden (WALDHOFF, 2008). Bindige Böden besitzen ein hohes Wasserspeichervermögen und die Reinigungsleistung wird auch bei niedrigen Temperaturen aufrechterhalten. Dennoch besteht ein entscheidender Nachteil hinsichtlich der hydraulischen Leitfähigkeit von bindigen Böden. Hierdurch kann die Reinigungsleistung so weit absinken, dass sie unter der Reinigungsleistung von Filteranlagen mit sandigem Material liegt. Kiesböden weisen schlechte Sorptionskapazitäten auf und kommen deshalb zur Entfernung gelöster Stoffe nicht in Frage. Sie werden nur als mechanische Filter eingesetzt (FRECHEN, 2009).

Zudem ist sicherzustellen, dass die als Filtermaterial eingesetzten Substrate schadstofffrei sind. Bei natürlichen Sanden sind keine Vorbelastungen mit Schwermetallen oder organischen Schadstoffen zu erwarten, wenn sie vorher nicht anderweitig eingesetzt wurden (MKULNV, 2015).

Die Filtrationswirkung gegenüber Feinpartikeln ist bei Sanden ab Betriebsbeginn vorhanden. Die notwendige Sorptionskapazität gegenüber Ammonium entsteht vorwiegend mikrobiell nach einer kurzen Einfahrphase (MKULNV, 2015). Carbonathaltiges Filtermaterial ermöglicht eine Nitrifikation der Stickstoffverbindungen und dient der Fixierung von Metallen (DWA, 2005).

Eine gleichmäßige Porendurchströmung ist als eine zentrale Bedingung der Filtration anzusehen (WOZNIAK, 2008). Durch die Kornform wird die Porosität eines Bodens bestimmt (MEYER, 2011). Die Kornform beeinflusst auch die Größe der spezifischen Oberfläche (WALDHOFF, 2008). Durch die Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte werden das Bodengefüge und somit die Porenstruktur bestimmt (WOZNIAK, 2008). Die Körnigkeit und die durch die Lagerung dieser Körner gegebene Porosität sind die Voraussetzungen, dass in einem Bodenkörper Platz für Wasser und Luft und verschiedene Lebensformen vorhanden ist. Diese Bodeneigenschaften beeinflussen alle Lebensvorgänge im Boden und den „Aufbau der Bodenbiologie“ (MEYER, 2011). Auch die Wechselwirkungen zwischen der festen, der

flüssigen und der gasförmigen Phase sowie alle Transporte und Verlagerungen werden von diesen Eigenschaften geprägt (WOZNIAK, 2008).

Die Porenstruktur steht in engem Zusammenhang mit dem Korngefüge. Das Korngefüge besteht aus dem Primärgefüge und dem Sekundärgefüge. Beim Primärgefüge liegen die Bodenpartikel frei nebeneinander (MEYER, 2011). Sande, die für RBF verwendet werden, weisen ein reines Primärgefüge auf (WOZNIAK, 2008). Sie sind als weitgehend homogen und isotrop anzusehen. Im Sekundärgefüge treten vielfältige Porenformen auf. Sie sind in natürlichen Böden vorzufinden, hier treten Partikelgruppen (Aggregate) in unterschiedlich stabilen Verbindungen auf (MEYER, 2011). Die Aggregate kommen in verschiedenen Größenordnungen vor und weisen unterschiedliche Festigkeiten auf. Von besonderer Bedeutung für die Bodennutzung sind bei den Filtrationsvorgängen die Teilchen mit Durchmesser < 2 mm, weil zwischen ihnen erhebliche Wassermengen zurückgehalten werden können, die dann den Luftinhalt verdrängen (WOZNIAK, 2008).

Je nach der Lage zwischen Einzelkörnern oder Aggregaten wird zwischen Primärporen und Sekundärporen unterschieden (WOZNIAK, 2008). Sekundärporen sind kontinuierlicher als Primärporen, weisen größere Durchmesser auf und verlaufen überwiegend vertikal (DITTMER, 2006). Ein gröberes Sekundärporensystem stellt gegenüber einem feinen Primärporensystem in Hinsicht auf die Filtration einen bevorzugten Fließweg dar. Dadurch wird die Aufenthaltszeit im Bodenkörper verringert und damit die Reinigungsleistung beeinträchtigt (WOZNIAK, 2008).

Der Charakter eines Bodens wird durch seine organischen und anorganischen Komponenten bestimmt. In Sanden, die in der Regel einen geringen bis keinen Anteil an organischer Substanz enthalten, ist die Korngröße und -oberfläche für die Ausbildung des Gefüges entscheidend. Die spezifische Oberfläche der Substratkörner korreliert eng mit der Kationenaustauschkapazität und bestimmt somit die Sorptionskapazität eines Substrates. Das Ausmaß von Adsorptions- und Austauschvorgängen ist von der verfügbaren Kornoberfläche pro Masseneinheit abhängig. Die Sorptionsfähigkeit kann durch Agglomeratstruktur und poröse Kornoberfläche erhöht werden. Andererseits neigt der aggregierte Sand zur abrupten Kolmation. Tendenziell sinkt die spezifische Oberfläche der Körner mit wachsendem Durchmesser. (WOZNIAK, 2008)

In NRW werden überwiegend die nach dem Bodenfilterhandbuch (MKULNV, 2015) vorgeschlagenen Filtersubstrate mit Carbonatzuschlag verwendet. Carbonatgestein, das dem Filtersand beigemischt ist, erhöht ebenso wie eine zusätzliche fünf Zentimeter dicke Auflageschicht aus Carbonatbrechstein die Retentionskapazität für Schwermetalle, Phosphate und potentiell auch für weitere Stoffe wie Spurenstoffe, für die dies jedoch bislang nicht untersucht wurde.

2.3.3 Kolmation

Unter Kolmation versteht man eine Porenraumverstopfung des Bodenkörpers (SCHWARZ et al., 2003). Die hydraulische Leitfähigkeit wird dabei durch die Porenverstopfungen wesentlich herabgesetzt und die Porosität des Porenraums verringert (ORB, 2012). In vielen vertikal durchströmten Filtern treten im Laufe der Zeit Kolmationserscheinungen auf. Die Kolmation kann als Überschreitung der Belastungsgrenzen eines Bodenfilters angesehen werden (WOZNIAK, 2008). Einflussgrößen sind die Abwasserzusammensetzung, die Nährstofffracht und die Bodenart des Filterkörpers (ORB, 2012).

Bei der Kolmation kann nach Ort (innere oder äußere Kolmation) und Ursache (physikalisch, chemisch, biologisch) differenziert werden. (UHL et al., 2007)

Die äußere Kolmation entsteht an der Filteroberfläche. Durch Ablagerungen und durch Feststoffzufuhr werden die nahe an der Oberfläche liegenden Poren verstopft (WOZNIAK, 2008). Es bildet sich eine gering durchlässige Schicht auf dem Korngerüst des Bodenfilters (UHL et al., 2007). Diese Deckschicht kann die Infiltration in den Bodenkörper verhindern. Die innere Kolmation entsteht in den tieferen, unter der Oberfläche liegenden Schichten (WOZNIAK, 2008). Hier werden Partikel in das Korngerüst des Filters eingespült und verstopfen dort die Poren (UHL et al., 2007). Organische und anorganische Partikel dringen tief in den Filterkörper ein, so dass durch Anlagerungen die Porenkanäle effektiv und irreversibel verstopft werden können (ORB, 2012). Dadurch wird die Durchlässigkeit des Filters verringert (UHL et al., 2007). Die innere Kolmation kommt bei der Tiefenfiltration vor (ORB, 2012).

Eine Kolmation kann physikalische (z. B. anorganische Partikel), chemische (z.B. Ausfällungen auf Grund von pH-Wertänderung) oder biologische (z.B. Bakterien, Pilze) Ursachen haben. (SCHWARZ et al., 2003)

Die physikalische oder auch mechanische Kolmation kann in Form von äußerer oder innerer Kolmation auftreten (WOZNIAK, 2008). Sie wird durch die Verstopfung des Porenraums durch organische oder anorganische Partikel hervorgerufen (UHL et al., 2007). Durch verschiedene Transportvorgänge und Ablagerungsmechanismen können die Partikel in das Innere des Filterkörpers gelangen, sich dort am Korngerüst anlagern und den Boden verdichten. Die Transport- und Ablagerungsmechanismen sind unter anderem von der Korngrößenverteilung der mit dem Abwasser zugeführten Partikel und der des Filtersubstrates abhängig (WOZNIAK, 2008).

Die chemische Kolmation kann durch Reaktionen zwischen dem zugeführten Abwasser und dem Bodenkörper auftreten. Bei der Bodenpassage kommt es zu einem Ionenaustausch zwischen Wasser und Boden. Dabei ändern sich die Konzentrationen und Zusammensetzungen sowohl im zugeführten Wasser als auch im Boden. Es kommt zu

Ausfällungen oder Verockerungen, die zur Kolmation führen. Gelöste Stoffe können dabei chemisch gefällt werden und im Boden verbleiben und die Wasserdurchlässigkeit vermindern. Das Auftreten und der Verlauf dieser Prozesse werden stark von den Milieubedingungen (Redoxpotential, pH-Wert) beeinflusst. (WOZNIAK, 2008)

Bei der biologischen oder mikrobiellen Kolmation können unterschiedliche Organismen eine Porenraumverstopfung auslösen. Solche Organismen sind beispielsweise Bakterien, Algen, Pilze, tierische Ein- oder Mehrzeller oder höhere Pflanzen. Sehr häufig sind Bakterien an der Kolmation beteiligt (SCHWARZ et al., 2003). Durch den Anstieg der Biomasse kommt es zur Ausbildung eines Biofilms, der die Poren stark verengen kann. Des Weiteren produzieren Mikroorganismen beim Stoffwechsel Gase (Kohlenstoffdioxid und Methan), welche ebenfalls die Poren belegen können (UHL et al., 2007).

Alle Kolmationsursachen führen zu einer Verengung des Porenkanals. Im Extremfall sind die Porenkanäle so stark verengt bzw. verstopft, dass kein Abwasser durch den Filter fließen kann, was als Totalkolmation bezeichnet wird. (SCHWARZ et al., 2003)

2.3.4 Betriebszustände

Die Betriebszustände von RBF können auch Auswirkungen auf die Reinigungsleistung haben. Für Retentionsbodenfilter werden bezüglich des Filterkörpers verschiedene Betriebszustände beobachtet: immer trockenfallend, teileingestaut, volleingestaut. Diese können gezielt herbeigeführt werden. (WOZNIAK, 2008)

Retentionsbodenfilter werden nach jedem Einstauereignis vollständig entleert, so dass sie mit Luftsauerstoff versorgt werden (MKULNV, 2015). Der Einstau des RBF stellt eine Belüftungsbarriere dar. Der Zutritt von Luftsauerstoff wird damit erheblich erschwert oder sogar ganz verhindert (WOZNIAK, 2008). Ein Dauereinstau reduziert die Belüftung des Filters signifikant. Der für die aeroben Reinigungsabläufe notwendige Sauerstoff kann bei einem Dauereinstau nur in verringertem Maß in den Filter eingebracht werden. Ein langanhaltender Teileinstau oder Überstau kann die Nitrifikation und den Kohlenstoffabbau hemmen. Es kann auch zu Eisen- und Phosphormobilisierungen und zur Manganfreisetzung kommen (WOZNIAK, 2008; MKULNV, 2015). Zudem führt eine dauerhafte Beschickung von RBF über mehrere Wochen zwangsläufig zu einer Erschöpfung der Sorptionskapazität. An einer Großanlage wurde nach vierwöchiger Dauerbeschickung ein vollständiger Durchbruch der NH_4 -Zulaufkonzentration festgestellt (DITTMER, 2006).

Weitere mögliche Probleme für dauereingestaute RBF sind die Versalzung, die Schadstoffanreicherung im Wasserdepot, die Versauerung des Wasserdepots, geringer Austausch der Bodenluft, eingeschränkte Wurzelatmung, schubweise Entlastung der Schmutzfracht aus dem Anstaudepot oder Keimbildung im Wasserdepot. Zusätzlich besteht die Gefahr von Phytopathogenen. Insbesondere durch die Verwendung von Mischwasser im

Dauereinstau wird das Gefahrenpotenzial unnötig erhöht. Die Anzahl an Bakterien kann in der Nährlösung innerhalb von Stunden von weniger als 1.000 koloniebildenden Einheiten je Milliliter auf mehr als 100.000 steigen. (ROTH-KLEYER et al., 2010)

Bei anaeroben Verhältnissen können Gerüche durch H_2S -Bildung und Verockerungen in den Ablaufschächten auftreten. Dauerbeschickungen in Verbindung mit hohen stofflichen Belastungen können zu einer Kolmation von RBF bis zum völligen Versagen führen. (WOZNIAK, 2008)

Wie FUCHS (2003) berichtet, kommt es darüber hinaus bei dauerhaft eingestauten Anlagen nach einiger Zeit zu massiven Eisen- und Phosphormobilisierungen. Dies trete auch dann auf, wenn das Filtermaterial ursprünglich kaum Eisen enthalten habe. FUCHS (2003) begründet dies mit dem Redoxpotential des Filters (vgl. auch Kapitel 2.3.10).

Bei den Betriebszuständen wird zwischen Trockenphase und Betriebsphase unterschieden. Die Umsatzprozesse der Betriebsphase werden beeinflusst von der Dauer der vorhergehenden Trockenphase. Während einer Betriebsphase setzen sich vor allem die Organismen durch, die unter den gegebenen Bedingungen der wachsenden Sauerstoffarmut den schnellsten Stoffumsatz und die höchsten Reproduktionsraten besitzen. Unmittelbar nach Einstauende finden dann die Organismen verbesserte Bedingungen, die bereits zuvor geeignete Nährstoffe, jedoch nicht genügend Sauerstoff vorfanden. Mit fortschreitender Trockenperiode werden leicht umsetzbare Verbindungen aufgebraucht und die Biozönose stellt sich auf den Umsatz partikulärer Stoffe ein. Damit entfernt sich die mikrobielle Besiedelung von den optimalen Voraussetzungen zur Reduzierung akuter Belastungen. Die Filterleistung sinkt mit zunehmender Dauer der Trockenperiode. Im Umkehrfall kann eine sehr kurze Pause zwischen Betriebsphase und folgender Beschickung zu einer unvollständigen Regeneration der Reinigungsleistung führen. (MEYER, 2011)

2.3.5 Drosselabfluss und Filtergeschwindigkeit

Die Abläufe der Retentionsbodenfilter werden auf eine bestimmte Abflussspende gedrosselt. Ein Drosselorgan begrenzt den Filterdurchsatz und damit die Filtergeschwindigkeit. Damit wird die Aufenthaltszeit des Wassers im Filtersubstrat eingestellt. (LUBW, 2002). Die Drosselabflussspende (q_{Dr}) soll dabei dem Reinigungsziel der einzelnen Stoffe angepasst werden, sie darf dabei im Mischsystem zwischen $q_{Dr} = 0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ und $0,03 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ liegen (MKULNV, 2015). Die Filtergeschwindigkeit (v_F) liegt dann in einem Bereich zwischen $v_F = 1\cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ und $3\cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ (DWA, 2005).

Die angesetzte Drosselabflussspende bestimmt die Filtergeschwindigkeit des Abwassers im Filterkörper, die Diffusion, die Grenzschichternewerung und die Sorption und beeinflusst somit die Prozesse des Stoffaustausches am Biofilm. Die Veränderung der Drosselabflussspende hat zweierlei Auswirkungen auf die Reinigungsprozesse. Einerseits

trägt der Anstieg der Filtergeschwindigkeit zur Erhöhung der Turbulenzen bei und verstärkt somit den Stoff- und Gasaustausch in der flüssigen Phase, was die Entfernung der Abwasserinhaltsstoffe durch Sorptionsprozesse fördern kann. Andererseits wird dadurch die Aufenthaltszeit des Abwassers im Filter verkürzt, und nach der Unterschreitung einer optimalen Kontaktzeit des infiltrierenden Abwassers mit dem Biofilm sinkt die Reinigungsleistung. Infolge unterschiedlicher Kontaktzeiten mit der Biozönose kann die Ablaufgeschwindigkeit somit auf die Umsatzprozesse einwirken (MEYER, 2011).

Untersuchungen an Säulenmodellen im Labormaßstab haben den Einfluss der Drosselung auf die Reinigungsleistung bestätigt. Eine Steigerung der Reinigungsleistung hinsichtlich CSB und Ammonium wurde an gedrosselten Säulen im Vergleich zu ungedrosselten Säulen beobachtet. Bei den Säulen mit einem größeren Substrat hat sich die Drosselung positiv auf den CSB-Wirkungsgrad ausgewirkt (WOZNIAK, 2008). Durch die Drosselung wird die Aufenthaltszeit erhöht, was bei größeren Filtersubstraten die Randbedingungen für den CSB-Rückhalt verbessert. Einen deutlichen Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf die Reinigungsleistung wurde auch an Laborsäulen, die mit synthetischem Abwasser beschickt wurden, festgestellt. Bei einer Drosselung auf $q_{Dr} = 0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ wurde ein CSB-Wirkungsgrad von 96 % erreicht, bei $q_{Dr} = 0,05 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ von 86 %. Nach der Reduzierung der Zulaufbelastung haben sich die Wirkungsgrade angeglichen (DITTMER, 2006). Bei Untersuchungen an Großanlagen hingegen verursachte eine Verdoppelung bzw. Verdreifachung des Drosselabflusses von $0,01 \text{ l/(s}\cdot\text{m}^2)$ keine gravierende Änderung der CSB- und Ammoniumablaufkonzentrationen (WOZNIAK, 2008). Diese Ergebnisse relativieren wiederum den Einfluss der Drosselabflusses auf die Reinigungsleistung.

Neben der Filtergeschwindigkeit beeinflusst auch das Beschickungsvolumen die ermittelten Zusammenhänge. Je kleiner die Beschickungshöhe, desto größer ist der Anteil der ungesättigten Durchströmung am Gesamtdurchsatz. Die Wirkung der Drosselung auf das Gesamtergebnis ist damit geringer. (DITTMER, 2006)

2.3.6 Filtervegetation

Über den Einfluss des Bewuchses auf die Reinigungsleistung herrschte besonders in den ersten Jahren der Forschung zur Retention in vergleichbar bepflanzten Constructed Wetlands Uneinigkeit (GUMBRICHT, 1993). Nach heutigem Kenntnisstand dienen die Pflanzen dazu, die Aufnahmefähigkeit des Bodens zu erhalten und Kolmation zu verhindern. Sie gelten deshalb als ein wichtiger Bestandteil von Retentionsbodenfiltern (MKULNV, 2015). Das Risiko einer Kolmation ist bei unbepflanzten Filtern wesentlich größer als bei bepflanzten Filtern. Auf einem unbepflanzten Filter reicht bereits eine fünf Millimeter starke Sedimentschicht aus, um die Infiltrationsleistung extrem abzumindern.

Daneben werden den Pflanzen eine Vielzahl weiterer positiver Eigenschaften zugeschrieben: Eintrag von Sauerstoff, Entzug von Stickstoff, Phosphor und Metallen sowie eine hohe

Verdunstungsrate. Diese Wirkungen sind jedoch von untergeordneter Bedeutung (LUBW, 2002). Allerdings begünstigt die große Blattoberfläche Sedimentablagerungen (MKULNV, 2015).

Nur bestimmte Pflanzen sind für die Bepflanzung der Filteroberfläche in RBF geeignet. Die Pflanzen müssen sich den wechselnden hydraulischen Verhältnissen im Filterboden anpassen können. Die Wasserversorgung für das Wachstum der Pflanzen ist dabei von entscheidender Bedeutung. Sie ist im Wesentlichen von der Wasserverfügbarkeit im Boden abhängig. Zudem müssen die Pflanzen unter Sauerstoffmangel überleben können, der während der Einstauphase herrscht. (FRECHEN, 2013)

Schilf hat sich als Filtervegetation bei Bodenfiltern am besten bewährt. Es erfüllt alle genannten Anforderungen (MKULNV, 2015). Schilf ist eine konkurrenzfähige Pflanze, die bei ausreichender Wasserversorgung schnell wächst und so unerwünschte Gräser wie Unkraut weitestgehend verdrängt.

Die Etablierung von Schilf erfolgt im ersten Betriebsjahr im Teileinstau. Der Schilfbestand wird nicht geerntet. Durch das Absterben der Schilfhalme im Herbst bildet sich auf der Filteroberfläche eine schützende Streuschicht. Sie verhindert die Bildung einer geschlossenen Schlammschicht. Die Streuschicht ist biologisch aktiv, stellt organische Sorptionsflächen bereit und wirkt als Wärmedämmung. Wird das zu behandelnde Abwasser in der ersten Stufe ausreichend von absetzbaren Stoffen befreit und ist der Filter entsprechend bemessen, so kann bei einer Schilfbepflanzung die Ausbildung einer Kolmationsschicht ausgeschlossen werden. (LUBW, 2002)

2.3.7 Temperatur

Die Umsatzprozesse in RBF scheinen von der im Filterkörper herrschenden Temperatur abhängig zu sein. Die Temperatur im betrieblich gesättigten Filter wird weitgehend durch die Temperatur des Beschickungswassers bestimmt. Temperaturanstiege wirken sich auf die Sorption durch Ionenaustausch negativ aus, während chemische Bindungen zunehmen (MEYER, 2011). Auch der biologische Umsatz kann von der Temperatur beeinflusst werden (UHL et al., 2007). Durch niedrige Temperaturen können die „biologischen antagonistischen Effekte der Filterbiozönose“ verringert werden. Viele Mikroorganismenpopulationen sind bei niedrigeren Temperaturen länger lebensfähig (WALDHOFF, 2008). Einen wesentlichen Einfluss auf die mikrobiellen Umsatzprozesse besitzt auch die Bodentemperatur. (MEYER, 2011).

Die Temperatur kann auch die Kolmationsvorgänge beeinflussen, dieser Einfluss ist jedoch nicht eindeutig. Einerseits kann die niedrige Temperatur aufgrund gesunkener mikrobieller Aktivität am Anfang des Filterbetriebs zu großen Ablagerungen von Feststoffen führen.

Andererseits wurden in Laborversuchen mit abnehmender Temperatur zunehmende Versickerungsraten gemessen. (WOZNIAK, 2008)

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Umgebungs- sowie Wassertemperatur und der Reinigungsleistung konnte bislang nicht nachgewiesen werden. Der Rückhalt von Ammonium scheint jedoch relativ unempfindlich gegenüber Temperaturschwankungen zu sein. (FUCHS, 2003; DITTMER, 2006; WOZNIAK, 2008)

2.3.8 pH-Wert

Sowohl die Sorption von Ammonium als auch die von Schwermetallen ist abhängig vom pH-Wert (UHL et al., 2007). Der pH-Wert beeinflusst die Löslichkeit vieler Substanzen im Wasser, besonders von Schwermetallen (WOZNIAK, 2008). So nimmt die Löslichkeit von Schwermetallen bei sinkendem pH-Wert anfangs langsam, später aber immer deutlicher zu (UHL et al., 2007). Dadurch können Schwermetalle remobilisiert werden (DITTMER, 2006).

Auch das mikrobiologische Wachstum hängt vom pH-Wert ab (WOZNIAK, 2008). Durch das Absinken des pH-Wertes wird die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat gehemmt (DITTMER, 2006).

Um den pH-Wert zu stabilisieren bzw. zu erhöhen kann dem Filtersubstrat Carbonat, in Form von Kalkstein (Calciumcarbonat CaCO_3), beigemischt werden. Durch die Stabilisierung wird der Mobilisierung von Schwermetallen entgegengewirkt (MKULNV, 2015). Carbonathaltige Böden sind außerdem günstig für die Nitrifikation und erzielen einen besseren CSB-Abbau. In carbonatfreien Böden mit niedrigem pH-Wert ist die Phosphatsorption hingegen deutlich höher. Hohe Ammoniumsorption und hohe Phosphatsorption stehen deshalb bezüglich des Boden-pH-Wertes im Widerspruch. Grundsätzlich sollten pH-Werte unter 6 vermieden werden (LUBW, 2002).

2.3.9 Bodenluft und Sauerstoffgehalt

Als Bodenluft werden alle Teile des Porenvolumens bezeichnet, die nicht mit Wasser gefüllt sind. Die Bodenluft zeigt generell eine veränderte Konzentrationsverteilung gegenüber der atmosphärischen Luft. Die wichtigsten Unterschiede sind der geringere Sauerstoffanteil und der erhöhte Kohlenstoffdioxidgehalt. Die Zusammensetzung der Bodenluft wird von der biologischen Aktivität der Wurzeln und der Mikroorganismen sowie des im Boden gehemmten Luftaustausches bestimmt. Die Bodenluft hat einen Einfluss auf die mikrobiologischen Umsatzprozesse. Die Mikroorganismen verbrauchen Sauerstoff in offenen Bodensystemen, gleichzeitig produzieren sie beim Um- und Abbau von organischen Substanzen Kohlendioxid. Als weitere Produkte dieser Prozesse entstehen im Boden auch andere Gase (z.B. Stickstoff, Methan). Die Menge an Bodenluft ist vor allem vom Wassergehalt im Boden abhängig. Die am tiefsten liegenden Porenräume werden zuerst mit Wasser gefüllt. Die Luft wird aus den kleinsten Poren verdrängt und sammelt sich in den

größeren Poren, so lange es nicht genug Wasser gibt, um auch diese Poren zu füllen. Somit ist die Menge der Bodenluft unter anderem von der Tiefe, dem Wassergehalt, dem Porenvolumen und der Porenverteilung abhängig. Die gleichen Faktoren bestimmen auch den Austausch der Bodenluft mit der Atmosphäre. Mit zunehmender Tiefe sinkt aufgrund der biologischen Aktivität von Mikroorganismen der Sauerstoffgehalt und wächst der Anteil an Kohlendioxid in der Bodenluft. Der verbrauchte Sauerstoff kann nur langsam von der Atmosphäre ersetzt werden. Der Luftaustausch wird insbesondere vom hohen Wassergehalt und von der Feinkörnigkeit des Bodens beeinträchtigt. (WOZNIAK, 2008)

Die Sauerstoffkonzentration zählt zu den wichtigsten Parametern in der biologischen Abwasserreinigung. Sauerstoff wird gebraucht, um Kohlenstoffverbindungen abzubauen und Stickstoffverbindungen zu Nitrat zu oxidieren (WOZNIAK, 2008). Die ausreichende Sauerstoffversorgung ist die Grundbedingung für den optimierten Abbau von Abwasserinhaltsstoffen (UHL et al., 2007). Ein Mangel an Sauerstoff gilt als Hauptursache für die Störung von biologischen Abbauprozessen in Bodenfiltern. Eine ungenügende Sauerstoffversorgung verursacht eine Störung zwischen Zellwachstums- und -sterbeprozessen. Der verfügbare Sauerstoff wird bei hohen Umsatzgeschwindigkeiten vorzugsweise für den Betriebs- und Baustoffwechsel der leicht abbaubaren Abwasserinhaltsstoffe genutzt. Auch für die Vermeidung der Kolmation ist das Aufrechterhalten der aeroben Bedingungen im Filterkörper eine Voraussetzung. Die Sauerstoffkonzentration im Abwasser ergibt sich aus der Sauerstoffanreicherung durch die umgebende Luft, dem biogenen Sauerstoffgehalt und den sauerstoffzehrenden Vorgängen durch chemische Reduktion oder mikrobielle Sauerstoffzehrung (WOZNIAK, 2008).

Sauerstoff kann über verschiedene Wege in den Filterkörper eingetragen werden. Bei der Entleerung des Filterkörpers wird das ablaufende Abwasser durch Luft ersetzt. Auf Grund eines Konzentrationsgefälles kommt es zum Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre. Dabei kann Sauerstoff über die Filterfläche oder die Dränage in das Filtersystem eintreten (UHL et al., 2007). Sauerstoff kann auch über das Zulaufwasser in den Filter eingetragen werden (WOZNIAK, 2008). Da die Wassersättigung eines Bodens Sauerstoffmangel begünstigt, kann die Sauerstoffversorgung von Böden durch den Wechsel von Überflutung und anschließendem Trockenfallen zeitlich stark variieren (HAHN, 2014). Eine grobe Betrachtung der Sauerstoffverfügbarkeit unterscheidet die Betriebsphase von der Trockenphase als Zeiten eines begrenzten bzw. unbegrenzten Sauerstoffdargebotes (MEYER, 2011). Während der Trockenphase ist Sauerstoff aufgrund der Belüftung des Filterkörpers verfügbar. Während des Betriebs ist dagegen aufgrund des Überstaus der Gasaustausch zwischen Filterkörper und Atmosphäre stark eingeschränkt. So sind die Bedingungen für die Nitrifikation während der Betriebsphase äußerst ungünstig (DITTMER, 2006). Durch einen dauerhaften Einstau können die Reserven des Sauerstoffeintrags durch das Beschickungswasser und die verbliebene Porenluft aufgezehrt werden. Infolgedessen

treten anoxische oder gar anaerobe Milieubedingungen auf, die einen verminderten Kohlenstoffabbau zur Folge haben. Durch einen regelmäßigen Wechsel zwischen Betriebs- und Trockenphase wird dies vermieden (MEYER, 2011).

2.3.10 Redox-Verhältnisse

Das Redoxpotential ist ein Messwert zur Analyse von chemischen Prozessen. Bei einer Redoxreaktion werden Elektronen von einem Element oder Molekül (= Elektronendonator bzw. Reduktionsmittel) auf ein anderes Element oder Molekül (= Elektronenakzeptor, Oxidationsmittel) übertragen. Diese Reaktionen laufen stets gekoppelt ab. Zentrale Vorgänge im Boden wie Nährstoffhaushalt (Löslichkeit), biologische Aktivität (Zeretzungsrate) oder Verwitterung werden vom Redoxpotential beeinflusst. Das Redoxpotential ist ein Anhaltspunkt für die Sauerstoffverfügbarkeit in Böden und wird in Volt oder in Millivolt (V bzw. mV) ausgedrückt. Ein Redoxpotential > 300 mV zeigt oxidierende Verhältnisse an. Redoxpotentiale < 300 mV wirken schwach und < -100 mV wirken stark reduzierend. (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010)

Viele biologische Prozesse in der Natur werden durch die Redoxwerte bestimmt. Die biologischen Umsetzungen von Kohlenstoff- und Stickstoff-Elementen sind z.B. Redoxreaktionen. Das mikrobiologische Wachstum ist vom Redoxmilieu abhängig. Insbesondere hat die mikrobiologische Aktivität einen großen Einfluss auf die Redoxspannung ihrer Umgebung. Im Boden ist die organische Substanz das wichtigste Reduktionsmittel. Sie wird vorwiegend mikrobiell zu CO₂ oxidiert und verbraucht dabei Sauerstoff im Boden. Der Sauerstoff ist für das sich einstellende Redoxpotential von besonderer Relevanz. Schon eine geringe Änderung des Sauerstoffgehalts hat einen großen Einfluss auf das Redoxpotential (WOZNIAK, 2008). Gut durchlüftete, stark saure Böden weisen die höchsten Redoxpotentiale auf (bis +800 mV). Die niedrigsten Werte treten unter anaeroben, neutralen bis alkalischen Bedingungen auf (bis -350 mV) (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010).

Das Redoxpotential kann die Mobilisierung von Schwermetallen beeinflussen. Bei einer länger andauernden schlechten Sauerstoffversorgung des Bodens sinkt das Redoxpotential. Dadurch können durch die Reduktion der Oxide die festgelegten Schwermetalle mobilisiert werden. (FRECHEN, 2013)

2.4 Rückhalt von Standardparametern

2.4.1 Kohlenstoffverbindungen

Die Kohlenstoffverbindungen gehören zum Hauptbestandteil der organischen Abwasserinhaltsstoffe. Die Kohlenstoffverbindungen werden über Summenparameter, welche die Summe an organischen Kohlenstoffverbindungen erfassen, wie z.B. CSB, BSB gemessen. Die Stoffgruppe, die als CSB gemessen wird, umfasst eine große Vielzahl von

Verbindungen (WOZNIAK, 2008). Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist ein Summenparameter, der ausdrückt, wieviel Sauerstoff zur vollständigen Oxidation von organischen Stoffen zu CO₂ und Wasser erforderlich ist (GUJER, 2006).

Der Gesamt-CSB kann in partikuläre (langkettige Verbindungen) und gelöste (kurzkettige Verbindungen) Anteile differenziert werden. Ein Teil des partikulären CSB wird in der Vorstufe, also im RÜB, durch Sedimentation zurückgehalten. Die in der Vorstufe reduzierte Konzentration gelangt dann in den RBF. Dort wird der partikuläre CSB bei der Infiltration in den Filterkörper durch Flächenfiltration stark verringert. Kleinere Partikel dringen tiefer in den Filter ein und werden dort durch Raumfiltration fast vollständig zurückgehalten. Der partikuläre CSB wird anschließend in den Trockenphasen abgebaut bzw. mineralisiert. Der gelöste CSB unterliegt in RBF teilweise den Prozessen der Sorption und des biologischen Abbaus. Der Abbau des gelösten CSB im Abwasser steigt mit der Belüftung während der Verteilung auf der Filteroberfläche an und setzt sich mit Eindringen in tiefer liegende Horizonte fort. (MEYER, 2011)

Der Kohlenstoffabbau im Filter erfolgt durch heterotrophe Mikroorganismen und kann je nach Milieubedingungen anaerob oder aerob ablaufen. Im aeroben Milieu werden die Stoffe unter Mitwirkung von Sauerstoff bis zu sehr energiearmen Endprodukten umgewandelt. Grundvoraussetzung für diesen Abbauweg ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung über die Filteroberfläche oder das Drainagesystem. Unter anaeroben oder anoxischen Bedingungen werden die C-Verbindungen langsamer metabolisiert und der Kohlenstoffabbau wird gehemmt. Es kann zur Bildung von organischen Zwischenprodukten (z.B. organische Säuren) oder zu Methan (CH₄) kommen (WOZNIAK, 2008). In der anoxischen Phase kann es zu einer Filterüberlastung kommen, d.h. es kommt zu einem Durchbruch der gelösten CSB-Konzentrationen vom Retentionsraum in den Ablauf (MEYER, 2011).

Der Kohlenstoffabbau wird von den Betriebsverhältnissen bestimmt. Die mit der Beschickung eingetragene organische Substanz wird in der Betriebsphase überwiegend durch Filtration und Sorption zwischengespeichert und erst in der folgenden Trockenphase unter unlimitierter Sauerstoffverfügbarkeit umgesetzt. (DITTMER, 2006)

2.4.2 Stickstoffverbindungen

Stickstoff tritt im Abwasser in anorganischen und organischen Verbindungen auf. Anorganisch gebundener Stickstoff kommt vorwiegend als Ammonium und Nitrat (NO₃⁻) vor (STEFANAKIS et al., 2014).

Der Abbau von Stickstoffverbindungen erfolgt in verschiedenen Prozessen, die teilweise parallel verlaufen (PINNEKAMP et al., 2013). Die Hauptprozesse sind die Nitrifikation,

Denitrifikation und Mineralisierung (Ammonifikation) (WOZNIAK, 2008). Die Prozesse sind in Abbildung 2.5 dargestellt.

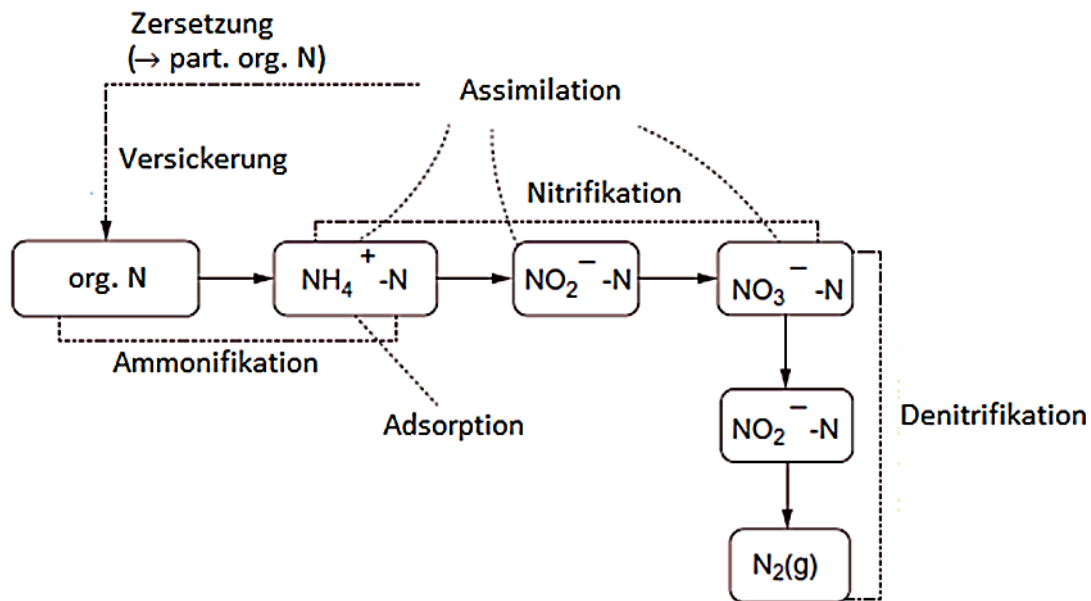


Abbildung 2.5: Umwandlungsprozesse der Stickstoffverbindungen (nach STEFANAKIS et al., 2014)

Bei der Nitrifikation wird unter aeroben Bedingungen $\text{NH}_4\text{-N}$ durch eine biologische Oxidation in NO_3^- überführt. Diese Reaktion ist durch einen hohen Sauerstoffverbrauch gekennzeichnet.

Die Sauerstoffverfügbarkeit ist im RBF während eines Beschickungsereignisses begrenzt und die Bedingungen für die Nitrifikation sind ungünstig (WOZNIAK, 2008). Deshalb finden während der Einstauphase vorwiegend Sorptionsprozesse der Stickstoffverbindungen (Ammonium und organisch gebundener Stickstoff) an der Bodenmatrix des Filterkörpers statt (PINNEKAMP et al., 2013). Andere Ionen (z.B. Na, K, Mg, Ca) gehen in Lösung (MUNLV, 2003). Erst bei ausreichend langen Trockenphasen und guter Belüftung des Filterkörpers erfolgen die Nitrifikation der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Verbindungen und ein Freiwerden der vorher belegten Bindungsplätze. Das Nitrat geht als Anion in Bodenlösung (MUNLV, 2003) und wird bei der folgenden Beschickung ausgewaschen (WOZNIAK, 2008). Die bei der Nitrifikation entstehenden biogenen Säuren (H^+ -Ionen) müssen durch das Filtersubstrat neutralisiert werden, um ein Absinken des pH-Wertes und eine Hemmung der Nitrifikation zu vermeiden. Dies wird durch die Verwendung von carbonathaltigen Filtersubstraten erreicht, wobei der Carbonatanteil mit der Zeit aufgebraucht wird und somit die Neutralisationskapazität des Substrates zeitlich begrenzt ist (BRUNNER und ROTH, 2004). WOZNIAK (2008) vermutet, dass Nitrifikationsprozesse bereits während der Filtrationsphase einsetzen. Dies hängt jedoch maßgeblich vom Grad des Sauerstoffeintrags in das Filtermaterial und der Dauer des Filtereinstaus ab.

In den Trockenphasen wird der organische Stickstoff in Ammonium umgewandelt und oxidiert. Hier spielt der pH-Wert eine zentrale Rolle. Für die Mineralisierung sind jedoch ausreichend lange Trockenphasen notwendig, so dass es in Zeiten häufiger Beschickung zu einer Anreicherung von organischem Material im Filter kommt. (DITTMER, 2006)

Im Fall von Ammonium hängt die Sorptionskapazität von den Verhältnissen im Filter, unter anderem der Dauer der Trockenphase im Vorfeld des Ereignisses ab, da es nach einigen Wochen Trockenheit zur Abnahme der aktiven Biomasse und zu Veränderungen der Milieubedingungen im Inneren kommt (SCHWARZ, 2004; WOZNIAK et al., 2006). DITTMER (2006) beschreibt einen weitgehenden Rückhalt durch Sorption während der Beschickungsphase, die in der ersten Phase eines Ereignisses zunächst zu einer Ablaufkonzentration kleiner 0,1 mg/l führt. Ist der Filter soweit beladen, dass die Sorptionskapazität nahezu erschöpft ist, führt dies zu einem kontinuierlichen Anstieg der Ablaufkonzentration und schließlich in einer letzten Phase zu einem Filterdurchbruch, in der DITTMER (2006) die Zulaufkonzentration gleich der Ablaufkonzentration bilanzierte. Die beiden letzten Phasen konnten jedoch in dieser Ausprägung nur für Ammonium-Zulaufkonzentrationen von maximal 5 mg/l beobachtet werden (DITTMER, 2006). Zudem wurden höhere Eliminationsraten bei höherem Feinkornanteil nachgewiesen. (ORB, 2012)

Die Mineralisierung der Stickstoffverbindungen ist neben der Nitrifikation der wichtigste Prozess im Stickstoffhaushalt (MEYER, 2011). Bei der Mineralisierung wird der im Boden organisch gebundene Stickstoff durch verschiedene Mikroorganismen umgewandelt. Der erste Schritt ist die Ammonifikation. Dauert eine Trockenphase länger an – DITTMER (2006) hat eine Phase von mehr als fünf Tagen in Laborversuchen als entscheidend ermittelt -, tragen Mikroorganismen durch die Ammonifikation von organischen N-Verbindungen, die in den Filter eingetragen werden, zur Entstehung von Ammonium bei. Dieses wird in der Folge ebenfalls nitrifiziert und schlägt sich bei Neubeschickung des Filters in einem deutlichen Nitratstoß nieder (DITTMER, 2006). Bei fehlendem Puffervermögen des Filtermaterials kann es zu einer Senkung des pH-Wertes im Boden kommen, was zu einer Behinderung der Nitrifikation und einer Remobilisierung von Schwermetallen führen kann (MUNLV, 2003).

Der Abbau von Ammonium und Nitrat durch Pflanzen spielt im RBF keine Rolle. Da Retentionsbodenfilter in der Regel nicht bewirtschaftet werden. Die durch die Pflanzen aufgenommenen Bestandteile werden nach ihrem Absterben wieder an den Filter zurückgegeben. (PINNEKAMP et al., 2013)

Bei der Denitrifikation wird Nitrat unter anoxischen Bedingungen zu elementarem Stickstoff (N_2) umgewandelt. Diese Reaktion läuft in Abwesenheit von freiem gelöstem Sauerstoff ab. Im Boden können Denitrifikation und Nitrifikation nebeneinander ablaufen (WOZNIAK, 2008).

2.4.3 Phosphor

Phosphor gilt in seinen verschiedenen Formen als Nährstoff. Tritt er in zu hohen Mengen auf, spielt er eine wesentliche Rolle bei der Eutrophierung von Gewässern. Daher ist die P-Elimination vor allem an schutzbedürftigen Gewässern anzustreben (WOZNIAK, 2008). Phosphor liegt im Wasser in Form von gelöstem Ortho-Phosphat (Salze der Phosphorsäure) und als organisch gebundener Phosphor, z.B. als Anteil in den Nukleinsäuren, vor (GUJER, 2006).

In Retentionsbodenfiltern kann der Rückhalt bzw. die Umsetzung von Phosphorverbindungen über mechanische, chemisch/physikalische und biologische Prozesse ablaufen. Diese Prozesse können sich zum Teil gegenseitig beeinflussen oder überlagern. (FELMEDEN, 2013)

Phosphor liegt im Mischwasser in gelöster oder partikulärer Form vor. Der partikulär gebundene Phosphor macht rund 50 % der Gesamtkonzentration aus und kann mittels Sedimentation und Filtration (mechanische Prozesse) zurückgehalten werden. Phosphor wird so aber nur begrenzt aus dem Abwasser entfernt, da der partikuläre Anteil nach den Absetz- oder Filtrationsvorgängen wieder aufgewirbelt und weitertransportiert werden kann (FELMEDEN, 2013). Teilweise kann Phosphor durch Mineralisierung in gelöste Form überführt werden (MKULNV, 2015).

Der Großteil der Phosphorverbindungen wird bei der Bodenpassage durch physikalisch-chemische Reaktionsmechanismen im Boden als schwerlösliche Salze sorbiert (WOZNIAK, 2008). Phosphat (PO_4^{3-}) wird dabei durch Anionenaustausch an die Bodenmatrix angelagert. Die Sorption des gelösten Phosphats ist jedoch nicht dauerhaft, sondern begrenzt (FRECHEN, 2013). Der Vorgang endet, wenn alle Sorptionsplätze für P-Verbindungen belegt sind (WOZNIAK, 2008). Nach einigen Betriebsjahren kann deshalb eine Rücklösung von Phosphor in die flüssige Phase erfolgen (PINNEKAMP et al., 2013).

Um Phosphorverbindungen fixieren zu können, muss das Filtersubstrat mit sorptionsstarken Inhalts- oder Zuschlagsstoffen ausgestattet sein. Die üblichen eingesetzten Sande weisen nur eine geringe Sorptionsfähigkeit auf und müssen durch geeignete Zuschlagsstoffe melioriert werden (FRECHEN, 2013). Dafür eignen sich Eisenhydroxide (MKULNV, 2015). Eisenreiche Böden bringen die besten Voraussetzungen mit um Phosphat zu fixieren (LUBW, 2002). Böden mit niedrigem pH-Wert zeigen eine deutlich höhere Phosphatsorption auf, als Böden mit hohem pH-Wert (LUBW, 2002). Im pH-neutralen bis alkalischen Bereich wird Phosphat durch Calcium gebunden. Im sauren Bereich wird die Bindung durch Eisen oder Aluminium begünstigt (FRECHEN, 2013).

Die Anreicherung von Phosphat im Bodenfilter wird häufig im gleichen Kontext behandelt wie die Anreicherung von Schwermetallen und Carbonat (MUNLV, 2003), da Phosphate nicht

abgebaut werden können, sondern „als schwerlösliche Salze weitgehend im Boden gebunden werden“ (MUDRACK und KUNST, 1991). BRUNNER und ROTH (2004) führen jedoch an, dass nach einigen Betriebsjahren eine Rücklösung in die flüssige Phase erfolgt. Die dazu führenden Randbedingungen sind jedoch bislang nicht bestimmt worden. HMUELV (2011) führt als Mittel zur langfristigen Fixierung von Phosphorverbindungen die Melioration des Filtersandes mit eisenhaltigen Zuschlagsstoffen auf. Ein effektiver Rückhalt von 50 % des eingetragenen Phosphors ist demnach für meliorierte Filter bis zu 15 Jahre möglich, für nicht meliorierte Filter jedoch nur für 4,8 Jahre. Diese Daten wurden anhand von zwei großtechnischen Anlagen ermittelt.

Zu einem geringen Anteil kann auch der Schilfbewuchs den Rückhalt der partikulär gebundenen P-Fractionen unterstützen. Hierbei überlagern sich Adhäsions-, Sedimentations- und Filtrationsvorgänge auf stehenden Schilfpflanzen und innerhalb der Streuschicht (FELMEDEN, 2013). Dieser Anteil verbleibt jedoch auf dem Filter, da abgestorbene Pflanzenbestandteile im Retentionsbodenfilter nicht abgetragen werden (PINNEKAMP et al., 2013; GUMBRICHT, 1991; BRIX, 1997).

2.5 Rückhalt von Schwermetallen

Schwermetalle sind umweltrelevante Schadstoffe, die geogenen oder anthropogenen Ursprungs sind. Die Schwermetallbelastungen in Oberflächengewässern resultieren entweder aus diffusen oder aus punktförmigen Quellen (FRECHEN, 2013). Sie stammen hauptsächlich von Trenngebiets- oder Mischwasserentlastungsabflüssen, diese verursachen rund 10 bis 40 % der gesamten Schwermetallemissionen (FRECHEN, 2013; SCHMITT et al., 2005). Die im Abwasser enthaltenen Schwermetalle sind prinzipiell nicht abbaubar und werden auf dem Weg vom Kanal in ein Gewässer an den Feststoffphasen angereichert (FRECHEN, 2013).

Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) und Zink (Zn) sind toxikologisch besonders relevante Schadstoffe und werden in vielen rechtlichen Regelungen als prioritäre Stoffe aufgeführt. Sie liegen als gelöste oder als partikuläre Teilfraktionen vor. Die gelösten Schwermetalle können als freie Ionen oder als anorganische oder organische Komplexe vorliegen und sind dann biologisch verfügbar oder nur teilweise biologisch verfügbar. Die partikulär gebundenen Schwermetalle sind nicht biologisch verfügbar. Die Verteilung zwischen der gelösten und partikulären Phase hängt von verschiedenen Faktoren (z.B. pH-Wert, Redoxverhältnisse) ab. (SCHMITT et al., 2005)

Für den Rückhalt der Schwermetalle im RBF sind vor allem die Prozesse der Filtration, Adsorption und Fällung ausschlaggebend. Partikulär gebundene Schwermetalle werden vor allem durch die Filtration zurückgehalten. Die löslichen Anteile werden hingegen in der Bodenpassage sorbiert. Sie werden dabei durch die spezifische Adsorption im Boden zurückgehalten (SCHMITT et al., 2005). Im aeroben Milieu bestimmen vorwiegend

unspezifische und spezifische Ad- und Desorptionsprozesse die Metallsorption (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010). Die Adsorption ist stark vom pH-Wert abhängig, eine Senkung des pH-Wertes kann zur Mobilisierung der gebundenen Schwermetalle führen. Deshalb sollen Versauerungsprozesse im Boden minimiert werden (SCHMITT et al., 2005). Viele Untersuchungen belegen den zentralen Einfluss des pH-Wertes auf die Schwermetalladsorption. Im schwach sauren bis alkalischen Milieu liegen Schwermetalle vorwiegend spezifisch gebunden vor (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010). Neben der Filtration und Sorption spielt auch die Fällung eine wichtige Rolle bei der Fixierung von Schwermetallen im Boden. Schwerlösliche Schwermetallverbindungen werden beim Erreichen des Löslichkeitsproduktes ausgefällt. Dabei gehen die Prozesse der Sorption und der Fällung fließend ineinander über. Die Art und das Ausmaß des Vorganges werden vom Metall selbst und dessen Konzentration, sowie der Zusammensetzung der Bodenlösung bestimmt. Bei niedrigen Konzentrationen dominiert die Sorption gegenüber der Fällung. Generell sind die Bindungsarten und Prozesse von Element zu Element verschieden und sie sind von vielen Faktoren abhängig (SCHMITT et al., 2005). Die Bindungsformen und die Mobilität werden von der Bodenreaktion (pH-Wert), dem Redoxpotential, von organischen und anorganischen Komplexbildnern und auch von Mikroorganismen beeinflusst (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 2010). MUNLV (2003) beschreibt eine Anlagerung der Schwermetalle im Filter mit in der Regel abnehmender Konzentration bei zunehmender Filtertiefe. Die Retention findet demnach überwiegend im Sediment statt. Prognosen zur Gesamtaufnahmekapazität fehlen jedoch derzeit.

2.6 Rückhalt von Mikroschadstoffen

Seit etwas mehr als 15 Jahren können sogenannte neuartige Mikroschadstoffe oder Spurenstoffe in Oberflächen- und Grundwasser nachgewiesen werden (HIRSCH et al., 1999; NASU et al., 2001). Kommunales Abwasser kann eine große Anzahl organischer Spurenstoffe enthalten. Schon in sehr niedrigen Konzentrationen können einige dieser Substanzen negative Auswirkungen auf die Umwelt haben. Zu den Mikroschadstoffen gehören Industriechemikalien, Pestizide, Arzneimittelwirkstoffe, natürliche und synthetische Hormone, Körperpflegemittel sowie Umweltkontaminanten wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB) und Phenole (IVASHECHKIN, 2006). Diese Stoffe werden in Kläranlagen nur bedingt oder gar nicht eliminiert (JOSS et al., 2006). Darüber hinaus wird die Problematik durch Starkregenereignisse verstärkt: Durch Entlastungsabflüsse im Mischsystem gelangen erhebliche Mengen an Schadstoffen in die Oberflächengewässer (GASPERI et al., 2011; WELKER, 2007; PASSERAT et al., 2011).

Der Rückhalt von Spurenstoffen in Retentionsbodenfiltern wurde bisher nur wenig untersucht (PINNEKAMP et al., 2013). Erste Ergebnisse zum Rückhalt von einigen Medikamenten und Pflanzenschutzmitteln wurden im Projekt „Überprüfung und Bewertung von Maßnahmen zur

Reduzierung der chemisch-physikalischen und hygienisch-mikrobiologischen Belastungen von Fließgewässern am Beispiel der Swist (SWIST IV, unveröffentlicht) gewonnen. Beispielhaft für Diclofenac mit einer Bestimmungsgrenze von 100 ng/l wurde ermittelt, dass sich für Diclofenac die Anzahl der Positivbefunde von 68 % auf 9 % reduziert. Die Maximalkonzentrationen reduzierten sich um 65 % im Vergleich von Zulauf und Ablauf. Für Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt. Es wurden 33 Ereignisse mit 343 Einzelproben untersucht (MERTENS et al., 2012)

Diese in der Untersuchung von großtechnischen Anlagen gewonnenen Erkenntnisse weisen darauf hin, dass bestimmte Stoffe zurückgehalten werden können. Dies betrifft insbesondere einige Pharmaka und Bisphenol A (MERTENS et al., 2012; PINNEKAMP et al., 2013). Für einige der im vorliegenden Projekt betrachteten Spurenstoffe wurden Rückhalt und Abbau in anderen Zusammenhängen untersucht. Im Labormaßstab stellte MERSMANN (2003) fest, dass einige Pharmaka in gesättigten und ungesättigten Sedimenten abgebaut wurden. Ihre Ergebnisse zeigten eine starke Sorption von Diclofenac in gesättigten Sedimenten und Abbau unter aeroben Bedingungen, während adsorbiertes Carbamazepin zurückgelöst und nicht signifikant reduziert wurde. Hier müssen Effekte von z.B. Struktur und Dicke der Sedimentschicht, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und die chemische Struktur der Verbindung berücksichtigt werden, da unterschiedliche Bedingungen auch zu anderen Ergebnissen führen können (SCHEYTT et al., 2005).

Auch für Sulfamethoxazol und Amidotrizoesäure zeigte eine Untersuchung über den Rückhalt von Spurenstoffen in Uferfiltration zur Trinkwassergewinnung Unterschiede unter aeroben und anaeroben Bedingungen: Während die Reduktion unter aeroben Bedingungen gering war, wurden die Stoffe unter anaeroben Bedingungen deutlich zurückgehalten (SCHMIDT et al., 2003). Für Amidotrizoesäure zeigten Untersuchungen vernachlässigbare Sorption (KALSCH, 1999) und biologischen Abbau in aktivierten Klärschlämmen erst nach mehr als zehn Tagen (HAIß und KÜMMERER, 2006).

Bei den PAK ist bekannt, dass sie in Böden an mineralische Feststoffe oder Huminstoffe adsorbiert werden. Da die PAK nur eine sehr geringe Löslichkeit aufweisen, findet kaum eine Verlagerung im Boden statt. Neben den PAK adsorbieren auch die hydrophoben PCB vornehmlich an die organische Substanz im Boden. Die PAK unterliegen neben der Adsorption auch einem Abbau durch Mikroorganismen. (KASTING, 2002)

Phenole sind aromatische Verbindungen, die aus einem Benzolring und einer oder mehreren daran gebundenen Hydroxylgruppen bestehen. Phenole werden allgemein über den biologischen Abbau, die Sorption, die Pflanzenaufnahme und über die Verflüchtigung entfernt. Der biologische Abbau der Phenole geschieht entweder unter aeroben oder anaeroben Konditionen, wobei der aerobe Prozess in RBF dominiert. (STEFANAKIS et al., 2014)

Arzneimittel, Körperpflegemittel und Hormonstoffe werden überwiegend biologisch abgebaut oder an den Bodenpartikeln adsorbiert. (STEFANAKIS et al., 2014).

Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass der biologische Abbau eines Stoffes keine feste Größe ist, sondern vielmehr von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt wird. Einen wesentlichen Einfluss auf den Abbau organischer Stoffe nehmen unter anderem die Konzentration des Stoffes, seine zeitliche Präsenz und die vorhandene mikrobielle Besiedlung sowie deren Adaptation an den Abbau anthropogener Stoffe eine Rolle. Daneben spielen auch die Redoxbedingungen, der pH-Wert und die Temperatur wichtige Rollen. (KUHLMANN et al., 2010)

Phenole und andere organische Schadstoffe können auch von Pflanzen absorbiert werden. Allerdings ist noch nicht ganz geklärt wie der Prozess genau abläuft, und ob die Phenole von den Pflanzen absorbiert werden oder vom Biofilm, der sich an den Pflanzenwurzeln ausbildet, aufgenommen werden. (STEFANAKIS et al., 2014)

2.7 Rückhalt von Indikatororganismen

Im kommunalen Abwasser können eine Vielzahl von Bakterien und Viren nachgewiesen werden, die je nach Art und Anzahl die menschliche Gesundheit gefährden können. Die Belastung von Niederschlagswasser dagegen hängt stark vom Einzugsgebiet mit entsprechender Landnutzung aus Landwirtschaft sowie der Jahreszeit ab (NOBLE et al., 2000; STRUCK et al., 2006; KITEMANN et al., 2007; FRANKE et al. 2009, SCHREIBER et al., 2015, SCHREIBER et al., 2016). Retentionsbodenfilter können einen Beitrag zur Entfernung hygienisch relevanter Mikroorganismen leisten. (IWW, 2010; PINNEKAMP et al., 2013, CHRISTOFFELS et al., 2014). Zu diesen zählen *Escherichia coli* (*E. coli*), intestinale Enterokokken und somatische Coliphagen, welche eine Indikatorfunktion für die Verunreinigung mit Bakterien fäkalen Ursprungs übernehmen. Im Vergleich zu obligaten Krankheitserregern sind sie vergleichsweise leicht nachweisbar und dabei weniger pathogen.

E. coli aus der Familie der Enterobakterien sind typische Darmbewohner und gelangen durch fäkale Ausscheidungen in die Schmutz- und Mischwasserkanalisation. Die darmpathogenen *E. coli* Stämme werden für weltweit 160 Mio. Durchfallerkrankungen pro Jahr verantwortlich gemacht. Hauptsächlich kommen die *E. coli* im Darm von Tieren und Menschen jedoch als Kommensalen vor, wobei ihr Anteil an der gesamten Bakterienmasse im Darm weniger als 1 % beträgt.

Enterokokken sind kugelförmige bis leicht ovale Bakterien und haben Durchmesser von circa 1 µm. Sie gehören zur Familie der *Streptococcaceae*. Enterokokken überleben bei extremen Bedingungen wie Hitze (45°C), hohen pH – Werten (9,6) und hohen Salzkonzentrationen (6,5 %). Sie bilden als Kommensalen einen Teil der natürlichen Dickdarmflora von Menschen zahlreichen Säugetieren und Vögeln. Pathogene Vertreter sind Erreger von

Harnwegsinfektionen und können eine Entzündung des Bauchfells, der Herzinnenhaut oder Sepsis verursachen. Infektionen mit Enterokokken entstehen vorwiegend endogen, können aber auch durch Schmierinfektionen übertragen werden (NEUMANN et al., 2010). Die widerstandsfähige Gattung hat schon einige antibiotikaresistente Phänotypen gebildet. Untersuchungen in einer portugiesischen Kläranlage ohne Desinfektionstechnik legen nahe, dass sich die Resistenzen durch horizontalen Gentransfer zwischen den Bakterien während des Behandlungsprozesses bilden (DA SILVA et al., 2006).

Bakteriophagen sind Viren, die ihre Nukleinsäure durch die Zellwand eines Bakteriums in sein Innerstes injizieren. Der Stoffwechsel des Bakteriums wird so verändert, dass es die einzelnen Bestandteile der Phagen produziert, wodurch viele neue Phagen entstehen (BAYRHUBER et al., 1989). Somatische Coliphagen infizieren das *E. coli* Bakterium und andere coliforme Bakterien. Die Anzahl von Coliphagen in den Ausscheidungen von Menschen und Tieren beläuft sich auf $10^1 - 10^7$ PBE pro Gramm. Sie sind in Abwasser meistens mit $10^4 - 10^6$ PBE pro Milliliter präsent. Grundsätzlich können Coliphagen sich in der Umwelt nicht selbstständig vermehren, da sie einen Wirt benötigen. Da Coliphagen (wie auch ihr Hauptwirt *E. coli*) fäkalbürtig sind, können sie aber eine Indikatorfunktion für die Anwesenheit bzw. den Eintrag pathogener fäkalbürtiger Viren wie z.B. Norovirus übernehmen. Gesicherte Untersuchungen, die belegen, dass Coliphagen sich in der natürlichen Umwelt vermehrt haben, existieren bis dato nicht. Ein Grund dafür ist, dass für eine effektive Infektion und Vermehrung in einem Bakterium Temperaturen über 30°C benötigt werden (FARRAH, 2006).

Die Hygienisierungsprozesse im Bodenfilter basieren auf einer Kombination aus physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen. Der Rückhalt und die Elimination von pathogenen Mikroorganismen laufen nicht isoliert, sondern parallel und überlagert ab. Als wesentliche Prozesse werden die Filtration, die Adsorption und die Prädation (Räuber-Beute-Beziehung) durch einzellige Protozoen gesehen (WALDHOFF, 2008).

Filtration wird in Oberflächenfiltration und Raumfiltration unterteilt. Oberflächenfiltration trifft für alle Partikel zu, die die Oberfläche nicht passieren können; dies gilt auch für Pathogene, welche als Agglomeration im Biofilm vorliegen, an Partikeln anhaften oder in Partikeln eingeschlossen sind. Aus diesem Grund werden sämtliche Mikroorganismen, welche an absetzbare Stoffe anhaften, auf der Filteroberfläche zurückgehalten. Zusätzlich zu Partikeln $>5 \mu\text{m}$, welche schon durch die gewählte Art von Filtermaterial ausgefiltert werden können (BÖRNER, 1992), können manche Bakterien und Protozoen die frei in der wässrigen Phase vorliegen ebenfalls auf der Filteroberfläche zurückgehalten werden. Nach einiger Zeit bildet sich durch den Filtrationsprozess auf der Filteroberfläche eine zweite Schicht, welche hauptsächlich organisches Material enthält. Diese zweite Filterschicht zählt ebenfalls zur Aufnahmekapazität des Filters (DITTMER, 2006).

Zum Teil liegen Viren, Bakterien und Protozoen als Biokolloide vor. Durch die Raumfiltration können größere Biokolloide teilweise zurückgehalten werden. Sind die Kolloide jedoch kleiner als die Porendurchmesser des Bodens, können sie nicht oder nicht vollständig zurückgehalten werden (WALDHOFF, 2008).

Neben der Raumfiltration können Mikroorganismen über Adsorptionsprozesse zurückgehalten werden. Durch elektrostatische Anziehungen zwischen Bodenpartikeln und Biokolloiden werden diese an die Partikel gebunden (abiotische Adsorption). Daneben spielt auch die biotische Adsorption an bereits vorhandenen Biofilmen eine wichtige Rolle. Hier haften die Mikroorganismen an der schleimigen EPS-Matrix (extrazelluläre polymere Substanzen) an, die von den im Biofilm lebenden Mikroorganismen gebildet wird (WALDHOFF, 2008). Die Adsorption gilt jedoch in RBF nicht als Hauptrückhalteprozess für Mikroorganismen (STEFANAKIS et al., 2014).

Für die Elimination von Krankheitserregern und den biologischen Abbau sind Biofilme von großer Bedeutung. Die im Biofilm enthaltenen Mikroorganismen (z.B. Protozoen) sind in der Lage pathogene Bakterien zu eliminieren (IWW, 2010). Der Biofilm bildet sich auf den Bodenkörnern und den Pflanzenwurzeln aus und hält eine Vielzahl an Mikroorganismen zurück. Prädation durch Protozoen gilt dabei als wichtigster Eliminationsprozess von Mikroorganismen (STEFANAKIS et al., 2014). Diese tierischen Einzeller nutzen Bakterien oder auch Viren als Nahrung (WALDHOFF, 2008).

Neben den Milieubedingungen pH-Wert, Temperatur, Sauerstoffkonzentration und Wassergehalt haben auch die Nahrungskonkurrenz und der Nahrungsmangel eine wichtige Rolle auf den Rückhalt der Bakterien. Sie beeinflussen auch das Wachstum und das Überleben pathogener Mikroorganismen (WALDHOFF, 2008).

WALDHOFF (2008) führte die bisher umfangreichste Untersuchung über die Effizienz des Rückhaltes und Abbaus von *E. coli*, Coliformen und intestinalen Enterokokken in Pilot- und Realfiltern durch. Der Autor wies eine mittlere Reduktion von 1 und 2 log₁₀ an kultivierbaren Bakterien nach und identifizierte zwei wesentliche Mechanismen, welche für den Rückhalt von Bakterien ausschlaggebend sind: Filtration und Adsorption. Die im Filter zurückgehaltenen Mikroorganismen konnten nach sieben Tagen nicht mehr kulturell detektiert werden, woraus Waldhoff schloss, dass sich die gemessene Behandlungseffektivität wegen Absterbens der Bakterien erhöhen sollte. Als maßgebliche Ursache für diesen Effekt vermutete WALDHOFF (2008) einen natürlichen Tod, welcher durch Hunger und Trockenheitsstress verursacht wurde. Im Gegenzug dazu konnten keine Beweise für antibiotische Effekte oder ein Jäger-Beute-Schema gefunden werden. Nicht berücksichtigt wurden bei dieser Interpretation, dass nicht kultivierbare Bakterien nicht automatisch tot sind. Viele Bakterien die keine Sporen bilden, sind in der Lage, in einer Art Schlafmodus mit herunterreguliertem Stoffwechsel ungünstige Umweltbedingungen zu

überdauern. Diese sogenannten VBNC-Zustände (viable but nonculturable) sind in vielerlei Hinsicht resistenter als aktiv wachsende Zellen. Unter verbesserten Umwelt-Bedingungen können diese Zellen wieder in ihren normalen Zustand zurückkehren und - im Falle von Pathogenen – auch wieder infektiös werden (OLIVER, 2005; STEINERT et al., 1997). ORB (2012) hat den Rückhalt von *E. coli* in Bezug auf die Filterschicht in Säulenversuchen bestimmt. Demnach findet der größte Rückhalt zwischen 9 und 43 cm Filtertiefe statt. Außerdem verschlechtert sich der Rückhalt bei Drosselgeschwindigkeiten $> 0,03 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{m}^2)$. Bei gedrosseltem Ablauf wurde insgesamt ein wesentlich höherer Rückhalt mit verschiedenen Filtersanden erzielt als bei ungedrosseltem Ablauf.

Außerdem untersuchte ORB (2012) den Effekt von ungesättigten und gesättigten Zonen auf den Rückhalt von Bakterien in Retentionsbodenfiltern ebenso wie den Einfluss des Filtermaterials. Er stellte fest, dass der Rückhalt unter gesättigten Bedingungen etwas geringer sein kann als unter ungesättigten Bedingungen, insbesondere für *E. coli*.

Für großtechnische Anlagen im Mischsystem liegen in Nordrhein-Westfalen weiterhin Untersuchungen der Hygieneparameter durch das Projekt „Bewertung der Leistungsfähigkeit von vier Retentionsbodenfiltern hinsichtlich der Rückhaltung hygienisch relevanter Mikroorganismen“ (IWW, 2010) vor. Diese bestätigten im Wesentlichen die Ergebnisse von WALDHOFF (2008). Dabei wurden auf vier gering belasteten Retentionsbodenfiltern, die zu Beginn der Untersuchungen 3,5 bis 4 Jahre in Betrieb waren, Rückhalteraten von im Mittel 91,8 bis 99,5 % für den Parameter *E. coli* bestimmt. Der Rückhalt stieg insbesondere bei langen Einstauereignissen von mehr als 48 Stunden an. Dieses Phänomen widerspricht den Empfehlungen aus MKULNV (2015), wonach ein Filter spätestens nach zwei Tagen komplett entwässert werden sollte. Der Einsatz einer UV-Lampe im Ablauf eines der Filter führte dazu, dass der Wirkungsgrad um über eine Log_{10} -Stufe von im Mittel 91,8 % auf 99,6 % gesteigert werden konnte.

Laut CHANDRASENA et al. (2012), die die Bindung von *E. coli* an Partikel in künstlichem Niederschlagswasser untersuchten, liegen mehr als 90 % der Bakterien in frei beweglicher Phase vor oder sind an weniger als 3 mm große Partikel gebunden. CHARACKLIS et al., (2005) fanden weiterhin heraus, dass ein Teil der Bakterien und Bakteriophagen an gelöste Stoffe gebunden sind.

Im Projekt „Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Misch- und Trennsystem“ Phase I (PINNEKAMP et al., 2013) wurden bei 8 Ereignissen mikrobiologische Analysen von Zu- und Ablauf eines großtechnischen Retentionsbodenfilters durchgeführt. Der Retentionsbodenfilter hatte eine Oberfläche von ca. 2.200 m². Die Reduktion der Bakterien wurde mit 1.1 log_{10} für *E. coli* und Intestinale Enterokokken (IE) bestimmt; somatische Coliphagen wurden um 0.6 log_{10} reduziert.

3 Material und Methoden

3.1 Bau und Ausstattung der halbtechnischen Versuchsanlage

Bei großtechnischen Untersuchungen an RBF ergeben sich verschiedene Schwierigkeiten:

- Untersuchungen an Mischwasserbehandlungsanlagen sind abhängig vom Niederschlagsgeschehen.
- Es können keine Betriebseinstellungen getestet werden, da die Rahmenbedingungen nicht einfach verändert werden und Niederschlagsereignisse nicht künstlich generiert werden können.

Um RBF unabhängig vom Niederschlagsgeschehen untersuchen zu können, wurde eine Versuchsanlage erbaut, die die Funktionsweise von Retentionsbodenfiltern möglichst genau nachbildet. Die Versuchsanlage wurde auf dem Gelände des ISA auf der Kläranlage Aachen-Soers errichtet.

Nach dem Handbuch für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen werden im Mischsystem Filterhöhen von 0,75 bis 1,0 m empfohlen (MUNLV, 2003; MKULNV, 2015). Aus diesem Grund wurde in drei der vier erbauten Versuchsanlagen, die jeweils in zylindrische Behälter aus PE-HD installiert wurden, eine Filterschicht mit einer Dicke von 0,75 m eingebaut. Um die Leistungsfähigkeit von Retentionsbodenfiltern mit einer geringeren Filterschichtdicke zu beurteilen, wurde im zweiten Behälter lediglich eine Filterschichtdicke von 0,5 m gewählt. Ziel dieser Maßnahme war es, durch eine Einsparung bei der Filterschichtdicke, den Einsatz von RBF bei hydraulisch kritischen Verhältnissen bewerten zu können.

Vor Beginn, während und nach Ablauf der Experimente wurde das Filtermaterial sämtlicher Anlagen analysiert. Während vor Beginn der Experimente eine Untersuchung einer Mischprobe des Filtermaterials ausreichte, um sicherzustellen, dass die im Filter eingesetzten Materialien keine nennenswerte Vorbelastung mitbringen, wurden nach dem Ende der Experimente jeweils vier Bohrkerne gezogen, um auch optisch zu erkennen, welche Auswirkung der Betrieb auf den Filteraufbau hatte. Um den Verbleib der zurückgehaltenen Stoffe näher zu untersuchen, wurden diese Bohrkerne in vier Schichten unterteilt werden, was zu einer Gesamtzahl von 16 Analysen je Filter führte. Dabei wird unterschieden in Deckschicht mit Bepflanzung, obere Filterschicht, mittlere Filterschicht und Grenzsicht zum Kies.

Es wurden vier Versuchsfilteranlagen nach den in Tabelle 3.1 beschriebenen Aufbau- und Betriebsweisen errichtet.



Abbildung 3.1: Blick in das Foliengewächshaus der Versuchsanlage

Tabelle 3.1: Aufbau und Betriebsweise der Versuchsfilter

	Aufbau	Betriebsweise
Filter 1	Filterschicht 75 cm Filtersand: Körnung 0/2, 20 % Carbonatbrechstein	Gedrosselter Ablauf (0,01 l/(s*m ²) bzw. 0,03 l/(s*m ²))
Filter 2	Filterschicht 50 cm Filtersand: Körnung 0/2, 20 % Carbonatbrechstein	Gedrosselter Ablauf (0,03 l/(s*m ²)) Referenzfilter zu Filter 1 (verringerte Filterschicht)
Filter 3a	Filterschicht 75 cm Filtersand: Körnung 0/2, 20 % Carbonatbrechstein	Gedrosselter Ablauf (0,03 l/(s*m ²)) Gleicher Aufbau und Beschickung wie RBF 1 zur Absicherung der Ergebnisse
Filter 3b	Filterschicht 75 cm Filtersand: Körnung 0/2, 20 % Carbonatbrechstein	Gedrosselter Ablauf (0,03 l/(s*m ²))

Um eine Beeinflussung der Versuchsergebnisse durch natürliche Niederschlagsereignisse zu verhindern, wurden die vier Versuchsbehälter in einem Foliengewächshaus erbaut, wie in Abbildung 3.1 zu sehen ist.

Es wurde künstliches Mischwasser aus dem Ablauf der Vorklärung und Trinkwasser, angelehnt an die Untersuchungen von UHL et al., (2007), erzeugt (vgl. auch Kapitel 3.4).

Die Anlage ist derart konzipiert, dass eine weitgehend flexible Nutzung und Anpassung möglich ist. Insbesondere konnten die Länge der Trockenperioden zwischen zwei Beschickungsereignissen, die hydraulische Belastung und die Filtergeschwindigkeit gesteuert werden.






Ein  Verfahrensließbild  der  gesamten  Anlage  ist

Abbildung 3.2 zu entnehmen. Die schematische Skizze eines einzelnen Versuchsfilters ist in Abbildung 3.3 dargestellt. Um Randeffekte (Wechselwirkungen zwischen den Abwasserinhaltsstoffen und den Seitenwänden sowie hydraulische Kurzschlussströme) auf ein Minimum zu beschränken, wurden PE-Behälter mit einem Durchmesser von 2,20 m eingesetzt. Die Behälterhöhe wurde so gewählt, dass über dem Filterbett ein 1 m hoher Retentionsraum vorhanden war.

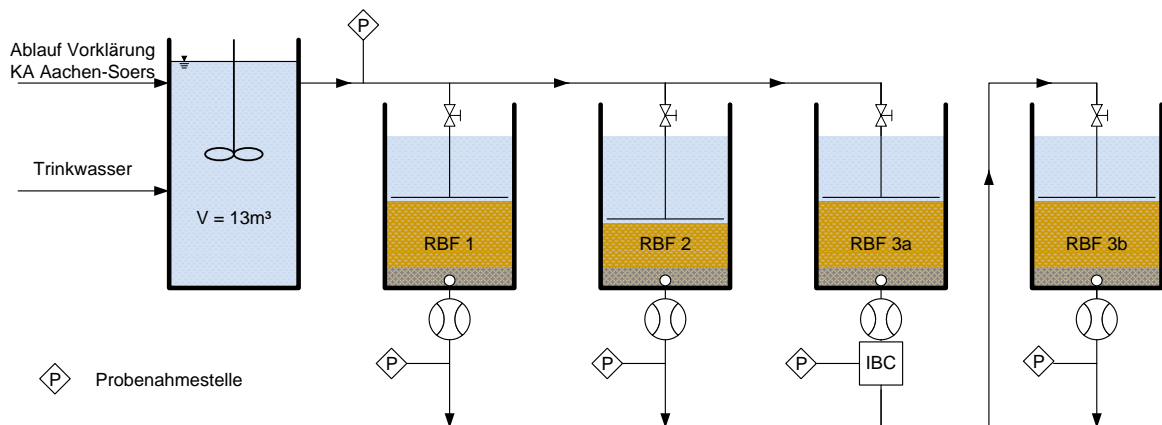


Abbildung 3.2: Verfahrensließbild der halbtechnischen Versuchsanlage

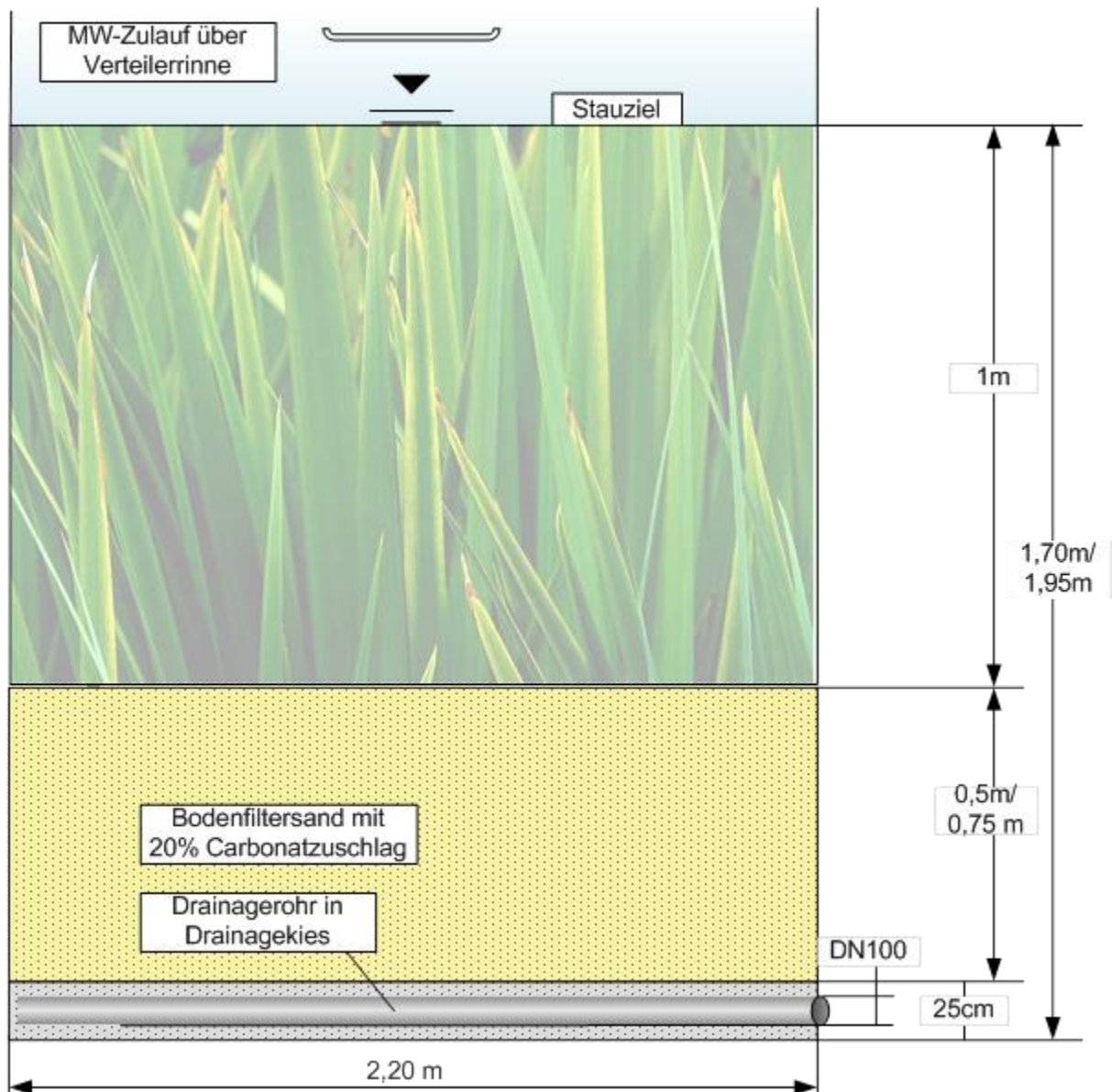


Abbildung 3.3: Schematischer Aufbau eines Versuchsfilters

Die nach dem Bodenfilterhandbuch vorgegebenen Beschickungsmengen im Jahresverlauf sollten nicht überschritten werden und wurden mit 30 m/a über den Versuchszeitraum geplant.

Darüber hinaus wurde die Leistungsfähigkeit einer Reihenschaltung von zwei RBF untersucht. Dazu wurde der Ablauf des RBF 3a zunächst zwischengespeichert und anschließend einer zweiten Behandlung dem RBF 3b zugeführt. Hinsichtlich der Keimelimination werden derzeit in vielen Fällen ein bis zwei Logstufen Reduktion erreicht. Für empfindliche Gewässer, insbesondere Badegewässer oder solche, die zur Trinkwassernutzung dienen, ist dies allerdings nicht ausreichend. Da ORB (2012) einen Rückhalt von Bakterien hauptsächlich in den ersten 50 cm Filterschicht ausgemacht hat, sollte getestet werden, ob die von WALDHOFF (2008) vorgeschlagene Reihenschaltung von

zwei Bodenfiltern zu einer verbesserten Reinigungsleistung führt. Es sollte außerdem untersucht werden, auf welche sonstigen Mischwasserinhaltsstoffe sich eine Reihenschaltung besonders positiv auswirkt und für welche Anwendungsfälle schließlich eine solche Lösung empfohlen werden kann.

Die von MERSMANN (2003) gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich der Unterschiede beim Rückhalt von Pharmaka in gesättigten und ungesättigten Zonen sowie die Ergebnisse von DITTMER (2006) hinsichtlich der Sorption und des Abbaus von Stickstoffverbindungen sollten ebenfalls berücksichtigt werden. Dazu wurde die Sauerstoffsättigung untersucht. Dies wurde durch je vier Redoxsonden in jedem der vier Versuchsbehälter realisiert.

Zusätzlich wurden Online-Kombi-Sonden für die Nitrat- und Ammoniumbestimmung im Mischbehälter sowie im Ablauf von Filter 1 und 2 eingebaut. Diese wurden eingesetzt, um die bereits gut untersuchten Umbauprozesse von Stickstoffverbindungen zu kontrollieren (DITTMER, 2006) und die Funktionsweise des Filters generell zu überprüfen.

Mit dem Bau der Versuchsanlage auf dem Gelände der Kläranlage Aachen-Soers wurde mit Rodungs- und Geländearbeiten Anfang Oktober 2014 begonnen. Die vier Versuchsbehälter aus Polyethylen (PE) (Spezialanfertigung) wurden auf einem Betonsockel aufgestellt und mit Filtersubstrat befüllt. Um den Erfordernissen der Methode der Pseudoreplikate gerecht zu werden, wurde die Drainageleitung in jedem Versuchsbehälter vieradrig ohne Verbindung untereinander angelegt (vgl. Abbildung 3.4).



Abbildung 3.4: Schichtenaufbau der Versuchsfilter

Wie in Abbildung 3.4 dargestellt, wurde in die Versuchsbehälter zunächst eine etwa 30 cm starke Kiesschicht über den Drainageleitungen eingefüllt. Über der Kiesschicht wurde das Filtersubstrat, welches eine Carbonatbeimischung von 20 % aufweist und den derzeitigen Erfordernissen an Retentionsbodenfilteranlagen nach dem Bodenfilterhandbuch (Körnungslinie) entspricht, eingebracht (s. Abbildung 3.4). Nach Befüllung der Versuchsbehälter mit Filtermaterial war das Substrat zunächst dem natürlichen Niederschlag ausgesetzt.

Für die Anmischung des Versuchs-Mischwassers zur Beschickung der Versuchsanlage diente ein Edelstahlbehälter mit Rührwerk (13 m³). Das Versuchsmischwasser wurde aus vorgeklärtem Abwasser aus dem Ablauf des Vorklärbeckens der Kläranlage (25%) und Trinkwasser (75%) gemischt.

Wie auch die meisten großtechnischen Anlagen wurden die Versuchsanlagen mit Schilf bepflanzt. Die in Abbildung 3.5 dargestellten verwendeten Pflanzen der Art *Phragmites australis* sind unempfindlich gegenüber hoher Feststoffbelastung und langen Einstauzeiten. Das abgestorbene Pflanzenmaterial bildet außerdem mit der Zeit eine Streuschicht, die zur Ausbildung einer strukturreichen Filteroberfläche beiträgt und damit die Kolmation verhindert. Die Blattoberfläche der Pflanzen bietet darüber hinaus eine zusätzliche Fläche zur Sedimentation von feinputikulären Feststoffen.

Die Probenahme im Zu- und Ablauf der Bodenfilter sowie nach der Nachbehandlung erfolgten automatisch durch eine speicherprogrammierbare Steuerung. Proben wurden als Mischprobe über ein gesamtes Ereignis an jeweils folgenden Stellen entnommen:

- Zulauf Versuchsanlage
- Überstandswasser Filter 1
- Ablauf Filter 1
- Ablauf Filter 2
- Ablauf Filter 3a (=Zulauf zu Filter 3b)
- Ablauf Filter 3b

Damit ergeben sich auf den Versuchsstraßen 1 bis 3 insgesamt sechs Probenahmestellen. Im Laufe der Versuche wurden die geplanten Ereignisse beprobt und analysiert. Da die Anlagen mit einer Fläche von 4 m² weitgehend gleichmäßig beschickt wurden, war es nicht sinnvoll und notwendig, zwischen zulaufnahen und zulauffernen Bereichen zu unterscheiden.



Abbildung 3.5: Schilfsetzlinge der Art *Phragmites australis* (Aufnahme vom 23.04.2015)

Darüber hinaus wurden in der Versuchsanlage Redoxsonden installiert. Da das Redoxpotential eine direkt messbare Größe ist, wird es in der Praxis genutzt, um die Redoxverhältnisse im Boden zu charakterisieren.

In Bezug zu Bodenfilteranlagen wird eine kontinuierliche Redoxpotentialmessung in vertikalbeschiedenen Filtern empfohlen, da das Redoxpotential eng mit der Sauerstoffverfügbarkeit und der Reinigungsleistung korreliert und daher ein zuverlässiger Indikator für die Beurteilung der Effizienz des Systems ist. (KAYSER et al., 2003 in GARCÍA et al., 2010)

So werden verschiedene mikrobiologische Reaktionen wie aerobe Zersetzung, Denitrifikation, Fe-, Mn-, und SO₄-Reduktion sowie Methanbildung anhand des gemessenen Redoxpotentials voneinander abgegrenzt (Abbildung 3.6). Entsprechend kann das Redoxpotential als Indikator dafür gesehen werden in welchem Ausmaß diese Prozesse zum gemessenen Zeitpunkt stattfinden. (REDDY und DANGELO, 1997)

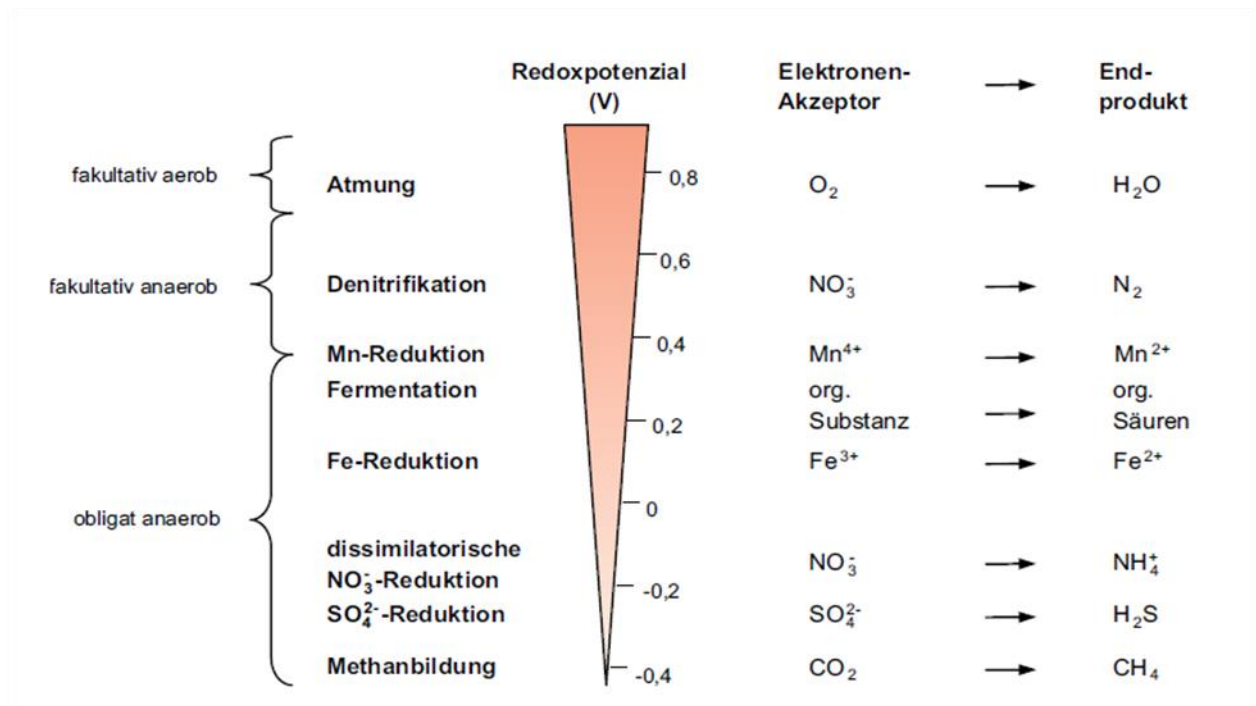


Abbildung 3.6: Mikrobiologische Prozesse bei bestimmten Redoxpotentialen

Bereiche des Redoxpotentials, in denen bestimmte Reaktionen stattfinden, sind nicht klar zu definieren, da die Reaktionen neben dem Redoxpotential auch von anderen Faktoren wie der Temperatur und dem pH-Wert abhängen.

Bereiche mit frei verfügbarem Sauerstoff liegen zwischen 400 mV und 700 mV. Ein Redoxpotential unter 400 mV ist ein Indikator dafür, dass frei gelöster Sauerstoff stark abnimmt. So finden erste Denitrifikationsprozesse (Reduktion von Nitrat) unter 250 mV statt.

Unter 225 mV beginnt die Reduktion von Mangan. Bei noch tieferen Redoxpotentialen zwischen 100 mV bis -100 mV erfolgt die Reduktion von Fe³⁺ zu Fe²⁺. Ein Potential von unter -100 mV ist ein Indikator für Sulphatreduktion und unter -200 mV erfolgt schließlich der Prozess der Fermentation, in dem CO₂ und organische Substanz selbst als Reduktionsmittel fungiert. In diesen Bereichen werden methanogene Bakterien aktiv. (SCHOLZ und LEE, 2005)

Wenn mikrobiologische Prozesse sehr intensiv sind, kann das Redoxpotential sogar noch tiefer sinken als man bei dem Redoxpaar erwarten würde. (DUSEK et al., 2008)

In der Praxis können sehr geringe Redoxpotentiale mit maximalen Schadstoff- bzw. Ammoniumkonzentrationen korreliert werden. (GARCÍA et al., 2010)

Bei Filtersystemen kann davon ausgegangen werden, dass sich gerade zu Anfang der Inbetriebnahme einer Anlage ein homogener Abfluss des Abwassers durch das Filtersystem ergibt. Daher kann das Redoxpotential einen Hinweis über räumlich unterschiedliche Flüsse, die sich mit der Zeit ausprägen können, geben. (GARCÍA et al. 2010)

Als konkreter Indikator lässt sich das Redoxpotential für die Reinigungsleistung folgender physio- und biochemischer Prozesse heranziehen:

- Organische sowie toxische organische Bestandteile (Ad/Desorption),
- Kohlenstoffmineralisation,
- Stickstoffmineralisation,
- Stickstoffdenitrifizierung,
- Phosphormineralisation und
- Phosphoradsorption. (REDDY und DANGELO, 1997)

Obwohl es häufig genutzt wird um Oxidations-Reduktionsverhältnisse zu charakterisieren, ist seine Interpretation jedoch mit vielen Unsicherheiten verbunden. Das Redoxpotential ist ein Resultat aus dem aktuellen Zustand von unterschiedlichen chemischen Systemen, die nicht unbedingt im chemischen Gleichgewicht stehen. Eine exakte chemische Beurteilung dieser Systeme ist allein auf Grundlage des Redoxpotentials daher nicht möglich. (DUSEK et al., 2008)

Messmethodik

Das Redoxpotential (Eh) kann mittels inerte Edelmetall-Elektroden, meistens aus Platin oder Gold gemessen werden. Da das Redoxpotential nach dem galvanischen Prinzip nicht als absoluter Wert angegeben werden kann, wird eine Standard-Wasserstoffelektrode als Bezugs- oder Referenzelektrode gewählt. Entsprechend wird das Redoxpotential als relativer Wert zur Wasserstoffelektrode angegeben. Aus praxistauglichen Gründen wird jedoch bei Feld- und Labormessungen eine Silberelektrode gewählt und der gemessene Eh-Wert zum Wasserstoffelektrodenpotential addiert.

Die Potenzialdifferenz einer Ag/AgCl Elektrode zu einer Wasserstoffelektrode liegt zwischen 180-300 mV. Sie ist abhängig von der Molenzkonzentration der Elektrolytlösung der Referenzelektrode und von der Temperatur. (BIER, 2010)

Die sich bildende Redoxspannung zwischen den beiden Elektroden wird potentiometrisch gemessen und in Millivolt (mV) angegeben. Der Stromkreis wird durch die Abgabe der Ionen der Elektrolytlösung durch ein Diaphragma an den Boden geschlossen.

Redoxpotential-Messungen in der Versuchsanlage

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden Redoxpotential-Messungen mit Platin-Messsonden der Firma „ecoTech“ an vier unterschiedlichen Stellen an jedem Filter durchgeführt. Alle Filter sind mit jeweils vier Messsonden ausgestattet. Pro Filter sind auf der Vorderseite zwei Messsonden auf unterschiedlicher Höhe angebracht. Zur Ergebnisvalidierung wurden zwei weitere Sonden seitlich auf derselben Höhe wie die

anderen beiden Sonden angebracht. Eine Hg/HgCl₂ Bezugselektrode wurde auf Höhe der unteren Redoxelektroden installiert und mit den Redoxelektroden verbunden. Hierbei wird die Potentialdifferenz, die bei der Platinsonde ermittelt wurde in Bezug zur Referenzelektrode angegeben. Die Messwerte wurden an einen Datenlogger weitergeleitet und standen einer digitalen Auswertung zur Verfügung.

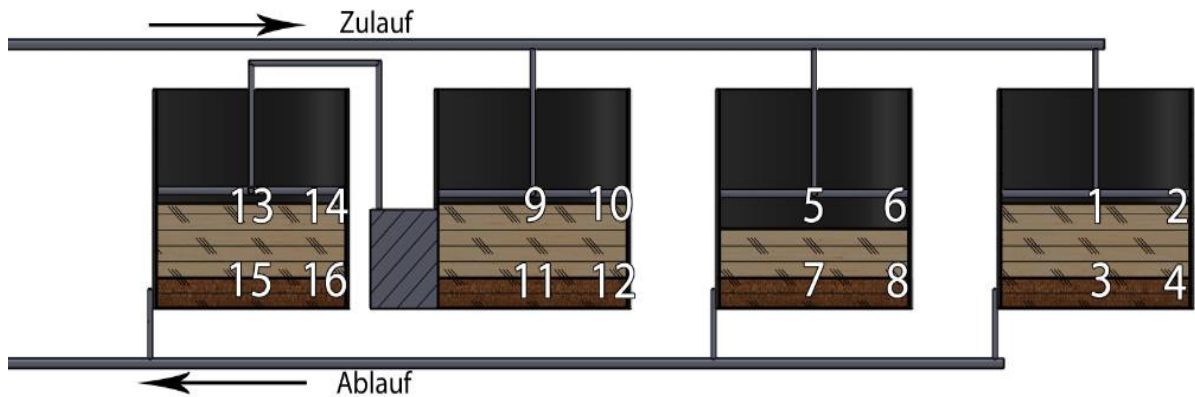


Abbildung 3.7: Anordnung der einzelnen Redoxsonden in der Versuchsanlage

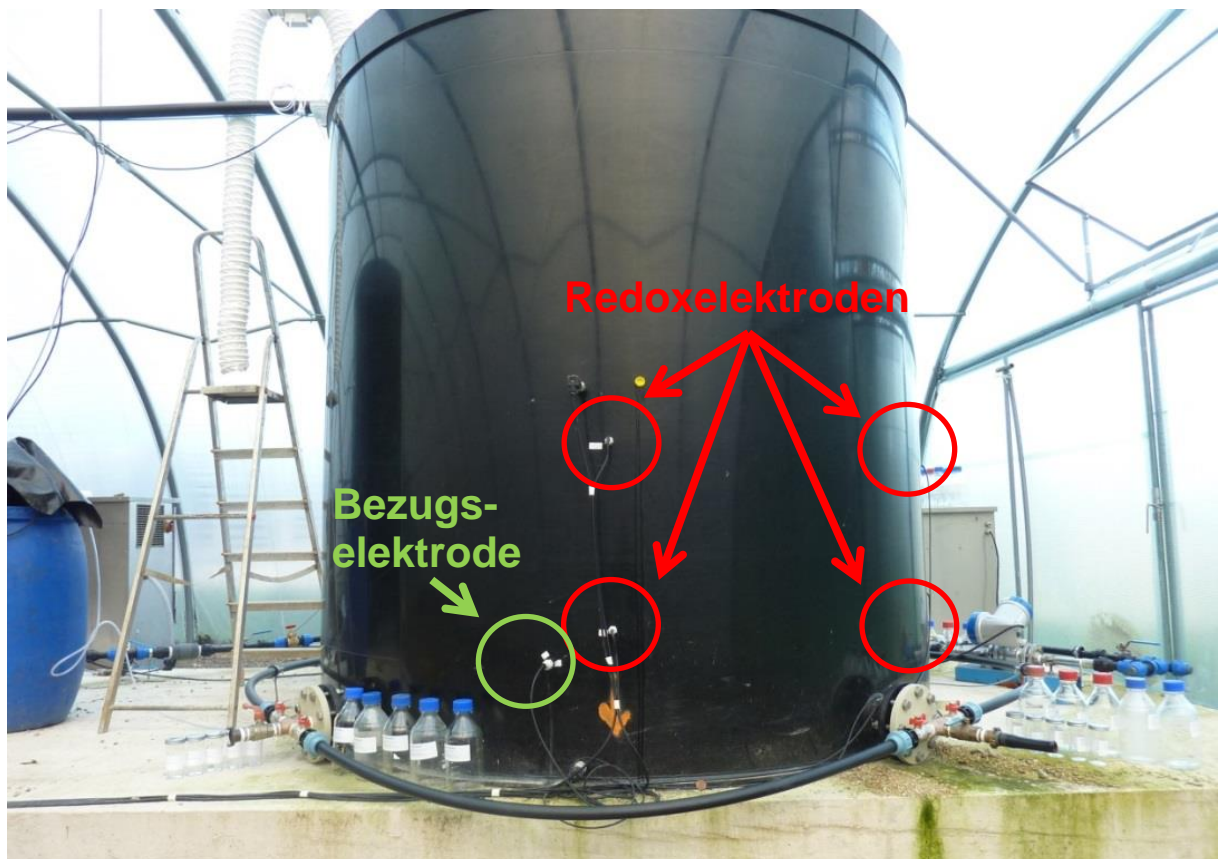


Abbildung 3.8: RBF 1 mit vier Redoxelektroden sowie einer Bezugselektrode

3.2 Versuchsregime

Nach Fertigstellung der Versuchsanlage wurde zunächst mit einer Einfahrphase begonnen, um eine Biozönose im Filterinneren zu etablieren. Diese wurde zwischen dem 26.02.2015 bis zum 28.04.2015 durchgeführt und umfasste sechs Beschickungen mit künstlichem Mischwasser. Im Gegensatz zum späteren Versuchsbetrieb, wurden in der Einfahrphase alle vier Filter mit demselben künstlichen Mischwasser beschickt, also auch Filter 3b, der im späteren Versuchsbetrieb mit dem Ablauf von Filter 3a beschickt wurde. Um insbesondere die Entwicklung der Nitrifikationsleistung in den einzelnen Filtern überwachen zu können, wurden während der Einfahrphase bereits Proben genommen und auf Ammonium- und Nitratstickstoff analysiert. Ebenfalls fand bereits ein CSB-Monitoring statt. Die Länge der Einfahrphase war zu Beginn nicht definiert. Während der Einfahrphase konnte jedoch eine kontinuierliche Steigerung des $\text{NH}_4\text{-N}$ Abbaus beobachtet werden. Da nach der sechsten Beschickung die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen in den Abläufen aller vier Filter jedoch sehr gering und teilweise unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 mg/l lagen, wurde der Einfahrbetrieb nach dieser Beschickung beendet. Der Einsatz von Sauerstoffsonden im Ablauf zeigte, dass unmittelbar nach Beendigung der Beschickung gesättigte Verhältnisse im Filterkörper vorlagen.

Am 29.04.2015 fand die erste Beschickung der Versuchsphase statt. Insgesamt wurden vom 29.04.2015 bis zum 24.05.2016, was einem Zeitraum von 391 Tagen entspricht, 37 Versuche durchgeführt. Dabei wurden die Zeitabstände zwischen den Versuchen variiert, um den Einfluss der Dauer der Trockenzeiten auf die Leistungsfähigkeit der verschiedenen Systeme untersuchen zu können. Als Trockenzeit galten dabei die Spannen ab dem ersten Tag nach einer Beschickung bis einschließlich dem Tag vor der nächsten Beschickung. Die minimale Trockenzeit lag bei vier Tagen. Die längste untersuchte Trockenzeit innerhalb dieses Zeitraumes lag bei 40 Tagen. Nach Abschluss der ersten Versuchsphase bis zur Beprobung des Filtermaterials und der Regenerationsphase hat sich jedoch gezeigt, dass extrem lange Trockenphasen von 20 bis 40 Tagen die Funktion des Filters bei einigen Parametern stark herabsetzen. Um eine negative Beeinflussung der weiteren Versuche zu vermeiden, wurde eine Wiederholung des Versuchs mit einer vorausgegangen Trockenzeit von 40 Tagen nicht wiederholt.

Das Versuchsregime ist in Abbildung 3.9 dargestellt. Die Anzahl der einzelnen Versuche je Trockenzeit sind in Abbildung 3.10 aufgeführt.

	Mi, 29.04.15	Mo, 04.05.15	So, 10.05.15	So, 17.05.15	Di, 26.05.15	Di, 02.06.15	Sa, 13.06.15	Mi, 24.06.15	Mi, 15.07.15	Di, 25.08.15	Di, 01.09.15	Di, 08.09.15	Di, 15.09.15	So, 20.09.15	Bodenproben Fr, 25.09.15	Mi, 30.09.15	Do, 08.10.15	Fr, 16.10.15	Fr, 23.10.15
Versuchstag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
4 Tage Trockenzeit																			
5 Tage Trockenzeit																			
6 Tage Trockenzeit																			
7 Tage Trockenzeit																			
8 Tage Trockenzeit																			
9 Tage Trockenzeit																			
10 Tage Trockenzeit																			
20 Tage Trockenzeit																			
40 Tage Trockenzeit																			

	Fr, 30.10.15	Do, 05.11.15	Do, 19.11.15	Do, 26.11.15	Mi, 09.12.15	Di, 15.12.15	Di, 05.01.16	Mi, 13.01.16	Fr, 22.01.16	Bodenproben Do, 04.02.16	Do, 11.02.16	Di, 16.02.16	Di, 23.02.16	Di, 01.03.16	Di, 15.03.16	Do, 31.03.16	Do, 14.04.16	Fr, 29.04.16	Mi, 11.05.16	Fr, 27.05.16	Fr, 03.06.16
Versuchstag	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40
4 Tage Trockenzeit																					
5 Tage Trockenzeit																					
6 Tage Trockenzeit																					
7 Tage Trockenzeit																					
8 Tage Trockenzeit																					
9 Tage Trockenzeit																					
10 Tage Trockenzeit																					
12 Tage Trockenzeit																					
13 Tage Trockenzeit																					
15 Tage Trockenzeit																					
20 Tage Trockenzeit																					
40 Tage Trockenzeit																					

Abbildung 3.9: Versuchsplan im Projekt ReB-Op

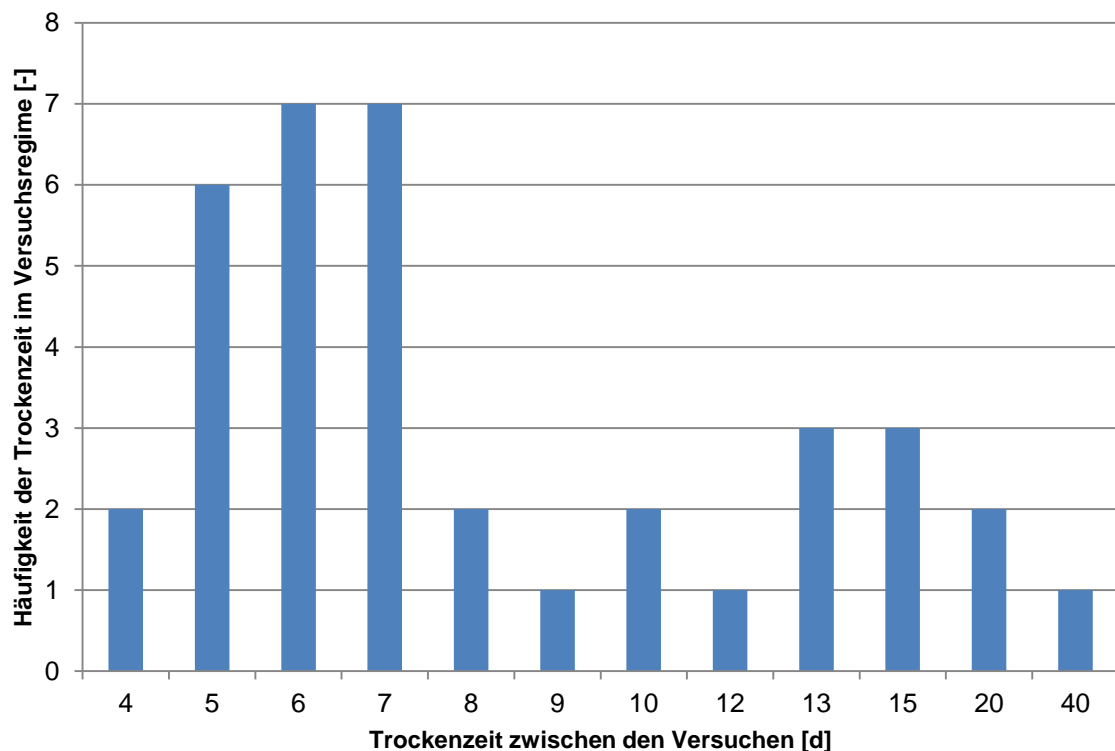


Abbildung 3.10: Häufigkeit der untersuchten Trockenzeiten im Versuchsregime

Nach bewilligter Projekterweiterung fanden zusätzliche Probenahmen und Analysen im Zeitraum September 2016 bis Dezember 2016 statt. Dabei wurde insbesondere der Einfluss

einer (künstlichen) Beregnung zwischen zwei Beschickungen untersucht, um herauszufinden, ob diese Maßnahme die Leistungsfähigkeit des Biofilms und damit auch des gesamten Filters bei längeren Trockenphasen aufrechterhalten kann. Hier wurden nicht nur Mischproben, sondern auch einzelne Proben in stündlicher Auflösung untersucht, um sofern auftretend den Effekt eines First Flush sehen zu können.

3.3 Versuchsdurchführung

Jeder der insgesamt 37 Versuche wurde nach dem gleichen Ablauf durchgeführt. Zunächst wurde der Mischbehälter mit künstlichem Mischwasser, wie in Kapitel 3.4 beschrieben, befüllt. Vor der Beschickung der Versuchsanlage wurden die Entleerungsventile der einzelnen Filter geschlossen. Diese wurden nach der beendeten Filtration nach jedem Versuch wieder geöffnet, um eine dränseitige Belüftung und die damit einhergehende Wiederherstellung der aeroben Verhältnisse im Filterbett sicherzustellen.

Die Versuchsanlage war mit einer speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) ausgestattet. Diese gewährleistete eine gleichmäßige Beschickung der Filter 1, 2 und 3a aus dem Mischbehälter. Sobald eine Einstauhöhe von 80 cm über der Filterschichtoberkante erreicht wurde, wurde die Beschickung automatisch durch die SPS gestoppt. Sobald dieser Zustand in allen drei Filtern erreicht war, wurden die Abläufe über pneumatisch gesteuerte Ventile zeitgleich geöffnet. Die Filtergeschwindigkeit wurde anschließend manuell über ein Regelventil durch den Abgleich der Fließgeschwindigkeit an einem magnetisch-induktiven Durchflussmessgerät (MID) eingestellt. Da alle Filter die gleiche Filteroberfläche von 4 m² aufweisen, konnte über den Zusammenhang in der nachfolgenden Gleichung, die in MKULNV (2003) und MKULNV (2015) angegebene Drosselabflussspende von 0,03 l/(s · m²) bzw. 0,01 l/(s · m²) eingestellt werden.

$$q_{Dr,RBF} \left(\frac{l}{m^2 \times s} \right) = \frac{Q_{Dr,RBF} \left(\frac{l}{s} \right)}{A_{F,RBF} (m^2)}$$

Nach fünf Minuten wurden die ersten Ablaufproben automatisiert entnommen. Dazu wurde der jeweilige Hauptablauf für acht Sekunden geschlossen und der Probenahmeablauf für die gleiche Zeit geöffnet. Die Proben wurden jeweils in eine sterile Glasflasche mit einem Volumen von 10 Litern gefördert, welche in einem Kühlschrank bei + 4 °C gelagert war. Nach der Probenentnahme wurde der Schlauch des Probenablaufes automatisch mit Druckluft ausgeblasen. Die nächste Probenahme fand 30 Minuten nach Öffnung des Ablaufventils statt. Danach wurden im Abstand von 30 Minuten weitere Proben bis insgesamt 10 Stunden nach dem Öffnen des Drosselablaufs entnommen. Jede Mischprobe bestand demnach aus 21 Teilproben.

Die Abläufe der RBF 1 und 2 durchflossen zudem einen Behälter, in dem Online-Messsonden für Ammonium und Nitrat-Stickstoff installiert waren. Anschließend wurde der

Ablauf zurück in das Belebungsbecken der Kläranlage Aachen-Soers geleitet. Der Ablauf des RBF 3a wurde in einem IBC-Behälter zwischengespeichert. Höhenstandsgesteuert wurde der zwischengespeicherte Ablauf des RBF 3a diskontinuierlich in den Zulauf des RBF 3b gepumpt. Da eine gemeinsame Probenentnahme am Folgetag stattfinden sollte, war die Konfiguration des RBF 3b so ausgelegt, dass der Drosselabfluss hier bereits geöffnet wurde, als sich ein Wasserspiegel von 10 cm Höhe über der Filterschichtoberkante eingestellt hatte. Die Probenahme erfolgte anschließend analog zu den Filtern 1 bis 3a. Außerdem wurden Proben im Überstandswasser von RBF 1 entnommen, um den Einfluss von möglichen Absetz- bzw. Umsatzprozessen, die bereits im Überstand stattfinden, zu quantifizieren.

3.4 Zusammensetzung des Versuchs-Mischwassers

In der Großtechnik ist dem Retentionsbodenfilter im Mischsystem immer eine Vorstufe, wie z.B. ein Regenüberlaufbecken vorgeschaltet, welche vorrangig die Aufgabe hat, Feststoffe vom Filterbecken fern zu halten. Vorstufe und Filterbecken bilden dort eine verfahrenstechnische Einheit. Um diese Verhältnisse auf die halbtechnische Versuchsanlage zu übertragen, wurde der Ablauf der Vorklärbecken der Kläranlage Aachen-Soers verwendet, um das Versuchs-Mischwasser herzustellen. Die in den Vorklärbecken stattfindende Sedimentation kann mit der Reinigungsleistung in Regenüberlaufbecken verglichen werden. Da die Konzentrationen der meisten Abwasserinhaltsstoffe im Trockenwetterzulauf zur Kläranlage jedoch deutlich höher sind als im Mischwasser, wurde der Ablauf der Vorklärung mit Trinkwasser verdünnt. In Vorversuchen wurde die Zusammensetzung des zur Verfügung stehenden Abwassers aus dem Ablauf der Vorklärung bestimmt und ein optimales Mischungsverhältnis mit Niederschlags- und Trinkwasser untersucht. Die CSB-Zielkonzentration, die zu 60 mg O₂/l festgelegt wurde, ließen sich bei einer Vermischung von Abwasser aus dem Ablauf Vorklärung und Regenwasser im Verhältnis 1:4 bis 1:5 erreichen. Damit wurde auch die im Projektantrag vorgesehene Zielkonzentration von 6 mg/l für Ammoniumstickstoff erreicht. CSB und Ammoniumstickstoff waren jedoch die einzigen Parameter, für die im Vorfeld der Versuche konkrete Zielkonzentrationen ausgegeben wurden. Der AFS-Gehalt lag bei den Versuchen im Mittel bei 32,7 mg/l und fiel damit niedriger aus als in vergleichbaren Literaturangaben zu realem Mischwasser (siehe Tabelle 3.2). Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Literaturrecherche auch solche Mischwasserkonzentrationen umfasste, die nicht durch Sedimentation vorbehandelt waren.

Tabelle 3.2: Konzentrationsbereiche von AFS in Mischwasserentlastungen

Quelle	AFS [mg/l]
WELKER (2005)	50 – 250
UHL und KASTING (2002)	45 – 122
BROMBACH und FUCHS (2003)	35,3 – 661

Um die Vergleichbarkeit mit realem Mischwasser zu gewährleisten, werden im Folgenden die Zulaufkonzentrationen in der Versuchsanlage mit Zulaufkonzentrationen, die im Rahmen des Forschungsvorhabens „Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem – Phase II“ am großtechnischen Retentionsbodenfilter Kenten des Erftverbands bestimmt wurden, verglichen. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen für die gemessenen Parameter sind in Boxplot-Diagrammen dargestellt. Die Box spannt sich vom 25 %-Quantil bis zum 75 %-Quantil auf, in ihr ist der Median durch den Farbübergang markiert. Außerhalb der Boxen spannen sich nach oben und unten die Antennen zu den Maximalwerten der Messergebnisse der Versuchsanlage. Weiterhin ist der Median der Zulaufkonzentration des im vom MULNV geförderten Projekt „Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Misch- und Trennsystem“ (Vergabe-Nr. 08-058/2) untersuchten großtechnischen Retentionsbodenfilter Anlage Kenten des Erftverbands (soweit vorhanden) als orangefarbener Punkt dargestellt.

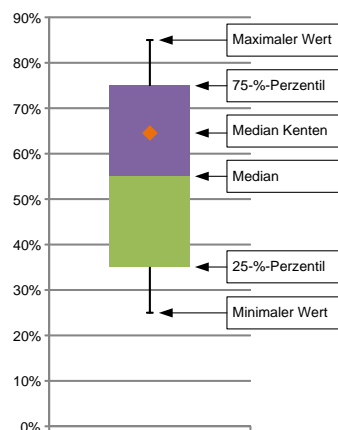


Abbildung 3.11: Beispielhaftes Boxplot-Diagramm für die Darstellung der Zulaufkonzentrationen in den Versuchen

In Abbildung 3.12 sind die Konzentrationen für verschiedene Kohlenstoffparameter sowie für abfiltrierbare Stoffe im Zulauf der Versuchsanlage dargestellt. Der Median der CSB-Zulaufkonzentration betrug 72,5 mg O₂/l. Im Vergleich zur großtechnischen Anlage (Median 80 mg/l) lagen die Zulaufkonzentrationen des künstlich erzeugten Mischwasserzulaufs etwas niedriger. Im Vergleich zur Großtechnik (Median: ca. 40 mg/l) deutlich unterschritten wurde hingegen die Konzentration an AFS im Zulauf der Versuchsanlage. Hier wurde bei 32 Analysen im Mittel eine Konzentration von 32,7 mg/l gemessen (Median: 25,3 mg/l).

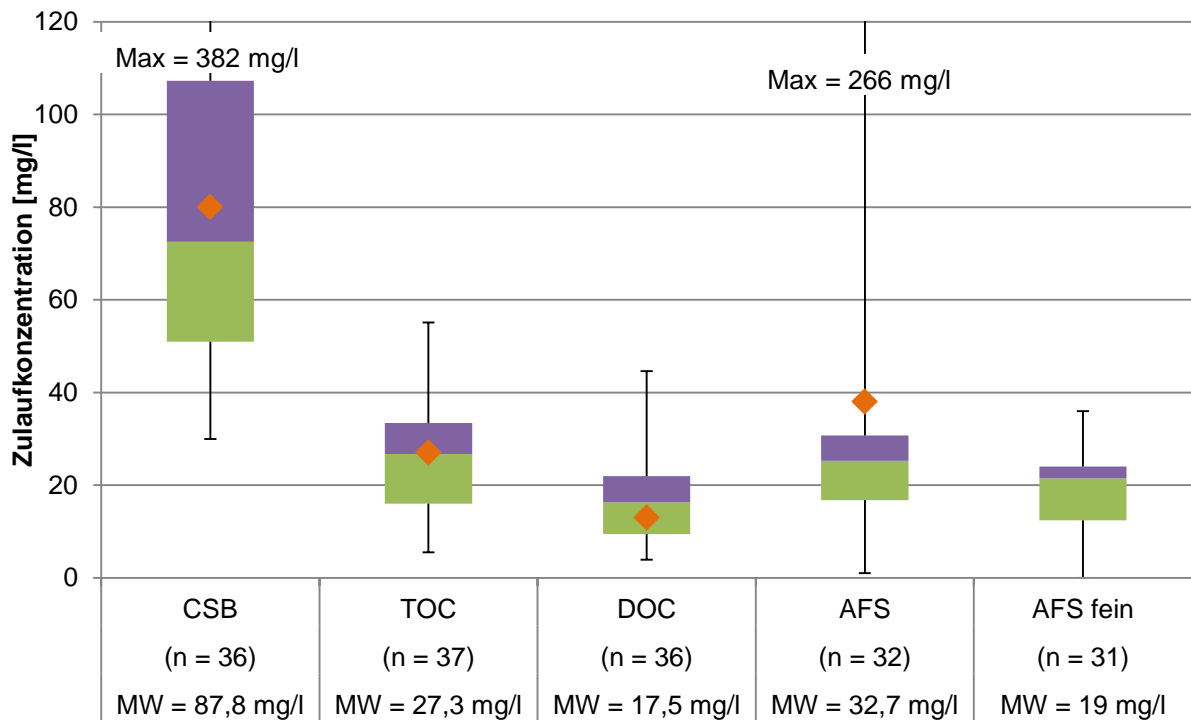


Abbildung 3.12: Konzentrationen der Kohlenstoffparameter und der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kenten als Vergleichswert

Die Konzentrationen der Stickstoff- und Phosphorparameter im Zulauf der Versuchsanlage sind in Abbildung 3.13 dargestellt. Für Ammoniumstickstoff wurde die angestrebte Zielkonzentration von 6 mg/l nur leicht unterschritten. Bei 35 Messungen lag die Konzentration im Mittel bei 5,7 mg/l, der Median betrug 5,3 mg/l. Die Zulaufkonzentrationen des Gesamtphosphors in der Versuchsanlage waren verglichen mit den Werten der Zulaufkonzentration der großtechnischen Anlage in Kenten geringer. Der Median der Zulaufkonzentrationen der Versuchsanlage ReB-Op lag mit 1,2 mg/l unter dem Maximalwert der Anlage in Kenten (Median ca. 1,9 mg/l).

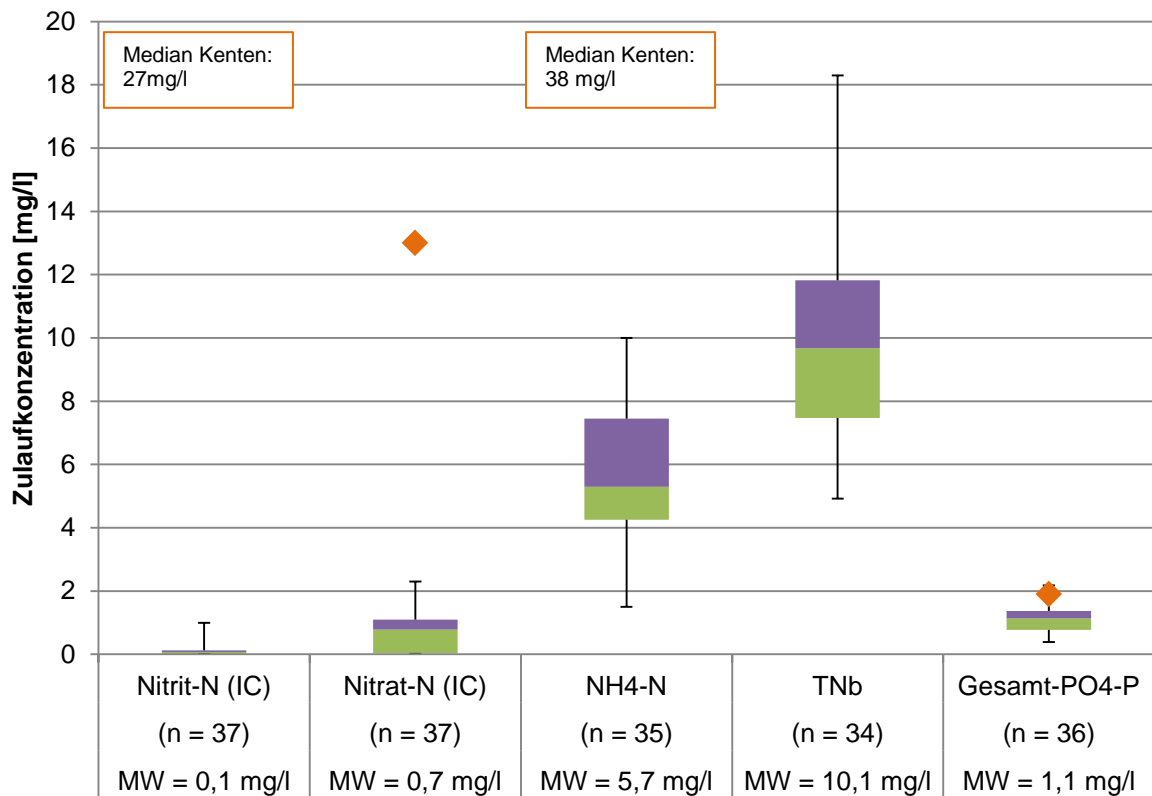


Abbildung 3.13: Konzentrationen der Stickstoff- und Phosphorparameter im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kenten als Vergleichswert

Für den Parameter Eisen wies die Versuchsanlage mit 0 bis 2.900 µg/l eine deutlich höhere Spanne an Zulaufkonzentrationen auf als die großtechnische Versuchsanlage in Kenten (208 - 1.570 µg/l), die Mediane der Zulaufkonzentrationen der beiden Anlagen liegen jedoch nahe beieinander, sodass der künstlich erzeugte Zulauf im Mittel den realistischen Bedingungen sehr nahe zu kommen scheint (Phase II: ca. 550 µg/l; ReB-Op: 600 µg/l). Für Kupfer liegen die Mediane der gemessenen Zulaufkonzentrationen mit 16 µg/l im Vergleich zu ca. 18 µg/l der großtechnischen Variante in einer sehr ähnlichen Größenordnung. Der künstlich erzeugte Mischwasserzulauf der Versuchsanlage weist in Bezug auf den Parameter Zink ebenfalls Konzentrationen auf, die mit der großtechnischen Anlage mit natürlichem Mischwasserzulauf vergleichbar sind. Der Median der Zulaufkonzentrationen liegt in der Versuchsanlage zwar etwas über dem der großtechnischen Anlage (ReB-Op: 200 µg/l; Phase II: –ca. 160 µg/l), entspricht jedoch in etwa derselben Größenordnung. Weitere Zulaufkonzentrationen von Metallen sowie Calcium sind in Abbildung 3.14 dargestellt.

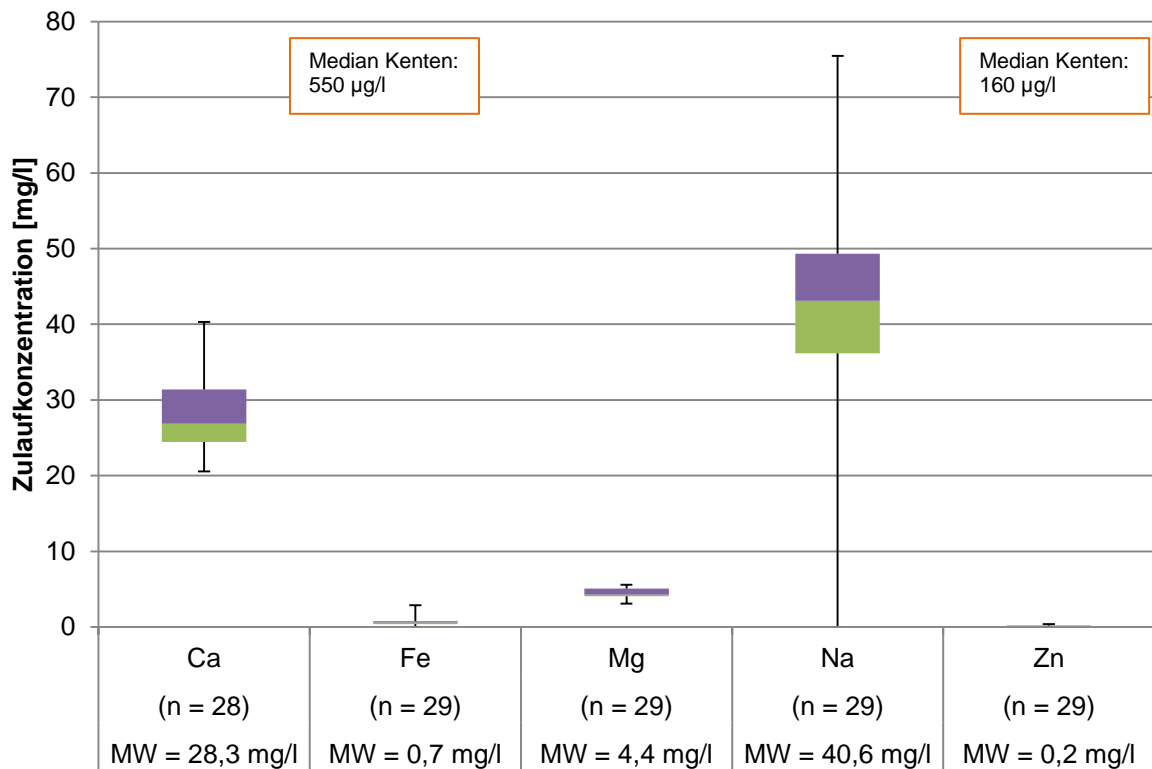


Abbildung 3.14: Konzentrationen von Calcium und ausgewählten Metallen im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kanten als Vergleichswert

Der Vergleich der beiden Anlagen in Bezug auf das Schmerzmittel Diclofenac ergibt deutlich niedrigere Zulaufkonzentrationen in der Versuchsanlage. Die maximal gemessene Konzentration beträgt mit 1.060 ng/l weniger als die Hälfte der Maximalkonzentration des mit realem Mischwasser beschickten RBF in Kanten (Median Kanten: ca. 750 ng/l; Median ReB-Op: 322 ng/l). Auch die Zulaufkonzentration des Antiepileptikums Carbamazepin weist im künstlich erzeugten Mischwasserzulauf der Versuchsanlage geringere Konzentrationen auf als im natürlichen Zulauf des großtechnischen RBFs in Kanten. Die Konzentrationen im Zulauf der ReB-Op Anlage lagen hier im Mittel bei 127 ng/l. In Kanten wurden hier ca. 250 ng/l gemessen. Die Konzentrationen ausgewählter Pharamaka im Zulauf der Versuchsanlage sind in Abbildung 3.15 dargestellt. Im Vergleich der Konzentration des Betablockers Metoprolol im Zulauf der Versuchs- und der großtechnischen Anlage in Kanten zeigen sich deutliche Differenzen. Der Median der gemessenen Zulaufwerte der Versuchsanlage liegt mit 360 ng/l deutlich unter dem Median des großtechnischen Filters (ca. 550 ng/l).

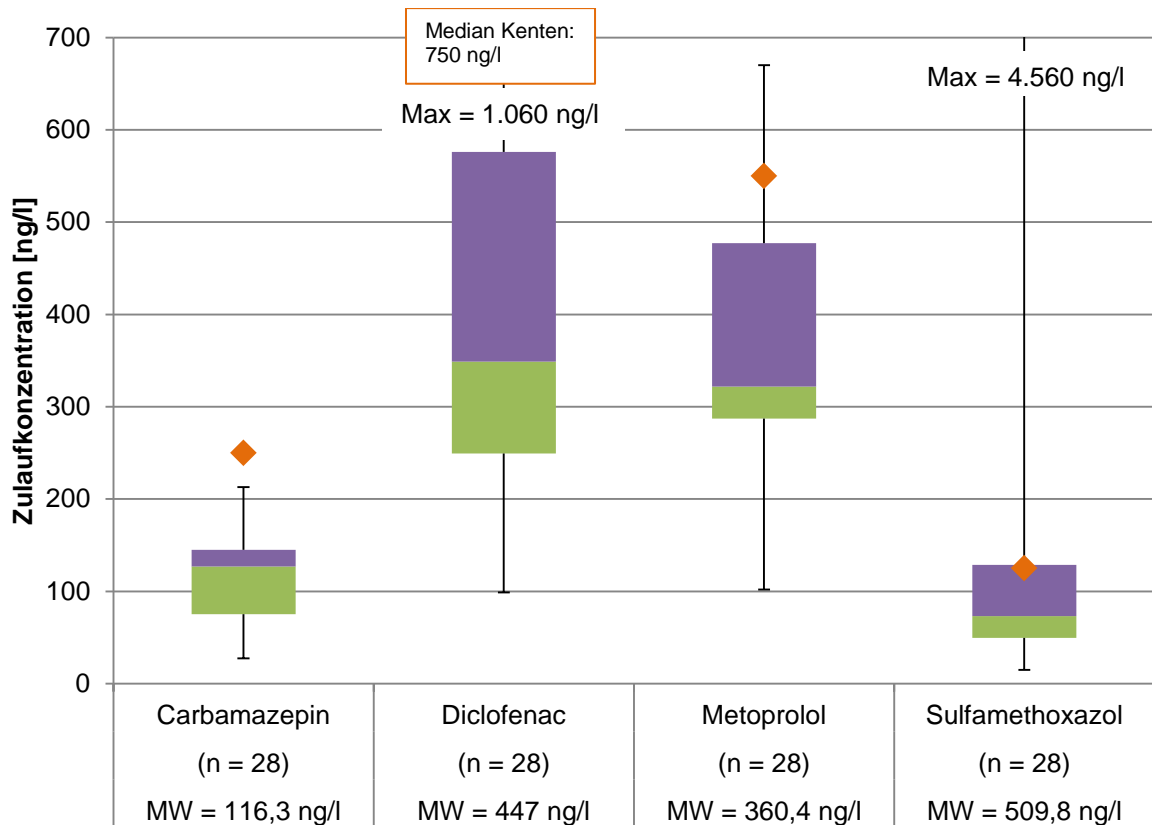


Abbildung 3.15: Konzentrationen ausgewählter Pharmaka im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kanten als Vergleichswert

Im Vergleich der Konzentrationen an Indikatororganismen im Zulauf der beiden Anlagen konnten sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden. Während für den Parameter *E. coli* die Mediane der Zulaufkonzentrationen noch in einer ähnlichen Größenordnung liegen (Phase II: 6.600.000 MPN/100ml; ReB-Op: ca. 4.400.000 MPN/100ml), werden für Intestinale Enterokokken und Coliphagen deutliche Unterschiede erkennbar. Bei beiden Indikatororganismen liegen die Mediane der Zulaufkonzentrationen der Versuchsanlage weit unter denen der großtechnischen Anlage in Kanten. Der künstlich hergestellte Zulauf der Versuchsanlage für I.E. weist gemittelt ca. 270.000 MPN/100ml auf, was weit unter den in Kanten gemessenen 5.500.000 MPN/100ml liegt. Für Coliphagen ergeben sich ähnliche Werte (Median Kanten: 4.500.000 MPN/100ml; Median ReB-Op: ca. 100.000 MPN/100ml). Die Konzentrationen der drei untersuchten Indikatororganismen im Zulauf der Versuchsanlage sind in Abbildung 3.16 dargestellt.

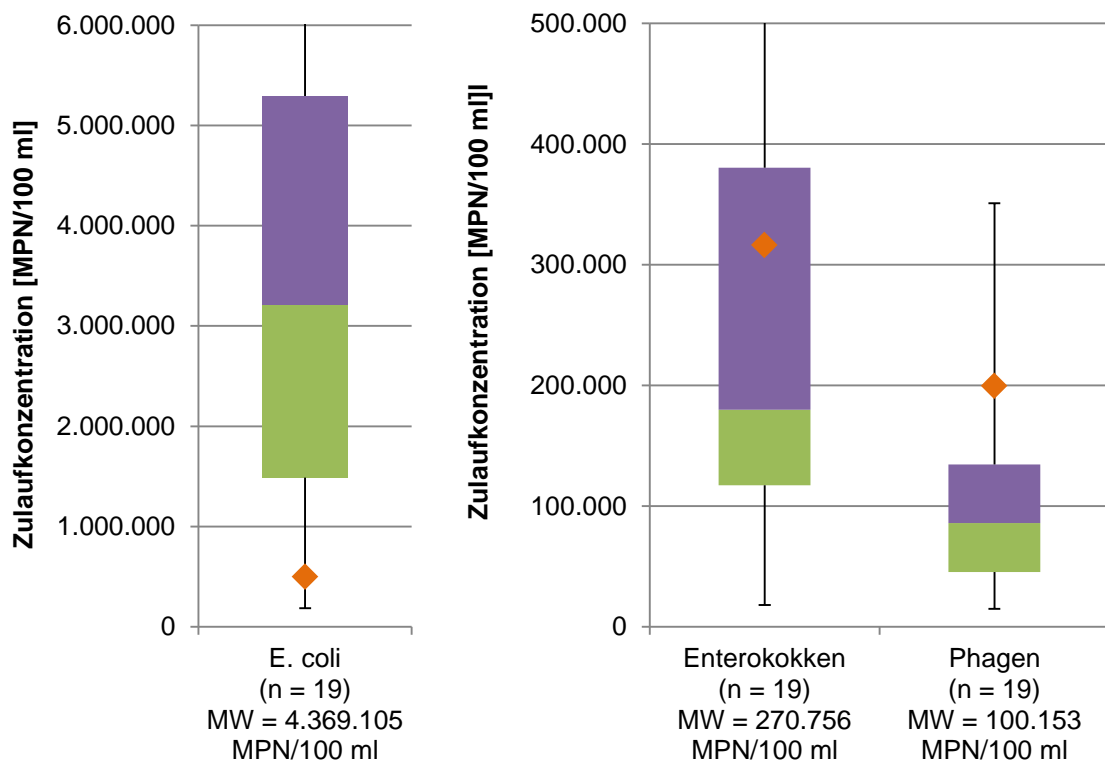


Abbildung 3.16: Konzentrationen ausgewählter Indikatororganismen im Zulauf der Versuchsanlage und Median der großtechnischen Anlage Kenten als Vergleichswert

3.5 Labormethoden

3.5.1 Untersuchte Parameter

Im Rahmen der Untersuchungen wurden die in Tabelle 3.3 dargestellten Parameter im Zulauf und den jeweiligen Abläufen der einzelnen RBF beprobt. Über die in Tabelle 3.3 genannten Parameter hinaus, wurden außerdem die im Änderungsvorschlag zur Wasserrahmenrichtlinie genannten Pflanzenschutzmittel Diuron, Isoproturon, Irgarol und Terbutryn untersucht. Da im künstlichen Mischwasser jedoch keine Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l festgestellt werden konnten, wurde die Beprobung eingestellt.

Die DWA erarbeitet zurzeit ein neues Arbeitsblatt (DWA A-102) zu den Grundsätzen und Anforderungen zum Umgang mit Regenwasser aus niederschlagsbedingten Siedlungsabflüssen, das emissionsbezogene Anforderungen nun auch für den Parameter AFS₆₃ definiert. Die Notwendigkeit ergibt sich aus der Tatsache, dass der größte Teil der partikulär im Niederschlagsabfluss transportierten Schadstoffe (Schwermetalle und organische Schadstoffe) insbesondere im Feinanteil von Feststoffen gefunden werden kann. Der AFS₆₃ gilt somit voraussichtlich zukünftig ebenfalls als Leitparameter für die

Untersuchung von Abflüssen aus der Niederschlagwasserbehandlung. Des Weiteren erfolgt die Dimensionierung von Retentionsbodenfiltern (neben dem Behandlungsziel) auch nach der zulässigen Filterbelastung. Da diese durch die aufgebrauchte Feststofffracht begrenzt ist, ist der Parameter AFS₆₃ auch für die Bemessung von RBFs notwendig. Aus genannten Gründen wurden im Forschungsprojekt sowohl der AFS als auch der AFS₆₃ im Zu- und Ablauf der Filteranlage untersucht.

Die Analytik wurde vom umweltanalytischen Laboratorium des ISA der RWTH Aachen, dem Labor des Institutes für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz der Universität Bonn sowie dem Labor des Institutes für Hygiene und öffentliche Gesundheit der Universität Bonn durchgeführt.

Tabelle 3.3: Übersicht der beprobten Parameter

Standardparameter	Schwermetalle	Mikrobiologische Parameter	Spurenstoffe
AFS	Blei (Pb)	<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Sulfamethoxazol
AFS ₆₃	Eisen (Fe)	Intestinale Enterokokken (IE)	Bisphenol A (BPA)
CSB	Kupfer (Cu)	Somatische Coliphagen	Diclofenac
Gesamt PO ₄ -P	Nickel (Ni)		Benzotriazol
NH ₄ -N	Zink (Zn)		Metoprolol
			Carbamazepin

3.5.2 Labormethoden Standardparameter und Schwermetalle

Für die begleitenden Standardparameter und für Schwermetalle wurden die in Tabelle 3.4 angegebenen Analysemethoden verwendet.

Tabelle 3.4: Labormethoden zur Bestimmung der Standardparameter und Schwermetalle (nach DIN)

Parameter	Methode nach DIN
TOC	DIN EN 1484
DOC	wie TOC nach Filtration über Membranfilter 0,45µm
CSB	DIN ISO 15705
pH-Wert	DIN EN ISO 10523
Leitfähigkeit	DIN EN 27888
TR/GV	DIN 38409, Teil 1
Säurekapazität	DIN 38409, Teil 7
NH ₄ -N	DIN 38406, Teil 5-1
NO ₃ -N, NO ₂ -N, Chlorid, Fluorid, Bromid, Sulfat, o-PO ₄ -P	DIN EN 10304-1
Gesamt-PO ₄ -P	DIN EN ISO 6878-7
TNb	DIN EN 12260
Schwermetalle	DIN EN ISO 11885:2007
gelöste Schwermetalle	DIN EN ISO 11885:2007 nach Filtration über Membranfilter 0,45 µm

3.5.3 Labormethode AFS und AFS₆₃¹

Die Bestimmung des Gehalts an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) erfolgt gemäß den Normen DIN EN 872 (2005) und DIN 38409 Teil 2 (1987), die im Wesentlichen für Abwässer entwickelt wurden. Beide Normen sehen eine gravimetrische Feststoffbestimmung vor, bei der die wesentlichen Arbeitsschritte wie folgt aussehen:

1. Probe auf Raumtemperatur bringen.
2. Auswiegen des verwendeten Filters auf 0,1 mg.

¹ Der Inhalt des Abschnitts 3.5.3 ist im Wesentlichen eine Zusammenfassung der Masterarbeit „Bestimmung von AFS_{fein} (AFS₆₃) im Mischsystem: Konsequenzen für die Laboranalytik“ von Jennifer Sprenger (2016) am ISA, betreut von Dr. Volker Linnemann und Katharina Tondera.

3. Probe homogenisieren durch kräftiges Schütteln der Probeflasche (bei einem randvollen Probegefäß nicht wirkungsvoll) und über den Filter geben.
4. Ausspülen des Probegefäßes mit 20 ml demineralisiertem Wasser nach der Filtration der Probe; das Spülwasser ebenfalls über den Filter geben. Mit weiteren 20 ml demineralisiertem Wasser die Innenseite des Filtertrichters nachwaschen.
5. Trocknen des Filters bei 105°C im Trockenschrank und Auswiegen im Anschluss.

Die Konzentration der suspendierten Stoffe ergibt sich anschließend aus der folgenden Gleichung:

$$AFS = \frac{1000 * (m_{t,nach} - m_{t,vor})}{V}$$

$m_{t, nach}$ [mg] = Masse des getrockneten Filters inkl. Filterrückstand nach der Filtration

$m_{t, vor}$ [mg] = Masse des getrockneten Filters vor der Filtration

V [ml] = Volumen der filtrierten Probe; 1 g ~ 1 ml.

Die Differenzierung zwischen suspendierten und gelösten Stoffen erfolgt über den Rückhalt des Filters:

- Feststoffe, die nach der Filtration auf dem Filter verbleiben, werden als suspendierte Stoffe bezeichnet.
- Inhaltsstoffe, die den Filter passieren und nach Eindampfen der Probe zurückbleiben, werden als gelöst bezeichnet.
- Damit definiert die Porenweite des Filters die untere Korngröße der suspendierten Stoffe.

Die Unterschiede der Normen DIN EN 872 (2005) und DIN 38409 (1987) bestehen zum einen in verschieden definiertem Spül- und Filtrervolumen, zum anderen in der Trennschärfe der gelösten Stoffe, da die Normen unterschiedliche Filtermaterialien vorgeben. Darüber hinaus stellt die DIN EN 872 (2005) eine Weiterentwicklung des Verfahrens der DIN 38409 (1987) dar. Das zeigt sich durch die konkreteren Angaben zum Spülvolumen, der Wiederfindungsrate, Anwendungsgrenzen und Qualitätskontrollen (Blind-Wert-Versuch, Testsuspension). Aus diesem Grund wurden die Anforderungen der DIN EN 872 (2005) zur Ableitung der Methodik für zur AFS_{63} -Bestimmung vorausgesetzt.

3.5.3.1 Ermittlung der Feinfraktion (AFS_{63})

Nasssiebung

Bei der Nasssiebung wird die Probe mittels Siebung fraktioniert. EYCKMANN-S-WOLTERS et al. (2013) setzen eine Maschenweite von 63 µm ein, KEMPER und FUCHS (2015) verwenden eine Maschenweite von 2 mm und 63 µm. Nach der Fraktionierung findet eine Sedimentation des Siebdurchgangs ggf. unter Verwendung von Flockungsmitteln statt. Der Überstand wird abgeschöpft und der Rückstand bei 105°C getrocknet. Bei diesem Verfahren werden

allerdings neben den gelösten auch die ungelösten Stoffe (z. B. Salze) erfasst, die nicht zu den „klassischen“ abfiltrierbaren Stoffen gehören. Darüber hinaus enthalten Mischwasserüberläufe sowie Kläranlagenabläufe und Regenwasserproben einen relativ geringen Anteil an Feststoffen, sodass ein großes Probenvolumen nötig wäre, um eine ausreichende Menge an Feststoffen für die Bestimmung zu erhalten. Das Verfahren der Nasssiebung ist daher für routinemäßige Untersuchungen des AFS₆₃ ungeeignet.

Methode nach Dierschke und Welker (2015)

Die von Dierschke und Welker angewandte Methodik orientiert sich an den in Deutschland vorhandenen und oben beschriebenen Normen. Dabei wird die Probe zunächst mittels eines Ultra-Turax homogenisiert und Partikel > 1 mm oder > 2 mm werden durch Siebung entfernt. Anschließend wird die Probe über ein Sieb mit der Maschenweite 63 µm gegeben. Der Siebdurchgang wird über einen Filter mit einer Porenweite von 0,45 µm filtriert. Der Siebrückstand wird mit Trinkwasser entfernt und ebenfalls über einen Filter der Porenweite 0,45 µm filtriert.

Methode LANUV

Das LANUV hat im Auftrag des MKULNV eine Methodik zur AFS₆₃-Bestimmung erarbeitet, die der Vorgehensweise von DIERSCHKE und WELKER (2015) stark ähnelt, mit dem Unterschied, dass das LANUV anstelle eines Membranfilters einen Glasfaserfilter einsetzt. Zunächst wird die Probe homogenisiert und auf ein 63 µm-Sieb gegeben. Das Volumen des Siebdurchganges wird über einen Messzylinder bestimmt. Anschließend wird gemäß DIN EN 872 (2005) über einen Glasfaserfilter filtriert. Der Rückstand wird mit destilliertem Wasser rückgespült und ebenfalls filtriert.

Tabelle 3.5 führt die oben beschriebenen, zurzeit angewandten Methoden zur Ermittlung des AFS₆₃ sowie die hierbei untersuchten Korngrößen auf.

Tabelle 3.5: Überblick über die aktuell angewandten Methoden zur AFS₆₃-Bestimmung

Quelle	Stoffstrom	Korngröße	Analytik
Dierschke (2014)	Niederschlagsabflüsse	< 63 µm - 0,45 µm	Siebung und Filtration
Eyckmanns-Wolters et al. (2013)	Sedimentproben RKB im TS	< 63 µm	Nasssiebung

Quelle	Stoffstrom	Korngröße	Analytik
Kemper und Fuchs (2015)	Schrägklärer MS	2 mm - 63 µm	Siebanalyse und Trockensubstanz
MKULNV (2015)	Sedimentproben RÜB im MS	< 63 µm	Nasssiebung und Trockensubstanz
LANUV	Standardsuspension und Oberflächengewässerproben	< 63 µm	Siebung und Filtration

3.5.3.2 Anforderungen an die Laboranalytik zur AFS₆₃-Bestimmung

Die Entwicklung der Methodik soll möglichst wenig von den gültigen Normen zur AFS-Bestimmung abweichen. Konkrete Anforderungen, u. a. bezüglich der Wiederfindungsrate, sind in der oben beschriebenen DIN EN 872 (2005) aufgeführt und finden für die AFS₆₃-Methodik Anwendung. Auch in Bezug auf die zu analysierenden Stoffströme orientiert sich die entwickelte Methodik an der DIN EN 872 (2005); sowohl Ab-, Regen- und Mischwasserproben können untersucht werden. Da vor allem Kläranlagenabläufe und Mischwasserüberläufe z. T. geringe Feststoffgehalte aufweisen, wird ein Glasfaserfilter eingesetzt. Um eine gute Praxistauglichkeit zu gewährleisten, soll die Bestimmung aller Feststofffraktionen (AFS, AFS₆₃/AFS_{fein}, AFS_{grob}) simultan und anhand eines Probenvolumens von einem Liter erfolgen. Auf Grund dieser Anforderungen wurde im praktischen Vergleich lediglich die bisher von DIERSCHKE und WELKER (2015) und dem LANUV durchgeführte Bestimmung des AFS₆₃ getestet. Alle anderen Methoden erwiesen sich anhand des theoretischen Vergleichs als ungeeignet.

3.5.3.3 Praktischer Vergleich verschiedener Methoden zur AFS₆₃-Bestimmung

Auswahl des Prüfstoffes

Die Wiederfindungsrate bzw. die Gesamtverluste sollen mit Hilfe einer Standardsuspension ermittelt werden. Dazu wird ein Prüfstoff benötigt, der reproduzierbar ist und eine konstante Sieblinie vorweist, die sowohl die feine (Anteil < 63 µm) als auch die grobe Fraktion (Anteil > 63 µm) beinhaltet. Dabei soll die Prüfsubstanz genau das Kornspektrum widerspiegeln, das im Hinblick auf die Schadstoffbelastung als kritisch anzusehen ist. Für die Wahl der Körnung wurden die Untersuchungsergebnisse von SCHMITT et al. (2010) herangezogen, bei denen Schwermetall- und PAK-Gehalte unterschiedlicher Kornfraktionen analysiert wurden. Im Hinblick auf die Korngröße der einzusetzenden Prüfsubstanz konnte aus diesen Ergebnissen der Schluss gezogen werden, dass die Körnung Millisil W3 die Verteilung der untersuchten

Schadstoffe (Zink, Blei, Kupfer, Cadmium, PAK) am besten widerspiegelt. Daher wird als Prüfstoff eine Standardmischung Quarzsand des Typs Millisil W3 der Quarzwerke GmbH mit einer Konzentration von 200 mg/l hergestellt. Dazu werden 200 mg des Quarzsandes Millisil W3 abgewogen und mit einem Liter demineralisiertem Wasser abgefüllt. Da die Grobfraktion ($> 63 \mu\text{m}$) einen Siebdurchgang von 38 % aufweist, folgt daraus, dass bei einer Konzentration von 200 mg/l die Feinfraktion ($< 63 \mu\text{m}$) einen Anteil von 76 mg/l ausmacht. Entsprechend werden bei einer 100%-igen Wiederfindungsrate 124 mg/l der Grobfraktion erwartet. In Tabelle 3.6 ist die qualitative Zusammensetzung der Standardmischung dargestellt.

Tabelle 3.6: Zusammensetzung des Standards aus Millisil W3 und destilliertem Wasser

Einwaage	Volumen	AFS	AFS ₆₃	AFS _{grob}
200 mg	1 Liter	200 mg/l	76 mg/l	124 mg/l

Um eine Vergleichbarkeit der Methoden sicherzustellen, werden die folgenden Punkte bei den untersuchten Verfahren vorausgesetzt:

- Es wird jeweils ein Probenvolumen von einem Liter untersucht.
- Es werden 200 mg/l Prüfstandard eingewogen. Mit dieser hohen Konzentration sollen Messungenauigkeiten vermieden werden. Außerdem wird jede Probe einzeln angesetzt, um Fehler oder Verluste durch Verdünnung oder Überführung der Probe auszuschließen. Die Proben werden in Glasgefäßen angesetzt, um visuell prüfen zu können, ob Rückstände in den Probegefäßen verblieben sind und diese ggf. zurückgespült werden müssen.
- Die Trockenzeit der Filter wird für alle drei Methoden gleich angesetzt.
- Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt bei allen Methoden analog. Angegeben werden der Gesamtverlust, die Wiederfindungsrate und die Standardabweichung für die Parameter AFS_{grob}, AFS₆₃ und AFS.

Doppelbestimmung

Diese Methode sieht für die Bestimmung von AFS und AFS₆₃ zwei getrennte Analyseverfahren vor, sodass zwei Teilproben untersucht werden. AFS_{grob} wird hierbei rechnerisch über die Differenz der AFS und der Feinfraktion ermittelt. Grundsätzlich bietet die Doppelbestimmung zwei verschiedene Verfahrensvarianten:

1. Nach dem Homogenisieren der Gesamtprobe wird die erste Teilprobe entsprechend der DIN EN 872 (2005) auf den AFS-Gehalt untersucht. Der Rest der Probe und ggf. Restanhaftungen in der Probeflasche werden auf ein Analysesieb gegeben und in ein

Auffanggefäß überführt. Der Siebdurchgang wird über einen Glasfaserfilter filtriert und nach Trocknung bei 105 °C gewogen, um den AFS₆₃ zu analysieren.

2. Der AFS₆₃ wird anhand der ersten Teilprobe und der AFS-Gehalt über die zweite Teilprobe bestimmt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigten, dass durch die Aufteilung der Gesamtprobe die ursprüngliche Korngrößenverteilung aufgrund von Sedimentationsprozessen nicht in den Teilproben widerspiegelt wird. Die erste Teilprobe zeigt daher im Schnitt weniger Feststoffe als die Gesamtprobe. Dieser Sachverhalt wird in den Analyseergebnissen dadurch deutlich, dass es bei der ersten Variante (AFS-Bestimmung aus erster Teilprobe) zu einem Minderbefund der AFS und in der zweiten Variante (AFS₆₃-Bestimmung aus erster Teilprobe) zu einem Minderbefund des AFS₆₃ kommt. Die Ergebnisse sind auch darauf zurückzuführen, dass der Siebrückstand jeweils verworfen wurde. Bei der Bestimmung des AFS₆₃ ist demnach unbedingt der Siebrückstand mit in die Analyse einzubeziehen.

Eine weitere Schwachstelle dieser Methodik liegt in der rechnerischen Bestimmung des Parameters AFS_{grob}; Fehler oder Ungenauigkeiten, die bei der Bestimmung des AFS- oder AFS₆₃-Gehaltes entstehen, werden auf AFS_{grob} übertragen. Darüber hinaus werden die Wiederfindungsraten, die in der DIN EN 872 (2005) gefordert werden, nicht für alle Fraktionen gleichzeitig eingehalten. Die Vorgehensweise der Doppelbestimmung stellt demnach keine exakte Methode zur Analyse der Parameter AFS, AFS₆₃ und AFS_{grob} dar.

Methode des LANUV

Bei der Methode des LANUV wird sowohl die feine (< 63 µm) als auch die grobe Fraktion (> 63 µm) gemäß DIN EN 872 (2005) ermittelt. Die Bestimmung der AFS erfolgt rechnerisch über die Summe der Feststoffgehalte im Siebdurchgang und -rückstand. Eine Analyse der unklassierten Probe erfolgt nicht.

Die homogenisierte Probe wird zunächst über ein 63 µm-Analysesieb gegeben, wobei Restanhaftungen im Probengefäß zurückgespült werden und ebenfalls über das Sieb gegeben werden. Der Siebdurchgang wird gemäß DIN EN 872 (2005) über einen Glasfaserfilter filtriert. Auch bei diesem Schritt sollten Restanhaftungen im Auffanggefäß mit destilliertem Wasser abgespült und ebenfalls über den Filter gegeben werden. Der Rückstand dieses Filterschrittes wird verworfen und der Filter im Anschluss getrocknet.

Der Siebrückstand wird vollständig mit destilliertem Wasser vom Analysesieb abgespült und analog zum Siebdurchgang über einen Glasfaserfilter filtriert und gemäß DIN EN 872 (2005) getrocknet und gewogen.

Die Ergebnisse dieser Methodik zeigen eine exakte Bestimmung der AFS₆₃-Fraktion und die Einhaltung der von der DIN EN 872 (2005) vorgesehenen Wiederfindungsraten. Allerdings werden größere Gesamtverluste der Grobfraction festgestellt. Dies kann vor allem auf das

Rückspülen der Grobpartikel vom Analysesieb zurückgeführt werden. Durch die enge Maschenweite des Siebes ist es nicht möglich, durch visuelle Kontrolle die Grobfraktion rückstandslos vom Sieb zu entfernen. Außerdem ist die Handhabbarkeit dieser Methode durch die häufigen Überführungen der Probe und der Rückspülungen von Restanhaftungen als umständlich einzustufen.

Methode nach DIERSCHKE und WELKER (2015)

Die Vorgehensweise nach DIERSCHKE und WELKER (2015) entspricht weitestgehend der Methodik des LANUV und orientiert sich demnach an den Vorgaben der DIN EN 872 (2005). Auf eine wiederholte Erläuterung kann daher verzichtet werden. Abweichend verwenden DIERSCHKE und WELKER (2015) allerdings zur Homogenisierung einen Dispergierer (Ultra-Turax) anstatt die Probe gemäß DIN EN 872 (2005) händisch zu schütteln. Außerdem kommt statt des Glasfaserfilters ein Membranfilter zur Anwendung.

In den Untersuchungsergebnissen lässt sich durch den Einsatz des Ultra-Turax keine verbesserte Bestimmung des AFS_{63} feststellen. Zur Analyse von Abwasserproben wäre die Verwendung des Dispergierers eher nachteilig, da die organischen Bestandteile einer realen Probe, im Gegensatz zum verwendeten Quarzsand des Standards, eine geringere Dichte aufweisen und es zu einer Veränderung der Korngrößenverteilung kommen könnte. Dies würde zu einer künstlichen Erhöhung des AFS_{63} -Anteils führen und die Ergebnisse beeinflussen. Auch der Einsatz des Membranfilters zeigt keine erheblichen Auswirkungen auf die Analyse. Für die gewählte Korngrößenverteilung des Standards ist die Notwendigkeit des Membranfilters nicht gegeben. Es ist sogar festzustellen, dass der Filtrationsvorgang mittels Membranfilter im Vergleich zum Glasfaserfilter deutlich länger dauert, was den Probendurchsatz stark herabsetzt.

Methode des ISA

Im Rahmen des Projekts wurde eine Methode entwickelt, bei der die Gesamtprobe analysiert wird und Rückspülungen der Grobfraktion vom Analysesieb vermieden werden sollen. Hierbei kommt ein spezieller Filter zum Einsatz, der anlog zu den bekannten Membran- und Glasfaserfiltern verwendet wird, jedoch eine Porenweite von 63 μm aufweist. Der AFS-Gehalt ergibt sich rechnerisch aus der Summe des AFS_{63} und AFS_{grob} . Für den Filter werden aus einem Metallgewebe mit einer Maschenweite von 63 μm Ronden gelasert, die sich dann in eine bestehende Filterapparatur zur AFS-Bestimmung durch Aufschrauben einer weiteren Filtervorrichtung einsetzen lassen. Alternativ kann die Filterapparatur durch eine Eigenkonstruktion um eine Filterstufe erweitert werden. Die Ronden sollen als Einwegfilter genutzt und, um Massenverluste zu minimieren, vor dem Gebrauch mit destilliertem Wasser vorgewaschen werden.

Die Homogenisierung der Probe erfolgt in Anlehnung an DIN EN 872 (2005) durch händisches Schütteln. Anschließend wird die gesamte Probe auf die Filterapparatur gegeben. Dabei passiert die Probe zunächst die Ronde, wo der Rückhalt der Grobfraction stattfindet. Der Siebdurchgang fließt direkt in die AFS-Apparatur und wird über einen Glasfilter filtriert. Das Probegefäß und auch die Sieb- und Filterapparatur sollten gründlich auf Restanhaftungen untersucht und diese ggf. ausgespült werden. Die Ronde und der Glasfaserfilter werden nun entsprechend der DIN EN 872 (2005) getrocknet und gewogen. Die Trockenzeit der Ronde und des Glasfaserfilters sind identisch.

Die Ergebnisse dieser Methodik erfüllen die von der DIN EN 872 (2005) geforderte Reproduzierbarkeit und Genauigkeit sowohl im Hinblick auf die Wiederfindungsrate als auch auf die Parameter AFS_{63} und AFS_{grob} . Die Handhabung des Verfahrens ist dem Vorgehen der bekannten AFS-Analyse sehr ähnlich. Einzig das Auswiegen der Ronden erhöht den Arbeitsaufwand im Vergleich zur gängigen AFS-Bestimmung. Für die entwickelte Methode kann eine handelsübliche bzw. vorhandene Filterapparatur verwendet werden. Eine Etablierung des Verfahrens im Labor ist demnach einfach umzusetzen.

3.5.3.4 Bewertung und Vergleich der Methoden zur AFS_{63} -Bestimmung

Abschließend sollen die vorgestellten Methoden hinsichtlich der Handhabbarkeit, Erfüllung der Anforderungen gemäß DIN EN 872 (2005), Qualität der Ergebnisse und des zeitlichen Aufwands bewertet werden. Dafür werden die Verfahrensweisen des LANUV und DIERSCHKE und WELKER (2015) auf Grund ihrer Ähnlichkeit unter der Methode „Rückspülung“ zusammengefasst. Die Tabelle 3.7 stellt die Methoden vergleichend gegenüber.

Tabelle 3.7: Zusammenfassender Vergleich der getesteten Methoden zur AFS_{63} -Bestimmung

	Doppelbestimmung	Rückspülen	ISA
Handhabbarkeit	einfache Handhabung. Verwechslungsgefahr Reihenfolge der Teilproben	Rückspülung z. T. schwierig und unvollständig	Sehr einfache Handhabung
Erfüllung der Anforderung nach DIN EN 872 (2005)	Anforderungen erfüllbar	Spülvolumen wird deutlich überschritten. Bei Methode Dierschke und Welker (2015) Einsatz Ultra-Turax	Anforderungen erfüllbar

	Doppelbestimmung	Rückspülen	ISA
Ergebnisse	Unterschiede je nach Reihenfolge der Analyse. Sehr schlechte Ergebnisse für die Grobfraction. Ergebnisse kaum reproduzierbar	Gute Wiederfindungsrate n für die Feinfraktion. Zu große Verluste bei der Bestimmung der Grobfraction	Sehr gute Wiederfindungsraten für alle drei Fraktionen, zudem geringe Standardabweichungen
Zeitlicher Aufwand	Doppelt so hoch wie bei standardmäßiger AFS-Bestimmung	Rückspülen der Grobfraction zeitintensiv	Nahezu gleicher Zeitaufwand wie standardmäßige AFS-Bestimmung

Das Hauptkriterium zur Auswahl der Methodik zur AFS₆₃-Bestimmung sind die erzielten Ergebnisse. Lediglich die Methode ISA erreicht die von der DIN EN 872 (2005) geforderten Wiederfindungsraten für alle drei Parameter (AFS, AFS₆₃, AFS_{grob}). Die Methode Rückspülung erzielte im Hinblick auf die Grobfraction zu geringe Wiederfindungsraten, was vor allem auf die problematische Rückspülung aller Feststoffe vom Analysesieb zurückzuführen ist. Darüber hinaus erfordern die häufigen Rückspülungen ein großes Spülvolumen, sodass auch diese Anforderung der DIN EN 872 (2005) von der Methode Rückspülung nicht erfüllt wird.

Die Ergebnisse der Grobfraction mittels der Doppelbestimmung sind schlecht reproduzierbar.

Die Bewertung des zeitlichen Aufwands erfolgt in Relation zu einer standardmäßigen AFS-Bestimmung. Alle Methoden bringen durch das Rückwiegen der Filter nach dem Trocknen einen Mehraufwand an Zeit mit sich. Der Zeitaufwand der Doppelbestimmung ist wegen der zweifachen Analyse in etwa doppelt so hoch wie der Zeitaufwand der AFS-Bestimmung. Die Methode des LANUV nimmt infolge der Rückspülungen etwa zweieinhalbmal die Zeit in Anspruch, die für die standardmäßige AFS-Analyse benötigt wird. Bei dem Verfahren von DIERSCHKE und WELKER (2015) muss neben dem Zeitaufwand der Rückspülungen auch die geringe Filtrationsgeschwindigkeit des Membranfilters berücksichtigt werden. Die Zeitananspruchnahme hierbei kann demnach als dreimal höher eingestuft werden. Die Methode des ISA hingegen ermöglicht die AFS- und AFS₆₃-Bestimmung in einem Zuge, wodurch der Zeitaufwand der Analyse einer standardmäßigen AFS-Bestimmung gleichzusetzen ist.

Anhand der Bewertung der verschiedenen Methoden ist festzustellen, dass die Methode des ISA sowohl in der Praktikabilität als auch im Hinblick auf die erzielten Ergebnisse am besten zur AFS₆₃-Analytik geeignet ist.

3.5.4 Labormethoden Industriechemikalien

Die Elution der Feststoffprobe erfolgte gemäß DIN 38414. Zur Berücksichtigung des Feuchtegehalts der Probe wurde vorab der Gesamttrockenrückstand nach DIN 38409 Teil 1 ermittelt. Das hierbei erhaltene Ergebnis wurde beim Ansatz des Eluats gemäß DIN 38414

Teil 4 entsprechend berücksichtigt. Das Eluat wurde über einen Membranfilter 0,45 µm filtriert.

3.5.4.1 Bisphenol A

Geräte

- Zymark Autotrace SPE Workstation
- LC/MS-System (Orbitrap, Thermo Electron)

Probenvorbereitung und Festphasenextraktion

- Vorfiltration über Papierfilter zur Entfernung von Schwebstoffen
- Zugabe von internem Standard
- Anreicherung am Autotracesystem
- Festphasenextraktion mittels C₁₈-SPE-Kartuschen 500 mg, Baker
- Einengen des Eluats bei 60°C im Stickstoffstrom
- Rekonditionierung mit 1 ml Methanol/Wasser 50:50

HPLC-MS Bedingungen

Eluent A: Methanol

Eluent B: Wasser

HPLC-Gradient

Zeit [min]	Eluent A [%]	Eluent B [%]
0	25	75
2	25	75
15	100	0
20	100	0
21	25	75
30	25	75

Flussrate: 0,2 ml/min

Trennsäule: Hypersil Gold Phenyl 150x2.1 5 µm

Injektionsvolumen: 10 µl

Ionisierung: APCI negativ

Parameter	Quantifizierungsmassen [M - H] ⁻
Bisphenol A	227,10780

3.5.4.2 Phosphororganische Verbindungen

Die Phosphororganische Verbindung TCPP (Tris(2-chlorisopropyl)phosphat) wurde per Gaschromatographie gekoppelt mit der Massenspektrometrie (GC-MS) bestimmt.

Folgende Geräte kommen zur Anwendung:

- Agilent 5973 mit Agilent Autosampler 7693
 - Stationäre Phase: SGE HT8, 30 m Länge, 0,25 µm FD, 0,22 mm ID
 - Injektor: Split/Splitless, 260°C Injektortemperatur; Splitlessinjektion, Trägergas Helium 40 cm/min.
 - Temperaturprogramm: 60°C, 3 min. isotherm - 12°C/min bis 200°C - 5°C/min bis 250°C, 5 min isotherm - 10°C/min bis 300°C, 10 min, isotherm
- Zymark AutoTrace

Als interner Standard wird D27-Tributylphosphat eingesetzt.

Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,01 µg/l.

Die Probenahme wird in 2,5 l-Braunglasflaschen vorgenommen.

Die Proben sind im Kühlschrank ca. 7 Tage lagerfähig.

Zur Probenvorbereitung wird 1 Liter der Probe mittels Glasfaserfilter filtriert, mit 100 µl internen Standard 1 mg/l D27-TBP-Lsg. versetzt und über das Autotrace-Gerät auf einer HR-P Festphase der Fa. Macherey-Nagel angereichert. Die Festphasen werden nach Anreicherung im Stickstoffstrom getrocknet. Die Elution erfolgt mit 3 ml, 3 ml und 2 ml Ethylacetat.

Nach der Anreicherung wird das Ethylacetat-Eluat unter Stickstoff am Thermostaten (max. 40°C) auf unter 1 ml eingedampft. Der Rückstand wird mit Ethylacetat auf 1 ml aufgefüllt und in ein 2 ml-Vial transferiert.

Gemessen wird am MS-System im Selected Ion Monitoring (SIM).

3.5.4.3 Komplexbildner

Für die Bestimmung des Komplexbildners EDTA wird ein definiertes Volumen (hier: 100 ml) der Wasserprobe zur Trocknung gebracht. Der Komplexbildner wird mittels BF₃ zum Methylester umgesetzt, in eine organische Phase (Dichlormethan) überführt und mittels GC-MS detektiert.

Zu 100 ml Probe wird 1 µg CyDTA als interner Standard gegeben. Die Probe wird bei 105°C im Trockenschrank zur Trocknung gebracht und der Rückstand mit 10 ml Salzsäure (1 mol/l) aufgenommen und quantitativ in ein 12 ml-Probefläschchen (CSB-Röhrchen) überführt. Die Lösung wurde im Heizblock bei 90°C unter einem kontinuierlichen Stickstoffstrom zur

Trocknung gebracht. Der Rückstand wird mit 1 ml Veresterungsreagenz versetzt, das Gefäß verschlossen und für mindestens 30 min bei 90°C im Heizblock derivatisiert. Nach dem Abkühlen wird die Probe mit 1 ml NaOH (1 mol/l) und 3 ml Wasser versetzt und 1 min kräftig geschüttelt. Anschließend wird 1 ml Dichlormethan zugegeben, eine Minute kräftig geschüttelt und nach der Phasentrennung Extrakt mit einer 1 ml-Spritze abgenommen und in ein 2 ml-Probenvial gegeben.

Folgende Geräte und Einstellungen wurden für die GC-MS-Analytik verwendet:

- Gaschromatograph: HP 6890
- Autosampler: CTC CombiPAL xt
- Injektionsvolumen: 2 µl splitless
- Injektor: 280°C
- Temperaturprogramm: 60°C (3 min); 10°C/min auf 280°C (5 min)
- Kapillare: SGE HT8, 30 m Länge, 0,25 µm FD, 0,22 mm ID
- Fluss: 1 ml/min konstant
- Transferline: 280°C
- Massenspektrometer: Finnigan MAT 95 XL
- Resolution: 10.000
- Ionisierung: EI positiv
- Temperatur Ionenquelle: 240°C
- Scanmethode: MID
- Ionisierung: EI positiv
- Temperatur Ionenquelle: 240°C
- Software: Thermo XCalibur 2.0HR

Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,5 µg/l.

3.5.4.4 Pflanzenschutzmittel

Für die Bestimmung der Pflanzenschutzmittel (PSM) Isobroturon, Diuron, Terbutryn und Cybutryn wurden jeweils 100 µl der filtrierten Probe auf die HPLC Säule injiziert, mit der Hochleistungsflüssigkeitschromatographie getrennt und massenspektrometrisch detektiert (HPLC-MSMS).

- LC/MSMS-System (TSQ Quantum classic, Thermo Electron) - Steuerung und Auswertung mittels Xcalibur Software
- HPLC Säule: Hypersil Gold aQ 150 x 2.1 mm 5µ (Thermo Electron)

Die Probenahme erfolgt in Glasgefäßen, um evtl. Verluste durch Adsorption zu vermeiden. Zur Verhinderung eines mikrobiellen Abbaus werden die Proben direkt weiterverarbeitet. Ist

dies nicht möglich, werden sie bei -20°C gelagert. Als Eluenten bei der chromatographischen Trennung dienen Methanol mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure (Eluent A) und Wasser mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure (Eluent B). Das Injektionsvolumen beträgt 100 µl. Die chromatographische Trennung erfolgt mit einer Hypersil Gold aQ Trennsäule (125 x 2,1 µm).

HPLC-Trennmethode:

Zeit [min]	Flussrate [ml/min]	Eluent A [%]	Eluent B [%]
0.00	0.200	45.0	55.0
10.00	0.200	90.0	10.0
13.00	0.200	90.0	10.0
14.00	0.200	45.0	55.0
20.00	0.200	45.0	55.0

Die Quantifizierung mit dem Massenspektrometer erfolgt im SRM Modus mit folgenden Quantifizierungsmassen:

PSM	Precurserion	Produktion
Isoproturon	207.000	72.000
Isoproturon D6	213.150	78.000
Diuron	232.930	72.029
Diuron D6	239.240	78.000
Terbutryn	242.026	186.012
Terbutryn D5	247.000	191.000
Cybutryn	254.025	198.026

Die Bestimmungsgrenze der Stoffe liegt bei 20 ng/l.

3.5.5 Labormethoden Indikatororganismen

Die Untersuchungen auf die mikrobiologischen Parameter werden im Projektlabor Experimentelle Umweltmikrobiologie des GeoHealth Centres am Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit (IHPH) des Universitätsklinikum Bonn durchgeführt. Das IHPH ist als Prüflabor für Wasseruntersuchungen akkreditiert.

3.5.5.1 *Escherichia coli*

Der Nachweis von *Escherichia coli* (*E. coli*) erfolgt nach DIN EN ISO 9308-3:1999 „Nachweis und Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Bakterien in Oberflächenwasser und Abwasser; Teil 3: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren)“. Das Verfahren kann für alle Oberflächen- und Abwasserarten angewandt werden, besonders für solche, die reich an Schwebstoffen sind. Um eine Vergleichbarkeit der aktuell offiziell z.B. für Badegewässer zugelassenen Methode nach DIN EN ISO 9308-3:1998 mit der bisher in Forschungsprojekten mit Bezug zu Oberflächengewässern und Abwasser verwendeten Kultivierung der *E. coli* auf Chromocult-Coliformen-(CC)-Agar in Anlehnung an DIN EN ISO – Entwurf 9308-1:2012 „Wasserbeschaffenheit - Zählung von *Escherichia coli* und coliformen Bakterien Teil1: Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora“ zu prüfen, wurde vor Analyse der ersten Proben erfolgreich eine Validierung des Verfahrens DIN EN ISO 9308-3:1998 durchgeführt. Außerdem wurden Vorversuche durchgeführt, um bereits im Vorfeld der Analytik im ReB-Op-Projekt geeignete Verdünnungsstufen für die Analyse von Mischwasser aus Retentionsbodenfiltern zu finden. Hier wurden testweise Proben aus großmaßstäbigen, seit einigen Jahren in Betrieb befindlichen RBF untersucht.

3.5.5.2 Intestinale Enterokokken

Der Nachweis von Intestinalen Enterokokken erfolgt mit der aktuell offiziell z.B. für Badegewässer zugelassenen Methode nach DIN EN ISO 7899-1:1998 „Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken in Oberflächenwasser und Abwasser; Teil 1: Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren)“. Das Verfahren kann ebenfalls für alle Oberflächen- und Abwasserarten angewandt werden, besonders für solche, die reich an Schwebstoffen sind. Der Enterokokken-Nachweis nach DIN EN ISO 7899-1:1998 wurde im Zuge des ReB-Op-Projekts neu im Labor eingeführt. Aus diesem Grund erfolgte auch hier zunächst eine interne Validierung. Außerdem wurden Vorversuche durchgeführt, um bereits im Vorfeld der Analytik im ReB-Op-Projekt geeignete Verdünnungsstufen für die Analyse von Mischwasser aus Retentionsbodenfiltern zu finden. Testweise wurden hierbei ebenfalls Proben aus großmaßstäbigen, seit einigen Jahren in Betrieb befindlichen RBF untersucht.

3.5.5.3 Somatische Coliphagen

Der Nachweis von somatischen Coliphagen erfolgt nach DIN EN ISO 10705-2: 2002 „Nachweis und Zählung von Bakteriophagen, Teil 2: Zählung von somatischen Coliphagen“. Dieses Verfahren kann für alle Wasserarten eingesetzt werden, in Abhängigkeit von der zu erwartenden Coliphagen-Konzentration werden verschiedene reine Volumina der Probe (100ml, 10 ml, 1 ml) oder mit 0,9 % NaCl-Lösung hergestellte Verdünnungsstufen von 1 ml Probe (1:10, 1:100 etc.) eingesetzt.

Die erfolgreiche Validierung der Methode erfolgt seit längerem regelmäßig im Rahmen der Qualitätssicherung intern im IHPH. Außerdem nehmen alle Prüflabore des IHPH zur Einhaltung der Qualitätsstandards innerhalb der Akkreditierung routinemäßig jährlich an Ringversuchen des Niedersächsischen Landesgesundheitsamtes (Fachbereich Wasserhygiene) für die bei ihnen bearbeiteten Parameter teil.

Auch für den Parameter somatische Coliphagen wurden Vorversuche mit Proben aus großmaßstäbigen, seit einigen Jahren in Betrieb befindlichen RBF durchgeführt, um bereits im Vorfeld der Analytik im ReB-Op-Projekt geeignete Verdünnungsstufen für die Analyse von Mischwasser aus Retentionsbodenfiltern zu finden.

3.5.6 Labormethoden Filtermaterial

3.5.6.1 pH-Wert

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgt entsprechend der VDLUFA Vorschrift (VDLUFA-Methodenbuch I 1991, A 5.1.1) in einer Suspension von Boden und 0,01 M Calciumchloridlösung (CaCl_2) im Verhältnis 1 + 2,5 mittels pH-Elektrode (WTW).

3.5.6.2 Gesamtstickstoff

Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Kohlenstoff werden am Elemental Analyser (EA 3000) nach Verbrennung bei 1.800°C und gaschromatographischer Trennung bestimmt (Analysentechnik HEKAtech GmbH).

3.5.6.3 Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) umfasst die permanente und variable negative Ladung der Bodenbestandteile. Während der effektiven KAK der tatsächlich im Boden vorhandene pH-Wert zugrunde liegt, wird zur Bestimmung der potenziellen KAK ein hoher pH-Wert eingestellt, um die maximal mögliche Austauschkapazität zu erfassen.

Die Bestimmung der potentiellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) bzw. der austauschbaren Kationen wird in Anlehnung an die Methode nach MEHLICH (1953) durchgeführt. Hierbei werden die Proben zunächst mit einem nicht im Boden vorhandenen Ion vollständig beladen (BaCl_2 -TEA, pH 8,2/ MgCl_2).

3.5.6.4 Spurenstoffe

Die Analyse der ausgewählten Wirkstoffe Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Terbutryn erfolgt nach Extraktion mittels LC-MS/MS nach DALKMANN et al. (2012) und DALKMANN et al. (2014). Zur Qualitätssicherung ist zunächst die Wiederfindung der Extraktion und LC-MS/MS Quantifizierung im neu zu untersuchenden Material überprüft worden. Hierzu wurde der entnommene Filtersand mit zwei unterschiedlichen Konzentrationen des jeweiligen Wirkstoff-Standards versetzt („gespikt“) und ebenso wie eine nicht gespikte Nullprobe analysiert worden.

3.5.6.5 Indikatororganismen

Zur Bestimmung der enthaltenen Mikroorganismenkonzentrationen wurde je 15 g Sedimentmaterial in 150 ml steriles NaCl (0,9 %) gegeben und 10 Minuten geschüttelt. Nach anschließender Standzeit von 1 Minute zur Sedimentation größerer Partikel wurde die wässrige Phase abpipettiert und für die kulturellen Nachweisverfahren (Kapitel 3.5.5) eingesetzt. Die eingesetzte Menge an Überstand wurde im Ergebnis für jeden untersuchten Parameter auf 10 g Sediment hochgerechnet.

4 Ergebnisse

Der Rückhalt der untersuchten Parameter wurde für die einzelnen Filter RBF 1, RBF 2, RBF 3a und die Reihenschaltung aus RBF 3a und RBF 3b, die im weiteren Verlauf als RBF 3a+3b bezeichnet wird, bestimmt. Der Rückhalt wird in (%) ausgedrückt und wie folgt berechnet:

$$\eta = \left(1 - \frac{c(\text{Ablauf})}{c(\text{Zulauf})}\right) * 100 \%$$

Zur Darstellung der Ergebnisse werden verschiedene Diagrammtypen genutzt. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen für jeden gemessenen Parameter sowie die Reduktionsraten sind in Boxplot-Diagrammen (Abbildung 4.1) dargestellt. Die Box spannt sich vom 25 %-Quantil bis zum 75 %-Quantil auf, in ihr ist der Median durch einen Querstrich markiert. Außerhalb der Boxen spannen sich nach oben und unten die Antennen zum maximal des 1,5-fachen des Interquartilsabstands ($1,5 \times \text{IQR}$) der Datenreihe (TUKEY, 1977). Der Mittelwert ist mit einem roten Kreuz markiert, Maximum und Minimum sind mit einem schwarzen Punkt gekennzeichnet.

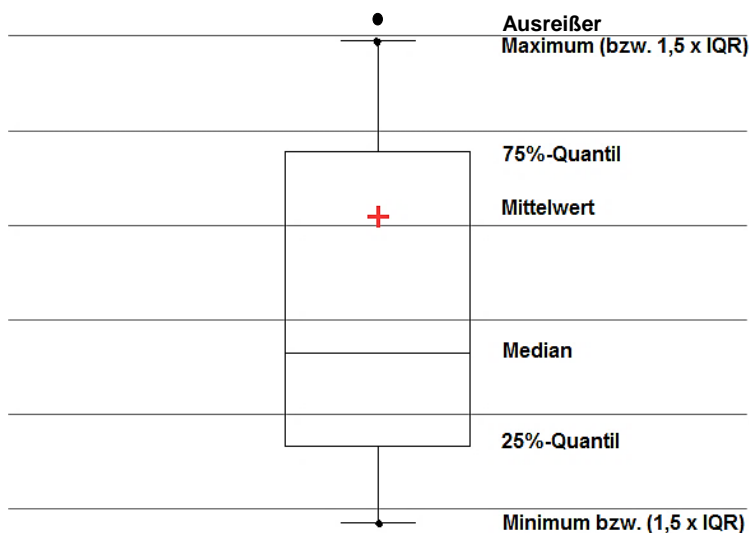


Abbildung 4.1: Exemplarisches Boxplot-Diagramm

In Säulendiagrammen sind auf der x-Achse die Trockenzeiten und auf der y-Achse der Rückhalt in (%) dargestellt. Als Trockenzeit galten dabei die Spannen ab dem ersten Tag nach einer Beschickung bis einschließlich dem Tag vor der nächsten Beschickung (s. Kapitel 3.2). Jede Säule repräsentiert einen RBF und gibt den Mittelwert des Rückhaltes wieder. Zusätzlich sind, sofern vorhanden, die Standardabweichungen abgebildet. Die Anzahl der jeweils zugrunde liegenden Messungen ist in der Abbildungsbeschreibung angegeben.

4.1 Analyseergebnisse Wasserphase

4.1.1 Standardparameter

4.1.1.1 CSB

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie der Rückhalt des CSB sind in Abbildung 4.2 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen liegen zwischen 30 und 382 mg O₂/l, der Mittelwert beträgt 88 mg O₂/l und der Median 72,5 mg O₂/l. Die Konzentrationen im Ablauf zeigen bei allen RBF ein vergleichbares Konzentrationsniveau im Bereich zwischen 5 und 25 mg O₂/l. Der Mittelwert liegt bei 13,6 mg O₂/l, wobei RBF 3b mit einer mittleren Ablaufkonzentration von 12 mg O₂/l den niedrigsten Wert aufweist.

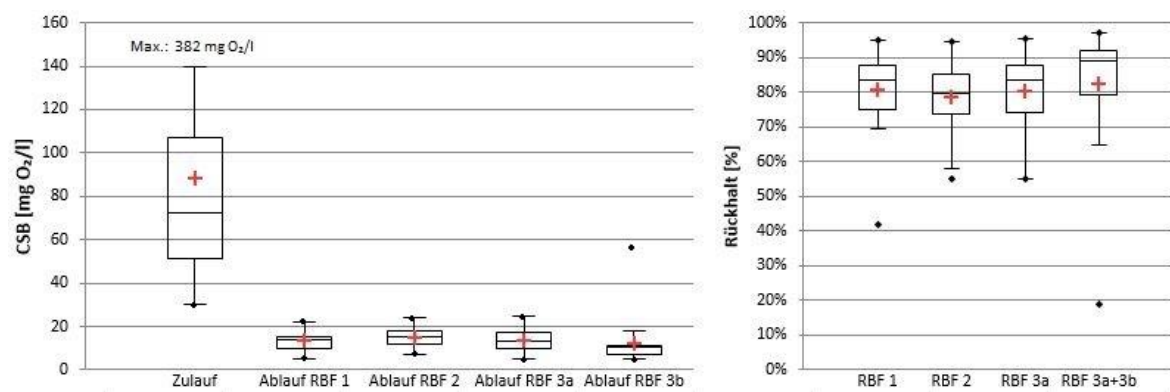


Abbildung 4.2 Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten des CSB (n = 35)

Die mittlere Reduktionsrate der vier RBF liegt bei 81 % und reicht von 79 % in RBF 2 bis zu 82 % in RBF 3a+3b. In RBF 3a+3b variiert der Rückhalt stark, so liegt das Minimum bei 19 % und das Maximum bei 97 %. Die Wirkungsgrade entsprechen den Werten aus der Literatur. In verschiedenen Untersuchungen an großtechnischen RBF konnten Reduktionsraten für den CSB von 90 % (MANG et al., 2011), von 80 % (PINNEKAMP et al., 2013) von 67 bis 87 % (TONDERA et al., 2013), von 49 % (TONDERA und PINNEKAMP, 2016), von 89 bis 96 % (FELMEDEN, 2005) und von 84 % (UHL und DITTMER., 2005) nachgewiesen werden. In Laborversuchen konnten an Säulenversuchen Wirkungsgrade von 54 bis 64 % (MANG et al., 2011), und in Feldversuchen konnten an Lysimeteranlagen Reduktionsraten zwischen 58 und 94 % (FRECHEN, 2009) und zwischen 58 bis 60 % (MANG et al., 2011) ermittelt werden.

4.1.1.2 Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Der Stickstoffrückhalt ist anhand des Ammoniumstickstoffs (NH₄-N) ermittelt worden. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen und die resultierenden Reduktionsraten von NH₄-N sind in Abbildung 4.3 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen liegen zwischen 1,5 und 9,2 mg/l, der Mittelwert beträgt 5,5 mg/l. Die mittleren Ablaufkonzentrationen liegen in allen vier RBF unter 1 mg/l, wobei in RBF 2 die Ablaufkonzentrationen etwas höher ausfallen. Die niedrigsten Ablaufkonzentrationen wurden im Ablauf des RBF 3a+3b gemessen, hier liegen die Werte

immer unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) von 0,10 mg/l. Die Literaturwerte für vergleichbare Ablaufkonzentrationen reichen von 0,3 mg/l (MANG, et al., 2011) bis zu 1 mg/l (PINNEKAMP et al., 2013) im Ablauf großtechnischer Anlagen. In Säulenversuchen sind Ablaufkonzentrationen von 0,91 bis 0,95 mg/l und in Lysimeteranlagen von 0,86 bis 0,93 mg/l gemessen worden (MANG, et al., 2011).

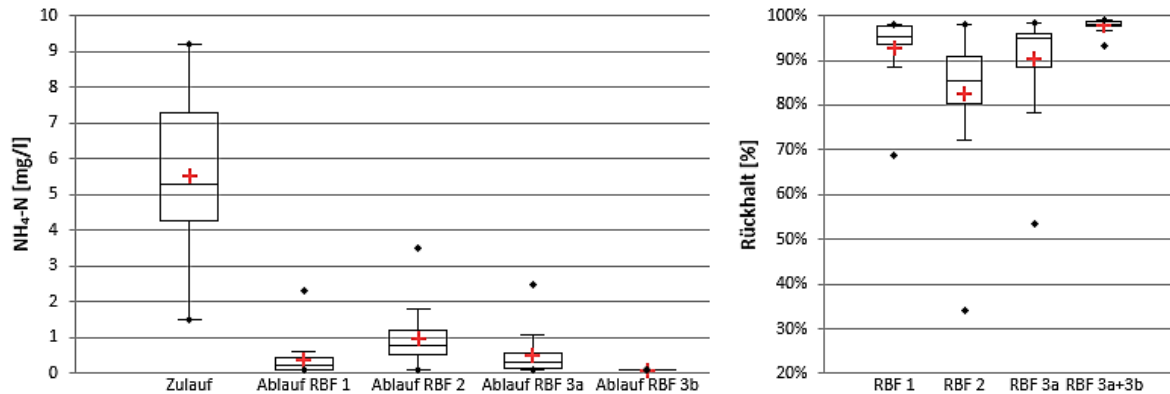


Abbildung 4.3: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten des $\text{NH}_4\text{-N}$ (n = 34)

Bei den Reduktionsraten liegen Mittelwert und Median bei 91 ± 11 % bzw. 94 %, wobei die Werte in RBF 2 etwas schlechter ausfallen (im Mittel 83 %). Hier weichen die Wirkungsgrade auch stärker voneinander ab (Minimum bei 34 % und Maximum bei 98 %). Die beste Reduktion (im Mittel 98 %) wird in RBF 3a+3b erzielt. In der Literatur sind in Großanlagen Wirkungsgrade von 88 % (PINNEKAMP et al., 2013), 85 % (MANG et al., 2011), 95 % (DITTMER et al., 2016), 93 % (FRECHEN et al., 2006), 94 % (DITTMER und SCHMITT., 2011), 96 % (UHL und DITTMER, 2005), 60 bis 86 % (TONDERA et al., 2013) und 70 bis 96 % (FRECHEN, 2009) ermittelt worden. In Säulenversuchen sind Reduktionsraten von 99 % (WOZNIK, 2008), 75 % (MANG et al., 2011), in Lysimeteranlagen Wirkungsgrade von 76 % (MANG et al., 2011) und von 80 bis 99 % (FRECHEN, 2009) gemessen worden. In einer halbtechnischen Pilotanlage wurden Wirkungsgrade von 62 bis 79 % (AL-ISAWI et al., 2017) erzielt.

4.1.1.3 pH-Wert

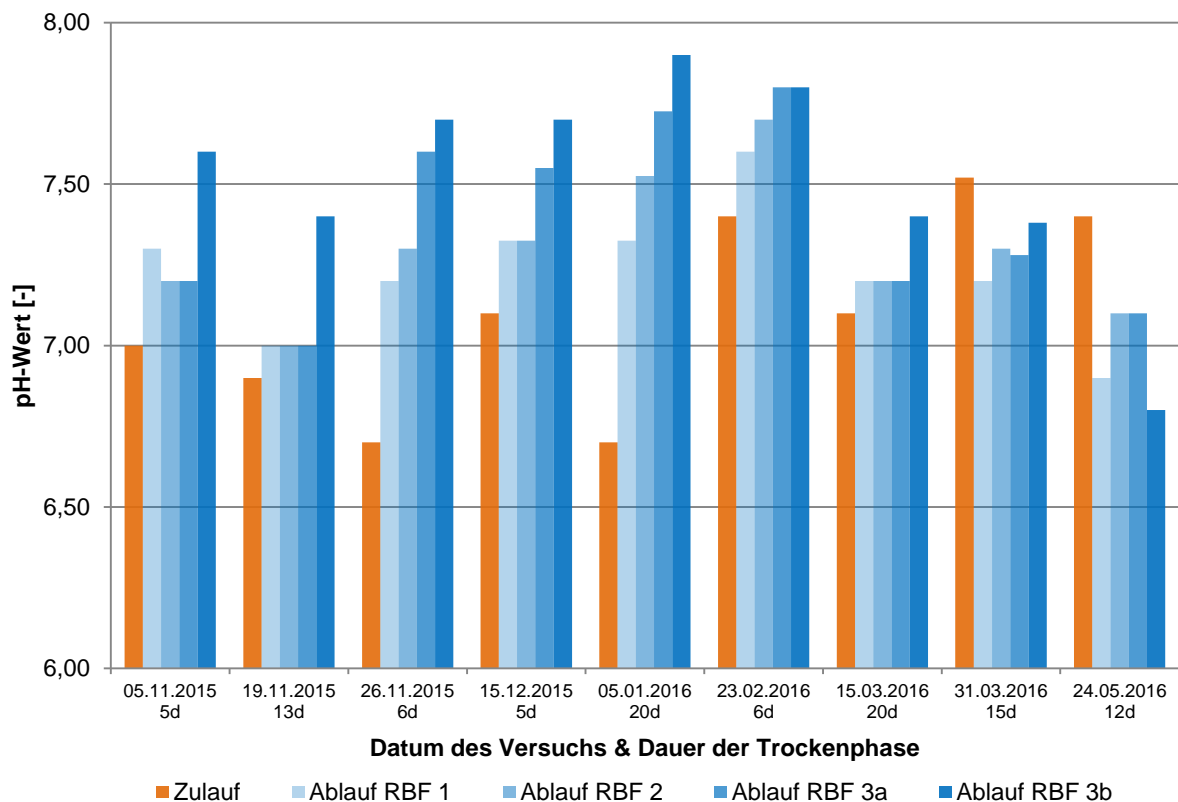


Abbildung 4.4: pH-Werte im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage (n = 9)

In Abbildung 4.4 sind die Ergebnisse des Monitorings zum pH-Wert dargestellt. Während der ersten sieben der insgesamt neun auf den pH-Wert untersuchten Beschickungsereignisse ist eine Erhöhung des pH-Wertes erkennbar. Es wird jedoch deutlich, dass die Erhöhung des pH-Werts im Ablauf mit voranschreitendem Versuchsbetrieb abnahm. Dies ist auf die verminderte Auswaschung von freien Anteilen des Carbonatbrechsteins zurückzuführen. Eine Abhängigkeit zur Anzahl der vorausgegangenen Trockentage konnte hier nicht festgestellt werden.

4.1.1.4 Phosphor

Die Phosphorfracht ist anhand des Orthophosphat-Phosphors ($\text{PO}_4\text{-P}$) bestimmt worden. Die Boxplot-Diagramme in Abbildung 4.5 zeigen die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Reduktionsraten. Die Zulaufkonzentrationen liegen zwischen 0,39 und 2,18 mg/l, im Mittel bei 1,1 mg/l und der Medianwert beträgt 1,17 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen in den RBF 1 bis 3a sind im Mittel mit 0,42 mg/l und im Median mit 0,43 mg/l fast gleich. In RBF 3a+3b liegt der Mittelwert mit 0,18 mg/l deutlich niedriger, hier liegt der Maximalwert nur bei 0,34 mg/l.

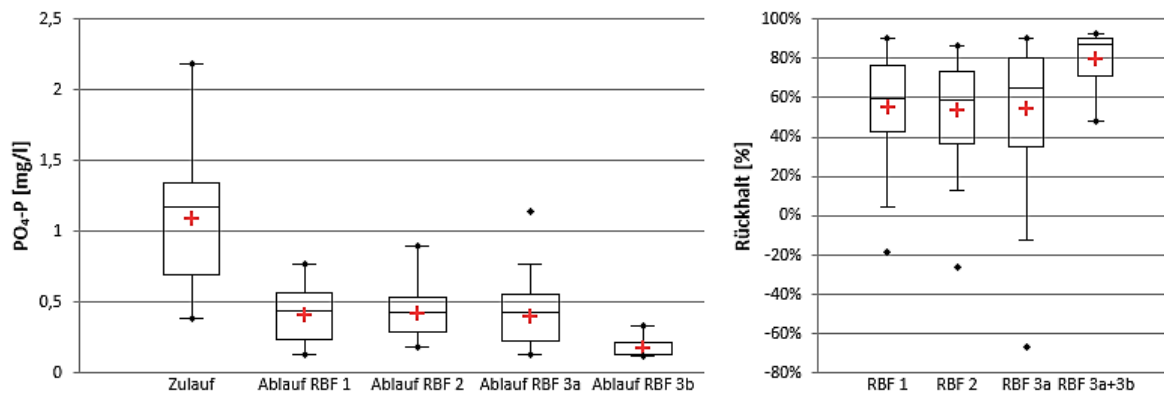


Abbildung 4.5 Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von $PO_4\text{-P}$ (n = 31)

Die mittleren Reduktionsraten liegen in den RBF 1 bis 3a bei 54 %, der mittlere Wirkungsgrad in RBF 3a+3b ist mit 80 % am höchsten. Erkennbar sind in RBF 1 bis 3a die negativen Wirkungsgrade, welche bis zu -67 % in RBF 3a reichen. In der Literatur sind zum Teil höhere und niedrigere Wirkungsgrade angegeben. So wurden Wirkungsgrade von 71 bis 99 % (FELMEDEN, 2005), von 22 bis 80 % (FRECHEN, 2015), von 93 % (FRECHEN et al., 2006) und von 15 % (PINNEKAMP et al., 2013) in großtechnischen Anlagen sowie Wirkungsgrade von 58 bis 65 % in einer halbtechnischen Pilotanlage (AL-ISAWI et al., 2017) und Reinigungsleistungen von 18 bis 99 % an Lysimeteranlagen ermittelt (FRECHEN, 2009).

4.1.1.5 AFS

Die Boxplot-Diagramme in Abbildung 4.6 zeigen die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Reduktionsraten der abfiltrierbaren Stoffe. Die Zulaufkonzentrationen liegen zwischen 1 und 297 mg/l, im Mittel bei 31,88 mg/l und der Medianwert beträgt 25,30 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen in den RBF 1 bis 3a liegen im Mittel zwischen 5,67 mg/l und 8,06 mg/l, der Median liegt hier zwischen 2,75 mg/l und 3,70 mg/l. In RBF 3a+3b liegt der Mittelwert mit 25,57 mg/l deutlich höher, auch der Maximalwert liegt hier bei 713 mg/l. Der Median der Ablaufkonzentration RBF 3a+3b hingegen liegt mit 2,50 mg/l geringfügig unter den Medianwerten der anderen drei Filter.

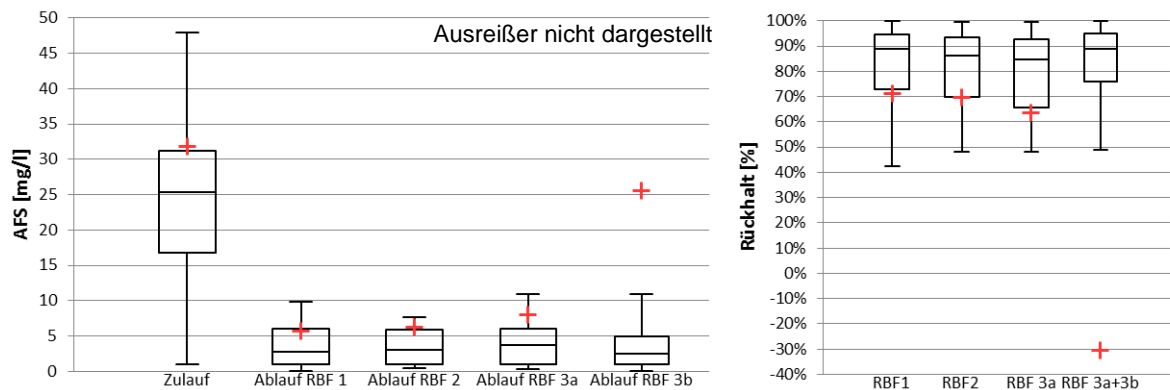


Abbildung 4.6: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der AFS (n = 37)

Die mittleren Reduktionsraten liegen in den RBF 1 bis 3a bei 64 bis 71 %, der mittlere Wirkungsgrad in RBF 3a+3b weicht mit - 31 % deutlich von den Ergebnissen der anderen drei Filter ab. In der Literatur sind durchgängig deutlich höhere Wirkungsgrade angegeben. So wurden Wirkungsgrade von 90 % (DITTMER, 2016), von 83 bis 99 % (FRECHEN, 2015), von 98,5 % (FRECHEN et al., 2006) und von 90 bis 96 % (PINNEKAMP et al., 2013) in großtechnischen Anlagen sowie Wirkungsgrade von 91,3 bis 92,4 % in einer ebenfalls intermittierend beschickten halbtechnischen Pilotanlage (AL-ISAWI et al., 2017) ermittelt worden und Wirkungsgrade von 73 bis 87 % in Lysimeteranlagen (KASTING, 2002).

4.1.1.6 AFS₆₃

Die Boxplot-Diagramme in Abbildung 4.7 zeigen die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Reduktionsraten des Feinanteils der abfiltrierbaren Stoffe. Die Zulaufkonzentrationen liegen zwischen 0 und 36 mg/l, im Mittel bei 19 mg/l und der Medianwert beträgt 21 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen in den RBF 1 bis 3a+3b liegen im Mittel zwischen 4 mg/l und 6 mg/l, der Median liegt hier überall bei 2 mg/l. Die niedrigsten Ablaufkonzentrationen sowohl im Mittelwert (4 mg/l) als auch im Median (2 mg/l) werden durch die Reihenschaltung der Filter 3a und 3b erreicht. Auch der Maximalwert liegt hier mit 16,60 mg/l deutlich unter den Maximalwerten der anderen 3 Filterabläufe (39 mg/l bis 92 mg/l).

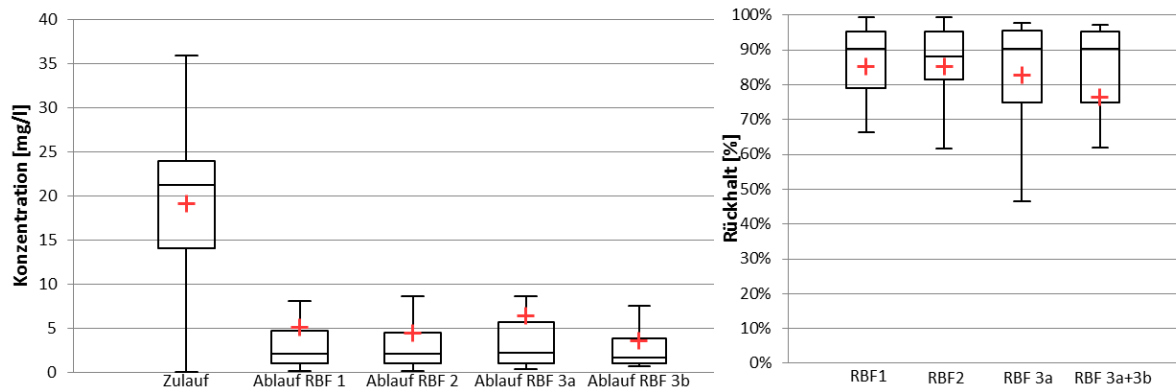


Abbildung 4.7: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der AFS₆₃ (n = 37)

Die mittleren Reduktionsraten liegen in den RBF 1 bis 3a bei ca. 85 %, der mittlere Wirkungsgrad in RBF 3a+3b weicht mit 76 % geringfügig von den Ergebnissen der anderen drei Filter ab. Hinsichtlich des Medians weisen alle untersuchten Filter ähnliche Wirkungsgrade von 88 bis 90 % auf. Da es sich bei AFS₆₃ um einen neuen Parameter in den Untersuchungen zur Niederschlagswasserbehandlung handelt, ist eine Vergleichslage hier bislang nicht gegeben (vgl. Kapitel 4.2.1). Darüber hinaus wurde im Verlauf des vorliegenden Projekts erst eine Methode zur Bestimmung des AFS₆₃ entwickelt (s. Kapitel 3.5.3).

Im Handbuch für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern (MKULNV, 2015) wird jedoch als erzielbare Ablaufkonzentration (Dränablauf) für den AFS₆₃ ein Wert von < 5 mg/l angegeben. Dieser Anhaltswert wurde im Rahmen des Forschungsprojekts größtenteils unterschritten (Median der Versuchsergebnisse RBF 1 bis 3a+3b von 2 mg/l). Auch die Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen von RBF 2 und RBF 3a+3b liegen unter diesem Richtwert. Lediglich die Mediane des RBF 1 und des RBF 3a überschreiten mit 5,09 mg/l und 6,46 mg/l diesen Wert geringfügig. Insgesamt liegen die erreichten Ablaufkonzentrationen jedoch in einem Wertebereich, der mit den Angaben des Retentionsbodenfilterhandbuchs vergleichbar ist.

4.1.2 Schwermetalle

Es wurden die Schwermetalle Kupfer (Cu), Zink (Zn), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Eisen (Fe) untersucht. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen von Cadmium lagen stets unter der Bestimmungsgrenze von 0,0025 mg/l. Chrom konnte nur in fünf Proben im Zulauf nachgewiesen werden. Daher werden diese beiden Parameter hier nicht weiter betrachtet.

4.1.2.1 Kupfer

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen und der Rückhalt in den einzelnen RBF von Kupfer sind in Abbildung 4.8 aufgeführt. Die Konzentrationen im Zulauf liegen zwischen 0,001 und 0,165 mg/l. 7 Proben lagen unterhalb der BG von 0,0025 mg/l, weshalb diese nicht in die Auswertung mit eingeflossen sind. Der Mittelwert beträgt 0,020 mg/l und der Median

0,010 mg/l. Es wird deutlich, dass die Quartile der Ablaufkonzentrationen fast gleich der Quartile der Zulaufkonzentrationen sind. Im Mittel beträgt die Ablaufkonzentration 0,012 mg/l in den vier RBF. Der Medianwert der RBF 1 bis 3a liegt bei 0,010 mg/l. Die niedrigsten Ablaufkonzentrationen werden in RBF 3a+3b gemessen, mit einem Mittelwert von 0,009 mg/l und einem Median von 0,006 mg/l.

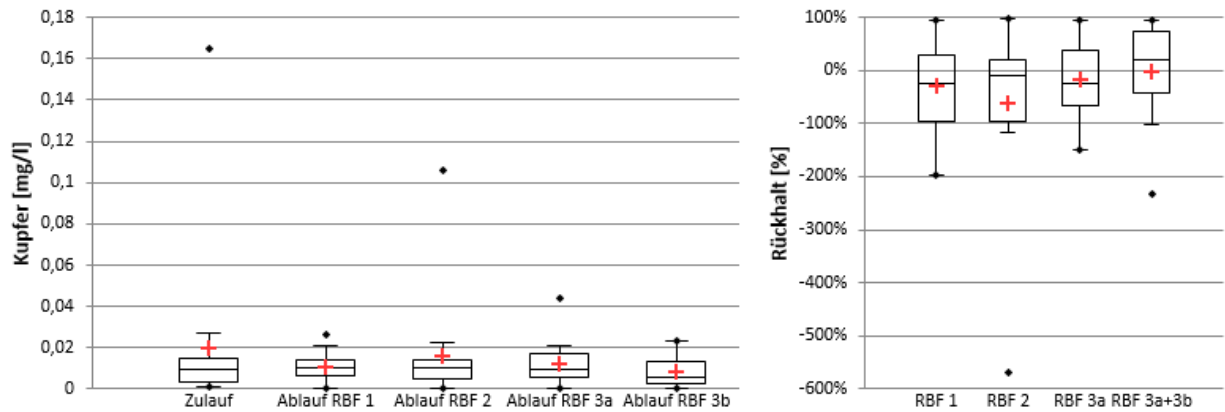


Abbildung 4.8: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Kupfer (n = 22)

Ein Rückhalt des Kupfers findet in den RBF 1 bis 3a fast nicht statt, der mittlere Wirkungsgrad dieser drei RBF liegt im negativen Prozentbereich (-36 %) und der Medianwert liegt bei -20 %. Auffallend ist auch die breite Streuung der Wirkungsgrade, so betragen der maximale und der minimale Wirkungsgrad in RBF 2 97 % bzw. -568 %. In RBF 3a+3b findet ein geringer Rückhalt statt. Die Literaturquellen geben Wirkungsgrade von -11 % (PINNEKAMP et al., 2013) bis 78 % (FRECHEN, 2013) in großtechnischen RBF und von 67 bis 91 % in Lysimeteranlagen an (KASTING, 2002).

4.1.2.2 Zink

Die Boxplot-Diagramme in Abbildung 4.9 zeigen die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die daraus resultierenden Wirkungsgrade der RBF bezogen auf den Parameter Zink. Die Zulaufkonzentrationen liegen im Bereich zwischen 0,078 und 0,403 mg/l, der Mittelwert beträgt 0,205 mg/l und der Medianwert 0,186 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen sind in allen vier RBF fast gleich und reichen von 0,0025 (BG) bis zu 0,206 mg/l.

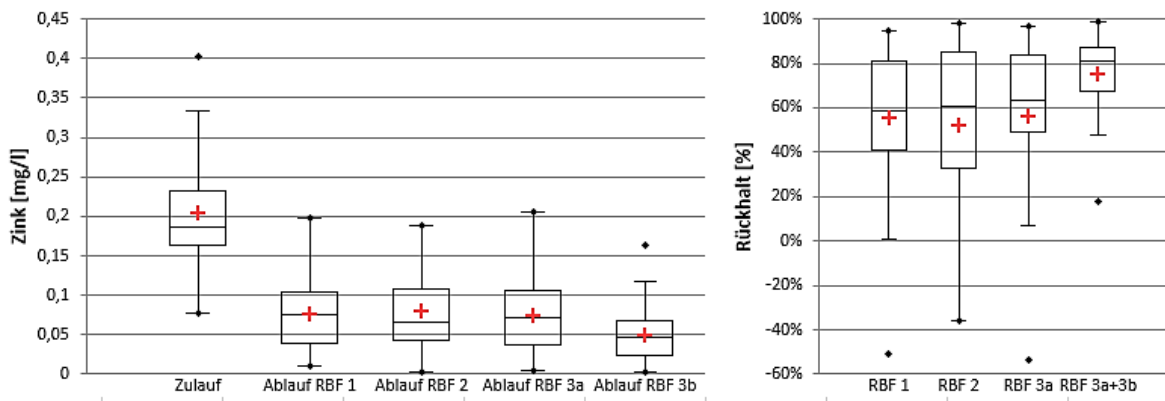


Abbildung 4.9: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Zink (n = 22)

Der Mittelwert der Ablaufkonzentrationen liegt bei 0,071 mg/l und der entsprechende Median beträgt 0,065 mg/l.

In den RBF 1 bis 3a findet ein mittlerer Rückhalt von etwa 55 % statt, der Median beträgt 61 %. Die Wirkungsgrade liegen in einer Spannweite von 33 % (unteres Quartil) bis 86 % (oberes Quartil). In RBF 1 und RBF 3a werden auch negative Wirkungsgrade mit bis zu -54 % verzeichnet. Der beste Rückhalt findet in RBF 3a+3b statt, hier wird ein Mittelwert von 75 % erreicht und es sind keine negativen Wirkungsgrade zu verzeichnen. Die Literaturangaben zeigen Wirkungsgrade von 40 % (PINNEKAMP et al., 2013) über 62 % (FRECHEN, 2013) bis hin zu 99 % (MANG et al., 2011) in großtechnischen RBF und von 88 bis 93 % in Lysimeteranlagen (KASTING, 2002) auf.

4.1.2.3 Nickel

Die Nickel-Konzentration im Zu- und Ablauf sowie der entsprechende Rückhalt sind in Abbildung 4.10 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen liegen im Mittel bei 0,026 mg/l und im Median bei 0,006 mg/l, Maximum und Minimum betragen 0,323 mg/l bzw. 0,00025 mg/l (BG). Die Ablaufkonzentrationen in allen RBF liegen zum Teil deutlich über der Zulaufkonzentration. In RBF 2 liegt der Mittelwert bei 0,057 mg/l, hier ist auch ein maximaler Ablaufwert von 0,296 mg/l zu verzeichnen. In RBF 3a und RBF 3a+3b werden die niedrigsten Ablaufkonzentrationen (Mittelwerte bei 0,018 mg/l) erzielt.

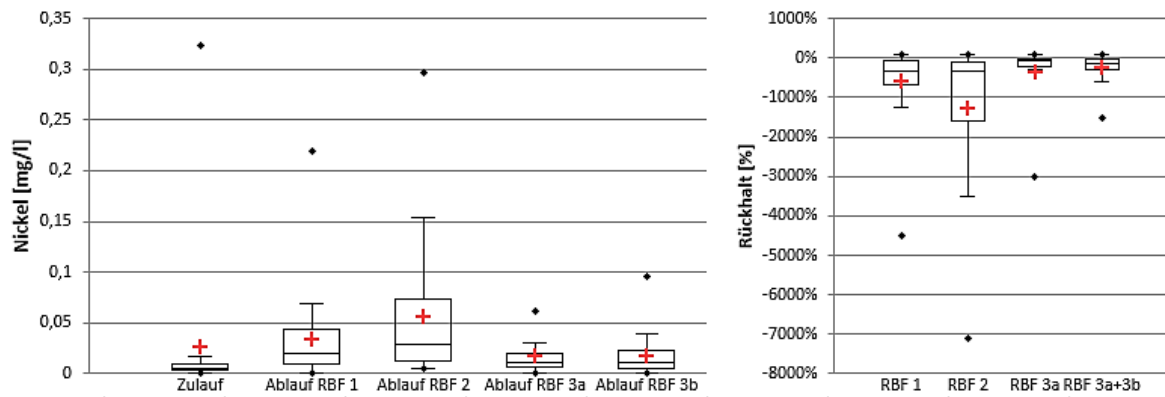


Abbildung 4.10: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Nickel (n = 21)

Der Rückhalt ist in den vier RBF negativ, der Medianwert liegt bei -210 % und der Mittelwert bei -600 %. Die Werte sind zum Teil im negativen Tausender Prozentbereich und reichen in RBF 2 bis zu -7.100 %, hier ist der Rückhalt allgemein am schlechtesten. In der Literatur ist ein Wirkungsgrad von 77 % an einer RBF-Anlage ermittelt worden, wobei hier viele Zu- und Ablaufkonzentrationen unter der BG liegen (FRECHEN, 2013).

4.1.2.4 Blei

Abbildung 4.11 veranschaulicht die Konzentrationsverhältnisse von Blei im Zu- und Ablauf sowie die Rückhalteleistung. Bei etwa der Hälfte der Proben liegen die Zu- und Ablaufkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,00025 mg/l, diese werden in den folgenden Auswertungen nicht mit in Betracht gezogen. Die Werte im Zulauf reichen von 0,00025 mg/l (BG), über 0,004 mg/l (Mittelwert) bis hin zu 0,015 mg/l, der Median liegt bei 0,0025 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen sind in den vier RBF ähnlich und liegen im Mittel bei 0,003 mg/l, der Medianwert beträgt 0,002 mg/l. Das Minimum und Maximum reichen von 0,00025 mg/l (BG) bis hin zu 0,020 mg/l.

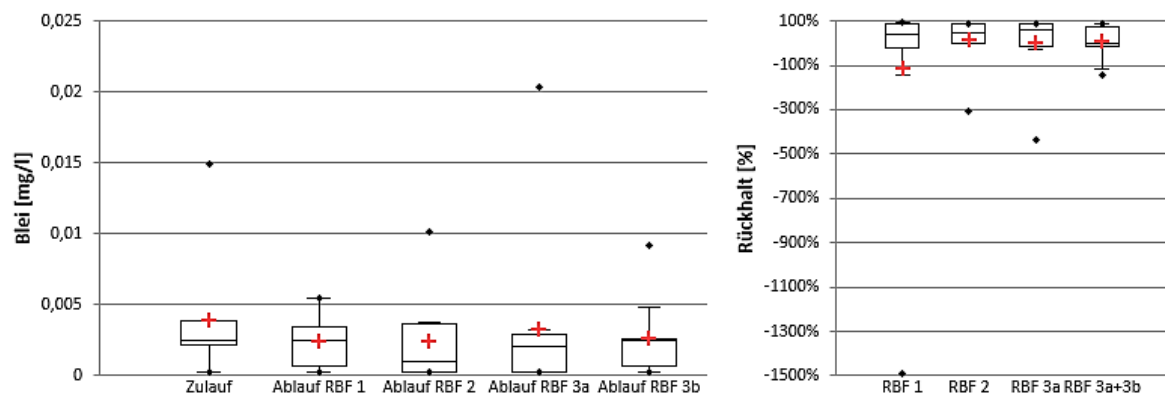


Abbildung 4.11: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Blei (n = 23)

Das Rückhaltevermögen beträgt im Median 47 % in den RBF 1 bis 3a und 0 % in RBF 3a+3b. Der Mittelwert variiert stark in den vier RBF und reicht von -111 % in RBF 1 bis hin zu 17 % in RBF 2. Das 25 %-Quantil und das 75 %-Quantil sind in den vier RBF ähnlich und reichen von -11 % bis hin zu 83 %. In jedem RBF sind negative Wirkungsgrade zu verzeichnen, diese reichen in RBF 2 bis zu -1.880 % und in RBF 1 zu -1.488 %. Die Literaturvergleichswerte liegen zwischen 29 und 71 % (PINNEKAMP et al., 2013), bei 64 % (FRECHEN, 2013) in Retentionsbodenfilteranlagen und zwischen 40 und 65 % in Lysimeteranlagen (KASTING, 2002).

4.1.2.5 Eisen

Die Eisenkonzentrationen im Zulauf und Ablauf sowie der Rückhalt sind in Abbildung 4.12 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen liegen im Bereich zwischen 0,0034 mg/l und 2,9 mg/l. Der Mittelwert beträgt 0,73 mg/l und der Median 0,59 mg/l. Die Ablaufkonzentrationen der vier RBF liegen im Mittel bei 0,28 mg/l und damit weit über dem Medianwert von 0,093 mg/l. Sie reichen von 0,0024 mg/l (BG) bis hin zu 4,4 mg/l in RBF 3a und 4,1 mg/l in RBF 2 und liegen hiermit über der maximalen Zulaufkonzentration.

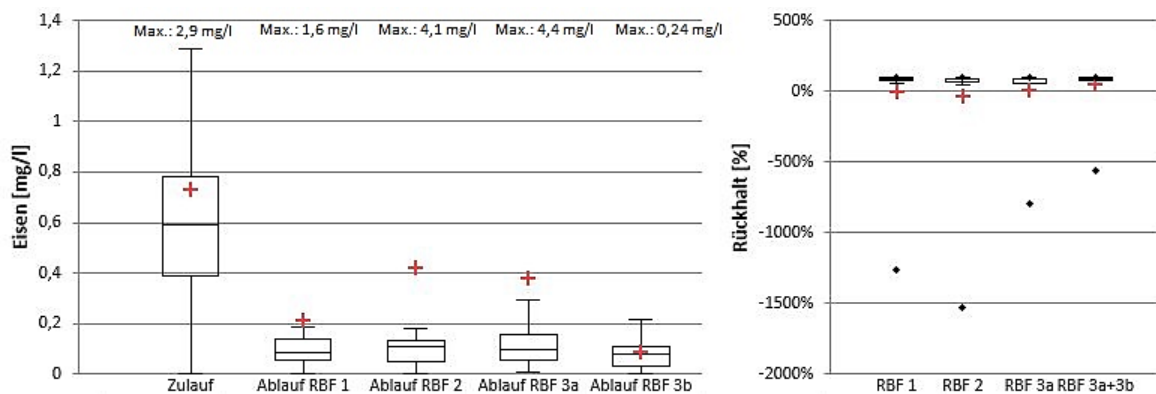


Abbildung 4.12: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Eisen (n = 23)

Beim Rückhalt sind in allen vier RBF starke Negativwerte jenseits der -500 % Grenze zu vermerken. Dennoch liegt der Medianwert bei 85 % in allen vier RBF. Der beste Rückhalt wird in RBF 3a+3b erzielt, hier liegen das untere Quartil bei 78 % und das obere Quartil bei 94 %. Die Literatur zeigt Wirkungsgrade von -26 bis 76 % (PINNEKAMP et al., 2013) auf.

4.1.3 Industriechemikalien

4.1.3.1 Benzotriazol

Abbildung 4.13 zeigt die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die daraus resultierenden Wirkungsgrade im Hinblick auf den Rückhalt von Benzotriazol. Im Zulauf liegen die Konzentrationen zwischen 883 und 6.700 ng/l. Der Mittelwert liegt mit 2.082 ng/l über dem Medianwert von 1.495 ng/l. Der Medianwert stimmt mit den Literaturwerten (1.433 ng/l) überein (TONDERA et al., 2014). Die Ablaufkonzentrationen sind in den vier RBF ähnlich und betragen im Mittel 1.340 ng/l und der Median beträgt 1.090 ng/l.

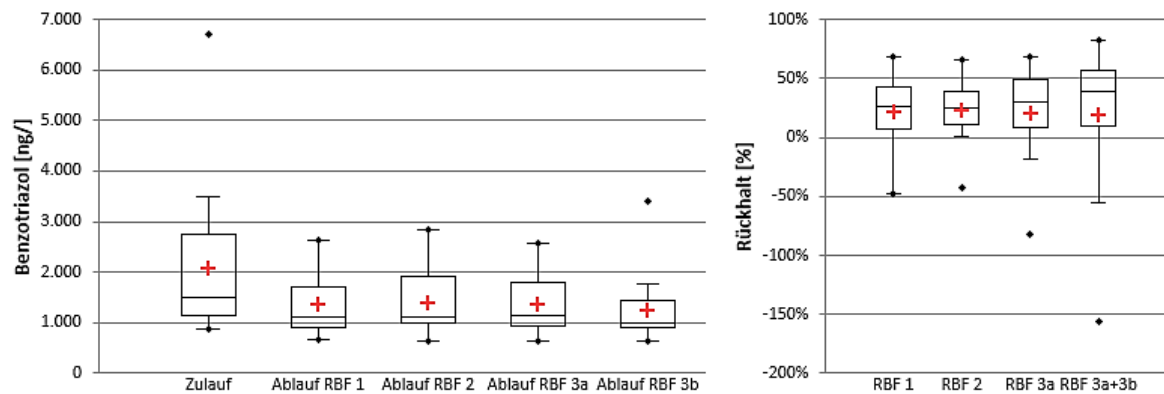


Abbildung 4.13: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Benzotriazol (n = 22)

Die Rückhalteleistung liegt in den vier RBF im Mittel bei 21 % und im Median bei 30 %. In allen vier RBF sind auch negative Wirkungsgrade zu verzeichnen. RBF 3a+3b gewährleistet den besten Rückhalt mit einem Median von 40 %. Tondera et al. (2014) geben Wirkungsgrade von 32 bis 48 % an.

4.1.3.1 Bisphenol-A

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen für Bisphenol A und die Reduktionsraten können Abbildung 4.14 entnommen werden. Die Zulaufkonzentrationen reichen von 10 ng/l bis zu maximal 404 ng/l und liegen damit weit unterhalb der in der Literatur gemessenen Zulaufkonzentrationen, welche von 708 bis zu 1.164 ng/l reichen (TONDERA et al., 2014). Für den Mittelwert ergibt sich ein Wert von 180 ng/l und für den Median ein Wert von 170 ng/l. Die Ablaufkonzentrationen in RBF 1 und 2 liegen im Mittel bei 99 ng/l und damit über den mittleren Konzentrationen (66 ng/l) von RBF 3a und RBF 3a+3b. Der Median ist hingegen in den vier RBF fast gleich und beträgt 49 ng/l.

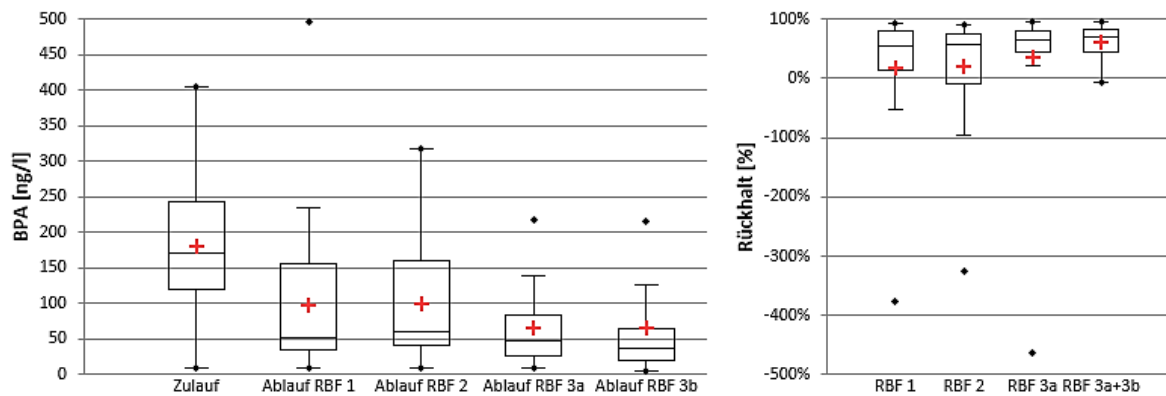


Abbildung 4.14: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von BPA (n = 22)

Das Rückhaltvermögen liegt mit einem Mittelwert von 18 % in den RBF 1 und 2 unterhalb des Mittelwertes von 48 % in RBF 3a und RBF 3a+3b. Der Medianwert nimmt wiederum in allen vier RBF einen ähnlichen Wert von 62 % an. In den RBF 1 bis 3a sind auch stark negative Wirkungsgrade zu erkennen. In RBF 3a+3b sind diese nicht zu verzeichnen, hier ist der Rückhalt allgemein mit 60 % am besten. Die Wirkungsgrade in der Literatur reichen von 64 bis 73 % (TONDERA et al., 2014).

4.1.4 Arzneimittel

Zu den untersuchten Spurenstoffen gehören die Pharmazeutika Carbamazepin (Antiepileptikum), Diclofenac (Schmerzmittel), Metoprolol (β -Rezeptorenblocker) und Sulfamethoxazol (Antibiotikum).

4.1.4.1 Carbamazepin

Die Carbamazepin-Konzentrationen im Zu- und Ablauf sowie die Reduktionsraten sind in Abbildung 4.15 dargestellt. Im Zulauf liegen die Konzentrationen zwischen 28 und 213 ng/l, der Mittelwert beträgt 115 ng/l und der Median 132 ng/l. In der Literatur werden höhere Zulaufkonzentrationen von 179 bis 484 ng/l (Minimum und Maximum) (TONDERA et al., 2014) angegeben. Im Ablauf ergeben sich für den Mittelwert als auch für den Median Konzentrationen von etwa 139 ng/l und liegen damit in allen vier RBF über den gemittelten Zulaufwerten. In den RBF 1 bis 3a sind die Ablaufkonzentrationen annähernd gleich, nur in RBF 3a+3b sind höhere Werte zu erkennen.

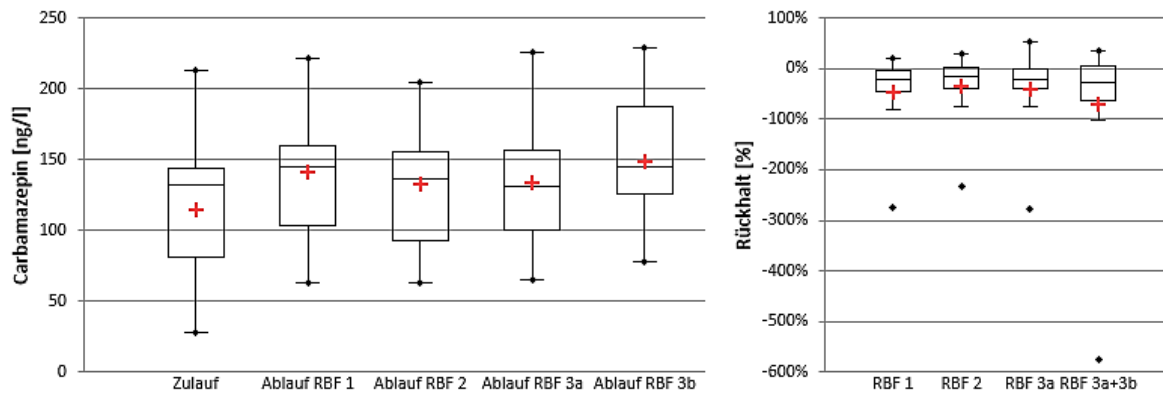


Abbildung 4.15: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Carbamazepin (n = 23)

Die Rückhalteleistung fällt mit einem Mittelwert von -48 % und einem Medianwert von -21 % in allen vier RBF negativ aus. Auch das 25 %-Quantil und das 75 %-Quantil liegen in oder knapp über dem negativen Bereich. In RBF 3a+3b wird der schlechteste Rückhalt mit einem Mittelwert von -71 % aufgezeigt. Die Vergleichswerte aus der Literatur geben Wirkungsgrade von 21 bis 39 % (TONDERA et al., 2014) und von -20 bis 30 % (SCHEURER et al., 2015b) an.

4.1.4.2 Diclofenac

Die Zulauf- und Ablaufkonzentrationen für Diclofenac sowie der daraus resultierende Rückhalt sind in Abbildung 4.16 dargestellt. Die Konzentrationen im Zulauf reichen von 99 bis 1.060 ng/l. Der Mittelwert liegt bei 421 ng/l und der Median beträgt 361 ng/l. Diese Werte liegen unterhalb den Literaturwerten, welche von 385 bis 1.519 ng/l (Minimum und Maximum) (TONDERA et al., 2014), bis hin zu 2.100 ng/l (SCHEURER et al., 2015b) reichen. Im Ablauf sind in den RBF 1 bis 3a Konzentrationen von durchschnittlich 317 ng/l gemessen worden. Im RBF 3a+3b sind die niedrigsten Konzentrationen mit einem Mittelwert von 156 ng/l gemessen worden, hier liegt die maximale Ablaufkonzentration bei 406 ng/l.

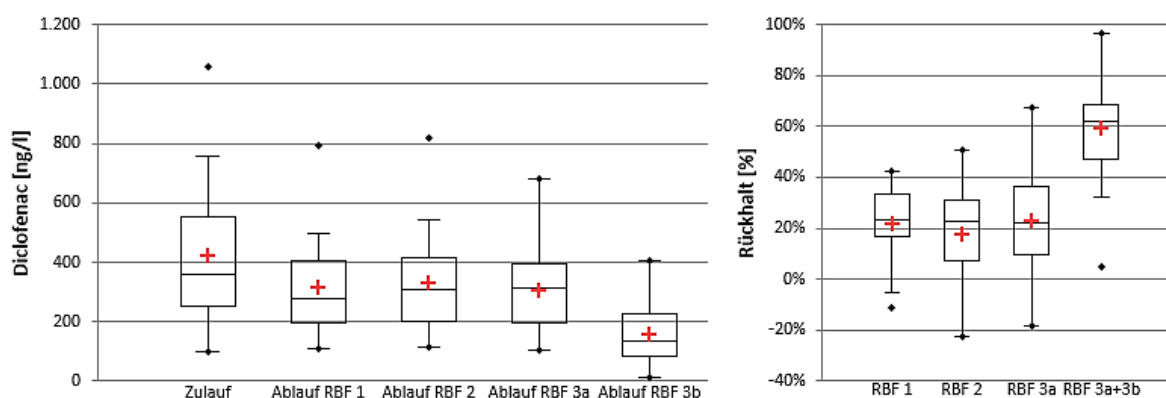


Abbildung 4.16: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Diclofenac (n = 23)

Für den Rückhalt ergeben sich in RBF 1 bis 3a ein Median und ein Mittelwert von rund 22 %. Hier werden auch negative Werte mit bis zu -20 % verzeichnet. In RBF 3a+3b wird die beste Reduktion mit durchschnittlich 60 % und maximal 97 % erzielt. Die Literaturquellen geben höhere Wirkungsgrade von 65 % (MERTENS et al., 2012) über 70 bis 76 % (TONDERA et al., 2014) bis hin zu 89 % (SCHEURER et al., 2015a) und 72 bis 99 % (SCHEURER et al., 2015b).

4.1.4.3 Metoprolol

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen und der Rückhalt vom Metoprolol sind in Abbildung 4.17 aufgeführt. Die Konzentrationen im Zulauf liegen im Bereich zwischen 102 und 670 ng/l und liegen damit unterhalb den Literaturwerten, welche von 345 bis 809 ng/l (TONDERA et al., 2014) reichen. Der Mittelwert liegt bei 348 ng/l und der Median bei 328 ng/l. Im Ablauf liegen die mittlere Konzentration und der Median unter 94 ng/l, in RBF 3a+3b liegt die maximale Konzentration unter 90 ng/l. In RBF 2 wird die höchste Ablaufkonzentration mit 181 ng/l gemessen.

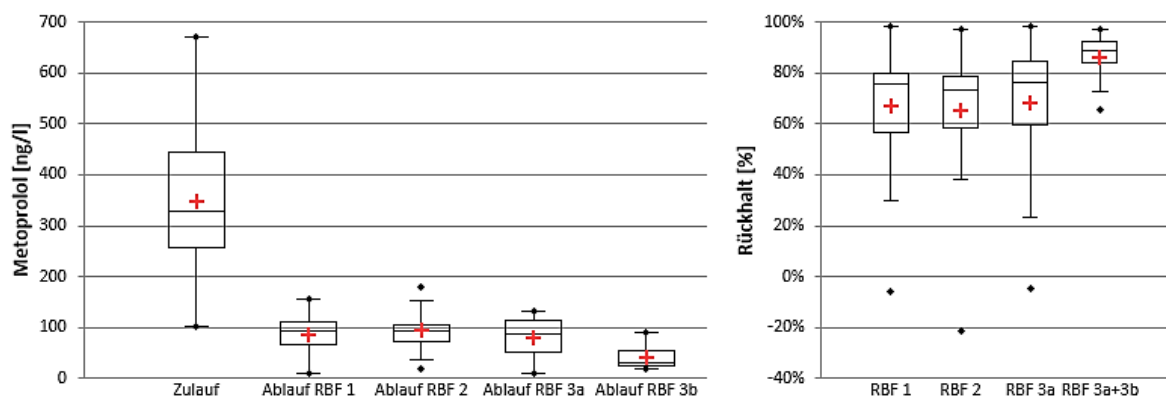


Abbildung 4.17: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Metoprolol (n = 23)

Bei der Rückhalteleistung liegen in den RBF 1 bis 3a das untere Quartil, mit 58 % und das obere Quartil (81 %) nahe beieinander. Der Mittelwert liegt hier bei 67 % und der Median bei 75 %. Der beste Rückhalt findet in RBF 3a+3b statt, mit einem Mittelwert von 86 %. In den RBF 1 bis 3a sind auch negative Wirkungsgrade zu verzeichnen. In der Literatur sind ähnliche Wirkungsgrade von 54 bis 66 % (TONDERA et al., 2014) und von 60 bis 84 % (SCHEURER et al., 2015b) zu finden.

4.1.4.4 Sulfamethoxazol

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie der Rückhalt des Sulfamethoxazols sind in Abbildung 4.18 dargestellt. Die Zulaufkonzentrationen reichen von 15 ng/l bis 456 ng/l, und streuen damit breiter als die Literaturwerte (81 bis 241 ng/l) (Tondera, et al., 2014). Der Mittelwert weicht mit 118 ng/l von dem Median mit 69 ng/l ab. Die Ablaufkonzentrationen in

RBF 1 bis 3a liegen im Mittel bei 102 ng/l und damit über dem Median von 78 ng/l. In RBF 3a+3b weichen die Ablaufkonzentrationen im Median (112 ng/l) sowie im unteren und oberen Quartil mit 83 bzw. 169 ng/l von den anderen RBF ab.

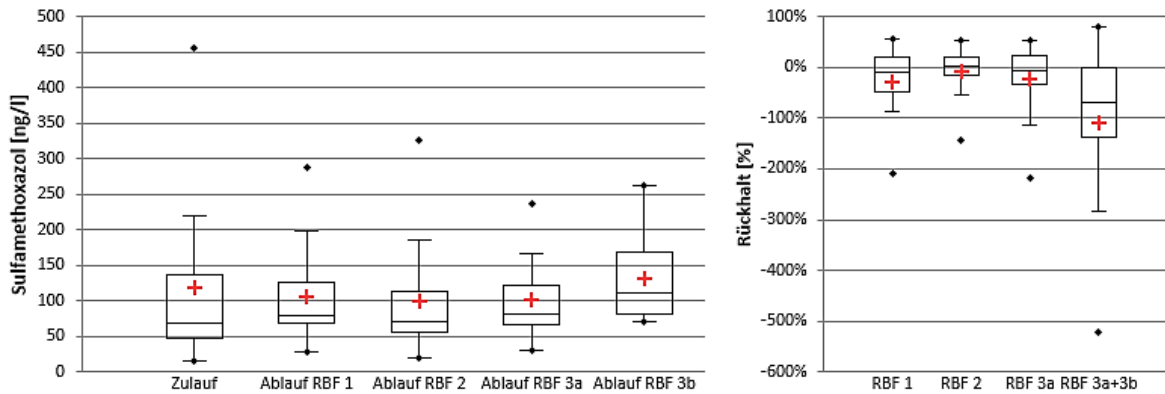


Abbildung 4.18: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten von Sulfamethoxazol (n = 23)

Die Rückhalteleistung liegt in RBF1 bis 3a mit durchschnittlich -20 % im negativen Bereich. Der maximale Rückhalt beträgt in den RBF 1 bis 3a 55 %. In RBF 3a+3b streuen die Wirkungsgrade breit und reichen von -523 % bis hin zu 78 % und liegen im Mittel bei -110 %. Die Literaturvergleichswerte geben bessere Wirkungsgrade von 13 bis 33 % (TONDERA et al., 2014) an.

4.1.5 Mikrobiologische Parameter

Als Indikatorparameter für Bakterien und Bakteriophagen (Viren) sind *Escherichia coli* (*E. coli*), intestinale Enterokokken (IE) und somatische Coliphagen untersucht worden. Die Konzentrationen der beprobten mikrobiologischen Parameter sind mit dem „Most Probable Number (MPN)“-Verfahren bestimmt worden, die Einheit wird in [MPN/100ml] (Anzahl je 100ml) wiedergegeben. Der Rückhalt wird über log-Stufen ausgedrückt, wobei eine log-Stufe eine Reduktionsrate von 90 % angibt, zwei log-Stufen eine von 99 %, drei log-Stufen eine von 99,9 % etc.

Während 21 Versuchsdurchläufen wurden insgesamt 150 Wasserproben für die mikrobielle Analyse entnommen und analysiert. In den nachfolgenden Kapiteln 4.1.5.1 bis 4.1.5.3 wird die Reinigungseffizienz für alle RBF als Boxplot-Diagramme dargestellt.

Tabelle 4.1 zeigt die mittlere Reinigungsleistung. Die Anordnung von RBF 3a als Replikat von RBF 1 ist mit nahezu identischen Reinigungsleistungen zu erkennen. RBF 2, der eine reduzierte Filterschicht von 67 % im Vergleich zu RBF 1 und RBF 3a aufweist, erreicht 79 bis 82 % der Reinigungsleistung.

Tabelle 4.1: Mittlere Reduktionsleistung der Pilotanlage für Indikatororganismen (alle Angaben in log-Stufen)

Anlage	<i>Escherichia coli</i>	Intestinale Enterokokken	Somatische Coliphagen
RBF 2	0,9	0,9	0,8
RBF 1	1,2	1,1	1,1
RBF 3a	1,3	1,1	1,0
RBF 3b	0,8	1,0	0,8
RBF 3a + RBF 3b	2,3	2,3	1,7

Die mittlere Reduktion für somatische Coliphagen beträgt etwa 1,0 Log-Stufe und 0,9 Log-Stufen für die Systeme mit 75 cm Filtertiefe, während *E. coli* um 1,0 und intestinale Enterokokken um von 1,2 log-Stufen reduziert werden. Diese Reduktion steigt linear mit serieller Anordnung. Es konnte keine statistisch signifikante Korrelation zwischen Trockenphasen und Abscheideleistung nachgewiesen werden. Bei einer Filtertiefe von nur 50 cm nimmt die Reduktion für alle drei Parameter um etwa 0,1 bis 0,2 Log-Stufen ab.

4.1.5.1 *E. coli*

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen für *E. coli* sowie die Reduktionsraten können Abbildung 4.19 entnommen werden. Im Zulauf reichen die Werte von 186.000 MPN/100ml bis hin zu 19.053.000 MPN/100ml, Mittelwert und Medianwert liegen bei 4.750.000 MPN/100ml bzw. bei 3.616.000 MPN/100 ml. Die Ablaufkonzentrationen liegen in den RBF 1 bis 3a im Mittel bei 621.000 MPN/100ml, der Median beträgt 233.000 MPN/100ml. In RBF 3a+3b liegt der Mittelwert bei 90.000 MPN/100ml und der Median bei 6.300 MPN/100 ml.

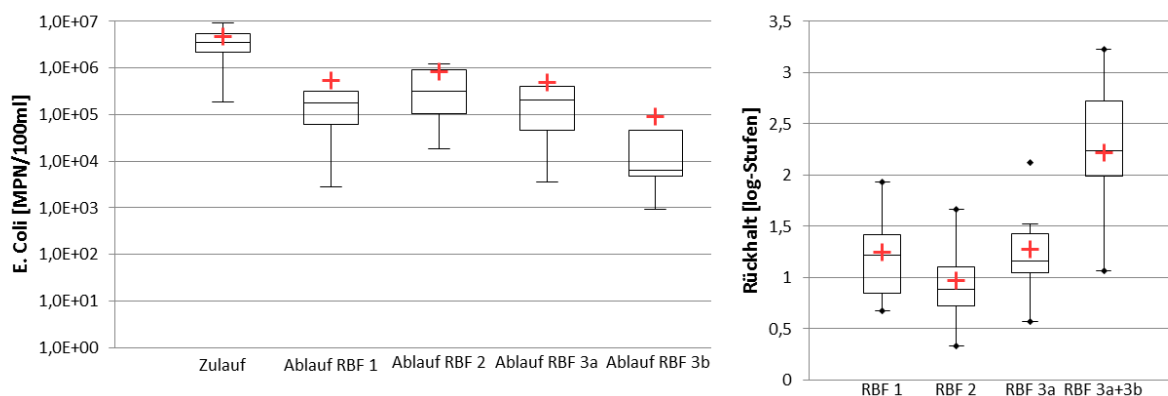


Abbildung 4.19: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der *E. coli* (n = 17)

Alle Ablaufkonzentrationen bleiben unterhalb 4.000.000 MPN/100ml und erreichen ein Minimum von 920 MPN/100ml in RBF 3a+3b.

Der mittlere Rückhalt beträgt in RBF 1 bis 3a 1,2 log-Stufen und der Median 1,1 log-Stufen. In RBF 3a+3b werden die besten Reduktionsraten mit maximal 3,2 log-Stufen erzielt. Der Mittelwert und der Medianwert liegen hier bei 2,2 log-Stufen, die Reinigungsleistung liegt hier also über 99 %. Die geringste Rückhalteleistung findet in RBF 2 statt, hier bleiben der Mittelwert und der Medianwert unterhalb einer log-Stufe. TORRENS et al. (2009) haben in Untersuchungen zu den Filterschichthöhen herausgefunden, dass bei niedrigeren Filterschichten der Rückhalt um bis zu eine log-Stufe schlechter ausfällt. In der Literatur werden für vergleichbare Systeme Reduktionsraten von 1,3 bis 1,6 log-Stufen (ORB, 2012), von 1,1 log-Stufen (TONDERA et al., 2014), von 1,2 log Stufen (WALDHOFF, 2008) und von 2,7 log-Stufen (SCHEURER et al., 2015a) in RBF und von 1,5 log-Stufen in einer großtechnischen Versuchsanlage angegeben (TORRENS et al., 2009).

4.1.5.2 Enterokokken

In Abbildung 4.20 sind die Zulauf- und die Ablaufkonzentrationen der intestinalen Enterokokken und die daraus resultierenden Rückhaltegrade dargestellt. Die Konzentrationen im Zulauf variieren zwischen 18.000 MPN/100ml und 1.145.400 MPN/100ml. Der Mittelwert liegt mit 281.000 MPN/100ml über dem Medianwert von 180.000 MPN/100ml. Im Ablauf wird in den RBF 1 bis 3a eine mittlere Konzentration von 27.400 MPN/100ml gemessen. Sie liegt damit knapp über dem Medianwert von 24.000 MPN/100ml. In RBF 3a+3b sind die niedrigsten Ablaufkonzentrationen zu vermerken, hier betragen der Mittelwert 2.880 MPN/100ml und der Median 1.073 MPN/100ml. Die Ablaufkonzentrationen in RBF 1 und RBF 3a sind sehr ähnlich. Die höchste Ablaufkonzentration wird in RBF 2 mit 107.000 MPN/100ml gemessen.

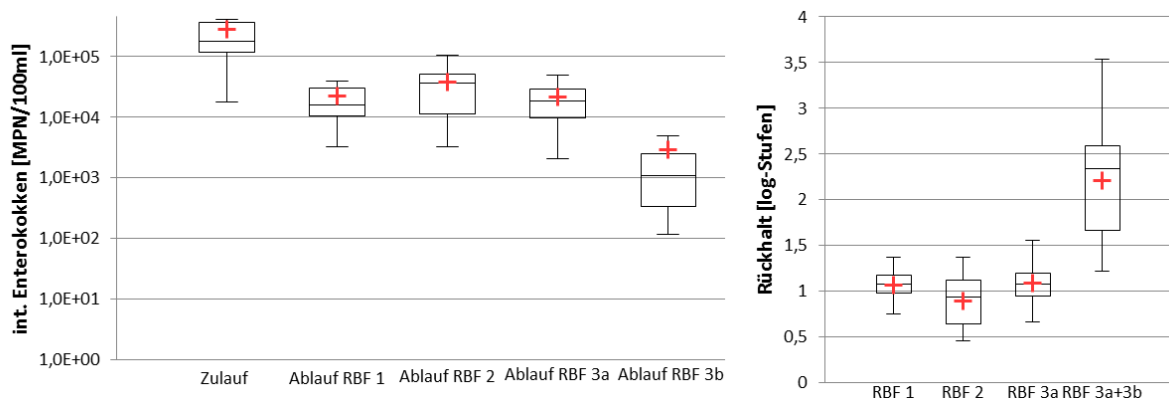


Abbildung 4.20: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der int. Enterokokken (n = 17)

Die beste Reinigungsleistung wird in RBF 3a+3b mit durchschnittlich 2,2 log-Stufen erzielt, der maximale Rückhalt reicht hier bis zu 3,5 log-Stufen. In den RBF 1 bis RBF 3a liegt der mittlere Rückhalt bei einer log-Stufe, wobei RBF 2 etwas unterhalb liegt. Die Literaturquellen

geben alle sehr ähnliche Reduktionsraten an und reichen von 0,9 log-Stufen (WALDHOFF, 2008) über 1,1 log-Stufen (TONDERA et al., 2014) bis hin zu 1,2 log-Stufen (ORB, 2012).

4.1.5.3 Somatische Coliphagen

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie der Rückhalt der somatischen Coliphagen sind in Abbildung 4.21 dargestellt. Die Konzentrationen im Zulauf reichen von 15.000 MPN/100ml bis zu 351.000 MPN/100ml. Der Mittelwert liegt bei 111.000 MPN/100ml und der Median bei 93.000 MPN/100ml. Die Ablaufkonzentrationen liegen in den RBF 1 bis 3a im Mittel bei 13.700 MPN/100ml und im Median bei 12.000 MPN/100ml. In RBF 3a+3b werden die besten Werte mit einem Mittelwert von 1.800 MPN/100ml und einem Medianwert von 368 MPN/100 ml aufgezeigt. Im Ablauf werden Maximalwerte von 44.600 MPN/100ml in RBF 2 erreicht.

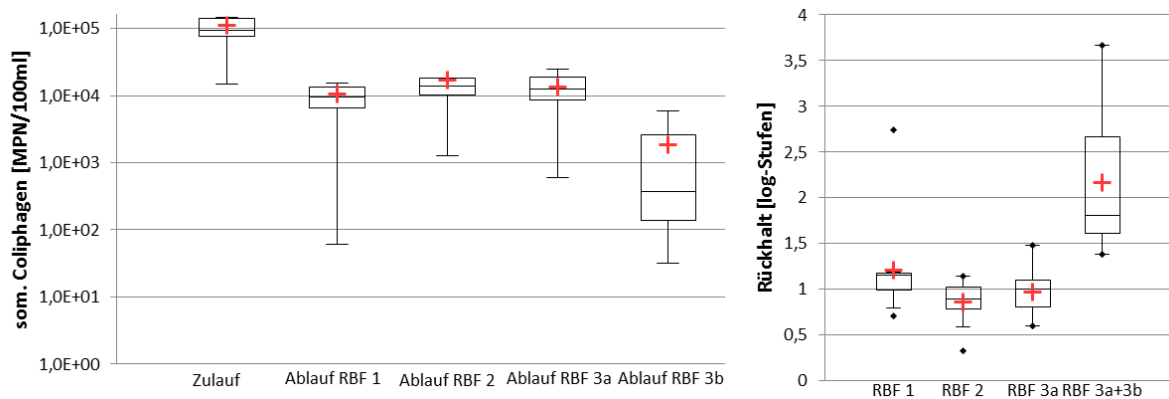


Abbildung 4.21: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Reduktionsraten der somatischen Coliphagen (n = 17)

Das Rückhaltevermögen erreicht in den RBF 2 und 3a im Durchschnitt knapp 1 log-Stufe, in RBF 1 ist der Rückhalt mit 1,2 log-Stufen etwas besser und in RBF 3a+3b wird der beste Rückhalt mit durchschnittlich 2,1 log-Stufen erzielt. In der Literatur sind Reduktionsraten von 0,6 log-Stufen (TONDERA et al., 2014) und von 3,1 log-Stufen (MERTENS et al., 2012) in RBF und von 1,1 bis 1,3 log-Stufen (TORRENS et al., 2009) in einer großtechnischen Versuchsanlage angegeben.

4.2 Analyseergebnisse Filtermaterial

Unmittelbar nach Befüllung der Behälter und vor Inbetriebnahme der Filter wurde das Filtermaterial aller Behälter am 13.11.2014 beprobt. Aus jedem Behälter wurden jeweils 10 Einzelproben über die gesamte Tiefe der Filterschicht mit einem Pürkhauer Bohrstock entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Proben wurden gekühlt in Gefrierbeuteln ins Labor transportiert.

Am 01.12.2014 wurde zudem eine Mischprobe mit Material aus allen Filterbehältern als Rückstellprobe entnommen. Im Anschluss daran wurden die durch die Probenahme entstandenen Löcher mit frischem Filtersand aus der Rückstellprobe verschlossen.

Darüber hinaus wurden während des Versuchsbetriebs am 22.09.2015 sowie am 25.01.2016 ebenfalls Proben des Filtermaterials mit einem Pürkhauer Bohrstock entnommen. Hierbei wurden aus jedem Filter jeweils drei Bodenproben als Replikate aus je vier Horizonten entnommen, somit ergibt sich pro Probenahme eine Anzahl von 12 Proben pro RBF (in RBF 2 wurden aufgrund der geringeren Filterschichtdicke nur drei Tiefen untersucht). Die Analyseergebnisse vor Beginn der Beschickungen dienen somit für alle weiteren Untersuchungen als Referenz, um Anreicherungen des Filtermaterials beurteilen zu können. Zwischen diesen beiden Beprobungen wurden 15 reguläre Versuche durchgeführt. Vor dem 22.09.2015 waren bereits 13 reguläre Versuche gefahren worden, außerdem noch sechs Beschickungen im Rahmen des Einfahrbetriebs.

4.2.1 Standardparameter und Spurenstoffe

4.2.1.1 pH (CaCl₂)

Abbildung 4.22 zeigt die pH-Werte der Proben aus den verschiedenen Behältern in verschiedenen Tiefen zu den drei Untersuchungsterminen.

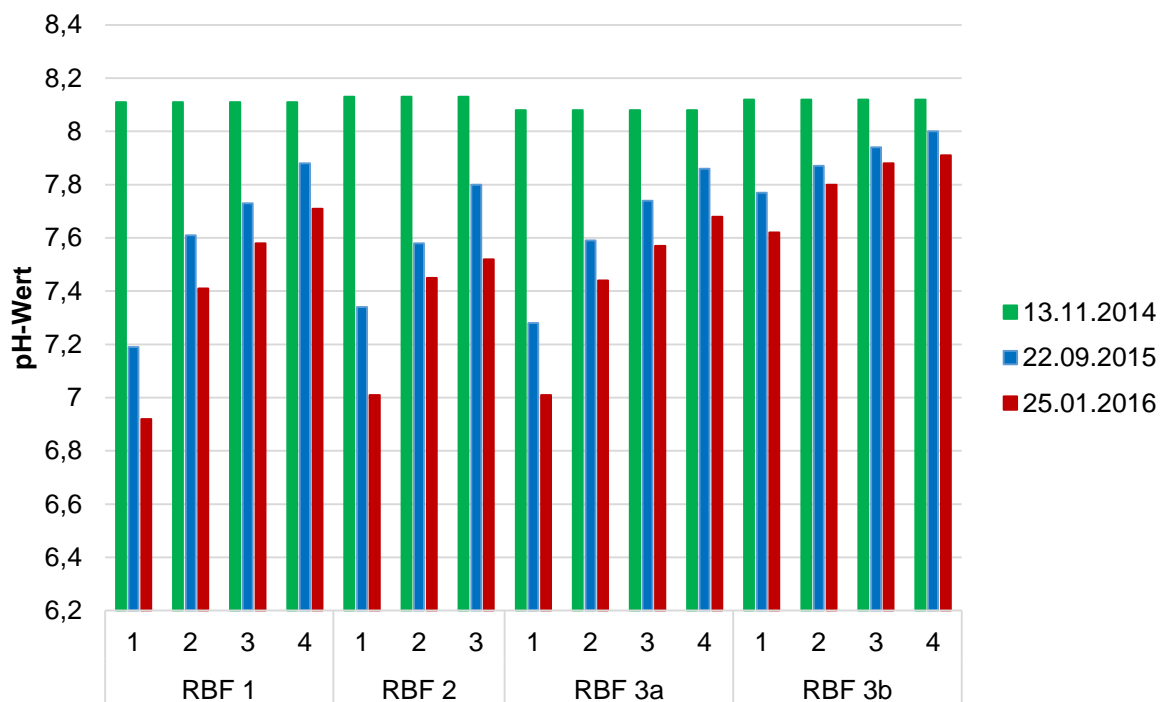


Abbildung 4.22: pH-Werte in den Bodenfiltern

Vor Beginn der Beschickung lagen die pH-Werte des Filtersands mit 8,1 im mäßig alkalischen Bereich, was auf den Anteil von 20 % Carbonatbrechstein im Filtermaterial zurückzuführen ist. Im Verlauf der Untersuchungsperiode verringerte sich der pH Wert im

Filtersand, wobei die Reduzierung des pH-Wertes oben höher als unten war. Die größten Abnahmen erfolgten jeweils in den oberflächennahen Bereichen von Filter 1, 2 und 3a und führten zu pH-Werten von 6,9 - 7,0 am Ende der Untersuchungen. In Filter 3b erfolgte eine langsamere und geringe pH-Reduzierung.

Im zugeführten Wasser, das neutrale, teilweise auch leicht saure oder leicht alkalische Reaktion zeigte (s. Kapitel 4.1.1.3), zeigte sich entsprechend ein Anstieg des pH-Wertes nach der Passage des Filters.

4.2.1.2 Kohlenstoff

Der Kohlenstoff-Gehalt in den Filtern erhöhte sich im Verlauf der Beschickungen. Der Ausgangswert von 0,3 % Kohlenstoff zu Beginn hatte sich bis September 2015 auf durchschnittlich 2,2 % erhöht. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Tiefen und Filtern sind jedoch gering und lassen kein Muster in der Kohlenstoff-Anreicherung erkennen.

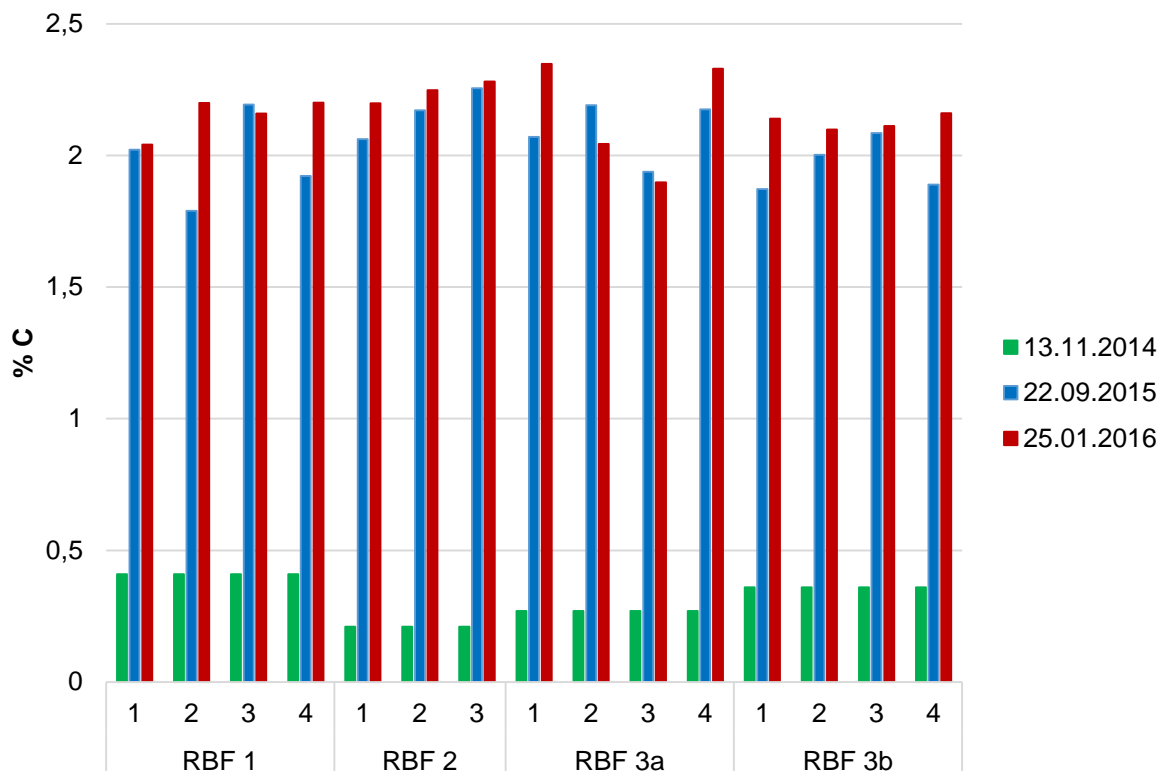


Abbildung 4.23: Kohlenstoff-Gehalte in den Filtern in den verschiedenen Messtiefen

4.2.1.3 Stickstoff

Der Anteil an Stickstoff im untersuchten Sand war zu Beginn mit äußerst gering und mit 0,006 % an der methodischen Nachweisgrenze. Im RBF 3b lag der Wert auch am Ende des Untersuchungszeitraums nicht höher, in den Filtern 1, 2 und 3a zeigte sich aber ein Anstieg der N-Gehalte. Hierbei war die Zunahme in den oberen Abschnitten der Filter größer als in den Unteren (s. Abbildung 4.24).

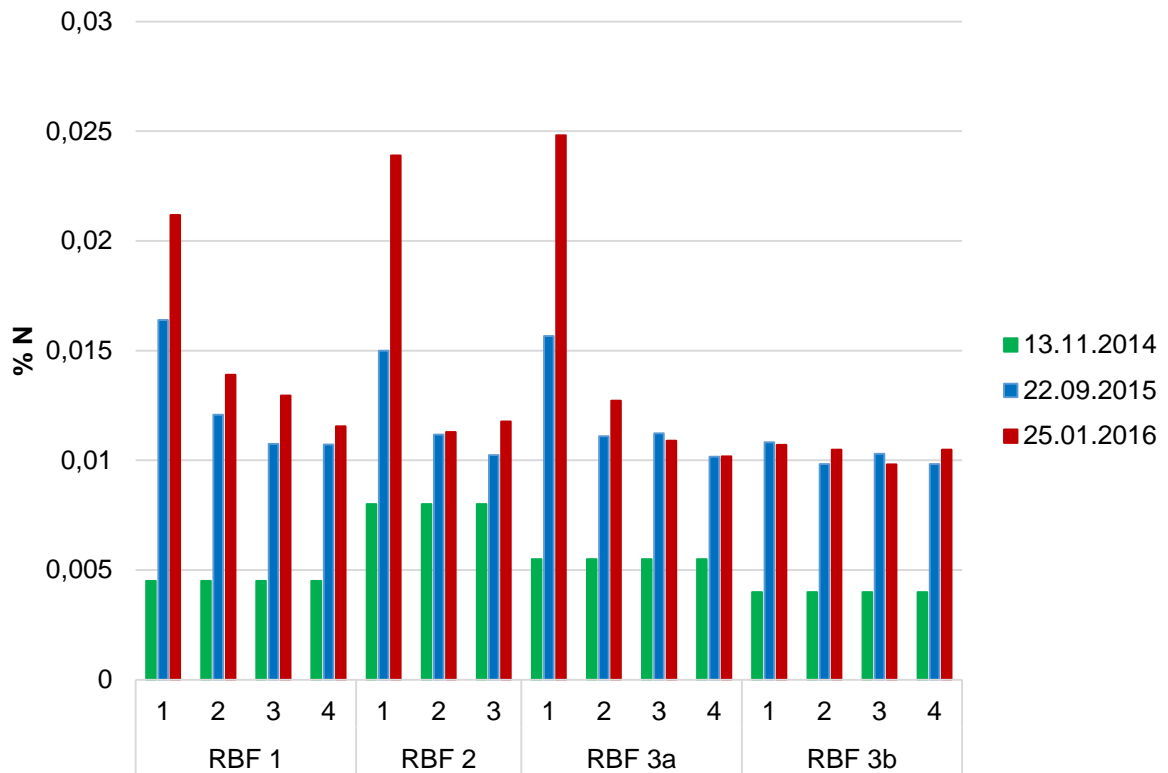


Abbildung 4.24: Stickstoff in den Filtern in verschiedenen Messtiefen

Die beiden Probenahmeterminen zeigen eine unterschiedliche Verteilung des mineralischen Stickstoffs im Profil (s. Abbildung 4.25 und Abbildung 4.26). Der hohe Nmin-Gehalt im obersten Probenahmebereich im September weist auf eine kurz zuvor erfolgte Beschickung hin. Bei der Probenahme im Januar hingegen ist der Nmin Gehalt im obersten Bereich bereits geringer als in den tieferen Schichten. Die Nmin Untersuchung liefert deutlich höhere Werte für Nitrat im Vergleich zu Ammonium und zeigt eine Abnahme von Ammonium im Profil. Daran ist erkennbar, dass eine Nitrifikation stattfand und Ammonium zu Nitrat nitrifiziert wurde, wozu aerobe Bedingungen im Bodenfilter erforderlich sind (vgl. Kapitel 2.4.2).

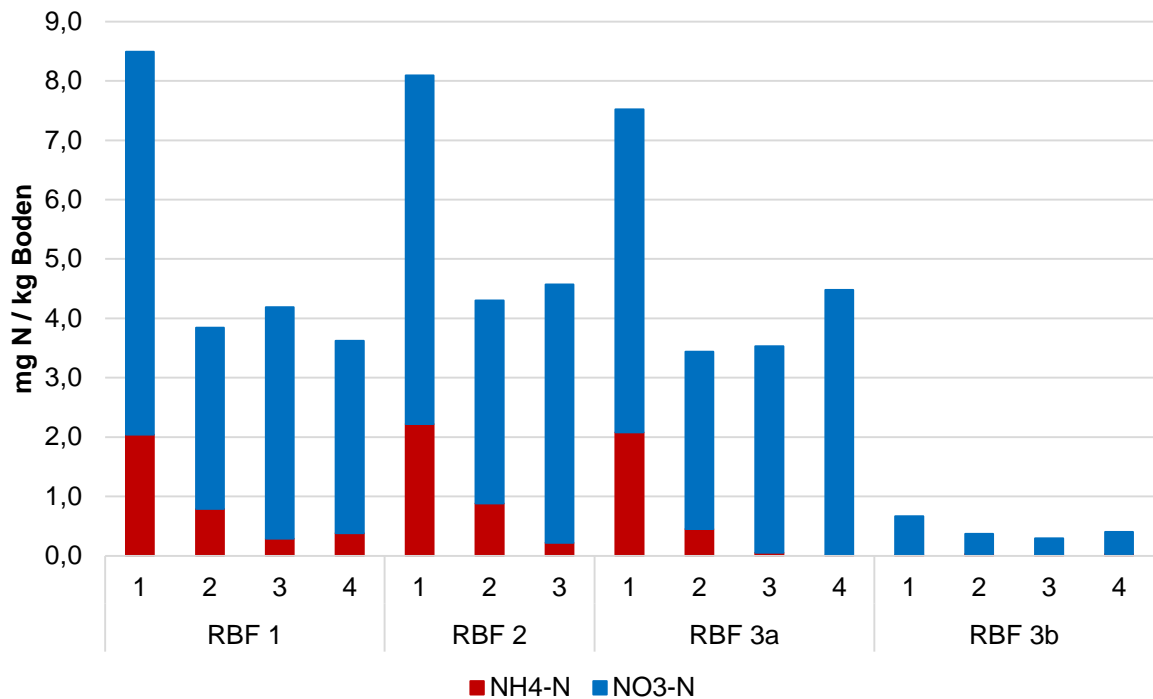


Abbildung 4.25: Mineralischer Stickstoff in den Bodenfiltern (22.09.2015)

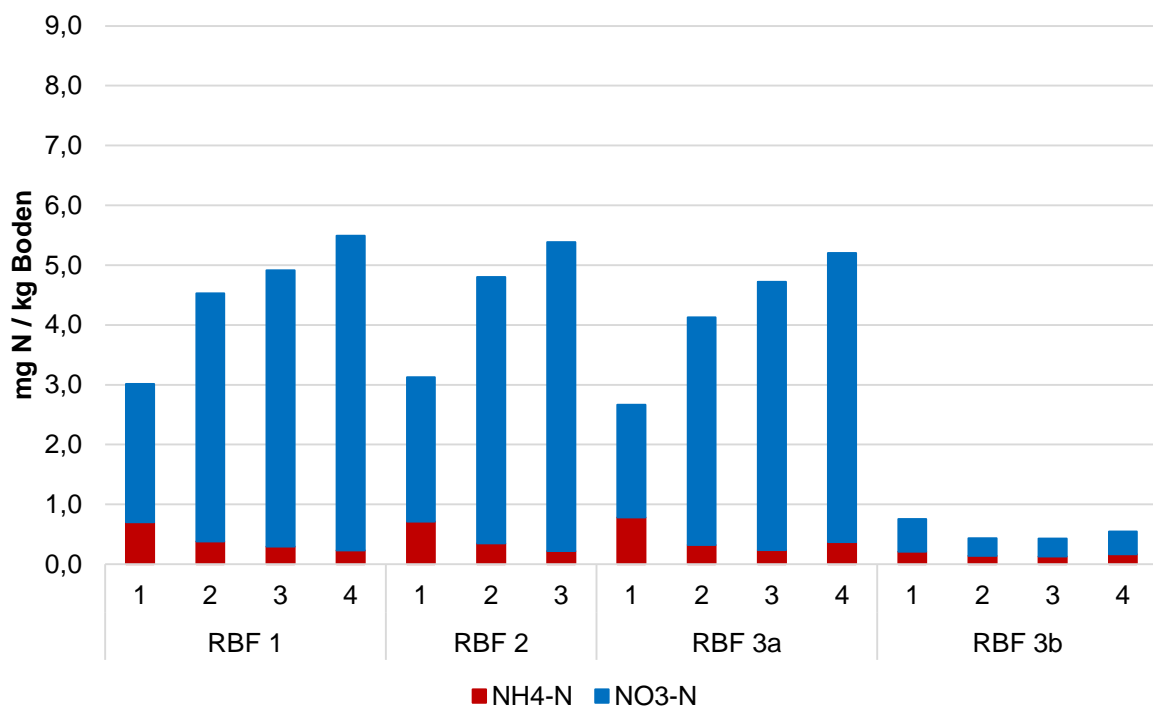


Abbildung 4.26: Mineralischer Stickstoff in den Bodenfiltern (25.01.2016)

4.2.1.4 Phosphor

Bezüglich der Phosphorkonzentration im Filtermaterial treten unterschiedliche Resultate betreffend der Auswaschung oder Anreicherung auf. In RBF 1 wurde in allen Filtertiefen Phosphor angereichert. Dies stimmt mit den Beobachtungen des RBF 3b, welcher baugleich

ist, überein. Für RBF 2 hingegen wurden sinkende Konzentrationen in den unteren Horizonten festgestellt, während bei RBF 3b in der obersten und untersten Schichten abreicherungen festgestellt wurden.

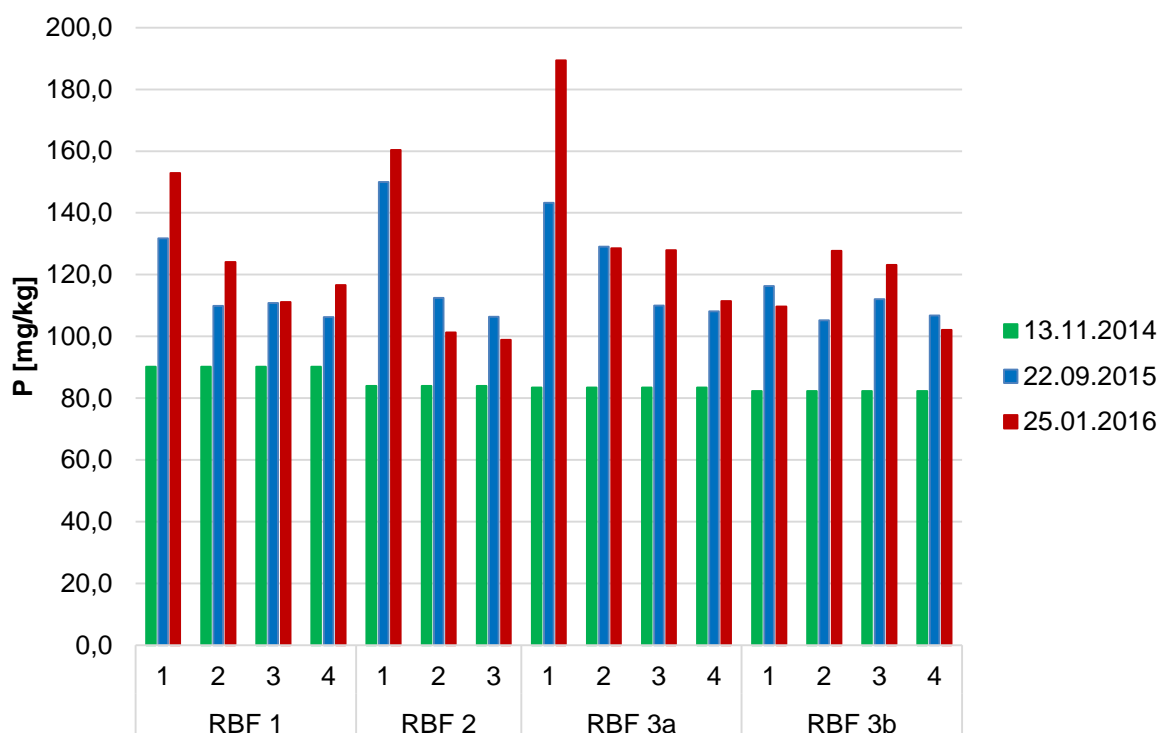


Abbildung 4.27: Phosphorgehalt in den verschiedenen Messtiefen der RBF

4.2.1.5 Spurenstoffe

Die Wiederfindung der Wirkstoffe in gespickten Sandproben ist gut; die Wiederfindungsraten sind im Einzelnen in Tabelle 4.2 gelistet. Für Sulfamethoxazol ist diese mit einem Mittel von 70 % besser als in den Publikationen von DALKMANN et al. (2012) sowie DALKMANN et al. (2014), wo für diesen Wirkstoff eine Wiederfindung von 54 % angegeben wurde.

Tabelle 4.2: Mittlere Wiederfindung gespikter Spurenstoffe (n=8)

Wirkstoff	Wiederfindung [%]
Benzotriazol	88
Carbamazepin	83
Carbamazepin	88
Metoprolol	90
Sulfamethoxazol	70

Die untersuchten ungespikten Sandproben enthalten keine nachweisbaren Gehalte von Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol oder Sulfamethoxazol.

Darüber hinaus wurde das Filtermaterial auch während des Versuchsbetriebes auf Pharmaka untersucht. Die Ergebnisse können Abbildung 4.28 bis Abbildung 4.33 entnommen werden. In den Abbildungen sind die Gehalte an Pharmaka in den vier (bzw. drei für RBF 2) untersuchten Horizonten dargestellt. Die Ergebnisse der einzelnen Pharmaka unterscheiden sich stark für die verschiedenen Filter.

Für den Komplexbildner Benzotriazol liegen die Wirkungsgrade sowohl im RBF 1 als auch im RBF 2 bis auf einige Ausreißer zwischen 30 und 80 % (s. Kapitel 4.1.3.1). Dies stimmt mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen überein, da hier die Konzentrationen in den verschiedenen Horizonten der Bodenschichten bei der zweiten Beprobung über denen der ersten Beprobung liegen, der Stoff also insbesondere in den oberen Filterschichten vom Filtermaterial absorbiert wurde (vgl. Abbildung 4.28). Für die RBFs 3a und 3b liegen jedoch deutlich andere Ergebnisse vor. Während bei der ersten Beprobung am 22.09.2015 ähnliche Gehalte in allen vier Horizonten festgestellt werden konnten, waren die gemessenen Gehalte bei der zweiten Beprobung im ersten Horizont deutlich höher, für die unteren Schichten lagen die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze. Da die Wirkungsgrade der beiden Filter in Reihenschaltung jedoch in etwa denen der anderen beiden Filter entsprechen, ist fraglich ob es sich bei den Gehalten unterhalb der Bestimmungsgrenze um Messfehler handeln könnte.

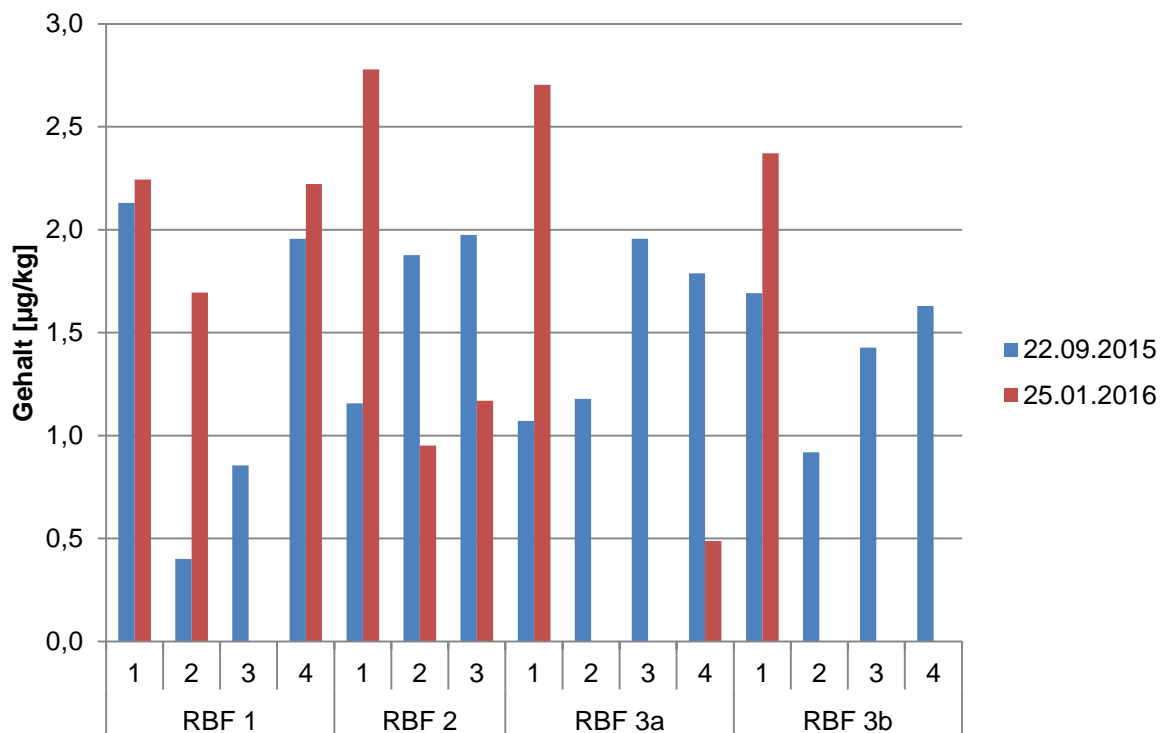


Abbildung 4.28: Gehalte von Benzotriazol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

Anderes ist für Carbamazepin (Abbildung 4.29) festzustellen. Die Gehalte in allen Schichten aller Filter liegen für die beiden Beprobungstage dicht beieinander. Im Hinblick auf die hohen

negativen Wirkungsgrade für Carbamazepin (bis zu -576 %, s. Kapitel 4.1.4.1) ist dies verwunderlich. Lediglich für RBF 3b kann für den zweiten Beprobungstag ein deutlich höherer Gehalt im obersten Horizont festgestellt werden. Eine Akkumulation von Carbamazepin im Filtermaterial kann somit ausgeschlossen werden. Es ist demnach vielmehr von einem biologischen Abbau des temporär adsorbierten Carbamazepins während der Trockenphasen auszugehen.

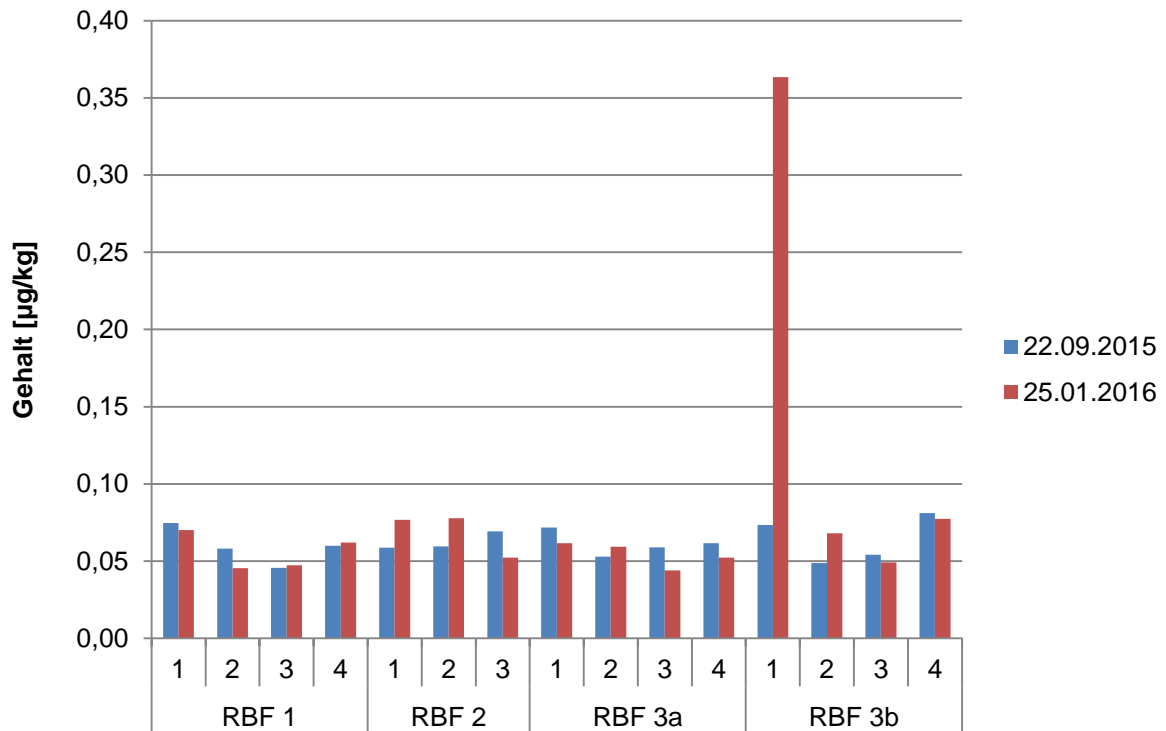


Abbildung 4.29: Gehalte von Carbamazepin in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

Für Diclofenac und Sulfamethoxazol fallen die Ergebnisse der Bodenbeprobung ähnlich aus (vgl. Abbildung 4.30 und Abbildung 4.31). Für den zweiten Beprobungstag (25.01.2016) liegen viele Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze, die quantifizierbaren Gehalte liegen jedoch deutlich unter denen der ersten Messreihe. Dies könnte auf eine Auswaschung des Stoffes hinweisen. Da für Sulfamethoxazol negative Wirkungsgrade von bis zu -523% (s. Kapitel 4.1.4.4) in RBF 3b vorliegen, könnte dies eine mögliche Ursache darstellen. Für Diclofenac hingegen wurden bei der Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufkonzentrationen hauptsächlich positive Wirkungsgrade festgestellt (s. Kapitel 4.1.4.2). Da jedoch die Diclofenac-Gehalte in einem Teil der Proben unter der Nachweisgrenze liegen, stellt es sich schwierig dar eine zuverlässige Aussage zu treffen.

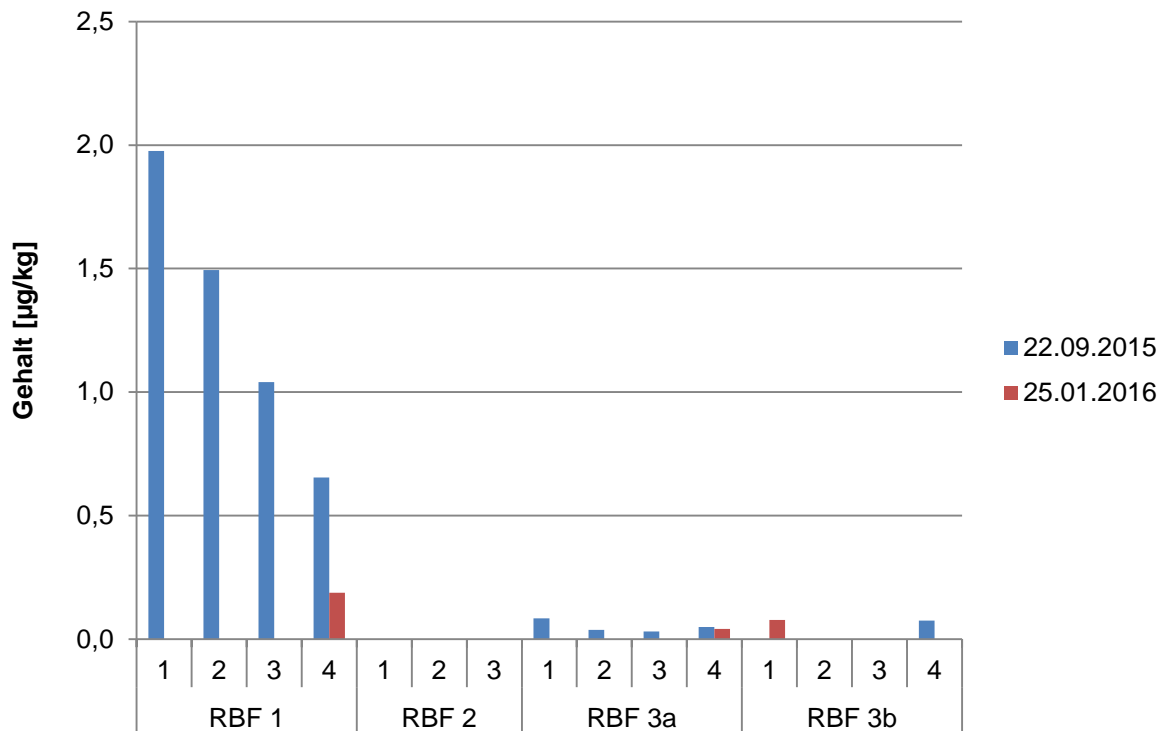


Abbildung 4.30: Gehalte von Sulfamethoxazol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

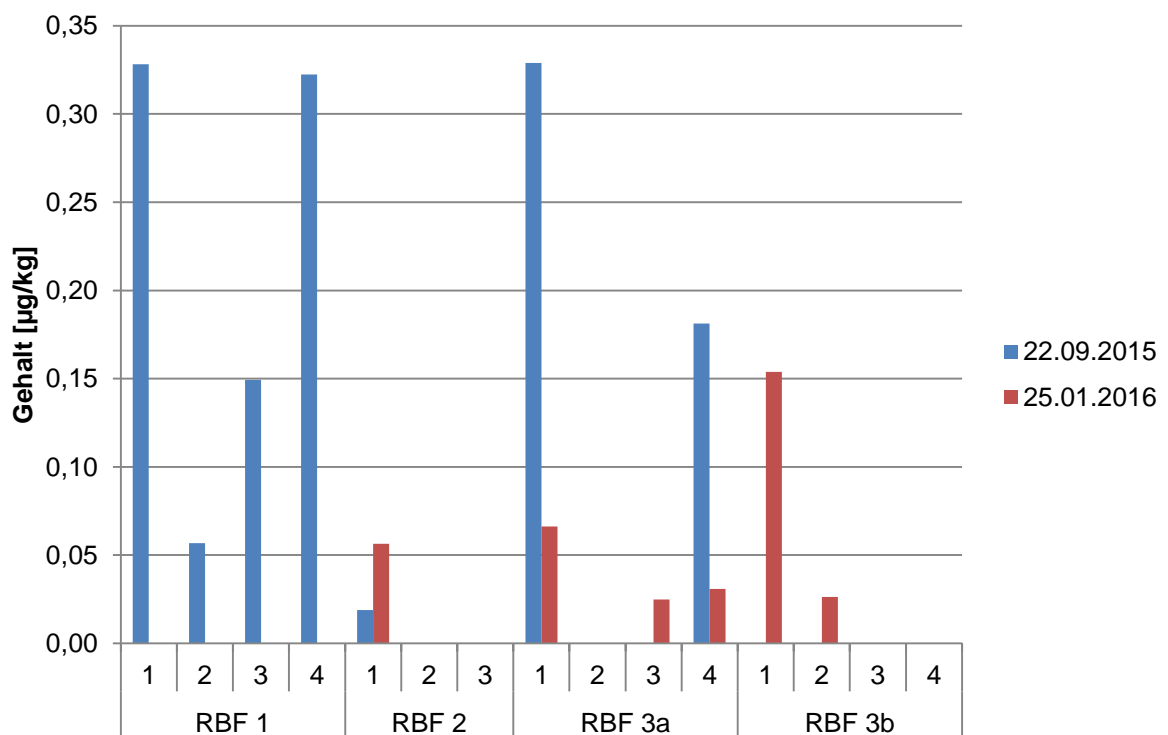


Abbildung 4.31: Gehalte von Diclofenac in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

Während für Metoprolol (vgl. Abbildung 4.32) kein klarer Trend zwischen den beiden Beprobungstagen sichtbar ist, da die Konzentrationen je nach Filter am zweiten Tag etwas

höher (RBF 1 und 3b) oder niedriger (RBF 2 und 3a) sind, wird hier jedoch der Effekt der Parallelschaltung der Filter 3a und 3b ersichtlich. Die gemessenen Gehalte des Stoffes sind in RBF 3b deutlich geringer als in RBF 3a, was darauf hinweist, dass der Stoff hier bereits größtenteils zurückgehalten wird. Die fast ausschließlich positiven Wirkungsgrade aus der Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufkonzentrationen in der Wasserphase bestätigen dies (s. Kapitel 4.1.4.3).

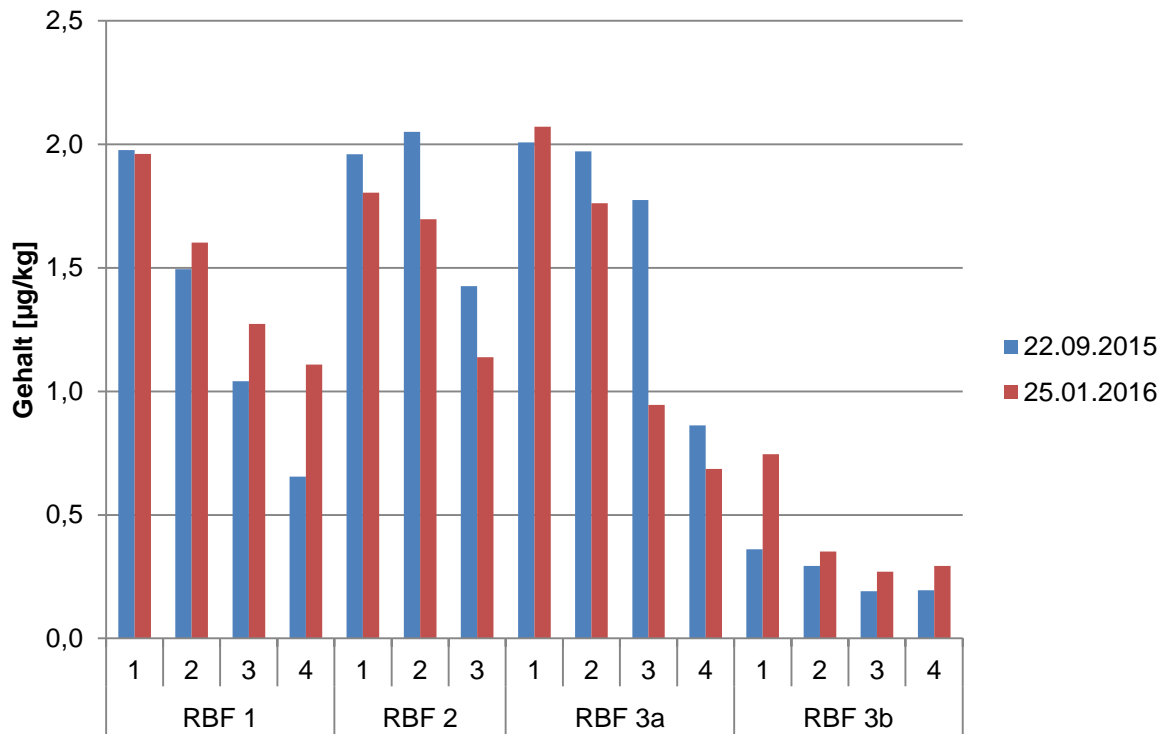


Abbildung 4.32: Gehalte von Metoprolol in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

Auf eine starke Ausschwemmung des vorhandenen Stoffes aus dem Filtermaterial lassen die Ergebnisse der Filtermaterialuntersuchung für Terbutryn schließen (Abbildung 4.33). Da jedoch keine Wirkungsgrade in der Wasserphase berechnet werden konnten, da die Zulaufkonzentrationen stets unter der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l lagen, ist eine Prüfung auf Plausibilität dieser Aussage nicht weiter möglich.

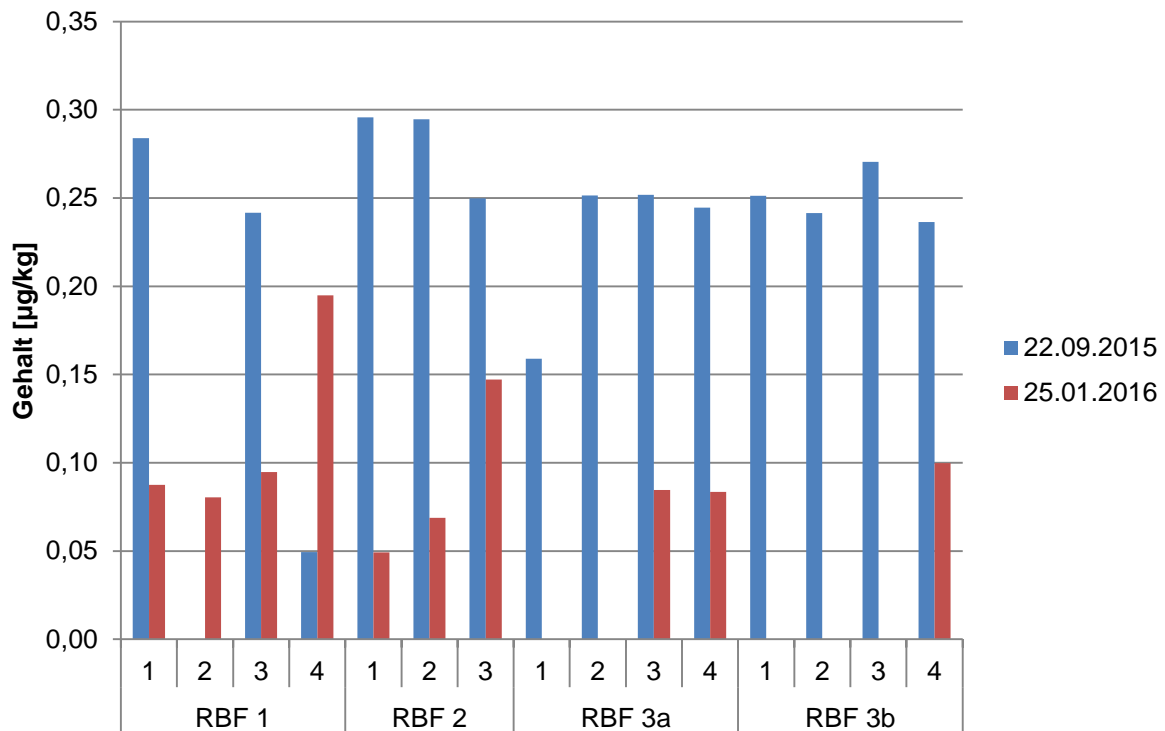


Abbildung 4.33: Gehalte von Terbutryn in den verschiedenen Messhöhen der vier Filter

4.2.2 Schwermetalle

In Abbildung 4.34 sind die Schwermetall-Gehalte in RBF 1 in den vier untersuchten Horizonten dargestellt. Hiermit lassen sich teilweise die stark negativen Wirkungsgrade, die über die Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufkonzentrationen in der Wasserphase ermittelt wurden, erklären.

Für Kupfer beispielsweise wurden während der Versuche in den RBF 1 bis 3a negative Mediane der Wirkungsgrade zwischen -25 und -11 % festgestellt. Für die Reihenschaltung aus RBF 3a+3b wurde ein Median des Rückhalts von 21 % ermittelt. Aus Abbildung 4.34 bis Abbildung 4.37 geht hervor, dass der Kupfergehalt im Filtermaterial zu Beginn deutlich anstieg, anschließend aber auf einem ähnlichen Niveau blieb oder zum Teil leicht sank. Nickel zeigte in den oberen beiden Horizonten aller RBFs eine Anreicherung des Stoffes. In den tieferen Filterschichten konnten jedoch einige Verringerungen der Konzentration in der letzten Messung im Vergleich zur vorhergehenden festgestellt werden (RBF 2 Horizont 3, RBF 3a Horizont 4, RBF 3b Horizont 3).. Für Nickel wurden in den Versuchen ausschließlich negative Mediane des Rückhalts zwischen -49 und -325 % ermittelt (s. Kapitel 4.1.2.3). Es kam also zur Freisetzung von Nickel aus dem Filterbett in den Ablauf. Dies deckt sich allerdings bloß zum Teil mit den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen, die für den überwiegenden Teil der Bodenproben eine Zunahme des Nickelgehaltes zwischen dem 22.09.2015 und dem 25.01.2016 aufzeigen. Obgleich der RBF 3a die geringste Freisetzung

von Nickel mit einem Wirkungsgrad von -49 % aufweist, ist in diesem Filter in der untersten Schicht eine Verringerung der Konzentration im Filtermaterial um ca. 5 mg/kg zu beobachten, was auf eine Auswaschung des Stoffes schließen lässt.

Für Zink wiederum wurde ein hoher Rückhalt von 59 bis 64 % in RBF 1 bis 3a und von 81 % in der Reihenschaltung aus RBF 3a+3b erreicht (s. Kapitel 4.1.2.2). Hier zeigen die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen auch, dass die Zink-Gehalte im Filtermaterial in den oberen Horizonten, mit Ausnahme von RBF 3b, ansteigen. Während der Zinkgehalt in RBF 3b im ersten Horizont sinkt, steigt er im zweiten deutlich an. In den drei anderen Filtern ist der Anstieg im ersten Horizont am höchsten. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der Zinkrückhalt sehr oberflächennah stattfindet. In den untersten Horizonten ist in allen RBFs merklich weniger Zink zu finden. Für den Parameter Blei sind die Aussagen nicht so eindeutig wie für Zink. Auch wenn hier, wenn auch niedrige, positive Wirkungsgrade ermittelt werden konnten, so gibt es verschiedene Veränderungen des Bleigehaltes im Filtermaterial der verschiedenen RBF. RBF 1, der im Median einen recht hohen Rückhalt von Blei von 39 % aufweist (s. Kapitel 4.1.2.4), zeigt in allen Bodenhorizonten ein deutlichen Anstieg des Bleigehaltes zu Beginn der Beprobung, dieser sinkt im Laufe der Zeit jedoch wieder, im untersten Horizont sogar erneut unter die Bestimmungsgrenze. In RBF 3a findet in allen Horizonten eine Abreicherung statt, der Bleirückhalt für diesen RBF betrug im Median jedoch auch nur 2 %, was die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen teilweise erklärt. Eine deutliche Bleianreicherung liegt in den Horizonten 2, 3 und 4 des RBF 3b vor, während die Konzentration in der obersten Schicht sinkt. In RBF 2 hingegen finden in den oberen beiden Horizonten Auswaschungen bis unter die Bestimmungsgrenze statt, in dem untersten Horizont hingegen konnte eine geringe Anreicherung festgestellt werden.

Die Verläufe der Eisenkonzentrationen gestalten sich in den verschiedenen RBFs sehr unterschiedlich. Während in RBF 1 eine Anreicherung in den unteren und eine Abreicherung in den oberen Horizonten stattfindet, gestaltet sich die in dem baugleichen RBF 3a genau umgekehrt. Der weniger tiefe RBF 2 hingegen zeigt eine Anreicherung des Eisens für alle Filtertiefen. RBF 3b wiederum weist in dem obersten und untersten Horizont sinkende Konzentrationen auf, in den mittleren hingegen steigende.

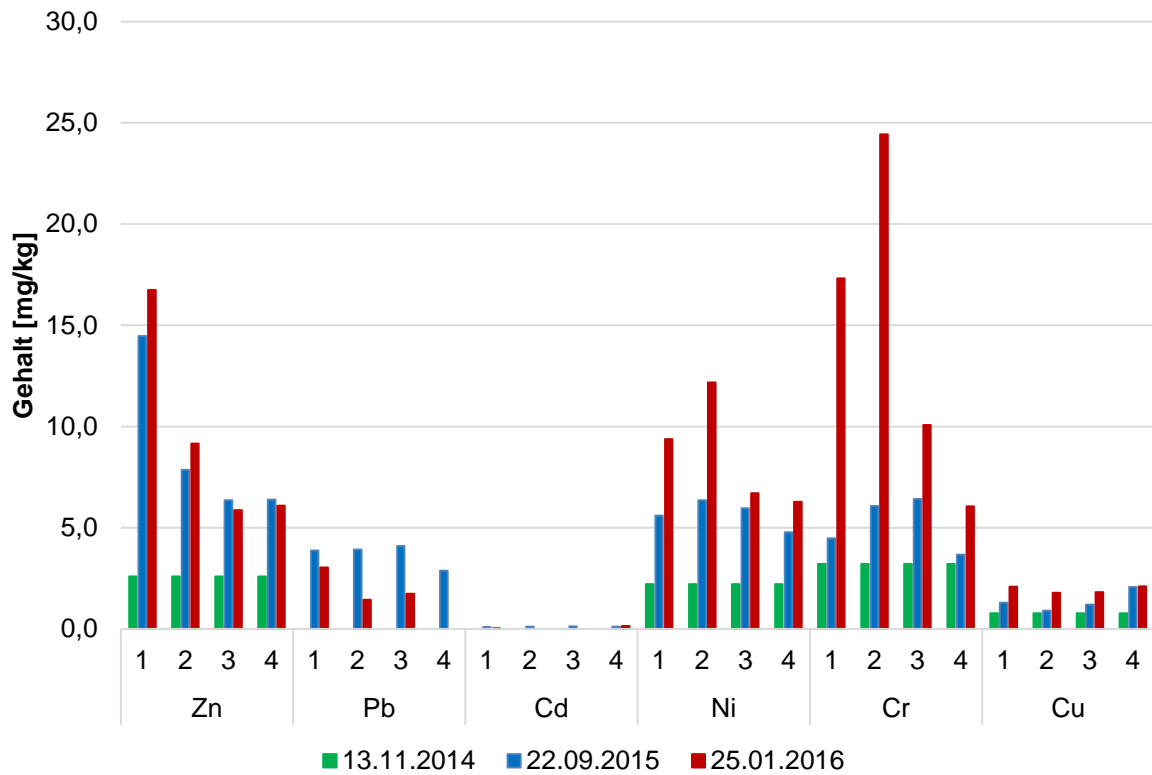


Abbildung 4.34:Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 1)

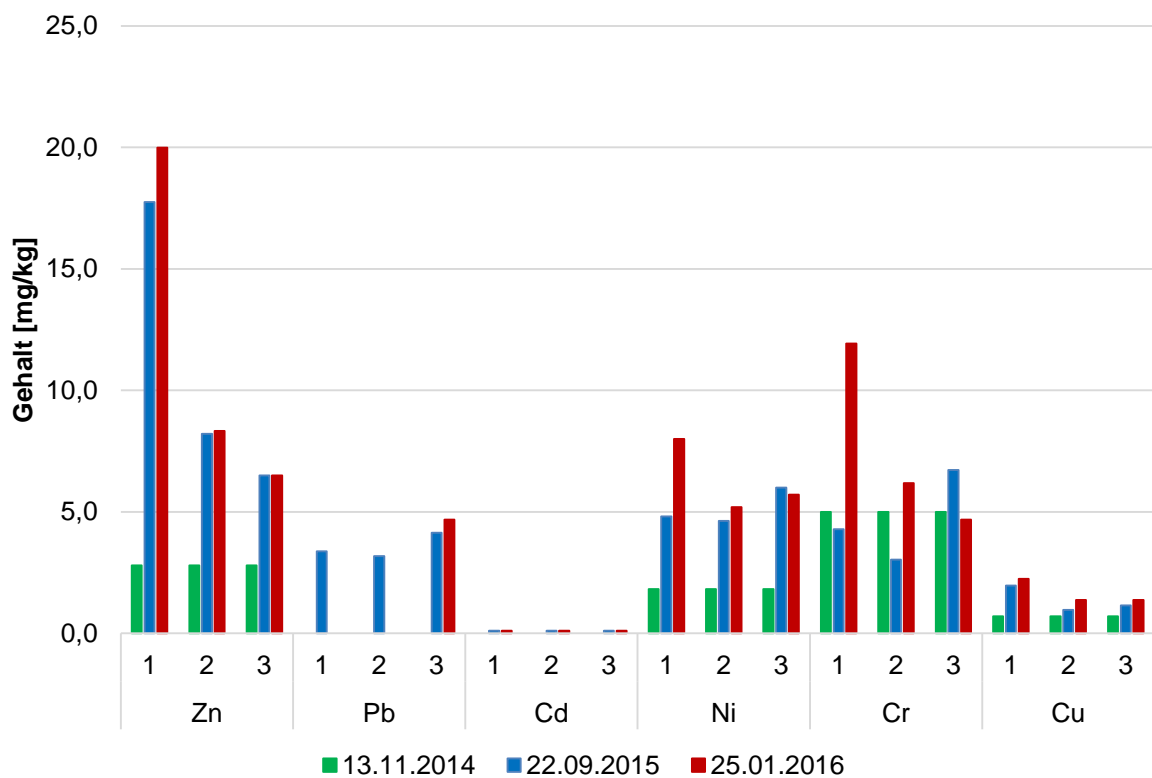


Abbildung 4.35: Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 2)

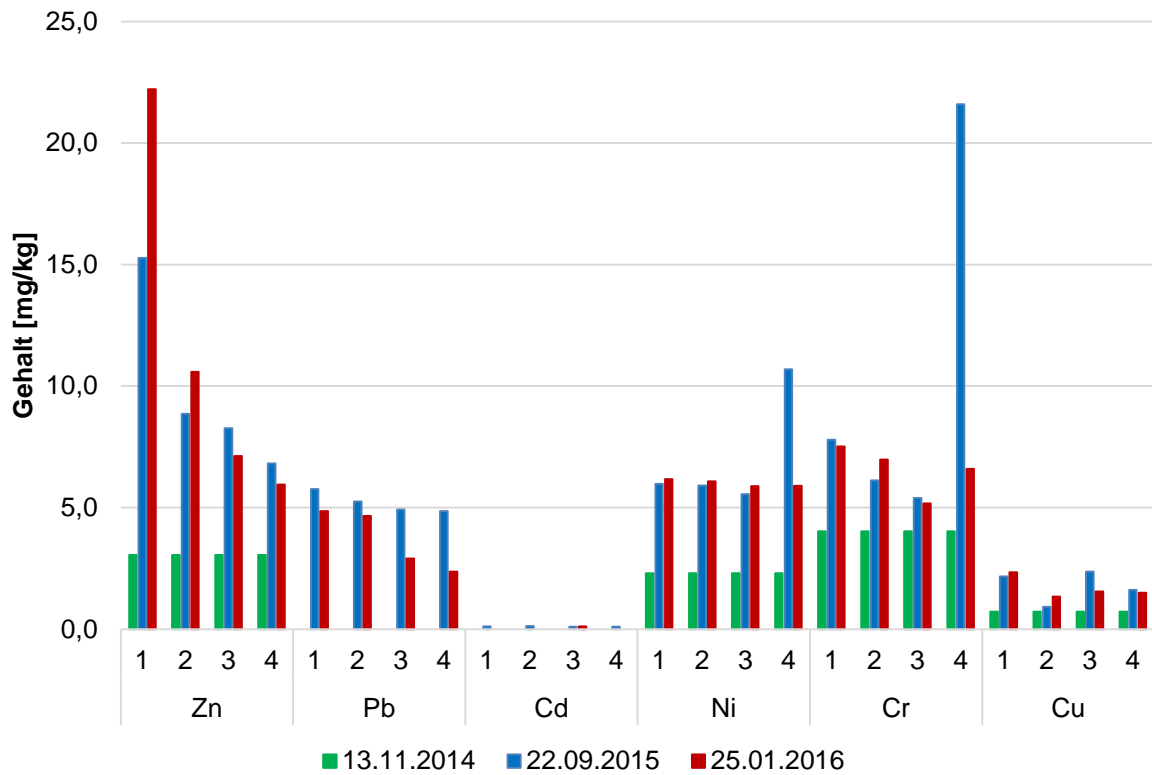


Abbildung 4.36: Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3a)

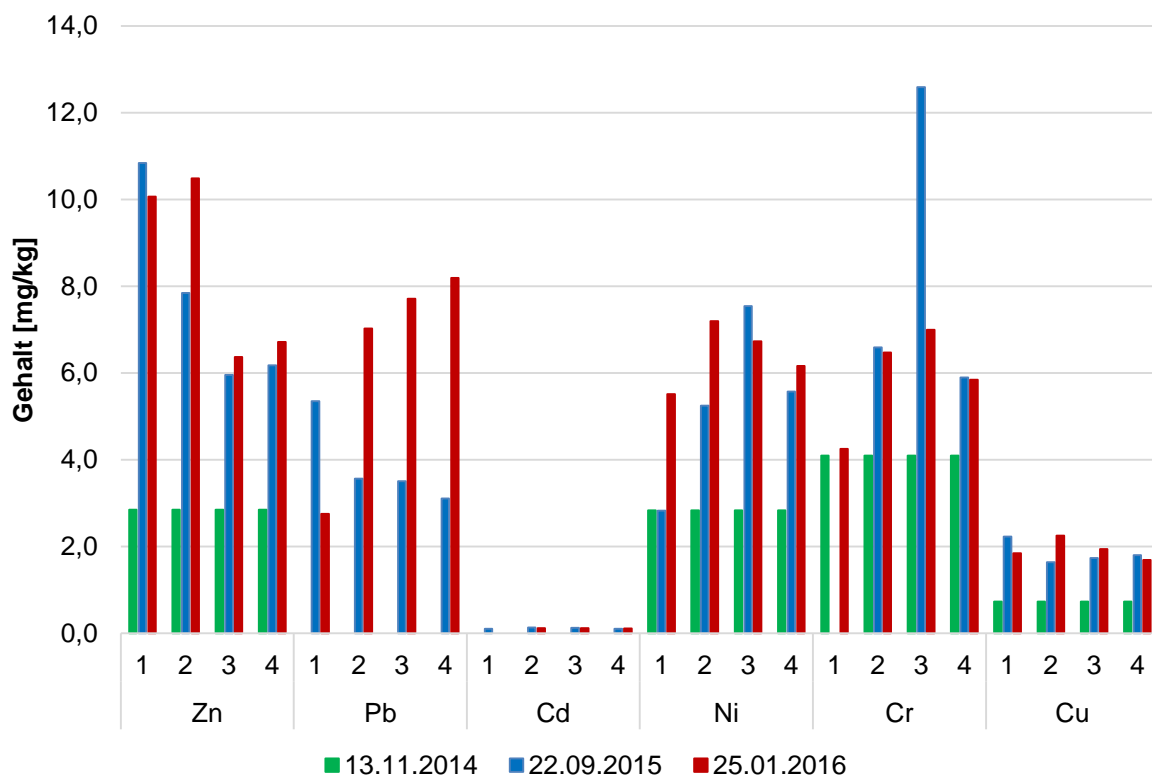


Abbildung 4.37: Schwermetallgehalte in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3b)

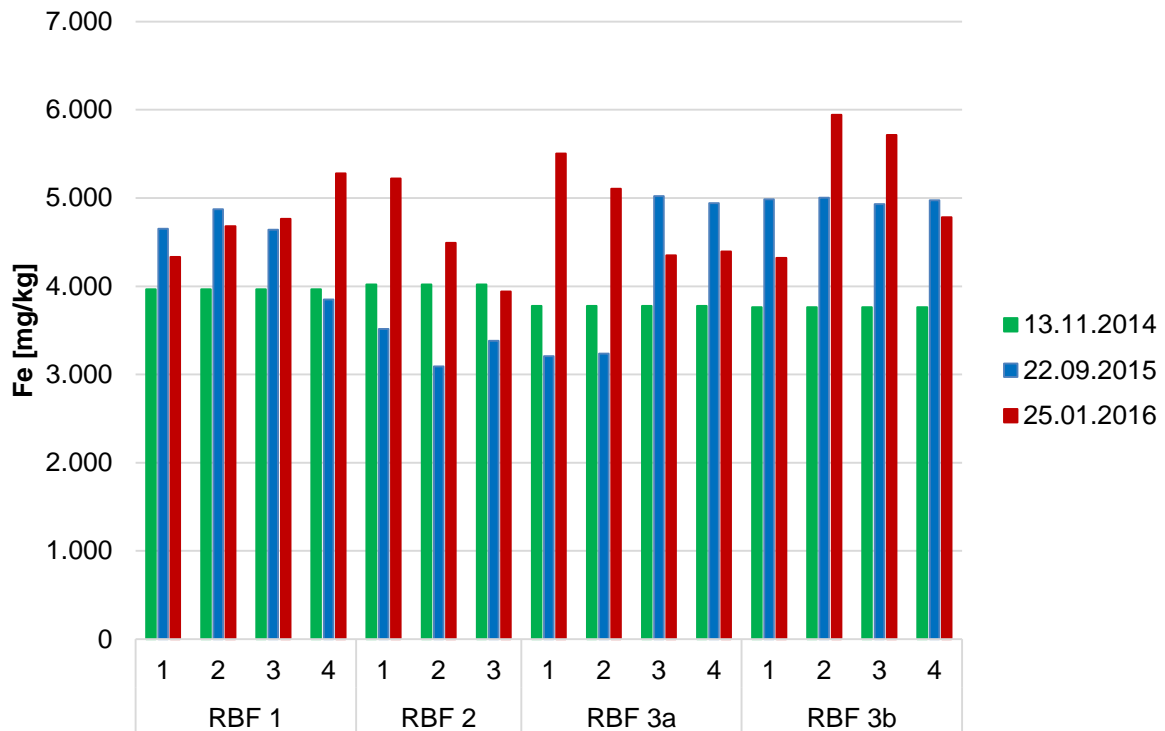


Abbildung 4.38: Eisengehalte in den verschiedenen Messhöhen der 4 RBFs

4.2.3 Mikrobiologie

Vor der Befüllung der RBF wurde das Filtermaterial auf die mikrobiologischen Parameter *E. coli*, intestinale Enterokokken und somatische Coliphagen untersucht, um die hygienisch-relevante mikrobiologische Grundbelastung des eingesetzten Sandes abschätzen und die Interpretation späterer Ergebnisse der Wasserproben besser bewerten zu können.

Zudem wurde zweimal (22.09.2015 und 25.01.2016) Filtermaterial aus den Schichten 1 und 3 der RBF untersucht, um den etwaigen Verbleib der Mikroorganismen im RBF zu klären. Die einzelnen Werte sind in Tabelle 4.3 dargestellt.

Escherichia coli

Im Eluat des Filtermaterials zu Versuchsbeginn konnte eine Konzentration von *E. coli* von 163 MPN/10 g Feststoff bestimmt werden.

Demgegenüber wiesen die Proben des Filtermaterials der in Betrieb befindlichen RBF eine Konzentration zwischen 4.669 bis 377.700 MPN/10g Filtermaterial auf (Median 92150 MPN/10g, Mittelwert 127.578 MPN/10g).

In Abbildung 4.39 bis Abbildung 4.42 sind die Konzentrationen an Indikatororganismen in den verschiedenen Horizonten des Filtermaterials in den vier Filtern dargestellt. In Schicht 3 waren demnach um fast 1 \log_{10} -Stufe geringere Konzentrationen an *E. coli* nachweisbar als in Schicht 1, was für einen oberflächennahen Rückhalt im Filterkörper als Hauptelimination spricht. Es ist festzustellen, dass bei allen Filtern die Konzentration der *E. coli* bei der

zweiten Beprobung (25.01.2016) niedriger war als bei der ersten (22.09.2015). Da die stabile Bakterienverteilung in den Schichten gegen ein Ausschwemmen mit dem (zwischenzeitlich beaufschlagten) Mischwasser spricht, sind biologische Abbauprozesse im Sinne echten Absterbens oder auch ein durch Stress induzierter Übergang in nicht-kultivierbare Zellformationen der *Escherichia coli* wahrscheinlich. Hierfür spricht auch, dass die Wirkungsgrade als Gegenüberstellung aus absoluter Zu- und Ablaufkonzentrationen durchweg eine Reduktion an *E. coli* in der Wasserphase aufweisen.

Intestinale Enterokokken

Im Eluat des Filtermaterials zu Versuchsbeginn konnte eine Konzentration an intestinalen Enterokokken von 119 MPN/10 g Feststoff bestimmt werden, mit einem methodenbedingten statistischen unteren Grenzwert von 39 KBE/10 g und einem oberen Grenzwert von 370 KBE/10 g.

Die Proben aus dem Filtermaterial der in Betrieb befindlichen RBF enthielten eine Konzentration zwischen 1.651 und 57.700 MPN/10g Filtermaterial (Median 92150 MPN/10g, Mittelwert 127.578 MPN/10g). Die für *E. coli* beobachtete Abnahme der Konzentration von erster zu dritter Filterschicht fiel dabei, wenn überhaupt festzustellen, marginal aus. Da gewisse Schwankungen als natürliche Variation der Mikroorganismenkonzentrationen in Umweltproben ein bekanntes Phänomen sind, ist somit im Falle der intestinalen Enterokokken eher von einer nahezu Gleichverteilung der Bakterien in den untersuchten Filterschichten zu sprechen.

Bezüglich des Vorkommens an intestinalen Enterokokken in den verschiedenen Horizonten des Filtermaterials ist überdies keine wesentliche Veränderung im Vergleich der ersten zur zweiten Beprobung festzustellen; wenn überhaupt, zeigen die Daten eine äußerst gering ausgeprägte Konzentrationserhöhung.

Somatische Coliphagen

Im Eluat des Filtermaterials zu Versuchsbeginn konnte eine Konzentration von somatischen Coliphagen mit einer Konzentration von 1 PBE/10 g Feststoff bestimmt werden. In den Proben des Filtermaterials während der Betriebsphase der RBF fand sich eine Coliphagen-Konzentration von im Median 30.500 PBE/10g Filtermaterial (Mittelwert 999.69 PBE/10g) bei einer Schwankungsbreite zwischen 700 und 42.000 PBE/10g Filtermaterial.

Hinsichtlich ihres Vorkommens in den verschiedenen Horizonten des Filtermaterials folgen die somatischen Coliphagen einem ähnlichem Trend wie er für *Escherichia coli* festgestellt wurde: die Konzentrationen in Schicht 3 fallen zumeist geringer aus als in Schicht 1. Ebenso sind auch hier in der zweiten Probe geringere Konzentrationen der Phagen im Filtermaterial vorzufinden, mit über einer log₁₀-Stufe Reduktion tritt diese Differenz hier jedoch deutlich

hervor. Dennoch findet auch im Falle der Coliphagen durchgängig eine Reduktion in der Wasserphase stattfindet.

Möglicherweise sind die geringeren Temperaturen im Winter ein Grund für die allgemein geringen nachweisbaren Konzentrationen der fäkalen Indikatororganismen. Zum einen laufen Stoffwechselprozesse, und damit auch ein selbst-induziertes Zellsterben der Fäkalbakterien, bei geringerer Temperatur langsamer ab. Zum anderen ist auch die Aktivität anderer, in der Filtersäule bzw. dem dortigen Biofilm angesiedelter und als Prädatoren fungierender Umweltmikroorganismen im Winter abgesenkt. Somit dürfte eine aktive Reduktion über das Abwasser eingebrachten fäkalen Mikroorganismen im Winter geringer ausfallen. Ebenfalls denkbar und diese Prozesse ggf. überlagernd wäre darüber hinaus ein höherer temperatur-induzierter physiologischer Zellstress im Winter (Beprobung 2), welcher zur Bildung von VBNC-Zellen und somit geringer ausfallenden kulturellen Nachweisen führt.

Die geringeren zu beobachtenden Effekte in RBF 3b sind auf die allgemein geringeren Konzentrationen der Fäkalindikatoren im durch RBF 3a bereits vorbehandelten Mischwasser zu erklären.

Tabelle 4.3: Ergebnisse der Mikroorganismen-Konzentrationen im Filtermaterial der RBF aus verschiedenen Schichten während der Betriebsphase

Datum	Probe	Enterokokken [MPN/10g]	E. coli [MPN/10g]	Phagen [PBE/10g]
22.09.2015	RBF 1, Schicht 1	30.642	377.700	420.000
22.09.2015	RBF 1, Schicht 3	18.008	87.670	153.000
22.09.2015	RBF 2, Schicht 1	17.570	351.840	333.000
22.09.2015	RBF 2, Schicht 3	24.890	96.630	133.000
22.09.2015	RBF 3a, Schicht 1	19.530	275.560	260.000
22.09.2015	RBF 3a, Schicht 3	9.830	139.920	163.000
22.09.2015	RBF 3b, Schicht 1	1.651	44.550	3.500
22.09.2015	RBF 3b, Schicht 3	1.754	42.730	3.300
25.01.2016	RBF 1, Schicht 1	57.700	248.000	33.000
25.01.2016	RBF 1, Schicht 3	24.800	48.400	8.000
25.01.2016	RBF 2, Schicht 1	46.690	117.000	28.000
25.01.2016	RBF 2, Schicht 3	24.800	38.600	12.000
25.01.2016	RBF 3a, Schicht 1	35.760	106.700	42.000
25.01.2016	RBF 3a, Schicht 3	40.930	53.680	6.000
25.01.2016	RBF 3b, Schicht 1	2.873	7.600	700
25.01.2016	RBF 3b, Schicht 3	3.200	4.669	1.000

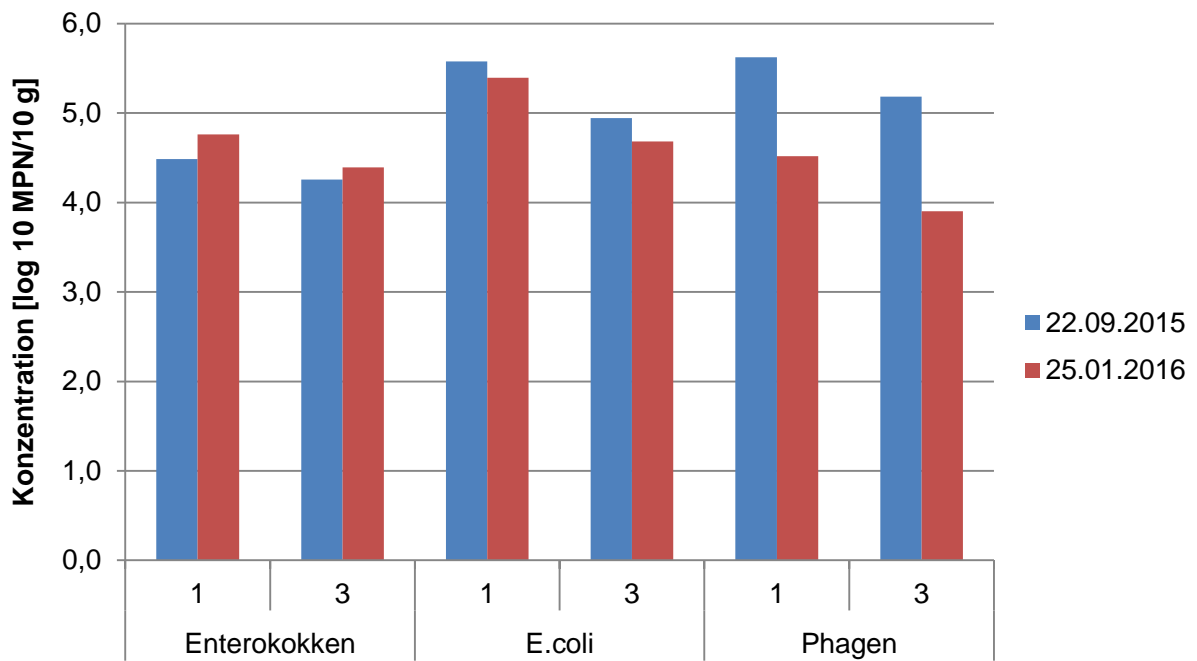


Abbildung 4.39 Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 1)

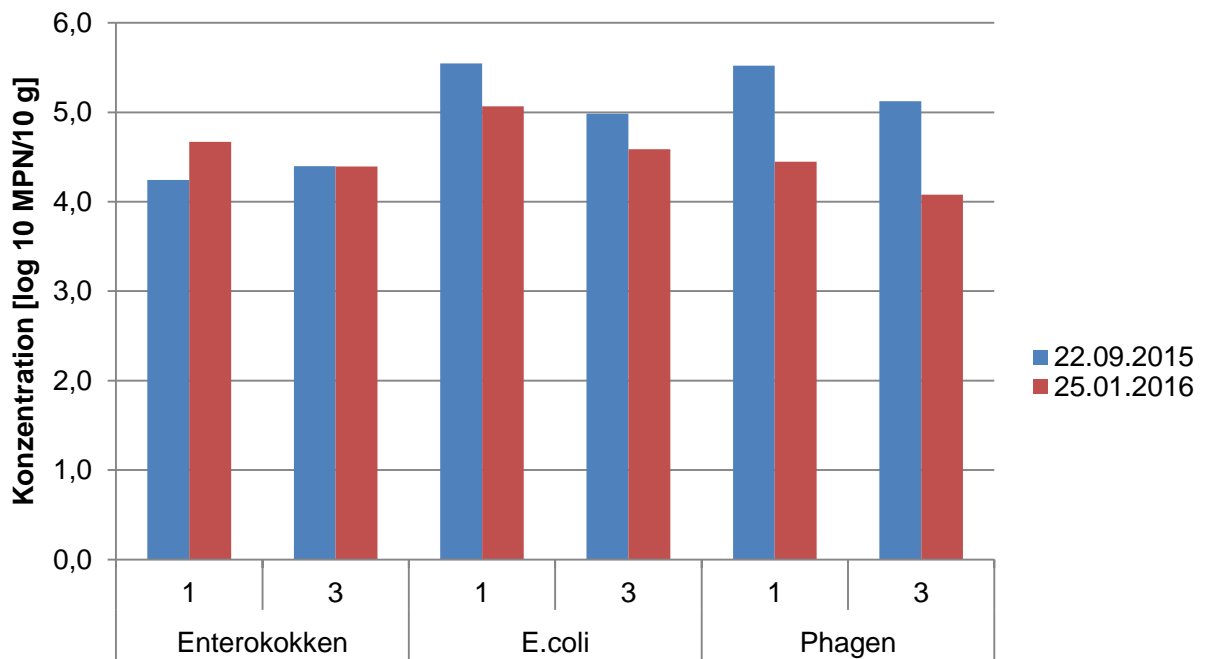


Abbildung 4.40: Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 2)

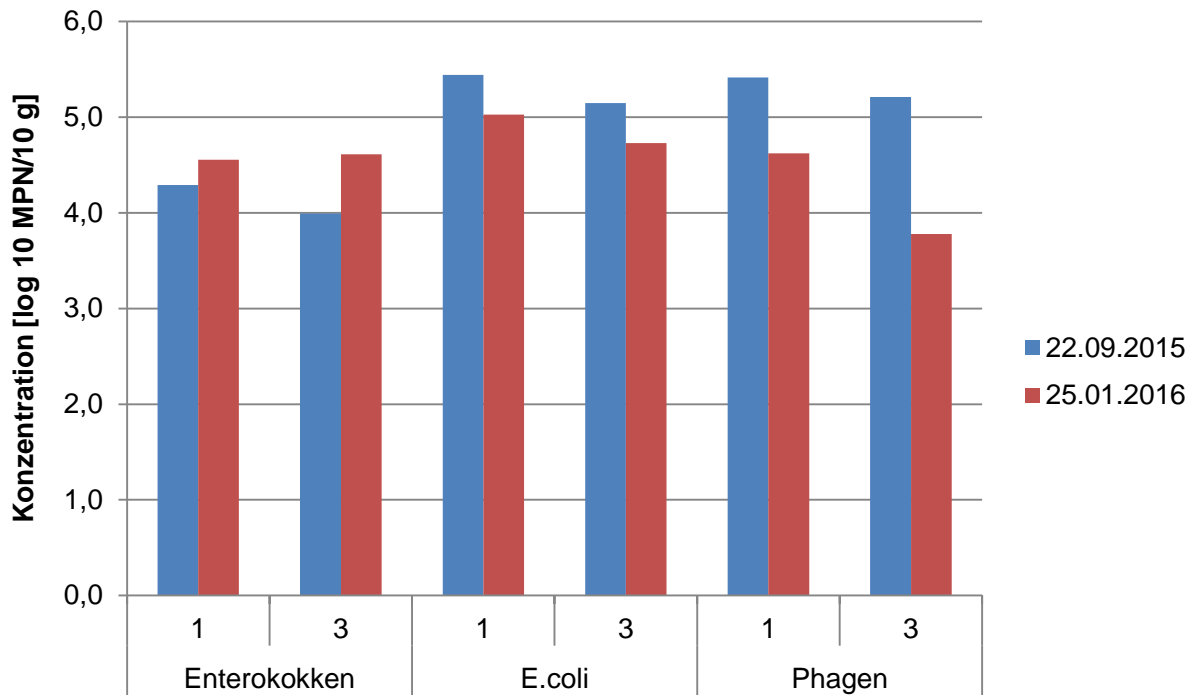


Abbildung 4.41: Gehalte an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3a)

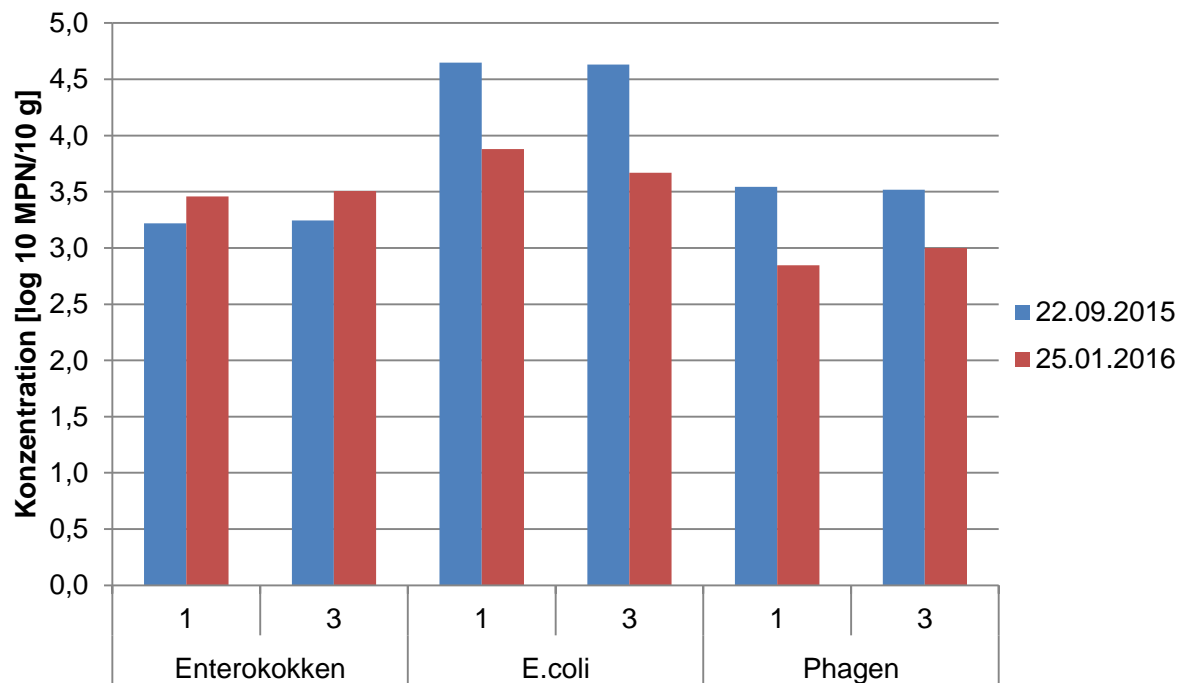


Abbildung 4.42: Gehalt an Indikatororganismen in den verschiedenen Messhöhen (RBF 3b)

4.2.4 Analyse des Schilfbewuchs

In Bodenfiltern dient der Bewuchs mit Pflanzen der Erhaltung der Bodenstruktur (Lockerung, Stabilisierung) und der Zufuhr von Sauerstoff. Bei Schilf erfolgt eine Gasdiffusion durch ein Aerenchym in die unter dem Wasserspiegel liegenden Pflanzenteile. Durch die Transpiration der Pflanzen wird zudem die Sickerwassermenge reduziert und die Kontaktzeit erhöht. Dies trägt zur Verbesserung der biologischen Abbauleistung bei. Die Reinigung des Abwassers erfolgt jedoch vor allem durch Sorptionsprozesse im Boden und durch Bodenmikroorganismen; die Aufnahme von Nähr- und Schadstoffen in die Pflanzensubstanz ist vergleichsweise von untergeordneter Bedeutung.

In den Versuchsfiltren waren die eingepflanzten Schilfpflanzen angewachsen, innerhalb des Versuchszeitraums aber kaum gewachsen. Die Pflanzen hatten sich auch noch nicht über Rhizome vermehrt, so dass zum Zeitpunkt der Probenahme keine geschlossene Vegetationsdecke, sondern nur ein relativ niedriger, lückiger Bestand vorhanden war.

Hier zeigte sich auch ein Unterschied zwischen den direkt beschickten Filtren 1, 2, 3a gegenüber dem Filter 3b. Die geringe Wasserzufuhr hatte auf dem Filter 3b nicht nur zu einem optisch spärlicher ausgebildeten Pflanzenbewuchs geführt, auch der Wassergehalt in den Pflanzen war deutlich geringer. Tabelle 4.4 zeigt die Trockensubstanzanteile des Schilfs auf den verschiedenen Filtren.

Tabelle 4.4: Trockenmasse der Pflanzen auf den verschiedenen Filtren

Filter	Trockensubstanz [%]
1	0,33
2	0,35
3a	0,38
3b	0,67

Der lückige Bestand war zum Zeitpunkt der Probennahme nicht repräsentativ für einen etablierten Bodenfilter.

Aufgrund des geringen Biomassezuwachses kann keine nennenswerte Aufnahme von Nährstoffen aus dem Wasser in die Pflanzen stattgefunden haben. Zudem war der größte Teil der Biomasse noch an anderer Stelle - vor Einbringen der Pflanzen in den Filter - gebildet worden. Eine Analyse der Inhaltsstoffe hätte keine Rückschlüsse auf die Aufnahme aus dem Filter bzw. aus dem Zulauf zugelassen, sondern lediglich Inhaltsstoffe von Schilf abgebildet, das auf zwei Standorten gewachsen war.

Von einer weitergehenden Untersuchung des Pflanzenmaterials wurde daher abgesehen. Um die Aufnahme von Stoffen aus dem Filter zu ermitteln, sollte am besten bei einem gut bewachsenen Filter der neue Aufwuchs nach einem Schnitt untersucht werden.

4.2.5 Körnungslinie

Zur Bestimmung der Filtereigenschaften wurden zwei verschiedene Proben aus der Versuchsanlage entnommen. Für Probe 1 wurde neues und unbenutztes Filtersubstrat als Probematerial benutzt. Hierbei handelt es sich um ein sandiges Filtermaterial (Sand 0/2) mit steiler Körnungslinie ($U < 5$) und einem beigemischten Carbonatgehalt von 20 %. Weiterhin wurde eine Probe nach 22 Monaten Betriebsdauer aus der Versuchsanlage entnommen. Das Material aus der Versuchsanlage (Probe 8) entspricht dem Material der Probe 1. Die Probe 8 wurde der Versuchsanlage am 14.11.2016 entnommen.

Für die Klassifizierung und Benennung der einzelnen Bodenproben wurde die DIN 18123 (2011) als Grundlage benutzt. Anhand dieser Norm können die Massenanteile der in einer Bodenart vorhandenen Körnungsgruppen bestimmt werden. Zusätzlich erlaubt sie Rückschlüsse auf die bodenmechanischen Eigenschaften. Zur Ermittlung der Sieblinien wurden eine Trockensiebung und Nasssiebung durchgeführt.

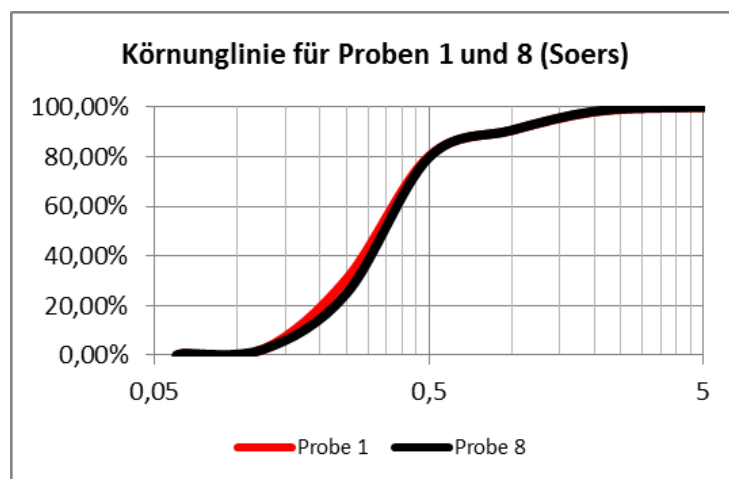


Abbildung 4.43: Sieblinien des neuen (Probe 1) und des seit 22 Monaten in Betrieb befindlichen Filtermaterials (Probe 8)

Bei beiden Proben ist zu erkennen, dass die Kornverteilungskurve zu Beginn bei 90 % einen leichten Knick aufweist. Diese plateau-ähnliche Form lässt auf eine fehlende Kornfraktion zurückschließen. Da das Plateau nicht vollständig waagrecht verläuft, ist eine komplett fehlende Kornfraktion hier nicht zu vermerken.

Für die Ermittlung der Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte der Proben wurde die DIN 18130 (1998) Teil 1 als Grundlage verwendet. Da es sich bei den zu untersuchenden Proben um enggestufte Sande mit geschätzten Durchlässigkeitsbeiwerten zwischen 10^{-5} und

10^{-4} m/s handelt, wurden die Versuche in einem Versuchszylinder mit einem Standrohr bei veränderlichem hydraulischen Gefälle nach DIN 18130 Teil 1 durchgeführt.

Der ermittelte k-Wert der Probe 1 beträgt $1,35 \cdot 10^{-4}$ m/s. Da es sich bei der Probe 1 um einen neuwertigen und unbenutzten Sand handelt, lässt sich der erhöhte k-Wert durch den komplett fehlenden Selbstverdichtungsvorgang erklären.

4.3 Überstandsproben

Neben der Analytik der Bodenproben sowie der Wasserproben im Zu- und Ablauf, wurde außerdem eine Beprobung des Überstandswassers während einer Beschickung durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Beprobung sind in Tabelle 4.5 dargestellt. Es wird insbesondere bei Betrachtung der Mediane und Mittelwerte des Rückhalts deutlich, dass bei vielen Substanzen nur ein geringer bis gar kein Rückhalt festgestellt werden konnte. Ausnahmen bilden hierbei die Kohlenstoffparameter CSB und TOC, die abfiltrierbaren Stoffe sowie deren Feinfraktion $< 63 \mu\text{m}$ und die Schwermetalle Kupfer, Eisen, Blei und Zink. Da große Teile der Kohlenstofffraktion sowie viele Schwermetalle überwiegend partikelgebunden vorliegen, ist der Zusammenhang des Rückhalts von AFS mit diesen Parametern plausibel. Eine Verminderung der AFS ist auf Sedimentationsvorgänge im Retentionsraum zurückzuführen. Die Ergebnisse belegen somit die erhöhte Reinigungsleistung von RBF mit nachgeschaltetem Filterüberlauf. Allerdings ist bei einer solchen Ausführung die veränderte Prüfung der Feststoffbelastung des Filters nach dem Handbuch zu Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern des Landes Nordrhein-Westfalens (MKULNV, 2015) zu berücksichtigen. Eine Verminderung der Konzentrationen von Spurenstoffen und Indikatororganismen im Überstand konnte im Vergleich zum Zulauf nicht festgestellt werden.

Tabelle 4.5: Ergebnisse der Überstandsbeprobung

	Min	25%- Perzentil	Median	Mittel- wert	75%- Perzentil	Max	n
Allgemeine Parameter							
η CSB	-49%	17%	21%	12%	24%	41%	9
η NH4-N	-26%	-3%	1%	3%	16%	22%	10
η TOC	-39%	13%	26%	18%	31%	37%	10
η DOC	-13%	-3%	12%	8%	16%	26%	10
η TN _b	-3%	4%	6%	6%	10%	11%	8
η AFS	-2%	3%	25%	26%	43%	55%	9
η AFS ₆₃	-90%	0%	17%	7%	30%	50%	9
η Chlorid	-33%	-4%	-3%	15%	31%	79%	9
η Gesamt-PO4-P	-12%	9%	10%	9%	13%	20%	7
η Sulfat	-28%	-9%	0%	6%	6%	68%	9
η Ca	-22%	-15%	-1%	-7%	-1%	1%	5
Schwermetalle							
η Cd	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5
η Cr	-88%	-41%	0%	-21%	0%	19%	6
η Cu	-82%	5%	19%	4%	30%	35%	6
η Fe	0%	21%	39%	36%	47%	71%	6
η Mg	-20%	-2%	1%	13%	5%	93%	6
η Na	-54%	-2%	-1%	4%	6%	76%	6
η Ni	-1856%	-13%	-4%	-287%	48%	94%	6
η Pb	-36%	-18%	18%	12%	38%	60%	6
η Zn	0%	5%	17%	19%	29%	48%	6
Spurenstoffe							
η Benzotriazol	-69%	-11%	-3%	-9%	0%	28%	7
η Carbamazepin	-93%	-4%	2%	-12%	2%	9%	7
η Diclofenac	-87%	-15%	1%	-13%	5%	12%	7
η Metoprolol	-89%	-16%	-3%	-18%	-1%	1%	7
η Sulfamethoxazol	-100%	-15%	-12%	-20%	-5%	16%	7
η BPA	-33%	-20%	-5%	-1%	18%	39%	7
η EDTA	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5
η TCPP	-157%	-7%	-6%	-34%	-5%	2%	5
η TCEP	-244%	-67%	-6%	-62%	-1%	6%	4
η TDCPP	-209%	-60%	-7%	-55%	-1%	4%	4
η TBEP	-158%	-53%	-5%	-40%	7%	8%	4
Mikrobiologie							
η Enterokokken	-0,23 log	-0,06 log	0,04 log	0,05 log	0,12 log	0,38 log	8
η E. coli	-0,22 log	0,01 log	0,11 log	0,12 log	0,27 log	0,52 log	8
η Phagen	-1,27 log	0,07 log	0,13 log	-0,04 log	0,16 log	0,20 log	8

4.4 Sondeneinsatz

4.4.1 Ammonium-/Nitratsonden

Zur Untersuchung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen wurden im Ablauf des RBF 1 und des RBF 2 ionenselektive Kombinationssonden der Firma Hach Lange GmbH verbaut.

Ein wesentliches Ergebnis des Sondeneinsatzes ist, dass die verringerte Filterschichtdicke von 0,5 m in RBF 2 zu deutlich höheren Nitratpeaks im Ablauf führt. Exemplarisch hierfür sind in Abbildung 4.44 die NH_4 und NO_3 Ganglinien im Ablauf von RBF 1 und RBF 2 während des Versuchs 26 am 15.12.2015 dargestellt. Dieses Phänomen wurde bis auf Ausnahmen auch während der anderen Versuche beobachtet. Wie bereits in Kapitel 4.1.1.2 beschrieben wurde, konnte während der Versuche kein nennenswerter Einfluss der Dauer der der Beschickung vorangegangenen Trockenzeit auf den Ammoniumrückhalt festgestellt werden. Das im Zufluss befindliche Ammonium wird jedoch während der Trockenphase nitrifiziert. Die in der von TONDERA et al. (2013) an großtechnischen RBF festgestellten erhöhten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen in der Mischprobe nach längeren Trockenphasen konnten bei den hier vorliegenden Untersuchungen zwar ebenfalls festgestellt werden, jedoch zeigen die Ergebnisse des Sondeneinsatzes, dass es auch nach kurzen Trockenperioden kurzzeitig zu hohen Nitratlaufkonzentrationen kommen kann. Diese fallen bei einer verringerten Filterschichtdicke deutlich stärker aus. Daher sollte in der Praxis von einer Filterschichtdicke von weniger als 75 cm abgesehen werden. Ein Ammoniumdurchbruch wurde jedoch auch bei verringerter Filterschichtdicke nicht festgestellt. Die Adsorptionsleistung für das zufließende Ammonium scheint also auch bei einer Filterschichtdicke von 50 cm ausreichend zu sein.

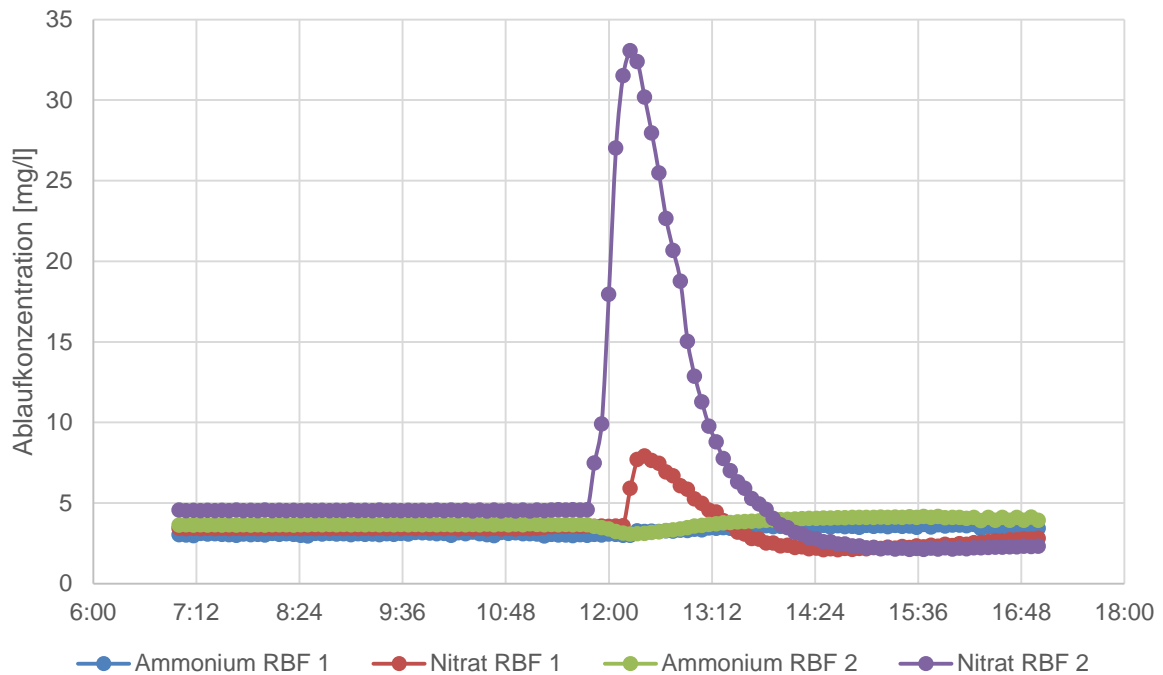


Abbildung 4.44: Verlauf der Ablaufkonzentrationen von Ammonium und Nitrat in RBF 1 und 2 während des Versuchs 26 am 15.12.2015

4.4.2 Redoxpotential

Die Verläufe des Redoxpotentials wiesen besonders in der Zeit nach der Inbetriebnahme der Anlage (erste 13 Versuche) ausgeprägte Schwankungen auf. Eine Stabilisierung der Verläufe stellte sich ab dem 14. Versuch ein. Besonders nach langen Trockenphasen waren große Unregelmäßigkeiten in der Fluktuation der Potentialverläufe zu verzeichnen.

Diese ausgeprägten Fluktuationen der Redoxpotentiale wurden gerade zur Anfangszeit der Inbetriebnahme einer Filteranlage auch bei DUSEK et al. (2008) beobachtet. Zurückgeführt wurde dies auf den hohen mineralischen Anteil des Filters am Anfang der Inbetriebnahme. Dies führte zu einer hohen Sauerstoffzufuhr, weil mehr durch das Filtermaterial diffundieren konnte. Somit war auch der mikrobiologische Umsatz höher, was gerade zu Anfang zu negativeren Redoxpotentialen führte. Eine Stabilisierung zeichnete sich auch bei DUSEK et al. (2008) erst nach mehreren Monaten aus. Die Aussage von TRUU et al. (2009) bestätigt den Sachverhalt, dass es bis zu 100 Betriebstage dauern kann bis die volle Reinigungskapazität eines Bodenfilters erreicht ist.

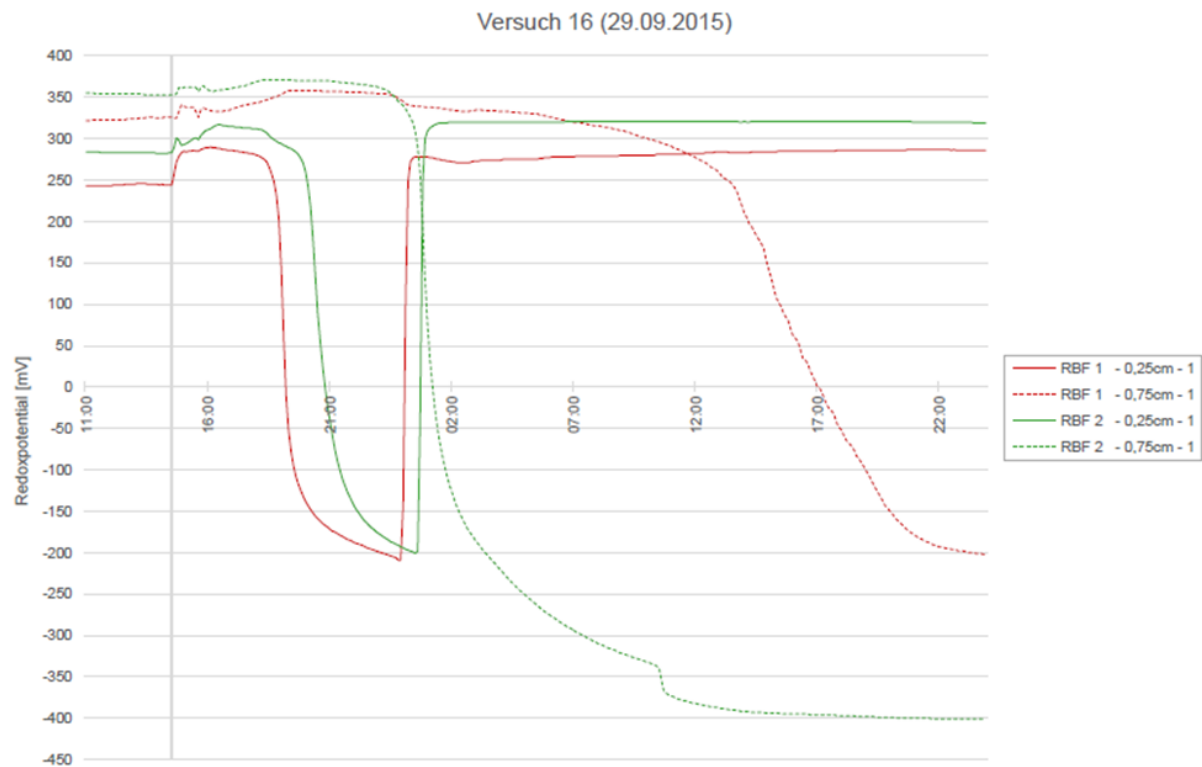


Abbildung 4.45: Redoxpotentialverläufe während des Versuchs 16 (RBF 1 und 2)

Wenn dem Versuch kürzere Trockenphasen von bis zu acht Tagen vorausgegangen waren, lag der Ausgangswert des Redoxpotentials an den oberen Sonden in der Regel bei 250 mV. Die tieferliegenden Sonden (75 cm unter der Filteroberfläche) wiesen stets etwa 50 mV bis 100 mV höhere Ausgangspotentiale auf als die der höhergelegenen Sonden (25 cm unter der Filteroberfläche). Der Verlauf des Redoxpotentials war dadurch gekennzeichnet, dass innerhalb der ersten 2-3 Stunden nach der Beschickung stets ein leichter Anstieg des Redoxpotentials verzeichnet wurde (Abbildung 4.45). Dieser lag in einem Bereich von etwa 50 mV. Es ist anzunehmen, dass der leichte Anstieg auf einen leichten Sauerstoffeintrag durch das künstliche Mischwasser zurückzuführen ist. Ein erhöhter gelöster Sauerstoffgehalt wurde bereits in der Vorlage festgestellt. Unterstützt wurde dieser Effekt möglicherweise durch einen zusätzlichen Sauerstoffeintrag durch das Rührwerk im Vorlagebehälter.

In den nächsten 3-6 Stunden war zunächst ein konstantes Redoxpotential zu beobachten. Im Folgenden wurde ein starker Abfall um einen Betrag von 180-480 mV in einer Zeitspanne von 3 bis 8 Stunden festgestellt. Diese Phase markiert den mikrobiologischen Abbau der organischen Bestandteile des Abwassers und den damit verbundenen Verbrauch von Sauerstoff bzw. dessen chemische Oxidation zu CO_2 . Das starke Abfallen innerhalb der angegebenen Zeitphase deckt sich mit den Untersuchungen von DUSEK et al. (2008). Dort lag ein Ausgangspotential um ungefähr 300 mV vor, jedoch fielen die Redoxwerte bei DUSEK et al. (2008) noch weiter bis -400 mV. Dies wird auf den anoxischen Charakter des Horizontalbettes zurückzuführen sein. Dieser Redoxverlauf deckt sich noch deutlicher mit

KAYSER et al. (2003), die auch ein starkes Abfallen des Redoxpotentials und des Sauerstoffgehaltes nach einer Beschickung feststellten. (KAYSER et al., 2003 in GARCÍA et al., 2010)

Der Verlauf des Redoxpotentials kann möglicherweise bis zu diesem Zeitpunkt dem Modell der Wachstumsphase von Bakterien angelehnt werden, in der nach einer konstanten Anlaufphase ein exponentieller Bakterienzuwachs folgt. Das Redoxpotential verhält sich entsprechend entgegengesetzt zum bakteriellen Zuwachs.

Eine Abhängigkeit der oxidierenden Verhältnisse von der vorausgegangenen Trockenzeit konnte nicht festgestellt werden.

Eine Aufführung der Oxidationsphasen, sortiert nach Trockenzeitdauer lässt einen steigenden Trend vermuten (Abbildung 4.46).

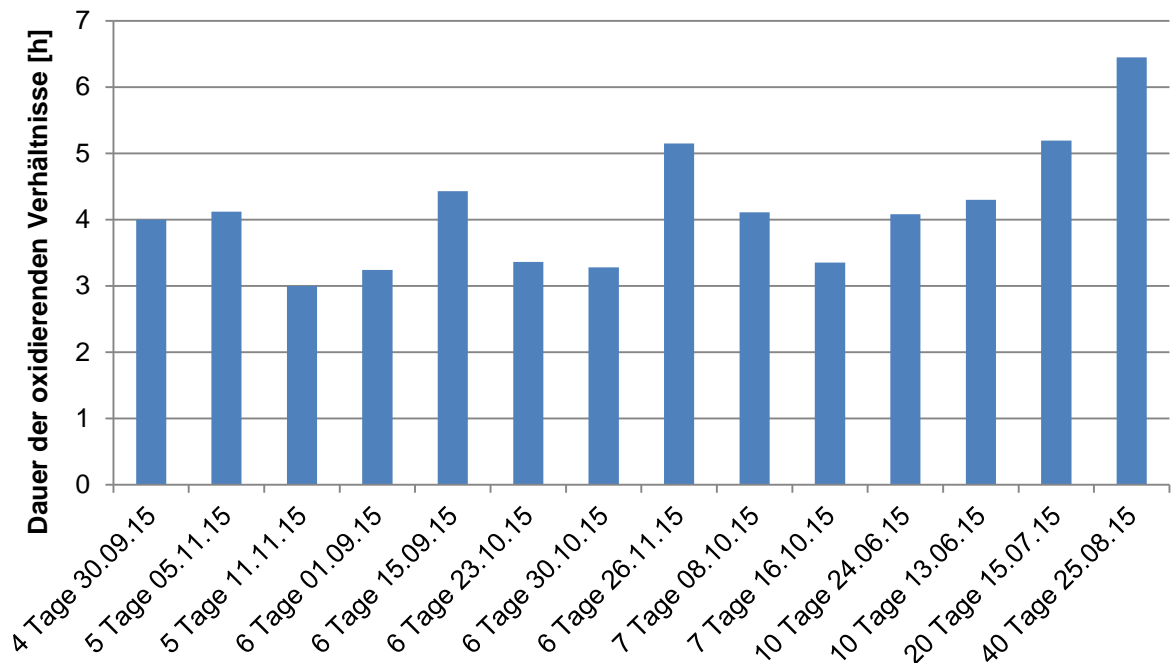


Abbildung 4.46: Dauer der oxidierten Verhältnisse in Abhängigkeit der Länge der vorausgegangenen Trockenzeit (sortiert)

Trotzdem ist auf Grundlage der vorhandenen Daten eine gesicherte Aussage zur Korrelation zwischen Verhalten der Oxidationsphasen und Trockenzeitintervallen nicht zu treffen. Möglicherweise wird eine Verlängerung der oxidierenden Verhältnisse nur durch längere Trockenphasen sichtbar.

Ein weiterer Zusammenhang hat sich bei der Betrachtung der Ausgangspotentiale vor den Beschickungen in der ersten Versuchshälfte herausgestellt. Diese sind in Abbildung 4.47 dargestellt. Bei längeren Trockenzeiten fiel das Ausgangspotential auffallend stark. So sieht man bei Versuch 09 (15.07.2015), dem eine Trockenzeit von 20 Tagen voraus ging, dass der Versuch bei 150 mV startete. Bei Versuch 10 (25.08.2015), dem eine Trockenzeit von 40

Tagen voraus ging, ließ sich eine Startpotential von 80 mV verzeichnen. Nach der Reduzierung der Intervalle stieg das Startpotential wieder auf 250 mV. Hierbei fällt auf das Filter 2 durchgängig höhere Startpotentiale aufweist als Filter 1 und 3.

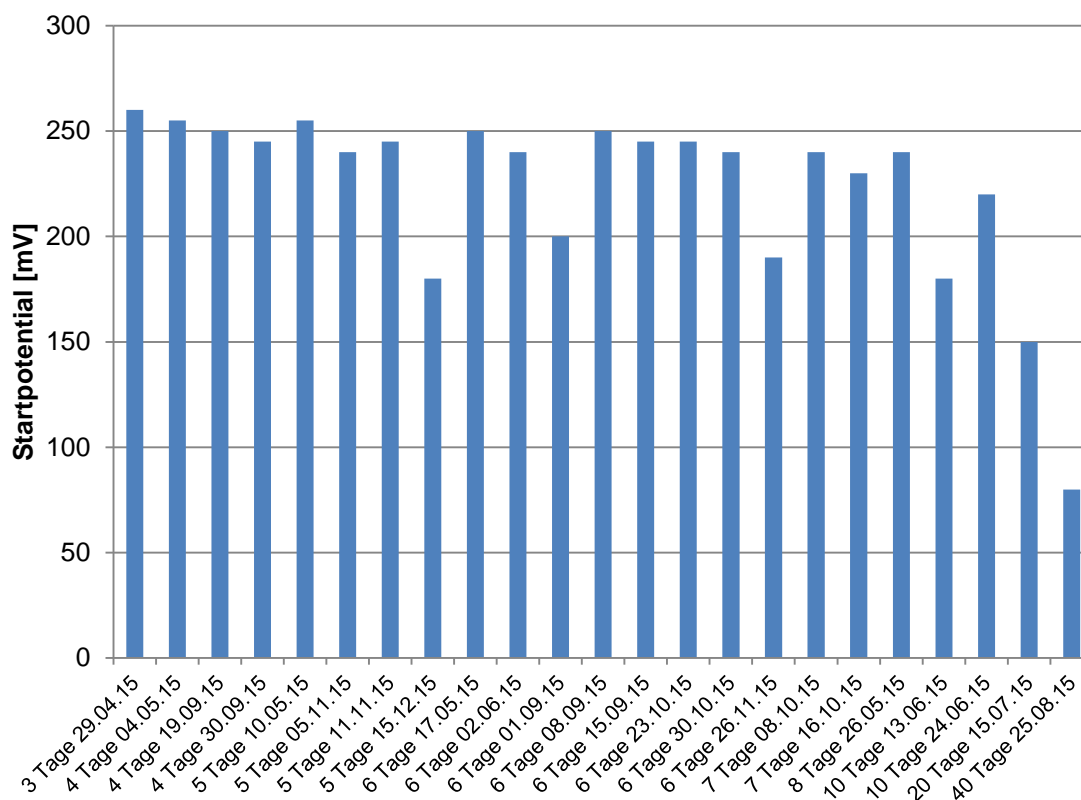


Abbildung 4.47: Mittelwert der Startpotentiale in Abhängigkeit der Trockenzeit (sortiert)

Die Abnahme der Startpotentiale mit längerer Dauer der einer Beschickung vorausgehenden Trockenzeit deutet auf den Umstand hin, dass Sauerstoff im System mit der Zeit abnimmt bzw. inhomogener verteilt wird oder, dass eine stetige Akkumulation von reduzierenden Spezies im System vorliegt. Jedoch sollten veränderte Messeigenschaften der Platinmesssonden in Abhängigkeit der Trockenzeit (chemische Reaktionen auf den Elektroden) bei der weiteren Bewertung der Ergebnisse nicht außer Acht gelassen werden.

Bei der Analyse der Tiefe und Ausprägung der Abfall- und Anstiegsbereiche der Redoxpotentiale könnten möglicherweise Kenntnisse über mikrobiologische Aktivität gewonnen werden. Die Bereiche innerhalb derer das Redoxpotential fällt, beeinflussen das Auftreten von biogeochemischen Prozessen, ebenso wie die Organismen die Redoxverhältnisse selbst.

Es lässt sich beobachten, dass das Redoxpotential bei Filter 1 mit der Zeit konstant negativere Werte annimmt. Zu Beginn der Versuche, während starke Fluktuationen vorlagen,

sank das Potential bei Filter 1 im Durchschnitt auf -150 mV. Nach Versuch 13 fällt es konstant durchschnittlich bis -220 mV.

Eine Erklärung hierfür könnte sein, dass sich der Biofilm mit der Zeit etabliert und dadurch höhere mikrobiologische Aktivität festzustellen ist. Demgegenüber steht jedoch, dass Filter 2 sich langfristig durch konstante Falltiefen auszeichnet. Allgemeine Schwankungsbereiche korrelieren mit DUSEK et al. (2008) (Abbildung 4.48). Die Falltiefen lagen bei Filter 1 zwischen 180 mV und 500 mV. Man sieht bei langen vorausgegangenen Trockenphasen (14.07 und 24.08) geringere Schwankungsbereiche. So wird auch hier deutlich, dass die Versuche zur Anfangsphase weiter streuten. Unabhängig vom Startpotential lassen sich nur statistisch insignifikante Schwankungen der Falltiefe Bereiche in chronologischer langfristiger Ausprägung feststellen.

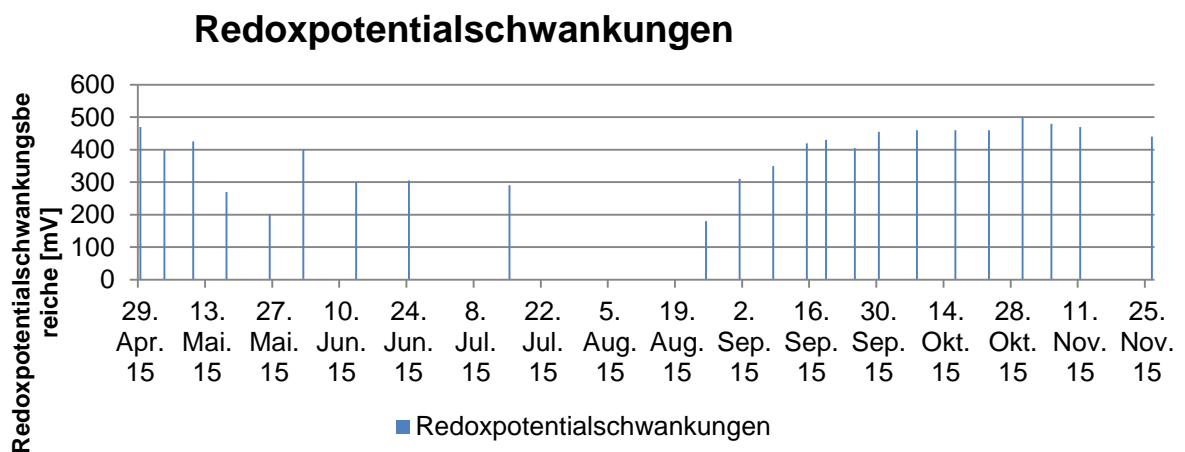


Abbildung 4.48: Betraglicher Redoxpotentialabfall im Verlauf der ersten Versuchsphase (Filter 1, obere Sonde)

Ungleichmäßige bzw. geringe Falltiefen haben sich nach langen Trockenphasen ausgebildet (Abbildung 4.49). Das erkennt man daran, dass es bei den ersten 6-7 Verläufen fast konstant um -200 mV absank. So ist anzunehmen, dass die Trockenzeitphasen die Schwankungsbereiche am meisten geprägt haben.

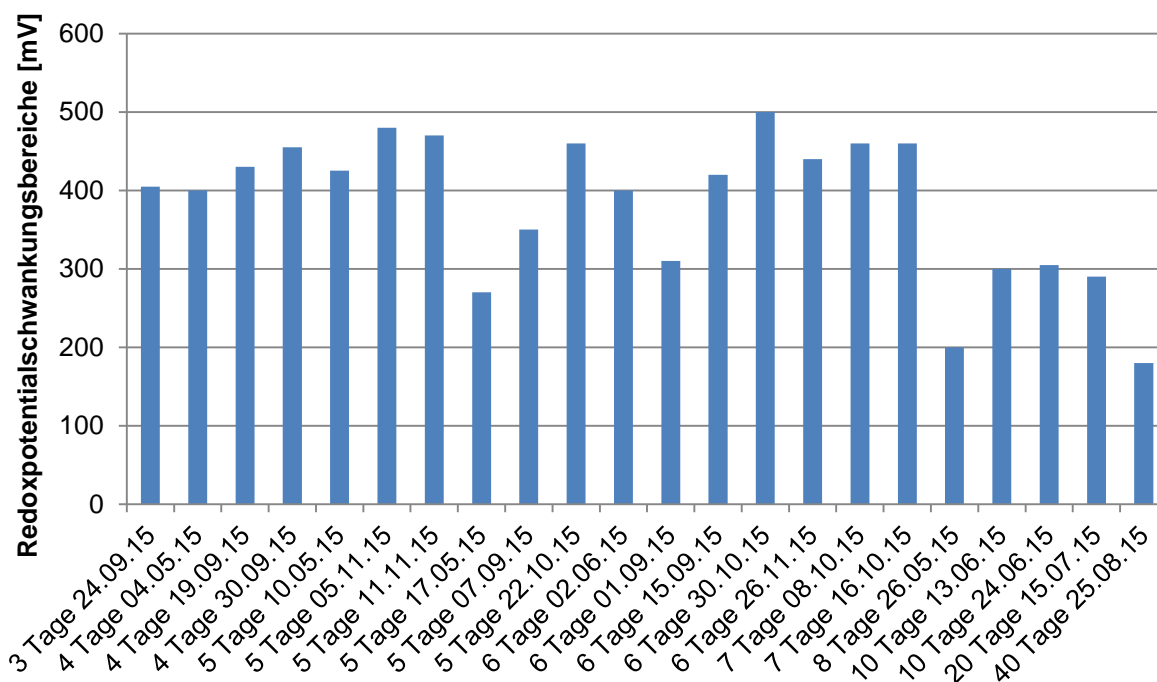


Abbildung 4.49: Redoxpotentialabfall sortiert nach Trockentagen bei Filter 1, obere Sonde

4.5 Zusatzversuche

Während der Laufzeit des Projektes ist Ende 2015 das neue Retentionsbodenfilterhandbuch NRW erschienen. Wie auch in der vorherigen Version wird eine Bewässerung der Filteroberfläche bei längeren Trockenzeiten empfohlen, aber Intervalle oder Bewässerungshöhen nicht näher spezifiziert. Während des Versuchsbetriebs hat sich ergeben, dass sich eine Trockenphase von mehr als 12-14 Tagen auf den Rückhalt gelöster Stoffe und Indikatorbakterien sowie Coliphagen negativ auszuwirken scheint.

Daher wurde in einem erweiterten Versuchsbetrieb getestet, ob eine Bewässerung mit 10 l/m² nach zwei bzw. drei Wochen Trockenzeit zu einer verbesserten Rückhalteleistung führt. Die Ergebnisse der Zusatzversuche sind in Tabelle 4.6 dargestellt. Von einer Bewässerung nach einer Trockenzeit von 6-8 Tagen, für die während der Hauptversuche der beste Rückhalt ermittelt wurde, wurde im Hinblick auf die betriebliche Umsetzbarkeit in der Großtechnik abgesehen.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Bewässerung nach 12-14 Tagen Trockenzeit einen positiven Einfluss auf den Rückhalt bei der nächsten Beschickung hat. So konnten insbesondere für die Spurenstoffe Bisphenol A, Benzotriazol, Carbamezepin, Diclofenac und Metoprolol nach den Bewässerungen bessere Rückhalteleistungen beobachtet werden als bei gleichen vorausgegangenen Trockzeiten während der Hauptversuche. Dies ist vermutlich auf eine geringere Degradation des Biofilms durch den Trockstress während der Trockenphasen zurückzuführen. Aus diesem Grund kann eine regelmäßige Bewässerung

der Filteroberfläche während längerer Trockenperioden von ≥ 12 Tagen durchaus als Empfehlung für die Praxis angesehen werden. Die Berücksichtigung einer Oberflächenbewässerung könnte daher in Zukunft durchaus bereits bei der Planung von Retentionsbodenfilteranlagen sinnvoll sein.

Darüber hinaus konnte durch die Zusatzversuche der Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf den Rückhalt verschiedener Parameter bestätigt werden. Ein besserer Rückhalt in Filter 1 (Drosselabfluss $0,01 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$) im Vergleich zu Filter 3a (Drosselabfluss $0,03 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$) zeigte sich insbesondere bei den Stoffen Diclofenac, Carbamazepin und Benzotriazol sowie den drei untersuchten mikrobiologischen Parametern. Die Vorgabe des Handbuchs für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern des Landes Nordrhein-Westfalen (MKUNLV, 2015) für eine reduzierte Drosselabflussspende von $0,01 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$ für den gezielt erhöhten Rückhalt von Mikroorganismen konnte somit bestätigt werden. Wie auch in den Hauptversuchen, zeigte auch in den Zusatzversuchen die Reihenschaltung aus RBF 3a+3b mit einer Verminderung der Konzentrationen an Mikroorganismen von 2 bis 3 log-Stufen die beste Reduktion für diese Parameter. Ein besserer Rückhalt durch die zwischenzeitlichen Bewässerungen der Oberfläche konnte für die mikrobiologischen Parameter jedoch nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 4.6: Ergebnisse der Zusatzversuche

		12.07.2016 13 d	27.07.2016 14 d	09.08.2016 12 d	23.08.2016 13 d	06.09.2016 13 d	28.09.2016 21 d	13.10.2016 14 d	27.10.2016 13 d	15.11.2016 18 d	07.12.2016 21 d			
Standardparameter	CSB	RBF 1	69,6%	78,6%	Bewässerung $10 \text{ l}/\text{m}^2$	80,0%	78,0%	82,1%	Bewässerung $10 \text{ l}/\text{m}^2$	21,4%				
		RBF 2	67,4%	67,1%							84,0%	77,1%	75,0%	65,2%
		RBF 3a	69,6%	72,9%							84,0%	89,0%	79,8%	70,1%
		RBF 3a+3b	50,0%	70,0%							86,7%	50,0%	82,1%	85,6%
	AFS	RBF 1	-3200%	87,3%		86,7%	95,9%	95,7%						
		RBF 2	80,0%	82,7%		92,5%	94,1%	96,1%						
		RBF 3a	75,5%	78,0%		90,4%	94,1%	96,4%						
		RBF 3a+3b				87,9%	68,8%	92,5%						
	AFS ₆₃	RBF 1	72,9%	88,1%		89,1%								
		RBF 2	76,5%	87,5%		89,6%								
		RBF 3a	75,9%	85,6%		89,1%								
		RBF 3a+3b				90,9%								
Spurenstoffe	Benzotriazol	RBF 1	35,9%	68,2%	76,5%	63,8%	54,6%	58,0%						
		RBF 2	24,3%	45,6%	32,4%	42,1%	4,2%	9,1%						
		RBF 3a	20,9%	42,6%	16,0%	35,4%	26,2%	7,5%						
		RBF 3a+3b	62,1%	85,9%	62,3%	59,5%	62,3%	80,5%						
	Carbamazepin	RBF 1	1,2%	-10,5%	46,8%	54,4%	-175,9%	21,2%						
		RBF 2	2,5%	14,6%	9,5%	18,2%	-92,3%	-31,5%						
		RBF 3a	8,7%	-10,5%	8,0%	9,6%	-95,5%	8,7%						
		RBF 3a+3b	4,4%	-12,3%	47,3%	50,3%	-143,2%	17,9%						
	Diclofenac	RBF 1	45,3%	70,6%	89,5%	73,7%	71,7%	32,0%						
		RBF 2	5,2%	15,8%	22,7%	30,6%	12,0%	-5,9%						
		RBF 3a	12,8%	16,7%	19,2%	28,6%	29,3%	1,0%						
		RBF 3a+3b	34,8%	49,2%	57,4%	61,3%	69,9%	77,0%						
Metoprolol	RBF 1	97,5%	95,0%	97,7%	96,6%	96,2%	98,7%							
	RBF 2	97,5%	93,3%	97,7%	95,5%	93,6%	95,6%							
	RBF 3a	97,5%	97,9%	97,7%	96,3%	96,0%	96,3%							
	RBF 3a+3b	97,5%	97,9%	97,7%	97,1%	97,1%	98,7%							
Et	RBF 1	14,8%	-5,6%	92,6%	12,8%	-105,7%	54,9%							

Indikatororganismen	BPA	RBF 2	6,7%	35,1%	21,0%	-3,4%	-72,2%	20,3%
		RBF 3a	23,7%	22,1%	3,6%	-12,2%	-67,7%	42,6%
		RBF 3a+3b	4,4%	9,5%	14,9%	10,7%	-93,7%	48,1%
		RBF 1	86,2%	79,6%	19,1%	94,9%	-843,0%	
		RBF 2	75,9%	75,2%	60,9%	99,1%	-346,0%	-381,0%
		RBF 3a	77,3%	77,8%	61,9%	71,3%	-533,0%	-575,0%
		RBF 3a+3b	10,3%	5,2%	51,8%	87,8%	-5700%	-396,0%
	E. coli	RBF 1				1,5 log	1,5 log	1,2 log
		RBF 2				0,7 log	0,7 log	0,9 log
		RBF 3a				0,7 log	1,1 log	1,0 log
		RBF 3a+3b				2,0 log	2,8 log	3,0 log
	Entero- kokken	RBF 1				2,0 log	1,5 log	1,3 log
		RBF 2				1,1 log	0,6 log	1,2 log
		RBF 3a				1,1 log	1,0 log	0,9 log
		RBF 3a+3b				2,2 log	2,6 log	2,9 log
	Coli- phagen	RBF 1				2,7 log	2,1 log	1,7 log
		RBF 2				1,3 log	1,0 log	1,5 log
		RBF 3a				1,2 log	1,3 log	1,1 log
		RBF 3a+3b				2,5 log	3,0 log	3,1 log

5 Diskussion

Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungen diskutiert und interpretiert. Hierbei werden insbesondere die Zusammenhänge zwischen dem Stoffrückhalt der einzelnen Substanzen sowie verschiedenen Betriebsbedingungen untersucht. Dabei werden vor allem die Einflüsse der verschiedenen Filterschichtdicken, des Filterbetriebes bzw. der Reihenschaltung aus RBF 3a + 3b sowie der Dauer einer Beschickung vorausgegangenen Trockenzeit auf den jeweiligen Stoffrückhalt beleuchtet.

Für die Darstellung der Zusammenhänge zwischen dem Rückhalt einzelner Mischwasserinhaltsstoffe und der Trockenzeit sowie der Zulaufkonzentration eines Parameters werden im folgenden Kapitel sogenannte Blasendiagramme verwendet. Darin sind neben der Zu- und Ablaufkonzentration eines Parameters auf der Y- bzw. X-Achse des Diagramms als diagonale Linien verschiedene Wirkungsgrade eingetragen. Als weitere Information ist mit dem Durchmesser der Blasen qualitativ die dem Beschickungsereignis vorausgegangene Trockenzeit dargestellt. Der kleinste Blasendurchmesser markiert hierbei eine Trockenzeit von drei Tagen, der größte Blasendurchmesser eine Trockenzeit von 40 Tagen. Die farbliche Unterscheidung der Punkte gibt darüber hinaus an, in welcher Anlage der Wert ermittelt wurde. Somit ist es unmittelbar möglich, den Zusammenhang zwischen einem erzielten Wirkungsgrad und der vorausgegangenen Trockenzeit sowie der vorherrschenden Zulaufkonzentration eines Parameters zu betrachten. Die dargestellten Diagramme wurden jeweils für die RBF 1 + 3a (75 cm Filterschichtdicke), RBF 2 (50 cm Filterschichtdicke) und RBF 3b (75 cm Filterschichtdicke in Reihenschaltung) erstellt. Da RBF 3b dem RBF 3a nachgeschaltet ist, sind die Zulaufwerte für diesen RBF immer deutlich niedriger als für die anderen Filter.

Als weitere Darstellungsweise sind in Säulendiagrammen die jeweiligen Wirkungsgrade für einen Parameter von allen vier Anlagen in Abhängigkeit der Dauer der einer Beschickung vorausgegangenen Trockenzeit unter Angabe der jeweiligen Anzahlen an Versuchen (n) dargestellt.

5.1 Standardparameter

5.1.1 CSB

In Abbildung 5.1 sind die Wirkungsgrade in Bezug auf die Häufigkeit der verschiedenen voraus gegangenen Trockenzeiten aufgetragen. Der Rückhalt ist relativ konstant und schwankt um den Bereich von 80 % in allen vier RBF. Die Wirkungsgrade scheinen jedoch ab einer Trockenzeit von 13 Tagen geringer auszufallen. Der mittlere Wirkungsgrad liegt bei 13 und 19 Tagen Trockenzeit bei 69 %, bei 20 Tagen bei 75 % und bei einer Trockenphase von 40 Tagen bei 61 %. Nur bei 15 Tagen Trockenzeit wird in allen vier RBF eine

Reinigungsleistung von knapp 90 % erreicht und spricht damit gegen den vermeintlichen Abwärtstrend.

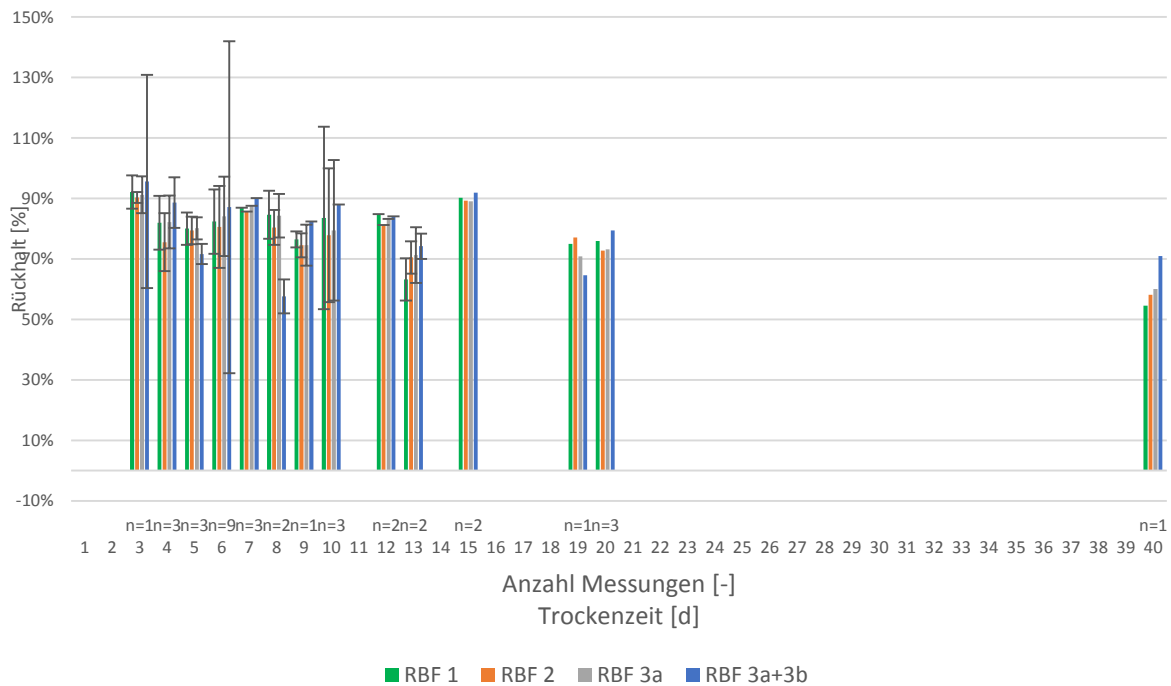


Abbildung 5.1: CSB-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 35)

Eine Korrelationsanalyse ergab, dass der Korrelationsfaktor zwischen Trockenzeit und Rückhalt in den RBF 1 bis 3a zwischen -0,4 und -0,5 liegt. Es besteht also eine geringe negative Wechselbeziehung, d.h. je länger die Trockenzeit andauert, desto niedriger ist der Rückhalt. Insbesondere ab einer Trockenzeit von 13 Tagen ist ein leichter Rückgang der Reinigungsleistung festzustellen. Ein Ausreißer stellt hierbei der leicht erhöhte Rückhalt bei einer vorausgegangenen Trockenzeit von 15 Tagen dar, der auch nicht durch eine etwas stark erhöhte Zulaufkonzentration erklärt werden kann.

Einen geringeren Rückhalt nach längeren Trockenphasen wurde auch von MEYER (2011) festgestellt. Mögliche Ursachen hierfür sind das Absterben von Mikroorganismen während der langen Trockenphasen, eine limitierte Adsorptionskapazität des ausgetrockneten Biofilms und ungesättigte Verhältnisse, die den Kontakt zwischen Wasser und der biologisch aktiven oberen Filterschicht limitieren (UHL und DITTMER, 2005).

In RBF 1 bis 3a besteht zudem eine mittlere positive Korrelation (R^2 zwischen 0,5 und 0,6) zwischen Zulauf und Wirkungsgrad: Je größer die Zulaufkonzentration, desto besser ist auch der Wirkungsgrad. Das Filteralter scheint hingegen keinen Einfluss auf den Rückhalt zu haben.

Im Vergleich zu den Analyseergebnissen der im Forschungsvorhaben „Betrieboptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem – Phase II“ untersuchten großtechnischen Anlage wird bei der Versuchsanlage mit einem Mittelwert von etwa 80 ± 12 % ein etwas

höherer Wirkungsgrad (Phase II: 73 ± 19 %) bei ähnlichen Zulaufkonzentrationen (72 mg/l bzw. 80 mg/l) erreicht. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte sein, dass es sich bei der Versuchsanlage um eine neue Anlage mit höherer Adsorptionskapazität handelt. Ein anderer Ansatz wäre, dass dies auch am Verhältnis des gelösten CSB zum partikulären CSB liegt. Da dies jedoch nicht im Rahmen des Forschungsprojekts untersucht wurde, ist eine eindeutige Aussage diesbezüglich nicht möglich. Insgesamt sind die Wirkungsgrade jedoch in derselben Größenordnung, sodass die Ergebnisse der Versuchsanlage plausibel erscheinen.

Für den CSB zeigt sich, dass der Wirkungsgrad auch bei hohen Zulaufkonzentrationen von bis zu 140 mg O₂/l deutlich über 90 % liegt. Wie in Abbildung 5.2 dargestellt, wurden im überwiegenden Teil der Versuche Wirkungsgrade von über 70 % erreicht. Sehr schlechte Wirkungsgrade sind in der Regel auf niedrige Zulaufkonzentrationen zurückzuführen und nicht auf eine fehlende Leistungsfähigkeit der Filter. Es fällt jedoch auf, dass überwiegend Punkte größeren Durchmessers im Bereich der Wirkungsgrade < 70 % liegen. Dies lässt darauf schließen, dass die Leistungsfähigkeit eines Retentionsbodenfilters von der Dauer der vorangegangenen Trockenphase beeinflusst wird. Die Auswertung der Messergebnisse zeigt, dass die Leistungsfähigkeit bei Trockenzeiten von weniger als 15 Tagen einen negativen Trend aufweist. Dennoch muss festgehalten werden, dass in keinem der Versuche eine Ablaufkonzentration des CSB von mehr als 30 mg O₂/l gemessen wurde. Sowohl die geringere Filterschichtdicke (RBF 2) als auch die Reihenschaltung aus RBF 3a+3b haben keine wesentlichen Einflüsse auf den CSB-Rückhalt gezeigt (Abbildung 5.2).

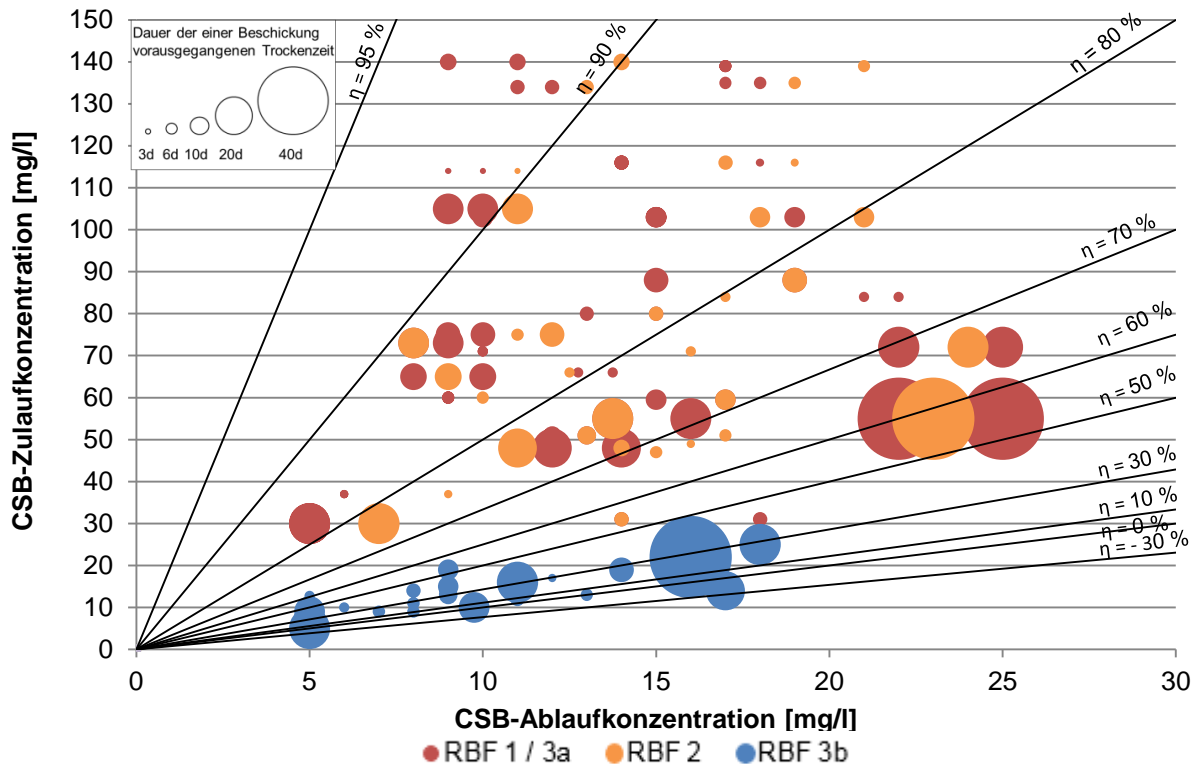


Abbildung 5.2: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den CSB in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.1.2 Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)

Die Dauer der Trockenzeit scheint keinen sichtbaren Einfluss auf den Rückhalt von $\text{NH}_4\text{-N}$ in den vier RBF zu haben. Eine Korrelationsanalyse hat dazu keine bedeutsamen Zusammenhänge ergeben. Abbildung 5.3 zeigt auf, dass der Rückhalt nur geringfügig variiert. Die niedrigsten Rückhalte werden in RBF 1 bis 3a bei Trockenphasen von 5 Tagen (66 %) und bei Trockenphasen zwischen 8 und 13 Tagen (im Mittel 82 %) erreicht. Auffallend sind an diesen Tagen die Streubreiten der Reduktionsraten, so betragen die Standardabweichungen 30 % bei 5 Tagen, 21 % bei 8 Tagen und bis zu 34 % bei 13 Tagen. Erkennbar sind die geringen Schwankungen bei RBF 3a+3b, hier fällt der Wirkungsgrad nicht unter 93 %. In RBF 2 werden bei nahezu allen Trockenphasen die niedrigsten Wirkungsgrade verzeichnet. Die reduzierte Leistungsfähigkeit ist somit sehr wahrscheinlich auf die geringere Filterschichtdicke zurückzuführen.

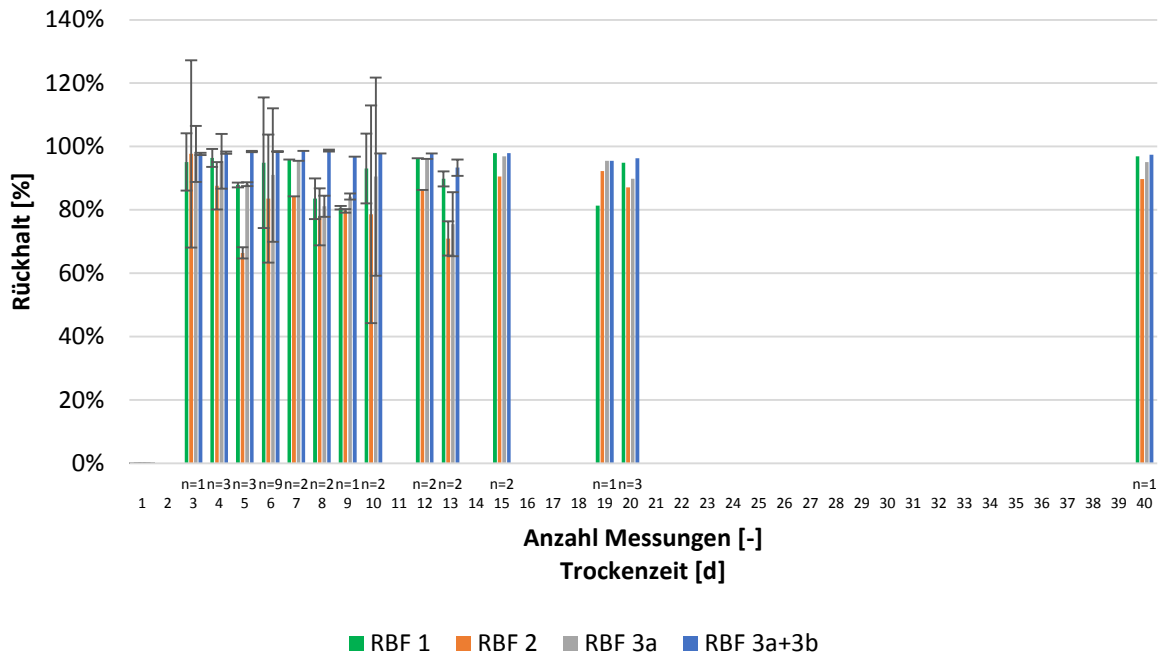


Abbildung 5.3: NH₄-N-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 34)

Eine Gegenüberstellung der Zulaufkonzentrationen des Ammoniumstickstoffs (NH₄-N) mit den Ablaufkonzentrationen des Nitratstickstoffs (NO₃-N) zeigt, dass der NH₄-N nahezu vollständig zu NO₃-N oxidiert wird. Die höchsten Ablaufkonzentrationen des NO₃-N werden in RBF 3b, also nach der Reihenschaltung erzielt.

Wie in Abbildung 5.4 dargestellt, scheint der Rückhalt von Ammoniumstickstoff nicht im Zusammenhang mit der Dauer der einem Beschickungsereignis vorausgegangenen Trockenzeit zu stehen. Untersuchungen an großtechnischen RBF zeigen, dass längere Trockenphasen zu erhöhten NO₃-N-Konzentrationen im Ablauf führen können. Während der Trockenphasen wird das im Filter adsorbierte NH₄-N zu NO₃-N nitrifiziert. Nach längeren Trockenphasen entwickeln sich die Biofilme in den oberen Schichten des Filters weiter und führen zu einer verbesserten Nitrifikationsleistung. Dies könnte eine Erklärung für den Anstieg der NO₃-N-Konzentrationen im Ablauf sein. Außerdem entsteht in längeren Trockenphasen beim Abbau organischer Substanz das Zwischenprodukt Ammonium, welches wiederum nitrifiziert wird (DITTMER, 2006). Der Wirkungsgrad lag im überwiegenden Teil der Versuche bei über 90 %. Sowohl sehr hohe (> 9 mg/l) als auch sehr niedrige Zulaufkonzentrationen von weniger als 2 mg/l wurden weitgehend eliminiert. Dies war auch nach langen, der Beschickung vorausgegangenen Trockenperioden der Fall. Im überwiegenden Teil der Versuche wurde im Ablauf eine Ammoniumkonzentration von 1 mg/l unterschritten. Vielmehr scheint hier die Dicke der Filterschicht einen Einfluss auf den Rückhalt zu haben. Im RBF 2 mit einer Filterschichtdicke von nur 50 cm betrug der Median des NH₄-N Rückhalts nur 86 %, während er in RBF 1 und 3a 95 % betrug (vgl. Abbildung 4.3). Durch die Reihenschaltung aus RBF 3a+3b konnte dieser Wert nur unwesentlich auf

98 % erhöht werden. Daraus lässt sich schließen, dass für einen weitgehenden Rückhalt von Ammoniumstickstoff eine Filterschichtdicke von 75 cm nicht unterschritten werden sollte.

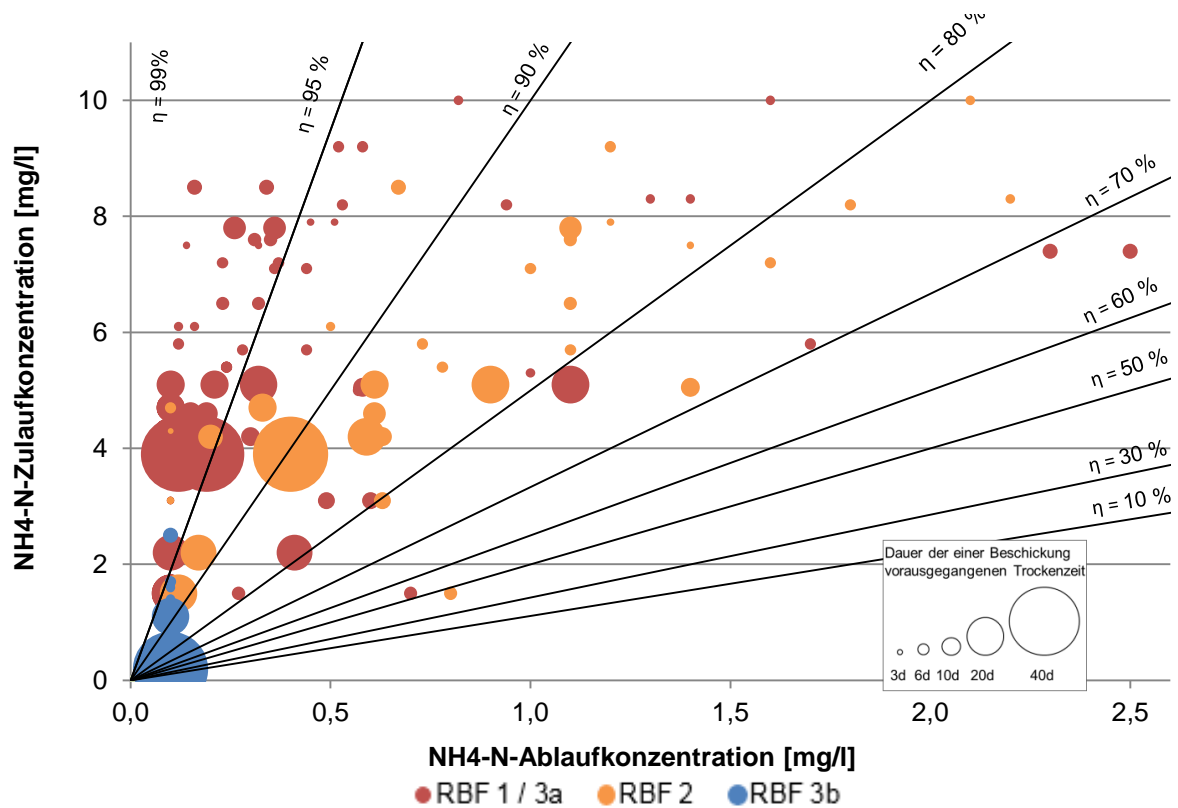


Abbildung 5.4: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.1.3 Phosphor

Abbildung 5.5 zeigt, dass der Rückhalt von PO₄-P ab 12 Tagen Trockenzeit in den RBF 1 bis 3a abnimmt. RBF 3a+3b ist hiervon nur in geringerem Maße betroffen, der Rückhalt bleibt hier konstant bei etwa 60 %. Dies könnte mit der Reihenschaltung und der daraus resultierenden doppelten Filterschichtdicke zusammenhängen. Auffallend sind erneut die hohen Wirkungsgrade von über 70 % in allen vier RBF bei 40 Tagen Trockenzeit, hier liegt jedoch nur ein Messergebnis vor, weshalb dieses Ergebnis nicht hinreichend abgesichert ist. Erkennbar sind auch negative Wirkungsgrade bei Trockenphasen von 13 und 20 Tagen. Bei der Trockenzeit von 7 Tagen ist die niedrigste Zulaufkonzentration mit 0,39 mg/l gemessen worden und die Ablaufkonzentrationen liegen nur knapp über dem Mittelwert von 0,42 mg/l. Dies könnte eine Erklärung für die negativen Wirkungsgrade in den RBF 1 bis 3a sein. Die negativen Wirkungsgrade deuten darauf hin, dass geringe Rücklösungen des Phosphors aus dem Filter stattfinden oder die Adsorptionskapazität des Filtermaterials erschöpft ist.

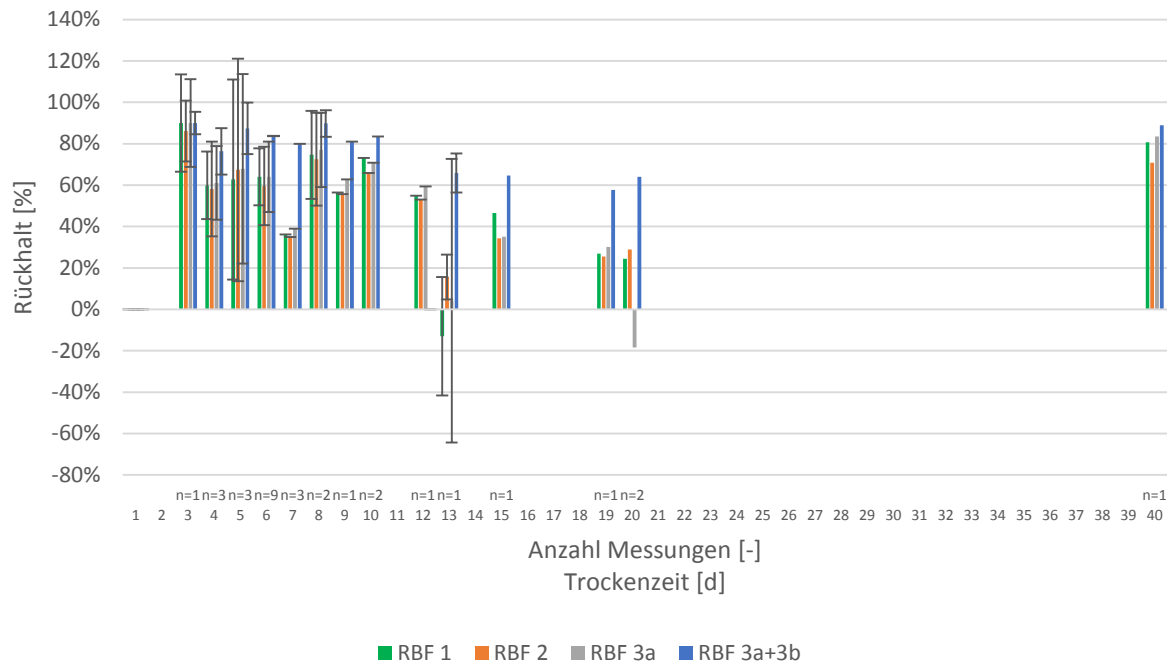


Abbildung 5.5: PO₄-P-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 31)

Die Korrelationsanalyse zeigt auf, dass zwischen dem Filteralter und der Ablaufkonzentration hohe positive Korrelationen ($R > 0,79$) in allen vier RBF bestehen. Auch GROTEHUSMANN et al., 2016 beschreiben, dass die Filterkapazität mit der aufgenommenen Fracht abnimmt. Da die aufgenommene Fracht mit zunehmendem Filteralter ansteigt, konnte die aufgestellte Hypothese belegt werden.

Abbildung 5.6 verdeutlicht, dass mit zunehmendem Filteralter die Ablaufkonzentrationen in allen RBF zunehmen. Der Einfluss des Filteralters spiegelt sich auch im Wirkungsgrad wider, hier ist eine mittlere negative Korrelation ($R > -0,61$) zwischen Wirkungsgrad und Filteralter zu erkennen. In Abbildung 5.7 ist der Rückhalt in Abhängigkeit des Filteralters aufgetragen. Erkennbar ist, dass die Wirkungsgrade mit zunehmendem Filteralter abschwächen. Ab einem Filteralter von etwa 212 Tagen nimmt der Rückhalt in allen vier RBF ab und erreicht im Mittel nur noch etwa 35 % in RBF1 bis 3a. Außerdem sind mittlere bis hohe positive Wechselbeziehungen ($R > 0,58$) zwischen Zulaufkonzentration und Wirkungsgrad zu beobachten. Dies bedeutet, dass größere Zulaufkonzentrationen in einem besseren Rückhalt resultieren.

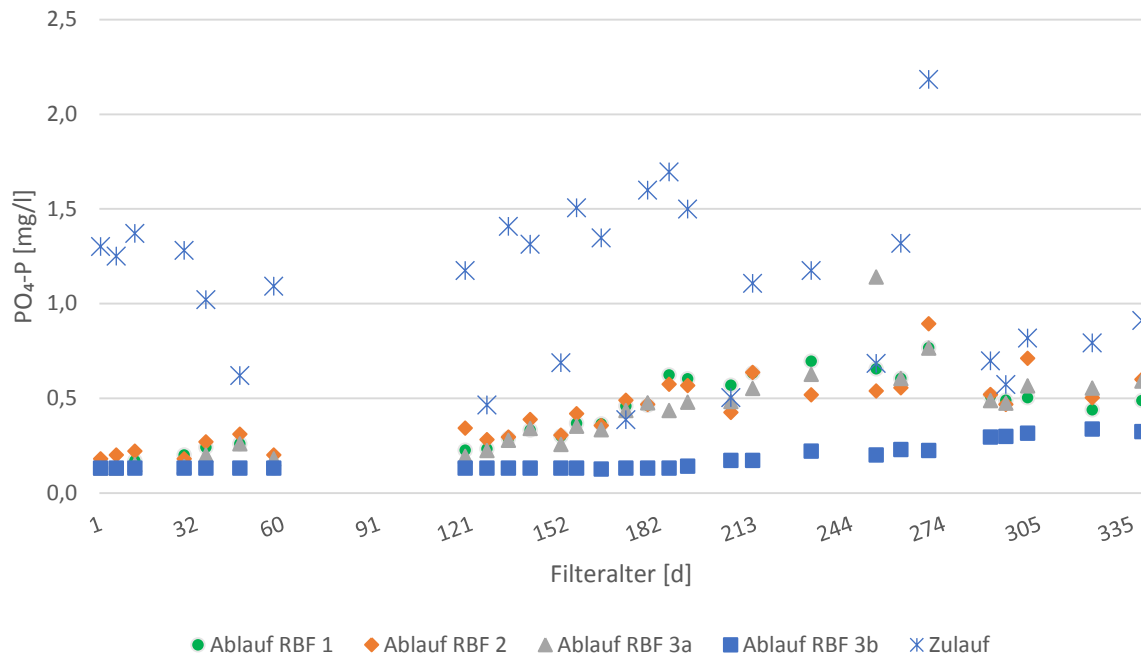


Abbildung 5.6: PO₄-P-Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit des Filteralters (n = 31)

Die Dauer der Trockenphasen zwischen den Beschickungsereignissen scheint einen geringen Einfluss auf den Rückhalt des Phosphors zu haben. Vielmehr hat das Filteralter einen Einfluss auf die Reduktion. Der Rückhalt des Phosphors erfolgt größtenteils durch Sorptionsprozesse im Filtermaterial (vgl. Kapitel 2.4.3). Die Phosphoraufnahmefähigkeit eines Bodens bzw. des Sandes sind jedoch begrenzt und nachdem die Sorptionskapazitäten erschöpft sind, kann es zu Rücklösungen des vorher adsorbierten Phosphors kommen. Untersuchungen an großtechnischen RBF zeigen, dass der Rückhalt nach zwei Jahren Betriebszeit von 80 % auf bis zu 22 % zurückgegangen ist (FRECHEN, 2015). Bei Untersuchungen an einer halbertechnischen Anlage wurde herausgefunden, dass der Rückhalt des Phosphors unter anderem von der Verfügbarkeit der Kalzium-, Aluminium- und Eisenkonzentrationen im Filtersubstrat abhängt (AL-ISAWI et al., 2017).

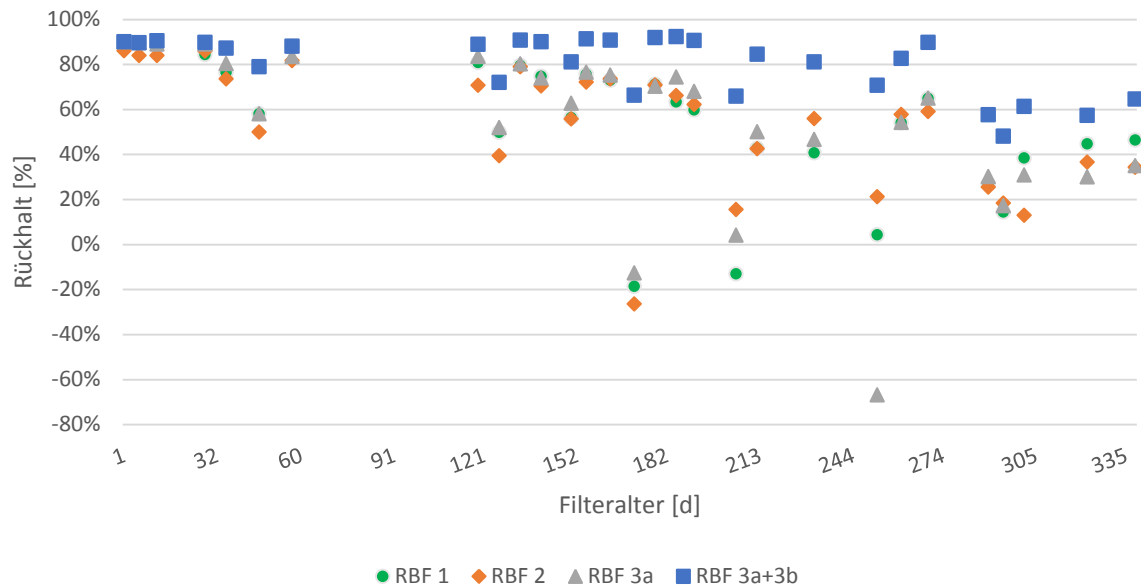


Abbildung 5.7: PO₄-P-Rückhalt in Abhängigkeit des Filteralters (n = 31)

Der Phosphatrückhalt betrug in RBF 1 im Mittel 60 %. In RBF 2 wurde ein ähnlicher Wert von 59 % erreicht. Auch bei Beschickungen nach längeren Trockenphasen, bei denen während der Versuche gleichzeitig erhöhte Zulaufkonzentrationen auftraten, konnte kein Rückgang des Rückhaltes verzeichnet werden. Die Ablaufkonzentrationen lagen für Phosphat-Phosphor stets unter 1 mg/l. In RBF 3a konnte ein geringfügig höherer Wirkungsgrad von 65 % ermittelt werden. Deutlicher machte sich die Reihenschaltung von RBF 3a+3b bemerkbar, mit der der Wirkungsgrad auf 87 % gesteigert werden konnte. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt des Gesamt-Phosphat-Phosphors in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.8 dargestellt.

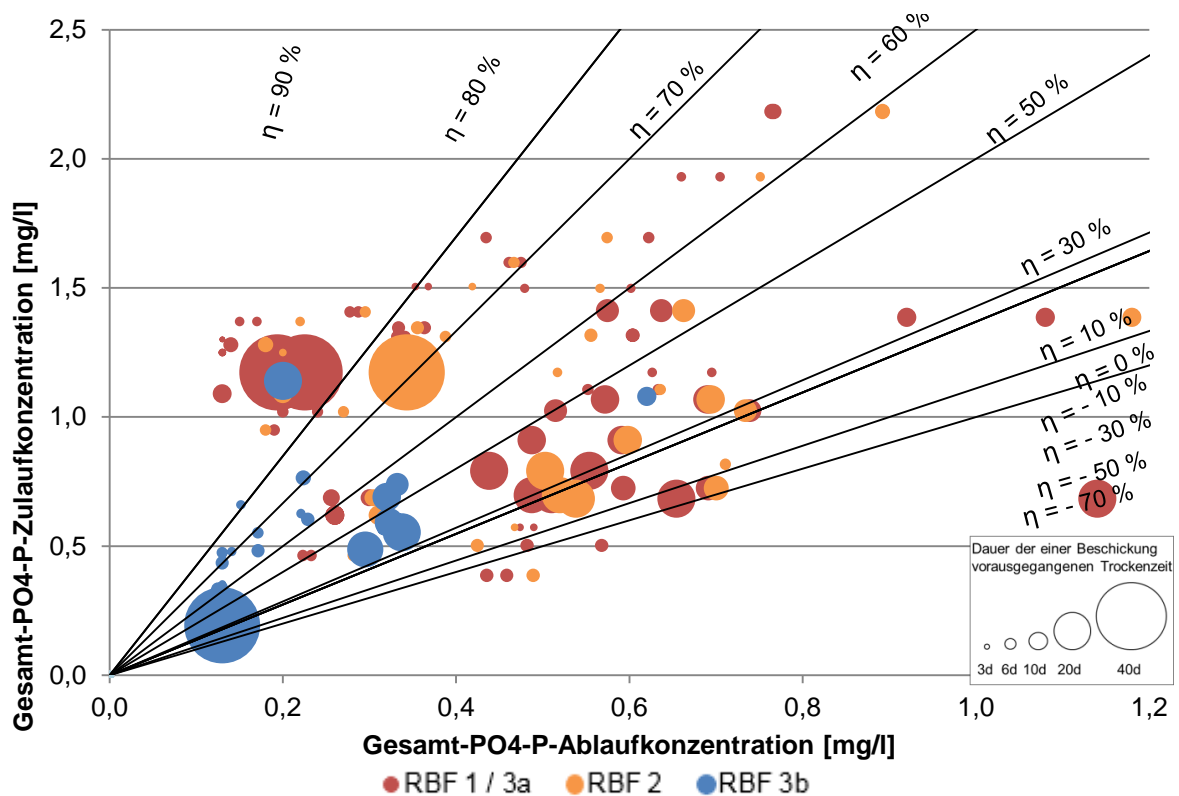


Abbildung 5.8: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den Gesamt-Phosphat-Phosphor in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.1.4 AFS und AFS₆₃

Da es sich bei dem Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen um einen rein physikalischen Prozess handelt, war eine Abhängigkeit von der Dauer der vorausgegangenen Trockenphase nicht zu erwarten und wurde während der Versuche auch nicht erkannt, wie Abbildung 5.9 zeigt. Es ist jedoch zu erkennen, dass die untersuchten VersuchsfILTER hohe Zulaufkonzentrationen an AFS deutlich verringern können. Beim Großteil der untersuchten Ereignisse konnten unabhängig von der Zulaufkonzentration im Ablauf weniger als 40 mg/l AFS nachgewiesen werden. Der prozentuale Rückhalt ist daher für diesen Parameter nicht die geeignete Größe, um eine Aussage über die Leistungsfähigkeit zu treffen. Zur Bewertung großtechnischer Anlagen sollte daher die absolut erreichte Ablaufkonzentration herangezogen werden. Bei den dargestellten Versuchsergebnissen ist außerdem zu beachten, dass es sich um eine junge Anlage handelt, bei der es im Laufe der anfänglichen Betriebszeit zur Auswaschung von Filtermaterial gekommen sein dürfte. Dadurch werden im Ablauf höhere AFS-Konzentrationen als im Zulauf gemessen. Diese äußern sich in negativen Wirkungsgraden, wie sie ebenfalls in Abbildung 5.9 erkannt werden können.

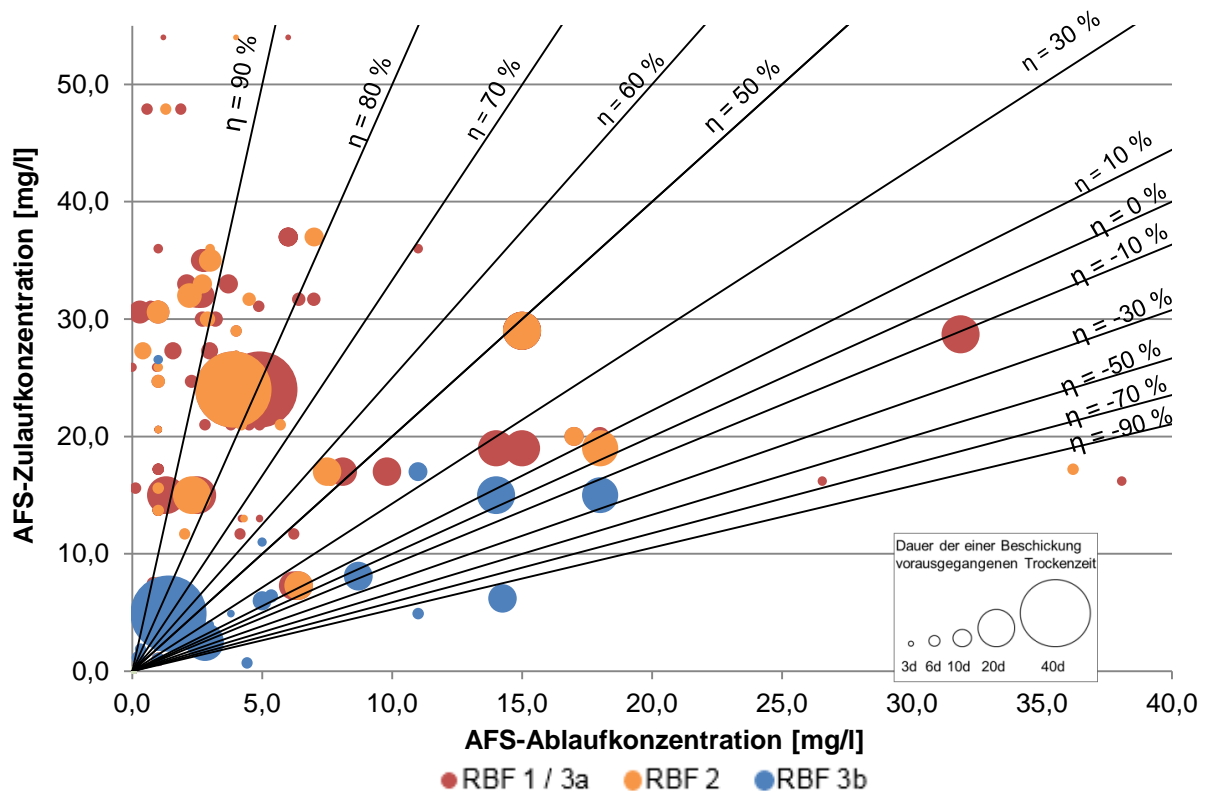


Abbildung 5.9: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für abfiltrierbare Stoffe (AFS) in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

Ähnliche Schlüsse lassen sich ebenfalls für den Parameter AFS_{63} ziehen. Auch hier werden bei hohen Zulaufkonzentrationen die höchsten Wirkungsgrade erreicht. Entscheidend sind jedoch auch hier die absolut erreichten Ablaufkonzentrationen, die für AFS_{63} stets unter 8 mg/l lagen. Im Retentionsbodenfilterhandbuch für Planung, Bau und Betrieb des MKULNV (2015) wird eine erreichbare Ablaufkonzentration von AFS_{63} von < 5 mg/l angegeben. Die Ergebnisse der vorliegenden Versuche zeigen jedoch, dass diese Anforderungen für junge Filter nicht angesetzt werden können. Die Ergebnisse für die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für AFS_{63} in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.10 dargestellt.

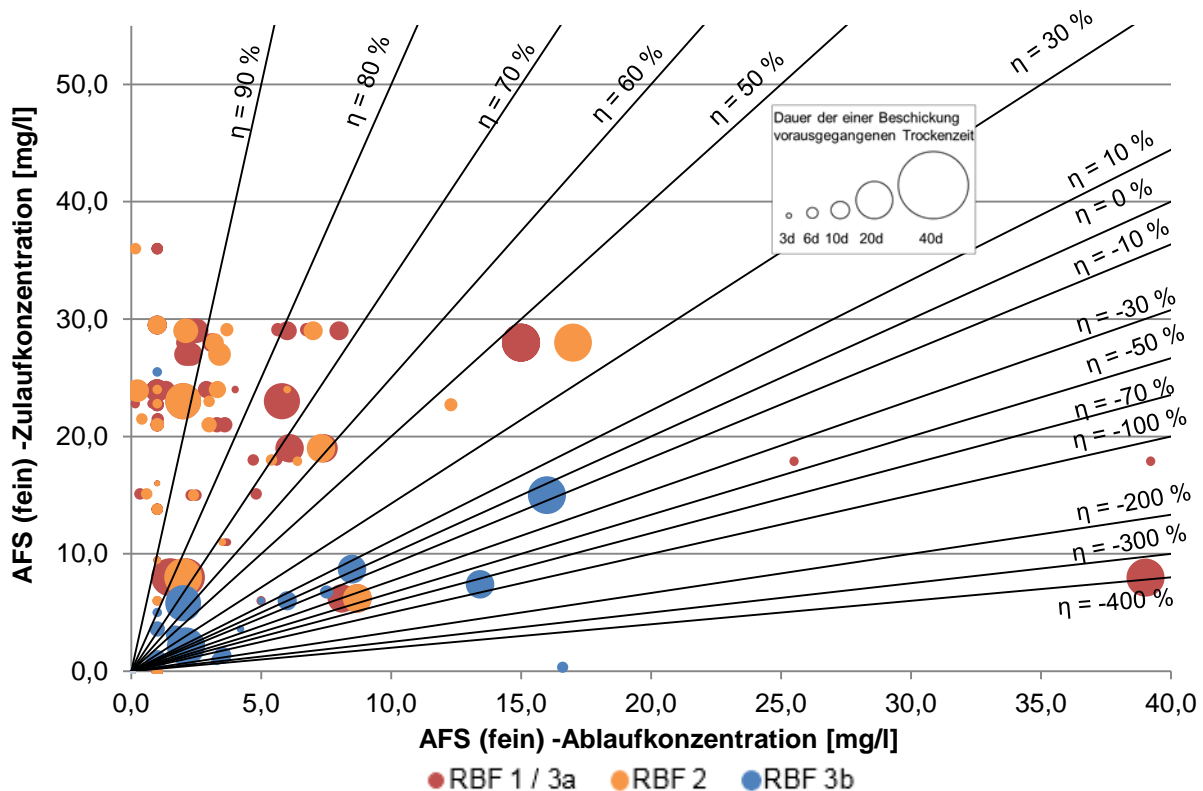


Abbildung 5.10: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für den Feinanteil abfiltrierbarer Stoffe (AFS₆₃) in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.2 Schwermetalle

Da die Zulaufkonzentrationen der untersuchten Schwermetalle bis auf jene von Zink und Eisen sehr gering waren, ist es schwierig, belastbare Aussagen über die Abhängigkeiten zum Rückhalt dieser Mischwasserinhaltsstoffe zu treffen. Die Ergebnisse der Untersuchung des Filtermaterials auf Schwermetalle zeigen, dass der Rückhalt dieser Stoffe insbesondere in den obersten Schichten des Filtermaterials stattfindet (s. Kapitel 4.2.2).

5.2.1 Kupfer

Im Hinblick auf die unterschiedlichen Trockenphasen zeigt Abbildung 5.11, dass Kupfer nur in geringem Maße zurückgehalten wird. Bei 5 Tagen sowie ab 12 Tagen Trockenheit sinken die Wirkungsgrade allesamt in den negativen Bereich. Auffallend sind die stark negativen Werte (-568 % und -327 %) von RBF 2 bei 3 Tagen und bei 19 Tagen Trockenzeit. Hier wurden zum Teil auch sehr hohe Ablaufkonzentrationen von 0,106 mg/l (Maximalwert) gemessen, die möglicherweise auf Rücklösungsprozesse im Filter zurückzuführen sind. Bei Trockenphasen von 4 und 10 Tagen werden die besten Reduktionsraten (53 % und 33 %) erzielt. Ein klarer Trend bezüglich der Trockenphasen ist jedoch nicht erkennbar, die Korrelationsanalyse liefert dazu auch keine deutlichen Ergebnisse. Auch das Filteralter

beeinflusst das Rückhaltevermögen nicht. Hingegen haben sich beim RBF 3a hohe positive ($R = 0,83$) und beim RBF 3a+3b mittlere positive ($R = 0,52$) Zusammenhänge zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentration ergeben. Es war zu beobachten, dass nach hohen Zulaufspitzen auch die Ablaufkonzentrationen, teilweise verzögert, ansteigen und bei niedrigen Zulaufkonzentrationen die Ablaufkonzentrationen abfallen.

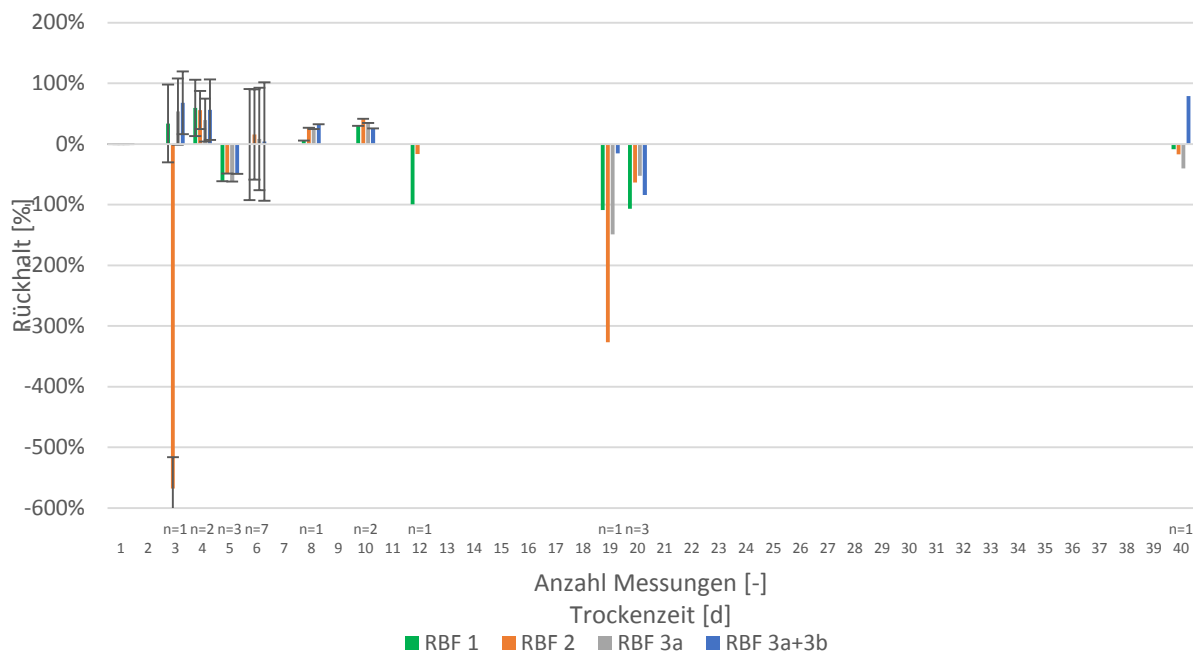


Abbildung 5.11: Kupfer-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

In der Literatur wird für den Rückhalt von Kupfer in RBF ein Wert von -11 % bis 91 % in Lysimeteranlagen (PINNEKAMP et al., 2013; FRECHEN, 2013; KASTING, 2002) angegeben. Jedoch konnten in den Versuchen, bis auf die Reihenschaltung von RBF 3a+3b (21 %), nur negative Wirkungsgrade festgestellt werden. Dies kann im Wesentlichen jedoch auf die geringe Zulaufkonzentration zurückgeführt werden, deren Median nur 0,01 mg/l betrug. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Kupfer in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.12 dargestellt.

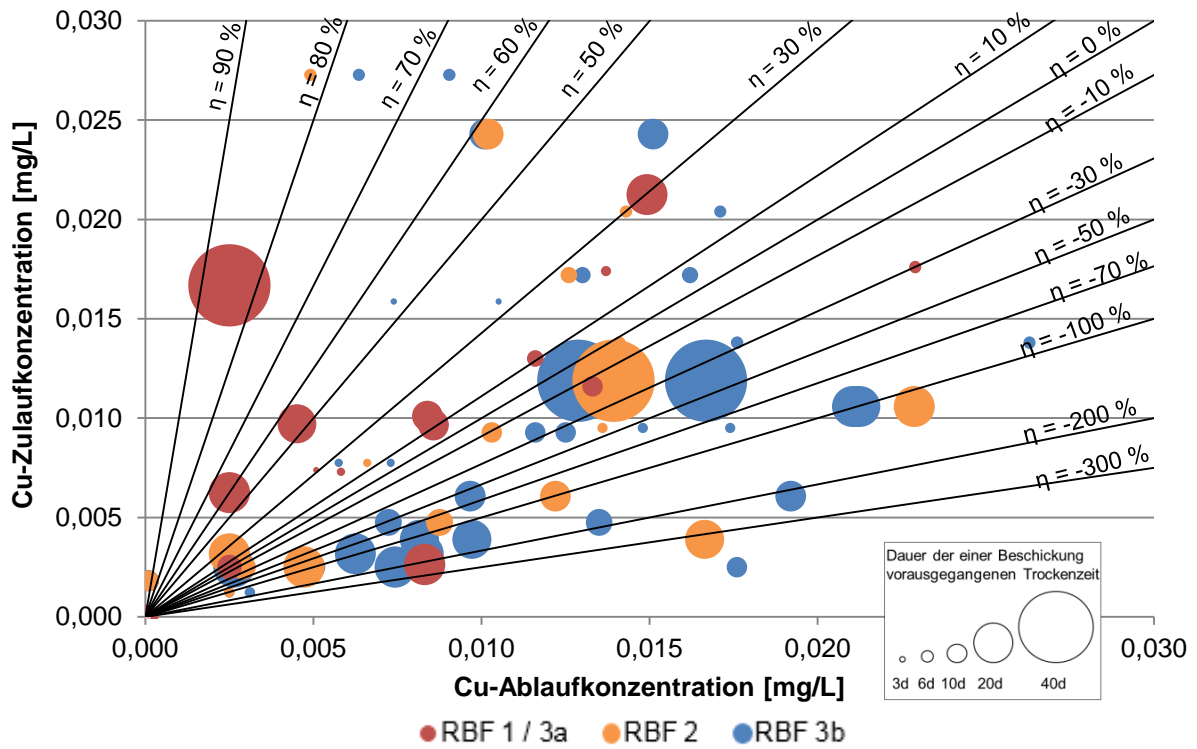


Abbildung 5.12: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Kupfer in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.2.2 Zink

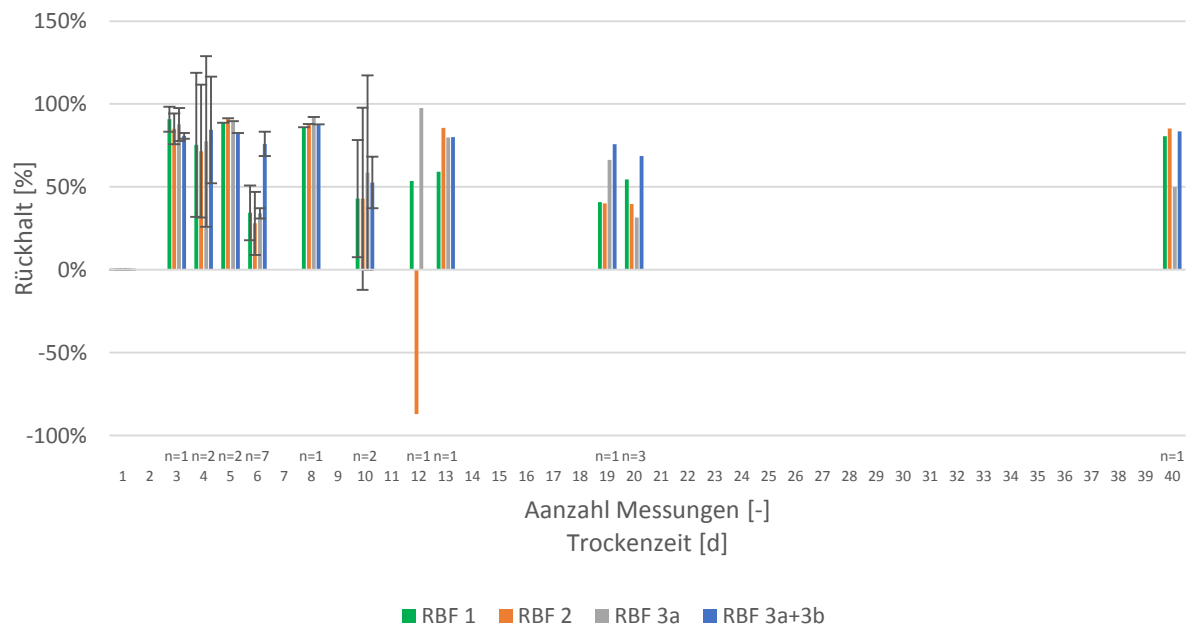


Abbildung 5.13: Zink-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

Abbildung 5.13 zeigt, dass Zink allgemein gut von den Bodenfiltern zurückgehalten wird. Bis zu einer Trockenphase von 8 Tagen liegt das Rückhaltevermögen über 71 %, ausgenommen der Trockenphase von 6 Tagen, hier streuen die Werte jedoch recht breit. Ab 10 Tagen Trockenzeit sinkt die Reduktion auf bis zu 43 % in RBF 1 und 2. Bei 12 Tagen Trockenzeit wird in RBF 2 der niedrigste Wirkungsgrad mit -87 % und in RBF 3a hingegen der höchste Wirkungsgrad mit 98 % bestimmt. Danach steigen die Wirkungsgrade wieder an, wobei der beste Rückhalt in RBF 3a+3b gewährleistet ist. Bei 19 und 20 Tagen Trockenzeit sinkt das Rückhaltevermögen in den RBF 1 bis 3a auf durchschnittlich 45 %. Bei 40 Tagen Trockenphase liegt der Rückhalt wieder über 50 %, wobei diese Ergebnisse aufgrund der geringen Datendichte nicht ausreichend abgesichert sind. Untersuchungen zum Rückhalt von Schwermetallen an einer Pilotanlage zeigen, dass der Rückhalt von Zink ab einer Trockenzeit von 21 Tagen abnimmt. Die Austrocknung des Filters führt zur Oxidierung des Zinks und zur Auswaschung bei der nächsten Beschickung. Durch die längeren Trockenphasen können auch Risse im Filtermaterial entstehen, die dann Fließwege für die Schwermetalle bilden, durch die die adsorbierten Stoffe ausgeschwemmt werden (BLECKEN et al., 2008).

Eine Korrelationsanalyse ergab, dass zwischen Zulauf und Rückhalt in RBF 1 ($R = 0,54$) und RBF 2 ($R = 0,64$) eine mittlere positive Korrelation besteht. Das bedeutet je größer der Zulauf, desto besser ist auch der Rückhalt. In RBF 3a und RBF 3a+3b besteht dieser Zusammenhang nicht.

Für Zink lag der Median der Zulaufkonzentration bei 0,186 mg/l. Hier konnten in den RBF 1 bis 3a Eliminationsleistungen von 59 bis 64 % festgestellt werden. Die geringere Filterschicht von RBF 2 wirkte sich nicht deutlich auf den Rückhalt aus. Vielmehr konnte durch die Reihenschaltung von RBF3a+3b der Rückhalt auf 81 % erhöht werden. In allen untersuchten RBF wurde mit einem Anstieg der Zulaufkonzentration der Rückhalt von Zink besser. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Zink in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.12 dargestellt.

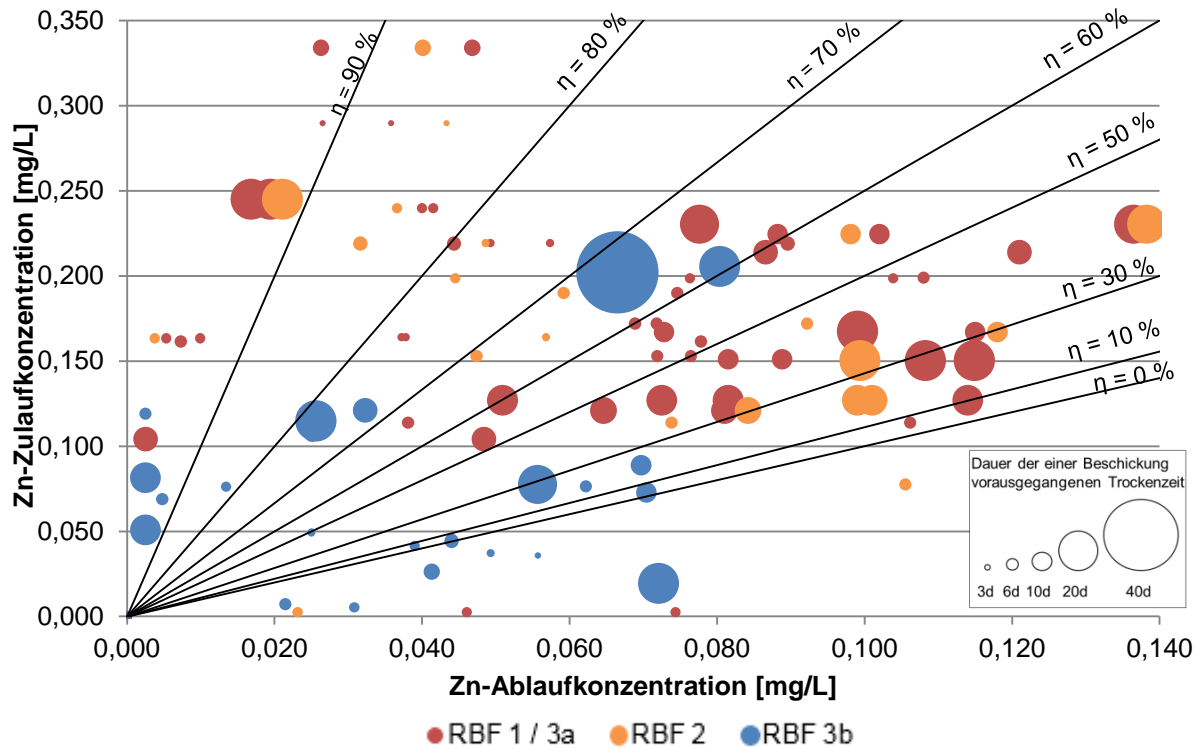


Abbildung 5.14: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Zink in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.2.3 Nickel

Aus einer Korrelationsanalyse geht hervor, dass mittlere bis hohe positive Wechselbeziehungen zwischen Trockenzeit und Ablauf in den RBF 1 bis RBF 3a+3b (R von 0,57 bis 0,79) bestehen. Das bedeutet, dass eine länger vorhergehende Trockenzeit zu höheren Ablaufkonzentrationen führt. Nach längeren Trockenphasen wird adsorbiertes Nickel vermutlich wieder rückgelöst. Unter oxidierenden Bedingungen wird Nickel vorzugsweise durch Tonminerale gebunden. Im Vergleich zu anderen Schwermetallen wird es in nur relativ geringen Anteilen spezifisch adsorbiert. Unter streng reduzierenden Bedingungen kann Nickel durch die Bildung sulfidischer Verbindungen immobilisiert werden (HAHN, 2014).

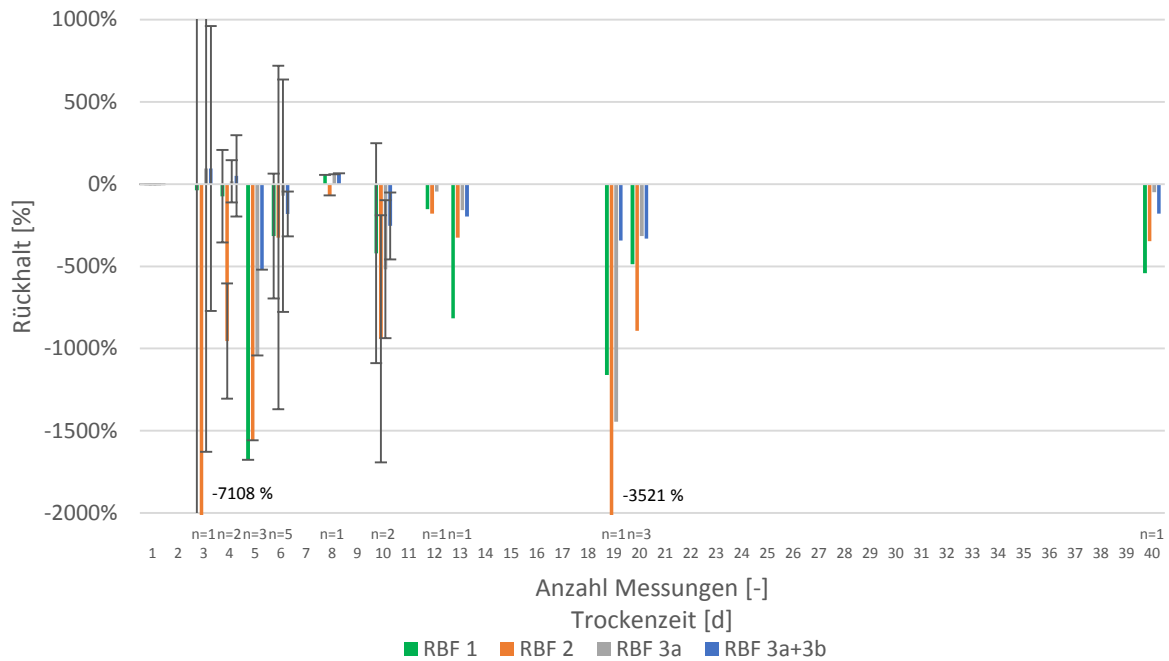


Abbildung 5.15: Nickel-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 21)

Ähnlich wie bei Kupfer, konnten auch für Nickel im Median nur negative Wirkungsgrade ermittelt werden. Der angegebene Literaturwert von 77 % (FRECHEN, 2013) für den Rückhalt von Nickel konnte so im vorliegenden Projekt nicht bestätigt werden. Allerdings lag der Mittelwert der Zulaufkonzentrationen bei den Untersuchungen von FRECHEN (2013) bei 87,5 µg/l. Da in der halbtechnischen Versuchsanlage im vorliegenden Projekt die Zulaufkonzentrationen von Nickel mit im Mittel 26 µg/l und im Median bei 6 µg/l deutlich geringere Werte annahmen, sind die Ergebnisse für den Rückhalt von Nickel wenig aussagekräftig. Es ist außerdem möglich, dass die Ablaufproben durch Anlagenkomponenten aus Edelstahl mit Nickel kontaminiert wurden. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Nickel in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.16 dargestellt.

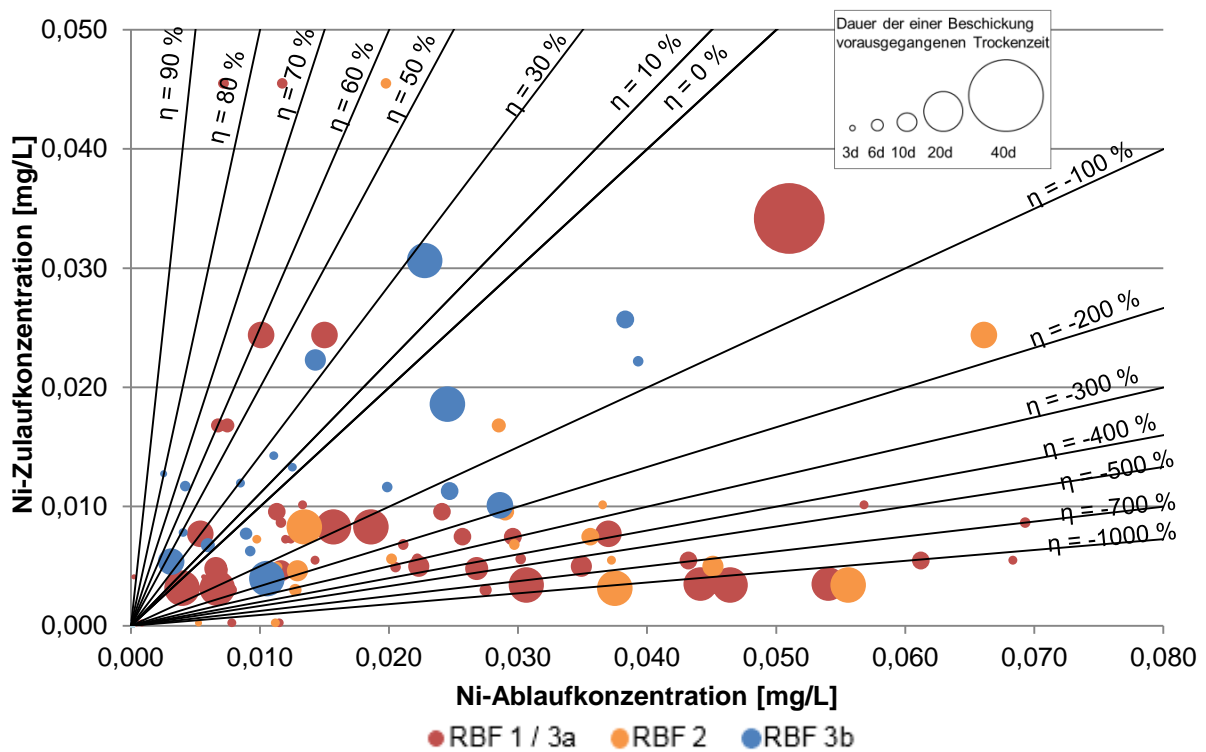


Abbildung 5.16: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Nickel in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.2.4 Blei

Abbildung 5.17 zeigt die Blei-Rückhalteleistung in Abhängigkeit der Trockenzeiten. Diese ist von stark negativen Werten und Schwankungen geprägt. Bei Trockenphasen von 4, 6 und 10 Tagen sind starke Ausreißer und große Standardabweichungen zu verzeichnen. Hier sind im Zulauf Konzentrationen unterhalb der BG gemessen worden, die Ablaufkonzentrationen liegen um den Mittelwertbereich, diese Tatsache könnte die Ausreißer erklären. Bei Trockenphasen von 3, 5, 8 und 12 Tagen beträgt der mittlere Rückhalt aus allen RBF etwa 57 %. Ein Trend bezüglich der Trockenzeiten ist nicht erkennbar, die Korrelationsanalyse hat hierzu ebenfalls keine Zusammenhänge aufgezeigt.

Eine Korrelationsanalyse ergibt hingegen mittlere positive Wechselbeziehungen (R zwischen 0,52 und 0,62) in den RBF 2 bis RBF 3a+3b zwischen dem Filteralter und den Ablaufkonzentrationen. Es war außerdem bei konstanten Zulaufkonzentrationen ein leichter Anstieg der Ablaufkonzentrationen mit zunehmendem Filteralter zu verzeichnen. Dies weist darauf hin, dass in geringem Maße Rücklösungen stattfinden bzw. dass die Sorptionskapazitäten des Filtermaterials erschöpft sind. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen

sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt für Blei in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.18 dargestellt.

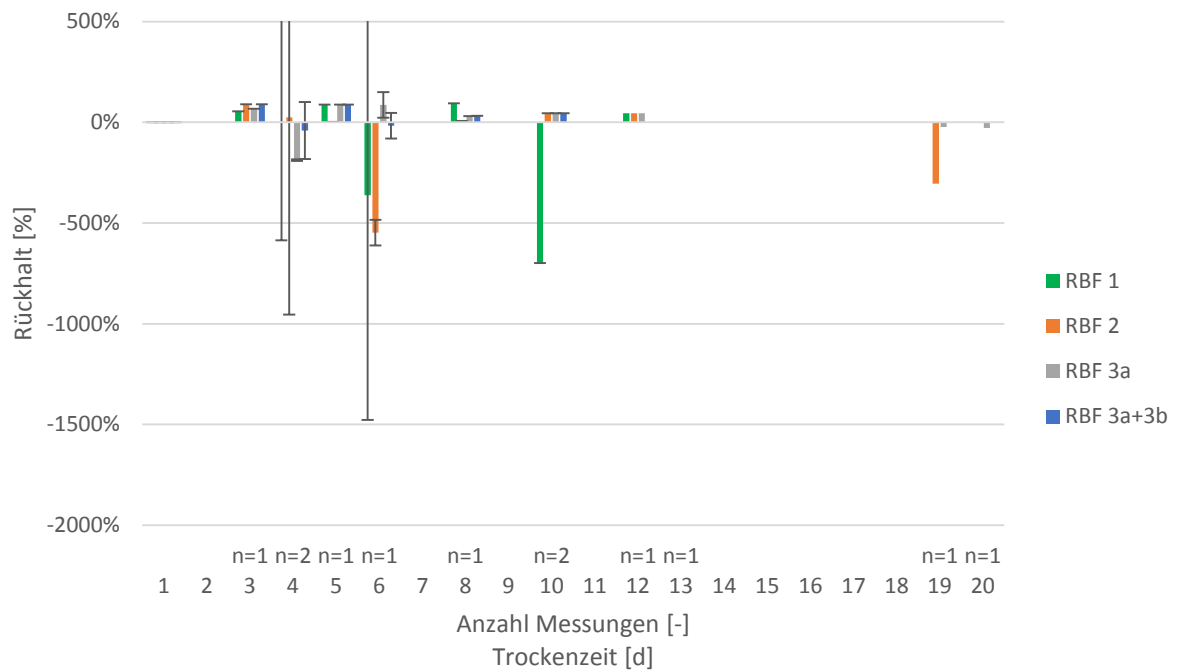


Abbildung 5.17: Blei-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

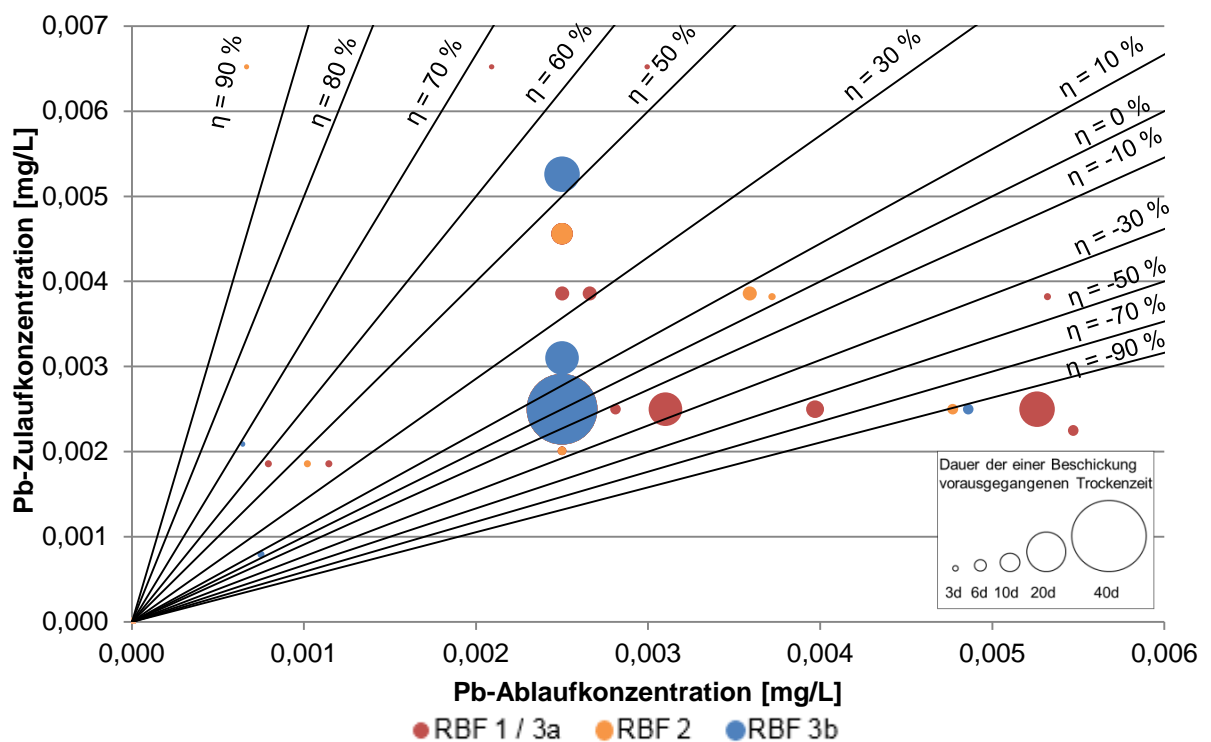


Abbildung 5.18: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Blei in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.2.5 Eisen

Die Reduktion des Eisens bezüglich der Trockenzeit ist in allen vier RBF bis zu einer Trockenphase von 20 Tagen, bis auf zwei Ausnahmen bei 3 Tagen und 5 Tagen, relativ konstant bei etwa 84 % (Abbildung 5.19). Ein Trend bezüglich der Trockenzeit ist nicht erkennbar. Bei Trockenphasen von 20 Tagen sind stark negative Wirkungsgrade zu beobachten, hier sind jedoch bei einer der drei Messungen sehr geringe Zulaufkonzentrationen festgestellt worden, woraus die ausgeprägten negativen Wirkungsgrade resultieren.

Anhand der Korrelationsanalyse konnten keine Zusammenhänge zwischen der Länge der Trockenphasen und dem Rückhalt festgestellt werden. Auch das Filteralter scheint keinen Einfluss auf die Reinigungsleistung zu haben.

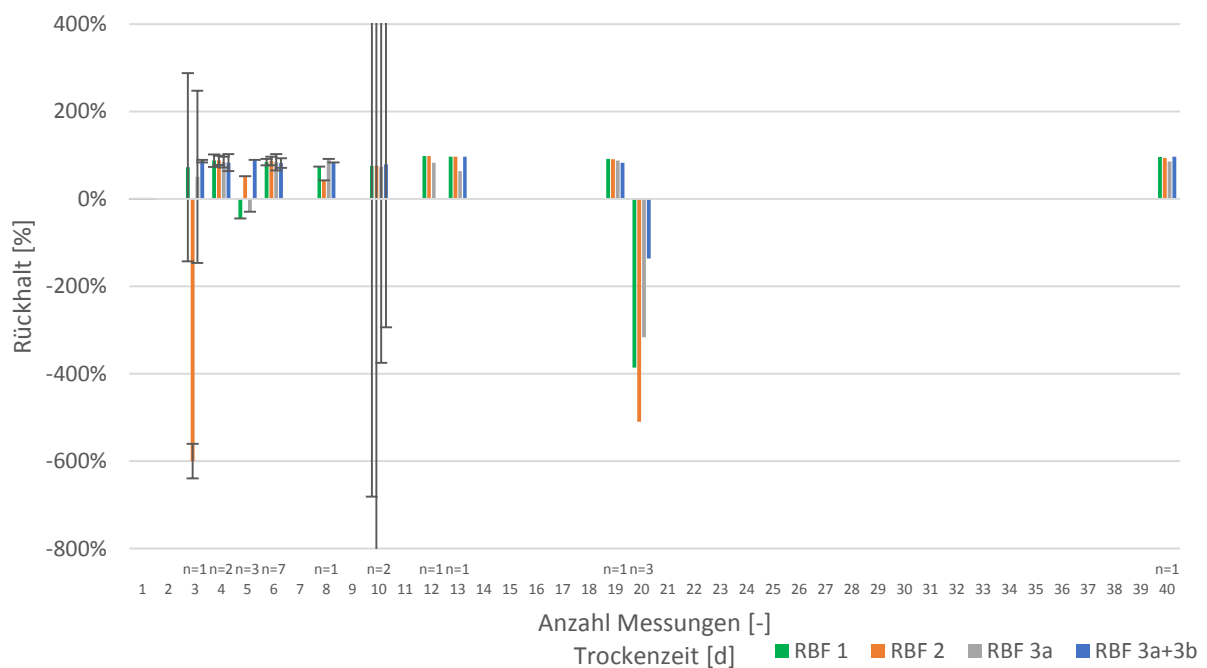


Abbildung 5.19: Eisen-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

Der Median der Zulaufkonzentration von Eisen betrug 0,59 mg/l. Der Rückhalt war sowohl in den ersten drei RBF als auch in der Reihenschaltung aus RBF 3a+3b ähnlich und lag bei allen vier Konfigurationen zwischen 85 und 87 %. Die für den Rückhalt von Eisen angegebenen Literaturwerte von -26 % bis 76 % (PINNEKAMP et al., 2013) wurden somit deutlich überschritten. Deutlich wird dabei jedoch auch, dass weder die verringerte Filterschichtdicke des RBF 2 noch die Reihenschaltung aus RBF 3a+3b einen nennenswerten Einfluss auf den Rückhalt von Eisen haben. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Eisen in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.20 dargestellt.

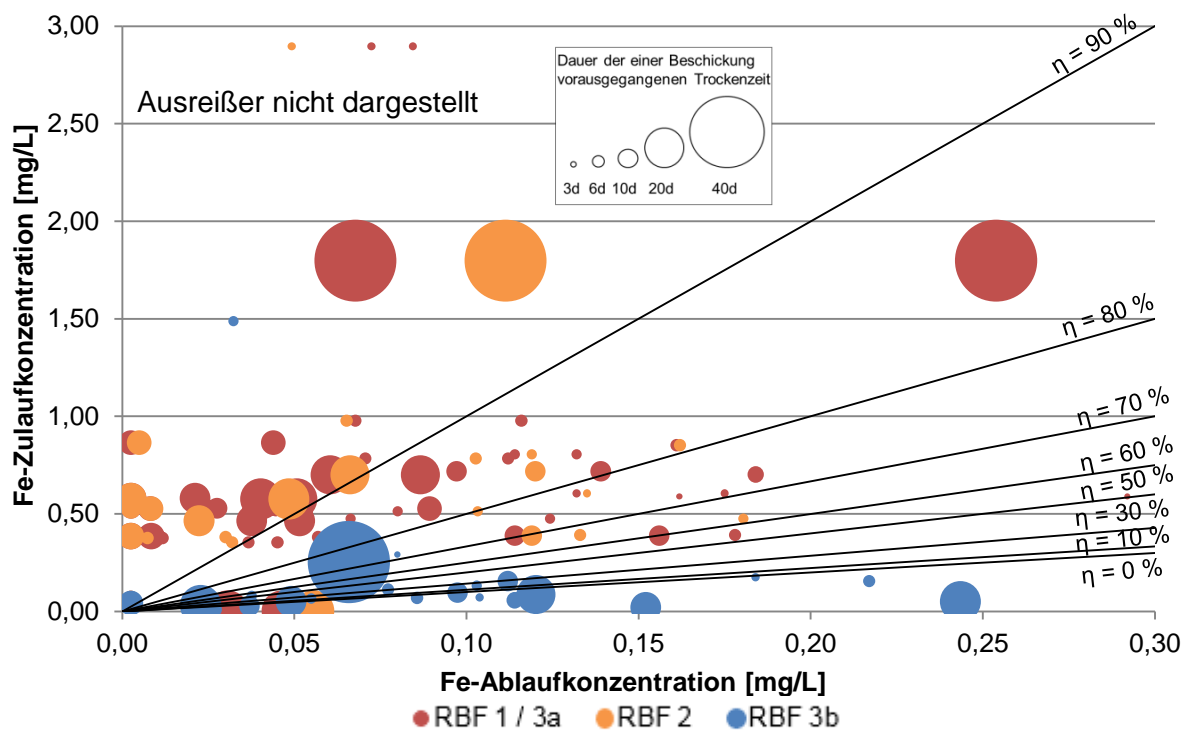


Abbildung 5.20: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Eisen in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3 Spurenstoffe

Die Ergebnisse zum Einfluss der Zulaufkonzentration bzw. der Dauer der der Beschickung vorausgegangenen Trockenperiode auf Rückhalt verschiedener Spurenstoffe fallen bei allen untersuchten Substanzen (Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Bisphenol-A) ähnlich aus. Ein Einfluss der Trockenzeit zwischen zwei Beschickungsereignissen auf den Rückhalt konnte hier bei keiner Substanz festgestellt werden. Es ist vielmehr zu erkennen, dass sich die Höhe der Zulaufkonzentration eines Stoffes auf den erzielten Wirkungsgrad auswirkt. Dies gilt grundsätzlich für alle untersuchten Substanzen, da hier überall positive Korrelationen festgestellt wurden. Daraus ist zu schlussfolgern, dass eine erhöhte Zulaufkonzentration tendenziell zu einem höheren Wirkungsgrad führt. Die ermittelten Korrelationen fallen jedoch unterschiedlich stark aus. So wurden für Diclofenac, Sulfamethoxazol und Bisphenol-A nur geringe positive Korrelationen festgestellt. Für Benzotriazol konnte eine mittlere positive Korrelation ermittelt werden. Hohe positive Korrelationen ergaben sich für Carbamazepin und Metoprolol. Des Weiteren konnten für Carbamazepin und Sulfamethoxazol geringe negative Korrelationen bezüglich des Filteralters und des Rückhalts der einzelnen Substanzen ermittelt werden. Dies bedeutet, dass mit zunehmendem Filteralter der Wirkungsgrad tendenziell eher abnahm, was auf eine irreversible Belegung von Adsorptionskapazitäten für diese Substanzen zurückzuführen ist.

Beim Rückhalt von Benzotriazol hingegen kann eine geringe positive Korrelation festgestellt werden, was bedeutet, dass der Rückhalt von Benzotriazol mit steigendem Filteralter tendenziell besser wurde. Dies ist möglicherweise auf eine Adaption der Biozönose im Filter hinsichtlich der Metabolisierung von Benzotriazol zurückzuführen.

5.3.1 Benzotriazol

Abbildung 5.21 zeigt große Schwankungen des Rückhaltes in Abhängigkeit der Trockenzeiten. Nach Trockenphasen, in denen das Benzotriazol gut zurückgehalten wird, kommen wieder Phasen, wo fast kein Rückhalt stattfindet. Auffallend sind auch die Messungen, an denen die Werte breit streuen, z.B. bei einer Trockenzeit von 4, 6 und 20 Tagen. Bei einer Trockenphase von 13 Tagen sind die Wirkungsgrade am geringsten.

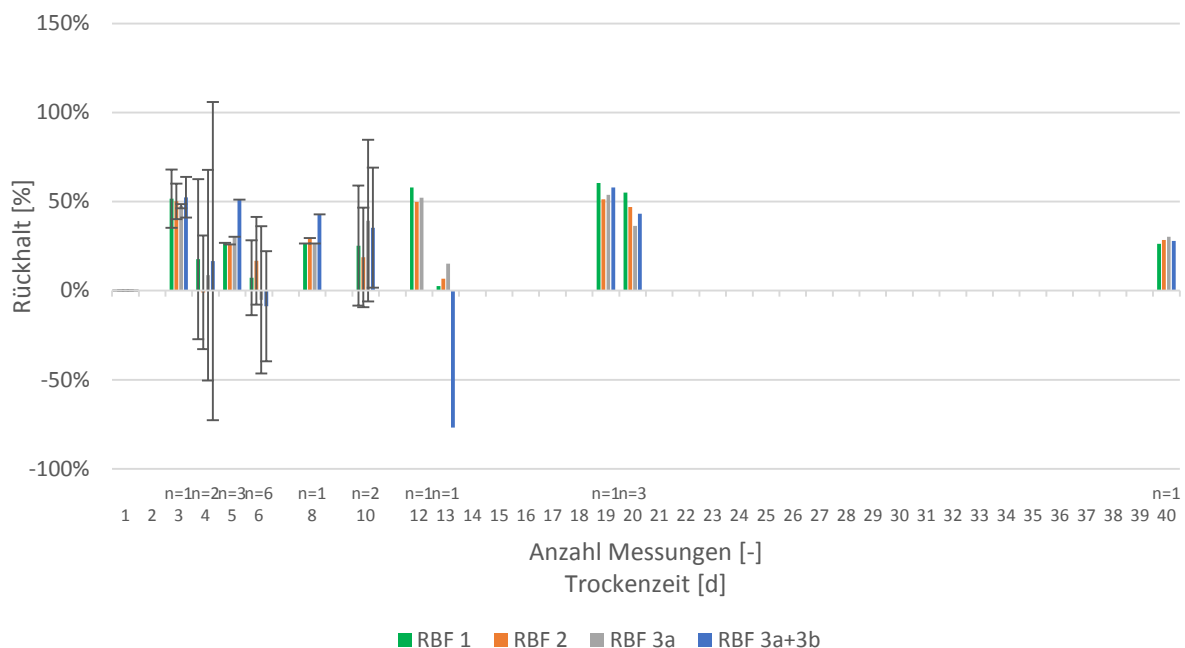


Abbildung 5.21: Benzotriazol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

Die Korrelationsanalyse liefert hohe positive Zusammenhänge ($R > 0,82$) zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen in den RBF 1 bis 3a. Außerdem ergeben sich mittlere positive Wechselbeziehungen ($R > 0,66$) zwischen Zulaufkonzentration und Wirkungsgrad in allen vier RBF. Bei niedrigen Zulaufkonzentrationen fallen die Wirkungsgrade schlechter aus, wie in Abbildung 5.22 verdeutlicht wird. Die Trockenzeiten sowie das Filteralter scheinen keinen Einfluss auf den Rückhalt zu haben. RÜHMLAND (2015) hat in Untersuchungen an verschiedenen Biofiltern herausgefunden, dass Benzotriazol durch biologischen Abbau in intermittierend beschickten Vertikalfiltern mit Belüftung und Biofilmkontakt eliminiert wird. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Benzotriazol in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.23 dargestellt.

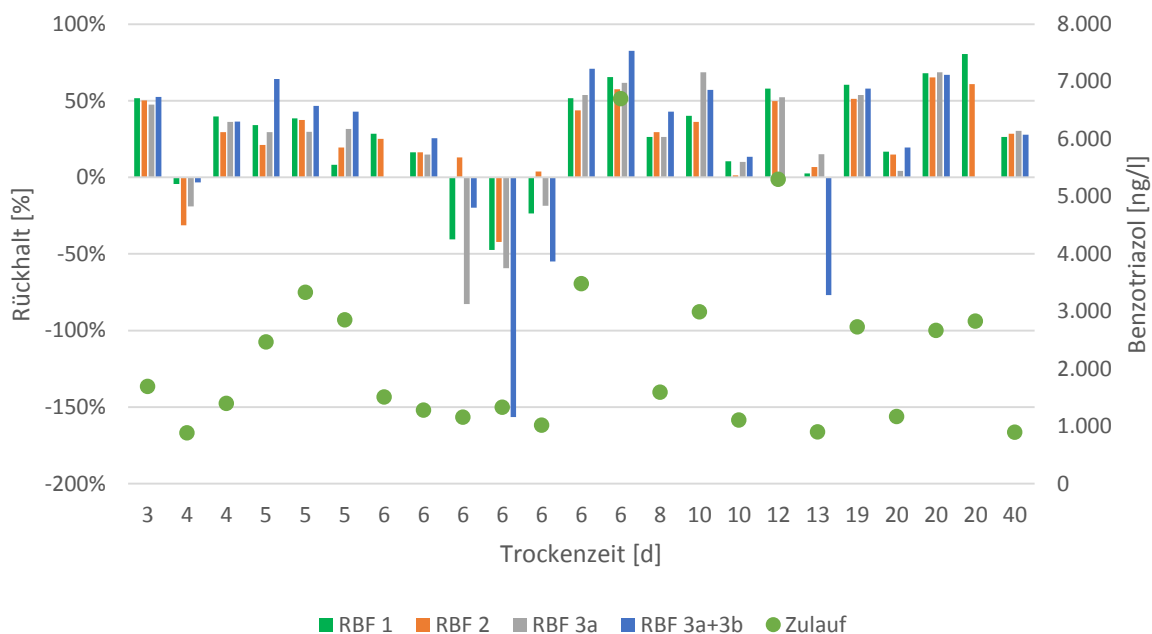


Abbildung 5.22: Zulaufkonzentration und Rückhalt von Benzotriazol in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

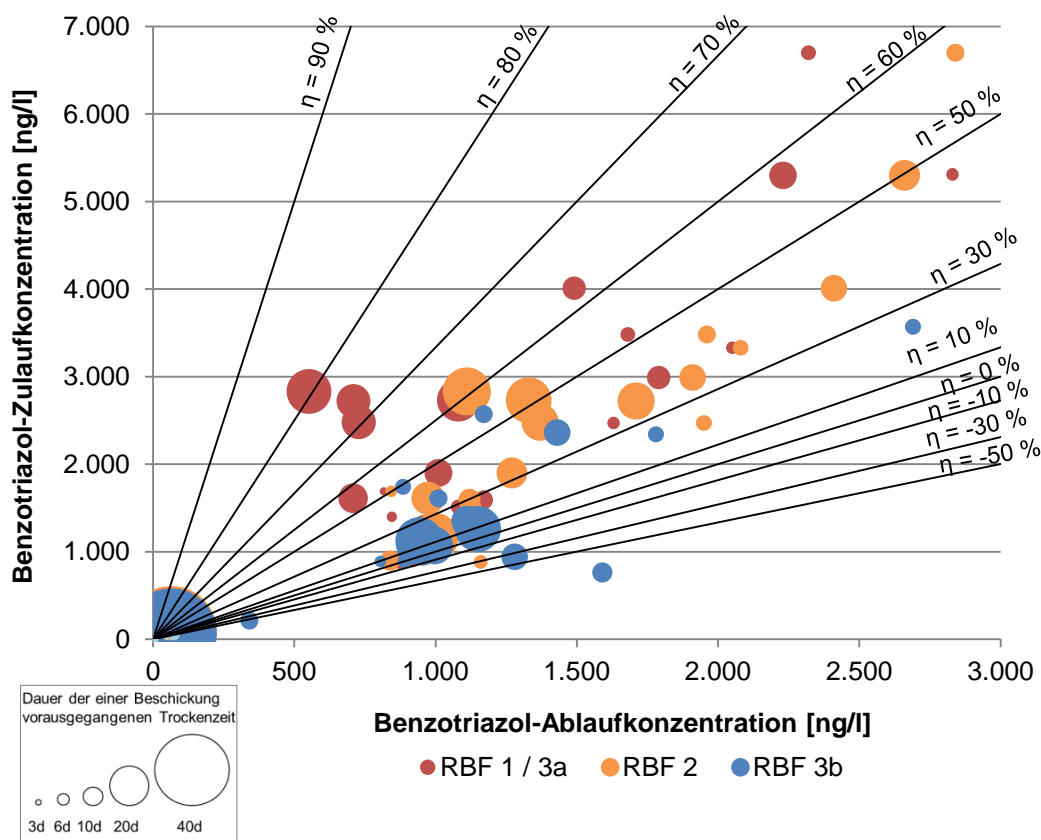


Abbildung 5.23: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Benzotriazol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3.2 Bisphenol-A

In Abbildung 5.24 ist zu erkennen, dass bis zu einer Trockenphase von 10 Tagen das BPA mit einem Wirkungsgrad von rund 75 % zurückgehalten wird. KUHLMANN et al. (2010) haben für BPA eine biologische Abbaubarkeit in weniger als 10 Tagen ermittelt, was als schnelle Abbaubarkeit eingestuft werden kann. Bei einer Trockenzeit von 10, 13 und 20 Tagen findet fast kein Rückhalt statt und die Wirkungsgrade fallen bis auf ein Minimum von -218 %. Hier sind bei zwei Proben sehr geringe Zulaufkonzentration gemessen worden, dies könnte ein Grund für die negativen Wirkungsgrade sein.

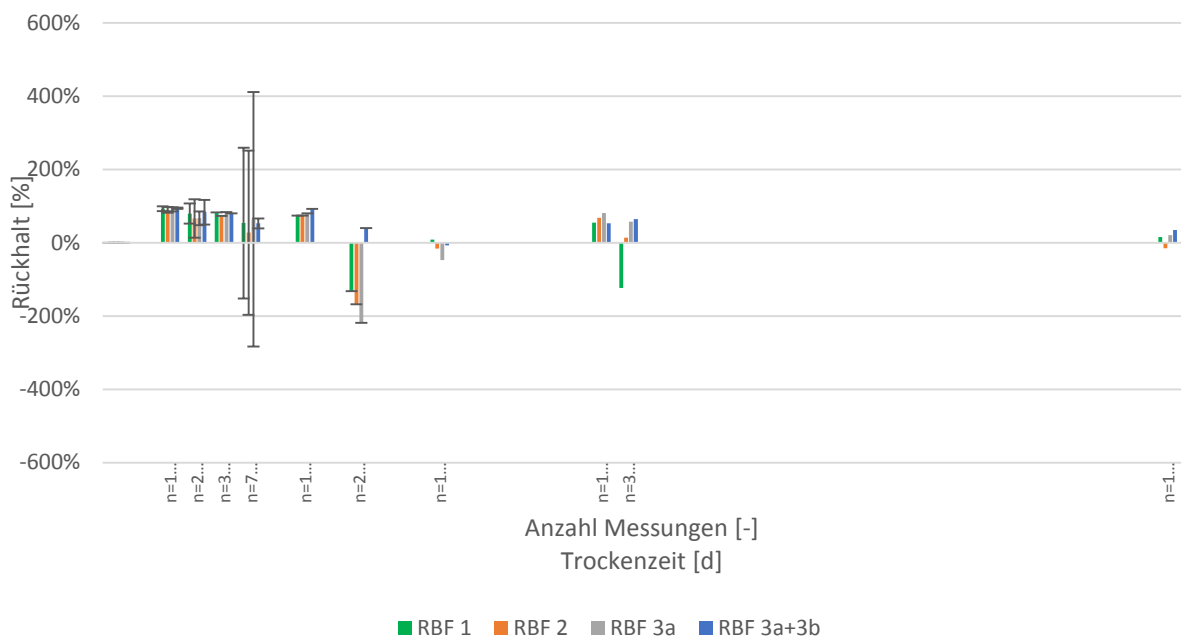


Abbildung 5.24: BPA-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

Eine Korrelationsanalyse bestätigte die Vermutung, dass die Zulaufkonzentrationen mit dem Rückhalt zusammenhängen; die Zulaufkonzentration korreliert leicht positiv ($R > 0,43$) mit dem Wirkungsgrad in den RBF 1 bis 3a. Je niedriger die Konzentrationen im Zulauf sind, desto schlechter sind auch die Wirkungsgrade (Abbildung 5.25). Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von BPA in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.26 dargestellt.

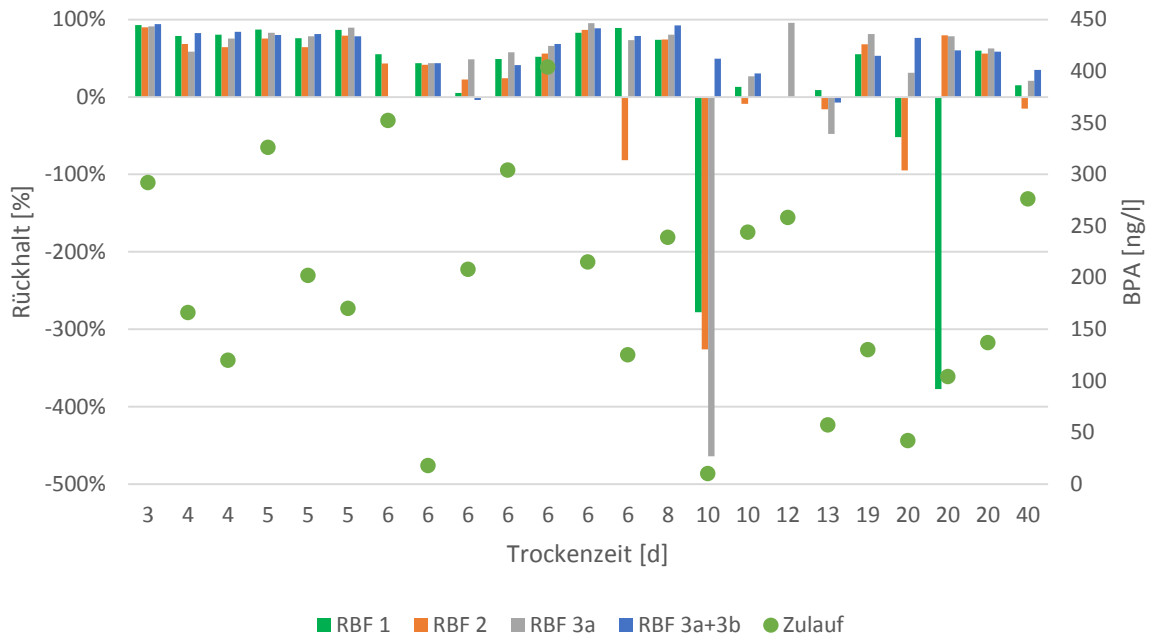


Abbildung 5.25: BPA-Zulaufkonzentration und Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 22)

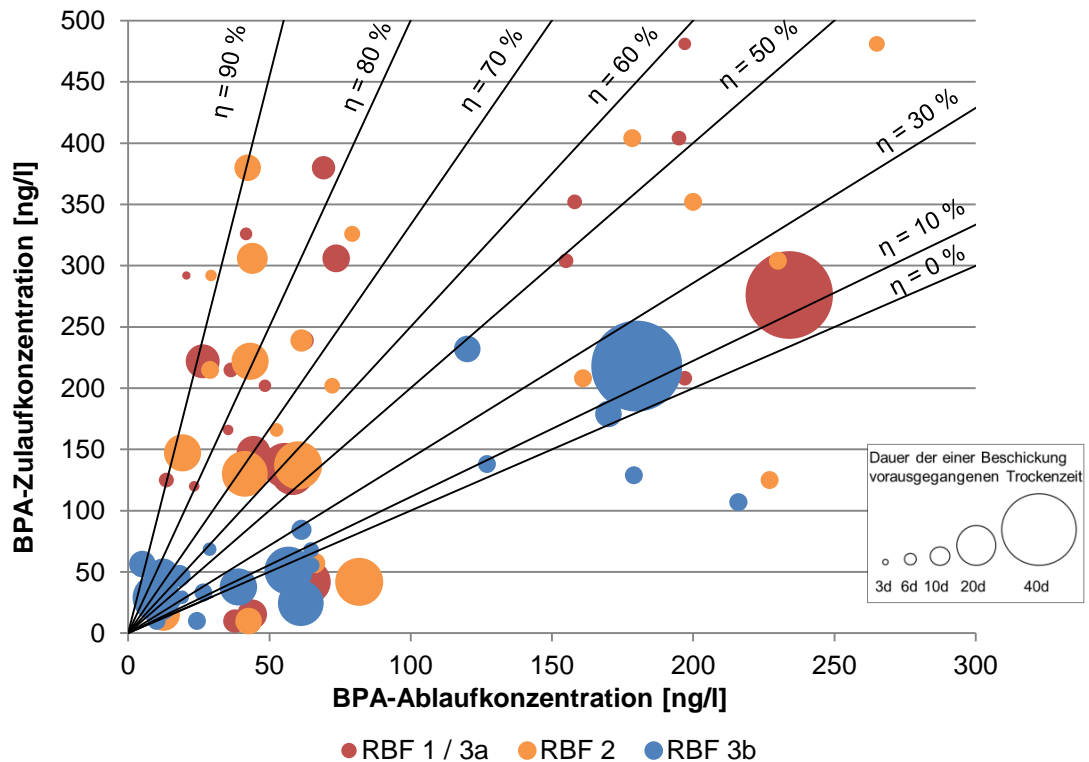


Abbildung 5.26: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Bisphenol A in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3.3 Carbamazepin

Abbildung 5.27 verdeutlicht, dass nahezu kein Rückhalt des Carbamazepins stattfindet. Nur bei einer Trockenzeit von 3 Tagen bzw. zwischen 8 und 12 Tagen Trockenzeit erfolgen geringfügige Reduktionen, die maximal 36 % erreichen. Zwischen Trockenphasen von 13 bis 19 Tagen findet kein Rückhalt mehr statt und die Wirkungsgrade fallen in RBF 1 bis 3a bis auf durchschnittlich -250 %. In RBF 3a+3b wird sogar ein Minimum von -576 % erreicht.

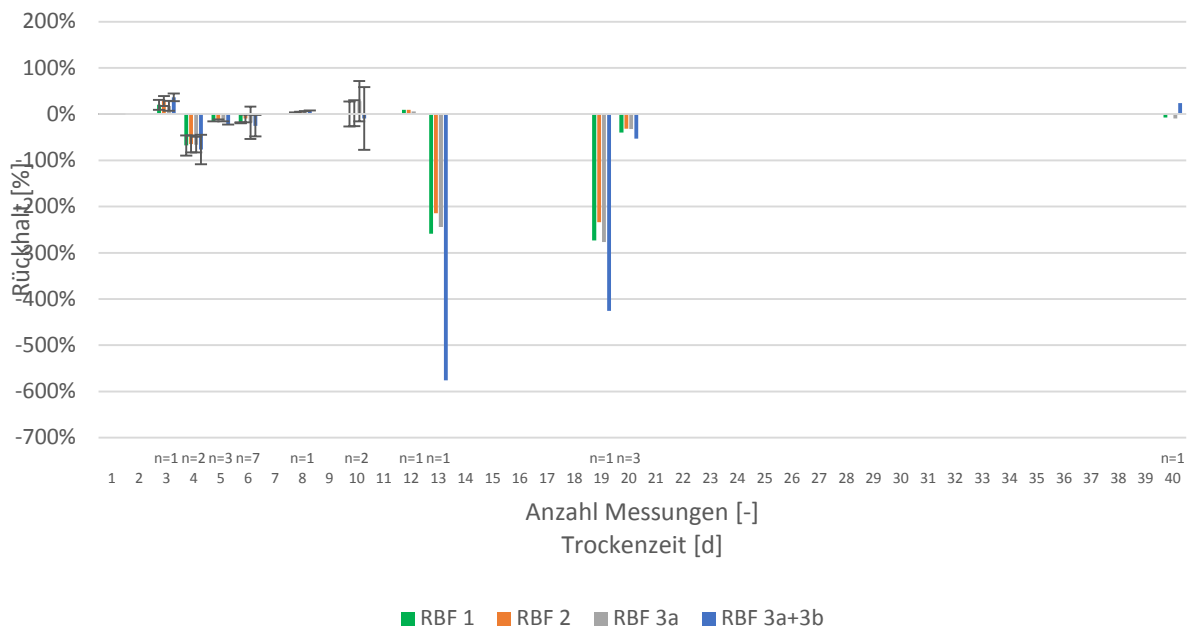


Abbildung 5.27: Carbamazepin-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

Mit Hilfe der Korrelationsanalyse können hohe positive Korrelationsfaktoren ($R > 0,7$) zwischen Wirkungsgrad und Zulauf in allen vier RBF festgestellt werden. Zudem sind geringe negative Wechselwirkungen zwischen Rückhalt und Filteralter zu beobachten, bei älterem Filtermaterial wird das Carbamazepin teilweise noch schlechter zurückgehalten. Es liegt nahe, dass die Zulaufkonzentrationen einen Einfluss auf den Rückhalt haben. Bei niedrigen Zulaufkonzentrationen findet kein Rückhalt statt, umgekehrt wird bei hohen Konzentrationen das Carbamazepin zu einem geringen Anteil zurückgehalten. Vor allem bei einem Filteralter von 205 und 294 Tagen sind die stark negativen Wirkungsgrade zu erkennen, die womöglich mit den niedrigen Zulaufkonzentrationen zusammenhängen.

In den RBF 1 bis 3a bestehen zudem hohe positive Zusammenhänge ($R > 0,74$) zwischen Zulauf und Ablauf. Bei hohen Zulaufkonzentrationen fallen die Ablaufkonzentrationen auch höher aus, bzw. werden bei niedrigen Zulaufkonzentrationen auch niedrigere Ablaufkonzentrationen gemessen. Die Trockenzeit scheint hingegen keinen Einfluss auf das Rückhaltevermögen der RBF zu haben. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die

Wirkungsgrade für den Rückhalt von Carbamazepin in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.28 dargestellt.

MERSMANN (2003) hat herausgefunden, dass Carbamazepin in wasserungesättigten Zonen nicht zurückgehalten wird, sondern zur Remobilisierung durch Desorption tendiert und der Abbau insgesamt als unbedeutend betrachtet werden kann. Ein biologischer Abbau findet unter aeroben Bedingungen und den dann vorherrschenden Redoxverhältnissen in RBF nicht statt, allerdings können unter anaeroben Bedingungen biologische Abbauprozesse ablaufen (SCHEURER et al., 2015a). KUHLMANN et al. (2010) geben an, dass Carbamazepin unter anaeroben Bedingungen wenig abbaubar ist. Nach RÜHMLAND (2015) wird Carbamazepin in technischen Feuchtgebieten nicht entfernt. Diese Ergebnisse konnten auch im vorliegenden Forschungsprojekt bestätigt werden.

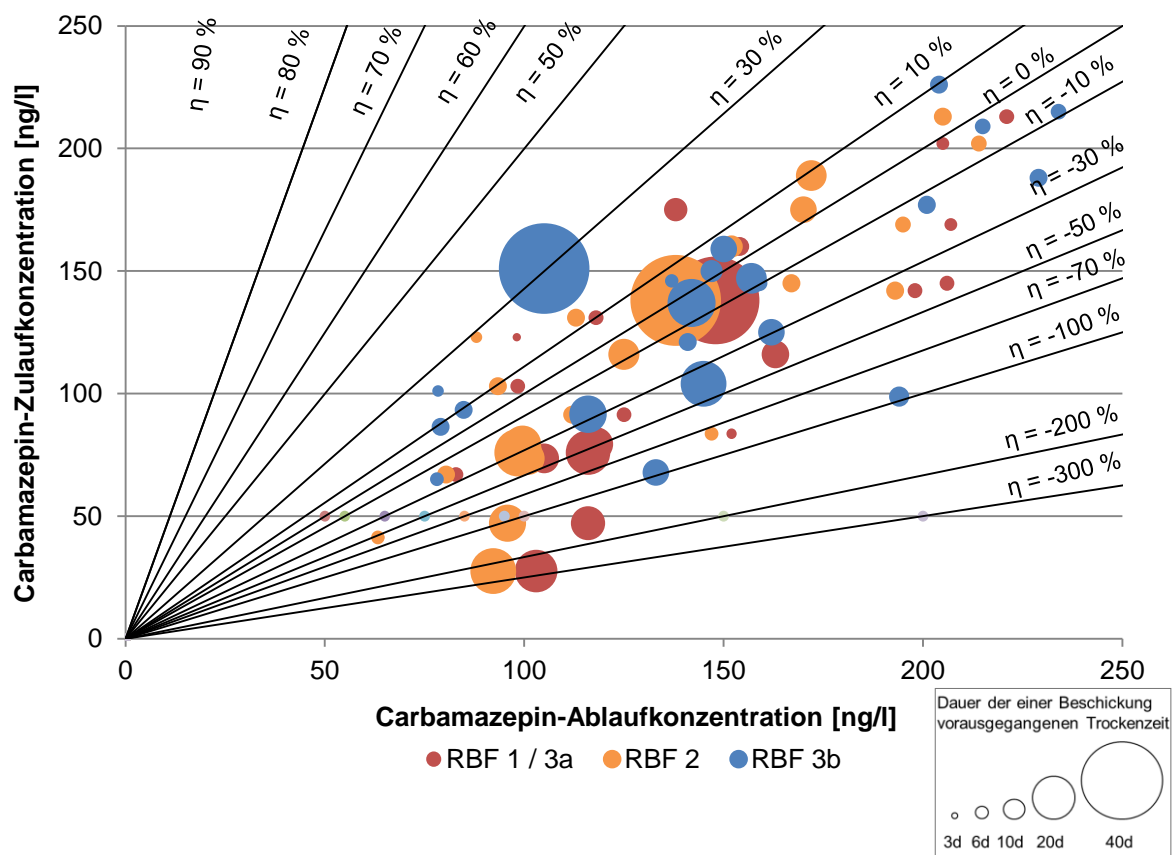


Abbildung 5.28: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Carbamazepin in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3.4 Diclofenac

Der Rückhalt bezüglich der Trockenphasen ist in Abbildung 5.29 aufgeführt. Es ist zu erkennen, dass nur bei 4 und 13 Tagen Trockenzeit das Diclofenac nicht vollständig in den

RBF 1 bis 3a zurückgehalten wird. Hier sind auch die niedrigsten Zulaufkonzentrationen gemessen worden. Der beste Rückhalt erfolgt direkt am Anfang der Messreihe bei 3 Tagen Trockenzeit, hier liegt der Mittelwert bei 44 % in den RBF 1 bis 3a.

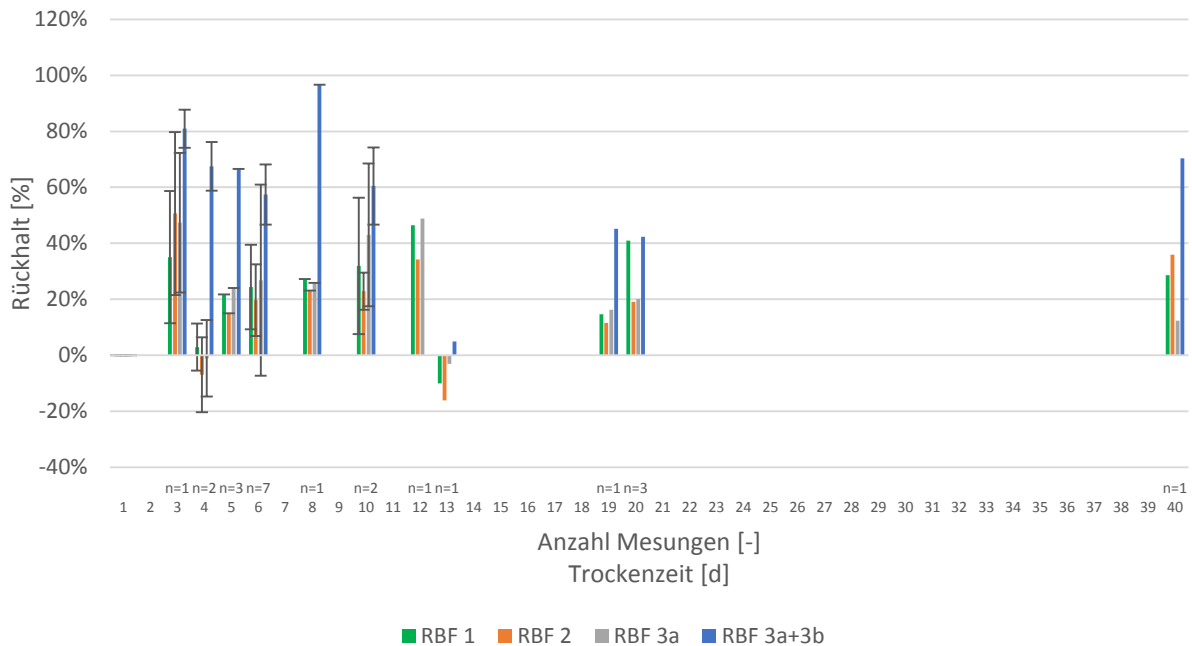


Abbildung 5.29: Diclofenac-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

In RBF 3a+3b erfolgt die beste Reinigungsleistung mit einem mittleren Wirkungsgrad von 59 % und mindestens 40 %. Ein klarer Trend hinsichtlich der Trockenphasen ist jedoch nicht erkennbar.

MERSMANN (2003) hat in Laborversuchen in gesättigten und ungesättigten Sedimentzonen herausgefunden, dass Diclofenac in ungesättigten Zonen und bei einem pH-Wert unter 7 sorbiert wird und unter aeroben Bedingungen biologisch abgebaut wird. KUHLMANN et al. (2010) haben festgestellt, dass Diclofenac unter aeroben Bedingungen und in Abhängigkeit des Redoxpotentials abgebaut wird.

Die Analyse der Korrelationen zwischen den einzelnen Faktoren zeigt, dass sehr hohe positive Korrelationen zwischen Ablauf und Zulauf in RBF 1 und RBF 2 (R für beide 0,94) und hohe positive Korrelationen in RBF 3a ($R = 0,88$) und in RBF 3a+3b ($R = 0,78$) bestehen. Die Ergebnisse zeigen, dass hohe bzw. niedrige Zulaufkonzentrationen in den korrespondierenden Ablaufkonzentrationen resultieren. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Diclofenac in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.30 dargestellt.

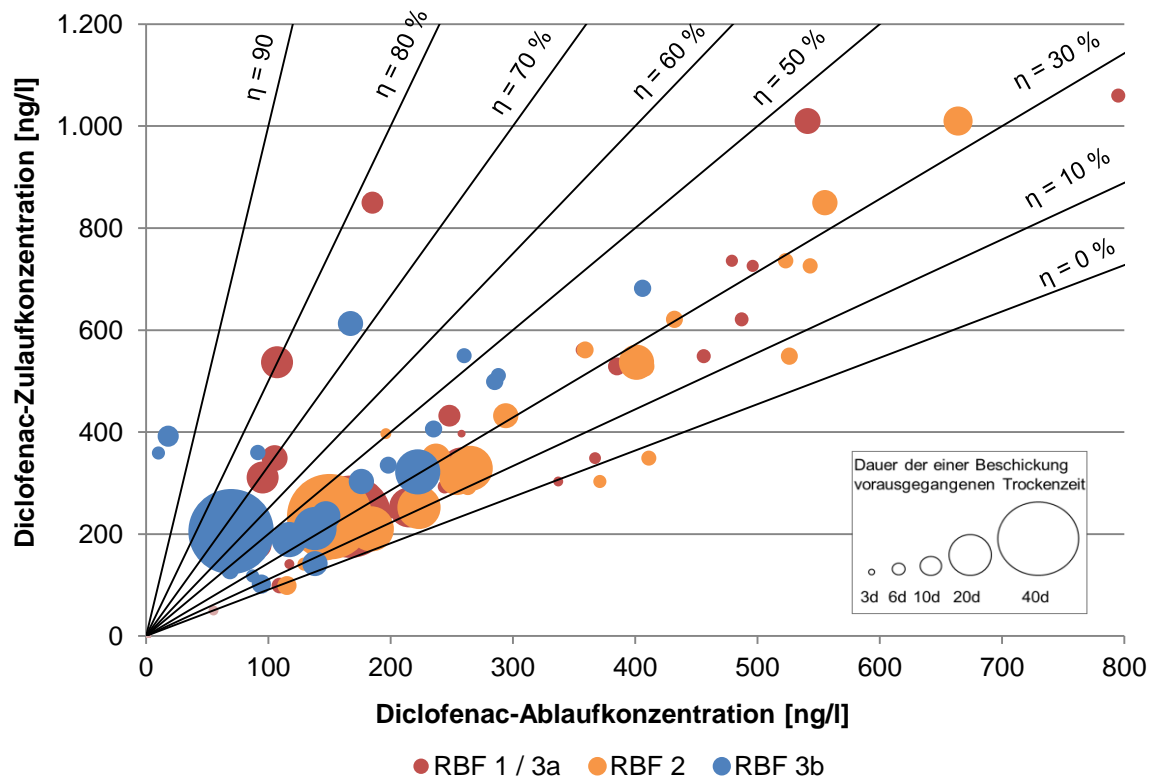


Abbildung 5.30: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Diclofenac in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3.5 Metoprolol

Abbildung 5.31 zeigt, dass das Metoprolol fast vollständig in allen RBF zurückgehalten wird. Zwischen 6 und 12 Tagen Trockenzeit liegt der Rückhalt bei etwa 80 % in den vier RBF. Nur bei einer Trockenphase von 13 Tagen findet in RBF 1 bis RBF 3a keine Reduktion statt und bei 19 Tagen ist sie etwas geringer, hier sind auch geringe Zulaufkonzentrationen gemessen worden. Die Rückhalteleistung scheint ab 20 Tagen Trockenzeit zuzunehmen, so werden in RBF 1 und RBF 2 bei 40 Tagen die besten Wirkungsgrade erzielt. Es sind auch keine großen Schwankungsbreiten der Messdaten zu erkennen.

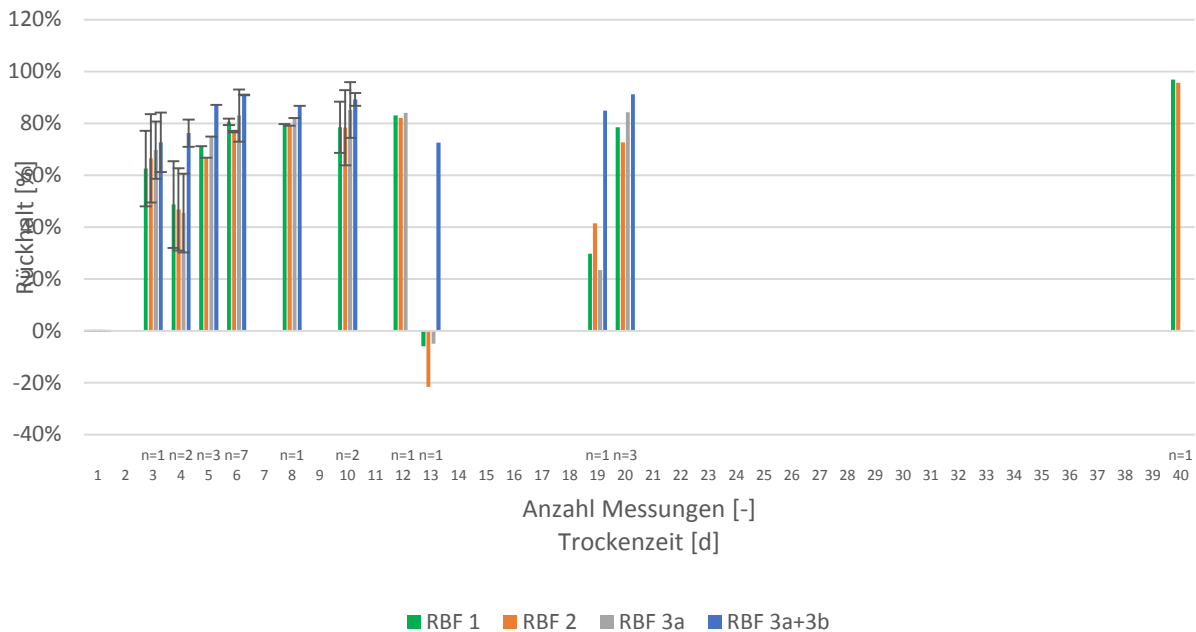


Abbildung 5.31: Metoprolol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

Die Korrelationsanalyse ergibt mittlere bis hohe positive Wechselbeziehungen zwischen Zulauf und Wirkungsgrad in den vier RBF (R zwischen 0,53 und 0,74). Die Ergebnisse zeigen außerdem, dass hohe bzw. niedrige Zulaufkonzentrationen mit einer besseren bzw. schlechteren Rückhalteleistung einhergehen. Bei 5 und 6 Tagen Trockenzeit sind hohe Zulaufkonzentrationen gemessen worden, hier fällt der Rückhalt dann besser aus. Bei Trockenphasen von 13 und 19 Tagen sind die niedrigsten Zulaufkonzentrationen gemessen worden, dementsprechend findet hier kein oder nur ein geringerer Rückhalt statt. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Metoprolol in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.32 dargestellt.

Das Metoprolol wird hauptsächlich durch biochemische Prozesse abgebaut. Bei geeignetem pH-Wert kann das, meist in kationischer Form, vorliegende Metoprolol auch durch negativ geladene Partikeln gebunden, und somit zurückgehalten werden (SCHEURER et al., 2015a). RÜHMLAND (2015) hat in Untersuchungen an verschiedenen Biofiltern herausgefunden, dass Metoprolol durch Bioabbau in intermittierend beschickten Vertikalfiltern mit Belüftung und Biofilmkontakt eliminiert werden kann.

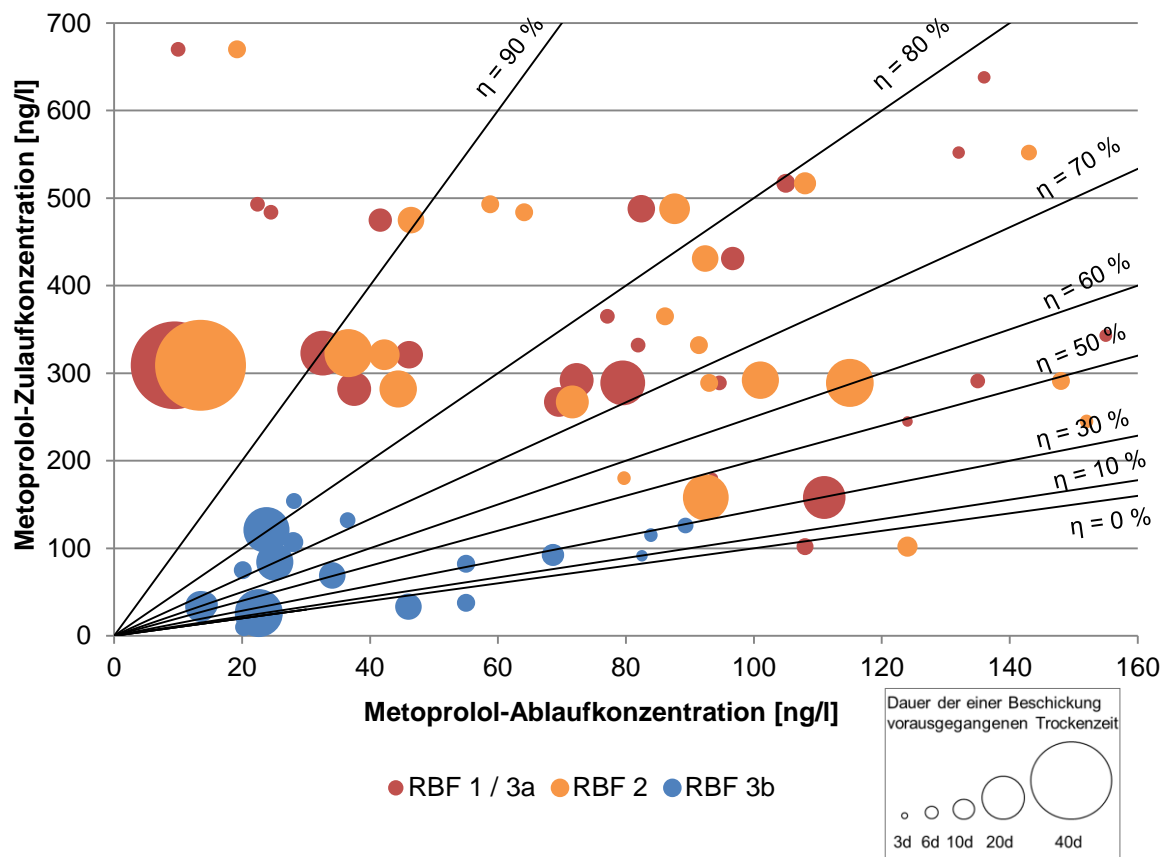


Abbildung 5.32: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Metoprolol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.3.6 Sulfamethoxazol

Abbildung 5.33 verdeutlicht, dass Sulfamethoxazol nicht bzw. nur sehr geringfügig zurückgehalten wird. Es gibt immer wieder Schwankungen zwischen geringem Rückhalt und gar keinem Rückhalt, vor allem in RBF 3a+3b sind diese besonders ausgeprägt. Ab einer Trockenphase von 13 Tagen nimmt der Rückhalt in allen RBF ab. Bei einer Trockenzeit von 40 Tagen findet wieder eine Reduktion von durchschnittlich 24 % in RBF 1 bis 3a und von 53 % in RBF 3a+3b statt. Ein klarer Trend des Rückhaltes bezüglich der Trockenphasen ist nicht erkennbar.

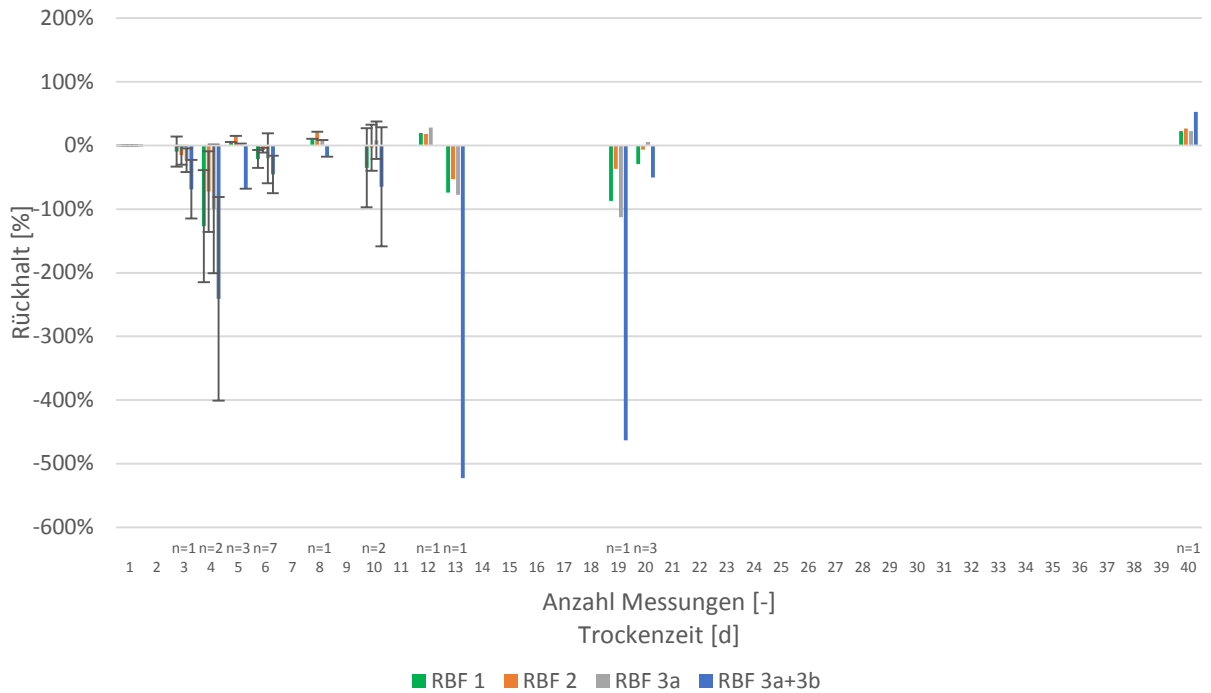


Abbildung 5.33: Sulfamethoxazol-Rückhalt in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 23)

Hingegen sind bei der Korrelationsanalyse in allen vier RBF sehr hohe positive Wechselbeziehungen ($R > 0,95$ in den RBF 1 bis 3a) zwischen Ablauf- und Zulaufkonzentrationen ermittelt worden. Außerdem ist zu erkennen, dass die Ablaufkonzentrationen in RBF 3a+3b fast durchgehend über den Zulaufkonzentrationen liegen. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von Sulfamethoxazol in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.34 dargestellt.

Studien zur Uferfiltration zeigen auf, dass Sulfamethoxazol unter anaeroben Bedingungen gut abgebaut wird, unter aeroben Bedingungen aber fast keine Reduktion stattfindet (SCHMIDT et al., 2003). KUHLMANN et al. (2010) kommen zu dem Ergebnis, dass eine Reduktion unter anaeroben und anoxischen, jedoch nicht unter aeroben Bedingungen stattfindet.

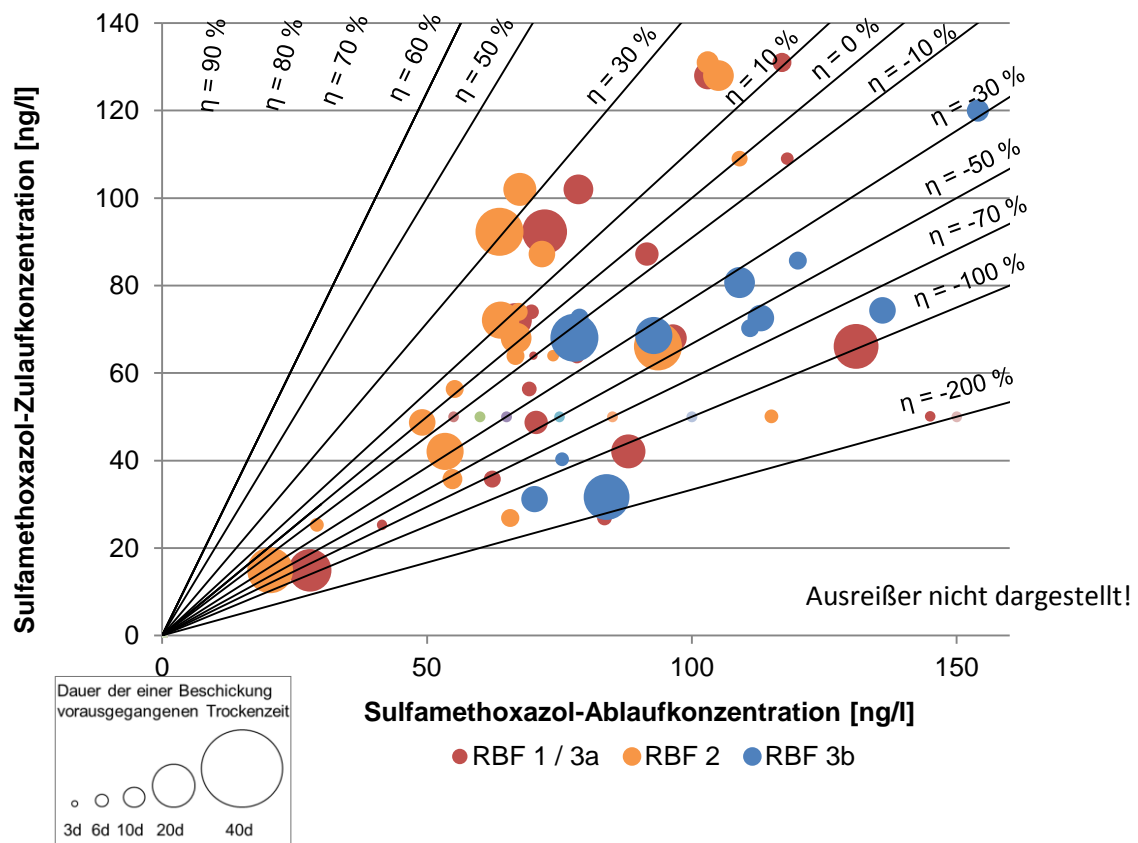


Abbildung 5.34: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Sulfamethoxazol in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.4 Indikatororganismen

Die Reduzierung von Indikatororganismen aus Mischwasser in Retentionsbodenfiltern wird durch zwei Prozesse verursacht, die sich in Teilen überlagern. Der tatsächliche Rückhalt von Mikroorganismen auf physikalische Weise kann durch Filtration oder Adsorption erfolgen. Zur Filtration frei in der Wasserphase befindlicher Bakterien und Viren muss sich aufgrund der geringen Größen der Mikroorganismen jedoch erst ein Biofilm im Filterbett entwickelt haben, der die Porenkanäle soweit reduziert, dass die freien Mikroorganismen aus dem Mischwasser diese nicht mehr passieren können. Ein Rückhalt von Mikroorganismen kann jedoch auch ohne Biofilm durch eine Oberflächenfiltration im Sandgefüge erreicht werden. (BÖRNER, 1992). Bei Inbetriebnahme neuer RBF ohne entwickelten Biofilm erfolgt so bereits eine Filtration an Partikel gebundener Mikroorganismen, welche Studien von CHANDRASENA et al. (2012) zufolge aber weniger als 10 % der im Wasser enthaltenen Mikroorganismen ausmachen. Bei der Adsorption erfolgt entweder eine biotische Sorption an den Biofilm oder eine physikalisch-chemische Adsorption an die Oberfläche des Filtersubstrats. Neben dem Rückhalt resultiert ein Teil der Reduzierung von Mikroorganismen in Retentionsbodenfiltern

auch aus Prozessen wie Prädation verschiedener Mikroorganismen untereinander sowie Inaktivierung durch ungünstige Umweltbedingungen, wie Nahrungsmangel und Trockenstress sowie ungünstige Verschiebungen des pH-Werts oder der Temperatur hervorgerufen.

Daneben ist es als wahrscheinlich anzusehen, dass ein Teil der nicht mehr kulturell detektierbaren Bakterien in Form von Überdauerungsstadien wie Sporen oder im sogenannten VBNC-Zustand vorliegen. Dies bedeutet zwar keine 100 %ige Elimination, zumindest aber eine weitgehende, wenn auch unter Umständen vorübergehende Inaktivierung des Stoffwechsels, und damit je nach Spezies ein verlangsamter Zellabbau oder eine ausgesetzte Zellvermehrung. Dieser Aspekt wird jedoch mit der Kultivierung als Goldstandard in den geltenden rechtlichen Vorgaben zur hygienisch-mikrobiologischen Überwachung und Bewertung verschiedenster Wässer aus unterschiedlichen Gründen systematisch vernachlässigt, und ist daher auch nicht Bestandteil des vorliegenden Projekts. Die hohen Mikroorganismen-Konzentrationen in den Filtersanden der Bohrkern während der Betriebsphase im Vergleich zu der Anfangskonzentration im frischen Filtersand vor Inbetriebnahme der RBF indes zeigt, dass ein großer Teil der Mikroorganismen aus dem Abwasser im Filtermaterial akkumuliert; zugleich kommt es jedoch nicht zu einer absoluten Potenzierung der Konzentration oder gar Verschlechterung im Rückhalt mit zunehmendem Filteralter. Dies gemeinsam lässt darauf schließen, dass der Großteil der hier untersuchten Mikroorganismen de facto biologisch abgebaut wird und nicht nur in kulturell nicht detektierbaren Überdauerungsformen vorliegt.

Ein weiterer Prozess, der den Rückhalt von Indikatororganismen beeinflusst, ist die Raumfiltration. Diese tritt auf, wenn suspendierte Teilchen durch die Poren fließen und größer als die Porenöffnung sind, sodass suspendierte Mikroorganismen auf den festsitzenden Feststoffen akkumulieren (CORAPCIOGLIU und HARIDAS, 1984).

GARGIULO et al. (2007) untersuchten diesen Effekt in ungesättigten Sandsäulen mit einer Korngröße in einem Bereich von mittlerem Sand, der zwischen 60 und 80 % der Filtermaterialien in „Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow“ (CSO-CWs) darstellt. Die Autoren machten die Raumfiltration für den Rückhalt von bis zu 80 % der in den Versuchen untersuchten Bakterien (*Rhodococcus rhodochrous*) verantwortlich. Die Abscheidung dieser aeroben, unbeweglichen Bakterien in den Säulen sank fast hyperexponentiell mit zunehmender Filtertiefe; die Mehrzahl der Bakterien wurde in den oberen Zentimetern, in der Nähe des Säuleneinlasses gefunden. Eine geringere Bakterienretention in größerer Tiefe entspricht den Befunden von WALDHOFF (2008), der in den ersten 10 cm einen Rückhalt der Bakterien von bis zu 40 % identifizierte.

ORB (2012) führte Untersuchungen an Filtersäulen im Labormaßstab durch, um die Retention von *E. coli* als Funktion der Filtertiefe zu bewerten und fand heraus, dass der

größte Anteil zwischen 9 und 43 cm zurückgehalten wird. Der Autor untersuchte auch die Wirkung von ungesättigten und gesättigten Zonen, mit dem Ergebnis, dass gesättigte Bedingungen zu etwas schlechteren Ergebnissen als ungesättigte Bedingungen führen.

Der bessere Rückhalt im oberen Bereich des Filterkörpers bzw. der ungesättigten Zonen dürfte mit der dortigen relativ guten Sauerstoffverfügbarkeit zu erklären sein, da sich die Studien ganz überwiegend aerober Bakterien als Indikatororganismen bedienen.

Schwebstoffe werden adsorbiert, wenn ihr Durchmesser wesentlich kleiner ist als der Durchmesser des Filtermaterials (SEIDEMANN, 1997). Damit ist der Rückhaltemechanismus für Viren die Adsorption, was auch von CORAPCIOGLIU und HARIDAS (1984) bestätigt wird. Da sich alle zuvor genannten Prozesse in Teilen überlagern, ist eine klare Abgrenzung der für die Reduzierung der Indikatororganismen verantwortlichen Prozesse nicht möglich.

Es konnte zu zwei verschiedenen Probenahmezeitpunkten während der Betriebsphase im Filtermaterial aller RBF in zwei unterschiedlichen Schichttiefen ein deutlicher Anstieg der enthaltenen Mikroorganismenkonzentrationen dokumentiert werden. Die Konzentrationssteigerung wird dabei nicht augenscheinlich vom Filteralter, der Schichttiefe oder der betrachteten Filtersäule beeinflusst und scheint somit nicht durch Langzeit-Akkumulaton bedingt, sondern eher ein jahreszeitlicher Effekt zu sein.

Die Ergebnisse zum Einfluss der Zulaufkonzentration bzw. der Dauer der der Beschickung vorausgegangenen Trockenperiode auf Rückhalt der verschiedenen Mikroorganismen fallen bei allen untersuchten Fäkalindikatoren im Gesamttrend ähnlich aus, auch wenn eine Untersuchung der Zu- und Ablaufkonzentrationen für die Indikatororganismen nicht für eine Trockenzeit von 40 Tagen durchgeführt wurde. Es lässt sich zum einen eine bessere Reduktion mit höherer Zulaufkonzentration finden, zum anderen kann ein Zeitraum von acht Tagen für die der Beschickung vorausgegangenen Trockenperiode insgesamt gesehen als am vorteilhaftesten für die Reduktion über alle RBF-Varianten und Mikroorganismen hinweg angesehen werden. Diese Gesamtbewertung wird im Folgenden detaillierter beleuchtet.

5.4.1 *Escherichia coli*

Abbildung 5.35 verdeutlicht, dass in RBF 3a+3b der beste Rückhalt gewährleistet ist und, dass dieser annähernd bis zu 2 log-Stufen besser ist als in den anderen RBF. Die beste Reinigungsleistung wird bei sechs Tagen Trockenzeit erzielt, hier liegt die mittlere Reduktion bei 1,7 log-Stufen. Bei mehr als acht Tagen Trockenzeit ist jedoch ein Rückgang der Reinigungsleistung in RBF 3a+3b, wie auch ein leichter Rückgang in den anderen RBF zu erkennen. Mit Blick auf die einzeln geschalteten RBF scheint mit sechs Tagen Trockenzeit die beste Reduktion erreicht werden zu können. Für die in Reihenschaltung der RBF 3a + 3b kann die Zeitspanne der Trockenperioden zwischen drei und acht Tagen als vorteilhafter für die Reduktion der *E. coli* gegenüber länger als acht Tage dauernde Trockenphasen bewertet

werden. ORB (2012) hat hingegen in Untersuchungen an Lysimeteranlagen festgestellt, dass die Trockenphasen keinen merklichen Einfluss auf das Rückhaltevermögen der *E. coli* haben.

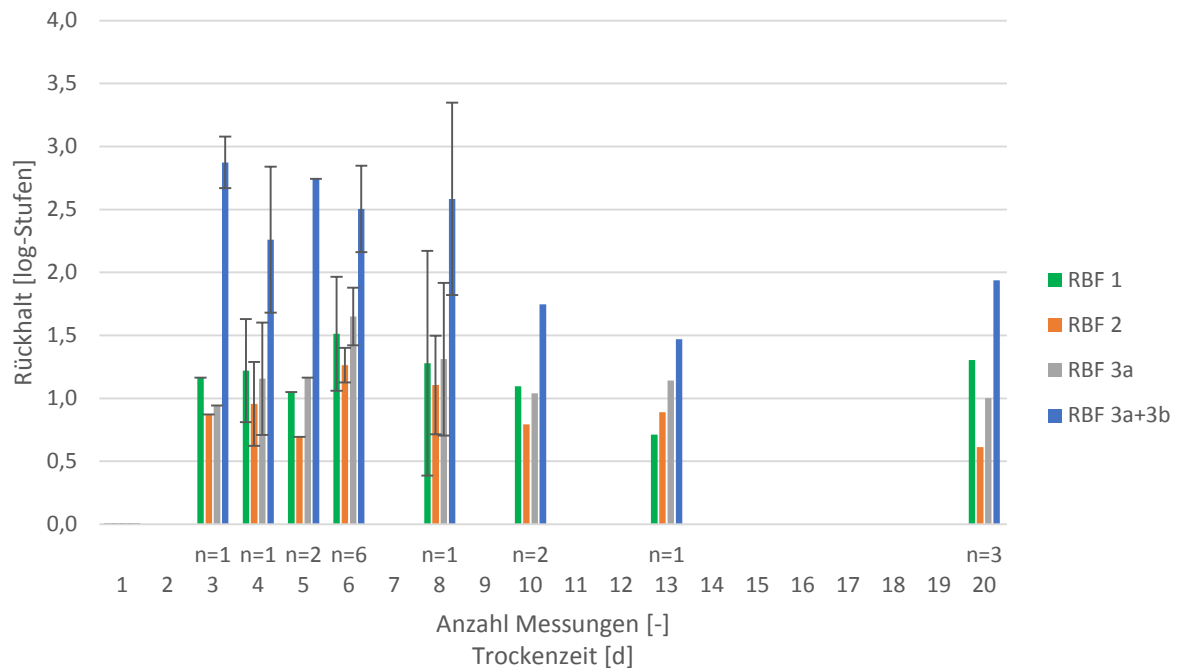


Abbildung 5.35: Rückhalt der *E. coli* in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17)

Die Aussagen von ORB (2012) können teilweise bestätigt werden, da es sich bei den o.g. Beobachtungen lediglich um Trends ohne statistische Signifikanz handelt.

Die Korrelationsanalyse ergibt hohe positive Zusammenhänge zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen in RBF 1 bis 3a. Auch ORB (2012) hat herausgefunden, dass die Ablaufbelastung maßgeblich von der Zulaufbelastung bestimmt wird. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von *E. coli* in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.36 dargestellt.

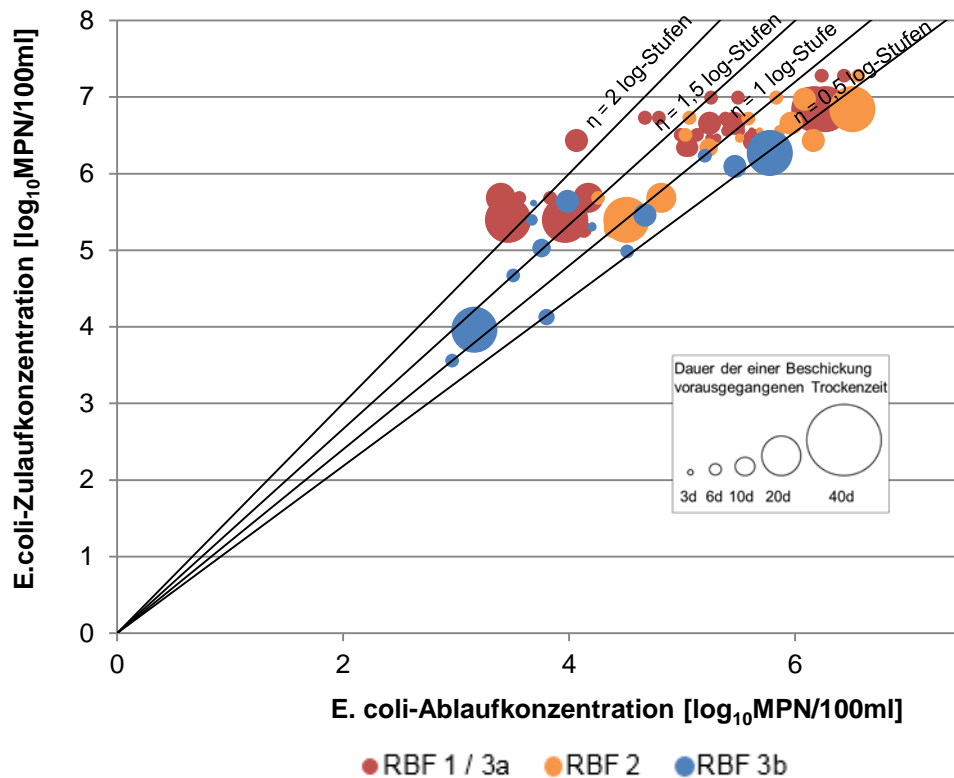


Abbildung 5.36: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für *E. coli* in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.4.2 Intestinale Enterokokken

Die Rückhalteleistung der intestinalen Enterokokken bezüglich der Trockenzeit scheint ab 8 Tagen Trockenphase abzuschwächen. Abbildung 5.37 zeigt, dass in den RBF 1 bis 3a nur noch Reduktionsraten von maximal 1 log-Stufe erreicht werden. Auch im RBF 3a+3b, der bis zu einer Trockenphase von 8 Tagen einen Rückhalt von über 2,2 log-Stufen aufweist, nimmt der Rückhalt ab. RBF 1 und RBF 3a zeigen einen relativ konstanten Rückhalt von einer log-Stufe, in RBF 2 ist der Rückhalt schlechter und liegt oftmals unter 0,7 log-Stufen. Die Korrelationsanalyse liefert zum Teil mittlere negative Zusammenhänge zwischen Rückhalt und Trockenzeit. Kurze Trockenphasen erscheinen für die Reduktion der intestinalen Enterokokken somit vorteilhaft. Zudem zeigt die Korrelationsanalyse auf, dass in RBF 1 bis RBF 3a hohe bzw. mittlere positive Wechselbeziehungen (R^2 zwischen 0,53 und 0,94) zwischen Ablauf und Zulauf bestehen. Erhöhte Ablaufkonzentrationen resultieren demnach aus höheren Zulaufkonzentrationen. Das Filteralter scheint keinen Einfluss auf den Rückhalt zu haben. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den Rückhalt von intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.38 dargestellt.

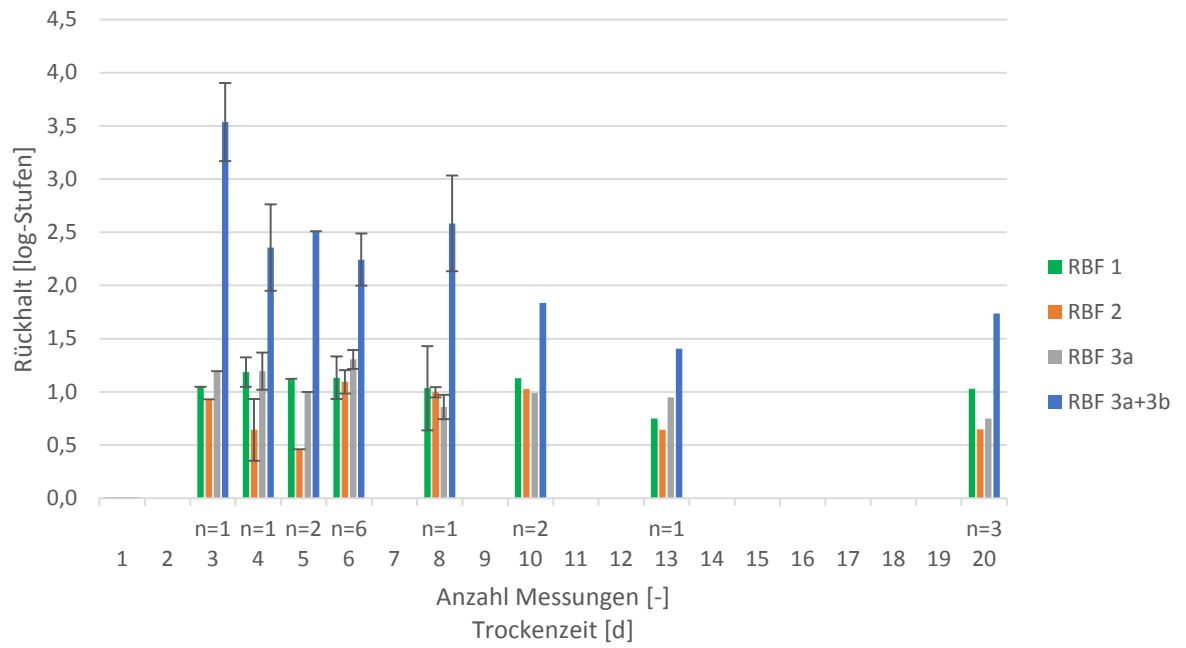


Abbildung 5.37: Rückhalt der Intestinalen Enterokokken in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17)

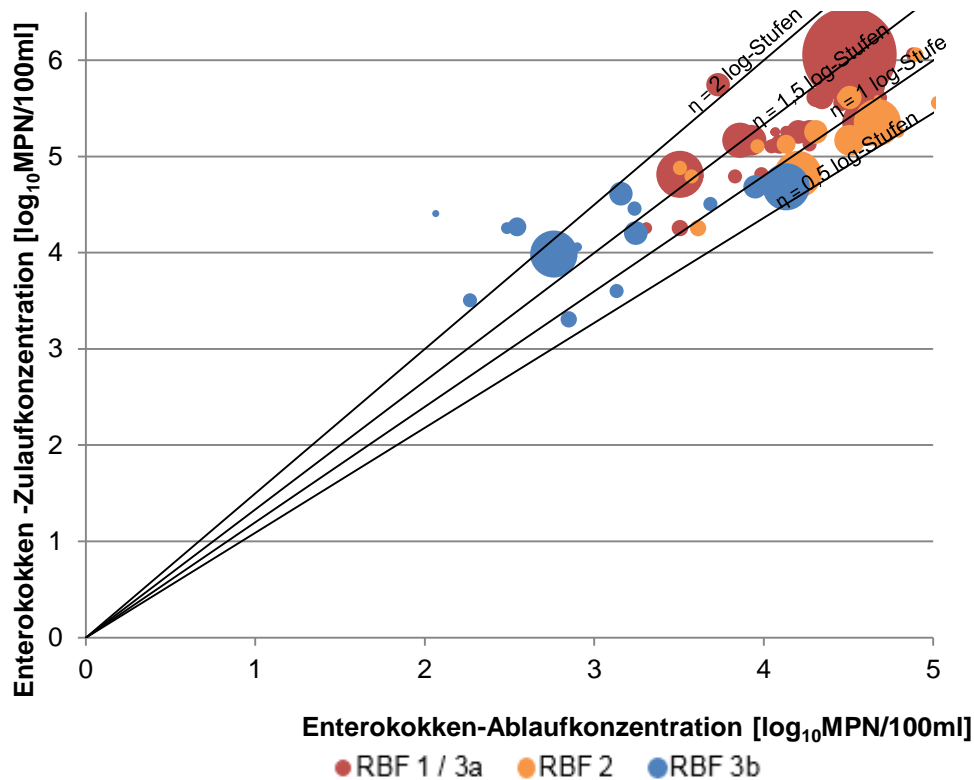


Abbildung 5.38: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Intestinale Enterokokken in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.4.3 Somatische Coliphagen

Abbildung 5.39 verdeutlicht, dass der beste Rückhalt in RBF 3a+3b mit acht Tagen Trockenzeit erzielt wird. RBF 2 und RBF 3 zeigen bereits ab sechs Tagen Trockenzeit annähernd stabile Reduktionsraten um 1 \log_{10} -Stufe. RBF 1 hingegen zeigt, bei sonst durchweg recht gleichmäßigen und stabilen Reduktionsraten um ebenfalls 1 \log_{10} -Stufe, eine minimale Reduktion bei fünf Tagen Trockenzeit und erreicht bei 20 Tagen Trockenzeit ein deutliches Maximum der Reduktion von fast 2 log-Stufen. Der schlechteste Rückhalt wird in den RBF 1 bis 3a bei 5 Tagen Trockenzeit erzielt, hier werden die Konzentrationen der Coliphagen nur um maximal 0,7 log-Stufen reduziert. Die Rückhalteleistung scheint in den RBF 1 bis 3a ab einer Trockenphase von sechs Tagen gleichmäßig erhöht und bei Verlängerung der Trockenzeit alles in allem eher stabil. In den in Reihe geschalteten RBF 3a+3b fällt der Rückhalt hingegen nach dem erreichten Maximum bei acht Tagen Trockenzeit ab und pendelt bei zunehmend längeren Trockenphasen konstant um 1,6 log-Stufen. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade für den

Rückhalt von somatischen Coliphagen in Abhängigkeit der Trockenzeit für die RBF 1, RBF 3a und RBF 3b sind in Abbildung 5.40 dargestellt.

Anhand der Korrelationsanalyse können hohe positive Zusammenhänge zwischen Zulauf und Ablauf bestimmt werden. Die höchsten Wechselwirkungen liegen in RBF 1 mit $R = 0,91$ vor, in RBF 2 bis 3a+3b betragen die Korrelationsfaktoren 0,72 bis 0,84. Auch bei diesem Parameter führen demnach höhere Zulaufkonzentrationen zu höheren Ablaufkonzentrationen.

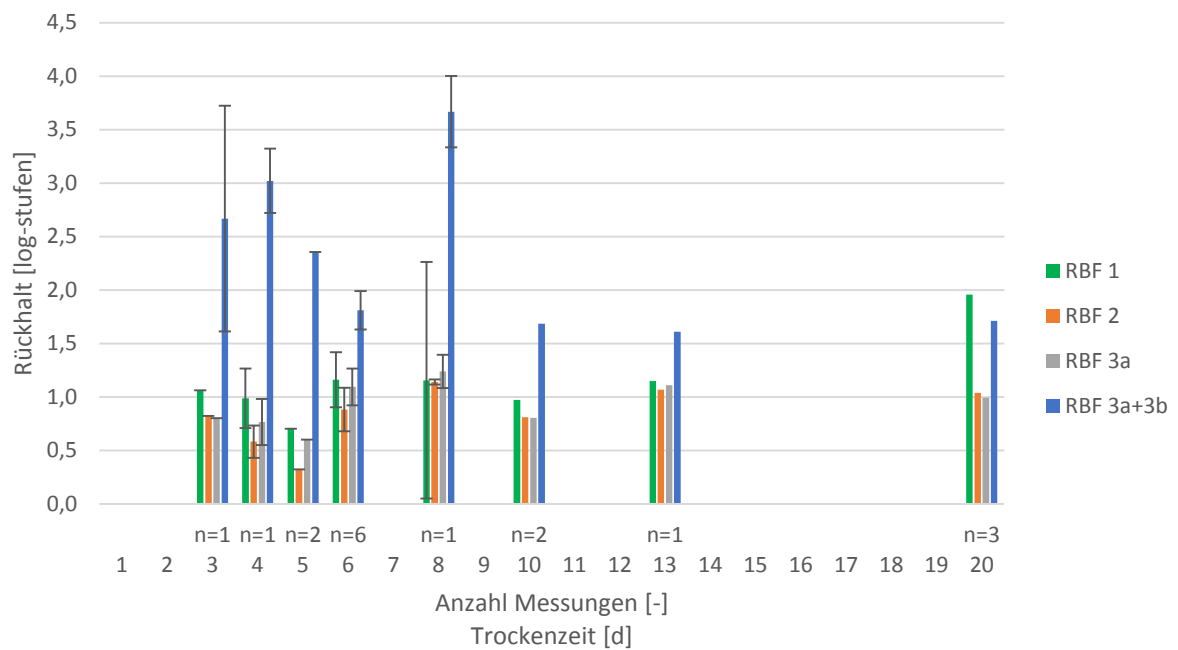


Abbildung 5.39: Rückhalt der somatischen Coliphagen in Abhängigkeit der Trockenzeiten (n = 17)

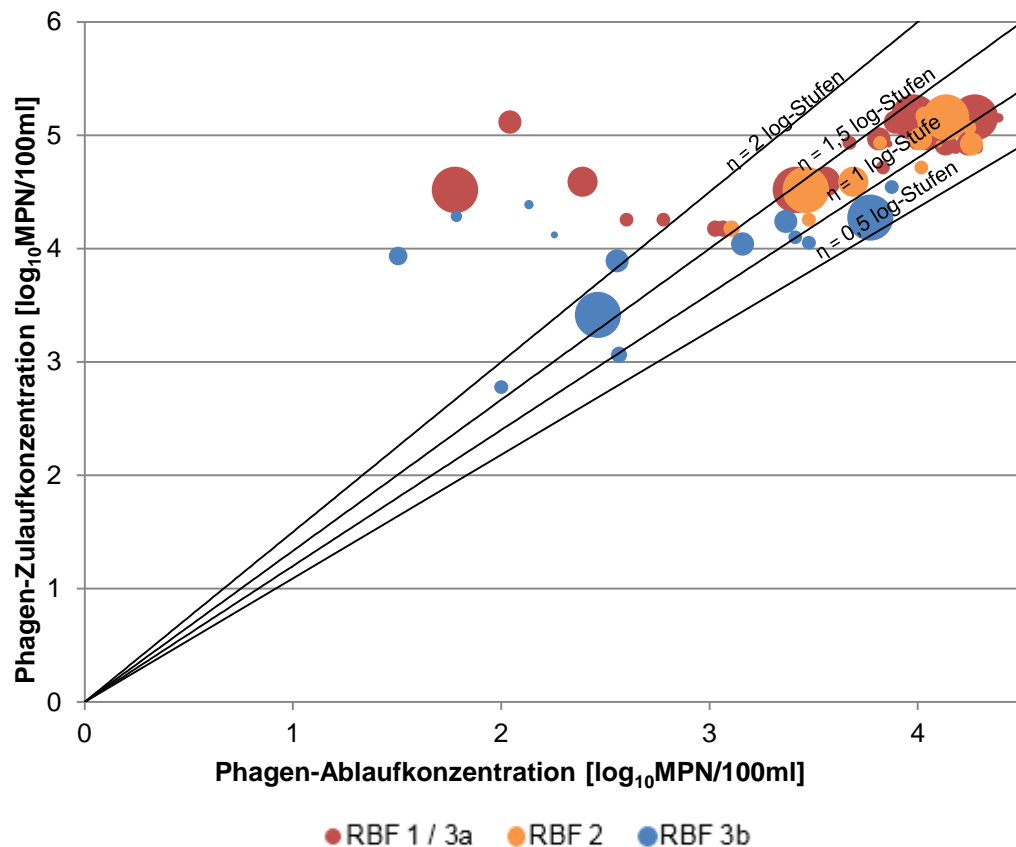


Abbildung 5.40: Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie Wirkungsgrade für Coliphagen in Abhängigkeit der Trockenzeit und der Anlage

5.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

In Tabelle 5.1 sind die Zulaufkonzentrationen sowie die Wirkungsgrade aller untersuchten Parameter aufgelistet. Darüber hinaus wird ein Vergleich mit den Mittelwerten verschiedener Literaturquellen, die im Einzelnen in Kapitel 4.1 angegeben sind, durchgeführt.

Für die Standardparameter CSB, Ammoniumstickstoff sowie Phosphor wurden Wirkungsgrade erzielt, die mit der in der Literatur genannten Spannweite an Wirkungsgraden im Einklang sind. Sowohl für $\text{NH}_4\text{-N}$ als auch Phosphor liegen die erzielten Wirkungsgrade sogar im oberen Bereich dieser Spannweite.

Die Untersuchungen des Schwermetallrückhalts hingegen führen nicht zu einem einheitlichen Ergebnis im Vergleich zu den Literaturwerten. Während für die Parameter Zink und Blei die erreichten Wirkungsgrade zwar (im unteren Bereich der) in der Literatur genannten Spannweite liegen, können für die Parameter Kupfer und Nickel sowie Eisen deutliche Abweichungen zu den Literaturwerten festgestellt werden. Auffällig ist hier vor allem das Schwermetall Nickel. In der Literatur wird ein mittlerer Wirkungsgrad von 77 % (FRECHEN, 2013) angegeben, in der Versuchsanlage konnten jedoch ausschließlich negative

Wirkungsgrade erreicht werden, was auf die deutlich geringeren Zulaufkonzentrationen zurückzuführen ist. Im Gegensatz hierzu stehen die Ergebnisse für Eisen, dessen erzielte Wirkungsgrade im Bereich von 85 % bis 87 % oberhalb der in der Literatur genannten Spannweite von maximal 76 % liegen (PINNEKAMP et al., 2013).

Wiederum bestätigt wurden die Literaturangaben mit den Ergebnissen der Untersuchungen bezüglich des Rückhalts an Mikroorganismen. Hier lässt sich erkennen, dass die in der Literatur gefundenen Spannweiten an Wirkungsgraden nur geringfügig unter- bzw. überschritten wurden.

Schwierig gestaltet sich die Bewertung der Ergebnisse bezüglich der Spurenstoffe. Die Wirkungsgrade der verschiedenen untersuchten Stoffe unterscheiden sich deutlich und reichen von ausschließlich negativen Wirkungsgraden für Carbamazepin bis zu Wirkungsgraden, die im oberen Bereich bis oberhalb der Spannweite der in der Literatur gemachten Angaben liegen (Metoprolol, BPA). Dabei ist jedoch zu beachten, dass es für den Rückhalt von Spurenstoffen bislang noch keine umfangreiche Vergleichsbasis gibt und sich hier nur an wenigen durchgeführten Untersuchungen orientiert werden kann (TONDERA et al., 2014; SCHEURER et al., 2015b). Eine Einordnung der im Forschungsvorhaben erzielten Ergebnisse ist deshalb schwierig.

Bezüglich des Einflusses der Betriebsparameter Trockenzeit, Filteralter und Zulaufkonzentration kann Folgendes festgehalten werden: Die Trockenzeit scheint nur einen geringen Einfluss auf den Rückhalt einzelner Parameter, wie CSB oder Kupfer zu haben. Für die untersuchten Mikroorganismen kann in der Gesamtbewertung ein Zeitraum von acht Tagen für die der Beschickung vorausgegangenen Trockenperiode als am vorteilhaftesten für die Reduktion über alle RBF-Varianten und Mikroorganismen hinweg angesehen werden, wennauch die Effekte im Einzelnen nicht immer sehr deutlich und auch nicht statistisch belegbar sind. Eine Bewertung des Einflusses des Filteralters auf den Rückhalt verschiedener Substanzen ist derzeit nur eingeschränkt möglich, da ein solcher Einfluss in Retentionsbodenfiltern erst nach einer längeren Filterlaufzeit sicher bestätigt werden kann. Da die VersuchsfILTER im Rahmen des Forschungsprojekts nur knapp über ein Jahr betrieben wurden, können hier nur Trends abgeleitet werden. Diese zeigen, dass vor allem der Rückhalt von Phosphat, aber auch von Carbamazepin und Sulfamethoxazol mit zunehmendem Filteralter abzunehmen.

Die Zulaufkonzentration scheint insgesamt entscheidend für die Höhe des Rückhalts der verschiedenen Stoffgruppen zu sein. Insbesondere für die Standardparameter und Spurenstoffe konnten hier teilweise hohe positive Korrelationen festgestellt werden, auch für die Fäkalindikatororganismen zeigt sich dieser Effekt zumindest als Tendenz. Da auch die Wirkungsgrade für den Rückhalt der verschiedenen Stoffe in diesen Fällen stark von ihrer Zulaufkonzentration abhängen, sollte hier vielmehr die absolut erreichte Ablaufkonzentration

als nur der Wirkungsgrad für die Bewertung des Wirkungsgrades berücksichtigt werden. Die wesentlichen Einflüsse der verschiedenen Betriebsparameter der in diesem Projekt untersuchten Retentionsbodenfilteranlagen auf den Stoffrückhalt verschiedener Mischwasserinhaltsstoffe sowie der Verbleib der Stoffe sind in Tabelle 5.2 und Tabelle 5.3 dargestellt.

Tabelle 5.1: Zusammenfassung der Versuchsergebnisse für die Reinigungsleistungen unterschiedlicher Mischwasserinhaltsstoffe

Parameter	Zulaufkonzentration (Median)	Rückhalt (Median)				
		RBF 1	RBF 2	RBF 3a	RBF 3a+3b	Literaturwert
CSB	72,5 mg O ₂ /l	84 %	80 %	80 %	82 %	49 % - 96 %
NH ₄ -N	5,3 mg/l	95 %	86 %	95 %	98 %	60 % - 96 %
PO ₄ -P	1,17 mg/l	60 %	59 %	65 %	87 %	15 % - 99 %
Kupfer	0,010 mg/l	-24 %	-11 %	-25 %	21 %	-11 % - 91 %
Zink	0,186 mg/l	59 %	61 %	64 %	81 %	40 % - 99 %
Nickel	0,006 mg/l	-316 %	-325 %	-49 %	-158 %	77 %
Blei	0,0025 mg/l	39 %	45 %	2 %	7 %	64 %
Eisen	0,59 mg/l	85 %	85 %	86 %	87 %	-26 % - 76 %
<i>E. coli</i>	3.616.000 MPN/100 ml	1,2 log	0,9 log	1,2 log	2,2 log	1,1 – 2,7 log
Enterokokken	180.000 MPN/100ml	1,1 log	0,9 log	1,1 log	2,3 log	0,9 – 1,2 log
Coliphagen	93.000 PBE/100ml	1,1 log	0,9 log	1,0 log	1,8 log	0,6 – 3,1 log
Diclofenac	361 ng/l	23 %	23 %	22 %	62 %	65 % - 99 %
Carbamazepin	132 ng/l	-22 %	-15 %	-21 %	-26 %	-20 % - 39 %
Metoprolol	328 ng/l	76 %	73 %	76 %	89 %	54 % - 84 %
Sulfamethoxazol	69 ng/l	-9 %	1 %	-7 %	-68 %	-13 % - 33 %
BPA	170 ng/l	55 %	56 %	66 %	69 %	64 % - 73 %
Benzotriazol	1.495 ng/l	26 %	25 %	30 %	40 %	32 % - 48 %

Tabelle 5.2: Einflussfaktoren verschiedener Betriebsparameter auf den Rückhalt von Standardparametern und Schwermetallen

		Standardparameter				Schwermetalle				
		CSB	NH4-N	Phosphor	AFS und AFS ₆₃	Kupfer	Zink	Nickel	Blei	Eisen
	Rückhalt	≥ 80 %	≥ 85 %	~ 60 %	≥ 85 %	≤ 0 %	~ 60 %	≤ 0 %	~ 50 %	~ 85 %
Zusammenhang zwischen verschiedenen Betriebsparametern und Stoffrückhalt	Filterhöhe	gering	ja; empfohlene Filterschichtdicke: ≥ 75 cm	gering	nein	nein	nein	nein	nein	nein
	Filterbetrieb (Reihenschaltung)	gering	gering	gering	nein	gering	gering	nein	nein	nein
	Die dem Ereignis vorhergehende Trockenzeit	nein	nein	ja, ab 12 d reduzierter Rückhalt	nein	nein	ja, ab 21 d reduzierter Rückhalt	ja, erhöhte Ablaufkonzentration bei längeren Trockenzeiten	nein	nein
	Filtergeschwindigkeit	nein	gering	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
	Weitere Einflussfaktoren	-	Zulaufkonzentration	-	Filteralter, Zulaufkonzentration, Verfügbarkeit Ca, Al und Fe	Filteralter, Zulaufkonzentration	Zulaufkonzentration	Zulaufkonzentration	-	Filteralter
	Verbleib der eingetragenen Stoffe									
	Biologischer Abbau	ja	ja	nein	teilweise	nein	nein	nein	nein	nein
	Sorptionskapazität/Rücklösungen	-	-	Rücklösungen nach erschöpfter Sorptionskapazität	-	Anreicherung im Filtermaterial	Anreicherung im Filtermaterial	-	Anreicherung im Filtermaterial, teilweise Rücklösungen	Anreicherung im Filtermaterial

Tabelle 5.3: Einflussfaktoren verschiedener Betriebsparameter auf den Rückhalt von Spurenstoffen und hygienisch relevanter Mikroorganismen

		Spurenstoffe					Indikatororganismen			
		Benzotriazol	Bisphenol A	Carbamazepin	Diclofenac	Metoprolol	Sulfamethoxazol	Escherichia coli	Intestinale Enterokokken	Somatische Coliphagen
	Rückhalt	≥ 80 %	≥ 85 %	≤ 0 %	≥ 20 %	≥ 70 %	≤ 0 %	~ 1 log-Stufe	~ 1 log-Stufe	~ 1 log-Stufe
Zusammenhang zwischen verschiedenen Betriebsparametern und Stoffrückhalt	Filterhöhe	nein	gering	nein	nein	nein	nein	ja	gering	gering
	Filterbetrieb (Reihenschaltung)	nein	gering	nein	ja	gering	nein	Reihenschaltung erzielt höhere Wirkungsgrade	Reihenschaltung erzielt höhere Wirkungsgrade	Reihenschaltung erzielt höhere Wirkungsgrade
	Die dem Ereignis vorhergehende Trockenzeit	nein	ja, besserer Rückhalt bis zu 10 d Trockenzeit	nein	nein	Zunahme des Rückhalts nach 20 d Trockenzeit	nein	nein	nein	nein
	Filtergeschwindigkeit	nein	nein	nein	nein	nein	nein	gering	nein	ja
	Weitere Einflussfaktoren	-	Zulaufkonzentration	Zulaufkonzentration	Filteralter, Zulaufkonzentration	-	Zulaufkonzentration, pH-Wert	Zulaufkonzentration	-	-
Verbleib der eingetragenen Stoffe	Biologischer Abbau	unter aeroben Bedingungen möglich	biologische Abbaubarkeit bis zu 10 Tage Trockenzeit	nur unter anaeroben Verhältnissen	unter aeroben Bedingungen möglich	unter aeroben Bedingungen möglich	unter aeroben Bedingungen möglich	teilweise Prädation*	teilweise Prädation*	teilweise Prädation*
	Sorptionskapazität/ Rücklösungen	-	-	Remobilisierung durch Desorption in wasserungesättigten Zonen	-	-	-	-	-	-

*Prädation = Nutzung als Nahrungs-Ressource

6 Empfehlungen für die Praxis

Durch die im Forschungsvorhaben ermittelten Ergebnisse konnten einige Fragen zur Funktionsweise von Retentionsbodenfiltern im Hinblick auf den Rückhalt verschiedener Mischwasserinhaltsstoffe geklärt werden. Diese Erkenntnisse können in Zukunft zur Optimierung des Betriebs bestehender großtechnischer Anlagen bzw. zur Planung von neuen Anlagen genutzt werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass für einige Parameter längere Trockenzeiten von, je nach betrachtetem Parameter, mehr als 10 bis 13 Tagen zu einer geringeren Leistungsfähigkeit des Filters bei einer nachfolgenden Beschickung führen können. Dies gilt insbesondere für den Kohlenstoffrückhalt als auch für die Reduzierung hygienisch relevanter Mikroorganismen. Auch wenn die Ergebnisse lediglich Trends ohne eine statistische Signifikanz darstellen, ist es empfehlenswert, bei zentral gelegenen Retentionsbodenfiltern in der Nähe von Kläranlagen, die Filteroberfläche nach Überschreitung von ca. 10 Tagen Trockenzeit zwischen zwei Beschickungsereignissen mit dem Ablaufwasser der Kläranlage zu beschicken. Diese Beschickung kann oberflächlich mit herkömmlichen Beregnungsanlagen durchgeführt werden und sollte nicht zu einem Einstau des Filters führen, da es hierbei lediglich um die Vermeidung von Trockenstress für den im Filter befindlichen Biofilm geht. Für neue Anlagen, die sich nicht in der Nähe von Kläranlagen befinden, könnte hinter dem Drosselablauf ein Speicherbehälter vorgesehen werden, der Beregnungswasser für längere Trockenperioden bereithält. Hierbei wäre ein Beregnungswasservorrat von $0,1 \text{ (m}^3/\text{m}^2\text{)}$ empfehlenswert, um auch längere Trockenperioden von mehreren Wochen überbrücken zu können. Ein weiterer Vorteil einer Trockenzeitbewässerung von RBF besteht darin, dass der Biofilm auch in zuflussfernen Teilen des Filters am Leben erhalten wird. Darüber hinaus wird der Filterkörper für die Anlage von Bauten bodengrabender Tiere unattraktiver. Dem Problem von Kurzschlussströmungen durch diese Bauten wird damit entgegengewirkt.

Die Ergebnisse bestätigen weiterhin, dass, korrespondierend zum Bodenfilterhandbuch (MKULNV, 2015), in der Praxis auch bei schwierigen hydraulischen Verhältnisse eine Filterschichtdicke von mindestens 75 cm eingehalten werden sollte, um insbesondere hohe Konzentrationen von Nitrat und hygienisch relevanten Mikroorganismen im Ablauf zu vermeiden. Im Hinblick auf alle anderen untersuchten Parameter konnte jedoch nur ein unwesentlich geringer Wirkungsgrad des Filters mit einer Filterschichtdicke von nur 50 cm festgestellt werden.

Die Reihenschaltung von zwei Retentionsbodenfiltern hat in diesem Forschungsvorhaben zu einem erhöhten Rückhalt einiger Stoffgruppen geführt. So konnten insbesondere für

den Phosphatrückhalt und den Rückhalt einiger Schwermetalle als auch für die Reduzierung von hygienisch relevanten Mikroorganismen deutlich bessere Ergebnisse erzielt werden als mit nur einem Filter. Die Empfehlung von WALDHOFF (2008) zur Hintereinanderschaltung von Bodenfiltern zum weitergehenden Rückhalt von hygienisch relevanten Mikroorganismen kann somit bestätigt werden. Deshalb ist es erstrebenswert, Reihenschaltungen von Retentionsbodenfiltern bzw. zweistufige Anlagen zu realisieren. Dies sollte insbesondere bei der direkten Einleitung in Badegewässer und zur Rohwassergewinnung genutzter Wasserkörper (z.B. Talsperre, Uferfiltrat) bzw. der indirekten Einleitung in deren Zuflüsse (z.B. Obersee/Eifel) berücksichtigt werden, da hier eine Steigerung der Reduzierung von hygienisch relevanten Mikroorganismen um eine weitere Log-Stufe auf insgesamt etwa zwei Log-Stufen möglich ist. Die Einhaltung der vorgegebenen Bemessungsregeln kann die Umsetzung einer zweistufigen Anlage erschweren. Da die Bemessungsregeln auch alleine für den ersten Filter(teil) eingehalten werden müssen, führen sie zu einem erhöhten Flächenbedarf der Anlage. Des Weiteren können die hydraulischen Anforderungen bei ungünstigen topographischen Verhältnissen ein Pumpen des Ablaufs der ersten Stufe auf die zweite Stufe bedingen.

Des Weiteren hat sich im Forschungsvorhaben der Einsatz von Redoxsonden als kostengünstige und wartungsarme Alternative zur Bestimmung der vorherrschenden Milieubedingungen wie der Sauerstoffverteilung sowie der Aktivität der Mikroorganismen erwiesen. Somit kann das Redoxpotential als Indikator zur Beurteilung der Reinigungsleistung spezifischer Schadstoffe dienen. Sofern bestehende oder geplante Anlagen über eine Stromversorgung verfügen, kann eine Messung des Redoxpotentials einfach nachgerüstet bzw. eingebaut werden. Somit ist auch eine Überwachung zulaufferner Bereiche möglich.

Eine weitere Erkenntnis ist, dass junge Anlagen zu Beginn des Betriebs noch nicht ihre volle Leistungsfähigkeit erreichen. Wie bereits durch die Datenauswertung anderer Forschungsvorhaben, wie zum Beispiel in TONDERA und PINNEKAMP (2016) beschrieben, deutlich wurde, zeigen auch die Ergebnisse des vorliegenden Forschungsprojekts, dass eine Bewertung der Leistungsfähigkeit von Retentionsbodenfiltern nach einer im Rahmen dieses Projektes realisierbaren Betriebsdauer von knapp zwei Jahren erfolgen kann. Da die ermittelten Leistungsdaten teilweise noch deutlich von den ausgewerteten Literaturangaben zur Leistungsfähigkeit älterer Anlagen abweichen und sich bis zum Erreichen einer beschriebenen Mindestbetriebsdauer von drei Jahren zudem noch deutlich verändern können.

Die Empfehlungen für die Praxis lauten daher im Einzelnen:

- Vermeidung von Trockenzeiten von mehr als 10 Tagen durch eine
 - Bewässerung mit dem Ablauf nahe gelegener Kläranlagen
 - Bewässerung mit Wasser aus einem Bewässerungsbehälter, der mit dem Ablauf des RBFs während eines Regenereignisses befüllt wird
 - Der Bewässerungsvorrat sollte hierbei auf $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2$ Filterfläche dimensioniert werden.
- Durch eine Trockenzeitbewässerung wird die Anlage von Bauten bodengrabender Tiere unterdrückt und der Biofilm auch in beschickungsfernen Bereichen der Filteroberfläche aufrechterhalten.
- Eine Filterschichtdicke von 75 cm sollte im Normalfall nicht unterschritten werden
 - Da sich eine geringere Filterschichtdicke allerdings im Wesentlichen nur auf den Ammoniumrückhalt auswirkt, sollte eine geringere Filterschichtdicke bei ungünstigen hydraulischen Verhältnisse im Ausnahmefall möglich sein.
- Eine Reihenschaltung von zwei Retentionsbodenfiltern wird insbesondere für eine weitergehende Reduzierung von pathogenen Mikroorganismen empfohlen.
 - Die Bemessungsgrundsätze für eine zweite Stufe bedürfen jedoch weiterer Forschung. Von einer gleichen Bemessung wie für die erste Stufe kann vermutlich jedoch abgesehen werden, da sowohl die hydraulische als auch die stoffliche Belastung der zweiten Stufe deutlich geringer ist.
- Redoxsonden stellen eine kostengünstige und einfache Möglichkeit dar, die Leistungsfähigkeit von RBF auch ohne Beprobungen des Zu- und Ablaufs qualitativ bewerten zu können.
 - Hierbei sollten Redoxsonden in verschiedenen Tiefen und an mindestens zwei Stellen im Filter (zulaufnah und zulauffern) installiert werden.
- Eine Leistungsbewertung sollte neben den ermittelten Wirkungsgraden immer auch die absoluten Zu- und Ablaufkonzentrationen berücksichtigen, da insbesondere niedrige Zulaufkonzentrationen in RBF zu schlechten Wirkungsgraden führen können.
- Es sollte ein regelmäßiges Monitoring der Akkumulation von Stoffen im Filtermaterial (insbesondere Phosphor und Schwermetalle) erfolgen, um eine bevorstehende Belastungsgrenze vorherzusehen.
- Eine klassische Leistungsbewertung über Wasseranalysen sollte erst nach drei Betriebsjahren erfolgen.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Retentionsbodenfilter haben sich in den letzten 25 Jahren als wirkungsvolle Maßnahme zur weitgehenden Reduzierung von Gewässerbelastungen durch Mischwasserentlastungen bewährt. Durch die weitere Installation von Retentionsbodenfiltern hinter Regenüberlaufbecken können die stofflichen und hygienischen Belastungen für Oberflächengewässer deutlich vermindert werden.

Unterschiedliche Stoffe wie Nährstoffe, Schwermetalle, hygienisch relevante Mikroorganismen und chemische Spurenstoffe können durch die weitergehende Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern zurückgehalten und teilweise abgebaut werden. Dabei wirken vorrangig die Prozesse der Filtration, der Adsorption und des biologischen Abbaus. Die Filtration wirkt vor allem in Form der Oberflächenfiltration: hier werden die partikulären Bestandteile des Mischwassers an der Oberfläche des Filters mechanisch zurückgehalten. Bei der Adsorption werden die gelösten Stoffe durch die spezifische oder biotische Adsorption zurückgehalten. Bei der spezifischen Adsorption werden die gelösten Partikel durch chemische Bindungen zwischen Bodenkomplex und Adsorptiv festgehalten. Bei der biotischen Adsorption werden die gelösten Stoffe von einem Biofilm und den darin befindlichen Mikroorganismen aufgenommen. Die eigentliche Reinigung in RBF erfolgt durch biochemische Prozesse, hier werden die Mischwasserinhaltsstoffe durch mikrobielle Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse eliminiert.

Eine Vielzahl an Faktoren kann den Rückhalt von Abwasserinhaltsstoffen in RBF beeinflussen. Dabei spielen die Eigenschaften des Filtermaterials, die Filtervegetation, die Betriebszustände mit Einstellung der Fließgeschwindigkeit und Drosselabflussspende, die Wasserbewegungen im Filterkörper und das daraus resultierende Risiko der Kolmation einerseits sowie die physikalischen und chemischen Größen wie Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt im Boden und Redoxpotential wichtige Rollen. Die verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe werden auf unterschiedliche Art und Weise zurückgehalten. Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen werden von Mikroorganismen abgebaut. Phosphorverbindungen sowie Schwermetalle werden vorrangig durch Sorptionsprozesse im Filtermaterial gebunden. Indikatororganismen werden durch die Prozesse der Filtration, Adsorption und vor allem durch den biologischen Abbau eliminiert. Der Rückhalt der Spurenstoffe scheint stark von der unterschiedlichen Akkumulation der Stoffe im Filtermaterial abzuhängen, was auf die Adsorption im Biofilm bzw. die chemische Sorption mit Carbonat etc. zurückschließen lässt. Da diese Sorption jedoch nicht dauerhaft ist, kann es selbst bei hoher Wiederfindungsrate zu nur niedrigem Rückhalt der Spurenstoffe kommen. Es kann aber auch zu einer (dauerhaften) Fixierung der Stoffe kommen, in

welchem Fall ein guter Rückhalt erzielt wird. Zu untersuchen gilt dann, ob der Stoff biologisch abbaubar ist (wie beispielsweise BPA). Ist dies der Fall, kann von einem biologischen Abbau des Stoffs im Filtersand ausgegangen werden. Vieles weist jedoch darauf hin, dass ein Großteil der untersuchten Stoffe nach einer Adsorption an das Filtermaterial während der Trockenphasen biologisch abgebaut wird. Der letztendliche Rückhalt hängt hierbei stark von der biologischen Abbaubarkeit der Einzelsubstanz ab.

Neben diesen Einflussfaktoren können auch die Trockenphasen zwischen den Beschickungsereignissen und das Filteralter das Rückhaltevermögen in RBF beeinflussen.

Außer den Standardparametern CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ sind in diesem Forschungsvorhaben umweltrelevante Schwermetalle, die Indikatororganismen *Escherichia coli*, intestinale Enterokokken und somatische Coliphagen sowie ausgewählte Spurenstoffe analysiert worden.

Die Ergebnisse für den Rückhalt der einzelnen Parameter sind jedoch sehr unterschiedlich. Der CSB wird mit 82 % gut zurückgehalten, wobei die Zulaufkonzentrationen eher einen Einfluss auf den Rückhalt haben als die Trockenphasen.

Der Rückhalt des $\text{NH}_4\text{-N}$ liegt bei rund 95 %, hier scheint die Filterschichtdicke die Reinigungsleistung am meisten zu beeinflussen.

Das Rückhaltevermögen des $\text{PO}_4\text{-P}$ liegt bei rund 62 %, wobei die Zulaufkonzentration einerseits sowie das Filteralter andererseits Einfluss auf den Rückhalt nehmen.

Bei den Schwermetallen wurden sehr unterschiedliche Ergebnisse ermittelt: Während Zink, Eisen und Blei zum Teil gut zurückgehalten wurden, konnten die Gehalte an Kupfer und Nickel kaum reduziert werden. Dies ist jedoch auch auf die geringen Zulaufkonzentrationen zurückzuführen.

Die Indikatororganismen *Escherichia coli*, intestinale Enterokokken und somatische Coliphagen konnten in allen Anlagen im Mittel mindestens um 1,0 log-Stufen vermindert werden. Die besten Reinigungsleistungen konnten hierbei vor allem durch die Reihenschaltung der RBF 3a und 3b erzielt werden. Jedoch konnten auch hier starke Wechselwirkungen zwischen Zulauf- und Ablaufkonzentrationen festgestellt werden. Die Ergebnisse können helfen, das System dem Bedarf der örtlichen Gegebenheiten und den Hygieneanforderungen der nachfolgenden Oberflächengewässer anzupassen. Es konnte keine statistisch signifikante Korrelation zwischen der Zulaufkonzentration und der Reduktion nachgewiesen werden, wie dies für die chemischen Parameter der Fall war.

Die Ergebnisse für den Rückhalt von Spurenstoffen fallen unterschiedlich aus. Während Diclofenac, Metoprolol, BPA und Benzotriazol zurückgehalten werden, findet bei Carbamazepin und Sulfamethoxazol keine Reduktion statt. Bei allen Spurenstoffen sind zum Teil hohe bis sehr hohe positive Zusammenhänge zwischen Zulaufkonzentrationen und Ablaufkonzentrationen ermittelt worden. Die Trockenzeit sowie das Filteralter scheinen hingegen keinen Einfluss auf die Rückhalteleistung zu haben.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die unterschiedlichen Konfigurationen der RBF die Rückhalteleistung beeinflussen können. Die Trockenphasen nehmen nur in geringerem Maße Einfluss auf das Rückhaltevermögen. Das Filteralter spielt hauptsächlich beim Phosphor und den Schwermetallen eine Rolle, so können nach einiger Zeit Rücklösungen dieser Stoffe stattfinden. Einen großen Einfluss auf den Wirkungsgrad zeigt bei allen untersuchten Stoffen auch die Zulaufkonzentration. Ist diese sehr gering, können meist nur geringe Wirkungsgrade erreicht werden. Da die Ablaufkonzentration aufgrund der geringen Zulaufkonzentration in diesem Fall jedoch ebenfalls sehr gering ist, führt eine alleinige Darstellung des Wirkungsgrads hier zu einem Trugschluss über die tatsächliche Belastung im Ablauf. Demnach sind insbesondere bei geringen Zulaufkonzentrationen die absolut erzielten Ablaufkonzentrationen von größerer Bedeutung und sollten bei einer Bewertung der Leistungsfähigkeit vornehmlich bewertet werden.

Um in Zukunft die Leistungsfähigkeit von RBF noch besser bewerten zu können, sind Untersuchungen mit realen Konzentrationen verschiedener Mischwasserinhaltsstoffe zu empfehlen. Daher sollten in Zukunft Versuche an halbtechnischen Retentionsbodenfilteranlagen möglichst mit realem Mischwasser aus Regenüberlaufbecken durchgeführt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Nutzung von künstlich erzeugtem Mischwasser, welches jedoch für alle Mischwasserinhaltsstoffe definierte, und damit in der Regel höhere, Konzentrationen verschiedener Inhaltsstoffe aufweisen sollte als das in diesem Projekt erzeugte Mischwasser.

Darüber hinaus haben die Versuche und auch verschiedene Literaturlauswertungen ergeben, dass die Beurteilung der langfristigen Leistungsfähigkeit von Retentionsbodenfilteranlagen erst nach einigen Betriebsjahren möglich ist. Aus diesem Grund ist eine Weiterführung von Versuchen in der halbtechnischen Versuchsanlage, die im vorliegenden Projekt realisiert wurde, empfehlenswert. So wäre es außerdem möglich, einen Vergleich zwischen der Leistungsfähigkeit neuer Filter mit der von mehrjährig betriebenen Filtern durchführen zu können.

Außerdem ist die Untersuchung modifizierter Aufbauten des Filterkörpers ein Bereich, der weiterer Forschung bedarf, um die Möglichkeit der Steigerung der Leistungsfähigkeit von Retentionsbodenfiltern im Allgemeinen zu ermitteln.

Da sich der Biofilm im Filterkörper als einer der wichtigsten Faktoren für den Rückhalt verschiedener Mischwasserinhaltsstoffe erwiesen hat, sollten auch in diesem Bereich die Untersuchungen fortgesetzt werden. Erste Studien unter Anwendung der Methode des sogenannten „Community Level Physiological Profiling“ zeigen Ergebnisse, mit denen ein Monitoring des Biofilms auch an großtechnischen Anlagen möglich ist.

8 Literatur

- AL-ISAWI, R.; RAY, S.; SCHOLZ, M. (2017): *Comparative study of domestic wastewater treatment by mature vertical-flow constructed wetlands and artificial ponds*. Ecological Engineering. Vol. 100, pp. 8-18.
- BATHEN, D.; BREITBACH, M. (2001): *Adsorptionstechnik*. Springer Verlag, Berlin, ISBN 978-3-540-41908-2.
- BAYRHUBER, H.; HAUBER, W.; KULL, U. (1989): *Linder Biologie*. Kull, U. [Hrsg], Westermann-Verlag, Braunschweig, ISBN: 978-3-507-10101-2.
- BIER, A. (2010): *RedOx – Einführung in die Redoxmessung – Praxisbericht*. Hach Lange GmbH [Hrsg], Online verfügbar unter: <https://at.hach.com/asset-get.download.jsa?id=25593611951>, Zuletzt geprüft am 26.06.2017
- BLECKEN, G.; ZINGER, Y.; DELETIC, A.; FLETCHER, T.; VIKLANDER, M. (2008): *Heavy metal removal by stormwater biofilters: can it withstand alternative wetting and drying conditions?* 11. International Conference on Urban Drainage. Edinburgh.
- BRIX, H. (1997): *Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Water Science Technology. Vol. 35, Issue 5, pp. 11-17.
- BRUNNER, P.; ROTH, H. (2004): *Planung und Gestaltung von Retentionsbodenfilteranlagen*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall. Jg. 51, Nr. 10, S. 1089-1095.
- BÖRNER, T. (1992): *Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen*. Dissertation am Fachbereich Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt - Institut für Wasserversorgung, Schriftenreihe WAR, Band 58, Darmstadt.
- BUTTON, M.; NIVALA, J.; WEBER, K. P.; AUBRON, T.; MÜLLER, R. A. (2015): *Microbial community metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs*. Ecological Engineering, Vol. 80, pp. 162-171.
- CHANDRASENA, G. I.; DELETIC, A.; ELLERTON, J.; MCCARTHY, D. T. (2012): *Evaluation Escherichia coli removal performance in stormwater biofilters: a laboratory-scale study*. Water Science and Technology. Vol. 66, Issue 5, pp. 1132-1138.
- CHARACKLIS, G.; MACKENZIE, J. D.; SIMMONS III, O. D.; LIKIRDOPOLUS, C. A.; KROMETIS, L. A.; SOBSEY, M. D. (2005): *Microbial partitioning to settleable particles in stormwater*. Water Research. Vol. 39, Issue 9, pp. 1773-1782.
- CHRISTOFFELS E.; MERTENS F. M.; KISTEMANN T.; SCHREIBER C. (2014): *Retention of pharmaceutical residues and microorganisms at the Altendorf retention soil filter*, Water Science and Technology 70(9): 1503-1509
- CORAPCIOGLU Y. M.; HARIDAS, A. (1984): *Transport and fate of microorganisms in porous media: A theoretical investigation*. Journal of Hydrology, Vol. 72, Issues 1-2, pp. 149-169.

- DALKMANN, P.; BROSZAT, M.; SIEBE, C.; WILLASCHEK, E.; SAKINC, T.; HÜBNER, J.; AMELUNG, W.; GROHMANN, E.; SIEMENS, J. (2012): *Accumulation of Pharmaceuticals, Enterococcus, and Resistance Genes in Soils Irrigated with Wastewater for Zero to 100 Years in Central Mexico*. PLoS ONE, Vol. 7, Issue 9, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045397>
- DALKMANN, P.; SIEBE, C.; AMELUNG, W.; SCHLOTTER, M.; SIEMENS, J. (2014): *Does Long-Term Irrigation with Untreated Wastewater Accelerate the Dissipation of Pharmaceuticals in Soil?* Environmental Science and Technology, Vol. 48, Issue 9, pp. 4963-4970.
- DIERSCHKE, M. (2014): *Methodischer Ansatz zur Quantifizierung von Feinpartikeln (PM63) in Niederschlagsabflüssen in Abhängigkeit von der Herkunftsfläche*. Dissertation am Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 37, Kaiserslautern.
- DIERSCHKE, M.; WELKER, A. (2015): Bestimmung von Feststoffen in Niederschlagsabflüssen. gwf Wasser Abwasser, Jg. 156, Nr. 4, S. 440-444.
- DIN 18123 (2011): *Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN 18130-1 (1998): *Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes - Teil 1*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN 18196. (2011): *Erd- und Grundbau - Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN 38409-1 (1987): *Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen – Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtrattrockenrückstandes und des Glührückstandes*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN 38409-2 (1987): *Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen – Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes – Teil 2*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN 38409-7 (2005): *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 7*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN EN 1484. (1997): *Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN EN 872. (2005): *Bestimmung suspendierter Stoffe – Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.

- DIN EN ISO 10705-2 (2002): *Nachweis und Zählung von Bakteriophagen – Zählung von somatischen Coliphagen – Teil 2*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN EN ISO 7899-1 (1998): *Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken in Oberflächenwasser und Abwasser – Teil 1*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN EN ISO Entwurf 9308-1 (2012): *Wasserbeschaffenheit – Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien - Teil 1. Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DIN EN ISO 9308-3 (1999): *Nachweis und Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien in Oberflächenwasser und Abwasser - Miniaturisiertes Verfahren durch Animpfen in Flüssigmedium (MPN-Verfahren)*. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.], Berlin.
- DITTMER, U. (2006): *Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung*. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 23, Kaiserslautern.
- DITTMER, U.; SCHMITT, T. G. (2011): *Purification Processes in Biofilter Systems for CSO Treatment*. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre.
- DITTMER, U.; MEYER, D.; TONDERA, K.; FUCHS, S. (2016): *Treatment Of CSO In Retention Soil Filters - Lessons Learned From 25 Years Of Research And Practice*. [Konferenzprotokoll]. 9th International Conference NOVATECH, Lyon.
- DRESCHER, D.; HASSELBACH, R. (2010): *Pflanzenkläranlagen im Mischsystem nach dem Konzept des Entsorgungsverbands Saar - Betriebsergebnisse zur Bewertung der Leistungsfähigkeit*. KA Korrespondenz Abwasser Abfall, Jg. 57, Nr. 7, S. 670-675.
- DUSEK, J.; PICEK, T.; CIZKOVA, H. (2008): *Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment. Diel, seasonal and spatial fluctuations*. Ecological Engineering, Vol. 34, Issue 3, pp. 223-232.
- DWA (2005): *Merkblatt DWA-M 178. Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. [Hrsg.], Hennef.
- DWA (2013): *Arbeitsblatt DWA-A 166. Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung – Konstruktive Gestaltung und Ausrüstung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. [Hrsg.], Hennef.
- DWA (2017): *Arbeitsblatt DWA-A 178. Retentionsbodenfilteranlagen – Entwurf*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. [Hrsg.], Hennef.

- EYCKMANN-WOLTERS, R.; FUCHS, S.; MAUS, C.; SOMMER, M.; VOßWINKEL, N.; MOHN, R.; UHL, M.; SCHMITT, T. G.; BERGER, C. (2013): *Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen Phase 1*. Projektbericht im Auftrag des MKULNV NRW.
- FELMEDEN, J. (2005): *RBF-Anlagen Fulda, Perfgebiet, Oberelsungen: Stand der Forschungsarbeiten*. 10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium – Forschung für die Praxis. Wasser Abwasser Umwelt, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel, Band. 27, Kassel.
- FELMEDEN, J. (2013): *Phosphorrückhalt in der Mischwasserbehandlung durch Retentionsbodenfilter-Anlagen*. Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Umweltwesen der Universität Kassel, Wasser Abwasser Umwelt, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band. 33, Kassel.
- FRANKE C.; RECHENBURG A.; BAUMANN S.; WILLKOMM M.; CHRISTOFFELS E.; EXNER M.; KISTEMANN T. (2009): The emission potential of different land use patterns for the occurrence of coliphages in surface water, *Int J Hyg Environ Health* 212(3): 338-45
- FRECHEN, F. B.; SCHIER, W.; FELMEDEN, J. (2006): *The Plant-Covered Retention Soil Filter (RSF): The Mechanical and Biological Combined Sewer Overflow (CSO) Treatment Plant*. *Engineering in Life Sciences*, Vol. 6, Issue 1, pp. 74-79.
- FRECHEN, F. B. (2009): *Retentionsbodenfilter in Hessen*. Wasser Abwasser Umwelt, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel, Band. 29, Kassel.
- FRECHEN, F. B. (2013): *Retentionsbodenfilter (RBF) in Hessen-Ergänzungsuntersuchungen zum Phosphor- und Schwermetallrückhalt*. Wasser Abwasser Umwelt, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Kassel, Band. 35, Kassel.
- FRECHEN, F. B. (2015): *Einstufige Verfahrenstechnik bei Retentionsbodenfiltern - P- und Schwermetallrückhalt, prioritäre Stoffe*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. [Hrsg.], DWA-Workshop: Retentionsbodenfilter Instandhaltung und Betrieb, Grünberg.
- FUCHS, S. (2003): *Retentionsbodenfilter - Betriebserfahrungen/Konsequenzen*. ATV-DVWK Regenwassertage, Landau.
- GARCIA, J.; ROUSSEAU, D. P. L.; MORATO, J.; LESAGE, E. L. S.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. (2010): *Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands. A Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 40, Issue 7, pp. 561-661.

- GASPERI, J.; GARNAUD, S.; ROCHER, V.; MOILLERON, R. (2011): *Priority substances in combined sewer overflows: case study of the Paris sewer network*. Water Science and Technology, Vol. 63, Issue 5, pp. 853-858.
- GROTEHUSMANN, D.; RÜTER, J.; LAMBERT, B.; FUCHS, S.; UHL, M.; LEUTNANT, D. (2016): *Erhebungsuntersuchung zur Optimierung der Retentionsbodenfilter in NRW – Berichtsteil*, Endbericht zur gleichnamigen Erhebungsuntersuchung, Hannover.
- GUJER, W. (2006): *Siedlungswasserwirtschaft*. Springer-Verlag, Zürich, ISBN 978-3-540-34330-1
- GUMBRICHT, T. (1993): *Nutrient removal process in freshwater submersed macrophyte systems*. Ecological Engineering, Vol. 2, Issue 1, pp. 1-30.
- HAHN, J. (2014): *Schwermetall - Status und Schwermetallmobilität in Auenböden und Stauesedimenten unter besonderer Berücksichtigung von Durchfeuchtungs- und Wasserstandsänderungen*. Dissertation am Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg, Online verfügbar unter: <http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2014/0103/pdf/djh.pdf>, Zuletzt geprüft am 27.06.2017.
- HAIß, A.; KÜMMERER, K. (2006): *Biodegradability of the X-ray contrast compound diatrizoic acid, identification of aerobic degradation products and effects against sewage sludge micro-organisms*. Chemosphere, Vol. 62, Issue 2, pp. 294-302.
- HIRSCH, R.; TERNES, T.; HABERER, K.; KRATZ, K. L. (1999): *Occurrence of antibiotics in the aquatic environment*. Science of The Total Environment, Vol. 225, Issue 1-2, pp. 109-118.
- HMUELV (2011): *Empfehlungen für Bemessung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfilteranlagen im Mischsystem in Hessen*. Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Hessisches Ministerium für Umwelt [Hrsg.], Wiesbaden.
- IVASHECHKIN, P. (2006): *Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, GWA Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 205, Aachen.
- IWW (2010): *Bewertung der Leistungsfähigkeit von vier Retentionsbodenfiltern hinsichtlich der Rückhaltung hygienisch relevanter Mikroorganismen*. Abschlussbericht des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wasserforschung, Mülheim.
- JOSS, A.; ZABCYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. (2006): *Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme*. Water Research, Vol. 40, Issue 8, pp. 1686-1696.
- KALSCH, W. (1999): *Biodegradation of the iodinated X-ray contrast media*. Science of The Total Environment, Vol. 225, Issues 1-2, pp. 143-153.

- KASTING, U. (2002): *Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von stark befahrenen Straßen*. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Universität Kaiserslautern, Online verfügbar unter: <https://kluedo.ub.uni-kl.de/files/1363/diss.pdf>, Zuletzt geprüft am 27.06.2017.
- KAYSER, K.; KUNST, S.; FEHR, G.; VOERMANEK, H. (2003): *Controlling a combined lagoon/reed bed system using the oxidationreduction potential (ORP)*. Water Science and Technology, Vol. 48, Issue 5, pp. 167-174.
- KEMPER, M.; FUCHS, S. (2015): *Untersuchungen zum Feststoffrückhalt von Schrägklärern im Mischsystem*. 14. DWA Regenwassertage, Hamburg.
- KISTEMANN, T.; CHRISTOFFELS, E.; FRANKE, C.; RECHENBURG, A.; WILLKOMM, E.; EXNER, M. (2007): *Mikrobielle Fließgewässerbelastungen der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist (SWIST III)*. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben SWIST III, unveröffentlicht.
- KOLYMBAS, D. (2007): *Geotechnik, Bodenmechanik, Grundbau und Tunnelbau*. Springer-Verlag, ISBN 978-3-540-68965-2
- KUHLMANN, B.; SKARK, C.; ZULLEI-SEIBERT, N. (2010): *Definition und Bewertung von trinkwasserrelevanten Chemikalien im Rahmen der REACH-Verordnung und Empfehlungen zum Screening nach potentiell kritischen Substanzen*. Umweltbundesamt [Hrsg.], Online verfügbar unter: http://www.reach-info.de/dokumente/Trinkwasserrelevanz-FKZ_363_01_241-Langfassung.pdf, Zuletzt geprüft am: 24.03.2017.
- LUBW (2002): *Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem*. Abschlussbericht im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LV, T.; CARVALHO, P. N.; ZHANG, L.; ZHANG, Y.; BUTTON, M.; ARIAS, C. A.; WEBER, K. P.; BRIX, H. (2017): *Functionality of microbial communities in constructed wetlands used for pesticide remediation: Influence of system design and sampling strategy*. Water Research, Vol. 110, pp. 241–251.
- MANG, J.; SAUER, W.; GROTEHUSMANN, D.; SCHIEDT, L.; TIMMELMANN, V.; UHL, M.; MAUS, C. (2011): *Untersuchungen zur Wirkungsweise eines großen Retentionsbodenfilters am Beispiel des RBF Haarbach*. 44. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft, Schriftenreihe GWA Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 223, S. 31/1-31/18.
- MARTIENSSEN, M. (2001): *Leistung immobilisierter Mikroorganismen bei der Eliminierung von Umweltschadstoffen*. Habilitationsschrift, vorgelegt an der Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle.

- MEHLICH, A. (1953): *Rapid determination of cation and anion exchange. properties and pH of soils.* J. Ass. Off. Agric. Chem., Vol. 36, pp. 445-457.
- MERSMANN, P. (2003): *Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und ungesättigten Zone.* Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften der Technischen Universität Berlin, Online verfügbar unter: https://depositonce.tu-berlin.de/bitstream/11303/1005/1/Dokument_15.pdf, Zuletzt geprüft am 27.06.2017
- MERTENS, F. M.; CHRISTOFFELS, E.; SCHREIBER, C.; KITEMANN, T. (2012): *Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf.* Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 59, Nr. 12, S. 1137-1143.
- MEYER, D. (2011): *Modellierung und Simulation von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung.* Dissertation am Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 31, Kaiserslautern.
- MUNLV (2003): *Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb.* Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Ministerium für Umwelt und Naturschutz [Hrsg.], Düsseldorf.
- MKULNV (2015): *Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, Bau und Betrieb.* Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Ministerium für Umwelt und Naturschutz [Hrsg.], Düsseldorf.
- MUDRACK, K.; KUNST, S. (1991): *Biologie der Abwasserreinigung.* Gustav Fischer Verlag, ISBN 978-3-8274-2576-8.
- NASU, M.; GOTO, M.; KATO, H.; OSHIMA, Y.; TANAKA, H. (2001): *Study in endocrine disrupting chemicals in wastewater treatment plants.* Water Science and Technology. Vol. 43, Issue 2, pp. 101-108.
- NEUMANN, G.; FEUCHT, H. H.; BECKER, W.; SPÄTH, M. (2010): *Gynäkologische Infektionen.* Springer Verlag, Berlin Heidelberg, ISBN: 978-3-642-05266-8
- NOBLE, R. T.; DORSEY, J. H.; LEECASTER, M.; OROZCO-BORBON, V. (2000): *A regional survey of the microbiological water quality along the shoreline of the Southern California Bight.* Environmental Monitoring and Assessment, Chapter 64, pp. 435-477.
- OLIVER, J.D., (2005): *The viable but nonculturable state in bacteria.* J. Microbiol. Seoul Korea 43 Spec No, 93–100.
- ORB, R. (2012): *Rückhalt hygienerelevanter Bakterien in mischwasserbeschickten Retentionsbodenfiltern - Konstruktive Hinweise.* Dissertation an der Fakultät für

- Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften (BGU) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), Schriftenreihe SWW, Band 142, Karlsruhe.
- ORB, R. (2013): *Reduktion von hygienerelevanten Bakterien in Mischwasser mit Retentionsbodenfiltern*. BIOPLAN Ingenieurgesellschaft für Planen und Bauen in der Wasser- und Abfallwirtschaft mbH. [Hrsg.], Online verfügbar unter: www.bioplan.de/infoblatt/Expose-Keimelimination_Diss_Orb_5-2013.pdf, Zuletzt geprüft am: 24.03.2017.
- RAS-EW. (2005): *Richtlinien für die Anlage von Straßen. Arbeitsgruppe Erd- und Grundbau*. FGSV-Verlag, Köln, ISBN 3-937-35-6-69-X.
- REDDY, K.; DANVELO, E. (1997): *Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands*. Water Science and Technology, Vol. 35, Issue 5, pp. 1-10.
- PASSERAT, J.; OUTTARA, N. K.; MOUCHEL, J. M.; ROCHER, V.; SERVAIS, P. (2011): *Impact of an intense combined sewer overflow on the microbiological water quality of the Seine River*. Water Research, Vol. 45, Issue 2, pp. 893-903.
- PINNEKAMP, J.; TONDERA, K.; KOENEN, S.; DAHMEN, H.; BAXPEHLER, H.; KIESEWSKI, R. (2013): *Betriebsoptimierung von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem*. Abschlussbericht im Auftrag des MKULNV [Hrsg.], Aachen.
- ROTH-KLEYER, S.; ESSER, C.; DEBUS, T. (2010): *Stand der Retentionsbodenfilter-Technik in Deutschland - Praxiserhebung aus Sicht der Vegetationstechnik*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 57, Nr. 12, S. 1209-1212.
- RÜHMLAND, S. (2015): *Technische Feuchtgebiete zur Nachreinigung von Abwasser*. Dissertation an der Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt der Technischen Universität Berlin, Online verfügbar unter: https://depositonce.tu-berlin.de/bitstream/11303/5186/5/ruehmland_sabine.pdf, Zuletzt geprüft am 27.06.2017.
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (2010): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, ISBN 978-3827413246
- SCHEURER, M.; HEß, S.; LÜDDEKE, F.; SACHER, F.; GÜDE, H.; LÖFFLER, H.; GALLERT, C. (2015a): *Removal of micropollutants, facultative pathogenic and antibiotic resistant bacteria in a full-scale retention soil filter receiving combined sewer overflow - Processes & Impacts*. Environmental Science, Vol. 17, pp. 186-196.
- SCHEURER, M.; SACHER, F.; RICHTER, D. (2015b): *Auf der Spur der Spurenstoffe: Eliminationsleistung verschiedener Abwassertechnologien und ihre Relevanz fürs Oberflächenwasser*. Abschlussveranstaltung des BMBF-Verbundprojekts SchussenAktivplus. Langenargen.

- SCHEYTT, T.; MERSMANN, P.; LINDSTÄDT, R.; HEBERER, T. (2005): *Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments*. Chemosphere, Vol. 60, Issue 2, pp. 245-253.
- SCHMIDT, C. K.; LANGE, F. T.; BRAUCH, H. J.; KÜHN, W. (2003): *Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany*. DVGW Water Technology Center, Karlsruhe.
- SCHMITT, T. G.; DITTMER, U.; WELKER, A. (2005): Entwicklung von zukünftigen Strategien zur weitergehenden Mischwasserbehandlung mit Hilfe von Bodenfilteranlagen. Online verfügbar unter: <http://www.cleaner-production.de/index.php/de/themen/nachhaltige-wasserwirtschaft/abwassertechnik/kommunale-abwaesser/887-entwicklung-von-zukuenftigen-strategien-zur-weitergehenden-mischwasserbehandlung-mit-hilfe-von-bodenfilteranlagen>, Zuletzt geprüft am 24.03.2017.
- SCHMITT, T. G.; WELKER, A.; DIERSCHKE, M.; UHL, M.; MAUS, C.; REMMLER, F. (2010): *Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren*. Abschlussbericht im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Kaiserslautern.
- SCHOLZ, M.; LEE, B.-H. (2005): *Constructed wetlands. A review*. International Journal of Environmental Studies, Vol. 62, Issue 4, pp. 421-447.
- SCHREIBER, C., RECHENBURG, A., KOCH, C., CHRISTOFFELS, E., CLAßEN, T., WILLKOMM, M., MERTENS, F. M., BRUNSCH, A. F., HERBST, S., RIND, E., KISTEMANN, T. (2016): Two decades of system-based hygienic–microbiological research in Swist river catchment (Germany), Environmental Earth Sciences 75(21): DOI: 10.1007/s12665-016-6100-9
- SCHREIBER C.; RECHENBURG A.; RIND E.; KISTEMANN T. (2015): The impact of land use on microbial surface water pollution, International Journal of Hygiene and Environmental Health 218(2): 181-187
- SCHWARZ, M.; FUCHS, S.; HAHN, H. H. (2003): *Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfiltern*. Wasser und Abfall, Nr. 10/2003, S. 20-23.
- STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V. (2014): *Vertical Flow Constructed Wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment*. Elsevier Science, ISBN 9780124046122.
- STEINERT, M.; EMÖDY, L.; AMANN, R.; HACKER, J. (1997): Resuscitation of viable but nonculturable Legionella pneumophila Philadelphia JR32 by Acanthamoeba castellanii. Appl. Environ. Microbiol. 63, 2047–2053.
- STRUCK, S. D.; SELVAKUMAR, A.; BORST, M. (2006): *Performance of Stormwater Retention Ponds in Reducing Microbial Concentrations*. US Environmental Protection Agency, Washington DC.

- TONDERA, K.; KOENEN, S.; DAHMEN, H.; PINNEKAMP, J. (2013): *Combined Sewer Overflow Treatment: Removal of oxygen-depleting parameters through Retention Soil Filters*. 8th International Conference NOVATECH, Lyon.
- TONDERA, K.; KOENEN, S.; DAHMEN, H.; PINNEKAMP, J. (2014): *Untersuchung der Reduktion von Spurenstoffen, Bakterien, Bakteriophagen und abfiltrierbaren Stoffen im Retentionsbodenfilter*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, Jg. 61, Nr. 7, S. 594-600.
- TONDERA, K.; PINNEKAMP, J. (2016): *Leistungsfähigkeit und Betriebsdaten von Retentionsbodenfiltern im Mischsystem in Nordrhein- Westfalen*. 49. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Schriftenreihe GWA Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 239, S. 29/1-29/14.
- TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. (2009): *Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters*. Desalination, Vol. 246, Issues 1-3, pp. 170-179.
- TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. (2009): *Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands*. Science of The total environment, Vol. 407, Issue 13, pp. 3958-3971.
- TUKEY, J. W. (1977): *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley, Princeton, ISBN 0-201-07616-0.
- UHL, M.; DITTMER, U. (2005): *Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany*. Water Science and Technology, Vol. 51, Issue 9, pp. 23-30.
- UHL, M.; SCHMITT, T. G.; HENRICHS, M.; MAUS, C.; MEYER, D.; PERREFORT, T.; WELKER, A.; WOZNIAK, R. (2007): *Erstellung eines Eignungsnachweises für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter*. Schlussbericht zur Vor- und Hauptstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- VDLUFA (1991): *VDLUFA-Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden*. ISBN 978-3-941273-13-9.
- WALDHOFF, A. (2008): *Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern*. Schriftenreihe Wasser, Abwasser, Umwelt des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 30, Kassel
- WEBER, K.P.; LEGGE, R.L. (2010): *Community-Level Physiological Profiling*, In: Cummings, S. P [Hrsg.], *Bioremediation - Methods and Protocols*. Vol. 599. Chapter 16, pp. 263-28 Humana Press, Newcastle upon Tyne, ISBN: 978-1-60761-440-1
- WEBER, K. P.; LEGGE, R. L. (2011): *Dynamics in the bacterial community-level physiological profiles and hydrological characteristics of constructed wetland mesocosms during start-up*. Ecological Engineering, Vol. 37, pp. 666-677.

WELKER, A. (2007): *Assessment of organic pollutants with respect to occurrence and fate in combined sewer systems and possible impacts on receiving waters*. Water Science and Technology, Vol. 56, pp. 141-156.

WOZNIAK, R. (2008): *Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern*. Dissertation am Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung/Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 24, Kaiserslautern.

Anhang

A: Mobile Schwermetallgehalte mittels NH₄NO₃-Extraktion

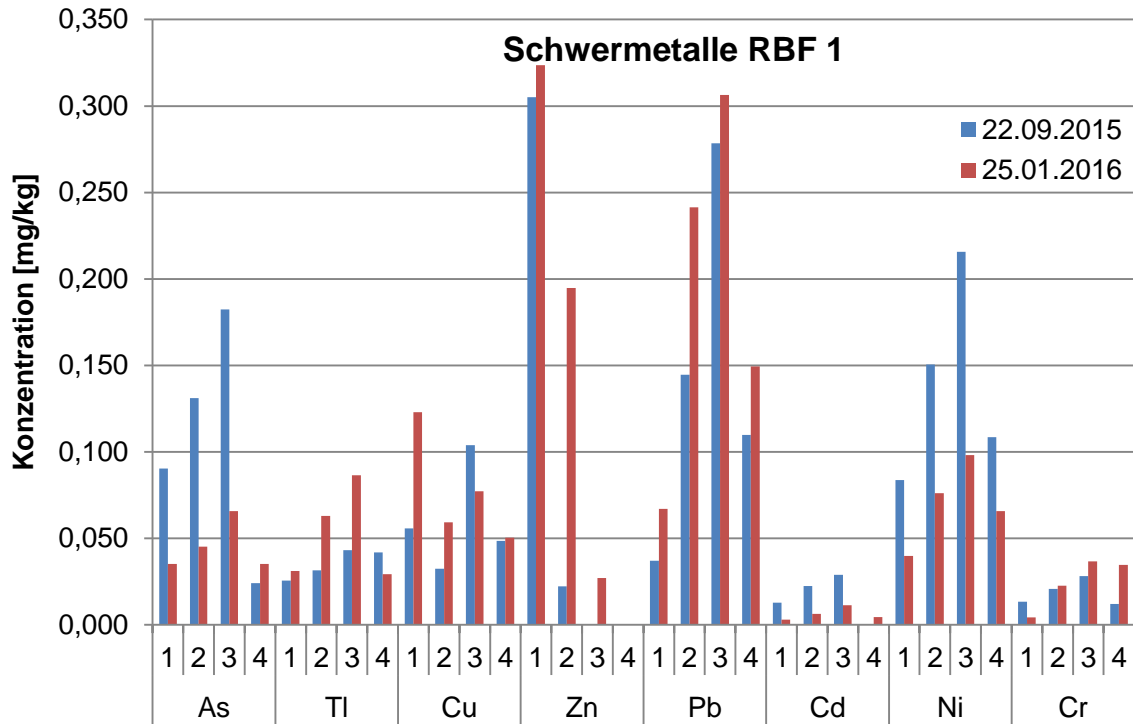


Abbildung A.1: Mobile Schwermetallgehalte mittels NH₄NO₃-Extraktion in RBF 1

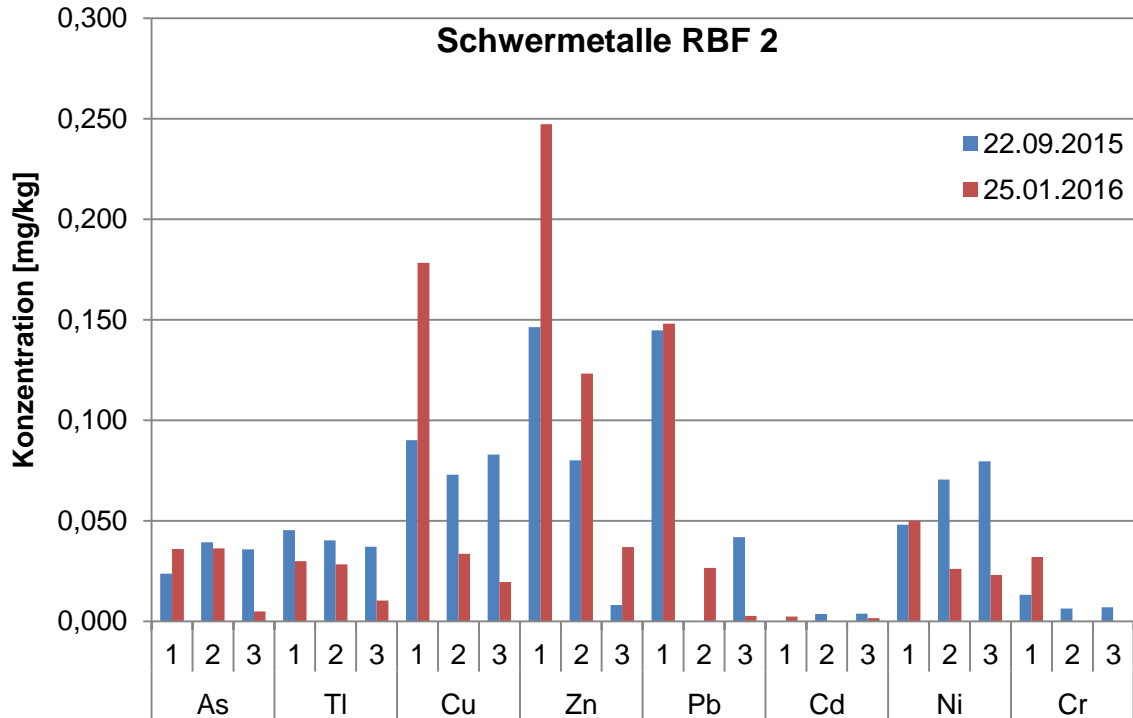


Abbildung A.2: Mobile Schwermetallgehalte mittels NH₄NO₃-Extraktion in RBF 2

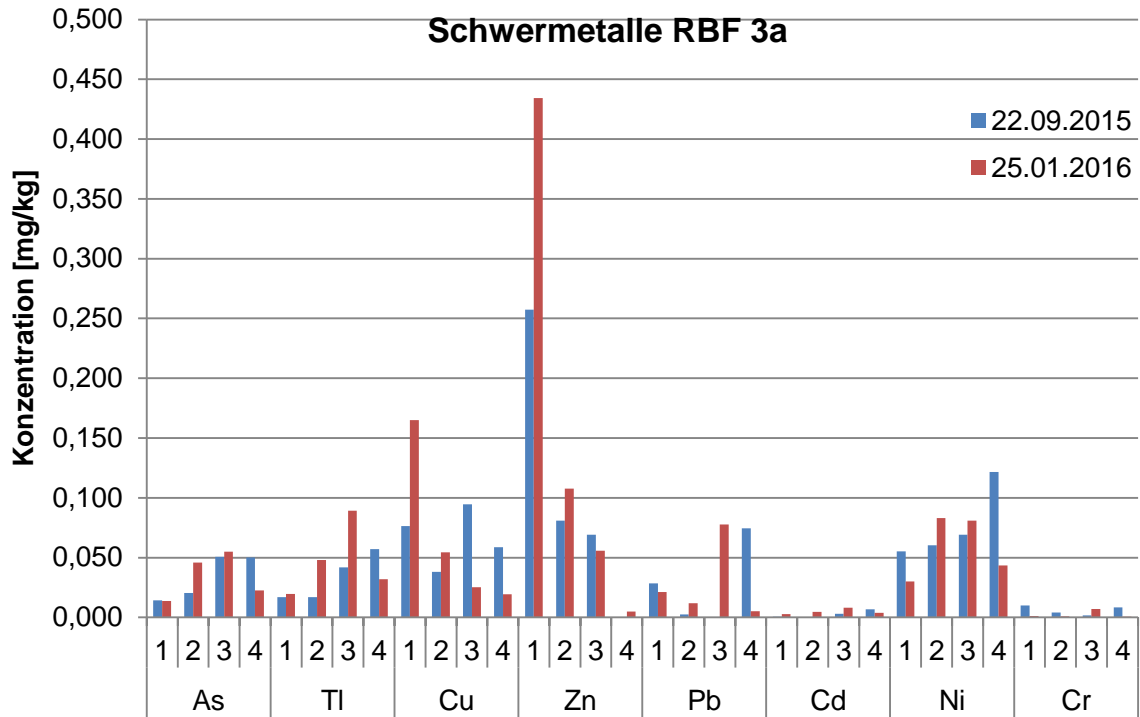


Abbildung A.3: Mobile Schwermetallgehalte mittels NH₄NO₃-Extraktion in RBF 3a

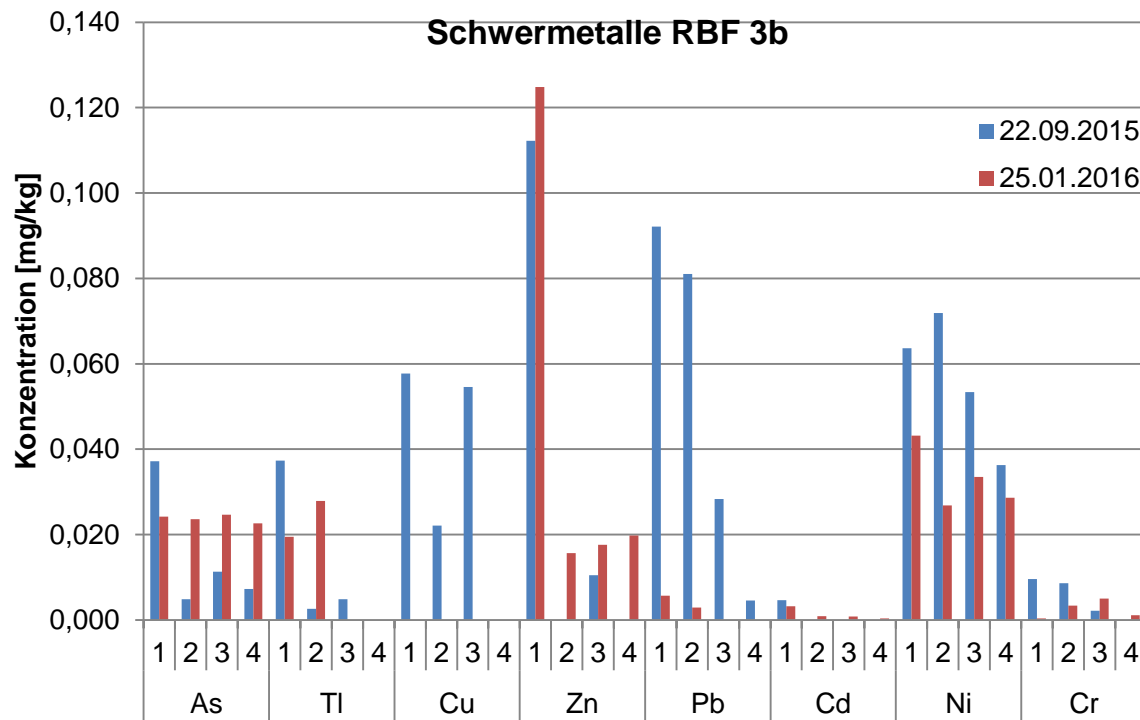


Abbildung A.4: Mobile Schwermetallgehalte mittels NH₄NO₃-Extraktion in RBF 3b

B: Effektive Kationenaustauschkapazität des Filtermaterials

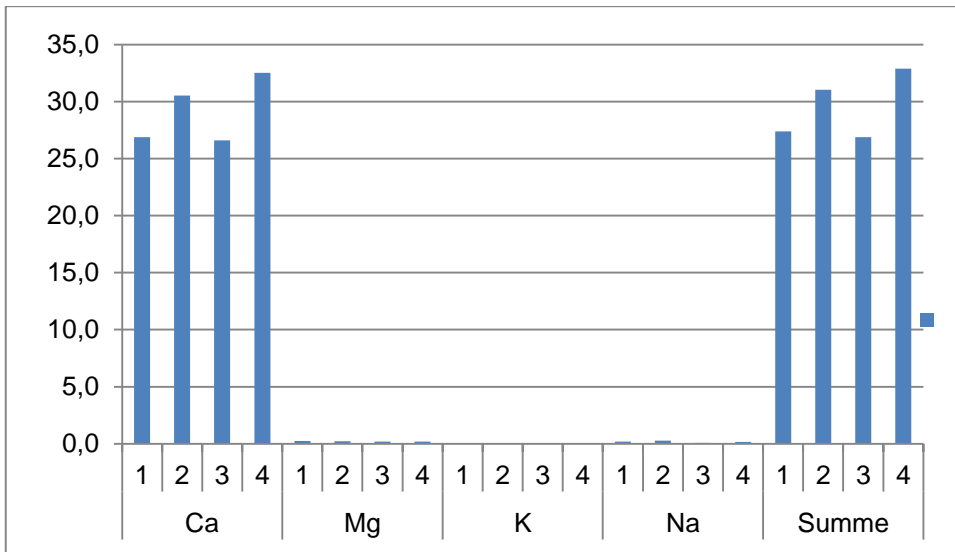


Abbildung B.5: KAK_{eff} in RBF 1

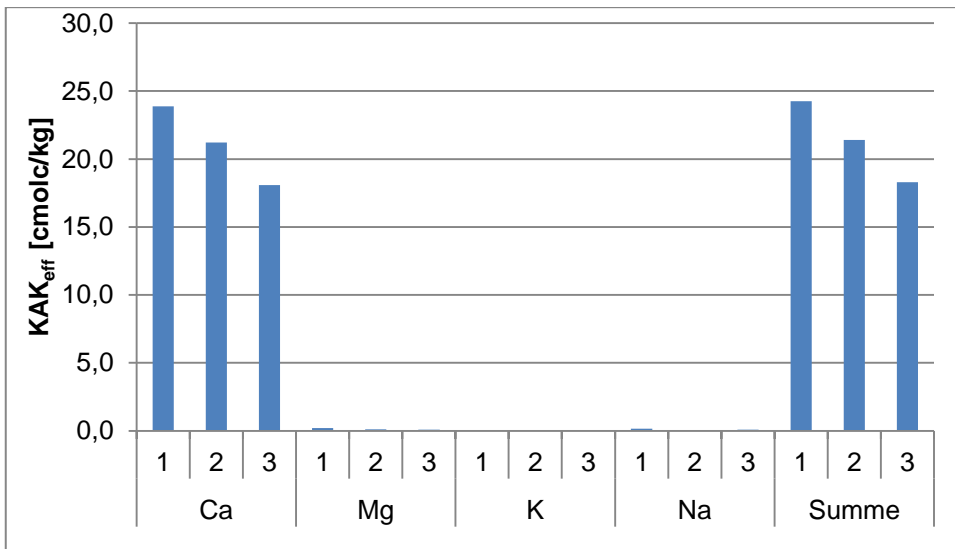


Abbildung B.6: KAK_{eff} in RBF 2

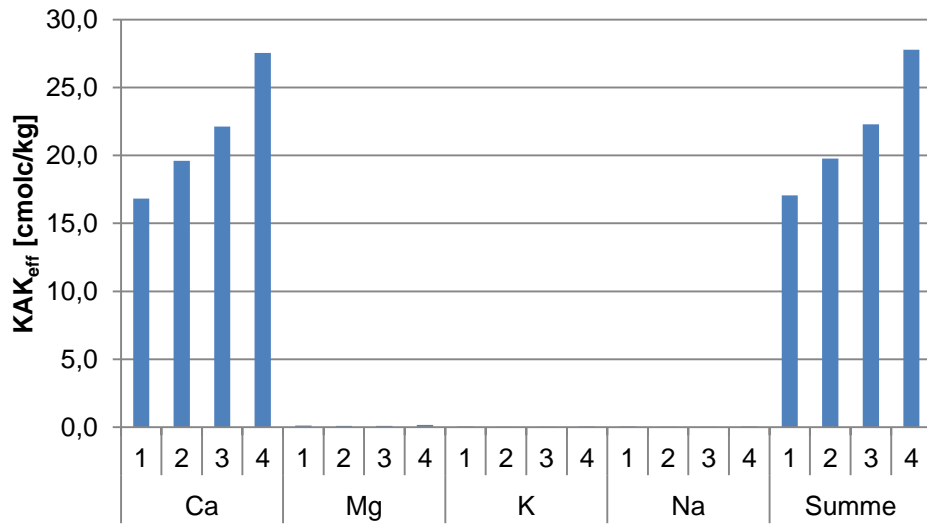


Abbildung B.7: KAK_{eff} in RBF 3a

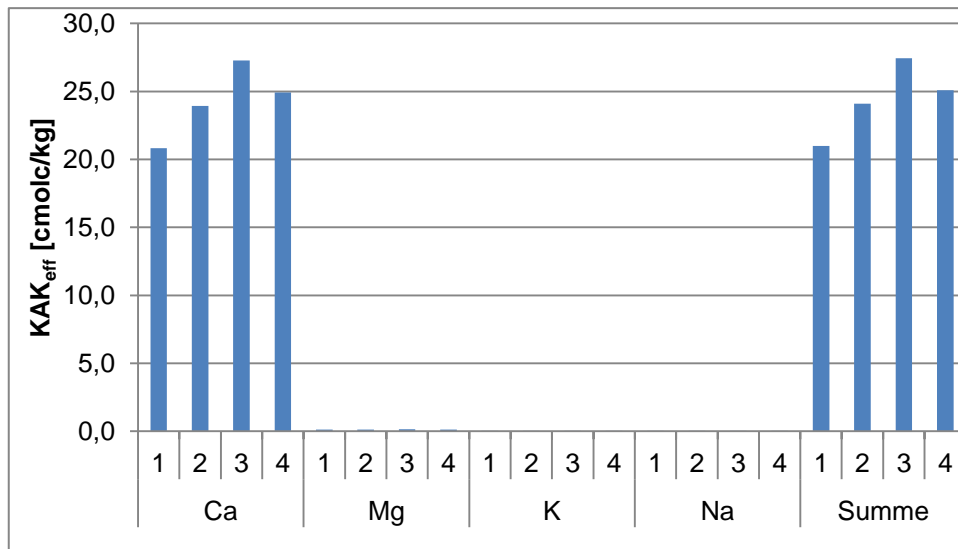


Abbildung B.8: KAK_{eff} in RBF 3b