


Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Geist

STADT  MÜNSTER

 Tiefbauamt

Impressum

Auftraggeber: Stadt Münster

Auftragnehmer: **Grontmij GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

Bearbeitung: Dipl.-Ing. (FH) Christian Maus, M.Sc.
Dipl.-Ing. (FH) Sandra Ante

Laboranalytik: **Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)**

Bliersheimer Straße 58 - 60
47229 Duisburg

Dr. rer. nat. Jochen Türk
Andrea Börgers, M.Sc.

Bearbeitungszeitraum: Mai 2015 - Februar 2016

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	1
1.1	Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
1.2	Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers	2
1.3	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	2
2	Abwassereigenschaften	4
2.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	4
2.2	Standardabwasserparameter	5
2.3	Diskussion von Grenzwerten für Mikroschadstoffe bei der Abwasserbehandlung	6
2.4	Screening auf Mikroschadstoffe	11
2.4.1	Ergebnisse der Untersuchungen	12
2.4.2	Einfluss der eingetragenen Frachten durch die Indirekteinleiter auf die Belastungssituation der Kläranlage	14
2.5	Bromidkonzentration	16
3	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	16
3.1	Übersicht	16
3.2	Oxidative Verfahren	17
3.2.1	Ozonung	17
3.2.1.1	Grundlagen	17
3.2.1.2	Anordnung im Kläranlagenablauf	17
3.2.1.3	Ozonerzeugung	18
3.2.1.4	Ozondosierung und -eintrag	18
3.2.1.5	Ozonreaktor	19
3.2.1.6	Nachbehandlung	19
3.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	20
3.3	Adsorptive Verfahren	20
3.3.1	Grundlagen	20
3.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	21
3.3.2.1	Anordnung im Kläranlagenablauf	21
3.3.2.2	Filteranlage	21
3.3.2.3	Auswahl der geeigneten Kohle	22

	Seite	
3.3.2.4	Austausch der granulierten Aktivkohle	22
3.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	22
3.3.3.1	PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe	23
3.3.3.2	PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration	24
3.3.3.3	PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum)	25
3.3.3.4	Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken	25
3.3.3.5	Anlieferung und Lagerung	26
3.3.3.6	Kohledosierung und -eintrag	26
3.3.3.7	PAK-Entsorgung	27
3.4	Physikalische Verfahren	27
3.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	27
3.5.1	Ozonung	27
3.5.2	Adsorptive Verfahren	28
3.5.2.1	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	28
3.5.2.2	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	28
4	Auslegungswerte	28
4.1	Auslegungswassermenge	28
4.2	Eliminationsraten	29
5	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	29
5.1	Nutzung vorhandener Ressourcen	29
5.2	Flächenverfügbarkeit	29
5.3	Variantenuntersuchung	30
5.3.1	Trennbauwerk	31
5.3.2	Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung	32
5.3.2.1	Integration auf der KA Münster-Geist	32
5.3.2.2	Ozonerzeugung	33
5.3.2.3	Ozoneintrag	33
5.3.2.4	Ozonreaktor	33
5.3.2.5	Transformationsprodukt Bromat	34
5.3.3	Variante 2: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk – Tuchfiltration	34
5.3.3.1	Integration auf der KA Münster-Geist	34
5.3.3.2	Kontaktreaktor	36

	Seite	
5.3.3.3	Sedimentationsbecken	37
5.3.3.4	Scheibenfilter	37
5.3.3.5	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	37
5.3.3.6	Fällmitteldosierung	38
5.3.3.7	Flockungshilfsmittel	38
5.3.4	Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)	38
5.3.4.1	Integration auf der KA Münster-Geist	38
5.3.4.2	Filtergröße, Filteranzahl und Filtergeschwindigkeit	40
6	Kostenabschätzung	41
6.1	Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung	42
6.2	Variante 2: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk – Tuchfiltration	43
6.3	Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)	45
6.4	Zusammenfassung	46
7	Empfehlung	47
7.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	47
7.2	Verfahrensempfehlung	47
8	Literaturverzeichnis	49
9	Anhang	53
9.1	Screeningergebnisse	53
9.2	Allgemeine Chemische Parameter Getterbach ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung (Stadt Münster)	62
9.3	Ergebnisse der erweiterten Selbstüberwachung 2015 (Stadt Münster)	63
9.4	Ergebnisse der Einleiterüberwachung KA Geist nach § 120 LWG (LANUV)	64

	Seite
Abbildungsverzeichnis	
Abbildung 1-1: Einleitung Galgenbach in den Getterbach und der ökologische Zustand des Getterbachs in der Gesamtbewertung (Quelle ELWAS-WEB)	2
Abbildung 1-2: Luftbild der Kläranlage Münster-Geist (Quelle Tiefbauamt Stadt Münster)	3
Abbildung 1-3: Verfahrensfließbild der Kläranlage Münster-Geist (Quelle Tiefbauamt Stadt Münster)	4
Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	17
Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess [KOM-M.NRW, 2015]	18
Abbildung 3-3: Schematische Darstellung der Verfahrensschritte und -komponenten einer Kläranlage mit Ozonung [KomS-BW, 2015b]	19
Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess	21
Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe [KomS-BW, 2015c]	23
Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration [KomS-BW, 2015c]	24
Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) [Herbst und Hilbig, 2012]	25
Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken [KomS-BW, 2015c]	25
Abbildung 5-1: Flächenverfügbarkeit	30
Abbildung 5-2: Exemplarische Darstellung eines Trennbauwerks	32
Abbildung 5-3: Lageplan der Ozonung auf der Münster-Geist	32
Abbildung 5-4: Fließbild der Ozonung	34
Abbildung 5-5: Lageplan PAK-Anlage auf der Münster-Geist	36
Abbildung 5-6: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration	36
Abbildung 5-7: Lageplan GAK-Filteranlage auf der Münster-Geist	39
Abbildung 5-8: Fließbild der GAK-Anlage	40

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Untersuchungsumfang des Screenings und Analysenmethode	5
Tabelle 2-2:	Standortspezifische Abwasserparameter (2012 – 2014)	6
Tabelle 2-3:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010))	8
Tabelle 2-4:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (Nach der "Gewässerüberwachung in NRW, Anhang D4 - Umweltqualitätsnorm und Orientierungswerte - Letzter Aufruf: 22.04.2015")	9
Tabelle 2-5:	Quellenerläuterung zu Tabelle 2-4	10
Tabelle 2-6:	Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer oberhalb und unterhalb der Einleitung des Klärwerks Münster-Geist.	11
Tabelle 2-7:	Konzentrationen oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Münster-Geist mit Einordnung hinsichtlich der Gewässergüte.	12
Tabelle 2-8:	Vorschlag zu Substanzen (Indikatorsubstanzen) für das Monitoringprogramm	14
Tabelle 2-9:	Abgeschätzte Frachten ausgewählter Mikroschadstoffe pro Jahr für den Zulauf der Kläranlage Münster Geist und der drei untersuchten Indirekteinleiter.	15
Tabelle 2-10:	Abgeschätzte prozentuale Anteile der Fracht der drei untersuchten Indirekteinleiter an der Gesamtfracht des Zulaufs der Kläranlage Münster Geist.	15
Tabelle 3-1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW [KOM-M.NRW, 2015b]	21
Tabelle 3-2:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L [Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010]	26
Tabelle 6-1:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für eine Ozonung	42
Tabelle 6-2:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für eine PAK-Adsorptionsstufe	44
Tabelle 6-3:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für einen neuen GAK-Filter	45
Tabelle 6-4:	Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Jahresabwassermenge der betrachteten Varianten	46
Tabelle 7-1:	Variantenbewertung	48

1 Veranlassung

1.1 Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ rückt in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit. Der Begriff beschreibt die Reste der zahlreichen komplexen Chemikalien, die nach dem Gebrauch entweder unverändert oder nach Umbau in Organismen als Konjugate bzw. Metaboliten in die Gewässer gelangen. Beispielsweise sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flamm- schutzmitteln, Biozide und weitere Industriechemikalien in dieser Gruppe zu nennen. Mikroschadstoffe befinden sich in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen, dennoch konnte in den letzten Jahren die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroschadstoffen in der Umwelt nachgewiesen werden bzw. von vielen Stoffen ist zukünftig aufgrund der steigenden Verbrauchsmengen ein hohes Gefährdungspotenzial zu erwarten [Umweltbundesamt, 2011].

Vor dem Hintergrund des demographischen Wandels und der industriellen Weiterentwicklung kann die Mikroschadstoffproblematik in Zukunft drastischer werden. Beispielsweise werden Humanpharmaka insbesondere durch die steigende individuelle Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums künftig in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingebracht. Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität von Mikroschadstoffen besteht zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in Gewässer.

Die umweltschädlichen Stoffe sollen in der Regel möglichst an der Quelle minimiert und ggf. mit un- schädlichen Alternativen ersetzt werden. Das ist jedoch nicht immer und für jeden Stoff möglich. Eine Vielzahl der Mikroschadstoffe wird mit dem Abwasser in kommunale Kläranlagen transportiert. Die per- sistenten Mikroschadstoffe können während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungspro- zess nur in begrenztem Maße eliminiert werden und sind im Ablauf der Anlagen nach Stand der Technik noch nachweisbar. Die kommunalen Anlagen gehören daher zu den wichtigen Eintragspfaden der Mik- roschadstoffe in die Oberflächengewässer.

Um den Eintrag von Mikroschadstoffen in die Kanalisation bzw. in die Gewässer zu minimieren, sind gefächerte Maßnahmen unerlässlich. Im Infrastruktursystem der Wasserver- und Abwasserentsorgung kann die Entfernung der Mikroschadstoffe an unterschiedlichen Stellen und mittels verschiedenster Ver- fahren realisiert werden. Hierbei kann zwischen der dezentralen Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z.B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen) und zentralen in der kommunalen Kläran- lage oder bei der zentralen Trinkwasseraufbereitung unterschieden werden. Eine weitgehende Verbes- serung der Ablaufqualität bzw. Elimination der Mikroschadstoffe auf Kläranlagen ist durch weitergehen- de (additive) Maßnahmen realisierbar. Hierzu haben sich bisher die Techniken der Ozonung und der Aktivkohleadsorption zurzeit als umsetzbare Techniken herauskristallisiert.

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unter- schiedlichen Ebenen. Ein Ansatz ist es, Stoffe möglichst an der Quelle zu verhindern, z.B. durch die Substitution gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen. Einen anderen Ansatz verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS (www.dsads.de). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung aufzuklären bzw. zu sensibilisieren hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden (euwid Wa Nr. 45, 09.11.2010). Das Umweltministerium des Landes NRW fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische An- lagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel dieser Studie ist auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe Mög- lichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Geist

aufzuzeigen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Einbeziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung.

1.2 Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Münster-Geist umfasst die Ortsteile Mecklenbeck, Lövelingloh und Geist, die im Trennsystem entwässert werden. Die Gesamtfläche des Einzugsgebiets beträgt rd. 350 ha. An die Kläranlage angeschlossen sind zudem vier Regenklärbecken. Das überwiegend kommunale Abwasser kann im Hinblick auf Mikroschadstoffe durch die im Einzugsgebiet vorhandenen Indirekteinleiter maßgeblich beeinflusst werden. Zu nennen sind hier insbesondere ein Farben- und Lackproduzent und ein Arzneimittelentwickler. Diese Abwässer können u.a. mit Schwermetallen, den Komplexbildnern Ethylendiamintetraacetat (EDTA) und Nitritotriessigsäure (NTA), lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Terbutryn und Tensiden belastet sein. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Münster-Geist liegt zudem das Clemenshospital mit 403 Betten und 14 Fachabteilungen sowie die Pflegeheime Haus Simeon und das Maria – Hütte – Stift.

Die Kläranlage Münster-Geist leitet das gereinigte Abwasser in den Galgenbach bzw. in den Getterbach als nächst aufnehmendes Gewässer ein. Der ökologische Zustand des Getterbachs ist als schlecht zu bezeichnen (siehe auch Abbildung 1-1) [ELWAS-WEB, 2015]. Die Datengrundlage bzw. die im Rahmen eines Monitorings ermittelten Schadstoffkonzentrationen, die zu dieser Einstufung führen, können dem Erlaubnisbescheid aus dem Jahr 2013 entnommen werden [Erlaubnisbescheid, 2013]. Nach 7,1 km Länge fließt er in den Emmerbach.



Abbildung 1-1: Einleitung Galgenbach in den Getterbach und der ökologische Zustand des Getterbachs in der Gesamtbewertung (Quelle ELWAS-WEB)

1.3 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Die Kläranlage Münster-Geist wurde 1980 in Betrieb genommen und Ende der 1980er-Jahre erweitert. Die Abwasserbehandlung ist für 18.000 EW ausgelegt mit derzeit 16.000 (Stand 2013) angeschlossenen Einwohnerwerten [ELWAS-Web, 2015].



Abbildung 1-2: Luftbild der Kläranlage Münster-Geist (Quelle Tiefbauamt Stadt Münster)

Die Verfahrenstechnik, die in Abbildung 1-3 dargestellt ist, ist wie folgt ausgeführt [Tuttahs & Meyer, 2012]:

- Rechenanlage Stababstand ca. 6 mm (Feinrechen)
- Sandfang belüfteter Sandfang mit seitlicher Fettfangrinne
 - Länge = 19,0 m
 - Breite = 2,3 m
 - Fläche = 7,0 m²
 - Volumen = 133 m³
- Belebung zweistufig mit intermittierender Denitrifikation
 - Volumen = 5.400 m³ (gesamt)
- Nachklärung 2 Rundbecken
- Schönungsteich Volumen = 4.000 m³

Im Rücklaufschlammumpwerk übernehmen Schneckenpumpwerke die Förderung des Rücklaufschlammes zurück in die Belebungsstufe. In den Pumpensumpf des Rücklaufschlammumpwerks wird zur Phosphorelimination Fällmittel zudosiert. Im Zulauf des Rücklaufschlammumpwerks wird der Überschussschlamm abgezogen und unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln in zwei Schlammstapelbehältern statisch eingedickt. Die anaerobe Stabilisierung des Schlammes erfolgt im Hauptklärwerk Coerde.

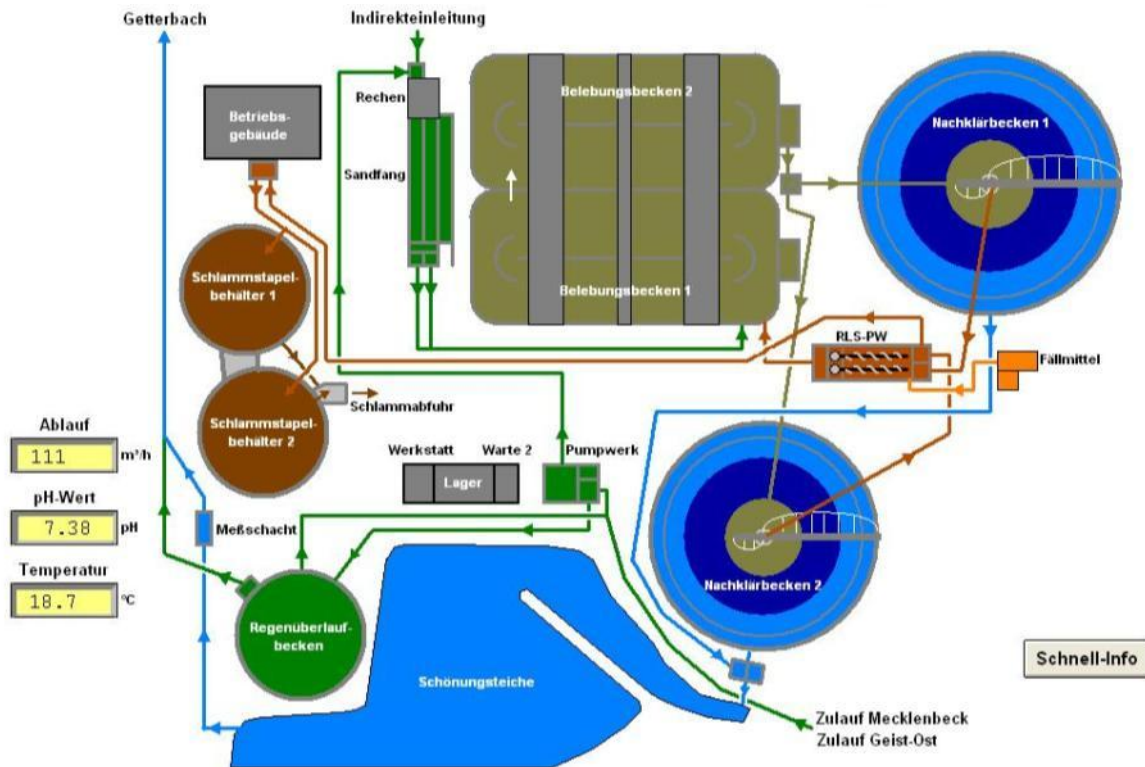


Abbildung 1-3: Verfahrensfließbild der Kläranlage Münster-Geist (Quelle Tiefbauamt Stadt Münster)

2 Abwassereigenschaften

2.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

Um eine fundierte Verfahrensauswahl zu treffen bzw. die Anlage optimal auszulegen, müssen die standortspezifischen Abwassereigenschaften auf der Anlage berücksichtigt werden. Die Abwasserinhaltsstoffe werden in zwei Gruppen betrachtet.

In der ersten Gruppe werden die Konzentration der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Zur Auswertung der Standardparameter wurden Konzentrationen zu CSB, $\text{NO}_2\text{-N}$, AFS und TOC im Ablauf des Schöningsteichs der Kläranlage der Jahre 2012, 2013, 2014 zusammengefasst. Die ausgewerteten Daten umfassten ca. 60 Werte pro Jahr.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die zu untersuchenden Substanzen wurden zwischen der Stadt Münster und der Bezirksregierung besprochen. Die Probenahme erfolgte in der Zeit vom 23.03.2015 bis zum 26.03.2015. In Tabelle 2-1 sind die untersuchten Parameter standortspezifisch mit der entsprechenden Analysenmethodik aufgeführt:

Tabelle 2-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Untersuchungsumfang des Screenings und Analysenmethode

	Zulauf KA Geist	Ablauf KA Geist	Gewässer ober/unter- halb	Indirekt- einleiter	Analysenmethode
Pharmaka	x	x	x	x	LC-MS/MS
DEHP, Octyl- /Nonylphenol	x	x	x		DIN EN ISO 18857; DEHP: DIN EN ISO 18856
Östrogene Aktivität	x	x	x		A-YES-Assay
PFC	x	x	x	x	LC-MS/MS
Röntgenkontrastmittel	x	x	x		LC-MS/MS
Schwermetalle	x	x	x	x	DIN EN ISO 17294
Quecksilber				x	DIN EN ISO 12846
EDTA+NTA				x	DIN EN ISO 16588
LAS				x	HPLC-UV
Süßstoffe	x	x	x		LC-MS/MS
DOC, TOC, SAK	x	x	x		DIN EN 1484; SAK: DIN 38404-3
Bromid		x	x		DIN EN ISO 15061
Terbutryn	x	x	x	x	LC-MS/MS
ACP		x	vorhanden		DIN EN 25814, 1899-1, 27888, 12260, DIN EN ISO 10523, 10304-1/-2, 11732, 11885 und DIN 38409

2.2 Standardabwasserparameter

Für die Verfahrensauswahl und spätere Auslegung der Anlage zur Mikroschadstoffelimination sind die standortspezifischen Abwassereigenschaften zu berücksichtigen. Basierend auf den gemessenen Ablaufwerten (Messtelle Ablauf Schönungsteich) ergibt sich für die Jahre 2012 bis 2014 die in Tabelle 2-2 statistische Auswertung der Betriebsdaten:

Tabelle 2-2: Standortspezifische Abwasserparameter (2012 – 2014)

		CSB	NO₂N	AFS	TOC
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
2012	min	22	< 0,02	0,1	9,6
	max	75,3	0,74	43,3	20,4
	median	35,7	0,04	2,6	14,4
	T85-Wert	44	0,06	7,5	16,9
2013	min	21	0,01	0,2	12,6
	max	52	0,74	33,7	19,7
	median	41	0,04	3	15,8
	T85-Wert	46	0,10	7,5	17,0
2014	min	21,6	0,01	0,8	15,7
	max	61	0,36	43,3	17,2
	median	38,1	0,03	2,7	17,1
	T85-Wert	47	0,06	8,1	17,2
gesamt	min	21	0,01	0,1	9,6
	max	75,3	0,74	43,3	20,4
	median	38,4	0,03	2,8	15,7
	T85-Wert	46	0,06	8	17,2

Stichproben im Ablauf der Nachklärung haben gezeigt, dass z.B. die CSB-Werte im Ablauf NKB und im Ablauf Schönungsteich in Anbetracht der Probenahme als Stichprobe und den Messunsicherheiten vergleichbar sind. Gleiches gilt für den Parameter AFS. Im Rahmen der Studie werden somit die gemessenen Ablaufwerte aus Tabelle 2-2 als Grundlage angesetzt. Der AFS im Median mit 2,08 bzw. als 85 %-Quantil mit 8 mg/l ist im Hinblick auf eine nachgeschaltete vierte Reinigungsstufe als unkritisch anzusehen.

Die Kläranlage Münster-Geist weist eine in der Regel stabile Nitrifikation auf. Im Ablauf des Schönungsteiches liegen die Konzentration im Median unter 0,03 mg/l NO₂-N.

Die CSB-Konzentration beträgt im Median ca. 38 mg/l. Der TOC liegt im Median bei ca. 16 mg/l und das 85%-Quantil bei ca. 17 mg/l. Für die Auslegung der Ozonung oder einer Adsorptionsanlage mit Aktivkohle wird in der Regel nur der gelöste Anteil als DOC berücksichtigt. Durch die noch im Ablauf der Nachklärung enthaltenen Feststoffe liegt der TOC etwas über den DOC. Für die weitere Auslegung wird eine DOC-Konzentration von 15 mg/l angenommen. Dieser Wert sollte aber im Fall der großtechnischen Realisierung einer vierten Reinigungsstufe durch separate Messungen verifiziert werden.

2.3 Diskussion von Grenzwerten für Mikroschadstoffe bei der Abwasserbehandlung

Aufgrund einer fortschreitenden Leistungssteigerung der Wasseranalytik werden immer mehr Stoffe anthropogenen Ursprungs an verschiedenen Stellen des Wasserkreislaufs gefunden. Diese anorganischen und organischen Mikroschadstoffe liegen für gewöhnlich im Konzentrationsbereich unter 100 µg/L oft bis in den ng/L-Bereich vor.

Zur Gruppe der Mikroschadstoffe zählen z.B. Hormone, Arzneimittel, Personal-Care-Produkte, Pestizide und anderwärtig eingesetzte Substanzen. Für eine Vielzahl der Schadstoffe gibt es derzeit noch keine rechtliche Regelung in Form eines Grenzwerts für die Gewässereinleitung, obwohl einigen Stoffen schon heute eine hohe Umweltrelevanz nachgewiesen werden kann. [Umweltbundesamt, 2003]

Auszug aus [Pinnekamp und Merkel, 2008], Gutachten (s16 ff): „Wasserversorgungsunternehmen mit einer Rohwassergewinnung über Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung haben das Ziel, Trinkwasser möglichst mit natürlichen bzw. naturnahen Aufbereitungsverfahren bereitzustellen. Voraussetzung ist, dass die Wasserressourcen eine Qualität aufweisen, die die Zielerreichung ermöglicht. Vor diesem Hintergrund ergibt sich Handlungsbedarf für die Wasserversorgungswirtschaft, Zielvorstellungen für die Beschaffenheit von Oberflächenwasser als Ressource der Trinkwasserversorgung zu formulieren. Die Zielvorstellungen sollen geeignet sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern dauerhaft zu gewährleisten.“

Die Verbände ARW (Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.), ATT (Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.), AWBR (Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein), AWWR (Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr) und der DVGW (Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.) haben im November 2010 das Memorandum „Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ herausgegeben (ARW et al., 2010). In diesem Memorandum sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren erlaubt. Im Folgenden werden auszugsweise die Definition, Festlegung, Umsetzung und Anwendung der Zielwerte gemäß der Forderungen des Memorandums erläutert:

Definition

- *Zielwerte sind Zahlenwerte für Parameter der Wasserbeschaffenheit. Sie sind als Konzentrationen zu verstehen, die nicht überschritten werden sollen und einem vorausschauenden Trinkwasserressourcenschutz entsprechen.*
- *Zielwerte gelten für Fließgewässer und Talsperren, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung, genutzt werden.*

Festlegung der Zielwerte

- *Zielwerte gelten an der Entnahmestelle.*
- *Mittelwertbildung aus Gründen der Nivellierung von Extremwerten wird abgelehnt.*

Umsetzung und Anwendung der Zielwerte

- *Eine Zielwertüberschreitung stellt kein Ausschlusskriterium für die Verwendung eines Rohwassers für die Trinkwassergewinnung dar.*
- *Erreichung und Überwachung der Zielwerte wird als Aufgabe der staatlichen Gewässerbewirtschaftung verstanden.*
- *Bei Überschreiten der Zielwerte sind die zuständigen staatlichen Stellen gefordert, die Situation ggf. gemeinsam mit den betroffenen Wasserversorgern und anderen Gewässernutzern zu bewerten und Maßnahmen zum Erreichen der Zielwerte in den Gewässern oder Gewässerabschnitten zu realisieren.*

In der Tabelle 2-3 sind die Zielwerte für ausgewählte anthropogene organische Wasserinhaltsstoffe aufgeführt, die von den Verbänden in diesem Memorandum vorgeschlagen werden.

Tabelle 2-3: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010)

	Parameter	Einheit	Zielwerte+	
Summenparameter				
B.1	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)	µg/L	25	
Einzelsubstanzen				
B.4.	Arzneimittelrückstände	µg/L	0,1	Carbamazepin
B.5	PFT und übrige organ. Halogenverbindungen	µg/L	0,1	PFOA, PFOS, TCP
B.6	mikrobiell schwer abbaubare Stoffe	µg/L	1	
B.7	Synthetische Komplexbildner	µg/L	5	EDTA, DTPA
+ Es sei denn, dass toxikologische Erkenntnisse einen niedrigeren Wert erfordern.				

Das Umweltbundesamt hat für die Anwesenheit nicht oder nur teilbewertbarer Stoffe im Trinkwasser „einen pragmatischen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW; Konzentrationsobergrenze)“ in Höhe von GOW = 0,1 µg/L im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung angesetzt [Umweltbundesamt, 2003]. Dieser Wert wird derzeit auch als Zielwert für die Anlagen zur Mikroschadstoffelimination herangezogen. Überwachungs- oder gar Grenzwerte für Kläranlagenabläufe existieren derzeit noch nicht, werden aber auf europäischer Ebene diskutiert.

Eine Vielzahl von Bewertungsgrößen finden sich hierbei in Anlage „D4: Stoffe: Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte“ des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen wieder.

Die im Jahr 2000 eingeführte EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die europaweite gesetzliche Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung, welche in Deutschland bundeseinheitlich durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) umgesetzt wurde. Ziel der WRRL ist neben dem Erreichen eines guten chemischen Zustands für alle Gewässerkategorien, der gute ökologische Zustand für die natürlichen Gewässer so wie eines guten ökologischen Potentials für die erheblich veränderten und künstlichen Gewässer. Für deren Umsetzung führt das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) in Kooperation mit den Bezirksregierungen und den sondergesetzlichen Wasserverbänden seit 2006 Monitorings gemäß der WRRL im dreijährigen Turnus durch, um eventuelle Veränderungen und die Zielerreichung dokumentieren zu können. Ein maßgebendes Bewertungsinstrument für die einzelnen Monitoringzyklen bildet hierbei die Anlage D4. In dieser finden sich im Wesentlichen die Bewertungsgrundlagen für die vom LANUV bzw. den sondergesetzlichen Wasserverbänden in Oberflächengewässern untersuchten Parameter. Seit Beginn der Gewässeruntersuchungen wurden die jeweiligen biologischen und chemischen Untersuchungs- und Bewertungsmethoden immer umfangreicher und weiter verfeinert.

In besagter Anlage vom April 2014 finden sich zum einen 255 gesetzlich verbindlich geregelte Stoffe, die aus den Umweltqualitätsnormen (UQN), im speziellen aus Anlage 5 und 7 der OGewV hervorgehen. Zum anderen finden sich hier Vorschläge zu 385 weiteren Verbindungen, zu denen bisher aber keine gesetzlich verbindliche Regelung existiert. Unter den über Orientierungswerte und präventive Vorsorgewerte ermittelten Grenzwerten befinden sich unter anderen 125 Pflanzenschutzmittelrückstände, 30 Arzneistoffe so wie zahllose Komplexbildner oder Kontrastmittel.

Die Auswahl der unter Tabelle 2-4 aufgeführten Stoffe erfolgt auf Grundlagen einer Empfehlung des Kompetenzzentrums Spurenstoffe BW.

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächenwasserkörper gemessenen Konzentration“ [nach 3.2.2 OGeWV] gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

Tabelle 2-4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (Nach der "Gewässerüberwachung in NRW, Anhang D4 - Umweltqualitätsnorm und Orientierungswerte - Letzter Aufruf: 22.04.2015")

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW [ng/l]	Quelle
Röntgenkontrastmittel (RKM)	Iopromid	100	PV
	Iomeprol	100	PV
	Iopamidol	100	OW (3)
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	10.000	PV
	4-Methylbenzotriazol	10.000	PV
	5-Methylbenzotriazol	10.000	PV
	5,6-Dimethylbenzotriazol	10.000	PV
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCP)	100	UQN (1)
	Isoproturon (Herbizid)	300	UQN (2)
	Terbutryn (Biozid)	65	OW (2, 6)/ UQN (3)
Arzneimittelrückstände	Carbamazepin	500	OW (3, 7)
	Diclofenac	100	OW (3, 6, 7)
	Metoprolol	7.300	OW (4)
	Sulfamethoxazol	150	OW (4, 7)
	Ibuprofen	10	OW (4, 6)
Perfluorierte Tenside	Perfluoroktansäure (PFOA)	100	OW (5, 6), PV
	Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,65	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBA)	100	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	100	OW (5, 6), PV
Östrogene	Ethinylestradiol	0,035	OW (6)
Biozide	m-Tolylsäurediethylamid (DEET)	71.300	OW (4)
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7.000	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3.500	OW (2)
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240.000	OW (3), PV
	Nitrilotriessigsäure (NTA)	80.000	OW (3), PV
	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	10.000	PV

Tabelle 2-5: Quellenerläuterung zu Tabelle 2-4

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) RL 2013/39/EU	Änderung der RL 2000/60/EG und RL 2008/105/EU in Bezug auf prioritäre Stoffe	12. August 2014
OW	(1) LAWA ZV	a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Band I, Teil II Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe (Tab.1)	Oktober 1997
		b) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink	2. Juni 1997
		c) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III Erprobung von Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"	März 2003
	(2) UFO Plan 202 24 276	Entwicklung von Umweltsqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern (UBA/F+E-Vorhaben FKZ 202 24 276)	Dezember 2003
	(3) LAWA-O 10.03	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietsspezifische Stoffe	31. Dezember 2004
	(4) LAWA-O 10.03 II	Entwicklung von Qualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietsspezifische Stoffe (II)	UBA-V 10.03.II Stand 22.04.07
	(5) LAWA-O 05.07	Entwicklung von Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe des Anhangs VIII WRRL	März 2010
	(6) EU Draft EQS 11.03.11	13th Meeting of the working group E on chemical aspects Identification of new priority substances	11 März 2011
	(7) Vorschläge OGewV (2011)	24 Stoffdatenblätter zum Referentenentwurf Kabinettsbeschluss	August 2010 16. März 2011
PV	Präventiver Vorsorgewert	Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist	

2.4 Screening auf Mikroschadstoffe

Durch ein zweitägiges Screening auf Mikroschadstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage Münster-Geist wurden abwasserspezifische relevante Stoffe ermittelt. Ergänzend wurden bei den Indirekteinleitern und dem Clemens Hospital Stichproben sowie an den Gewässermessstellen ober- und unterhalb der Kläranlage qualifizierte Stichproben genommen und analysiert. Die jeweils untersuchten Stoffe sind der Tabelle 2-1 zu entnehmen.

Durch fehlende Grenzwerte von Mikroschadstoffen für Kläranlagenabläufe kann eine Bewertung dieser nur über den Umweg der Bewertung der Oberflächengewässer vorgenommen werden. Dazu wurde das Gewässer vor und nach der Einleitung der Kläranlage untersucht. Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer sind den Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden (http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_/Anlage_4).

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte bei Vorliegen einer Umweltqualitätsnorm (UQN) oder eines Orientierungswertes nach D4-Liste gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Tabelle 2-6: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer oberhalb und unterhalb der Einleitung des Klärwerks Münster-Geist.

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
< ½ UQN	½ UQN - UQN	UQN – 2 UQN	2 UQN – 4 UQN	> 4 UQN

Eine detaillierte Darstellung aller Ergebnisse ist im Anhang zu finden (siehe Kapitel 9.1 im Anhang). Die mit * gekennzeichneten Parameter sind durch die DAkkS (Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH) nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005 akkreditiert. Die Akkreditierung gilt nur für den in der Urkundenanlage D-PL-19759-01-00 festgelegten Umfang.

2.4.1 Ergebnisse der Untersuchungen

Die Auswirkungen der Einleitung der Kläranlage auf das Gewässer bewirken bei nahezu allen Mikro-schadstoffen einen erwarteten Anstieg der messbaren Konzentrationen unterhalb der Einleitung der Kläranlage. Exemplarisch sind die Stoffe mit einem UQN-Vorschlag in folgender Tabelle aufgelistet.

Tabelle 2-7: Konzentrationen oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Münster-Geist mit Einordnung hinsichtlich der Gewässergüte.

				WEG 3 Gewässer vor Kläranlage		WEG 2 Gewässer nach Kläranlage	
				23.3.15	24.3.15	23.3.15	24.3.15
	Probenahmedatum						
	Parameter	Einheit	UQN				
RKM	Amidotrizoesäure	ng/L	100 ^a	< 20	< 20	10.000	10.000
	lomeprol	ng/L	100 ^a	< 50	< 50	230	160
	lopamidol	ng/L	100 ^a	< 100	< 100	10.000	9.400
	lopromide	ng/L	100 ^a	< 100	< 100	18.000	14.000
	loversol	ng/L	100 ^a	< 10	< 10	< 10	< 10
Benzo- triazole	1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	58	180	6.100	6.100
	Dimethylbenzotriazol*	ng/L	10.000	< 20	< 20	< 20	< 20
	Summe 4 + 5-Methyl Benzotriazol	ng/L	10.000	< 10	< 10	970	1.100
P	Diuron*	ng/L	1.800	< 20	< 20	2	< 20
	Terbutryn*	ng/L	65	15	11	140	130
Arzneimittelwirkstoffe	Bisoprolol	ng/L	100	< 20	< 20	270	270
	Carbamazepin*	ng/L	500	< 20	< 20	430	430
	Clarithromycin*	ng/L	20	12	< 10	820	900
	Diclofenac*	ng/L	100	29	32	2.400	2.400
	Ibuprofen*	ng/L	10	< 20	< 20	< 20	< 20
	Metoprolol*	ng/L	7.300	< 20	< 20	2.000	1.900
	Ofloxacin	ng/L	1.800	< 50	< 50	< 50	< 50
	Sulfadiazin	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Sulfadimethoxin	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Sulfamethoxazol*	ng/L	150	< 20	< 20	670	710
PFC	Trimethoprim	ng/L	100	< 50	< 50	170	160
	Perfluorbutansäure (PFBA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorpentansäure (PFPeA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorhexansäure (PFHxA)*	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Perfluorheptansäure (PFHpA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluoroctansäure (PFOA)*	ng/L	0,65	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluornonansäure (PFNA)*	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Perfluordekansäure (PFDA)*	ng/L	100	< 50	< 50	< 50	< 50
	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10

				WEG 3		WEG 2	
				Gewässer vor Kläranlage		Gewässer nach Kläranlage	
	Probenahmedatum			23.3.15	24.3.15	23.3.15	24.3.15
	Parameter	Einheit	UQN				
OP/ NP	4-tert-Octylphenol	ng/L	10	< 10	< 10	< 10	< 10
	4-n-Nonylphenol	ng/L	10.000	< 10	< 10	< 10	< 10
DEHP	Diethylhexylphthalat	µg/L	1,3	< 1	< 1	< 1	< 1
Metalle	Cadmium	µg/L	0,08 - 0,25	0,068	0,084	0,033	0,040
	Nickel	µg/L	20	2,7	3,8	2,9	2,4
	Blei	µg/L	7,2	1,2	1,1	0,51	1,0
	Zinn	µg/L	3,5	< 0,10	< 0,10	0,097	0,20
	Antimon	µg/L	20	0,63	0,90	0,31	0,39
	Vanadium	µg/L	2,4	0,98	1,1	0,53	0,68
	Selen	µg/L	2,5	0,65	0,67	0,99	0,84

^a Präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nichtabgeleitet ist)

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind durch die DAkkS (Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH) nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005 akkreditiert. Die Akkreditierung gilt nur für den in der Urkundenanlage D-PL-19759-01-00 festgelegten Umfang.

Überschreitungen von vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen im Gewässer nach Zuleitung der Kläranlage konnten für die gesetzlich nicht geregelten Stoffe Bisoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Terbutryn, Trimethoprim und Sulfamethoxazol beobachtet werden. Vor der Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Münster-Geist zeigte das Gewässer für diese Substanzen jedoch keine Überschreitung der UQN auf. Auch die Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel liegen deutlich über dem in der D4-Liste vorgeschlagenen UQN-Wert für NRW. Bei diesem Wert handelt es sich jedoch um einen präventiven Vorsorgewert, welcher nicht wissenschaftlich abgeleitet ist.

Die Eliminationen der untersuchten Substanzen durch den konventionellen Kläranlagenbetrieb liegen für die Röntgenkontrastmittel bei 0 bis zu ca. 90 % Elimination der Ursprungssubstanz. Drei der Röntgenkontrastmittel (Amidotrizoensäure, Iopamidol und Iopromide) konnten im Zeitraum der Untersuchungen direkt dem Indirekteinleiter C zugeordnet werden (siehe Kapitel 9.1 im Anhang). Iohexol und Iomeprol hingegen sind im betrachteten Untersuchungszeitraum nicht im Abwasser des Einleiters C nachgewiesen worden. Auch die Arzneimittel Bisoprolol, Clarithromycin, Sulfamethoxazol und Trimethoprim werden vermehrt im Abwasser des Einleiters nachgewiesen.

Im Abwasser des Einleiters B wurden hohe Konzentrationen des Pestizides Terbutryn nachgewiesen. Terbutryn wird z. B. als Algizid in Dispersionsfarben verwendet. Durch das langsame Auswaschen des Algizides aus Häuserfassaden gelangt es normalerweise auf diffusen Wegen in die Umwelt. Trotz einer durchschnittlichen Eliminationsleistung der Kläranlage von Terbutryn von 46% ist der Wert der Umweltqualitätsnorm im Ablauf der Kläranlage Münster-Geist deutlich überschritten. Vor der Einleitung des Kläranlagenablaufs konnte hinsichtlich des Pestizides Terbutryn keine Auffälligkeit im Gewässer beobachtet werden. Die Einleitung der Kläranlage in das Oberflächengewässer führt zu einem mäßigen bis unbefriedigenden Zustand des Oberflächengewässers.

Hohe Konzentrationen des Benzotriazols 1H-Benzotriazol konnten sowohl im Abwasser des Einleiters C als auch im Abwasser des Einleiters A nachgewiesen werden (siehe Kapitel 9.1 im Anhang). Die Konzentrationen der Indirekteinleiter können jedoch nicht allein für die hohen Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage verantwortlich gemacht werden. 1H-Benzotriazol wird als Zusatz in Spülmaschinentabs verwendet und somit wird der Haupteintrag durch das kommunale Abwasser verursacht. Klassische Klärprozesse können die Benzotriazole nur zu ca. 25 % aus dem Abwasser entfernen.

Das Analgetikum Diclofenac wird hauptsächlich durch das kommunale Abwasser der Kläranlage zugeführt. Die gemessenen Konzentrationen im Ablauf des Einleiters C liegen weit unter den Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage. Mit einer Elimination von 18 % im konventionellen Klärprozess kann von

keiner signifikanten Entfernung von Diclofenac im Klärprozess ausgegangen werden. Ähnliche Eintragspfade sind auch für das Antiepileptikum Carbamazepin und den Betablocker Metoprolol nachgewiesen. Im Gegensatz zu dem Analgetikum Diclofenac wird die Umweltqualitätsnorm jedoch im Oberflächengewässer nach Einleitung des Kläranlagenablaufs nicht überschritten. Auch Carbamazepin und Metoprolol sind durch den klassischen Klärprozess nicht aus dem Abwasser zu entfernen.

Die Bewertung des klassischen Schmerzmittels Ibuprofen ist derzeit schwierig. Der Vorschlag der Umweltqualitätsnorm liegt bei 0,01 µg/L. Die Bestimmungsgrenze liegt jedoch bei 0,02 µg/L. Ein Vorschlag aus der Schweiz für eine Umweltqualitätsnorm liegt bei 0,3 µg/L, die Wirkschwellenkonzentration sogar bei 7,3 µg/L. Durch die gute Eliminierbarkeit von Ibuprofen durch den klassischen Klärprozess können nahezu 100 % aus dem Wasserkreislauf entfernt werden. Demnach würde die Wasserqualität des Oberflächengewässers nach Einleitung der Kläranlage hinsichtlich des Schmerzmittels Ibuprofen als sehr gut eingestuft werden.

Zur Ergänzung des durchgeführten Screenings sind in Anhang 9.2 die allgemeinen chemischen Parameter des Getterbachs ober- und unterhalb der Kläranlage aufgeführt. Zu erkennen ist, dass durch die Einleitung die Chlorid und Sulfatkonzentration und dadurch die Leitfähigkeit leicht steigt. Einen deutlichen Einfluss hat die Einleitung der Kläranlage auf die EDTA-Konzentration, die von ca. 4 µg/L auf bis zu 40 µg/L steigt. EDTA ist ein Komplexbildner und wird u. a. in Reinigungsmitteln eingesetzt. Der präventive Vorsorgewert im Gewässer gemäß D4-Liste liegt jedoch bei 240 µg/L (J-MW). Die allgemeinen chemischen Parameter deuten daher nicht auf eine negative Beeinflussung des ökologischen Zustands hin.

Zudem sind die bisher gemessenen Mikroschadstoffe im Rahmen der erweiterten Selbstüberwachung im Ablauf der Kläranlage in Anhang 9.3 und ein Auszug der Ergebnisse der Einleiterüberwachung in Anhang 9.4 angefügt, die ebenfalls die Belastung des Gewässers mit Mikroschadstoffen in einer gleichen Größenordnung wie die in dieser Studie ermittelten Ergebnisse zeigen.

Zur Datenverdichtung wird ein nachfolgendes Monitoringprogramm mit reduziertem Parameterumfang mit mindestens fünf 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter empfohlen

Tabelle 2-8: Vorschlag zu Substanzen (Indikatorsubstanzen) für das Monitoringprogramm

Substanzgruppe	Substanz(en)
<i>Arzneimittelwirkstoffe</i>	<i>Bisoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Trimethoprim und Sulfamethoxazol</i>
<i>Pestizide</i>	<i>Terbutryn (Urbanpestizid)</i>
<i>Korrosionsschutzmittel</i>	<i>1H-Benzotriazol</i>
<i>Ggf. Röntgenkontrastmittel</i>	

2.4.2 Einfluss der eingetragenen Frachten durch die Indirekteinleiter auf die Belastungssituation der Kläranlage

Der Anteil der drei beprobten Indirekteinleiter an der Gesamtjahresschmutzwassermenge liegt für Einleiter A bei ca. 1,5%, für Einleiter B bei 4,3% und für Einleiter C bei 5,8%. Zur Frachtberechnung standen jedoch nur 2 Stichproben zur Verfügung. Die Frachtberechnung ist also anhand einer sehr geringen Datengrundlage durchgeführt worden. Um genauere Aussagen zu treffen, müsste ein Monitoring mittels 24-Stunden Mischproben im Ablauf der drei untersuchten Indirekteinleiter und im Zulauf der Kläranlage erfolgen. Auch sind die Untersuchungen bei Trockenwetter durchgeführt worden. Eine Frachtberechnung für Regenwetterverhältnisse zur Berücksichtigung der Regenbeckenentleerung konnte nicht durchgeführt werden. **Die folgenden Ergebnisse sind Hochrechnungen und als grobe Richtwerte**

einzuordnen. Beispielhaft sind die emittierten Frachten ausgewählter Mikroschadstoffe in folgender Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 2-9: Abgeschätzte Frachten ausgewählter Mikroschadstoffe pro Jahr für den Zulauf der Kläranlage Münster Geist und der drei untersuchten Indirekteinleiter.

	KA Münster Geist Zulauf	Einleiter A	Einleiter B	Einleiter C
Mittlere Fracht [g/a]				
Amidotrizoesäure	8.100			6.283
Iopamidol	12.071			4.779
Iopromid	159.654			316.735
Terbutryn	273		120	3
Bisoprolol	358			29
Clarithromycin	857			392
Sulfamethoxazol	771			156

Aus den Frachten ist eine Berechnung der Anteile an der Gesamtfracht des Kläranlagenzulaufs erfolgt. Dies ist in Tabelle 2-10 dargestellt.

Tabelle 2-10: Abgeschätzte prozentuale Anteile der Fracht der drei untersuchten Indirekteinleiter an der Gesamtfracht des Zulaufs der Kläranlage Münster Geist.

	Einleiter A	Einleiter B	Einleiter C
geschätzter Anteil an Gesamtfracht [%]			
Amidotrizoesäure			78
Iopamidol			40
Iopromid			198 ^{*)}
Terbutryn		44	1
Bisoprolol			8
Clarithromycin			46
Sulfamethoxazol			20

^{*)} Anteil größer 100% theoretisch nicht möglich. Unsicherheit der Bilanzierung auf Basis von Stichproben

Die im Rahmen der Untersuchungen ermittelten Konzentrationen deuten auf Einleiter C als Haupteintragsquelle für die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopromid hin. Die Röntgenkontrastmittel werden jedoch auch in radiologischen Ambulanzen verwendet. Die Antibiotika Clarithromycin und Sulfamethoxazol werden ebenfalls in großen Mengen von Einleiter C emittiert. Der berechnete Anteil an der Gesamtfracht liegt bei 46 bzw. 20%. Nach der Kläranlageneinleitung ins Gewässer werden für diese zwei Stoffe die präventiven Vorsorgewerte der D4-Liste um mehr als das 4-fache überschritten. Eine alleinige Maßnahme zur Reduzierung der Fracht beim Einleiter C erscheinen daher nicht ausreichend zu sein.

Bei dem Betablocker Bisoprolol liegt die Hauptanwendung jedoch nicht im Bereich des Einleiters C. Zwar ist die Konzentration von Bisoprolol im Abwasser des Einleiters C recht hoch, aber der Haupteintrag erfolgt durch Privathaushalte. Betablocker sind ein typisches Beispiel für die Fortführung einer Medikation.

Da die Untersuchungen bei Trockenwetter durchgeführt wurden, ist von einem diffusen Eintrag von Terbutryn durch z. B. Auswaschungen aus Häuserfassaden nicht auszugehen. Der Anteil von 44% an der Gesamtfracht im Zulauf der Kläranlage deutet auf den Einleiter B als Haupteintragsquelle hin. Im Gewässer wird der präventiven Vorsorgewerte aus der D4-Liste für Terbutryn nach der Einleitung um

das 2-fache überschritten. In Hinblick auf den Parameter Terbutryn könnte eine dezentrale Maßnahme beim Indirekteinleiter ggf. für diesen Parameter ausreichend sein. Weitere Untersuchungen bei Regenwetter sind jedoch zu empfehlen, da bei Regenwetter theoretisch große Frachten z. B. aus Abwaschungen der Hausfassaden ausgetragen werden. Die Datengrundlage müsste für eine belastbare Aussage weiter verdichtet werden.

Insgesamt zeigt sich, dass die Überschreitung der präventiven Vorsorgewerte gemäß Tabelle 2-7 durch die Frachten einiger Indirekteinleiter mit verursacht werden. Einige der relevanten Stoffe im Zulauf der Kläranlage konnte schwerpunktmäßig einzelnen Indirekteinleitern zugeordnet werden. Der kommunale Anteil des Kläranlagenzulaufs trägt jedoch für viele Parameter wesentlich zum Eintrag von Mikroschadstoffen in das Gewässer bei, sodass auch ohne die untersuchten Indirekteinleiter das Gewässer durch Mikroschadstoffe aus der Kläranlage belastet würde.

2.5 Bromidkonzentration

Durch Bromid kann es bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs zur Bildung des Transformationsproduktes Bromat kommen. Im Rahmen des durchgeführten Screenings wurden an den zwei Tagen Bromidkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage (Ablauf Schönungsteich) von 190 und 210 µg/L gemessen. Diese Konzentrationen sind im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen als hoch einzustufen. Für die Implementierung einer Ozonung im Ablauf der Nachklärbecken ist es von daher erforderlich, Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und zum Bromatbildungspotential durchzuführen.

Gemäß der EU-Richtlinie 2008/105/EC sind Höchstkonzentration als Environmental Quality Standards (EQS) für die Stoffe zu definieren, die in Oberflächengewässern ein potenzielles Risiko für die aquatische Umwelt darstellen können. Um aquatische Organismengruppen ausreichend gegenüber einer Bromatexposition zu schützen, schlägt das Schweizerische Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, auf Grundlage der Auswertung von wissenschaftlichen Daten von Kurzzeit- und Langzeituntersuchungen, eine EQS-Höchstkonzentration von $EQS_{\text{Bromat}} = 50 \mu\text{g/L}$ vor.

Zur weitergehenden Beurteilung der Bromatkonzentration kann zudem der Trinkwasservorsorgewert von 10 µg/L Bromat herangezogen werden.

3 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

3.1 Übersicht

Zur Elimination von Mikroschadstoffen werden verschiedene Verfahren eingesetzt. Die Einordnung dieser Verfahren im bestehenden Kläranlagenablauf erfolgt hinter der Nachklärung bzw. der abschließenden Abwasserfiltration. Aus diesem Grund wird die Mikroschadstoffelimination auch als vierte Reinigungsstufe bezeichnet, die sich an die bereits existierenden Verfahren der mechanischen, biologischen und chemischen Reinigung anschließt.

Die Einordnung dieser vierten Reinigungsstufe in den bestehenden Kläranlagenaufbau sowie eine Übersicht über mögliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination sind der nachfolgenden Abbildung zu entnehmen.


Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

Großtechnisch erprobt werden zurzeit die Verfahren der Ozonung, der Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) sowie der Adsorption mithilfe von granulierter Aktivkohle (GAK).

3.2 Oxidative Verfahren

3.2.1 Ozonung

3.2.1.1 Grundlagen

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren, bei dem im Wasser vorliegende, schwer abbaubare Mikroschadstoffverbindungen durch den Eintrag von Ozon zu leichter abbaubaren Verbindungen oxidiert werden. Das zur Oxidation verwendete Ozon stellt dabei ein sehr reaktives und instabiles Gas dar, welches an der Luft zu Sauerstoff (O_2) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

Bei der Oxidation der Mikroschadstoffe kann Ozon einerseits direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen reagieren, wobei sehr selektiv bestimmte Bindungen wie z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen oder Aminogruppen aufgelöst werden. Andererseits ist aber auch eine indirekte Reaktion des Ozons möglich. Hierbei zerfällt das Ozon in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH^-) in Hydroxyl-Radikale ($OH\cdot$), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren [Herbst und Maus, 2013].

3.2.1.2 Anordnung im Kläranlagenablauf

Die Ozonung ist verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. In diesem Zusammenhang ist vor allem die Funktionsfähigkeit der Nachklärung zu prüfen, da für den effektiven Einsatz des Ozons eine niedrige organische Hintergrundbelastung erforderlich ist. Um die Hintergrundbe-

lastung weiter zu minimieren, kann vor der Ozonung zudem optional eine Filtrationsanlage zwischengeschaltet werden (vgl. Abbildung 3-2) [KOM-M.NRW, 2015].



Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess [KOM-M.NRW, 2015]

Das Verfahren der Ozonung setzt sich aus zwei Verfahrensschritten zusammen. Zunächst finden im Rahmen der eigentlichen Ozonung der Eintrag des Ozons in das Abwasser und die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Wichtige Komponenten in diesem Schritt sind die Ozonerzeugung, der Ozoneintrag, der Ozonreaktor sowie die abschließende Restozonbehandlung. Im anschließenden zweiten Verfahrensschritt wird das so behandelte Wasser einer biologisch aktiven Nachbehandlung zugeführt, wo die Transformationsprodukte mithilfe verschiedener Nachbehandlungsverfahren abgebaut werden.

3.2.1.3 Ozonerzeugung

Ozon ist nicht transportierbar und muss daher vor Ort hergestellt werden. Hierzu werden Sauerstoff-Moleküle durch elektrische Entladung in Sauerstoff-Atome aufgespalten, die anschließend mit anderen Sauerstoff-Molekülen kollidieren und so das Ozonmolekül O_3 bilden (Herbst, 2014). Dieser Vorgang findet im so genannten Ozongenerator statt, der im Betrieb, aufgrund der entstehenden Prozesswärme stets zu kühlen ist. Der für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoff kann entweder aus flüssigem Sauerstoff (LOX), komprimierter, getrockneter Luft oder Sauerstoff aus einer PSA-Anlage (Pressure Swing Adsorption) zur Verfügung gestellt werden. Als einfach und wirtschaftlich wird es angesehen, flüssigen Sauerstoff zu verwenden [KOM-M.NRW, 2015].

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab [KOM-M.NRW, 2015].

3.2.1.4 Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mithilfe der spezifischen Dosierung z_{spez} ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen [KOM-M.NRW, 2015]. Des Weiteren wurden Regelstrategien untersucht, die sich an der Absorbanzabnahme vor und nach der Ozonung orientieren [Wittmer et al., 2013] und auch die Ozonkonzentrationen im Offgas und in der gelösten Phase können in das Regelungskonzept integriert werden [KOM-M.NRW, 2015].

Als Richtwerte für die Ozondosierung anhand der DOC-Konzentrationen im Zulauf zur Ozonanlage geben Barjenbruch und Firk (2014) eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg_{O_3}/mg_{DOC} an. Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg_{O_3}/mg_{DOC} als ausreichend für die Elimination der meisten Mikroschadstoffe [Abegglen und Siegrist, 2012].

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt dann über das Ozoneintragssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragssystemen unterschieden werden. So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Reaktorbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem

Hauptstrom vermischt und so dem Reaktor zugeführt wird [KOM-M.NRW, 2015]. Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist [Herbst und Maus, 2013].

Hinsichtlich der Effizienz des Diffusor- und des Pumpe-Injektor-Systems konnte festgestellt werden, dass mit beiden Systeme eine hohe Eintragungseffizienz erreichbar ist [KOM-M.NRW, 2015].

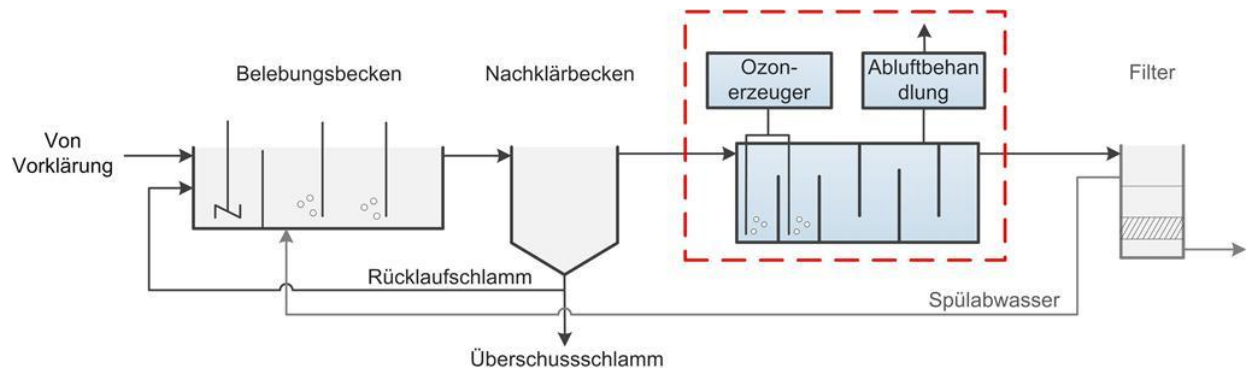


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung der Verfahrensschritte und -komponenten einer Kläranlage mit Ozonung [KomS-BW, 2015b]

3.2.1.5 Ozonreaktor

Im Ozonreaktor findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Reaktors zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Reaktor abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird [KOM-M.NRW, 2015]. Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-M.NRW (2015) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Ozonreaktors die Reaktorgeometrie sowie eng damit verbunden die Platzierung des Ozoneintragungssystems, da die Strömungsverhältnisse zur Optimierung des Ozoneintrags genutzt werden können. Mögliche Reaktorgeometrien sind beispielsweise das kaskadierte Beckenvolumen, der Schlaufenreaktor oder der Rohrreaktor [KOM-M.NRW, 2015].

Um einen Eintrag des Restozons in die Umwelt zu vermeiden sind der Ozonreaktor gasdicht abzudecken und der Gasraum kontinuierlich abzusaugen. Das anfallende Off-Gas ist schließlich durch einen Restozonvernichter zu leiten [KOM-M.NRW, 2015].

3.2.1.6 Nachbehandlung

Durch die Ozonung können problematische Stoffe, sogenannte Transformationsprodukte, gebildet werden. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die nach der Oxidation mit Ozon eine bessere Bioverfügbarkeit aufweisen und gegebenenfalls eine toxische Wirkung auf die Umwelt haben. Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können [Stalter et al., 2010a+b; Zimmermann, 2011; Abegglen und Siegrist, 2012], wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand als erforderlich erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören biologische Verfahren (z.B. Sandfilter) oder biologisch-adsorptive Verfahren (z.B. GAK-Filter). Zudem können neben bereits vorhandenen biologisch wirksamen Filteranlagen und Schönungsteichen auch Wirbel- und Festbettreaktoren eingesetzt werden.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine [ARGE TP10, 2011]. Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Um das Risiko der Bromatbildung beurteilen zu können, ist vor der Verfahrenswahl das Bromatbildungspotential zu bestimmen, wobei eine Bromatkonzentration kleiner 10 µg/L (Grenzwert Trinkwasser) im Abfluss der Ozonanlage als unbedenklich gilt [Herbst, 2014]. Für Nitrosamine ist nach ARGE TP10 (2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine. Der provisorische Trinkwassergrenzwert in Deutschland liegt bei 10 ng/L [Micropoll, 2013b]

3.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP sind weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung durch Oxidation zu verstehen. Sie basieren auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals (OH·), welches aufgrund seiner kurzen Lebensdauer vor Ort erzeugt werden muss. Zur Herstellung des Hydroxyl-Radikals werden verschiedene Verfahren, wie beispielsweise die Kombinationen aus UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid, die Verbindung von UV-Strahlung und Titanoxid oder die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, herangezogen [Micropoll, 2012].

Die Verfahren werden bisher vor allem zur Behandlung von Industrieabwässern angewendet, weshalb es zur Behandlung kommunalen Abwassers kaum praktische Erfahrungen gibt. Bisherige Erkenntnisse hinsichtlich dieser weitergehenden Oxidationsverfahren beruhen daher lediglich auf Laborversuchen und kleinen Pilotanlagen [Micropoll, 2012]. Da AOP zwar in der Lage sind ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen zu beseitigen, jedoch im Vergleich zur Ozonung einen wesentlich höheren Energieverbrauch aufweisen und somit höhere Kosten verursachen, werden sie laut Micropoll (2012) aktuell für den Einsatz in kommunalen Kläranlagen als ungeeignet betrachtet.

3.3 Adsorptive Verfahren

3.3.1 Grundlagen

Der Begriff der Adsorption bezeichnet den Prozess der Anlagerung bzw. Konzentrierung einer Flüssigkeit oder eines Gases an einer festen Oberfläche (Adsorbens) [Herbst, 2014]. Unterschieden werden hierbei die physikalische Adsorption einerseits und die chemische Adsorption andererseits. Bei der physikalischen Adsorption, die auf Anziehungskräften im Molekularbereich, den sogenannten Van-der-Waals-Kräften beruht, gehen Adsorptiv und Adsorbens keine echte chemische Bindung ein. Im Rahmen der chemischen Adsorption findet dagegen eine tatsächliche Reaktion der zu adsorbierenden Stoffe mit dem Adsorbens statt und der zu adsorbierende Stoff wird umgewandelt [Donau Carbon, 2015].

Im Bereich der Abwasserreinigung erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle. Hierunter ist Kohle mit einer sehr porösen Struktur zu verstehen, die sich durch eine hohe spezifische Oberfläche (500-1500 m²/g) auszeichnet [Micropoll, 2012]. Die Herstellung dieser porösen Kohle kann aus verschiedenen Rohstoffen wie beispielsweise Holz, Kokosnussschalen, Torf oder Braun- und Steinkohle erfolgen [Herbst, 2014]. Der Herstellungsprozess besteht dabei aus zwei Schritten, wobei zunächst im Rahmen der Karbonisierung der Rohstoff bei hohen Temperaturen (>1200°C) und unter Sauerstoffausschluss verbrannt wird. Anschließend erfolgt dann die Aktivierung, bei der durch die Behandlung der Kohle mit Wasserdampf, Luft, Sauerstoff oder Chemikalien die große spezifische Oberfläche in Form von Poren, Spalten und Rissen in der Kohle erzeugt wird [Donau Carbon, 2015]

Die Anwendung von Aktivkohle in der Abwasserbehandlung zeichnet sich durch eine weit gefächerte Elimination der Mikroschadstoffe aus, da Aktivkohle in der Lage ist ein breites Stoffspektrum zu adsorbieren. Die Kohleart und insbesondere die Porengrößenverteilung der Aktivkohle führen zu einer unterschiedlich Eliminationsleistung und Adsorptionskapazität verschiedener Aktivkohleprodukten. Anwen-

dung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granuliert Aktivkohle. Nach Ausnutzung der Adsorptionskapazität ist die Aktivkohle und mit ihr die adsorbierten Mikroschadstoffen einer thermischen Entsorgung zuzuführen.

Je nach Art der eingesetzten Aktivkohle erfolgt eine andere verfahrenstechnische Ausbildung der zusätzlichen Reinigungsstufe auf der Kläranlage, was in den nachfolgenden Abschnitten beschrieben werden soll.

3.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

3.3.2.1 Anordnung im Kläranlagenablauf

Granulierte Aktivkohle wird in der Abwasserbehandlung in einem Raumfilter eingesetzt, der von dem zu behandelnden Wasser durchströmt wird. Die Filtration mit granulierter Aktivkohle wird dabei verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet und besteht lediglich aus dem einen Schritt der Filtration des zu behandelnden Abassers. Eine anschließende, zusätzliche Abtrennstufe ist nicht mehr erforderlich [Micropoll, 2012].



Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 3-4). So erfolgt im vorgeschalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann attraktiv, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll [Herbst und Maus, 2013].

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Alternativenwahl ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer möglichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung beschickt werden [KOM-M.NRW, 2015].

3.3.2.2 Filteranlage

Sofern die granuliert Aktivkohle nicht in eine bestehende Filteranlage eingebaut wird, ist eine neue Anlage zu errichten. Hier stehen verschiedene Bauformen zur Verfügung, nach denen die Filteranlage errichtet werden kann. Gemäß KOM.M-NRW [2015] kann die Anlage beispielsweise als Druckkessel oder als konventioneller Rückspülfilter in Betonbauweise errichtet werden. Zudem sei jedoch auch die Ausbildung als kontinuierlich gespülter Filter möglich, zu welchem erste positive Erfahrungen aus der Anwendung als GAK-Filter vorliegen.

Tabelle 3-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW [KOM-M.NRW, 2015b]

Kläranlagen	Leerbettkontaktzeit	Filterbettgeschwindigkeit
Düren-Merken, 1. GAK, 06/11-09/11	11 min	Ca. 7 m/h
Düren-Merken,	14 min	

2. GAK, 09/11-02/12		
Obere Lutter	19-75 min	2-8 m/h
Gütersloh-Putzhagen	11-56 min	2-10 m/h
Bad Oeyenhausen	65/26/13 min	2/5/10 m/h

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Metcalf und Eddy (2003) geben diesbezüglich als Anhaltswerte eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h. Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeyenhausen sind zudem der Tabelle 3-1 zu entnehmen.

3.3.2.3 Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt definitionsgemäß einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse anhand des verwendeten Rohmaterials, des Herstellungsverfahrens, der Porenstruktur etc. möglich [Donau Carbon, 2015]. Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mithilfe von Säulenversuchen und Kleinfilterschnelltests das Adsorptionsverhalten für Mikroschadstoffe, DOC und CSB untersucht. Neben den spezifischen Eliminationsraten verschiedener Mikroschadstoffe sind bei der Auswahl jedoch auch die Kriterien der Betriebskosten für den regelmäßigen Kohleaustausch sowie die Kornhärte bzw. mechanische Stabilität zu berücksichtigen. Letzteres Kriterium ist vor allem in Zusammenhang mit dem Spülvorgang relevant, da die Luftspülung des Filtermaterials zur Abrasion der Aktivkohle führen kann [KOM-M.NRW, 2015].

3.3.2.4 Austausch der granulierten Aktivkohle

Ein Austausch der granulierten Aktivkohle wird erforderlich, wenn die Konzentrationen im Filtrat der GAK-Filter eine zuvor festgelegte maximale Konzentration ausgewählter Mikroschadstoffe überschreiten. Sind mehrere Filter parallel geschaltet, werden die stoffspezifischen Konzentrationen im Sammelfiltrat der GAK-Filter betrachtet [KOM-M.NRW, 2015].

Beim Umgang mit der genutzten GAK sind dann grundsätzlich die beiden Optionen der Entsorgung sowie der Wiederverwendung in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wiederverwendung wird das beladene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass durch die thermische Behandlung, das heißt die Reaktivierung, etwa 10 bis 20 % Verlust einzukalkulieren sind, die durch das Hinzufügen neuer Aktivkohle ausgeglichen werden müssen [KOM-M.NRW, 2015].

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen. Hierunter ist die Menge des Abwassers zu verstehen, die pro Bettvolumen granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. KOM-M.NRW (2015) gibt diesbezüglich ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 beruhend auf Erfahrungswerten an. Hertel et al. (2014) ergänzt zudem, dass für einige Stoffe auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festgestellt werden konnte. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclofenac und Carbamazepin nennen Nahrstedt et al. (2013), Alt et al. (2014) sowie Nahrstedt et al. (2015) schließlich mit einem Bettvolumen von 14.000 bis 16.000.

3.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Mikroschadstoffe mittels PAK besteht aus zwei Prozessstufen: einem Kontaktraum für die Adsorption der Pulveraktivkohle und einer Abscheideeinheit zur Abtrennung der beladenen Aktivkohle. Im Gegensatz zur granulierten Aktivkohle, die als Filtermaterial von Raumfiltern Verwendung findet, wird die pulverisierte Aktivkohle direkt in das zu behandelnde Abwasser dosiert. Bei der Umsetzung der Adsorption mit PAK sind verschiedene Aus-

führungsalternativen möglich, die sich hinsichtlich des Eintragsortes der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser sowie hinsichtlich der Ausprägung und Umsetzung der beiden Prozessstufen (Kontaktraum und Abscheideeinheit) unterscheiden.

Nachfolgend sollen zunächst getrennt nach den Ausführungsalternativen die Einordnungen der Verfahren in den bestehenden Kläranlagenablauf sowie die zentralen Verfahrenskomponenten der jeweiligen Alternativen dargestellt werden. Anschließend werden dann die Verfahrenskomponenten vorgestellt, die für alle Ausführungsalternativen relevant sind und der Forschungsstand wird thematisiert.

3.3.3.1 PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Bei der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe erfolgt die Anordnung dieser Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigung (vgl. Abbildung 3-5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktreaktor sowie dem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken [Metzger und Kapp, 2008].

Im Kontaktreaktor finden die Dosierung der PAK und die Beladung der Aktivkohle mit Mikroschadstoffen statt. Im Anschluss wird das behandelte Wasser inklusive der beladenen Aktivkohle dem Sedimentationsbecken zugeführt, wo die Pulveraktivkohle abgetrennt wird. Um in diesem Zusammenhang den Aufbau einer abtrennbaren Flocke zu fördern, erfolgt die Zugabe von Fällmittel in das Sedimentationsbecken [Metzger und Kapp, 2008]. Ein Teil des so anfallenden Kohleschlammes wird anschließend zum Zweck der Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Der restliche Anteil des Kohle-Schlamm-Gemisches wird als Überschusskohle entnommen und der biologischen Reinigungsstufe bzw. der Schlammbehandlung zugeführt [ARGE TP 9, 2013]. Da das ablaufende Wasser aus dem Sedimentationsbecken noch PAK-Partikel enthält, wird es laut ARGE TP 9 (2013) abschließend zudem einer Filtrationsanlage zugeleitet, in der die PAK-Rückstände beseitigt werden. Auch vor der Filtration kann dem Wasser erneut Fällmittel zugegeben werden, um die Reinigungsleistung zu erhöhen. Das bei der Spülung der Filter anfallende Spülwasser wird in die biologische Reinigung zurückgeführt, wo eine weitere Beladung der Aktivkohle stattfindet [Metzger, 2010].

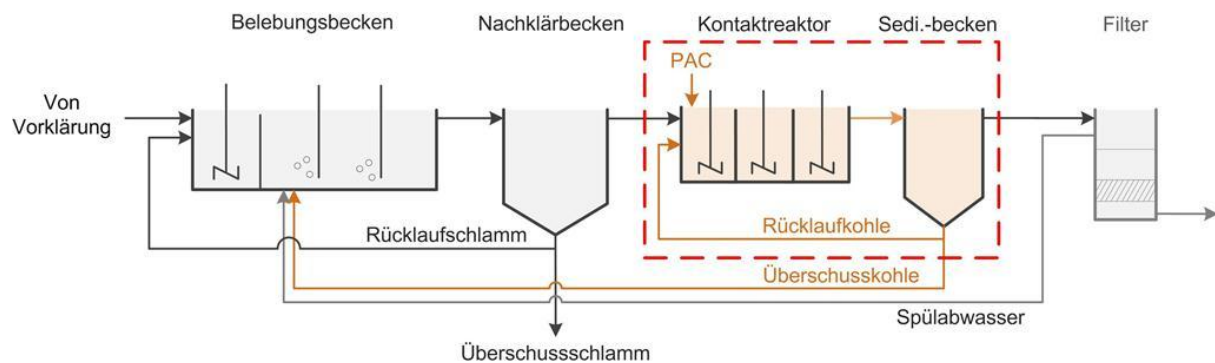


Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe [KomS-BW, 2015c]

Zentrale Elemente der hier betrachteten Ausführungsvariante zur PAK-Adsorption sind der Kontaktreaktor sowie das Sedimentationsbecken. Ersterer wird dabei als kaskadiertes Becken ausgeführt [Metzger und Kapp, 2008], dessen Volumen im Rahmen der Auslegung der Adsorptionsstufe zu bestimmen ist. Maßgebend hierfür ist die erforderliche Aufenthaltszeit des Wassers im Kontaktreaktor [KOM-M.NRW, 2015]. Auch wenn grundsätzlich nur eine kurze Kontaktzeit des zu behandelnden Wassers mit der Aktivkohle erforderlich ist, empfiehlt Metzger (2010) eine Aufenthaltszeit des Wassers im Reaktor von mindestens 30 Minuten. Hintergrund ist, dass zu kurze Aufenthaltszeiten in Anlagen mit separatem Kontaktbecken bei Spitzenzuflüssen und gleichbleibendem Rücklaufkohlestrom ein Absenken des TS-Gehalts im Becken verursachen können. Wichtiger Ausstattungsgegenstand der Kontaktreaktoren ist

zudem eine Umwälzeinrichtung, die die Sedimentation der dosierten PAK verhindert [KOM-M.NRW, 2015].

Im nachgeschalteten Sedimentationsbecken sollte laut Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden nicht unterschritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken zur Verfügung, die mit lamellen- und kastenförmigen Durchflussprofilen ausgerüstet werden (auch Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren genannt) [ATV, 1997; Schwentner et al., 2010]. KOM-M.NRW (2015) zieht zudem den Einsatz einer Membranfiltration in Betracht. Um die Bildung gut absetzbarer Flocken im Sedimentationsbecken zu fördern, können zudem Eisen- und Aluminiumprodukte als Fäll- und Flockungshilfsmittel eingesetzt werden [KOM-M.NRW, 2015].

Für die nachgeschaltete Filtration geben Metzger und Kapp (2008) darüber hinaus folgende Empfehlungen:

- Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h (nach DWA Arbeitsblatt A 203: 15 m/h)
- 1. Filterschicht 75 cm Sandschicht mit \varnothing 0,71 – 1,25 mm
- 2. Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit \varnothing 1,4 – 2,5 mm

Als Alternativen zu dieser konventionellen Raumfiltration führt KOM-M.NRW (2015) zudem Tuch- oder Fuzzyfilter® auf.

3.3.3.2 PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration

Bei der PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration sind die beiden zuvor beschriebenen Adsorptionsstufen des Kontaktbeckens und der Abscheidung in einer Anlage vereint. Auch hier wird die Adsorptionsstufe der biologischen Reinigung nachgeschaltet, wobei die Pulveraktivkohle in den Abfluss der Nachklärung dosiert wird, der anschließend einer Flockungsfiltration zufließt (vgl. Abbildung 3-6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktreaktor für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar [KOM-M.NRW, 2015].

In diesem Zusammenhang ergibt sich die Kontaktzeit der PAK mit dem zu behandelnden Wasser aus der Filtergeschwindigkeit und die Verweilzeit im System resultiert aus dem Filtrationsintervall bis zur Rückspülung [ARGE TP9, 2013].

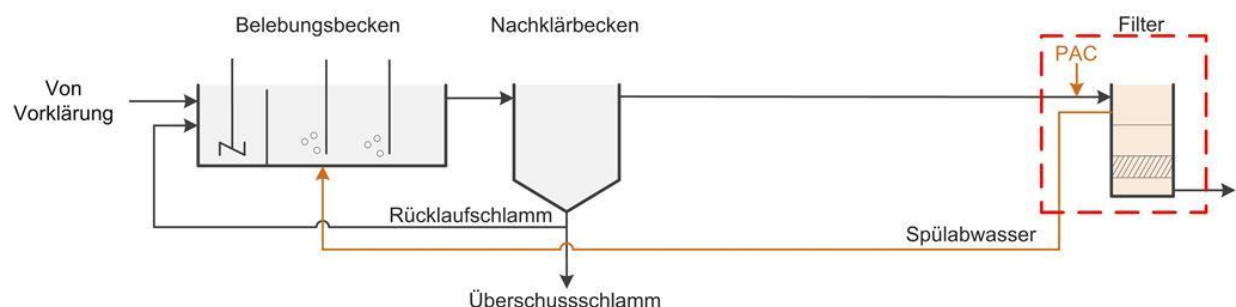


Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration [KomS-BW, 2015c]

Um einen besseren Rückhalt der PAK im Filter zu erreichen, ist es zudem möglich neben der Aktivkohle Fällmittel in den Filterüberstand zu geben, wobei sich laut Bornemann et al. (2012) ein Dosierverhältnis von 0,2 g Fe/g PAC bewährt hat. Ähnlich wie im vorangegangenen Verfahren ist zudem die Einrichtung eines Rührwerkes erforderlich, um die Aktivkohle in Schwebelage zu halten [ARGE TP 9, 2013].

3.3.3.3 PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum)

Dem vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich, ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 3-7 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsreaktor entfällt und der Kontaktreaktor (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist [Herbst und Hilbig, 2014].

In der Folge ergibt sich für die Filtrationsstufen eine höhere Feststofffracht (Anteil der Aktivkohle), was einen Einfluss auf das Filterspülregime hat, wodurch die Filter häufiger zurückgespült werden müssen. Im Vergleich zu den Anlagen mit zusätzlichem Sedimentationsbecken wird die Kontaktzeit des Aktivkohleschlammes daher von zwei bis vier Tagen auf den Zeitraum zwischen zwei Filterspülungen, und damit ca. 24 Stunden bei Trockenwetter, reduziert [EAWAG, 2009].

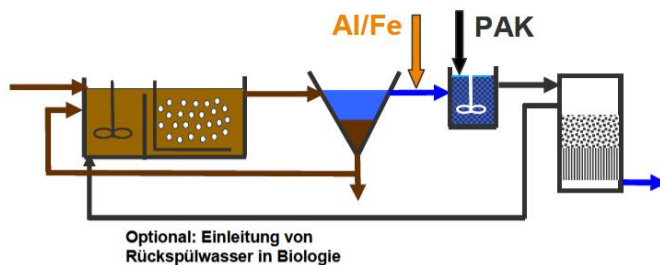


Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) [Herbst und Hilbig, 2012]

Das vorgestellte Verfahren bietet sich besonders bei Kläranlagen an, die bereits mit einer Flockungsfiltration ausgestattet sind, da so bis auf die Infrastruktur für die PAK- und Fällmitteldosierung sowie Lagerung keine weiteren Investitionen erforderlich sind [Herbst und Hilbig, 2012].

3.3.3.4 Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Die letzte Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 3-8).

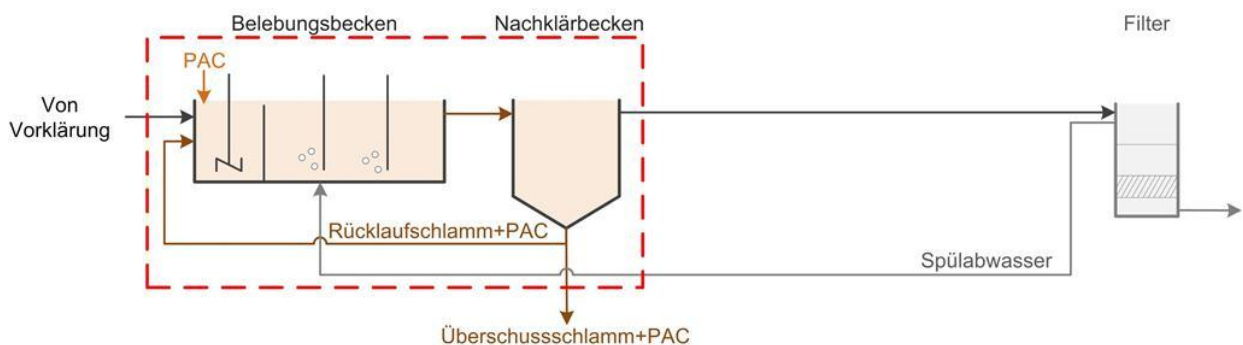


Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken [KomS-BW, 2015c]

Die beladene Aktivkohle wird im Rahmen dieses Verfahrens direkt über den Überschussschlamm der biologischen Reinigung aus dem System entfernt bzw. zusammen mit dem Rücklaufschlamm erneut

dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung kann aber dennoch die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erforderlich werden [KomS-BW, 2015c].

Erfahrungen zu dieser Anwendungsform der Wasserbehandlung mit pulverisierter Aktivkohle liegen laut KOM-M.NRW (2015) bisher nur sehr eingeschränkt vor.

3.3.3.5 Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mithilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt [KOM-M.NRW, 2015]. So nehmen Herbst und Hilbig (2012) an, dass die Schüttdichte der Aktivkohle im Lieferfahrzeug 500 kg/m³ beträgt. Die Lagerungsdichte der Aktivkohle nach der pneumatischen Befüllung des Silos beträgt ihnen zufolge jedoch 420 kg/m³ direkt nach der Befüllung und 460 bis 480 kg/m³ nach einer gewissen Standzeit.

3.3.3.6 Kohledosierung und -eintrag

Die Kohledosierung sowie der Kohleeintrag werden in einer sogenannten Dosierstation vorgenommen [Herbst und Hilbig, 2012]. Hierin befinden sich zunächst das Silo, in dem die pulverisierte Aktivkohle gelagert wird, sowie ein Trichter, um die Aktivkohle aus dem Silo der Suspensionsanlage zuzuführen [Herbst und Hilbig, 2012]. Bei dieser Suspensionsanlage handelt es sich um eine Einrichtung, in der die sehr stark staubende Aktivkohle befeuchtet wird, bevor sie in der abschließenden Dosiereinrichtung in das zu behandelnde Wasser eingespült wird.

Die genaue Dosiermenge ist nach KOM-M.NRW (2015a) unter anderem abhängig von der Kohleart, der gewählten Dosierart sowie der gegebenenfalls geplanten Rezirkulation der Aktivkohle in den Kontaktreaktor. Übliche Dosiermengen liegen bei einer separaten Adsorptionsstufe laut KOM-M.NRW (2015) bei 10 bis 20 mg PAK/L. Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten macht Metzger (2010) in diesem Zusammenhang für eine Dosierung in Höhe von 10 mg PAK/L und 20 mg PAK/L nachfolgende Angaben.

Tabelle 3-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L [Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010]

Mikroschadstoff	10 mg PAK/L	20 mg PAK/L
Arzneimittelstoffe wie Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol	>80%	>80%*
Röntgenkontrastmittel wie Iomeprol, Iopromid, Iohexol	70%	90%
Ionische Amidotrizoesäure	10%	40%
* Durch eine Verdopplung der PAK-Zugabe konnte keine signifikante Steigerung der Elimination nachgewiesen werden, was u. a. darauf zurückzuführen ist, dass die Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf bereits bei einer Dosierung von 10 mg PAK/L teilweise unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 ng/L lagen.		

KOM-M.NRW (2015) schlägt hinsichtlich der Ermittlung der optimalen Dosierung vor, die einzutragende Dosis mithilfe von Labortests entsprechend der örtlichen Abwasserbedingungen und des angestrebten Reinigungsziels zu ermitteln.

3.3.3.7 PAK-Entsorgung

Die Pulveraktivkohle wird in allen Verfahrensalternativen früher oder später über den Überschusschlamm der biologischen Reinigungsstufe entsorgt und anschließend der Schlammbehandlung zugeführt. Dabei konnte gemäß KOM-M.NRW (2015) bislang keine Rücklösung von Mikroschadstoffen festgestellt werden, jedoch ist für einen solchen Fall auch eine separate Behandlung des PAK-Schlammes möglich.

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung desselbigen empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der ubiquitären Verteilung des Schlammes im Rahmen der Ausbringung auf die Felder nicht erfolgen sollte [KOM-M.NRW, 2015].

3.4 Physikalische Verfahren

Unter den physikalischen Verfahren zur Abwasserbehandlung sind laut Micropoll (2012) Membranfiltrationsverfahren zu verstehen. Es handelt sich dabei um Verfahren, die bereits seit einiger Zeit in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden, für die kommunale Abwasserreinigung zurzeit jedoch als nicht geeignet gelten. Dies liegt laut Micropoll (2012) in der geringen Betriebserfahrung, dem hohen Energieaufwand sowie der ungeklärten Fragestellung hinsichtlich der Entsorgung des anfallenden Konzentrats begründet.

Micropoll (2015b) beschreibt zwar drei Anlagen zur Behandlung kommunalen Abwasser, die in Wulpen (Belgien), Orange County (USA) und Singapur in Betrieb sind. Jedoch dienen diese Anlagen dazu kommunales Abwasser unter Zuhilfenahme weiterer Reinigungsverfahren zu Trinkwasser aufzubereiten. Zudem ist auch bei diesen Anlagen zu beachten, dass eine weitergehende Behandlung des anfallenden Konzentrats mithilfe adsorptiver, biologischer oder oxidativer Verfahren erforderlich ist, was mit sehr hohen Kosten verbunden ist [Micropoll, 2012].

3.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

3.5.1 Ozonung

Anlagen zur Ozonung von Abwasserströmen existieren in Deutschland, Frankreich und der Schweiz. In Deutschland werden in NRW zurzeit drei Anlagen in Bad Sassendorf (Lippeverband), Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR) und Schwerte (Ruhrverband) zur Mikroschadstoffentfernung mittels Ozon betrieben. Zudem befinden sich in Aachen Soers und Detmold je eine Ozonanlage in Planung und in Paderborn findet eine großtechnische Untersuchung zur Abwasserbehandlung mittels Ozon statt [KOM-M.NRW, 2015c].

In der Schweiz wurden auf der Abwasserreinigungsanlage (ARA) Neugut (Dübendorf) von 2008 bis 2010, auf der ARA Wüeri (Regensdorf) in den Jahren 2008 bis 2009 sowie auf der ARA Vidy (Lausanne) von 2009 bis 2010 großtechnische Untersuchungen zur Behandlung von Abwasser mit Ozon durchgeführt. Seit März 2014 befindet sich auf der ARA Neugut zudem die erste volltechnische Ozonanlage der Schweiz in Betrieb, die 80 bis 90 % der Mikroschadstoffe aus dem Abwasser eliminiert [Micropoll, 2015a].

Frankreich besitzt dagegen nur eine einzige Anlage zur Abwasserreinigung mittels Ozon. Diese befindet sich in St. Pourçain-sur-Sioule und ist seit 2013 in Betrieb [WABAG, 2014]. Die Anlage stellt in Frankreich einen Einzelfall dar, da sie im Rahmen des Neubaus der Kläranlage auf Initiative des Betreibers

errichtet wurde, ohne dass in Frankreich gesetzliche Grundlagen zum Thema der Mikroverunreinigung existieren oder in den nächsten Jahren zu erwarten sind [Micropoll, 2013a].

3.5.2 Adsorptive Verfahren

3.5.2.1 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Die Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle wird seit längerem bei der Trinkwasseraufbereitung, Industrieabwasser- und Deponiesickerwasserbehandlung sowie bei der Altlastensanierung angewendet. Erste Erfahrungen liegen zur Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen vor, bei denen in einer vorhandenen Flockungsfilteranlage das Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht wurde [Herbst und Maus, 2013].

Bislang werden in NRW auf der Kläranlage Obere Lutter (Abwasserverband Obere Lutter (AOL)) und dem Klärwerk Putzhagen in Gütersloh Filterkammern mit granulierter Aktivkohle betrieben. Zudem befindet sich eine vierte Reinigungsstufe mit GAK auf der Kläranlage Bad Oeyenhausen in Planung und es werden großtechnische Versuche zur GAK-Filtration auf den Kläranlagen Düren-Merken (Wasserverband Eifel-Rur (WVER)) und Köln Rodenkirchen (Stadtentwässerungsbetriebe Köln, AöR) durchgeführt [KOM-M.NRW, 2015c].

In Baden-Württemberg existieren ebenfalls Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle. Die GAK-Filtration in Emmingen-Liptingen befindet sich dabei bereits im Betrieb, während sich die Filtrationsstufen in Büsnau noch im Bau und in Westerheim noch in Planung befinden [KomS-BW, 2015a].

3.5.2.2 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das derzeit verbreitetste, weil am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird seit Kurzem die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und Barntrup in Planung und auf den Kläranlagen Düsseldorf-Süd, Herford und Wuppertal-Buchenhofen werden großtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle durchgeführt [KOM-M.NRW, 2015c].

Wesentlich verbreiteter ist die Anwendung von PAK in Baden-Württemberg, wo insgesamt acht Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit PAK betrieben werden (Albstadt, Hechingen, Kressbronn, Lautlingen, Mannheim, Ravensburg, Sindelfingen und Stockacher Aach). Zudem befinden sich drei Anlagen im Bau und drei weitere Anlagen in Planung [KomS-BW, 2015a].

In der Schweiz wird zurzeit die Kläranlage Herisau gebaut, die im September 2015 in Betrieb genommen werden soll. Zudem haben großtechnische Untersuchungen zur Verwendung pulverisierter Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung in den Abwasserreinigungsanlagen Kloten/Opfikon, Flos und Lausanne stattgefunden [Micropoll, 2015a]

4 Auslegungswerte

4.1 Auslegungswassermenge

Durch die Entwässerung des Einzugsgebiets im Trennsystem fallen auf der Kläranlage Münster-Geist relative konstante Abwassermengen an. Im Erlaubnisbescheid aus dem Jahr 2013 ist die einzuleitende Höchstwassermenge mit 300 m³/ 0,5 h festgeschrieben. Die Auswertung der Durchflussmengen aus der Betriebsdokumentation aus dem Jahr 2014 ergibt einen maximalen Durchfluss an Trockenwettertagen

von $Q_{T,max,d} = 3.767 \text{ m}^3/\text{d}$ (gemessen im September 2014) und einen minimalen Durchfluss von $Q_{T,min,d} = 2.483 \text{ m}^3/\text{d}$ (gemessen im August 2014). Der Divisor x_{Qmax} in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebiets zur Bestimmung des stündlichen Spitzenabflusses wird auf Basis des ATV-DVWK-A 198 mit 15 h/d angenommen. Es ergibt sich ein $Q_{T,h,max} = 251 \text{ m}^3/\text{h}$ für den September 2014. Die maximale Abwassermenge liegt somit deutlich unterhalb der im Erlaubnisbescheid ausgewiesenen Höchstwassermenge. In Absprache mit der Stadt Münster erfolgt die Auslegung der unterschiedlichen Anlagenkonzepte im Rahmen dieser Studie auf die **Auslegungswassermenge $Q_{Bem} = 450 \text{ m}^3/\text{h} = 125 \text{ L/s}$** . Abflussspitzen und Auslastungsreserven werden so berücksichtigt. Sollte die vierte Reinigungsstufe großtechnisch umgesetzt werden wird jedoch empfohlen, eine Auswertung der Abflusssdaten der letzten drei bis fünf Jahre vorzunehmen. Die Auslegungswassermenge ist abschließend mit der Genehmigungsbehörde abzustimmen.

Die Jahresschmutzwassermenge für die Kostenvergleichsrechnung (Kapitel 6) wurde mit $778.800 \text{ m}^3/\text{a}$ angenommen [ELWAS-WEB, 2015, Stand 2013].

4.2 Eliminationsraten

Die Auslegung der vierten Reinigungsstufe erfolgt derart, dass eine Elimination von 80 % der standortrelevanten Substanzen (Terbutryn, Einleitung durch Farbenhersteller, hier nicht als Indikator für Regenwetterereignisse zu verstehen) und der sensitiven Leitparameter Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und 1H-Benzotriazol sichergestellt wird. Die Elimination wird bestimmt durch Messungen im Zulauf zur biologischen Stufe und dem Ablauf der vierten Reinigungsstufe und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter. [KOM-M.NRW, 2015]

Die zu erwartenden Eliminationsraten bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 5 beschriebenen Varianten abhängig von der Abwasserzusammensetzung. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und –mengen im Rahmen von Vorversuchen in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und des gewählten Verfahrens zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren.

5 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

5.1 Nutzung vorhandender Ressourcen

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 3 dargestellten Verfahrenstechniken auf die Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Münster-Geist hin untersucht. Grundsätzlich bieten sich auf der Kläranlage Münster-Geist keine Ressourcen zur weiteren Nutzung an. Die vorhandene Verfahrenstechnik der Kläranlage beinhaltet keine Abwasserfiltration. Es stehen folglich keine Anlagenteile zur Verfügung, die sinnvoll für den Rückhalt von Pulveraktivkohle oder zur Umrüstung auf granuliert Aktivkohle verwendet werden könnten. Sowohl für eine Ozonung als auch für ein Adsorptionsverfahren (PAK / GAK) sind Neubauten zu planen. Einzig der Schönungsteich bietet die Option einer biologischen Nachbehandlung im Ablauf einer Ozonung.

5.2 Flächenverfügbarkeit

Als möglicher Standort für eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination können seitens des Tiefbauamts der Stadt Münster folgende Flächen prinzipiell genutzt werden (Abbildung 5-1):

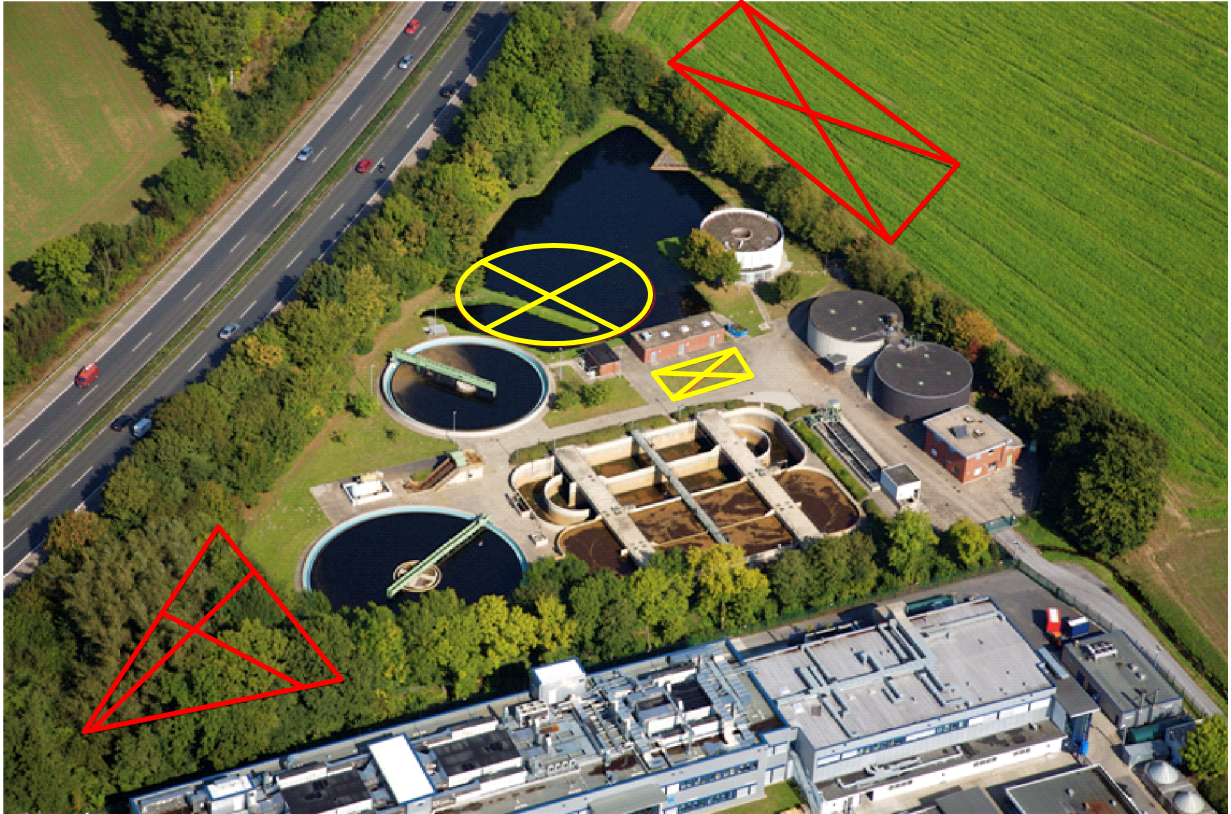


Abbildung 5-1: Flächenverfügbarkeit

Die gelb markierten Flächen sind wesentlich näher am Ablauf der Nachklärung gelegen und werden den rot markierten Flächen aus diesem Grund vorgezogen. Unter Berücksichtigung vorhandener Rohrleitungen, die auf der gelben Fläche unterhalb des Betriebsgebäudes unterirdisch verlaufen, wird für die im Rahmen der Machbarkeitsstudie betrachteten Varianten die Fläche neben der Nachklärung favorisiert. Dies bedeutet den Umbau des vorhandenen Schönungsteichs.

5.3 Variantenuntersuchung

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 3 „Stand der Technik zur Mikroschadstoffelimination“ dargestellten Verfahrenstechniken auf die Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Münster-Geist hin untersucht.

Da auf der Kläranlage Münster-Geist wie in Kapitel 5.1 beschrieben keine freien Ressourcen zur Nutzung bereitstehen wird die vierte Reinigungsstufe als Neubau konzipiert. Bei Neubauten haben Ozonanlagen oftmals wirtschaftliche Vorteile gegenüber den adsorptiven Verfahren. Auch zeigt eine Ozonung einen höheren Grad an Automatisierung, womit die zu applizierende Ozondosis der Abwasserbelastung angepasst werden kann. Die biologische Nachbehandlung des ozonierten Kläranlagenablaufs kann im vorhandenen Schönungsteich erfolgen.

Wie bereits beschrieben und wie in [Pinnekamp und Merkel, 2008] hervorgehoben wird, ist eine Schwierigkeit bei der Pulveraktivkohle-Zugabe, dass sich die Aktivkohle bei den Stoffen, die sie adsorbiert, nicht selektiv verhält. Besonders beim Einsatz von Aktivkohle im Belebungsbecken können sich hieraus Leistungsminderungen bezogen auf die Mikroschadstoffelimination ergeben. Aus diesem Grund wurde der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in einem dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Becken un-

tersucht. Die Investitionskosten einer solchen Maßnahme sind zwar höher als bei der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken, die zu erwartende Eliminationsleistung in einem nachgeschalteten Becken sollte aufgrund des nur gering mit Feststoffen belasteten Kläranlagenablaufs aber merklich höher und die resultierenden Betriebskosten niedriger sein. Über den Einfluss der abfiltrierbaren Stoffe auf die Mikroschadstoffeliminationsleistung besteht noch Forschungsbedarf. Voraussetzung für eine Rückführung der teilbeladenen Aktivkohle in die biologische Stufe zur Ausschöpfung der Adsorptionskapazität der Kohle ist die abschließende Verbrennung des Klärschlammes, mit dem die Kohle aus dem System ausgetragen wird. Die derzeitige Klärschlamm Entsorgung müsste entsprechend anders organisiert werden. Denkbar ist eine mobile Klärschlammwässerung vor Ort mit anschließender Verbrennung oder Transport zu einer anderen Kläranlage mit Schlammbehandlung und anschließender thermischer Verwertung.

Neben der Ozonung bzw. AOP und der PAK-Adsorption stellt der Einsatz eines Filters mit granulierter Aktivkohle eine weitere Variante zur Mikroschadstoffelimination dar. Ein Vorteil gegenüber der Nutzung von pulverisierter Aktivkohle ist die Möglichkeit des Recyclings der granulierten Kohle. Weiterhin kann die GAK auch als Filterkorn zur weiteren Feststoffabscheidung dienen. Der Einsatz eines Filters mit granulierter Aktivkohle wird wie in Kapitel 3.3.2 erläutert maßgeblich von den erzielbaren Bettvolumina beeinflusst. Hohe Frachten an adsorbierbarem CSB im Zulauf eines GAK-Filters verursachen eine rasche Ausschöpfung der Sorptionskapazität, so dass nur bedingt Mikroschadstoffe im Adsorptionsbett zurückgehalten werden können. Hier sollten im Vorfeld entsprechende Labor- und/ oder halbtechnische Versuche mit realem Abwasser zur Ermittlung der durchsetzbaren Bettvolumina mit verschiedenen granulierten Aktivkohlen durchgeführt werden.

Für die Kläranlage Münster-Geist werden somit folgende spezifischen Anlagenkonzepte ausgearbeitet:

1. Variante 1: Ozonung - biologische Nachbehandlung im Schönungsteich
2. Variante 2: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk – Tuchfiltration
3. Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Alle Varianten beinhalten eine maximale Beschickung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination von 125 l/s.

Die Abwasserzusammensetzung hat damit bei allen Varianten einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartenden Eliminationsleistung bzw. auf die Dosierung von Betriebsstoffen oder Standzeit des Adsorptionsbettes. Grundsätzlich wird empfohlen, aufgrund der Hintergrundmatrix des Abwassers der Kläranlage Münster-Geist (zwar geringer Anteil an AFS (85 %-Quantil 8 mg/L), doch vergleichsweise hohe Restbelastung an CSB, DOC bzw. Bromid) entsprechende Labor- und/ oder halbtechnische Versuche mit realem Abwasser durchzuführen.

5.3.1 Trennbauwerk

Das vorhandene Ablaufbauwerk des Nachklärbeckens wird durch ein neues Trennbauwerk ersetzt. Bis zum maximalen Anlagenzufluss von 450 m³/h wird das Abwasser der vierten Reinigungsstufe zugeleitet. Höhere Abflüsse fließen über eine Trennschwelle im Bypass direkt in den Schönungsteich.

In Abbildung 5-2 ist exemplarisch ein Trennbauwerk mit Überlauf dargestellt.

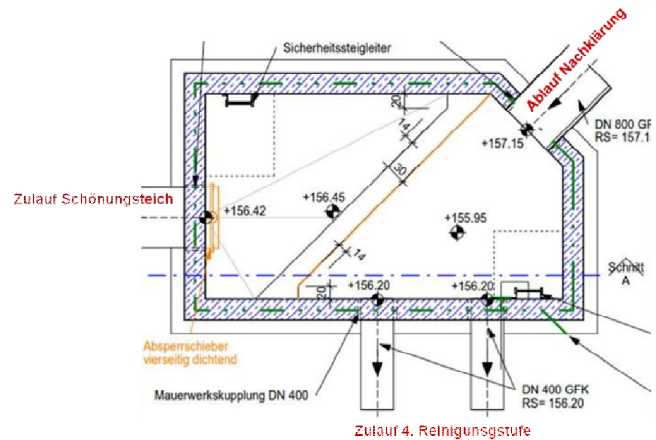
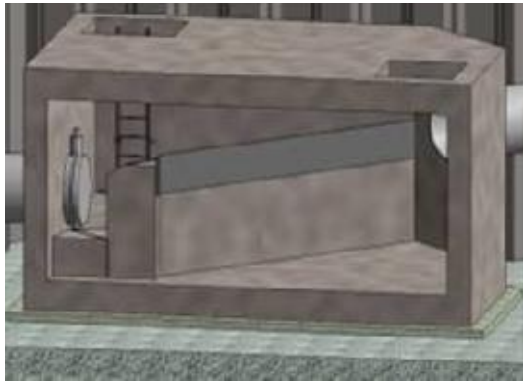


Abbildung 5-2: Exemplarische Darstellung eines Trennbauwerks

5.3.2 Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung

5.3.2.1 Integration auf der KA Münster-Geist

Die Ozonung wird der biologischen Abwasserbehandlung nachgeschaltet und als kompletter Neubau zweistraßig konzipiert. Die Ozonanlage wird mittels frequenz geregelter Pumpen über eine Druckleitung beschickt. Die Pumpen sorgen für die Begrenzung des Anlagenzuflusses. Die notwendige Förderhöhe wird mit 0,5 m abgeschätzt. In die Druckleitung erfolgt über einen statischen Mischer die Einleitung des ozonierten Injektorstroms. Das ozonierete Wasser wird anschließend zur biologischen Nachbehandlung dem nachgeschalteten Schönungsteich zugeführt.

Der Flüssigsauerstofftank und die Ozongeneratoren werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodul geliefert und aufgestellt werden oder in einem massiven Betriebsgebäude untergebracht werden. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

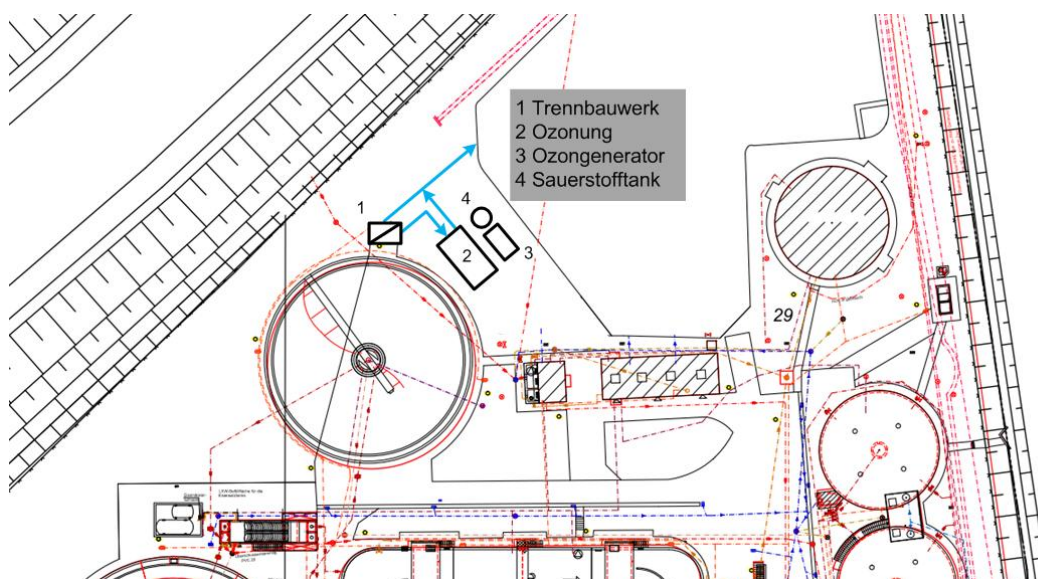


Abbildung 5-3: Lageplan der Ozonung auf der Münster-Geist

5.3.2.2 Ozonerzeugung

Das Ozon wird durch zwei Ozonerzeuger aus technischem Sauerstoff mittels stiller elektrischer Entladung hergestellt. Die Ozonerzeugung benötigt relativ viel elektrische Energie. Die Lagerung des Sauerstoffs erfolgt in einem Flüssiggastank. Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeuger richtet sich nach der maximal benötigten Ozonmenge, die vom Abwasseranfall und der Abwasserqualität, wie z.B. DOC und Nitrit, abhängt.

Für die Auslegung der Ozonanlage auf der Kläranlage Münster-Geist wird eine spezifische Ozondosis von 0,7 mg O₃/mg DOC angesetzt. Diese Annahme sollte vor allem in Hinblick auf die vorliegende Abwassermatrix durch entsprechende Ozonzehrungsversuche im Hinblick auf eine großtechnische Realisierung überprüft werden.

Auf Grundlage des angenommenen $z_{\text{spez.}}$ von 0,7 mg O₃/mg DOC und einem angenommenen DOC von 15 mg/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration c_{O_3} zu

$$c_{\text{O}_3} = z_{\text{spez.}} \cdot c_{\text{DOC}} = 0,7 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC} \cdot 15 \text{ mg DOC/L} = 10,5 \text{ mg O}_3/\text{L}$$

Mittels der Ozonkonzentration c_{O_3} und der Bemessungswassermenge $Q_{\text{Bem}} = 125 \text{ L/s}$ ergibt sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu

$$B_{\text{O}_3} = Q_{\text{Bem}} \cdot c_{\text{O}_3} = 125 \text{ L/s} \cdot 10,5 \text{ mg O}_3/\text{L} = 1.313 \text{ mg O}_3/\text{s} = 4,73 \text{ kg O}_3/\text{h}$$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration. Die Nitrit-Konzentrationen im Ablauf betragen im 85 %-Quantil 0,06 mg NO₂-N/L und es ergibt sich eine maximale Nitrit-Fracht von rd. 36 g NO₂-N/h. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von 3,43g O₃/g NO₂-N [KOM-M.NRW, 2015] erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität auf

$$B_{\text{O}_3} = 4,73 \text{ kg O}_3/\text{h} + 3,43\text{g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N} \cdot 36 \text{ g NO}_2\text{-N/h} = 4,85 \text{ kg O}_3/\text{h}$$

Der Einfluss der Nitritoxidation auf die Ozonzehrung für die Kläranlage Münster-Geist ist von nur geringer Relevanz.

5.3.2.3 Ozoneintrag

Für die Ozonung kommen grundsätzlich zwei O₃-Eintragungssysteme, zum einen Injektoren und zum anderen Diffusoren, in Frage. Die bisherigen Monitoringergebnisse der Ozonung auf der Kläranlage Duisburg Vierlinden zeigten keinen signifikanten Unterschied der Verfahren bezüglich der Mikroschadstoffelimination [Herbst et al., 2011]. Für die Kläranlage Münster-Geist wird die bautechnisch einfache Ausführung des Injektorsystems angenommen. Beim Injektorsystem wird mittels Hochdruckpumpen ein Teilstrom auf den notwendigen Treibwasserdruck gebracht. Im Injektor findet die Vermischung des Ozons mit dem Teilstrom statt. Nachgeschaltet wird durch einen statischen Mischer der ozonierte Teilstrom mit dem Hauptabwasserstrom vermischt. Eine endgültige Festlegung des Ozoneintragungssystems sollte nach Untersuchungen zur Bromatbildung getroffen werden.

5.3.2.4 Ozonreaktor

Die Aufenthaltszeit der gesamten Ozonung mit der biologischen Nachbehandlung im vorhandenen Schönungsteich soll für den maximalen Zulauf zur Anlage nach Herbst et al. (2011) ca. 20 min. betragen. Die Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor wird so mit mindestens 20 min festgesetzt. Versuchstechnisch abgesicherte Aussagen zur Aufenthaltszeit und Beckengröße können nach Ozonzehrungsversuchen für das Abwasser in Münster-Geist getroffen werden.

Unter Annahme einer Aufenthaltszeit von 20 Minuten bzw. 0,33 Stunden bei einer hydraulischen Beaufschlagung von maximal dem Bemessungswasserzufluss von $Q_{\text{Bem}} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$ sind folgende Hauptabmessungen erforderlich:

- Volumen $V = 450 \text{ m}^3/\text{h} * 0,33 \text{ h} = 149 \text{ m}^3$
- Grundfläche $A = 149 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 29,8 \text{ m}^2$ (gewählte Wassertiefe 5 m)

Im Ozonreaktor finden zunächst der Eintrag und die Mischung von Ozon in das Abwasser statt. Das Ozon reagiert dabei mit den Abwasserinhaltsstoffen. CFD-Simulationen von Herbst et al., (2011) zeigen, dass auf eine aufwändige Unterteilung des Reaktorvolumens in Kompartimente verzichtet werden kann. Kurzschlussströmungen im Reaktor sind jedoch zu vermeiden. Aus Gründen der Arbeitssicherheit ist das Reaktionsbecken mit einer gasdichten Abdeckung zu versehen. Ozonhaltige Abluftströme werden über zwei katalytische Restozonvernichter geleitet. Die Räume, in denen potenziell Ozon austreten könnte, sind mit Ozonwarngeräten auszustatten (vgl. Abbildung 5-4).

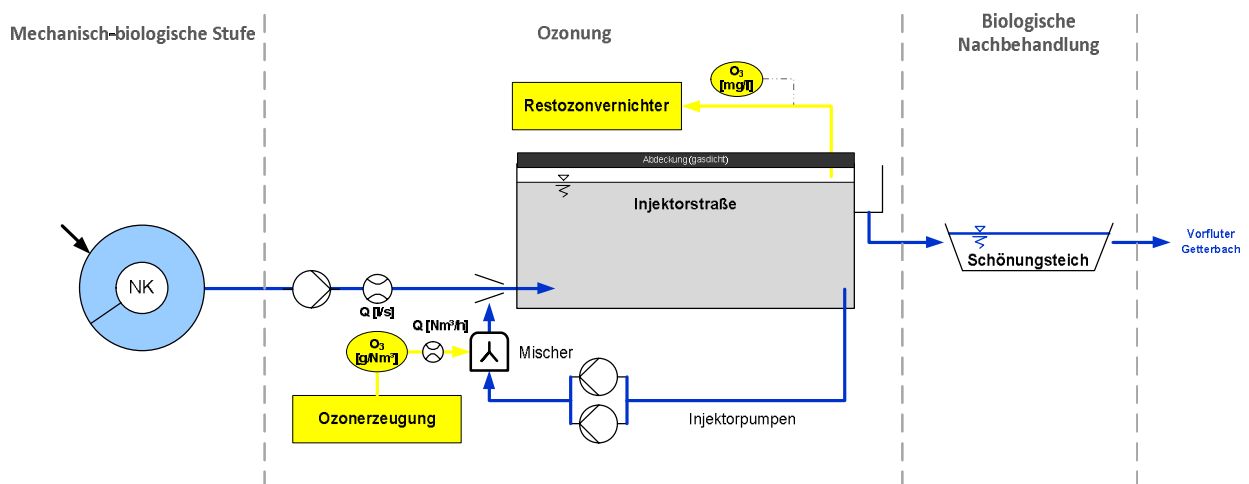


Abbildung 5-4: Fließbild der Ozonung

5.3.2.5 Transformationsprodukt Bromat

Aufgrund der hohen Bromidkonzentrationen könnte es bei der Ozonung zur Bildung des Transformationsproduktes Bromat kommen und eine Überschreitung des Trinkwassergrenzwerts von $10 \mu\text{g}/\text{L}$ kann nicht ausgeschlossen werden. **Das Bromatbildungspotenzial sollte in jedem Fall labortechnisch bestimmt werden.** Der Problematik kann ggf. mit Diffusoren als Ozon-Eintragssystem bzw. mit niedrigeren Ozonkonzentrationen begegnet werden. Weiterhin kann der Effekt einer zusätzlichen Dosierung von Wasserstoffperoxid geprüft werden.

5.3.3 Variante 2: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk – Tuchfiltration

5.3.3.1 Integration auf der KA Münster-Geist

Die Adsorptionsstufe mit nachgeschalteter Tuchfiltration wird als Neubau konzipiert. Aus dem neu zu errichtenden Trennbauwerks (Kapitel 5.3.1) wird zunächst das Kontaktbecken mittels frequenz geregelter Rohrpropellerpumpen beschickt. Die Förderhöhe wird mit 1 m abgeschätzt. Durch die Förderleistung der Pumpe wird zugleich der Zulauf zur Mikroschadstoffelimination geregelt. Das Kontaktbecken wird in

zwei Kaskaden unterteilt. In jeder Kaskade wird zur energieoptimalen Umwälzung ein Rührwerk am Beckenboden montiert.

Im Zulauf zum Kontaktbecken bzw. ins Kontaktbecken werden die PAK und das Fällmittel dosiert. Angenommen wird aufgrund der vorliegenden Abwassermatrix eine Dosierung von 20 mg PAK/l [KOMM.NRW, 2015]. Es wird empfohlen, die genaue, den örtlichen Bedingungen angepasste Dosierung im Vorfeld einer großtechnischen Realisierung mittels Labortests zu ermitteln. Die Lager- und Dosieranlagen für die Pulveraktivkohle und für das Fällmittel werden ortsnahe neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Pulveraktivkohle wird volumenstromabhängig zu dosiert. Pulveraktivkohle lässt sich nur schwer befeuchten und staubt. Um eine homogene Vermischung der Kohle ohne Staubeentwicklung zu gewährleisten, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert. Die Kohle wird in eine Vorlage mit einem getauchten Rohrdispersiergerät hinein staubfrei dispergiert. Die Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das Treibwasser wird aus dem Kläranlagenablauf entnommen. Die PAK-Dosieranlage wird im unteren Bereich der Zarge des PAK-Silos angeordnet.

Aus dem Kontaktbecken fließt das mit PAK beladene Wasser im Freigefälle dem Sedimentationsbecken zu. Zur Bildung von gut absetzbaren Makroflocken wird in dem Zulaufstrom ein Flockungshilfsmittel und Fällmittel dosiert. Im Becken sedimentiert der PAK-Schlamm und wird als Rücklaufkohle zurück in das Kontaktbecken gefördert. Es wird ein Kohlealter von ca. 2 bis 5 Tage in der Anlage zur Mikroschadstoffelimination angestrebt. Auf eine Rückführung der überschüssigen Kohle in die Belebungsstufe wird aus dem Grund verzichtet, da der Schlamm derzeit noch nach der Weiterbehandlung auf der Kläranlage Coerde landwirtschaftlich verwertet wird. Sollte sich zukünftig die Schlammbehandlung dahin gehend ändern, dass eine thermische Verwertung angestrebt wird, sollte eine Rückführung der Kohle in die Belebungsstufe zur Ausnutzung der Beladungskapazitäten erfolgen.

Die Klarphase aus dem Sedimentationsbecken wird noch feindisperse PAK-Partikel aufweisen. Zur Abtrennung wird ein Tuchfilter nachgeschaltet. Zurzeit findet die erste großtechnische Umsetzung der Tuchfiltration mit einem Polstofffiltertuch auf der Kläranlage Lahr (100.000 EW) statt. Vielversprechende halbtechnische Untersuchungen zum Rückhalt von PAK liegen von Bornemann et al., (2012) und Zwickelpflug et al. (2010) vor. Die Tuchfiltration kann als Scheibenfilteranlage in einem relativ kleinen Becken installiert werden. Aufgrund des kontinuierlichen Betriebs sind Filtrat- und Schlammwasserspeicher nicht erforderlich. Die Filteranlage wird direkt neben dem Kontakt- und Sedimentationsbecken angeordnet. Zum besseren Rückhalt der restlichen PAK wird in den Zulauf zur Filtration Fällungsmittel dosiert. Das gereinigte Wasser wird anschließend im Freigefälle in den Schönungsteich geleitet. In Abbildung 5-6 ist schematisch das Fließbild für diese Variante dargestellt.

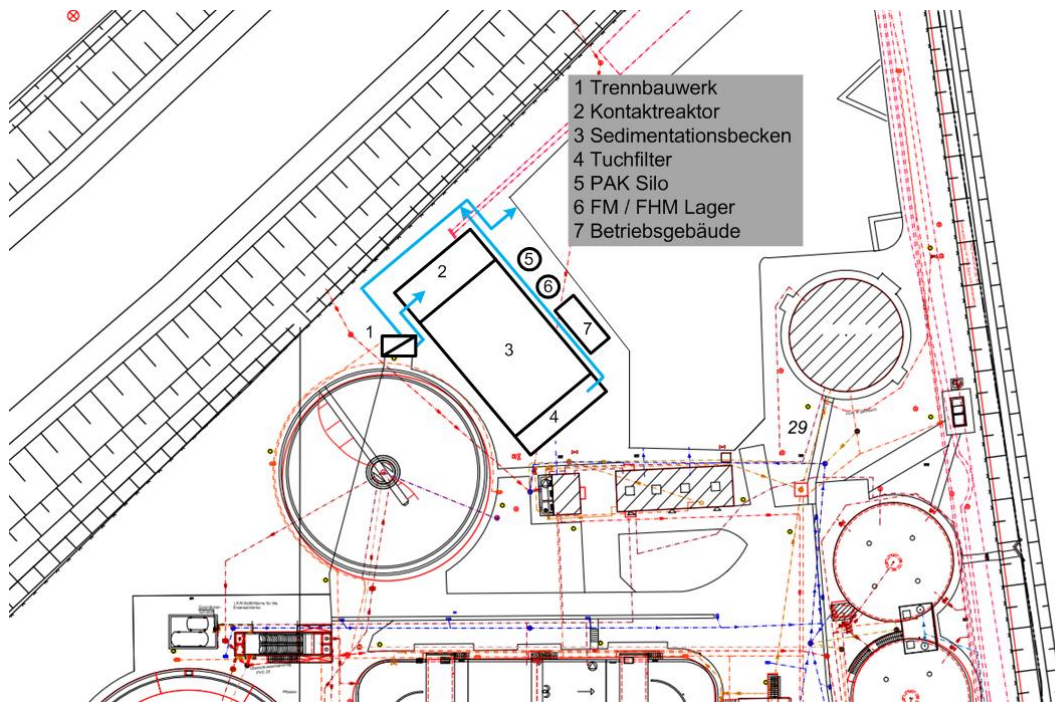


Abbildung 5-5: Lageplan PAK-Anlage auf der Münster-Geist

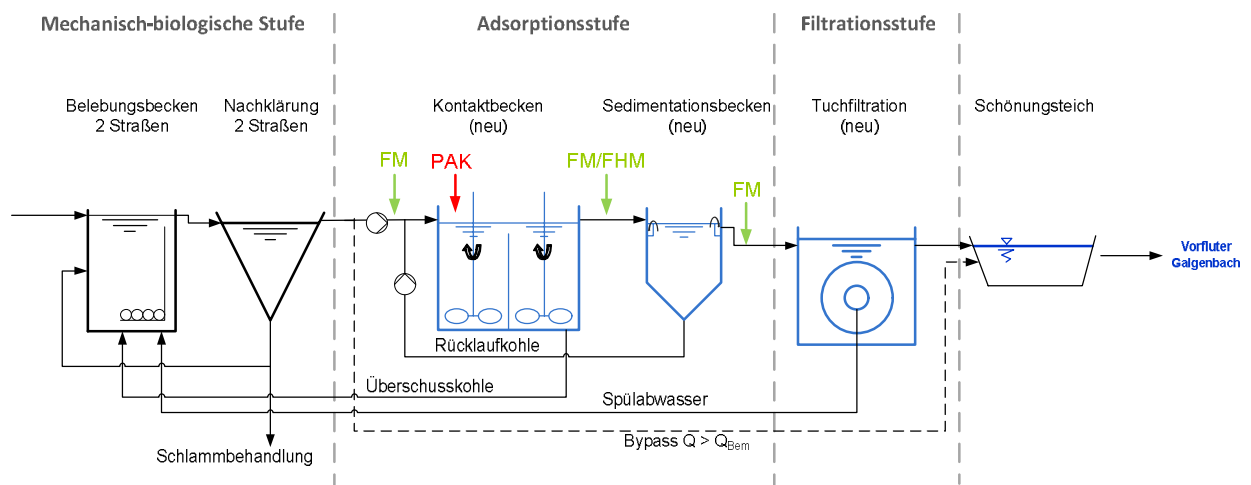


Abbildung 5-6: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration

5.3.3.2 Kontaktreaktor

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 3.3.3.1) ergeben sich für den Kontaktreaktor bei der hydraulischen Beaufschlagung von $Q_{Bem} = 450 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen:

- Volumen $V = 450 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 225 \text{ m}^3$
- Grundfläche (gewählte Wassertiefe 4 m) $A = 225 \text{ m}^3 / 4 \text{ m} = 56 \text{ m}^2$

Das Kontaktbecken wird als Kaskade mit zwei Bereichen geplant. Jede Kaskade wird mit einem Rührwerk ausgerüstet, um die notwendige Turbulenz für das in Schwebelage halten der PAK zu gewährleisten.

5.3.3.3 Sedimentationsbecken

Nach KOM-M.NRW (2015) werden Sedimentationsanlagen auf eine Oberflächenbeschickung von $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt (vgl. auch Kapitel 3.3.3.1). Demnach ergeben sich die folgenden Hauptabmessungen:

- max. Oberflächenbeschickung $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$
- Oberfläche $A = 450 \text{ m}^3/\text{h} / 2 \text{ m}^3/\text{h} = 225 \text{ m}^2$

5.3.3.4 Scheibenfilter

Die Scheibenfilteranlage wird in einem neuen, kompakten Betonbecken eingebaut. Die Scheibenfilteranlage wird im Freigefälle beschickt. Der maximale Druckverlust des Scheibenfilters beträgt ca. 0,25 m. Das Filtertuch ist auf scheibenförmigen Segmenten montiert. Mehrere Filterscheiben werden auf einem Zentralrohr zu einer drehbaren Scheibenfiltereinheit zusammengestellt. Das Wasser strömt von außen durch das Filtertuch in die Filtersegmente und durch ein Zentralrohr, den Steigschacht und einen Überlauf in den Ablauf der Kläranlage. Bei der Filterreinigung legen sich die Absaugeinrichtungen seitlich an die Scheiben an. Bei einer Druckdifferenz von 0,25 m wird die Filterreinigung ausgelöst. Die Filterscheiben werden langsam gedreht und die abgelagerten Feststoffe werden über die Absaugeinrichtung entfernt, ohne dass der Filtrationsprozess unterbrochen wird. Das abgesaugte Schlammwasser wird in die Belebung zurückgeführt. Entsprechend werden die im Filterbehälter sedimentierenden Feststoffe mit der Bodenschlammpumpe zeitgesteuert zurückgeführt.

Der Scheibenfilter wird auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ausgelegt.

- Filterfläche erforderlich $A = 450 \text{ m}^3/\text{h} / 10 \text{ m}^3/\text{h} = 45 \text{ m}^2$
 - gewählt 2 Filtereinheit mit 6 Scheiben á 5 m² = 60 m²
- gewählte Beckenabmessung: Breite = 2 • 1,8 m
 Länge = 3,5 m
 Tiefe = 2,5 m

5.3.3.5 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Die Pulveraktivkohle wird in einem Silo gelagert, das für eine Mindestvorhaltung von 20 Tagen konzipiert wird. Für die Kläranlage Münster-Geist wird eine Dosierung von 20 mg PAK/l angesetzt. Es ergibt sich ein erforderliches Vorhaltevolumen von

- $0,02 \text{ kg PAK}/\text{m}^3 \text{ Abwasser} * 450 \text{ m}^3/\text{h} \text{ Abwasser} * 24 \text{ h}/\text{d} = 216 \text{ kg PAK}/\text{d}$
- $20 \text{ d} * 216 \text{ kg PAK}/\text{d} / 500 \text{ kg}/\text{m}^3 = 8,64 \text{ m}^3$

Die Befüllung des Silos erfolgt pneumatisch über ein Silofahrzeug mit einer Kapazität von 40 m³. Bei einer Schüttdichte von ca. 500 kg/m³, können mit einem Silofahrzeug 20.000 kg angeliefert werden. Durch die pneumatische Förderung wird im Silo zunächst eine geringere Lagerungsdichte von ca. 420 kg/m³ erreicht (vgl. Kapitel 3.3.3.5). Die Entladung eines Silofahrzeuges erfordert ein freies Silovolumen von

- $20.000 \text{ kg} / 420 \text{ kg/m}^3 =$ 48 m³
- Erforderliche Silokapazität = 56,64 m³

5.3.3.6 Fällmitteldosierung

Neben der Lager- und Dosiereinrichtung für die Pulveraktivkohle sind weitere Einrichtungen für die Fällmittel vorzusehen. Auf der Kläranlage Münster-Geist wird Phosphor chemisch im Rahmen einer Simultanfällung ausgefällt. Verwendet wird Eisen-II-Chlorid bzw. im Winter PAC. Entsprechende Vorlagebehälter und Einrichtungen sind vor Ort vorhanden. Im Rahmen dieser Studie wird aber davon ausgegangen, dass eine zusätzliche Ausrüstung inkl. Abfüllplatz nach VAWS installiert wird, um ggf. auch das Fällmittel anzupassen.

Das Fällmittel Fe(III)Cl₃ wird mit einem Tankwagen angeliefert und in einem Tank gelagert, der auf eine Vorhaltung von 20 Tagen dimensioniert wird. Eisen(III)-chlorid hat eine Wirksubstanz von ca. 0,138 kg Fe/kg FM und eine Dichte von 1.410 kg/m³. Das erforderliche Vorhaltevolumen beträgt demnach:

- $0,005 \text{ kg Fe/m}^3 / 0,138 \text{ kgFe/kgFM} * 450 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} =$ 391 kg/d FM
- $20 \text{ d} * 391 \text{ kg/d} / 1.410 \text{ kg/m} =$ 5,6 m³
- Die Anlieferung erfolgt mit einem 20 m³ Fahrzeug = 20 m³
- Erforderliche Lagerkapazität = 25,6 m³

Das Fällmittel wird volumenproportional zugegeben. Um die Fällmitteleinmischung in kürzester Zeit zur Bildung von Mikrofloccen zu gewährleisten, wird das Fällmittel in einer Zone/Reaktor mit einer hohen Energiedichte eingetragen. Angenommen wird eine Zugabe direkt vor dem Zulaufpumpwerk des Kontaktreaktors und vor dem Pumpwerk zur Filterbeschickung, so dass auf zusätzliche Rührwerke verzichtet werden kann.

5.3.3.7 Flockungshilfsmittel

Die polymeren Flockungshilfsmittel werden in Fässern/Containern angeliefert. Der tägliche FHM-Bedarf beim Bemessungszufluss ergibt sich wie folgt:

- $0,3 \text{ g/m}^3 \text{ FHM} * 450 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} =$ 3,24 kg /d FHM

5.3.4 Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

5.3.4.1 Integration auf der KA Münster-Geist

Die Kläranlage Münster-Geist verfügt über keine Filtrationsstufe, so dass die GAK-Filteranlage als Neubau konzipiert werden muss. Die Filteranlage wird aus dem Ablauf der Nachklärbecken über das neu zu errichtende Trennbauwerk (Kapitel 5.3.1) beschickt.

Die Filteranlage wird mit einem Zulaufpumpwerk ausgerüstet. Die Förderhöhe wird mit 1 m abgeschätzt. Die Filter werden abwärts durchströmt. Die körnige Kohle mit typischen Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm liegt auf einer Stützkonstruktion als Festbett auf. Das Filtrat wird anschließend in den Schönteich eingeleitet.

Bei nachlassender Filterdurchlässigkeit werden die Filter mit Luft und Filtrat gespült. Um eine ausreichende Filtratmenge bereitzustellen, ist ein Filtratspeicher vorzusehen. Das anfallende Spülabwasser wird über einen Schlammwasserspeicher vergleichmäßig in den Zulauf zur Belebung geleitet. Das Filterbett wird bei der Spülung fluidisiert und soll sich dabei um ca. 25% ausdehnen. Die max. Spülgeschwindigkeit ist in Abhängigkeit von der Dichte und Körnung der verwendeten Kohle zu wählen, um ein Austrag der GAK zu vermeiden. Im Trinkwasserbereich reichen Filtergeschwindigkeiten von 25 bis 35 m/h aus. Auf der Kläranlage Obere Lutter wurde durch Versuche eine Spülgeschwindigkeit von 27 m/h ermittelt, um zu vermeiden, dass Aktivkohle bei der Spülung aus dem Filter ausgetragen wird [Rölle und Kuch, 2011]. Zur Minimierung der Abrasion der GAK muss nach Erfahrungen aus der Schweiz ferner ein möglichst schonendes Spülprogramm gewählt werden [Böhler et al., 2013].

Eine weitere wesentliche Betriebsgröße kann derzeit nur grob eingegrenzt werden und zwar die Filterstandzeit, die bezogen auf Mikroschadstoffe von 3.000 bis 16.000 Filterbettvolumina diskutiert wird, aber noch nicht ausreichend belegt ist [KOM-M.NRW, 2015]. In weiteren Versuche wäre, wenn diese Technologie in Frage kommt, die Anzahl der Filterbettvolumina zunächst in Laborversuchen zu verifizieren. Der Einfluss der Hintergrundbelastung, hier vor allem die erhöhte CSB-Belastung, ist für die Standzeit noch nicht hinreichend geklärt. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie für die Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, Phase II [Herbst und Maus, 2013] wurden umfangreiche Labor- bzw. halbertechnische Adsorptionsversuche durchgeführt hinsichtlich des Durchbruchverhaltens. Das untersuchte Abwasser zeigte in Bezug auf die Parameter CSB und DOC eine im Vergleich zu Münster-Geist noch höhere Abwasserbelastung, was dem hohen industriellen Abwasseranteil dort geschuldet ist. Wurde noch im Vorfeld von 16.000 Bettvolumina ausgegangen, die der Literatur entnommen wurden, wurden aufgrund der Ergebnisse aus den Untersuchungen für die weiteren Betrachtungen nur noch 3.000 Bettvolumina angesetzt. Für die Auslegung einer Adsorptionsstufe mit granulierter Aktivkohle für die Kläranlage Münster-Geist wird so konservativ von 5.000 Bettvolumina ausgegangen. In Abbildung 5-7 und Abbildung 5-8 ist die GAK-Anlage sowohl im Lageplan als auch als Fließbild dargestellt.

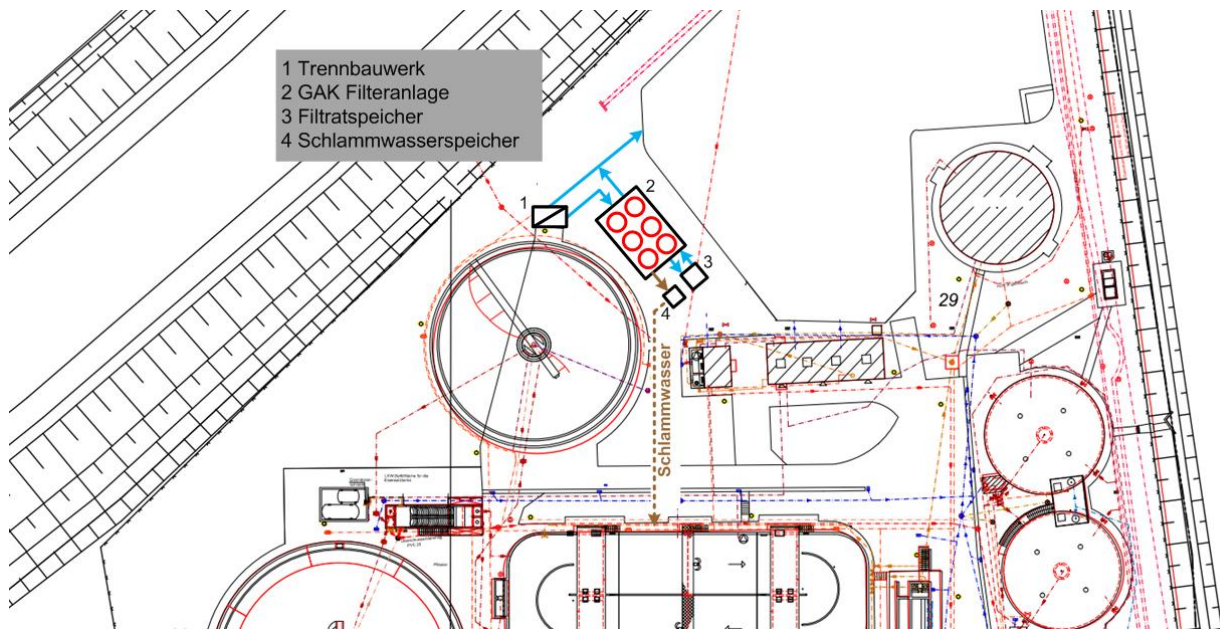
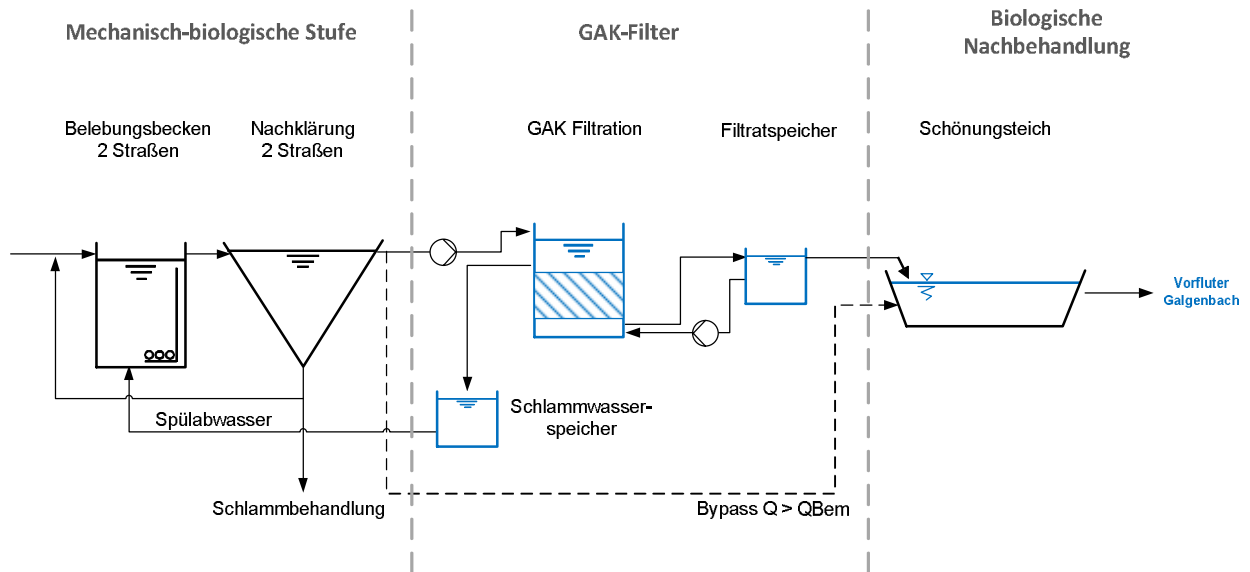


Abbildung 5-7: Lageplan GAK-Filteranlage auf der Münster-Geist


Abbildung 5-8: Fließbild der GAK-Anlage

5.3.4.2 Filtergröße, Filteranzahl und Filtergeschwindigkeit

GAK-Filter werden mit einer Leerbettkontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 - 30 min und einer Filtergeschwindigkeit von 5 – 15 m/h ausgelegt [KOM-M.NRW, 2015]. Zuzüglich zum Filterbett ist die erforderliche Überstauhöhe zum Rückspülen des Filters zu beachten. Diese Werte werden als erste Abschätzung für die Machbarkeit dieser Variante angenommen. Die Annahmen sind durch halbtechnische Versuche auf der Kläranlage Münster-Geist zu verifizieren.

Vorgesehen wird für die Kläranlage Münster-Geist ein einstufig abwärts durchströmter Schwerkraftfilter. Für die Bemessung wurde eine Filtergeschwindigkeit von 7 m/h zugrunde gelegt. Angesichts der geringen Dichte von GAK wird zur Vermeidung von Filterdurchbrüchen ein abwärts durchströmter Filteraufbau gewählt.

- erf. Filterfläche: $450 \text{ m}^3/\text{h} / 7 \text{ m/h} = 64 \text{ m}^2$
- Filterbetthöhe für 20 min Kontaktzeit: $7 \text{ m/h} * (20 \text{ min} / 60 \text{ min/h}) = 2,33 \text{ m}$
- gewählt: 6 Einheiten je 12 m^2
- Nachweis Filtergeschwindigkeit bei Spülung einer Filtereinheit:
 $450 \text{ m}^3/\text{h} / ((6 - 1) * 12 \text{ m}^2) = 7,5 \text{ m/h} < 15 \text{ m/h}$

Die gewählte Filtergröße und Filteranzahl ermöglicht zudem die Außerbetriebnahme eines zusätzlichen Filterelements für den Austausch der beladenen Aktivkohle, ohne dass die zulässige Filtergeschwindigkeit von 15 m/h überschritten wird.

Zusätzlich sind für die Raumfiltration Speicher für das Spülwasser und für das Rückspülwasser erforderlich.

Nachweis ausreichender Spülwassermenge

- Annahme: minimaler Nachtzufluss 20 l/s
- Spülung Feststoffaustrag: $35 \text{ m/h} * 12 \text{ m}^2 = 420 \text{ m}^3/\text{h} = 117 \text{ l/s}$
- Filtratspeicher: $(117 - 20) \text{ l/s} * 360 \text{ s} = 35 \text{ m}^3$

Schlammwasserspeicher

- Annahme: Spülwassermenge für Feststoffaustrag sowie 2 m Filterüberstau
- $V_{\text{Speicher}}: 117 \text{ l/s} * 360 \text{ s} + 2.000 \text{ l/m}^2 * 12 \text{ m}^2 =$ 66 m³

Mit der Annahme von 5.000 Filterbettvolumina und einer Jahresabwassermenge von 778.800 m³ ergibt sich eine Laufzeit/Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von

- $6 * 12 \text{ m}^2 * 2,33 \text{ m} * 5.000\text{-fach} / 778.800 \text{ m}^3/\text{a} =$ 1,1 Jahre.

Für die Kläranlage Münster-Geist wird ohne vorherige Laboruntersuchungen von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von einem Jahr ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

- $(6 * 12 \text{ m}^2 * 2,33 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 1,0 \text{ a} =$ 84 Mg GAK/a

6 Kostenabschätzung

Im Rahmen der Kostenabschätzung werden die erwarteten Investitions- und Betriebskosten der in Kapitel 5.3 beschriebenen Varianten ermittelt. Bei den Investitionskosten werden Kosten für die Bautechnik, die Maschinenteknik, die Elektrotechnik sowie Nebenkosten berücksichtigt. Die Betriebskosten enthalten die jährlich anfallenden Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie für die verschiedenen verfahrensspezifischen Betriebskosten (Sauerstoff, PAK, GAK etc.).

Die Kostengegenüberstellung erfolgt auf Grundlage der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR-Leitlinien, 2012).

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst im Zeitpunkt t=0 Investitionskosten [€] an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten [€/a] resultierend aus dem Betrieb der Anlage. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten [€] zu berücksichtigen, die aufgrund der unterschiedlichen Lebensdauer der verschiedenen Anlagenteile im Betrachtungszeitraum von 30 Jahren anfallen. Hinsichtlich des Anfalls dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume angenommen:

- Bautechnik, Nebenkosten 30 a
- Maschinenteknik 15 a
- Elektrotechnik 10 a

Dementsprechend fallen im betrachteten Nutzungszeitraum der Gesamtanlage zweimal Reinvestitionskosten für die Elektrotechnik und einmal für die Maschinenteknik an. Von der Berücksichtigung einer Preissteigerungsrate bei der Ermittlung der Reinvestitionskosten wird abgesehen. Zur Bestimmung des Investitionskostenbarwertes werden die Reinvestitionskosten mittels des Diskontierungsfaktors $DFAKE_{(i;n)}$ auf den Bezugszeitpunkt umgerechnet. Über den Kapitalwiedergewinnungsfaktor $KFAKR_{(i;n)}$ erfolgt die Umrechnung des Investitionskostenbarwerts in gleichförmige Kostenreihen bezogen auf die Nutzungsdauer von 30 Jahren. Den Berechnungen wird der von den Leitlinien empfohlene Zinssatz von real 3 % zu Grunde gelegt.

Die Annahmen zur Ermittlung der Betriebskosten können den Tabellen entnommen werden. Dabei wurde vor allem im Bereich der Betriebsmittelzudosierung und der Pumpenlaufzeiten berücksichtigt, dass sich die Auslegungswassermenge von 450 m³/h von der mittleren behandelten Abwassermenge von rd. 90 m³/h, basierend auf der angesetzten Jahresschmutzwassermenge von 778.800 m³/a (siehe Kapitel 4.1), um den Faktor 5 unterscheidet. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen wurde hier entsprechend der Lastfaktor 20 % angesetzt.

6.1 Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung

Die Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 1 können der nachfolgenden Tabelle 6-1 entnommen werden.

Tabelle 6-1: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für eine Ozonung

Investitionskosten			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten		
Variante 1:				Jahre			Jahren		Jahren				
Zu/Ablaufanbindung													
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	30.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		1.531 €/a		
	Bypass (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	838 €/a		
Zulaufpumpwerk													
	Bauwerk	KG 300	11.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		561 €/a		
	Pumpen	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	6.701 €/a		
Ozonung													
	Bauwerk Reaktor	KG 300	102.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		5.204 €/a		
	Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	18.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		918 €/a		
	Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Pumpe-Injektorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	400.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	33.507 €/a		
	Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	838 €/a		
	Messgeräte	KG 400	41.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419	3.434 €/a		
	Gründung LOX-Tank	KG 300	10.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		510 €/a		
	Aufschüttung Schönungsteich	KG 200	13.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		663 €/a		
	Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	30.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		1.531 €/a		
	E/ MSR-Technik	KG 400	150.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	25.237 €/a
	Baunebenkosten	KG 700	226.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0		11.530 €/a		
Summe			1.131.000 €								93.004 €/a		
laufende Kosten			Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten			
			Wassermenge 450 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor	pro Tag			778.800 m ³ /a				
	Sauerstoff (z=0,7; DOC = 15 g/m ³ , Ozon 10%wt)	105 g/m ³	47,3 kg/h	1.134,0 kg/d	20%	226,8	0,14 €/kg	32 €	11.589 €/a				
	Miete Sauerstofftank								6.000 €/a				
	Energie Zulaufpumpwerk	1,2 kWh	1,2 kWh	29,4 kW/d	20%	5,9	0,15 €/kWh	1 €	322 €/a				
	Energie Pumpe-Injektor	4 kWh	4,0 kWh	96,0 kW/d	85%	81,6	0,15 €/kWh	12 €	4.468 €/a				
	Energie Ozonerzeugung (z=0,7; DOC = 15 g/m ³)	10 kWh/kgO ₃	15,8 kWh	378,0 kW/d	20%	75,6	0,15 €/kWh	11 €	4.139 €/a				
	Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh	3,0 kWh	72,0 kW/d	85%	61,2	0,15 €/kWh	9 €	3.351 €/a				
	Instandhaltung (1,25 %BT, 3%MT/ET)								23.405 €/a				
	Personalkosten	20 h/Monat					25 €/h	24 €	5.988 €/a				
Summe								89 €	59.262 €/a				
Jahreskosten (netto)			778.800 m ³ /a behandelte Wassermenge				0,196 € pro m ³		152.266 €/a				
Variante 1:													

Die Investitionskosten für Variante 1 liegen bei ca. 1,13 Mio. € netto. Die Kapitalkosten betragen rund 93.000 €/Jahr und die laufenden Kosten rund 59.300 €/Jahr. Wesentlicher Kostenträger bei den laufen-

den Kosten sind die Kosten, die für die Wartung bzw. Instandhaltung anzusetzen sind. Zweiter Kostenaspekt stellen die Sauerstoffkosten dar. Diese wurden mit 0,14 €/kg Sauerstoff angesetzt. Die Ozonerzeugung wurde mit 10 Gewichtsprozent Ozon pro zugeführtem Sauerstoffgas angenommen. Zur Ermittlung der Sauerstoffkosten wurde die durchschnittliche behandelte Wassermenge von 90 m³/h berücksichtigt. Dies spiegelt sich in dem angesetzten Lastfaktor von 20 % wieder. Gleiches gilt für die Kostenabschätzung für die Energiekosten Zulaufpumpwerk und Ozonerzeugung. Für die energetische Betrachtung des Pumpe-Injektorsystems sowie der Kühlwasserpumpe wurde davon ausgegangen, dass die vorgesehenen Pumpen z.B. nachts nur zum Teil in Betrieb sind. Die Jahreskosten der Variante 1 liegen bei ca. 152.300 €/Jahr netto. Bezogen auf die in der 4. Reinigungsstufe behandelte Jahresabwassermenge von 778.800 m³ ergeben sich netto spezifische Kosten von 19,6 Cent/m³.

6.2 Variante 2: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk – Tuchfiltration

Die Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 1 können der nachfolgenden Tabelle 6-2 entnommen werden.

Für den Bau einer Adsorptionsstufe mit PAK werden die erforderlichen Investitionskosten zu rd. 1,64 Mio. € netto abgeschätzt. Die Kapitalkosten ergeben sich zu 128.700 €/a. Die laufenden Kosten werden im Wesentlichen durch die Menge der zu dosierenden PAK-Menge sowie durch die einzuplanenden Kosten für die Wartung und Instandhaltung bestimmt. Letzterer Punkt lässt sich durch die im Vergleich zu den anderen Varianten aufwendigere Maschinenteknik und damit verbunden auch umfangreicherer EMSR-Technik erklären. Wie in Variante 1 wurde auch hier für unterschiedliche Kostenpunkte bei den laufenden Kosten der Lastfaktor mit 20 % angesetzt, um das Verhältnis Auslegungswassermenge zur durchschnittlich behandelten Abfluss besser abbilden zu können. Die spezifischen Jahreskosten bezogen auf die Jahresabwassermenge ergeben sich zu 27,6 Cent/m³.

Tabelle 6-2 Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für eine PAK-Adsorptionsstufe

Investitionskosten Variante 2:				Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten	
					Jahre			Jahren		Jahren			
Zu/Ablaufanbindung													
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	30.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				1.531 €/a	
	Bypass (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			838 €/a	
Zulaufpumpwerk													
	Bauwerk	KG 300	11.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				561 €/a	
	Pumpen	KG 400	90.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			7.539 €/a	
Adsorptionsstufe													
	Baukonstruktion	KG 300	300.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				15.306 €/a	
	Technische Anlagen	KG 400	150.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			12.565 €/a	
PAK Lager- und -Dosiereinrichtung													
	Technische Anlagen	KG 400	100.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			8.377 €/a	
	Gründung	KG 300	10.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				510 €/a	
Tuchfiltration													
	Baukonstruktion	KG 300	30.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				1.531 €/a	
	Maschinentechnische Anlagen	KG 400	202.500 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			16.963 €/a	
Polymerstation Lager- & Dosiereinrichtung													
	Technische Anlagen	KG 400	35.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			2.932 €/a	
	Gründung	KG 300	10.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				510 €/a	
Fällmittel Lager- & Dosiereinrichtung													
	Technische Anlagen	KG 400	20.000 €	30	MT 15	3,0%	0,0510	15	0,6419			1.675 €/a	
	Gründung	KG 300	10.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				510 €/a	
E-Raum	Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				2.041 €/a	
E / MSR - Technik		KG 400	213.000 €	30	ET 10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	35.837 €/a	
Aufschüttung Schönongsteich													
	Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	40.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				2.041 €/a	
Baunebenkosten													
		KG 700	329.000 €	30	BT 30	3,0%	0,0510	0				16.785 €/a	
Summe			1.643.500 €									128.714 €/a	
Betriebsmittelkosten				Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten		Kosten		Betriebskosten	
				Kennwerte	Trockenwetter	pro Tag	mit Lastfaktor						
					450 m³/h	24 h/d							
					pro Stunde		pro Tag					778.800 m³/a	
PAK		20 g PAK/m³		9,0 kg/h	216,0 kg/d	20%	43,2	1,5 €/kg	64,8 €			23.652 €/a	
Fällmittel	(Wirksubstanz)	0,10 kgFe/kgPAK		0,9 kg/h	21,6 kg/d	20%	4,3						
	(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM					31,3	0,15 €/kg	4,7 €			1.714 €/a	
Polymerdosierung		0,3 gFHM/m³		0,1 kg/h	3,2 kg/d	20%	0,6	3 €/kg	1,9 €			710 €/a	
Energie Zulaufpumpwerk		2,5 kWh		2,5 kW	58,9 kW/d	20%	11,8	0,15 €/kWh	1,8 €			644 €/a	
Energie PAK-Dosierung		1 kWh		1,0 kW	24,0 kW/d	100%	24,0	0,15 €/kWh	3,6 €			1.314 €/a	
Energie Räumsystem		7 kWh		7,0 kW	168,0 kW/d	50%	84,0	0,15 €/kWh	12,6 €			4.599 €/a	
Energie Überschussskohleabzug		2 kWh		2,0 kW	48,0 kW/d	5%	2,4	0,15 €/kWh	0,4 €			131 €/a	
Energie Rezirkulation		2,3 kWh		2,3 kW	54,0 kW/d	50%	27,0	0,15 €/kWh	4,1 €			1.478 €/a	
Energie Umwälzung Kontaktbecken		2,3 kWh		2,3 kW	54,0 kW/d	100%	54,0	0,15 €/kWh	8,1 €			2.957 €/a	
Energiekosten Tuchfiltration		19,1 kWh/d			19,1 kW/d	50%	9,6	0,15 €/kWh	1,4 €			524 €/a	
Schlammensorgung		27 %TS		0,04 m³/h	1,0 m³/d		0,2	80 €/m³	16,0 €			5.840 €/a	
	Pulveraktivkohle	100 % von PAK		9,0 kg/h	216,0 kg/d	20%	43,2						
	Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe		2,3 kg/h	54,0 kg/d	20%	10,8						
	Summe			11,3 kg/h	270,0 kg/d		54,0						
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% M T/ET)												30.790 €/a	
Personalkosten				40 h/Monat							25 €/h	48 €	11.976 €/a
Summe												167 €	86.329 €/a
Jahreskosten Variante 2:				778.800 m³/a				0,276 € pro m³		pro m³		215.043 €/a	

6.3 Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Die Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 3 können der nachfolgenden Tabelle 6-3 entnommen werden.

Tabelle 6-3: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für einen neuen GAK-Filter

Investitionskosten Variante 3:				Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten	
					Jahre			Jahren		Jahren			
Zu/Ablaufanbindung													
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	30.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.531 €/a	
	Bypass (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		510 €/a	
Zulaufpumpwerk													
	Bauwerk	KG 300	11.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			561 €/a	
	Pumpen	KG 400	90.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		4.592 €/a	
GAK Filtration													
	Bauwerk Filtration	KG 300	248.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				12.653 €/a	
	Bauwerk Filtratspeicher	KG 300	6.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				306 €/a	
	Bauwerk Schlammwasserspeicher	KG 300	11.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				561 €/a	
	Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	310.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		25.968 €/a	
	Erst-Befüllung granuliert Aktivkohle	KG 400	92.000 €										
	E / MSR - Technik	KG 400	144.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	24.228 €/a
	Aufschüttung Schönungsteich	KG 200	13.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			663 €/a	
	Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				2.551 €/a	
	Baunebenkosten	KG 700	254.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				12.959 €/a	
Summe			1.269.000 €									79.889 €/a	
laufende Kosten													
	Kennwerte	Wassermenge	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische	Kosten	Betriebskosten				
		450 m³/h	pro TW-Tag	mit Lastfaktor	pro Tag	Kosten	pro Tag	778.800					
		pro Stunde	24 h/d	pro Tag	pro Tag	pro Tag	pro Tag	m³/a					
	Energie Zulaufpumpwerk	2,45 kWh	2,45 kWh	58,9 kW/d	20%	11,8	0,15 €/kWh	2 €	644 €/a				
	Energie Filterspülung	5 kWh/Zelle • Spülung	6,0 Zellen	30,0 kW/d	100%	30,0	0,15 €/kWh	5 €	1.643 €/a				
	Austausch GAK												
	Standzeit	1 Jahre					1.100 €/MG	253 €	92.400 €/a				
	spezifisches Gewicht	0,5 MGm³											
	GAK-Volumen je Filterzelle	28 m³/Zelle											
	Aufwand Austausch	6 Zellen pro Jahr					5.000 €/Austausch		30.000 €/a				
	Instandhaltung (1,25 %BT, 3% MT/ET)								15.693 €/a				
	Personalkosten	20 h/Monat					25 €/h	24 €	5.988 €/a				
Summe								283 €	146.367 €/a				
Jahreskosten (netto)													
Variante 3:			778.800 m³/a	behandelte Wassermenge			0,291 € pro m³		226.256 €/a				

Die Variante 3: „Adsorption mit granulierter Aktivkohle (GAK)“ besteht bei vorhandener Filteranlage durch den geringen bautechnischen Aufwand, der nur durch Anpassungsarbeiten infolge des Austausches der Filtermaterialien verursacht wird. Für die Kläranlage Münster-Geist kann jedoch keine vorhandene Filteranlage genutzt werden, so dass eine neue Filteranlage gebaut werden muss. Somit geht der größte Vorteil dieser Variante für die Umsetzung auf der Kläranlage Münster-Geist verloren. Die Investitionskosten für den Neubau einer GAK-Filteranlage werden mit 1,27 Mio. € netto abgeschätzt.

Die grundsätzliche Leistungsfähigkeit von GAK-Filtern ist aus der Trinkwasseraufbereitung bekannt, der Einsatz in der Abwasserreinigung ist bisher noch nicht umfassend erfolgt. Aufgrund der partikulären Restbelastung im Ablauf der Kläranlage sind rückspülbare GAK-Filter erforderlich, so dass mit aufwändiger Technik für die Filterspülung gerechnet werden muss. Die Erfahrungen über Standzeit und die

Nutzungsdauer in der Abwasserreinigung sind punktuell und können (noch) nicht von Anlage zu Anlage bzw. Kohle zu Kohle übertragen werden.

Die Betriebskosten der GAK-Filtration werden durch den erforderlichen Austausch der beladenen Kohle dominiert. Eine Varianz in der Standzeit hat damit erheblichen Einfluss auf die spezifischen Kosten der Spurenstoffelimination.

Die ermittelten spezifischen Jahreskosten von rd. 29 Cent/m³ sind somit mit höheren Unsicherheiten behaftet als bei den anderen untersuchten Varianten. Falls diese Variante weiter verfolgt werden sollte, müssen die einsetzbaren Kohlen in Vorversuchen bestimmt werden und anschließend ggf. die Kostenabschätzungen korrigiert werden

6.4 Zusammenfassung

In der nachfolgenden Tabelle 6-4 sind die abgeschätzten Kosten für die einzelnen im Vorfeld beschriebenen Varianten gegenübergestellt. Dabei wurden keine Fördermittel für den Anlagenumbau bzw. für die Erweiterung und Reduzierungen aus der Abwasserabgabe berücksichtigt.

Tabelle 6-4: Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Jahresabwassermenge der betrachteten Varianten

Variante	V 1 Ablauf Nachklärung – Ozonung – Schönungsteich	V 2 Ablauf Nachklärung – PAK – Tuchfiltration- Schönungsteich	V 3 Ablauf Nachklärung – GAK – Schönungsteich
Investitionskosten (netto)	1.131.000 €	1.643.500 €	1.269.000 €
Kapitalkosten	93.004 €/a	128.714 €/a	79.889 €/a
Betriebskosten	59.262 €/a	86.329 €/a	146.367 €/a
Jahreskosten (netto)	152.266 €/a	215.043 €/a	226.256 €/a
Jahreskosten (brutto)	181.196 €/a	255.902 €/a	269.245 €/a
Spezifische Jahreskosten (netto) <small>778.800</small>	0,196 €/m ³	0,276 €/m ³	0,291 €/m ³
Spezifische Jahreskosten (brutto) <small>778.800</small>	0,233 €/m ³	0,329 €/m ³	0,346 €/m ³

Als Ergebnis der Kostenabschätzung stellt Variante 1 „Ozonung mit biologischer Nachbehandlung“ für die Kläranlage Münster-Geist mit spezifischen Netto-Jahreskosten in Höhe von 19,6 Cent/m³ behandeltem Abwasser die wirtschaftlichste Variante dar gefolgt von Variante 2 mit 27,6 Cent/m³ und Variante 3 mit 29,1 Cent/m³. Allgemein lässt sich festhalten, dass bei den Variante 1 und 2 die Kapitalkosten 60 % bzw. die Betriebskosten 40 % der Jahreskosten ausmachen. Bei Variante 3 wird nochmal deutlich, dass hier die Betriebskosten der wesentliche Kostenträger sind. Die Betriebskosten machen hier rd. 65 % der Jahreskosten aus.

7 Empfehlung

7.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Anhaltspunkte für das Erfordernis zur Einbindung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Geist ergeben sich aus dem Zustand des Vorfluters, der zurzeit einen schlechten ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings wurden für mehrere Stoffe Überschreitungen der UQN-Vorschläge im Ablauf der Kläranlage Münster-Geist bzw. unterhalb der Einleitung der Kläranlage festgestellt. Die entsprechenden Stoffe und die Höhe der Überschreitung sind der Tabelle 2-7 zu entnehmen. Einige der relevanten Stoffe im Zulauf der Kläranlage konnte schwerpunktmäßig einzelnen Indirekteinleitern zugeordnet werden. Der kommunale Anteil des Kläranlagenzulaufs trägt jedoch für viele Parameter wesentlich zum Eintrag von Mikroschadstoffen in das Gewässer bei.

Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen zurzeit nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Eine Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Geist würde jedoch zu einer deutlich verbesserten Ablaufqualität führen und wäre als freiwillige Maßnahme und ggf. gekoppelt mit Maßnahmen an den Stoffquellen aus Gewässersicht zu befürworten. So könnte für den Stoff Terbutryn ggf. eine dezentrale Maßnahme bei einem Indirekteinleiter zum Erreichen des UQN-Vorschlags ausreichen. Für eine belastbare Aussage sind jedoch weitere Messungen erforderlich.

7.2 Verfahrensempfehlung

Auf Basis der Kostenabschätzung (Kapitel 6) sowie betrieblicher und baulicher Aspekte werden die unterschiedlichen Varianten bewertet. Bei der Ermittlung der Investitionskosten werden keine Förderungen des Landes eingerechnet. Ebenso werden Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphor-Konzentration im Kläranlagenablauf nicht berücksichtigt. An betrieblichen und baulichen Aspekten werden bewertet:

- Eliminationsleistung Mikroschadstoffe
- Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges})
- Betriebs- und Wartungsaufwand
- Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken)
- Integration in die KA Münster-Geist (z.B. Größe der zu errichtenden Bauwerke bzw. der erforderliche Flächenbedarf).

Von großer Bedeutung sind die Kosten (hier in Form von Kapital- und Betriebskosten, die in Summe die Jahreskosten ausmachen), die zu erwartenden Eliminationsleistungen der Mikroschadstoffe wie auch die Verbesserung der Reinigungsleistung.

Für Bewertungsparameter wird ein Bewertungssystem in Anlehnung an Schulnoten vergeben und dieses mit Punkten belegt. Die Note 1 entspricht 15 Punkten, die Note 2 entsprechend 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Die kleinste Teilung sind Halbnotenschritte (2,5 Punkte). Die einzelnen Bewertungskriterien werden gewichtet.

In der nachfolgenden

Tabelle 7-1 werden die unterschiedlichen Varianten relativ zu einander bewertet (Punktwertung: größte Punktzahl = beste Bewertung)

Tabelle 7-1: Variantenbewertung

Variante	Wichtung [%]	V 1 Ablauf Nachklärung – Ozonung – Schönungsteich		V 2 Ablauf Nachklärung – PAK – Tuchfiltration-Schönungsteich		V 3 Ablauf Nachklärung – GAK – Schönungsteich		
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	
Investitionskosten (netto)		1.131.000 €		1.643.500 €		1.269.000 €		
Kapitalkosten (netto)	15%	93.004 €/a	12,9	128.714 €/a	9,3	79.889 €/a	15,0	2,3
Betriebskosten (netto)	35%	59.262 €/a	15,0	86.329 €/a	10,3	146.367 €/a	6,1	2,1
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		7,2		5,0		4,4	
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	20%	hoch	12,5	sehr hoch	15,0	sehr hoch	15,0	3,0
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	10%	mittel	5,0	hoch	12,5	hoch	12,5	1,3
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	gering	12,5	mittel	10,0	mittel	10,0	1,0
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	größentechnisch erprobt	12,5	größentechnisch erprobt	12,5	größentechnisch erprobt	12,5	0,6
Flächenbedarf	5%	mittel	10,0	sehr groß	7,0	groß	9,0	0,5
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,4		6,2		6,3	
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		12,6		11,2		10,7	

Die Variante 1 „Ozonung mit biologischer Nachbehandlung“ hat mit 12,6 Punkten die höchste Bewertung bekommen und stellt demnach die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Münster-Geist dar. Ausschlaggebend für die gute Bewertung sind die monetären Aspekte, da sich hier die Variante 1 deutlich in den Wertungspunkten von Variante 2 und 3 abhebt. Ein so deutlicher Unterschied der einzelnen Varianten ist im Wertungsbereich „Technik“ nicht zu verzeichnen. Einzig beim Bewertungskriterium „Verbesserung der Reinigungsleistung“ werden die Varianten 2 und 3 als effektiver bewertet. Es ergibt sich somit als Ergebnis der Bewertung das Ranking V1 > V2 > V3.

8 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214.
- Alt, K. et al. (2014): „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘“, Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408-426.
- ARGE TP 10 (2011): „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Oktober 2011.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf [Letzter zugriff: 12.06.2015].
- ARGE TP 9 (2013): „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Juni 2013.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/TP%209%20Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- ATV (1997): „ATV-Handbuch ‚Mechanische Abwasserreinigung‘“. 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef. ISBN 3-433-01-461-2.
- Barjenbruch, M.; Firk, W. (2014): „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 861 – 875.
- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Mc Ardell, C., Longrée, P., Beck, P. und Siegrist, H. (2013): Berichterstattung - Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut, Bafu, Bern
- Bornemann et al., (2012): MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Abschlussbericht an das MKULNV, AZ IV-7-042 600 001E
- Bornemann, C. et al. (2012): „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle – MIKROFlock (TP 5)“, Abschlussbericht AZ IV-7-042 600 001E.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Donau Carbon, (2015 „Aktivkohle und ihre Anwendung“. Donau Carbon GmbH & Co. KG.
<http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx> [Letzter Zugriff: 12.06.2015].
- DVGW, AWWR, AWBR, ARW, ATT und AWE (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Nov. 2010. Link: <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> (Zugriff 23.9.2015)

- EAWAG (2009): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, 3. Zwischenbericht. Bearbeiter: Zwickenpflug, B.; Böhler, M. Dübendorf.
- ELWAS-WEB (2015): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf
- Erlaubnisbescheid (2013): Erlaubnisbescheid zur Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Münster-Geist in den Galgenbach/ Getterbach
- Günthert, F. W. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg-Industrieverlage. ISBN 3-486-26507-5
- Herbst, H. und Hilbig, R. (2012): „Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost“. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Herbst, H. und Maus, C. (2013): „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg - Machbarkeitsstudie“. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Herbst, H. (2014): „Betriebswirtschaftliche Kosten bei der Elimination von Mikroschadstoffen in der Abwasserbehandlung“. Vortrag auf der 23. Osnabrücker Wasserfachtagung – Umweltverträgliches Wirtschaften. http://grontmij.de/DE/LeistungenGrontmij/WasserAbwasserwirtschaft/Documents/140402_Vortrag%20Herbst_%20VKU_hhe_ANT_gek%C3%BCrzt.pdf [Letzter Zugriff: 12.06.2015].
- Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M., (2011): Abwasserazonierung der Kläranlage Duisburg-Vierlinden, Karlsruher Flockungstage 2011 KIT Karlsruher Institut für Technologie, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW Band 151, Karlsruhe
- Herbst, H.; Maus, C. (2013): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, Phase II – Machbarkeitsstudie. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_spurenstoffeliminationPhasell.pdf [Letzter Zugriff 09.07.2015]
- Hertel, M. et al. (2014): „Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohlen (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern“. Wasser und Abfall, 16. Jahrgang, Heft 11, S. 40 – 45.
- KOM-M.NRW (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.03.2015.
- KOM-M.NRW (2015b): „Projektsteckbriefe und Kosten | Cluster Umwelttechnologie NRW“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/index.php?/downloads/projektsteckbriefe-und-kosten.html> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KOM-M.NRW (2015c): „Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karte/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].

- KomS-BW (2015a): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KomS-BW (2015b): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Ozonung“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page38/page40/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KomS-BW (2015c): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Pulverisierte Aktivkohle“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KVR-Leitlinien (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012).
- Metcalf und Eddy (2003): „Wastewater Engineering – Treatment and Reuse“. Fourth Edition, McGraw Hill, New York.
- Metzger, S. (2010): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin. Oldenbourg Industrieverlag München.
- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA-Fachtagung 28. Oktober 2008.
- Micropoll (2013a): „Projektsteckbrief Ozonung_St_Pourcain„VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“
http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Micropoll (2013b): „Reaktionsprodukte der Ozonung“. Plattform Mikroverunreinigungen. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/02_Faktenblaetter/Ozonung_Reaktionsprodukte.pdf [Letzter Zugriff: 12.06.2015].
- Micropoll (2015a): „Schweiz - VSA Micropoll“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Micropoll (2015b): „Dichte Membranen“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ . <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- Micropoll, (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf [Letzter Zugriff: 12.06.2015].
- Nahrstedt, A. et al. (2013): „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“, Zwischenbericht. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold M-03/12 Gt.
- Nahrstedt, A. et al. (2015): „Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel - Einsatz granulierter Aktivkohle“. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold 01/13-HA.

- Pinnekamp, J.; Merkel, W., (2008): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer
- Rölle, R.; Kuch, B., (2011): „Die Aktivkohlebehandlungsstufe auf der Kläranlage Kressbronn“, In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall (58), Nr. 11, S. 1038 ff., Hrsg.: GFA – Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., Hennef, ISSN 1866-0029
- Schwentner G. et al. (2010): „Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen“. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 35/1-35/8. Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 978-3-938996-26-3.
- Stalter D. et al. (2010a): “Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery”. *Wat.Res.* 44(8), p. 2610–2620.
- Stalter D. et al. (2010b): “Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout”. *Wat.Res.* 44, p. 439–448.
- Steinke, M.; Alda, J. (2012): Energetische Feinanalyse für die Kläranlage Geist. Vorabzug
- Tuttahs & Meyer (2012): Energetische Feinanalyse für die Kläranlage Geist
- Umweltbundesamt (2003): Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsblatt. - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz 2003 46:249–251, DOI 10.1007/s00103-002-0576-7]
- Umweltbundesamt (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Texte 66/2011. ISSN 1862-4804
- WABAG (2014): „WABAG Filtration, Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung“. WABAG Wassertechnik AG. http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf [Letzter Zugriff: 12.06.2015].
- Wittmer, A. et al. (2013): „UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung Labor- und halbertechnische Pilotversuche“. Eawag, im Auftrag des BAFU, Dübendorf, Schweiz.
- Zimmermann, S. (2011): “Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation“. Dissertation 19615, ETH Zürich.
- Zwickenpflug, B.; Böhler, M.; Sterkele, B.; Joss, A.; Siegrist, H.; Traber, J.; Gujer, W.; Behl, M.; Dorusch, F.; Hollender, J. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Abschlussbericht. EAWAG. Dübendorf

9 Anhang

9.1 Screeningergebnisse

Gewässer mit Einordnung hinsichtlich der Gewässergüte

	IUTA Nummer			150324/01	150324/28	150324/02	150324/29
	Kundenbezeichnung			WEG 3 Gewässer vor Kläranlage	WEG 3 Gewässer vor Kläranlage	WEG 2 Gewässer nach Kläranlage	WEG 2 Gewässer nach Kläranlage
	Probenahmedatum			23.03.2015	24.03.2015	23.03.2015	24.03.2015
	Parameter	Einheit	UQN				
RKM	Amidotrizoessäure	ng/L	100 ^a	< 20	< 20	10.000	10.000
	lomeprol	ng/L	100 ^a	< 50	< 50	230	160
	lopamidol	ng/L	100 ^a	< 100	< 100	10.000	9.400
	lopromide	ng/L	100 ^a	< 100	< 100	18.000	14.000
	loversol	ng/L	100 ^a	< 10	< 10	< 10	< 10
Benzo- triazole	1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	58	180	6.100	6.100
	Dimethylbenzotriazol*	ng/L	10.000	< 20	< 20	< 20	< 20
	Summe 4 + 5-Methyl Benzotriazol	ng/L	10.000	< 10	< 10	970	1.100
P	Diuron*	ng/L	1.800	< 20	< 20	2	< 20
	Terbutryn*	ng/L	65	15	11	140	130
Arzneimittelwirkstoffe	Bisoprolol	ng/L	100	< 20	< 20	270	270
	Carbamazepin*	ng/L	500	< 20	< 20	430	430
	Clarithromycin*	ng/L	20	12	< 10	820	900
	Diclofenac*	ng/L	100	29	32	2.400	2.400
	Ibuprofen*	ng/L	10	< 500	< 500	< 500	< 500
	Metoprolol*	ng/L	7.300	< 20	< 20	2.000	1.900
	Ofloxacin	ng/L	1.800	< 50	< 50	< 50	< 50
	Sulfadiazin	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Sulfadimethoxin	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Sulfamethoxazol*	ng/L	150	< 20	< 20	670	710
	Trimethoprim	ng/L	100	< 50	< 50	170	160

	IUTA Nummer			150324/01	150324/28	150324/02	150324/29
	Kundenbezeichnung			WEG 3 Gewässer vor Kläranlage	WEG 3 Gewässer vor Kläranlage	WEG 2 Gewässer nach Kläranlage	WEG 2 Gewässer nach Kläranlage
	Probenahmedatum			23.03.2015	24.03.2015	23.03.2015	24.03.2015
	Parameter	Einheit	UQN				
PFC	Perfluorbutansäure (PFBA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorpentansäure (PFPeA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorhexansäure (PFHxA)*	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Perfluorheptansäure (PFHpA)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluoroctansäure (PFOA)*	ng/L	0,65	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluoronansäure (PFNA)*	ng/L	100	< 20	< 20	< 20	< 20
	Perfluordekansäure (PFDA)*	ng/L	100	< 50	< 50	< 50	< 50
	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
OP/ NP	4-tert-Octylphenol	ng/L	10	< 10	< 10	< 10	< 10
	4-n-Nonylphenol	ng/L	10.000	< 10	< 10	< 10	< 10
DEH P	Diethylhexylphthalat	µg/L	1,3	< 1	< 1	< 1	< 1
Metalle	Cadmium	µg/L	0,08 - 0,25	0,068	0,084	0,033	0,040
	Nickel	µg/L	20	2,7	3,8	2,9	2,4
	Blei	µg/L	7,2	1,2	1,1	0,51	1,0
	Zinn	µg/L	3,5	< 0,10	< 0,10	0,097	0,20
	Antimon	µg/L	20	0,63	0,90	0,31	0,39
	Vanadium	µg/L	2,4	0,98	1,1	0,53	0,68
	Selen	µg/L	2,5	0,65	0,67	0,99	0,84

* Präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist.)

Screeningergebnisse Indirekteinleiter

IUTA Nummer		150324/31	150324/32	150324/33	150324/34	150324/03	150324/35
Kundenbezeichnung		Einleiter B		Einleiter C		Einleiter A	
Probenahmedatum		23.03.2014	24.03.2015	23.03.2014	24.03.2015	23.03.2015	24.03.2015
Probenart		Stichprobe		Stichprobe		Stichprobe	
Parameter	Einheit						
Amidotrizoic Acid	ng/L	21	21	19.000	260.000	560	1.200
Iohexol	ng/L	< 100	< 100	< 100	< 100	78	< 100
lomeprol	ng/L	< 50	< 50	< 50	710	62	< 50
lopamidol	ng/L	120	130	210.000	2.200	200	150
lopromide	ng/L	< 100	< 100	64.000	14.000.000	< 100	480
loversol	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
1H-Benzotriazol	ng/L	< 20	< 20	82.000	110.000	38.000	160.000
Dimethylbenzotriazol	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Summe 4 + 5-Methyl Benzotriazol	ng/L	< 10	< 10	19.000	480	< 10	< 10
Diuron	ng/L	11	9	< 20	< 20	< 20	< 20
Terbutryn	ng/L	2.700	4.500	31	95	< 10	16
Amiloride	ng/L	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Atorvastatin	ng/L	26	270	430	620	< 20	< 20
Azithromycin	ng/L	< 20	66	180	51	< 20	< 20
Bisoprolol	ng/L	46	210	950	330	< 20	< 20
Capecitabine	ng/L	< 10	< 10	390	< 10	< 10	< 10
Carbamazepine	ng/L	< 20	< 20	190	200	23	< 20
Cefalexin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Cefazolin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Cefotaxime	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cilastatin	ng/L	< 10	< 10	180.000	4.200	< 10	< 10
Ciprofloxacin	ng/L	< 50	200	5.300	14.000	140	< 50
Citalopram	ng/L	140	150	240	160	< 50	< 50
Clarithromycin	ng/L	51	200	17.000	400	< 10	23
Climbazole	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Clindamycin	ng/L	< 20	< 20	5.300	150	230	460
Cyclophosphamide	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Diclofenac	ng/L	250	180	840	910	380	110
Enalapril	ng/L	44	630	78	290	< 10	43
Hydrocortisone	ng/L	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	790
Ibuprofen	ng/L	22.000	13.000	110.000	63.000	2.500	< 500
Ifosfamide	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Losartan	ng/L	50	< 10	820	37	21	14

IUTA Nummer		150324/31	150324/32	150324/33	150324/34	150324/03	150324/35
Kundenbezeichnung		Einleiter B		Einleiter C		Einleiter A	
Probenahmedatum		23.03.2014	24.03.2015	23.03.2014	24.03.2015	23.03.2015	24.03.2015
Probenart		Stichprobe		Stichprobe		Stichprobe	
Parameter	Einheit						
Mefenamic acid	ng/L	< 20	< 20	22	32	< 20	26
Metoprolol	ng/L	50	38	670	1.900	170	< 20
Metronidazole	ng/L	< 10	< 10	1.600	2.000	510	220
Mirtazapine	ng/L	< 50	< 50	< 50	280	< 50	< 50
N4-Acetyl-Sulfadiazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
N4-Acetyl-Sulfamerazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
N4-Acetyl-Sulfamethazin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
N ⁴ -Acetyl-Sulfamethoxazol	ng/L	< 10	< 10	< 10	9.500	< 10	< 10
Norfloracin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Ofloxacin	ng/L	< 50	< 50	1.100	160	< 50	< 50
Paracetamol	ng/L	1.100	2.100	13.000	27.000	1.100	4.600
Phenazone	ng/L	< 50	< 50	< 50	110	< 50	< 50
Prednisolone	ng/L	< 100	< 100	3.400	< 100	< 100	< 100
Propyphenazone	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Quinoxifen	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ranitidine	ng/L	< 20	< 20	20	190	< 20	< 20
Ritalinic acid	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Roxithromycin	ng/L	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
Sulfadiazine	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Sulfadimethoxine	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Sulfamethazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethoxazole	ng/L	< 20	< 20	110	6.800	< 20	< 20
Sulfapyridine	ng/L	1.400	500	710	850	< 20	< 20
Tamoxifen	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Tramadol	ng/L	37	< 20	760	1.200	< 20	< 20
Trimethoprim	ng/L	< 50	< 50	< 50	280	< 50	< 50
Venlafaxine	ng/L	< 20	< 20	180	410	< 20	< 20
Warfarin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Zopiclone	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Perfluorbutansäure (PFBA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorpentansäure (PFPeA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorhexansäure (PFHxA)	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Perfluorheptansäure (PFHpA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluoroctansäure (PFOA)	ng/L	24	< 10	< 10	< 10	27	< 10
Perfluorononansäure (PFNA)	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Perfluordekansäure (PFDA)	ng/L	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50

IUTA Nummer		150324/31	150324/32	150324/33	150324/34	150324/03	150324/35
Kundenbezeichnung		Einleiter B		Einleiter C		Einleiter A	
Probenahmedatum		23.03.2014	24.03.2015	23.03.2014	24.03.2015	23.03.2015	24.03.2015
Probenart		Stichprobe		Stichprobe		Stichprobe	
Parameter	Einheit						
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	ng/L	65	17	13	< 10	21	< 10
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Cadmium	µg/L	0,096	0,37	0,12	0,073	0,078	100
Chrom	µg/L	1,5	3,6	1,9	0,89	2,0	3,1
Nickel	µg/L	6	5,9	3,5	3,3	2,9	4,5
Blei	µg/L	0,67	2,9	1,6	1,3	1,3	4,3
Zink	µg/L	93	200	160	180	100	430
Lithium	µg/L	10	9,7	9,9	9,5	9,7	9,3
Zinn	µg/L	0,52	1,4	0,81	0,77	0,79	7
Antimon	µg/L	0,3	0,18	0,3	0,25	0,34	0,33
Vanadium	µg/L	2,7	3,1	1,5	1,7	5,4	5,1
Selen	µg/L	0,63	0,67	1,2	1,4	0,7	0,69
Arsen	µg/L	1,5	1,4	0,65	0,67	0,96	0,84
Kupfer	µg/L	41	44	150	190	130	190
Mangan	µg/L	250	250	17	25	55	77
Sc	µg/L	1,4	1,8	2,2	1,8	2,2	5,7
Ti	µg/L	14	22	40	17	11	21
Ga	µg/L	1,2	1,1	< 1,0	1,1	< 1,0	1,5
Rb	µg/L	17	17	33	22	10	29
Gd	µg/L	< 1,0	< 1,0	5,3	6,3	< 1,0	< 1,0
U	µg/L	< 1,0	< 1,0	1,6	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Zr	µg/L	1,3	1,5	< 1,0	1,1	1,43	39
Mo	µg/L	1	< 1,0	1,5	1,3	< 1,0	1,5
Be,Co,Ge,Y,Nb,Ru,Rh,Pd,Ag,In,Te,La,Ce,Pr,Nd,Sm,Eu,Tb,Dy,Ho,Er,Tm,Yb,Lu,Hf,Ta,W,Re,Os,Ir,Pt,Au,Tl,Bi,Th	µg/L	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Quecksilber	µg/L	0,021	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020
EDTA	mg/L	0,17	0,62	0,060	0,010	0,044	0,085
NTA	mg/L	0,28	0,070	Matrixstörung		0,56	0,63
LAS	mg/L	9,6	12	2,2	3,1	4,5	11

Screeningergebnisse Zu- und Ablauf Kläranlage Münster-Geist

IUTA Nummer		150324/30	150325/33	150325/35	150326/64
Kundenbezeichnung		Zulauf Kläranlage		Ablauf Kläranlage	
Probenahmedatum		24.03.2015	25.03.2015	25.03.2015	26.03.2015
Probenart		24-h Mischprobe		24-h Mischprobe	
Parameter	Einheit				
Amidotrizoic Acid	ng/L	4.800	16.000	12.000	11.000
Iohexol	ng/L	5.600	18.000	1.100	1.200
Iomeprol	ng/L	200	450	180	140
Iopamidol	ng/L	12.000	19.000	13.000	8.000
Iopromide	ng/L	140.000	270.000	19.000	20.000
Ioversol	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
1H-Benzotriazol	ng/L	11.000	14.000	8.300	7.400
Dimethylbenzotriazol	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Summe 4 + 5-Methyl Benzotriazol	ng/L	1.500	1.800	1.500	1.400
Diuron	ng/L	< 20	< 20	< 20	8
Terbutryn	ng/L	420	280	170	190
Amiloride	ng/L	< 50	< 50	< 50	< 50
Atorvastatin	ng/L	480	550	140	140
Azithromycin	ng/L	370	410	610	550
Bisoprolol	ng/L	450	470	350	320
Capecitabine	ng/L	59	31	44	58
Carbamazepine	ng/L	250	290	490	440
Cefalexin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Cefazolin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Cefotaxime	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Cilastatin	ng/L	1.300	1.200	< 10	< 10
Ciprofloxacin	ng/L	1.000	1.400	170	98
Citalopram	ng/L	120	150	170	160
Clarithromycin	ng/L	1.200	1.000	980	1.200
Climbazole	ng/L	140	140	78	80
Clindamycin	ng/L	92	79	240	220
Cyclophosphamide	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Diclofenac	ng/L	3.700	4.900	3.300	3.700
Enalapril	ng/L	260	320	< 10	< 10
Hydrocortisone	ng/L	< 50	230	210	150
Ibuprofen	ng/L	25.000	24.000	< 500	< 500
Ifosfamide	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Losartan	ng/L	290	380	57	65

IUTA Nummer		150324/30	150325/33	150325/35	150326/64
Kundenbezeichnung		Zulauf Kläranlage		Ablauf Kläranlage	
Probenahmedatum		24.03.2015	25.03.2015	25.03.2015	26.03.2015
Probenart		24-h Mischprobe		24-h Mischprobe	
Parameter	Einheit				
Mefenamic acid	ng/L	22	22	17	< 20
Metoprolol	ng/L	2.400	2.600	2.400	2.100
Metronidazole	ng/L	390	390	38	45
Mirtazapine	ng/L	75	81	110	98
N4-Acetyl-Sulfadiazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
N4-Acetyl-Sulfamerazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
N4-Acetyl-Sulfamethazin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
N ⁴ -Acetyl-Sulfamethoxazol	ng/L	2.100	2.500	71	61
Norfloxacin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Ofloxacin	ng/L	400	450	87	58
Paracetamol	ng/L	21.000	21.000	< 20	640
Phenazone	ng/L	50	< 50	280	240
Prednisolone	ng/L	< 100	< 100	< 100	< 100
Propyphenazone	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Quinoxifen	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Ranitidine	ng/L	540	420	370	270
Ritalinic acid	ng/L	130	120	130	120
Roxithromycin	ng/L	290	470	290	300
Sulfadiazine	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Sulfadimethoxine	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Sulfamethazine	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Sulfamethoxazole	ng/L	980	1.000	870	700
Sulfapyridine	ng/L	800	900	600	490
Tamoxifen	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Tramadol	ng/L	1.000	810	1.900	1.300
Trimethoprim	ng/L	130	130	230	130
Venlafaxine	ng/L	440	460	750	620
Warfarin	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Zopiclone	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Acesulfam K	µg/L	19	21	16	17
Succralose	µg/L	1,1	1,5	1,8	1,9
Perfluorbutansäure (PFBA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorpentansäure (PFPeA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Perfluorhexansäure (PFHxA)	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Perfluorheptansäure (PFHpA)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10

IUTA Nummer		150324/30	150325/33	150325/35	150326/64
Kundenbezeichnung		Zulauf Kläranlage		Ablauf Kläranlage	
Probenahmedatum		24.03.2015	25.03.2015	25.03.2015	26.03.2015
Probenart		24-h Mischprobe		24-h Mischprobe	
Parameter	Einheit				
Perfluorooctansäure (PFOA)	ng/L	23	19	< 10	< 10
Perfluorononansäure (PFNA)	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Perfluordekansäure (PFDA)	ng/L	< 50	< 50	< 50	< 50
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	ng/L	30	< 10	< 10	< 10
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	ng/L	30	30	< 10	< 10
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
4-tert-Octylphenol	ng/L	19	75	< 10	11
4-n-Nonylphenol	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
DEHP	µg/L	11	4,2	< 1	< 1
TOC	mg/L	130	110	12	12
DOC	mg/L	94	75	12	12
SAK	1/m	56,1	55,4	19,0	19,4
Bromid	µg/L			190	210
Cadmium	µg/L	0,12	0,15	0,012	< 0,01
Chrom	µg/L	3,2	2,2	2,9	1,6
Nickel	µg/L	5	4,7	3,5	4
Blei	µg/L	1,9	3	0,23	0,27
Zink	µg/L	130	460	46	25
Lithium	µg/L	16	16	19	19
Zinn	µg/L	0,87	1,1	0,16	< 0,10
Antimon	µg/L	0,57	0,3	0,36	0,27
Vanadium	µg/L	3,7	2,5	0,37	0,35
Selen	µg/L	1,3	1,5	0,92	0,84
Arsen	µg/L	1,3	1,2	0,46	0,43
Kupfer	µg/L	110	97	7,9	16
Mangan	µg/L	270	180	2500	2700
Sc	µg/L	2,1	2,1	1,8	1,8
Ti	µg/L	15	20	2,1	1,9
Ga	µg/L	1,4	1,8	17	< 1,0
Rb	µg/L	17	17	17	17
Gd	µg/L	1,2	5,4	2,7	2,7
U	µg/L	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Zr	µg/L	1,1	< 1,0	< 1,0	< 1,0

IUTA Nummer		150324/30	150325/33	150325/35	150326/64
Kundenbezeichnung		Zulauf Kläranlage		Ablauf Kläranlage	
Probenahmedatum		24.03.2015	25.03.2015	25.03.2015	26.03.2015
Probenart		24-h Mischprobe		24-h Mischprobe	
Parameter	Einheit				
Mo	µg/L	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Be,Co,Ge,Y,Nb,Ru,Rh,Pd,Ag,In,Te,La,Ce,Pr,Nd,Sm,Eu,Tb,Dy,Ho,Er,Tm,Yb,Lu,Hf,Ta,W,Re,Os,Ir,Pt,Au,Tl,Bi,Th	µg/L	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Quecksilber	µg/L				
A-YES	ng EEQ/L	40	20	5,4	7,9
Aussehen				klar	klar
Farbe				gelb	gelb
Sauerstoff-Gehalt	mg/L			11	10
Sauerstoffsättigung	%			95	96
BSB ₅	mg/L			1,0	1,0
pH-Wert				7,8	7,8
Leitfähigkeit	µS/cm			1.310	1.310
Chlorid	mg/L			200	200
Nitrat-N	mg/L			0,20	0,17
ortho-Phosphat	mg/L			0,63	0,30
Sulfat	mg/L			110	110
Stickstoff, ges. gebunden (TNb)	mg/L			2,0	2,1
Ammonium-N	mg/L			0,15	0,16
Phosphor ges.	mg/L			0,22	0,22
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L			5,4	5,0

9.2 Allgemeine Chemische Parameter Getterbach ober- und unterhalb der Kläranlagen-einleitung (Stadt Münster)

ACP Getterbach oberhalb Kläranlage Münster Geist		27.05.2013	21.06.2013	11.07.2013	29.07.2013	23.08.2013	14.10.2013	15.11.2013	10.12.2013	27.01.2014	27.02.2014	31.03.2014	23.04.2014
Parameter	Einheit	Verfahren											
Wetterschlüssel		7	3	1	1	3	3	1	1	7	3	1	1
pH-Wert	-	7,9	7,5	7,5	7,7	7,6	7,5	7,6	7,7	7,7	7,8	8,2	7,9
Leitfähigkeit	µS/cm	1016	644	1280	740	342	775	960	1010	632	1035	1213	864
NO3-N	mg/l	0,8	0,38	0,34	0,5	1,27	1,11	3,05	3,95	4,05	2,82	0,71	0,4
NO2-N	mg/l	<0,05	0,08	<0,05	0,06	0,1	<0,05	0,05	<0,02	<0,05	<0,02	0,02	0,04
NH4-N	mg/l	0,16	0,31	0,31	0,29	0,63	0,04	0,05	0,13	0,4	0,05	0,09	0,3
EDTA	µg/l	4	3	30	4	2	2	1	2	1	5	1	1
Chlorid	mg/l	141	81	211	68	37,6	72,9	86,6	101	63,6	106	136	96
Sulfat	mg/l	65,7	43,8	102	59	22,9	69,1	85,1	77	39	86,1	93,5	61,1
P-ges	mg/l	0,16	0,27	0,18	0,42	0,19	0,13	0,13	0,07	0,12	0,1	0,12	0,27
Orthophosphat	mg/l	0,39	0,55	0,35	1,14	0,49	0,36	0,33	0,16	0,26	0,24	0,28	0,61
Orthophosphat-P	mg/l		0,18	0,11	0,37	0,16	0,12	0,11	0,05	0,08	0,08	0,09	0,2
BSB5	mg/l	13	12	6	5	7	5	5	<5	9	19	<5	6
ACP Getterbach unterhalb Kläranlage Münster Geist													
Parameter	Einheit	Verfahren											
Wetterschlüssel		7	3	1	1	3	3	1	1	7	3	1	1
pH-Wert	-	7,9	7,5	7,6	7,8	7,7	7,4	7,7	7,7	7,8	7,8	8,1	7,8
Leitfähigkeit	µS/cm	1046	839	1282	1165	1058	965	1144	1223	776	1040	1223	1267
NO3-N	mg/l	0,91	0,58	0,4	0,37	0,57	0,7	1,14	1,67	4,55	3,34	1,19	0,34
NO2-N	mg/l	0,06	0,2	0,05	0,03	0,35	0,1	0,06	0,09	<0,05	0,02	0,03	0,07
NH4-N	mg/l	0,07	0,35	0,24	0,14	0,63	0,09	0,22	0,75	1,26	0,34	0,05	0,19
EDTA	µg/l	10	10	30	40	30	20	40	30	10	10	20	30
Chlorid	mg/l	159	126	215	187	178	129	152	175	88	113	162	214
Sulfat	mg/l	74,7	61,9	104	90,8	74,1	77,7	98,7	97,5	54,3	90	97,1	107
P-ges	mg/l	0,14	0,2	0,19	0,26	0,18	0,14	0,18	0,16	0,12	0,1	0,14	0,13
Orthophosphat	mg/l	0,31	0,42	0,32	0,58	0,37	0,32	0,41	0,23	0,3	0,2	0,23	0,15
Orthophosphat-P	mg/l		0,14	0,1	0,19	0,12	0,1	0,13	0,08	0,1	0,07	0,08	0,05
BSB5	mg/l	13	11	14	5	8	8	9	<5	20	<5	5	7

9.3 Ergebnisse der erweiterten Selbstüberwachung 2015 (Stadt Münster)

Name Probenahmestelle	WEG3		Ablauf KA Ge		WEG2		WEG3		Ablauf KA Ge		WEG2		WEG3		Ablauf KA Ge		WEG2	
	Getterbach oberhalb KA	19.3.15	Getterbach oberhalb KA	10.6.15	Getterbach unterhalb KA	19.3.15	Getterbach oberhalb KA	10.6.15	Getterbach unterhalb KA	10.6.15	Getterbach oberhalb KA	7.9.15	Getterbach unterhalb KA	7.9.15	Getterbach oberhalb KA	7.9.15	Getterbach unterhalb KA	7.9.15
Datum		19.3.15		10.6.15		19.3.15		10.6.15		10.6.15		7.9.15		7.9.15		7.9.15		7.9.15
Leitfähigkeit bei 25°C		1120				1110												751
pH-Wert		7,91				8,01												7,66
Wassertemperatur		7,3				8,0												7,4
Pflanzenschutzmittel																		
Benzo(tria)zol		< 0,05				1,19		0,654		6,730		< 0,025		< 0,025		< 0,025		< 0,025
Arzneimittelrückstände																		
Carbamazepin		< 0,050				0,050		0,358		0,299		< 0,025		< 0,025		0,410		< 0,025
Clarithromycin		< 0,050				0,234		2,89		0,732		< 0,025		< 0,025		0,240		< 0,025
Diclofenac		< 0,050				0,210		2,46		1,65		< 0,025		< 0,025		1,620		< 0,025
Metoprolol		< 0,050				0,408		0,208		3,8		< 0,025		< 0,025		2,860		< 0,025
Sotalol		< 0,050				0,055		0,347		0,443		< 0,025		< 0,025		0,750		< 0,025
Sulfamethoxazol		< 0,050				0,065		0,9		1,34		< 0,025		< 0,025		0,830		< 0,025

9.4 Ergebnisse der Einleiterüberwachung KA Geist nach § 120 LWG (LANUV)

Datum der Entnahme: 22.07.2015

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
10_11DHCA	VS-FY0-a	1,1 ug/l	B	
26DCLBZAD	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
4ACAANPYR	VS-FY0-a	3,6 ug/l	B	
4FAMANPYR	VS-FY0-a	10 ug/l	B	
ACEAMPRID	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
ACSULFMOX	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
AG	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
ALACHLOR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMSULFURO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMTRIZOSA	VS-FY0-a	12 ug/l	B	
ANTSIPRAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AOX	DO-H14-2	40 ug/l	B	
AS	DO-E29-1	<0,20 ug/l	B	
ATENOLOL	VS-FY0-a	0,14 ug/l	B	
ATORVASTA	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ATRAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AZOXSTBIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
B	DO-E22-2	180 ug/l	B	
BA	DO-E22-2	15 ug/l	B	
BE	DO-E29-1	<0,030 ug/l	B	
BISPROLOL	VS-FY0-a	0,28 ug/l	B	
BOSCALID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BROMACIL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BZAFIBRAT	VS-FY0-a	0,11 ug/l	B	
CANSARTAN	VS-FY0-a	2,1 ug/l	B	
CARBENAZI	VS-F36-1	0,11 ug/l	B	
CD	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
CD	DO-E22-2	<1 ug/l	B	
CL	DI-Daq-1	203 mg/l	B	
CLATHROMY	VS-FY0-a	0,11 ug/l	B	
CLBUTEROL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLFNVNPHS	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLIMBAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLOFIBSAE	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLOMAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLPYRFOSE	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
CLRIDAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLTHIADIN	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
CLTOLURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CO	DO-E29-1	1,2 ug/l	B	
CODEIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CR	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
CR	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
CRBETAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CRBMZEPIN	VS-FY0-a	0,32 ug/l	B	
CSB	DN-H41-1	44 mg/l	B	
CU	DO-E29-1	3,8 ug/l	B	
CYPCONZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DESETATRA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
10_11DHCA	VS-FY0-a	1,1 ug/l	B	
26DCLBZAD	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
4ACAANPYR	VS-FY0-a	3,6 ug/l	B	
4FAMANPYR	VS-FY0-a	10 ug/l	B	
ACEAMPRID	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
ACSULFMOX	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
AG	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
ALACHLOR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMSULFURO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMTRIZOSA	VS-FY0-a	12 ug/l	B	
ANTSIPRAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AOX	DO-H14-2	40 ug/l	B	
AS	DO-E29-1	<0,20 ug/l	B	
ATENOLOL	VS-FY0-a	0,14 ug/l	B	
ATORVASTA	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ATRAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AZOXSTBIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
B	DO-E22-2	180 ug/l	B	
BA	DO-E22-2	15 ug/l	B	
BE	DO-E29-1	<0,030 ug/l	B	
BISPROLOL	VS-FY0-a	0,28 ug/l	B	
BOSCALID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BROMACIL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BZAFIBRAT	VS-FY0-a	0,11 ug/l	B	
CANSARTAN	VS-FY0-a	2,1 ug/l	B	
CARBENAZI	VS-F36-1	0,11 ug/l	B	
CD	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
CD	DO-E22-2	<1 ug/l	B	
CL	DI-Daq-1	203 mg/l	B	
CLATHROMY	VS-FY0-a	0,11 ug/l	B	
CLBUTEROL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLFNVNPHS	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLIMBAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLOFIBSAE	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLOMAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLPYRFOSE	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
CLRIDAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLTHIADIN	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
CLTOLURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CO	DO-E29-1	1,2 ug/l	B	
CODEIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CR	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
CR	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
CRBETAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CRBMZEPIN	VS-FY0-a	0,32 ug/l	B	
CSB	DN-H41-1	44 mg/l	B	
CU	DO-E29-1	3,8 ug/l	B	
CYPCONZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DESETATRA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
DESFENHCL	VS-FY0-a	1,6 ug/l	B	
DESIPATRA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DESMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DETBUAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DFLBZURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DFLFNICAN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DHYERYMYA	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DIAZEPAM	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DICLOFENA	VS-FY0-a	2,2 ug/l	B	
DIHYCODEI	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DIMEFURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMESULAN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMESULTO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMETAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMETCLCA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMETCLSA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIPHSLFON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DOXSTRBIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DPCLRDZON	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
EPXCONAZO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
ERYTHROMY	VS-FY0-a	0,11 ug/l	B	
ETHFMESAT	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
ETIDMURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FE	DO-E22-2	92 ug/l	B	
FENAMIDON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLORSULAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUFEACET	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUFENASA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUTAMONE	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FNFIBRINS	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
FNPRMORPH	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FUROSEMID	VS-FY0-a	0,51 ug/l	B	
GABAPENTI	VS-FY0-a	19 ug/l	B	
GDELEMENT	DO-E29-1	2 ug/l	B	
GEMFIBRZL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
HEXAZINON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
HG	DO-E35-1	0,014 ug/l	B	
IBUPROFEN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ICLRIDZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
IMIDACLPR	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
INDMETCIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
IOMEPROL	VS-FY0-a	0,27 ug/l	B	
IOPAMIDOL	VS-FY0-a	14 ug/l	B	
IOPROMID	VS-FY0-a	15 ug/l	B	
IRGAROL	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
IRGAROLM1	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
ISOPROTUR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
LENACIL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
LF	DE-C08-1	124 mS/m	A	
LINURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
LOSARTANK	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
LUFT-TEMP	DN-C04-1	21,5 °C	A	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
M3		56 m3/0,5h		Gemessen
MBTHZURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MDPCLDZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALACA2	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALAXCA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALAXYL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAMITRO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAZACL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAZCLSA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METBRURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METCONZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METFORMIN	VS-FY0-a	1,7 ug/l	B	
METNIDZOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
METOLACL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METOLCLCA	VS-F36-1	0,10 ug/l	B	
METOLCLSA	VS-F36-1	0,16 ug/l	B	
METOXURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METPROLOL	VS-FY0-a	3,2 ug/l	B	
METRIBUZI	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MO	DO-E29-1	0,64 ug/l	B	
MONOLINUR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MTOSDIEAM	VS-F36-1	0,37 ug/l	B	
N-GES	DE-H34-2	1,9 mg/l	B	
N-MINERAL	VS-HY0-1	k.Ü. mg/l	B	
N-MINERAL	DI-Daq-1	<0,37 mg/l	B	
NADOLOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
NAPROAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
NAPROXEN	VS-FY0-a	0,13 ug/l	B	
NH4-N	DO-E23-3	k.Ü. mg/l	B	
NH4-N	DI-Daq-1	0,096 mg/l	B	
NI	DO-E29-1	3,5 ug/l	B	
NI	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
NITENPYRA	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
NO2-N	DI-Daq-1	<0,0200 mg/l	B	
NO3-N	DI-Daq-1	<0,300 mg/l	B	
NORFLURAZ	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
O-PO4-P	AD-D11-1	<0,010 mg/l	B	Gelöster Anteil
O2	DE-G22-1	6,70 mg/l	A	
O2-SAETT	DI-G23-1	76%	A	
ORBENCARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
OXAZEPAM	VS-FY0-a	0,45 ug/l	B	
P	DO-E22-2	110 ug/l	B	
PB	DO-E29-1	<0,10 ug/l	B	
PB	DO-E22-2	<10 ug/l	B	
PH	DO-C05-1	7,6	A	
PHENAZON	VS-FY0-a	0,48 ug/l	B	
PICOLAFEN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PICOXYSTR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNCONAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNCYCURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNDMTALIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PO4-P GES	AD-D11-3	0,119 mg/l	B	
PO4-P GES	DO-D11-4	k.Ü. mg/l	B	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
PRIMICARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRIMIDON	VS-FY0-a	0,45 ug/l	B	
PROCLAZ	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROPAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROPENZO	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
PROPYAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRPCNAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRPRANOLO	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
PRSULCARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PYRCLOSTR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
QUINOXFEN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
RITALINS	VS-FY0-a	0,12 ug/l	B	
ROXTHROMY	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SB	DO-E29-1	0,13 ug/l	B	
SE	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
SIMAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
SO4	DI-Daq-1	85 mg/l	B	
SOTALOL	VS-FY0-a	0,39 ug/l	B	
SULFADIAZ	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDMDIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDMOXI	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDOXIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFMEZIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFMOXZL	VS-FY0-a	0,61 ug/l	B	
SULFTHZOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
T-W NH4-N	DN-C04-2	21,7 °C	A	
TBCONAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TE	DO-E29-1	<0,10 ug/l	B	
TEBUTAM	VS-F36-1	0,32 ug/l	B	
TEMAZEPAM	VS-FY0-a	0,20 ug/l	B	
TERBMETON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TERBUAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TERBUTRYN	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
TIABDAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TIAMEOXAM	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
TICLOPRID	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
TL	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
TOC	DE-H03-1	16,6 mg/l	B	
TRAMADOL	VS-FY0-a	0,41 ug/l	B	
TRIMTPRIM	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
U	DO-E29-1	0,33 ug/l	B	
V	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
VALSARTAN	VS-FY0-a	1,8 ug/l	B	
VENLAFAXI	VS-FY0-a	0,75 ug/l	B	
W-T	DN-C04-2	22,3 °C	A	
ZN	DO-E22-2	11 ug/l	B	
ZN	DO-E29-1	9,6 ug/l	B	

Datum der Entnahme: 18.08.2015

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
10_11DHCA	VS-FY0-a	0,41 ug/l	B	
26DCLBZAD	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
4ACAANPYR	VS-FY0-a	2,3 ug/l	B	
4FAMANPYR	VS-FY0-a	4,7 ug/l	B	
ACEAMPRID	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
ACSULFMOX	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
AG	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
ALACHLOR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMSULFURO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AMTRIZOSA	VS-FY0-a	1,3 ug/l	B	
ANTSIPRAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AOX	DO-H14-2	23 ug/l	B	
AS	DO-E29-1	<0,20 ug/l	B	
ATENOLOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ATORVASTA	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ATRAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
AZOXSTBIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
B	DO-E22-2	<100 ug/l	B	
BA	DO-E22-2	<10 ug/l	B	
BE	DO-E29-1	<0,030 ug/l	B	
BISPROLOL	VS-FY0-a	0,16 ug/l	B	
BOSCALID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BROMACIL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
BZAFIBRAT	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CANSARTAN	VS-FY0-a	0,97 ug/l	B	
CARBENAZI	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CD	DO-E22-2	<1 ug/l	B	
CD	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
CL	DI-Daq-1	91 mg/l	B	
CLATHROMY	VS-FY0-a	0,22 ug/l	B	
CLBUTEROL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLFNVPHS	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLIMBAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLOFIBSAE	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CLOMAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLPYRFOSE	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
CLRIDAZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CLTHIADIN	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
CLTOLURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CO	DO-E29-1	0,31 ug/l	B	
CODEIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
CR	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
CR	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
CRBETAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
CRBMZEPIN	VS-FY0-a	0,15 ug/l	B	
CSB	DN-H41-1	k.Ü. mg/l	B	
CU	DO-E29-1	5 ug/l	B	
CU	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
CYPCONZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
DESETATRA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DESFENHCL	VS-FY0-a	0,77 ug/l	B	
DESIPATRA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DESMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DETBUAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DFLBZURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DFLFNICAN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DHYERYMYA	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DIAZEPAM	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DICLOFENA	VS-FY0-a	1 ug/l	B	
DIHYCODEI	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
DIMEFURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMESULAN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMESULTO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMETAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIMETCLCA	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
DIMETCLSA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIPHSLFON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DIURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DOXSTRBIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
DPCLRDZON	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
EPXCONAZO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
ERYTHROMY	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ETHFMESAT	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
ETIDMURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FE	DO-E22-2	230 ug/l	B	
FENAMIDON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLORSULAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUFEACET	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUFENASA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FLUTAMONE	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FNFIBRINS	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
FNPRMORPH	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
FUROSEMID	VS-FY0-a	0,31 ug/l	B	
GABAPENTI	VS-FY0-a	7,5 ug/l	B	
GDELEMENT	DO-E29-1	1,2 ug/l	B	
GEMFIBRZL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
HEXAZINON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
HG	DO-E35-1	<0,0050 ug/l	B	
IBUPROFEN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ICLRIDZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
IMIDACLPR	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
INDMETCIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
IOMEPROL	VS-FY0-a	0,24 ug/l	B	
IOPAMIDOL	VS-FY0-a	3,5 ug/l	B	
IRGAROL	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
IRGAROLM1	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
ISOPROTUR	VS-F36-1	0,15 ug/l	B	
LENACIL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
LF	DE-C08-1	77 mS/m	A	
LINURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
LOSARTANK	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
LUFT-TEMP	DN-C04-1	15 °C	A	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
M3		156 m ³ /0,5h		Gemessen
MBTHZURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MDPCLDZON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALACA2	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALAXCA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METALAXYL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAMITRO	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAZAQL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METAZCLSA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METBRURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METCONZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METFORMIN	VS-FY0-a	0,81 ug/l	B	
METNIDZOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
METOLAQL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METOLCLCA	VS-F36-1	<0,20 ug/l	B	
METOLCLSA	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METOXURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
METPROLOL	VS-FY0-a	1,4 ug/l	B	
METRIBUZI	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MO	DO-E29-1	1,2 ug/l	B	
MONOLINUR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
MTOSDIEAM	VS-F36-1	0,12 ug/l	B	
N-GES	DE-H34-2	1,6 mg/l	B	
N-MINERAL	VS-HY0-1	k.Ü. mg/l	B	
N-MINERAL	DI-Daq-1	<0,37 mg/l	B	
NADOLOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
NAPROAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
NAPROXEN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
NH4-N	DI-Daq-1	0,13 mg/l	B	
NH4-N	DO-E23-3	k.Ü. mg/l	B	
NI	DO-E29-1	<1 ug/l	B	
NI	DO-E22-2	<5 ug/l	B	
NITENPYRA	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
NO2-N	DI-Daq-1	0,0580 mg/l	B	
NO3-N	DI-Daq-1	<0,300 mg/l	B	
NORFLURAZ	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
O-PO4-P	AD-D11-1	<0,010 mg/l	B	Gelöster Anteil
O2	DE-G22-1	5,20 mg/l	A	
O2-SAETT	DI-G23-1	56%	A	
ORBENCARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
OXAZEPAM	VS-FY0-a	0,19 ug/l	B	
P	DO-E22-2	130 ug/l	B	
PB	DO-E29-1	0,41 ug/l	B	
PB	DO-E22-2	<10 ug/l	B	
PH	DO-C05-1	7,4	A	
PHENAZON	VS-FY0-a	0,18 ug/l	B	
PICOLAFEN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PICOXYSTR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNCONAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNCYCURON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PNDMTALIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PO4-P GES	AD-D11-3	0,133 mg/l	B	
PO4-P GES	DO-D11-4	k.Ü. mg/l	B	

Parameter	Messverfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
PRIMICARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRIMIDON	VS-FY0-a	0,12 ug/l	B	
PROCLAZ	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROMETRYN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROPAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PROPENZO	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
PROPYAMID	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRPCNAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PRPRANOLO	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
PRSULCARB	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
PYRCLOSTR	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
QUINOXFEN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
RITALINS	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
ROXTHROMY	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SB	DO-E29-1	0,37 ug/l	B	
SE	DO-E29-1	1,2 ug/l	B	
SIMAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
SO4	DI-Daq-1	70 mg/l	B	
SOTALOL	VS-FY0-a	0,17 ug/l	B	
SULFADIAZ	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDMDIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDMOXI	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFDOXIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFMEZIN	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
SULFMOXZL	VS-FY0-a	0,32 ug/l	B	
SULFTHZOL	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
T-W NH4-N	DN-C04-2	19,4 °C	A	
TBCONAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TE	DO-E29-1	<0,10 ug/l	B	
TEBUTAM	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TEMAZEPAM	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
TERBMETON	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TERBUAZIN	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TERBUTRYN	VS-F36-1	0,69 ug/l	B	
TIABDAZOL	VS-F36-1	<0,10 ug/l	B	
TIAMEOXAM	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
TICLOPRID	VS-F36-1	<0,050 ug/l	B	
TL	DO-E29-1	<0,010 ug/l	B	
TOC	DE-H03-1	10,7 mg/l	B	
TRAMADOL	VS-FY0-a	0,17 ug/l	B	
TRIMTPRIM	VS-FY0-a	<0,10 ug/l	B	
U	DO-E29-1	0,41 ug/l	B	
V	DO-E29-1	<0,50 ug/l	B	
VALSARTAN	VS-FY0-a	1,7 ug/l	B	
VENLAFAXI	VS-FY0-a	0,36 ug/l	B	
W-T	DN-C04-2	19,5 °C	A	
ZN	DO-E22-2	<10 ug/l	B	
ZN	DO-E29-1	11 ug/l	B	

Parameter	Mess- verfahren	Ergebnis	S1	Bemerkungen
-----------	--------------------	----------	----	-------------

Weitere wichtige Informationen zum Ausdruck:

N-Mineral beinhaltet NO₂-N, NO₃-N und NH₄-N (vormals N anorganisch)

P bestimmt nach Nr. 109 AbwV (Phosphorverbindungen mit ICP-OES)

PO₄-Pgesamt bestimmt nach Nr. 108 AbwV (Phosphor, gesamt)

k.Ü. bedeutet "kleiner Überwachungswert"

Legende zu S1 (Probenahmeart):

A- Stichprobe

B- Qualifizierte Stichprobe

C- 2-Stunden-Mischprobe

D- 24-Stunden-Mischprobe

E- Durchschnittsprobe

F- 14-Tage-Mischprobe

X- unbestimmt