



Stadt Barntrup

- Der Bürgermeister -

Kreis: Lippe - Reg.-Bez.: Detmold

Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Barntrup durch Pulver-Aktivkohle und anschließender Abtrennung der Feststoffe unter Einsatz des Fuzzy-Filters

- Machbarkeitsstudie -

gefördert durch das
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur-
und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen,
Bezirksregierung Detmold, Dezernat 54.8



Aufgestellt im März 2014

Ingenieurbüro Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH
Herr Dipl.-Ing. Frank Waermer, Beratender Ingenieur
Schubertplatz 15, 32756 Detmold, Telefon +49 5231 9799-0
info@danjes.de, www.danjes.de
Proj.-Nr.: 0123.48.01



Inhalt der Machbarkeitsstudie

Heft 1: Erläuterungsbericht

Heft 2: Anhang

Kostenermittlung

Variante I	Verfahren mit Granulierter Aktivkohle GAK und vorgeschaltetem Fuzzy-Filter
Variante IIa	Adsorptionsstufe mit Neubau von Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie Fuzzy-Filter
Variante IIb	Adsorptionsstufe mit Neubau des Kontaktbeckens und Umbau eines Nachklärbeckens zum Sedimentationsbecken sowie Fuzzy-Filter
Variante III	Rezirkulationsbetrieb über Kontaktbecken und Fuzzy-Filter mit Rückführung der Aktivkohle in die biologische Stufe

Mappe: Planunterlagen

Plan	Bezeichnung	Maßstab
S 01.1	Kläranlage Barntrop, Lageplan Variante I Fuzzy-Filter vor GAK-Adsorber	1 : 250
S 01.2	Übersichtslängsschnitt Variante I	(ohne)
S 02.1	Kläranlage Barntrop, Lageplan Variante IIa Neubau PAK-Stufe und Fuzzy-Filter	1 : 250
S 03.1	Kläranlage Barntrop, Lageplan Variante IIb PAK-Stufe mit Umbau NKB und Fuzzy-Filter	1 : 250
S 04.1	Kläranlage Barntrop, Lageplan Variante III PAK-Rezirkulationsbetrieb und Fuzzy-Filter	1 : 250
S 04.2	Übersichtslängsschnitt Variante III	(ohne)

Erläuterungsbericht




Beratende Ingenieure
Bauwesen • Danjes GmbH
Ingenieurgruppe Dr. Knollmann
Hannover - Cottbus - Detmold

Projektpartner

Vielen Dank für die hervorragende Zusammenarbeit:

Bauherr	Unternehmen/Institution	Bearbeiter
	Stadt Bartrup Der Bürgermeister Mittelstraße 38, 32683 Bartrup www.bartrup.de	Herr Kuhs (Verwaltung), Herren Kneese, Klippenstein und Bischoff (Kläranlage)
 <p>BERATENDE INGENIEURE BAUWESEN • DANJES GMBH Ingenieurgruppe Dr. Knollmann Hannover - Cottbus - Detmold</p>	Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH Schubertplatz 15, 32756 Detmold Telefon +49 5231 9799-0 info@danjes.de , www.danjes.de	Herr Dipl.-Ing. Frank Waermer Beratender Ingenieur (Projektleitung/Studie), Herr Finkemeyer (Konstruktion) und Herr Wiechert (Betreuung)
	Bosman Watermanagement GmbH Am Rupenhorn 14 A, 14055 Berlin Telefon +49 30 43033250 info@bosmanwater.de www.bosmanwater.de	Frau Dr.-Ing. Kathrin Gantner (PhD), Herr Ir. Bart-Jan Brandt
	Hochschule Ostwestfalen-Lippe Fachbereich Bauingenieurwesen Labor f. Siedlungswasserwirtschaft Emilienstraße 45, 32756 Detmold Telefon +49 5231 769-827 www.hs-owl.de/fb3	Frau Prof. Dr.-Ing. Ute Austermann-Haun, Herr Dipl.-Ing. Jan Felix Meier

Außerdem bedanken wir uns bei den Kollegen der Ingenieurgruppe Dr. Knollmann, die uns wertvolle Erfahrungen aus anderen Projekten zur Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen zur Verfügung stellten:

	Ingenieurgesell. Dr. Knollmann mbH Großbuchholzer Kirchweg 30, 30655 Hannover Telefon +49 511 54750-0 info@knollmann.de www.knollmann.de	Herr Dr.-Ing. Jens Knollmann
---	--	---------------------------------

Inhaltsverzeichnis

Projektpartner	1
Inhaltsverzeichnis	2
Abkürzungsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	11
1 Veranlassung	13
2 Übersicht zum Pilotprojekt Fuzzy-Filter-Technik	15
2.1 Aufgabenstellung	15
2.2 Beteiligte am Pilotprojekt	16
2.3 Versuchsprogramm Pilotprojekt.....	17
2.4 Testphasen der Fuzzy-Filtration	18
3 Vorhandene Verhältnisse	19
3.1 Beschreibung der Kläranlage Barntrop.....	19
3.2 Analyse zu den Spurenstoffen	22
4 Technische Grundlagen	24
4.1 Planungsgrundlagen.....	24
4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen	25
4.3 Anforderungen für die Mikroschadstoffentfernung.....	29
4.4 Erwartete Synergieeffekte für stoffliche Parameter	31
4.5 Halbtechnische Fuzzy Filter Tests	34
4.5.1 Vorbemerkungen.....	34
4.5.2 Aufbau und Funktionsweise des Fuzzy Filters	34
4.5.3 Vorbemerkungen zur Durchführung der Filtertests	37
4.5.4 JAR-Tests	37
4.5.5 Aufbau der Versuchsanlage.....	38
4.5.6 Tests zum Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe	42
4.5.7 Test zum Rückhalt von Pulveraktivkohle	43
5 Auswahl geeigneter Aktivkohlen	47
5.1 Material und Methoden	47
5.1.1 Analytik.....	47
5.1.2 Becherglasversuche - Versuchsaufbau und -durchführung	52
5.1.3 Versuchsverlaufsplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche ..	55
5.2 Versuchsergebnisse Becherglasversuche.....	56
5.2.1 Ermittlung der geeignetsten Aktivkohle.....	56
5.2.2 Aufnahme der CSB- und Mikroschadstoff-Adsorptionsisothermen.....	57

5.2.3	Zusätzliche Mikroschadstoffanalytik.....	60
5.2.4	Fazit Becherglasversuche.....	62
5.3	Versuchsergebnisse der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche ohne PAK Dosierung.....	63
5.3.1	Versuchsergebnisse AFS.....	63
5.3.2	CSB-Eliminationsleistung.....	64
5.3.3	P_{ges} - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Eliminationsleistung.....	65
5.3.4	Fazit.....	66
5.4	Versuchsergebnisse der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche mit PAK-Dosierung.....	67
5.4.1	Versuchseinstellungen.....	67
5.4.2	Versuchsergebnisse.....	68
5.4.3	Fällmittel- und FHM-Zugabe.....	75
5.4.4	Filtergeschwindigkeit.....	77
5.4.5	Filterbettkompression.....	78
5.4.6	PAK-Konzentration.....	78
5.4.7	CSB-Eliminationsleistung.....	80
5.4.8	P_{ges} - und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Eliminationsleistung.....	81
5.4.9	Fazit.....	83
5.5	Korrelation zwischen Schwarzgrad, AFS und Trübung.....	85
5.6	Gesamtfazit.....	92
6	Auswertung der Fuzzy Filter Tests.....	96
6.1	Auswertung Tests zum Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe (AFS).....	96
6.2	Auswertung der Tests zum PAK-Rückhalt.....	99
6.3	Empfehlungen zur Dimensionierung einer Fuzzy Filter-Anlage für den Standort Bartrup.....	108
7	Variantenbetrachtung für die Kläranlage Bartrup.....	110
7.1	Festlegung der Varianten.....	110
7.2	Variante I GAK-Adsorber.....	111
7.3	Variante II PAK-Adsorptionsstufe.....	114
7.3.1	Lösungen mit gemeinsamer Schlammbehandlung.....	114
7.3.2	Lösungen mit getrennter Schlammbehandlung.....	118
7.4	Variante III PAK-Kontaktbecken.....	119
7.4.1	Lösung mit gemeinsamer Schlammbehandlung.....	119
7.4.2	Lösung mit getrennter Schlammbehandlung.....	123
7.5	Untersuchungen zum Kohleschlammkreislauf.....	123
8	Untersuchungen zum Einsatz des Fuzzy-Filters.....	127

8.1	Besonderheiten des Fuzzy-Filters	127
8.2	Fuzzy-Filter-Spülung und Havariefall.....	127
8.3	Dosierung von FM + FHM und Flockulator	130
8.4	Aufstellebene für die Fuzzy-Filter	132
9	Kostenermittlung für die Kläranlage Bartrup.....	134
9.1	Kostengrundlagen.....	134
9.2	Herstellungskosten	138
9.3	Betriebskosten	139
9.4	Jahreskosten	141
9.5	Vergleich der Varianten	142
10	Übertragbarkeit der Ergebnisse	144
10.1	Öffentliche Bedeutung des Pilotprojektes	144
10.2	Elimination von Mikroschadstoffen	144
10.3	Hinweise für kleinere Kläranlagen	149
10.4	Kostenvergleiche Adsorptionsstufe und Fuzzy-Filter.....	151
10.4.1	Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln (ohne Fuzzy-Filter)	151
10.4.2	Adsorptionsstufe für Pulveraktivkohle (ohne Fuzzy-Filter).....	153
10.4.3	Fuzzy-Filter für Pulveraktivkohlerückhalt	156
11	Zusammenfassung	159
	Literaturverzeichnis.....	161
	Autorenverzeichnis	165
	Anhang	166

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
AbwAG	Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz)	
AF	Ablauf Filter	
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
AK	Aktivkohle	
Al	Aluminium	
BB	Belebungsbecken	
BSB ₅	Biochemische Sauerstoffbedarf über 5 Tage	mg/l
BV	durchgesetzte Bettvolumina, als m ³ Abwasser pro m ³ Adsorbens	[-]
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
C _{xxx}	Konzentration des Parameters XXX, in der homogenisierten Probe	mg/l
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)	mg/l
EW	Einwohnerwerte	EW
FF	Flockungsfilter	
FHM	Flockungshilfsmittel	
FM	Fällmittel	
FTU	Trübung (Formazine Turbidity Unit), vorwiegend in der Wasseraufbereitung verwendete Einheit	
FzF	Fuzzy-Filter	
GAK	Granulierte Aktivkohle	
GC	Gaschromatograph	
HPLS/MS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung	
ISV	Schlammvolumenindex	l/kg
KB	Kontaktbecken: Dosierung und Mischung von PAK im Abwasser	
N	Stickstoff	
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l
N _{ges}	N _{ges,anorg} : Summe anorganischer Stickstoff, aus Ammonium, Nitrit und Nitrat	mg/l
NKB	Nachklärbecken, auch N1, 2 oder NK	
NK	Nachklärbecken	
NTU	Trübung (Nephelometric Turbidity Unit), vorwiegend gebräuchlich in der USA, identisch mit FTU	
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV)	
P	Phosphor	
PAK	Pulveraktivkohle	
P _{ges}	Summe P: aus Orthophosphat, Mono- und Polyphosphate sowie organisch gebundenem Phosphor	mg/l

Abkürzung	Erläuterung	Einheit
$P_{\text{ges, gelöst}}$	wie vor, jedoch aus der filtrierten Probe zwecks Entfernung von PAK für photometrische Küvettentest-Auswertung	mg/l
$\text{PO}_4\text{-P}$	Orthophosphat	mg/l
r	Korrelationsfaktor (Wurzel aus R^2)	[-]
R^2	Bestimmtheitsmaß	[-]
RW	Regenwetter	
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient	
SB	Sedimentationsbecken, speziell für PAK-haltiges Abwasser	
S_{xxx}	Konzentration des Parameters XXX in der filtrierten Probe (0,45 μm Membranfilter)	mg/l
TS	Konzentration der Trockensubstanz	kg/m^3
TW	Trockenwetter	
ÜK	Überschussschle aus der Adsorptionsstufe	
ÜS	Überschussschlamm aus der biologischen Reinigung	
v_f	Filtergeschwindigkeit	m/h
WRRL	„Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik“ (Wasserrahmenrichtlinie)	
ZF	Zulauf Filter	

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Luftbild Kläranlage der Stadt Bartrup (Quelle: Google 2013).....	19
Abbildung 3-2: Lageplan Kläranlage der Stadt Bartrup (Danjes 2013).....	21
Abbildung 3-3: Nachklärbecken 2 und Teichanlage (Danjes 2002).....	21
Abbildung 3-4: Nachklärbecken 1 und 2, Zufahrt zur Kläranlage (Danjes 2002).....	21
Abbildung 4-1: Voll- und Teilstrombehandlung bei Einsatz von GAK.....	25
Abbildung 4-2: Voll- und Teilstrombehandlung bei Einsatz von PAK.....	25
Abbildung 4-3: Auswertung stündliche Abflüsse der Kläranlage Bartrup.....	27
Abbildung 4-4: Ablaufwerte CSB Kläranlage Bartrup im Jahr 2010.....	32
Abbildung 4-5: Ablaufwerte Phosphor Kläranlage Bartrup im Jahr 2010.....	32
Abbildung 4-6: Schematischer Aufbau des Fuzzy Filters [Drawert et al., 2013].....	35
Abbildung 4-7: Filtrations- und Spülzyklus des Fuzzy Filters (Quelle: Bosman Watermanagement GmbH).....	36
Abbildung 4-8: Testcontainer mit Fuzzy Filter Typ 1 für Pilotversuche (Foto: Bosman Watermanagement GmbH).....	38
Abbildung 4-9: Testcontainer mit Rohrflockulator und Vorratsbehältern für PAC - Suspension und Fällmittel (Foto: Bosman Watermanagement GmbH).....	39
Abbildung 4-10: Schema des Versuchsaufbaus zum PAK – Rückhalt.....	42
Abbildung 5-1: Versuchsaufbau für die Schwarzgradbestimmung.....	49
Abbildung 5-2: Verwendete Vergleichsfiltervorlagen für die Schwarzgradbestimmung	51
Abbildung 5-3: Adsorptionsisothermen für die Mikroschadstoffe Diclofenac und Benzotriazol (doppelt logarithmische Darstellung).....	59
Abbildung 5-4: AFS im Zu- und Ablauf – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung	63
Abbildung 5-5: C_{CSB} - und S_{CSB} im Zulauf des Fuzzy-Filters – Erste Versuchsphase ohne PA-Dosierung.....	64
Abbildung 5-6: C_{CSB} - und S_{CSB} -Elimination – Erste Versuchsphase ohne PAK- Dosierung.....	65
Abbildung 5-7: P_{ges} - und PO_4 -P im Zulauf des Fuzzy-Filters – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung.....	65
Abbildung 5-8: P_{ges} - und PO_4 -P-Elimination – Erste Versuchsphase ohne PAK- Dosierung.....	66
Abbildung 5-9: Schwarzgradbestimmung vom 29.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 30 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	68
Abbildung 5-10: Schwarzgradbestimmung vom 24.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	69

Abbildung 5-11: Schwarzgradbestimmung vom 28.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,00 mg FHM/l.....	70
Abbildung 5-12: Schwarzgradbestimmung vom 14.11.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 0,6 mg Al/l und 0,18 mg FHM/l.....	70
Abbildung 5-13: Schwarzgradbestimmung vom 22.10.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	71
Abbildung 5-14: Schwarzgradbestimmung vom 22.10.2013 (b) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 4 mg Al/l und 0,00 mg FHM/l.....	72
Abbildung 5-15: Schwarzgradbestimmung vom 12.11.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 1 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	72
Abbildung 5-16: Schwarzgradbestimmung vom 12.11.2013 (b) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 0,8 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	73
Abbildung 5-17: Schwarzgradbestimmung vom 11.11.2013 (a) mit 40 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 2 mg Al/l und 0,1 mg FHM/l.....	74
Abbildung 5-18: Schwarzgradbestimmung vom 11.11.2013 (b) mit 40 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	74
Abbildung 5-19: Schwarzgradbestimmung vom 13.11.2013 mit 60 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1,2 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.....	75
Abbildung 5-20: η_{CSB} und PAK-Konzentration im Vergleich bei unterschiedlichen Versuchseinstellungen.....	80
Abbildung 5-21: Korrelation zwischen η_{CSB} und PAK-Konzentration	81
Abbildung 5-22: P_{ges} und PO_4 -P im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage	82
Abbildung 5-23: $\eta_{P_{ges}}$, η_{PO_4} -P und Al- und FHM-Dosiermenge im Vergleich.....	82
Abbildung 5-24: Korrelation zwischen $\eta_{P_{ges}}$ und Fällmittel-Konzentration	83
Abbildung 5-25: AFS und Trübung im Zulauf der Versuchsanlage ohne PAK-Dosierung	85
Abbildung 5-26: AFS und Trübung im Ablauf der Versuchsanlage ohne PAK-Dosierung	85
Abbildung 5-27: AFS und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung.....	86
Abbildung 5-28: AFS und Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung.....	87
Abbildung 5-29: Korrelation von AFS zu Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung	87
Abbildung 5-30: Korrelation von AFS zu Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung	88
Abbildung 5-31: Trübung und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung.....	89

Abbildung 5-32: Trübung und Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung.....	89
Abbildung 5-33: Korrelation von Trübung zu Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung	90
Abbildung 5-34: Korrelation von Trübung zu Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung	90
Abbildung 6-1: Filterversuch vom 02.10.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 15h	96
Abbildung 6-2: Filterversuch vom 24/25.09.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 24h	97
Abbildung 6-3: Filterversuch vom 17./18.09.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 8h	98
Abbildung 6-4: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 24.10.2013 mit PAK, Filterstandzeit 10h	100
Abbildung 6-5: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 28.10.2013 mit PAK.....	101
Abbildung 6-6: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 14.11.2013 mit PAK.....	102
Abbildung 6-7: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 29.10.2013 mit PAK.....	103
Abbildung 6-8: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 12.11.2013 mit PAK.....	104
Abbildung 6-9: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 11.11.2013 mit PAK.....	105
Abbildung 7-1: Verfahrensschema Variante I - Fuzzy-Filter vor GAK-Adsorbern.....	111
Abbildung 7-2: Lageplan KA Barntrup - Variante I - Fuzzy-Filter vor GAK-Adsorbern	113
Abbildung 7-3: Verfahrensschema Variante IIa - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Neubau).....	115
Abbildung 7-4: Verfahrensschema Variante IIb - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Umbau).....	115
Abbildung 7-5: Lageplan KA Barntrup - Variante IIa - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Neubau)	116
Abbildung 7-6: Lageplan KA Barntrup - Variante IIb - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Umbau)	118
Abbildung 7-7: Verfahrensschema Variante III - PAK-Kontaktbecken (Rezirkulationsbetrieb).....	120

Abbildung 7-8: Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Adsorptionsstufe beim Einsatz von Aluminium und Eisen (Metzger 2011)	121
Abbildung 7-9: Lageplan KA Bartrup - Variante III - PAK-Kontaktbecken (Rezirkulationsbetrieb).....	122
Abbildung 7-10: Verfahrensschema gemeinsame ÜS-Schlamm- und Überschussskohleentnahme	126
Abbildung 7-11: Verfahrensschema Adsorptionsstufe mit separatem Kohleschlammkreislauf.....	126
Abbildung 8-1: Verfahrensschema Fuzzy-Filter-Spülung, Beispiel PAK-Variante IIa.	128
Abbildung 8-2: Übersichtslängsschnitt ebenerdige Aufstellung Fuzzy-Filter	132
Abbildung 8-3: Übersichtslängsschnitt unterirdische Aufstellung Fuzzy-Filter	132
Abbildung 10-1: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (5 mg PAK)	145
Abbildung 10-2: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (10 mg PAK)	145
Abbildung 10-3: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (15 mg PAK)	146
Abbildung 10-4: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (20 mg PAK)	146
Abbildung 10-5: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-15 mg PAK).....	147
Abbildung 10-6: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5 mg PAK)....	147
Abbildung 10-7: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-10 mg PAK).....	148
Abbildung 10-8: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-30 mg PAK).....	148
Abbildung 10-9: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln	152
Abbildung 10-10: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit PAK.....	155
Abbildung 10-11: Spezifische Investitionskosten für Fuzzy- und Flockungsfiltration..	158

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Testphasen Fuzzy-Filter-Technik auf der Kläranlage Barntrup	18
Tabelle 3-1: Technische Kurzbeschreibung der Kläranlage Barntrup	20
Tabelle 3-2: Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Barntrup im Vergleich zu UBA-Empfehlungen.....	22
Tabelle 3-3: Vergleich ausgewählter Spurenstoffe - Kläranlage Barntrup und andere.	23
Tabelle 4-1: Hydraulische Bemessung für die Adsorptionsstufe	28
Tabelle 4-2: Charakteristische Daten von PAK im Vergleich zum Belebtschlamm	29
Tabelle 4-3: Derzeitige und künftige Überwachungswerte für die Kläranlage Barntrup	31
Tabelle 4-4: Empfohlenes Fällungs- und Flockungshilfsmittel mit Dosierungen	38
Tabelle 4-5: Unterschiedliche getestete Filtereinstellungen während Testphase I.....	43
Tabelle 4-6: Unterschiedliche getestete Filtereinstellungen während Testphase II.....	44
Tabelle 5-1: Verwendete Küvetten-Tests	47
Tabelle 5-2: Übersicht der verwendeten Probevolumina der Schwarzgradbestimmung	50
Tabelle 5-3: Übersicht der verwendeten Aktivkohlen für Becherglasversuche.....	52
Tabelle 5-4: Versuchsverlaufsplan der Aktivkohle Becherglasversuche	54
Tabelle 5-5: Übersicht der Ansätze zur Ermittlung der idealen Aktivkohle	54
Tabelle 5-6: Übersicht der weiterführenden Versuchsreihen 2 und 3.....	54
Tabelle 5-7: Versuchsverlaufsplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche auf der KA-Barntrup.....	55
Tabelle 5-8: Analysenplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche auf der KA-Barntrup	55
Tabelle 5-9: AK-Einwaagen des ersten Versuchsansatzes – Bestimmung der geeignetsten Aktivkohle.....	56
Tabelle 5-10: Ergebnisse der durchgeführten PAK-Becherglasversuche	56
Tabelle 5-11: Aktivkohleeinwaagen, Aufnahme der Adsorptionsisothermen Carbopal AP.....	57
Tabelle 5-12: Ergebnisse der Becherglasversuche – Zweite Versuchsreihe (5-30 mg/L AK).....	58
Tabelle 5-13: Ergebnisse der zusätzlichen Mikroschadstoffuntersuchungen im Ablauf der KA Barntrup (Probenanzahl n = 5)	61
Tabelle 5-14: Übersicht über die Versuchsphasen der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche und deren Variableneinstellungen	67
Tabelle 5-15: Einfluss der Fällmittel- und FHM-Konzentration auf den Filterbetrieb. Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse bei einer Versuchseinstellung mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 40$ m/h	76

Tabelle 5-16: Einfluss der Fällmittel- und FHM-Konzentration auf den Filterbetrieb. Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse bei einer Versuchseinstellung 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 50$ m/h	76
Tabelle 5-17: Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf das Einfahrverhalten des Fuzzy-Filters	77
Tabelle 5-18: Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb bis 20 mg/L.....	78
Tabelle 5-19: Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb bei Vergleich unterschiedlicher Versuchseinstellungen	79
Tabelle 7-1: Festlegung der Varianten für die Kläranlage Bartrup	110
Tabelle 7-2: Vor- und Nachteile bei gemeinsamen und getrennten Kohleschlammkreislauf.....	124
Tabelle 8-1: Besonderheiten des Fuzzy-Filters	127
Tabelle 8-2: Ausfallrisiko bei einem Fuzzy-Filter	129
Tabelle 8-3: Dosierstellen FM+FHM bei Variante I bis III	131
Tabelle 9-1: Kostengrundlagen für Variante I bis III	134
Tabelle 9-2: Kostengrundlagen Variante IIa und IIb mit getrenntem Kohleschlammkreislauf.....	137
Tabelle 9-3: Zusammenstellung der Investitionskosten (gerundet).....	138
Tabelle 9-4: Kostengrundlage für die Betriebskosten.....	139
Tabelle 9-5: Zusammenstellung der Betriebskosten (gerundet).....	140
Tabelle 9-6: Zusammenstellung der Jahreskosten bei Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung (gerundet)	141
Tabelle 9-7: Zusammenstellung der Jahreskosten nach KVR-Leitlinie bei Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung (gerundet)	142
Tabelle 10-1: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln	152
Tabelle 10-2: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit PAK.....	155
Tabelle 10-3: Spezifische Investitionskosten für Fuzzy- und Flockungsfiltration.....	158

1 Veranlassung

Die Stadt Barntrup betreibt eine Kläranlage mit mechanisch-biologischer Abwasserreinigung und gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung. Die Kläranlage Barntrup (Mönchshof) wurde im Jahr 1986 nach den seinerzeit gültigen Bemessungsvorschriften für eine Ausbaugröße von 12.400 EW errichtet. Auf Grund von hohen hydraulischen Belastungen wurde ein zusätzliches Nachklärbecken gebaut und im Jahre 2002 in Betrieb genommen.

Der Vorfluter der Kläranlage ist der Bentruper Bach, der unmittelbar nach der Einleitungsstelle in den Oberlauf des Gewässers Bega mündet. In seinem Oberlauf ist die Bega wegen ihrer ökologischen Sensibilität von besonderer wasserwirtschaftlicher Bedeutung. Im Unterlauf bis zur Werre befinden sich Trinkwassereinzugsgebiete und Wasserwerke der benachbarten Städte und Gemeinden.

Heute ist bekannt, dass auch Rückstände von Medikamenten, Röntgenkontrastmitteln, Kosmetika und andere Haushaltsmittel im kommunalen Abwasser wiederzufinden sind. Aus Vorsorge für ein sauberes Trinkwasser hat sich die Stadt Barntrup daher entschlossen, die modernen Techniken zur Elimination dieser Mikroschadstoffe einzusetzen.

Besondere Schwerpunkte bei den zu eliminierenden Mikroschadstoffen liegen auf den Stoffgruppen der Schmerzmittel (z.B. Diclofenac), Antiepilepticum (Carbamazepin), Antibiotica, Betablocker, Lipidsenker, Röntgenkontrastmittel (Iomeprol) und Korrosionsschutzmittel (z.B. für Geschirrspüler).

Speziell bei dem Parameter Carbamazepin lag bei einer ersten Analyse im Jahre 2011 der Messwert im Ablauf der Kläranlage Barntrup von 2.000 ng/l weit über dem gesundheitlichen Orientierungswert von 300 ng/l. Der Parameter Diclofenac überschritt mit 3.400 ng/l den Leit- bzw. Eingreifwert von 1.750 ng/l. Das Kontrastmittel Iomeprol überschritt mit 1.300 ng/l ebenfalls den gesundheitlichen Orientierungswert von 1.000 ng/l pro Stoff (UBA 2011).

Vorzugsweise soll zur Elimination der Mikroschadstoffe ein Verfahren angewendet werden, bei dem durch den Einsatz von Aktivkohle in Verbindung mit einem Filter der Rückhalt der adsorbierten Abwasserinhaltsstoffe erfolgt. Bei der Konzeption dieses Verfahrens sind außerdem die Auswirkungen der kurzfristig notwendigen Maßnahmen am städtischen Kanalnetz zu berücksichtigen. Künftig werden durch geänderte Drosselstellungen der Regenentlastungen größere Wassermengen zur Kläranlage geleitet. Auch ist die Festsetzung verschärfter Überwachungswerte beabsichtigt. Als positiver Nebeneffekt wird daher erwartet, dass die Technologie zur Elimination der Mikroschadstoffe auch zu einer Verminderung der abfiltrierbaren Stoffe im Kläranlagenablauf und damit zur nachhaltigen Reduzierung der überwachungspflichtigen und abgaberelevanten Parameter CSB und Phosphor führt.

Auf Anregung der Bezirksregierung Detmold soll hierbei erstmals zur Entfernung der an Aktivkohle adsorbierten Mikroschadstoffe sowie der anderen abfiltrierbaren Stoffe die innovative Fuzzy-Filter-Technik der Fa. Bosman-Watermanagement in einem Pilotprojekt getestet werden.

Im Ergebnis von Vorgesprächen mit dem Hersteller und eines entworfenen Versuchskonzeptes hat die Bezirksregierung Detmold zugesagt, dieses Pilotprojekt und - bei erwartetem positivem Ergebnis - auch die künftigen Investitionen für die Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Bartrup zu fördern.

Mit Datum vom 06.06.2013 wurde der Förderbescheid vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Bezirksregierung Detmold, Dezernat 54.8, erlassen.

Für die Koordination des Pilotprojektes und die Zusammenfassung der Ergebnisse in einer Machbarkeitsstudie wurde das Ingenieurbüro Danjes aus Detmold beauftragt.

2 Übersicht zum Pilotprojekt Fuzzy-Filter-Technik

2.1 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung wurde mit der Bezirksregierung Detmold und der Stadt Bartrup abgestimmt. Sie besteht im Wesentlichen aus folgenden Punkten:

1. **Dimensionierung:** Erörterung der für die Kläranlage Bartrup geeigneten Technologie zur Adsorption von Mikroschadstoffen durch Pulver- oder Granulierte Aktivkohle und Vorauswahl der geeigneten Aktivkohlesorte mit labortechnischer Bestimmung des erzielbaren Eliminationserfolges durch Erstellung von Adsorptionsisothermen
2. **Technische Lösung:** Feldversuch zum Einsatz des Fuzzy-Filters für den Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen im Ablaufwasser der Nachklärung bei höchstem Filterdurchsatz und für den Rückhalt von Pulveraktivkohle aus der Adsorptionsstufe
3. **Wirtschaftlichkeit:** Ermittlung der voraussichtlichen Investitionen für Adsorptionsstufe und Fuzzy-Filtration sowie Einschätzung des Verbrauchs an PAK bzw. der Standzeiten von GAK als wesentliche Elemente der Betriebskosten unter Beachtung der konkreten Bestandssituation der Kläranlage Bartrup
4. **Verallgemeinerung:** Übertragung der Ergebnisse der Feldversuche der Fuzzy-Filter-Technik in Bartrup auf den Einsatzfall bei anderen Kläranlagen einschließlich Kostenvergleich zu anderen, bestehenden Verfahrenstechniken

Der Schwerpunkt der Machbarkeitsstudie liegt in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold auf dem Einsatz der Fuzzy-Filter-Technik in Verbindung mit Aktivkohle, so dass ausdrücklich keine Ozonbehandlung erörtert wird. Da bei der Ozonierung aus einem kleinen „Haufen“ bekannter Schadstoffe ein großer „Haufen“ unbekannter Transformationsprodukte entsteht, sind weitergehende Nachbehandlungsstufen in der Diskussion. Auch hier bestehen künftig Möglichkeiten zum vorgeschalteten Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen durch den Fuzzy-Filter, um die Wirkung und somit Effizienz einer Ozonbehandlung zu erhöhen.

Für die Kläranlage Bartrup wäre bei einer Ozonbehandlung in jedem Fall eine zusätzliche Filtertechnik erforderlich, um eine Verminderung der Ablaufwerte hinsichtlich CSB und Phosphor zu erreichen.

In dieser Machbarkeitsstudie wird nicht auf den Stand der Forschung zur Elimination von Mikroschadstoffen aus dem Abwasser eingegangen.

Hier wird auf die in den letzten Jahren ausreichend veröffentlichten Ergebnisse aus halb- und großtechnischen Versuchen sowie auf die Fachliteratur verwiesen.

Die Grundlagen der Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle werden als bekannt vorausgesetzt und die Technologie als geeignete Lösung akzeptiert.

Die Versuche zum Rückhalt von Pulveraktivkohle mit dem Fuzzy-Filter sind dagegen bisher einmalig im halbtechnischen Testbetrieb und werden ausführlich untersucht und erörtert. Sie sind von besonderer Bedeutung für kleinere Kläranlagen (Größenklasse 4) an sensiblen Gewässern, die in der Regel noch keine Filtration besitzen. Eine solche Filtrationsstufe - unabhängig von der Bauart - wäre bei einer adsorptiven oder oxidativen Elimination der Mikroschadstoffe zum Rückhalt der Aktivkohle, zum Schutz der Anlagentechnik und/oder zur Erhöhung der Standzeiten in jedem Fall nachzurüsten.

2.2 Beteiligte am Pilotprojekt

Der Hersteller der Fuzzy-Filter, Fa. Bosman-Watermanagement, wurde mit der Lieferung der Fuzzy-Filter-Testanlage sowie der Installation der Dosierstationen für PAK, Fäll- und Flockungsmittel beauftragt.

Für eine unabhängige Analyse und Auswertung der entnommenen Abwasserproben im Zu- und Ablauf der Testanlage wurde das Labor für Siedlungswasserwirtschaft der Hochschule Ostwestfalen-Lippe (HS-OWL) hinzugezogen. Im ersten Teil werden hier die Becherglas- und Kolonnenversuche mit verschiedenen Aktivkohlesorten durchgeführt, im zweiten Teil erfolgt die Analyse der Abwasserproben aus dem Feldversuch.

Für eine zeitnahe und kostengünstige Analyse der Parameter CSB und Phosphor wurden die Mitarbeiter der Kläranlage Barntrup eingebunden.

Die Vorbereitung, Koordination und Zusammenfassung des Pilotprojektes erfolgten durch das Ingenieurbüro Danjes aus Detmold.

2.3 Versuchsprogramm Pilotprojekt

Unter Beachtung eines ausgewogenen Kosten-Nutzen-Verhältnis bei der Durchführung des Pilotprojektes wurde das Versuchsprogramm in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold zusammengestellt.

Hierbei wurden die Versuche zur Adsorption an Aktivkohle unter Laborbedingungen an der Hochschule Ostwestfalen-Lippe durchgeführt. Davon losgelöst erfolgten im halbertechnischen Maßstab die Versuche zum Stoffrückhalt für AFS und PAK direkt auf der Kläranlage Barntrup mit Ablaufwasser der Nachklärung. Durch die Trennung der Versuchsteile konnte die Installation für die Fuzzy-Filtration kostengünstig optimiert werden, da Zeit- und Raumbedarf für die Adsorptionsvorgänge beim Filterdurchlauf vor Ort nicht mehr maßgebend wurden.

Die Versuche wurden wie folgt formuliert:

- Bestimmung der **geeignetsten Aktivkohle** zur Elimination von Mikroschadstoffen, deren optimale Dosiermenge und der erwarteten Standzeit, Versuche im Labor der HS-OWL mit Abwasser der Kläranlage
- Bestimmung der **optimalen Filtereinstellung** des Fuzzy-Filters zur Entfernung von abfiltrierbaren Stoffen, halbtechnische Versuchsanlage auf der Kläranlage Barntrup, Filtereinstellung durch integrierte Trübungsmessung, Nachweis über Analyse von AFS, Bestimmung durch HS-OWL
- Betriebstest zur Wirkung des Fuzzy-Filters für die **Abtrennung von Pulver-Aktivkohle** nach einer Adsorptionsstufe mit Sedimentationsbecken, Nachweis des Erfolges über Schwarzgradbestimmung durch HS-OWL und Trübungsmessung durch Fa. Bosman-Watermanagement
- Betriebstest zur Reduzierung von **Ablaufparametern** (CSB = 40 mg/l, $P_{ges} = 0,8$ mg/l), Analyse von P_{ges} und PO_4 -P und CSB durch Labor der Kläranlage
- Betriebstest zur Wirkung des Fuzzy-Filters für die Abtrennung von Pulver-Aktivkohle mit **erhöhter TS/PAK-Beschickung** (z.B. Adsorptionsstufe ohne Sedimentationsbeckens), Testlauf hinsichtlich technischer Realisierbarkeit und Filterstandzeit bis zur Rückspülung

2.4 Testphasen der Fuzzy-Filtration

Zur Abbildung eines großtechnischen Einsatzes der Fuzzy-Filter-Technik in einem Modell mit kleiner Testeinheit waren einige Vereinfachungen erforderlich. Neben der Auskopplung der adsorptiven Vorgänge aus den eigentlichen Filtertests wurde der Fuzzy-Betrieb zeitlich in zwei Testphasen unterteilt.

Dies hatte den Vorteil, dass bei der sehr kurzen Versuchszeit von insgesamt neun Wochen die gewünschten Aufgaben abgearbeitet werden konnten. Nach Projektstart wurde die Zeit der ersten Testphase genutzt, um die weiteren Installationen für Pulver-Aktivkohle, Fällmittel und Flockungshilfsmittel vorzubereiten. Die Testphasen werden in Tabelle 2-1 beschrieben.

Tabelle 2-1: Testphasen Fuzzy-Filter-Technik auf der Kläranlage Barntrup

Testphase	Ziel	Beschreibung	Dauer
Testphase I	AFS-Entfernung	Einsatzbedingungen und Leistungsfähigkeit des Fuzzy-Filters für den Einbau <u>vor</u> einer Reinigungs- oder Eliminationsstufe (z.B. GAK-Adsorber, Ozon-Anlage, UV-Desinfektion) zum weitgehenden AFS-Rückhalt (Erhöhung der Standzeiten)	3 Wochen
Testphase II	PAK-Entfernung	Einsatzbedingungen und Leistungsfähigkeit des Fuzzy-Filters a) für den Rest-Rückhalt von Pulver-Aktivkohle im Ablaufwasser nach einem Sedimentationsbecken zur sicheren Elimination von Mikroschadstoffen b) bei hohem TS/PAK-Gehalt (z.B. bei Verzicht auf ein Sedimentationsbecken) Frage: Wie hoch darf der TS/PAK-Gehalt sein, um negative Auswirkungen auf die Rückspülzeiten und technische Probleme bei der Entnahme der hohen Kohleschlamm-mengen zu vermeiden?	6 Wochen

3 Vorhandene Verhältnisse

3.1 Beschreibung der Kläranlage Bartrup

Die Kläranlage Bartrup-Mönchshof liegt an der Westseite der Stadt Bartrup (Luftbild Abbildung 3-1). Alle fünf Ortsteile der Stadt (Bartrup, Alverdissen, Selbeck, Sommerzell, Sonneborn) entwässern über Misch- und Trennkanalisation und im Weiteren über Regenüberlaufbecken und Pumpwerke zu dieser Kläranlage. Nach den im Jahr 1986 gültigen Bemessungsvorschriften wurde sie für eine Ausbaugröße von 12.400 EW entworfen und ist der Größenklasse 4 zuzuordnen.



Abbildung 3-1: Luftbild Kläranlage der Stadt Bartrup (Quelle: Google 2013)

Die Kläranlage besitzt eine mechanische, eine biologische und eine chemische Reinigungsstufe sowie eine Schlammbehandlung. Ein Zulaufpumpwerk oder eine Filtration sind nicht vorhanden. Die Reinigung des Abwassers erfolgt durch Kohlenstoff- und Stickstoffelimination bei simultaner aerober Schlammstabilisierung.

Die Entfernung des Phosphors wird durch chemische Fällung mit einem aluminiumhaltigen Fällmittel sichergestellt.

Das Belebungsbecken ist ein Umlaufgraben für Nitrifikation und Denitrifikation mit zwei Kreislaufbelüftern. Das erste Nachklärbecken erfüllte nicht mehr die hydraulischen Anforderungen und wurde außer Betrieb genommen.

Das zweite Nachklärbecken wurde im Jahr 2002 in Betrieb genommen und dient gegenwärtig allein zum Absetzen des belebten Schlammes. Es bestehen zwei Rücklaufschlamm-/Überschussschlamm-Pumpwerke, von denen nur das zweite Pumpwerk in Betrieb ist.

Zur Speicherung des Überschussschlammes stehen zwei Stapelbehälter zur Verfügung. Der Schlamm wird mechanisch entwässert, zwischengelagert und anschließend landwirtschaftlich oder thermisch verwertet.

Eine Kurzbeschreibung mit den wichtigsten technischen Angaben befindet sich in Tabelle 3-1. Ein Lageplan mit Legende (Abbildung 3-2) ergänzt die Beschreibung.

Tabelle 3-1: Technische Kurzbeschreibung der Kläranlage Bartrup

Nr.	Bauwerk / Anlage	Beschreibung	Daten
1	Rechen und Sandfang	Rechenanlage und belüfteter Langsandfang	-
2	Belebungsbecken	Umlaufgraben Typ „Carrousel“ mit zwei Kreiselbelüftern	$V = 3.720 \text{ m}^3$
3	Nachklärbecken 1 (außer Betrieb)	horizontal durchströmtes Rundbecken mit Schildräumer und Schachtbauwerk für RS-/ÜS-Kreiselpumpen	$A = 602 \text{ m}^2$ $Q_{\text{max}} = 90 \text{ l/s}$
4	Nachklärbecken 2 (Betrieb ab 2002)	horizontal durchströmtes Rundbecken mit Schildräumer	$A = 785 \text{ m}^2$ $Q_{\text{max}} = 130 \text{ l/s}$
5	RS-/ÜS-PW 2	Rücklauf-, Überschuss- und Schwimmschlamm-Pumpwerk; Mengenummessung	-
6	Ablaufschacht	Probenahme und Ablaufschacht für beide Nachklärbecken; Notüberlauf	-
7	Teich	Teichanlage	-
8	Schlamm Speicher 1	Schlammstapelbehälter	$V = 232 \text{ m}^3$
9	Schlamm Speicher 2	Schlammstapelbehälter	$V = 800 \text{ m}^3$
10	Schlamm-entwässerung	Mechanische Schlammmentwässerung, Kalksilo, Schlamm Lagerplatz	-
11	Betriebsgebäude	mit Leitwarte, Hauptverteilung, Labor, Aufenthalts- und Sanitäräumen	-

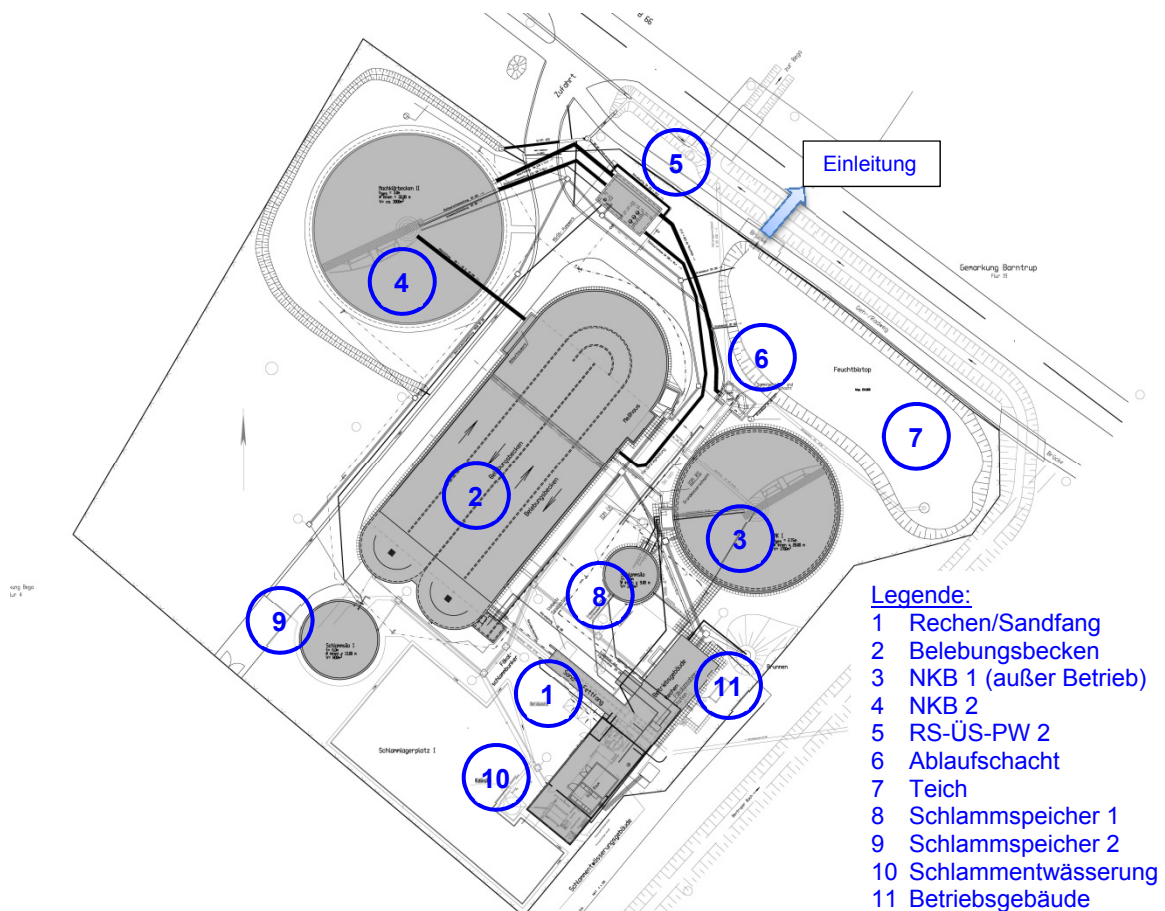


Abbildung 3-2: Lageplan Kläranlage der Stadt Barntrop (Danjes 2013)

Zwei Fotos vom Abschluss der Baumaßnahme 2002 (Abbildung 3-3 und Abbildung 3-4) zeigen den Ausschnitt der Kläranlage im Bereich des Ablaufschachtes, des Teiches und der Einleitungsstelle in den Bentruper Bach, der für die Anordnung einer Adsorptions- und Filtrationsstufe vorgesehen wurde.



Abbildung 3-3: Nachklärbecken 2 und Teichanlage (Danjes 2002)

Abbildung 3-4: Nachklärbecken 1 und 2, Zufahrt zur Kläranlage (Danjes 2002)

3.2 Analyse zu den Spurenstoffen

Zur ersten Einschätzung der ökologischen Notwendigkeit für die Elimination von Mikroschadstoffen diente der Untersuchungsbefund für das Ablaufwasser der Nachklärung vom 07.07.2011 (Anhang 3-1).

Die hierbei untersuchten Stoffe sind alle der Gruppe der organischen Spurenstoffe zuzuordnen. Hinsichtlich anorganischer Schadstoffe wie z.B. Schwermetalle sind auf der Kläranlage Barntrup bisher keine Werte in bedenklicher Größenordnung bekannt.

Bei den untersuchten organischen Mikroschadstoffen sind besonders die Stoffgruppen der Schmerzmittel (z.B. Diclofenac), Antiepilepticum (Carbamazepin), Antibiotica (Sulfamethoxazol), Betablocker (Metropolol) und Röntgenkontrastmittel (Iomeprol) auffällig. Die Messwerte ausgewählter Stoffe werden deshalb in Tabelle 3-2 den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (UBA 2011 und UBA 2010) gegenübergestellt.

Tabelle 3-2: Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Barntrup im Vergleich zu UBA-Empfehlungen

Stoffname	Messwert	Empfehlungen			
		UBA 2011			UBA 2010
	Kläranlage Barntrup	Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW)	Leit- bzw. Eingreifwert (LW_{TW})	Maßnahmewert (MW_{TW})	Umweltqualitätsnorm (UQN)
Carbamazepin	2,0 µg/l	0,3 µg/l	--	3,0 µg/l	0,5 µg/l
Diclofenac	3,4 µg/l	--	1,75 µg/l	20 µg/l	0,1 µg/l
Sulfamethoxazol	1,4 µg/l	--	--	--	0,1 µg/l
Iomeprol (RKM)	1,3 µg/l	1,0 µg/l	--	--	--

Bei den vier ausgewählten Stoffen lagen die Messwerte weit über den empfohlenen gesundheitlichen Orientierungswerten bzw. Leit-/Eingreifwerten sowie über den Umweltqualitätsnormen.

(Anm. Bisher fanden bestimmte Pharmaka, wie Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol keine Berücksichtigung in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Die neue EU-Richtlinie 2013 schlägt in Bezug auf prioritäre Stoffe u.a. für Diclofenac zwar keine Umweltqualitätsnormen, jedoch eine regelmäßige Überwachung in den europäischen Gewässern vor.)

Zusätzlich zu dieser Gegenüberstellung wurden die Messwerte der Kläranlage Barntrup mit den Werten anderer Kläranlagen verglichen. Dazu wurde eine Tabelle aus der Machbarkeitsstudie zur Zentralkläranlage Rietberg (Knollmann 2013) und anderer (Grontmij 2012) fortgeschrieben (Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Vergleich ausgewählter Spurenstoffe - Kläranlage Barntrup und andere

Gruppe	Wirkstoff	Kläranlage					
		Barntrup	Rietberg	Neuss Ost *	Schwerte **	Bad Sassen-dorf **	Duisburg-Vierlinden **
		ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Antibiotika	Sulfamethoxazol	1.400	520 – 1.100	700	1.000	710	649
	Erythromycin	870	k.A.	< 20	k.A.	k.A.	k.A.
	Trimethoprim	380	k.A.	< 20	k.A.	k.A.	k.A.
Antiepileptika	Carbamazepin	2.000	1.100 – 1.800	1.400	1.100	1.300	1.800
Kontrastmittel	Amidotrizoesäure	1.300	< 50 – 2.900	10.400	8.800	450	800
	Iomeprol	1.300	< 50 – 3.900	2.700	1.800	380	800
	Iopamidol	130	< 50 – 2.800	1.300	200	1.500	< 50
Schmerzmittel	Diclofenac	3.400	1.800 – 3.400	1.100	3.000	4.900	1.271
	Ibuprofen	160	k.A.	< 20	k.A.	k.A.	k.A.
Betablocker	Metoprolol	3.400	k.A.	51 – 230	k.A.	k.A.	k.A.
	Sotalol	1.100	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

*Mittelwert, n = 3; **Mittelwert, n = 7;

Auch bei diesem Vergleich zeigt sich, dass die ausgewählten Messwerte der Kläranlage Barntrup als signifikant anzusehen sind.

4 Technische Grundlagen

4.1 Planungsgrundlagen

Zur Erarbeitung dieser Machbarkeitsstudie wurde vereinbarungsgemäß auf vorhandene Konzepte zur künftigen Abwasserbeseitigung und verfahrenstechnische Nachrechnungen der Kläranlage Bartrup zurückgegriffen. Diese Untersuchungen werden als hinreichend aktuell angesehen, zumal die Prognosen für die künftigen Abwassermengen ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet sind.

Für ein nachhaltiges Konzept zum Umgang mit den Abwassermengen in ihrem Kanalnetz hatte die Stadt Bartrup eine Studie mit folgenden Teilen beim Verfasser in Auftrag gegeben:

- „Fremdwasserbeseitigung in der Stadt Bartrup – Grundlagen für eine Leitentscheidung“, Studie, März 2012
- „Untersuchung der Kläranlage“, Separater Teil der Studie, März 2012, (Datenbasis für Auswertung nach A 198: 09.01. - 09.12.2010)

Im Weiteren wurde durch die Bezirksregierung Detmold die Erörterung von Lösungen zur Nachschaltung einer Aktivkohlestufe angeregt, um die künftigen Anforderungen an die Kläranlage, wie

- hohe hydraulische Belastungen und
- Herabsetzung der Überwachungswerte

durch Synergieeffekte gleich mit zu lösen.

Die in der Studie zur Leitentscheidung bereits angedachte Lösung zur Entfernung von Mikroschadstoffen durch Pulveraktivkohle (PAK) wurde daraufhin durch eine Variante mit Granulierter Aktivkohle (GAK) ergänzt.

In dem Konzept „Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Bartrup“, März 2013, wurden erste Bemessungsansätze diskutiert und für GAK-Adsorber einschließlich vorgeschaltetem Sandfilter in Silobauweise erste Kosten geschätzt.

4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen

Bei den bisher in Deutschland geplanten und zum Teil schon realisierten Eliminationsstufen für Mikroschadstoffe wird in der Regel von einer Teilstrombehandlung ausgegangen. Bei dem Symposium „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – vom Versuch zum technischen Maßstab“ hatte Metzger die Unterschiede zwischen einer adsorptiven Vollstrom- und einer Teilstrombehandlung dargestellt und in diesem Zusammenhang auf die ökonomischen Vorteile der Teilstrombehandlung bei einem gleichzeitig noch sehr hohen ökologischen Effekt verwiesen (Metzger 2010a).

Bei dem Konzept für die Kläranlage Bartrup vom März 2013 wurde in übereinstimmender Ansicht mit der Bezirksregierung Detmold zuerst auch von einer Teilstrombehandlung für die gesamte Eliminations- und Filterstufe ausgegangen. Im Hinblick auf die Reinigung größerer Abwassermengen auf der Kläranlage wurde dann entschieden, eine Vollstrombehandlung mit dem in jedem Fall für erforderlich erachteten Filter zu erörtern. Für die Vollstrom- und Teilstrombehandlung wurde dann nach Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 in zwei Fließwege für die Aktivkohle-Alternativen GAK und PAK unterschieden. Die Fuzzy-Filter werden hierbei entweder vor- oder nachgeschaltet.

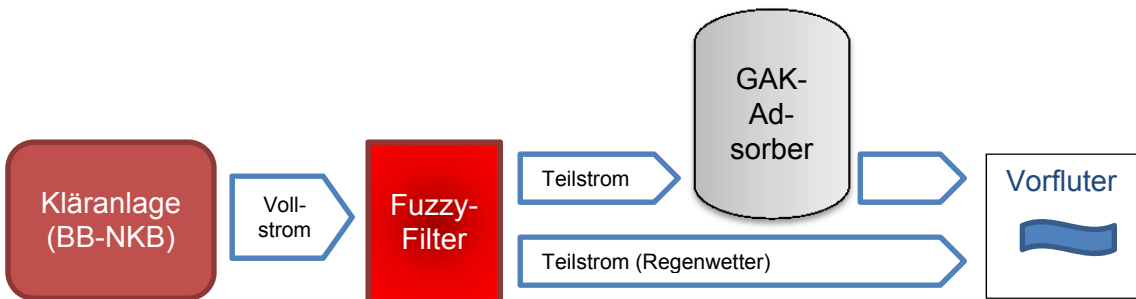


Abbildung 4-1: Voll- und Teilstrombehandlung bei Einsatz von GAK

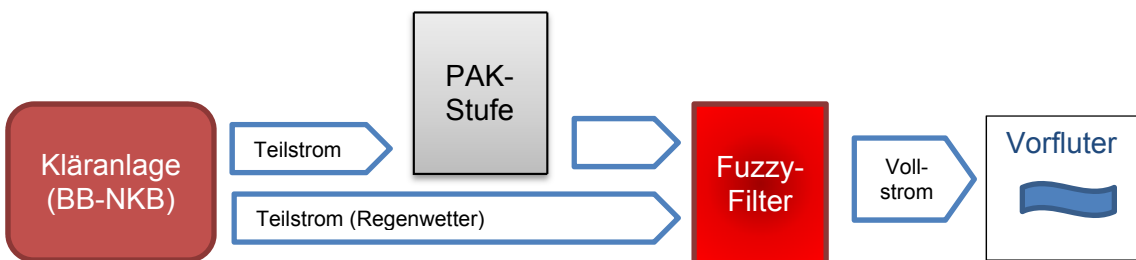


Abbildung 4-2: Voll- und Teilstrombehandlung bei Einsatz von PAK

Für die hydraulische Auslegung der Adsorptionsstufe wird entsprechend den Empfehlungen in der Literatur (Metzger 2010b) der halbe Bemessungszufluss $Q_m/2$ angenommen. Nach den veröffentlichten Auswertungen können bei Kläranlagen der Größenklasse 5 mit diesem Bemessungszufluss rund 90 Prozent der biologisch gereinigten Jahresabwassermenge adsorptiv behandelt werden.

Bei der Kläranlage Barntrup war im Hinblick auf die künftigen Änderungen am Kanalnetz zuerst der Mischwasserabfluss zur Kläranlage neu festzulegen. Von den Ortsteilen sollen künftig maximal 30 l/s zusätzlich an Abwasser zur Kläranlage gefördert werden (Leitentscheidung 2010). In der Summe führt diese Erhöhung zu einem Wert von 130 l/s (IST) + 30 l/s (zusätzlich) = 160 l/s. Dieser Abfluss entspricht etwa der hydraulischen Bemessungsgröße von 163 l/s des Entwurfes 1983 für den damaligen Kläranlagen-Neubau. Außer für die erweiterte Nachklärung stellt dieser Wert für die Hydraulik der Kläranlage die limitierende Größe dar und sollte wegen der Dimensionierung des Rohrleitungsbestandes nicht überschritten werden.

Für die Filtration wird im Vollstrom von einem Spitzenabfluss von 160 l/s ausgegangen. Nach dem Ansatz von $Q_m/2$ ist die Adsorptionsstufe auf 80 l/s im Teilstrom zu dimensionieren.

Die maximalen stündlichen Trockenwetterabflüsse lagen im letzten Jahrzehnt zwischen 65 und 70 l/s. Der angenommene, maximale Teilstrom für die Aktivkohlestufe von 80 l/s entspricht dem 85%-Perzentil aller stündlichen Abflüsse im Auswertungszeitraum des Jahres 2010. Der Teilstromabfluss von 80 l/s liegt außerdem geringfügig unter dem maximalen Trockenwetterabfluss von 85 l/s gemäß Entwurf von 1983 und aktueller wasserrechtlicher Genehmigung.

Der tägliche Trockenwetterabfluss im Mittel des Auswertungszeitraumes 2010 betrug 2.341 m³/d. Die Jahresschmutzwassermenge lag im gesamten Jahr 2010 bei 906.750 m³ und im Jahr 2012 nur noch bei 715.907 m³.

Die Abwassermenge nach Niederschlagsereignissen wurde mit 130.000 m³/a prognostiziert. Durch die künftige Überleitung zur Kläranlage führt sie zu einer erwarteten Jahresschmutzwassermenge von etwa 845.000 m³. Der mittlere, tägliche Trockenwetterabfluss wird künftig bei etwa 2.315 m³/d liegen.

Da die zusätzlichen Abwassermengen fast ausschließlich in einem Zeitraum oberhalb einer hydraulischer Belastung der Kläranlage von 288 m³/h bzw. 80 l/s zugeführt werden, ist davon auszugehen, dass dieser Teil rechnerisch nicht in die Adsorptionsstufe gelangt.

Für die Prognose des adsorptiv behandelten Anteils wird deshalb auf den Auswertungszeitraum 2010 zurückgegriffen. In Abbildung 4-3 erfolgt eine Darstellung aller stündlichen Abflüsse, die oberhalb des Grenzwertes von 288 m³/h in der Summe einen Anteil von 5% an der gesamten Abwassermenge betragen.

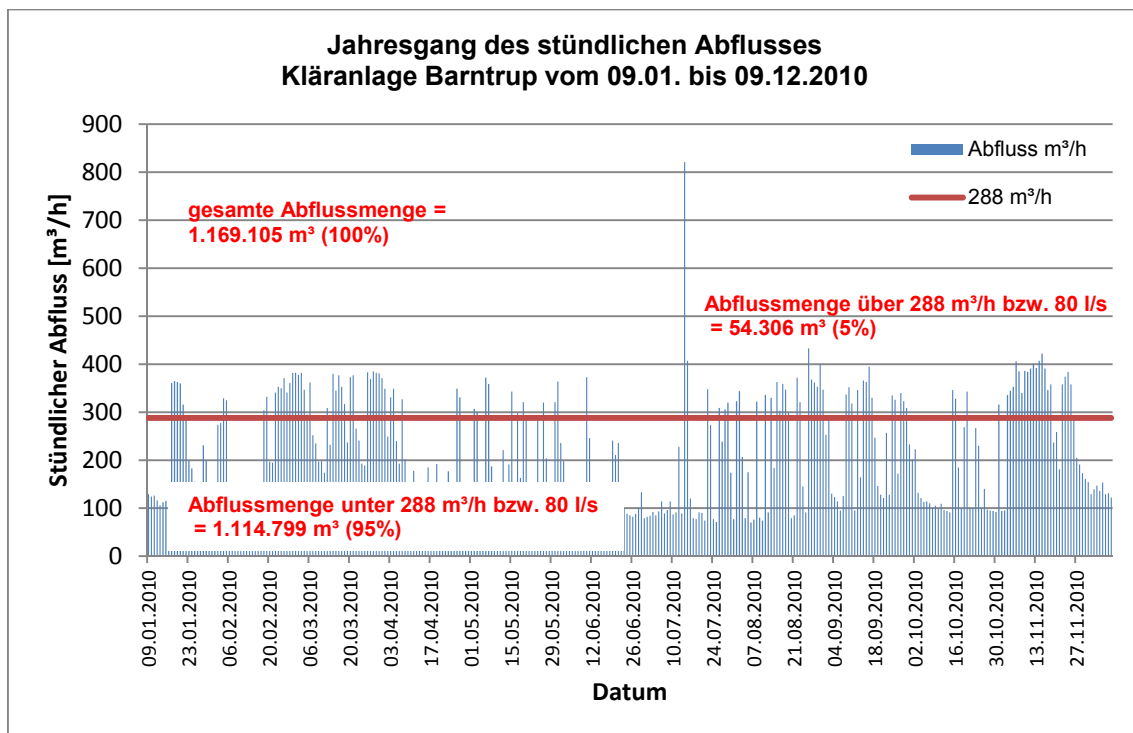


Abbildung 4-3: Auswertung stündliche Abflüsse der Kläranlage Bartrup

Unter der Annahme, dass die zusätzlichen Abwassermengen nicht durch die Adsorptionsstufe geführt werden, erhöht sich der unbehandelte Teilstrom um ca. 10% auf etwa 15%.

Bei Prognose einer Jahresabwassermenge von ca. 1.245.000 m³/a ergibt sich mit einem Anteil von 85% künftig eine Menge von 1.058.250 m³/a für die Behandlung in der Aktivkohlestufe. Für die Berechnung der Betriebskosten wird eine mittlere Tagesmenge von 2.900 m³/d angesetzt.

In der Tabelle 4-1 wurden die hydraulischen Bemessungsgrößen für den IST- und den PLAN-Zustand zusammengestellt.

Tabelle 4-1: Hydraulische Bemessung für die Adsorptionsstufe

Kennwerte	Kurzzeichen	IST-Zustand	PLAN-Zustand
		Wert / Bezug	Wert / Bezug
Maximaler stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,max}$	65 l/s Entwurf 2000	-
		70,4 l/s Studie 2011 (A 198)	-
		85 l/s Genehmigung	85 l/s Genehmigung
Maximaler Trockenwetterabfluss als 2-h-Mittel	$Q_{T,2h,max}$	68,2 l/s Studie 2011 (A 198)	-
Mischwasserabfluss	Q_m	Heute: 130 l/s Genehmigung	130 + 30 = 160 l/s Leitentscheidung 2012
		früher: 163 l/s Entwurf 1983	
Vollstrom für Fuzzy-Filter	$Q_{max,FF}$	-	160 l/s = 576 m³/h
Maximaler Teilstrom AK-Stufe	$Q_{max,AK}$	-	80 l/s = 288 m³/h $Q_m/2 = 160 \text{ l/s} / 2$
Tagesmenge AK-Stufe	$Q_{d,AK}$	-	TW 2.315 m³/d Max. 6.912 m³/d i.M. 2.900 m ³ /d
Jahresmenge	$Q_{a,AK}$	-	1.058.250 m³/a
Jahresschmutzwassermenge	JSM	906.750 m ³ (2010) 715.907 m ³ (2012)	715.000 + 130.000 = ca. 845.000 m ³ Leitentscheidung 2012
Jahresabwassermenge	JAM	1.288.545 m ³ (2010) 1.115.558 m ³ (2012)	1.115.000 + 130.000= ca. 1.245.000 m ³
In der AK-Stufe behandelte Anteil	-	-	ca. 85 %
Im Fuzzy-Filter behandelte Anteil	-	-	100 %

4.3 Anforderungen für die Mikroschadstoffentfernung

Gegenwärtig bestehen noch keine rechtlich verbindlichen Vorgaben seitens des Gesetzgebers oder der wasserwirtschaftlichen Aufsichtsbehörden hinsichtlich der Konzentrationen oder der Eliminationsgrade bei den Mikroschadstoffen. Für eine ökologisch sinnvolle und wirtschaftlich vertretbare Planung der Anlagen für die Mikroschadstoffentfernung wird daher auf die Regeln der Technik zurückgegriffen. Im Besonderen wird auf Erfahrungen von großtechnisch realisierten Anlagen Bezug genommen, die in der Literatur ausführlich veröffentlicht wurden.

Folgende Grundsätze werden in der Planung angewandt:

- Kontaktzeit der Aktivkohle (GAK, PAK) mit dem Abwasser: 15 bis 30 min
- Sedimentationsbecken PAK: Flächenbeschickung maximal $q_A = 2 \text{ m/h}$, Aufenthaltszeit minimal 2 h
- hohes Kohleschlammalter in der Adsorptionsstufe durch PAK-Kohleschlammkreislauf
- Mehrfachbeladung der PAK durch Rückführung der Überschussskohle in die biologische Stufe wünschenswert.

Ein sehr wichtiges Kriterium für den Erfolg der Elimination der Mikroschadstoffe erscheint dem Verfasser in dem Rückhalt der beladenen Aktivkohle zu liegen. Bei granulierter Aktivkohle ist bauartbedingt der Rückhalt in Druck- oder Schwerkraftfilter technisch gegeben. Bei Pulveraktivkohle liegt die Kornverteilung erheblich niedriger als bei granulierter Aktivkohle, so dass ein effizienter Rückhalt technisch anspruchsvoll ist. Am Beispiel der Pulveraktivkohle der Firma Donau Carbon, „Carbopal AP“ G 36 343, werden in Tabelle 4-2 charakteristische physikalische Daten mit üblichen Werten eines belebten Schlammes verglichen (Kommunales Abwasser).

Tabelle 4-2: Charakteristische Daten von PAK im Vergleich zum Belebtschlamm

Charakterisierung		PAK	Belebtschlamm (Kommunales Abwasser)
Dichte	wahre Dichte (Materialdichte)	ca. 2.000 kg/m ³	ca. 1.010 kg/m ³
	scheinbare Dichte (Dichte einschließlich geschlossener und nicht zugänglicher Poren)	600 - 800 kg/m ³	
Korn-/Partikeldurchmesser		2 - 200 µm	100 – 300 µm

Die scheinbare Dichte von Pulveraktivkohle liegt unterhalb der durchschnittlichen Dichte eines belebten Schlammes der biologischen Stufe. Für eine Sedimentation in der Nachklärung sind daher der Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmittel erforderlich, um große und schwere Flocken zu bilden.

Der größte Korndurchmesser der Pulveraktivkohle liegt etwa in der Größenordnung der Partikel des Belebtschlammes. Mit einem mittleren Korndurchmesser der Pulveraktivkohle „Carbopal AP“ G 36 343 von 30 μm ist davon auszugehen, dass die feinen Fraktionen nur durch eine effiziente Filtration zurückgehalten werden können. Auf diesen Rückhalt ist besonderes Augenmerk zu legen, da alle vorher durchgeführten Adsorptionsvorgänge sonst nur dazu führen, dass die Mikroschadstoffe an der beladenen Aktivkohle in den Vorfluter gelangen.

Nach Empfehlung von Metzger 2010b wird deshalb eine Aktivkohlekonzentration in der definierten Größe von höchstens 1 mg/l im Ablauf der Kläranlage zugelassen. Da die Bestimmung von AFS-Gehalten kleiner als 5 mg/l aufgrund der Analysenmethode nur bedingt geeignet ist, wurde die bereits bei anderen Pilotprojekten erfolgreich angewandte Schwarzgradbestimmung gewählt. Neben den Laboranalysen wurde außerdem eine kontinuierliche Online-Trübungsmessung in Zu- und Ablauf des Fuzzy Filters vorgenommen, die zu dessen Steuerung benutzt wurde.

Andere Analysenmethoden, wie die Bestimmung von DOC, SAK, Partikelzählung oder Thermogravimetrie wurden nicht für das Pilotprojekt vorgesehen bzw. erscheinen bei einem späteren großtechnischen Betrieb für die tägliche Handhabung als ungeeignet.

Im Hinblick auf Partikeldurchmesser und AFS-Rückhalt sei rein informativ erwähnt, dass die im letzten Jahr in die Diskussion gekommenen kleinsten Kunststoffteilchen, sogenannte Mikroplastik, ebenfalls im Bereich von Mikrometern liegen (z.B. Mikroplastikkügelchen von 10 bis 30 μm auf Polyethylenbasis in der Zahnpasta (Wikipedia 2014)). Diese Betrachtung ist jedoch nicht Gegenstand der Studie.

4.4 Erwartete Synergieeffekte für stoffliche Parameter

Das Konzept der Stadt Bartrup zum Umgang mit den Abwassermengen in ihrem Kanalnetz führt künftig zu erhöhten Abflüssen zur Kläranlage. Dies veranlasste die Bezirksregierung Detmold zu einer geänderten Festsetzung der Überwachungswerte nach Tabelle 4-3 (Bezirksregierung 2013).

Im Hinblick auf die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist es aus Sicht der Bezirksregierung Detmold auch erforderlich, dem Thema Mikroverunreinigungen im Gewässersystem von Werre und Bega künftig mehr Aufmerksamkeit zu widmen.

Tabelle 4-3: Derzeitige und künftige Überwachungswerte für die Kläranlage Bartrup

Parameter	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{anorg}	P
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<i>nach Größenklasse 4</i>	90	20	10	18	2
Überwachungswerte derzeit (nach Erlaubnisbescheid 2007)	60	15	4	18	1,2
Überwachungswerte zukünftig	40	10	2,7	12	0,8

Für eine erste Einschätzung zur Einhaltung der zukünftigen Überwachungswerte im Vergleich zu den Ablaufwerten des Jahres 2010 werden für die Parameter CSB und Phosphor zwei Diagramme wiedergegeben (Leitentscheidung 2012).

Für die Ablaufwerte des Stickstoffs werden durch eine Adsorptionsstufe und den Fuzzy-Filter keine technisch zielgerichteten Reduzierungen erwartet.

In Abbildung 4-4 sind die Messwerte der Kläranlage Bartrup für den Parameter CSB dargestellt. Der künftige Überwachungswert von 40 mg/l wird nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch unter den geänderten Abwassermengen einzuhalten sein. Durch eine Adsorptionsstufe mit Fuzzy-Filter wird als positiver Nebeneffekt erwartet, dass der Schwellenwert für CSB nach Abwasserabgabegesetz von 20 mg/l unterschritten wird.

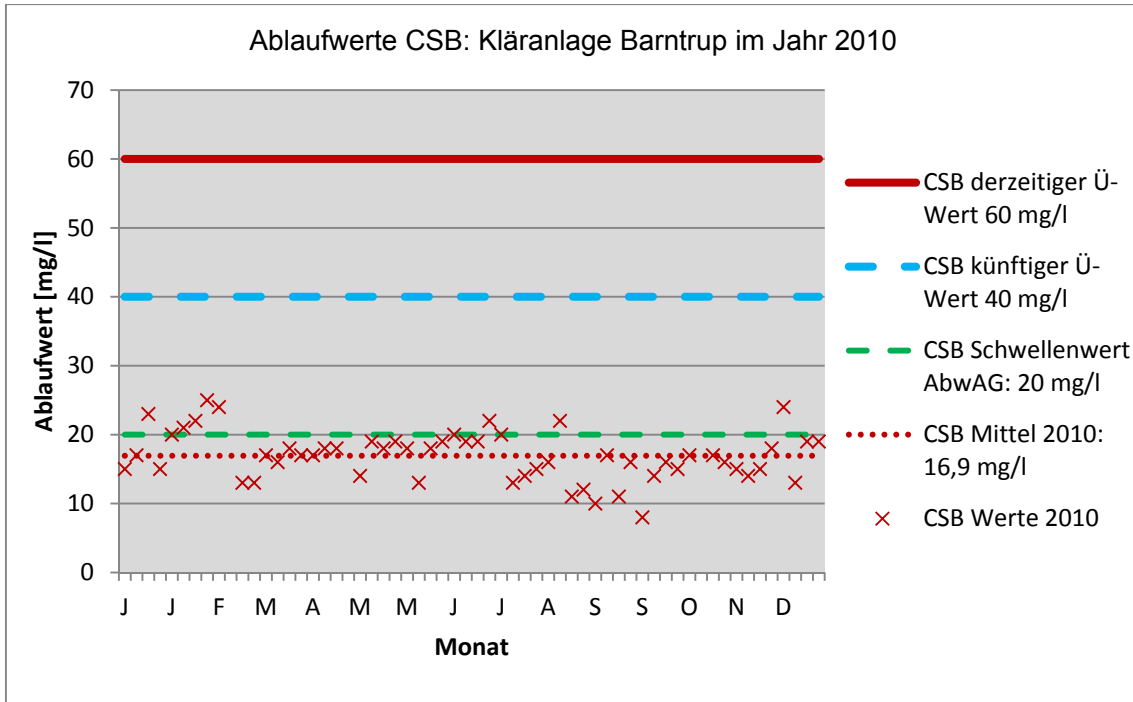


Abbildung 4-4: Ablaufwerte CSB Kläranlage Bartrup im Jahr 2010

Bei dem Parameter Phosphor (P_{ges}) ist in Abbildung 4-5 deutlich zu erkennen, dass eine Absenkung des Überwachungswertes von 1,2 auf 0,8 mg/l nicht durch die vorhandene Technik der Kläranlage sichergestellt werden kann.

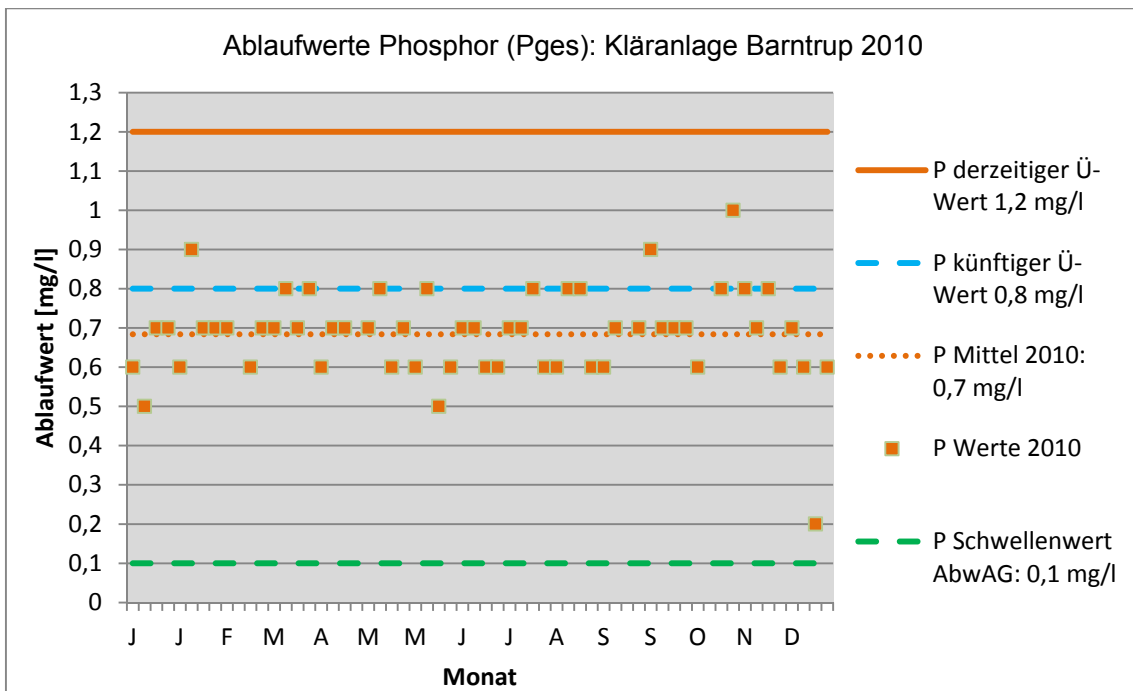


Abbildung 4-5: Ablaufwerte Phosphor Kläranlage Bartrup im Jahr 2010

Die Elimination des Phosphors erfolgt gegenwärtig neben der Einlagerung in die heterotrophe Biomasse beim Zellaufbau durch die zielgerichtete, technische Maßnahme der Fällung. Eine weitere Verbesserung der heute schon erreichten Werte wäre ohne Zusatzmaßnahmen somit nicht möglich. Im Regelwerk A 131 und nach praktischen Erfahrungen ist davon auszugehen, dass Überwachungswerte kleiner 1 mg/l in der qualifizierten Stichprobe bei einstufigen Belebungsanlagen rechnerisch nicht dimensionierbar sind. Die Kläranlagen der Größenklasse 5 ab 100.000 EW mit einem Überwachungswert von 1 mg/l sind daher in der Regel mit einer Flockungsfiltration ausgestattet. Ein Überwachungswert von 0,8 mg/l würde bei einem Sicherheitsfaktor nach A 131 von 0,6 bis 0,7 [-] einen Zielwert P_{ges} von 0,48 bis 0,56 mg/l erfordern.

Von der Errichtung einer Adsorptionsstufe auf Basis von Pulveraktivkohle mit der notwendigen Zugabe von Fäll- und Flockungshilfsmitteln sowie nachgeschaltetem Fuzzy-Filter zum Rückhalt der PAK wird als Nebeneffekt erwartet, dass die hierbei auch zurückgehaltenen suspendierten Stoffe (suspendierter belebter Schlamm) und damit die Restverschmutzung an organischen und Nähr-Stoffen wie CSB/BSB und Phosphor vermindert werden.

Insofern also die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Nachklärung (Bemessungsansatz A131: 20 mg/l, Kläranlage Barntrup: ca. 10 mg/l) auf einen TS-Gehalt von 5 mg/l und weniger vermindert werden, könnte bei einem Ablaufwert von 0,5 mg/l P_{ges} der neue Überwachungswert 0,8 mg/l mit einem akzeptablen Sicherheitsfaktor von 0,63 [-] eingehalten werden.

Bei einer Elimination von Mikroschadstoffen mit granulierter Aktivkohle, in der ein Fuzzy-Filter ohne die Zugabe von Fäll- und Flockungsmitteln vorgeschaltet wird, bestimmt das Rückhaltevermögen im Fuzzy-Filter und die Adsorptionsfähigkeit an der GAK die tatsächliche Verminderung der jeweiligen partikulären und gelösten Fraktionen. Durch das Pilotprojekt wurden hierzu Ergebnisse erwartet.

4.5 Halbtechnische Fuzzy Filter Tests

4.5.1 Vorbemerkungen

Im Rahmen einer Masterarbeit an der TU Berlin wurde erstmalig ein neuartiges Filtersystem im Labormaßstab getestet, welches im Hinblick auf die Abtrennung von Pulveraktivkohle nach deren Einsatz zur Spurenstoffentfernung eine Alternative zu herkömmlichen Separationstechniken sein könnte. Diese weisen, abgesehen von Sandfilteranlagen, große betriebliche Probleme auf, bei nicht zufriedenstellenden Ablaufergebnissen und Durchflussraten. Bei der neuen Technologie handelt es sich um den Fuzzy Filter, ein Filtersystem, das mit synthetischen kompressiblen Filtermedien arbeitet und sich gegenüber allen herkömmlichen Filtertechniken durch sehr hohe Filtergeschwindigkeiten und damit eine platzsparende Bauweise auszeichnet. Die Tests an der TU Berlin lieferten bereits im Labormaßstab einen Hinweis darauf, dass der Fuzzy Filter mit Filtergeschwindigkeiten von bis zu 30 m/h, üblichen Dosiermengen an Pulveraktivkohle (bis zu 15 mg/l) und akzeptablen Filterlaufzeiten (> 6 h) Ablaufqualitäten im Bereich von < 1 mg/l Pulverkohle erzeugen kann (Drawert et al. 2013).

4.5.2 Aufbau und Funktionsweise des Fuzzy Filters

Der Fuzzy Filter besteht aus einem Gehäuse mit quadratischer Grundfläche, in dessen Querschnitt zwei gelochte Platten angeordnet sind. Zwischen den Platten befindet sich das Filterbett. Während die untere Platte fest installiert ist, kann die obere Platte über eine Spindel vertikal verschoben werden. Dadurch lässt sich das zwischen den Platten befindliche Filtermedium unterschiedlich stark komprimieren, was die Porengröße und somit die Filtereigenschaften verändert. Das Filterbett des Fuzzy Filters besteht aus einer Schüttung synthetischer, kompressibler Faserbälle. Das Filtermaterial wird aus gekräuselten Polyvinylidenchlorid-Strängen gefertigt. Dadurch weisen die Filterbälle von ca. 33 mm Durchmesser eine besonders hohe Porosität im Bereich von 80 bis 85 % auf. Je nach Kompressionsgrad des Filterbettes können Partikel in den Größenordnungen von etwa 5 μ m bis mehrere mm Durchmesser zurückgehalten werden. Das Filterbett aus Faserbällen wirkt als Tiefenfilter. Beim Filtrationsprozess durchströmt das zu filternde Wasser sowohl die Porenräume zwischen den Faserbällen als auch die äußeren Bereiche der Faserbälle selbst. Die Partikel werden demnach in Abhängigkeit von ihrer Größe und vom Kompressionsgrad des Filterbettes sowie der Filtergeschwindigkeit nicht nur zwischen sondern auch in den äußeren Bereichen der Filterbälle eingelagert.

Der Filter wird im Aufstromverfahren betrieben, das Filterbett demnach von unten an-
geströmt. Durch die Perforierung der unteren Filterplatte erfolgt eine Vergleichmäßi-
gung des Zulaufstroms, so dass das Filterbett über die gesamte Filterbettfläche einheit-
lich durchströmt wird. Das Filtrat wird im oberen Bereich der Filterkammer abgezogen.
Der Filter kann für herkömmliche Anwendungen (Entfernung abfiltrierbarer Stoffe) mit
Filtergeschwindigkeiten um 75 m/h (bis zu 100 m/h) betrieben werden. Den schema-
tischen Aufbau veranschaulicht Abbildung 4-6.

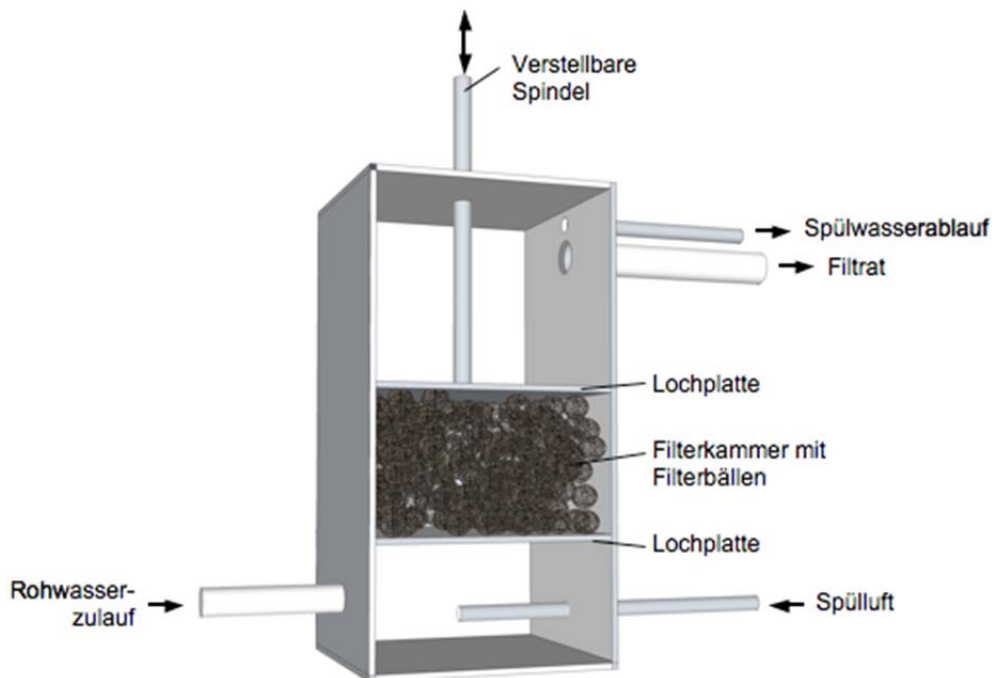


Abbildung 4-6: Schematischer Aufbau des Fuzzy Filters [Drawert et al., 2013]

In Abbildung 4-7 wird die Funktionsweise des Systems während des Filtrations- und anschließenden Rückspül- bzw. Klarspülvorgangs verdeutlicht. Der Rückspülvorgang wird automatisch nach festgelegten Zeitintervallen, Erreichen eines bestimmten Druckverlustes im Filter oder einer bestimmten Grenztrübung im Filtrat eingeleitet. Zur Reinigung der Faserbälle wird die Filtratablaufleitung automatisch geschlossen, während sich der Spülwasserablauf öffnet. Die obere Lochplatte wird bis weit über den Entspannungshorizont des Filterbettes nach oben gefahren, so dass die Filterbälle im entstandenen Raum frei beweglich sind. Von unten eingetragene Druckluft verwirbelt die Filterbälle und bewirkt, dass ein- und angelagerte Schmutzstoffe ausgetragen werden. Der auf ca. 1/4 bis 1/3 des ursprünglichen Durchflusses reduzierte Rohwasserzulauf transportiert die losgelösten Schmutzpartikel aus dem Filter heraus.

An den Rückspülprozess schließt sich eine Klarspülung an (ebenfalls mit Rohwasser, ohne Druckluft), während der die obere Filterplatte bereits wieder in die vorgegebene Position herab fährt und den gewünschten voreingestellten Kompressionsgrad herstellt. Wenn der gesamte Reinigungsprozess abgeschlossen ist, verschließt sich die Ablaufleitung des Spülabwassers automatisch während sich die Filtratablaufleitung wieder öffnet für einen neuen Filtrationszyklus.

Für den gesamten Reinigungsprozess des Filters wird kein Frischwasser benötigt.

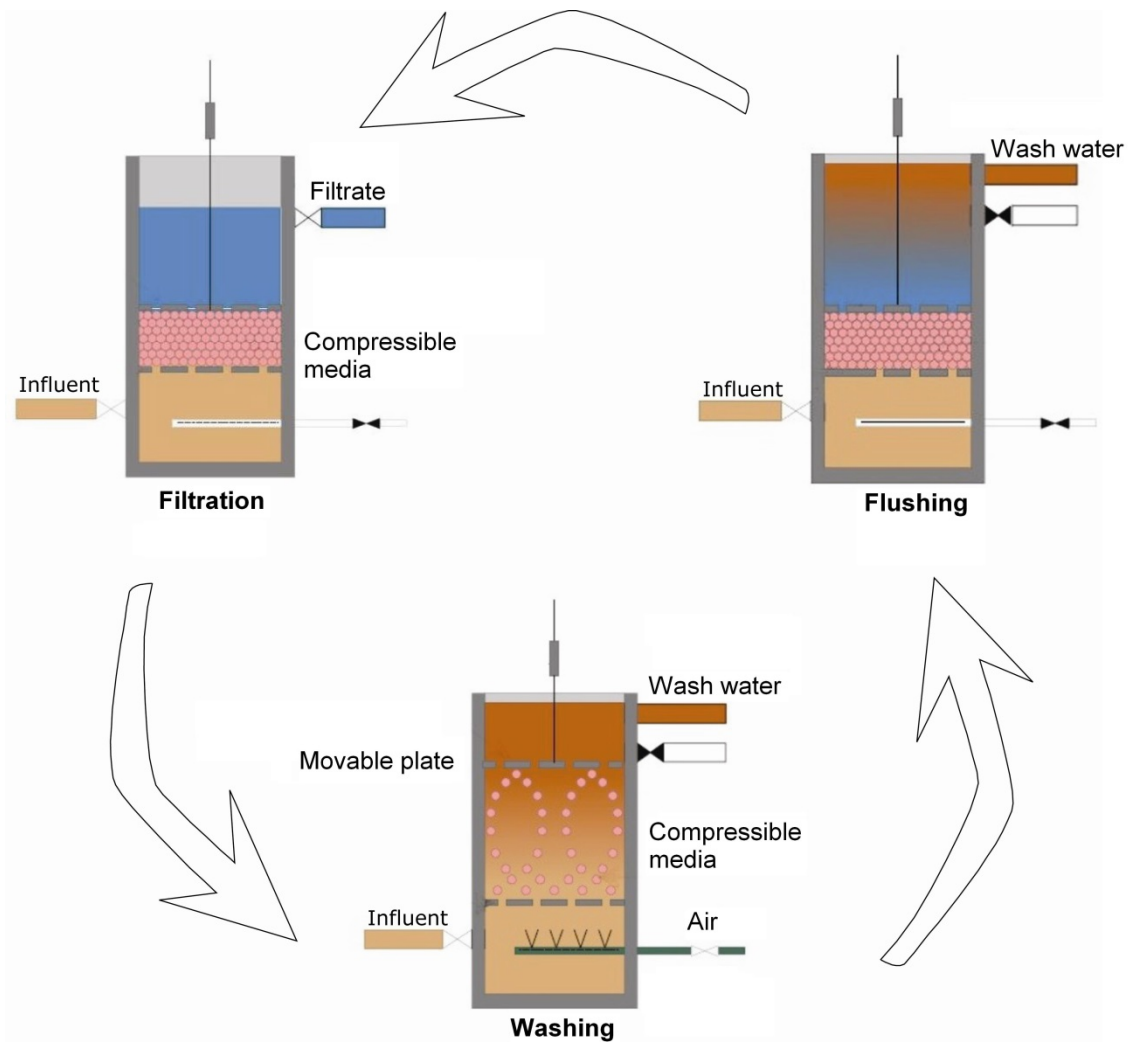


Abbildung 4-7: Filtrations- und Spülzyklus des Fuzzy Filters (Quelle: Bosman Watermanagement GmbH)

4.5.3 Vorbemerkungen zur Durchführung der Filtertests

Eine Option zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus Abwasser ist der Einsatz von Aktivkohle. Bei Einsatz eines Adsorber aus granulierter Aktivkohle ist ein feststofffreies Abwasser unabdingbar, um Verstopfungen und somit zu kurze Laufzeiten des Adsorberbettes zu vermeiden. Bei hydraulischer Überlastung der Kläranlage oder Problemen in der biologischen Stufe kann es deshalb notwendig werden, der Adsorptionsstufe einen leistungsfähigen Filter vorzuschalten.

Bei der Wahl von Pulveraktivkohle (PAK) zur Spurenstoffentfernung muss über eine anschließende Separationsstufe entschieden werden, mit der die Pulverkohle wieder restlos aus dem Kläranlagenablauf entfernt werden kann. Aufgrund der ausgesprochen kleinen Partikelgröße der PAK kann die Entfernung nur über den Umweg der Flockenbildung unter zu Hilfenahme von Fällungs- und Flockungschemikalien und anschließender Filterung erfolgen (z.T. in Kombination mit einem vorgeschalteten Sedimentationsbecken).

Für beide Anwendungsarten (Rückhalt von AFS, Rückhalt von Pulveraktivkohle) sollte der Fuzzy Filter im Pilotversuch getestet werden.

Die Entfernung von partikulären Stoffen aus Abwasser stellt die herkömmliche Anwendungsart für den Fuzzy Filter dar, während sein Einsatz zur Entfernung von PAK eine gänzlich neue Anwendungsvariante ist, die bisher nur im Labormaßstab getestet wurde. Eine besondere Herausforderung stellt dabei die Dosierung der Chemikalien dar, um große und ausreichend stabile PAK – Flocken zu bilden, die den hohen Scherkräften vor und im Filter standhalten können, die aufgrund der hohen Filtergeschwindigkeiten auftreten. Aus diesem Grund wurden im Vorfeld der Versuche JAR – Tests durch die Fa. MVK Chemie durchgeführt, die auch die großtechnischen PAK – Tests auf der Kläranlage Mannheim begleitet.

4.5.4 JAR-Tests

Die Fa. MVK Chemie testete im Labor der Kläranlage Bartrup verschiedene Fällungs- und Flockungschemikalien in Kombination mit dem Abwasser aus dem Ablauf der Kläranlage, um die am besten geeignetsten Chemikalien und deren optimale Dosierung zu finden. Im Ergebnis der JAR – Tests wurde die Verwendung eines Aluminiumprodukts in Kombination mit einem anionischen Flockungshilfsmittel empfohlen (siehe Tabelle 4-4).

Für die JAR – Test wurde von einer Pulveraktivkohledosierung von 10 mg/l ausgegangen. Aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen Pilot- und großtechnischen Versuchen wurde sowohl für die JAR – Tests als auch die anschließenden Filtertest die Pulverkohle Carbopal AP der Fa. Donau Carbon eingesetzt.

Tabelle 4-4: Empfohlenes Fällungs- und Flockungshilfsmittel mit Dosierungen

Name	Erläuterung	Empfohlene Dosierung
QA-SK	Aluminiumchloridhydroxidsulfat (Polyaluminiumchlorid)	4 mg/l
QF-AP 4059	Anionisches wasserlösliches Polymer	0,14 mg WS/l

4.5.5 Aufbau der Versuchsanlage

Die halbtechnische Versuchsanlage zum Nachweis der Leistungsfähigkeit eines Fuzzy Filters in Bezug auf abfiltrierbare Stoffe und Pulveraktivkohle bestand im Kern aus einem Fuzzy Filter der Baugröße Typ 1, der über eine Filterbettgrundfläche von 0,2 m² und eine Filterbetthöhe von 1,0 m (unkomprimiert) verfügt und mit bis zu 20 m³ Abwasser pro Stunde beschickt werden kann (Abbildung 4-8).



Abbildung 4-8: Testcontainer mit Fuzzy Filter Typ 1 für Pilotversuche (Foto: Bosman Watermanagement GmbH)

Der Pilotfilter war zusammen mit dem Kompressor für die Rückspülluft, der Zuführpumpe und dem PLC mit Touchscreen zur Steuerung bzw. Betriebsdatenspeicherung in einem 20' Standardcontainer untergebracht. Die Beschickung des Filters erfolgte über eine fliegende Leitung im Teilstrom aus dem Ablaufschacht der Kläranlage Barntrup, Filtrat und Rückspülabwasser wurden in gleicher Weise in den Kläranlagenzulauf zurückgeleitet (max. 20 m³/h).

Für die Durchführung der Tests zum Pulveraktivkohlerückhalt wurde die Filteranlage um Dosiereinrichtungen für die Pulveraktivkohle, das Fällmittel und das Flockungshilfsmittel sowie einen Rohrflockulator zur Ermöglichung der Flockenbildung erweitert (Abbildung 4-9).



Abbildung 4-9: Testcontainer mit Rohrflockulator und Vorratsbehältern für PAC - Suspension und Fällmittel (Foto: Bosman Watermanagement GmbH)

Da der Fuzzy Filter im Aufstrom betrieben wird, ist eine Pumpe zur Beschickung des Filters und Überwindung des Filterwiderstandes notwendig. Im üblichen Betrieb des Filters zur reinen AFS – Entfernung ist die Zuführpumpe dem Filter direkt vorgeschaltet. Dies ist allerdings von Nachteil für die Fälle, in denen der Filter als Flockungsfiltrationsstufe betrieben werden soll (P – Entfernung, PAC-Rückhalt).

Aus diesem Grund wurde im vorliegenden Pilotprojekt für die Testphase II (PAK-Rückhalt) eine Flockungsstrecke zwischen Zuführpumpe und Filter zwischengeschaltet, um auszuschließen, dass bereits gebildete Flocken bei nachfolgendem Pumpendurchgang wieder zerstört werden.

Die Aktivkohledosierung erfolgte aus einem Behälter heraus (IBC), der mit einer vorgefertigten Kohlesuspension gefüllt war. Die zugehörige Dosierpumpe war im Testcontainer untergebracht. Die Kohlesuspension wurde in die Zulaufleitung der Zuführpumpe des Fuzzy Filters dosiert, um durch die Turbulenzen beim Durchgang durch die Pumpe eine optimale Einmischung der Kohle zu erreichen. Das Fällmittel (PAC) wurde als anwendungsbereites flüssiges Präparat ebenfalls in einem IBC angeliefert und aus diesem heraus direkt in den mit Pulveraktivkohle versetzten Abwasserstrom am Anfang des Rohrflockulators, vor dem statischen Mischer zu dosiert. Das Flockungshilfsmittel wurde als kristallines Produkt (Sackware) angeliefert und musste jeweils vor Versuchsbeginn in einem kleineren Ansatzgefäß im Testcontainer mit Wasser versetzt und aufgelöst werden. Nach einer Reifezeit von ca. 60 min war es gebrauchsfertig und wurde aus dem Ansatzgefäß heraus über eine ebenfalls im Testcontainer untergebrachte Dosierpumpe hinter der Dosierstelle für das Fällmittel (hinter dem statischen Mixer) zudosiert. Sowohl der IBC mit der Kohlesuspension als auch die Polymer-Ansatzstation waren mit Rührwerken ausgestattet, um einerseits eine gleichmäßige Verteilung der PAK im IBC zu gewährleisten und ihr Absetzen zu verhindern, und andererseits ein klumpenfreies Auflösen des kristallinen Polymers im Ansatzgefäß zu ermöglichen.

Der dem Filter vorgeschaltete Rohrflockulator der Fa. Kustan (außerhalb des Testcontainers) verfügte mit DN 100 über eine Gesamtlänge von 30 m und lieferte Aufenthaltszeiten zwischen ca. 1,5 und 2,36 min (bei Filtergeschwindigkeiten zwischen 50 und 30 m/h). Im Einlaufbereich war ein statischer Mixer DN 65 von 0,5 m Länge integriert, um eine optimale Einmischung des Fällmittels zu gewährleisten.

Die Dosierpumpen wurden kalibriert und anschließend während der gesamten Laufzeit der Versuche über den PLC gesteuert und kontrolliert. Dadurch passte sich ihr Dosierstrom jeweils automatisch an unterschiedliche Filterdurchflüsse an. Während der Filterrückspülungen wurde die Dosierung unterbrochen, um das Filtermaterial nicht zusätzlich mit Pulverkohle zu beladen.

Obwohl bei der Installation der gesamten halbtechnischen Versuchsanlage, bei der Kombination von Dosieranlagensteuerung, Flockulator und Filtersteuerung so genau wie möglich gearbeitet wurde war es nicht möglich, sicherzustellen, dass bei Neustart eines Filterlaufs auch die Dosierung der Fällungs- und Flockungsmittel präzise so gestartet wurde, dass ausschließlich bereits geflockte Pulveraktivkohle den Filter erreichte. In einigen Fällen kam es nachweislich zu verzögerten Dosierungen, so dass ungeflockte Kohlepartikel in das Filterbett gelangten.

Für die manuelle Probenahme war für Testphase I (AFS-Rückhalt) eine Entnahmestelle im Ablauf des Filters (aus dem Überstau oberhalb der oberen Filterplatte) eingerichtet. Die Zulaufprobenahme erfolgte direkt aus dem Ablaufschacht der Kläranlage. Für Testphase II (PAC-Rückhalt) wurde die Ablauf-Probenahmestelle beibehalten, während für eine zusätzliche repräsentative Zulaufprobenahme jeweils noch eine Entnahmestelle vor dem Rohrflockulator (PAK-haltiges Zulaufwasser zum Filter) und für Vergleichsprobenahmen eine zweite Probenahmestelle hinter dem Rohrflockulator eingerichtet wurde (PAK- und FM-/FHM-haltiges Zulaufwasser zum Filter), um kontrollieren zu können, ob sich Flocken bereits ungewollt im Flockulator, vor Erreichen des Filters absetzen.

Um die Zulaufqualität des Filters kontinuierlich überwachen und dokumentieren zu können, war eine Online-Trübungsmesseinrichtung (Hach-Lange Ultraturb sc) derart installiert, dass sie wahlweise mit Wasser aus dem Zulauf des Rohrflockulators (PAK-haltig, Probenahmestelle Zulauf A) oder aus dem Ablauf des Rohrflockulators (PAK- und FM-/FHM-haltig, Probenahmestelle Zulauf B) beschickt wurde. Die Ablaufqualität des Filtrats wurde ebenfalls mit einem Online-Trübungsmesser des gleichen Fabrikats kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet (vgl. Abbildung 4-10).

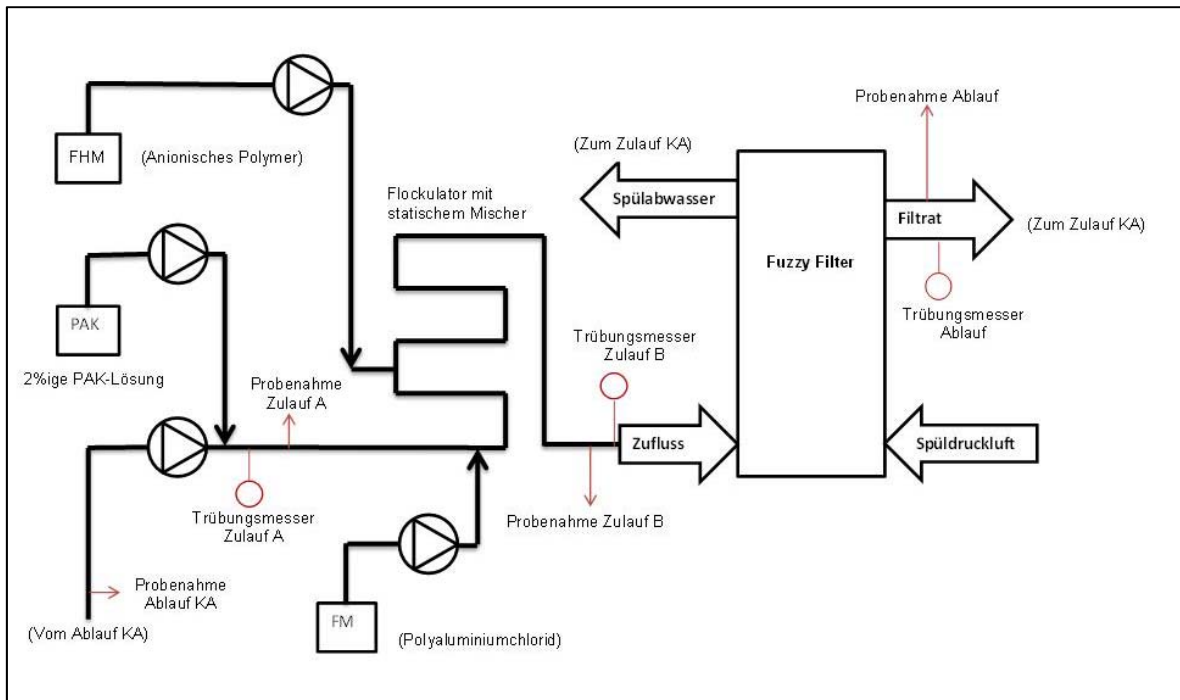


Abbildung 4-10: Schema des Versuchsaufbaus zum PAK – Rückhalt

Insgesamt wurden folgende Parameter während des Filterbetriebs kontinuierlich aufgezeichnet:

- Trübung Zu- und Ablauf
- Filterdurchfluss
- Druck vor dem Filterbett
- Kompressionsgrad
- Filterlaufzeit
- Dosierströme

4.5.6 Tests zum Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe

Während der Testphase I (KW 38 bis 40) wurde der Filter direkt mit dem Ablauf der Kläranlage beschickt und mit unterschiedlichen Filtereinstellungen gefahren, um seine Leistungsfähigkeit in Bezug auf den AFS – Rückhalt zu untersuchen. Folgende unterschiedliche Einstellungskombinationen wurden getestet (vgl. Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5: Unterschiedliche getestete Filtereinstellungen während Testphase I

Durchfluss (Filtergeschwindigkeit)	Kompressionsgrad
10 m ³ /h (50 m/h)	20%
15 m ³ /h (75 m/h)	20%
20 m ³ /h (100 m/h)	20%
10 m ³ /h (50 m/h)	30%
15 m ³ /h (75 m/h)	30%
20 m ³ /h (100 m/h)	30%
10 m ³ /h (50 m/h)	40%
15 m ³ /h (75 m/h)	40%
20 m ³ /h (100 m/h)	40%

Die Probenahme erfolgte mittels Stichproben, die in gleichmäßigen Abständen (stündlich) verteilt über die Filterlaufzeit jeweils parallel aus Filterzu- und -ablauf entnommen wurden. Neben der AFS-Analyse durch das Labor OWL Umweltanalytik wurden sporadisch Analysen zu CSB, P_{gesamt} und PO₄-P durch das Personal der Kläranlage Barntrup angefertigt.

4.5.7 Test zum Rückhalt von Pulveraktivkohle

Ziel der Filterversuche zum Rückhalt von Pulveraktivkohle (KW 41 bis 46) war, herauszufinden, bei welchen Filtergeschwindigkeiten (möglichst hoch, um effizient zu sein) und Kompressionsgraden (möglichst niedrig um Energie zu sparen) eine zufrieden stellende Ablaufqualität erreicht werden kann, ohne zu kurze Filterlaufzeiten dafür in Kauf nehmen zu müssen (Tabelle 4-6). Als zufrieden stellende Ablaufqualität wurde ein Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen AFS < 1 mg/l (nach Metzger) definiert. Aus Gründen der Praktikabilität wurde dabei zunächst auf die direkte AFS-Bestimmung verzichtet und dafür auf die so genannte Schwarzgradbestimmung zurückgegriffen (vgl. Kap. 5.1.1).

In der Regel wurde mit einer Kohledosierung von 20 mg/l gearbeitet. Um außerdem ein Gefühl für die Belastbarkeit des Filters mit höheren Kohlemengen zu bekommen, wurden einige Testläufe mit 40 mg/l und 60 mg/l durchgeführt.

Tabelle 4-6: Unterschiedliche getestete Filtereinstellungen während Testphase II

Durchfluss (Filtergeschwindigkeit)	Kompressionsgrad
8 m ³ /h (40 m/h)	20%
10 m ³ /h (50 m/h)	20%
15 m ³ /h (75 m/h)	20%
5 m ³ /h (25 m/h)	30%
8 m ³ /h (40 m/h)	30%
10 m ³ /h (50 m/h)	30%
12 m ³ /h (60 m/h)	30%
15 m ³ /h (75 m/h)	30%
6 m ³ /h (30 m/h)	40%
8 m ³ /h (40 m/h)	40%
10 m ³ /h (50 m/h)	40%

Für die Dosierung von Fällungs- und Flockungshilfsmittel wurde weitestgehend auf die Empfehlungen aus den JAR-Tests zurückgegriffen (4 mg Al/l und 0,14 mg WS/l). Gegen Ende der Versuche wurden einige Versuche mit einer verringerten Fällmitteldosierung gefahren (0,6 mg Al/l bis 2,0 mg Al/l) sowie nur mit Fällmittel aber ohne Flockungshilfsmittel.

Da das Verhalten des Filters im Pilotmaßstab in Bezug auf den PAK-Rückhalt weitgehend unbekannt war, wurde die Wirksamkeit der unterschiedlichen Filtersetting - Kombinationen in erster Linie über den Trübungsverlauf im Filtrat sowie die Entwicklung der Filterwiderstandskurve beobachtet und beurteilt. Erst wenn sich eine bestimmte Einstellungskombination als befriedigend herausstellte, wurde diese in einem erneuten Durchlauf beprobt. Die Beprobung selbst bestand aus Stichproben, die in gleichmäßigen Abständen verteilt über die Filterlaufzeit aus dem Ablauf, und sporadisch aus dem Zulauf entnommen wurden. Die Probenahme erfolgte in Abhängigkeit von der erwarteten Länge eines Filterlaufes in Abständen von 0,5 h oder 1,0 h. Zu Beginn einiger Filterläufe wurden auf Wunsch der die Versuche begleitenden Hochschule Ostwestfalen-Lippe auch in 5, 10 oder 15 minütigen Abständen Proben gezogen, um daraus Rückschlüsse über das Einfahrverhalten des Filters ziehen zu können.

Aufgrund der bereits beschriebenen Unzulänglichkeiten bei der Steuerung der Dosieranlagen für die Fällungs- bzw. Flockungschemikalien sollten aus den mit diesen ersten Proben gewonnenen Werten jedoch keine Rückschlüsse auf ein mögliches Einfahrverhalten des Fuzzy Filters gezogen werden, da die Daten dazu als nicht belastbar angesehen werden müssen. Auch ist aus der Auswertung von bisherigen Anwendungen des Fuzzy Filters zur Partikelabscheidung aus Kläranlagenabläufen keinerlei Einfahrverhalten bzw. das Auftreten von Einfahrphasen ableitbar.

Da davon auszugehen war, dass im Ablauf des Filters noch, wenn auch geringe, Konzentrationen an Pulveraktivkohle enthalten sein können, wurden die Ablaufproben jeweils unmittelbar nach der Probenahme über Membranfilter (45 µm) gezogen. Dies erfolgte aus zweierlei Gründen heraus:

- a) Es sollte verhindert werden, dass noch in der Probe befindliche PAK - Partikel bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die Probe im Labor analysiert werden konnte, weiterhin adsorbierbare Stoffe aus dem Probenvolumen heraus aufnehmen und so die Werte verfälschen
- b) PAK ist selbst ein CSB-relevanter Stoff, der bei der Analyse den CSB in die Höhe treibt.

Aus den Proben wurden folgende Parameter bestimmt:

- a) Homogenisierter Ablauf Kläranlage
 - CSB (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
 - P_{gesamt} (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
 - PO₄-P (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup

- b) Filtrierter Ablauf Kläranlage
 - CSB (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
 - P_{gesamt} (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
 - PO₄-P (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup

- c) Filterzulauf (nach PAK-Dosierung)
 - Schwarzgrad (sporadisch) Labor der HS-OWL
 - AFS (sporadisch) Labor der HS-OWL

d) Filterablauf

- Schwarzgrad Labor der HS-OWL
- AFS (sporadisch) Labor der HS-OWL

e) Filtrierter Filterablauf

- CSB (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
- P_{gesamt} (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup
- $PO_4\text{-P}$ (sporadisch) Labor der Kläranlage Bartrup

5 Auswahl geeigneter Aktivkohlen

5.1 Material und Methoden

Folgende Proben wurden gezogen:

- Stichproben vom Ablauf der KA Bartrup durch das Klärwerkspersonal,
- 24 h-Mischproben vom Ablauf der KA Bartrup mit dem laboreigenen automatischen Probenehmer der Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Labor für Siedlungswasserwirtschaft,
- Stichproben vom Zu- und Ablauf des Fuzzy-Filters durch das Personal der Fa. Bosman Watermanagement GmbH.

Alle Proben wurden durch das Personal der Hochschule OWL abgeholt und kühl (4 °C) gelagert bzw. ein Teil davon als Rückstellprobe eingefroren. Für die Untersuchungen auf die Parameter AFS und Mikroschadstoffe wurden Probenflaschen aus HDPE verwendet. Für die Schwarzgradbestimmung kamen Glasflaschen zum Einsatz.

5.1.1 Analytik

Chemische Analysen

Tabelle 5-1 zeigt die im Labor für Siedlungswasserwirtschaft und auf der KA Bartrup angewandten chemischen Analysemethoden.

Tabelle 5-1: Verwendete Küvetten-Tests

Parameter	Hersteller	Küvetten-Test-Typ
CSB	Hach-Lange GmbH, Düsseldorf	LCK414
	Macherey und Nagel GmbH, Düren	Referenz-Nr: 985027
PO ₄ -P und P _{ges}	Macherey und Nagel GmbH, Düren	Referenz-Nr: 985076

Für die Filterung des Abwasser wurden die Filter der Fa. Sartorius Stedim Biotech GmbH, Göttingen (Typ: Minisart, Nr.: 16555) mit einer Porengröße von 0,45 µm verwendet.

Mikroschadstoffe

Die Analytik wurde durch das Fremdlabor GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Hildesheim, getätigt und erfolgte nach der Methode der Gaschromatographie (GC) und der Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (HPLC/MS).

Bei der Stoffgruppe der Medikamente wurden insgesamt 23 Parameter analysiert. Diese entsprechen den in NRW standardisierten 23 Stoffen und umfassen folgende Stoffe:

Schmerzmittel: Phenazon, Diclofenac und Naproxen,

Antiepileptikum: Carbamazepin,

Antibiotika: Sulfamethoxazol und Clarithromycin,

Betablocker: Sotalol, Bisoprolol, Metoprolol und Atenolol,

Lipidsenker: Bezafibrat,

Psychopharmakon: Oxazepam,

Röntgenkontrastmittel: Amidotrizoesäure, Iopamidol, Iomeprol und Iopromid,

Steroidhormone: Estron, 17-alpha-Ethinylestradiol und 17-beta-Estradiol,

Pflanzenschutzmittel: Diuron, Isoproturon und Terbutryn,

Korrosionsschutzmittel (Geschirrspüler): Benzotriazol.

Die Bestimmungsgrenze lag für alle Mikroschadstoffe bei 0,050 µg/l.

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Zu Beginn der kontinuierlichen Versuche wurde die Bestimmung der AFS durch das Labor AGROLAB Labor GmbH, Bruckberg, durchgeführt. Angewandt wurde die DIN 38409, Teil 2 (März 1987).

Im Verlauf der kontinuierlichen Versuche wurde die AFS-Analytik vom Labor für Siedlungswasserwirtschaft übernommen und ebenfalls nach DIN 38409, Teil 2 (März 1987) durchgeführt.

Schwarzgradbestimmung

Nach Vorgabe des Auftraggebers wurde die Messung der AktivkohleKonzentration im Zu- und Ablauf des Fuzzy-Filters nach der in Metzger und Rößler (2011) beschriebenen Schwarzgradbestimmung durchgeführt. Entwickelt wurde diese Methode, da die AFS-Bestimmung bei AFS-Gehalten < 5 mg/l aufgrund der Bestimmungsmethodik nur bedingt aussagefähig ist, vor allem, wenn die Einwaage auf dem Filterpapier < 20 mg beträgt. Bei AFS-Gehalten von 2 mg/l müssten demnach 10 l Probevolumen filtriert werden. Bei der Schwarzgradbestimmung wird das zu untersuchende Abwasser über ein Membranfilterpapier filtriert und die Schwarzfärbung anhand eines visuellen Vergleichs mit definiert belegten Filterpapieren durchgeführt. Anhand dieses Vergleichs konnte eine Aussage über die im Abwasser vorhandene PAK-Menge getroffen werden.

Nach Metzger und Rößler (2011) liegt der Vorteil dieser Methode darin, dass diese gegenüber der klassischen Bestimmung der AFS selbst geringste PAK-Gehalte im Abwasser mit einem durchaus handhabbaren zu filtrierenden Volumen festgestellt werden können. Der Nachteil der Methode besteht in der subjektiven Beurteilung der Proben.

Bei den durchgeführten Schwarzgradbestimmungen wurden Membranfilter der Fa. Sartorius (Produktnummer 11106-47-N) verwendet. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 5-1 zu sehen.

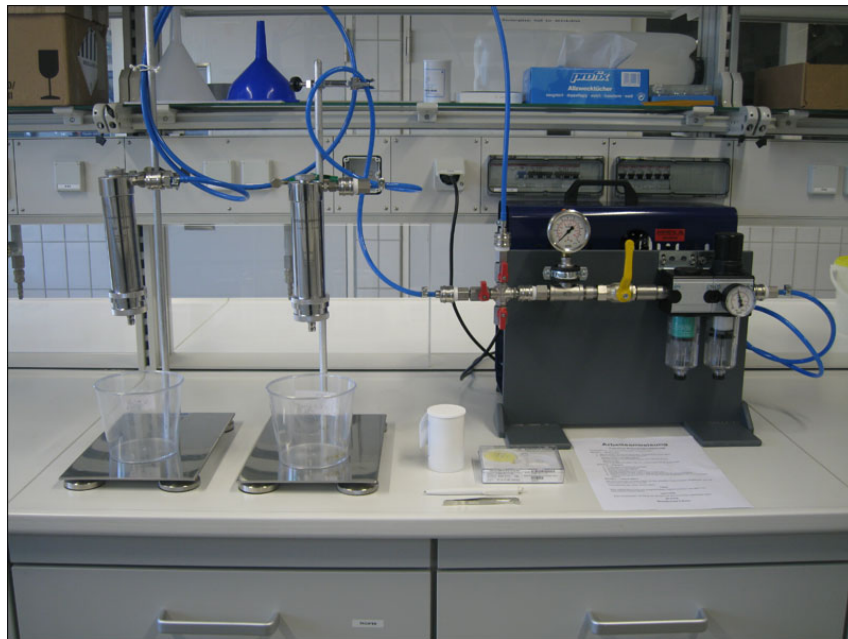


Abbildung 5-1: Versuchsaufbau für die Schwarzgradbestimmung

Die Anzahl der Analysen und die Menge der eingesetzten Probenvolumina sind in Tabelle 5-2 zusammengestellt. Die filtrierten Mengen lagen zwischen 200-600 ml und wurden der voll durchmischten Probe entnommen. Diese Volumina wurden gewählt, um die verwendeten Filterpapiere nicht zu stark zu belegen, was zu einer völligen Schwarzfärbung führen würde und somit noch verwertbare Ergebnisse durch Hochrechnung auf 1.000 ml Volumen zu erzielen. Auch stellte sich im Laufe der Versuche heraus, dass es bei Volumina > 600 ml zu einer Verblockung des Filterpapieres kam. Dies passierte auch bei Minderbefunden (< 0,35 mg/Filter).

Tabelle 5-2: Übersicht der verwendeten Probevolumina der Schwarzgradbestimmung

Probenahme- stelle	Filtrierte Abwasser- menge	Anzahl Proben	Anmerkungen
Zulauf	200 ml	36	keine größere Abwassermenge möglich, da Filter sonst schwarz
Ablauf	200 ml	4	keine größere Abwassermenge möglich, da Filter sonst schwarz
	400 ml	15	keine größere Abwassermenge möglich, da Filter sonst schwarz
	600 ml	91	trotz Minderbefund bei Abwassermengen > 600 ml Verblockung des Filters

Die Abbildung 5-2 zeigt die erstellten Vergleichsvorlagen für die Beurteilung der Schwarzgradfärbung.

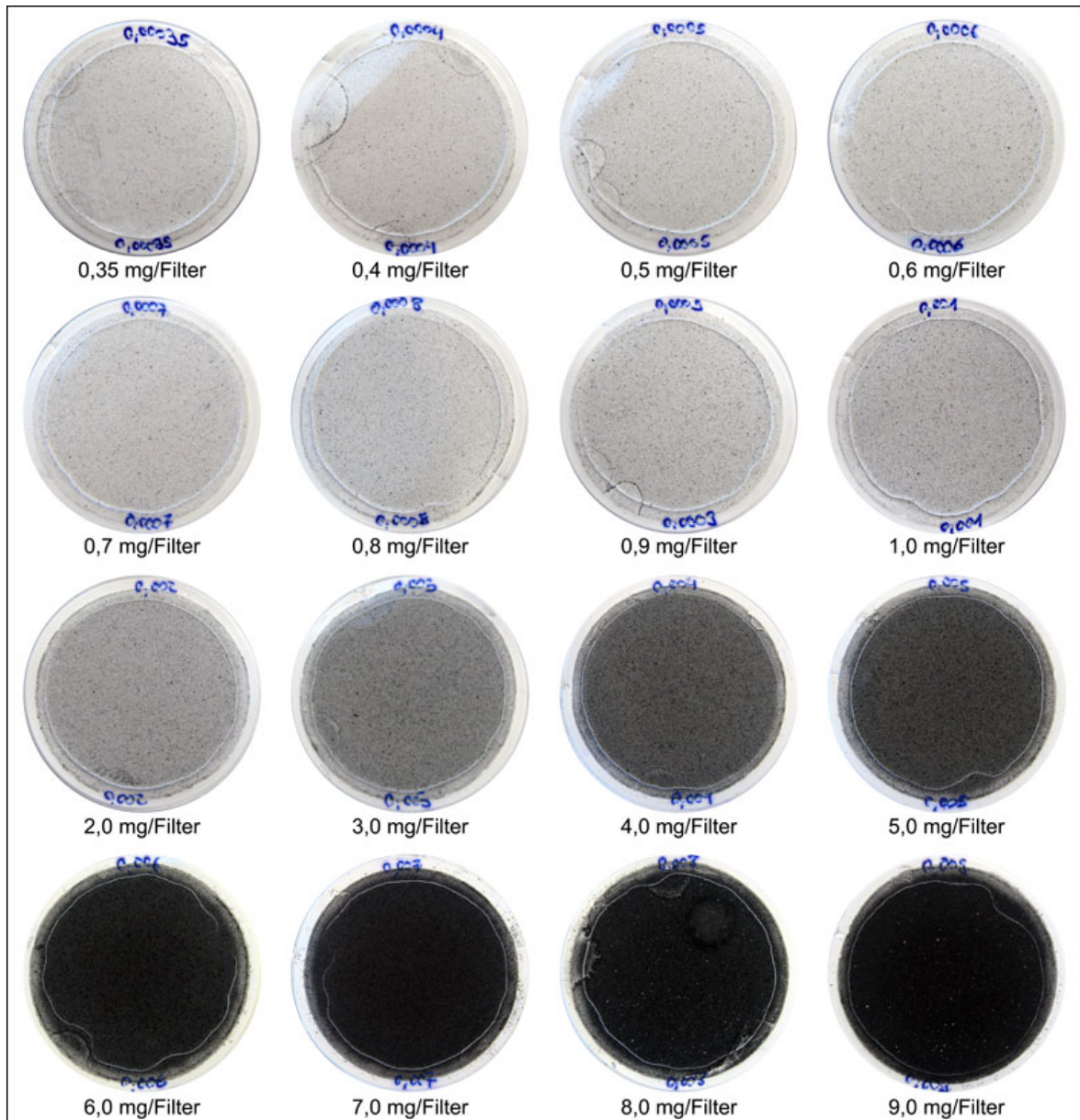


Abbildung 5-2: Verwendete Vergleichsfiltervorlagen für die Schwarzgradbestimmung

Messfehler/Messabweichungen

Die Abweichung eines aus Messungen gewonnenen Wertes vom wahren Wert der Messgröße wird als Messfehler (alte Bezeichnung) oder Messabweichung (nach DIN 1319-1:1995) bezeichnet. Die verwendeten nasschemischen Analyseverfahren haben laut Herstellerangaben eine Messabweichung von 5-10 % vom ermittelten Wert. Die Messabweichung bei der Schwarzgradbestimmung wird durch die stark subjektive Beurteilung beeinflusst. Weiter können unterschiedliche Lichtverhältnisse die Auswertung beeinflussen.

5.1.2 Becherglasversuche - Versuchsaufbau und -durchführung

Der angewandte Versuchsaufbau zur Durchführung von Becherglasversuchen zur Aufnahme von Adsorptionsisothermen ist angelehnt an das DVGW-Merkblatt W 240 (1987). Um die für diesen Einsatzzweck geeignetste Kohle zu finden, wurde vom Labor für Siedlungswasserwirtschaft der Hochschule Ostwestfalen-Lippe Kontakt zu verschiedenen Anbietern von Aktivkohle aufgenommen. Von diesen wurden die für diesen Zweck als die geeignetste Aktivkohle bekannte Sorte benannt und fein gemahlen für die durchzuführenden Versuche zur Verfügung gestellt. Die für die Versuche verwendeten Aktivkohlen sind in Tabelle 5-3 aufgelistet.

Tabelle 5-3: Übersicht der verwendeten Aktivkohlen für Becherglasversuche

PAK-Sorte/Produktname	Produzent
SAE-Super	Norit Deutschland GmbH, Riesbürg
AquaSorb® 5000P	Jacobi Carbons GmbH, Frankfurt
CycleCarb 201	Chemviron Carbon GmbH, Beverungen
CycleCarb 301	Chemviron Carbon GmbH, Beverungen
Carbopal AP	Donau Carbon GmbH, Frankfurt
CarboTech PAK C 1150 S	CarboTech AC GmbH, Essen

Der Versuchsaufbau bestand im Wesentlichen aus mehreren Reaktionsgefäßen (Bechergläser, Nennvolumen 300-3.000 ml), magnetischen Rührstäbchen (glasummantelt) und einem Magnetrührertisch.

Die Erfahrung hat gezeigt, dass jede Adsorptionsisotherme aus mindestens vier Punkten bestehen muss, um eine verwertbare Aussage über die Einsatzfähigkeit einer Aktivkohle liefern zu können. Aus diesem Grund wurden für jede Versuchsreihe ein Blindversuch (ohne Aktivkohleeinwaage) und fünf Ansätze mit unterschiedlichen Aktivkohleeinwaagen angesetzt. Zur Sicherheit wurde immer ein Ansatz mehr als benötigt angesetzt, um im Bedarfsfall einen Ausreißer eliminieren zu können. Der Blindversuch wurde durchgeführt, da im Versuchszeitraum möglicherweise Abbauprozesse stattgefunden haben.

Die ofentrockene Pulverkohle wurde in unterschiedlichen Mengen mit einer Genauigkeit von $\pm 0,001$ g eingewogen. In jedem Reaktionsgefäß wurde immer genau das gleiche Volumen des zu untersuchenden Abwassers vorgelegt und mit den jeweiligen Aktivkohleeinwaagen angesetzt.

Die mit magnetischen Rührstäbchen versehenen Bechergläser wurden für die Versuchsdauer bei ca. 20 °C und 100 U/min auf einem Rührtisch platziert und lichtdicht abgedeckt. Die Dauer eines jeden Versuches wurde auf 24 h begrenzt, da das Einstellen des Adsorptionsgleichgewichtes innerhalb dieser Zeitspanne erwartet wurde. Nach Beendigung der Versuchsdurchführung wurde die Flüssigphase vom Aktivkohleanteil durch Filtration mit 0,45 µm Minisart NML Filtern (Cellulose Acetat Filter, Fa. Sartorius, Göttingen; Herstellernummer: 90491022) getrennt und analysiert.

Auswertung

Um die gewünschten Adsorptionsisothermen der Becherglasversuche zu erhalten, wurde die Restkonzentration c gegen die Beladung q aufgetragen.

Die Beladung q wurde dabei in mg Adsorptiv pro g Aktivkohle ausgedrückt und nach folgender Gleichung ermittelt.

$$q = \frac{(c_0 - c) \times V}{p} \text{ [mg/g]}$$

mit: q = Aufnahmevermögen (Beladung) in mg/g

c_0 = Ausgangskonzentration der Blindprobe in mg/l

c = Restkonzentration nach Versuchsende in mg/l

V = Volumen der angewendeten Lösung in Liter

p = Gewicht der eingesetzten ofentrockenen Aktivkohle in g

Die gefundenen Wertepaare wurden auf doppelt-logarithmischem Maßstab dargestellt, in dem die Restkonzentration c auf der Abszisse und die Beladung q auf der Ordinate aufgetragen wurden. Für eine Beurteilung der Adsorptionsisothermen wurden die Meßergebnisse nach der Gleichung von Freundlich ausgewertet. Diese lautet wie folgt:

$$q = k_F \times c^n$$

mit: k_F = Freundlichkonstante

c = Restkonzentration in mg/l

n = Adsorptionsexponent

q = Beladung in mg/g

Wichtige Zahlenwerte, die direkte Hinweise auf das Verhalten von Filtern gestatten, sind dabei:

n = Adsorptionsexponent \triangleq Steigung der Geraden in doppelt-logarithmischer Auftragung (Voraussetzung für weitergehende Entfernung im Filter $n < 1$)

$q = q_0$ für $c = c_0$ (hohes q_0 führt zu hoher Beladung im Filter)

Versuchsverlaufsplan

Die Aktivkohleversuche wurden in mehrere Versuchsreihen aufgeteilt. Eine Übersicht über den Verlauf der Versuche gibt Tabelle 5-4.

Tabelle 5-4: Versuchsverlaufsplan der Aktivkohle Becherglasversuche

Versuchsreihe	Versuchsziel
1	Ermittlung der idealen Aktivkohle für die KA Bartrup (nur CSB-Analytik)
2	Ermittlung der Adsorptionsisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe der ausgewählten Aktivkohlesorte
3	Wiederholung der Ermittlung der Adsorptionsisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe der ausgewählten Aktivkohlesorte

Analysenplan

Als Eingangsanalytik wurde der CSB aus der homogenisierten (C_{CSB}) und der filtrierten Probe (S_{CSB}) ermittelt. Bei jedem Becherglasversuch wurden vor und nach der Durchführung eines Versuches abwassertechnische Analysen durchgeführt. Die Tabelle 5-5 gibt eine Übersicht über die Analysen der ersten Versuchsreihe.

Tabelle 5-5: Übersicht der Ansätze zur Ermittlung der idealen Aktivkohle

Zeitpunkt der Analysen	Verwendetes Abwasser zur Analyse	Analysierte Parameter	Einheit
Versuchsbeginn	Kläranlagenablauf	C_{CSB} und S_{CSB}	mg/l
Versuchsende	Filtrat der Ansätze	S_{CSB}	mg/l

Die Tabelle 5-6 zeigt die durchgeführten Analysen für die Versuche mit der ausgewählten Aktivkohle zur Aufnahme von Adsorptionsisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe (Versuchsreihe 2 und 3).

Tabelle 5-6: Übersicht der weiterführenden Versuchsreihen 2 und 3

Zeitpunkt der Analysen	Verwendetes Abwasser zur Analyse	Analysierte Parameter	Einheit
Versuchsbeginn	Kläranlagenablauf	C_{CSB} und S_{CSB}	mg/l
		Mikroschadstoffe Medikamente	$\mu\text{g/l}$
Versuchsende	Filtrat der Ansätze	S_{CSB}	mg/l
		Mikroschadstoffe Medikamente	$\mu\text{g/l}$

5.1.3 Versuchsverlaufsplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche

Tabelle 5-7 zeigt die Versuchsphasen der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche.

Tabelle 5-7: Versuchsverlaufsplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche auf der KA-Barntrup

Versuchsphase	Versuchsziel	Versuchsdauer
1, AFS Entfernung	Ermittlung des AFS-Rückhalts des Fuzzy-Filters	2 Wochen
2, PAK-Entfernung	Ermittlung der Zugabemengen von PAK, Al und FHM. Ermittlung des PAK-Rückhalts, der Rest-P- und Rest-CSB-Elimination des Fuzzy-Filters	6 Wochen

Analysenplan

Tabelle 5-8 zeigt den Analysenplan über die beiden Hauptversuchsphasen.

Tabelle 5-8: Analysenplan der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche auf der KA-Barntrup

Versuchsphase	Probenahmestelle	Untersuchte Parameter
1	Zu und Ablauf des Fuzzy-Filters	Regelmäßig: AFS Nach Bedarf: C_{CSB} , S_{CSB} , P_{ges} und PO_4-P
2	Zulauf des Fuzzy-Filters	Regelmäßig: Schwarzgrad Nach Bedarf: AFS, C_{CSB} , S_{CSB} , $C_{P_{ges}}$, $S_{P_{ges}}$, C_{PO_4-P} und S_{PO_4-P}
	Ablauf des Fuzzy-Filters	Regelmäßig: Schwarzgrad Nach Bedarf: AFS, S_{CSB} , $S_{P_{ges}}$ und S_{PO_4-P}

5.2 Versuchsergebnisse Becherglasversuche

5.2.1 Ermittlung der geeignetsten Aktivkohle

Die verwendeten Einwaagen und Aktivkohlesorten für die Ermittlung der idealen Aktivkohle für die KA Bartrup sind in Tabelle 5-9 zusammengestellt.

Tabelle 5-9: AK-Einwaagen des ersten Versuchsansatzes – Bestimmung der geeignetsten Aktivkohle

Ansatz-Nr.	AK-Konzentration [g/l]	Verwendete Aktivkohle
1	0	Blindwert (ohne Aktivkohleeinwaage)
2	0,100	SAE-Super
3	0,100	AquaSorb® 5000P
4	0,100	CycleCarb 201
5	0,100	CycleCarb 301
6	0,100	Carbopal AP
7	0,100	CarboTech PAK C 1150 S

Von jeder verwendeten Aktivkohle wurde ein Ansatz mit jeweils genau 1.000 ml Kläranlagenablauf der KA Bartrup (Probenahme am 19.09.2013) und genau 0,100 g/l Aktivkohle angesetzt. Der verwendete Kläranlagenablauf hatte einen CSB von $C_{CSB} = 18,9$ mg/l in der homogenisierten Probe und S_{CSB} von 18,1 mg/l in der filtrierten Probe. Die Ansätze wurden für genau 24 h konstant gerührt. Die Abwassertemperatur lag während des Versuches bei 20-22 °C. Anschließend erfolgte die Auswertung durch Analyse des filtrierten CSB. Tabelle 5-10 zeigt die Ergebnisse für den Rest-CSB in der filtrierten Probe.

Tabelle 5-10: Ergebnisse der durchgeführten PAK-Becherglasversuche

PAK-Sorte/Produktname	End- S_{CSB} [mg/l]
Carbopal AP	< 5
AquaSorb® 5000P	< 5
SAE-Super	< 5
CarboTech PAK C 1150S	< 5
CycleCarb 201	< 5
CycleCarb 301	< 5

Bestimmungsgrenze: 5 mg/l

Alle End- S_{CSB} lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze der verwendeten Küvetten-tests. In Anbetracht des sehr geringen Start-CSB wären auch bei einer Wiederholung keine besseren Ergebnisse zu erzielen gewesen.

Aus Zeitgründen entschied das mit der Projektleitung beauftragte Ingenieurbüro Danjes GmbH, dass mit der Pulveraktivkohle Carbopal AP der Fa. Donau Carbon GmbH, Frankfurt, weiter gearbeitet werden sollte, da in der hier betrachteten Literatur diese Aktivkohle auch benutzt und somit die Vergleichbarkeit der Studien verbessert wurde.

5.2.2 Aufnahme der CSB- und Mikroschadstoff-Adsorptionsisothermen

Mit der Aktivkohlesorte Carbopal AP der Fa. Donau Carbon GmbH, Frankfurt, wurden zwei Becherglasversuche zur Aufnahme von Adsorptionsisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe durchgeführt. Von der gemahlene Aktivkohle wurden im ersten Versuch fünf, im zweiten Versuch sechs Ansätze mit unterschiedlichen Aktivkohleeinwaagen und jeweils einem Blindwert mit einer Abwasserzugabe von jeweils 3.000 ml erstellt. Tabelle 5-11 gibt eine Übersicht über die erstellten Ansätze.

Tabelle 5-11: Aktivkohleeinwaagen, Aufnahme der Adsorptionsisothermen Carbopal AP

Ansatz Nr.	Abwasser- menge [ml]	Aktivkohleeinwaage [g/l]		Anmerkungen
		Versuchsreihe 1	Versuchsreihe 2	
1	3000	0	0	Blindwert
2	3000	0,5	0,030	
3	3000	0,25	0,025	
4	3000	0,125	0,020	
5	3000	0,0625	0,015	
6	3000	0,03125	0,010	
7	3000	-	0,005	

In der ersten Versuchsreihe hatte der verwendete Kläranlagenablauf einen CSB von C_{CSB} von 18,9 mg/l und S_{CSB} von 18,1 mg/l. Die Ansätze wurden für genau 24 h konstant gerührt. In der zweiten Versuchsreihe lag der C_{CSB} des verwendeten Kläranlagenablaufes bei 9,8 mg/l, der S_{CSB} bei 9,5 mg/l. Die Versuchsdauer betrug genau 7 h. Während beider Versuchsreihen lag die Abwassertemperatur bei 20-22 °C.

Im ersten Versuchsansatz war es nicht möglich, verwertbare Ergebnisse für die Adsorption des Parameters CSB zu erhalten. Sämtliche Analysenwerte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 5 mg/l CSB. In der Tabelle 5-12 sind die Ergebnisse der zweiten Becherglas-Versuchsreihe für den Parameter CSB dargestellt.

Tabelle 5-12: Ergebnisse der Becherglasversuche – Zweite Versuchsreihe (5-30 mg/L AK)

Ansatz Nr.	AK-Konz.	S_{CSB} zu Versuchsende	Beladung q
	mg	mg/l	mg/g
1	0	9,49	
2	5	9,76*	-54*
3	10	7,3	219
4	15	6,53	197
5	20	< 5	-
6	25	< 5	-
6	30	< 5	-

* Messfehler, Versuchsergebnisse verworfen

Aus der Tabelle 5-12 ist zu entnehmen, dass nur zwei verwertbare Ergebnisse für den Parameter CSB bei 10 und 15 mg PAK/l erzielt werden konnten, da bei höheren Aktivkohleeinwaagen die Nachweisgrenze unterschritten wurde und bei niedrigen Konzentrationen die Messabweichung von 5-10 % keine Aussage möglich macht. Deswegen war es auch hier nicht möglich, eine Adsorptionsisotherme zu erstellen. Für das verwendete, vergleichsweise sehr niedrig belastete Abwasser, liegt die mögliche CSB-Beladung zwischen 200 und 220 mg/g.

Tabelle A 1 (Anhang) zeigt die Ergebnisse der ersten Becherglasversuchsreihe zur Aufnahme der Adsorptionsisothermen für die Mikroschadstoffe. Wie den Ergebnissen des Blindwertansatzes zu entnehmen ist, konnten von den 23 analysierten Mikroschadstoffen in dieser Probe nur 11 nachgewiesen werden. Selbst bei der geringsten Aktivkohleeinwaage von 0,0313 g/l wurden alle untersuchten Stoffe bis auf die Parameter Amidotrizoesäure und Benzotriazol vollständig adsorbiert. Bei höheren Einwaagen konnten beide Parameter nicht mehr nachgewiesen werden. Aus diesem Grund war es nicht möglich aus dem verwendeten Abwasser, auch nur eine Adsorptionsisotherme zu erstellen.

Um eine verwertbare Aussage über die Adsorptionskapazität der verwendeten PAK für die Parameter Mikroschadstoffe zu erhalten, wurde auf die eigentlich geplante Durchführung eines Kolonnenversuches mit der gekörnten Aktivkohle verzichtet. Die frei gewordenen Mittel wurden stattdessen für weitere Mikroschadstoffuntersuchungen verwendet. Durch mehrere Beprobungen des KA-Ablaufs (24 h-Mischproben) sollte die Mikroschadstoffbelastung der KA Barntrup noch eingehender untersucht werden und die beprobten Abwässer für einen weiteren Becherglasversuch herangezogen werden.

Tabelle A 2 (Anhang) zeigt die Ergebnisse der zweiten Becherglasversuchsreihe zur Aufnahme der Adsorptionsisothermen für Mikroschadstoffe.

In dem verwendeten Abwasser konnten 13 der 23 untersuchten Mikroschadstoffe nachgewiesen werden. Die Amidotrizoesäure, die noch im ersten Becherglasversuch in einer Konzentration von $> 1,0 \mu\text{g/l}$ gefunden werden konnte, war im verwendeten Abwasser des zweiten Becherglasversuches nicht mehr zu finden. Für das Schmerzmittel Diclofenac und das Korrosionsschutzmittel (Geschirrspüler) Benzotriazol konnten Adsorptionsisothermen erstellt werden (Abbildung 5-3).

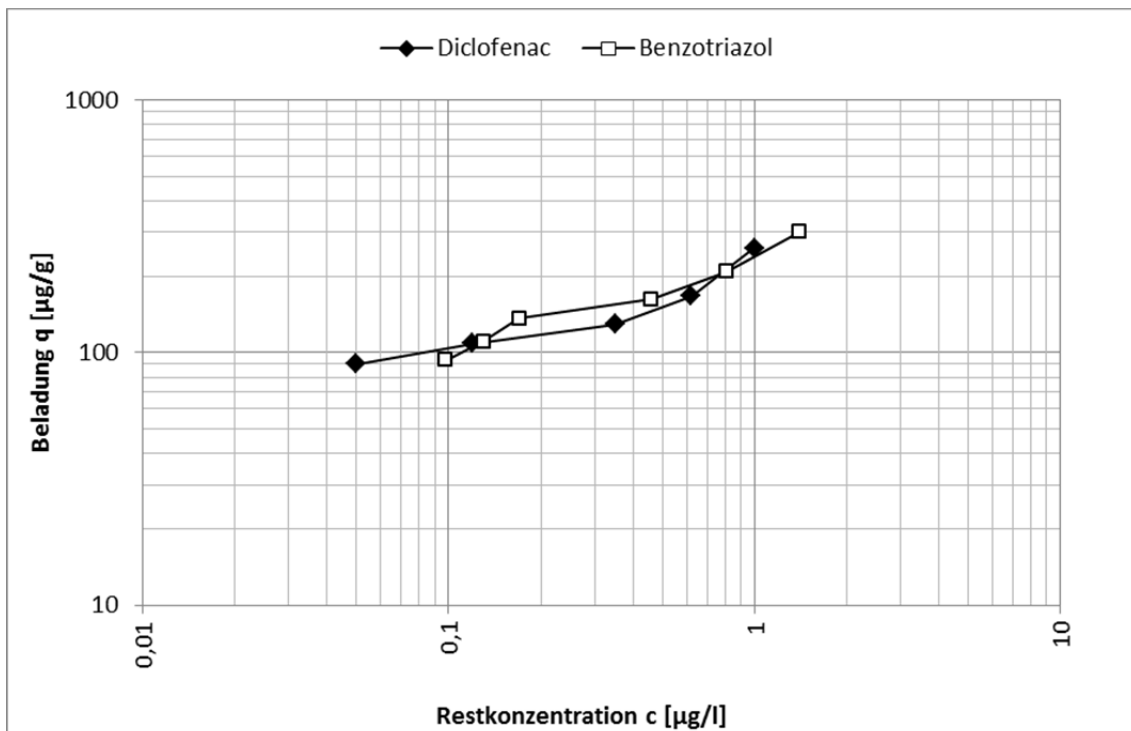


Abbildung 5-3: Adsorptionsisothermen für die Mikroschadstoffe Diclofenac und Benzotriazol (doppelt logarithmische Darstellung)

Der Verlauf der in Abbildung 5-3 wiedergegebenen Isothermen für die Mikroschadstoffe Diclofenac und Benzotriazol zeigt, dass trotz hoher Beladungswerte von rund 300 µg/g bei hohen Restkonzentrationen, beide Parameter nur unter hohem Aktivkohleeinsatz vollständig aus dem verwendeten Abwasser zu entfernen sind. Die beiden durchgeführten Becherglasversuche ergaben, dass für Diclofenac die Aktivkohlezugabemenge bei mindestens 30 mg PAK/l, für Benzotriazol bei mindestens 62,5 mg PAK/l liegen würde. Ein Abknicken der Isothermen in Richtung der Konzentrationsachse bei niedrigen Restkonzentrationen ist nicht zu erkennen, so können durch hohe Zugabemengen an Aktivkohle sehr niedrige Restkonzentrationen von wenigen µg/l erreicht werden.

Alle anderen 11 im verwendeten Abwasser gefundenen Mikroschadstoffe, konnten mit einer PAK-Konzentration von 20 mg PAK/l vollständig adsorbiert werden. Demzufolge ist zu erwarten, dass sich mit einem Aktivkohle-Adsorptionsverfahren die im Abwasser enthaltenen Mikroschadstoffe, mit Ausnahme von Diclofenac und Benzotriazol bei einer PAK-Dosierung von 20 mg/l sicher zurückhalten lassen. Es wird daher empfohlen, mit einer PAK-Menge von 20 mg PAK/l in einem möglichen Anlagenbetrieb zu starten und im Zuge der Anlagenoptimierung die richtige PAK-Menge und die maximal mögliche CSB-Beladung der verwendeten PAK zu ermitteln.

5.2.3 Zusätzliche Mikroschadstoffanalytik

Im Zuge der Wiederholung der Becherglasversuche zur Aufnahme von Adsorptionisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe wurden im Ablauf der KA Bartrup an verschiedenen Wochentagen Abwasserproben gezogen und auf die Parameter Mikroschadstoffe untersucht. Tabelle 5-13 zeigt die Ergebnisse aller durchgeführten Mikroschadstoffanalysen.

Tabelle 5-13: Ergebnisse der zusätzlichen Mikroschadstoffuntersuchungen im Ablauf der KA Barntrup (Probenanzahl n = 5)

Parameter	Einheit	Min	Max
Benzafibrat	µg/l	0,12	0,19
Diclofenac	µg/l	1,5	3,4
Naproxen	µg/l	< 0,050	0,088
Phenazon	µg/l	< 0,050	0,15
Carbamazepin	µg/l	0,45	2,0
Metoprolol	µg/l	0,72	3,4
Atenolol	µg/l	< 0,050	0,071
Bisoprolol	µg/l	< 0,050	0,25
Sotalol	µg/l	0,35	1,1
Clarithromycin	µg/l	0,1	0,42
Sulfamethoxazol	µg/l	< 0,050	1,4
Iopamidol	µg/l	< 0,050	0,13
Iopromid	µg/l	< 0,050	< 0,050
Iomeprol	µg/l	< 0,050	1,3
Oxazepam	µg/l	0,083	0,17
17alpha-Ethinylestradiol	µg/l	< 0,050	< 0,050
Estradiol (17beta-)	µg/l	< 0,050	< 0,050
Estron	µg/l	< 0,050	< 0,050
Terbutryn	µg/l	< 0,050	< 0,050
Isoproturon	µg/l	< 0,050	< 0,050
Diuron	µg/l	< 0,050	0,057
Amidotrizesäure	µg/l	0,050	1,3
Benzotriazol	µg/l	3,3	4,5

Im Rahmen der Mikroschadstoffuntersuchungen im Ablauf der KA Barntrup (Probenanzahl n = 5) konnten 17 der 23 untersuchten Mikroschadstoffe nachgewiesen werden. Einige Mikroschadstoffe, wie z. B. Benzafibrat, Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol und Benzotriazol konnten in jeder Probe nachgewiesen werden. Besonders hervorzuheben sind Diclofenac, Metoprolol und Benzotriazol, die alle in Konzentrationen > 1 µg/l, im Falle des Benzotriazols sogar mit 4,5 µg/l im Ablauf vorkamen.

Die Untersuchungen zeigten ebenfalls, dass die Konzentrationen einiger Parameter im Ablauf der KA Barntrup stark schwanken. So kann z.B. das Sulfamethoxazol, ein Antibiotikum, in Konzentrationen von unterhalb der Nachweisgrenze ($< 0,050 \mu\text{g/l}$), aber auch mit $1,4 \mu\text{g/l}$ in der Spitze nachgewiesen werden. Gleiches gilt für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol welches von $< 0,050$ bis $1,3 \mu\text{g/l}$ vorkam. Diese Schwankungen sind durch die verhältnismäßig geringe Anzahl an angeschlossenen Einwohnern zu erklären. Je höher die angeschlossene Einwohnerzahl umso gleichmäßiger sind die zu erwartenden Konzentrationen an Mikroschadstoffen.

5.2.4 Fazit Becherglasversuche

- Aufgrund des niedrigen Ausgangs- S_{CSB} in der filtrierten Probe von $< 20 \text{ mg/l}$ war es nicht möglich, eine Adsorptionsisotherme für den Parameter CSB zu ermitteln.
- Für das verwendete Abwasser lag die mögliche CSB-Beladung zwischen 200 und 220 mg/g.
- Alle im verwendeten Abwasser gefundenen Mikroschadstoffe, mit Ausnahme von Diclofenac und Benzotriazol, konnten mit einer PAK-Konzentration von 20 mg/l vollständig adsorbiert werden. Demzufolge ist zu erwarten, dass sich mit einem Aktivkohle-Adsorptionsverfahren die im verwendeten Abwasser enthaltenen Mikroschadstoffe (mit Ausnahme von Diclofenac und Benzotriazol) bei einer PAK-Dosierung von 20 mg/l, sicher zurückhalten lassen.
- Für die Mikroschadstoffe Diclofenac und Benzotriazol war es möglich, eine Adsorptionsisotherme zu erstellen. Trotz hoher Beladungswerte von rund $300 \mu\text{g/g}$ bei hohen Restkonzentrationen, können beide Parameter nur unter hohem Aktivkohleeinsatz vollständig aus dem verwendeten Abwasser entfernt werden. Für die vollständige Entfernung von Diclofenac läge die Aktivkohle-Zugabemenge bei mindestens 30 mg PAK/l, für Benzotriazol bei mindestens 62,5 mg PAK/l.
- Es wird daher empfohlen, mit einer PAK-Menge von 20 mg PAK/l in einem möglichen Anlagenbetrieb zu starten und im Zuge der Anlagenoptimierung die richtige PAK-Menge und die maximal mögliche CSB-Beladung zu ermitteln.
- In insgesamt 5 Ablaufproben der Kläranlage Barntrup wurden 23 Mikroschadstoffe analysiert und davon 17 Mikroschadstoffe gefunden. Die Konzentrationen unterlagen teilweise größeren Schwankungen, was darin begründet ist, dass es sich um eine vergleichsweise kleine Kläranlage handelt. Einige Mikroschadstoffe, wie z. B. Benzafibrat, Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol und Ben-

zotriazol konnten in jeder Probe nachgewiesen werden, während andere Stoffe wie Sulfamethoxazol, ein Antibiotikum, in Konzentrationen von unterhalb der Nachweisgrenze ($< 0,050 \mu\text{g/l}$), aber auch mit $1,4 \mu\text{g/l}$ in der Spitze nachgewiesen werden konnten.

5.3 Versuchsergebnisse der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche ohne PAK Dosierung

5.3.1 Versuchsergebnisse AFS

Im Verlauf der ersten Phase der kontinuierlichen Versuche auf der KA Barntrop wurde der Fuzzy-Filter jeweils 40 x im Zu- und Ablauf auf den Parameter AFS beprobt. Die ersten 11 Beprobungen (zwei Versuchstage) wurden wie üblich mit 1 l Probenvolumen analysiert. Die analysierten AFS-Ablaufkonzentrationen lagen alle unterhalb der Nachweisgrenze, wobei die Nachweisgrenze 10 mg/l betrug (Ergebnisse grafisch nicht dargestellt). Erst nach Abstimmung und intensiver Diskussion mit dem ausführenden Labor wurde die Bestimmungsgrenze auf 2 mg/l herabgesetzt, so wie es die DIN 38409-2 besagt. Um diese Nachweisgrenze zu erreichen, wurden die nachfolgenden Analysen mit 2 l Probenvolumen durchgeführt. Abbildung 5-4 zeigt die ermittelten AFS der dieser Versuche.

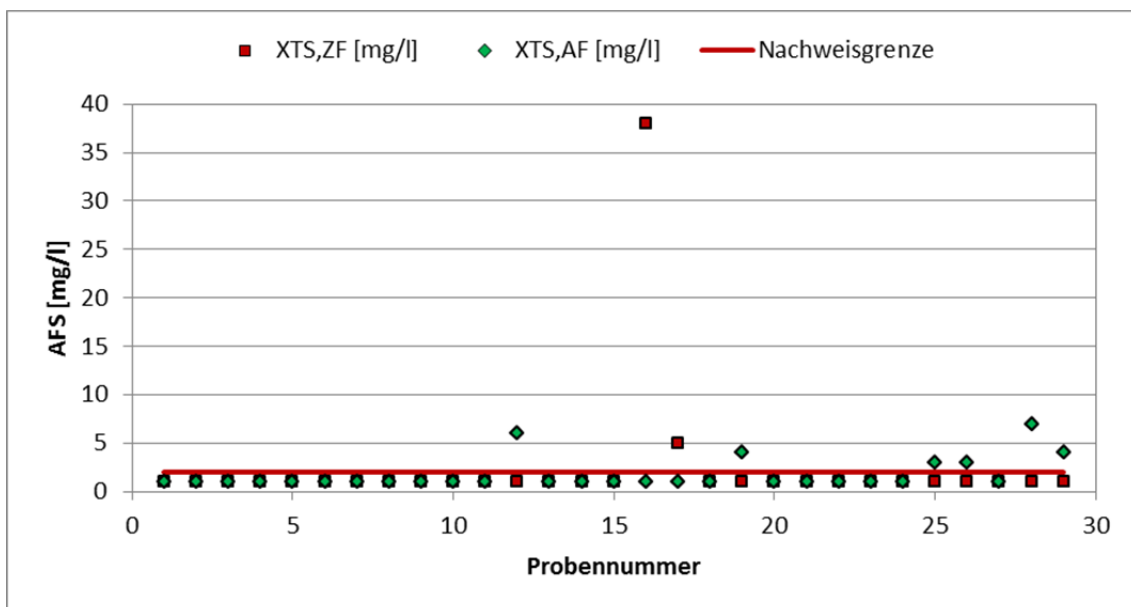


Abbildung 5-4: AFS im Zu- und Ablauf – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung

Abbildung 5-4 ist zu entnehmen, dass bis auf zwei Ausnahmen die Feststoffgehalte im Kläranlagenablauf/Zulauf Fuzzy-Filter unter der Nachweisgrenze von 2 mg/l lagen. Der Ablauf der KA Bartrup ist demnach nahezu feststofffrei. Im Ablauf des Fuzzy-Filters lagen die AFS-Konzentrationen sechs Mal über 2 mg/l. Diese Ergebnisse scheinen nicht plausibel und sind wahrscheinlich auf Messungenauigkeiten oder Fehler bei der Probenahme zurückzuführen.

Da der Kläranlagenablauf bei den untersuchten Proben nahezu feststofffrei war, kann über den Fuzzy-Filter hier kein Feststoffrückhalt nachgewiesen werden.

5.3.2 CSB-Eliminationsleistung

Abbildung 5-5 zeigt den CSB in der homogenisierten Probe (C_{CSB}) und in der filtrierten Probe (S_{CSB}) im Zulauf des Fuzzy-Filters über den Versuchszeitraum ohne PAK Zugabe. Der Abbildung ist zu entnehmen, dass der CSB über den Versuchszeitraum nahezu vollständig in gelöster Form vorlag.

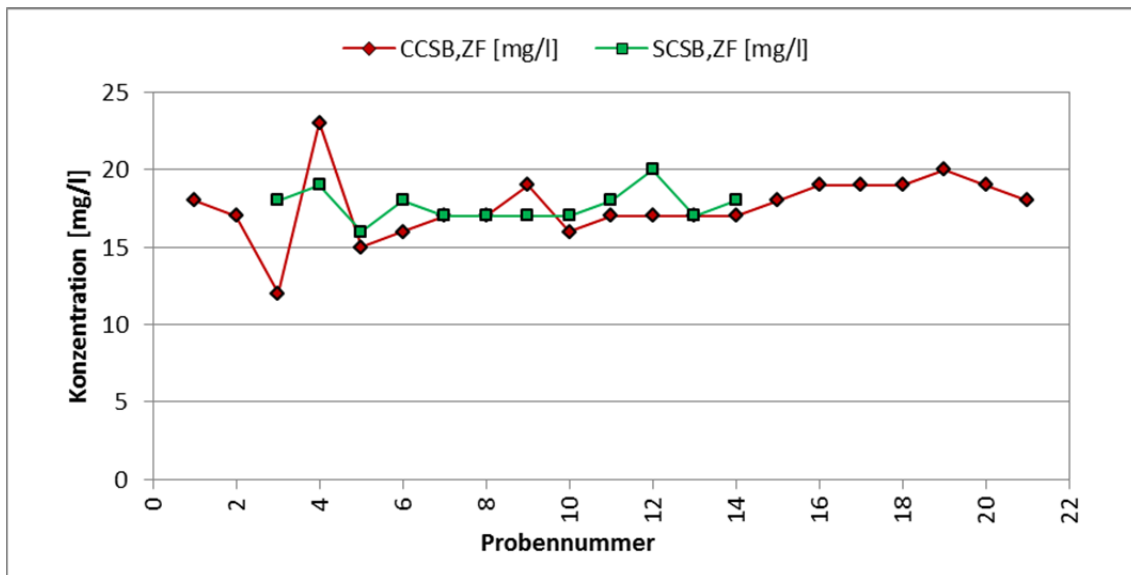


Abbildung 5-5: C_{CSB} - und S_{CSB} im Zulauf des Fuzzy-Filters – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung

Abbildung 5-6 zeigt die CSB-Elimination über die erste Versuchsphase. Der Abbildung ist deutlich zu entnehmen, dass es zu keiner nennenswerten C_{CSB} - und S_{CSB} -Elimination im Filter gekommen ist. Zeitweilig kam es zu höheren CSB-Werten im Ablauf als im Zulauf und somit zu einer negativen Elimination. Dies ist der Messabweichung und/oder der Probenahme zuzuschreiben.

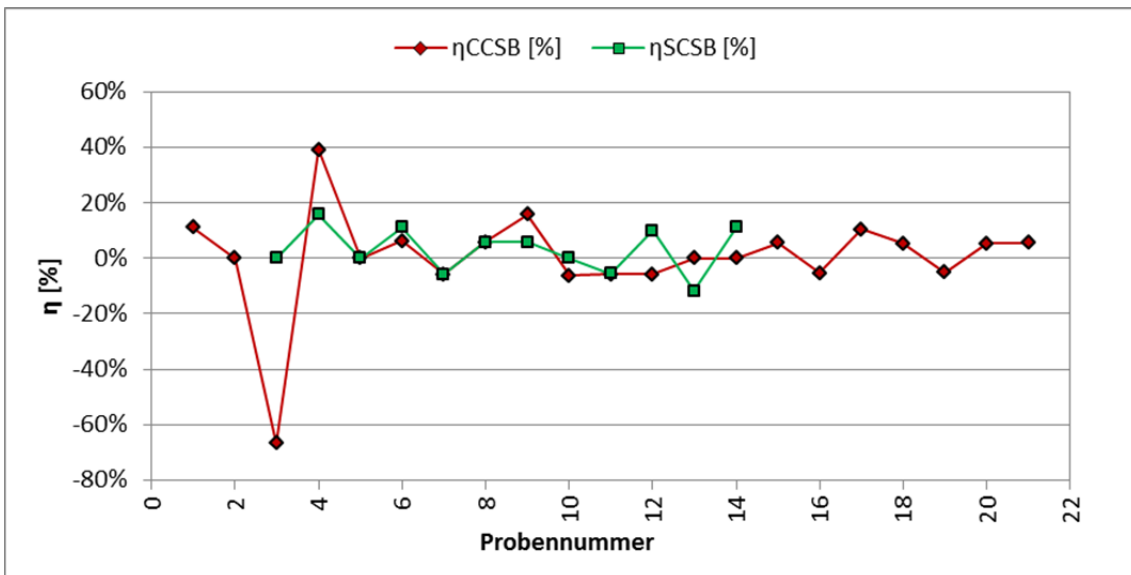


Abbildung 5-6: C_{CSB} - und S_{CSB} -Elimination – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung

5.3.3 P_{ges} - und PO_4 -P-Eliminationsleistung

Abbildung 5-7 zeigt den Gesamt-Phosphor (P_{ges}) und den gelöst vorliegenden Ortho-Phosphat (PO_4 -P) im Zulauf des Fuzzy-Filters über den Zeitraum der Versuche ohne PAK-Zugabe. Es ist deutlich zu erkennen, dass der Phosphor nahezu vollständig in gelöster Form vorlag.

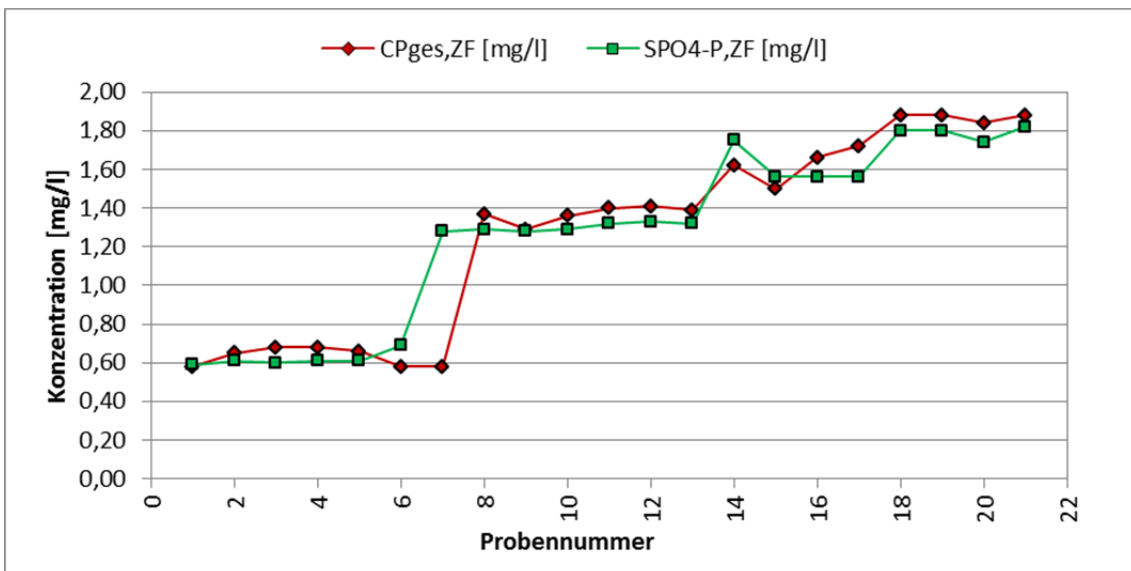


Abbildung 5-7: P_{ges} - und PO_4 -P im Zulauf des Fuzzy-Filters – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung

Abbildung 5-8 zeigt die Elimination von P_{ges} und $PO_4\text{-P}$ im Zeitraum der ersten Versuchsphase. Der Abbildung ist zu entnehmen, dass keine nennenswerte Elimination von P_{ges} oder $PO_4\text{-P}$ erfolgt. Es kam zu einer maximalen P-Elimination von 9 %. Die negativen Eliminationen sind auf Messabweichungen und die Probenahme zurückzuführen.

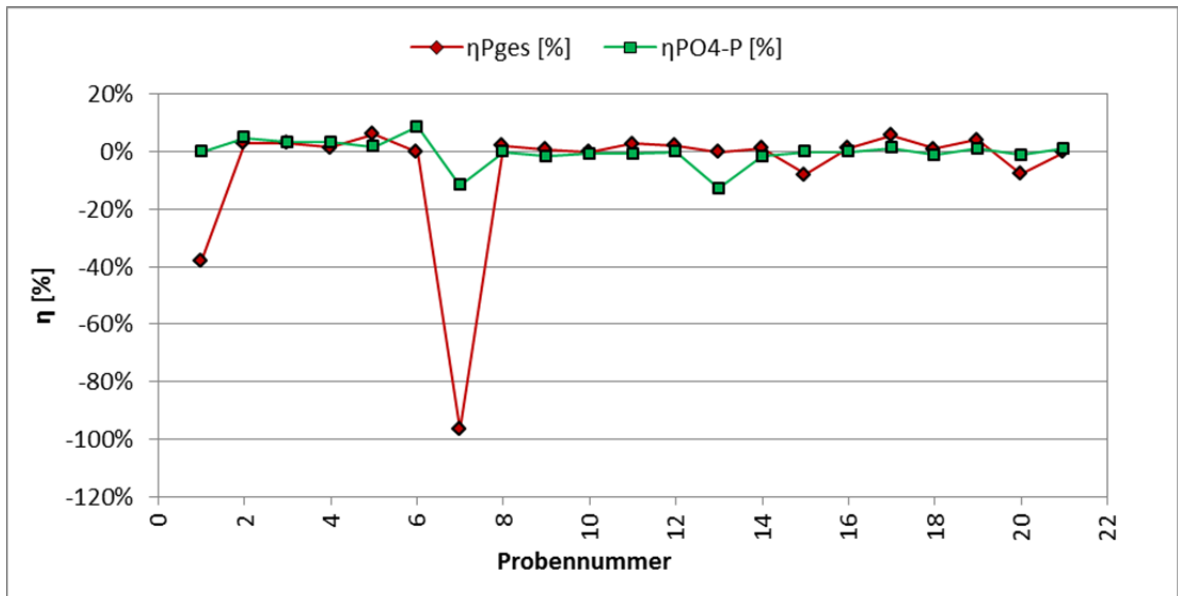


Abbildung 5-8: P_{ges} - und $PO_4\text{-P}$ -Elimination – Erste Versuchsphase ohne PAK-Dosierung

5.3.4 Fazit

- Es ist keine Aussage über den AFS-Rückhalt im Fuzzy-Filter möglich, da der Ablauf der KA Bartrup quasi feststofffrei war.
- Es ist keine nennenswerte Rest- C_{CSB} oder Rest- S_{CSB} -Elimination festzustellen, da der CSB im KA-Ablauf bereits < 20 mg/l lag und zum größten Teil in gelöster Form vorlag.
- Es ist keine nennenswerte P_{ges} - oder $PO_4\text{-P}$ -Elimination festzustellen, da das Abwasser im Zulauf des Fuzzy-Filters nahezu keine Feststoffe enthielt und der vorhandene Phosphor nahezu vollständig gelöst vorlag.

5.4 Versuchsergebnisse der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche mit PAK-Dosierung

5.4.1 Versuchseinstellungen

Die nachfolgenden Auswertungen werden bezogen auf die Ergebnisse der Schwarzgradbestimmungen. Die Beurteilung der Abscheideleistung des Fuzzy-Filters basiert auf der vom Auftraggeber gestellten Anforderung, dass im Ablauf des Filters eine PAK-Konzentration von $\leq 1,0$ mg PAK/l (durch Schwarzgradbestimmung) eingehalten werden soll.

Tabelle 5-14 zeigt die Variableneinstellungen der einzelnen Versuchsläufe, die während der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche gefahren wurden.

Tabelle 5-14: Übersicht über die Versuchsphasen der kontinuierlichen halbtechnischen Versuche und deren Variableneinstellungen

Versuchsphase	PAK-Konz.	Filterbett-kompri-mierung	v_f	Al-Konz.	FHM-Konz.	Anmerkungen
	mg/l	%	m/h	mg/l	mg/l	
17.10.2013	20	30	40	4	0,14	Testlauf, verworfen
22.10.2013 (a)	20	40	50	4	0,14	
22.10.2013 (b)	20	40	50	4	0	
23.10.2013	20	40	40	4	0,14	Beobachtung des Einflusses des Rohrflockulator
24.10.2013	20	40	40	4	0,14	
28.10.2013	20	40	40	4	0	
29.10.2013	20	30	40	4	0,14	
11.11.2013 (a)	40	40	30	2	0,1	
11.11.2013 (b)	40	40	30	1	0,14	
12.11.2013 (a)	20	40	50	1	0,14	
12.11.2013 (b)	20	40	50	0,8	0,14	
13.11.2013	60	40	30	1,2	0,14	
14.11.2013	20	40	40	0,6	0,18	

5.4.2 Versuchsergebnisse

In den folgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der Schwarzgradbestimmungen der einzelnen Versuchseinstellungen dargestellt. Die Versuchseinstellungen sind den jeweiligen Grafiken zu entnehmen. In einzelnen Abbildungen sind nur wenige Messwerte für die PAK-Konzentration im Zulauf angegeben (rote Balken). In diesen Versuchen wurde der Zulauf nur sporadisch auf den Schwarzgrad untersucht, da von einer konstanten PAK-Konzentration über den Versuchszeitraum ausgegangen wurde.

Die Filterstandzeit definiert sich wie folgt: Zeitraum von Ende des Rückspülzyklus bis Ablaufkonzentration an Schwarzgrad > 1 mg/l im Ablauf des Filters. Die Einfahrzeit definiert sich wie folgt: Zeitraum in dem die Konzentration von Feststoffen im Ablauf des Filters bis auf ein Betriebsminimum absinkt. Dieser Zeitraum beginnt mit dem Ende des Rückspülzyklus (Start der Betriebsphase) und erstreckt sich bis zum Zeitpunkt bei dem keine Feststoffe mehr enthalten sind und/oder sich eine stabile Feststoffkonzentration im Ablauf des Filters einstellt (Betriebszustand).

Abbildung 5-9 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 29.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 30 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.

Es kam zu einer anfänglichen Einfahrzeit von ca. 20 Minuten. Die Filterstandzeit wurde nach 8 h Versuchszeit erreicht.

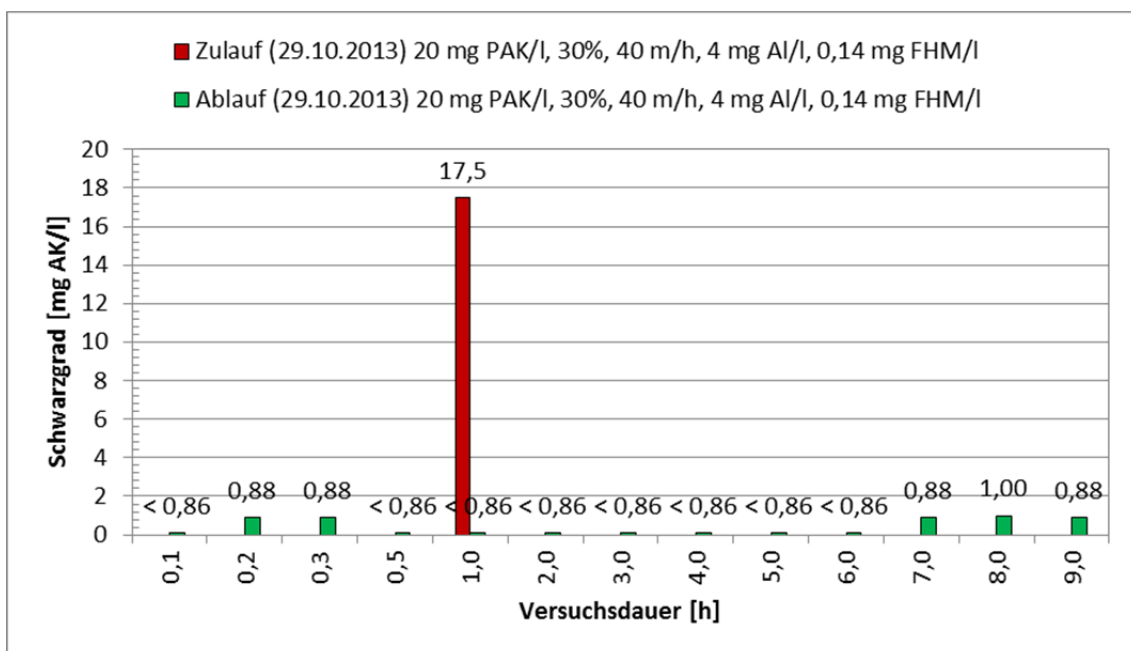


Abbildung 5-9: Schwarzgradbestimmung vom 29.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 30 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-10 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 24.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l. Diese Versuchseinstellung unterscheidet sich von der vorangegangenen lediglich durch die höhere Kompression des Filtermaterials. Die Einfahrzeit beläuft sich auf ca. 2,3 h, die Filterstandzeit beträgt > 9 h. Eine weitere Aussage über die gesamte Filterstandzeit kann nicht getroffen werden, da die Beprobung nach 9 h abgebrochen wurde. Nach Aussage der Fa. Bosman Watermanagement GmbH lief der Versuch aber noch weiter und wurde durch Trübungsmessung dokumentiert.

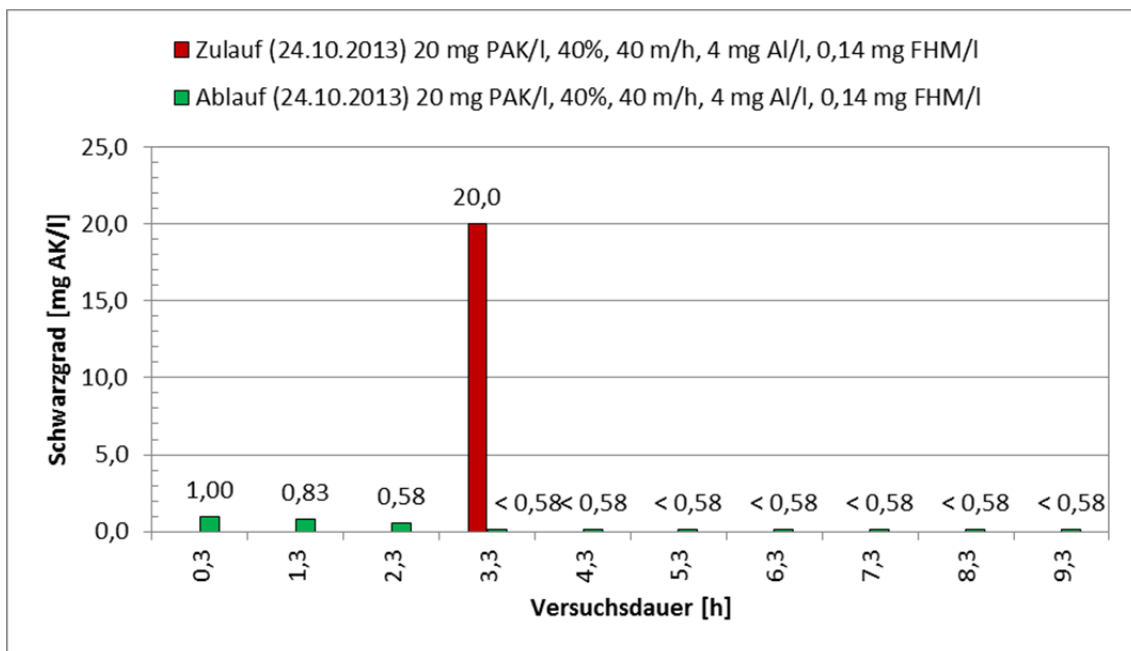


Abbildung 5-10: Schwarzgradbestimmung vom 24.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-11 weist die gleichen Versuchseinstellungen wie Abbildung 5-10 auf, mit dem Unterschied, dass FHM dosiert wurden. Der Durchbruch der PAK erfolgte nach ca. 7,3 h Filterlaufzeit. Innerhalb des Probenahmezeitraumes von 8,3 h wurde die Maximalkonzentration von 1 mg/l nicht erreicht. Nach Aussage der Fa. Bosman Watermanagement GmbH lief der Versuch aber noch weiter und wurde durch Trübungsmessung dokumentiert.

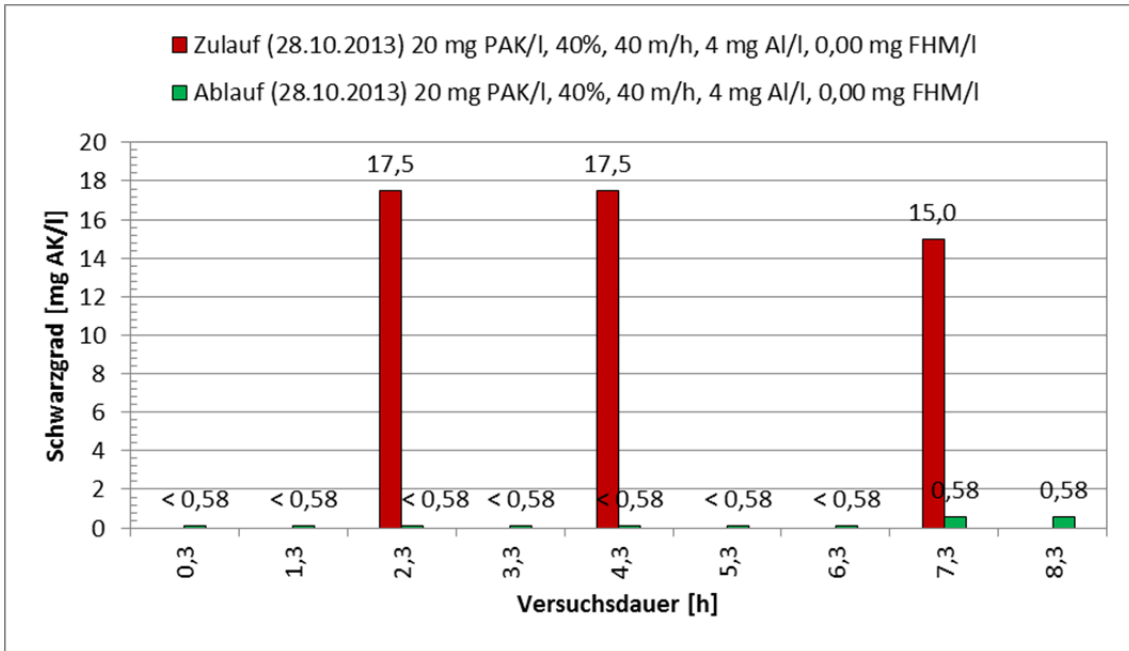


Abbildung 5-11: Schwarzgradbestimmung vom 28.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,00 mg FHM/l

Abbildung 5-12 weist die gleichen Versuchseinstellung wie Abbildung 5-10 und Abbildung 5-11 auf, mit dem Unterschied, dass die Fällmittel-Konzentration von 4 auf 0,6 mg Al/l reduziert und die FHM-Konzentration auf 0,18 mg FHM/l erhöht wurde. Eine Einfahrzeit konnte nicht ermittelt werden. Die Filterstandzeit beträgt ca. 4,8 h.

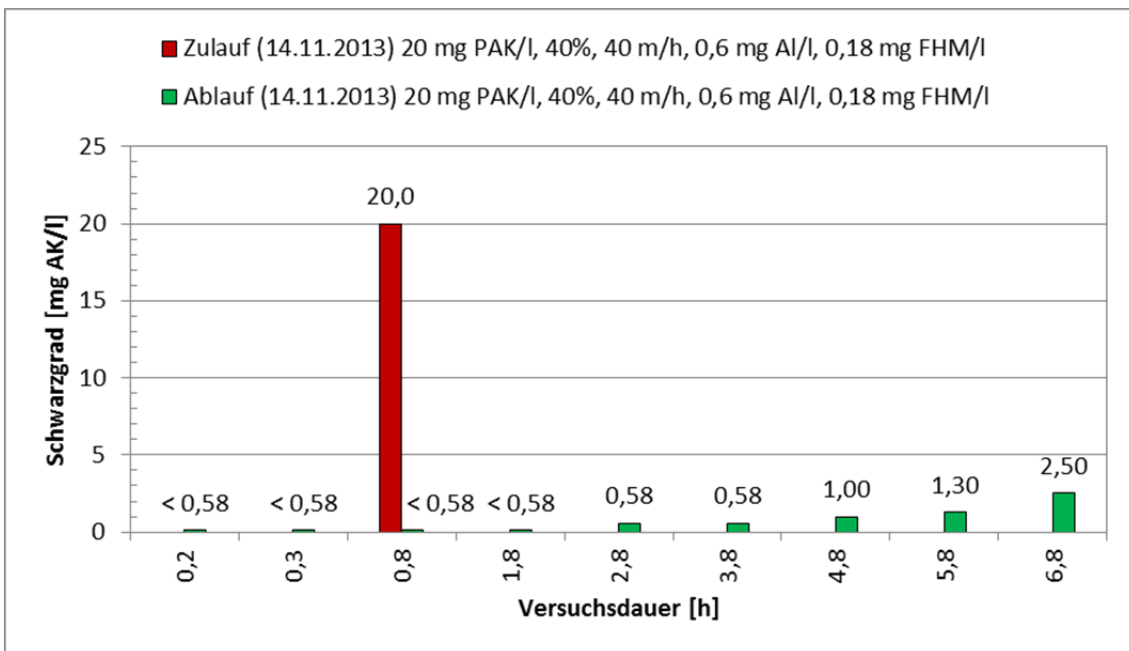


Abbildung 5-12: Schwarzgradbestimmung vom 14.11.2013 mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 40$ m/h, 0,6 mg Al/l und 0,18 mg FHM/l

Abbildung 5-13 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 22.10.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l.

Bei einer PAK-Konzentration von ca. 15 mg/l konnte keine Einfahrphase und kein Filterdurchbruch während der Versuchszeit von ca. 4 h festgestellt werden.

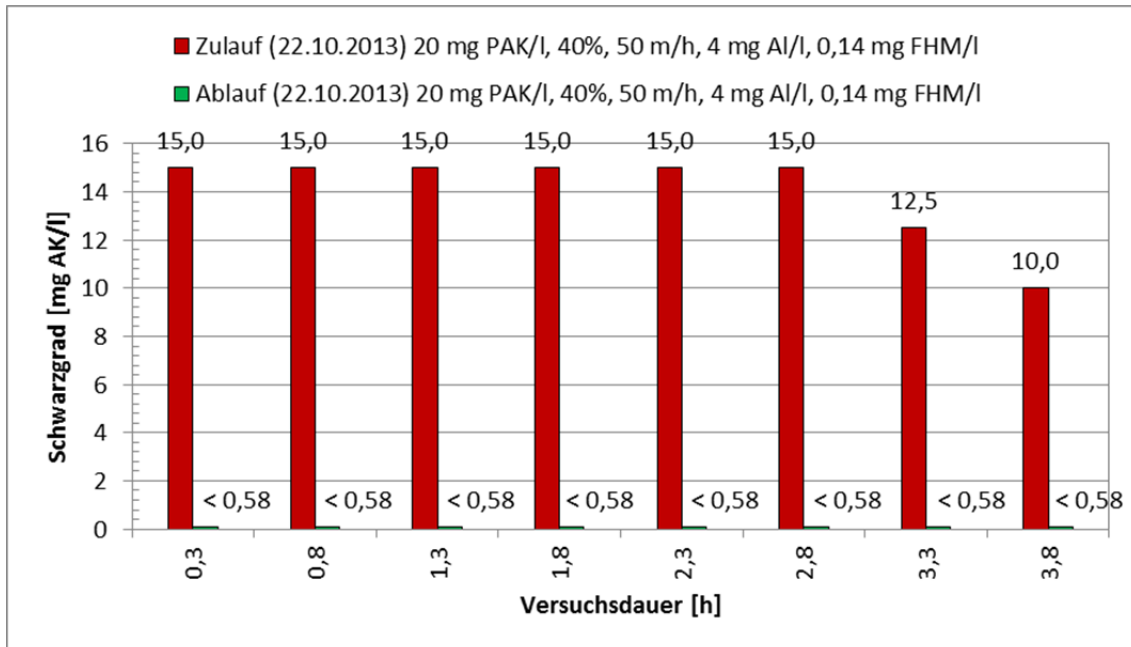


Abbildung 5-13: Schwarzgradbestimmung vom 22.10.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-14 zeigt, dass bei gleicher Versuchseinstellung wie in Abbildung 5-13, aber ohne FHM-Dosierung und mit einer leicht höheren PAK-Konzentration im Zulauf (17,5 mg/l anstelle von 15 mg/l) eine Einfahrzeit von ca. 50 Minuten beobachtet werden kann.

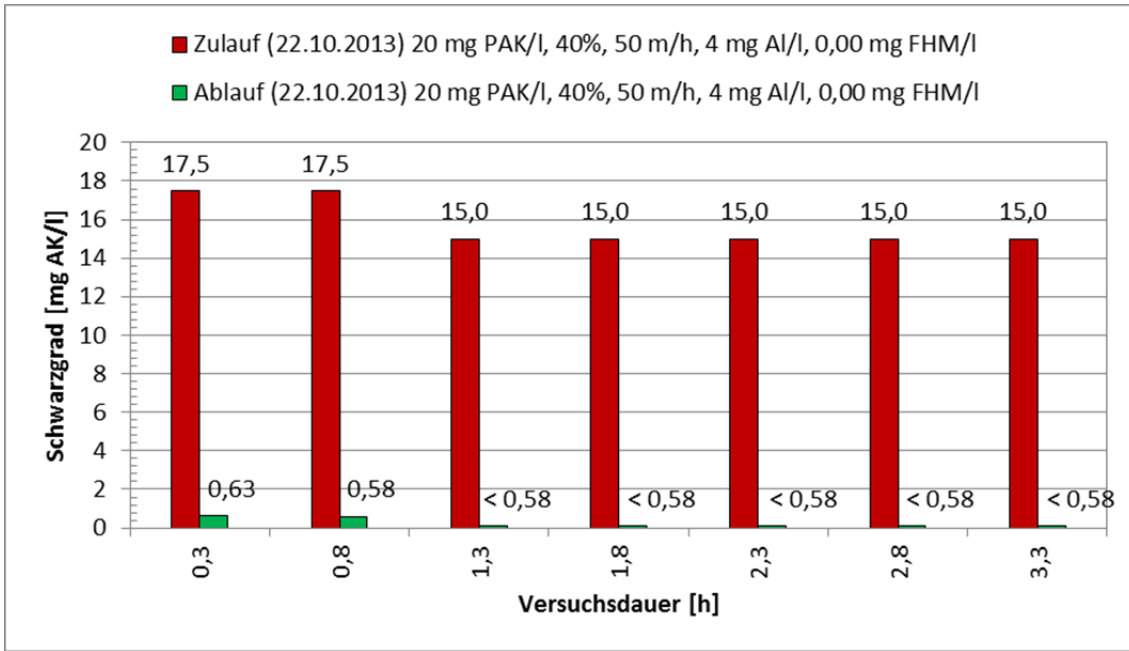


Abbildung 5-14: Schwarzgradbestimmung vom 22.10.2013 (b) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 4 mg Al/l und 0,00 mg FHM/l

Abbildung 5-15 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 12.11.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 1 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l. Die Einfahrzeit betrug ca. 50 Minuten, die Filterstandzeit ca. 2,3 h.

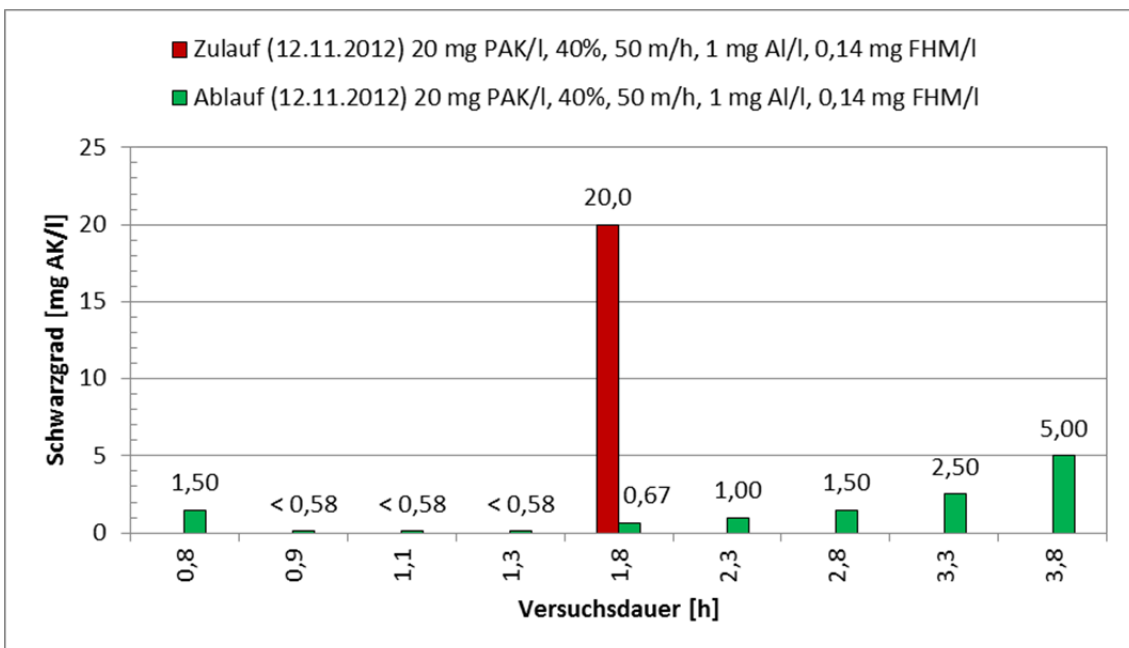


Abbildung 5-15: Schwarzgradbestimmung vom 12.11.2013 (a) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 1 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-16 zeigt bei gleicher Versuchseinstellung wie in Abbildung 5-15 dass mit einer Fällmittel-Reduzierung von 1 auf 0,8 mg Al/l, die Filterstandzeit auf ca. 2 h herabsinkt.

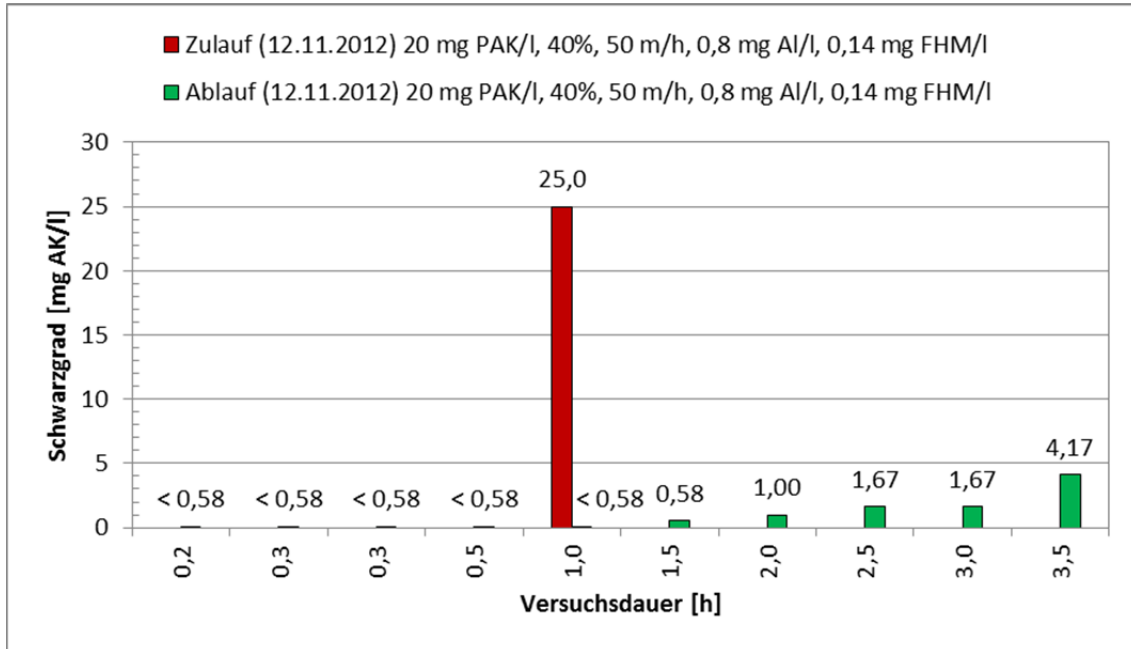


Abbildung 5-16: Schwarzgradbestimmung vom 12.11.2013 (b) mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 50$ m/h, 0,8 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-17 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 11.11.2013 (a) mit 40 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 2 mg Al/l und 0,1 mg FHM/l.

Sie belegt, dass bei einer PAK-Konzentration von 45 mg PAK/l und einer Fällmittel-Konzentration von 2 mg Al/l und einer FHM-Konzentration von 0,1 mg FHM/l mit den genannten Filtereinstellungen die PAK-Ablaufkonzentration nicht unter 1 mg/l zu halten ist.

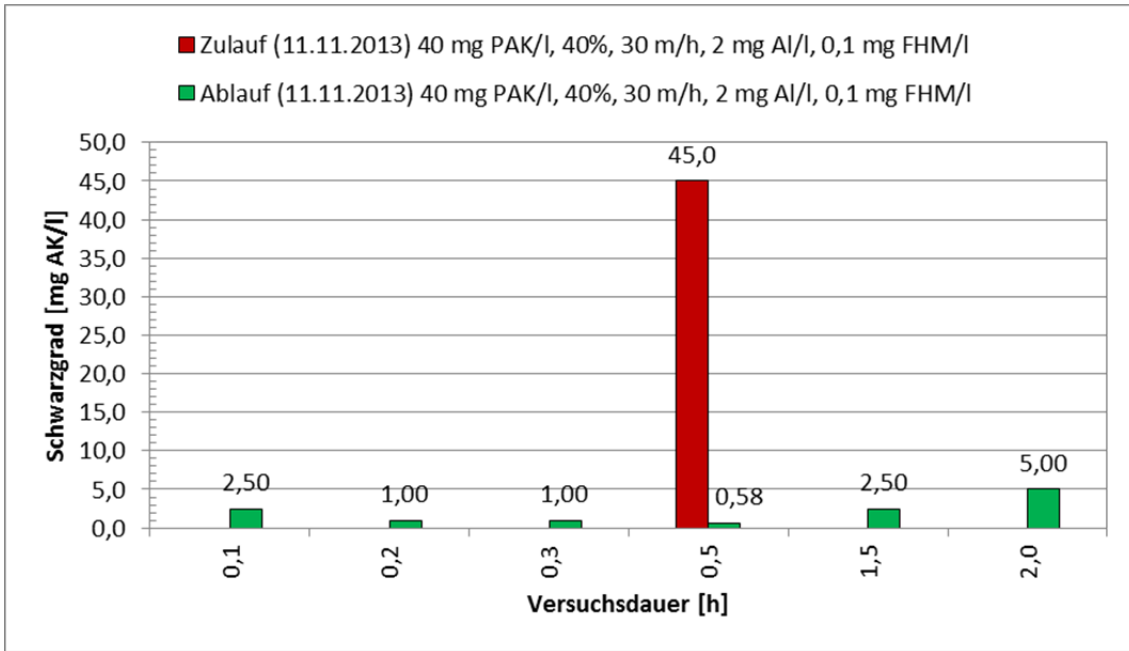


Abbildung 5-17: Schwarzgradbestimmung vom 11.11.2013 (a) mit 40 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 2 mg Al/l und 0,1 mg FHM/l

Abbildung 5-18 hingegen belegt, dass bei gleichen Versuchseinstellungen wie in Abbildung 5-17, aber mit einer Fällmittelkonzentration von 1 mg Al/l und einer FHM-Konzentration von 0,14 mg FHM/l die PAK-Ablaufkonzentration über 3 h unter 1 mg/l zu halten ist.

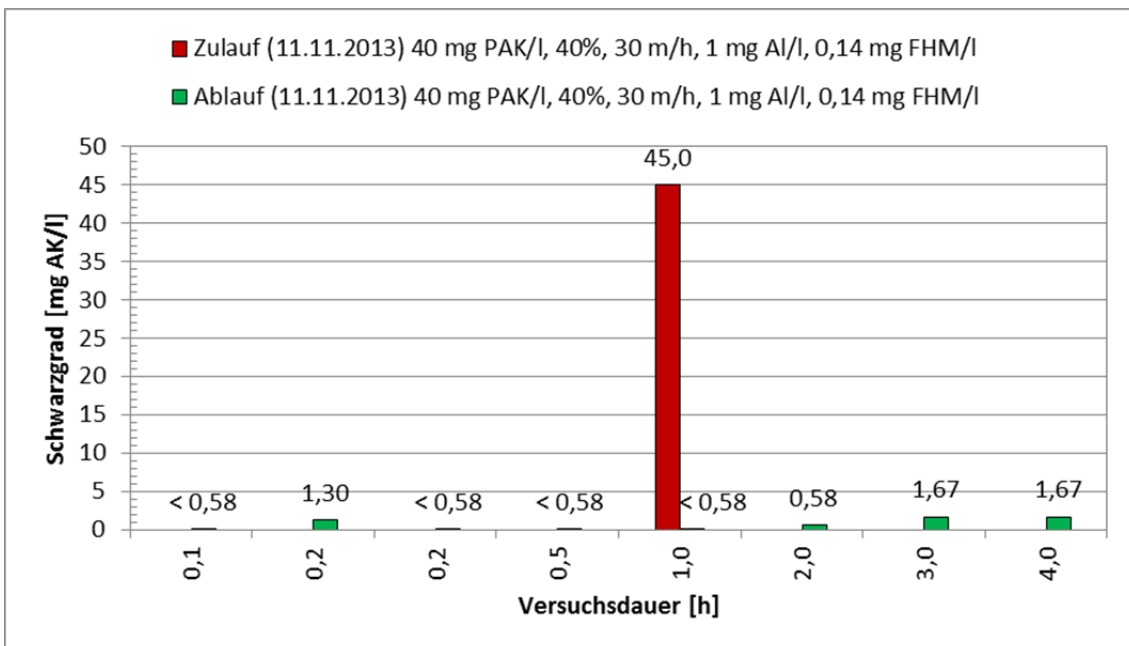


Abbildung 5-18: Schwarzgradbestimmung vom 11.11.2013 (b) mit 40 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

Abbildung 5-19 zeigt die Versuchsergebnisse der Versuchseinstellung vom 13.11.2013 mit 60 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1,2 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l. Mit der gewählten PAK-Konzentration im Zulauf des Filters beträgt die Filterstandzeit lediglich ca. 1,8 h. Daraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass eine Direktbeschickung mit AktivkohleKonzentrationen von 60 mg PAK/l bei dieser Filtereinstellung und Chemikaliendosierung (d.h. $< 0,2$ mg Al/g PAK) nicht möglich ist.

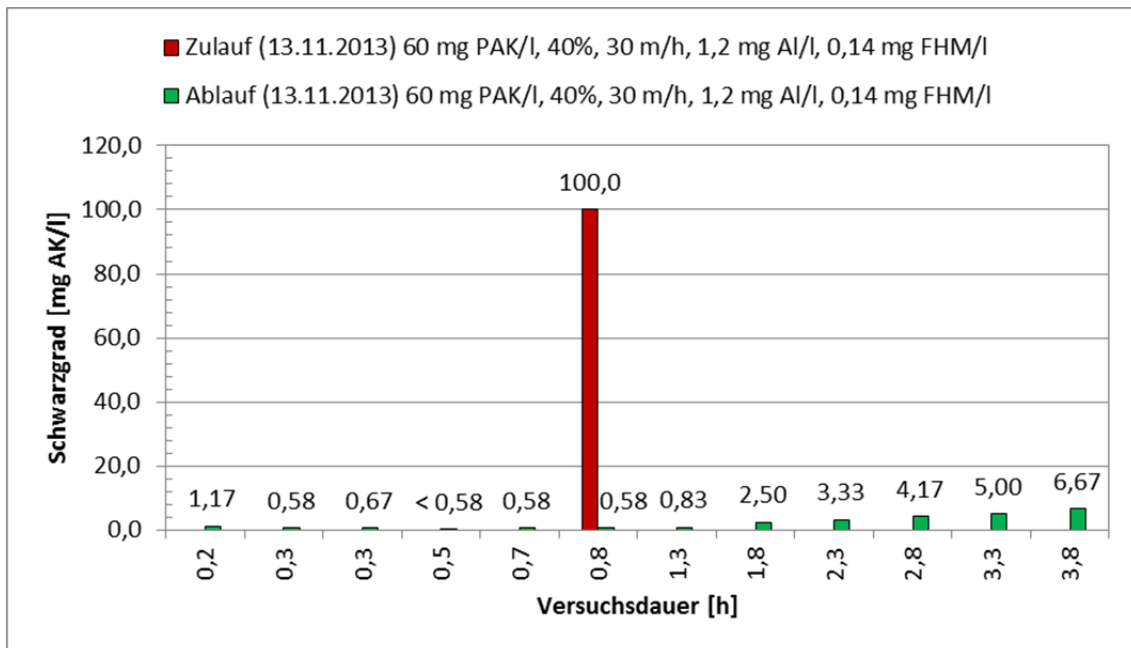


Abbildung 5-19: Schwarzgradbestimmung vom 13.11.2013 mit 60 mg PAK/l, 40 % Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1,2 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l

5.4.3 Fällmittel- und FHM-Zugabe

Abbildung 5-10 bis Abbildung 5-12 zeigen die Ergebnisse für die Schwarzgradbestimmungen bei einer Versuchseinstellung mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 40$ m/h.

Abbildung 5-13 bis Abbildung 5-16 zeigen die Ergebnisse bei einer Versuchseinstellung mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 50$ m/h. Variiert wurden jeweils die Fällmittel- und FHM-Zugaben.

Abbildung 5-17 und Abbildung 5-18 stellen die jeweils erzielten Einfahrzeiten sowie Filterstandzeiten der betrachteten Versuchsläufe gegenüber.

Tabelle 5-15: Einfluss der Fällmittel- und FHM-Konzentration auf den Filterbetrieb. Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse bei einer Versuchseinstellung mit 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 40$ m/h

Datum	Al-Konz.	FHM-Konz.	Einfahrzeit	Filterstandzeit	Bemerkungen
	mg Al/l	mg FHM/l	min	h	
24.10.2013 (Abbildung 5-10)	4	0,14	140	> 9	Deutliches Einfahrmuster
28.10.2013 (Abbildung 5-11)	4	0,00	keine	ca. 7	
14.11.2013 (Abbildung 5-12)	0,6	0,18	keine	ca. 4,8	

Tabelle 5-16: Einfluss der Fällmittel- und FHM-Konzentration auf den Filterbetrieb. Gegenüberstellung der Versuchsergebnisse bei einer Versuchseinstellung 20 mg PAK/l, 40 % Kompression und $v_f = 50$ m/h

Datum	Al-Konz.	FHM-Konz.	Einfahrzeit	Filterstandzeit	Bemerkungen
	mg Al/l	mg FHM/l	min	h	
22.10.2013 (a) (Abbildung 5-13)	4	0,14	keine	> 4	
22.10.2013 (b) (Abbildung 5-14)	4	0,00	50	> 3	Deutliches Einfahrmuster
12.11.2013 (a) (Abbildung 5-15)	1	0,14	50	ca. 1,5	
12.11.2013 (b) (Abbildung 5-16)	0,8	0,14	keine	ca. 2	

Aus beiden Tabellen ist zu entnehmen, dass eine Reduzierung der Fällmittel- und der FHM-Konzentration eine deutliche Auswirkung auf die erreichbare Filterstandzeit haben. Dabei hat die Al-Konzentration einen maßgeblichen Einfluss. Die Al-Konzentration lag zwischen 0,6 bis 4 mg Al/l. Die längste Filterstandzeit konnte bei einer Fällmittel-Dosierung von 4 mg Al/l bei einer PAK-Dosierung von 20 mg/l (siehe Tabelle 5-15) erreicht werden. Dies entsprach der in Metzger (2010) angegebenen idealen Aluminiumkonzentration von 0,2 mg Al/mg PAK. Bei einer Fällmittel-Dosierung von lediglich 0,6 mg Al/l wurde diese Anforderung unterschritten, wodurch sich die Filterstandzeit erwartungsgemäß um mindestens die Hälfte reduzierte.

Den Einfluss der FHM-Konzentration auf die Einfahrzeit des Filters zeigt Tabelle 5-16. Bei einer leicht höheren PAK-Konzentration im Zulauf (17,5 mg/l anstelle von 15 mg/l) und ohne Flockungshilfsmittelzugabe betrug die Einfahrzeit ca. 50 Minuten. Bei einer FHM-Konzentration von 0,14 mg FHM/L wurde keine Einfahrzeit festgestellt. Dies belegt den positiven Einfluss der Flockungshilfsmittel auf die Einfahrt- und Filterstandzeit.

5.4.4 Filtergeschwindigkeit

Der Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf das Einfahrverhalten des Fuzzy-Filters soll anhand eines Vergleichs der Abbildung 5-10 und Abbildung 5-13 dargestellt werden. Hier wurden die Versuche bei konstant 20 mg AK/l, 40 % Filterbettkomprimierung, 4 mg Al/l und 0,14 mg FHM/l gefahren und nur die Filtergeschwindigkeit variiert. Tabelle 5-17 zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 5-17: Einfluss der Filtergeschwindigkeit auf das Einfahrverhalten des Fuzzy-Filters

Versuchsphase	v_f	Einfahrzeit	Filterstandzeit	Bemerkungen
	m/h	min	h	
24.10.2013 (Abbildung 5-10)	40	140	> 9	deutliches Einfahrmuster
22.10.2013 (a) (Abbildung 5-13)	50	keine	> 4	

Die tatsächlichen PAK-Konzentrationen lagen im Versuch vom 22.10.2013 (a) (Abbildung 5-13) deutlich unterhalb vom 20 mg PAK/l. Deswegen ist eine sichere Aussage nicht möglich. Eine höhere Filtergeschwindigkeit könnte den Ergebnissen nach aber einen Einfluss auf das Einfahrverhalten haben. Es liegt die Vermutung nahe, dass bei einer höheren Filtergeschwindigkeit sich der Filterkuchen im Fuzzy-Filter schneller und effektiver aufbauen kann, was allerdings die Filterstandzeit verringert.

Eine Aussage zur Filterstandzeit ist nicht möglich, da die Beprobung nach einer Laufzeit von 4 bzw. 9 h abgebrochen wurden; weitere Ergebnisse zeigen die von Bosman Watermanagement GmbH durchgeführten kontinuierlichen Trübungsmessungen.

5.4.5 Filterbettkompression

Den Einfluss der Filterbettkompression auf das Einfahrverhalten und die Standzeit des Fuzzy-Filters soll anhand eines Vergleichs der Abbildung 5-9 und Abbildung 5-10 gezeigt werden. Hier wurden die Versuche bei konstant 20 mg PAK/L, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/L und 0,14 mg FHM/l gefahren und nur die Filterbettkompression variiert.

Tabelle 5-18 zeigt die Ergebnisse.

Tabelle 5-18: Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb bis 20 mg/L

Versuchsphase	Filterbettkomprimierung	Einfahrzeit	Filterstandzeit
	%	min	h
24.10.2013 (Abbildung 5-10)	40	140	> 9
29.10.2013 (Abbildung 5-9)	30	20	ca. 7

Tabelle 5-18 zeigt, dass bei einer Filterbettkomprimierung von 30 % eine kürzere Einfahrzeit und damit der Betriebszustand schneller als bei einer Komprimierung von 40 % erreicht werden kann. Wohl aber ist die Filterstandzeit bei der höheren Komprimierung deutlich länger. Es wird daher eine Filterbettkomprimierung von 40 % als technisch günstiger angesehen.

5.4.6 PAK-Konzentration

Den Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb kann wegen fehlender Vergleichsmöglichkeiten nicht eindeutig aufgezeigt werden. Dies wird mit der Änderung von mehr als einer Versuchsvariablen in den meisten Versuchseinstellungen begründet. Dennoch soll eine allgemeine Aussage getroffen werden. Tabelle 5-19 zeigt den Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb.

Tabelle 5-19: Einfluss der PAK-Konzentration auf den Filterbetrieb bei Vergleich unterschiedlicher Versuchseinstellungen

Versuchsphase	PAK-Konz. mg/l	Filterbettkomprimierung %	v_f m/h	Al-Konz. mg/l	Einfahrzeit min	Filterstandzeit h	Bemerkungen
22.10.2013 (a) (Abbildung 5-13)	20	40	50	4	keine	> 4	
24.10.2013 (Abbildung 5-10)	20	40	40	4	140	> 9	
29.10.2013 (Abbildung 5-9)	20	30	40	4	20	ca. 7	Filterkompression könnte Einfluss haben
11.11.2013 (a) (Abbildung 5-17)	40	40	30	2	20	ca. 1,5	
11.11.2013 (b) (Abbildung 5-18)	40	40	30	1	12	ca. 3	geringere Al-Zugabe könnte Einfluss haben
13.11.2013 (Abbildung 5-19)	60	40	30	1,2	12	ca. 1,8	

Allgemein kann gesagt werden, dass eine höhere PAK-Konzentration (60 und 40 mg/l gegenüber 20 mg/l) zu einer deutlich kürzeren Einfahr- und Filterstandzeit führt. Die höhere Beladung mit PAK führt dabei zu einer schnelleren Ausbildung eines Filterkuchens, der die Abscheideleistung des Filters schnell erhöht. Gleichzeitig führt die höhere Beladung aber auch zu einem schnelleren Durchbruch der PAK. Auch konnte bei PAK-Konzentrationen von 40 und 60 mg PAK/l ein schnellerer Anstieg der Ablaufkonzentrationen nach dem Filterdurchbruch beobachtet werden. Hierbei muss aber auch beachtet werden, dass bei höheren PAK-Konzentrationen (> 20 mg PAK/l) die ideale Aluminium-Dosierung von 0,2 mg Al/mg PAK unterschritten wurde und so eine schlechtere Agglomeration der PAK vorlag.

5.4.7 CSB-Eliminationsleistung

Abbildung 5-20 zeigt den η_{CSB} und die PAK-Konzentration (Schwarzgrad). Aufgeführt sind 24 Wertepaare.

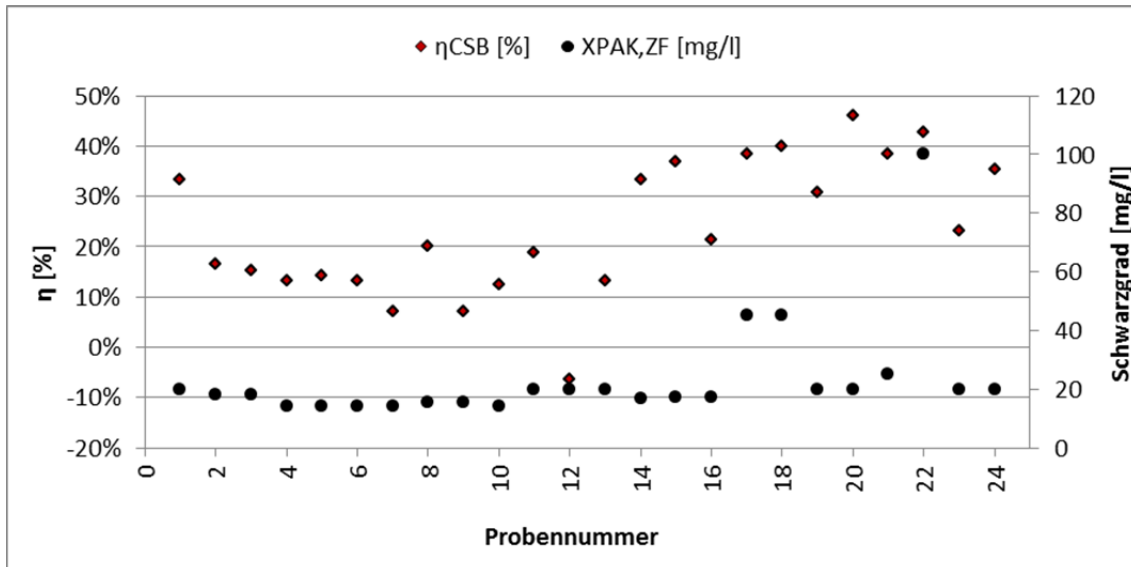
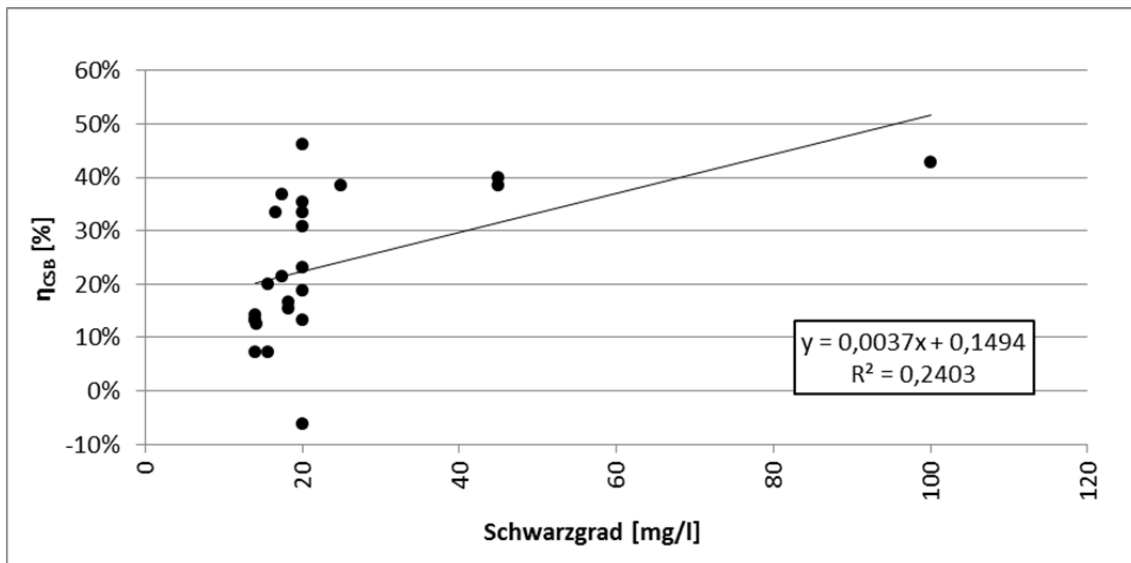


Abbildung 5-20: η_{CSB} und PAK-Konzentration im Vergleich bei unterschiedlichen Versuchseinstellungen

Die CSB-Elimination bei PAK-Zugabe lag demnach zwischen 10 % und 45 %. Die negative Elimination (Probennummer 12) ist auf Messabweichung zurückzuführen. Die Erhöhung der dosierten PAK-Menge hatte keinen sichtbaren Einfluss auf die Rest-CSB-Elimination, was aber auf den geringen CSB von $< 20 \text{ mg/l}$ und die geringe Kontaktzeit des Abwassers mit der PAK im Zulauf des Filters zurückzuführen ist. Ein Beleg dafür ist die in Abbildung 5-21 dargestellte geringe Korrelation ($r = 0,49$) zwischen der CSB-Eliminationsleistung (η_{CSB}) und der PAK-Konzentration.

Abbildung 5-21: Korrelation zwischen η_{CSB} und PAK-Konzentration

Es sollte im großtechnischen Betrieb getestet werden, ob die PAK-Zugabemenge auf < 20 mg/l reduziert werden kann. Die Elimination der Mikroschadstoffe darf hierdurch aber nicht beeinträchtigt werden.

5.4.8 P_{ges} - und PO_4 -P-Eliminationsleistung

Während der zweiten Versuchsphase wurde im Zulauf des Fuzzy-Filters Fällmittel (Al) und Flockenhilfsmittel (FHM) dosiert, um durch Flockenbildung die Pulveraktivkohle zu agglomerieren und evtl. Restgehalte an P_{ges} und PO_4 -P zu eliminieren. Abbildung 5-22 zeigt P_{ges} und PO_4 -P im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage. Ebenfalls mit aufgeführt ist der Überwachungswert für P_{ges} und der Schwellenwert nach AbwAG.

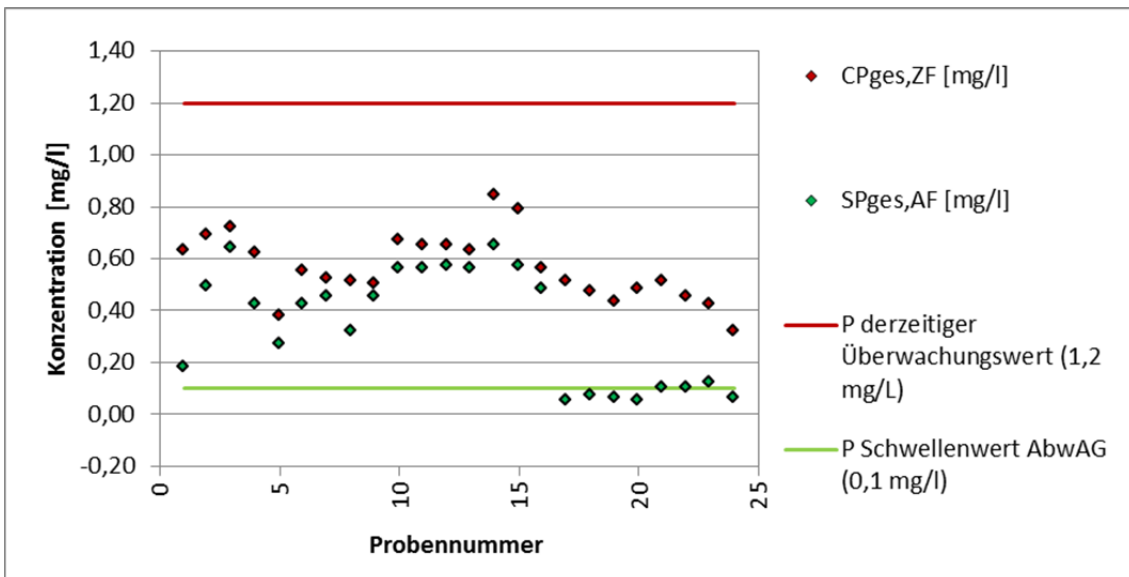


Abbildung 5-22: P_{ges} und PO₄-P im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage

In allen Proben wurde der derzeitige P-Überwachungswert von 1,2 mg/l sicher eingehalten. Der P-Schwellenwert von 0,1 mg/l nach Abwasserabgabengesetz ist schwierig einzuhalten, wie der Abbildung 5-22 zu entnehmen ist. Um auf diese niedrigen Ablaufkonzentrationen zu kommen, ist ein Wirkungsgrad von ca. 90 % gegenüber der P-Ablaufkonzentration des derzeitigen Kläranlagenablaufs zu erreichen.

Abbildung 5-23 zeigt die Al- und FHM-Zugabe sowie die P_{ges}- und PO₄-P-Elimination. Aufgetragen sind 24 Wertepaare.

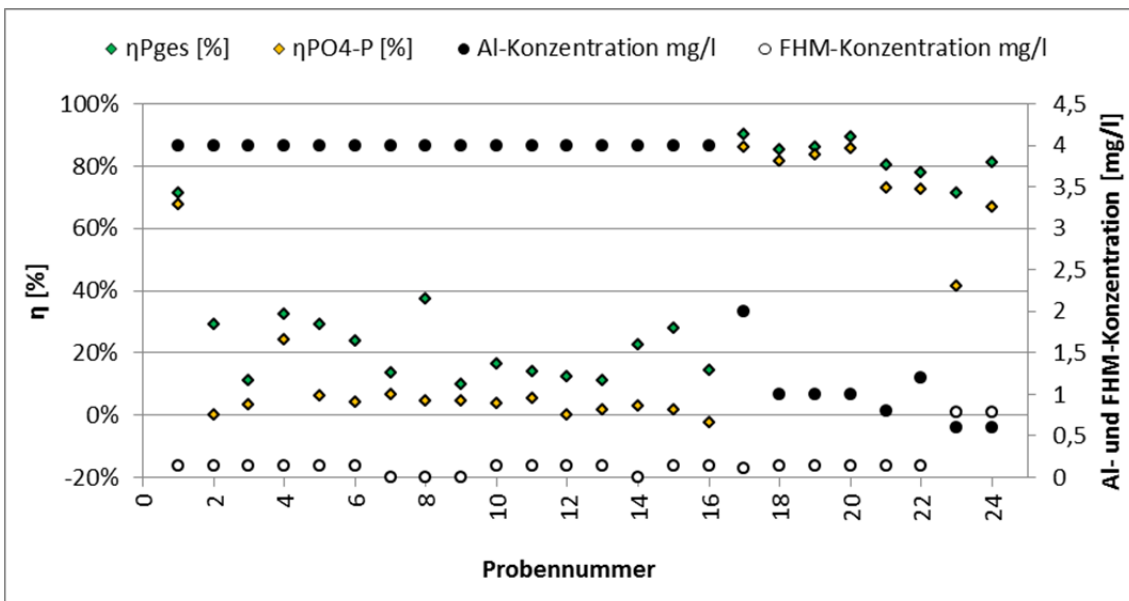


Abbildung 5-23: η_{P_{ges}}, η_{PO₄-P} und Al- und FHM-Dosiermenge im Vergleich

Abbildung 5-23 ist zu entnehmen, dass bei einer Fällmittel-Konzentration von 4 mg Al/l die Eliminationsleistung von P_{ges} und $PO_4\text{-P}$ zwischen 0 und 40 % liegt. Mit der Reduzierung der Fällmittelzugabe auf < 2 mg Al/l stieg die P-Elimination auf > 60 % an. Demnach liegt die optimale Fällmittel-Dosiermenge für die Rest-P-Elimination zwischen 0,5-1,5 mg Al/l. Belegt wird diese Feststellung durch die in Abbildung 5-24 dargestellte Korrelation ($r = 0,89$) zwischen $\eta_{P_{ges}}$ und Fällmittel-Konzentration.

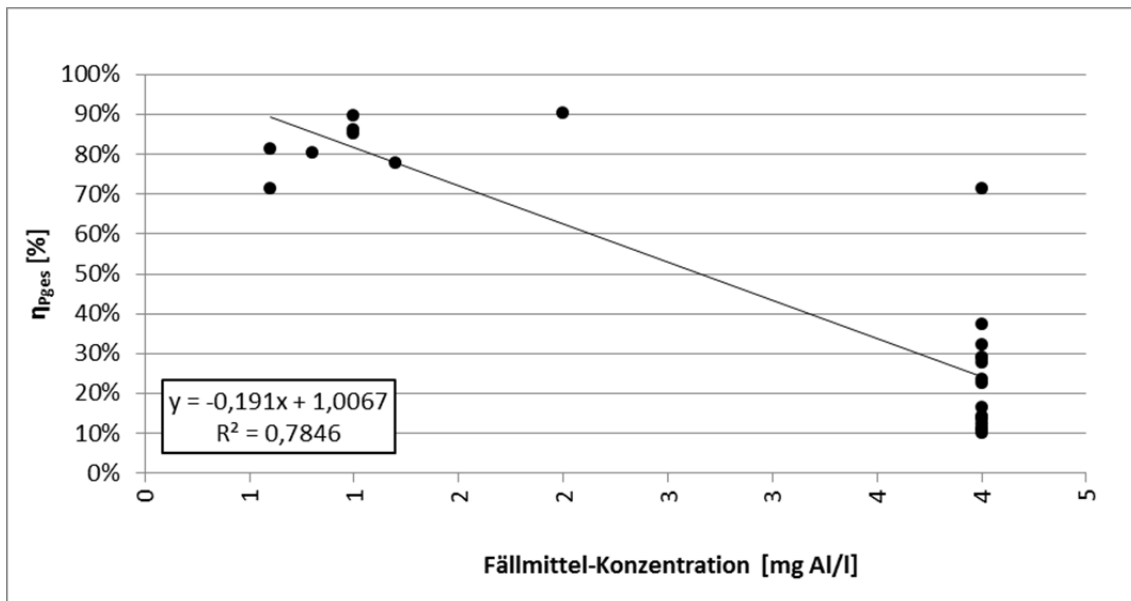


Abbildung 5-24: Korrelation zwischen $\eta_{P_{ges}}$ und Fällmittel-Konzentration

Wie in Kapitel 5.4.3 beschrieben, ist zu beachten, dass die Fällmittel-Konzentration einen maßgeblichen Einfluss auf die Filterstandzeit hat. Die optimale Al-Zugabe muss demnach der Filterperformance und der P-Elimination angepasst werden. Dies gilt es in einem möglichen späteren Anlagebetrieb zu ermitteln.

Die FHM-Dosierung hat keinen erkennbaren Einfluss auf die Eliminationsleistung.

5.4.9 Fazit

- Das Verhältnis von Fällmittel- zu PAK-Konzentration hat, wie schon Metzger (2010) festgestellt hat, einen maßgeblichen Einfluss auf Einfahrzeit und Filterstandzeit. Bei Einhalten der idealen Fällmittel-Dosierung von 0,2 mg AL/mg PAK konnten die längsten Filterstandzeiten erreicht werden.
- Die FHM-Konzentration hat einen Einfluss auf die Länge der Einfahrzeit und auf die Abscheideleistung. Bei sonst gleichen Versuchsbedingungen betrug die Einfahrzeit ohne Flockungshilfemittelzugabe und einer leicht unterschiedlichen

PAK-Konzentration im Zulauf (17,5 anstelle von 15 mg/l), ca. 50 Minuten. Bei einer FHM-Konzentration von 0,14 mg FHM/L wurde keine Einfahrzeit festgestellt.

- Bei einer Filtergeschwindigkeit von 40 m/h betrug die Filterstandzeit > 9 h, während diese bei 50 m/h lediglich bei etwa 4 h lag.
- Je höher die Filtergeschwindigkeit ist, desto kürzer ist die Einfahrzeit des Filters. So konnte bei einer Filtergeschwindigkeit von 50 m/h keine, bei einer Filtergeschwindigkeit von 40 m/h eine Einfahrzeit von 140 Minuten ermittelt werden.
- Eine geringere Filterbettkomprimierung von 30 % führt zu einer kürzeren Einfahrzeit und damit einem schnelleren Einstellen des Normalbetriebszustandes. Verglichen wurde eine Filterbettkompression von 30 und 40 %.
- Eine höhere Filterbettkomprimierung von 40 % bewirkt eine längere Filterstandzeit als sie bei einer geringeren Komprimierung von 30 % möglich ist. Es wird daher eine Filterbettkomprimierung von 40 % als technisch günstig angesehen.
- Je höher die PAK-Konzentration ist, desto kürzer ist die Einfahr- und Filterstandzeit. Bei einer PAK-Konzentration von 60 mg/l betrug die Filterstandzeit lediglich 1,8 h. Bei einer PAK-Konzentration von 20 mg/l betrug die Filterstandzeit > 9 h.
- Die Rest-CSB-Elimination lag bei einer PAK-Konzentration von 20 mg/l bei 10 bis 45 %. Eine PAK-Konzentration von > 20 mg PAK/l zeigte keine erkennbare Verbesserung der CSB-Elimination.
- Die Rest-P-Elimination von 60 bis 90 % war bei einer Fällmittel-Dosiermenge von 0,5-1,5 mg Al/l möglich. Höhere Al-Dosiermengen (getestet wurde bis 4 mg Al/l) führten zu einer geringeren P-Elimination von 0 bis 40 %.
- In allen Fällen wurde der P-Überwachungswert eingehalten. Der im Abwasserabgabengesetz genannte Schwellenwert von 0,1 mg/l erfordert eine Elimination von ca. 90 % bezogen auf die derzeitigen Ablaufwerte und ist nur schwer zu erreichen. Die niedrigsten P-Konzentrationen lagen im Bereich von bis zu 0,05 mg/l.
- Die FHM-Dosierung (0,00 bis 0,18 mg/l) hat keinen erkennbaren Einfluss auf die P-Elimination.

5.5 Korrelation zwischen Schwarzgrad, AFS und Trübung

Um für einen späteren großtechnischen Anlagenbetrieb den Analytikaufwand zu reduzieren und dem Anlagenpersonal die Anlagensteuerung zu erleichtern, wurde der Versuch unternommen für die Parameter Schwarzgrad, AFS und Trübung eine mögliche Korrelation untereinander zu ermitteln.

Abbildung 5-25 und Abbildung 5-26 zeigen die Parameter AFS und Trübung im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage ohne PAK-Dosierung. Verglichen werden jeweils 29 Datensätze.

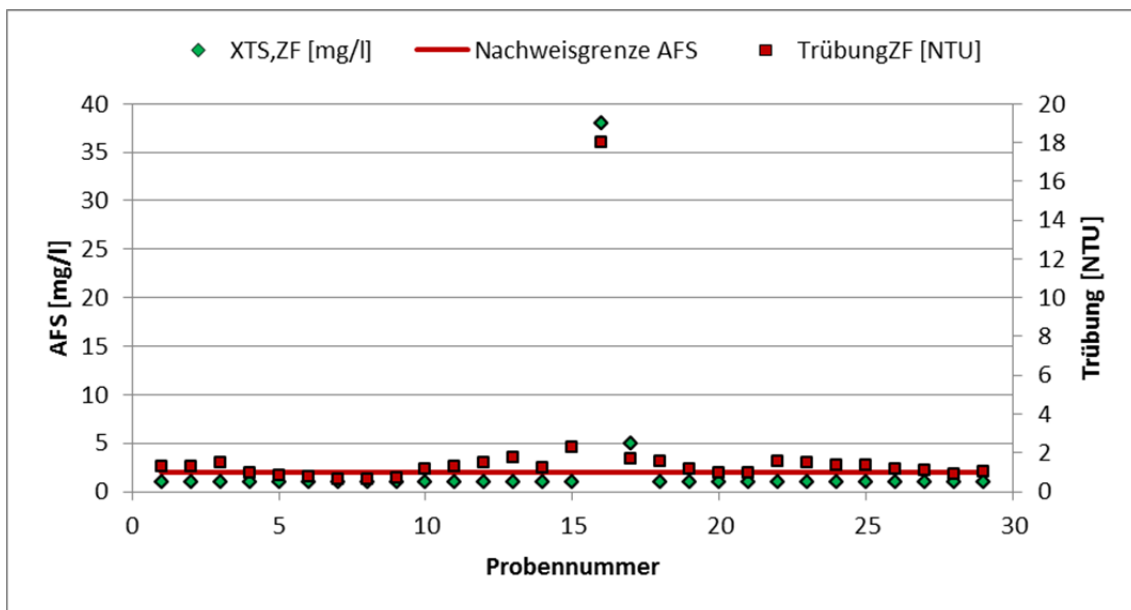


Abbildung 5-25: AFS und Trübung im Zulauf der Versuchsanlage ohne PAK-Dosierung

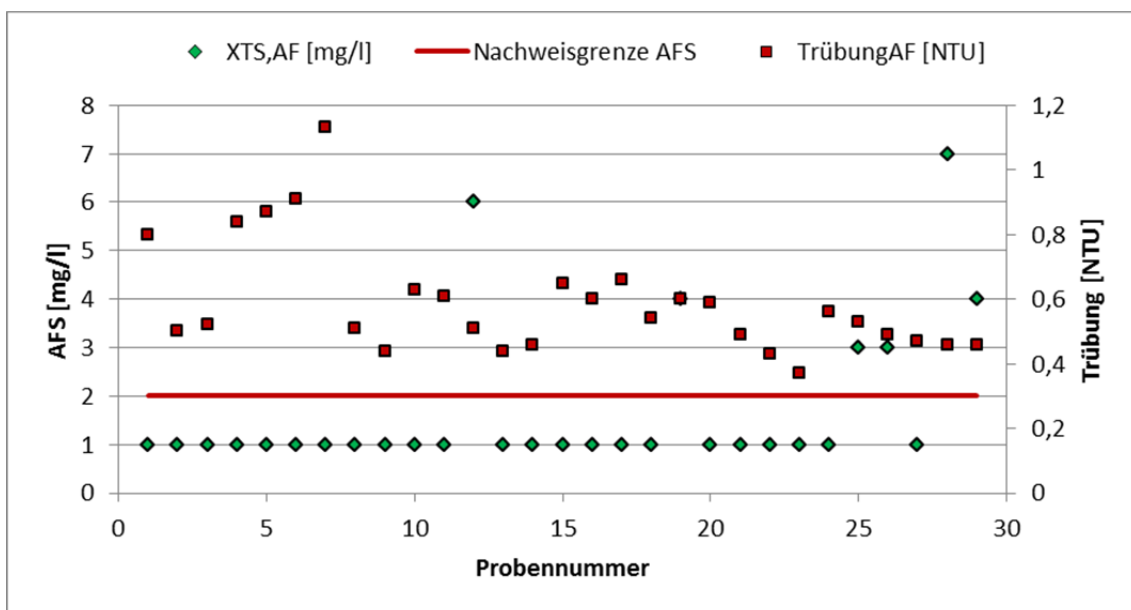


Abbildung 5-26: AFS und Trübung im Ablauf der Versuchsanlage ohne PAK-Dosierung

Von den 29 Datensätzen lagen die AFS im Ablauf des Fuzzy-Filters trotz des großen Probevolumens von 2 l unter der Nachweisgrenze von 2 mg/l. Aus diesem Grund ist es nicht möglich, eine Korrelation zwischen den Parametern AFS und Trübung herzustellen.

Abbildung 5-27 und Abbildung 5-28 zeigen die Parameter Schwarzgrad und AFS im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage bei unterschiedlichen PAK-Dosiermengen. In Abbildung 5-27 wurden 16 Wertepaare miteinander verglichen. Die Abweichung von Schwarzgrad zu AFS lag im Mittel bei 1,4 %, streute aber zwischen -90 % bis +72 %. In Abbildung 5-28 wurden vier Wertepaare miteinander verglichen. Im Mittel lag die Abweichung von Schwarzgrad zu AFS bei 7,7 %, schwankte aber zwischen -35 % bis +46 %. Beide Abbildungen zeigen demnach hohe Abweichungen zwischen den beiden Feststoffkonzentrationen bei einem jeweils guten Mittelwert.

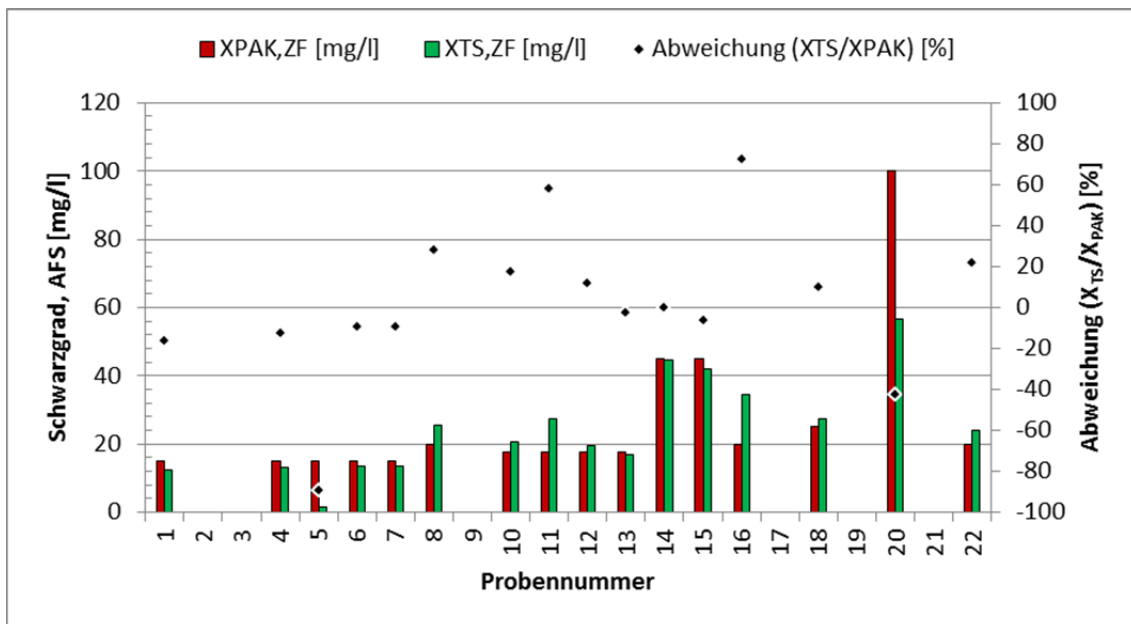


Abbildung 5-27: AFS und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

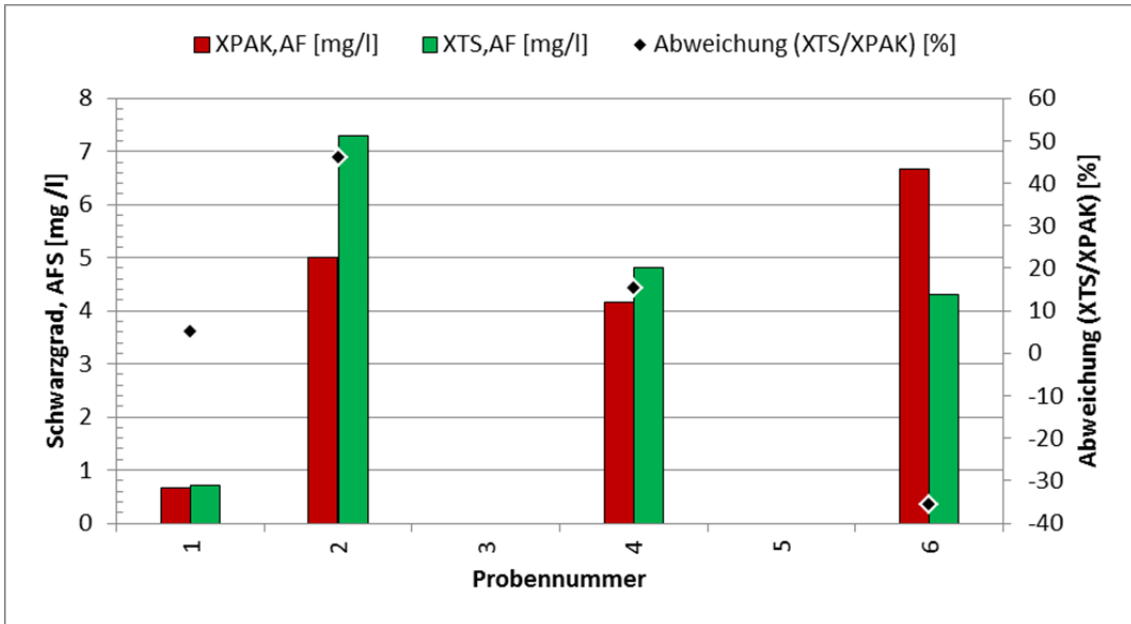


Abbildung 5-28: AFS und Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

Abbildung 5-29 und Abbildung 5-30 zeigen die Korrelation zwischen den Parametern Schwarzgrad und AFS im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage.

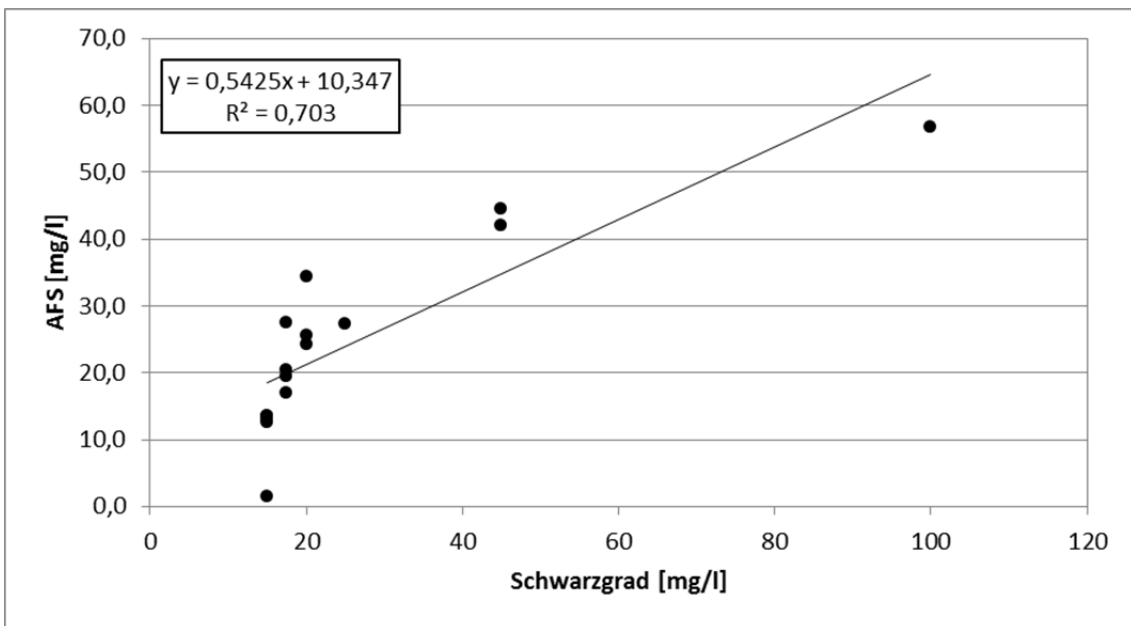


Abbildung 5-29: Korrelation von AFS zu Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

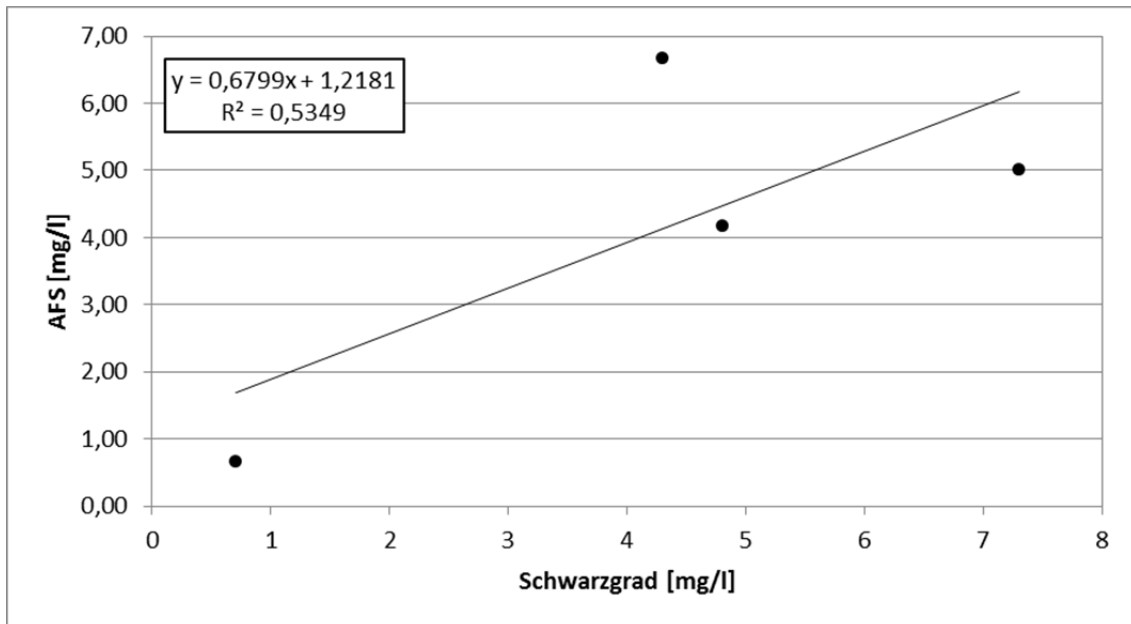


Abbildung 5-30: Korrelation von AFS zu Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,84$ besteht eine Korrelation zwischen AFS und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage. Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt bei ca. 70 % ($R^2 = 0,70$). Im Ablauf der Versuchsanlage konnte ebenfalls eine Korrelation ($r = 0,73$) ermittelt werden. Hier besteht aber ein linearer Zusammenhang von nur ca. 50 % ($R^2 = 0,54$). Da nur vier Wertepaare im Ablauf zustande gekommen sind ist dieses Ergebnis kritisch zu betrachten. Hier gilt es in einem möglichen Anlagenbetrieb mehr Datenpaare zu sammeln und die Korrelation und die Abweichung (AFS zu Schwarzgrad) genauer zu bestimmen.

Abbildung 5-31 und Abbildung 5-32 zeigen die Parameter Trübung und Schwarzgrad im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage. Im Zulauf wurden 36, im Ablauf 49 Wertepaare miteinander verglichen um die Korrelation beider Parameter zu ermitteln. Abbildung 5-32 zeigt einen parallelen Anstieg der Trübung, wenn auch die PAK-Konzentration im Ablauf ansteigt.

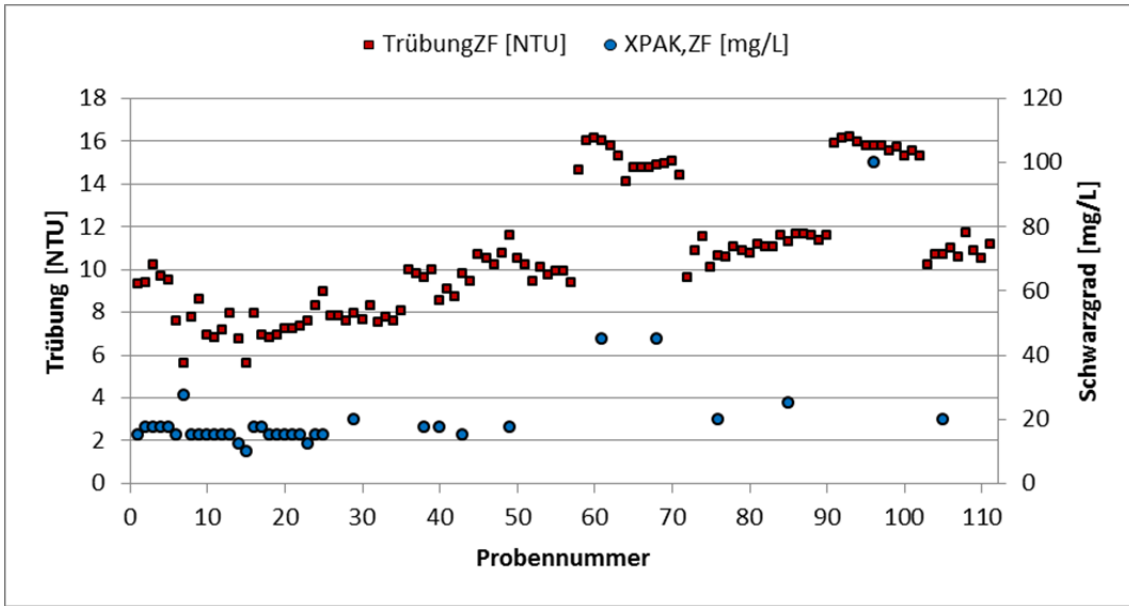


Abbildung 5-31: Trübung und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

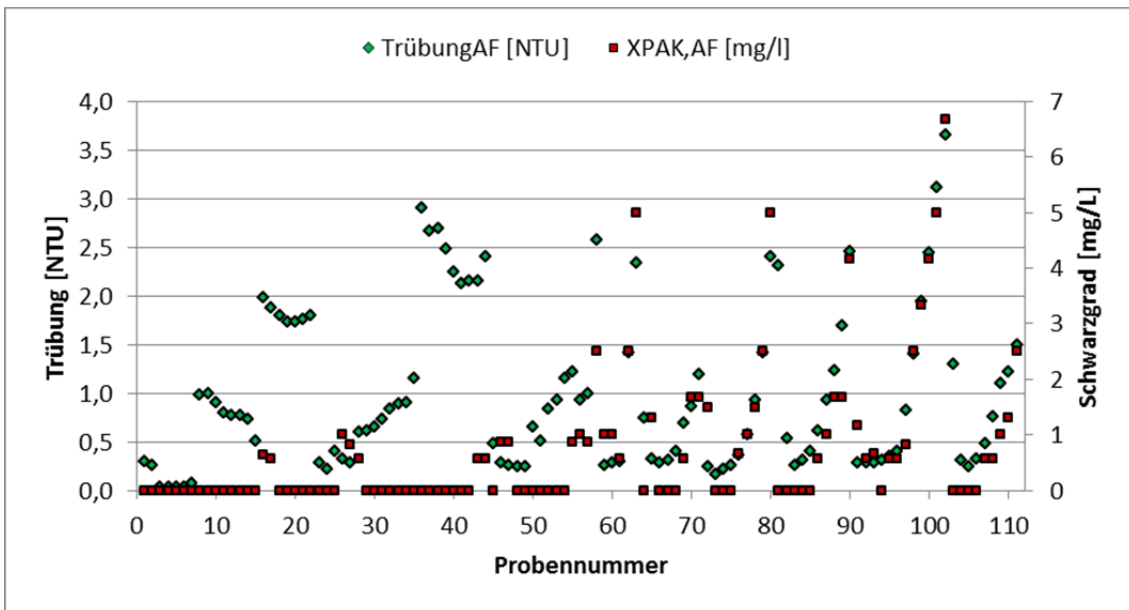


Abbildung 5-32: Trübung und Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

Abbildung 5-33 und Abbildung 5-34 zeigen die Korrelation zwischen den Parametern Trübung und Schwarzgrad im Zu- und Ablauf der Versuchsanlage.

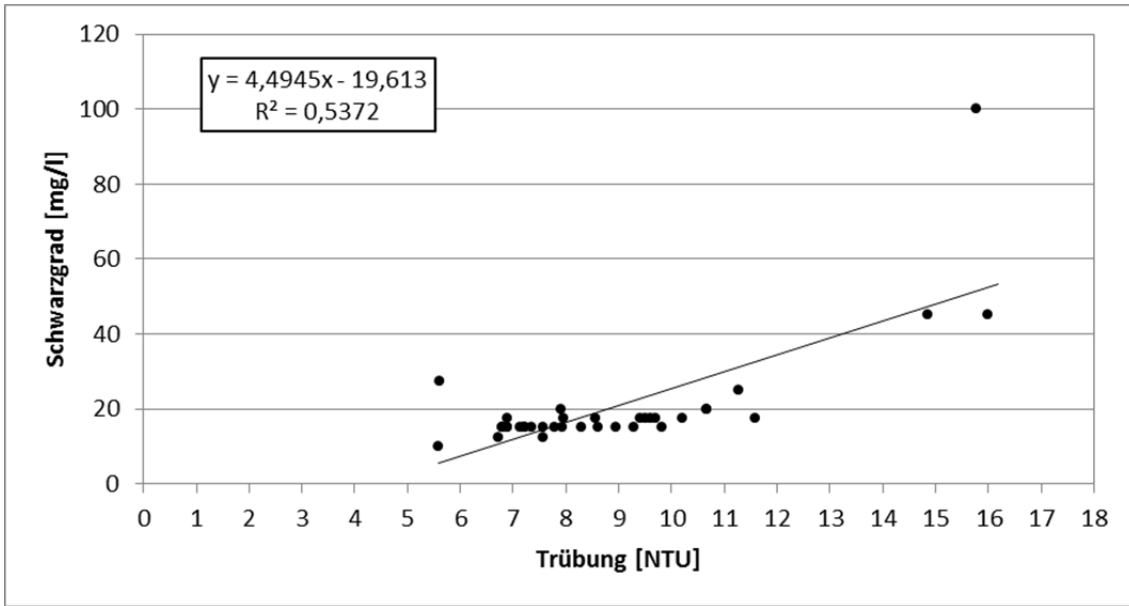


Abbildung 5-33: Korrelation von Trübung zu Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

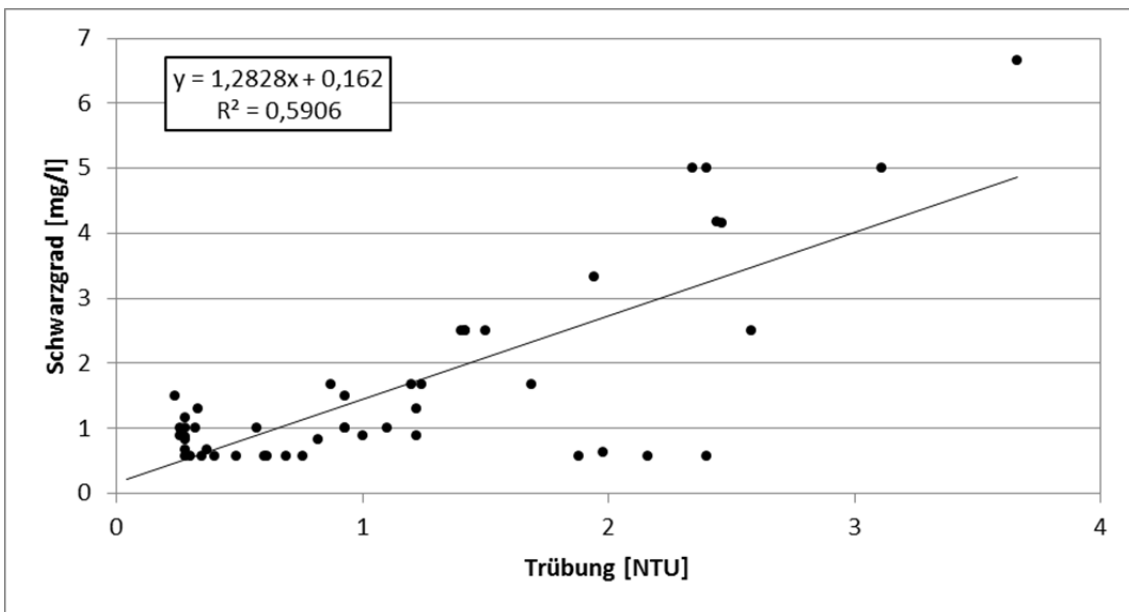


Abbildung 5-34: Korrelation von Trübung zu Schwarzgrad im Ablauf der Versuchsanlage mit unterschiedlicher PAK-Dosierung

Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,73$ besteht eine Korrelation von Trübung und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage. Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt aber nur bei ca. 50 % ($R^2 = 0,54$). Im Ablauf der Versuchsanlage besteht ebenfalls eine Korrelation zwischen Trübung und Schwarzgrad ($r = 0,77$). Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt bei ca. 60 %, also deutlich höher ($R^2 = 0,59$).

Der geringe lineare Zusammenhang beider Parameter im Zu- und Ablauf liegt daran, dass ein genormter Parameter (Trübung) mit einem nicht genormten, subjektiv und visuell ausgewerteten Parameter (Schwarzgrad) verglichen wird. Für die Abweichung können aber auch Messfehler der Trübungssonde, gerade im unteren Messbereich, verantwortlich sein.

Fazit

- Aufgrund des geringen Feststoffgehaltes im Ablauf der KA Barntrop sind bei Betrieb des Fuzzy-Filters ohne PAK-Dosierung keine Wertepaare für die Korrelation zwischen den Parametern AFS und Trübung zustande gekommen. Eine Korrelation von AFS zu Trübung für den Zu- oder Ablauf der Versuchsanlage konnte rechnerisch somit nicht erstellt werden.
- Bei den Versuchen mit Pulveraktivkohle beträgt der Korrelationskoeffizient zwischen AFS und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage (verglichen wurden 16 Wertepaare) $r = 0,84$. Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt bei ca. 70 % ($R^2 = 0,70$). Im Ablauf der Versuchsanlage beträgt der Korrelationskoeffizient $r = 0,73$ (verglichen wurden vier Wertepaare). Hier besteht aber ein linearer Zusammenhang von nur ca. 50 % ($R^2 = 0,54$).
- Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,73$ besteht eine Korrelation von Trübung und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage (verglichen wurden 36 Wertepaare). Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt aber nur bei ca. 50 % ($R^2 = 0,54$). Im Ablauf der Versuchsanlage beträgt die Korrelation zwischen Trübung und Schwarzgrad $r = 0,77$ (verglichen wurden 49 Wertepaare). Der lineare Zusammenhang beider Parameter liegt bei ca. 60 % ($R^2 = 0,59$).

5.6 Gesamtfazit

Im Labor für Siedlungswasserwirtschaft der Hochschule OWL wurden Becherglasversuche zur Ermittlung der idealen Aktivkohle für die KA Barntrup und zur Aufnahme von Adsorptionsisothermen für die Parameter CSB und Mikroschadstoffe durchgeführt. Ziel war es die für die KA Barntrup passende Pulveraktivkohle zu ermitteln und deren Adsorptionseigenschaften zu bestimmen.

Für die Ermittlung der geeigneten Aktivkohle wurden insgesamt sechs verschiedene Pulveraktivkohlen miteinander verglichen. Bei gleicher Beaufschlagung des Abwassers mit den sechs verschiedenen PAKs konnte aufgrund des geringen Rest-CSB im Kläranlagenablauf ($< 20 \text{ mg/l}$) keine unterschiedlichen Ergebnisse festgestellt werden. Es konnte somit nicht herausgearbeitet werden, ob eine der Aktivkohlesorten besonders gut für den Einsatz auf der KA Barntrup geeignet ist. Aus Zeitgründen entschied das mit der Projektleitung beauftragte Ingenieurbüro Danjes GmbH, dass mit der Pulveraktivkohle Carbopal AP der Fa. Donau Carbon GmbH, Frankfurt, weiter gearbeitet werden sollte, da in anderen hier betrachteten Untersuchungen diese Aktivkohle auch benutzt und damit die Vergleichbarkeit der Studien verbessert wurde.

Im Labor für Siedlungswasserwirtschaft wurden Becherglasversuche zur Aufnahme von Adsorptionsisothermen mit der ausgesuchten PAK durchgeführt. Aufgrund des niedrigen Ausgangs- S_{CSB} ($< 20 \text{ mg/l}$) war es nicht möglich, eine Adsorptionsisotherme für den Parameter CSB zu erstellen. Für das verwendete Abwasser konnte eine mögliche CSB-Beladung zwischen 200 und 220 mg/g ermittelt werden.

Alle im verwendeten Abwasser gefundenen Mikroschadstoffe, mit Ausnahme von Diclofenac und Benzotriazol, konnten mit PAK-Konzentrationen von 20 mg/l vollständig adsorbiert werden. Demzufolge ist zu erwarten, dass sich mit einem Aktivkohle-Adsorptionsverfahren die im verwendeten Abwasser enthaltenen Mikroschadstoffe (mit Ausnahme von Diclofenac und Benzotriazol) bei einer PAK-Dosierung von 20 mg/l, sicher zurückhalten lassen.

Für die Mikroschadstoffe Diclofenac und Benzotriazol war es möglich eine Adsorptionsisotherme zu erstellen. Diese zeigten, trotz hoher Beladungswerte von rund 300 $\mu\text{g/g}$ bei hohen Restkonzentrationen, dass beide Parameter nur unter hohem Aktivkohleeinsatz vollständig aus dem verwendeten Abwasser zu entfernen sind. Für Diclofenac läge die Aktivkohle-Zugabemenge bei mindestens 30 mg PAK/l. Für Benzotriazol bei mindestens 62,5 mg PAK/l.

Es wird daher empfohlen, mit einer PAK-Menge von 20 mg PAK/l in einem möglichen Anlagenbetrieb zu starten und im Zuge der Anlagenoptimierung die richtige PAK-Menge und die maximal mögliche CSB-Beladung zu ermitteln.

Im Rahmen der Mikroschadstoffuntersuchungen im Ablauf der KA Barntrup (Probenanzahl $n = 5$) konnten 17 der 23 untersuchten Mikroschadstoffe nachgewiesen werden. Einige Mikroschadstoffe, wie z. B. Benzafibrat, Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol und Benzotriazol konnten in jeder Probe nachgewiesen werden. Besonders hervorzuheben sind Diclofenac, Metoprolol und Benzotriazol, die alle in Konzentrationen $> 1 \mu\text{g/l}$, im Falle des Benzotriazols sogar $> 3 \mu\text{g/l}$ im Ablauf der Kläranlage vorkamen. Die Untersuchungen zeigten ebenfalls, dass die Konzentrationen einiger Mikroschadstoffe im Ablauf der KA Barntrup stark schwanken. So kann z.B. Sulfamethoxazol, ein Antibiotikum, in Konzentrationen von unterhalb der Nachweisgrenze ($< 0,050 \mu\text{g/l}$), aber auch mit $1,4 \mu\text{g/l}$ in der Spitze nachgewiesen werden. Gleiches gilt für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol welches von $< 0,050$ bis $1,3 \mu\text{g/l}$ vorkam. Diese Schwankungen sind durch die verhältnismäßig geringe Anzahl an angeschlossenen Einwohnern zu erklären. Je höher die angeschlossene Einwohnerzahl umso gleichmäßiger sind die zu erwartenden Konzentrationen an Mikroschadstoffen.

Von der Fa. Bosman Watermanagement GmbH wurden kontinuierliche Versuche mit einem Fuzzy-Filter im halbtechnischen Maßstab durchgeführt. Die Versuche unterteilten sich in zwei Versuchsphasen. In der ersten Versuchsphase sollte die Effizienz der Feststoffabscheidung des Fuzzy-Filters ermittelt werden.

Da der Ablauf der KA Barntrup über den Zeitraum der Versuchsphase quasi keine Feststoffe aufwies, war es nicht möglich, eine Aussage über den AFS-Rückhalt im Fuzzy-Filter zu treffen. Da der CSB und der Phosphor im Zulauf des Filters über den Versuchszeitraum nahezu in gelöster Form vorlagen, konnte weder eine nennenswerte Rest-CSB-Elimination noch eine nennenswerte Rest-P-Elimination festgestellt werden.

In der zweiten Versuchsphase wurde im Zulauf des Fuzzy-Filters Pulveraktivkohle, Fällmittel (Aluminium) und Flockungshilfsmittel in verschiedenen Konzentrationen und Kombinationen dosiert. Zusätzlich wurden die Filtereinstellungen Filtergeschwindigkeit und Kompressionsgrad variiert.

Die Fällmittel-Konzentration hatte einen maßgeblichen Einfluss auf Einfahrzeit und Filterstandzeit. Je höher die Fällmittel-Konzentration, desto höher war auch die Filterstandzeit. Am günstigsten im Hinblick auf die Filterstandzeit erwies sich eine Fällmittel-Konzentration von 4 mg Al/l und deckt sich mit dem in der Literatur genannten Mindestmenge an Aluminium von $0,2 \text{ mg Al/g PAK}$ (Metzger, 2010b).

Die FHM-Konzentration hat einen Einfluss auf die Länge der Einfahrzeit. Bei sonst gleichen Versuchsbedingungen betrug die Einfahrzeit ohne Flockungshilfsmittelzugabe und einer leicht unterschiedlichen PAK-Konzentration im Zulauf (17,5 anstelle von 15 mg/l), ca. 50 Minuten. Bei einer FHM-Konzentration von 0,14 mg FHM/L wurde keine Einfahrzeit festgestellt.

Die Filtergeschwindigkeit beeinflusste die Filterstandzeit. So betrug bei einer Filtergeschwindigkeit von 40 m/h die Filterstandzeit > 9 h, während diese bei 50 m/h bei etwa 4 h lag. Je höher die Filtergeschwindigkeit war, desto kürzer war die Einfahrzeit des Filters. Bei einer Filtergeschwindigkeit von 50 m/h konnte keine, bei einer Filtergeschwindigkeit von 40 m/h eine Einfahrzeit von 140 Minuten ermittelt werden.

Eine geringere Filterbettkomprimierung von 30 % führte zu einer kürzeren Einfahrzeit und damit einem schnelleren Einstellen des Normalbetriebszustandes. Verglichen wurde eine Filterbettkompression von 30 und 40 %. Eine höhere Filterbettkomprimierung von 40 % bewirkt eine längere Filterstandzeit als sie bei einer geringeren Komprimierung von 30 % möglich ist. Es wird daher eine Filterbettkomprimierung von 40 % als technisch günstiger angesehen.

Je höher die PAK-Konzentration war, desto kürzer fielen auch die Einfahr- und Filterstandzeiten aus. Bei einer PAK-Konzentration von 60 mg/l, aber ohne optimierte Chemikaliendosierung (d.h. < 0,2 mg Al/g PAK), betrug die Filterstandzeit lediglich 1,8 h; bei einer PAK-Konzentration von 20 mg/l betrug sie > 9 h.

Die Rest-CSB-Elimination lag bei einer PAK-Konzentration von 20 mg/l bei 10 bis 45 %. Eine PAK-Konzentration von > 20 mg PAK/l zeigte keine erkennbare Verbesserung der CSB-Elimination, was vermutlich an der kurzen Kontaktzeit von Abwasser und PAK lag.

Die Rest-P-Elimination von 60 bis 90 % war bei einer Fällmittel-Dosiermenge von 0,5-1,5 mg Al/l möglich. Höhere Al-Dosiermengen (getestet wurde bis 4 mg Al/l) führten zu einer geringeren P-Elimination von 0 bis 40 %. Bei Al-Dosiermengen von 0,5 bis 1,5 mg/l lagen die P-Ablaufkonzentrationen um den Schwellenwert, während sie bei höheren Al-Dosiermengen anstiegen.

Die FHM-Dosierung (0,00 bis 0,18 mg/l) hat keinen erkennbaren Einfluss auf die P-Elimination.

Um einen möglichen Filterbetrieb und den Analysenaufwand auf der KA Barntrop zu erleichtern wurde die Korrelation zwischen den Parametern Schwarzgrad, AFS und Trübung ermittelt.

Aufgrund des geringen Feststoffgehaltes im Ablauf der KA Barntrop waren bei Betrieb des Fuzzy-Filters ohne PAK-Dosierung keine Wertepaare für die Korrelation zwischen den Parametern AFS und Trübung zustande gekommen. Eine Korrelation von AFS zu Trübung für den Zu- oder Ablauf der Versuchsanlage konnte rechnerisch somit nicht erstellt werden.

Bei den Versuchen mit Pulveraktivkohle betrug der Korrelationskoeffizient zwischen AFS und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage (verglichen wurden 16 Wertepaare) $r = 0,84$. Der lineare Zusammenhang beider Parameter lag bei ca. 70 % ($R^2 = 0,70$). Im Ablauf der Versuchsanlage betrug der Korrelationskoeffizient $r = 0,73$ (verglichen wurden vier Wertepaare). Hier bestand aber ein linearer Zusammenhang von nur ca. 50 % ($R^2 = 0,54$).

Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,73$ bestand eine Korrelation von Trübung und Schwarzgrad im Zulauf der Versuchsanlage (verglichen wurden 36 Wertepaare). Der lineare Zusammenhang beider Parameter lag aber nur bei ca. 50 % ($R^2 = 0,54$). Im Ablauf der Versuchsanlage betrug die Korrelation zwischen Trübung und Schwarzgrad $r = 0,77$ (verglichen wurden 49 Wertepaare). Der lineare Zusammenhang beider Parameter lag bei ca. 60 % ($R^2 = 0,59$).

Die ermittelten Korrelationen müssen in einem späteren Anlagenbetrieb noch einmal verifiziert und gegebenenfalls nach einem längeren Anlagenbetrieb neu ermittelt werden. Nur so können dem Anlagenpersonal gesicherte Vergleichswerte zwischen den einzelnen Parametern an die Hand gegeben werden.

6 Auswertung der Fuzzy Filter Tests

6.1 Auswertung Tests zum Rückhalt abfiltrierbarer Stoffe (AFS)

Die Kläranlage Barntrup liefert im Trockenwetterfall sehr gute Ablaufwerte bezüglich AFS. Während jener Filtertests, bei denen auch eine Probenahme möglich war, konnte kein maßgebendes Regenereignis erfasst werden, so dass die AFS – Ablaufwerte der Kläranlage und damit die Zulaufwerte zum Filter nie eine Größenordnung erreichten, bei der man die Wirksamkeit des Filters eindeutig hätte nachweisen können. Sowohl die Zulauf- als auch Ablaufwerte des Filters bezüglich AFS lagen bei den beprobten Filterläufen in der Regel unter der Nachweisgrenze von 2 mg/l.

Zieht man die kontinuierlich aufgezeichneten Trübungswerte aus Zu- und Ablauf des Filters hinzu, lassen sich jedoch einige differenziertere Aussagen treffen. Beim Filterversuch vom 02.10.2013 (Trockenwetter), bei dem mit einer Filtergeschwindigkeit von 100 m/h (20m³/h) und einer Filterbettkompression von 30% gearbeitet wurde, lag der mittlere Trübungswert im Zulauf bei 1,6 NTU, während über eine Filterlaufzeit von 15 h die Trübung im Ablauf nie mehr als 0,6 NTU erreichte. Nach 15 h Filterlaufzeit wurde der maximal erlaubte Druck im Filterbett erreicht und automatisch eine Rückspülung ausgelöst (Diagramm Abbildung 6-1).

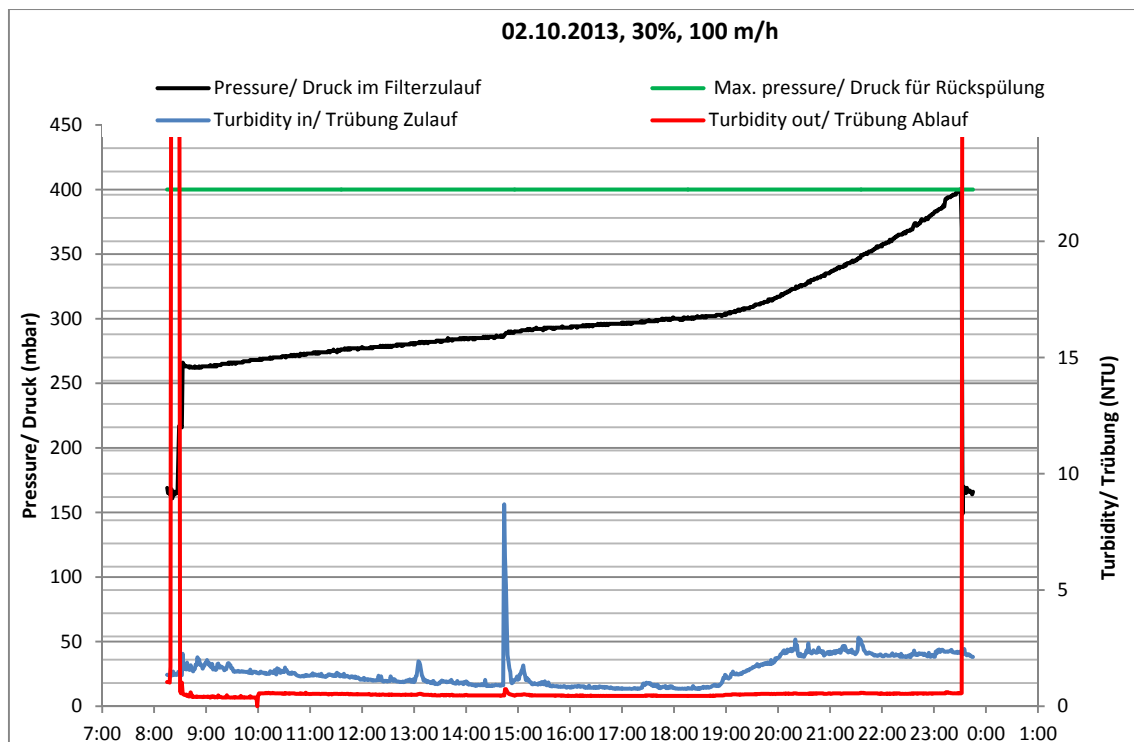


Abbildung 6-1: Filterversuch vom 02.10.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 15h

Ein weiterer Versuch vom 24./25.09.2013 (Trockenwetter) wurde mit einer geringeren Filtergeschwindigkeit (75 m/h, 15m³/h) und geringerer Filterbettkompression (20%) gefahren. Bei diesem Versuch lag die mittlere Zulauftrübung bei 1,45 NTU mit Spitzenwerten von bis zu 4,3 während auch hier die Ablauftrübung nie einen Wert von 0,6 NTU überschritt. Die Filterlaufzeit wurde nach 24h beendet, obwohl der maximal zulässige Filterdruck erst zu $\frac{3}{4}$ erreicht war.

Einige Filterversuche unter Regenwetterbedingungen sind durch Trübungsaufzeichnungen dokumentiert. Am 17., 18. und 19.09.2013 wurden an der Wetterstation Bad Lippspringe (ca. 40 km entfernt von Barntrop) 2 mm, 6 mm und 1 mm Niederschlag gemessen. Dies verursachte zumindest leicht erhöhte Trübungswerte im Ablauf der Kläranlage Barntrop. Beispielsweise konnten am 17.09. zwischen 17:00 und 19:00 Uhr kontinuierlich Zulaufwerte zum Fuzzy Filter von über 2 NTU gemessen werden, zwischen 19:00 und 01:00 (18.09.) kontinuierlich über 3 NTU mit Spitzen bis zu 9 NTU. Der Filter wurde mit 100 m/h Filtergeschwindigkeit (20 m³/h) und 40% Filterbettkompression gefahren und überschritt im Ablauf über eine Laufzeit von 8 h nie eine Trübung von > 1 NTU (Abbildung 6-3).

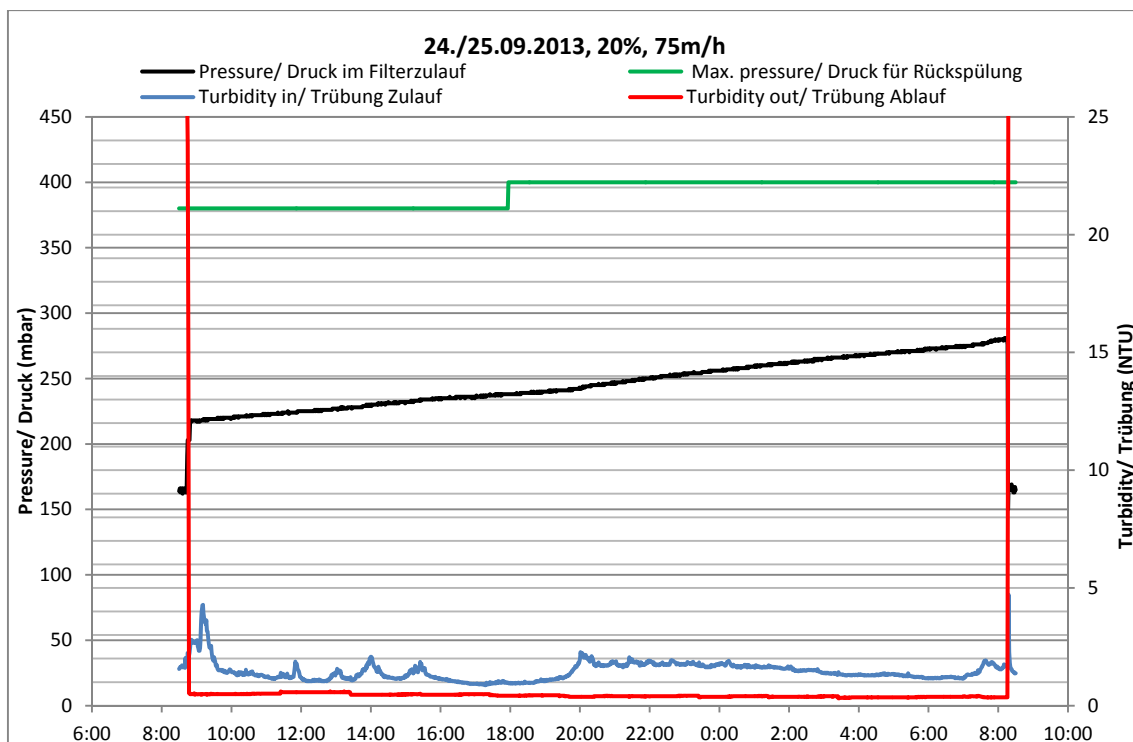


Abbildung 6-2: Filterversuch vom 24/25.09.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 24h

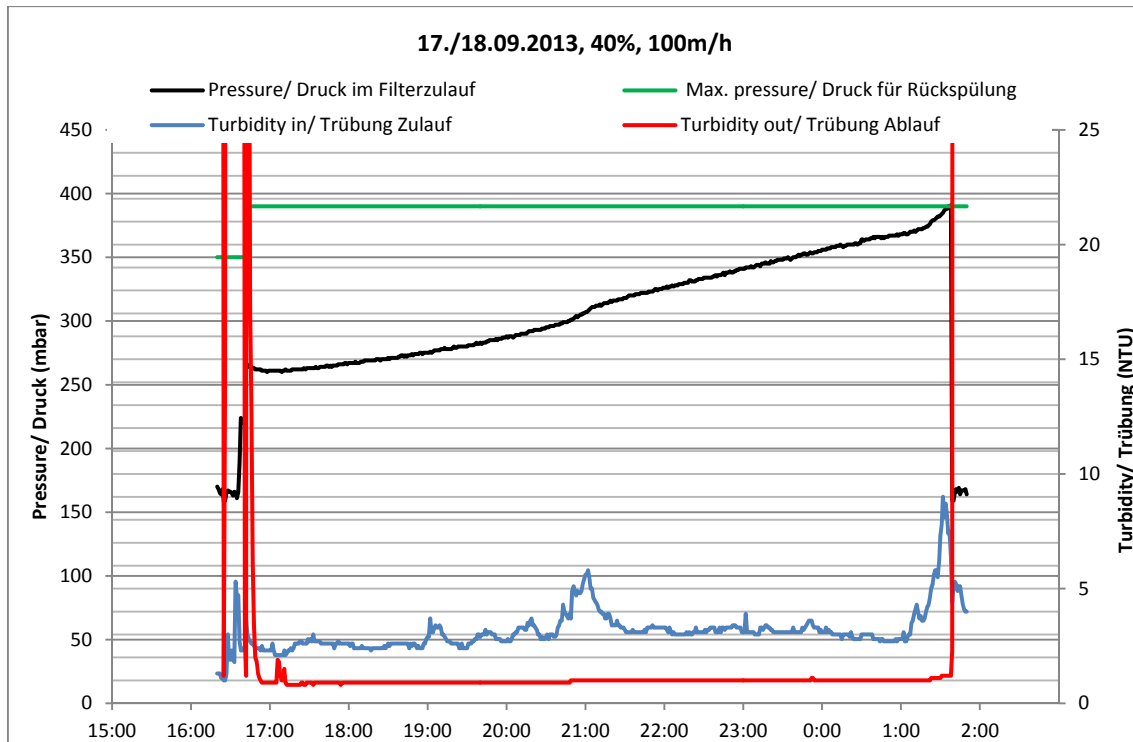


Abbildung 6-3: Filterversuch vom 17./18.09.2013, Trübungs- und Druckverlaufskurven, Filterstandzeit 8h

Zusammenfassung der Testergebnisse zum AFS - Rückhalt

Der Fuzzy Filter wurde mit Kompressionsraten zwischen 20% und 40% sowie Filtergeschwindigkeiten von 75 m/h bis 100 m/h gefahren. Dabei konnten sowohl im Trocken- als auch Regenwetterfall Trübungswerte im Ablauf von < 1 NTU über Filterlaufzeiten zwischen 8 und 24 h sicher eingehalten werden, während die Trübung im Zulauf zwischen < 1 und 9 NTU schwankte. Die Filterläufe zum AFS – Rückhalt wurden entweder automatisch bei Erreichen des maximal zugelassenen Drucks im Filter (400 mbar) oder nach 24 h Filterlaufzeit abgebrochen und eine Rückspülung eingeleitet. Aus Sicht der Ablauftrübung wurde nie ein Filterdurchbruch erreicht (> 1 NTU im Ablauf).

Eine Reduzierung von CSB, P_{gesamt} sowie $\text{PO}_4\text{-P}$ konnte nicht nachgewiesen werden (vergl. Kap 5). Dies lag an den bereits sehr niedrigen diesbezüglichen Ablaufwerten der Kläranlage Barntrup, die keine partikulären und damit abscheidbaren Anteile an CSB bzw. Phosphor aufwies. Da für diese Testphase keine Dosierung von Fällungs- und Flockungschemikalien vorgesehen war, konnte hier auch kein gelöster (P) oder kolloider Anteil (CSB) noch zusätzlich in eine ungelöste und damit abscheidbare Form überführt werden.

Das Verhältnis von Spülwassermenge zu erzeugtem Filtrat lag bei den 3 oben dokumentierten Versuchsläufen bei 0,5% (24./25.09.2013), 0,6% (02.10.2013) sowie 1,1% (17./18.09.2013), im Mittel also bei 0,7%.

6.2 Auswertung der Tests zum PAK-Rückhalt

In Tabelle 6-3 sind die unterschiedlichen Filtersetting-Kombinationen der Testläufe zusammengestellt, bei denen Probenahmen zur Schwarzgradbestimmung und Analyse von CSB und Phosphor erfolgten.

Im Folgenden werden die Trübungskurven und Druckentwicklung im Filter bei beprobten Testläufen mit den Ergebnissen aus der Schwarzgradbestimmung durch die Hochschule OWL verglichen. Da während der jeweiligen Filterversuche noch keine Erkenntnisse über die Korrelation von PAK-Gehalt im Filterablauf zu Filtrattrübung vorlagen, wurde als erste Annäherung zur Bestimmung einer befriedigend guten Filtratgüte ein Wert von ≤ 1 NTU angesetzt. Im späteren Verlauf der Tests stellte sich heraus, dass es in einigen Fällen tatsächlich eine gute Übereinstimmung zwischen dem Befund „1 mg PAK /l im Filterablauf“ und „Überschreiten der Trübung von 1 NTU im Filterablauf“ gab.

Das in Abbildung 6-4 dargestellte Diagramm dokumentiert für den Testlauf vom 24.10.2013 mit 20 mg PAK/l, 40% Kompression, $v_f = 40$ m/h, 4 mg Al/l und 0,14 mg WS/l eine Zulauftrübung über die Filterlaufzeit im Bereich von 8 bis 10 NTU. Zu Beginn des Testlaufs ist eine etwa 30-minütige Einfahrphase zu sehen, während der die Trübungskurve für das Filtrat kurzzeitig ansteigt, um dann für ca. 9,5 h unter dem Wert von 1 NTU zu bleiben. Die regelmäßigen Peaks in der Filtrattrübungskurve (aller zwei Stunden) sind auf den Rhythmus der automatischen Selbstreinigung des Trübungsmessgerätes zurückzuführen und stellen keine echten filterbedingten Trübungsanstiege dar.

Nach ca. 10 h wurde die Probenahme für die Nachtstunden unterbrochen, während der Filter jedoch mit unveränderten Einstellungen weitergefahren und die Online-Messungen weitergeführt wurden. Nach weiteren 5 h Filterlaufzeit wurde der Versuch beendet, ohne dass die Ablauftrübung bis zu diesem Zeitpunkt die 2-NTU-Marke erreicht oder überschritten hatte. Setzt man das Überschreiten einer Filtrattrübung von 1 NTU als Erreichen der Filterstandzeit fest, würde in diesem Fall die Filterstandzeit bei 10 h liegen.

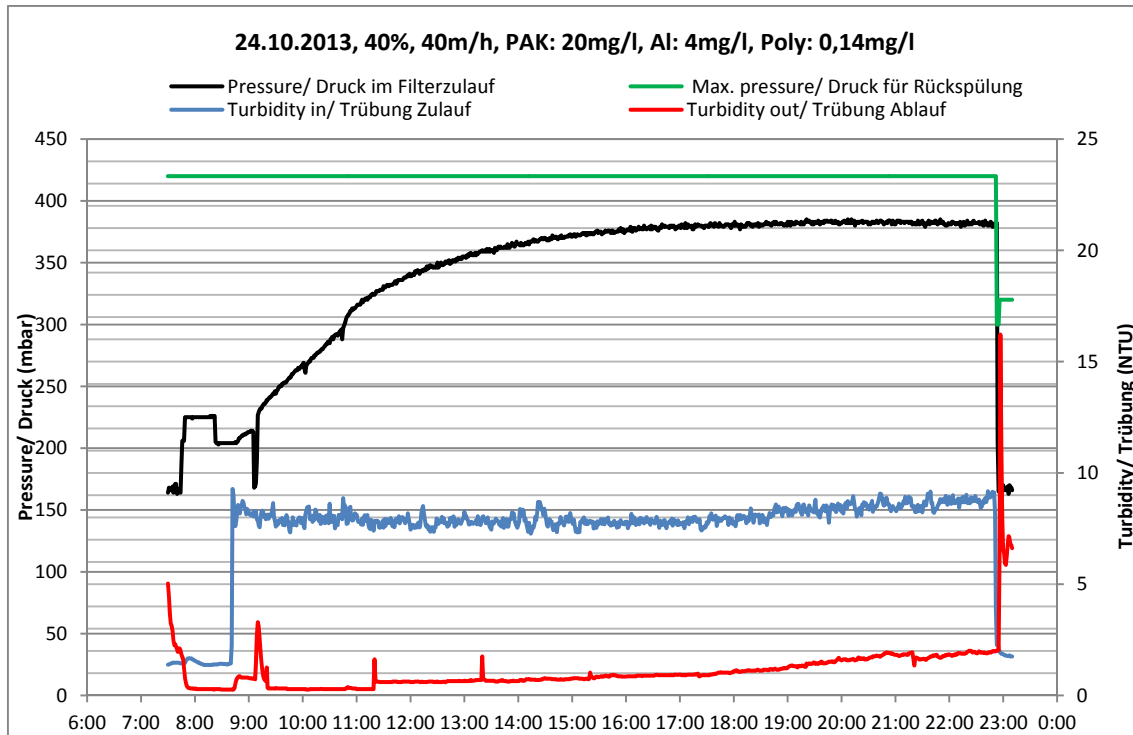


Abbildung 6-4: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 24.10.2013 mit PAK, Filterstandzeit 10h

Die durch die HS-OWL nachgewiesene deutliche Einfahrzeit von 2,3 Stunden konnte durch den Trübungsverlauf nicht bestätigt werden, die Filterstandzeit hingegen wurde in ähnlicher Größenordnung ermittelt (> 9h).

Als untypisch ist die Entwicklung der Druckkurve (schwarze Linie im Diagramm) zu bezeichnen, die bei diesem Versuch (und nur bei diesem) nach einem anfänglichen nahezu linearen Anstieg eine asymptotische Form annimmt. Eine plausible Erklärung dafür konnte nicht gefunden werden, da parallel dazu nicht ein permanenter Durchbruch von Kohlepartikeln und damit Trübungsanstieg im Filterablauf zu verzeichnen war, was hätte dazu führen können, dass der Filterdruck nicht weiter ansteigt.

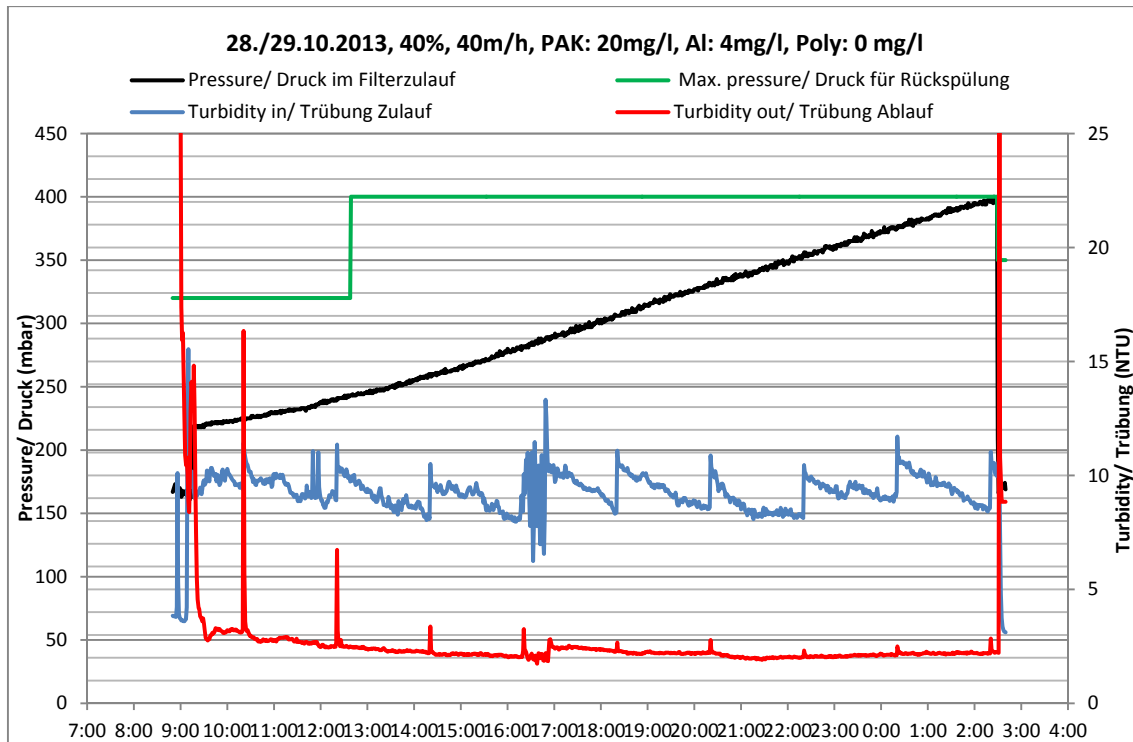


Abbildung 6-5: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 28.10.2013 mit PAK

Als direkter Vergleich zu dem auf der vorhergehenden Seite dargestellten Versuch kann jener vom 28./29.10.2013 herangezogen werden, bei dem bis auf das Aussetzen der Flockungshilfsmitteldosierung (FHM = 0) alle übrigen Parameter unverändert beibehalten wurden (siehe Abbildung 6-5). Es ergibt sich ein Widerspruch zwischen den Schwarzgradergebnissen aus dem Filtrat zu dem Verlauf der zugehörigen Trübungskurve. Nach einer ca. 60 minütigen Einfahrphase, bei der die Trübung im Filtrat teilweise über 3 NTU lag, sank diese dann auf Werte zwischen 2 NTU und 3 NTU ab und blieb dort relativ stabil für ca. 16 h. Dann wurde der maximal erlaubte Filterdruck erreicht und automatisch eine Rückspülung eingeleitet. Aus den Ergebnissen bezüglich der Trübung lässt sich ableiten, dass es anscheinend ohne FHM-Dosierung nicht möglich ist, eine Ablauftrübung ≤ 2 NTU zu erreichen. Im Gegensatz dazu lassen die Ergebnisse der Schwarzgradbestimmung den Schluss zu, dass die Ablaufqualität des Filters ohne FHM-Zugabe ausgezeichnet ist und eine Filterstandzeit (ohne Erreichen von 1 mg PAK/l im Ablauf) von > 8 h bescheinigt werden kann (Ende der Probenahme nach 8,3 h).

Beim Filterversuch vom 14.11.2013 wurden die Filtersettings wie bei den Versuchen vom 24. und 28./29.10.2013 beibehalten mit dem Unterschied, dass die FM-Dosierung auf 0,6 mg Al/l herabgesetzt wurde und die FHM-Dosierung 0,18 mg WS/l betrug (40% Kompression, $v_f = 40$ m/h, 20 mg PAK/l) (Abbildung 6-6).

Es ist deutlich zu sehen, dass es in den ersten 20 bis 30 min eine Einfahrphase gibt, in der die Trübungskurve im Ablauf kurzzeitig auf knapp > 2 NTU ansteigt, bevor sie sich für eine Dauer von ca. 4,5 h auf Werte ≤ 1 NTU einpegelt. Für weitere knapp 3 h blieben die Ablaufwerte ≤ 2 NTU, dann wurde der Versuch abgebrochen, da der maximal zulässige Filterdruck erreicht worden war (420 mbar). Die Schwarzgradauswertung ergab die gleiche Filterstandzeit, allerdings ohne die Einfahrphase wieder zu spiegeln.

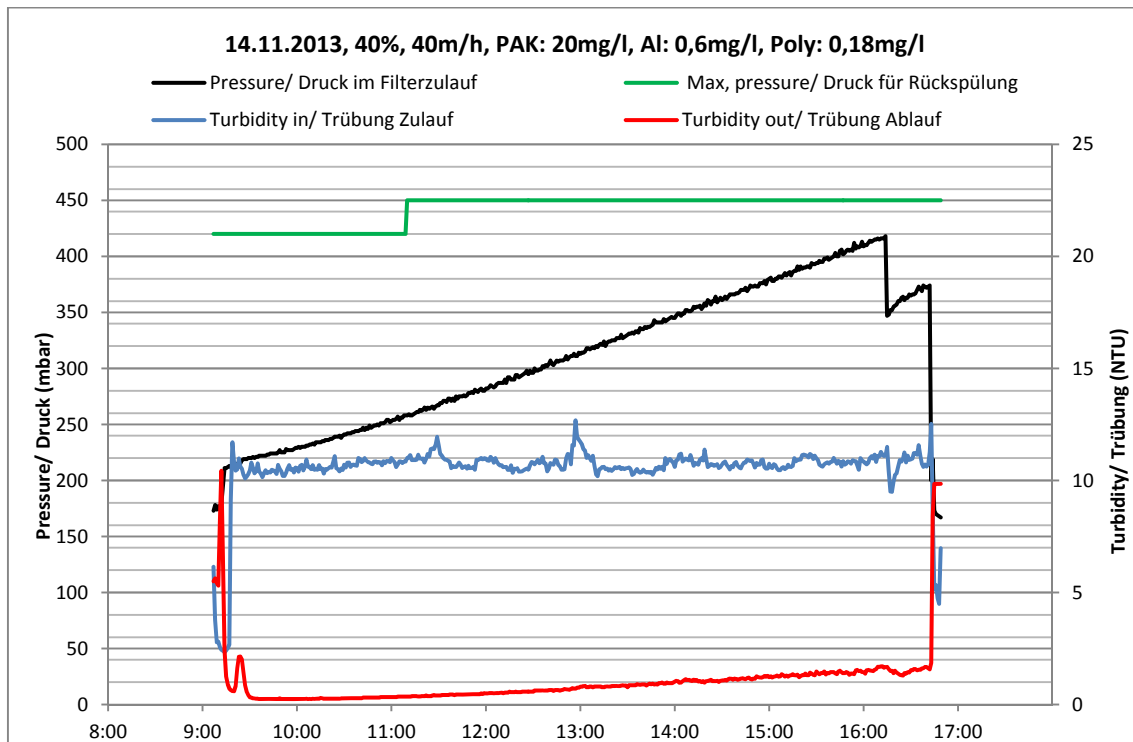


Abbildung 6-6: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 14.11.2013 mit PAK

Die Auswertung der Trübungskurve aus dem Ablauf des Filters beim Filterversuch vom 29.10.2013 (Abbildung 6-7) mit geringerer Filterbettkompression (30%) aber ansonsten gleichen Dosierungen und Filtergeschwindigkeit wie beim Versuch vom 24.10.2013 ($v_f = 40$ m/h, 20 mg PAK/l, 4 mg Al/l, 0,14 mg WS/l) bestätigt im Wesentlichen die Erkenntnisse aus der Auswertung der diesbezüglichen Schwarzgrade, wobei bei der Trübung keine Einfahrphase des Filters zu erkennen ist, wie dies über die Schwarzgradbestimmungen dokumentiert wurde. Deutlich ist wieder der 2-h-Rhythmus der Selbstreinigung des Trübungsmessers im Ablauf zu erkennen.

Es kann eine Filterlaufzeit von ca. 8 h konstatiert werden (ohne dauerhafte Überschreitung von 1 NTU im Filterablauf), was ebenfalls den Erkenntnissen aus der Schwarzgradbestimmung entspricht. Die Filterstandzeit war somit lange vor Erreichen des maximal zulässigen Filterdruckes erreicht.

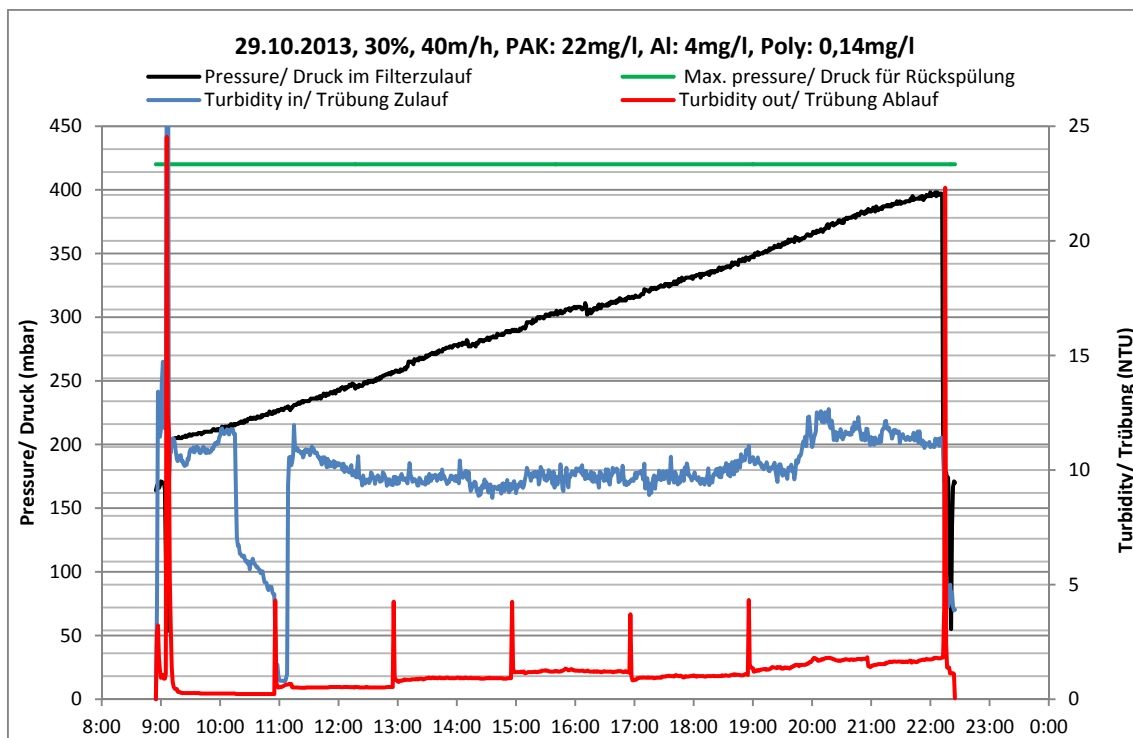


Abbildung 6-7: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 29.10.2013 mit PAK

Als Beispiel für Filterläufe, bei denen eine höhere Filtergeschwindigkeit getestet wurde, kann der Versuch vom 12.11.2013 herangezogen (40% Kompression, 20 mg PAK/l, $v_f = 50$ m/h, 0,8 mg Al/l, 0,14 mg WS/l) (Abbildung 6-8). Gleichzeitig wurde allerdings auch mit einer verringerten FM-Dosierung gearbeitet, was sich als kontraproduktiv für die Filterlaufzeit herausgestellt hat. Aus der Trübungskurve im Ablauf ist ersichtlich, dass bei einer höheren Filtergeschwindigkeit nach einer kurzen Einarbeitungsphase prinzipiell eine gute Ablaufqualität erreicht werden kann (< 1 NTU), sich die Filterstandzeit jedoch insgesamt stark verkürzt, in diesem Fall auf ca. 2 h. Dies wird durch die Schwarzgradbestimmung bestätigt, bei der nach ca. 2 h Filterlaufzeit 1,0 mg PAK/l im Filterablauf ermittelt wurde. In Testläufen mit höherer FM-Dosierung (4 mg Al/l) konnten bei dieser Filtergeschwindigkeit (50 m/h) Filterstandzeiten bis zu 4 h erreicht werden (Versuch vom 22.10.2013, siehe Kap. 5).

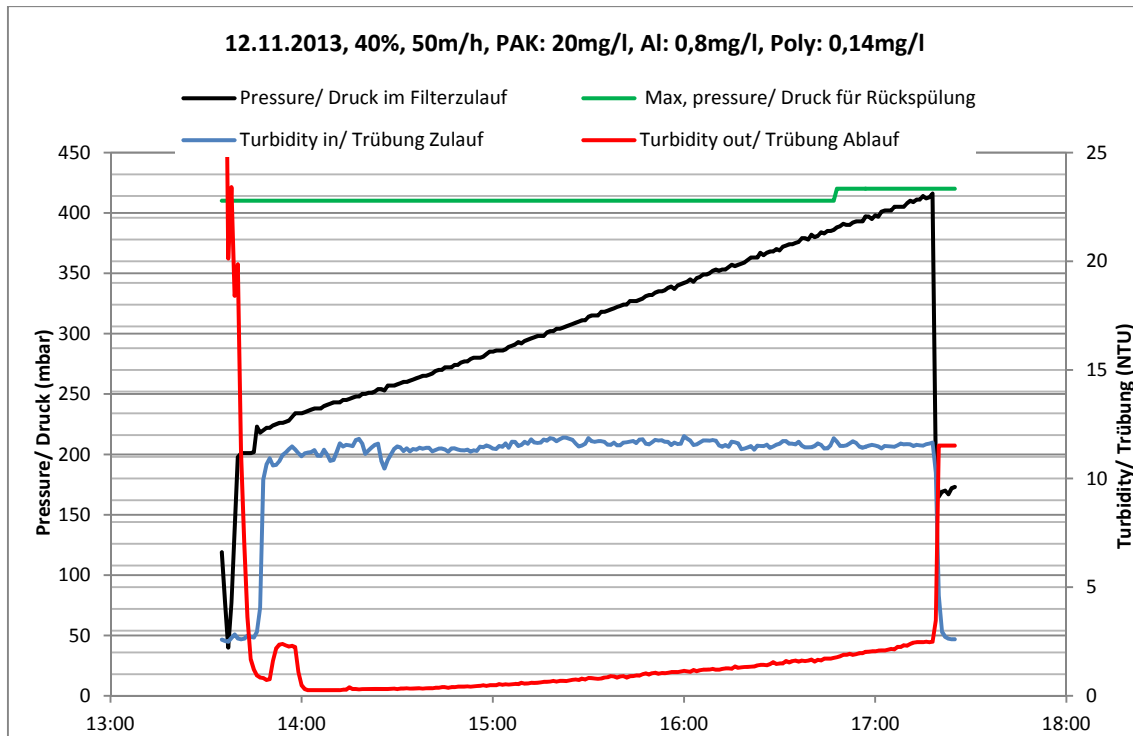


Abbildung 6-8: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 12.11.2013 mit PAK

In Abbildung 6-9 ist beispielhaft für den Einsatz höherer PAK – Dosierungen der Versuch vom 11.11.2013 (40 mg PAK/l, 40% Kompression, $v_f = 30$ m/h, 1 mg Al/l, 0,14 mg WS/l) dargestellt. Die Versuche mit höherer PAK – Dosierung (40 mg/l und 60 mg/l) wurden ausschließlich mit etwas geringerer Filtergeschwindigkeit gefahren (30 m/h), sowohl um die Gefahr eines Filterdurchbruchs durch Erzeugung zu hoher Scherkräfte im Filterbett zu verringern als auch um die Filterstandzeit auf ein wirtschaftlich vertretbares Maß auszudehnen. Im unten dargestellten Versuch konnte unter Berücksichtigung der Filtrattrübung eine Filterstandzeit von ca. 4 h ermittelt werden, während der die Trübung im Ablauf stabil bei ≤ 1 NTU blieb. Im weiteren Versuchsverlauf ist am Abfall der Zulauftrübungskurve zu sehen, dass sich der Vorrat an PAK-Suspension im Vorlagebehälter seinem Ende näherte (allerdings erst nach Ende der ermittelten Filterstandzeit).

Ein Versuch mit 60 mg/l PAK – Dosierung (hier nicht dargestellt) ergab eine Filterstandzeit von knapp 2 h (übereinstimmend nach Schwarzgrad- und Trübungsauswertung) bei ansonsten guter Ablaufqualität bezüglich Trübung. Bei diesem Test wurde allerdings die Fällmitteldosierung nicht an die erhöhte Kohledosierung angepasst (dies hätte eine Dosierung von 12 mg Al/l bedeutet), deshalb kann nicht generell geschlossen werden, dass längere Filterstandzeiten bei höheren Kohledosierungen und adäquater FM-Dosierung durchaus möglich sind.

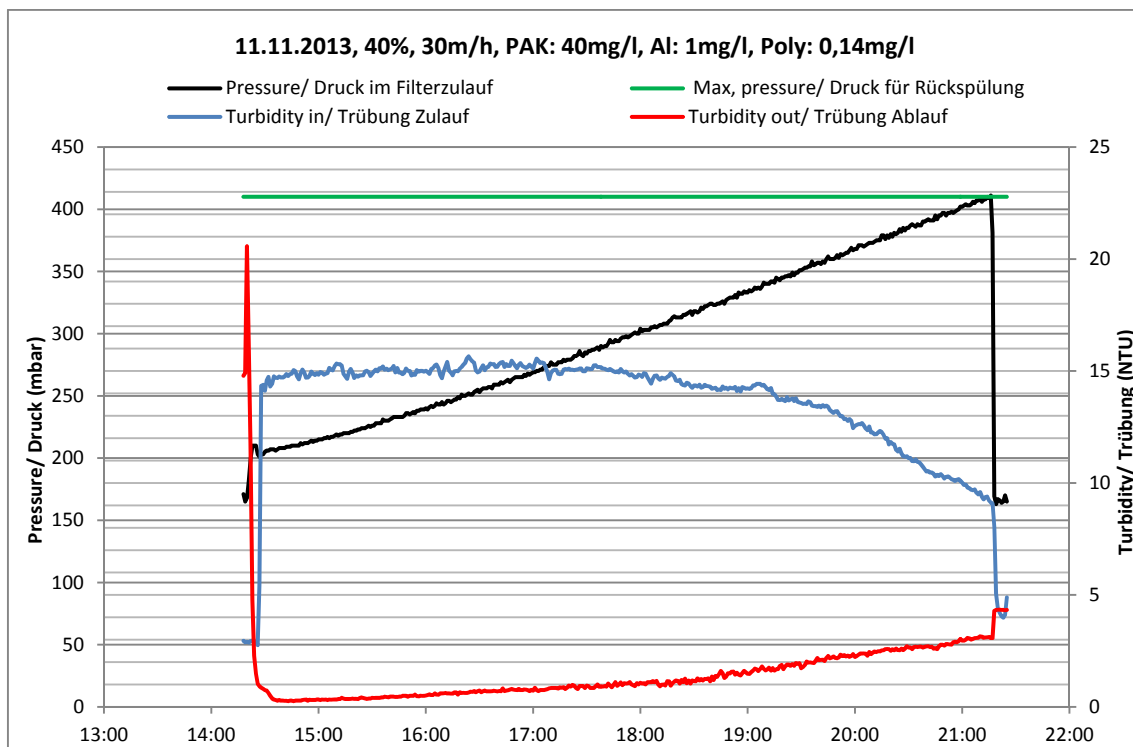


Abbildung 6-9: Trübungs- und Druckverlaufskurven zum Filterversuch vom 11.11.2013 mit PAK

Zusammenfassung der Testergebnisse zum PAK – Rückhalt

Die Versuche mit dem halbtechnischen Fuzzy Filter haben ergeben, dass bei Pulveraktivkohledosierungen von bis zu 20 mg PAK/l bei folgenden Versuchseinstellungen ausgezeichnete Ablaufqualitäten (≤ 1 NTU) erzeugt werden konnten:

- Filtergeschwindigkeit: $v_f = 40$ m/h
- Kompressionsgrad des Filterbettes: 40%
- FM – Dosierung: 4 mg Al/l
- FHM – Dosierung: 0,14 mg WS/l

Dabei wurden Filterstandzeiten von bis zu 10 Stunden erreicht.

Eine Verringerung des Kompressionsgrades des Filterbettes (30%) bei gleichen Dosierungen und Filtergeschwindigkeiten führte zu einer geringfügigen Verkürzung der Filterstandzeit (8 h).

Eine Erhöhung der PAK-Dosierung auf 40 bzw. 60 mg/l bei gleichzeitiger Reduzierung der Filtergeschwindigkeit (30 m/h) jedoch ohne adäquate Erhöhung der Fällmittelmengen führte nicht zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität bezüglich Trübung, wohl aber zu verringerten Filterstandzeiten von 4 bis 2 Stunden.

Die Erhöhung der Filtergeschwindigkeit auf 50 m/h führte ebenfalls zu verringerten Filterstandzeiten (4 h) bei trotzdem sehr guter Ablaufqualität während der Betriebsphase (Trübung ≤ 1 NTU). Bei gleichzeitiger Verringerung der Fällmitteldosierung (0,8 mg Al/l) verkürzte sich die Filterstandzeit auf 2 h.

Aufgrund der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit und damit begrenzten Anzahl der auswertbaren Filterläufe ist keine detaillierte Aussage zum Einfluss der Fällmittel- und Flockungshilfsmittel-Dosierungen auf die Effektivität des Filterprozesses möglich. Es deutet sich an, dass eine Dosierung von 4 mg Al/l die besten Auswirkungen auf den PAK-Rückhalt im Filter hatte. Dies deckt sich auch mit Aussagen von Metzger, nach denen mit einer Mindestdosierung von 0,2 mg Al/mg PAK zu arbeiten ist, um genügend abscheidbare Flocken zu produzieren. Bei der in den meisten Versuchen gewählten PAK-Dosierung in Höhe von 20 mg/l würden 4 mg Al/l genau dem empfohlenen Verhältnis Al/PAK entsprechen. Die Notwendigkeit einer Dosierung von Flockungshilfsmittel lässt sich nicht eindeutig klären, da hier Schwarzgradauswertung und Trübungskurven im Ablauf unterschiedliche Interpretationen zulassen. Diese Frage müsste abschließend bei weitergehenden großtechnischen Versuchen beantwortet werden.

Erkenntnisse zu möglichen Einarbeitungseffekten bzw. Einarbeitungsphasen des Filters bei dessen Einsatz zum PAK-Rückhalt können, wie bereits erläutert, aus diesen Versuchen nicht gewonnen werden, auch wenn die Hochschule Ostwestfalen-Lippe dies partiell versucht hat. Grund dafür sind einige Unzulänglichkeiten im praktischen Versuchsaufbau der halbtechnischen Anlage, insbesondere dem nicht optimalen Zusammenspiel von Dosieranlagen- und Filtersteuerung, die speziell in den ersten Minuten eines Filterlaufes nicht unbedingt zu belastbaren Ergebnissen führten (es war nicht möglich, den Beginn der Dosierung von PAK und Fällungs- bzw. Flockungschemikalien zu Beginn eines neuen Filterzyklus so genau aufeinander abgestimmt zu starten, dass nur vollständig geflockte PAK den Filter erreicht). Aus mehr als 15jähriger Erfahrung mit dem Fuzzy Filter bei dessen Einsatz zur Partikelentfernung ist bei mehr als 200 großtechnisch in Betrieb befindlichen Filtern keine Einarbeitungsphase bekannt, was in seiner speziellen Filterbettstruktur und dem besonderen Filtermaterial begründet liegen kann. Es konnte nicht in Erfahrung gebracht werden, warum die Hochschule in ihrer Auswertung der Versuchsergebnisse darauf besteht, eine Einfahrphase beim Testfilter zu deklarieren.

Die Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln zur besseren Abtrennung der Pulveraktivkohle führte im Nebeneffekt zu einer gleichzeitigen Phosphor- und CSB-Reduktion. Kombiniert man die Ergebnisse der Laboranalyse bezüglich der untersuchten Phosphorverbindungen mit denen zu Schwarzgradermittlung und Trübungsverlauf im Ablauf des Filters deuten sich zwei gegenläufige Effekte an: eine höhere Al-Dosierung führt zu längeren Filterstandzeiten bezüglich PAK-Abscheidung, gleichzeitig jedoch zu geringeren Eliminierungsraten bezüglich der Phosphorverbindungen. Auch hier besteht weiterer Forschungsbedarf, um das Optimum zu finden.

Da die Entfernung von PAK mittels Fuzzy Filter eine vollständig neue Applikation darstellt, zu der noch keinerlei vergleichbare großtechnische Erfahrungswerte existieren, wurden während der Versuche auch verschiedene Rückspülkombinationen getestet. Die Erfahrung daraus hat gezeigt, dass bei längeren Filterlaufzeiten die Beladung des Filterbettes mit Pulverkohle enorm sein kann. Aufgrund der Feinheit der Kohlepartikel (trotz FM/FHM-Zugabe) dringen diese sehr tief in das Filtermaterial (die Filterbällchen) ein, so dass ein umfangreicherer Spülprozess notwendig ist, als bei „reiner AFS-Entfernung“ aus „herkömmlichem“ kommunalem Kläranlagenablauf. Aufgrund der begrenzten Versuchszeit konnte noch keine Optimierung des Rückspülprozesses an der halbtechnischen Versuchsanlage vorgenommen werden. Für diese Optimierung wird ein weiterer großtechnischer Betriebstest vorgeschlagen.

Fazit

Abschließend kann zusammengefasst werden, dass die halbtechnischen Versuche mit dem Fuzzy Filter gezeigt haben, dass dieser sowohl für reinen Partikelrückhalt als auch für den Rückhalt von Pulveraktivkohle geeignet ist. Anhaltspunkte für die Festlegung bestimmter Prozessvariablen wie Filterbettkompression und Filtergeschwindigkeit konnten ebenso gefunden werden wie eine mögliche Chemikalienkombination und Höhe der Dosierung von Fällmittel und Flockungshilfsmittel für den Anwendungsfall auf der Kläranlage Barntrop. Belastbare Hinweise auf ein mögliches Einfahrverhalten des Fuzzy Filters konnten nicht gefunden werden. Eine großtechnische Verifizierung dieser vorläufigen Ergebnisse ist empfehlenswert.

6.3 Empfehlungen zur Dimensionierung einer Fuzzy Filter-Anlage für den Standort Barntrup

Es ist davon auszugehen, dass die Unterschiede in der Baugröße zwischen dem halotechnischen VersuchsfILTER und einem großtechnischen Fuzzy Filter Einfluss auf das Filter- und Betriebsverhalten haben und eine Übertragung der Ergebnisse der halotechnischen Versuche auf das großtechnische Filterverhalten nicht so einfach möglich ist. Beispielsweise ist das Verhältnis von Filtermantel- zu Filtergrundfläche beim Testfilter (Typ 1) bei unkomprimiertem Filterbett viel größer (rd. $1,8 \text{ m}^2 / 0,2 \text{ m}^2 = 9$) als beim großtechnischen Filter Typ 7 ($8,0 \text{ m}^2 / 4,0 \text{ m}^2 = 2$). Zur näheren Bestimmung dieses Einflusses vor allem auf das Betriebsverhalten sollten bei einem weiteren großtechnischen Fuzzy Filter Test auf der Kläranlage Barntrup noch ergänzende Begleituntersuchungen, insbesondere zur Optimierung des Filterbetriebes, durchgeführt werden.

Trotzdem können bereits einige Empfehlungen zur prinzipiellen Dimensionierung und dem Betrieb einer großtechnischen Fuzzy-Filter Anlage aus den Ergebnissen der halotechnischen Versuche abgeleitet werden.

AFS - Rückhalt

Für eine effektive Entfernung abfiltrierbarer Stoffe aus dem Ablauf der Kläranlage Barntrup (ohne Chemikalienzusatz) kann für den Fuzzy Filter mit Filtergeschwindigkeiten von im Mittel 75 m/h gerechnet werden, dabei können Filterbettkompressionen zwischen 20% und 40% gefahren werden. Höhere Filtergeschwindigkeiten von bis zu 100 m/h sind wahrscheinlich ohne Qualitätsverlust im Ablauf möglich, verkürzen jedoch die Filterstandzeit. Mit den oben genannten Einstellungen sollten Filterstandzeiten zwischen 8 und 24 h möglich sein.

Erfahrungswerte bezüglich Rückspülabwassermenge / Filtratmenge gehen von 1 bis 3 % aus. Dies ist im Falle einer großtechnischen Anlage im speziellen Einsatzfall noch zu verifizieren bzw. zu optimieren. Als Rückspülwasser kann der normale Kläranlagenablauf benutzt werden (kein Frischwasser notwendig!).

PAK – Rückhalt

Für den Rückhalt von Pulveraktivkohle können mit den Erfahrungen aus den halbtechnischen Versuchen unter Beachtung der eingangs erwähnten Sachverhalte folgende Einstellungen und Filtersettings als zielführend angenommen werden:

- Filterbettkompression: 40%
- Filtergeschwindigkeit: 40 m/h
- Maximale PAK-Konzentration (im Zulauf des Filters): 20 mg PAK/l
- FM – Dosierung: 4 mg Al/l bzw. 0,2 mg Al/mg PAC (letztere Zahl nach Metzger), (großtechnisch noch zu verifizieren)
- FHM – Dosierung: 0,14 mg WS/l (großtechnisch noch zu verifizieren)

Für den Rückspülprozess kann vorläufig von folgender Einstellung ausgegangen werden:

- Rückspülgeschwindigkeit 25 m/h
- Dauer der Rückspülung: 6 x 300 s (Wasser + Druckluft) + 1 x 180 s (Wasser)

Dies würde beispielsweise für einen Filter Typ 7 zu einer Rück- und Klarspülzeit von insgesamt 33 min führen und einen Spülabwasseranfall von ca. 56 m³ pro Filter und Rückspülvorgang erzeugen.

Die Rückspülung der Filter sollte mit Rohwasser (Kläranlagenablauf) erfolgen, welches nicht mit PAK und Chemikalien versetzt ist, um während des Spülvorgangs die Filter nicht zusätzlich mit Kohle zu beladen. Für die Verifizierung bzw. Optimierung dieser Angaben wird jedoch ebenfalls ein weiterer großtechnischer Test empfohlen.

7 Variantenbetrachtung für die Kläranlage Barntrup

7.1 Festlegung der Varianten

In dieser Machbarkeitsstufe war zu untersuchen, wie die verfahrenstechnische Erweiterung der Kläranlage Barntrup um eine Reinigungsstufe zur Elimination von Mikro-schadstoffen mit Aktivkohle und die Abtrennung der abfiltrierbaren Stoffe in einem Fuzzy-Filter unter weitest gehender Nutzung vorhandener Bauwerke und Anlagen erfolgen kann. Im Weiteren war zu erörtern, wie eine separate Kreislaufführung des Aktivkohleschlammes der Adsorptionsstufe möglich ist und ob diese Lösung zu nennenswerten wirtschaftlichen Vorteilen gegenüber einer gemeinsamen Schlammbehandlung führt. Aus dieser Aufgabenstellung wurden die adsorptiven Varianten nach Tabelle 7-1 herausgearbeitet.

Tabelle 7-1: Festlegung der Varianten für die Kläranlage Barntrup

Variante	Kurzname	Beschreibung	Bezug zum Pilotprojekt
Verfahren mit Granulierter Aktivkohle (GAK)			
I	GAK Adsorber	GAK-Adsorber als Druckkessel und vorgeschalteter Fuzzy-Filter	wie Testphase I
Verfahren mit Pulver-Aktivkohle (PAK)			
IIa	PAK KB+SBneu	Adsorptionsstufe mit Neubau von Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie nachgeschaltetem Fuzzy-Filter - gemeinsame Schlammbehandlung - separater Kohleschlammkreislauf	-
IIb	PAK KB+SBvorh	Adsorptionsstufe mit Neubau des Kontaktbeckens und Umbau eines Nachklärbeckens zum Sedimentationsbecken sowie nachgeschaltetem Fuzzy-Filter - gemeinsame Schlammbehandlung - separater Kohleschlammkreislauf	-
III	PAK KB+FzF	Kontaktbecken und Fuzzy-Filter - Rezirkulationsbetrieb - separater Kohleschlammkreislauf	wie Testphase II

Bei den PAK-Varianten besteht die Möglichkeit einer gemeinsamen oder getrennten Kreislaufführung des Kohleschlammes. Die granulierten Aktivkohle in Variante I verbleibt über längere Zeit in den Adsorbern und wird gesondert ausgetauscht. In diesem Teil der Studie werden Technik und Wirtschaftlichkeit unter den konkreten Bedingungen der Kläranlage Barntrup untersucht. Eine Verallgemeinerung der Ergebnisse zum Fuzzy-Filter findet in nachfolgenden Kapiteln statt.

7.2 Variante I GAK-Adsorber

In der Variante I erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe an granulierter Aktivkohle in Festbett-Adsorbern. Neben den Mikroschadstoffen führen gelöste und partikuläre Stoffe im Ablaufwasser der Nachklärung zu einer zusätzlichen Beladung der granulierten Aktivkohle, die nach Erschöpfung ihrer Adsorptionskapazität ausgetauscht und erneuert bzw. regeneriert werden muss. Vielfach wird von den ersten großtechnischen Anlagen berichtet, dass die Standzeit der GAK infolge der Verschlammung durch partikuläre Stoffe bei zum Teil nur zwei bis drei Monaten liegt (Firk 2013). Aus diesem Grund wurde notwendig, den Festbett-Adsorbern einen Fuzzy-Filter vorzuschalten.

Die Konzeption des Verfahrens entspricht der Testphase I des Pilotprojektes. In Abbildung 7-1 wird das Verfahrensschema aufgezeigt.

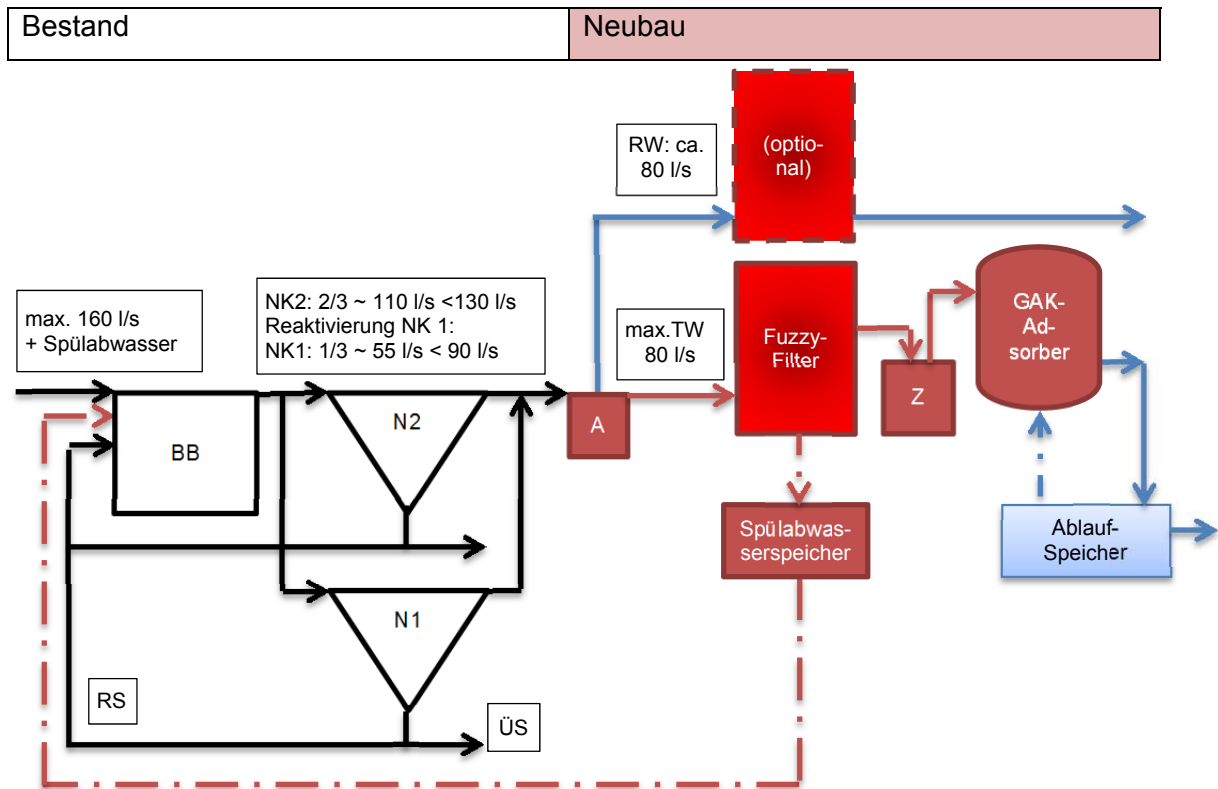


Abbildung 7-1: Verfahrensschema Variante I - Fuzzy-Filter vor GAK-Adsorbem

In dieser Variante wird ein Teilstrom von bis zu 80 l/s über den Fuzzy-Filter und dann über die GAK-Adsorber geführt. Ein Schachtbauwerk (A) ist für die Aufteilung der Abwasserströme notwendig.

Bei Regenwetter und hohem hydraulischen Nachlauf wird der übersteigende Teilstrom größer als 80 l/s direkt in den Kläranlagenablauf geleitet. Optional kann der Regenwetter-Teilstrom über einen zweiten Fuzzy-Filter gefördert werden, um auch hierbei durch Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen den CSB und Phosphor zu senken.

Während eines Spülvorgangs entnehmen die Fuzzy-Filter weiterhin das zufließende Ablaufwasser aus der Nachklärung, jedoch auf etwa ein Viertel bis ein Drittel der Modulkapazität begrenzt. Es ist somit ein redundantes Reserve- bzw. Rückspülmodul vorzusehen. Wegen der hohen Spülabwassermenge wurde der Neubau eines Spülabwasser-Zwischenspeicher vorgeschlagen, von dem eine geringere Fördermenge in die biologische Stufe zurückgeführt wird. Ein Zwischenspeicher (Z) für das Filtrat aus dem Fuzzy-Filter dient als Pumpenvorlage für die GAK-Adsorber. Der Ablaufspeicher dient zur Vergleichmäßigung des Kläranlagenablaufes und als Spülwasservorlage für die GAK-Adsorber.

Eine ungepufferte Rückführung des Spülabwassers mit einer Leitung in das Belebungsbecken oder zwei zusätzlichen Leitungen vor die beiden Nachklärbecken wäre auch möglich, da nach Bemessungsansatz vom Entwurf 2000 die beiden Nachklärbecken eine hydraulische Kapazität von $130 + 90 = 220$ l/s aufweisen. Bei Mischwasserzufluss von 160 l/s können damit bis zu 60 l/s aufgenommen werden. Diese Lösung erfordert eine komplizierte Leitungsführung im Bestand bzw. einen zusätzlichen Verteilerschacht. Da die Rückführung des Spülabwassers in die Nachklärbecken außerdem stoßartig erfolgen würde und Turbulenzen befürchtet werden, wird von dieser Lösung abgesehen.

In Abbildung 7-2 ist ein Lageplanausschnitt der Variante I GAK-Adsorber dargestellt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Varianten ist hier eine komplette Fällmittelanlage eingearbeitet worden. Sie dient der Minderung der Phosphorfracht und nicht - wie bei den PAK-Varianten - dem Rückhalt der pulverförmigen Aktivkohle. Bei der Planung einer Adsorptionsstufe ohne zusätzliche Anforderungen an die Phosphorelimination sind eine Fäll- und Flockungshilfsmittelanlage nicht erforderlich. Außerdem werden in diesem Fall keine Flockulatorbehälter benötigt und die Fuzzy-Filter können auf höhere Filtergeschwindigkeiten bemessen werden.

Bei der Variante I GAK-Adsorber kann die Verwertung des Klärschlammes landwirtschaftlich erfolgen.

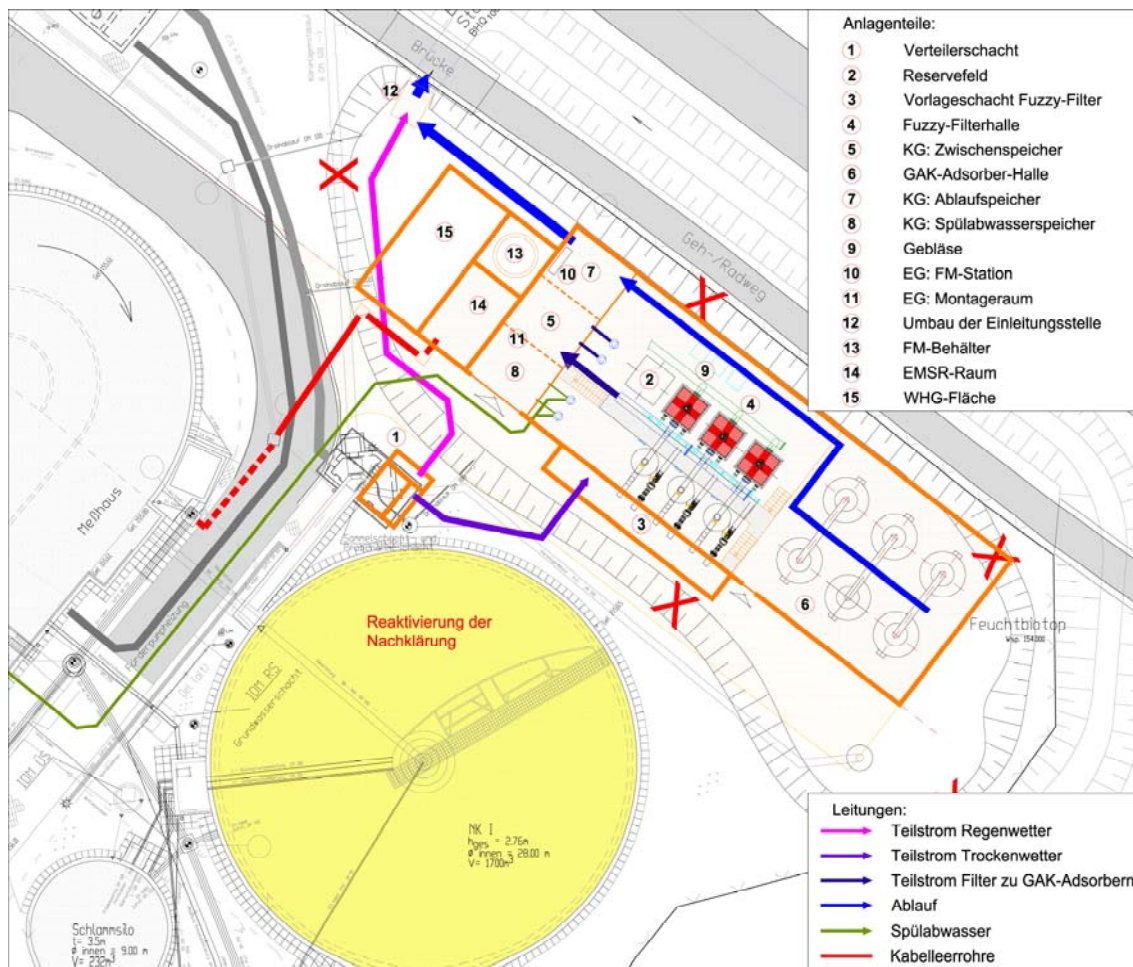


Abbildung 7-2: Lageplan KA Bartrup - Variante I - Fuzzy-Filter vor GAK-Adsorbent

Das Adsorbensvolumen wurde für eine Kontaktzeit von 30 min bei Bemessungszufluss ausgelegt. Es wurden drei Reihen mit je zwei Druckkesseln konzipiert. Diese Lösung bietet bei verhältnismäßigem Aufwand eine hohe Wirkung und Sicherheit. Gegenüber einer Parallelschaltung von einzelnen Druckkesseln kann so ein GAK-Filter bis zum Durchbruch beladen werden. Die ausführliche Bemessung von GAK-Adsorbent sowie Spül- und Spülabwasserspeicher erfolgt im Anhang 7-1.

7.3 Variante II PAK-Adsorptionsstufe

7.3.1 Lösungen mit gemeinsamer Schlammbehandlung

In der Variante II erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe an Pulver-Aktivkohle in einer separaten Adsorptionsstufe. Die Untervarianten IIa und IIb unterscheiden sich lediglich im Neubau oder der Weiternutzung des Bestandes.

Bei der Variante IIa wurde der vollständige Neubau einer Adsorptionsstufe untersucht. Diese besteht aus einem Kontaktbecken (KB) mit einer Aufenthaltszeit von 30 min (nach Metzger 2010b). Das Sedimentationsbecken (SB) wird für eine Flächenbeschickung von $q_A = 2 \text{ m/h}$ und eine minimale Aufenthaltszeit von 2 h bemessen. Die ausführliche Bemessung erfolgt im Anhang 7-2.

In den Untersuchungsergebnissen der Literatur (u.a. Metzger 2010b) wird der deutliche Vorteil einer Mehrfachbeladung der Pulveraktivkohle durch Rückführung der Überschussskohle in die biologische Stufe beschrieben. Deshalb werden die Überschussskohle und aus hydraulischen Gründen das Spülabwasser in das Belebungsbecken gegeben. Das Verfahrensschema für eine gemeinsame Behandlung von Überschuss- und Kohleschlamm ist in Abbildung 7-3 dargestellt.

Der Trockenwetter-Teilstrom von bis zu 80 l/s wird über die Adsorptionsstufe zur Fuzzy-Filtration geführt. Bei Regenwetter umgeht der übersteigende Teilstrom die Adsorptionsstufe und fließt dann zur Fuzzy-Filtration. Die Aufteilung der Abwasserströme erfolgt in einem Schachtbauwerk (A). Das Spülabwasser muss über einen Spülabwasser-Zwischenspeicher in das Belebungsbecken gefördert werden.

Bei der Lösung mit gemeinsamer Schlammbehandlung wird Pulveraktivkohle durch die biologische Stufe geführt. Der gesamte Abwasserstrom muss somit vollständig durch eine Fuzzy-Filtration gereinigt werden. Eine unbehandelte Einleitung des Regenwetter-Teilstromes in den Ablauf der Kläranlage ist hierbei nicht möglich. Der gemeinsam behandelte Überschuss- und Kohleschlamm muss verbrannt werden.

Die Variante IIb entspricht in der Konzeption der Variante IIa, jedoch wird das gegenwärtig stillgelegte Nachklärbecken als Sedimentationsbecken reaktiviert. Das Verfahrensschema für Variante IIb mit gemeinsamer Behandlung von Überschuss- und Kohleschlamm ist in Abbildung 7-4 dargestellt.

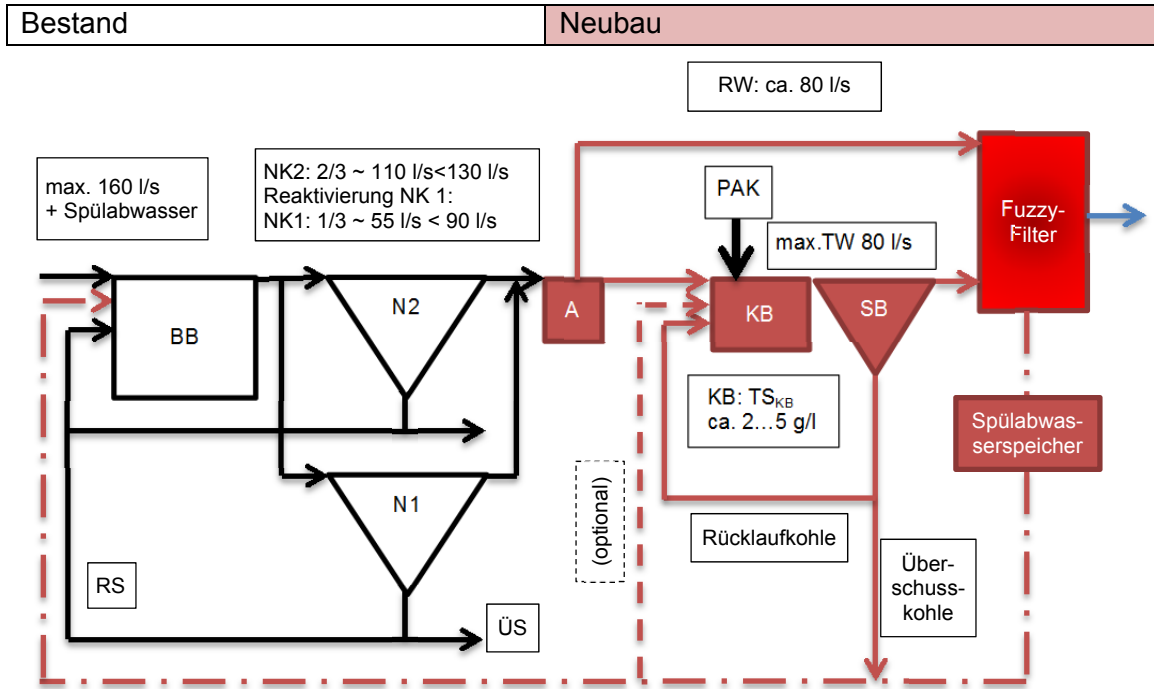


Abbildung 7-3: Verfahrensschema Variante IIa - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Neubau)

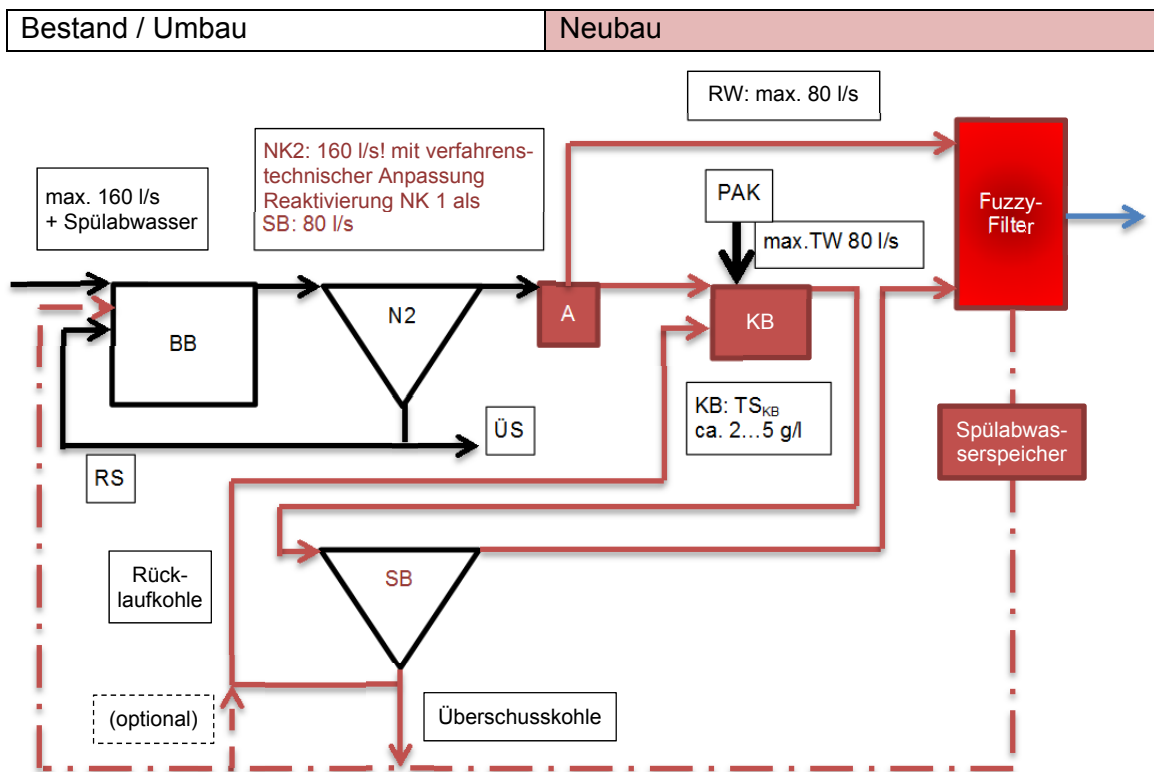


Abbildung 7-4: Verfahrensschema Variante IIb - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Umbau)

Die Besonderheit beider Lösungen liegt in der hydraulischen Belastung der beiden Nachklärbecken in Variante IIa und des einzelnen Nachklärbeckens in Variante IIb. Nach dem Bemessungsansatz vom Entwurf 2000 beträgt unter den damaligen Bedingungen (Schlammindex ISV = 120 l/kg) die Leistungsfähigkeit des Nachklärbeckens 1 etwa 90 l/s und des Nachklärbeckens 2 etwa 130 l/s. Bei einem künftigem Mischwasserzufluss von 160 l/s und einer Aufteilung von 1/3 ~ 55 l/s zu 2/3 ~ 110 l/s ist die hydraulische Kapazität der beiden Nachklärbecken ausreichend. Lediglich am Nachklärbecken 1 ist vor der Reaktivierung das Schlammräumsystem zu prüfen und konstruktiv anzupassen.

In Abbildung 7-5 ist ein Lageplanausschnitt der Variante IIa dargestellt.

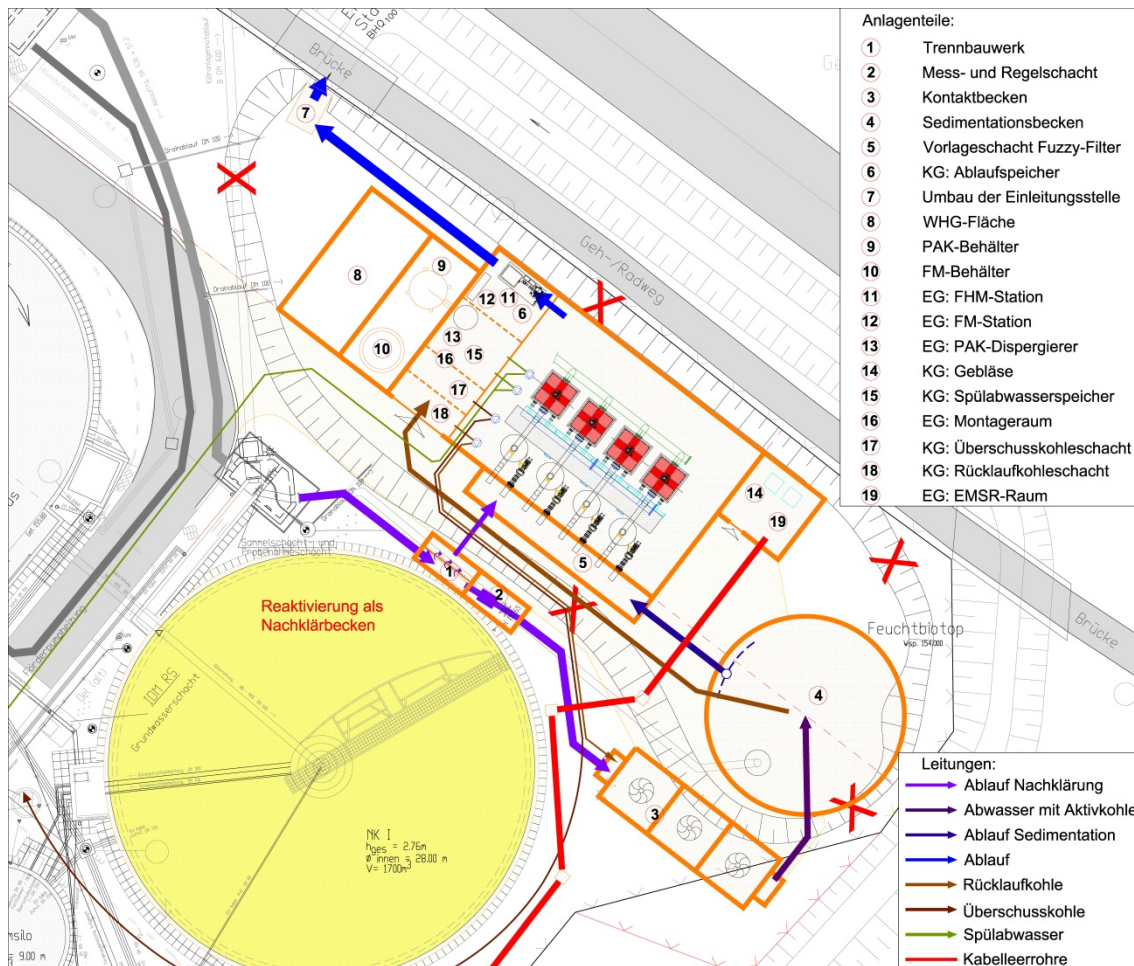


Abbildung 7-5: Lageplan KA Barntrup - Variante IIa - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Neubau)

Für die Variante IIb wurde das künftig allein zu betreibende Nachklärbecken bemessungstechnisch überprüft, da es künftig 160 l/s statt bisher 130 l/s aufnehmen muss. Hierzu erfolgte eine Auswertung der Schlammindeces im Zeitraum der letzten 365 Tage. Der an 85% der Tage unterschrittene Wert des ISV lag bei 101 l/kg und der an 99% der Tage unterschrittene Wert lag bei 112 l/kg. Unter Beachtung jahreszeitlicher Schwankungen wurde daher ein ISV von 110 l/kg für die Nachrechnung angesetzt. Zudem wurde die Eindickzeit auf 1,5 bis 2,0 h so herabgesetzt, dass die notwendige Beckentiefe dem vorhandenen Bestand entspricht. Für diese Lösung muss ebenfalls am Nachklärbecken 2 das Schlammräumsystem überprüft und angepasst werden.

Das künftig in Variante IIb als Sedimentationsbecken der Adsorptionsstufe zu verwendende Nachklärbecken 1 hat eine weitaus höhere hydraulische Leistungsfähigkeit, als nach den Bemessungsempfehlungen von Metzger 2010b erforderlich. Die Flächenbeschickung von $288 \text{ m}^3/\text{h} / 785 \text{ m}^2 = 0,37 \text{ m}/\text{h} < 2 \text{ m}/\text{h}$ und die Aufenthaltszeit von $1.700 \text{ m}^3 / 288 \text{ m}^3/\text{h} = 5,9 \text{ h} > 2 \text{ h}$ liegen über den erforderlichen Werten. Es ist daher anzunehmen, dass durch die niedrige spezifische Raumbeschickung mit dem Kohleschlamm ein niedriger Ablaufwert für die abfiltrierbaren Stoffe erreicht wird. Da hierfür jedoch keine Betriebserfahrungen vorliegen, bleibt die Dimensionierung der Fuzzy-Filter wie bei Variante IIa.

In Abbildung 7-4 ist ein Lageplanausschnitt der Variante IIb PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Neubau) dargestellt.

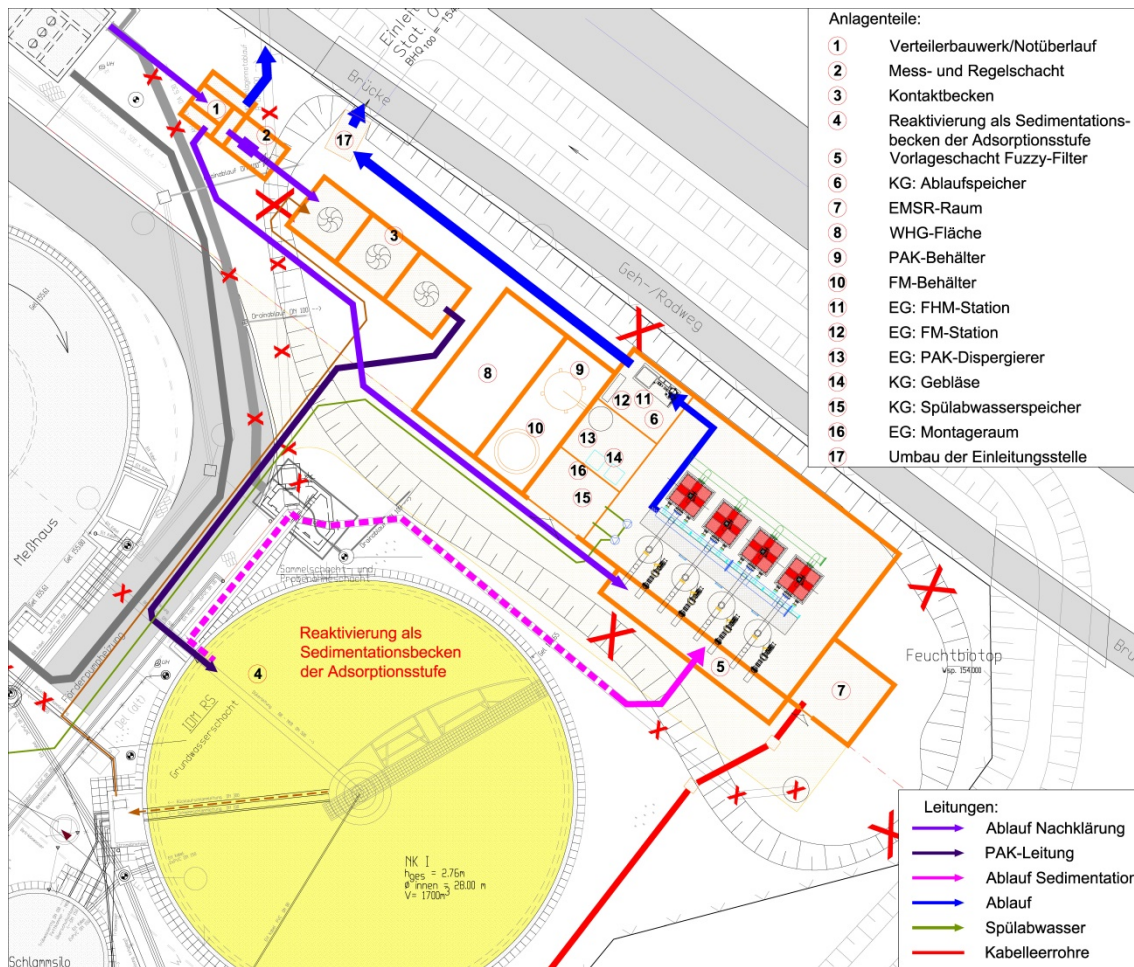


Abbildung 7-6: Lageplan KA Barntrup - Variante IIb - PAK-Stufe mit Sedimentationsbecken (Umbau)

7.3.2 Lösungen mit getrennter Schlammbehandlung

In der Lösung mit separatem Kohleschlammkreislauf wird die Überschussschle direkt zur Schlammbehandlung geführt und das Spülabwasser vor die Adsorptionsstufe gefördert (optional). Der separierte Kohleschlamm muss verbrannt werden. Die Verwertung des Klärschlammes aus der biologischen Stufe kann landwirtschaftlich erfolgen.

Die Verfahrensschemata der Varianten IIa und IIb bei dem Lösungsansatz einer gemeinsamen Schlammbehandlung wurden mit einem Überschussschleabzug aus der Adsorptionsstufe in das Belebungsbecken dargestellt. Dem gegenüber müsste bei einer separaten Kohleschlammbehandlung die Überschussschle in den Schlamm Speicher 1 gefördert werden. Zudem sind das Spülabwasser, die Trübwässer aus dem Schlamm Speicher 1 sowie aus der Kohleschlammmentwässerung separat abzuleiten und dosiert in die Adsorptionsstufe zurückzugeben.

7.4 Variante III PAK-Kontaktbecken

7.4.1 Lösung mit gemeinsamer Schlammbehandlung

In der Variante III erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe ebenfalls an Pulver-Aktivkohle. Es wird nur ein Kontaktbecken errichtet - jedoch kein Sedimentationsbecken. Der Trockenwetter-Teilstrom des Ablaufwassers aus der Nachklärung wird hierbei in einem Kontaktbecken mit frischer Pulveraktivkohle vermischt.

Bei der Lösung mit gemeinsamer Schlammbehandlung wird das Abwasser in das Kontaktbecken gehoben und mit PAK vermischt. Anschließend fließt es im Rezirkulationsbetrieb durch das Belebungsbecken. Die Lösung entspricht in etwa dem Verfahren, wie es von der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbandes berichtet wurde (Firk 2013). Für die hydraulische Belastung wird jedoch nicht wie in Schwerte von einem durchgängigen Mischwasserzufluss über die Nachklärung ausgegangen. Zum einen ist für die Rücklaufschlammführung und das zusätzlich erforderliche Hebewerk von dauerhaft hohen Stromkosten auszugehen. Zum anderen soll hier nur der Teilstrom über das Kontaktbecken geführt werden, der dem tatsächlichen Zufluss bis zu einer Obergrenze von $0,5 \times Q_m$, also 80 l/s entspricht.

Für die beiden Nachklärbecken bedeutet die Lösung bei Mischwasserzufluss eine hydraulische Gesamtbelastung von $160 + 80 = 240$ l/s. Bei einer Aufteilung von $1/3 \sim 80$ l/s zu $2/3 \sim 160$ l/s ist die hydraulische Kapazität der beiden Nachklärbecken ausreichend, wenn die aktuelle Auswertung des Schlammindex und die bereits oben beschriebene Anpassung des Schlammräumsystems bei beiden Nachklärbecken erfolgt.

Sollte wider Erwarten sich künftig die Schlammeigenschaft verschlechtern und die Leistungsfähigkeit der Nachklärung zurückgehen, so muss steuerungstechnisch bei Mischwasserzufluss der Rezirkulationsstrom auf die zulässige Menge abgedrosselt werden.

In dem Pilotprojekt konnten keine Tests mit der Nachklärung bzw. einem Sedimentationsbecken durchgeführt werden, daher wird vorläufig auf die Versuchsergebnisse von Metzger 2011 zurückgegriffen. In der dort durchgeführten Auswertung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf des Sedimentationsbeckens lag deren Gehalt bei dem Fällmittel Aluminium zu 90% unter 15 mg/l (Abbildung 7-8). Unter Hinzurechnung der Fäll- und Flockenproduktion wird für die Fuzzy-Filtration deshalb ein Gehalt von 20 mg/l AFS angesetzt.

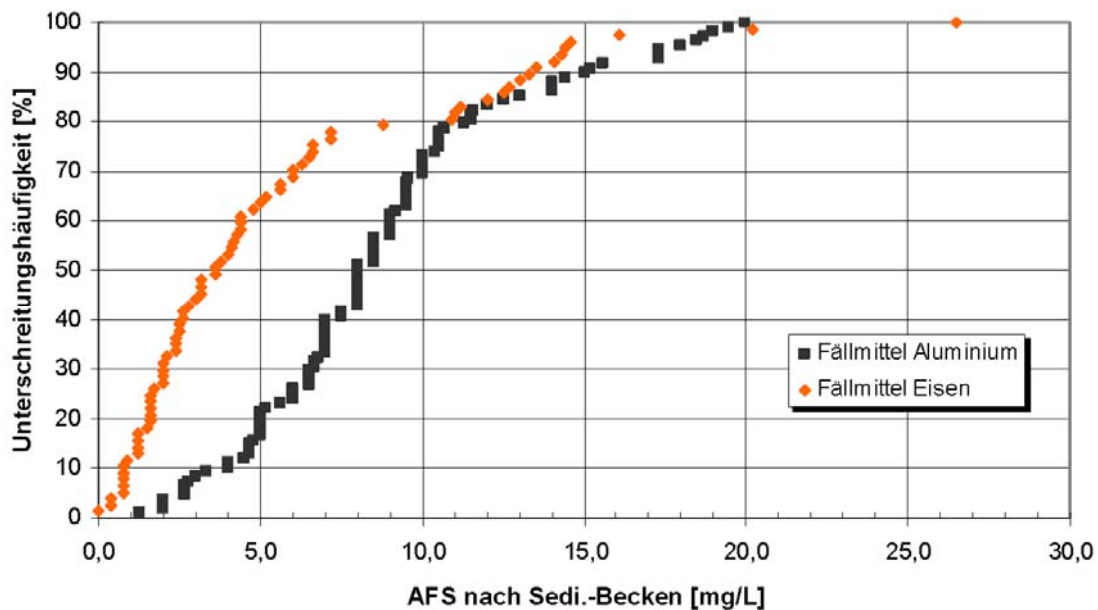


Abbildung 7-8: Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Adsorptionsstufe beim Einsatz von Aluminium und Eisen (Metzger 2011)

Die Baugröße des Kontaktbeckens muss in dieser Variante III nicht mehr auf das Zusammenwirken mit einem Sedimentationsbecken ausgerichtet werden. In seinen Untersuchungen berichtete Metzger, dass eine Kontaktzeit von 15 min bei Bemessungswassermenge für eine wirtschaftliche und ökologisch sinnvolle Elimination von Mikro-schadstoffen durchaus ausreichend sei. Bei den Lösungen mit Dosierung von Pulveraktivkohle in den Überstau einer Flockungsfiltration wird ebenfalls von einer Kontaktzeit von etwa 15 min ausgegangen (Metzger 2010b). Der Ansatz von 30 min bei einer vollständigen Adsorptionsstufe mit einem TS-Gehalt von 2 bis 5 g/l ist nur deshalb notwendig, um bei dem gegenüber einem Belebungsbecken doch sehr kleinen Kontaktbecken bei hohen Zuflüssen die Schlammverlagerung in das Sedimentationsbecken zu vermindern.

In dieser Variante III soll jedoch keine Aufkonzentration des TS-Gehaltes erfolgen, so dass eine Kontaktzeit von 15 min bei Bemessungszufluss von 288 m³/h (80 l/s) und ein Volumen von 72 m³ gewählt wurden. Der stündliche Mittelwert des Abflusses von rund 144 m³/h (40 l/s) im Auswertungszeitraum 2010 würde demnach zu einer mittleren Kontaktzeit von 30 min führen.

Bei der Variante III mit Rezirkulationsbetrieb führt die Mehrfachbeladung der PAK zu einer vollständigen Vermischung mit dem Überschussschlamm. Die Verwertung des gesamten Klärschlammes muss damit thermisch erfolgen.

In Abbildung 7-9 ist ein Lageplanausschnitt der Variante III PAK-Kontaktbecken (Rezirkulationsbetrieb) dargestellt.

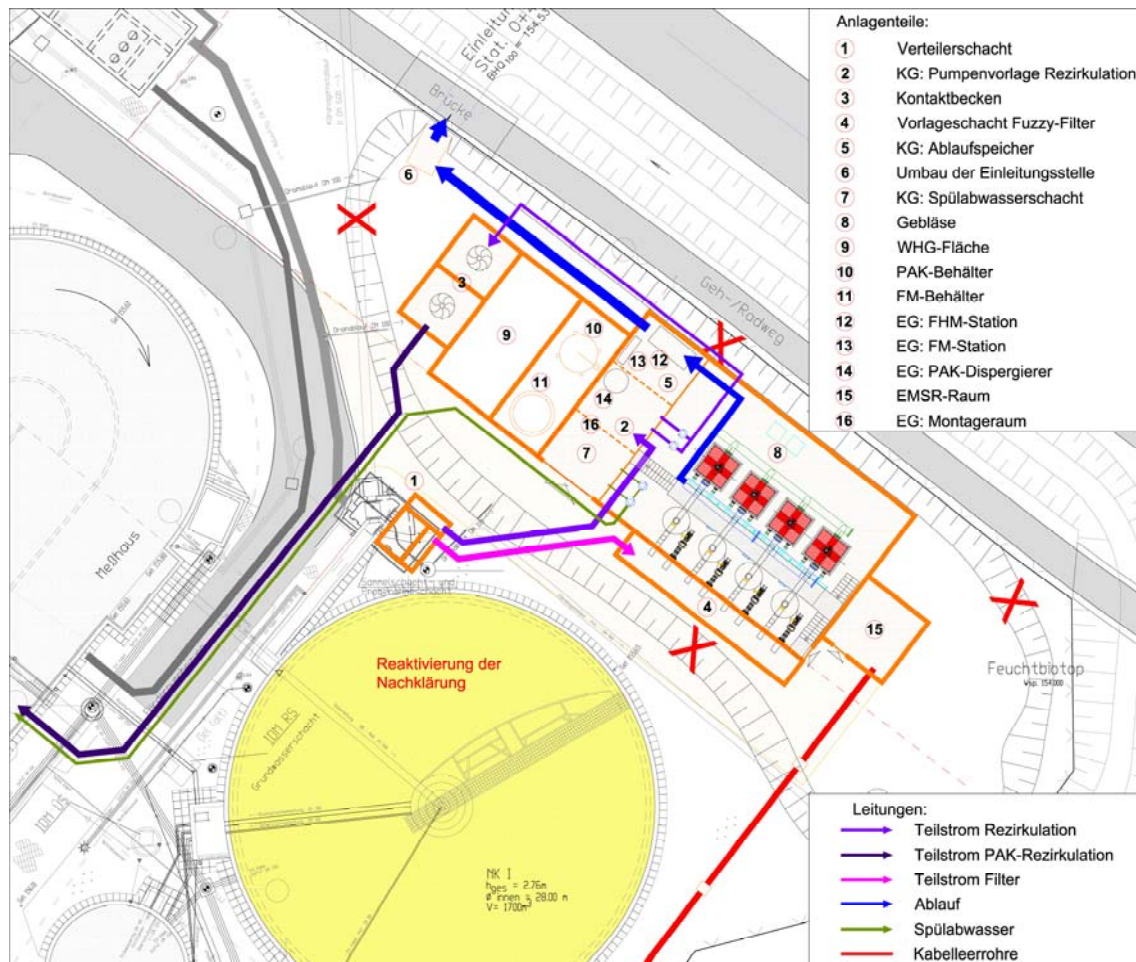


Abbildung 7-9: Lageplan KA Barntrup - Variante III - PAK-Kontaktbecken (Rezirkulationsbetrieb)

Neben dieser Variante III gibt es auch die hier nicht weiter erörterte Möglichkeit der direkten Dosierung der PAK in die biologische Reinigungsstufe. Der investive Kostenvorteil liegt in dem Entfall des Kontaktbeckens einschließlich des Hebewerkes. Aus anderen Versuchen wird in der Literatur jedoch berichtet, dass bei nachgeschalteten PAK-Anwendungen höhere Entnahmeraten erzielt werden, als mit derselben PAK-Dosiermenge bei simultaner Zugabe in das Belebungsbecken. Zurückzuführen ist das auf den Adsorptionsvorteil der Mikroschadstoffe bei gereinigtem Ablaufwasser der Nachklärung und frischer PAK gegenüber einer Konkurrenzsituation mit sonstigem CSB im Zulauf zum Belebungsbecken.

7.4.2 Lösung mit getrennter Schlammbehandlung

Bei einer Lösung mit separater Kohleschlammbehandlung durchfließt der Trockenwetter-Teilstrom das Kontaktbecken ohne Hebewerk und wird dann auf den Fuzzy-Filter gefördert. Der Regenwetter-Teilstrom wird an diesem Becken vorbeigeführt und kann optional durch einen zweiten Fuzzy-Filter gereinigt werden.

Das Spülabwasser mit der Überschussskohle wird in den Schlamm Speicher 1 gefördert. Die belasteten Trübwässer aus der Kohleschlamm-Speicherung und -entwässerung wären in diesem Fall in das Kontaktbecken einzuleiten und würden ohne biologische Behandlung in die Fuzzy-Filter gefördert. Diese Lösung wird verworfen.

7.5 Untersuchungen zum Kohleschlammkreislauf

Von zusätzlichem Interesse bei der Untersuchung der Varianten war die Frage der gemeinsamen oder getrennten Entsorgung des Überschuss- (ÜS) und Kohleschlammes (ÜK). Neben der Errichtung und/oder Weiternutzung vorhandener Bauwerke stehen betriebliche Aspekte und die Kostenauswirkungen im Vordergrund. Zudem ist zu erörtern, welche Folgen eine Ausrichtung auf einen getrennten Kohleschlammkreislauf in Zukunft haben könnte, falls eine landwirtschaftliche Verbringung nicht mehr möglich sein würde. Gegenwärtig erfolgt die Verwertung des entwässerten Klärschlammes über ein beauftragtes Unternehmen. Hierbei wird ein Teil des Schlammes aufgekalkt und landwirtschaftlich aufgebracht. Der restliche Teil wird thermisch verwertet.

Bei Variante I GAK-Adsorber steht die Möglichkeit zu beiden Verwertungswegen offen.

Bei den PAK-Varianten könnte ein gesonderter Kohleschlammkreislauf errichtet werden. In Tabelle 7-2 werden Vor- und Nachteile dieser Lösungen zusammengefasst.

Tabelle 7-2: Vor- und Nachteile bei gemeinsamen und getrennten Kohleschlammkreislauf

Kriterium	PAK-Kohleschlammkreislauf	
	gemeinsam mit biologischer Reinigungsstufe	getrennt vom Überschussschlamm
Fuzzy-Filter	Fuzzy-Filter für gesamten Mischwasserabfluss erforderlich	Fuzzy-Filter nur für Trockenwetter-Teilstrom erforderlich (RW-Umgehung)
Rohrleitungen	ÜK- bzw. Rezirkulationsrohrleitung zur Belebung für Mehrfachbeladung (alternativ zum Schlamm Speicher); Spülwasser-Rohrleitung zur Belebung	ÜK-Rohrleitung nur zum Schlamm Speicher 1; Spülwasser, Trübwasser aus Schlamm Speicher 1 und maschineller Entwässerung zur Adsorptionsstufe
Personalaufwand	Gemeinsame Speicherung, Entwässerung, Lagerung des Schlammes	Mehraufwand für separate Behandlung der Überschussschlamm
Schlammverwertung	nur noch thermische Verwertung möglich	beide Verwertungswege bleiben möglich
Ausnutzung der PAK	PAK-Mehrfachbeladung in Belebung nach Überschreiten des Kohleschlammalters	Beladung nur in Adsorptionsstufe innerhalb des Kohleschlammalters
Zukunftsfähigkeit	vorhanden, da vollständig für gemeinsame Schlammbehandlung ausgerüstet	eingeschränkt, da Mehrfachbeladung nur bei Nachrüstung von Fuzzy-Filtern möglich
Qualität Abwasserablauf	gesamte Abwassermenge aus der Nachklärung muss über Fuzzy-Filter geführt werden, um die PAK bis zum Zielwert von 1 mg/l zurückzuhalten	nur ein Trockenwetter-Teilstrom von bis zu 50% des Mischwasserabflusses wird über die Fuzzy-Filter geführt, wogegen der übersteigende Regenwetter-Teilstrom direkt in den Kläranlagenablauf geleitet wird
Ablaufqualität in Variante IIb: nur ein Nachklärbecken mit höherer Abwassermenge	auch bei einem Nachklärbecken besteht zusätzliche Sicherheit durch die Fuzzy-Filter	die gezielte Beaufschlagung des einzelnen Nachklärbeckens mit höherer Abwassermenge birgt in Extremfällen das Risiko des Schlammabtriebs in den Vorfluter

Hinsichtlich der Trübwässer aus der Kohleschlamm-speicherung und der maschinellen Schlamm-entwässerung müsste im Bestand eine komplette Trennung der Leitungswege erfolgen, um konsequent jegliche Reste von Aktivkohle aus der biologischen Stufe fern zu halten. Am Dekanter der Schlamm-entwässerung wäre der Leitungsweg durch Schieberstellung bei Wechsel der Chargen umzustellen. Bei Fehlsteuerung besteht die Gefahr, dass entweder Aktivkohleschlamm in die Biologie fließt oder eine CSB- und Phosphor-Rückbelastung in das Kontaktbecken erfolgt.

Letzteres wäre besonders bei Variante III sehr ungünstig, da nach dem Kontaktbecken unmittelbar der Fuzzy-Filter anschließen würde, in denen gelöste Fraktionen des CSB nicht zurückgehalten werden können. Für die Variante III wurde daher die Lösung mit getrennter Schlammbehandlung ausgeschlossen.

In der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten für die Zusatzlösung mit getrenntem Kohleschlammkreislauf gesondert erörtert.

Neben den monetären Auswirkungen erscheint dem Verfasser die Zukunftsfähigkeit der Anlagenkonzeption von besonderer Bedeutung. Es ist zu vermuten, dass die künftige Gesetzeslage eine landwirtschaftliche Verwertung ausschließen wird und damit der gesamte Schlamm zur Verbrennung muss. Insofern heute dem separaten Kohleschlammkreislauf der Vorzug gegeben und die Fuzzy-Filter im Regenwetterfall umgangen werden, so wäre bei einer späteren wasserwirtschaftlich wünschenswerten Umstellung auf die Mehrfachbeladung der PAK im Belebungsbecken eine Ergänzung der Fuzzy-Filtration notwendig.

In Abbildung 7-10 und Abbildung 7-11 sind die Verfahrensschemata für einen gemeinsamen und einen getrennten Kohleschlammkreislauf bei Variante II dargestellt.

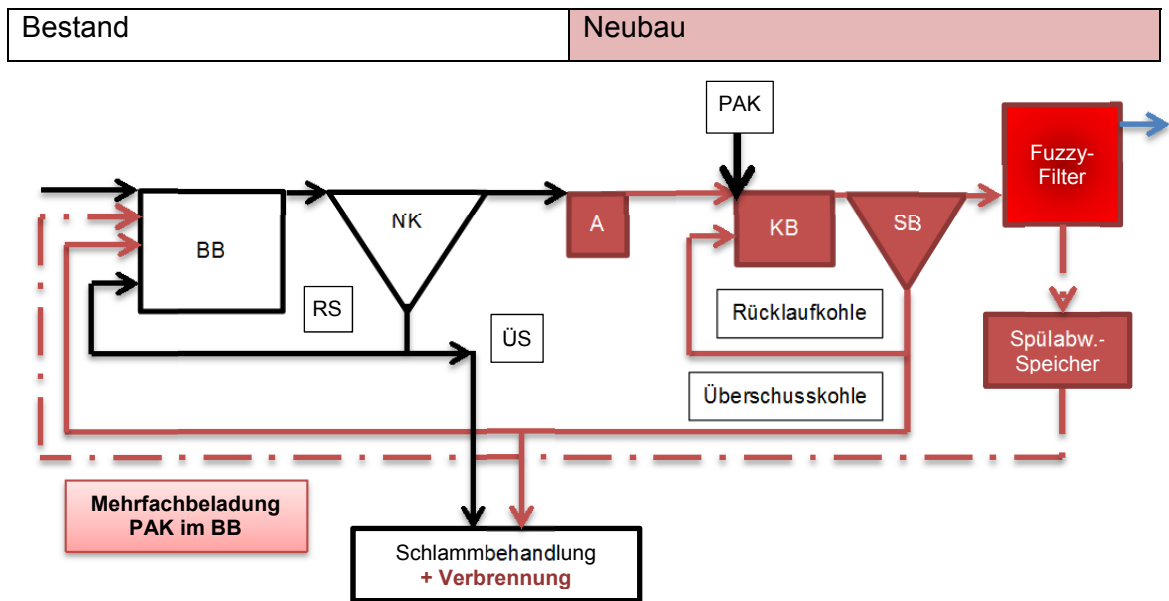


Abbildung 7-10: Verfahrensschema gemeinsame ÜS-Schlamm- und Überschussschleentnahme

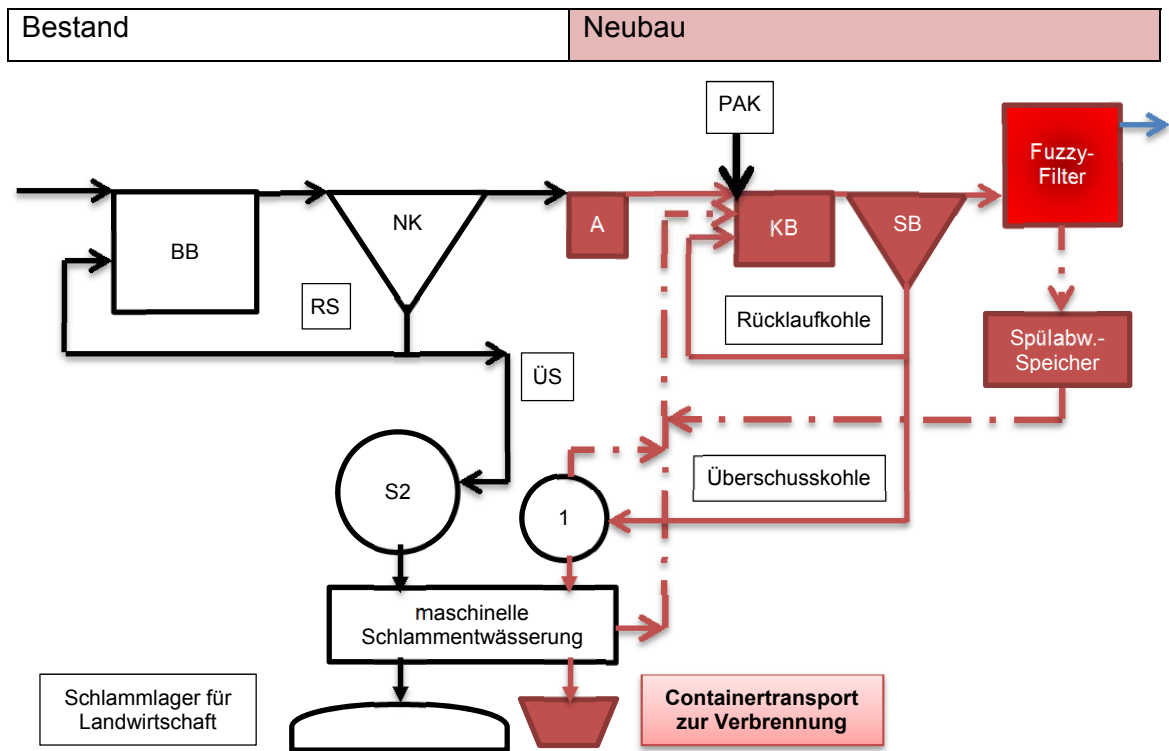


Abbildung 7-11: Verfahrensschema Adsorptionsstufe mit separatem Kohleschlammkreislauf

8 Untersuchungen zum Einsatz des Fuzzy-Filters

8.1 Besonderheiten des Fuzzy-Filters

Für die Nachschaltung einer Fuzzy-Filtration zwischen Nachklärbecken und Kläranlagenablauf sind einige verfahrenstechnische Besonderheiten gegenüber einer herkömmlichen Flockungsfiltration zu beachten (Tabelle 8-1). In den weiteren Kapiteln werden einige dieser Punkte gesondert erörtert und mit Verfahrensschemata grafisch ergänzt (Kennzeichnung mit *).

Tabelle 8-1: Besonderheiten des Fuzzy-Filters

Besonderheiten	Erläuterung
Filtergeschwindigkeit	nur AFS aus Nachklärung: bis 100 m/h AFS mit PAK: bis 40 m/h
Bauweise	Standardgröße 1 bis 7 als Stahlbehälter Baugröße 8 in Stahlbetonausführung
Anzahl der Fuzzy-Filter	im Vergleich zur Anzahl der Kammern einer Flockungsfiltration (A 203: min. 6 Einheiten) nur wenige Fuzzy-Filter-Module
Filterspülung *)	Spülung in Fließrichtung des Zuflusses: mit Zulaufwasser oder Filtratwasser, jedoch gedrosselt auf 1/3 bis 1/4 der Zulaufmenge
Fäll- und Flockungshilfsmittel *)	zum PAK-Rückhalt zwingend erforderlich
Flockulator *)	Dosierung von FM und FHM vor einem Flockulator; im Pilotprojekt: Rohrflockulator, für großtechnische Realisierung: Flockulatorbehälter; Kontaktzeit unter 1 bis 2 min
Aufstellung *)	aus energetischen Gründen: unterhalb GOK

8.2 Fuzzy-Filter-Spülung und Havariefall

Für die Dimensionierung und das Spülprogramm der Fuzzy-Filtration ist wie bei einer Flockungsfiltration die Anzahl der Filtereinheiten maßgebend. Für eine einheitliche Bauausführung der Fuzzy-Filter und eine Minimierung des Spülabwasser-Zwischenspeichers wurden für die Kläranlage Bartrup in der Variante I zwei Fuzzy-Filter-Einheiten und eine Redundanzeinheit vor den GAK-Adsorber vorgesehen. Bei den PAK-Varianten IIa, IIb und III mit gemeinsamer Schlammbehandlung wurden vier Fuzzy-Filter-Einheiten nach der Adsorptionsstufe konzipiert.

Es wurde davon ausgegangen, dass die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe einschließlich PAK im Ablauf der Nachklärbecken bzw. im Ablauf eines Sedimentationsbeckens etwa gleich groß ist. Damit wird bei allen Lösungen von gleicher Baugröße der Fuzzy-Filter-Einheiten ausgegangen.

In Abbildung 8-1 wird der Spülvorgang eines Fuzzy-Filters mit Zulaufwasser beispielhaft an Variante IIa dargestellt. Die Spülung der Fuzzy-Filter erfolgt mit Abwasser und Luft für etwa 30 min. Durch Steuerung der Spülung ist sicherzustellen, dass jeweils nur ein Fuzzy-Filter spült.

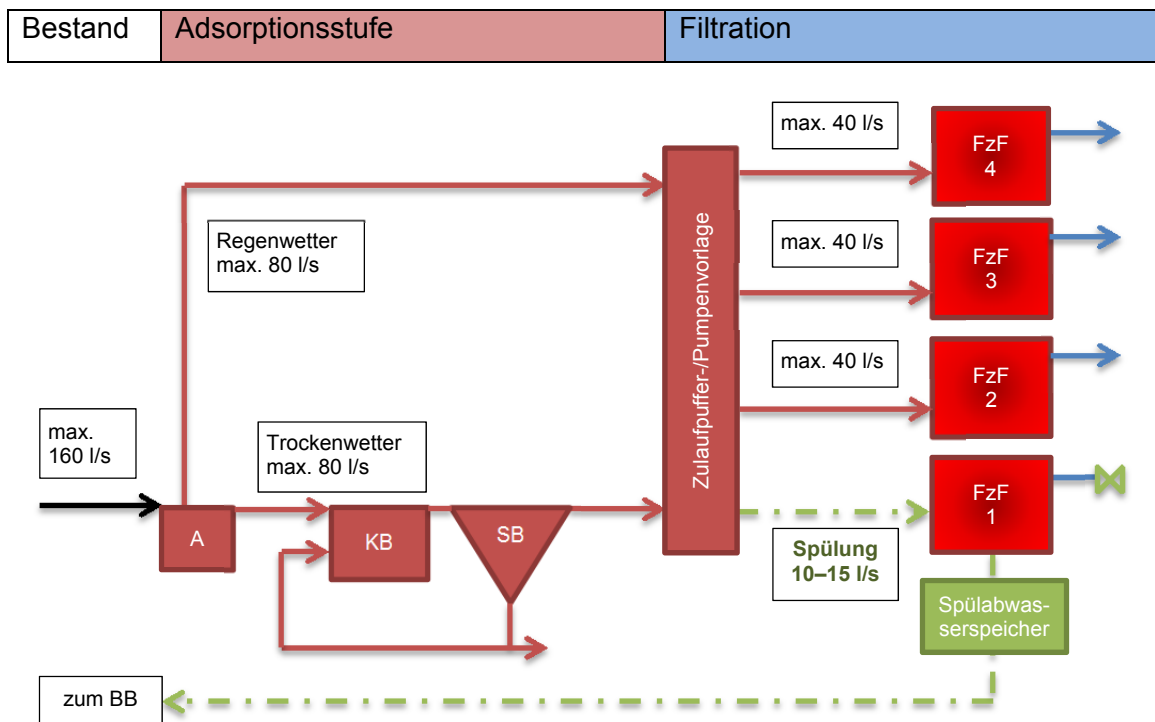


Abbildung 8-1: Verfahrensschema Fuzzy-Filter-Spülung, Beispiel PAK-Variante IIa

Bei Spülung während des Mischwasserzuflusses im Bereich von 120 bis 160 l/s – also beim Betrieb von allen vier Filter-Einheiten - wird durch einen Zulaufpuffer als Pumpenvorlage sichergestellt, dass die zufließende Abwassermenge nicht zu Rückstau in die Nachklärung führt. Bei anschließendem Betrieb aller vier Filter kann nach Angabe des Herstellers die Filtergeschwindigkeit der Fuzzy-Filter leicht erhöht werden, um den Zulaufpuffer wieder zu entleeren. Bei einem Puffervolumen von 54 m³ und einem Spülabstand der vier Filter von 2 Stunden würde die Leistungserhöhung hierbei etwa 2 l/s betragen, also etwa 5% der Leistungsfähigkeit einer Fuzzy-Filter-Einheit.

Zu diskutieren ist der Havariezustand „Ausfall eines Fuzzy-Filters bei Mischwasserzufluss“. Zunächst wäre dabei die Frage zu klären, was bei einem Fuzzy-Filter ausfallen könnte. Das Ausfallrisiko der wesentlichen Teile des Fuzzy-Filters wird in Tabelle 8-2 erörtert.

Tabelle 8-2: Ausfallrisiko bei einem Fuzzy-Filter

Bauteil / System	Risiko	Beschreibung	Restrisiko
bauliche Hülle	Bruch durch Überdruck	nicht möglich durch konstruktive Überfüllsicherung	-
Filtermaterial	Verlust der Fuzzy-Elemente	konstruktionsbedingt nicht möglich	-
Filterplatten	Bruch durch Verschleiß	Kontrolle nach Herstellervorschrift	-
Zulaufpumpe	Ausfall	Reservepumpe muss vorgehalten werden	gering
Antrieb für Filterplatte	Ausfall	Reserveantrieb muss vorgehalten werden	gering
E-Schieber	Ausfall	mehrere Reserveantriebe müssen vorgehalten werden	gering
Gebläse	Ausfall	Redundanz durch zwei Aggregate gegeben	-
Trübungsmessung	Ausfall	Reserve muss vorgehalten werden; zusätzliche Sicherheit durch Druck- und Zeitüberwachung	gering
Stromversorgung	Ausfall	Einbindung in USV- und Notstromsystem der Kläranlage	gering

Sollte dieser Havariezustand eintreten und nicht innerhalb eines Tages behoben sein, so sind steuerungstechnische Vorkehrungen zu treffen, um bei den verbleibenden Fuzzy-Filtern die Filtergeschwindigkeit über die Bemessungsgröße zu erhöhen. Dies führt zwar zu erhöhten Rückspülintervallen und bei Extremereignissen möglicherweise auch zu höheren AFS-Werten im Ablauf. Inwieweit bei den maximalen Wassermengen und der damit verbundenen Verdünnung auch die Konzentrationen der überwachungspflichtigen Parameter gefährdet sind, kann vorläufig nicht eingeschätzt werden. Hierzu sind großtechnische Betriebserfahrungen erforderlich.

Für den kompletten Ausfall der Adsorptionsstufe und der Fuzzy-Filtration ist in jedem Fall eine Notüberlaufschwelle mit Umgehungsleitung vorzusehen, die bei steigendem Wasserstand automatisch anspricht.

Die Wahrscheinlichkeit des Havariezustandes „Ausfall eines Fuzzy-Filters bei Mischwasserzufluss“ länger als ein Tag mit gleichzeitigem Versagen der Fuzzy-Filter trotz Erhöhung der Filtergeschwindigkeit über die Bemessungsgröße erscheint dem Verfasser – auch wenn noch keine großtechnischen Erfahrungen vorliegen – als gering. Im Hinblick auf die Investitionskosten wird daher empfohlen, von einem Redundanz-Fuzzy-Filter bei den PAK-Varianten IIa, IIb und III abzusehen.

Die bisher getroffenen Aussagen zur Spülung und zum Havariezustand betrafen die PAK-Varianten und einen gemeinsamen Schlammkreislauf. Bei der Variante I GAK-Adsorber sind zwei Filter-Einheiten nicht ausreichend für die Pufferung bei Spülung oder gar im Havariefall. Hier muss ein Redundanz-Fuzzy-Filter vorgesehen werden. Bei getrennter Schlammbehandlung der PAK-Lösungen IIa und IIb werden ähnlich der GAK-Variante I zwei Fuzzy-Filter-Einheiten und eine Redundanzeinheit nach der Adsorptionsstufe vorgesehen.

Für die Spülung der Fuzzy-Filter mit Abwasser aus der Nachklärung, welches neben dem üblichen AFS zusätzlich PAK enthält, liegen noch keine großtechnischen Erfahrungen vor. Vorsorglich wurden daher ein Filtratwasserspeicher, Spülpumpen und ein größeres Puffervolumen vorgesehen. Bei Spülung während des Mischwasserzuflusses im Bereich von 120 bis 160 l/s würde die Leistungserhöhung bei einem Puffervolumen von 72 m³ und einem Spülabstand der vier Filter von 2 Stunden etwa 2,5 l/s betragen, also etwa 6% der Leistungsfähigkeit einer Fuzzy-Filter-Einheit.

8.3 Dosierung von FM + FHM und Flockulator

Nach den Ergebnissen des Pilotprojektes und den Erfahrungsberichten der Literatur sind in jedem Fall die Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln unmittelbar vor dem Fuzzy-Filter zum effizienten Rückhalt der Pulveraktivkohle notwendig. In der Testphase II mit PAK erfolgte die Dosierung der PAK vor der Zulaufpumpe, des Fällmittels vor einem statischen Rohrmischer und des Flockungshilfsmittels danach mit anschließender Mischung in einem Rohrflockulator bei einer Kontaktzeit von ein bis zwei Minuten. Aus baulich-konstruktiven Gründen wird für die großtechnische Realisierung ein tangential angeströmter Flockulatorbehälter vorgesehen. Ähnliche Systeme verschiedener Hersteller sind bereits seit Jahren zum Beispiel bei der Schlammeindickung im Einsatz. Nach Aussage durch den Hersteller Fa. Bosman wurden mit einem Flockulatorbehälter eigene Tests erfolgreich durchgeführt.

Im Hinblick auf die vier diskutierten Varianten mit GAK und PAK ist die Notwendigkeit der weiteren Dosierstellen für Fäll- und Flockungshilfsmitteln zu erörtern. In Tabelle 8-3 werden die vorhandenen und die neu erforderlichen Dosierstellen beschrieben. Entsprechend den Tests im Pilotprojekt wird ein aluminiumhaltiges Fällmittel (Al) und eine anionische Polymerlösung (aP) vorgesehen.

Tabelle 8-3: Dosierstellen FM+FHM bei Variante I bis III

Variante/ Kohle	Bestand/ Neubau	Dosierstelle	FM	FHM	Primäres Wirkungsziel
I GAK- Adsorber	Bestand	Zulauf Biologie	Al	-	erster Punkt P-Fällung
	<i>Bestand</i>	<i>Ablauf Biologie</i>	<i>Al</i>	-	<i>entfällt</i>
	NEU	Zulauf Fuzzy-Filter	Al	aP	zweite P-Fällung und Flockenbildung
Ila PAK- KB+SB_{neu}	Bestand	Zulauf Biologie	Al	-	erster Punkt P-Fällung
	<i>Bestand</i>	<i>Ablauf Biologie</i>	-	-	<i>entfällt</i>
	NEU	Zulauf Adsorptionsstufe	Al	-	Flockenbildung für Sedimentationsbecken
	NEU	Ablauf Adsorptionsstufe	-	aP	Flockenbildung für Sedimentationsbecken
	NEU	Zulauf Fuzzy-Filter	Al	aP	Flockenbildung PAK für Fuzzy-Filter
Ilb PAK- KB + SB_{vorh}	Bestand	Zulauf Biologie	Al	-	erster Punkt P-Fällung
	<i>Bestand</i>	<i>Ablauf Biologie</i>	-	-	<i>entfällt</i>
	NEU	Zulauf Kontaktbecken	Al	-	Flockenbildung für Sedimentation im NKB 2
	NEU	Ablauf Kontaktbecken	-	aP	Flockenbildung für Sedimentation im NKB 2
	NEU	Zulauf Fuzzy-Filter	Al	aP	Flockenbildung PAK für Fuzzy-Filter
III PAK- KB+FzF	Bestand	Zulauf Biologie	Al	-	erster Punkt P-Fällung
	Bestand	Ablauf Biologie	Al	-	Flockenbildung für Sedimentation im NKB 1+2
	NEU	Zulauf Fuzzy-Filter	Al	aP	Flockenbildung PAK für Fuzzy-Filter

Bei Variante III wird vorsorglich vor und nach dem Kontaktbecken eine Dosierstelle für FM und FHM eingerichtet, da für die Kläranlage Bartrup noch keine großtechnischen Erfahrungen zum Rückhalt der PAK nach Durchlauf von Belebungs- und Nachklärbecken bestehen. Im künftigen Betrieb sind damit die optimalen Dosierstellen und -mengen zu ermitteln.

8.4 Aufstellebene für die Fuzzy-Filter

Der Fuzzy-Filter als aufwärts durchströmter Raumfilter erfordert den Betrieb von Zulaufpumpen für die gesamte Jahresabwassermenge. Im Hinblick auf eine energetisch optimale Einbindung in den hydraulischen Längsschnitt ist die Frage einer ebenerdigen oder unterirdischen Aufstellebene zu erörtern. Der Energiebedarf der Pumpen wird im Wesentlichen durch die manometrische Förderhöhe als Summe aus der Druckhöhe des Filterwiderstandes, der Rohrleitungsverluste und der geodätischen Höhe bestimmt, wobei nur letztere durch die Aufstellebene beeinflusst werden kann.

Grundsätzlich bestehen zwei Lösungen für die Aufstellung der Fuzzy-Filter. Die ebenerdige Anordnung ist im Hinblick auf Erdarbeiten, Bauwerksgründung sowie für die Anlieferung und Montage sicherlich die günstigste Lösung. Jedoch sind bei der Einbindung in den hydraulischen Längsschnitt zwischen vorhandenem Ablaufschacht an der Nachklärung und dem Gewässer etwa 6 m geodätische Höhe durch die konstruktive Ausführung des Fuzzy-Filters zusätzlich zu berücksichtigen (Abbildung 8-2).

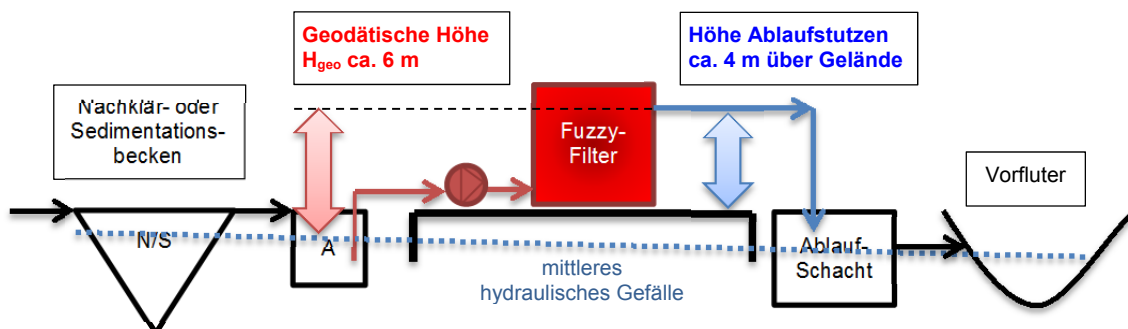


Abbildung 8-2: Übersichtslängsschnitt ebenerdige Aufstellung Fuzzy-Filter

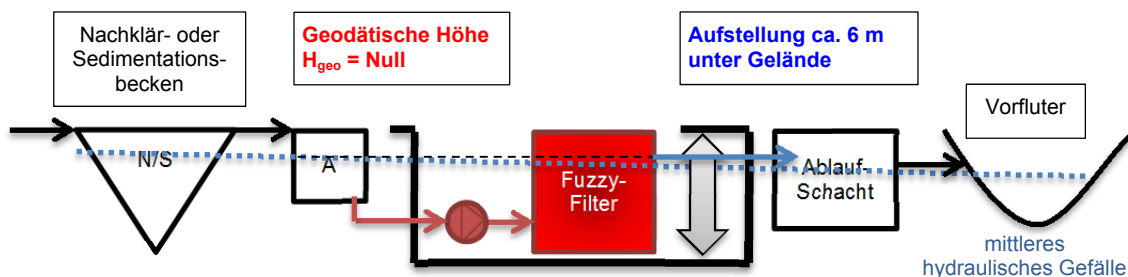


Abbildung 8-3: Übersichtslängsschnitt unterirdische Aufstellung Fuzzy-Filter

Bei der Aufstellung unterhalb des Geländes in einer Stahlbetonwanne lässt sich die geodätische Förderhöhe auf „Null“ reduzieren (Abbildung 8-3).

Für die tatsächlich optimale Aufstellebene zwischen den beiden Extrempunkten - oberirdisch oder vollständig unterirdisch - ist in jedem Fall eine hydraulische Berechnung erforderlich. Hierbei sind auch Saugraumvolumen und Rohrleitungsverluste zu berücksichtigen. Im Weiteren sind die Herstellungskosten für die tiefe Baugrube und die Stahlbetonwanne gegen die laufenden Stromkosten abzuwägen.

Unter den konkreten Bedingungen auf der Kläranlage Barntrop mit dem entleerten Teich als vorhandene Baugrube wurde bei der Variante I für die Fuzzy-Filter eine mittlere Aufstellebene mit 3 m unter Geländeoberfläche und für die nachgeschalteten GAK-Adsorber eine ebenerdige Aufstellung in den Kosten berücksichtigt.

Für die Varianten IIa, IIb und III wurde ebenfalls eine mittlere Aufstellebene mit 3 m unter Geländeoberfläche für die Kostenermittlung angenommen.

9 Kostenermittlung für die Kläranlage Barntrup

9.1 Kostengrundlagen

Für die vier betrachteten Varianten mit gemeinsamen Kohleschlammkreislauf werden im Folgenden die wesentlichen Daten zusammengestellt, die die Grundlage für die Kostenermittlung bilden (Tabelle 9-1). Die Bemessung der Adsorptionsstufe erfolgte gemäß Beschreibung in den vorherigen Kapiteln nach Literaturempfehlungen. Die Auslegung der Fuzzy-Filter erfolgte durch den Hersteller Fa. Bosman nach den Ergebnissen dieses Pilotprojektes.

Tabelle 9-1: Kostengrundlagen für Variante I bis III

Bauwerk/ Anlage	Variante I	Variante IIa	Variante IIb	Variante III
	GAK- Adsorber	PAK KB+SB _{neu}	PAK KB+SB _{vorh}	PAK KB+FzF
Ingenieurbauwerke				
Baufeldräumung	Stilllegung Teich	Stilllegung Teich	Stilllegung Teich	Stilllegung Teich
Verteiler-Bauwerk	Umbau Ab- laufschacht	-	Stb-Bauwerk	Umbau Ab- laufschacht
Trennbauwerk	-	Stb-Bauwerk	-	-
Meß-+Regelschacht	-	Stb-Bauwerk	Stb-Bauwerk	-
Kontaktbecken	-	Nutzvolumen 144 m ³	Nutzvolumen 144 m ³	Nutzvolumen 72 m ³
Sedimentationsbeck. mit Rinne+Rohren	-	Nutzvolumen 576 m ³	Umbau Bestand	-
Gründung Filterhalle	Stb-Wanne	Stb-Wanne	Stb-Wanne	Stb-Wanne
Zwischenspeicher	integriert	-	-	-
Spülabwasser- speicher	55 m ³ integriert	55 m ³ integriert	55 m ³ integriert	55 m ³ integriert
RK+ÜK-Speicher	-	integriert	Umbau Bestand	-
Vorlage Hebewerk	-	-	-	integriert
Ablaufspeicher	34 m ³ integriert	-	-	-
Gründung Adsorberhalle	Fundament- platte	-	-	-
Filterhalle ab OKG	2.600 m ³	1.600 m ³	1.600 m ³	1.600 m ³
Portalkran Filterhalle	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.
EMSR-Raum	75 m ³	75 m ³	75 m ³	75 m ³
Puffer-/Pumpen- vorlage Fuzzy-Filter	72 m ³ Stb-Schacht	72 m ³ Stb-Schacht	72 m ³ Stb-Schacht	72 m ³ Stb-Schacht
Einleitungsstelle	Umbau	Umbau	Umbau	Umbau
NKB 1 Bauwerk	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung

Bauwerk/ Anlage	Variante I	Variante IIa	Variante IIb	Variante III
	GAK- Adsorber	PAK KB+SB _{neu}	PAK KB+SB _{vorh}	PAK KB+FzF
NKB 2 Bauwerk	-	-	Ertüchtigung	Ertüchtigung
Rohrleitungen DN 100 bis 600	erdverlegt	erdverlegt	erdverlegt	erdverlegt
Dosierleitungen	in Halle	erdverlegt	erdverlegt	erdverlegt
Kabelleerrohranlage	erdverlegt	erdverlegt	erdverlegt	erdverlegt
WHG-Fläche	50 m ²	50 m ²	50 m ²	50 m ²
Fundament FM-Tank und PAK-Silo	16 m ²	40 m ²	40 m ²	40 m ²
Straßen und Wege	230 m ²	300 m ²	240 m ²	250 m ²
Zaunanlage	Umbau	Umbau	Umbau	Umbau
Schlosserarbeiten	Podeste, Geländer,...	Podeste, Geländer,...	Podeste, Geländer,...	Podeste, Geländer,...
Sonstiges	Baustellen- einrichtung,...	Baustellen- einrichtung,...	Baustellen- einrichtung,...	Baustellen- einrichtung,...
Technische Ausrüstung				
Schieber Verteiler-Bauwerk	Psch	-	Psch	Psch
Schwelle Trennbauwerk	-	Psch	-	-
MID+Schieber	-	Psch	Psch	-
Rührwerke KB	-	3 Stck.	3 Stck.	2 Stck.
Fuzzy-Filter-Anlage (Pumpen, Gebläse,...)	2+1 Stck. 80 l/s AFS ₀ 20 mg/l AFS _e < 1mg/l	4 Stck. 160 l/s AFS ₀ 20 mg/l AFS _e < 1mg/l	4 Stck. 160 l/s AFS ₀ 20 mg/l AFS _e < 1mg/l	4 Stck. 160 l/s AFS ₀ 20 mg/l AFS _e < 1mg/l
GAK-Adsorber	3 x 2 Stck. D = 3 m H _{FB} = 1,70m	-	-	-
Pumpen GAK	2 Stck.	-	-	-
Spülabwasser- Pumpen	2 Stck.	2 Stck.	2 Stck.	2 Stck.
Pumpen RK+ÜK	-	2 Stck.	Umbau Bestand	-
Hebepumpen	-	-	-	2 Stck.
Räumer SB	-	1 Stck.	-	-
Räumer NKB 1	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung
Räumer NKB 2	-	-	Ertüchtigung	Ertüchtigung
FM-Tank	20 m ³	20 m ³	20 m ³	20 m ³
PAK-Silo	-	30 m ³	30 m ³	30 m ³
PAK-Austrag	-	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.
PAK-Gravimeter	-	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.
PAK-Dispergierer mit Vorratstank	-	1.000 l	1.000 l	1.000 l

Bauwerk/ Anlage	Variante I	Variante IIa	Variante IIb	Variante III
	GAK- Adsorber	PAK KB+SB _{neu}	PAK KB+SB _{vorh}	PAK KB+FzF
FM-Dosieranlage	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.
FHM-Dosieranlage	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.	1 Stck.
Flockulator	3 Stck.	4 Stck.	4 Stck.	4 Stck.
Fuzzy-Filter Rohrinstallation, Schieber,...	Rohrgalerie	Rohrgalerie	Rohrgalerie	Rohrgalerie
Adsorber Rohrinstallation, Schieber,...	Rohrgalerie	-	-	-
Inbetriebnahme usw.	Anfahr- und Probetrieb	Anfahr- und Probetrieb	Anfahr- und Probetrieb	Anfahr- und Probetrieb
Sonstiges
EMSR-Technik				
Niederspannungsverteilung mit Überspannungsschutz, Mess- und Automatisierungstechnik, Erweiterung PLS, Allgemeine Elektroinstallation mit Erdung, Blitzschutz und Potentialausgleich, Frostschutz Filterhalle, Inbetriebnahme und Dokumentation *)	Psch	Psch	Psch	Psch
Anbindung NKB 2	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung	Ertüchtigung
Sonstiges
Aktivkohle				
Erstbefüllung	GAK 22 t	PAK 15 t	PAK 15 t	PAK 15 t
Baunebenkosten				
Baugrundgutachten, Objektplanung, Fachplanung Technische Ausrüstung und EMSR, Tragwerksplanung,...	Ermittlung nach HOAI bzw. ortsübliche Vergütungen	Ermittlung nach HOAI bzw. ortsübliche Vergütungen	Ermittlung nach HOAI bzw. ortsübliche Vergütungen	Ermittlung nach HOAI bzw. ortsübliche Vergütungen

*) Bezüglich der Stromversorgung der Kläranlage wird davon ausgegangen, dass sowohl die Einspeisung der NSHV als auch die Notstromanlage ausreichend sind. Jedoch ist nach Abschluss der Maßnahme der bestehende Stromliefervertrag anzupassen, da der Betrieb der Adsorptionsstufe mit Fuzzy-Filtration zu einer Leistungserhöhung führt.

Die Erfassung der Kostengrundlagen für die Varianten mit getrenntem Kohleschlammkreislauf erfolgt in Tabelle 9-2. Dabei werden hier nur die wesentlichen, kostenrelevanten Unterschiede zu den Lösungen mit gemeinsamem Kohleschlammkreislauf aufgezeigt.

Tabelle 9-2: Kostengrundlagen Variante IIa und IIb mit getrenntem Kohleschlammkreislauf

Bauwerk/ Anlage	Variante IIa PAK KB+SBneu	Variante IIb PAK KB+SBvorh	Kosten- ermittlung
Ingenieurbauwerke			
Zusätzlich: Leitung für Spülabwasser, Leitungstrennung für Trüb- wässer aus Schlammspeicher und Entwässerung in Richtung Adsorptionsstufe	erdverlegt	erdverlegt	+ 50.000 €
Entfällt: Regenwasserüberleitung vom Verteilerschacht / Trennbau- werk zum Vorlageschacht Fuzzy-Filter	erdverlegt	erdverlegt	- 15.000 €
Technische Ausrüstung			
Entfällt: Flockulator	1 Stck.	1 Stck.	- 21.000 €
Entfällt: Fuzzy-Filter mit Pumpe	1 Stck.	1 Stck.	- 267.000 €
Summe netto			- 253.000 €
zuzgl. 19% Ust.			- 48.070 €
Gesamt			- 301.070 €
Minderkosten rund			300.000 €

Bei der Lösung mit getrenntem Kohleschlammkreislauf ergeben sich Minderkosten bei der Herstellung von rund 300.000 € einschl. 19% Ust.

9.2 Herstellungskosten

Die Ermittlung der Investitionskosten erfolgte in Form einer Kostenschätzung mit Gliederung in Ingenieurbauwerke, Technische Ausrüstung, EMSR-Technik usw. auf Basis überschlägiger Massen für Bauwerke und technische Anlagen. Die Kosten wurden mit dem AVA-Programm „California 3000“ der Fa. G&W Software in ausführlicher Form erarbeitet (siehe Anlage Kostenermittlung). In Tabelle 9-3 werden die Summen der betrachteten Varianten mit gemeinsamer und getrennter Schlammbehandlung zusammengestellt.

Tabelle 9-3: Zusammenstellung der Investitionskosten (gerundet)

Varianten	I GAK Adsorber	II a PAK KB+SBneu	II b PAK KB+SBvorh.	III PAK KB+FzF
Kostengruppe				
Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung				
Ingenieurbauwerke	871.000 €	952.000 €	808.000 €	752.000 €
Techn. Ausrüstung	1.458.000 €	1.672.000 €	1.599.000 €	1.605.000 €
EMSR-Technik	310.000 €	310.000 €	310.000 €	310.000 €
Aktivkohle Erstbefüllung	27.000 €	23.000 €	23.000 €	23.000 €
Summe	2.666.000 €	2.957.000 €	2.740.000 €	2.690.000 €
Baunebenkosten psch	639.840 €	709.680 €	657.600 €	645.600 €
Summe zuzgl. Ust. 19%	3.305.840 €	3.666.680 €	3.397.600 €	3.335.600 €
	628.110 €	696.669 €	645.544 €	633.764 €
Gesamt brutto	3.933.950 €	4.363.349 €	4.043.144 €	3.969.364 €
	100%	111%	103%	101%

Bei Förderung durch das Land NRW in Höhe von 70%:

Stadt Barntrup 30%	1.180.185 €	1.309.005 €	1.212.943 €	1.190.809 €
Eigenanteil rund	1.190.000 €	1.310.000 €	1.220.000 €	1.200.000 €

<i>Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe und Filter, getrennter Kohleschlammkreislauf</i>				
<i>Minderkosten einschl. 19% Ust.</i>	<i>nicht möglich</i>	300.000 €	300.000 €	<i>nicht empfohlen</i>
Gesamt	3.933.950 €	4.063.349 €	3.743.144 €	3.969.364 €
	105%	109%	100%	106%

Die Kosten wurden bei gegenwärtigem Kenntnisstand auf der Grundlage von marktüblichen Preisen geschätzt und sind als Größenordnung bzw. grobe Orientierung zu verstehen. Im Zuge der vertiefenden Planungen wird diese Kostenermittlung weiter präzisiert.

9.3 Betriebskosten

Die Ermittlung der Betriebskosten erfolgte nur für die zusätzlich notwendigen Leistungen durch die Adsorptionsstufe mit Fuzzy-Filtration. Für die Gliederung der Kosten wird die Struktur der Kostenträgerrechnung aus der Gebührenermittlung übernommen. In Tabelle 9-4 werden die Grundlagen für die Ermittlung der Betriebskosten erörtert.

Tabelle 9-4: Kostengrundlage für die Betriebskosten

Nr.	Kostenstelle	Bemerkung
1.	Personalkosten	Zusätzliche Arbeiten: Annahme Aktivkohle, FM, FHM, allgemeine Wartung und Kontrolle (größere Wartung Maschinenteknik durch Fremdpersonal). Nach dem Protokoll der Bezirksregierung Detmold zur Überwachung der Kläranlage Bartrup nach § 116 LWG vom 20.10.2013 ist bereits gegenwärtig die personelle Besetzung der Kläranlage nicht ausreichend. Es wird eine halbe Stelle angesetzt.
2.	Energiekosten	Die Ermittlung des Energiebedarfes erfolgte tabellarisch für alle Varianten. Es wird ein Strompreis von 0,19 €/kWh einschl. 19% Ust. nach aktuellem Stromtarifvertrag der Stadt Bartrup angesetzt.
3./5./7.	Instandhaltung/ Ersatzteile/ Sonstiges	In Abstimmung mit der Stadt Bartrup wird unter Berücksichtigung langjähriger Erfahrungen für die Bauwerke, Maschinen- und EMSR-Technik ein Prozentsatz von 0,3% angesetzt.
4.	Stoffkosten	Die Verbrauchsmengen werden aus der verfahrenstechnischen Berechnung übernommen. Kostenannahme: GAK 1.200 €/t zuzügl. Ust. PAK 1.500 €/t zuzügl. Ust. Flockungshilfsmittel 1.300 €/t zuzügl. Ust. Bei dem aluminiumhaltigen Fällmittel wird unterstellt, dass die Mehrmenge für die Flockenbildung vor dem Fuzzy-Filter in gleicher Größe durch die Verminderung der Fällmitteldosierung in die Biologie ausgeglichen wird. Die ausführliche Ermittlung der Stoffkosten erfolgt im Anhang 9-1.
6.	Reststoffe	Überschuss-Schlamm aus Biologie und Adsorption: Betrachtung beider Lösungen

Nr.	Kostenstelle	Bemerkung
6.a)	Gemeinsame Schlammbehandlung	Die Entsorgungskosten für Schlamm zur thermischen Verwertung wurden seitens der Stadt Bartrup mitgeteilt. Neben der bisherigen Menge wurde der zusätzlich anfallende Kohleschlamm berücksichtigt. Die ausführliche Ermittlung der Mehrmenge erfolgt im Anhang 9-2. Eine landwirtschaftliche Verwertung und die damit notwendige Aufkalkung entfallen vollständig.
6.b)	Getrennte Schlammbehandlung	Gegenüber den gegenwärtigen Entsorgungskosten ist nur der zusätzliche Kohleschlamm zu berücksichtigen. Entsprechend der mündlichen Aussage des Entsorgers ist für eine Mindermenge an Kohleschlamm bei fast reiner Aktivkohle in Abhängigkeit von der Körnung ein Entsorgungspreis von 200 bis 250 €/t anzunehmen.
8.	Abwasserabgabe	Nach Auswertung der Testergebnisse wird davon ausgegangen, dass durch Synergieeffekte bei der Mikro-schadstoffelimination der CSB und Phosphor vermindert werden. Beim CSB wird vorläufig von Abgabefreiheit ausgegangen. Beim Phosphor wird eine Verminderung um 20% erwartet.

Die ausführliche Berechnung für den Energiebedarf ist in Anhang 9-3 und für die Betriebskosten in Anhang 9-4 enthalten. Die Summen der Betriebskosten für die Varianten I bis III mit gemeinsamer und getrennter Schlammbehandlung sind in Tabelle 9-5 dargestellt.

Tabelle 9-5: Zusammenstellung der Betriebskosten (gerundet)

Varianten	I GAK Adsorber	II a PAK KB+SBneu	II b PAK KB+SBvorh.	III PAK KB+FzF
Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung				
Betriebskosten (einschl. 19%)	118.000 €	103.000 €	102.000 €	99.000 €
	120%	104%	103%	100%
<i>Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe und Filter, getrennter Kohleschlammkreislauf</i>				
Minderkosten	nicht möglich	13.500 €	13.500 €	nicht empfohlen
Gesamt (einschl. 19% Ust.)	118.000 €	89.500 €	88.500 €	99.000 €
	133%	101%	100%	110%

9.4 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden nur für die neue Adsorptions- und Filtrationsstufe und den hierfür erforderlichen Betriebskosten ermittelt. Für die Gliederung wird ebenfalls die Struktur der Kostenträgerrechnung aus der Gebührenermittlung übernommen. Bei den kalkulatorischen Kosten wurden die Abschreibungen unter Bezugnahme auf die Nutzungsdauer nach Literaturangaben und den Erfahrungen der Stadt Barntrup angesetzt. Die kalkulatorische Verzinsung wurde mit 5,5% vorgegeben. Eventuelle Fördermittel sind unberücksichtigt.

Die Summen der Jahreskosten für die Varianten I bis III bei gemeinsamer Schlammbehandlung sind in Tabelle 9-6 dargestellt. Die ausführliche Berechnung der Jahreskosten ist in Anhang 9-5 enthalten.

Tabelle 9-6: Zusammenstellung der Jahreskosten bei Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung (gerundet)

Varianten	I GAK Adsorber	II a PAK KB+SBneu	II b PAK KB+SBvorh.	III PAK KB+FzF
Kalkulatorische Kosten	389.000 €	431.000 €	402.000 €	397.000 €
Betriebskosten	118.000 €	103.000 €	102.000 €	99.000 €
Gesamt (einschl. 19% Ust.)	507.000 €	534.000 €	504.000 €	496.000 €
	102%	108%	102%	100%

Im Hinblick auf die Jahreskosten ist festzustellen, dass sich unter Beachtung der zum gegenwärtigen Stand der Kostenannahme bestehenden Unsicherheiten keine der untersuchten Varianten deutlich als wirtschaftlich vorteilhaft erweist.

Hinweis: Die Ermittlung der Jahreskosten erfolgte im betriebswirtschaftlichen Sinne nach Kostenträgerrechnung für die Abwassergebühren zur Beurteilung der unmittelbaren monetären Auswirkungen für die Gebührenzahler. Sie ist nicht mit einer realwirtschaftlichen Ermittlung der Jahreskosten nach der Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinie 2012) gleichzusetzen.

9.5 Vergleich der Varianten

Für die Herstellung einer Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen wurden für die konkreten Bedingungen der Kläranlage Barntrup die erforderlichen Bauwerke und technische Ausrüstung konzipiert. Dabei wurden insgesamt vier Varianten, eine mit granulierter und drei mit Pulver-Aktivkohle, untersucht. Bei den Lösungen mit Pulver-Aktivkohle wurde zusätzlich die Möglichkeit eines getrennten Kohleschlammkreislaufes erörtert.

Die Dimensionierung erfolgte nach den Empfehlungen der Literatur sowie für die Fuzzy-Filter nach den Ergebnissen der Testläufe. Für jede Lösung wurde die Verfahrenstechnik unter Einbeziehung der Angaben von Herstellern festgelegt. Für die räumliche und hydraulische Integration der Adsorptionsstufe mit Fuzzy-Filtration in den Bestand wurden Lagepläne mit Bauwerken und Leitungen sowie ein Systemlängsschnitt erarbeitet (siehe Anlage Planunterlagen). Die Kosten für Investitionen und Betrieb sowie die sich daraus ergebenden Jahreskosten wurden nach betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten ermittelt, um der Stadt Barntrup eine Grundlage zur ersten Einschätzung der unmittelbaren Auswirkungen auf die Abwassergebühren zu geben.

Zusätzlich wurde eine dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie 2012 durchgeführt. Diese erfolgte mit Standardzinssatz von 3% auf Basis der Jahreskosten, um Restwertprobleme bei Ansatz von Re-Investitionen zu vermeiden. Die Summen der Jahreskosten für die Varianten I bis III bei gemeinsamer Schlammbehandlung sind in Tabelle 9-7 dargestellt. Die ausführliche Berechnung der Jahreskosten nach dynamischer Kostenvergleichsrechnung ist in Anhang 9-6 enthalten.

Tabelle 9-7: Zusammenstellung der Jahreskosten nach KVR-Leitlinie bei Teilstrombehandlung Adsorptionsstufe, Vollstrombehandlung Filter und gemeinsame Schlammbehandlung (gerundet)

Varianten	I GAK Adsorber	II a PAK KB+SBneu	II b PAK KB+SBvorh.	III PAK KB+FzF
Jahreskosten nach KVR				
Investitionskosten	244.000 €	270.000 €	253.000 €	250.000 €
Betriebskosten	118.000 €	103.000 €	102.000 €	99.000 €
Gesamt (einschl. 19% Ust.)	362.000 €	373.000 €	355.000 €	349.000 €
	104%	107%	102%	100%

Nach den technischen und wirtschaftlichen Untersuchungen der vier Varianten kommt der Verfasser zu folgenden Empfehlungen:

1. Eine vollständige Adsorptionsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen – bestehend aus PAK-Kontaktbecken und Sedimentationsbecken – ist für die Kläranlage Barntrup nicht erforderlich und aus Gründen der Investitionskosten nicht zu empfehlen.
2. Für das Ziel der Elimination von Mikroschadstoffen ist ein Kontaktbecken zur Mischung des Abwassers mit Pulveraktivkohle ausreichend. Nach der Nachklärung ist jedoch ein nachgeschalteter Fuzzy-Filter für den Rückhalt der beladenen Aktivkohle erforderlich.
3. Für eine sparsame Dosierung der Pulveraktivkohle und damit niedriger Betriebskosten ist eine weitgehende Reinigung des Abwassers vom AFS in den vorhandenen, jedoch ertüchtigten Nachklärbecken notwendig.
4. Nach der gegenwärtigen politischen Intention der Regierungsparteien soll die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes in Zukunft eingestellt werden. Der Vorteil der Verfahren mit granulierter Aktivkohle hinsichtlich einer landwirtschaftlichen Verwertung des biologischen Überschussschlammes kommt daher nur noch kurzfristig zum Tragen.
5. Es bestehen bei den Varianten mit PAK auch Lösungen zur Trennung von Überschuss- und Kohleschlammkreislauf. Diese sind jedoch mit betrieblichen Risiken verbunden und werden nicht empfohlen.
6. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist bei den PAK-Lösungen die gemeinsame Schlammbehandlung der effiziente Weg zur weitgehenden Mehrfachbeladung der Aktivkohle und sollte deshalb gewählt werden.

Nach Erörterung mit der Stadt Barntrup wird die Variante III zur weiteren Untersuchung vorgeschlagen.

10 Übertragbarkeit der Ergebnisse

10.1 Öffentliche Bedeutung des Pilotprojektes

Für den Einsatz von Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen im kommunalen Abwasser wurden in Deutschland nach Kenntnis des Verfassers bisher die Kläranlagen der Größenklasse 5 untersucht (ausnahmsweise auch Größenklasse 4 bei bereits vorhandener Flockungsfiltration). Die Anwendung der Technologie für kleine und mittlere Kläranlagen war noch nicht im wasserwirtschaftlichen Interesse, da diese in der Regel keine Filtration besitzen und somit ein wesentlicher Investitionsbaustein für den Rückhalt von Pulveraktivkohle oder den Schutz von granulierter Aktivkohle fehlte.

Dabei ist die Anzahl der kleineren Kläranlagen wesentlich größer, wie zum Beispiel im 25. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen (Korrespondenz Abwasser Abfall 10/13) für die auswertbaren Kläranlagen der Größenklasse 5 mit 113 Stück und der Größenklasse 4 mit 957 angegeben. Viele dieser kleineren Kläranlagen befinden sich an sensiblen Gewässern und in Bereichen der Trinkwassergewinnung, wo die Elimination von Mikroschadstoffen vorzugsweise durchgeführt werden sollte.

Die Förderung des Pilotprojektes durch das Land NRW zeigt deutlich das öffentliche Interesse an Innovationen zu wasserwirtschaftlichen Technologien mit breiter Anwendung für kleinere Kläranlagen oder auch platzsparend zur Mischwasserbehandlung.

10.2 Elimination von Mikroschadstoffen

In den durchgeführten Labor-Untersuchungen bei der Hochschule Ostwestfalen-Lippe konnte bei einer Kontaktzeit von 7 Stunden die Adsorption von Mikroschadstoffen mit der eingesetzten Pulveraktivkohle Carbopal AP der Fa. Donau Carbon GmbH nachgewiesen werden.

Gegenüber den Erfahrungsberichten von großen Kläranlagen wurde bei der Analyse der Mikroschadstoffe der Kläranlage Bartrup eine größere Streubreite in den Konzentrationen festgestellt. Es wird daher bei kleineren Kläranlagen von einer ausgeprägten Wochenganglinie ausgegangen, was bei den geringen Einwohnerzahlen auch durchaus plausibel erscheint.

Unabhängig von den starken Schwankungen in den Konzentrationen konnten bei Adsorptionsversuchen im Labor sehr hohe Eliminationsraten bei 11 ausgewählten Mikroschadstoffen sowie hohe Eliminationsraten bei Diclofenac und Benzotriazol erzielt werden. In Abbildung 10-1, Abbildung 10-2 und Abbildung 10-3 sind die Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Zulauf (Rohabwasser) und im Ablauf bei drei unterschiedlichen Dosiermengen der Pulveraktivkohle von 5, 10 und 15 mg/l dargestellt.

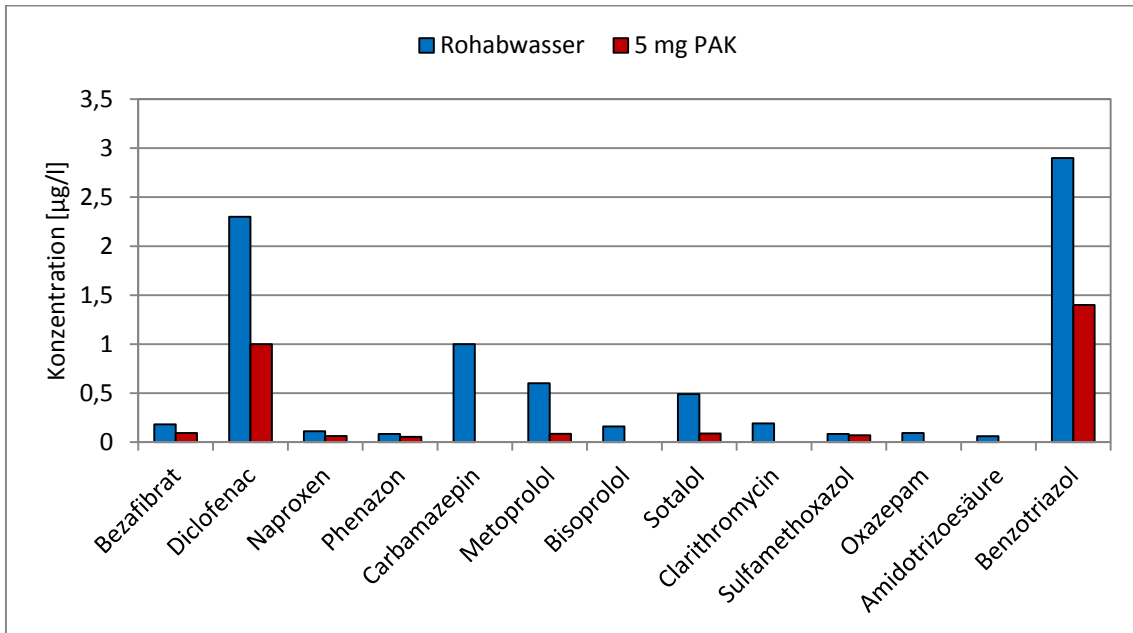


Abbildung 10-1: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (5 mg PAK)

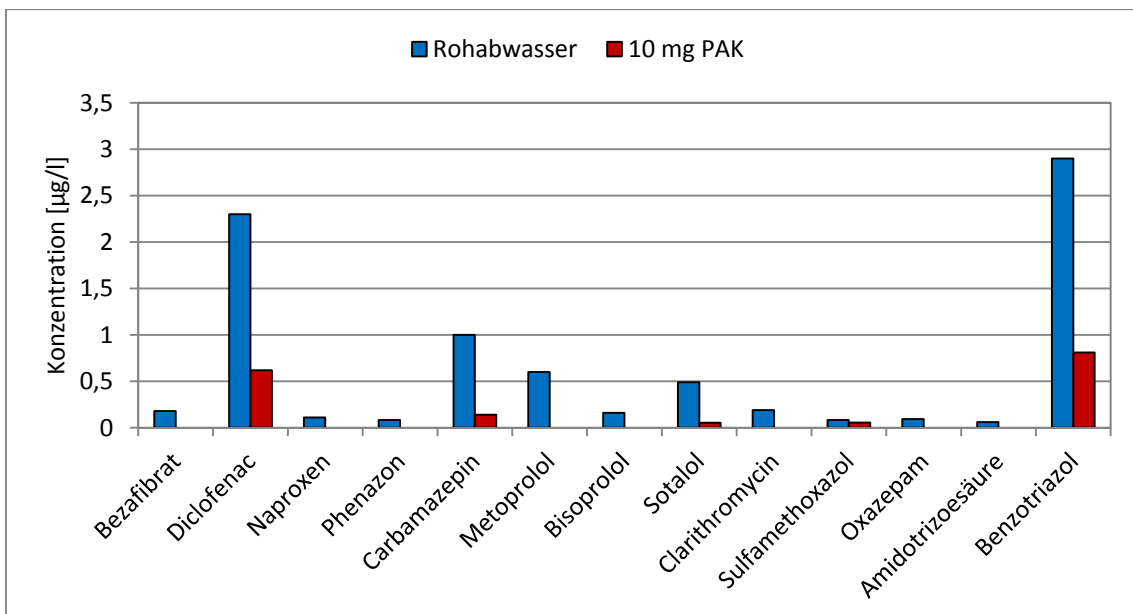


Abbildung 10-2: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (10 mg PAK)

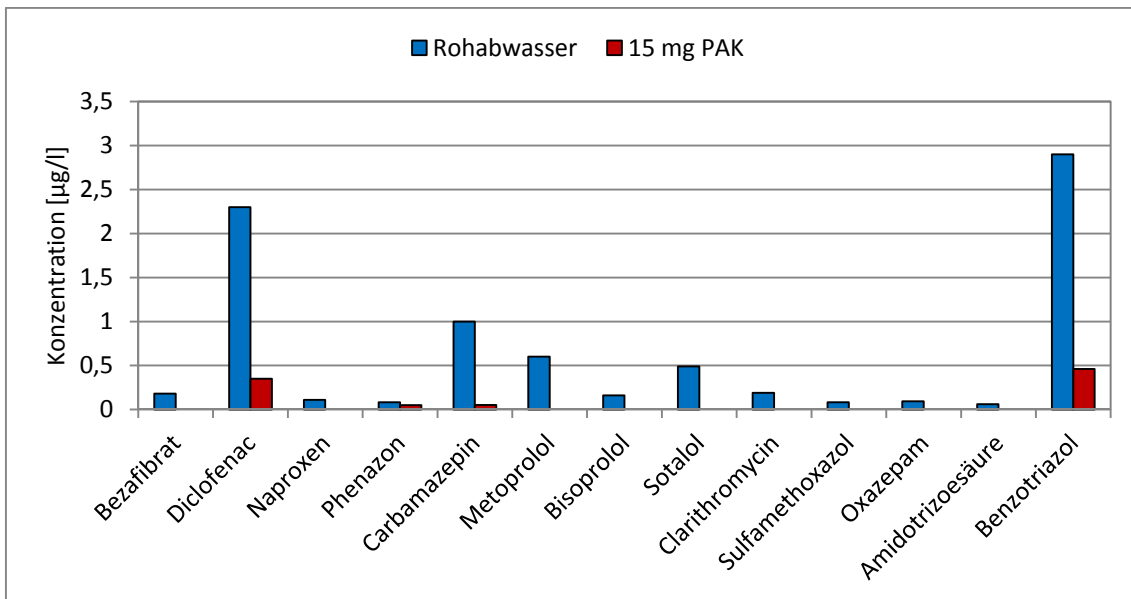


Abbildung 10-3: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (15 mg PAK)

Bei einer Dosierung von 20 mg/l PAK wurden bis auf Diclofenac und Benzotriazol alle Mikroschadstoffe bis unterhalb der Nachweisgrenze (0,050 µg/l) eliminiert (Abbildung 10-4).

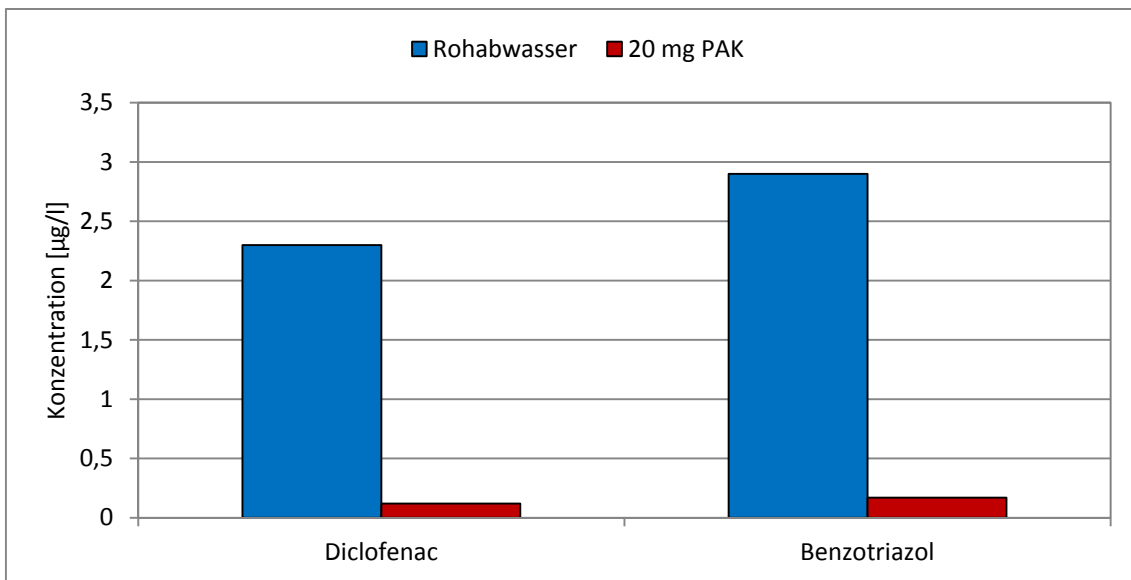


Abbildung 10-4: Zu- und Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe (20 mg PAK)

Es wurde daher eine Dosierung von 20 mg PAK/l empfohlen, die auch der Betriebskostenermittlung zu Grunde gelegt wurde.

Aus den ermittelten Konzentrationen für den Zu- und Ablauf wurden die Eliminationsleistungen in Abhängigkeit der jeweiligen Dosiermenge an PAK berechnet. Bei den Stoffen Carbamazepin und Sotalol werden bereits bei 5 mg PAK sehr hohe Eliminationsleistungen von über 80% erreicht. Das Antibiotikum Sulfamethoxazol erreicht dagegen erst bei einer Dosierung von 15 mg PAK eine Eliminationsleistung von 100% (Abbildung 10-5). Andere Stoffe nach Abbildung 10-6, einschließlich des Kontrastmittels Amidotrizoesäure, werden bereits mit 5 mg PAK vollständig eliminiert.

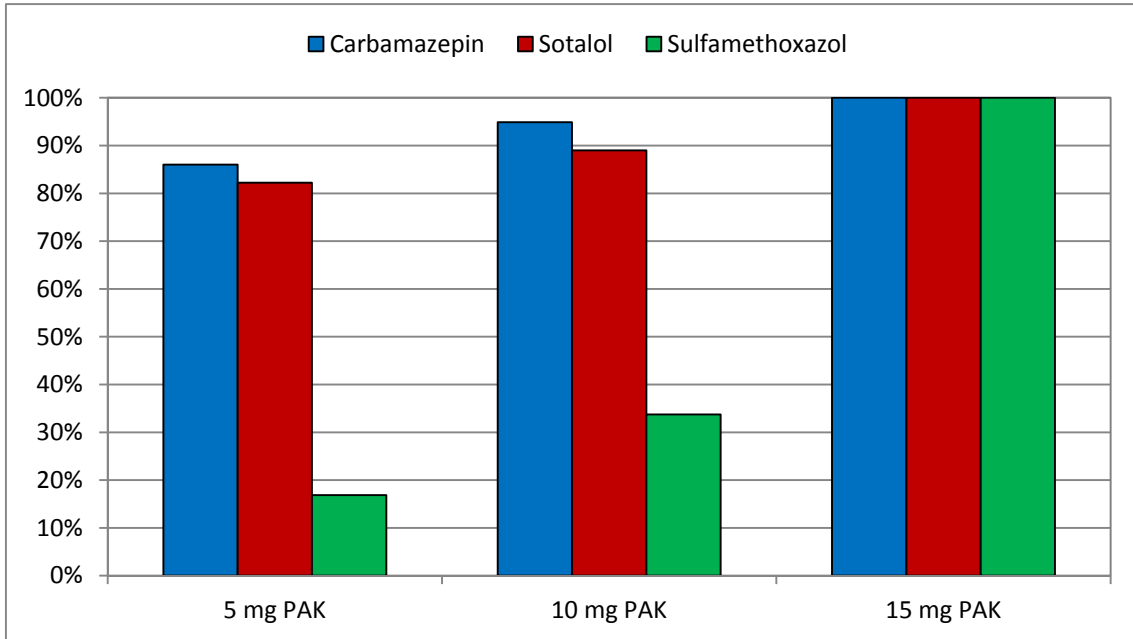


Abbildung 10-5: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-15 mg PAK)

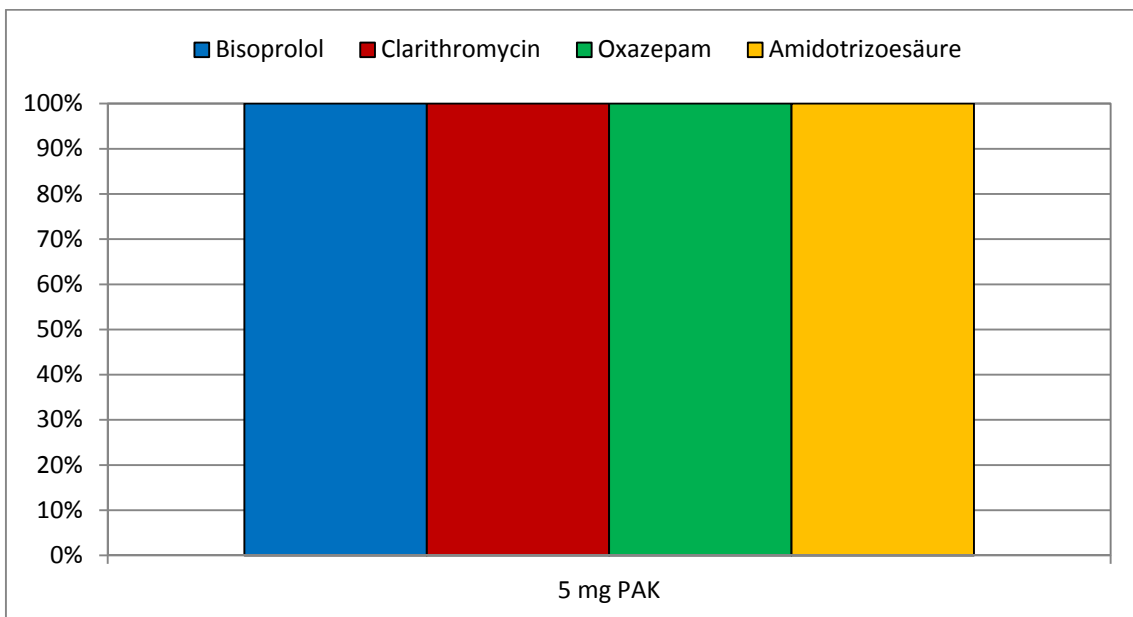


Abbildung 10-6: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5 mg PAK)

Bei den Arzneimitteln nach Abbildung 10-7 sind eine Dosierung von 5 mg PAK kaum ausreichend für eine gute Eliminationsleistung. Erst bei 10 mg PAK werden diese vollständig adsorbiert.

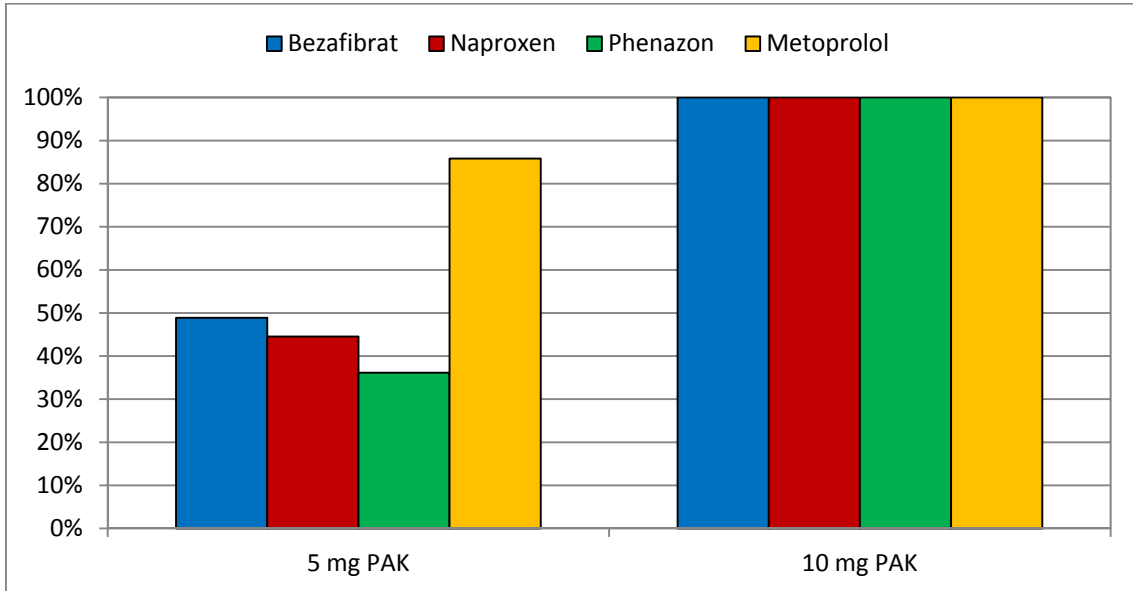


Abbildung 10-7: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-10 mg PAK)

Das Schmerzmittel Diclofenac und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol ließen sich mit geringen Dosiermengen von 5 mg PAK nur etwa zur Hälfte entfernen. Die Dosierungsempfehlung von 20 mg PAK/l führt im Versuch zu einer als ausreichend erachteten Eliminationsleistung von über 90% (Abbildung 10-8).

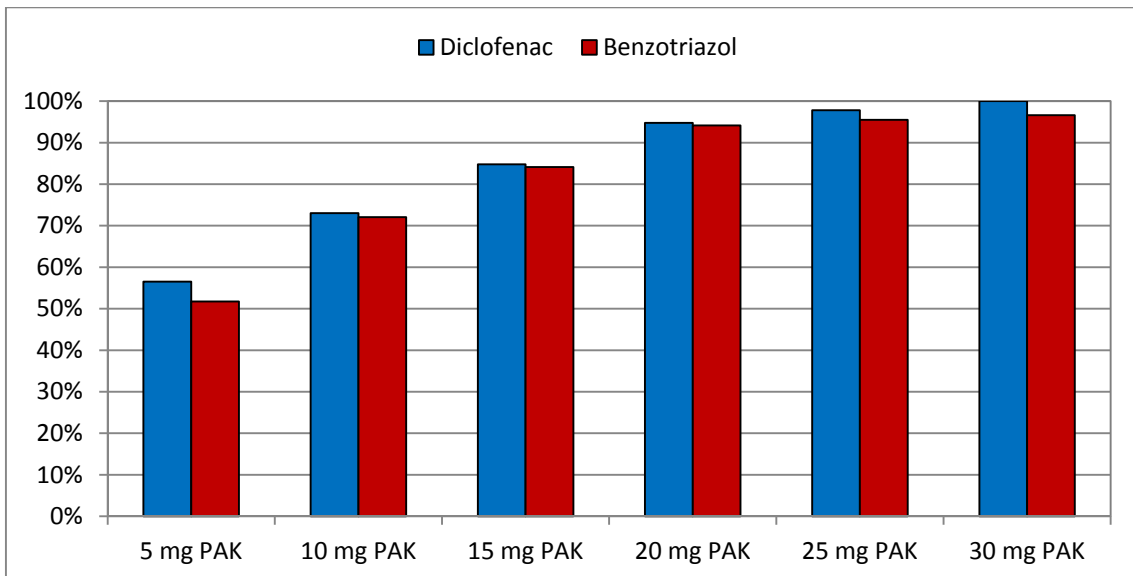


Abbildung 10-8: Eliminationsleistung ausgewählter Mikroschadstoffe (5-30 mg PAK)

Die aufgezeigten Eliminationsleistungen wurden im Rahmen des Pilotprojektes unter Laborbedingungen bei einer von der Hochschule Ostwestfalen-Lippe angegebenen Kontaktzeit von 7 Stunden gewonnen. Insofern wäre bei der Vorbereitung der großtechnischen Realisierung zu überprüfen, ob diese sehr guten Eliminationsraten auch unter realen Bedingungen erreicht werden.

Das künftige Misch- und Kontaktbecken wurde in Variante III für eine Aufenthaltszeit von 15 min konzipiert. Nach den in der Literatur berichteten Auswertungen von Adsorptionsversuchen wird davon ausgegangen, dass sich das Adsorptionsgleichgewicht zwar erst nach einigen Stunden einstellt, jedoch bereits nach 15 min eine Elimination von 80 bis 90% erwartet wird. Zudem erfolgt im Rezirkulationsbetrieb der Variante III eine Rückführung der beladenen Aktivkohle in die biologische Stufe. Hier wird durch die längere Aufenthaltszeit und höhere Konzentrationsgradienten eine Mehrfachbeladung der Aktivkohle erwartet.

Im Rahmen von weiteren Untersuchungen sind diese Annahmen zu überprüfen.

10.3 Hinweise für kleinere Kläranlagen

Im Ergebnis des Pilotprojektes und der vorliegenden Machbarkeitsstudie für den konkreten Einsatz auf der Kläranlage Bartrup kann eine Verallgemeinerung der gewonnenen Erkenntnisse zur Technik und Wirtschaftlichkeit einer Adsorptionsstufe mit Fuzzy-Filtration unter Nutzung des vorhandenen Bestandes für kleine und mittlere Kläranlagen erfolgen.

Bei den aufgezeigten Möglichkeiten bietet sich die Variante III mit einem Kontaktbecken zur Einmischung der Pulveraktivkohle und Sicherstellung der Adsorption der Mikroschadstoffe, eine Nutzung der vorhandenen Nachklärung im Rezirkulationsbetrieb sowie der Einsatz des Fuzzy Filters als einfache und wirtschaftliche Lösung zur nachfolgenden Abtrennung der PAK an, speziell wenn die Kläranlagen nicht bereits mit einer Flockungsfiltration ausgerüstet sind.

Folgende Hinweise zur technischen Umsetzung werden gegeben:

- **Weitgehender AFS-Rückhalt** – Die vorhandene Nachklärung ist anhand aktueller Zahlen zum Schlammindeks usw. rechnerisch zu überprüfen und gegebenenfalls zu ertüchtigen. Ein weitgehender AFS-Rückhalt mindert die Investitions- und Betriebskosten, da die Fuzzy-Filter auf einen niedrigeren EingangsaFS-PAK-Gehalt ausgelegt werden können und ein sparsamer Einsatz der PAK möglich wird.
- **Einsatz von PAK** – Im Hinblick auf eine Mehrfachbeladung der Aktivkohle empfiehlt sich die Rückführung der Aktivkohle nach der Adsorptionsstufe in die biologische Stufe zur Entfernung von Rest-CSB. Dies erfordert die Verbrennung des Klärschlamm-PAK-Gemisches. Der Vorteil einer landwirtschaftlichen Verwertung des Überschussschlamm durch saubere Trennung von der Aktivkohle, wie bei Einsatz von granulierter Aktivkohle technisch einfach möglich, wird in Zukunft wohl nicht mehr gegeben sein.
- **Kontaktbecken mit 15 min Aufenthaltszeit** – Durch Rückführung der PAK in die biologische Stufe kann das AFS-PAK-Gemisch in der Nachklärung unter Verzicht auf ein zusätzliches Sedimentationsbecken abgesetzt werden. Damit kann die Kontaktzeit auf die Eliminationsleistung für Mikroschadstoffe ausgelegt werden. Eine Dimensionierung im Hinblick auf Schlammverlagerung beim System Kontakt-/Sedimentationsbecken wird nicht erforderlich.
- **PAK-Rückhalt mit Fuzzy-Filter** – Für die Zielvorgabe eines nahezu feststoff- und damit aktivkohlefreien Ablaufes mit AFS-Werten unter 1 mg/l ist zwingend eine Filtration erforderlich. Die Fuzzy-Filtration ist für eine Vollstrombehandlung technisch geeignet und erforderlich, wenn ein gemeinsamer Kohleschlammkreislauf durch Mehrfachbeladung installiert wird.
- **Synergieeffekte** – Die für einen effizienten Aktivkohlerückhalt erforderliche Fuzzy-Filtration führt auch zur Minderung von Problemen bei überlasteter Nachklärung und hohem partikulärem CSB. Die notwendige Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln zur Bildung von schweren und großen PAK-Flocken reduziert zudem die Ablaufwerte für Phosphor.

Die in den vorangegangenen Kapiteln aufgezeigten Fließschemata und die Ausführungen zur Planung einer Fuzzy-Filtration sind auch für andere Kläranlagen übertragbar.

10.4 Kostenvergleiche Adsorptionsstufe und Fuzzy-Filter

10.4.1 Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln (ohne Fuzzy-Filter)

Zum Vergleich der ermittelten Investitionskosten für die untersuchte GAK-Variante der Kläranlage Barntrup mit anderen Kläranlagen erfolgte eine Aufschlüsselung der Kosten in die Teile Adsorptionsstufe und Fuzzy-Filtration. Zudem wurden diejenigen Kostenanteile herausgenommen, die nur zur Herstellung einer Nutzungsgleichheit bei der Wertung der vier Varianten hinsichtlich der erwarteten Synergieeffekte zur Phosphatelimination dienen.

Bei der Variante I GAK-Adsorber für die Kläranlage Barntrup wurden folgende Kostenelemente berücksichtigt (einschl. 19% Ust.):

- Bauwerk (Halle) für die Aufstellung der Adsorber
- erdverlegte verbindende Rohrleitungen für die Abwasserströme
- Adsorber mit GAK, Pumpen für die Beschickung und Gebläse zum Spülen
- Installationen und Armaturen zur Förderung, Verteilung und Transport der Abwasserströme und Luft sowie
- EMSR-Technik für den Betrieb der Adsorptionsstufe.

Nicht enthalten sind die Kosten für die Fuzzy-Filtration sowie für eine Fäll- und Flockungshilfsmittel-Anlage, die bei einer Adsorptionsstufe mit granulierter Aktivkohle und vorgeschaltetem Fuzzy-Filter normalerweise nicht notwendig ist.

Der Vergleich der für die Kläranlage Barntrup ermittelten Investitionskosten erfolgte mit folgenden Maßnahmen:

- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Vorplanung zur Kläranlage Bad Oeynhausen (Hydro-Ingenieure 2012a)
- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Vorplanung zur Zentralkläranlage Detmold (Hydro-Ingenieure 2012b)
- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Machbarkeitsstudie zur Kläranlage Harsewinkel (Hydro-Ingenieure 2012c) und
- Kostenschätzung in der Machbarkeitsstudie zur Zentralkläranlage Rietberg (Knollmann 2013).

In Tabelle 10-1 und Abbildung 10-9 wurden die hier betrachteten Maßnahmen zusammengestellt und aus den angegebenen Investitionskosten und Abwasserabflüssen die spezifischen Investitionskosten pro Liter und Sekunde ermittelt.

Tabelle 10-1: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln

Kläranlage	Abwasserabfluss	Investitionskosten (einschl. Ust.)	Spezifische Kosten
Kläranlage Barntrup, Variante I: GAK-Adsorber (2-stufig)	80 l/s	861.127 €	10.765 €/l/s
Kläranlage Bad Oeynhausen, "Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)"	200 l/s	2.529.360 €	12.647 €/l/s
Zentralkläranlage Detmold, "Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)"	200 l/s	1.534.570 €	7.673 €/l/s
Kläranlage Harsewinkel, "Lösungsvariante 2: Granulierte Aktivkohle in nachgeschalteten Druckkesseln (1-stufig)"	83,3 l/s	1.223.087 €	14.683 €/l/s
Zentralkläranlage Rietberg, "Variante 2a - Nachgeschalteter Festbettadsorber"	98 l/s	752.675 €	7.681 €/l/s
		Mittelwert	10.690 €/l/s

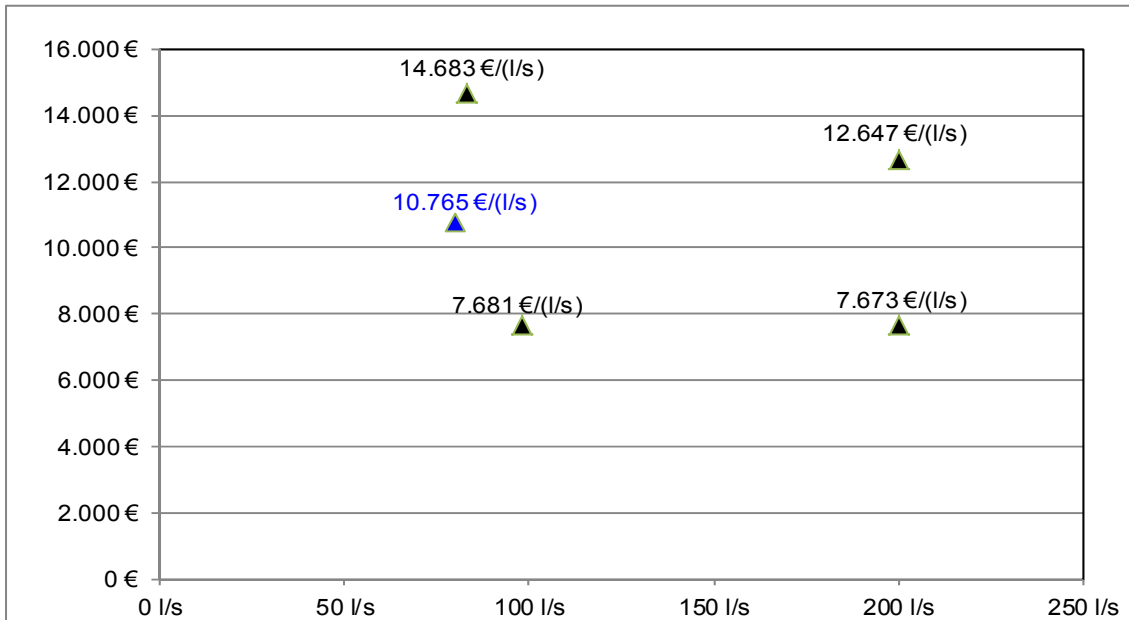


Abbildung 10-9: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit GAK-Druckkesseln

Die in der vorliegenden Machbarkeitsstudie ermittelten spezifischen Investitionskosten für den Teil GAK-Adsorptionsstufe in Höhe von 10.765 €/l/s bestätigen den Mittelwert von 10.690 €/l/s bei einer Bandbreite von 7.673 €/l/s bis 14.683 €/l/s für die angeführten Vergleichsprojekte.

Die Bandbreite der spezifischen Kosten ist bei der geringen Datenanzahl sehr hoch. Es ist ein Trend zu geringeren spezifischen Investitionskosten bei größeren Abwasserabflüssen anzunehmen. Die Ursachen für die Kostenunterschiede sind im Wesentlichen in anlagenspezifischen Gegebenheiten (z.B. vorhandener Platz für die Erweiterung, Bestand und Zustand der EMSR-Technik) und den daraus resultierenden Investitionskosten für den Bau der Adsorptionsstufe zu sehen. Zudem beruhen alle Zahlen bisher nur auf Kostenschätzungen.

Zusammenfassend zur Variante mit granulierter Aktivkohle ist deutlich hervorzuheben, dass die Kostenvergleiche nur die GAK-Adsorptionsstufe beinhalten. Diese Lösung ist jedoch nur möglich, wenn ein feststofffreier Kläranlagenablauf vorliegt. Ansonsten ist eine vorhergehende Filtration unabdingbar.

10.4.2 Adsorptionsstufe für Pulveraktivkohle (ohne Fuzzy-Filter)

Zur Einschätzung der ermittelten Kosten für die untersuchten PAK-Varianten der Kläranlage Barntrup im Vergleich zu anderen Kläranlagen erfolgte eine Aufschlüsselung der Kosten in die Teile Adsorptionsstufe und Fuzzy-Filtration.

Bei der Variante III PAK-Kontaktbecken für die Kläranlage Barntrup wurden folgende Kostenelemente berücksichtigt (einschl. 19% Ust.):

- Bauwerk (Halle) für die Dosiertechnik, Fundament für die Aufstellung des PAK-Silos, Misch- und Kontaktbecken
- erdverlegte verbindende Rohrleitungen für die Abwasser- und PAK-Ströme
- Rührwerke im Misch- und Kontaktreaktor, Pumpen, Installationen und Armaturen zur Förderung, Verteilung und Transport der Abwasser- und PAK-Ströme
- Behälter für die Lagerung der Pulveraktivkohle
- komplette Anlage zur Erstellung und Dosierung der Aktivkohlesuspension sowie
- EMSR-Technik für den Betrieb der Adsorptionsstufe.

Der Vergleich der für die Kläranlage Bartrup ermittelten Investitionskosten erfolgte mit folgenden Maßnahmen:

- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Vorplanung zur Kläranlage Bad Oeynhausen (Hydro-Ingenieure 2012a)
- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Vorplanung zur Zentralkläranlage Detmold (Hydro-Ingenieure 2012b)
- Kostenschätzung zur Lösungsvariante 1 in der Machbarkeitsstudie zur Kläranlage Harsewinkel (Hydro-Ingenieure 2012c)
- Kostenschätzung in der Machbarkeitsstudie zur Zentralkläranlage Rietberg (Knollmann 2013) und
- Kostenschätzung Studie zum Gruppenklärwerk Paderborn (Dahlem 2013).

In Tabelle 10-2 und Abbildung 10-10 wurden die hier betrachteten Maßnahmen zusammengestellt und aus den angegebenen Investitionskosten und Abwasserabflüssen die spezifischen Investitionskosten pro Liter und Sekunde ermittelt.

Die in der vorliegenden Machbarkeitsstudie ermittelten spezifischen Investitionskosten für den Teil PAK-Adsorptionsstufe bei Variante IIa in Höhe von 11.992 €/l/s, bei Variante IIb in Höhe von 8.025 €/l/s und bei Variante III in Höhe von 7.321 €/l/s liegen um den Mittelwert von 11.199 €/l/s bei einer Bandbreite von 7.321 €/l/s bis 20.507 €/l/s für die angeführten Vergleichsprojekte.

Die Bandbreite der spezifischen Kosten ist bei der geringen Datenanzahl sehr hoch. Zu beachten ist bei dem Vergleich, dass bei Variante IIb ein Teil der Bestandsbauwerke übernommen wird und Variante III ganz auf ein zusätzliches Sedimentationsbecken verzichtet.

Es ist ein Trend zu geringeren spezifischen Investitionskosten bei größeren Abwasserabflüssen anzunehmen. Die weiteren Ursachen für die Kostenunterschiede sind im Wesentlichen in anlagenspezifischen Gegebenheiten und den daraus resultierenden Investitionskosten für den Bau der Adsorptionsstufe zu sehen. Zudem beruhen alle Zahlen bisher nur auf Kostenschätzungen.

Tabelle 10-2: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit PAK

Kläranlage	Abwasserabfluss	Investitionskosten (einschl. Ust.)	Spezifische Kosten
Kläranlage Bartrup, Variante IIa: PAK-Kontaktbecken, Neubau Sedimentationsbecken	80 l/s	959.307,00 €	11.992 €/l/s
Kläranlage Bartrup, Variante IIb: PAK-Kontaktbecken, Umbau NKB zum Sedimentationsbecken	80 l/s	641.952,00 €	8.025 €/l/s
Kläranlage Bartrup, Variante III: PAK-Kontaktbecken (Rezi.-Betrieb)	80 l/s	585.667,00 €	7.321 €/l/s
Kläranlage Bad Oeynhausen, "Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken"	200 l/s	2.098.573,00 €	10.493 €/l/s
Zentralkläranlage Detmold, "Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken"	200 l/s	2.709.104,00 €	13.546 €/l/s
Kläranlage Harsewinkel, "Lösungsvariante 1: Pulveraktivkohle mit Kontakt- und Absetzbecken"	83,3 l/s	1.708.240,00 €	20.507 €/l/s
Gruppenklärwerk Paderborn, "Variante 1: PAK-Dosierung in Kontaktbecken"	917 l/s	7.018.620,00 €	7.654 €/l/s
Zentralkläranlage Rietberg, "Variante 1c- Pulveraktivkohledosierung in eine separate Reinigungsstufe"	98 l/s	985.201,00 €	10.053 €/l/s
		Mittelwert	11.199 €/l/s

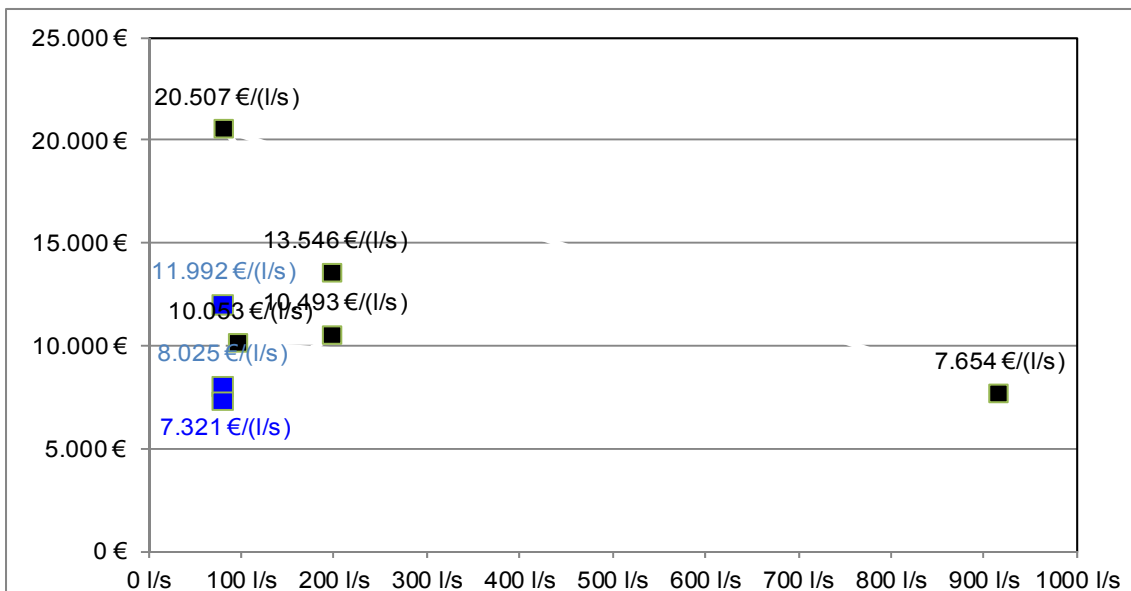


Abbildung 10-10: Spezifische Investitionskosten für Adsorptionsstufe mit PAK

10.4.3 Fuzzy-Filter für Pulveraktivkohlerückhalt

Vor der Ableitung des gereinigten Abwassers in den Vorfluter ist in jedem Fall eine Filtrationsstufe erforderlich, um die zur Elimination der Mikroschadstoffe dosierte Pulveraktivkohle effizient zurückzuhalten. In dem Pilotprojekt wurde dazu ein Fuzzy-Filter der Fa. Bosman Watermanagement getestet. Zur Einschätzung der Wirtschaftlichkeit werden die ermittelten Kosten mit denen einer in Deutschland üblichen Sandfiltration verglichen.

In der Regel wurden nur die Kläranlagen ab der Größenklasse 5 mit einer Flockungsfiltration ausgestattet. Daher werden neben eigenen Erfahrungen, der Kostenrecherche von realisierten, großen Kläranlagen auch Berechnungen auf Basis von Richtwerten der Literatur vorgenommen. Ein Teil der Literaturwerte basiert auf spezifischen Kosten pro Filterfläche, die im Vergleich zu den vielfach höheren Filtergeschwindigkeiten eines Fuzzy-Filters umgerechnet werden mussten.

Es wird von folgenden Annahmen ausgegangen (A 203):

- Abwärts durchströmte Sandfiltration mit Filteraufbau aus unterschiedlichen Schichten und Körnungen, Rückspülen der Filter mit Luft und Wasser
- Filtergeschwindigkeiten 7,5 bis 12 m/h, wegen zusätzlicher PAK-Belastung
- Abwasserabfluss $Q_t = 80 \text{ l/s}$ ($288 \text{ m}^3/\text{h}$), $Q_m = 160 \text{ l/s}$ ($576 \text{ m}^3/\text{h}$)
- theoretisch erforderliche Filterfläche $A_{\text{Fil}} = Q / v = 288 \text{ m}^3/\text{h} / 7,5 \text{ m/h} = 38,4 \text{ m}^2$
bzw. $576 \text{ m}^3/\text{h} / 12 \text{ m/h} = 48 \text{ m}^2$
- theoretische Größe der Filterfläche nach maximaler Spülgeschwindigkeit $288 \text{ m}^3/\text{h} / 60 \text{ m/h} = 4,8 \text{ m}^2$; bei gesondertem Spülwasservorrat gewählt 10 m^2
- Anzahl Einheiten $48 \text{ m}^2 / 10 \text{ m}^2 = 4,8$; gewählt 6 Einheiten je $10 \text{ m}^2 = \underline{60 \text{ m}^2}$
- Nachweis bei Mischwasserzufluss bei gleichzeitiger Spülung einer Einheit:
 $576 \text{ m}^3/\text{h} / (6 - 1) / 10 \text{ m}^2 = 11,5 \text{ m/h} < 12 \text{ m/h}$

Die flächenspezifischen Herstellungskosten einer kleinen Flockungsfiltration werden als Größenordnung in Höhe von bis zu 80.000 DM/m^2 (15% Ust., Bezugsjahr 1997) angegeben (Investitionskosten Abwasser). Nach Währungsumstellung, Umsatzsteuerberichtigung und Preisanpassung von 3% pro Jahr ergeben sich bei Ansatz von 60 m^2 Filterfläche folgende Kosten:

- Kosten kleine Flockungsfiltration ca. 4,08 Mio. €
- Kosten pro Abwasserabfluss ca. $4,08 \text{ Mio. €} / 160 \text{ l/s} = 25.500 \text{ €/(l/s)}$

Als Kostenanhalt wird vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen für die Realisierung einer Flockungsfiltration bei einer Kläranlagengröße von 10.000 EW die Investition mit 2,3 bis 2,6 Mio. € angegeben (Flussgebiete 2014, Bezugsjahr unbekannt). Unter Annahme des Abwasserabflusses von 160 l/s ergeben sich folgende Werte;

- Kosten pro Abwasserabfluss ca. 2,45 Mio. € / 160 l/s = 15.313 €/l/s

Die Herstellungskosten der Flockungsfiltration Kläranlage Lübbecke (Kostenfeststellung 5,4 Mio. DM, 15% Ust., Baujahr 1996, 150.000 EW) ergeben nach Währungsumstellung, Umsatzsteuerberichtigung und Preisanpassung von 3% pro Jahr folgende spezifische Kosten:

- Kosten pro Filterfläche ca. 4,72 Mio. € / 120 m² = 39.333 €/m²
- Kosten pro Abwasserabfluss ca. 4,72 Mio. € / 460 l/s = 10.261 €/l/s

Unter Ansatz des oben zitierten Kostenanhalts des Landes NRW für Kläranlagengrößen von 100.000 EW bis 200.000 EW sind die Investition mit 4,9 bis 5,3 Mio. € anzunehmen. Für die Herstellung der Flockungsfiltration auf der Kläranlage Lübbecke (150.000 EW) wären demnach heute folgende spezifische Kosten anzunehmen:

- Kosten pro Abwasserabfluss ca. 5,1 Mio. € / 460 l/s = 11.087 €/l/s

Nach weiteren Recherchen sind für die Herstellung einer Flockungsfiltration in den letzten Jahren Investitionskosten von rund 11.500 €/l/s bei einem Abwasserabfluss von etwa 850 l/s als realistische Größe anzusetzen.

In Tabelle 10-3 und Abbildung 10-11 wurden für eine Fuzzy- oder Flockungsfiltration die spezifischen Investitionskosten pro Liter und Sekunde zusammengestellt.

Tabelle 10-3: Spezifische Investitionskosten für Fuzzy- und Flockungsfiltration

Kläranlage	Abwasserabfluss	Investitionskosten (einschl. Ust.)	Spezifische Kosten
Kläranlage Bamtrup, Fuzzy-Filtration	160 l/s	2.411.600 €	15.073 €/l/s
Literaturwert auf Basis flächenspez. Kosten (1997)	160 l/s	4.080.000 €	25.500 €/l/s
Kostenanhalt nach MUKLNV NRW (2014)	160 l/s	2.450.000 €	15.313 €/l/s
Kläranlage Lübbecke, Kostenfeststellung (1996)	460 l/s	4.720.000 €	10.261 €/l/s
Kläranlage Lübbecke, Kostenanhalt MUKLNV NRW für 2014	460 l/s	5.100.000 €	11.087 €/l/s
Preisrecherchen (undokumentiert)	850 l/s	-	11.500 €/l/s
		Mittelwert	14.789 €/l/s

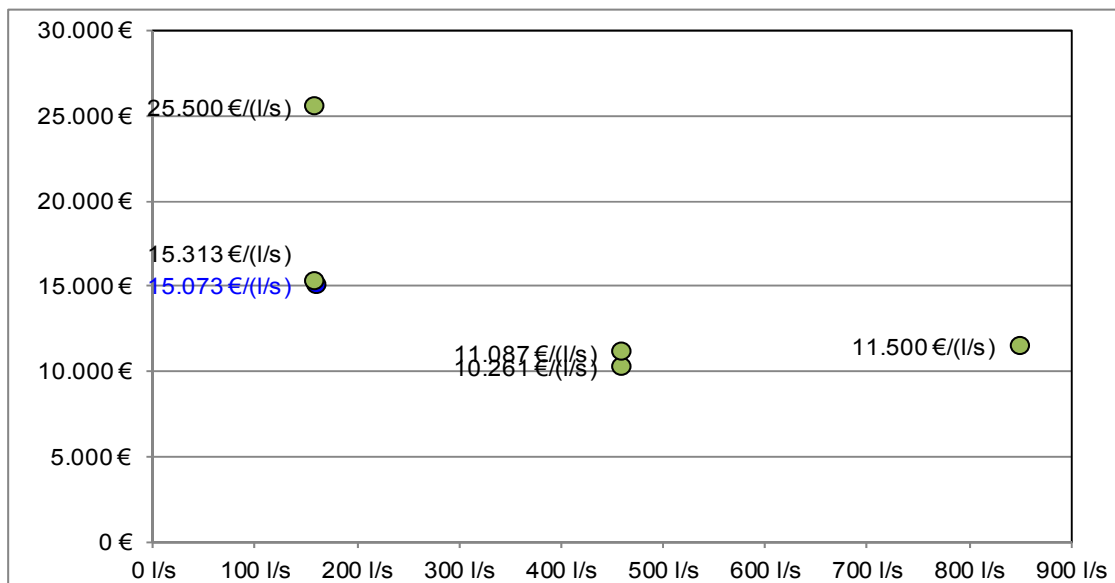


Abbildung 10-11: Spezifische Investitionskosten für Fuzzy- und Flockungsfiltration

Die Kostenangaben speziell für kleinere Kläranlagen auf Basis der Literatur haben auf Grund der geringen Datenanzahl große Abweichungen. Die spezifischen Investitionskosten pro Abwasserabfluss liegen bei kleineren Anlagen erwartungsgemäß etwas höher als bei großen Anlagen. Dennoch kann festgestellt werden, dass die in der Studie ermittelten Kosten für eine Fuzzy-Filtration sich am unteren Rand der Investitionskosten für eine Filtration vergleichbarer Baugröße bewegen. Mit zunehmender Planungstiefe wird erwartet, dass hinsichtlich solcher Elemente wie Filterhalle, Aufstellung und Rohrleitungsführung Fuzzy-Filter sowie Filtratwasserspeicher und Spülung eine Optimierung stattfindet und somit die vorläufigen Kostenannahmen reduziert werden können.

11 Zusammenfassung

Die Stadt Barntrup beabsichtigt die Realisierung von Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der kommunalen Kläranlage. Die Kläranlage Barntrup-Mönchshof ist in die Größenklasse 4 einzuordnen und besitzt keine Filtrationsstufe. Eine solche Filtrationsstufe - unabhängig von der Bauart - ist bei einer adsorptiven oder oxidativen Elimination der Mikroschadstoffe zum Schutz der Anlagentechnik und zur Erhöhung der Standzeiten in jedem Fall nachzurüsten.

In Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold wurde grundlegend ein adsorptives Verfahren für die Elimination der Mikroschadstoffe angedacht. Der wasserwirtschaftliche Vorteil gegenüber oxidativen Verfahren liegt hier speziell in der zusätzlichen Verminderung von abfiltrierbaren Stoffen im Ablauf der Kläranlage, die sich im Oberlauf des sensiblen Vorfluters Bega befindet.

Erstmalig in Deutschland wurde zum Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen und damit der Pulveraktivkohle aus einer Adsorptionsstufe die Fuzzy-Filter-Technik der Fa. Bosman in einem Pilotprojekt getestet. In einer mehrwöchigen Testphase wurden dazu verschiedene Einstellungen an dem Fuzzy-Filter und der Dosierung von Pulveraktivkohle, Fällmitteln und Flockungshilfsmitteln vorgenommen.

Begleitend zu den Testläufen hat die Hochschule Ostwestfalen-Lippe die gewonnenen Proben analysiert und statistisch ausgewertet. Der Rückhalt von abfiltrierbaren Stoffen ist demnach bis unter die gewünschte Grenze von 1 mg/l möglich. Die Mikroschadstoffe sind gut an die Aktivkohle adsorbierbar und konnten weitgehend vermindert werden. Bei der Dosierung von Fäll- und Flockungsmitteln zum Rückhalt der PAK konnte zudem als Synergieeffekt eine deutliche Verringerung der Ablaufwerte von CSB und Phosphor festgestellt werden.

Insgesamt ist ein deutlicher Erfolg des Pilotprojektes zu verzeichnen. Es konnte nachgewiesen werden, dass der Fuzzy Filter bei ausgezeichneten Ablaufwerten eine optimale Alternative zu herkömmlichen Filtrationsverfahren für diesen Anwendungsfall darstellt. In Auswertung der Ergebnisse wurden daher vier grundlegende Aktivkohlevarianten festgelegt und verfahrenstechnisch erörtert. Nach eigenen Recherchen und Angaben der Hersteller Fa. Bosman zu den Fuzzy-Filtern wurden die Investitionen, Betriebs- und Jahreskosten ermittelt und miteinander verglichen.

Die zusätzliche Untersuchung einer getrennten Schlammbehandlung für die PAK-Varianten führte zu verfahrenstechnischen Lösungen, die nur eine Teilstrombehandlung des Abwassers in der Filterstufe bewirken. Dies führt zu Minderkosten bei den Investitionen und Betriebskosten. Der Reinigungserfolg einer Teilstrombehandlung im Fuzzy-Filter ist jedoch aus wasserwirtschaftlicher Sicht nicht mit einer Vollstrombehandlung zu vergleichen und bietet für den Betreiber wesentlich geringere Betriebssicherheit. Die Lösungen mit einer getrennten Schlammbehandlung sind deshalb nicht zu empfehlen.

Nach Erörterung mit der Stadt Barntrup wird die Variante III zur weiteren Untersuchung vorgeschlagen.

Detmold, am 31. März 2014

Machbarkeitsstudie (Kapitel 1.-4.4 und 7.-12.)	Analytik (Kapitel 5)	Fuzzy-Filter-Technik (Kapitel 4.5 und 6)
Dipl.-Ing. M. Danjes GmbH, Detmold	Hochschule Ostwestfalen- Lippe, Detmold	Bosman Watermanagement GmbH, Berlin



Dipl.-Ing.
Frank Waermer



Prof. Dr.-Ing.
Ute Austermann-Haun



Ir.
Bart-Jan Brandt



Dipl.-Ing.
Claas Knollmann



Dipl.-Ing.
Jan Felix Meier



Dr.-Ing.
Kathrin Gantner (PhD)

Literaturverzeichnis

- A 106** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk: Arbeitsblatt A 106 – Entwurf und Bauplanung von Abwasserbehandlungsanlagen. Hennef: DWA, Oktober 1995
- A 131** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk: Arbeitsblatt A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef: DWA, Mai 2000
- A 198** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk (früher ATV-DVWK): Arbeitsblatt A 198 – Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef: DWA, April 2003
- A 202** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk: Arbeitsblatt A 202 – Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Hennef: DWA, Mai 2011
- A 203** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk: Arbeitsblatt A 203 – Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung. Hennef: DWA, April 1995
- Bezirksregierung 2013** Bezirksregierung Detmold: Kommunale Abwasserbeseitigung – Leitentscheidung der Stadt Barntrup zur Fremdwasserbeseitigung. Schreiben vom 10.05.2013
- Dahlem 2013** Stadtentwässerungsbetrieb Paderborn: Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Paderborn-Sande, Abschlussbericht. Dahlem Beratende Ingenieure GmbH & Co. KG, Juni 2013
- DIN 19605** Festbettfilter zur Wasseraufbereitung. Aufbau und Bestandteile. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin: Beuth, April 1995
- DIN 38409-2** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2), DIN Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin: Beuth, 1987
- Drawert et al. 2013** Drawert, S., Gantner, K., Dr.-Ing., Barjenbruch, M., Prof. Dr.-Ing., Brandt, B.-J.: Abtrennung von Pulveraktivkohle bei der Spurenstoffentfernung. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik 5/2013. S. 32-35
- DVGW W 213-3** DVGW-Merkblatt W 213-6: Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 3: Schnellfiltration. Deutscher Verein des Gas-und Wasserfaches e.V. Bonn: Gas und Wasser, Juni 2005
- DVGW W 213-6** DVGW-Merkblatt W 213-6: Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung; Teil 6: Überwachung mittels Trübungs- und Partikelmessung. Deutscher Verein des Gas-und Wasserfaches e.V. Bonn: Gas und Wasser, Juni 2005
- DVGW W 239** DVGW-Merkblatt W 239 (A): Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle. Deutscher Verein des Gas-und Wasserfaches e.V. Bonn: Gas und Wasser, März 2011

- DVGW W 240** DVGW-Merkblatt W 240: Beurteilung von Aktivkohlen für die Wasseraufbereitung. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. Bonn, Wien: Oldenbourg Industrie, 1987
- EAWAG 2010** EAWAG: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Abschlussbericht. Dübendorf: EAWAG im Auftrag des BAFU, September 2013
- Firk 2013** Firk, W., Dr.-Ing.: Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. 14. Kölner Kanal- und Kläranlagenkolloquium 2013. In: Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Band 17
- Flussgebiete 2014** Mischsystem. URL http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Ma%C3%9Fnahmen/K1.0#Optimierung_durch_Realisierung_einer_Flockungsfiltration – Datum: 31.01.2014.
- Grontmij 2012** InfraStruktur Neuss: Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, Machbarkeitsstudie. Grontmij mbH, 2013
- Investitionskosten Abwasser** Günther, F. W., Reicherter, E. (Hrsg.): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. München: Oldenbourg, 2001
- Handbuch Abwasserreinigung** ATV (Hrsg.): ATV-Handbuch Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. 4. Aufl. Berlin: Ernst & Sohn, 1997
- Handbuch Energie** Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (Hrsg.): Handbuch Energie in Kläranlagen. Düsseldorf: September 1999
- Handbuch Klärschlamm** ATV (Hrsg.): ATV-Handbuch Klärschlamm. 4. Aufl. Berlin: Ernst & Sohn, 1996
- Handbuch Technik** Conradin, F., Hahn, H. H., Lengyel, W., Pöltner, R., Schalkamp, M., Ulmer, J. (Hrsg.): Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik. Band 2: Wassergewinnungs- und Wasseraufbereitungstechnik. 6. Ausgabe. Essen: Vulkan, 1995
- Hydro-Ingenieure 2012a** Stadtwerke Bad Oeynhausen: Kläranlage Bad Oeynhausen, Einsatz von Aktivkohle / alternative Verfahrenstechniken, Vorplanung. Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH, Juli 2012
- Hydro-Ingenieure 2012b** Stadt Detmold: Zentralkläranlage Detmold, Einsatz von Aktivkohle / alternative Verfahrenstechniken, Vorplanung. Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH, August 2012
- Hydro-Ingenieure 2012c** Stadt Harsewinkel: Kläranlage Harsewinkel, Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination. Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH, November 2012

- Kayser 2001** Kayser, R.: Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen. ATV-DVWK-Kommentar. Hennef: DWA, 2001
- Knollmann 2013** Stadt Rietberg, Abwasserbetrieb: Ertüchtigung der Zentralkläranlage Rietberg zur Elimination von Spurenstoffen - Variantenbetrachtung, Machbarkeitsstudie. Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH, Juli 2013
- Kommunales Abwasser** Koppe, P., Stozek, A. (Hrsg.): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme. 4. Ausgabe. Essen: Vulkan, 1999
- Korrespondenz Abwasser Abfall 10/13** GFA (Hrsg.): Zeitschrift Korrespondenz Abwasser Abfall, Heft 10/13 . Hennef: GFA, Oktober 2013
- KVR-Leitlinie 2012** DWA (Hrsg. und Vertrieb): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarbeitete Auflage. Hennef: DWA, 2012
- M 381** DWA (Hrsg.): DWA-Regelwerk: Merkblatt M 381 – Eindickung von Klärschlamm. Hennef: DWA, Oktober 2007
- Metzger 2010a** Metzger, S., Dr.-Ing.: Aktivkohle in der Abwasserreinigung – vom Versuch zum technischen Maßstab. Symposium in Mannheim. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010 (57) Nr. 12. S. 1193-1196
- Metzger 2010b** Metzger, S.: Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. München: Oldenbourg Industrie, 2010
- Metzger 2011** Metzger, S., Rößler, A., Kapp, H.: Erweiterung kommunaler Kläranlagen durch eine adsorptive Stufe zur Elimination organischer Spurenstoffe. Abschlussbericht Teilprojekt 2: Optimierung der Pulveraktivkohleabtrennung durch Filtration als Grundlage zur Anlagendimensionierung. Hochschule Biberach, 2011
- Metzger 2013** Metzger, S., Rößler, A., Kapp, H.: Erweiterung des Klärwerks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung. Spurenstoffbericht. Hochschule Biberach, 2012
- UBA 2010** Umweltbundesamt: Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, 2010
- UBA 2011** Umweltbundesamt: Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmewerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. Am 16.12.2011 aktualisierte Fassung des Textes aus: Bundesgesetzblatt 52 (2009) 1202-1206. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, 2011
- Taschenbuch Wasser** Mutschmann, J., Stimmelmayer, F.: Taschenbuch der Wasserversorgung. 13., vollst. überarb. Aufl. Braunschweig/Wiesbaden: Friedr. Vieweg & Sohn, 2002

Wikipedia 2014 Mischsystem. URL <http://de.wikipedia.org/wiki/Mikroplastik> – Datum: 31.01.2014.

Autorenverzeichnis

Autor	Bearbeitete(s) Kapitel einschl. Anhänge
Waermer, F. Finkemeyer, A. Wiechert, T.	1./ 2./ 3./ 4.1 bis 4.4/ 7./ 8./ 9./ 10./ 11./ 12./ Anhänge 3-1 / 7-1 bis 7-2 / 9-1 bis 9-6
Austermann-Haun, U. Meier, J.-F.	5. / Abbildungen in 10.2/ Anhänge 5-1 und 5-2
Gantner, K. Brandt, B.-J.	4.5 / 6.

Anhang

Anhang 3-1 Untersuchungsbefund Mikroschadstoffe Kläranlage Barntrup, Ablauf
Nachklärung, Stichprobe vom 07.07.2011, OWL Umwelt Analytik

Anhang 5-1 Tabelle A 1: Becherglasversuche 1 Versuchsreihe - Analysenergebnisse
Mikroschadstoffe (24 h Versuchszeit, Bestimmungsgrenze 0,050 µg/L)

Anhang 5-2 Tabelle A 2: Becherglasversuche 2 Versuchsreihe - Analysenergebnisse
Mikroschadstoffe (7 h Versuchszeit, Bestimmungsgrenze 0,050 bzw. 1,0 µg/L)

Anhang 7-1 Verfahrenstechnische Berechnung: Variante I GAK-Adsorber

Anhang 7-2 Verfahrenstechnische Berechnung: Variante II PAK-Adsorptionsstufe

Anhang 9-1 Verfahrenstechnische Berechnung: Bedarfsermittlung PAK, FM, FHM für
PAK-Adsorptionsstufe, Lösung mit gemeinsamer Behandlung von ÜS- und PAK-
Schlamm

Anhang 9-2 Verfahrenstechnische Berechnung: Ermittlung der Schlammengen für
PAK-Adsorptionsstufe, Lösung mit gemeinsamer Behandlung von ÜS- und PAK-
Schlamm

Anhang 9-3 Ermittlung des Energiebedarfes: Varianten I bis III

Anhang 9-4 Ermittlung der Betriebskosten: Varianten I bis III

Anhang 9-5 Ermittlung der Jahreskosten: Varianten I bis III

Anhang 9-6 Ermittlung der Jahreskosten nach Leitlinie zur Durchführung dynamischer
Kostenvergleichsrechnungen (2012): Varianten I bis III