



Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim

Machbarkeitsstudie

November 2016

Impressum:

Auftraggeber: Stadt Hürth

Auftragnehmer: **Grontmij GmbH**
Postfach 30 01 06
50771 Köln
Graeffstraße 5
50823 Köln

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

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: 06/2015 – 11/2016

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	IV	
Abbildungsverzeichnis	VII	
Tabellenverzeichnis	IX	
Abkürzungsverzeichnis	XII	
1	Veranlassung	1
1.1	Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
1.2	Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers	2
1.3	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	3
2	Abwassereigenschaften	5
2.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	5
2.2	Standardabwasserparameter	5
2.3	Diskussion von Grenzwerten für Mikroschadstoffe bei der Abwasserbehandlung	6
2.4	Mikroschadstoffe	11
2.4.1	Bewertungsmaßstab	11
2.4.2	Ergebnisse Monitoringprogramm zur Datenverdichtung	16
2.5	Bromidkonzentration	20
2.6	Ozonzehrung und Bromatbildung	20
3	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	23
3.1	Übersicht	23
3.2	Oxidative Verfahren	23
3.2.1	Ozonung	23
3.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	26
3.3	Adsorptive Verfahren	27
3.3.1	Grundlagen	27
3.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	27
3.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	29
3.4	Physikalische Verfahren	33
3.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	34
3.5.1	Ozonung	34
3.5.2	Adsorptive Verfahren	34
4	Auslegungswerte	36

4.1	Auslegungswassermenge	36
4.2	Eliminationsraten	38
5	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	39
5.1	Festlegung der Varianten	39
5.1.1	Vorgehensweise	39
5.1.2	Strukturelle Randbedingungen	39
5.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	40
5.1.4	Varianten	41
5.2	Integration auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim	42
5.3	Variante 1: Ozonung	43
5.3.1	Verfahrensbeschreibung	43
5.3.2	Ozonerzeugung	44
5.3.3	Ozoneintrag und -dosierung	45
5.3.4	Kontaktbecken	46
5.3.5	Variante 1a: Biologische Nachbehandlung im Wirbelbett	46
5.3.6	Variante 1b: Biologische Nachbehandlung mit einem DynaCarb-Filter	47
5.4	Variante 2: PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)	48
5.4.1	Verfahrensbeschreibung	48
5.4.2	Kontaktbecken	50
5.4.3	Sedimentationsbecken	50
5.4.4	Scheibenfilter	51
5.4.5	Pulveraktivkohlelager und -dosieranlage	51
5.4.6	Fällmitteldosierung	52
5.4.7	Flockungshilfsmittel	52
5.5	Variante 3: PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Nutzung des Störfallbeckens)	53
5.5.1	Verfahrensbeschreibung	53
5.5.2	Kontaktbecken	54
5.5.3	Sedimentationsbecken	55
5.5.4	Scheibenfilter	55
5.5.5	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	55
5.5.6	Fäll- und Flockungshilfsmitteldosierung	55
6	Kostenabschätzung	57
6.1	Grundlagen	57

6.1.1	Berechnungsmethode	57
6.1.2	Annahmen zur Betriebskostenberechnung	57
6.2	Kosten für das Pumpwerk und einen neuen Ablaufkanal	58
6.3	Variante 1a: Ozonung mit Nachbehandlung im Wirbelbett	59
6.4	Variante 1b: Ozonung mit Nachbehandlung im DynaCarb-Filter	60
6.5	Variante 2: Pulveraktivkohle mit ActifloCarb und Tuchfiltration (Neubau)	62
6.6	Variante 3: Pulveraktivkohle mit Tuchfiltration (Umbau des Störfallbeckens, $Q_{R,h,max} = 2.100 \text{ m}^3/\text{h}$)	63
6.7	Zwischenfazit	64
6.8	Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	65
7	Verfahrensbewertung	68
7.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	68
7.2	Verfahrensbewertung ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	68
7.3	Verfahrensbewertung unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	69
8	Empfehlung	71
8.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	71
8.2	Verfahrensempfehlung	73
	Literaturverzeichnis	75

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Luftbild Kläranlage Hürth-Stotzheim (Quelle: Google)	3
Abbildung 2-1: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 mg O ₃ /L im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim vom 30.08.-31.08.2015.	21
Abbildung 2-2: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 10 mg O ₃ /L im Ablauf der Kläranlage Hürth vom 30.08.-31.08.2015	21
Abbildung 2-3: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 mg O ₃ /L im Ablauf der Kläranlage Hürth vom 31.08.-01.09.2015	22
Abbildung 2-4: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 10 mg O ₃ /L im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim vom 31.08.-01.09.2015.	22
Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	23
Abbildung 3-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)	24
Abbildung 3-3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	25
Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)	27
Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)	30
Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b)	31
Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)	31
Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015b)	32
Abbildung 4-1: Ablaufwassermengen der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den Jahren 2012, 2013 und 2014	36
Abbildung 4-2: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit der Behandlungwassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination	37
Abbildung 5-1: Vorhandene Ressourcen auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim	39
Abbildung 5-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Bereich Nachklärung – Ablauf Kläranlage	40
Abbildung 5-3: Exemplarische Darstellung eines Trennbauwerks	42
Abbildung 5-4: Wasserspiegellagen des südlichen Randkanals bzw. des Vorfluter Süd im Bereich der Einleitung	43
Abbildung 5-5: Fließbild der Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett zur Nachbehandlung	44
Abbildung 5-6: Lageplan der Variante 1a (links) und 1b (rechts)	44
Abbildung 5-7: Kontinuierlich gespülter GAK-Filter in Betonbauweise (links) und freistehend (rechts) (Nordicwater, 2015)	47
Abbildung 5-8: Schematische Darstellung des Actiflo-Verfahrens (Veolia, 2015)	49
Abbildung 5-9: Lageplan der Variante 2, PAK-Anlage auf Freifläche	49

Abbildung 5-10: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration auf der Freifläche neben dem Störfallbecken	50
Abbildung 5-11: Lageplan der Variante 3, PAK-Anlage im alten Störfallbecken	53
Abbildung 5-12: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration im bestehenden Störfallbecken	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Überblick über den ökologischen Gesamtzustand der Vorfluter (ELWAS-WEB, 2015)	2
Tabelle 1-2:	Kenndaten der Kläranlage Hürth-Stotzheim	4
Tabelle 2-1:	Standortspezifische Abwasserparameter (2012 – 2015)	5
Tabelle 2-2:	Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings	6
Tabelle 2-3:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010))	7
Tabelle 2-4:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2015)	9
Tabelle 2-5:	Quellenerläuterung zu Tabelle 2-4	10
Tabelle 2-6:	Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim	11
Tabelle 2-7:	Konzentrationen der Benzotriazole im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	12
Tabelle 2-8:	Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	12
Tabelle 2-9:	Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	12
Tabelle 2-10:	Fortsetzung Tabelle 2-9 Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	13
Tabelle 2-11:	Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	14
Tabelle 2-12:	Konzentrationen der Hormone und des Summenparameters Estradiol-Equivalent-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	14
Tabelle 2-13:	Konzentrationen der Phenole im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	14
Tabelle 2-14:	Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	15
Tabelle 2-15:	Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	15
Tabelle 2-16:	Konzentrationen der Komplexbildner im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben	15
Tabelle 2-17:	Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm	16
Tabelle 2-18:	Konzentrationen der Basisparameter im Ablauf Vorklärung der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	17
Tabelle 2-19:	Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf Vorklärung Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	17
Tabelle 2-20:	Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf Vorklärung	

	Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	18
Tabelle 2-21:	Konzentrationen der Basisparameter im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	18
Tabelle 2-22:	Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	18
Tabelle 2-23:	Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung	19
Tabelle 2-24:	Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf (Screening)	20
Tabelle 2-25:	Bromid im Ablauf KA Hürth-Stotzheim (Monitoring)	20
Tabelle 3-1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c)	28
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)	33
Tabelle 4-1:	Hydraulische Belastung der Genehmigung und der Szenarien 1, 2 und 3 (Grontmij, 2014)	37
Tabelle 6-1:	Kosten für ein Pumpwerk im Zulauf zur Anlage für die Mikroschadstoffelimination ($h_{\text{man}}=2,5$ m, $Q = 1.050\text{m}^3/\text{h}$)	58
Tabelle 6-2:	Kosten für einen neuen Ablaufkanal von der Anlage zur Mikroschadstoffelimination zur Einleitstelle in den Vorfluter Süd	59
Tabelle 6-3:	Kostenberechnung für die Variante 1a „Ozonung mit Nachbehandlung im Wirbelbett“	60
Tabelle 6-4:	Kosten der Variante 1b „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“	61
Tabelle 6-5:	Kosten der Variante 2 „Pulveraktivkohledosierung in einen separaten Reaktionsraum mit nachgeschalteter Abscheidung im Actiflo und Tuchfiltration“	62
Tabelle 6-6:	Kosten der Variante 3 „Pulveraktivkohledosierung in einen separaten Reaktionsraum mit nachgeschalteter Abscheidung im Sedimentationsbecken und Tuchfiltration (altes Störfallbecken)“	63
Tabelle 6-7:	Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten	64
Tabelle 6-8:	Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten zzgl. der Kosten für das Pumpwerk bzw. den Ablaufkanal	65
Tabelle 6-9:	Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	66
Tabelle 6-10:	Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten zzgl. der Kosten für das Pumpwerk bzw. den Ablaufkanal unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	67
Tabelle 7-1:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	69
Tabelle 7-2:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	70

Tabelle 8-1:	Zusammenfassung der UQN-Überschreitungen	71
Tabelle 8-2:	Vergleich der Screening Ergebnisse aus Hürth mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen	72
Tabelle 8-3:	Erste Empfehlung Variante „Ozonung und Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“	73
Tabelle 8-4:	Zweite Empfehlung Variante „PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)“	74

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AbwV	Abwasserverordnung
AöR	Anstalt öffentlichen Rechts
AOP	Advanced Oxidation Processes
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ARA	Abwasserreinigungsanlage
ARW	Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.
AWBR	Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein
AWWR	Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr
BT	Bautechnik
CFD	Computational Fluid Dynamics (dt.: Numerische Strömungsmechanik)
DTPA	Diethylentriaminpentaessigsäure
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
ET	Elektrotechnik
FHM	Flockungshilfsmittel
FM	Fällmittel
GAK	Granulierte Aktivkohle
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LOX	liquid oxygen, Flüssigsauerstoff
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MT	Maschinentechnik
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OW	Orientierungswert
PAK	Pulveraktivkohle
PFT	Perfluorierte Tenside

Abkürzung	Erläuterung
Q _d	Täglicher Abfluss
Q _{R,h,max}	Maximaler stündlicher Regenwetterabfluss
Q _{T,h,max}	Maximaler stündlicher Trockenwetterabfluss
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
TS	Trockensubstanz
UFO Plan	Umweltforschungsplan
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Veranlassung

1.1 Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. 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, Flammschutzmittel, Biozide und weitere Industriechemikalien in dieser Gruppe zu nennen. Mikroschadstoffe liegen in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vor, 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 unschädlichen Alternativen ersetzt werden. Das ist jedoch nicht immer und für jeden Stoff möglich und eine Vielzahl der Mikroschadstoffe wird dann mit dem Abwasser in kommunale Kläranlagen transportiert oder im Rahmen der landwirtschaftlichen Nutzung sowie durch diffuse Quellen in die Gewässer eingetragen. Für Einträge aus der Landwirtschaft bzw. diffusen Quellen können keine belastbaren Abschätzungen angegeben werden. Vorliegend wird schwerpunktmäßig die kommunale Abwasserbehandlung betrachtet. Die persistenten Mikroschadstoffe können dort während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungsprozess 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 Mikroschadstoffe 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 Verfahren realisiert werden. Hierbei kann zwischen der dezentralen Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z. B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen) und zentralen in der kommunalen Kläranlage oder bei der zentralen Trinkwasseraufbereitung unterschieden werden. Eine weitgehende Verbesserung der Ablaufqualität bzw. Elimination der Mikroschadstoffe auf Kläranlagen ist durch weitergehende (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 unterschiedlichen 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 (DSADS, 2015). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln aufzuklären bzw. zu sensibilisieren. Zudem sollen aber auch die Abwasserrei-

nigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden (EUWID, 2010). Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Im Rahmen dieser Studie wird die Notwendigkeit einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth Stotzheim untersucht. Sofern das durchgeführte Screening des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe sowie die Untersuchung der Gewässerbelastung darauf hinweisen, dass die Errichtung einer Mikroschadstoffelimination erforderlich ist, werden Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim aufgezeigt. 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

Die durch die Stadtwerke Hürth (AöR) betriebene Kläranlage Hürth-Stotzheim befindet sich etwa 7 km nordwestlich der Stadt Hürth. Die Anlage behandelt die gesamten im Stadtgebiet anfallenden Abwässer mit Ausnahme der auf dem „Industrie Hügel“ (Infraserv, RWE etc.) im Gewerbegebiet Knapsack anfallenden Mengen, die von zwei durch die Infraserv betriebenen Kläranlagen behandelt werden.

Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Südlichen Randkanal. Zukünftig ist es geplant, das gereinigte Abwasser in den Vorfluter Süd einzuleiten. Dieser ist Teil des Gewässersystems Südlicher Randkanal, daher werden diese beiden Gewässer gemeinsam bewertet. Tabelle 1-1 zeigt auf Basis vom Fachinformationssystem ELWAS WEB einen Überblick über den ökologischen Zustand des südlichen Randkanals (der im 2. Monitoringzyklus bestimmt wurde). Detaillierte Informationen zum „Vorfluter Süd“ sind dort nicht zu finden, da es sich bei diesem Gewässer um einen verrohrten Kanal bzw. Überleitungsstollen handelt.

Tabelle 1-1: Überblick über den ökologischen Gesamtzustand der Vorfluter (ELWAS-WEB, 2015)

Parameter	„Südlicher Randkanal“ (Nr.: 2737322)	„Vorfluter Süd“ (Nr.: 27353912)
Einleitende Kläranlage	Hürth Stotzheim (Nr.: 222489)	-Hierbei handelt es sich um einen verrohrten Kanal o.ä. (unterirdisch), daher liegt keine chemische, ökologische, biologische Bewertung vor -Länge: 10.671,71 m -leitet bei Marienburg in den Rhein ein
Stationierung bei km	5,71	
Einleitungsstelle	200034001/01	
	Kölner Randkanal Folgewässer	
Ökologischer Zustand		
Chemischer Zustand (Gesamt)	Nicht gut	
Chemischer Zustand ohne ubiquitäre Stoffe	Gut	
Ökologischer Zustand (Gesamt)	Schlecht	
Erheblich verändert oder künstlich	ja	
Biologie	Schlecht	

Flussgebietspezifische Stoffe	sehr gut	
Einzugsgebiet Trinkwasser	Der „südliche Randkanal“ und der „Vorfluter Süd“ liegen beide im Trinkwasserschutzgebiet III	
Belastung der Gewässer mit Mikroschadstoffen	keine Angaben	keine Angaben

1.3 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Die Kläranlage wurde in der Zeit um 1980 errichtet und in Betrieb genommen. Zur weitergehenden Nährstoffelimination erfolgte in der Zeit um 1990 die Erweiterung der biologischen Reinigungsstufe zu einer Belebungsanlage nach dem Adsorptions-Belebungsverfahren mit biologischer Phosphat- und Stickstoffelimination.



Abbildung 1-1: Luftbild Kläranlage Hürth-Stotzheim (Quelle: Google)

Im Jahre 2011 wurde die Kläranlage durch die Grontmij GmbH hinsichtlich möglicher verfahrenstechnischer Optimierungsmöglichkeiten untersucht. Im Wesentlichen beinhalten die Maßnahmen die Verfahrensumstellung vom zweistufigen Betrieb zu einer einstufigen Betriebsweise (Aufgabe des Adsorptions-Belebungsverfahrens) und die Umstellung von vorgeschalteter zu intermittierender Denitrifikation.

Die Kläranlage Hürth-Stotzheim ist gegenwärtig auf eine Schmutzfracht von 92.750 EW ausgelegt und in die Größenklasse 4 nach Abwasserverordnung (AbwV) (1) einzuordnen. Sie ist auf eine Tagesabwassermenge von $Q_d = 12.464 \text{ m}^3/\text{d}$ bzw. maximalen Trockenwetterzufluss von $Q_{T,h,max} = 940 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt. Der maximale Zufluss bei Regenwetter kann mit $Q_{R,h,max} = 1.908 \text{ m}^3/\text{h}$ angegeben werden. Tabelle 1-2 fasst die wichtigsten Kenndaten zusammen.

Tabelle 1-2: Kenndaten der Kläranlage Hürth-Stotzheim

Kennwert	Einheit	Wert
Einwohnerwerte (Ausbaugröße)	EW	92.750
Größenklasse nach AbwV	-	4
Tagesabwassermenge $Q_{d, konz}$	m ³ /d	12.464
Trockenwetterzufluss $Q_{T, h, max}$	m ³ /h	940
Regenwetterzufluss $Q_{R, h, max}$	m ³ /h	1.908

2 Abwassereigenschaften

2.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

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

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Zur Auswertung wurden Konzentrationen des CSB, NO₂-N und TOC im Ablauf der Nachklärung der Jahre 2012 bis 2015 betrachtet. Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an Mikroschadstoffen. Die zu untersuchenden Substanzen wurden vorab mit den Stadtwerken Hürth und der Bezirksregierung Köln abgestimmt. Die Probenahmen erfolgten in der Zeit vom 30.08.2015 bis zum 01.09.2015.

2.2 Standardabwasserparameter

Basierend auf den gemessenen Ablaufwerten (Messtelle Ablauf Nachklärung) ergibt sich für die Jahre 2012 bis 2015 die statistische Auswertung der Betriebsdaten in Tabelle 2-1:

Tabelle 2-1: Standortspezifische Abwasserparameter (2012 – 2015)

		CSB	NO ₂ -N	TOC
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
2012	Mittel	43,1	0,66	15,2
	T85-Wert	53,0	2,20	19,5
2013	Mittel	42,5	0,33	13,8
	T85-Wert	53,0	0,62	16,4
2014	Mittel	41,7	0,14	14,0
	T85-Wert	51,0	0,18	17,5
2015	Mittel	47,1	0,36	17,3
	T85-Wert	56,3	0,70	19,0
Gesamt	Mittel	43,2	0,37	14,7
	T85-Wert	53,0	0,57	18,4

Die CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung weist mit 43 mg/L im Median bzw. 53 mg/L als 85%-Quantil eine im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen gleicher Größenklasse eher höhere Restbelastung auf. Der TOC liegt im Median bei 14,5 mg/L und das 85%-Quantil bei 18,4 mg/L. Für die Auslegung der Ozonung oder einer Adsorptionsanlage mit Aktivkohle wird in der Regel nur der gelöste Anteil des TOC als DOC berücksichtigt. Dieser liegt aufgrund der im Ablauf der Nachklärung enthaltenen Fest-

stoffe etwas unterhalb des TOC. Da vorliegend keine Messergebnisse für den DOC vorhanden sind, wird der DOC auf Grundlage der TOC-Daten abgeschätzt.

Im Rahmen der Auslegung des Ozongenerators wird dabei eine Fallunterscheidung hinsichtlich der DOC-Konzentrationen vorgenommen. Zum einen wird eine DOC-Konzentration von 10 mg/L untersucht, abgeleitet aus dem Median der TOC-Werte und beruhend auf den Messergebnissen im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings (vgl. Tabelle 2-2). Zum anderen wird die Auslegung des Ozongenerators für eine DOC-Konzentration von 15 mg/L betrachtet, beruhend auf dem 85%-Quantil des TOC. Für die spätere Kostenbetrachtung wird lediglich die höhere DOC-Konzentration betrachtet.

Tabelle 2-2: Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings

Substanz	Einheit	Ablauf 30.08.-31.08.2015	Ablauf 31.08.-01.09.2015
DOC	mg/L	8,3	9,8
SAK ₂₅₄	1/m	17	21,1

Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer vierten Reinigungsstufe sollten die angenommenen Werte in jedem Fall durch zusätzliche 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 anderweitig 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 Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V. (ARW), Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfachmannes e. V. (DVGW) 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 erlauben. Für die Kläranlage Hürth-Stotzheim gilt zwar, dass der Vorfluter „Südlicher Randkanal“ ein Industriegewässer ist, jedoch fließt der südliche Randkanal bei Worringen in den Rhein, aus dem die Trinkwassergewinnung mittels Uferfiltrat erfolgt. Aus diesem Grund sind die oben geschilderten Forderungen und Ziele auch für die Kläranlage in

Hürth relevant. 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 organisch Halogenverbindungen	µg/L	0,1	PFOA, PFOS, TCPP
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. Über-

wachungs- 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 (MKULNV, 2015).

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 sowie eines guten ökologischen Potentials für die erheblich veränderten und künstlichen Gewässer (EG-WRRL, 2000). Für deren Umsetzung führt das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) in Kooperation mit den Bezirksregierungen und den sondergesetzlichen Wasserverbänden seit 2006 Monitoringprogramme 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 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW (MKULNV, 2015). 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 anderem 125 Pflanzenschutzmittelrückstände, 30 Arzneistoffe sowie zahllose Komplexbildner oder Kontrastmittel.

Tabelle 2-4: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2015)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/L)	Quelle
Arzneimittelrückstände	Carbamazepin	0,5	OW (3, 7)
	Diclofenac	0,1	OW (3, 6, 7)
	Metoprolol	7,3	OW (4)
	Sulfamethoxazol	0,15	OW (4, 7)
	Ibuprofen	0,01	OW (4, 6)
Röntgenkontrastmittel (RKM)	Iopromid	0,1	PV
	Iomeprol	0,1	PV
	Iopamidol	0,1	OW (3)
Östrogene	Ethinylestradiol	0,000035	OW (6)
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCP)	0,1	UQN (1)
	Isoproturon (Herbizid)	0,3	UQN (2)
	Terbutryn (Biozid)	0,065	OW (2, 6)/ UQN (3)
Biozide	m-Tolylsäurediethylamid (DEET)	71,3	OW (4)
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	10	PV
	4-Methylbenzotriazol	10	PV
	5-Methylbenzotriazol	10	PV
	5,6-Dimethylbenzotriazol	10	PV
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3,5	OW (2)
Perfluorierte Tenside	Perfluoroktansäure (PFOA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,00065	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBuA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	0,1	OW (5, 6), PV
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240	OW (3), PV
	Nitrilotriessigsäure (NTA)	80	OW (3), PV
	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV

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, 2011) 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.

Die Quellen der in der vorangestellten Tabelle dargestellten Zielwerte sind der Tabelle 2-5 zu entnehmen.

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 flussgebietspezifische Stoffe	31. Dezember 2004
	(4) LAWA-O 10.03 II	Entwicklung von Qualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietspezifische 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 Mikroschadstoffe

2.4.1 Bewertungsmaßstab

Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. Der Verdünnungsfaktor durch die Einleitung in ein Oberflächengewässer wurde dabei nicht berücksichtigt. Dabei führt die Einleitung in einen schwachen Vorfluter zu einer stärkeren Beeinflussung des Ökosystems als bei einer starken Verdünnung in einem starken Vorfluter.

Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage sind den Orientierungswerten oder Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden (MKULNV, 2015).

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte bei Vorliegen einer Umweltqualitätsnorm (UQN) oder eines Orientierungswertes nach der D4-Liste gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) nach folgendem Schema (Tabelle 2-6).

Tabelle 2-6: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim

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

Derzeit stehen jedoch für einige Mikroschadstoffe andere Umweltqualitätsnormen in der Diskussion. So ist z. B. der Bewertungswert für Diclofenac von 100 auf 50 ng/L in der neuen (bisher unveröffentlichten) D4-Liste gesenkt worden. Für z. B. Clarithromycin, Erythromycin und Sulfamethoxazol hingegen wurden die UQN von 20, 20 und 150 ng/L auf 100, 200 und 600 ng/L erhöht. Die offizielle Einführung dieser Werte als Bewertungskriterium kann somit möglicherweise zu einer veränderten Bewertung der Oberflächengewässer und der Einleitung der Kläranlage führen.

Ergebnisse des Screenings

Durch ein zweitägiges Screening auf Mikroschadstoffe vom 30./31.08.2015 und vom 31.08./01.09.2015 im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim wurden relevante Mikroschadstoffe ermittelt, welche in Konzentrationen oberhalb der UQN-Vorschläge im Ablauf nachweisbar waren. Die untersuchten Mikroschadstoffe lassen sich den Gruppen Arzneimittelwirkstoffe, Röntgenkontrastmittel, perfluorierte Substanzen, Komplexbildner, Pestizide hormonell aktive Substanzen und den Moschusduftstoffen zuordnen. Auch einige Basisparameter wurden analysiert. Die jeweils untersuchten Stoffe sind den nachfolgenden Tabellen (Tabelle 2-7 bis Tabelle 2-16) zu entnehmen. In der Spalte UQN ist der Vorschlag der D4-Liste als Jahresmittel aufgeführt, sofern dieser vorhanden ist. Die farbliche Gestaltung erfolgt gemäß Tabelle 2-6.

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

Tabelle 2-7: Konzentrationen der Benzotriazole im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum			30.08.-31.08.2015	31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	5.500	12.000
5-Methyl Benzotriazol*	ng/L	10.000	3.800	6.200
Dimethylbenzotriazol	ng/L	10.000	< 10	< 10

Tabelle 2-8: Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum			30.08.-31.08.2015	31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
Climbazol	ng/L	100	120	150
Diuron*	ng/L	200	< 20	< 20
Isoproturon	ng/L	300	11	32
Mecoprop P*	ng/L	100	< 10	< 10
Metconazol	ng/L	100	< 10	< 10
Terbutryn*	ng/L	65	76	95

Tabelle 2-9: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum			30.08.-31.08.2015	31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
Azithromycin	ng/L		260	260
Carbamazepin*	ng/L	500	710	810
Cefalexin	ng/L		< 10	< 10
Cefazolin	ng/L		< 10	< 10
Cefotaxime	ng/L		< 10	< 10
Cilastatin	ng/L		< 10	< 10
Ciprofloxacin*	ng/L		480	250
Citalopram	ng/L		130	120
Clarithromycin*	ng/L	20	230	180
Clindamycin	ng/L		120	120
Cyclophosphamid	ng/L		< 10	< 10
Diclofenac*	ng/L	100	1.800	2.200
Erythromycin**	ng/L	20	130	160
Hydrocortison	ng/L		140	120
Ibuprofen*	ng/L	10	< 20	< 20
Ifosfamid	ng/L		< 10	< 10
Ketoprofen	ng/L		14	22

Tabelle 2-10: Fortsetzung Tabelle 2-9 Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Losartan	ng/L		14	29
Metoprolol*	ng/L	7.300	1.200	1.400
Metronidazol	ng/L		< 20	< 20
Mirtazapin	ng/L		70	48
N4-Acethylsulfadiazin	ng/L		17	13
N4-Acethylsulfamerazin	ng/L		< 10	< 10
N4-Acethylsulfamethazin	ng/L		< 10	< 10
N4-Acethylsulfamethoxazol*	ng/L		< 10	< 10
Ofloxacin	ng/L		22	24
Paracetamol*	ng/L		< 10	< 10
Phenazon	ng/L	1.100	220	270
Prednisolon	ng/L		< 10	< 10
Propranolol	ng/L	100	25	30
Propyphenazon	ng/L	800	< 10	< 10
Quinoxyfen	ng/L	150	< 10	< 10
Ranitidine	ng/L		230	250
Ritalinsäure	ng/L	100	110	99
Roxithromycin	ng/L		< 10	< 10
Simvastatin	ng/L	100	< 20	< 20
Sotalol	ng/L	100	220	190
Sulfadiazin	ng/L	100	17	13
Sulfadimethoxin	ng/L	100	< 10	< 10
Sulfamethazin	ng/L		< 10	< 10
Sulfamethoxazol*	ng/L	150	100	130
Sulfapyridin	ng/L		50	59
Tamoxifen	ng/L		< 10	< 10
Tramadol*	ng/L		1.200	1.400
Trimethoprim	ng/L	100	41	30
Venlafaxin	ng/L		320	370
Warfarin	ng/L		< 10	< 10
Zopiclon	ng/L		29	31

** gemessen als Dehydrato-Erythromycin

Tabelle 2-11: Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
Amidotrizoesäure	ng/L	100 ^a	2.600	1.500
Iohexol	ng/L	100 ^a	21	57
Iomeprol	ng/L	100 ^a	< 10	36
Iopamidol	ng/L	100 ^a	11	37
Iopromid	ng/L	100 ^a	< 10	< 10
Ioversol	ng/L	100 ^a	< 10	< 10

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

Tabelle 2-12: Konzentrationen der Hormone und des Summenparameters Estradiol-Äquivalent-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
17 α -Estradiol*	ng/L		< 1	< 1
Estron*	ng/L		< 1	< 1
17 β -Estradiol*	ng/L	0,4	< 1	< 1
17 α -Ethinylestradiol* (EE2)	ng/L	0,035	< 1	< 1
Estriol*	ng/L		< 1	< 1
Estradiol-Äquivalente- (EEQ)*	ng _{EEQ} /L	0,4 ^a	0,074	0,078

Als Bewertungsgrundlage für die estrogenen Aktivität der Gesamtabwasserprobe (Estradiol-Äquivalente) wurde das von Kienle et al. (2015) eingeführte „Trigger-Value“ von 0,4 ng EEQ/L verwendet. Dazu wird die ermittelte Konzentration an Estradiol Äquivalenten (EEQ) analog zu Tabelle 2-6 mit dem „Trigger-Value“ verglichen. Die Qualität der Oberflächengewässer unterhalb dieses Wertes wird dabei als „sehr gut bis gut“ bewertet. Bei estrogenen Effekten in der Wasserprobe zwischen 0,035 und 0,4 ng EEQ/L kann jedoch nicht unterschieden werden, ob die Aktivität der Wasserprobe von einer Überschreitung der UQN für EE2 oder dem Vorhandensein anderer estrogen aktiver Substanzen herrührt.

Tabelle 2-13: Konzentrationen der Phenole im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
4-n-Nonylphenol ***	ng/L	10.000	< 20	< 20
4-tert-Octylphenol ***	ng/L	100	< 20	< 20
Bisphenol A*	ng/L	100	< 10	< 10

*** Messung durch ein akkreditiertes Labor im Unterauftrag

Tabelle 2-14: Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
Galaxolid (HHCB) ***	ng/L	7.000	0,48	0,58
Tonalid (AHTN) ***	ng/L	3.500	0,10	0,10

*** Messung durch ein akkreditiertes Labor im Unterauftrag

Tabelle 2-15: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
Perfluorbutansäure (PFBA)*	ng/L	100	< 2	< 2
Perfluorpentansäure (PFPeA)*	ng/L	100	< 2	< 2
Perfluorhexansäure (PFHxA)*	ng/L	100	5,7	6,6
Perfluorheptansäure (PFHpA)*	ng/L	100	< 0,5	< 0,5
Perfluoroctansäure (PFOA)*	ng/L	100	12	45
Perfluorononansäure (PFNA)*	ng/L	100	1,3	1,3
Perfluordekansäure (PFDA)*	ng/L	100	< 0,5	< 0,5
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)*	ng/L	100	6,1	4,8
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)*	ng/L	100	0,87	0,97
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	0,65	3,1	2,9

Tabelle 2-16: Konzentrationen der Komplexbildner im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den zwei untersuchten Mischproben

Probenahmedatum		30.08.-31.08.2015		31.08.-01.09.2015
Substanz	Einheit	UQN	M 150903/42	M 150903/43
EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) ***	µg/L	240	48	150
NTA (Nitrilotriessigsäure) ***	µg/L	10	4,2	3,7

*** Messung durch ein akkreditiertes Labor im Unterauftrag

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der UQN-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt worden. Dabei liegen die Konzentrationen für das Analgetikum Diclofenac und die beiden Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin um mehr als das Vierfache über dem UQN-Vorschlag. Der Betablocker Sotalol liegt mit seinen nachgewiesenen Konzentrationen im für Oberflächengewässer geltenden unbefriedigenden Bereich (2 UQN – 4 UQN). Die Konzentrationen von Carbamazepin (Antiepileptikum) und Ritalinsäure (nicht wirksamer Metabolit des Stimulans Ritalin) überschreiten die UQN-Vorschläge nicht um das Doppelte.

Auch die Konzentrationen des Röntgenkontrastmittels Amidotrizoesäure 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.

Überschreitungen um maximal das Doppelte des Vorschlags sind in den Gruppen der Benzotriazole und der Pestizide zu finden.

2.4.2 Ergebnisse Monitoringprogramm zur Datenverdichtung

Zur Datenverdichtung wurde ein Monitoringprogramm mit reduziertem Parameterumfang mit fünf 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter in Anlehnung an KOM-M.NRW (2015e) durchgeführt. Das Monitoring zur Datenverdichtung wurde sowohl anhand von Zulaufproben, als auch anhand von Ablaufproben der Kläranlage Hürth-Storzheim durchgeführt.

Tabelle 2-17: Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm

Substanzgruppe	Substanzen
Arzneimittelwirkstoffe	Clarithromycin, Erythromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol
Pestizide	Terbutryn
Benzotriazole	1 <i>H</i> -Benzotriazol
Ggf. perfluorierte Substanzen	

Neben den in Tabelle 2-17 aufgeführten Substanzen wurden dabei auch die Basisparameter DOC, SAK254 und Bromid erfasst. Des Weiteren wurde die Liste der Arzneimittelwirkstoffe um Carbamazepin und Sotalol erweitert. Die perfluorierten Substanzen Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) wurden ebenfalls analysiert.

Das Monitoring zur Datenverdichtung wurde in der Zeit vom 28.08.2016 bis zum 03.09.2016 an fünf aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den folgenden Tabellen aufgeführt.

Tabelle 2-18: Konzentrationen der Basisparameter im Ablauf Vorklärung der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/21	M 160902/23	M 160902/25	M0160902/27	M 160907/05
Bromid*	µg/L		260	260	290	270	270
DOC*	mg/L		45	52	65	46	110
SAK ₂₅₄ *	1/m		53,5	37,0	35,4	34,1	37,5

Tabelle 2-19: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf Vorklärung Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/21	M 160902/23	M 160902/25	M0160902/27	M 160907/05
1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	32.000	27.000	28.000	30.000	74.000
Carbamazepin*	ng/L	500	520	500	500	490	450
Clarithromycin*	ng/L	20	240	130	100	110	##
Diclofenac*	ng/L	100	2.700	2.600	2.400	2.200	2.600
Erythromycin**	ng/L	20	110	230	170	290	210
Metoprolol*	ng/L	7.300	1.700	1.800	1.700	1.900	1.700
Sotalol	ng/L	100	180	270	180	190	350
Sulfamethoxazol*	ng/L	150	500	470	390	360	390
Terbutryn*	ng/L	65	37	85	28	74	190

Messwert positiv, aber nicht quantifizierbar aufgrund von Matrixstörungen

Tabelle 2-20: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf Vorklärung Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/21	M 160902/23	M 160902/25	M0160902/27	M 160907/05
Perfluorooctansäure (PFOA)*	ng/L	100	< 10	13	12	< 10	< 10
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	0,65	16	13	11	46	43

Tabelle 2-21: Konzentrationen der Basisparameter im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/22	M 160902/24	M 160902/26	M 160907(04	M 160907/06
Bromid*	µg/L		230	250	260	280	280
DOC*	mg/L		12	12	11	11	11
SAK ₂₅₄ *	1/m		15,0	15,5	15,2	15,1	15,2

Tabelle 2-22: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/22	M 160902/24	M 160902/26	M 160907(04	M 160907/06
1H-Benzotriazol*	ng/L	10.000	7.100	5.300	5.300	6.300	9.400
Carbamazepin*	ng/L	500	450	470	480	450	480
Clarithromycin*	ng/L	20	180	170	240	120	330
Diclofenac*	ng/L	100	1.700	1.700	1.800	1.800	1.700
Erythromycin**	ng/L	20	210	190	240	160	360
Metoprolol*	ng/L	7.300	1.200	1.100	1.200	1.100	1.100
Sotalol	ng/L	100	160	110	88	210	260
Sulfamethoxazol*	ng/L	150	240	260	210	230	200
Terbutryn*	ng/L	65	28	19	14	100	110

Tabelle 2-23: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Rahmen der Analytik zur Datenverdichtung

Probenahmedatum			28.-29.08.2016	29.-30.08.2016	31.08.-01.09.2016	01.-02.09.2016	02.-03.09.2016
Substanz	Einheit	UQN	M 160902/22	M 160902/24	M 160902/26	M 160907(04)	M 160907/06
Perfluorooctansäure (PFOA)*	ng/L	100	< 10	12	< 10	11	12
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)*	ng/L	0,65	8,1	6,8	6,9	5,8	8,2

Die Ergebnisse des Screenings konnten bestätigt werden. Als relevante Einleitungen durch den Ablauf der Kläranlage in das Oberflächengewässer können insbesondere die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, das Analgetikum Diclofenac und die perfluorierte Substanz PFOS identifiziert werden. Eine signifikante Eliminationsleistung der Kläranlage (> 50%) hinsichtlich der betrachteten Mikroschadstoffe konnte nur für das Benzotriazol 1*H*-Benzotriazol und die perfluorierte Substanz PFOS beobachtet werden.

2.5 Bromidkonzentration

Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromid-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage zu untersuchen.

Im Rahmen des durchgeführten Screenings am 30.08.2015 und am 31.08.2015 (Tabelle 2-24) sowie des Intensivmonitorings im August/September 2016 (Tabelle 2-25) wurden im Kläranlagenablauf die Bromid- und Bromat-Konzentrationen im ablaufenden Wasser der Kläranlage Hürth ermittelt. Die Ergebnisse der Messung sind in den nachfolgenden Tabellen veranschaulicht.

Tabelle 2-24: Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf (Screening)

Parameter	Einheit	30.08.2015	31.08.2015
Bromid	µg/L	190	210
Bromat	µg/L	<1	<1

Die gemessenen Konzentrationen des Screenings sind im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen als leicht erhöht einzustufen. Im Monitoring von August und September 2016 wurden deutlich höhere Konzentrationen im Vergleich zum Screening und Vergleichswerten anderer Kläranlagen von bis zu 280 µg/L gemessen. Das Verfahren der Ozonung ist auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim nicht grundsätzlich aus der späteren Variantenbetrachtung auszuschließen, kann jedoch bereits jetzt als „schwierig umsetzbar“ eingestuft werden. Für den Fall einer weiteren Verfolgung dieses Verfahrens sind im Vorfeld weitergehende Untersuchungen und eine Einzelfallbewertung hinsichtlich der Bromidkonzentrationen und des Bromatbildungspotenzials durchzuführen.

Tabelle 2-25: Bromid im Ablauf KA Hürth-Stotzheim (Monitoring)

Probenahmedatum		28.-29.08.16	29.-30.08.16	31.08.-01.09.16	01.-02.09.16	02.-03.09.16
Substanz	Einheit	M 160902/22	M 160902/24	M 160902/26	M 160907(04)	M 160907/06
Bromid*	µg/L	230	250	260	280	280

2.6 Ozonzehrung und Bromatbildung

Für die Kläranlage Hürth-Stotzheim wurden zur Ermittlung des Ozonzehrungsverhaltens und des Bromatbildungspotenzials mit beiden zur Verfügung stehenden Abläufen der Kläranlage Versuche mit einer Zugabe von 5 mg O₃/L bzw. 10 mg O₃/L durchgeführt. Die Ergebnisse des Ozonzehrungsversuchs sind den nachfolgenden Abbildungen zu entnehmen. Für die Zugabe der beiden Ozonkonzentrationen ist beispielhaft eine Grafik dargestellt. Die Ergebnisse des jeweils zweiten Versuches zeigen ein vergleichbares Bild.

Die Ergebnisse vom 30./31.08.2015 zeigen, dass bei einer Dosierung von 5 mg O₃/L nach 80 Sekunden kein gelöstes Ozon mehr in der Abwasserprobe detektiert werden kann (vgl. Abbildung 2-1).

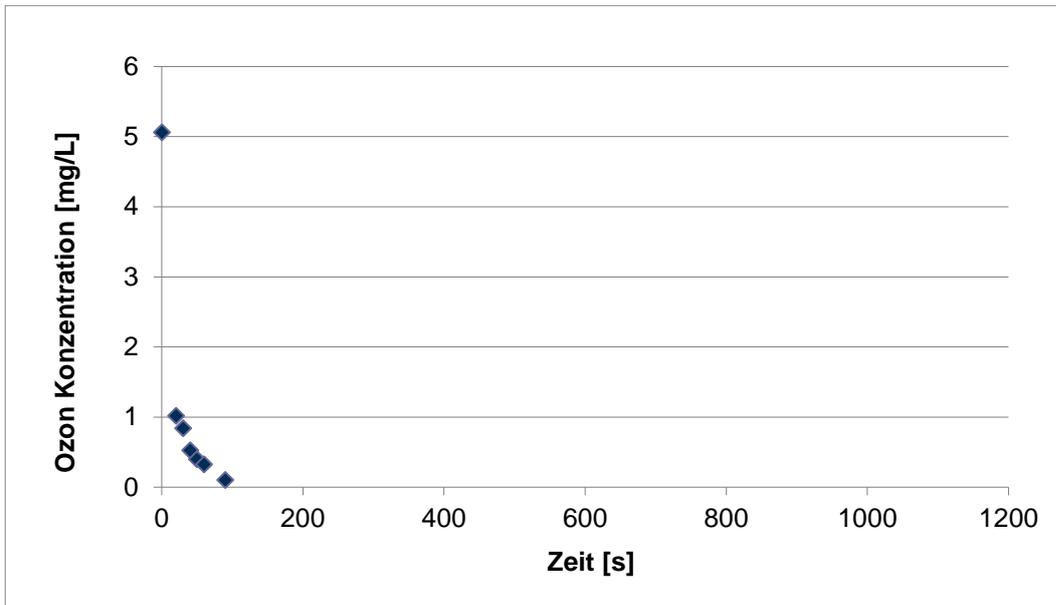


Abbildung 2-1: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 mg O₃/L im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim vom 30.08.-31.08.2015.

Bei einer Dosierung von 10 mg O₃/L kann gemäß Abbildung 2-2 nach ca. 600 Sekunden = 10 Minuten kein Ozon mehr in der Abwasserprobe festgestellt werden.

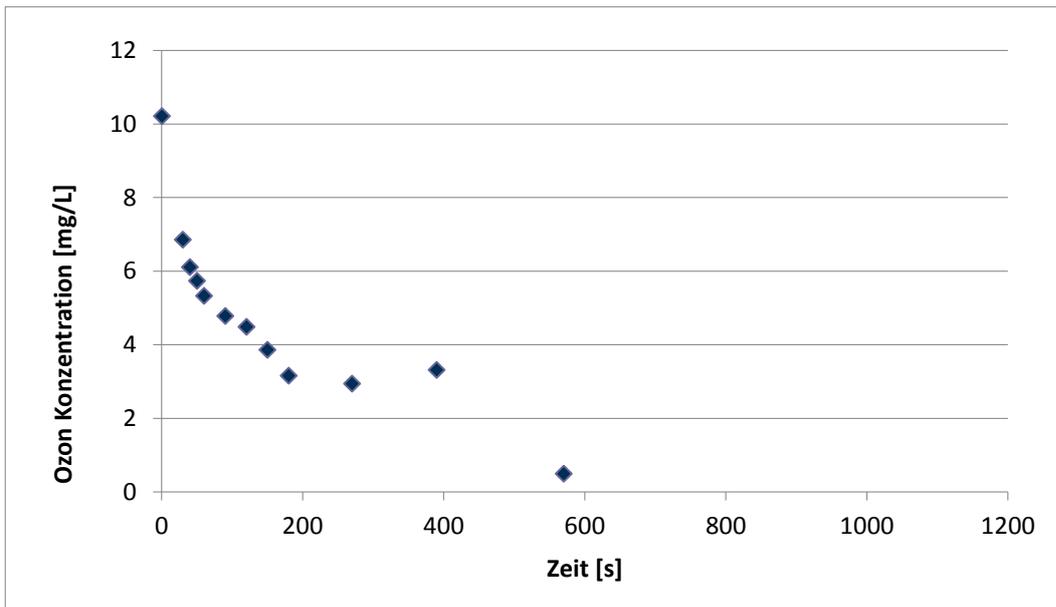


Abbildung 2-2: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 10 mg O₃/L im Ablauf der Kläranlage Hürth vom 30.08.-31.08.2015

Der Versuch vom 31.08./01.09.2015 ergab, dass bei einer Ozonkonzentration von 5 mg O₃/L nach 300 Sekunden = 5 Minuten kein Ozon mehr detektierbar war (vgl. Abbildung 2-3).

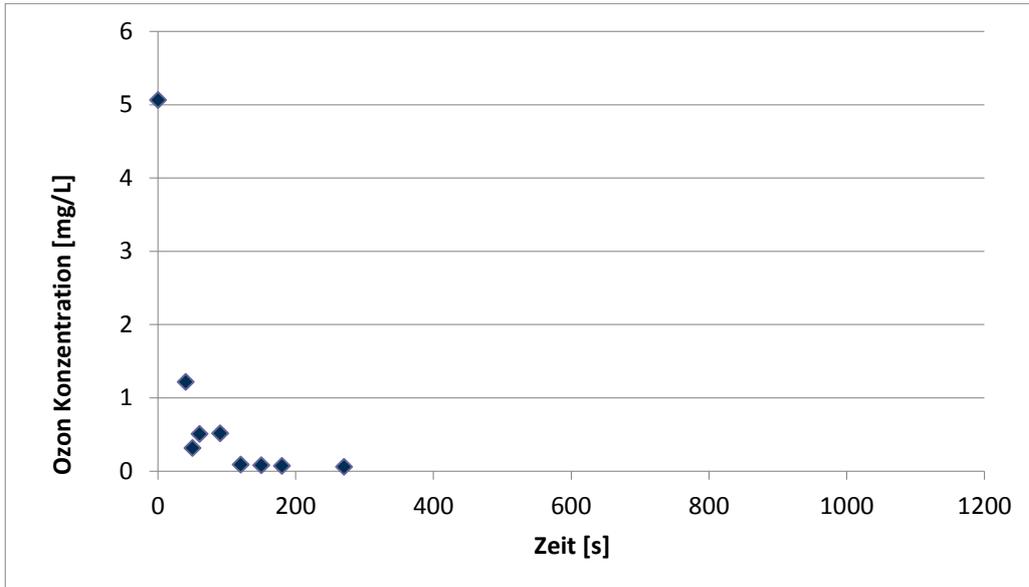


Abbildung 2-3: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 mg O₃/L im Ablauf der Kläranlage Hürth vom 31.08.-01.09.2015

Bei einer Ozonkonzentration von 10 mg O₃/L war nach 15 Minuten kein gelöstes Ozon mehr nachweisbar (vgl. Abbildung 2-4).

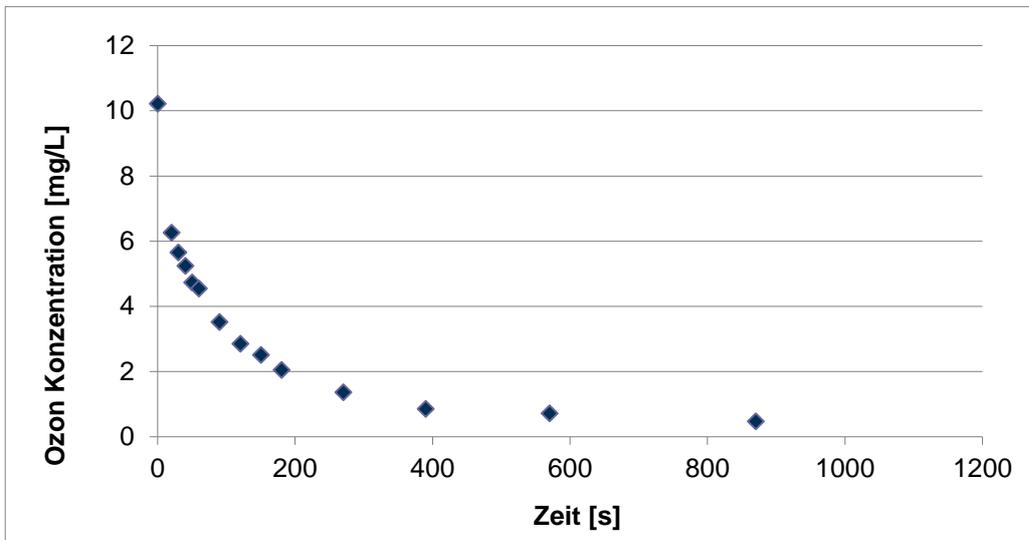


Abbildung 2-4: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 10 mg O₃/L im Ablauf der Kläranlage Hürth-Stotzheim vom 31.08.-01.09.2015.

Die Bromatbildung wurde im Nachgang der Ozonzehrungsversuche ermittelt. Dazu wurde nach den einzelnen Versuchen das gebildete Bromat analysiert. Bei einer Zugabe von 5 mg O₃/L konnte eine Bromatbildung von 6,0 bzw. 4,0 µg/L beobachtet werden. Die Bromatkonzentration nach einer Zugabe von 10 mg O₃/L lag bei 45 bzw. 34 µg/L. Diese Werte liegen deutlich über dem Trinkwasservorsorgewert von 10 µg/L, jedoch unterhalb der vom „Ökotoxzentrum“ der Schweiz empfohlenen UQN-Konzentration in Höhe von 50 µg/L (Ökotoxzentrum, 2015). Das Bromatbildungspotenzial sollte daher durch weitere Ozonzehrungsversuche inklusive der Analyse des potenziell kanzerogenen Bromats beobachtet 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. vor oder nach 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 sind zurzeit die Verfahren der Ozonung, der Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) sowie der Adsorption mit Hilfe 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 (O₂) 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·), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren (Hoigné, 1988).

3.2.1.2 Einbindung in den Klärprozess

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 (KOM-M.NRW, 2015a).



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

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 O₃ bilden. 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, 2015a).

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab (KOM-M.NRW, 2015a).

3.2.1.4 Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mit Hilfe 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, 2015a). 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, 2015a).

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 O₃/mg DOC an. Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg O₃/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 Eintragungssystemen unterschieden werden. So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Kontaktbecken 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 Kontaktbecken zugeführt wird (KOM-M.NRW, 2015a). 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 (Herbst et al., 2011).



Abbildung 3-3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)

3.2.1.5 Reaktionsbecken

Im Reaktionsbecken 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 Kontaktbeckens zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Becken 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, 2015a). Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-M.NRW (2015a) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Reaktionsbeckens die Reaktorgeometrie sowie eng damit verbunden die Platzierung des Ozoneintragssystems, 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, 2015a).

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, 2015a).

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 können. 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 empfehlenswert erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören biologische Verfahren wie zum Beispiel biologische Sandfiltration, Wirbelbett und Festbett oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Zudem können vorhandene biologisch wirksame Filteranlagen und Schönungsteiche 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 Bromatbildungspotenzial zu bestimmen, wobei eine Bromatkonzentration kleiner 10 µg/L (Grenzwert Trinkwasser) im Abfluss der Ozonanlage als unbedenklich gilt (TrinkwV, 2001). 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). 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 unterschiedlichen Eliminationsleistung und Adsorptionskapazität für die verschiedenen Aktivkohleprodukte. Anwendung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granulierten 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 Einbindung in den Klärprozess

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 Abwassers. Eine anschließende, zusätzliche Abtrennstufe ist nicht mehr erforderlich (Micropoll, 2012).



Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)

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 wirtschaftlich interessant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus, 2013).

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative 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 (d.h. weitestgehende BSB/CSB-Elimination) beschickt werden (KOM-M.NRW, 2015a).

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 (2015a) kann die Anlage beispielsweise als Druckkessel oder als konventioneller Rückspülfilter 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.

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.

Tabelle 3-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c)

Kläranlagen	Leerbettkontaktzeit	Filterbettgeschwindigkeit
Düren-Merken, 1. GAK, 06/11-09/11	11 min	Ca. 7 m/h
Düren-Merken, 2. GAK, 09/11-02/12	14 min	
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

3.3.2.3 Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse zum Beispiel anhand des verwendeten Rohmaterials, des Herstellungsverfahrens, der Porenstruktur möglich (Donau Carbon, 2015). Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mit Hilfe 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, 2015a).

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, 2015a).

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, 2015a).

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen. Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. KOM-M.NRW (2015a) gibt diesbezüglich beruhend auf Erfahrungswerten ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000¹ 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 benennen Nahrstedt et al. (2013), Alt et al. (2014) sowie Nahrstedt et al. (2015) schließlich mit 14.000 bis 16.000.

3.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

3.3.3.1 Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

Eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Mikroschadstoffen 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 Ausführungsalternativen 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.

3.3.3.2 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

¹ Bettvolumen = Volumen des behandelten Abwassers bezogen auf das Filterbettvolumen [-]

einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008).

Im Kontaktbecken 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 Fällmitteln in das Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008). Ein Teil des so anfallenden Kohleschlammes wird anschließend zum Zweck der Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle in das Kontaktbecken zurückgeführt. Der restliche Anteil des Kohleschlamm-Gemisches wird als Überschussschlamme 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).

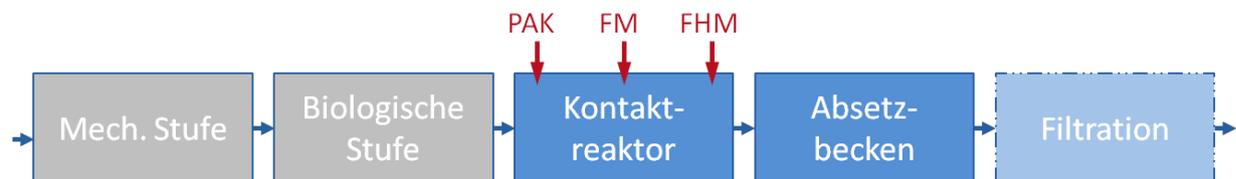


Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)

Zentrale Elemente der hier betrachteten Ausführungsvariante zur PAK-Adsorption sind das Kontaktbecken sowie das Sedimentationsbecken. Ersteres 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 Kontaktbecken (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 Becken von mindestens 30 Minuten. Hintergrund ist, dass zu kurze Aufenthaltszeiten in Anlagen mit separatem Kontaktbecken bei Spitzenzuflüssen und gleichbleibendem Rücklaufkohlestrom ein Absinken des TS-Gehalts im Becken verursachen können. Wichtiger Ausstattungsgegenstand des Kontaktbeckens ist zudem eine Umwälzeinrichtung, die die Sedimentation der dosierten PAK verhindert (KOM-M.NRW, 2015a).

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 (2015a) 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, 2015a).

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 (2015a) zudem Tuch- oder Fuzzyfilter® auf.

3.3.3.3 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 Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW, 2015a).

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 (KOM-M.NRW, 2015b)

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 PAK bewährt hat.

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).

3.3.3.4 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 Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig, 2012).



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

Das vorgestellte Verfahren bietet sich 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).

3.3.3.5 Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache 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 (KOM-M.NRW, 2015b)

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 muss die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erfolgen (KomS-BW, 2015c). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform der Wasserbehandlung mit pulverisierter Aktivkohle liegen laut KOM-M.NRW (2015a) bisher nur sehr eingeschränkt vor.

3.3.3.6 Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe 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, 2015a). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m^3 und 420 kg/m^3 schwanken (Herbst und Hilbig, 2012).

3.3.3.7 Kohledosierung und -eintrag

Die Kohledosierung sowie der Kohleeintrag erfolgen über eine Dosierstation, die aus dem Silo und einer volumetrischen bzw. gravimetrischen Dosiereinrichtung besteht. 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 das Kontaktbecken. Übliche Dosiermengen liegen bei einer separaten Adsorptionsstufe laut KOM-M.NRW (2015a) 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 (2015a) schlägt hinsichtlich der Ermittlung der optimalen Dosierung vor, die einzutragende Dosis mit Hilfe von Labortests entsprechend der örtlichen Abwasserbedingungen und des angestrebten Reinigungsziels zu ermitteln.

3.3.3.8 PAK-Entsorgung

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

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen ökologisch nicht zulässig ist (KOM-M.NRW, 2015a).

3.4 Physikalische Verfahren

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

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 mit Hilfe 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 zwei Anlagen in Bad Sassendorf (Lippeverband und Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR)) zur Mikroschadstoffentfernung mittels Ozon dauerhaft betrieben. Zudem befindet sich in Aachen-Soers eine Ozonanlage in Planung und in Schwerte, Detmold, Dinslaken und Köln-Rodenkirchen finden großtechnische Untersuchungen zur Abwasserbehandlung mittels Ozon statt (KOM-M.NRW, 2015d).

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 eine 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 in NRW zur Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen, bei denen das Filtermaterial gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht wurde, liegen vor.

Auf der Kläranlage Obere Lutter (Abwasserverband Obere Lutter (AOL)), dem Klärwerk Putzhagen in Gütersloh sowie in Rietberg werden Filterkammern mit granulierter Aktivkohle betrieben. Zudem befindet sich eine vierte Reinigungsstufe mit GAK auf der Kläranlage Bad Oeynhausen in Planung, die zurzeit mit einer umgebauten Filterkammer im Teilbetrieb Mikroschadstoffe eliminiert. Darüber hinaus werden großtechnische Versuche zur GAK-Filtration auf den Kläranlagen Düren-Merken (Wasserverband Eifel-Rur (WVER)), Dinslaken, Harsewinkel und Köln-Rodenkirchen (Stadtentwässerungsbetriebe Köln AöR) durchgeführt (KOM-M.NRW, 2015d).

In Baden-Württemberg existieren ebenfalls Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle. Die GAK-Filtration auf der Versuchsanlage Emmingen-Liptingen befindet sich dabei bereits in Betrieb, während die Filtrationsstufe in Westerheim noch gebaut wird (KomS-BW, 2015a).

3.5.2.2 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und Bartrup in Planung und auf den Kläranlagen Düsseldorf-Süd, Herford,

Barntrup, Schwerte, Dinslaken und Wuppertal-Buchenhofen werden großtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle durchgeführt (KOM-M.NRW, 2015d).

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

In der Schweiz ist im Juni 2015 die PAK-Anlage auf der Kläranlage Herisau in Betrieb genommen worden. 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

Eine einheitliche Regelung zur Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe gibt es zurzeit nicht. Theoretische Überlegungen zeigen jedoch, dass eine Vollstrombehandlung bis zum maximalen Mischwasserzufluss im Vergleich zur Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses lediglich zu einer zusätzlichen Reinigungsleistung von ca. 7 % führt (Metzger, 2010). KOM-M.NRW (2015a) empfiehlt zudem, sofern keine weitergehenden, immissionsseitigen Anforderungen vorliegen, die Stufe zur Mikroschadstoffelimination nur auf eine Teilstrombehandlung, aber mindestens auf den maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen. Dadurch ist eine ressourceneffiziente Einbindung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination in den bestehenden Klärprozess möglich.

Vor dem Hintergrund dieser Empfehlungen wurde die Auslegungswassermenge für die vierte Reinigungsstufe in Hürth auf Grundlage der Ablaufwassermengen der Kläranlage aus den Jahren 2012 bis 2014 ermittelt. Abbildung 4-1 zeigt die Ablaufwassermengen in den Jahren 2012, 2013 und 2014. Erkennbar wird dabei, dass die Mehrzahl der Abflüsse unterhalb des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses in Höhe von 940 m³/h liegt (rote Linie). Von Regenereignissen beeinflusste Abflüsse oberhalb dieser Abflusswassermenge treten wesentlich seltener auf.

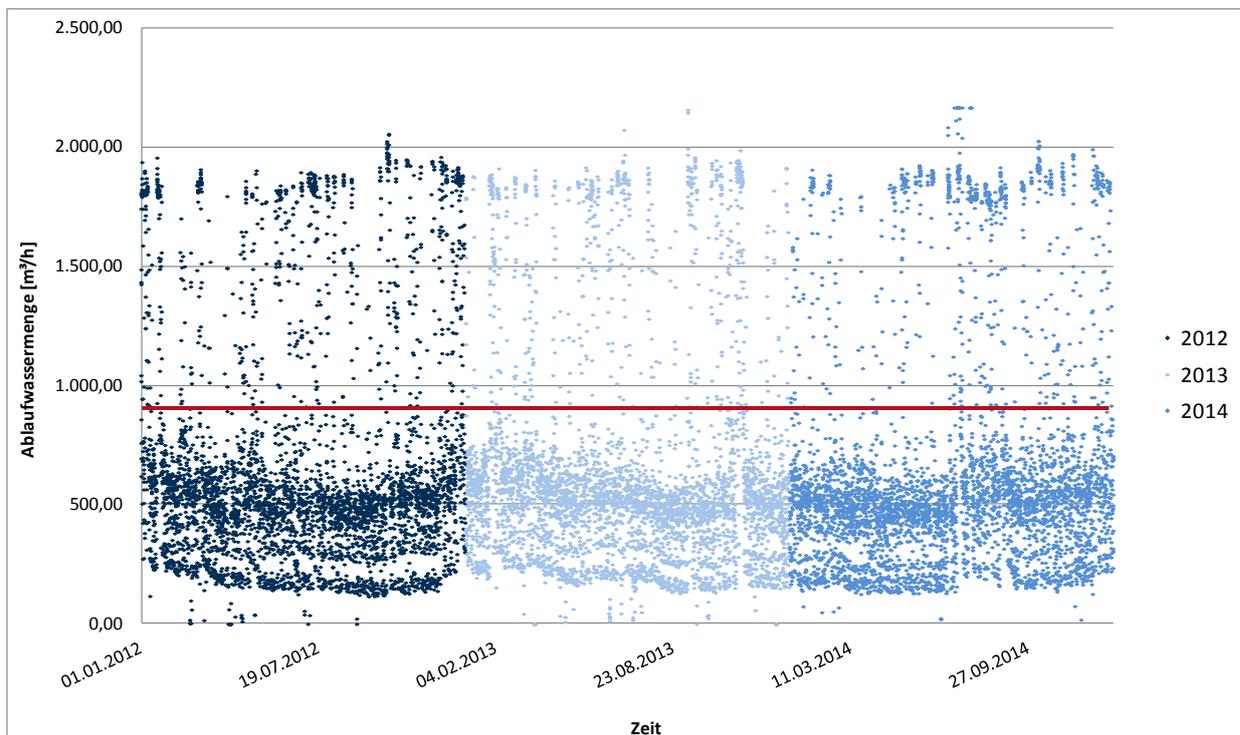


Abbildung 4-1: Ablaufwassermengen der Kläranlage Hürth-Stotzheim in den Jahren 2012, 2013 und 2014

Um die Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe festzulegen ist von besonderem Interesse, welcher Anteil der Jahresabwassermenge der Kläranlage in der vierten Stufe behandelt werden kann. Zu diesem Zweck ist nachfolgend der prozentuale Anteil der behandelten Jahresabwassermenge in Abhängigkeit von der Behandlungswassermenge abgebildet.

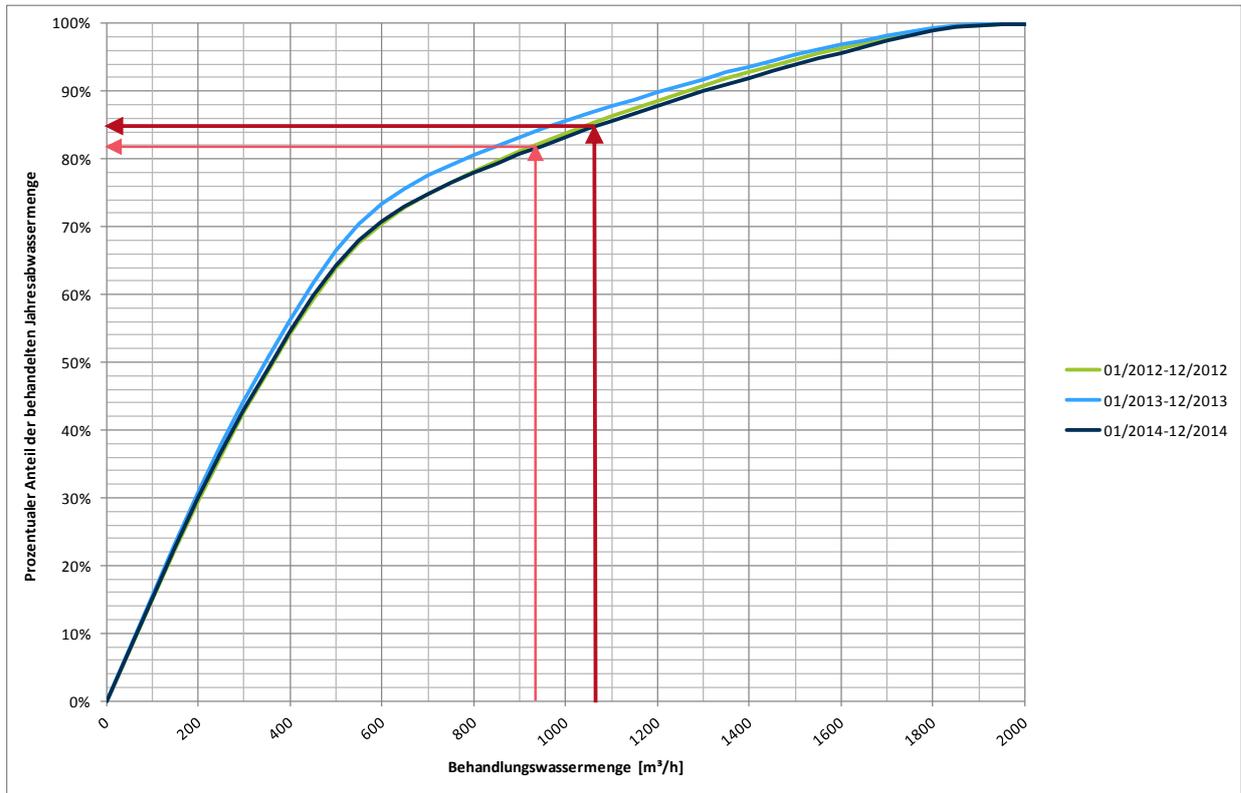


Abbildung 4-2: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

Wird der maximale stündliche Trockenwetterabfluss von 940 m³/h als maximale Behandlungswassermenge der Mikroschadstoffelimination angesetzt, würden etwa 81 % der Jahresabwassermenge in der zusätzlichen Reinigungsstufe behandelt. Gemäß einer früheren Untersuchung der Grontmij GmbH für die Kläranlage Hürth, ist in den kommenden Jahren mit einer Zunahme der Kläranlagenbelastung zu rechnen. Tabelle 4-1 zeigt die drei Szenarien, die in der früheren Studie untersucht wurden.

Tabelle 4-1: Hydraulische Belastung der Genehmigung und der Szenarien 1, 2 und 3 (Grontmij, 2014)

		Genehmigung	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3
Ausbaugröße	(EW)	92.750	102.025	111.300	120.575
Tageswassermenge	(m ³ /d)	12.464	13.586	14.709	15.831
Spitzenfaktor	(-)	14	14	14	14
Trockenwetterzufluss	(m ³ /h)	940 ⁽¹⁾	970	1.051	1.131
Regenwetterzufluss	(m ³ /h)	1.908 ⁽²⁾	1.941	2.101	2.262

⁽¹⁾ : 940 m³/h gewählt (Wert aus Bemessung 1990), berechnet 890 m³/h

⁽²⁾ : 1.908 m³/h gewählt (Wert aus Bemessung 1990), berechnet 1.781 m³/h

Für die nachfolgende Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte wird eine **Auslegungswassermenge** der vierten Reinigungsstufe in Höhe von **1.050 m³/h** gewählt, damit sicher der Trockenwetterabfluss behandelt werden kann und auch ein potentieller Anstieg des Trockenwetterabflusses in den kommenden Jahren berücksichtigt wird.

Mit der Auslegung auf diese Wassermenge können ca. 85 % der momentanen Jahresabwassermenge in Höhe von 5.718.324 m³/a weitergehend behandelt werden. Die in der vierten Reinigungsstufe jährlich behandelte Abwassermenge würde somit 4.860.575 m³/a betragen.

Im Falle einer konkreten Planung ist die Bemessungswassermenge der Anlage zur Mikroschadstoffelimination in Absprache mit den Genehmigungsbehörden festzulegen.

4.2 Eliminationsraten

Die Auslegung der vierten Reinigungsstufe erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter zu 80 % 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, 2015e).

Standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW, 2015e)
Climbazol, Terbutryn, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Ritalinsäure, Sotalol, Amidotrizoesäure, 1H-Benzotriazol	<u>Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxacol, Terbutryn, 1H-Benzotriazol</u>

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

5 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

5.1 Festlegung der Varianten

5.1.1 Vorgehensweise

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 3 dargestellten Verfahrenstechniken auf ihre Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim untersucht. Anhand verschiedener Randbedingungen kann zunächst eine Vorauswahl der möglichen Eliminationsverfahren für eine vierte Reinigungsstufe getroffen werden. Anschließend erfolgt für technisch wirtschaftlich realisierbare Verfahrensvarianten die detailliertere Ausarbeitung.

Mögliche Randbedingungen für die Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten sind strukturelle Randbedingungen wie die Nutzung vorhandener Ressourcen, die Flächenverfügbarkeit oder die hydraulischen Rahmenbedingungen auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim. Darüber hinaus können verschiedene Abwaseigenschaften zu einer Einschränkung der Auswahl an Eliminationsverfahren führen.

5.1.2 Strukturelle Randbedingungen

Hinsichtlich des Standortes der Anlage zur Mikroschadstoffelimination bieten sich in Hürth verschiedene Freiflächen und vorhandene Beckenvolumina an (vgl. Abbildung 5-1). Verfügbare Freiflächen befinden sich westlich des Störfallbeckens (Fläche 1) sowie östlich der Nachklärung (Fläche 2). Darüber hinaus können das derzeit nicht genutzte Störfallbecken mit einem Volumen von rd. 4.000 m³ (Fläche 3) und die nicht mehr genutzte A-Stufe (Fläche 4) in die Überlegungen einbezogen werden.

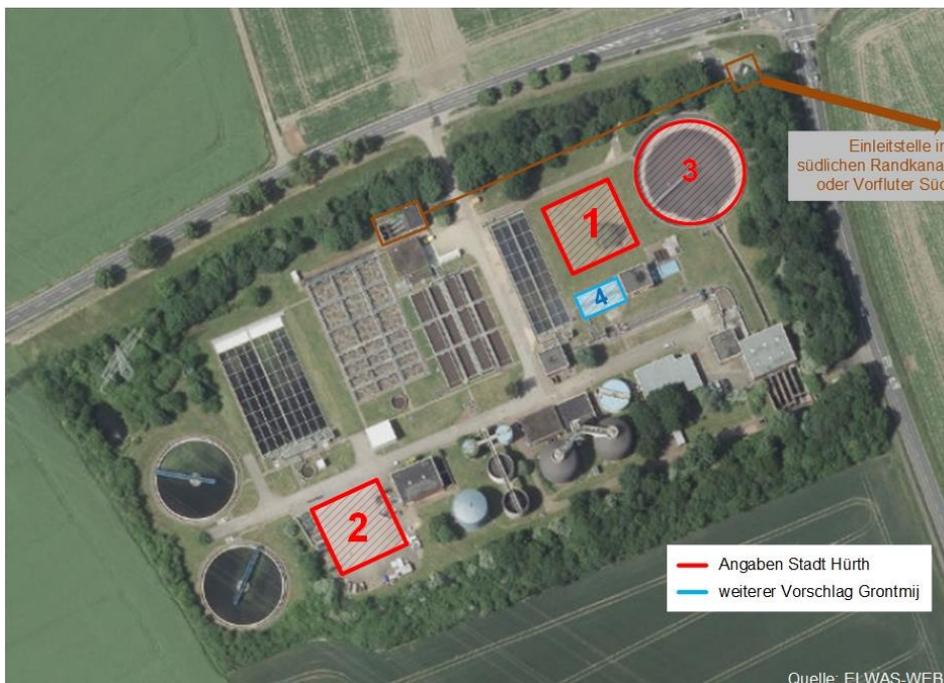


Abbildung 5-1: Vorhandene Ressourcen auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim

Ergänzend sind für die Wahl des Standortes der vierten Stufe die hydraulischen Verhältnisse der Kläranlage zu untersuchen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Anlage zur Mikroschadstoffelimination der Nachklärung nachgeschaltet und an die nördlich verlaufende Ablaufleitung auf dem Klärwerksgelände angeschlossen wird. Der Wasserspiegel dieser Ablaufleitung liegt zwischen 55,64 m ü. NN zu Beginn und 55,50 m ü. NN im letzten Schacht auf der Kläranlage (Abbildung 5-2).

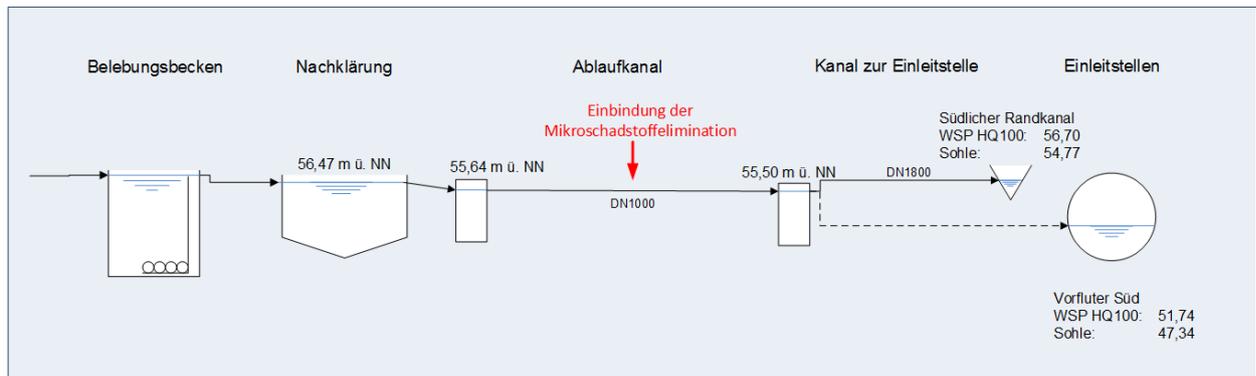


Abbildung 5-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim im Bereich Nachklärung – Ablauf Kläranlage

Das Störfallbecken mit einer Beckentiefe von 3,80 m weist eine maximale Wasserspiegellage von WSP max. = +58,47 m ü. NN auf. Aufgrund der geringen Tiefe des Störfallbeckens von rund drei Metern, würde sich nur ein sehr geringer Wasserstand einspielen.

Das Störfallbecken ist daher nur als Eliminationsstufe nutzbar, wenn das Wasser gehoben wird. Die ehemalige A-Stufe der Kläranlage ist gegenwärtig außer Betrieb. Bei einer Nutzung des bestehenden Beckens müsste das Abwasser aus hydraulischen Gründen ebenfalls angehoben werden, da die Beckensohle bei +55,50 m ü. NN liegt. Die A-Stufe wird in der nachfolgenden Anlagenkonzeptionierung allerdings nicht weiter berücksichtigt, da sie aufgrund ihrer geringen Beckenabmessungen (255 m³ Beckenvolumen, 138 m² Grundfläche) nicht für die Nutzung als vierte Reinigungsstufe in Frage kommt.

Ein Neubau der Eliminationsstufe ist auf den vorgeschlagenen Freiflächen möglich (vgl. Abbildung 5-1). Da die Fläche 1 gemäß Abbildung 5-1 näher an der Einleitstelle in den Vorfluter liegt und eine Anbindung der Anlage an den bestehenden Kanal (dunkelorange Linie) an der nördlichen Grenze des Kläranlagen-geländes einfacher möglich ist, wird in der nachfolgenden Betrachtung nur die Fläche 1 für den Bau der vierten Stufe herangezogen.

5.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Zur Beurteilung der Möglichkeit einer Behandlung des Ablaufs mit Ozon wurden das Ozonzehrungsverhalten sowie das Bromatbildungspotenzial untersucht. Diese wurden in Kapitel 2.6 der vorliegenden Machbarkeitsstudie ermittelt. Die durchgeführten Versuche haben gezeigt, dass bei einer Zugabe von 5 mg O₃/L das Bromatbildungspotenzial als unkritisch gesehen werden kann. Höhere Ozonzugaben von 10 mg O₃/L führten zu Bromatkonzentrationen > 34 µg/L. Dieser Problematik kann durch die Wahl des Ozoneintragssystems begegnet werden. Diffusoren sind in diesem Fall dem Pumpe-Injektor-System vorzuziehen.

Es wird empfohlen, das Bromatbildungspotenzial durch weitere Ozonzehrungsversuche inklusive der Analyse des potenziell kanzerogenen Bromats weiterhin zu beobachten, um die Ergebnisse der zwei durchgeführten Versuche zur Ozonzehrung und dem Bromatbildungspotenzial zu verifizieren.

5.1.4 Varianten

Aus Kapitel 5.1.2. geht hervor, dass hinsichtlich der Verfahrenswahl kaum Einschränkungen vorliegen. Es kann sowohl auf das bestehende Störfallbecken zurückgegriffen werden als auch auf der Freifläche neben dem Störfallbecken die Errichtung der vierten Stufe als Neubau erfolgen. Darüber hinaus sind aufgrund der Abwasserbeschaffenheit in Hürth weder die Ozonung noch die Adsorption an Aktivkohle als Verfahrensmöglichkeiten ausgeschlossen.

Da auf Basis der bisher vorliegenden Ergebnisse zum Bromatbildungspotenzial nicht sicher ausgeschlossen werden kann, dass eine Ozonung zu Konzentrationen $>10 \mu\text{g Bromat/L}$ im Ablauf führt, wird die adsorptive Behandlung in die Variantenbetrachtung aufgenommen. Betrachtet wird dabei zum einen die PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken mit anschließender Abscheidung der Aktivkohle in einem platzsparenden Actiflo-Kombibecken und mit Hilfe eines Tuchfilters. Die Errichtung erfolgt auf der Freifläche neben dem Störfallbecken und wird als Neubau konzipiert (Variante 2). Zum anderen wird die Errichtung einer PAK-Anlage im bestehenden Störfallbecken betrachtet. Da das Becken sehr große Abmessungen besitzt, wird als Verfahrensvariante die PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken mit anschließender Abscheidung in einem Sedimentationsbecken und mittels Tuchfiltern gewählt (Variante 3). Für die Ozonung wird die Errichtung eines Neubaus ohne Rückgriff auf vorhandene Bausubstanz untersucht. Hinsichtlich der biologischen Nachbehandlung wird hierbei zum einen die Nachbehandlung im Wirbelbett (Variante 1a) und zum anderen die Nachbehandlung mithilfe eines DynaCarb-Filters (Variante 1b) betrachtet.

Die Varianten 1 bzw. 2 werden für eine Bemessungswassermenge in Höhe von $1.050 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. 292 L/s ausgelegt. Variante 3 wird im Störfallbecken errichtet, das ein sehr großes Volumen und eine große Grundfläche aufweist. Aufgrund des großzügigen Platzangebots wird die Variante 3 daher für die maximale Beschickung in Höhe von $Q_M = 2.100 \text{ m}^3/\text{h} = 583 \text{ L/s}$ ausgelegt.

Die nachfolgende Übersicht fasst die auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim betrachteten Varianten zusammen:

Variante	Technik	Bemessungswassermenge
Variante 1	Ozonung Variante 1a: Ozonung - biologische Nachbehandlung im Wirbelbett Variante 1b: Ozonung - biologische Nachbehandlung mit DynaCarb	$1.050 \text{ m}^3/\text{h}$
Variante 2	Pulveraktivkohle (Neubau) Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration	$1.050 \text{ m}^3/\text{h}$
Variante 3	Pulveraktivkohle (Nutzung Störfallbecken) Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung im Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Tuchfiltration	$2.100 \text{ m}^3/\text{h}$

5.2 Integration auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim

Die vierte Reinigungsstufe wird auf der Fläche westlich des bestehenden Störfallbeckens bzw. im Störfallbecken errichtet. Für die Varianten 1 und 2 erfolgt die Ausbildung der vierten Stufe als Neubau. Bei Umsetzung der Variante 3 wird auf das vorhandene Störfallbecken zurückgegriffen. Die Beschickung der vierten Stufe erfolgt mit dem Ablauf der Nachklärung über die bestehende Rohrleitung, die vom Nachklärbecken über das Hochwasserpumpwerk zum Ablaufschacht am nordöstlichen Rand des Kläranlagengeländes führt.

In den vorhandenen Ablaufkanal wird in Höhe der Fläche 1 (Teilstück zwischen Hochwasserpumpwerk und Ablaufschacht) ein neues Trennbauwerk gebaut, aus dem die vierte Reinigungsstufe mit 1.050 m³/h (Variante 1 und 2) bzw. 2.100 m³/h (Variante 3) beschickt wird. Gegebenenfalls höhere Abflüsse fließen über die Trennschwelle des Trennbauwerks über den Ablaufkanal direkt in den Vorfluter. Abbildung 5-3 zeigt exemplarisch ein Trennbauwerk mit Überlauf, wie es für den Bau der vierten Reinigungsstufe errichtet werden kann.

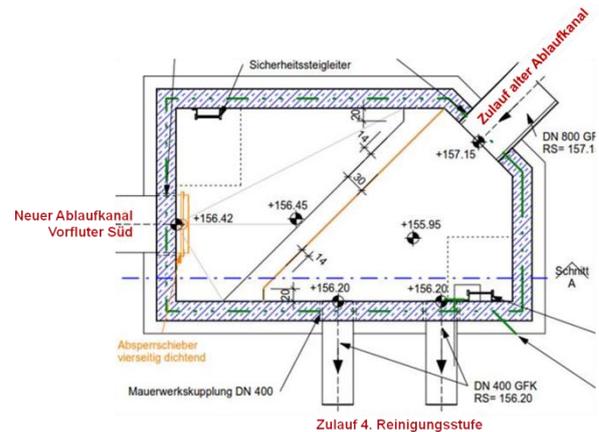
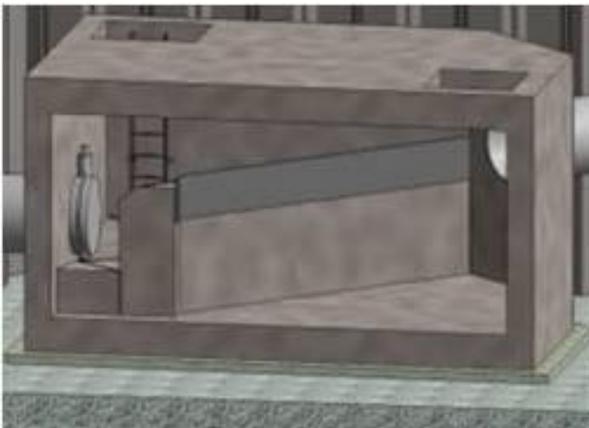


Abbildung 5-3: Exemplarische Darstellung eines Trennbauwerks

Nach der Behandlung des Wassers in der vierten Reinigungsstufe wird das Wasser in den Vorfluter eingeleitet. Als Vorfluter stehen für die Kläranlage Hürth dabei sowohl der bisher als Vorfluter genutzte südliche Randkanal mit einer Wasserspiegelhöhe bei HQ₁₀₀ in Höhe von 56,70 m ü. NN als auch der Vorfluter Süd mit einer Wasserspiegelhöhe bei HQ₁₀₀ in Höhe von 51,74 m ü. NN zur Verfügung (vgl. Abbildung 5-4).

Da der Wasserspiegel der bestehenden Ablaufleitung auf dem Klärwerk zwischen 55,64 m ü. NN zu Beginn der Leitung und 55,50 m ü. NN im letzten Schacht auf der Kläranlage liegt, ist es nicht möglich die vierte Reinigungsstufe ohne Errichtung eines zusätzlichen Hebewerkes an den bestehenden Kanal anzuschließen und das gereinigte Wasser in den südlichen Randkanal einzuleiten. Eine Errichtung der vierten Stufe ohne Hebewerk ist dagegen in den Vorfluter Süd möglich, da dieser eine deutlich geringere Wasserspiegelhöhe aufweist als der südliche Randkanal. Für die Einleitung in den Vorfluter Süd ist der Kanalabschnitt vom Hochwasserpumpwerk an bis zur Einleitstelle neu zu bauen. Eine Aussage, welche Variante vorzuziehen ist, kann an dieser Stelle nicht getätigt werden. Es ist der Bau eines neuen Rohrleitungsabschnittes gegen den Pumpaufwand abzuwägen.

Hierzu werden zunächst die Kosten der Varianten 1a, 1b, 2 und 3 ermittelt. Anschließend erfolgt für die Varianten 1 und 2 (Q = 1.050 m³/h) die separate Berechnung der Kosten für die Errichtung eines Pumpwerkes (angenommene Förderhöhe: 2,5 m) sowie der Kosten für die Errichtung eines neuen Ablaufkanals (umzubauende Haltungslängen s. Abbildung 5-4).

Für die Variante 3 ist eine solche separate Betrachtung nicht erforderlich, da die Beschickung des alten Störfallbeckens nur bei Errichtung eines Hebewerks möglich ist (vgl. Abschnitt 5.1.2). Die Kosten dieses neu zu errichtenden Pumpwerks sind direkt in den Kosten der Variante berücksichtigt. Die Förderhöhe wird hier mit 5 m angenommen.

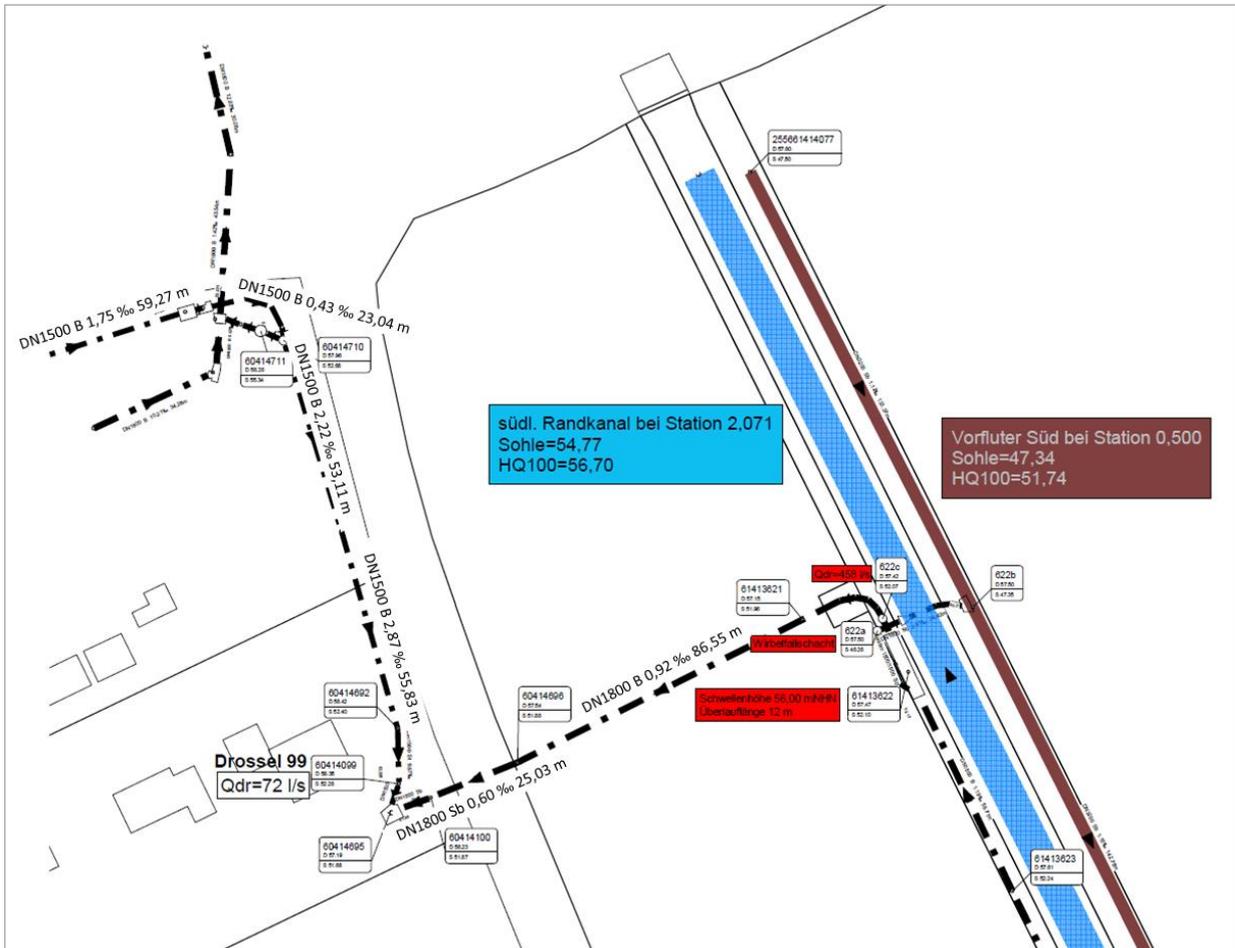


Abbildung 5-4: Wasserspiegellagen des südlichen Randkanals bzw. des Vorfluter Süd im Bereich der Einleitung

5.3 Variante 1: Ozonung

5.3.1 Verfahrensbeschreibung

Über das neu zu errichtende Trennbauwerk (siehe Kapitel 5.2) wird das Reaktionsbecken (entsprechend obiger Erläuterungen) im freien Gefälle oder mit Hilfe des Hebewerks beschickt. Im Anschluss an die Ozonung wird das Wasser der biologischen Nachbehandlung zugeführt, die in der Variante 1a aus einem Wirbelbettreaktor (vgl. Abbildung 5-5) und in Variante 1b aus einem kontinuierlich gespülten GAK-Filter besteht. Im Anschluss an die Ozonung erfolgt die Einleitung des behandelten Wassers in die neu zu bauende oder die bestehende Ablaufleitung und anschließend in den Vorfluter Süd bzw. den südlichen Randkanal.

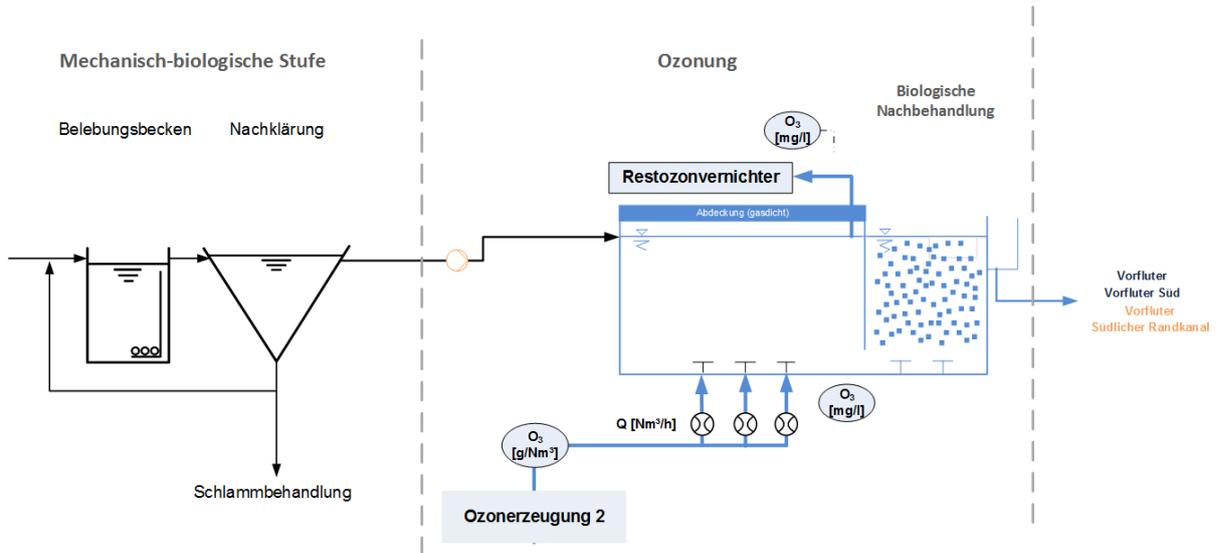


Abbildung 5-5: Fließbild der Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett zur Nachbehandlung

Der Lageplan für Variante 1a und 1b ist der nachfolgenden Abbildung 5-6 zu entnehmen. Im oberen Bildabschnitt ist dabei der Ablaufkanal auf dem Kläranlagengelände in braun dargestellt. Die Anlagenteile der Stufe zur Mikroschadstoffelimination sind auf der Freifläche neben dem Störfallbecken eingezeichnet.



Abbildung 5-6: Lageplan der Variante 1a (links) und 1b (rechts)

5.3.2 Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff, der in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zur Kläranlage Hürth-Stotzheim angeliefert wird. Für die Bevorratung des Sauerstoffs erfolgt die Anordnung eines LOX-Sauerstofftanks auf der Kläranlage. Dieser sollte ein Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff besitzen, um eine entsprechende Lieferung und Vorhaltung sicherzustellen. Der flüssige Sauerstoff wird über Kaltverdampfer verdampft und der gasförmige Sauerstoff anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Dieses wird direkt neben der Ozonanlage neu erbaut und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon

um und sind während des Betriebs zu kühlen. Als Kühlmedium wird dabei der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Hierzu werden in das neu zu erstellende Becken Abwasserwärmetauscher installiert, die über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden sind. Direkt neben dem Betriebsraum der Ozonerzeuger erfolgt zusätzlich die Anordnung eines E-Raums für die Schaltanlage und Energieversorgung der Ozonerzeuger.

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung vorgesehen. Im Betriebsgebäude wird eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die Raumluftüberwachung im Betriebsgebäude wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Die Anlage ist mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht.

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim wird eine spezifische Ozonosis von $0,5 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ angesetzt. Diese Annahme sollte vor allem in Hinblick auf die vorliegenden Bromidkonzentrationen im Abwasser durch weitere entsprechende Ozonzehrungsversuche im Hinblick auf eine großtechnische Realisierung überprüft werden.

Auf Grundlage des angenommenen $Z_{\text{spez.}}$ von $0,5 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ und einem angenommenen DOC von

- a) 10 mg DOC/L
- b) 15 mg DOC/L

ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration C_{O_3} zu:

- a) $C_{\text{O}_3} = Z_{\text{spez.}} \cdot c_{\text{DOC}} = 0,5 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 10 \text{ mg DOC} / \text{L} = 5 \text{ mg O}_3 / \text{L}$
- b) $C_{\text{O}_3} = Z_{\text{spez.}} \cdot c_{\text{DOC}} = 0,5 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 15 \text{ mg DOC} / \text{L} = 7,5 \text{ mg O}_3 / \text{L}$

Mittels der Ozonkonzentration C_{O_3} und der Bemessungswassermenge $Q_{\text{Bem}} = 292 \text{ L/s}$ ergibt sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- a) $B_{\text{O}_3} = Q_{\text{Bem}} \cdot C_{\text{O}_3} = 292 \text{ L/s} \cdot 5 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 1.460 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 5,3 \text{ kg O}_3 / \text{h}$
- b) $B_{\text{O}_3} = Q_{\text{Bem}} \cdot C_{\text{O}_3} = 292 \text{ L/s} \cdot 7,5 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 2.190 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 7,9 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

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 %-Quartil $0,57 \text{ mg NO}_2\text{-N} / \text{L}$ und es ergibt sich eine maximale Nitrit-Fracht von rd. $599 \text{ g NO}_2\text{-N} / \text{h}$. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von $3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N}$ (KOM-M.NRW, 2015) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität um $2,1 \text{ kg O}_3 / \text{h}$ auf:

- a) $B_{\text{O}_3} = 5,3 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N} \cdot 599 \text{ g NO}_2\text{-N} / \text{h} = 7,4 \text{ kg O}_3 / \text{h}$
- b) $B_{\text{O}_3} = 7,9 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N} \cdot 599 \text{ g NO}_2\text{-N} / \text{h} = 10 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

5.3.3 Ozoneintrag und -dosierung

Das erzeugte Ozon wird über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort, aufgrund der relativ hohen Bromidkonzentration, mit einem Diffusorsystem in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m , die an dem vorgesehenen Standort realisierbar ist. Von einem Eintrag mittels Injektoren ist aufgrund der erhöhten Bromidwerte abzusehen.

Die Ozondosierung erfolgt DOC-mengenproportional. Hierzu ist es erforderlich, zum einen den Zufluss zu jeder Straße mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID) zu erfassen und zum anderen zusätzlich die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen.

5.3.4 Kontaktbecken

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgebildet, wodurch das erforderliche Beckenvolumen in zwei getrennte Beckenstraßen aufgeteilt wird. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Beckenanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden.

Das Ozonbecken wird gasdicht abgedeckt und der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt. Das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon wird über ein Restozonvernichter eliminiert und das Off-Gas anschließend in die Umgebungsluft abgegeben. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird zudem die Ozonkonzentration gemessen und gegebenenfalls zur Begrenzung der Ozondosierung in das Abwasser in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der Ozondosierung hierüber erfolgt im Regelfall allerdings nicht. Zusätzlich wird im Ablauf der Ozonanlage eine Ozonsonde, z.B. eine Orbisphere, installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase erfasst. Diese Messung dient der Kontrolle, dass kein gelöstes Ozon in den Ablauf der Kläranlage gelangt.

Die Ermittlung des Beckenvolumens erfolgt auf Grundlage der im Batchversuch ermittelten Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung in Höhe von 600 Sekunden bei 10 mg/L bzw. 150 Sekunden bei 5 mg O₃/L (siehe Kapitel 2.6). Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor 1/0,35 multipliziert. Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu:

- Aufenthaltszeit $t = 10 \text{ min} / 0,35 = 28,57 \text{ min} \approx 0,5 \text{ h}$

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- Volumen $V = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 525 \text{ m}^3$
- Grundfläche $A = 525 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 105 \text{ m}^2 = 7 \text{ m} \times 15 \text{ m}$
(gewählte Wassertiefe 5 m)

5.3.5 Variante 1a: Biologische Nachbehandlung im Wirbelbett

In Variante 1a wird das Abwasser im Anschluss an die Ozonung einem Wirbelbett zugeführt, das mit einem Kunststoffträgermaterial befüllt wird. Die spezifische Oberfläche von Trägermaterialien betragen 700 – 1.000 m²/m³ und der Wirbelbettreaktor wird zu 30 % mit Trägermaterial befüllt. Die Umwälzung des Trägermaterials erfolgt mit einem langsam laufenden Rührwerk. Eine zusätzliche Belüftung der biologischen Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da das zuvor ozonierte Wasser aufgrund der Reinsauerstoff-Ozonbegasung mit Sauerstoff gesättigt ist. Der Ablauf der biologischen Nachbehandlung ist mit einem Lochblech zu versehen und mit einer Wehrkante auszuführen, die eine gleichmäßige Volumenstromaufteilung auf die beiden Bettenstraßen gewährleistet. Aus einem gemeinsamen Ablaufgerinne wird das Wasser dem Ablaufkanal zugeführt.

Dimensionierung Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung:

- Bemessungswassermenge: 1.050 m³/h
- Aufenthaltszeit: 10 min
- Volumen: ~175 m³

5.3.6 Variante 1b: Biologische Nachbehandlung mit einem DynaCarb-Filter

Als Alternative zum Wirbelbett soll vorliegend auch die Nachbehandlung mit einem GAK-Filter untersucht werden. Dies bietet sich in Hürth vor allem aufgrund der erhöhten Bromidkonzentrationen und einer geringen spezifischen Ozondosis bei einer GAK-Nachbehandlung an.

Für den GAK-Filter wird ein kontinuierlich gespülter Filter gewählt (Abbildung 5-7). Gegenüber konventionellen Flockungsfiltern hat dieser Filter den Vorteil, dass keine Filtrat- und Spülwasserspeicher erforderlich sind und der Filter eine gleichmäßige Reinigungsleistung hinsichtlich der Feststoffabtrennung aufweist. Zudem muss für die Spülung keine Filterzelle außer Betrieb genommen werden. Die Filterzellen selbst werden von unten nach oben durchströmt. Im oberen Bereich der Filterkammern erfolgt der Filtratablauf. Das Filterbett selbst wird kontinuierlich gespült. Hierzu befindet sich in der Spitze im unteren Bereich des Filters eine Mammutpumpe. Diese fördert mit Feststoffen beladenes Filtermaterial in den oberen Bereich der Filterzelle. Dort erfolgt eine separate Spülung des Filtermaterials, bei dem die zurückgehaltenen Feststoffe abgetrennt werden. Das anschließend gereinigte Filtermaterial wird wieder auf die Filteroberfläche zurückgeschüttet, so dass sich eine langsame, von oben nach unten gerichtete Bewegung des Filterbetts einstellt, die zu einem kontinuierlichen Austrag von Feststoffen führt (Nordicwater, 2015).

Der Filter kann sowohl als freistehendes Element errichtet als auch in mehreren Filtereinheiten in ein Betonbecken eingesetzt werden (Abbildung 5-7), wodurch sich ein zusammenhängendes Filterbett ergibt. Nachfolgend wird die Errichtung der Filteranlage in einem solchen Betonbecken betrachtet (Nordicwater, 2015).

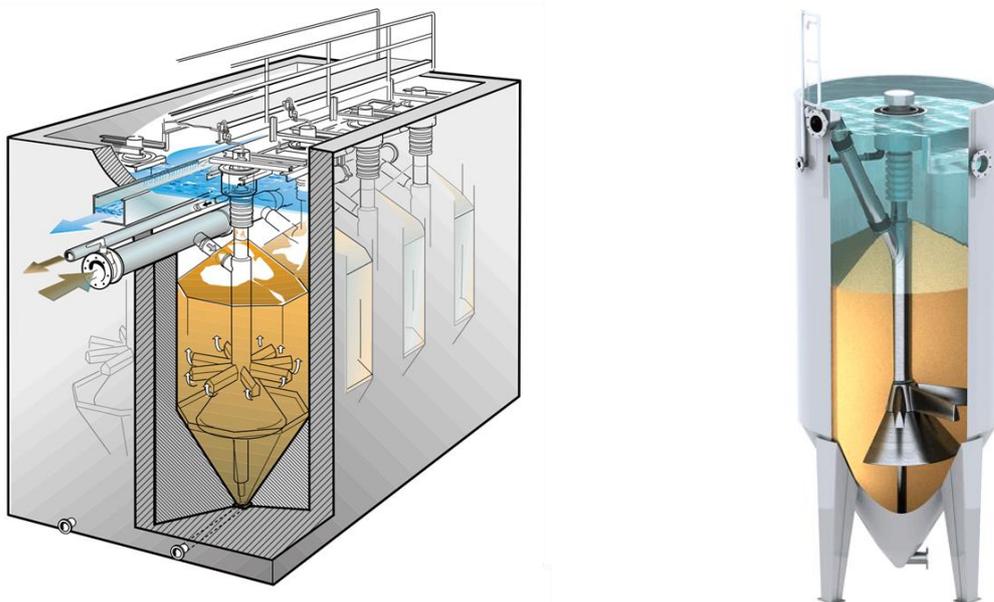


Abbildung 5-7: Kontinuierlich gespülter GAK-Filter in Betonbauweise (links) und freistehend (rechts) (Nordicwater, 2015)

Bei der Auslegung des GAK-Filters sind der Feststoffrückhalt und eine regelmäßige Rückspülung des Filters zu berücksichtigen. Hierzu ist die Oberflächenbeschickung auf $q_A = 12 \text{ m/h}$ beschränkt. Um eine ausreichende biologische Wirkung des Filters zu erzielen, wurde die minimale Leerbettkontaktzeit mit 15 Minuten angesetzt. Hieraus ergibt sich die Filterbetthöhe zu:

- Oberflächenbeschickung $q_A = 12 \text{ m/h}$
- Leerbettkontaktzeit = 15 min

Auf Grundlage der Bemessungswassermenge in Höhe von 1.050 m³/h ergeben sich die Abmessungen des Filters sowie die Anzahl der Filterzellen somit zu:

- Fläche: 1.050 m³/h / 12 m/h = 88 m²
- Gewählt: 3 Straßen mit 6 kontinuierlich gespülte Filterzellen: 18 Filter à 5 m² Fläche
- Filterbetthöhe: 2 m
- Volumen GAK-Filter: ~180 m³

5.4 Variante 2: PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)

5.4.1 Verfahrensbeschreibung

Die zweite Variante beschreibt die Pulveraktivkohledosierung in ein neu zu errichtendes Kontaktbecken mit anschließender Abscheidung in einem Kombibecken (Actiflo-Carb) und nachgeschalteter Tuchfiltration. Die Anlage wird dabei als vollständiger Neubau konzipiert.

Über das neu zu errichtende Trennbauwerk (siehe Kapitel 5.2) wird das Kontaktbecken (entsprechend obiger Erläuterungen) entweder im freien Gefälle beschickt, wozu das Bauwerk weitestgehend unterirdisch angeordnet werden muss, oder das Wasser wird mithilfe eines Pumpwerkes ca. 2,5 Meter gehoben und anschließend in das Kontaktbecken eingeleitet. Im Anschluss fließt das Wasser der Actiflo-Sedimentationseinheit zu. Hierbei handelt es sich um ein kombiniertes Flockungs- und Sedimentationsbecken, das mit Lamellenabscheidern ausgestattet ist und unter Zugabe von Mikrosand betrieben wird, so dass die Sedimentationszeiten und der Platzbedarf reduziert sind. Das Actiflo-Verfahren besteht aus den vier Elementen Koagulationsbecken, Injektionsbecken, Reifebecken und Absetzbecken/ Lamellenklärer.

Vor dem Koagulationsbecken werden zunächst Flockungsmittel zur Flockenbildung zugegeben und das Koagulationsbecken wird mit einem Rührwerk mit konstanter Drehzahl umgewälzt. In dem nachfolgenden Injektionsbecken wird Mikrosand zugegeben, um die Flocken zu beschweren. Das Injektionsbecken wird ebenfalls mit einem Rührwerk mit konstanter Drehzahl umgewälzt (siehe Abbildung 5-8). Das aus dem Injektionsbecken ablaufende Wasser besteht dann aus einer Suspension von Mikrosand, Pulveraktivkohle und Mikrofloccen aus nicht-stabilisierten kolloidalen Partikeln. Am Einlauf zum Reifebecken wird ergänzend ein Polymer-Flockungshilfsmittel zudosiert. Das Reifebecken ist mit einem drehzahlgeregelten Rührwerk ausgerüstet, das optimale Mischbedingungen für die Flockung sicherstellt. Das hieraus ablaufende Wasser gelangt anschließend in das Absetzbecken, wo die mit Mikrosand unterstützten Flocken sehr schnell sedimentieren. Die Sedimentationsgeschwindigkeit der Mikrosandflocken ist dabei ca. zehnmal so schnell, wie die von nicht beschwerten Flocken. Das Absetzbecken ist mit Lamellen aus PVC ausgerüstet, die 60° zur Horizontalen geneigt sind. Der Abzug des geklärten Abwassers wird oberhalb der Lamellen in rechteckigen Ablaufrinnen gesammelt und der Filteranlage zugeleitet.

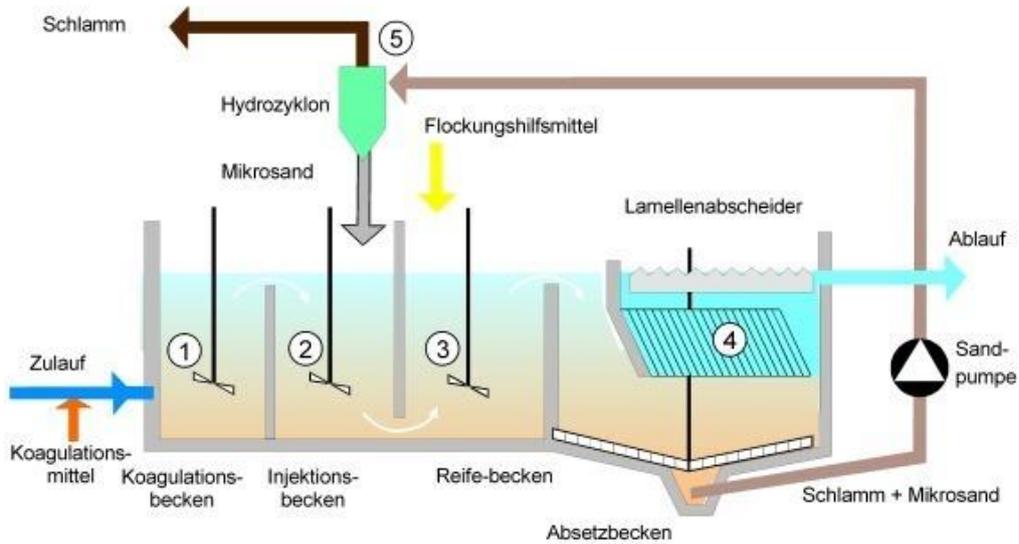


Abbildung 5-8: Schematische Darstellung des Actiflo-Verfahrens (Veolia, 2015)

Das Mikrosand-/PAK-/Schlamm-Gemisch wird mittels Krählerwerk in den Schlammsumpf in der Beckenmitte geführt, von dem es kontinuierlich mittels Kreiselpumpen zu dem Hydrozyklon gepumpt wird. Dort wird der leichtere Schlamm (PAK und Belebtschlamm) vom schweren Mikrosand getrennt. Der gereinigte Mikrosand tritt aus der Unterlaufdüse des Hydrozyklons aus und wird in das Injektionsbecken zurückgeführt und das leichtere PAK-Schlamm-Gemisch wird dem Kontaktbecken zurückgeführt. Der Hydrozyklon wird aufgrund der hohen TS-Konzentration des Kreislaufstromes mit einer zusätzlichen Waschausrüstung ausgerüstet. Der Verlust an Mikrosand ist aufgrund der 99,9%igen Abscheidung im Hydrozyklon gering und wird durch diskontinuierliche Zugabe in das Injektionsbecken ausgeglichen. Abbildung 5-9 zeigt schematisch die Anordnung der Anlagen im Lageplan.

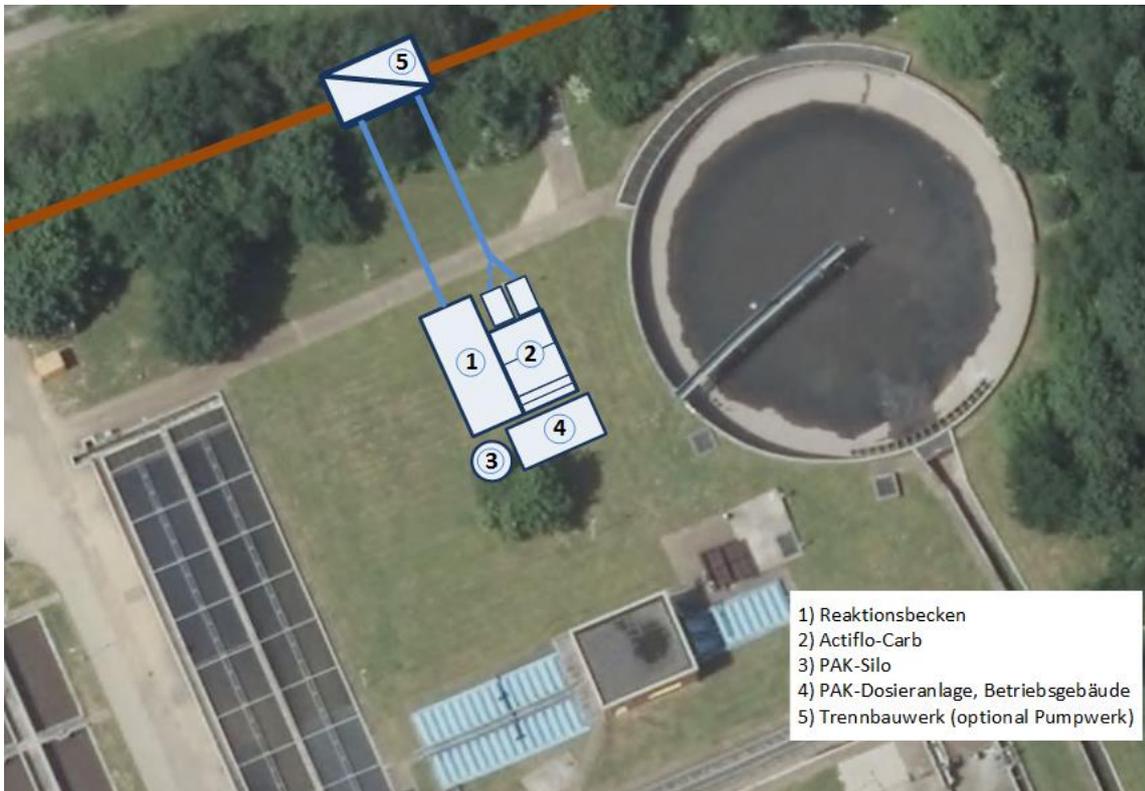


Abbildung 5-9: Lageplan der Variante 2, PAK-Anlage auf Freifläche

Da die Aktivkohle in der Sedimentationseinrichtung nicht vollständig aus dem Wasser entfernt werden kann, findet abschließend noch die Filtration mit einem Tuchfilter statt.

Die Einbindung des Verfahrens in die Kläranlage Hürth-Stotzheim ist der nachfolgenden Abbildung 5-10 zu entnehmen.

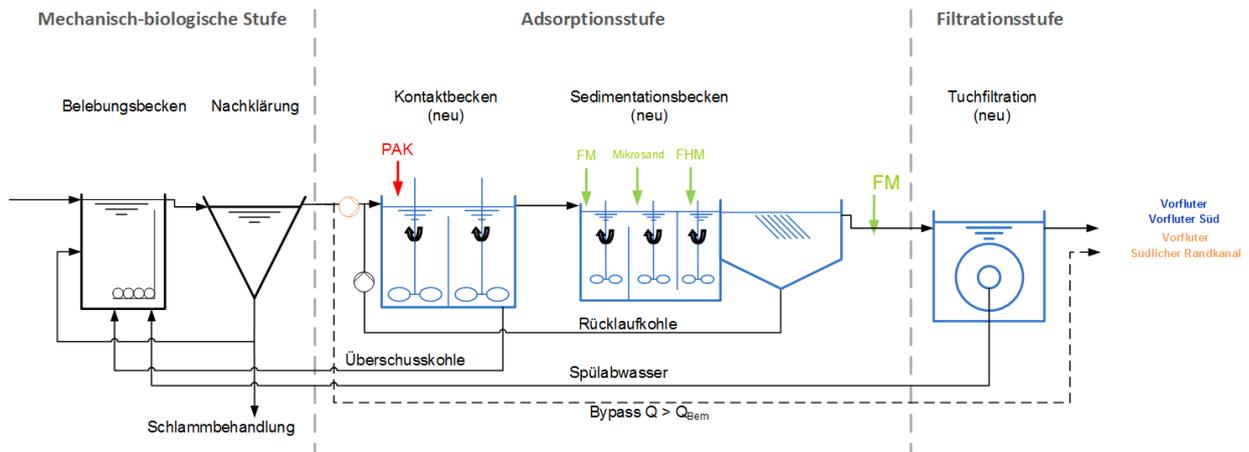


Abbildung 5-10: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration auf der Freifläche neben dem Störfallbecken

5.4.2 Kontaktbecken

Aus dem neu zu errichtenden Trennbauwerk (Kapitel 5.2) wird zunächst das Kontaktbecken beschickt. Dieses wird in zwei Kaskaden unterteilt, in denen zur energieoptimalen Umwälzung jeweils ein Rührwerk am Beckenboden montiert wird.

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 3.3.3.2) ergeben sich für das Kontaktbecken bei der hydraulischen Beaufschlagung von $Q_{\text{Bem}} = 1.050 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen:

- Volumen $V = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 525 \text{ m}^3$
- Grundfläche (gewählte Wassertiefe 5 m) $A = 525 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 105 \text{ m}^2 = 7 \text{ m} \times 15 \text{ m}$

5.4.3 Sedimentationsbecken

Aus dem Kontaktbecken fließt das mit PAK beladene Wasser dem Kombibecken des Actiflo-Verfahrens zu. Dieses besteht aus den vier Elementen Koagulationsbecken, Injektionsbecken, Reifebecken und Absetzbecken/Lamellenklärer. Die Bemessung der Actiflo-Anlage erfolgt getrennt für die einzelnen Beckenelemente.

Für das **Koagulationsbecken** und das **Injektionsbecken** wird jeweils eine Aufenthaltszeit von 2 Minuten angenommen. Hierdurch ergibt sich das erforderliche Beckenvolumen zu:

- Volumen des Koagulationsbeckens: $V = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 2 \text{ min} / 60 \text{ min/h} = 35 \text{ m}^3$
- Volumen des Injektionsbeckens: $V = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 2 \text{ min} / 60 \text{ min/h} = 35 \text{ m}^3$
- Gewählte Abmessung (B x H x T) jeweils: 7 m x 5 m x 1 m

Das **Reifebecken** wird auf eine Aufenthaltszeit von 8 Minuten ausgelegt. Hierdurch ergibt sich ein erforderliches Beckenvolumen von:

- Volumen des Reifebeckens: $V = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 8 \text{ min} / 60 \text{ min/h} = 140 \text{ m}^3$

- Gewählte Abmessung (B x H x T): 7m x 5m x 4m

Der **Lamellenklärer** als letztes Element des Actiflo-Verfahrens wird schließlich anhand der Oberflächenbeschickung ausgelegt. Diese wird für das Absetzbecken zu 40 m³/h angenommen. Hierdurch ergeben sich die Beckenabmessungen wie folgt:

- Fläche des Absetzbeckens: $A = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} / 40\text{m}^3/\text{h} \approx 27 \text{ m}^2$
- Gewählte Abmessung (B x T): 7m x 4m

5.4.4 Scheibenfilter

Die Klärphase aus dem Lamellenabscheider wird noch feindisperse PAK-Partikel aufweisen, weshalb zur Abtrennung ein Tuchfilter nachgeschaltet wird. Die Tuchfiltration wird als Scheibenfiltration ausgeführt und kann in einem relativ kleinen Becken installiert werden. Aufgrund des kontinuierlichen Betriebs sind Filtrat- und Schlammwasserspeicher nicht erforderlich. Der geringe Druckverlust infolge des Polstofffilters ermöglicht in der Regel eine pumpenfreie Anlagenbeschickung. Die Filteranlage wird direkt neben dem Kontakt- und Sedimentationsbecken angeordnet. Das gereinigte Wasser wird anschließend im Freigefälle in den Ablaufkanal geleitet (vgl. Abbildung 5-10).

Die Scheibenfilteranlage wird in einem neuen, kompakten Betonbecken eingebaut. 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 über die Absaugeinrichtung entfernt, ohne dass der Filtrationsprozess unterbrochen wird. Das abgesaugte Schlammwasser wird ebenso wie die im Filterbehälter sedimentierenden Feststoffe mit der Bodenschlammpumpe zeitgesteuert in die Belebung zurückgeführt.

Der Scheibenfilter wird auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m³/h ausgelegt. Hierdurch ergibt sich die erforderliche Filterfläche zu:

- Erforderliche Filterfläche $A = 1.050 \text{ m}^3/\text{h} / 10 \text{ m}^3/\text{h} = 105 \text{ m}^2$

Für die Auslegung des Scheibenfilters wird von vollständig eingetauchten Scheibenfiltern mit einer Filterfläche von 5 m² ausgegangen.

- Gewählte Filterfläche 2 Filtereinheiten mit 12 Scheiben à 5 m² = 120 m²
- gewählte Beckenabmessung:

Breite =	2 • 2,5 m
Länge =	4 m
Tiefe =	4,4 m

5.4.5 Pulveraktivkohlelager und -dosieranlage

Im Zulauf zum Kontaktbecken werden die Pulveraktivkohle und das Fällmittel dosiert. Angenommen wird aufgrund der vorliegenden Abwassermatrix eine Dosierung von 20 mg PAK/L (KOM-M.NRW, 2015a). 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 ortsnah neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumenstromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert. Dort erfolgt die staubfreie Dispersion der Kohle mit Hilfe

eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Die dort entstehende Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das dafür benötigte Treibwasser wird aus dem Spülwasserbehälter der Filtration entnommen. Die Anordnung der PAK-Dosieranlage erfolgt im unteren Bereich der Zarge des PAK-Silos.

Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo bereitgestellt, das nachfolgend für eine Mindestvorhaltung von 20 Tagen ausgelegt wird. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass das Lagervolumen mindestens so groß sein sollte, dass eine Ladung des Silofahrzeugs untergebracht werden kann. Um Aktivkohle mit einer angenommenen Schüttdichte in Höhe von 420 kg/m^3 für den zwanzigtägigen Betrieb lagern zu können, ist bei einer Aktivkohledosierung von 20 mg PAK/L folgendes Lagervolumen erforderlich:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} * 1.050 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/h} * 24 \text{ h/d}$
 $= 504 \text{ kg PAK/d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $20 \text{ d} * 504 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} / 420 \text{ kg/m}^3$
 $= 24 \text{ m}^3$

Die Befüllung des Silos erfolgt pneumatisch über ein Silofahrzeug mit einer Kapazität von 40 m^3 . Bei einer Schüttdichte von ca. 500 kg/m^3 im Silofahrzeug, können mit einem Silofahrzeug 20.000 kg Aktivkohle angeliefert werden. Durch die pneumatische Förderung wird im Silo jedoch zunächst eine geringere Lagerungsdichte von ca. 420 kg/m^3 erreicht (vgl. Kapitel 3.3.3.6). Die Entladung eines Silofahrzeuges erfordert ein freies Silovolumen von

- Erforderliches Silovolumen: $20.000 \text{ kg} / 420 \text{ kg/m}^3$
 $= 48 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 72 m^3 (gewählt: 75 m^3).

5.4.6 Fällmitteldosierung

Neben der Lager- und Dosiereinrichtung für die Pulveraktivkohle sind weitere Einrichtungen für die Dosierung der Flockungs- und Flockungshilfsmittel vorzusehen.

Die Dosierung von Flockungsmitteln ist im Kontaktbecken sowie im Koagulationsbecken vorgesehen. Als Flockungsmittel kommt Eisen(III)-Chlorid zum Einsatz. Die Dosierrate wird mit 3 mg Fe/L abgeschätzt und es wird die für Eisen(III)-Chlorid übliche Wirksubstanz von $0,138 \text{ kg Fe/kg WS}$ und Dichte von 1.410 kg/m^3 angesetzt.

Hieraus ergibt sich das erforderliche Vorhaltevolumen für die Flockungsmittel für eine Vorhaltdauer von 20 Tagen zu:

- $0,003 \text{ kg Fe/m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe/kg FM} * 1.050 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 365,2 \text{ kg FM/d}$
 $\approx 370 \text{ kg}_{\text{FM}}/\text{d}$
- $20 \text{ d} * 370 \text{ kg FM/d} / 1.410 \text{ kg FM/m}^3 = 5,2 \text{ m}^3$
 $\approx 6 \text{ m}^3$

Die Anlieferung erfolgt mit einem 20 m^3 Fahrzeug. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 20 m^3 vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

- Lagerkapazität: $6 \text{ m}^3 + 20 \text{ m}^3 = 26 \text{ m}^3$

5.4.7 Flockungshilfsmittel

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird eine FHM-Polymerdosierstation errichtet. Das pulverförmige FHM-Polymer wird in einer automatischen Polymerstation mit Trinkwasser angesetzt, gereift und als flüssige Lösung vorbereitet. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen $0,5$ und $0,8 \text{ mg/L}$. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von $0,6 \text{ mg/L}$ gewählt. Hieraus ergibt sich ein Flockungshilfsmittelbedarf in Höhe von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g FHM/m}^3 * 1.050 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 35 \text{ kg FHM/d}$

5.5 Variante 3: PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Nutzung des Störfallbeckens)

5.5.1 Verfahrensbeschreibung

In Variante 3 wird ebenfalls die Dosierung von PAK zur Mikroschadstoffelimination betrachtet. Die Adsorptionsstufe wird hierbei klassisch mit einem Kontaktbecken zur PAK-Dosierung und einem Sedimentationsbecken zur Abscheidung der Aktivkohle ausgeprägt. Im Anschluss an das Sedimentationsbecken durchfließt das behandelte Wasser zudem eine Tuchfiltration, um die feindispersen PAK-Partikel, die das Klarwasser des Sedimentationsbeckens noch aufweisen kann, zu entfernen.

Die Konzeption der dritten Variante erfolgt unter Nutzung des vorhandenen Störfallbeckens. Da die vorhandene Bausubstanz schon älter ist, wird für den Bau der Variante 3 die Errichtung eines neuen Beckens im alten Becken vorgesehen. Es ist hierbei mit einer Verringerung des vorhandenen Beckendurchmessers von ca. 1,20 m zu rechnen und das Becken ist um etwa 1 m aufzustocken. Eine mögliche Anordnung der Verfahrenselemente zeigt Abbildung 5-11. Demnach ist in der Mitte des Störfallbeckens das Sedimentationsbecken angeordnet, welches auf einer Seite von einem ringförmigen Kontaktbecken umgeben ist. Auf der anderen Seite erfolgt die radiale Anordnung der Scheibenfilter. Bei einer späteren großtechnischen Umsetzung ist die Anordnung der Elemente und die hydraulische Ausführung im Rahmen der Entwurfsplanung detailliert zu betrachten.

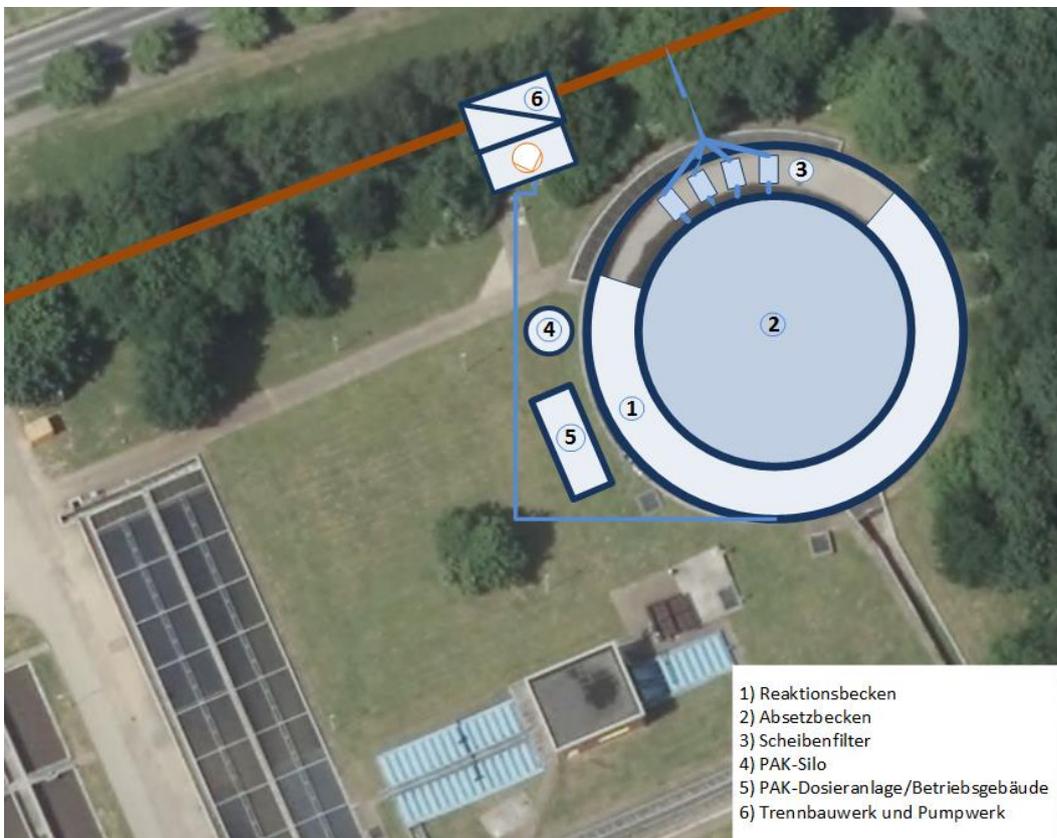


Abbildung 5-11: Lageplan der Variante 3, PAK-Anlage im alten Störfallbecken

Da das Platzangebot aufgrund des großen Beckendurchmessers in Höhe von $45,7 \text{ m} - 1,2 \text{ m} = 44,5 \text{ m}$ sehr großzügig ist, wird die Eliminationsstufe in Variante 3 hydraulisch für den Mischwasserabfluss in Höhe von $2.100 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt. Die Auslegung der PAK-Dosierung etc. erfolgt jedoch für den Bemessungswasserabfluss der vierten Stufe in Höhe von $Q_{\text{Bem}} = 1.050 \text{ m}^3/\text{h}$, d.h. bei Q_m können 10 mg PAK/L zugegeben werden.

Das zu behandelnde Wasser wird dem Ablaufkanal der Kläranlage wie in den vorherigen Varianten über ein Trennbauwerk entnommen. Anschließend wird das Wasser um ca. 5 m gehoben, um das anschließende Durchlaufen der Verfahrensstufen im freien Gefälle zu ermöglichen. Das gehobene Wasser wird zunächst dem Kontaktbecken zugeführt, das ringförmig um das in der Mitte abgetrennte, runde Sedimentationsbecken angeordnet ist. Über eine Ablaufleitung gelangt das mit PAK beladene Wasser anschließend in das Sedimentationsbecken. Die Einleitung in das Sedimentationsbecken erfolgt an der Sohle in der Beckenmitte, so dass sich eine Durchströmung des Sedimentationsbeckens von innen nach außen ergibt. Die Klarwasserphase des Beckens fließt über eine Überfallkante in ein Ablaufgerinne, das zu den Scheibenfiltern führt. Im Anschluss an die Scheibenfiltration wird das Wasser in den bestehenden Ablaufkanal auf dem Kläranlagengelände und anschließend in den südlichen Randkanal eingeleitet.

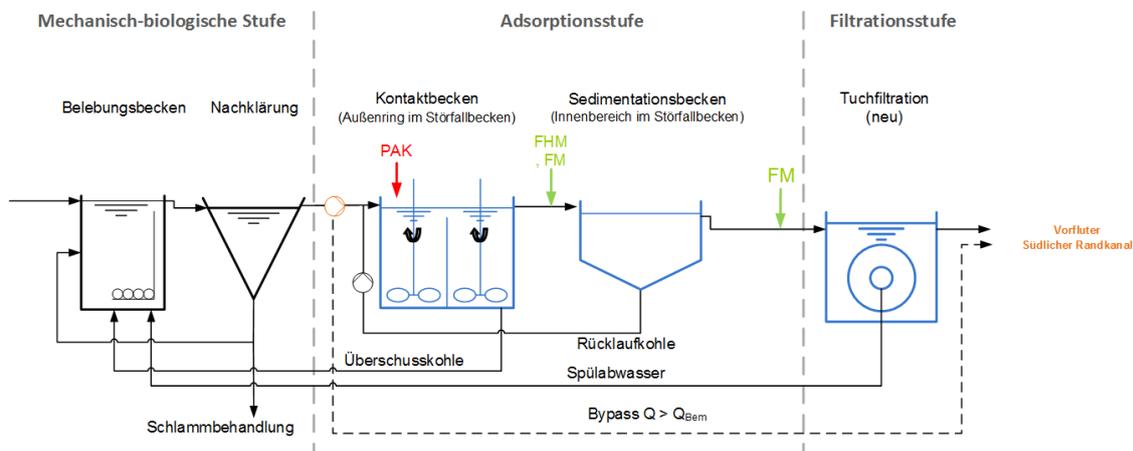


Abbildung 5-12: Fließbild der PAK-Anlage mit nachgeschalteter Tuchfiltration im bestehenden Störfallbecken

Die Auslegung der Variante 3 ist in Teilen identisch zur Auslegung der Variante 2. Aus diesem Grund wird nachfolgend nur auf die Auslegungsaspekte eingegangen, die sich im Vergleich zu der vorangestellten Variante verändern. Für Details sind die Ausführungen zur Variante 2 heranzuziehen.

5.5.2 Kontaktbecken

Mit der Beschickung des Kontaktbeckens in Höhe des Mischwasserabflusses von $2.100 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich das erforderliche Beckenvolumen bei einer Kontaktzeit von $0,5 \text{ h}$ zu:

- Erforderliches Volumen: $A = 2.100 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 1.050 \text{ m}^3$

Da das Kontaktbecken in Variante 3 im bestehenden Störfallbecken errichtet werden soll, ist die Geometrie des bestehenden Beckens zu berücksichtigen. So besitzt das Störfallbecken eine nutzbare Beckentiefe von 3 m , wodurch sich die Grundfläche des Beckens wie folgt berechnet:

- Grundfläche: $A = 1.050 \text{ m}^3 / 3 \text{ m} = 350 \text{ m}^2$

Das Kontaktbecken wird als Ring um das Sedimentationsbecken herum angelegt. Bei einem Radius des Sedimentationsbeckens in Höhe von 18 m (vgl. 5.5.3) besitzt die verbleibende Ringfläche um das Rundbecken herum:

- Ringfläche: $A = (22,2 \text{ m})^2 \cdot \pi - (18,3 \text{ m} + 0,6 \text{ m})^2 \cdot \pi = 426 \text{ m}^2$

Der Anteil des Kontaktbeckens (350 m^2) an dieser Ringfläche beträgt $350/526 = \text{ca. } 66\%$. Dies entspricht etwa einem Winkel von 239° , den das Kontaktbecken im äußeren Ring einnimmt (vgl. Abbildung 5-11).

5.5.3 Sedimentationsbecken

Das Sedimentationsbecken ist nach KOM-M.NRW (2015a) auf eine Oberflächenbeschickung von $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$ auszulegen (vgl. auch Kapitel 3.3.3.2). Demnach ergeben sich die folgenden Hauptabmessungen:

- max. Oberflächenbeschickung: $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$
- Oberfläche: $A = 2.100 \text{ m}^3/\text{h} / 2 \text{ m}^3/\text{h} = 1.050 \text{ m}^2$
- Beckenradius: $R = (1.050 \text{ m}^2 / \pi)^{1/2} = 18,28 \text{ m} \rightarrow R = 18,3 \text{ m}$

5.5.4 Scheibenfilter

Der Scheibenfilter wird wie im vorangegangenen Abschnitt auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von $10 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt. Hierdurch ergibt sich die erforderliche Filterfläche zu:

- Erforderliche Filterfläche $A = 2.100 \text{ m}^3/\text{h} / 10 \text{ m}^3/\text{h} = 210 \text{ m}^2$

Für die Auslegung des Scheibenfilters wird von vollständig eingetauchten Scheibenfiltern mit einer Filterfläche von 5 m^2 ausgegangen.

- Gewählte Filterfläche 4 Filtereinheiten mit 11 Scheiben á $5 \text{ m}^2 = 220 \text{ m}^2$
- Gewählte Beckenabmessung:

Breite =	4 • 2,5 m
Länge =	3,6 m
Tiefe =	4,4 m

5.5.5 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Für die Pulveraktivkohledosierung und -lagerung ergeben sich gegenüber der Variante 2 keine Änderungen.

5.5.6 Fäll- und Flockungshilfsmitteldosierung

Der Fäll- und Flockungshilfsmittelbedarf erhöht sich aufgrund der Behandlung des Mischwasserabflusses wie folgt.

Das Vorhaltevolumen für die Flockungsmittel ergibt sich bei einer Vorhaltedauer von 20 Tagen zu:

- $0,003 \text{ kg Fe}/\text{m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe}/\text{kg FM} \cdot 2.100 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h}/\text{d} = 1.096 \text{ kg FM}/\text{d} \approx 1.100 \text{ kg FM}/\text{d}$
- $20 \text{ d} \cdot 1.100 \text{ kg FM}/\text{d} / 1.410 \text{ kg FM}/\text{m}^3 = 15,6 \text{ m}^3 \approx 16 \text{ m}^3$

Die Anlieferung erfolgt mit einem Fahrzeug, das 20 m^3 Flockungsmittel transportieren kann. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 20 m^3 vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

- Lagerkapazität: $16 \text{ m}^3 + 20 \text{ m}^3 = 36 \text{ m}^3$

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird eine FHM-Polymerdosierstation errichtet. Das pulverförmige FHM-Polymer wird in einer automatischen Polymerstation mit Trinkwasser angesetzt, gereift und als

flüssige Lösung vorbereitet. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen 0,5 und 0,8 mg/L. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von 0,6 mg/L gewählt. Hieraus ergibt sich ein Flockungshilfsmittelbedarf in Höhe von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g FHM/m}^3 \cdot 2.100 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 24 \text{ h/d} = 31 \text{ kg FHM/d}$

6 Kostenabschätzung

6.1 Grundlagen

6.1.1 Berechnungsmethode

Im Rahmen der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten der in Kapitel 5 ausgearbeiteten Varianten bestimmt. Die Investitionskosten umfassen dabei die Kosten für Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik sowie die Nebenkosten, die bei der Errichtung der Anlage anfallen. Die Betriebskosten stellen die kontinuierlich beim Betrieb der Anlage anfallenden Kosten dar und umfassen die jährlichen Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie verfahrensspezifische Betriebskosten, beispielsweise für Sauerstoff oder Aktivkohle.

Die Kostengegenüberstellung erfolgt auf Grundlage der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR -Leitlinien, 2012). Hierbei wird die Annuitätenmethode angewendet, bei der es darum geht, alle im Untersuchungszeitraum „punktuell“ anfallenden Kosten (z. B. Investitionskosten) in eine gleichmäßige Kostenreihe umzuwandeln, das heißt die anfallenden Investitionskosten gleichmäßig auf die Nutzungsdauer zu verteilen.

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst zum Zeitpunkt $t = 0$ Investitionskosten (€) an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten (€/a) resultierend aus dem Betrieb der Anlage. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Diese resultieren daraus, dass verschiedene Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern besitzen, weshalb nach einiger Zeit Reparaturen oder der Austausch von Anlagenelementen erforderlich sind. Hinsichtlich dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume entsprechend der Vorgabe der Broschüre „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ des MKULNVs angenommen:

- Bautechnik (BT), Nebenkosten 30 a
- Maschinenteknik (MT) 15 a
- Elektrotechnik (ET) 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 $t = 0$ umgerechnet. Über den Kapitalwiedergewinnungsfaktor $KFAKR_{(i;n)}$ erfolgt dann die Umrechnung des Investitionskostenbarwertes in gleichförmige Kostenreihen bezogen auf die Nutzungsdauer von 30 Jahren. Den Berechnungen wird der von den Leitlinien empfohlene reale Zinssatz von 3 % zugrunde gelegt. Die gesetzliche Umsatzsteuer ist in den Kosten nicht enthalten.

6.1.2 Annahmen zur Betriebskostenberechnung

Die Annahmen hinsichtlich der spezifischen Kosten der Betriebskosten sind der nachfolgenden Aufzählung zu entnehmen.

- Strom/Energie 0,20 €/kWh
- Sauerstoff 0,14 €/kg O₂
- PAK 1,5 €/kg PAK

- GAK 1,1 €/kg
- FM 0,15 €/kg FM
- Polymer 3 €/kg FHM
- Schlamm Entsorgung 80 €/m³
- 27% TS
- 2,5 kg TS/kg Fe
- Personalkosten 46 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,25% BT + 3% (ET+MT)

6.2 Kosten für das Pumpwerk und einen neuen Ablaufkanal

Entsprechend Abschnitt 5.2 wurden für die Varianten 1a, 1b und 2 die Kosten für ein Pumpwerk im Zulauf zur vierten Stufe sowie die Kosten für einen neuen Ablaufkanal von der vierten Stufe bis zur Einleitstelle in den Vorfluter Süd separat berechnet. Die Kosten für das Pumpwerk und den Kanal sollen nachfolgend zu der Berechnung der Variantenkosten (Abschnitt 6.3 bis 6.6) bei Erfordernis addiert werden. Sie setzen sich aus den Investitionskosten für die Errichtung des Pumpwerks bzw. des Kanals sowie den laufenden Kosten für den Betrieb des Pumpwerks bzw. des Kanals zusammen. Die Instandhaltungskosten werden dabei prozentual aus den Baukosten (1,25 %) bzw. den Kosten für Maschinen- und Elektrotechnik (3 %) errechnet. Die Instandhaltungskosten für den Kanal beruhen daher nur auf den Baukosten des Kanals, während für das Pumpwerk Instandhaltungskosten auf Basis der Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik errechnet werden.

Gemäß Tabelle 6-1 betragen die Baukosten für ein neues Pumpwerk inklusive der dafür erforderlichen E/MSR-Technik und den Baunebenkosten 323.400 €. Dies entspricht dem investiven Anteil der Jahreskosten in Höhe von 23.885 €/a. Die laufenden jährlichen Kosten für den Betrieb eines solchen Pumpwerks setzen sich aus den Energiekosten des Zulaufpumpwerks sowie den Kosten für die Instandhaltung der Anlage zusammen und betragen 30.039 €/a. Die Errichtung und der Betrieb eines neuen Pumpwerks würde somit 53.924 €/a kosten, was 0,01 €/m³, bezogen auf die jährlich behandelte Abwassermenge in Höhe von 4.860.575 m³/a, entspricht.

Tabelle 6-1: Kosten für ein Pumpwerk im Zulauf zur Anlage für die Mikroschadstoffelimination ($h_{\text{man}}=2,5 \text{ m}$, $Q = 1.050 \text{ m}^3/\text{h}$)

Investitionskosten			Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re- invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
			Jahre			Jahren			Jahren			
Zulaufpumpwerk												
Bauwerk	KG 300	15.400 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			786 €/a	
Pumpen	KG 400	180.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		9.183 €/a	
E / MSR - Technik	KG 400	63.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	10.600 €/a
Baunebenkosten	KG 700	65.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.316 €/a	
Summe		323.400 €										23.885 €/a
laufende Kosten												
Kennwerte		Betriebsmittelbedarf bei										
		Wassermenge 1050 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d		mit Lastfaktor		spezifische Kosten		Kosten pro Tag	Betriebskosten 0 m ³ /a		
			pro Tag									
Energie Zulaufpumpwerk	14,3 kWh	14,3 kWh/h	343,3 kW/d		90%		309,0		0,2 €/kWh	61,8 €	22.556 €/a	
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)												7.483 €/a
Summe											62 €	30.039 €/a
Jahreskosten (netto)		4.860.575 m ³ /a		behandelte Wassermenge		0,011 € pro m ³						53.924 €/a

Den Kosten für das Pumpwerk werden nachfolgend die Kosten für den Bau eines neuen Ablaufkanals von der Anlage zur Mikroschadstoffelimination bis zur Einleitstelle in den Vorfluter Süd gegenübergestellt. Die entsprechenden Kostenangaben sind der Tabelle 6-2 zu entnehmen. Der Kanal ist dabei auf die gesamte Ablaufwassermenge der Kläranlage zu beziehen, da auch Wassermengen, die die Zulaufwassermenge zur vierten Stufe übersteigen und im Trennbauwerk umgeleitet werden, durch den Kanal abgeleitet werden müssen.

Tabelle 6-2: Kosten für einen neuen Ablaufkanal von der Anlage zur Mikroschadstoffelimination zur Einleitstelle in den Vorfluter Süd

Investitionskosten		Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
			Jahre			Jahren		Jahren		
Zu/Ablaufanbindung										
Rohrleitungen/Betonarbeiten KG 300	3.000.000 €	70	BT	80	3,0%	0,0343	0			103.010 €/a
Baunebenkosten	KG 700	70	BT	30	3,0%	0,0343	0			25.752 €/a
Summe	3.750.000 €									128.762 €/a

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten
		Wassermenge	pro TW-Tag	mit Lastfaktor	pro Tag			
		1050 m ³ /h	24 h/d					4.660.575 m ³ /a
		pro Stunde						
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								37.500 €/a
Summe							0 €	37.500 €/a

Jahreskosten (netto)	5.704.772 m ³ /a	behandelte Wassermenge	0,029 € pro m ³	166.262 €/a
-----------------------------	-----------------------------	------------------------	----------------------------	--------------------

Die Investitionskosten für den neuen Ablaufkanal setzen sich aus den Kosten für die Rohrleitung bzw. die Betonarbeiten sowie den Baunebenkosten zusammen und betragen 3.750.000 €. Die Ablaufleitung hat eine längere Nutzungsdauer (70 Jahre) gegenüber der Anlage zur Mikroschadstoffelimination (30 Jahre), weshalb der Betrachtungszeitraum für die Rohrleitungen zu 80 Jahren angesetzt wird. Hieraus ergibt sich der investive Anteil der Jahreskosten zu 128.762 €/a. Die Kosten für den Betrieb des Kanals umfassen jährliche Kosten für die Instandhaltung und betragen 37.500 €. Dementsprechend ergeben sich die Jahreskosten zu 166.262 €/a und die spezifischen Kosten je m³ behandeltes Abwasser betragen 0,03 €/m³.

Damit liegen die Jahreskosten für die Errichtung eines neuen Pumpwerkes deutlich unter den Kosten für den Bau eines neuen Ablaufkanals von der vierten Reinigungsstufe zur Einleitstelle.

6.3 Variante 1a: Ozonung mit Nachbehandlung im Wirbelbett

Die Kosten der Ozonung mit anschließender Nachbehandlung im Wirbelbett sind der Tabelle 6-3 zu entnehmen. Die Investitionskosten dieser Variante (ohne Pumpwerk) betragen 2.596.000 € und die Betriebskosten belaufen sich auf 225.940 €/a. Damit ergeben sich für die Variante 1a Jahreskosten in Höhe von 416.577 €/a. Bezogen auf die in der Anlage zur Mikroschadstoffelimination behandelte Wassermenge entspricht dies spezifischen Kosten in Höhe von 0,09 €/m³behandelt.

Wesentlicher Kostenträger der vorliegenden Variante sind die Kosten der Ozonerzeugung sowie die Kosten für den Sauerstoff. Letztere wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,14 €/kg O₂ berechnet (vgl. Abschnitt 6.1.2). Die Ozonerzeugung wurde mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtem Sauerstoffgas angenommen.

Tabelle 6-3: Kostenberechnung für die Variante 1a „Ozonung mit Nachbehandlung im Wirbelbett“

Investitionskosten			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 1a: Ozonung mit Wirbelbett zur NB												Jahre
Zu/Ablaufanbindung												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.041 €/a	
Bypass (Wehr)	KG 400	30.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		2.513 €/a	
Ozonung												
Bauwerk Reaktor	KG 300	366.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			18.673 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	75.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.826 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O3-Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	1.000.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		83.767 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O2-Versorgung	KG 400	45.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		3.769 €/a	
Messgeräte	KG 400	63.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		5.277 €/a	
Nachbehandlung Wirbelbett												
Bauwerk Wirbelbett	KG 300	134.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			6.837 €/a	
Aufwuchskörper für Wirbelbett	KG 400	70.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		5.864 €/a	
Technische Anlagen Wirbelbett (Rührwerk, Lochblech, sonstige Einbauten)	KG 400	32.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		2.681 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	12.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			612 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen	KG 500	60.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.061 €/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	519.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			26.479 €/a	
Summe		2.596.000 €										190.637 €/a

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 4.860.575 m³/a
		Wassermenge 1050 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag	pro Tag			
Sauerstoff (z=0,5; DOC = 15 g/m³, Ozon 10%wt)	75 g/m³	78,8 kg/h	1.890,0 kg/d	67%	1.266,3	0,14 €/kg	177 €	64.708 €/a
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung (z=0,5; DOC = 15 g/m³)	10 kWh/kg _{O3}	78,8 kWh/h	1.890,0 kWh/d	67%	1.266,3	0,2 €/kWh	253 €	92.440 €/a
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh	3,0 kWh	72,0 kWh/d	67%	48,2	0,2 €/kWh	10 €	3.522 €/a
Energie Umwälzung Wirbelbett	2 kWh/h	2,0 kW	48,0 kWh/d	80%	38,4	0,2 €/kWh	8 €	2.803 €/a
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								48.188 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					46 €/h	33 €	8.280 €/a
Summe							481 €	225.940 €/a

Jahreskosten (netto)	4.860.575 m³/a behandelte Wassermenge	0,086 € pro m³	416.577 €/a
Variante 1a			

6.4 Variante 1b: Ozonung mit Nachbehandlung im DynaCarb-Filter

Für die Variante 1b wurden die Kosten entsprechend Tabelle 6-4 abgeschätzt. Die Investitionskosten betragen für die Ozonung mit anschließender Filtration im DynaCarb-Filter (ohne Pumpwerk) 3.818.000 € und die Betriebskosten wurden zu 265.237 €/a bestimmt. Hieraus ergeben sich Jahreskosten in Höhe von 540.275 €/a, die bezogen auf die behandelte Wassermenge zu spezifischen Kosten in Höhe von ca. 0,11 €/m³_{behandelt} führen.

Wesentliche Kostenfaktoren sind auch in dieser Variante die Kosten für den Sauerstoff und die Ozonerzeugung, jedoch fallen zusätzlich hohe Kosten für den GAK-Austausch sowie die hohen jährlichen Instandhaltungskosten an. Letztere resultieren aus der aufwändigen Anlagentechnik, da sowohl die Ozonanlage als auch der DynaCarb-Filter zu warten sind. Die Kosten für den Sauerstoff sowie die Ozonerzeugung sind im Vergleich zur Variante 1a niedriger, da durch die nachgeschaltete GAK-Filtration und die damit verbundene zusätzliche Entnahme von Mikroschadstoffen eine geringere Ozondosierung möglich ist.

Im Vergleich zur Variante 1a ist festzuhalten, dass die Kosten für den DynaCarb-Filter (74.663 €/a Investitionskosten + 70.415 €/a laufende Kosten) die Kosten für das Wirbelbett (15.382 € Investitionskosten +

2.102 €/a laufende Kosten) vor allem aufgrund der kostenintensiven GAK als Filtermaterial, aber auch wegen der aufwändigeren Bauweise deutlich übersteigen. Den höheren Kosten steht jedoch auch eine höhere Eliminationsrate der Mikroschadstoffe gegenüber, die daraus resultiert, dass sowohl eine Ozonung als auch eine nachgeschaltete Adsorption der Mikroschadstoffe an Aktivkohle stattfinden. Eine Abwägung der hohen Kosten für die GAK gegenüber der höheren Reinigungsleistung infolge der zusätzlichen GAK-Filtration findet im Rahmen der Bewertung im Kapitel 7 statt.

Tabelle 6-4: Kosten der Variante 1b „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 1b: Ozonung mit DynaCarb zur NB												Jahre
Zu/Ablaufanbindung												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.041 €/a	
Bypass (Wehr)	KG 400	30.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		2.513 €/a	
Ozonung												
Bauwerk Reaktor	KG 300	366.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			18.673 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	75.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.826 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O3-Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	1.000.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		83.767 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O2-Versorgung	KG 400	45.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		3.769 €/a	
Messgeräte	KG 400	63.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		5.277 €/a	
Nachbehandlung DynaCarb												
Bauwerk Filtration	KG 300	631.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	9			32.193 €/a	
Technische Anlagen DynaCarb-Filter (Filterbauteile, Druckluftsteuerschrank, Druckluftversorgung, Erstbefüllung, Bühnenkonstruktion, Armaturen, interne Verrohrung, Waschwasserred.)	KG 400	507.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		42.470 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	12.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			612 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlage	KG 500	60.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.061 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	225.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	37.856 €/a
Baunebenkosten	KG 700	764.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			38.979 €/a	
Summe		3.818.000 €									275.038 €/a	

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 4.860.575 m³/a	
		Wassermenge 1050 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor	pro Tag				
Sauerstoff (z=0,5; DOC = 10 g/m³, Ozon 10%wt)	50 g/m³	52,5 kg/h	1.260,0 kg/d	67%	844,2	0,14 €/kg	118 €	43.139 €/a	
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a	
Energie Ozonerzeugung (z=0,5; DOC = 10 g/m³)	10 kWh/kgO₃	52,5 kWh/h	1.260,0 kWh/d	67%	844,2	0,2 €/kWh	169 €	61.627 €/a	
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh	3,0 kWh	72,0 kWh/d	67%	48,2	0,2 €/kWh	10 €	3.522 €/a	
Energie Filterspülung	11 kWh/h	11,0 kW	264,0 kWh/d	28%	74,3	0,2 €/kWh	15 €	5.420 €/a	
GAK						1100 €/Mg		66.350 €/a	
Standzeit	2 Jahre								
spezifisches Gewicht	6,5 Mg/Filter								
Anzahl Filter	18 Filter								
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								70.900 €/a	
Personalkosten	15 h/Monat					46 €/h	33 €	8.280 €/a	
Summe								345 €	265.237 €/a

Jahreskosten (netto)	4.860.575 m³/a behandelte Wassermenge	0,111 € pro m³	540.275 €/a
Variante 1b			

6.5 Variante 2: Pulveraktivkohle mit ActifloCarb und Tuchfiltration (Neubau)

Die Kosten der Variante 2 sind in Tabelle 6-5 zusammengestellt. Die Investitionskosten betragen 3.638.000 €, was unter Berücksichtigung der Abschreibungsdauern einen investiven Anteil der Jahreskosten in Höhe von 253.977 €/a ergibt. Die laufenden jährlichen Kosten betragen 383.323 €/a, woraus sich die Jahreskosten der Variante 2 zu 637.300 €/a und die spezifische Jahreskosten zu ca. 0,13 €/m³behandelt ergeben.

Tabelle 6-5: Kosten der Variante 2 „Pulveraktivkohledosierung in einen separaten Reaktionsraum mit nachgeschalteter Abscheidung im Actiflo und Tuchfiltration“

Investitionskosten			Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re- invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
Variante 2: PAK + Actiflo + Tuchfilter											
Zu/Abblaufanbindung			Jahre			Jahren			Jahren		
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.041 €/a
Bypass (Wehr)	KG 400	30.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.531 €/a
Adsorptionsstufe											
Baukonstruktion	KG 300	1.400.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			71.427 €/a
Technische Anlagen	KG 400	400.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		33.507 €/a
Tuchfiltration											
Baukonstruktion	KG 300	74.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.775 €/a
Maschinentechnische Anlagen	KG 400	288.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		24.125 €/a
PAK Lager- und -Dosiereinrichtung											
Technische Anlagen	KG 400	144.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		12.062 €/a
Gründung	KG 300	12.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			612 €/a
Polymerstation- und Fällmittel Lager- & Dosiereinrichtung											
Baukonstruktion	KG 300	72.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.673 €/a
Technische Anlagen	KG 400	78.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		6.534 €/a
E-Raum											
Baukonstruktion	KG 300	80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			4.082 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	329.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	55.354 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	60.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				3.061 €/a
Baunebenkosten	KG 700	631.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				32.193 €/a
Summe		3.638.000 €									253.977 €/a

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 4.860.575 m ³ /a
		Wassermenge 1050 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor	pro Tag			
PAK	20 g PAK/m ³	21,0 kg/h	504,0 kg/d	67%	336,0	1,5 €/kg	504,0 €	183.960 €/a
Lösewasser	0,05 m ³ /kg PAK	1,1 m ³ /h	25,2 km ³ /d	67%	16,8	1 €/m ³	16,8 €	6.132 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,10 kgFe/kgPAK	2,1 kg/h	50,4 kg/d	67%	33,6			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				243,5	0,15 €/kg	36,5 €	13.330 €/a
Polymerdosierung	0,6 gFHM/m ³	0,6 kg/h	15,1 kg/d	67%	10,1	3 €/kg	30,2 €	11.038 €/a
Mikrosand	pauschal							1.000 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,2 €/kWh	3,2 €	1.174 €/a
Energie Räumsystem	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,2 €/kWh	3,2 €	1.174 €/a
Energie Überschusskohleabzug	2 kWh	2,0 kWh/h	48,0 kW/d	50%	24,0	0,2 €/kWh	4,8 €	1.752 €/a
Energie Rezirkulation (PAK und Mikrosand)	5,3 kWh	5,3 kWh/h	126,0 kW/d	50%	63,0	0,2 €/kWh	12,6 €	4.599 €/a
Energie Umwälzung Kontaktbecken	5,3 kWh	5,3 kWh/h	126,0 kW/d	67%	84,4	0,2 €/kWh	16,9 €	6.163 €/a
Energie Umwälzung Koagulations-Injektionsbecken	15,0 kWh	15,0 kWh/h	360,0 kW/d	67%	241,2	0,2 €/kWh	48,2 €	17.608 €/a
Energie Umwälzung Reifebecken	15,0 kWh	15,0 kWh/h	360,0 kW/d	67%	241,2	0,2 €/kWh	48,2 €	17.608 €/a
Energiekosten Tuchfiltration	26,2 kWh/d		26,2 kW/d	80%	20,9	0,2 €/kWh	4,2 €	1.529 €/a
Schlammentsorgung	27 %TS	0,10 m ³ /h	2,3 m ³ /d		1,6	80 €/m ³	124,4 €	45.422 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	21,0 kg/h	504,0 kg/d	67%	336,0			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	5,3 kg/h	126,0 kg/d	67%	84,0			
Summe		26,3 kg/h	630,0 kg/d		420,0			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								59.795 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					46 €/h	44 €	11.040 €/a
Summe							897 €	383.323 €/a

Jahreskosten (netto)	4.860.575 m ³ /a	behandelte Wassermenge	0,131 € pro m ³	637.300 €/a
Variante 2				

Wesentlicher Kostenfaktor sind bei dieser Variante 2 die Betriebsmittelkosten für die Pulveraktivkohle. Diese betragen 183.980 €/a und machen damit ca. die Hälfte der laufenden Kosten und etwa 30% der Jahreskosten aus.

6.6 Variante 3: Pulveraktivkohle mit Tuchfiltration (Umbau des Störfallbeckens, $Q_{R,h,max} = 2.100 \text{ m}^3/\text{h}$)

Die Kostenschätzung für die Variante 3 ist der Tabelle 6-6 zu entnehmen.

Tabelle 6-6: Kosten der Variante 3 „Pulveraktivkohledosierung in einen separaten Reaktionsraum mit nachgeschalteter Abscheidung im Sedimentationsbecken und Tuchfiltration (altes Störfallbecken)“

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Reinvest nach	DFAKE (i;n)	Reinvest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 3: PAK + Sedimentation + Tuchfilter												
Zu/Abflaufanbindung			Jahre			Jahren			Jahren			
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.041 €/a	
Bypass (Wehr)	KG 400	30.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		2.513 €/a	
Zulaufpumpwerk												
Bauwerk	KG 300	22.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.122 €/a	
Pumpen	KG 400	220.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		18.429 €/a	
Adsorptionsstufe												
Baukonstruktion	KG 300	1.050.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			53.570 €/a	
Technische Anlagen	KG 400	559.500 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		46.867 €/a	
PAK Lager- und -Dosiereinrichtung												
Technische Anlagen	KG 400	144.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		12.062 €/a	
Gründung	KG 300	12.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			612 €/a	
Tuchfiltration												
Baukonstruktion	KG 300	129.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			6.581 €/a	
Maschinentechnische Anlagen	KG 400	502.700 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		42.109 €/a	
Polymer- und Fällmittelstation Lager- & Dosiereinrichtung												
Technische Anlagen	KG 400	117.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		9.801 €/a	
Gründung	KG 300	72.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.673 €/a	
E-Raum												
Baukonstruktion	KG 300	80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			4.082 €/a	
E / MSR - Technik	KG 400	456.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20	0,5537	76.722 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen	KG 500	60.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			3.061 €/a	
Baunebenkosten												
	KG 700	874.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			44.591 €/a	
Summe		4.368.200 €										327.838 €/a

Betriebsmittelkosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 4.860,575 m³/a
		Trockenwetter 2100 m³/h pro Stunde	pro Tag		mit Lastfaktor pro Tag			
			24 h/d	pro Tag				
PAK	20 g PAK/m³	21,0 kg/h	504,0 kg/d	67%	336,0	1,5 €/kg	504,0 €	183.960 €/a
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	1,1 m³/h	25,2 km³/d	67%	16,8	1 €/m³	16,8 €	6.132 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,10 kgFe/kgPAK	2,1 kg/h	50,4 kg/d	67%	33,6			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				243,5	0,15 €/kg	36,5 €	13.330 €/a
Polymerdosierung	0,6 gFHM/m³	1,3 kg/h	30,2 kg/d	67%	20,2	3 €/kg	60,5 €	22.075 €/a
Energie Zulaufpumpwerk	40,9 kWh	40,9 kW	980,9 kW/d	67%	657,2	0,2 €/kWh	131,4 €	47.977 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kW	24,0 kW/d	67%	16,1	0,2 €/kWh	3,2 €	1.174 €/a
Energie Räumsystem	2 kWh	2,0 kW	48,0 kW/d	67%	32,2	0,2 €/kWh	6,4 €	2.348 €/a
Energie Überschusskohleabzug	2 kWh	2,0 kW	48,0 kW/d	50%	24,0	0,2 €/kWh	4,8 €	1.752 €/a
Energie Rezirkulation	10,5 kWh	10,5 kW	252,0 kW/d	50%	126,0	0,2 €/kWh	25,2 €	9.198 €/a
Energie Umwälzung Kontaktbecken	10,5 kWh	10,5 kW	252,0 kW/d	67%	168,8	0,2 €/kWh	33,8 €	12.325 €/a
Energie Tuchfiltration	52,4 kWh/d		52,4 kW/d	80%	41,9	0,2 €/kWh	8,4 €	3.058 €/a
Schlammensorgung	27 %TS	0,10 m³/h	2,3 m³/d		1,6	80 €/m³	124,4 €	45.422 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	21,0 kg/h	504,0 kg/d	67%	336,0			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	5,3 kg/h	126,0 kg/d	67%	84,0			
Summe		26,3 kg/h	630,0 kg/d		420,0			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								79.189 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					46 €/h	44 €	11.040 €/a
Summe							1.000 €	438.981 €/a

Jahreskosten Variante 3	5.704.772 m³/a	0,134 € pro m³	pro m³	766.818 €/a
--------------------------------	----------------	----------------	--------	--------------------

Die Investitionskosten dieser Variante wurden zu 4.368.200 € und die Betriebskosten zu 438.981 €/a abgeschätzt. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von 766.819 €/a und die spezifischen Kosten je m³ behandeltes Wasser betragen 0,13 €/m³_{behandelt}. Wesentlicher Kostenfaktor in der vorliegenden Variante sind die Betriebsmittelkosten für die Pulveraktivkohle, die etwa 45 % der Betriebskosten und etwa 25 % der Jahreskosten ausmachen. Als ein wesentlicher Unterschied der Variante 3 zu den anderen Varianten ist zu berücksichtigen, dass hier die Beschickung der vierten Stufe über ein Pumpwerk erforderlich ist, da diese im bestehenden Störfallbecken errichtet wird, wodurch eine Beschickung im freien Gefälle ausgeschlossen ist. Daher ist für die Variante 3 keine Abwägung zwischen einem Pumpwerk bzw. einem neuen Ablaufkanal erforderlich und die entsprechenden Kosten für das zu errichtende Pumpwerk wurden direkt in die Kostenberechnung integriert.

6.7 Zwischenfazit

In Tabelle 6-7 sind abschließend die geschätzten Erstinvestitions- und Betriebskosten sowie die daraus errechneten Jahreskosten und spezifischen Jahreskosten aller betrachteten Varianten zusammengestellt. Die Tabelle zeigt zudem für die Varianten 1a, 1b und 2 die potentiellen Jahreskosten bzw. die spezifischen Kosten eines Pumpwerks bzw. eines neuen Ablaufkanals. Für die Variante 3 sind diese Kosten nicht dargestellt, da in den Kosten der Variante 3, wie zuvor erläutert, die Kosten für das Pumpwerk bereits enthalten sind.

Tabelle 6-7: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten

Varianten	V 1a	V 1b	V 2	V 3
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb	Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration	Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration
Investitionskosten Variante	2.596.000 €	3.818.000 €	3.638.000 €	4.368.200 €
Investiver Anteil der Jahreskosten Variante	190.637 €/a	275.038 €/a	253.977 €/a	327.838 €/a
Betriebskosten Variante	225.940 €/a	265.237 €/a	383.323 €/a	438.981 €/a
Jahreskosten Variante	416.577 €/a	540.275 €/a	637.300 €/a	766.818 €/a
zzgl. Jahreskosten Neuer Ablaufkanal	166.262 €/a	166.262 €/a	166.262 €/a	
zzgl. Jahreskosten Pumpwerk	53.924 €/a	53.924 €/a	53.924 €/a	
Bezugswassermenge Behandelte Abwassermenge	4.860.575 m ³ /a			5.704.772 m ³ /a
Spezifische Jahreskosten Variante	0,09 €/m³	0,11 €/m³	0,13 €/m³	0,13 €/m³
zzgl. spezifische Jahreskosten neuer Ablaufkanal	0,03 €/m³	0,03 €/m³	0,03 €/m³	
zzgl. spezifische Jahreskosten Pumpwerk	0,01 €/m³	0,01 €/m³	0,01 €/m³	
Bezugswassermenge Frischwassermenge	3.000.000 m ³ /a			
Spezifische Jahreskosten Variante	0,14 €/m³	0,18 €/m³	0,21 €/m³	0,26 €/m³
zzgl. spezifische Jahreskosten neuer Ablaufkanal	0,03 €/m³	0,03 €/m³	0,03 €/m³	
zzgl. spezifische Jahreskosten Pumpwerk	0,01 €/m³	0,01 €/m³	0,01 €/m³	

Die Zusammenführung der Kostenpositionen „Variante x“ und „Pumpwerk“ bzw. „Ablaufkanal“ ist der nachfolgenden Tabelle 6-8 zu entnehmen. Hier sind die Jahreskosten bzw. die spezifischen Kosten der Variante mit den jeweiligen Kosten für das Pumpwerk bzw. den Ablaufkanal addiert worden.

Für die Ausführung der Varianten mit Pumpwerk zeigt sich, dass die Kosten der Variante 1a mit 0,10 €/m³ am geringsten sind. Auf dem zweiten Rang liegt die Variante 1b mit spezifischen Kosten in Höhe von

0,12 €/m³. Die Variante 3 mit spezifischen Kosten in Höhe 0,13 €/m³ belegt Rang 3 und die Variante 2 mit spezifischen Kosten in Höhe von 0,14 €/m³ ist die kostenintensivste Variante.

Tabelle 6-8: Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten zzgl. der Kosten für das Pumpwerk bzw. den Ablaufkanal

Varianten		V 1a	V 1b	V 2	V 3
Ausprägungen		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb	Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration	Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration
Jahreskosten	Variante mit neuem Ablaufkanal	582.840 €/a	706.537 €/a	803.562 €/a	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	470.501 €/a	594.199 €/a	691.224 €/a	766.818 €/a
Spezifische Kosten je m ³ behandeltes Abwasser	Variante mit neuem Ablaufkanal	0,11 €/m ³	0,14 €/m ³	0,16 €/m ³	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	0,10 €/m ³	0,12 €/m ³	0,14 €/m ³	0,13 €/m ³
Spezifische Kosten je m ³ Frischwasser	Variante mit neuem Ablaufkanal	0,17 €/m ³	0,21 €/m ³	0,24 €/m ³	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	0,15 €/m ³	0,19 €/m ³	0,22 €/m ³	0,26 €/m ³

6.8 Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Die in den Varianten zur Nachbehandlung einbezogenen DynaCarb- bzw. Tuchfilter reduzieren neben den Mikroschadstoffen auch weitere Schadstoffe wie CSB, Stickstoff und Phosphor. Aus der Reduzierung der Schadeinheiten im eingeleiteten Wasser, ergibt sich eine Reduzierung der Abwasserabgabe, die mit den Kosten der vierten Stufe verrechnet werden kann.

Tabelle 6-9 zeigt nachfolgend die Berechnung der Schadstoffeinheiten, die durch den Bau einer nachgeschalteten Filtration nicht in den Vorfluter eingeleitet werden, und die daraus resultierende Summe der eingesparten Abwasserabgabe.

Tabelle 6-9: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Varianten Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>	V 1a	V 1b	V 2	V 3
	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb	Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration	Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration
Jahreskosten Variante	416.577 €/a	540.275 €/a	637.300 €/a	766.818 €/a
zzgl. Jahreskosten Neuer Ablaufkanal	166.262 €/a	166.262 €/a	166.262 €/a	
zzgl. Jahreskosten Pumpwerk	53.924 €/a	53.924 €/a	53.924 €/a	
Einsparung der Abwasserabgabe				
Δ CSB [mg/l]	0,0 mg/l	-30,0 mg/l	-30,0 mg/l	-30,0 mg/l
1 SE = 50kg [SE/a]	0 SE/a	-2.916 SE/a	-2.916 SE/a	-3.423 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	-14.496,67 €/a	-14.496,67 €/a	-17.014,48 €/a
Δ N _{ges} [mg/l]	0,0 mg/l	-2,5 mg/l	-2,5 mg/l	-2,5 mg/l
1 SE = 25kg [SE/a]	0 SE/a	-486 SE/a	-486 SE/a	-570 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	-14.496,67 €/a	-14.496,67 €/a	-17.014,48 €/a
Δ P _{ges} [mg/l]	0,0 mg/l	-0,5 mg/l	-0,5 mg/l	-0,5 mg/l
1 SE = 3kg [SE/a]	0 SE/a	-810 SE/a	-810 SE/a	-951 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	-14.496,67 €/a	-14.496,67 €/a	-17.014,48 €/a
Einsparung gesamt [€/a]	0,00 €/a	-43.490,00 €/a	-43.490,00 €/a	-51.043,45 €/a
Bezugwassermenge	4.860.575 m³/a	4.860.575 m³/a	4.860.575 m³/a	5.704.772 m³/a

Es zeigt sich, dass die Abwasserabgabe in Variante 1a nicht reduziert wird, was darauf zurückzuführen ist, dass die Nachbehandlung hier aus einem Wirbelbett besteht und im Wirbelbett keine weitergehende Elimination der Parameter CSB, Stickstoff und Phosphor stattfindet. In den Variante 1b und 2 reduziert sich die Abwasserabgabe dagegen um 43.490 €/a. Die Tuchfiltration in Variante 3 ist auf $Q_{R,h,max} = 2.100 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt, wodurch ein größerer Volumenstrom nachbehandelt werden kann. Der Rückhalt weiterer Schadeinheiten führt hier zu einer Einsparung der Abwasserabgabe in Höhe von 51.043 €/a.

Tabelle 6-10 zeigt darauf aufbauend die Jahreskosten sowie die spezifischen Kosten je m^3 behandeltes Wasser, die sich nach Berücksichtigung des Einsparpotentials ergeben. Dargestellt sind die nun reduzierten Jahres- sowie die spezifischen Kosten, wie in Tabelle 6-8 jeweils in Kombination mit dem Pumpwerk bzw. dem neuen Ablaufkanal.

Tabelle 6-10: Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten zzgl. der Kosten für das Pumpwerk bzw. den Ablaufkanal unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Varianten		V 1a	V 1b	V 2	V 3
Ausprägungen		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb	Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration	Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration
Jahreskosten inkl. Minderung der Abwasserabgabe	Variante mit neuem Ablaufkanal	582.840 €/a	663.047 €/a	760.072 €/a	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	470.501 €/a	550.709 €/a	647.734 €/a	715.775 €/a
spezifisch Kosten inkl. Minderung der Abwasserabgabe je m ³ Beh. Abwasser	Variante mit neuem Ablaufkanal	0,12 €/m ³	0,14 €/m ³	0,16 €/m ³	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	0,10 €/m ³	0,11 €/m ³	0,13 €/m ³	0,13 €/m ³
spezifisch Kosten inkl. Minderung der Abwasserabgabe je m ³ Fischwasser	Variante mit neuem Ablaufkanal	0,19 €/m ³	0,22 €/m ³	0,25 €/m ³	Nicht möglich wegen Nutzung des Störfallbeckens
	Variante mit Pumpwerk	0,16 €/m ³	0,18 €/m ³	0,22 €/m ³	0,24 €/m ³

7 Verfahrensbewertung

7.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Die Verfahrensempfehlung wird aufgrund der Bewertung verschiedener monetärer, betrieblicher und baulicher Aspekte ausgesprochen. Im Rahmen der Bewertung der monetären Aspekte werden zunächst die Ergebnisse der Kostenbetrachtung (Kapitel 6) in Form der Investitionskosten bzw. dem daraus resultierenden investiven Anteil der Jahreskosten sowie der Betriebskosten herangezogen. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wird die Förderung des Landes NRW nicht mit einbezogen und Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphor-Konzentration im Kläranlagenablauf werden zunächst nicht berücksichtigt.

Bei der Bewertung der betrieblichen und baulichen Aspekte werden die folgenden Faktoren in die Bewertung einbezogen:

- die Eliminationsleistung Mikroschadstoffe
- die Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges})
- der Betriebs- und Wartungsaufwand
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken) sowie
- der Flächenbedarf der Varianten auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim
- Reduzierung der Abwasserabgabe

Für jeden Bewertungsaspekt werden anschließend, in Rücksprache mit der Stadt Hürth Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Bewertungsaspekten unterschiedliche Bedeutung zumessen und in der Summe 100 % ergeben. Den monetären Bewertungsfaktoren wird dabei genauso viel Bedeutung zugemessen wie den baulichen und betrieblichen Aspekten, weshalb die Wichtungsfaktoren beider Bereiche in Summe jeweils 50 % ergeben. Die eigentliche Bewertung der verschiedenen Aspekte erfolgt über die Vergabe von Punkten in Anlehnung an Schulnoten. Die Note 1 entspricht dabei 15 Punkten, die Note 2 entspricht 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Auch Halbnotenschritte in Höhe von 2,5 Punkten sind möglich. Die jeweils zugeteilten Punkte werden anschließend entsprechend der Wichtungsfaktoren der einzelnen Bewertungsaspekte gewichtet und aufaddiert und ergeben in Summe die Gesamtpunktzahl einer Variante.

7.2 Verfahrensbewertung ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

In Tabelle 7-1 sind die Ergebnisse der Bewertung für die in Hürth-Stotzheim betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe dargestellt. Es gilt, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Tabelle 7-1: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1				Variante 2				Variante 3			
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett		Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb		Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration		Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten Variante mit Pumpwerk (netto)		2.919.400 €			4.141.400 €			3.961.400 €			4.368.200 €		
Kapitalkosten Variante mit Pumpwerk (netto)	15%	214.522 €/a	15,0	2,3	298.923 €/a	10,8	1,6	277.862 €/a	11,6	1,7	327.838 €/a	9,8	1,5
Betriebskosten Variante mit Pumpwerk (netto)	35%	255.979 €/a	15,0	5,3	295.276 €/a	13,0	4,6	413.362 €/a	9,3	3,3	438.981 €/a	8,7	3,1
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		7,5			6,2			5,0			4,5	
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	20%	hoch	10,0	2,0	sehr hoch	12,5	2,5	hoch	10,0	2,0	sehr hoch	15,0	3,0
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	10%	mittel	5,0	0,5	hoch	12,5	1,3	hoch	12,5	1,3	sehr hoch	15,0	1,5
Betriebs- und Wartungsaufwand	15%	gering	15,0	2,3	mittel	12,5	1,9	mittel	10,0	1,5	mittel	10,0	1,5
Flächenbedarf	5%	mittel	10,0	0,5	mittel	10,0	0,5	hoch	7,5	0,4	hoch *	7,5	0,4
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,3			6,1			5,1			6,4	
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		12,8			12,3			10,1			10,9	

* Fläche umgewidmet

Ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe erhält die Variante 1a „Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett“ mit 12,8 Punkten die höchste Bewertung und stellt unter den gegebenen Bedingungen die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim dar. Ausschlaggebend für die gute Bewertung sind die monetären Aspekte, da sich die Variante 1a hier deutlich in den Wertungspunkten von den übrigen Varianten abhebt. Ein solch deutlicher Unterschied der einzelnen Varianten ist im Wertungsbereich „Technik“ nicht zu erkennen. Hier liegen die Varianten 1b und 3 sogar vor der Variante 1a. Die Vorteile der Variante 1a im monetären Bereich gleichen jedoch die geringere Punktzahl im Wertungsbereich Technik aus. Insgesamt ergibt sich das Ranking der betrachteten Varianten wie folgt:

1. Variante 1a: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett
2. Variante 1b: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im DynaCarb-Filter
3. Variante 3: PAK-Dosierung in das bestehende Störfallbecken und Abscheidung über ein Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Tuchfiltration
4. Variante 2: PAK-Dosierung mit Abscheidung im Actiflo-Becken und mittels nachgeschalteter Tuchfiltration

7.3 Verfahrensbewertung unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Kapitel 6.8 hat gezeigt, dass für die verschiedenen Varianten eine unterschiedlich hohe Minderung der Abwasserabgabe infolge der verschiedenen Nachbehandlungsanlagen erreichbar ist. Dies hat einen Einfluss auf die jährlichen Kosten, das heißt auf die monetären Wertungsaspekte, wodurch sich die Rangfolge der Varianten unter Berücksichtigung der Minderung durch die Abwasserabgabe gegenüber der Wertung ohne diese Berücksichtigung verändern kann.

Tabelle 7-2: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1						Variante 2			Variante 3			
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett			Ablauf Nachklärung – Ozonung – DynaCarb			Ablauf Nachklärung – PAK – Actiflo – Tuchfiltration			Ablauf Nachklärung – PAK – Sedimentation – Tuchfiltration			
			Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung	
Investitionskosten Variante mit Pumpwerk (netto)		2.919.400 €			4.141.400 €			3.961.400 €			4.368.200 €			
Kapitalkosten Variante mit Pumpwerk (netto)	15%	214.522 €/a	15,0	2,3	298.923 €/a	10,8	1,6	277.862 €/a	11,6	1,7	327.838 €/a	9,8	1,5	
Betriebskosten Variante mit Pumpwerk unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe (netto)	35%	255.979 €/a	14,8	5,2	251.786 €/a	15,0	5,3	369.872 €/a	10,2	3,6	387.937 €/a	9,7	3,4	
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		7,4			6,9			5,3			4,9		
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	20%	hoch	10,0	2,0	sehr hoch	12,5	2,5	hoch	10,0	2,0	sehr hoch	15,0	3,0	
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges	10%	mittel	5,0	0,5	hoch	12,5	1,3	hoch	12,5	1,3	sehr hoch	15,0	1,5	
Betriebs- und Wartungsaufwand	15%	gering	15,0	2,3	mittel	12,5	1,9	mittel	10,0	1,5	mittel	10,0	1,5	
Flächenbedarf	5%	mittel	10,0	0,5	mittel	10,0	0,5	hoch	7,5	0,4	hoch *	7,5	0,4	
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,3			6,1			5,1			6,4		
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		12,7			13,0			10,4			11,3		

* Fläche umgewidmet

Tabelle 7-2 zeigt die Ergebnisse der Bewertung für die in Hürth-Stotzheim betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe. Für die Berechnung der Abwasserabgabe wurde der halbe Abgabesatz in Höhe von $35,79 \text{ €/2} = 17,895 \text{ €}$ angesetzt. Es gilt auch hier, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Gegenüber der Betrachtung ohne Minderung der Abwasserabgabe ändert sich die Rangfolge der Varianten so, dass nun die **Variante 1b „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“ mit 13,0 Punkten die höchste Bewertung erhält und unter den nun gegebenen Bedingungen die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim darstellt**. Aufgrund der Einsparungen durch die verminderte Abwasserabgabe ergeben sich für die Variante 1b wesentlich geringere laufende Kosten, was die Punktzahl der Variante im monetären Wertungsbereich deutlich erhöht. Die anderen Wertungsbereiche sind von der Berücksichtigung der Abwasserabgabe unberührt, weshalb sich hier keine Änderungen ergeben. Zusammenfassend ergibt sich die Rangfolge der Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe zu:

1. Variante 1b: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im DynaCarb-Filter
2. Variante 1a: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett
3. Variante 3: PAK-Dosierung in das bestehende Störfallbecken und Abscheidung im Sedimentationsbecken und mittels nachgeschalteter Tuchfiltration
4. Variante 2: PAK-Dosierung mit Abscheidung im Actiflo-Becken und mittels nachgeschalteter Tuchfiltration

8 Empfehlung

8.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Anhaltspunkte für das Erfordernis zum Ausbau der Kläranlage Hürth Stotzheim ergeben sich aus dem Zustand des Vorfluters, der zurzeit einen schlechten ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings wurden für mehrere Parameter Überschreitungen der UQN-Vorschläge im Ablauf der Kläranlage Hürth Stotzheim festgestellt (vgl. Kapitel 0). Die entsprechenden Parameter und die Höhe der Überschreitung sind der Tabelle 8-1 zu entnehmen. Ebenfalls in Tabelle 8-1 aufgeführt sind die Min- und Max-Werte des Monitorings zur Datenverdichtung. Dabei wurde zur Bewertung jeweils der Maximalwert herangezogen. Auch dabei zeigen sich für mehrere der analysierten Mikroschadstoffe Überschreitungen der UQN-Vorschläge.

Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Hierzu sind z. B. die weiteren Eintragspfade von relevanten Mikroschadstoffen und die sich nach der Kläranlageneinleitung ergebenden maßgeblichen Konzentrationen im Gewässer und ihre Wirkungen auf das Gewässer zu berücksichtigen. Eine Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth Stotzheim würde jedoch zu einer deutlich verbesserten Ablaufqualität führen und wäre als freiwillige Maßnahme aus Gewässersicht zu befürworten.

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der UQN-Überschreitungen

	Probenahmedatum			30.08.- 31.08.2015	31.08.- 01.09.2015	Intensivmon- itoring
	Substanz	Ein- heit	UQN	M 150903/43	M 150903/42	Min - Max
Benzotriazole	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	5.500	12.000	5.300 – 9.400
Pestizide	Climbazol	ng/L	100	120	150	-
	Terbutryn	ng/L	65	76	95	14 - 114
Arzneimittel- wirkstoffe	Carbamazepin	ng/L	500	710	810	450 - 480
	Clarithromycin	ng/L	20	230	180	120 - 330
	Diclofenac	ng/L	100	1.800	2.200	1.700 – 1.800
	Erythromycin	ng/L	20	130	160	160 - 360
	Ritalinsäure	ng/L	100	110	99	-
	Sotalol	ng/L	100	220	190	88 - 260
Röntgenkon- trastmittel	Amidotrizoesäure	ng/L	100 ^a	2.600	1.500	-
Perfluorierte Substanz	PFOS	ng/L	0,65	2,9	3,1	5,8 – 8,2

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

Die Ergebnisse des Screenings konnten im Monitoring zur Datenverdichtung bestätigt werden. Als relevante Einleitungen durch den Ablauf der Kläranlage in das Oberflächengewässer können insbesondere die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, das Analgetikum Diclofenac und die perfluorierte Substanz PFOS identifiziert werden, siehe dazu auch

Tabelle 2-23. Eine signifikante Eliminationsleistung der Kläranlage (> 50%) hinsichtlich der betrachteten Mikroschadstoffe konnte nur für das Benzotriazol 1H-Benzotriazol und die perfluorierte Substanz PFOS beobachtet werden.

Tabelle 8-2 zeigt zudem für die oben gelisteten Parameter die Ergebnisse des Screenings aus Hürth im Vergleich zu den Screening-Ergebnissen anderer Kläranlagen. Hierbei zeigt sich, dass das Abwasser aus Hürth bei den Arzneimittelwirkstoffen hinsichtlich der gemessenen Konzentrationen im Durchschnitt liegt. Auffällig ist jedoch, dass vor allem für die Industriechemikalie 1H-Benzotriazol sowie das Pestizid Climbazol überdurchschnittlich hohe Konzentrationen gemessen wurden. Dies ist vermutlich auf die Struktur des Einzugsgebietes der Kläranlage Hürth zurückzuführen, in dem verschiedene Industriebetriebe angesiedelt sind.

Tabelle 8-2: Vergleich der Screening Ergebnisse aus Hürth mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen

		KA Hürth	KA BS	KA BB	KA WE	KA MG	KA WA
Stoffgruppe	Parameter	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamazepin	710 810	640 720	450 570	1.700 1.900	490 410	970 1.000
	Clarithromycin	230 180	110 130	210 270	620 940	980 1.200	420 230
	Diclofenac	1.800 2.200	610 840	1.900 1.500	4.900 4.900	3.300 3.700	1.100 1.300
	Erythromycin	130 160	260 240	440 150	800 950	-	-
	Ritalinsäure	110 99	29 38	43 72	130 140	130 120	-
	Sotalol	220 190	280 360	280 350	-	-	104 130
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	2.600 1.500	-	-	10.000 10.000	12.000 11.000	665 645
Industriechemikalie	1H-Benzotriazol	5.500 12.000	2.400 2.200	4.800 5.200	5.500 6.400	8.300 7.400	2.000 2.800
Pestizide	Climbazol	120 150	89 100	130 75	220 320	78 80	-
	Terbutryn	76 95	130 110	120 82	15 20	170 190	130 160

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht gesetzlich geregelt ist und auf freiwilliger Basis erfolgt. Aufgrund der oben geschilderten Anhaltspunkte, sollte der Ausbau der Kläranlage Hürth um eine vierte Reinigungsstufe jedoch in Betracht gezogen werden.

8.2 Verfahrensempfehlung

Auf Basis des Monitorings kann derzeit keine eindeutige Verfahrensempfehlung gegeben werden. Aufgrund der hohen Bromidkonzentrationen sind hier zwei Empfehlungen abzugeben.

Erste Empfehlung

Auf Grundlage der monetären und nicht monetären Bewertung und nach Berücksichtigung der Abwasserabgabe (Tabelle 7-2), empfehlen wir für den Bau einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Hürth-Stotzheim die Umsetzung der Variante 1b. Hierbei sind aufgrund der Bromid Bromat-Problematik im Vorfeld weitere Untersuchungen des Ablaufs der Kläranlage durch ein längeres Monitoring durchzuführen, da diese Konzentrationen entscheidend für die Verfahrenswahl sind. Wir empfehlen dazu zyklische Messungen der Bromidkonzentrationen z.B. im 14-tägigen oder monatlichen Rhythmus an wechselnden Wochentagen, da die Bromidkonzentrationen schwanken. Ebenfalls sollte eine spezielle Ausgestaltung des Reaktors mit Belüftungseinrichtungen sichergestellt werden. Zwar sind die Investitionskosten der Variante 1b höher als die Investitionskosten der Variante 1a, jedoch liegen die laufenden Kosten der Anlage nach Berücksichtigung der Abwasserabgabe unter den Betriebskosten der Variante 1a und es ist zu erwarten, dass die Variante 1b zu einer besseren Reinigungsleistung hinsichtlich der Mikroschadstoffe sowie der Standardabwasserparameter CSB, N_{ges} und P_{ges} führt. Tabelle 8-3 fasst abschließend alle technischen Aspekte sowie die Kosten der empfohlenen Variante 1b „Ozonung und Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“ tabellarisch zusammen.

Tabelle 8-3: Erste Empfehlung Variante „Ozonung und Nachbehandlung im DynaCarb-Filter“

		<p>$Q = 1.050 \text{ m}^3/\text{h}$</p> <p>Dosierung</p> <p>$Z_{spez} = 0,5 \text{ mgO}_3 / \text{mgDOC}$</p> <p>$B_{O_3} = 10 \text{ kg O}_3 / \text{h}$</p> <p>Kontaktbecken</p> <p>$t_{\text{Kontakt}} = 30 \text{ Minuten}$</p> <p>$V_{\text{Kontakt}} = 525 \text{ m}^3$</p> <p>$H = 5 \text{ m}$</p> <p>$A = 7 \text{ m} \times 15 \text{ m}$</p> <p>Nachbehandlung</p> <p>DynaCarb-Filter</p>	
Kostendarstellung	Kostenart	Quelle	
Kosten ohne Minderung der Abwasserabgabe	Investitionskosten:	4.141.400 €	Tabelle 7-1
	Kapitalkosten:	298.923 €/a	Tabelle 7-1
	Laufende Kosten:	295.276 €/a	Tabelle 7-1
	Spezifische Kosten _{Abwasser} :	0,12 €/m ³	Tabelle 6-8
	Spezifische Kosten _{Frischwasser} :	0,19 €/m ³	Tabelle 6-8
Kosten mit Minderung der Abwasserabgabe	Investitionskosten:	4.141.400 €	Tabelle 7-2
	Kapitalkosten:	298.923 €/a	Tabelle 7-2
	Laufende Kosten:	251.786 €/a	Tabelle 7-2

Spezifische Kosten _{Abwasser} :	0,11 €/m ³	Tabelle 6-10
Spezifische Kosten _{Frischwasser} :	0,18 €/m ³	Tabelle 6-10

Zweite Empfehlung

Für den Fall, dass aufgrund der Bromidproblematik keine Ozonung möglich ist wird die Variante 2: „PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)“ vorgeschlagen. Ein wesentlicher Vorteil dieser Variante besteht in der zusätzlichen Möglichkeit sehr niedrige P-Ablaufwerte von $\ll 0,5$ mg/L sicherzustellen, da hier ein Tuchfilter nachgeschaltet ist, der dies ermöglicht. Auch bei dieser Variante ist eine bessere Reinigungsleistung hinsichtlich der Mikroschadstoffe sowie der Standardabwasserparametern CSB, N_{ges} und P_{ges} zu erwarten ähnlich Variante 1b (1. Empfehlung)

Tabelle 8-4 fasst abschließend alle technischen Aspekte sowie die Kosten der empfohlenen Variante 2 „PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)“ tabellarisch zusammen.

Tabelle 8-4: Zweite Empfehlung Variante „PAK-Dosierung in separaten Reaktionsraum und Abscheidung in einem Kombibecken (ACTIFLO-CARB) mit nachgeschalteter Tuchfiltration (Neubau)“

		Q = 1.050 m ³ /h <u>Dosierung</u> 20 mgPAK/L <u>Kontaktbecken</u> $t_{kontakt} = 30$ Minuten $V_{kontakt} = 525$ m ³ H = 5 m A = 7m x 15 m <u>PAK-Abscheidung</u> Actiflo-Carb und nachgeschaltete Tuchfiltration
Kostendarstellung	Kostenart	Quelle
Kosten ohne Minderung der Abwasserabgabe	Investitionskosten:	3.961.400 € Tabelle 7-1
	Kapitalkosten:	277.862 €/a Tabelle 7-1
	Laufende Kosten:	413.362 €/a Tabelle 7-1
	Spezifische Kosten _{Abwasser} :	0,14 €/m ³ Tabelle 6-8
	Spezifische Kosten _{Frischwasser} :	0,22 €/m ³ Tabelle 6-8
Kosten mit Minderung der Abwasserabgabe	Investitionskosten:	3.961.400 € Tabelle 7-2
	Kapitalkosten:	277.862 €/a Tabelle 7-2
	Laufende Kosten:	369.872 €/a Tabelle 7-2
	Spezifische Kosten _{Abwasser} :	0,13 €/m ³ Tabelle 6-10
	Spezifische Kosten _{Frischwasser} :	0,22 €/m ³ Tabelle 6-10

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: 17.12.2015].
- 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/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARW, AWWR, AWBR, DVGW, ATT und AWE (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. November 2010. <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> [Zugriff 17.12.2015].
- ATV (1997): „ATV-Handbuch ‚Mechanische Abwasserreinigung‘“. 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef. ISBN 3-433-01-461-2.
- ATV-A 203 (1995): „Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung“. ATV-DVWK-Regelwerk, April 1995. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA). ISBN: 978-3-933693-36-5.
- Barjenbruch, M.; Firk, W. (2014): „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 861 – 875.
- 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
- Donau Carbon, (2015) „Aktivkohle und ihre Anwendung“. Donau Carbon GmbH & Co. KG. <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- DSADS (2015): „DSADS-Den Spurenstoffen auf der Spur“. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS. www.dsads.de [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- 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 [Letzter Zugriff: 17.12.2015].

- EUWID (2010): Europäischer Wirtschaftsdienst "Wasser und Abwasser". Nr. 45, 9.11.2010 (2010).
- EG-WRRL (2000): "Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik". Abl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000, S. 0001-0073.
- Google (2015): „Google Maps“. Kartendaten © 2015 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google. www.google.de/maps [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- Grontmij (2014): „Erläuterungsbericht – Stadtwerke Hürth, AöR, Kläranlage Hürth-Stotzheim - Studie zur Betriebssicherheit der Kläranlage“. Grontmij GmbH. Köln, 2014.
- 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.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M., (2011): „Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. Tagungsband der 25. Karlsruher Flokkungstage 2011. Schriftenreihe SWW (Bd. 141). Hrsg.: E. Hoffmann, A. Blank. Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.
- Herbst, H.; Maus, C. (2013): „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg - Machbarkeitsstudie“. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- 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.
- Hoigné, J. (1988): „The Chemistry of Ozone in Water“. Process Technology for Water Treatment. Plenum Publ. Corp., S. 121-143.
- Kienle, C. et al. (2015): „Grobbeurteilung der Wasserqualität von ab-wasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests.“ Studie im Auftrag des BAFU. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf, 2015
- KOM-M.NRW (2015a): 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): „Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015c): „Projektsteckbriefe“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015d): „Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].

- KOM-M.NRW (2015e): „Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.10.2015.
- 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 (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, (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).
- 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).
- MKULNV (2015): „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 – Flussgebiete NRW“. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_/Anlage_4 (Letzter Zugriff: 17,12.2015).
- 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.
- Ökotoxzentrum (2015): „Environmental Quality Standard (EQS) - Vorschlag des Ökotoxzentrums für: Bromat“. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie.
- OGewV (2011): „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGeWV)“. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). Ausfertigungsdatum: 20.07.2011.
- Nordicwater (2015): DynaSand Sandfilter. <http://www.nordicwater.com> (letzter Zugriff 26.11.2015)
- 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
- 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.
- 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
- Veolia (2015): Actiflo™-Verfahren - Veolia Water Technologies. Veolia Water Technologies. <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/actiflo/de/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- 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 halbtechnische 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.