

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling-Rodderweg



Impressum

Auftraggeber:

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

Bearbeitung: Christian Maus, Dr. Demet Antakyali,

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: Januar bis September 2015

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	1
1.1	Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
1.2	Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers	2
1.3	Kurzbeschreibung der Abwasserreinigungsanlage	2
2	Abwasseranalyse und Auslegungswerte	5
2.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	5
2.2	Ablaufwassermenge der Kläranlage	5
2.3	Konzentrationen und Frachten für Basisparameter im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	8
2.4	Analytische Untersuchungen im Kläranlagenablauf	10
2.4.1	Bewertungskriterien zum Screening der Mikroschadstoffe	10
2.4.2	Ergebnisse der analytischen Untersuchungen	11
2.4.3	Ozonzehrungsverhalten	15
2.5	Monitoringstudie	17
2.6	Diskussion von Grenzwerten bei der Abwasserbehandlung	18
3	Mögliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	22
3.1	Übersicht	22
3.2	Oxidative Verfahren	23
3.2.1	Ozonung	23
3.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	25
3.3	Adsorptive Verfahren	26
3.3.1	Grundlagen der Adsorption	26
3.3.2	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	26
3.3.3	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	31
3.4	Physikalische Verfahren	32
3.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	33
3.5.1	Ozonung	33
3.5.2	Adsorptive Verfahren	33
3.5.2.1	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	33
3.5.2.2	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	33
4	Variantenuntersuchung	35
4.1	Wesentliche Kriterien	35
4.1.1	Bemessungswassermenge	35
4.1.2	Flächenverfügbarkeit	35
4.1.3	Vorauswahl des Behandlungsverfahrens	35
4.2	Beschreibung der Varianten	36

4.2.1	Variante 1: Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur biologischen Nachbehandlung	36
4.2.2	Variante 2 und 3: Ozonung mit granulierten Aktivkohlefilter	39
4.2.2.1	Variante 2: Ozonung im nordwestlichen Teil des Kläranlagengeländes - Einbindung der Mikroschadstoffelimination in den Wasserweg	41
4.2.2.2	Variante 3: Ozonung südlich des Kläranlagengeländes - Einbindung in den Wasserweg	42
4.3	Kostenbetrachtung	43
4.3.1	Kostenbetrachtung Variante 1	44
4.3.2	Kostenbetrachtung Variante 2 und 3	45
4.3.3	Zusammenfassung	48
5	Verfahrensempfehlung	50
6	Literaturverzeichnis	52
7	Anhang - Ergebnisse Monitoring, Probenahmestelle Ablauf ARA Rodderweg	55

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Fließbild der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	2
Abbildung 1-2:	Luftbild der Abwasserreiniungsanlage Wesseling (Google Maps)	3
Abbildung 2-1:	Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2012	6
Abbildung 2-2:	Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2013	6
Abbildung 2-3:	Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2014	7
Abbildung 2-4:	Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination	8
Abbildung 2-5:	Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling-Rodderweg bei einer Zugabe von 5 mg O ₃ /L. 16	
Abbildung 2-6:	Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling-Rodderweg bei einer Zugabe von 10 mg O ₃ /L. 16	
Abbildung 3-1:	Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	22
Abbildung 3-2:	Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess [KOM-M.NRW, 2015]	23
Abbildung 3-3:	Schematische Darstellung der Verfahrensschritte und -komponenten einer Kläranlage mit Ozonung [KomS-BW, 2015b]	24
Abbildung 3-4:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe [KomS-BW, 2015c]	27
Abbildung 3-5:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration [KomS-BW, 2015c]	28
Abbildung 3-6:	Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) [Herbst und Hilbig, 2012]	29
Abbildung 3-7:	Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken [KomS-BW, 2015c]	29
Abbildung 3-8:	Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess	31
Abbildung 4-1:	Verfahrensfließbild Variante 1	38
Abbildung 4-2:	Lageplan Variante 1	39
Abbildung 4-3:	Kontinuierlich gespülter Filter (Quelle: Nordic water)	40
Abbildung 4-4:	Verfahrensfließbild Variante 2 und 3	41
Abbildung 4-5:	Lageplan Variante 2	42
Abbildung 4-6:	Lageplan Variante 3	43

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Hauptsächliche Bauwerke der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	4
Tabelle 1-2:	Kenndaten der Nachklärung Wesseling	4
Tabelle 2-1:	Maximale Monatsmittel der maximalen 2-stündlichen Trockenwetterabflüsse	7
Tabelle 2-2:	CSB-, TOC- und NO ₂ -N-Konzentrationen im Ablauf der ARA (alle Tage)	9
Tabelle 2-3:	CSB-, TOC- und NO ₂ -N-Konzentrationen im Ablauf der ARA (TW-Tage)	10
Tabelle 2-4:	Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	11
Tabelle 2-5:	Messwerte zu Basisparameter im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	11
Tabelle 2-6:	Screeningsergebnisse der Benzotriazole im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	11
Tabelle 2-7:	Screeningsergebnisse der Pestizide im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	12
Tabelle 2-8:	Screeningsergebnisse der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Rodderweg in Wesseling	12
Tabelle 2-9:	Screeningsergebnisse der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	13
Tabelle 2-10:	Screeningsergebnisse der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	14
Tabelle 2-11:	Screeningsergebnisse der östrogenen Substanzen und der wirkungsbezogenen Analytik im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling	14
Tabelle 2-12:	Darstellung der ermittelten Mittelwerte einiger Leitparameter aus den Bereichen Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und Basisparameter aus drei 24-Stunden Mischproben des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling im Vergleich mit Werten weiterer kommunaler Kläranlagen	15
Tabelle 2-13:	Substanzvorschlag für die Monitoringstudie	17
Tabelle 2-14:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010) 19	
Tabelle 2-15:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (Nach der "Gewässerüberwachung in NRW, Anhang D4 - Umweltqualitätsnorm und Orientierungswerte - Letzter Aufruf: 22.04.2015")	20
Tabelle 2-16:	Quellenerläuterung zu Tabelle 4.1	21
Tabelle 3-1:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK- Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L [Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010]	30
Tabelle 3-2:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW [KOM-M.NRW, 2015b]	31
Tabelle 4-1:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 1	45

Tabelle 4-2:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 2	46
Tabelle 4-3:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 3	47
Tabelle 4-4:	Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Jahresabwassermenge und Frischwassermenge der betrachteten Varianten	48
Tabelle 4-5:	Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Schmutzwassermenge und Frischwassermenge der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Förderung	49
Tabelle 5-1:	Variantenbewertung	51

1 Veranlassung

1.1 Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

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

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

Die umweltschädlichen Stoffe sollen in der Regel möglichst an der Quelle minimiert und ggf. mit un- schädlichen Alternativen ersetzt werden. Das ist jedoch nicht immer und für jeden Stoff möglich. Eine Vielzahl der Mikroschadstoffe wird mit dem Abwasser in kommunalen Kläranlagen transportiert. Die persistenten Mikroschadstoffe können während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungs- prozess 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 Eintragungspfadern 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 Ver- fahren realisiert werden. Hierbei kann zwischen der dezentralen Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z.B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen) und zentralen in der kommunalen Kläran- lage oder bei der zentralen Trinkwasseraufbereitung unterschieden werden. Eine weitgehende Verbes- serung der Ablaufqualität bzw. Elimination der Mikroschadstoffe auf Kläranlagen ist durch weitergehen- de (additive) Maßnahmen realisierbar. Hierzu haben sich bisher die Techniken der Ozonung und der Aktivkohleadsorption zurzeit als umsetzbare Techniken herauskristallisiert.

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unter- schiedlichen Ebenen. Die Stoffe sollen möglichst an der Quelle verhindert werden. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden (euwid Wa Nr. 45, 09.11.2010). Das Umweltministerium des Landes NRW fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechni- sche Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel dieser Studie ist auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe Mög- lichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Wesseling- Rodderweg aufzuzeigen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Ein- beziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirt- schaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung.

1.2 Kurzbeschreibung des Einzugsgebiets und des Gewässers

Das Einzugsgebiet und damit das der kommunalen Kläranlage Wesseling (ARA Rodderweg) zufließende Abwasser ist kommunal geprägt. Im Einzugsgebiet der Abwasserreinigungsanlage liegen ein Krankenhaus und mehrere Altenheime.

Die Kläranlage Wesseling leitet ihr gereinigtes Abwasser an der Einleitungsstelle (206032001) in den Oberflächenwasserkörper Rhein ein. Nach dem Fachinformationssystem ELWAS WEB wird der gesamte chemische Zustand des Gewässers an der Einleitungsstelle mit „nicht gut“ beschrieben. Der chemische Zustand ohne ubiquitäre Stoffe wird hingegen mit „gut“ erfasst. An der Einleitungsstelle wird der Vorfluter als künstlich oder erheblich verändert dargestellt.

Der ökologische Zustand des Rheins in Klärwerksnähe wird mit „mäßig“ eingeschätzt. Die Saprobie (PERLODES) und die Fischfauna (FIBS) werden mit „gut“ beschrieben wohingegen der gesamte biologische Zustand und die ökologische Zustandsklasse laut PERLODES nur mit „mäßig“ beurteilt wird.

1.3 Kurzbeschreibung der Abwasserreinigungsanlage

Die Abwasserreinigungsanlage in Wesseling-Rodderweg wurde in den Jahren 1960 – 1962 errichtet. Zunächst fand nur eine mechanische Abwassereinigung (ausgelegt auf 36.000 EW) auf der Anlage statt. 1978 – 1981 wurde die Anlage schließlich um eine biologische Reinigungsstufe mit einer Ausbaustufe von 40.000 EW erweitert. In den Jahren 1991 – 1993 wurde die Anlage infolge der behördlichen Forderung nach einer weitergehenden Stickstoff- und Phosphorelimination erneut erweitert.

Der prognostizierte Anschlusswert liegt auf der Kläranlage Wesseling bei 40.000 EW aufgeteilt auf 31.200 EZ und 8.800 EGW.

Abwasservolumenströme gemäß Bemessung folgen:

- Höchstwasserzufluss: $Q_M = 1.425,0 \text{ m}^3/\text{h} = 396 \text{ L/s}$
- Trockenwetterzufluss: $Q_{T,h,max} = 500 \text{ m}^3/\text{h} = 139 \text{ L/s}$
- Tageszufluss: $Q_{T,d} = 10.000 \text{ m}^3/\text{d} = 116 \text{ L/s}$

Ein schematisiertes Fließbild der Kläranlage ist in Abbildung 1-1 ersichtlich. Die Abbildung 1-2 zeigt das Luftbild der Kläranlage Wesseling.

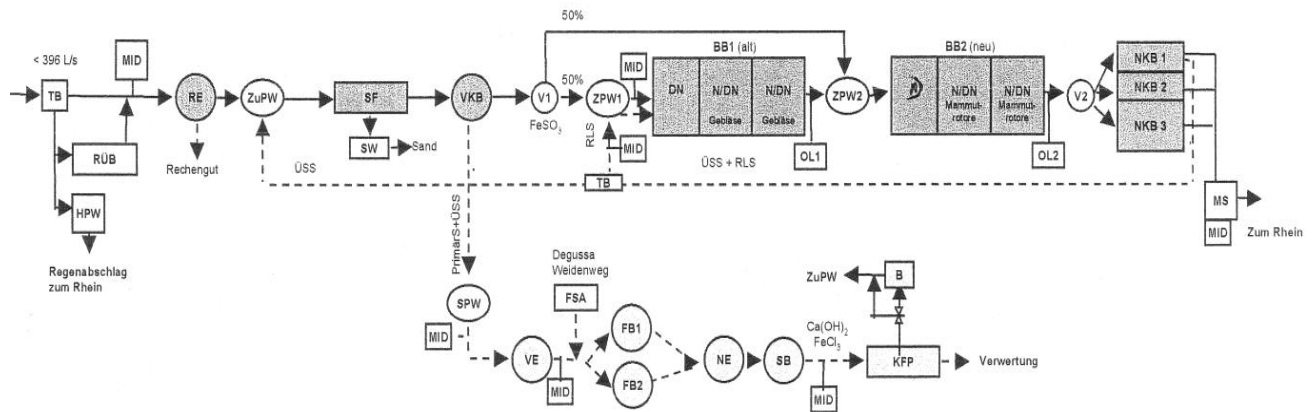


Abbildung 1-1: Fließbild der Abwasserreinigungsanlage Wesseling



Abbildung 1-2: Luftbild der Abwasserreinigungsanlage Wesseling (Google Maps)

Die Abwasserbehandlung umfasst eine mechanische Reinigungsstufe mit Feinrechen, Abwasserhebewerk, belüftetem Sandfang und Vorklärung und eine biologische Behandlungsstufe mit Zwischenpumpwerk, 2-stufiger Kaskadenbelebung, Phosphor-Simultanfällung und Nachklärung. Die Schlammbehandlung besteht aus Einrichtungen zur Eindickung, Faulung und Entwässerung. Auf der Kläranlage Wesseling befinden sich auch Regenwassereinheiten bzw. Sondereinrichtungen (Abluftwäscher). Eine Filteranlage ist nicht vorhanden.

Die wesentlichen Bauwerke der Kläranlage Wesseling sind in Tabelle 1-1 aufgelistet. Auf der Kläranlage Wesseling werden drei horizontal durchströmte Rechteckbecken betrieben. Die Nachklärbecken werden über einen Quelltopf mit fest eingestellten Überfalllängen in einem Verhältnis NKB 1 / NKB 2 / NKB 3 von 40 % / 40 % / 20 % beschickt. Die Einleitung des Abwassers erfolgt über eine Verteilerrinne und je 16 Verteilereinläufe je Becken. Der Zulauf des NKB 3 wurde bereits nachträglich mit einer Einlaufhaube zur Optimierung des Zulaufbereichs ausgerüstet. Der Ablauf erfolgt über Zackenwehre und anschließende Ablaufrinnen am Beckenende.

Tabelle 1-1: Hauptsächliche Bauwerke der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

Behandlungsstufe	Anlagenteil
Zulauf und Regenwasserbehandlung	<ul style="list-style-type: none"> • Regenüberlaufbecken: $V = 8.200 \text{ m}^3$ (Nutzvolumen)
Mechanische Reinigungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • Feinrechen: Gerinnebreite = 1,20 m; Spaltbreite = 3 mm • Abwasserhebewerk: Pumpwerk mit 4 Pumpen, Förderhöhe ca. 7,50 m • zweistraßiger, belüfteter Sandfang: L= 25,00 m; b = 2,40 m; t = 2,60 m je Kammer • Vorklärung: 1 Rundbecken mit $V = 1.475 \text{ m}^3$
Biologische Behandlungsstufe	<ul style="list-style-type: none"> • Zwischenpumpwerk • Belebung: 2-stufige Kaskade mit je drei Beckenkammern, die nacheinander durchflossen werden <ul style="list-style-type: none"> - Kaskadenstufe 1: $V = 3 \times 1.400 = 4.200 \text{ m}^3$ - Kaskadenstufe 2: $V = 3 \times 1.433 = 4.300 \text{ m}^3$ • Chemische Phosphorelimination durch Zugabe von Eisen-II-Sulfat in den Zulauf zum Belebungsbecken 1 • Nachklärung: 3 Rechteckbecken, $A_{\text{ges}} = 1.584 \text{ m}^2$
Auslauf	<ul style="list-style-type: none"> • Auslaufbauwerk
Schlammbehandlung	<ul style="list-style-type: none"> • Schlammeindickung • Faulung: 2 Faulräume, $V_{\text{ges}} = 2.200 \text{ m}^3$ • Schlammwässerung
Sondereinrichtungen	z.B. Abluftwäscher

Die Kenndaten der Becken sind in Tabelle 1-2 aufgeführt.

Tabelle 1-2: Kenndaten der Nachklärung Wesseling

Abmessungen:	NKB 1 + 2	NKB 3
Länge	2 x 44 m	44 m
Breite	2 x 12 m	12 m
Wassertiefe	2,40 m	4,00 m
Beckentiefe	3,40 m	5,00 m
Oberfläche	2 x 528 m ²	528 m ²
Gesamtoberfläche	1.584 m ²	
Volumen	2 x 1.267 m ³	2.112 m ³
Gesamtvolumen	4.646 m ³	

2 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

2.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

Um eine fundierte Verfahrensauswahl zu treffen bzw. die Anlage optimal auszulegen, müssen die standortspezifischen Abwassereigenschaften auf der Anlage berücksichtigt werden. Als Grundlage für die Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Wesseling wurden die Betriebsdaten der Jahre 2012, 2013 und 2014 zur Verfügung gestellt. Dabei handelt es sich um die Dokumentation der Abflussmessungen und die Ergebnisse von Probenahmen im Ablauf der Kläranlage. Desweiteren sind die Trockenwettertage bekannt. Die vorliegenden Daten wurden im Rahmen der aktuellen Studie ausgewertet. Die Abwasseranalyse umfasst die Auswertung der Abwassermengen und die Analyse der Abwasserinhaltsstoffe.

Die Auswertung der Abwassermengen führt in späteren Abschnitten zur Festlegung der Bemessungswassermenge für die zu diskutierende Anlage zur Mikroschadstoffelimination. Hierbei wurden Abwasserabflussdaten als 2h-Mittel und Tageswerte für die Jahre 2012, 2013 und 2014 ausgewertet.

Die Abwasserinhaltsstoffe werden in zwei Gruppen betrachtet. In der ersten Gruppe werden die Konzentration und Frachten der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Zur Auswertung der Standardparameter wurden Konzentrationen zu CSB, TOC, NO₂-N im Ablauf der Kläranlage der Jahre 2012, 2013, 2014 zusammengefasst. Die ausgewerteten Daten umfassten ca. 60 Werte pro Jahr. Die Auswertung wurde für Trockenwettertage bzw. alle Tage durchgeführt. Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen, die für das kommunale Abwasser relevant sind. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurden zwei Screenings durchgeführt, wobei 24-h Mischproben des Kläranlagenablaufs auf typische Mikroschadstoffe wie pharmazeutische Wirkstoffe, Röntgenkontrastmittel, östrogene Substanzen, Benzotriazole und Pestizide bzw. für Stoffe, die für die Mikroschadstoffelimination relevant sind, untersucht wurden. Die Probenahmen erfolgten vom 15. auf den 16.02.2015 und vom 16. auf den 17.02.2014.

Das Screening des Kläranlagenablaufs hinsichtlich Mikroschadstoffen erfolgte mittels LC-MS/MS und GC-MS. Die wirkungsbezogene Analytik wurde mittels A-YES-Assay durchgeführt. Die Analyse des DOC erfolgte in Anlehnung an DIN EN 1484 und die Analyse des SAK wurde unter Berücksichtigung der DIN 38404-3 durchgeführt. Zusätzlich zur Bestimmung der Mikroschadstoffe wurden zudem der Bromid- bzw. der Nitritgehalt des Ablaufs bestimmt und das Ozonzehrungsverhalten des Kläranlagenablaufs untersucht. Für die Analyse von Bromid und Bromat wurde dabei die DIN EN ISO 15061 herangezogen und die Ozonzehrungsversuche wurden mittels der Indigomethode in Anlehnung an DIN 38408 durchgeführt.

2.2 Ablaufwassermenge der Kläranlage

Die Trockenwettertage der Jahre 2012 bis 2014 und folglich auch der tägliche Abwasserabfluss bei Trockenwetter sowie der Abfluss bei Trockenwetter als 2-h-Mittel sind bekannt. Die Ermittlung des maximalen Monatsmittels des 2-stündlichen Trockenwetterzuflusses erfolgt gemäß DWA-Arbeitsblatt A-198 (2003) „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen“. In Abbildung 2-1 bis Abbildung 2-3 sind der Trockenwetterablauf sowie der minimale und maximale 2h-Trockenwetterablauf der Kläranlage für die Jahre 2012 bis 2014 dargestellt.

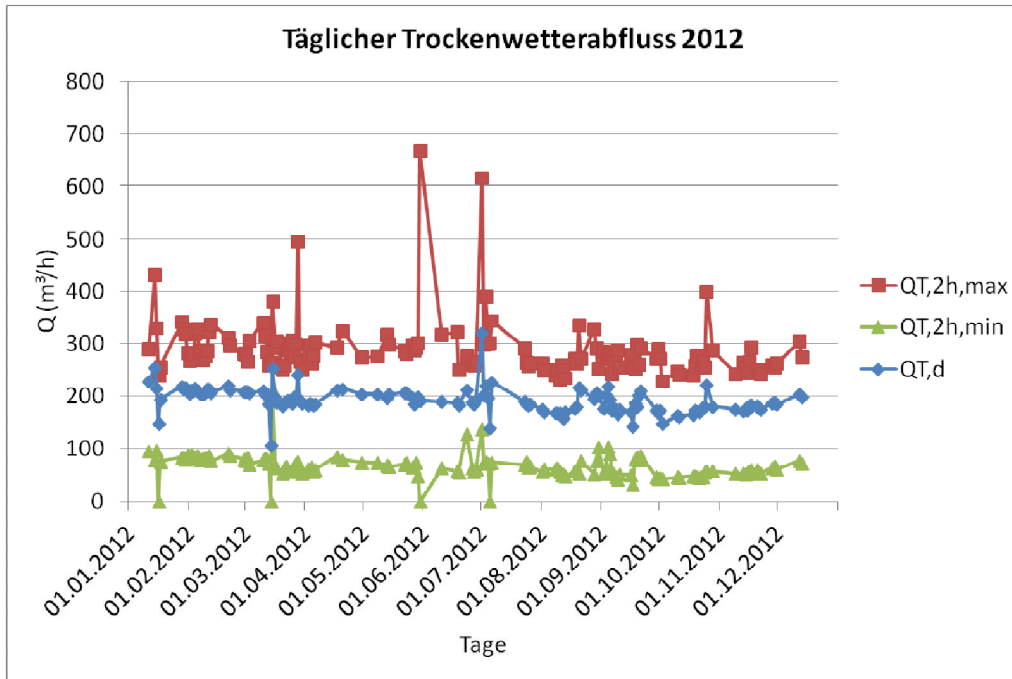


Abbildung 2-1: Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2012

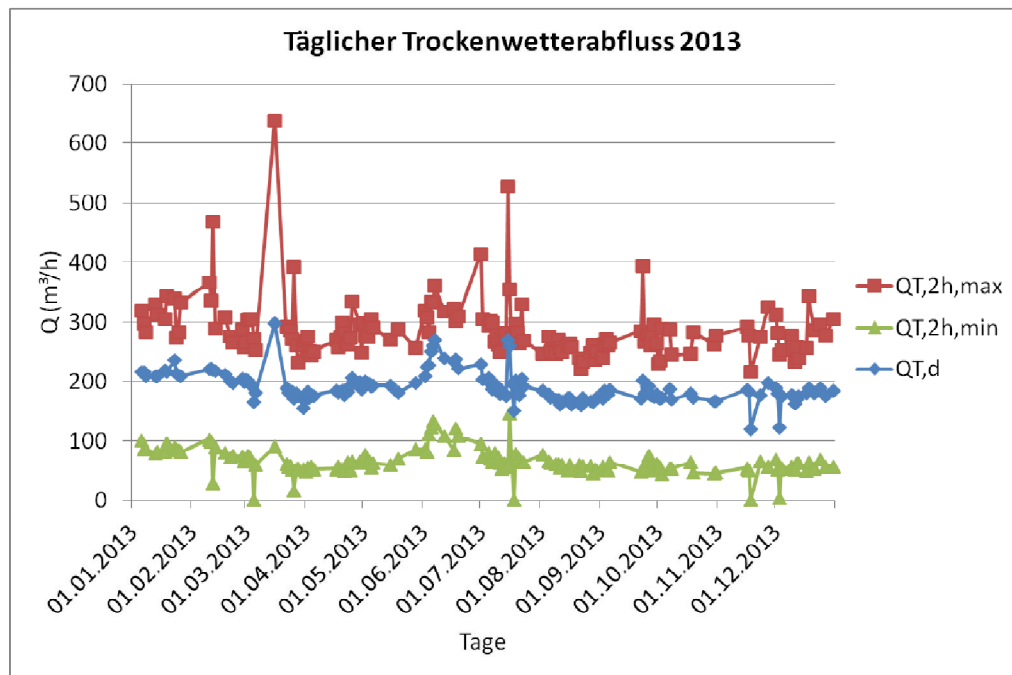


Abbildung 2-2: Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2013

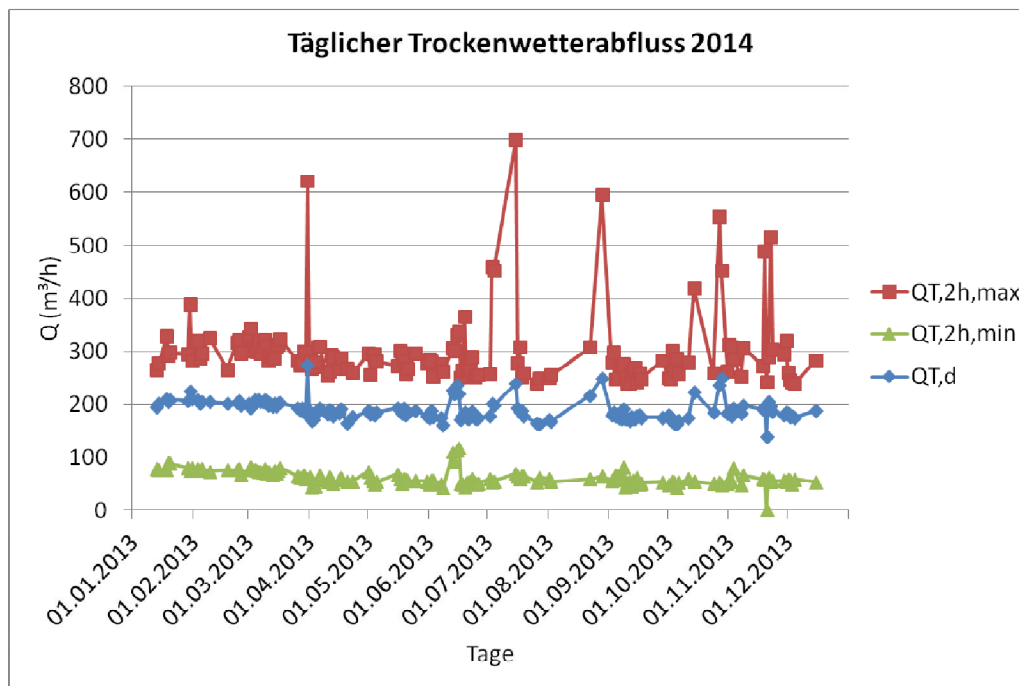


Abbildung 2-3: Täglicher Trockenwetterabfluss der ARA Wesseling in 2014

Aus den Grafiken ist es ersichtlich, dass der maximale Wert für 2h-stündliche Trockenwetterabfluss bei ca. 700 m³/h liegt. Unter normalen Betriebsbedingungen liegen die Werte unter 350 m³/h. Die einzelnen Ausreißer sind vermutlich auf einen mehr als eintägigen Nachlauf nach stärkeren Regenereignissen bzw. einmalige kurzfristige Einleitungen in das Kanalnetz (Drosselkalibrierung im Netz) zurückzuführen.

Die maximalen Monatsmittel der 2-stündlichen Trockenwetterabflüsse sind in Tabelle 2-1 zusammengestellt.

Tabelle 2-1: Maximale Monatsmittel der maximalen 2-stündlichen Trockenwetterabflüsse

		2012	2013	2014
$Q_{T,2h,max,mM}$	[m ³ /h]	302	319	303

Theoretische Überlegungen zeigen, dass eine Vollstrombehandlung bis zum maximalen Mischwasserzuflusses im Vergleich zur Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses lediglich zu einer zusätzlichen Reinigungsleistung von ca. 7 % führt [Metzger, 2010]. Dieser Modellbetrachtung liegt zu Grunde, dass die Mikroschadstoffe in gelöster Form vorliegen und die Fracht der Mikroschadstoffe unabhängig von der hydraulischen Belastung der Kläranlage ist. In der biologischen Reinigungsstufe wurde die Eliminationsleistung zu 25 % und in der weitergehenden Behandlungsstufe um zusätzlich 80 % angenommen.

Im F/E-Projekt TP 6 [ARGE TP6, 2014] wird daher empfohlen, die Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf eine Teilstrombehandlung aber mindestens zum maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen, sofern keine weitergehenden, immissionsseitigen Anforderungen vorliegen. Somit ist eine ressourceneffiziente Einbindung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination möglich.

Abbildung 2-4 zeigt die Ergebnisse der Auswertungen zusammenfassend für die Jahre 2012 – 2014. Der prozentuale Anteil der behandelten Jahresabwassermenge ist in Abhängigkeit der Behandlungswassermenge aufgetragen. Zu erkennen ist, dass bis zum maximalen 2-stündlichen Trockenwetterabflüsse von 319 m³/h der behandelbare Anteil der Jahresabwassermenge steil ansteigt. Im Bereich des Mischwasserabflusses verläuft die Kurve relativ flach, sodass auch eine Erhöhung der Behandlungs-

wassermenge zu nur einer relativ geringen Steigerung des behandelbaren Anteils der Jahresabwassermenge führt.

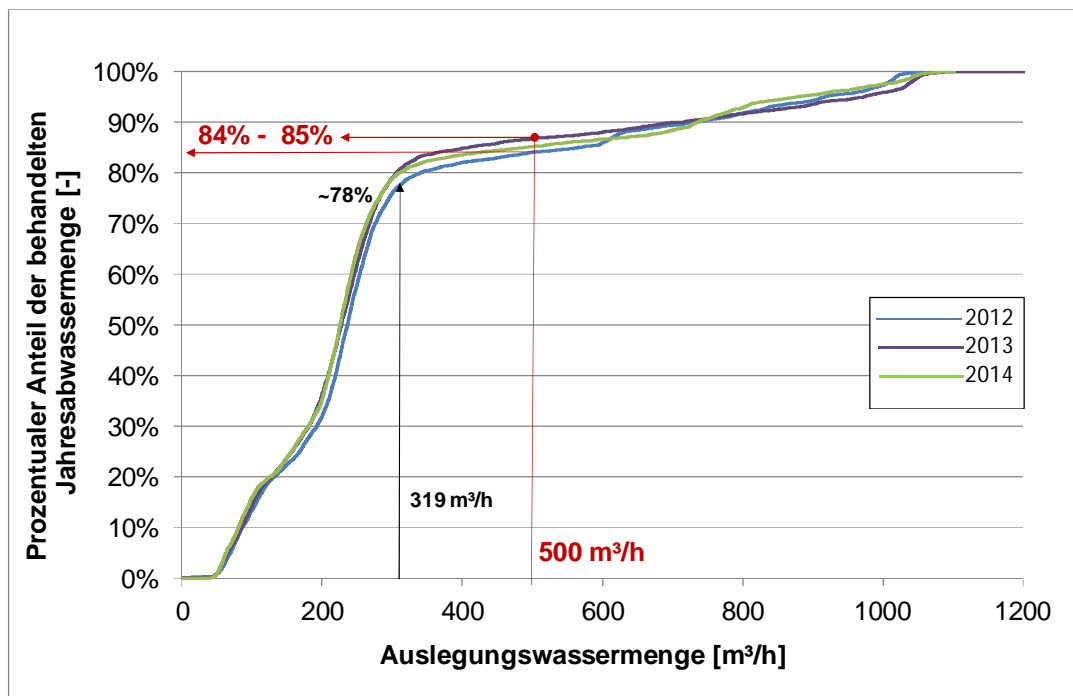


Abbildung 2-4: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge in Abhängigkeit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

Wird der tatsächliche maximale 2-stündliche Trockenwetterabflüsse von 319 m³/h als maximale Behandlungswassermenge der Mikroschadstoffelimination angesetzt, würde etwa 78 % der Jahresabwassermenge in der zusätzlichen Reinigungsstufe behandelt. Mit der Auslegung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf eine maximale Behandlungswassermenge von 500 m³/h können ca. 85 % der Jahresabwassermenge weitergehend behandelt werden. Unter gleichzeitiger Betrachtung der technischen, ökologischen und wirtschaftlichen Sichten wurde im Rahmen der Machbarkeitsstudie die maximale Behandlungswassermenge mit 500 m³/h festgelegt. Dabei werden die Abflussspitzen und Auslastungsreserven berücksichtigt.

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

2.3 Konzentrationen und Frachten für Basisparameter im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

Für die vorliegende Studie sind die Konzentrationen und Frachten der Parameter CSB, TOC und NO₂-N im Ablauf der Kläranlage von Relevanz. Es erfolgte eine statistische Auswertung der Betriebsdaten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2-2 (für Trockenwettertage) zusammengestellt.

Die CSB-Konzentration weist mit ca. 22 mg/L im Median eine typische Restbelastung für kommunale Kläranlagen auf. Der TOC liegt im Median bei ca. 8 mg/L und das 85%-Quantil bei ca. 10 mg/L. Für die Auslegung der Ozonung oder einer Adsorptionsanlage mit Aktivkohle wird in der Regel nur der gelöste Anteil der Kohlenstoffverbindungen (DOC) berücksichtigt. Durch die noch im Ablauf der Nachklärung enthaltenen Feststoffe liegt der TOC etwas über den DOC. Für die weitere Auslegung wird eine DOC-Konzentration von 9 mg/L und für die Betriebskostenermittlung von 7 mg/L angenommen.

Tabelle 2-2: CSB-, TOC- und NO₂-N-Konzentrationen im Ablauf der ARA (alle Tage)

		CSB [mg/L]	TOC [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]
2012	Minimalwert	12,30	4,28	0,000
	Maximalwert	34,65	12,00	0,190
	Mittelwert	20,70	7,16	0,034
	Median	20,50	7,12	0,020
	T85-Wert	25,31	8,61	0,063
2013	Minimalwert	11,00	5,59	0,000
	Maximalwert	45,00	11,60	0,440
	Mittelwert	22,86	8,70	0,060
	Median	22,63	8,89	0,030
	T85-Wert	26,50	10,16	0,096
2014	Minimalwert	12,70	5,33	0,010
	Maximalwert	43,40	20,20	3,880
	Mittelwert	21,56	9,60	0,108
	Median	21,20	8,84	0,030
	T85-Wert	24,36	10,84	0,080
Mittel 2012 - 2014	Minimalwert	12,00	5,07	0,003
	Maximalwert	41,02	14,60	1,503
	Mittelwert	21,71	8,49	0,067
	Median	21,44	8,28	0,027
	T85-Wert	25,39	9,87	0,080

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 Kläranlage Wesseling weist eine in der Regel stabile Nitrifikation auf. Im Ablauf der Nachklärung liegen die Konzentrationen in der Regel unter 0,1 mg NO₂-N/L.

Tabelle 2-3: CSB-, TOC- und NO₂-N-Konzentrationen im Ablauf der ARA (TW-Tage)

		CSB [mg/L]	TOC [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]
2012	Minimalwert	17,40	5,96	0,000
	Maximalwert	34,65	8,92	0,070
	Mittelwert	22,68	7,84	0,023
	Median	21,95	7,94	0,020
	T85-Wert	26,60	8,64	0,050
2013	Minimalwert	18,30	7,49	0,010
	Maximalwert	45,00	9,12	0,440
	Mittelwert	24,16	8,35	0,063
	Median	22,60	8,40	0,030
	T85-Wert	26,16	9,07	0,100
2014	Minimalwert	12,70	5,33	0,010
	Maximalwert	29,10	10,70	0,130
	Mittelwert	21,85	8,53	0,041
	Median	21,53	8,79	0,030
	T85-Wert	24,59	10,21	0,060
Mittel 2012 - 2014	Minimalwert	16,13	6,26	0,007
	Maximalwert	36,25	9,58	0,213
	Mittelwert	22,90	8,24	0,042
	Median	22,03	8,38	0,027
	T85-Wert	25,78	9,31	0,070

2.4 Analytische Untersuchungen im Kläranlagenablauf

2.4.1 Bewertungskriterien zum Screening der Mikroschadstoffe

Wie zuvor beschrieben existieren derzeit keine Grenzwerte von Mikroschadstoffen für Kläranlagenabläufe. Daher kann eine Bewertung dieser nur über den Umweg der Bewertung der Oberflächengewässer vorgenommen werden. Dazu sind die im Rahmen der Untersuchungen ermittelten Konzentrationen den Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden:

(http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberflächengewässer_Teil_D/_Anlage_4).

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

Tabelle 2-4: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

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

2.4.2 Ergebnisse der analytischen Untersuchungen

Die Messwerte zu Basisparameter bzw. die Ergebnisse der Screening sind in den nachstehenden Tabellen (Tabelle 2-5 bis Tabelle 2-11) dargestellt. Die Tabellen zu den gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen enthalten auch eine Bewertung nach dem im vorigen Abschnitt dargestellten Farbmatrix.

Tabelle 2-5: Messwerte zu Basisparameter im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung		M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit			
Bromid	µg/L	210	210	
Bromat	µg/L	< 1	< 1	
DOC	mg/L	8,0	8,0	
SAK254	1/m	23,8	23,1	

Tabelle 2-6: Screeningsergebnisse der Benzotriazole im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung		M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit			
1H-Benzotriazol	µg/L	5,5	6,4	10
5-Methyl Benzotriazol	µg/L	2,0	2,4	10
DimethylBenzotriazol	µg/L	0,034	0,042	10

Tabelle 2-7: Screeningergebnisse der Pestizide im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung	M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit		
Diuron	µg/L	< 0,01	0,2
Terbutryn	µg/L	0,015	0,065

Tabelle 2-8: Screeningergebnisse der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Rodderweg in Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung	M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit		
⁴ N-Acethylsulfadiazin	µg/L	1	0,95
⁴ N-Acethylsulfamerazin	µg/L	< 0,01	< 0,01
⁴ N-Acetyl sulfamethazin	µg/L	< 0,01	< 0,01
⁴ N-Acetylsulfamethoxazol	µg/L	2,4	1,5
Amilorid	µg/L	< 0,02	< 0,02
Bisoprolol	µg/L	1,5	0,1
Capecitabin	µg/L	0,037	0,043
Carbamazepin	µg/L	1,7	0,5
Cefazolin	µg/L	< 0,01	< 0,01
Cefotaxim	µg/L	< 0,01	< 0,01
Cilastatin	µg/L	< 0,02	< 0,02
Ciprofloxacin	µg/L	0,55	0,81
Citalopram	µg/L	0,14	0,22
Clarithromycin	µg/L	0,62	0,94
Climbazol	µg/L	0,22	0,1
Clindamycin	µg/L	0,3	0,35
Cyclophosphamid	µg/L	0,027	0,037
Diclofenac	µg/L	4,9	0,1
Enalapril	µg/L	< 0,01	< 0,01
Erythromycin*	µg/L	0,80	0,02
Ibuprofen	µg/L	0,13	0,01

IUTA Nr. Kundenbezeichnung		M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Ifosfamide	µg/L	0,028	< 0,01	
Losartan	µg/L	0,49	0,79	
Mefenaminsäure	µg/L	0,26	0,39	
Metconazol	µg/L	< 0,01	< 0,01	0,1
Metoprolol	µg/L	3,0	3,1	7,3
Norfloxacin	µg/L	< 0,01	< 0,01	
Paracetamol	µg/L	< 0,01	< 0,01	
Phenazon	µg/L	0,45	0,53	1,1
Prednisolon	µg/L	< 0,01	< 0,01	
Propyphenazon	µg/L	< 0,01	< 0,01	0,8
Quinoxifen	µg/L	< 0,01	< 0,01	
Ranitidin	µg/L	0,24	0,6	
Ritalinsäure	µg/L	0,13	0,14	0,1
Sulfadiazin	µg/L	0,097	0,14	0,1
Sulfadimethoxin	µg/L	< 0,01	< 0,01	0,1
Sulfamethazin	µg/L	< 0,01	< 0,01	
Sulfamethoxazol	µg/L	0,54	0,76	0,15
Sulfapyridin	µg/L	0,043	0,085	
Tramadol	µg/L	2,7	2,9	
Trimethoprim	µg/L	0,46	0,58	0,1
Venlafaxin	µg/L	0,7	0,76	

* gemessen als Dehydratoerythromycin

Tabelle 2-9: Screeningergebnisse der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung		M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit			
Amidotrizoesäure	µg/L	10	10	0,1**
Iohexol	µg/L	0,56	1,1	
Iomeprol	µg/L	1,1	1,9	0,1**
Iopamidol	µg/L	1,7	2,3	0,1**
Iopromide	µg/L	0,7	1,3	0,1**
Ioversol	µg/L	0,014	0,04	0,1**

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

Tabelle 2-10: Screeningergebnisse der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung	M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit		
Perfluorbutansäure (PFBA)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluorpentansäure (PFPeA)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluorhexansäure (PFHxA)	µg/L	0,046	0,1
Perfluorheptansäure (PFHpA)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/L	< 0,01	0,00065
Perfluornonansäure (PFNA)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluordekansäure (PFDA)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	µg/L	< 0,01	0,1
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	µg/L	< 0,01	0,1

Tabelle 2-11: Screeningergebnisse der östrogenen Substanzen und der wirkungsbezogenen Analytik im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage Wesseling

IUTA Nr. Kundenbezeichnung	M 150217/01 KA Ablauf Rodderweg 16.02-17.02	M 150217/02 KA Ablauf Rodderweg 15.02-16.02	Bewertungsmaßstab nach D4-Liste Stand April 2014 als J-MW
Substanz	Einheit		
Bisphenol A	µg/L	0,21	0,26
Nonylphenol	µg/L	0,077*	0,054*
Octylphenol	µg/L	< 0,01	< 0,01
17α-Estradiol	µg/L	< 0,01	< 0,01
Estron	µg/L	< 0,01	< 0,01
17β-Estradiol	µg/L	0,0042	0,0054
17α-Ethinylestradiol	µg/L	< 0,01	< 0,01
Estriol	µg/L	< 0,01	< 0,01
Östrogene Aktivität	ng _{EEQ} /L	0,31	0,45

* kein typisches Pattern

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen der Gruppen der Arzneimittelwirkstoffe, der Röntgenkontrastmittel und der östrogen aktiven Substanzen sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der UQN-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt worden.

Das Analgetikum Diclofenac, der Wirkstoff der Antibabypille 17α-Ethinylestradiol und das natürliche Hormon 17β-Estradiol sind auf einer Beobachtungsliste („watch-list“) aufgeführt (RL 2013/39/EC). Bei

den abgeleiteten Umweltqualitätsnormen von 0,1 µg/L, 0,000035 µg/L bzw. 0,0004 µg/L handelt es sich derzeit jedoch noch nicht um gesetzlich vorgeschriebene Grenzwerte.

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

Tabelle 2-12: Darstellung der ermittelten Mittelwerte einiger Leitparameter aus den Bereichen Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und Basisparameter aus drei 24-Stunden Mischproben des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling im Vergleich mit Werten weiterer kommunaler Kläranlagen

		ARA Wesseling *	KA S**	KA BS**	KA DV**
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Arzneimittel- wirkstoffe	Carbamazepin	1.700, 1.900	1.100	1.300	1.800
	Diclofenac	4.900, 4.900	3.000	4.900	1.271
	Sulfamethoxazol	540, 760	1.000	710	649
	Iopromid	700, 1.300	450	1.100	200
	Iomeprol	1.100, 1.900	1.800	380	800
	Iopamidol	1.700, 2.300	200	1.500	< BG
Industrie- chemikalien	1H-Benzotriazol	5.500, 6.400	2.600	2.100	1.400
	Bisphenol A	210, 260	97	91	29
Basis- parameter	Gelöster organischer Kohlenstoff	8 mg/L	6,4 mg/L	6,6 mg/L	5,9 mg/L
	Bromid	210 µg/L	90 µg/L	130 µg/L	90 µg/L

* Darstellung von Mittelwerten (n = 3)

** Darstellung von Mittelwerten (n = 7)

2.4.3 Ozonzehrungsverhalten

Eine schnelle Zehrung des Ozons konnte sowohl bei der Zugabe von 5 mg O₃/L als auch bei einer Zugabe von 10 mg O₃/L beobachtet werden. Des Weiteren ist nach der Ozonung des Ablaufs der Kläranlage Wesseling eine Bestimmung des potentiellen Kanzerogenes Bromat durchgeführt worden.

Das Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 (KA Ablauf Wesseling-Rodderweg 16.02-17.02) ist in Abbildung 2-5 unter Zugabe von 5 mg O₃/L ($z_{spez.} = 0,65$) dargestellt. Die Probe vom 15.-16.02. zeigt ein ähnliches Ozonzehrungsprofil. Demnach ist bereits nach ca. 1 min. das Ozon weitgehend gezehrt. Die im weiteren Verlauf gemessenen Ozonkonzentrationen liegen im Bereich der Nachweisgrenze der Methode. Der ermittelte Bromatgehalt am Ende des Ozonzehrungsversuches lag bei 4,7 µg/L und somit unterhalb des für Trinkwasser geltenden Grenzwertes von 10 µg/L.

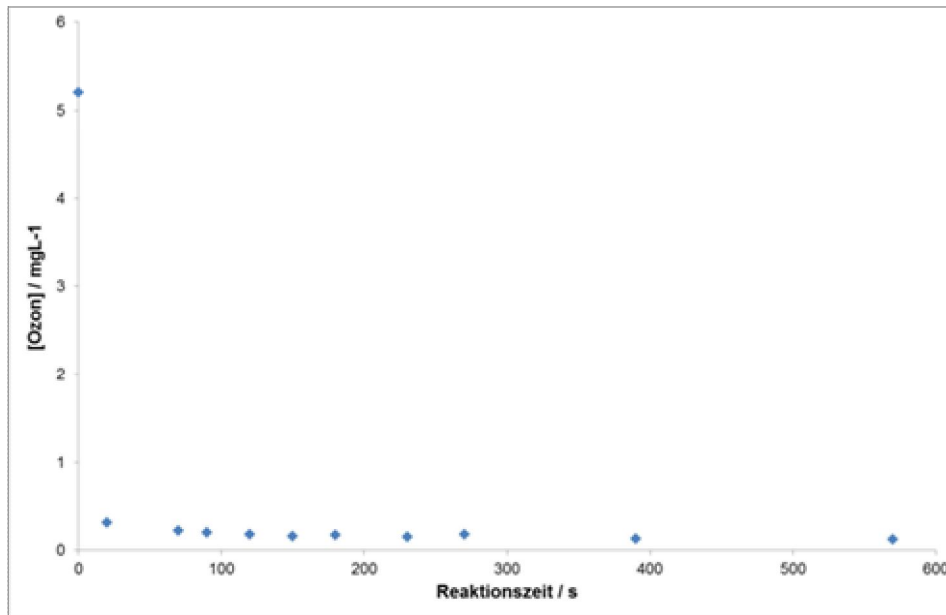


Abbildung 2-5: Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling-Rodderweg bei einer Zugabe von 5 mg O₃/L.

Das Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 (KA Ablauf Wesseling-Rodderweg 16.02-17.02) ist in Abbildung 2-6 unter Zugabe von 10 mg O₃/L ($z_{\text{spez.}} = 0,8$) dargestellt. Die Probe vom 15.-16.02. zeigt ein Ähnliches Ozonzehrungsprofil. Die Konzentrationsabnahme zeigt einen üblichen Verlauf für kommunales Abwasser auf. Nach ca. 3 min ist das Ozon weitgehend gezehrt. Der ermittelte Bromatgehalt am Ende des Ozonzehrungsversuches lag bei 14 µg/L und somit oberhalb des für Trinkwasser geltenden Grenzwertes von 10 µg/L.

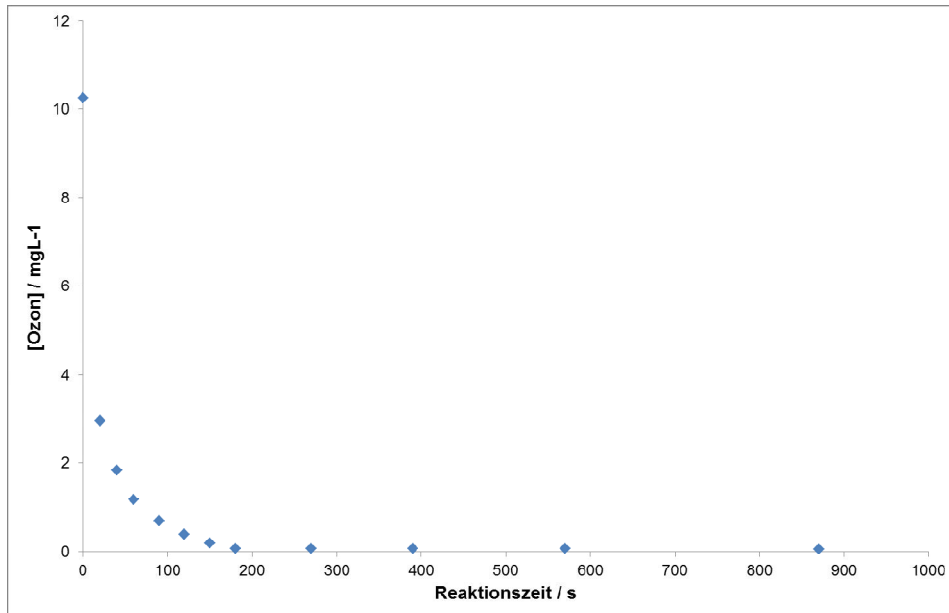


Abbildung 2-6: Ozonzehrungsprofil der Probe M 150217/01 des Ablaufs der Abwasserreinigungsanlage Wesseling-Rodderweg bei einer Zugabe von 10 mg O₃/L.

2.5 Monitoringstudie

Aufgrund der Ergebnisse des Screenings des Kläranlagenablaufs an zwei Tagen auf über 70 relevante Mikroschadstoffe aus unterschiedlichen Substanzgruppen kann für ein Monitoring zur Verdichtung der Datenlage in weiten Teilen der Empfehlung der Broschüre „Anleitung zu Planung und Bau von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW gefolgt werden. Weitere im Screening auffällige Stoffe sollten jedoch in das Monitoring integriert werden. Eine Zusammenfassung ist in Tabelle 2-13 gegeben. Auch mit einer sehr guten Ausgangslage hinsichtlich der Unterschreitung des UQN-Vorschlags sollte das Urbanpestizid Terbutryn in die Betrachtungen einbezogen werden. Zusätzlich zu den Arzneimittelwirkstoffen Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol sollten auch Bisoprolol, Clarithromycin, Erythromycin und Trimethoprim untersucht werden.

Der Befund für das Hormon 17 β -Estradiol als auch die östrogene Aktivität der Wasserprobe sind auffällig. Aus diesem Grund sollte sowohl die instrumentelle Analytik auf 17 β -Estradiol als auch die Analyse der östrogenen Aktivität als wirkungsbezogene Analytik in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.

Tabelle 2-13: Substanzvorschlag für die Monitoringstudie

Substanzgruppe	Substanz(en)
<i>Arzneimittelwirkstoffe</i>	<i>Bisoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Trimethoprim</i>
<i>Pestizide</i>	<i>Terbutryn</i>
<i>Korrosionsschutzmittel</i>	<i>1H-Benzotriazol</i>
<i>Östrogen aktive Substanzen</i>	<i>17β-Estradiol, Erfassung der östrogenen Aktivität mittels A-YES-Assay</i>

Das abschließende Monitoring über einen Zeitraum von fünf Tagen konnte in der Zeit vom 05.09. bis zum 10.09.2015 realisiert werden. Die Empfehlungen wurden komplett übernommen. Zusätzlich wurden das in Schuppenshampoos verwendete Fungizid Climbazol und das nichtsteroidale Antirheumatikum Ibuprofen in das Messprogramm integriert. Die Ergebnisse von 1H-Benzotriazol, Bisoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen und Metoprolol zeigen keinerlei Veränderung hinsichtlich der Bewertung.

Das Fungizid Climbazol konnte in keiner der fünf Proben noch über dem UQN-Wert nachgewiesen werden. Die Bewertung hinsichtlich des Antibiotikums Sulfamethoxazol befindet sich bei den fünf Proben durchschnittlich bei einem mäßigen Zustand. Gleiches lässt sich auch für Trimethoprim sagen. Das Pestizid Terbutryn konnte im Screening nicht in Konzentrationen über dem UQN-Vorschlag nachgewiesen werden. Aus dem Monitoring ergibt sich jedoch nur noch ein durchschnittlich mäßiger Zustand hinsichtlich der Überschreitung des UQN-Vorschlags.

Die Untersuchung der östrogen aktiven Substanzen führte in zwei Proben zu positiven Messwerten. Die instrumentelle Bestimmungsgrenze liegt jedoch über den auch auf der Beobachtungsliste genannten abgeleiteten Umweltqualitätsnormen von 0,000035 $\mu\text{g/L}$ für 17 α -Ethinylestradiol bzw. 0,0004 $\mu\text{g/L}$ für 17 β -Estradiol. Eine Bewertung der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze ist somit nicht möglich.

Die Bromidkonzentration im Ablauf lag während des Monitorings zwischen 150 $\mu\text{g/L}$ und 190 $\mu\text{g/L}$ und somit unterhalb des Spitzenwerts von 210 $\mu\text{g/L}$ aus dem ersten Screening.

Eine detaillierte Auflistung der Werte mit Bewertung ist im Anhang zu finden.

2.6 Diskussion von Grenzwerten bei der Abwasserbehandlung

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

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

Auszug aus Gutachten [Pinnekamp und Merkel, 2008, S.16 ff): „Wasserversorgungsunternehmen mit einer Rohwassergewinnung über Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung haben das Ziel, Trinkwasser möglichst mit natürlichen bzw. naturnahen Aufbereitungsverfahren bereitzustellen. Voraussetzung ist, dass die Wasserressourcen eine Qualität aufweisen, die die Zielerreichung ermöglicht. Vor diesem Hintergrund ergibt sich Handlungsbedarf für die Wasserversorgungswirtschaft, Zielvorstellungen für die Beschaffenheit von Oberflächenwasser als Ressource der Trinkwasserversorgung zu formulieren. Die Zielvorstellungen sollen geeignet sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern dauerhaft zu gewährleisten.“

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

Definition

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

Festlegung der Zielwerte

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

Umsetzung und Anwendung der Zielwerte

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

In der Tabelle 2-14 sind die Zielwerte für ausgewählte anthropogene organische Wasserinhaltsstoffe aufgeführt, die von den Verbänden in diesem Memorandum vorgeschlagen werden.

Tabelle 2-14: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug ARW et al., 2010)

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

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

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

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

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

Die Auswahl der unter Tabelle 2-15 aufgeführten Stoffe erfolgt auf Grundlagen einer Empfehlung des Kompetenzzentrums Spurenstoffe BW.

Tabelle 2-15: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (Nach der "Gewässerüberwachung in NRW, Anhang D4 - Umweltqualitätsnorm und Orientierungswerte - Letzter Aufruf: 22.04.2015")

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW [$\mu\text{g/L}$]	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 (PFC)	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
	Nitriлотriessigsäure (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 OGeV) 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 präven-

tiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

Tabelle 2-16: Quellenerläuterung zu Tabelle 4.1

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

3 Mögliche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

3.1 Übersicht

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

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



Abbildung 3-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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

3.2 Oxidative Verfahren

3.2.1 Ozonung

Grundlagen

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

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

Anordnung im Kläranlagenablauf

Die Ozonung ist verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. In diesem Zusammenhang ist vor allem die Funktionsfähigkeit der Nachklärung zu prüfen, da für den effektiven Einsatz des Ozons eine niedrige organische Hintergrundbelastung erforderlich ist. Um die Hintergrundbelastung weiter zu minimieren, kann vor der Ozonung zudem optional eine Filtrationsanlage zwischengeschaltet werden (vgl. Abbildung 3-2) [KOM-M.NRW, 2015].



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

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

Ozonerzeugung

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

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

Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mithilfe der spezifischen Dosierung z_{spez} ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen [KOM-M.NRW, 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, 2015].

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

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt dann über das Ozoneintragssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragungssystemen unterschieden werden. So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Reaktorbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem Hauptstrom vermischt und so dem Reaktor zugeführt wird [KOM-M.NRW, 2015]. Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist [Herbst und Maus, 2013].

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

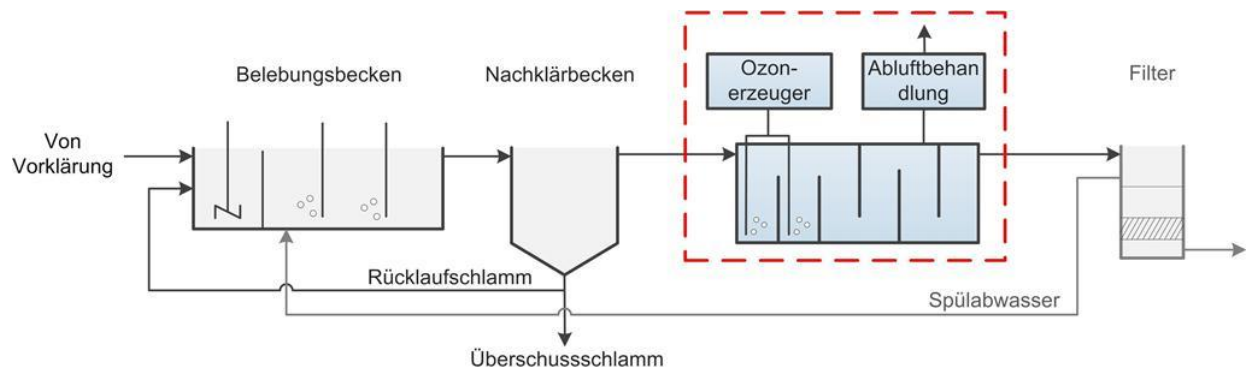


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung der Verfahrensschritte und -komponenten einer Kläranlage mit Ozonung [KomS-BW, 2015b]

Ozonreaktor

Im Ozonreaktor findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Reaktors zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Reaktor abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird [KOM-M.NRW, 2015]. Eine mittlere Auf-

enthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-M.NRW (2015) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

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

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

Nachbehandlung

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

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

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine [ARGE TP10, 2011]. Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Um das Risiko der Bromatbildung beurteilen zu können, ist vor der Verfahrenswahl das Bromatbildungspotential zu bestimmen. In der Trinkwasserverordnung wird für Bromat ein Grenzwert von 10 µg/l angegeben. Aus diesem Grund sollte im Ablauf der Ozonanlage eine Konzentration kleiner 10 µg/L angestrebt werden. 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 Adsorption

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 unselektive Elimination der Mikroschadstoffe aus, da Aktivkohle in der Lage ist ein breites Stoffspektrum zu adsorbieren. Zudem erfolgt die Elimination ohne den Anfall von Nebenprodukten. Anwendung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granuliert Aktivkohle. 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 pulverisierter Aktivkohle (PAK)

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

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 3-4), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktreaktor sowie dem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken [Metzger und Kapp, 2008].

Im Kontaktreaktor finden die Dosierung der PAK und die Beladung der Aktivkohle mit Mikroschadstoffen statt. Im Anschluss wird das behandelte Wasser inklusive der beladenen Aktivkohle dem Sedimentati-

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

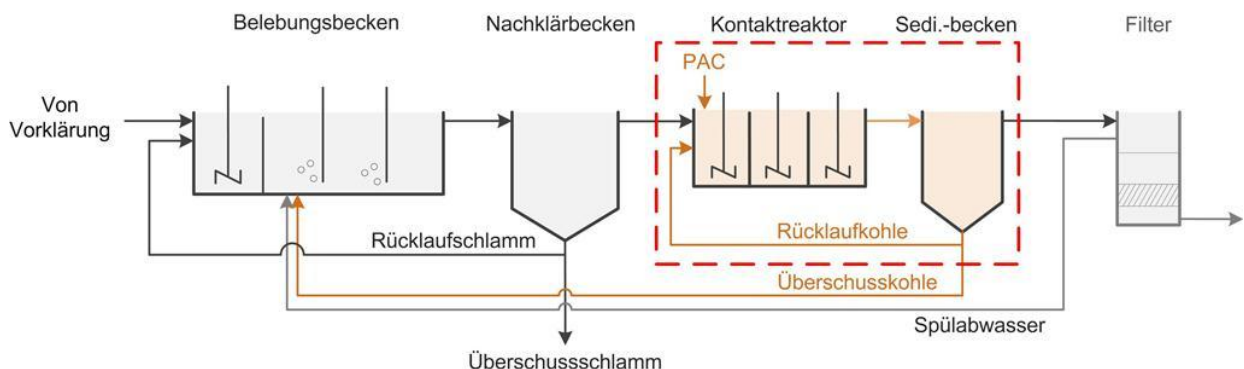


Abbildung 3-4: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe [KomS-BW, 2015c]

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

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

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

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

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

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 3-5). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktreaktor für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteinrichtung dieser Ausführungsalternative dar [KOM-M.NRW, 2015].

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

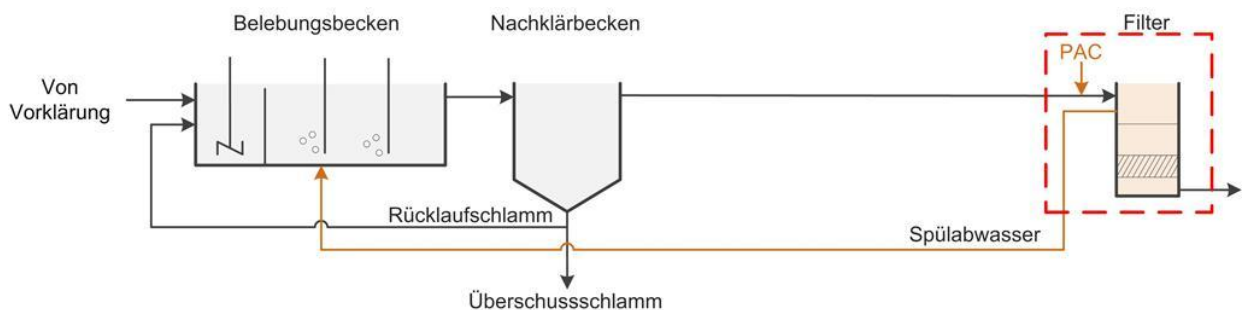


Abbildung 3-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration [KomS-BW, 2015c]

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

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 3-6 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsreaktor entfällt und der Kontaktreaktor (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist [Herbst und Hilbig, 2012].

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

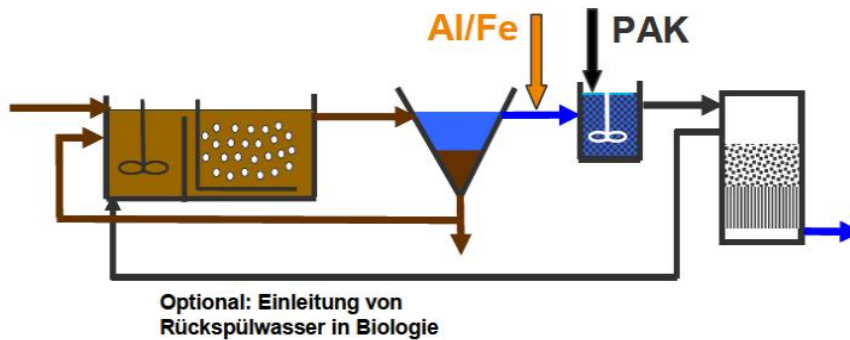


Abbildung 3-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) [Herbst und Hilbig, 2012]

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

Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Die letzte Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 3-7).

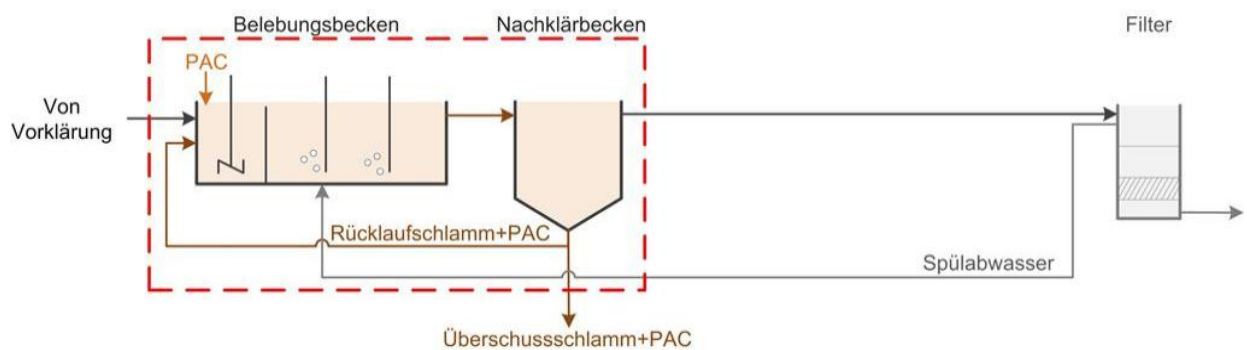


Abbildung 3-7: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken [KomS-BW, 2015c]

Die beladene Aktivkohle wird im Rahmen dieses Verfahrens direkt über den Überschussschlamm der biologischen Reinigung aus dem System entfernt bzw. zusammen mit dem Rücklaufschlamm erneut dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung kann aber dennoch die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erforderlich werden [KomS-BW, 2015c].

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

Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mithilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert wer-

den kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt [KOM-M.NRW, 2015]. So nehmen Herbst und Hilbig (2012) an, dass die Schüttdichte der Aktivkohle im Lieferfahrzeug 500 kg/m³ beträgt. Die Lagerungsdichte der Aktivkohle nach der pneumatischen Befüllung des Silos beträgt ihnen zufolge jedoch 420 kg/m³ direkt nach der Befüllung und 460 bis 480 kg/m³ nach einer gewissen Standzeit.

Kohledosierung und -eintrag

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

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

Tabelle 3-1: 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 Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf bereits bei einer Dosierung von 10 mg PAK/L teilweise unterhalb der Bestimmungsgrenze von 50 ng/L lagen.		

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

PAK-Entsorgung

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

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

3.3.3 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Anordnung im Kläranlagenablauf

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



Abbildung 3-8: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 3-8). So erfolgt im vorgeschalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann attraktiv, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll [Herbst und Maus, 2013].

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

Filteranlage

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

Tabelle 3-2: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW [KOM-M.NRW, 2015b]

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

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 3-2 zu entnehmen.

Auswahl der geeigneten Kohle

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

Austausch der granulierten Aktivkohle

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

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

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

3.4 Physikalische Verfahren

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

Micropoll (2015b) beschreibt zwar drei Anlagen zur Behandlung kommunalen Abwasser, die in Wulpen (Belgien), Orange County (USA) und Singapur in Betrieb sind. Jedoch dienen diese Anlagen dazu kommunales Abwasser unter Zuhilfenahme weiterer Reinigungsverfahren zu Trinkwasser aufzubereiten. Zudem ist auch bei diesen Anlagen zu beachten, dass eine weitergehende Behandlung des anfallenden

Konzentrats mithilfe adsorptiver, biologischer oder oxidativer Verfahren erforderlich ist, was mit sehr hohen Kosten verbunden ist [Micropoll, 2012].

3.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

3.5.1 Ozonung

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

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

Frankreich besitzt dagegen nur eine einzige Anlage zur Abwasserreinigung mittels Ozon. Diese befindet sich in St. Pourçain-sur-Sioule und ist seit 2013 in Betrieb [WABAG, 2014]. Die Anlage stellt in Frankreich einen Einzelfall dar, da sie im Rahmen des Neubaus der Kläranlage auf Initiative des Betreibers errichtet wurde, ohne dass in Frankreich gesetzliche Grundlagen zum Thema der Mikroverunreinigung existieren oder in den nächsten Jahren zu erwarten sind [Micropoll, 2013a].

3.5.2 Adsorptive Verfahren

3.5.2.1 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

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

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

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

3.5.2.2 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das derzeit verbreitetste, weil am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird seit Kurzem die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und 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, 2015c].

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

In der Schweiz ist im Juni 2015 die 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 Variantenuntersuchung

4.1 Wesentliche Kriterien

4.1.1 Bemessungswassermenge

Im Kapitel 2.2 wurde bereits aufgeführt, dass aus ökologischer und ökonomischer Sicht die Vollstrombehandlung nur unter bestimmten Randbedingungen erforderlich ist und die Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf eine Teilstrombehandlung ausgelegt werden kann. Empfohlen wird die Anlagen mindestens zum maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen, sofern keine weitergehenden, immissionsseitigen Anforderungen vorliegen. Somit ist eine ressourceneffiziente Einbindung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination möglich.

Unter gleichzeitiger Betrachtung der technischen, ökologischen und wirtschaftlichen Sichten wurde im Rahmen der Machbarkeitsstudie die maximale Behandlungswassermenge mit 500 m³/h festgelegt. Dabei werden die Abflussspitzen und Auslastungsreserven berücksichtigt.

4.1.2 Flächenverfügbarkeit

Grundsätzlich sind die Platzverhältnisse auf dem Gelände der Kläranlage Wesseling beengt. Durch z.B. die Verkleinerung des Vorklärbeckens könnte grundsätzlich eine Ozonung auf der Kläranlage Wesseling integriert werden. Aktuell beträgt die Aufenthaltszeit in der Vorklärung ca. 1 h für den Mischwasserzufluss. Eine Aufenthaltszeit von 1 h für den Trockenwetterzufluss wäre ebenfalls ausreichend. Das Vorklärbecken könnte folglich verkleinert werden ohne die Betriebssicherheit der Kläranlage zu gefährden. Da es sich bei der Vorklärung um ein erst vor Kurzem saniertes Becken handelt und für die 4. Reinigungsstufe ungünstig im Wasserweg liegt, wurde jedoch in enger Abstimmung mit den Entsorgungsbetrieben Wesseling entschieden, die Nutzung dieser Ressource nicht weiter zu betrachten.

Somit steht kein für die Mikroschadstoffelimination nutzbares freies Beckenvolumen zur Verfügung. Als möglicher Standort für eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination können folgende Flächen prinzipiell genutzt werden:

- Freifläche westlich der Belebung (Kaskadenstufe 2)
- Freifläche südlich des Kläranlagengeländes (nicht im Besitz der EBW, kann grundsätzlich erworben werden)
- Randstreifen östlich der Nachklärbecken

4.1.3 Vorauswahl des Behandlungsverfahrens

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden die in Kapitel 3 dargestellten Verfahrenstechniken auf die Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Wesseling hin untersucht.

Die vorhandene Verfahrenstechnik der Kläranlage beinhaltet keine Abwasserfiltration. Es stehen folglich keine Anlagenteile zur Verfügung, die sinnvoll für den Rückhalt von Pulveraktivkohle oder zur Umrüstung auf granuliert Aktivkohle verwendet werden könnten. Unter diesen Randbedingungen ergeben sich für eine adsorptive Behandlung (PAK oder GAK) höhere Jahreskosten als für eine Ozonung ohne im Gegenzug wesentliche verfahrenstechnische oder betriebstechnische Vorteile zu bieten. Als Nachteil einer weiterführenden Abwasserbehandlung mittels Pulveraktivkohle wäre die bis jetzt praktizierte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht mehr möglich. Infolge der wirtschaftlichen Gründe und des Ergebnisses des Screenings, wird im Folgenden auf die detaillierte Betrachtung einer adsorptiven Mikroschadstoffelimination mittels Pulveraktivkohle verzichtet.

Auf Grundlage der Auswertung des durchgeführten Screening (s. Kapitel 2.4.2) wird eine Überschreitung des Grenzwertes für Bromat bei einer Ozonung des Ablaufes der Kläranlage Wesseling als unwahrscheinlich eingestuft. Folglich ist eine Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung möglich. Vor einer Planung sollten jedoch weitere Versuche zur Ozonzehrung durchgeführt werden.

4.2 Beschreibung der Varianten

4.2.1 Variante 1: Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur biologischen Nachbehandlung

Die Ozonung wird räumlich direkt neben den drei vorhandenen Nachklärbecken angeordnet. Der Standort zeichnet sich durch eine günstige Lage im Wasserweg aus, ist jedoch räumlich stark beengt. Direkt neben dem vorgesehenen Ozonreaktionsbecken liegt ein Regenauslasskanal, der bautechnisch gesichert werden muss. Die Nachklärung weist ca. eine 1 m höhere Beckensohle als die Ozonung auf, sodass ggf. die Nachklärung bei der Baugrubenherstellung gesichert werden muss.

Um eine effiziente Mikroschadstoffelimination zu erreichen ist die organische Hintergrundbelastung im Zulauf zur Ozonung weitgehend zu minimieren. Zur Reduzierung des Feststoffaustrags wird die Nachklärung strömungsmechanisch optimiert. Das geklärte Abwasser wird anschließend aus dem Ablaufgerinne der drei vorhandenen Nachklärbecken zu den neuen Ozonreaktionsbecken zugeleitet. Hierzu werden die Ablaufgerinne durch Öffnungen in den Trennwänden miteinander verbunden und ein neuer seitlicher Auslauf gebaut. Das erforderliche Reaktorvolumen für die Ozonung wird in zwei getrennte Beckenstraßen aufgeteilt. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den max. Volumenstrom zur Beckenanlage zu begrenzen. Das Ozonbecken wird gasdicht abgedeckt. Der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt und das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon über ein Restozonvernichter eliminiert und anschließend das Off-Gas in die Umgebungsluft abgegeben.

Direkt im Anschluss an den Ozonreaktor schließt sich das Wirbelbett als bauliche Einheit an. Der Wirbelbettreaktor wird mit einem Kunststoffträgermaterial befüllt. Die spezifische Oberfläche des Trägermaterials beträgt ca. 1.000 m²/m³-Trägermaterial. 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. Das zuvor ozonierte Wasser ist aufgrund der Reinsauerstoff-Ozonbegasung mit Sauerstoff gesättigt. 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 anschließend wieder zu dem bereits vorhandenen Messschacht der Kläranlage Wesseling geleitet und anschließend in den Rhein.

Um die Anlage nur bis zum Bemessungszufluss von 500 m³/h zu beschicken, wird im vorhandenen Messschacht ein zusätzlicher Absenkschieber als Trennbauwerk installiert. Der Absenkschieber sorgt dafür, dass der Trockenwetterablauf der Nachklärung nicht wie bisher in Richtung Ablauf geleitet wird, sondern im Messschacht zurückgestaut wird und letztendlich eine Fließumkehr in der Ablaufrinne der Nachklärung Richtung Ozonreaktionsbecken erfolgt.

Der Absenkschieber ist in der Höhe so einzustellen, dass bei höheren Zuflüssen zur Ozonanlage ein Teilstrom über den Schieber direkt abgeschlagen werden kann. Weiterhin besteht hier die Möglichkeit, die Ozonanlage zu umgehen. Hierzu ist der Zulauf zum Ozonreaktionsbecken abzuschleubern und der Absenkschieber in Trennbauwerke entsprechend abzusenken.

Die Ablaufmengenmessung der Kläranlage Wesseling und die Probenahmemesssstelle kann wie gehabt unverändert weiter betrieben werden.

Die Beschickung der Ozonanlage erfolgt im freien Gefälle. Zurzeit werden bei außergewöhnlichem Rheinhochwasser bereits mobile Hochwasserpumpen eingesetzt. Diese Vorgehensweise wird beibehalten. Sollte bei extremen Rheinhochwasser die Mikroschadstoffelimination weiter betrieben werden, müssten die Hochwasserpumpen bei etwa 50 cm niedrigerem Rheinhochwasser als bisher eingesetzt

werden. Diese Hochwassermarken werden in der Regel aber nur sehr selten erreicht, so dass hier keine relevanten Energiekosten für die Abwasserförderung anfallen.

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff. Der Reinsauerstoff wird in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zur Kläranlage Wesseling angeliefert. Für die Bevorratung des Sauerstoffs wird ein LOX-Sauerstofftank auf der Kläranlage angeordnet. Es wird ein Sauerstofftank mit einem Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff gewählt, um eine entsprechende Lieferung und Vorhaltung sicherzustellen. Der flüssige Sauerstoff wird über Kaltverdampfer verdampft. Der gasförmige Sauerstoff wird anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Das Betriebsgebäude wird direkt neben der Schlammwässerung neu erstellt. Im Betriebsgebäude werden zwei Ozonerzeuger aufgestellt. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um. Die Ozonerzeuger müssen während des Betriebes gekühlt werden. Als Kühlmedium wird der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Hierzu werden in das neu zu erstellende Becken Abwasserwärmetauscher installiert und über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden. Direkt neben dem Betriebsraum der Ozonerzeuger wird zusätzlich ein E-Raum für die Schaltanlage und Energieversorgung der Ozonerzeuger angeordnet.

Das erzeugte Ozon wird über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet. Aufgrund der relativ hohen Bromkonzentration wird das Ozon mit einem Diffusorsystem in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m, die an dem vorgesehenen Standort zu realisieren ist.

Die Ermittlung des Beckenvolumens erfolgt unter der Annahme, dass die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung im Batch-Versuch maximal 5 min beträgt. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor 1/0,35 multipliziert.

Die Ozondosierung wird DOC-mengenproportional erfolgen. Hierzu ist es erforderlich, zum einen den Zufluss zu jeder Straße mit einem MID zu erfassen und zusätzlich die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen.

Des Weiteren wird im Ablauf der Ozonanlage eine Orbisphere installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase misst. Diese Messung dient zur Kontrolle, dass kein gelöstes Ozon in den Ablauf der Kläranlage gelangt. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird ebenfalls die Ozonkonzentration gemessen. Die Ozonkonzentration im Offgas wird zur Begrenzung der Ozondosierung in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der Ozondosierung erfolgt hierüber im Regelfall allerdings nicht.

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung installiert. 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 sind zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht.

Nachfolgend sind für die Variante 1 die Auslegungsparameter zusammenfassend aufgeführt sowie in Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 das Fließbild und die Ozonung im Lageplan dargestellt.

Dimensionierung Ozonung:

- Q_{bem} = 500 m³/h
- Ozonzehrung = 5 min
- DOC = 9 mg/L
- z_{spez} = 0,7
- Ozondosis: 500 m³/h x 9 gO₃/m³ x 0,7 = 3.150 gO₃/h
- Aufenthaltszeit: 5 min / 0,35 = 14,3 min → 15 min angenommen

Beckenabmessungen

- Beckenvolumen : ~125 m³
- Tiefe ~ 5 m
- Fläche ~ 25 m

Dimensionierung Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung:

- Aufenthaltszeit 10 min
- Volumen ~85 m³

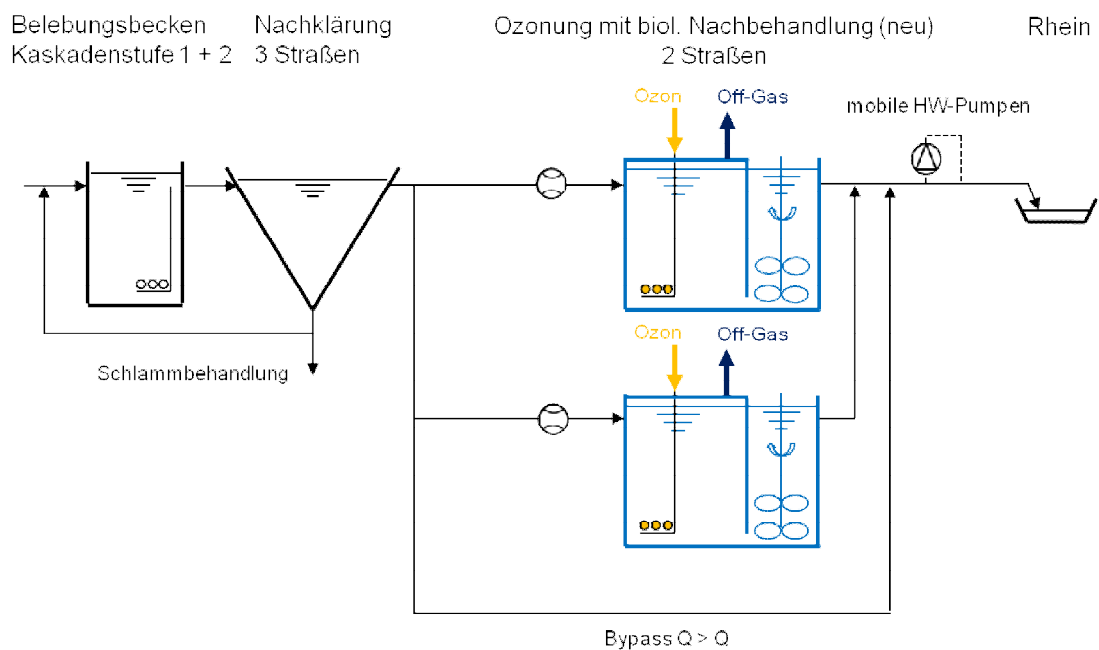


Abbildung 4-1: Verfahrensfliessbild Variante 1

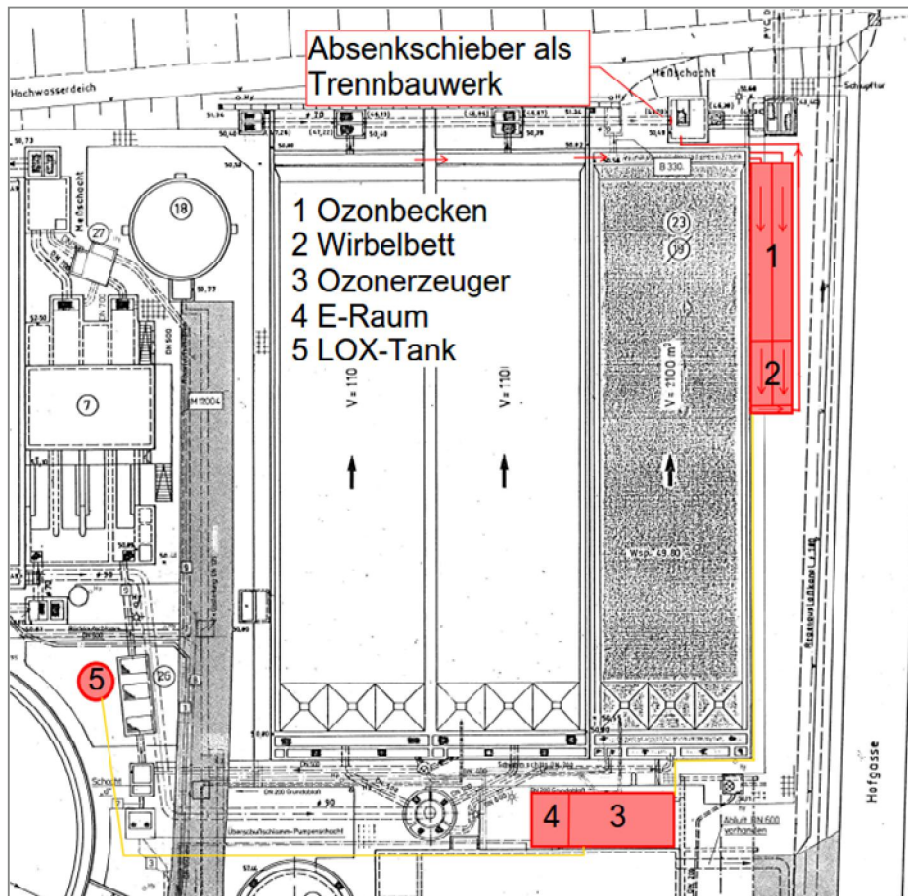


Abbildung 4-2: Lageplan Variante 1

4.2.2 Variante 2 und 3: Ozonung mit granulierten Aktivkohlefilter

Variante 2 und Variante 3 weisen dieselbe Verfahrensführung aus. So ist auch hier die Nachklärung zur Verringerung der organischen Hintergrundbelastung strömungsmechanisch zu optimieren. Unterschiede bestehen lediglich in der Anordnung bzw. dem Standort der entsprechenden Anlagentechnik. Die Gestaltung der Ozonung der Variante 2 und Variante 3 erfolgt analog zur Variante 1. Als Ozoneintragssystem wird auch hier ein Diffusorsystem vorgesehen. Die Ozonerzeugung erfolgt ebenfalls mit zwei Ozongeneratoren, die in einem Betriebsgebäude untergebracht werden. Der wesentliche Unterschied zu Variante 1 besteht darin, dass aufgrund der Anordnung der Zulauf zur Ozonanlage durch Tauchmotorpumpen gehoben wird. Hinter der Ozonung findet die biologische Nachbehandlung mit einem biologisch aktiven, granulierten Aktivkohlefilter statt. Der Filter wird insgesamt in sechs Kammern unterteilt. Die Filterkammern werden mit granulierter Aktivkohle befüllt. Durch die Oxidation entstandene Transformationsprodukte und in der Ozonung nicht eliminierte Mikroschadstoffe adsorbieren an der Kohle bzw. werden durch den Biofilm auf der Filterkornoberfläche biologisch abgebaut. Neben der biologischen Nachbehandlung werden im Filter die im Ablauf der Nachklärung vorhandenen Feststoffe zurückgehalten. Bei der Auslegung des GAK-Filters ist daher der Feststoffrückhalt und eine regelmäßige Rückspülung zu berücksichtigen. Hierzu ist die Oberflächenbeschickung auf 12 m/h beschränkt. Um eine ausreichende biologische Wirkung des Filters zu erzielen, wurde die minimale Leerbettkontaktzeit mit 15 Min. angesetzt. Aus der Dimensionierung des Filters ergibt sich eine Filterbetthöhe von 3 m. Für den GAK-Filter wurde ein kontinuierlich gespülter Filter gewählt (Abbildung 4-3). Gegenüber konventionellen Flockungsfilttern 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 Feststoff 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.



Abbildung 4-3: Kontinuierlich gespülter Filter (Quelle: Nordic water)

Dimensionierung Ozonung:

Nachfolgend sind die Auslegungsparameter für die Dimensionierung der Ozonung aufgeführt.

- $Q_{bem} = 500 \text{ m}^3/\text{h}$
- Ozonzehrung = 5 min
- DOC = 9 mg/L
- $Z_{spez.} = 0,7$
- Ozondosis: $500 \text{ m}^3/\text{h} \times 9 \text{ g O}_3/\text{m}^3 \times 0,7 = 3,150 \text{ g O}_3/\text{h}$
- Aufenthaltszeit: $5 \text{ min} / 0,35 = 14,3 \text{ min} \rightarrow 15 \text{ min}$ angenommen

Beckenabmessungen

- Beckenvolumen : $\sim 125 \text{ m}^3$
- Tiefe $\sim 5 \text{ m}$
- Fläche $\sim 25 \text{ m}^2$

Dimensionierung GAK-Filter zur biologischen Nachbehandlung:

Für die biologische Nachbehandlung wird der oben beschriebene GAK-Filter wie folgt ausgelegt:

- 6 kontinuierlich gespülte Filterzellen
- q_A 12 m/h
- Fläche $500 \text{ m}^3/\text{h} / 12 \text{ m/h} = 42 \text{ m}^2$
6 Filter á 7 m² Fläche
- EBCT 15 min
- Volumen GAK-Filter $\sim 125 \text{ m}^3$
- Höhe Filterbett 3 m

In der nachfolgenden Abbildung 4-4 ist das Verfahrensfliessbild für Variante 2 und 3 dargestellt.

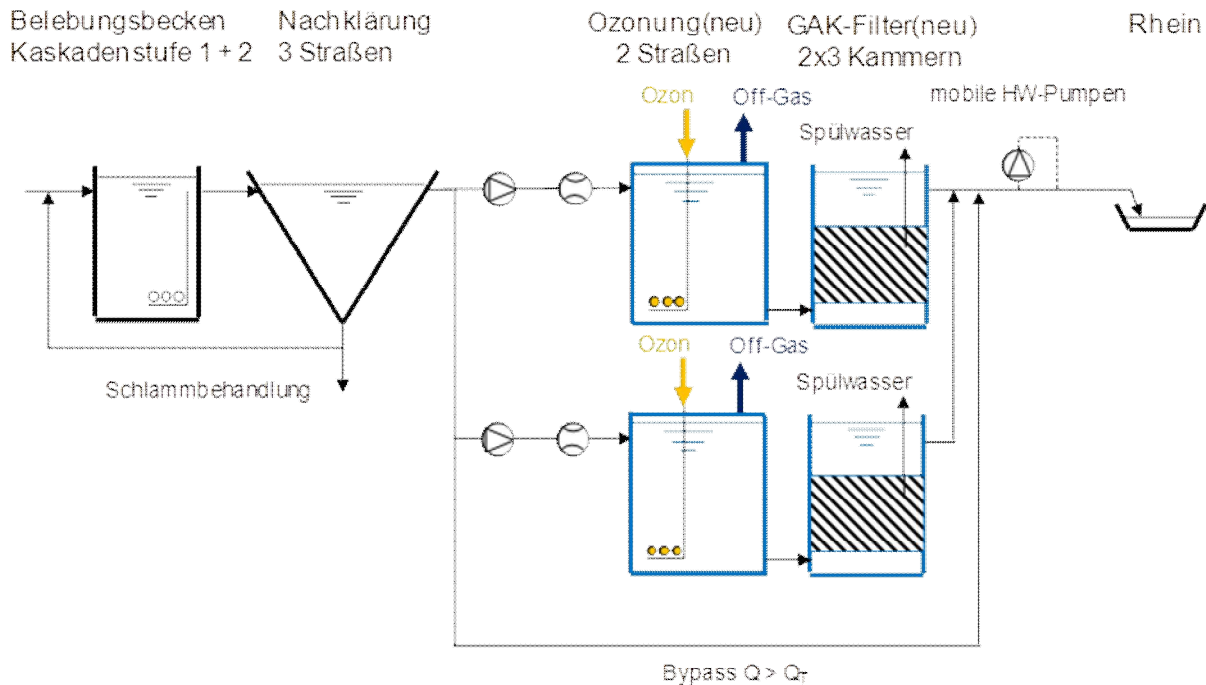


Abbildung 4-4: Verfahrensfliessbild Variante 2 und 3

4.2.2.1 Variante 2: Ozonung im nordwestlichen Teil des Kläranlagengeländes - Einbindung der Mikroschadstoffelimination in den Wasserweg

In Variante 2 wird die Mikroschadstoffeliminationsstufe im westlichen Bereich der Kläranlage angeordnet. Das Wasser wird hierzu in der Verlängerung der vorhandenen Ablaufrinne der Nachklärbecken abgeleitet. Hierzu ist es erforderlich, dass die Fließrichtung des Ablaufkanals der drei Nachklärbecken geändert wird. Das wird dadurch erreicht, dass im vorhandenen Messschacht analog zu Variante 1 ein neuer Absenkschieber als Trennbauwerk installiert wird. Das Wasser muss von den Nachklärbecken über eine neue Rohrleitung zum vorgesehenen Standort der Ozonanlage im freien Gefälle fließen. Der Zulauf zur Ozonanlage wird um etwa 2 m gehoben. Nach Durchlaufen der Ozonanlage und des GAK-Filters wird das Wasser in einer zweiten Rohrleitung parallel zur Zulaufleitung zur Ozonanlage wieder zurückgeführt. Die Einbindung des Ablaufes erfolgt in den vorhandenen Messschacht. Bei dieser Variante ist besonders zu beachten, dass die geplante Zu- und Ablaufleitung im Bereich des Rheindeiches verläuft. Zur Realisierung ist daher eine Abstimmung bezüglich der Deichschutzverordnung erforderlich. Zusätzlich ist zu prüfen, inwiefern die Rohrleitung noch innerhalb der Grundstücksgrenzen der Kläranlage verlegt werden kann.

Für die neue Ozonanlage und den GAK-Filter inklusiv Betriebsgebäude ist eine neue Zuwegung westlich des vorhandenen Belebungsbeckens II erforderlich. Der Sauerstofftank wird im Bereich der Straße angeordnet, um die Belieferung mit Sauerstoff zu vereinfachen. In Abbildung 4-5 ist Variante 2 im Lageplan dargestellt.

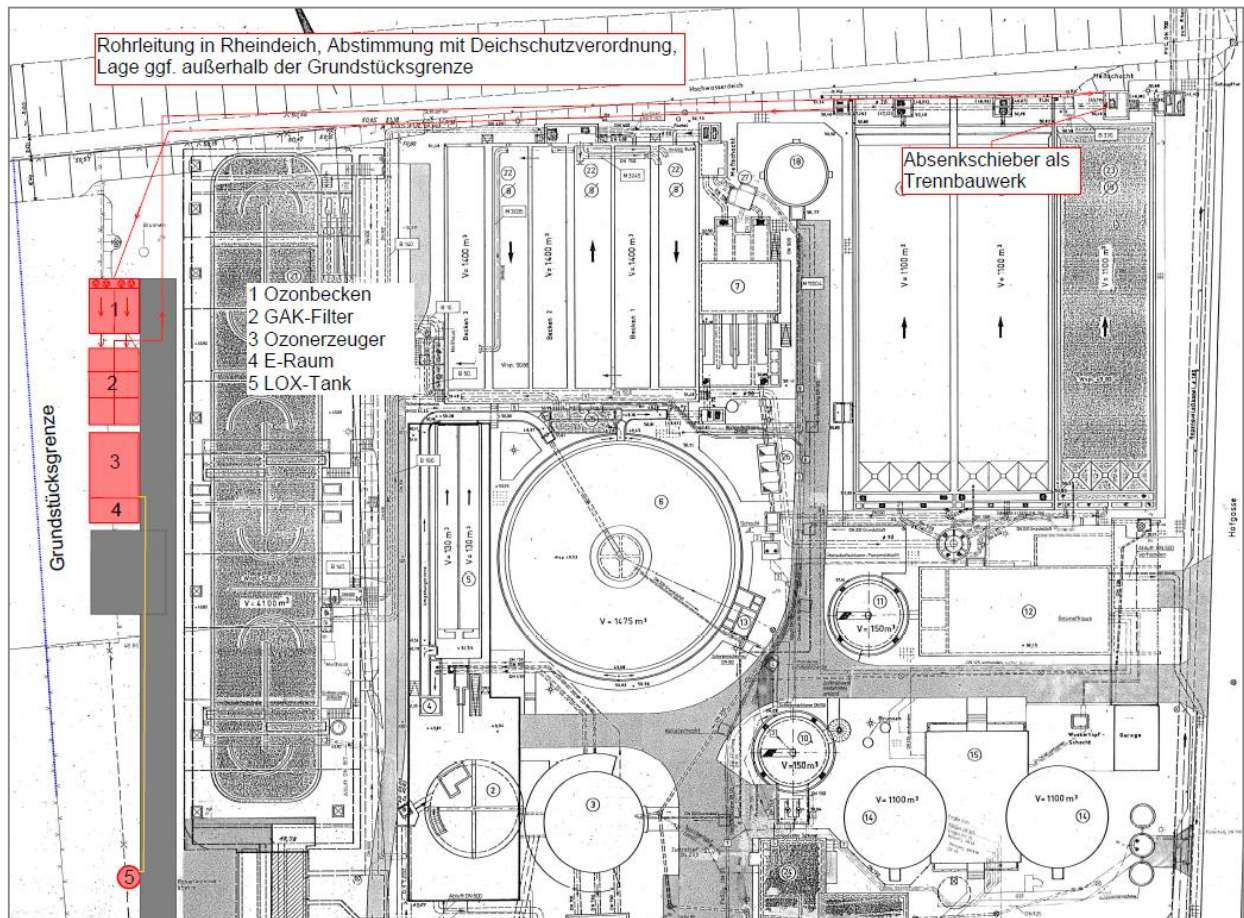


Abbildung 4-5: Lageplan Variante 2

4.2.2.2 Variante 3: Ozonung südlich des Kläranlagengeländes - Einbindung in den Wasserweg

Die Variante 3 ist verfahrenstechnisch identisch mit Variante 2. Die erforderlichen Becken und das Betriebsgebäude werden bei dieser Variante auf das südlich, an die Kläranlage angrenzende Freigelände angeordnet. Diese Freifläche befindet sich auf der gegenüberliegenden Seite des Rodderwegs und müsste durch die Entsorgungsbetriebe Wesseling erworben werden. Zur Anbindung der Mikroschadstoffelimination ist es erforderlich, dass sowohl die Zu- und Ablaufleitung im Straßenbereich neu erstellt werden. Um die Rohrleitungsverluste und die hydraulischen Verluste in der Ozonanlage und in der Filtration auszugleichen, ist auch in dieser Variante eine Abwasserförderung von ca. 2 m im Zulauf zur Ozonanlage erforderlich. Die Zuleitung aus den Nachklärbecken erfolgt analog zu Variante 2. Auch in dieser Variante werden die drei getrennten Ablaufgerinne der Nachklärbecken miteinander verbunden und seitlich anschließend eine Zuleitung zur geplanten Ozonanlage erstellt. Der Rückweg des Wassers erfolgt wieder in den vorhandenen Messschacht der Kläranlage. Als Trennbauwerk ist auch hier ein Absenkschieber in den Messschacht installiert. In Abbildung 4-6 ist Variante 3 im Lageplan dargestellt.

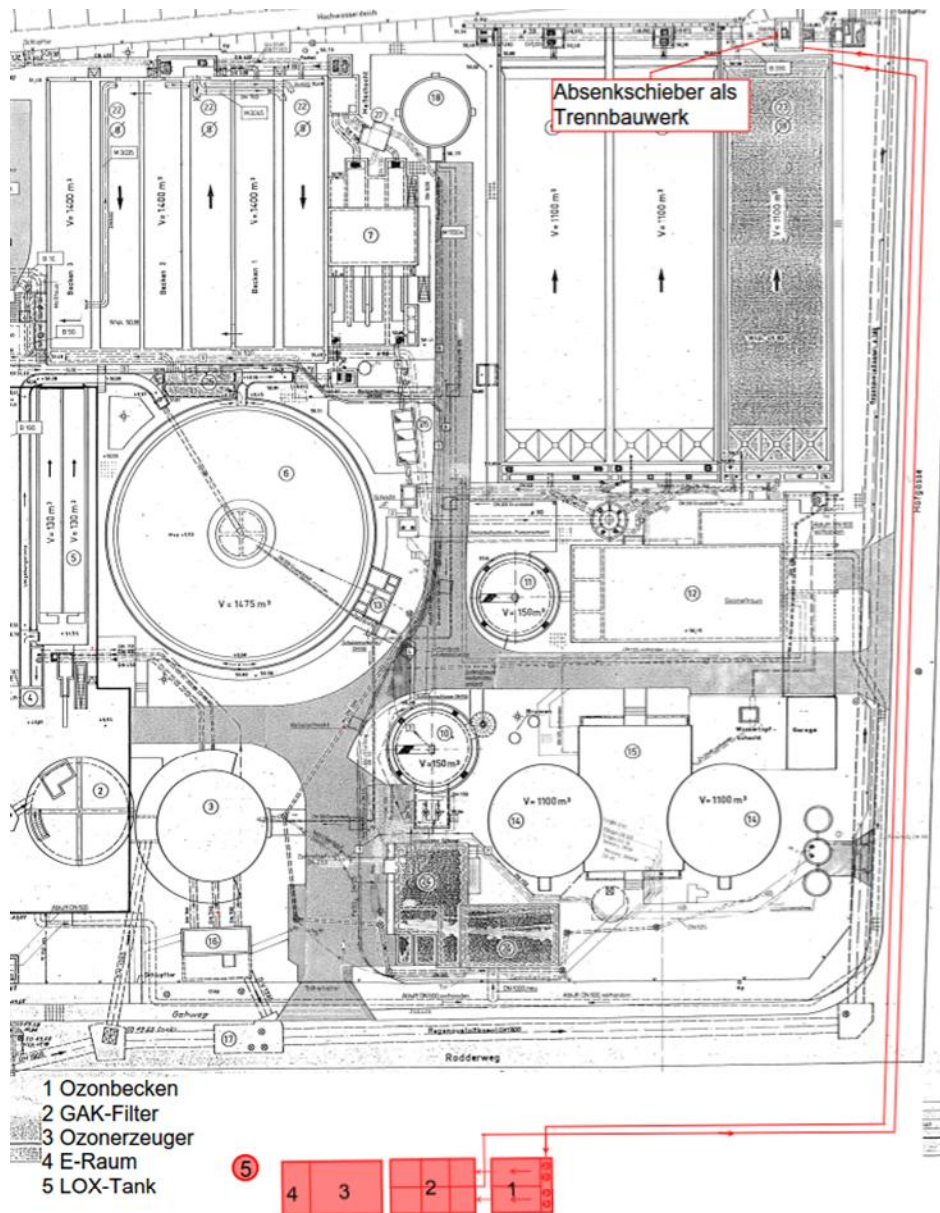


Abbildung 4-6: Lageplan Variante 3

4.3 Kostenbetrachtung

Im Rahmend der Kostenabschätzung werden die erwarteten Investitions- und Betriebskosten der in Kapitel 4.2 beschriebenen Varianten ermittelt. Bei den Investitionskosten werden Kosten für die Bautechnik, die Maschinenteknik, die Elektrotechnik sowie Nebenkosten berücksichtigt. Die Betriebskosten enthalten die jährlich anfallenden Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie für die verschiedenen verfahrensspezifischen Betriebskosten (Sauerstoff, PAK, GAK etc.).

Die Kostengegenüberstellung erfolgt auf Grundlage der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ [KVR-Leitlinien, 2012]

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst im Zeitpunkt $t=0$ Investitionskosten [€] an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten [€/a] resultierend aus dem Betrieb

der Anlage. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten [€] zu berücksichtigen, die aufgrund der unterschiedlichen Lebensdauer der verschiedenen Anlagenteile im Betrachtungszeitraum von 30 Jahren anfallen. Hinsichtlich des Anfalls dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume angenommen:

- Bautechnik, Nebenkosten 30 a
- Maschinentechnik 15 a
- Elektrotechnik 15 a

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

Im Rahmen der Investitionskosten werden die Baunebenkosten angegeben. Diese werden anteilig mit 18 % für Planungskosten sowie anteilig mit 5 % der Herstellkosten für Gutachten und Genehmigungen abgeschätzt. Die spezifischen Kosten für z.B. Betriebsmittel zur Ermittlung der laufenden Kosten können den Tabellen entnommen werden.

4.3.1 Kostenbetrachtung Variante 1

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

Tabelle 4-1: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 1

Investitionskosten Variante 1:			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten	
				Jahre			Jahren			
Optimierung Nachklärung	KG 300	80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	4.082 €/a	
Zu/Ablaufanbindung										
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	30.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	1.531 €/a	
Bypassregelung (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	838 €/a	
Ozonung (inkl Maschinen-, E-MSR-Technik)										
Baukonstruktion Reaktor	KG 300	155.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	7.908 €/a	
Baukonstruktion Betriebsgebäude	KG 300	120.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	6.122 €/a	
Technische Anlagen Ozonung	KG 400	380.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	31.831 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O2-Versorgung	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	4.188 €/a	
Biol. Nachbehandlung										
Baukonstruktion	KG 300	105.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	5.357 €/a	
Technische Anlagen Wirbelbett	KG 400	60.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	5.026 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	25.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	1.275 €/a	
E / MSR - Technik	KG 400	150.000 €	30	ET	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	12.565 €/a	
Baunebenkosten (23 %)	KG 700	268.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	13.673 €/a	
Summe		1.433.000 €								94.396 €/a

laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 2.210.000 m³/a
		Wassermenge 252 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor 100%	pro Tag			
Sauerstoff (z=0,5, DOC = 7 g/m³, Ozon 10%/wt)	35 g/m³	8,8 kg/h	211,9 kg/d	100%	211,9	0,14 €/kg	30 €	10.829 €/a
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung (z=0,5, DOC = 7 g/m³)	10 kWh/kgO3	8,8 kW	211,9 kW/d	100%	211,9	0,15 €/kWh	32 €	11.603 €/a
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh/h	3,0 kW	72,0 kW/d	100%	72,0	0,15 €/kWh	11 €	3.942 €/a
Energie Umwälzung Wirbelbett	2 kWh/h	2,0 kW	48,0 kW/d	100%	48,0	0,15 €/kWh	7 €	2.628 €/a
Instandhaltung (1,25 % BT, 2% MT/ET)								19.438 €/a
Personalkosten	30 h/Monat	2 Ozonanlagen, 2 Wirbelbettreaktoren				42,40 €/h	42 €	15.264 €/a
Summe							122 €	69.703 €/a

Jahreskosten (netto) Variante 1:	2.210.000 m³/a behandelte Wassermenge	0,074 € pro m³	164.099 €/a
--	---------------------------------------	----------------	--------------------

Die Investitionskosten für Variante 1 liegen bei ca. 1,4 Mio. € netto. Die Kapitalkosten betragen rund 94.000,00 €/Jahr und die laufenden Kosten bei rund 70.000,00 €/Jahr. Wesentliche laufende Kosten entstehen durch die Betriebsmittel Sauerstoff und dem Energiebedarf für die Ozonerzeugung. Die Sauerstoffkosten wurden mit 0,14 €/kg Sauerstoff angesetzt. Die Ozonerzeugung wurde mit 10 Gewichtsprozent Ozon pro zugeführtem Sauerstoffgas angenommen. Als mittlere Ozondosierung wurde eine durchschnittliche behandelte Wassermenge von 252 m³/h angesetzt. Zudem wurde eine spezifische Ozondosierung von 0,5 mg O₃/mg DOC und ein DOC von 7 g/m³ angesetzt. Die Jahreskosten der Variante 1 liegen bei ca. 164.000,00 €/Jahr netto. Bezogen auf die in der 4. Reinigungsstufe behandelte Jahresabwassermenge von rd. 2,2 Mio. m³ (entspricht 85 % der gesamten JAM) ergeben sich netto spezifische Kosten von 7,4 Cent/m³.

4.3.2 Kostenbetrachtung Variante 2 und 3

Nachfolgend ist für Variante 2 und Variante 3 die Kostenabschätzung aufgeführt. Gegenüber Variante 1 wurde die Ozondosierung aufgrund der zusätzlichen adsorptiven Stufe etwas reduziert, sodass hier eine

spezifische Ozondosierung von 0,4 mg O₃/mg DOC gewählt wurde. Die im Betrieb etwas geringer angesetzte Ozondosierung ist dadurch möglich, dass durch den GAK-Filter ein zusätzlicher Rückhalt von Schadstoffen stattfindet. Zusätzlich zur Rein-Ozonung ist bei den laufenden Kosten ein Austausch der granulierten Aktivkohle nach 2 Jahren angesetzt worden. Insbesondere aufgrund der aufwendigeren GAK-Filtrationsstufe gegenüber einem biologischen Wirbelbett sind sowohl die Investitions- als auch die laufenden Kosten deutlich höher gegenüber Variante 1.

Tabelle 4-2: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 2

Investitionskosten Variante 2:			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten
				Jahre			Jahren		
Optimierung Nachklärung	KG 300	80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		4.082 €/a
Zu/Ablaufanbindung									
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	180.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		9.183 €/a
Bypassregelung (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	510 €/a
Ozonung (inkl Maschinen-, E-MSR-Technik)									
Baukonstruktion Reaktor	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		7.143 €/a
Baukonstruktion Betriebsgebäude	KG 300	120.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		6.122 €/a
Technische Anlagen Ozonung	KG 400	380.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	31.831 €/a
Zulaufpumpen	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	1.675 €/a
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	4.188 €/a
Biol. Nachbehandlung									
Baukonstruktion	KG 300	240.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		12.245 €/a
Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	320.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	26.805 €/a
Erst-Befüllung granuliert Aktivkohle	KG 400	75.000 €							
Gründung LOX-Tank	KG 300	25.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		1.275 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	235.000 €	30	ET	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	19.685 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt	KG 500	52.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		2.653 €/a
Baunebenkosten (23 %)	KG 700	431.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		21.989 €/a
Summe		2.358.000 €							149.388 €/a
laufende Kosten									
	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten	
		Wassermenge 252 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor 100% pro Tag				2.210.000 m ³ /a	
Sauerstoff (z=0,4, DOC = 7 g/m ³ , Ozon 10%/wt)	28 g/m ³	7,1 kg/h	169,5 kg/d	100%	169,5	0,14 €/kg	24 €	8.663 €/a	
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a	
Energie Ozonerzeugung (z=0,5, DOC = 7 g/m ³)	10 kWh/kgO ₃	7,1 kW	169,5 kW/d	100%	169,5	0,15 €/kWh	25 €	9.282 €/a	
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh/h	3,0 kW	72,0 kW/d	100%	72,0	0,15 €/kWh	11 €	3.942 €/a	
Energie Umwälzung Kontaktbecken	1 kWh/h	1,0 kW	24,0 kW/d	100%	24,0	0,15 €/kWh	4 €	1.314 €/a	
Energie Pumpen Zulauf Ozonung	3,5 kWh/h	3,5 kW	84,0 kW/d	100%	84,0	0,15 €/kWh	13 €	4.599 €/a	
Energie Filterspülung	11 kWh/h	11,0 kW	264,0 kW/d	25%	66,0	0,15 €/kWh	10 €	3.614 €/a	
Austausch GAK (Standzeit 2 Jahre)	0,5 a							39.500 €/a	
Instandhaltung (1,25 % BT, 2% MT/ET)								30.763 €/a	
Personalkosten	60 h/Monat		2 Ozonanlagen, 6 Filterzellen, Pumpwerk			42,40 €/h	85 €	30.528 €/a	
Summe							171 €	138.204 €/a	
Jahreskosten (netto) Variante 2:		2.210.000 m ³ /a behandelte Wassermenge		0,130 € pro m ³		287.592 €/a			

In der nachfolgenden Tabelle 4-3 sind zum Vergleich die Kosten der Variante 3 aufgeführt.

Tabelle 4-3: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Variante 3

Investitionskosten Variante 3:			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Kapitalkosten
				Jahre			Jahren		
Optimierung Nachklärung	KG 300	80.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		4.082 €/a
Zu/Ablaufanbindung									
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	225.000 €	30	BT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	18.847 €/a
Bypassregelung (Wehr)	KG 400	10.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	510 €/a
Ozonung (inkl Maschinen-, E-MSR-Technik)									
Baukonstruktion Reaktor	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		7.143 €/a
Baukonstruktion Betriebsgebäude	KG 300	120.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		6.122 €/a
Technische Anlagen Ozonung	KG 400	380.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	31.831 €/a
Zulaufpumpen	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	1.675 €/a
Rohrleitungen/Armaturen/O2-Versorgung	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	16 0,623167	4.141 €/a
Biol. Nachbehandlung									
Baukonstruktion	KG 300	240.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		12.245 €/a
Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	320.000 €	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	26.805 €/a
Erst-Befüllung granuliert Aktivkohle	KG 400	75.000 €							
Gründung LOX-Tank	KG 300	25.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		1.275 €/a
E / MSR - Technik	KG 400	235.000 €	30	ET	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	19.685 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt/ZAun etc.	KG 500	60.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		3.061 €/a
Baunebenkosten (23 %)	KG 700	442.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019		22.551 €/a
Summe		2.422.000 €							159.974 €/a
zzgl. Grunderwerbskosten									
laufende Kosten									
	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten	
		Wassermenge 252 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor 100%	pro Tag			2.210.000 m³/a	
Sauerstoff (z=0,4, DOC = 7 g/m³, Ozon 10%/wt)	28 g/m³	7,1 kg/h	169,5 kg/d	100%	169,5	0,14 €/kg	24 €	8.663 €/a	
Miete Sauerstofftank								6.000 €/a	
Energie Ozonerzeugung (z=0,5, DOC = 7 g/m³)	10 kWh/kgO3	7,1 kW	169,5 kW/d	100%	169,5	0,15 €/kWh	25 €	9.282 €/a	
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	3 kWh/h	3,0 kW	72,0 kW/d	100%	72,0	0,15 €/kWh	11 €	3.942 €/a	
Energie Umwälzung Kontaktbecken	1 kWh/h	1,0 kW	24,0 kW/d	100%	24,0	0,15 €/kWh	4 €	1.314 €/a	
Energie Pumpen Zulauf Ozonung	3,5 kWh/h	3,5 kW	84,0 kW/d	100%	84,0	0,15 €/kWh	13 €	4.599 €/a	
Energie Filterspülung	11 kWh/h	11,0 kW	264,0 kW/d	25%	66,0	0,15 €/kWh	10 €	3.614 €/a	
Austausch GAK (Standzeit 2 Jahre)	0,5 a							39.500 €/a	
Instandhaltung (1,25 % BT, 2% MT/ET)								31.425 €/a	
Personalkosten	60 h/Monat		2 Ozonanlagen, 6 Filterzellen, Pumpwerk			42,40 €/h	85 €	30.528 €/a	
Summe							171 €	138.867 €/a	
Jahreskosten (netto) Variante 3:		2.210.000 m³/a behandelte Wassermenge		0,135 € pro m³		298.840 €/a			

Die Investitionskosten und die laufenden Kosten der Varianten 2 und 3 unterscheiden sich nur geringfügig. Bei beiden Varianten ist als wesentlicher Kostenfaktor bei den laufenden Kosten der Austausch des Filtermaterials mit rd. 40.000 €/a zu nennen. Bezogen auf den behandelten Anteil von 85 % der Jahresabwassermenge ergeben sich spezifische Kosten für Variante 2 von 13,0 Cent/m³ und für Variante 3 von 13,5 Cent/m³.

4.3.3 Zusammenfassung

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

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

Variante	V 1 Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	V 2 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (neben Belebungsbecken)	V 3 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (Grunderwerb gegenüber KA- Gelände)
Investitionskosten (netto)	1.433.000 € 100%	2.358.000 € 165%	2.422.000 € 169%
Kapitalkosten	94.396 €/a 58%	149.388 €/a 52%	159.974 €/a 54%
Betriebskosten	69.703 €/a 42%	138.204 €/a 48%	138.867 €/a 46%
Jahreskosten (netto)	164.099 €/a 100%	287.592 €/a 175%	298.840 €/a 182%
Jahreskosten (brutto)	195.278 €/a 100%	342.235 €/a 175%	355.620 €/a 182%
Spezifische Jahreskosten (brutto) 2.210.000	0,088 €/m³	0,155 €/m³	0,161 €/m³
Anpassung der Abwassergebühren (brutto) 1.776.000 <small>(Bezug: Trinkwasserverbrauch Wesseling)</small>	0,110 €/m³	0,193 €/m³	0,200 €/m³

Bei der Ermittlung der spezifischen Kosten wurde zum einen als Bezugsgröße die zu behandelnde Abwassermenge in Höhe von ca. 2,2 Mio. m³/a und zum anderen die Frischwassermenge (1,8 Mio. m³/a) angesetzt, die einen Rückschluss auf eine Anpassung der Abwassergebühren ermöglicht.

Für die unterschiedlichen Verfahren ergeben sich Brutto-Mehrkosten in Höhe von 8,8 bis 16,1 Cent je m³ behandelten Abwassers bzw. 11,0 bis 20,0 Cent je m³ Frischwasser.

Wird die Förderung des Landes NRW von derzeit 70 % für den Bau von großtechnischen Anlagen zur Mikroschadstoffelimination berücksichtigt ergeben sich zusammenfassend die in Tabelle 4-5 aufgeführten spezifischen Jahreskosten.

Tabelle 4-5: Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Schmutzwassermenge und Frischwassermenge der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Förderung

Variante	V 1 Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett	V 2 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (neben Belebungsbecken)	V 3 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (Gründerwerb gegenüber KA- Gelände)
Investitionskosten (netto) mit 70% Förderung	1.433.000 € 429.900 € <small>100%</small>	2.358.000 € 707.400 € <small>165%</small>	2.422.000 € 726.600 € <small>169%</small>
Kapitalkosten mit 70% Förderung	42.891 €/a <small>38%</small>	68.182 €/a <small>33%</small>	76.482 €/a <small>36%</small>
Betriebskosten	69.703 €/a <small>62%</small>	138.204 €/a <small>67%</small>	138.867 €/a <small>64%</small>
Jahreskosten (netto)	112.594 €/a <small>100%</small>	206.386 €/a <small>183%</small>	215.348 €/a <small>191%</small>
Jahreskosten (brutto)	133.987 €/a <small>100%</small>	245.599 €/a <small>183%</small>	256.265 €/a <small>191%</small>
Spezifische Jahreskosten (brutto) 2.210.000 m³/a	0,061 €/m³	0,111 €/m³	0,116 €/m³
Anpassung der Abwassergebühren (brutto) 1.776.000 <small>(Bezug: Trinkwasserverbrauch Wessling)</small>	0,062 €/m³	0,119 €/m³	0,125 €/m³

Mit Bezug auf die in der vierten Reinigungsstufe behandelten Jahresabwassermenge von rd. 2,2 Mio. m³/a bzw. auf die Frischwassermenge von rd. 1,8 Mio. m³/a ergeben sich spezifische Brutto-Jahreskosten von 6,1 – 11,6 Cent/m³ bzw. 6,2 bis 12,5 Cent/m³.

5 Verfahrensempfehlung

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

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

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

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

In der nachfolgenden Tabelle 5-1 werden die unterschiedlichen Varianten relativ zu einander bewertet (Punktwertung: größte Punktzahl = beste Bewertung)

Tabelle 5-1: Variantenbewertung

Variante	Wichtung [%]	V 1 Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett		V 2 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (neben Belebungsbecken)		V 3 Ablauf Nachklärung - Pumpwerk - Ozonung - GAK-Filter (Gründerwerb gegenüber KA-Gelände)	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten (netto)		1.433.000 €		2.358.000 €		2.422.000 €	
Rest-Investitionskosten bei 70% Förderung (netto)		429.900 €		707.400 €		726.600 €	
Kapitalkosten bei 70% Förderung (netto)	15%	42.891 €/a	15,0 2,3	68.182 €/a	9,4 1,4	76.482 €/a	8,4 1,3
Betriebskosten (netto)	35%	69.703 €/a	15,0 5,3	138.204 €/a	7,6 2,6	138.867 €/a	7,5 2,6
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		7,5		4,1		3,9
Eliminationsleistung Spurenstoffe	20%	hoch	12,5 2,5	sehr hoch	15,0 3,0	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
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	gering	12,5 1,3	mittel	10,0 1,0	mittel	10,0 1,0
Stand der Technik - Wissenschaft	5%	größentechnisch erprobt	12,5 0,6	teilw. größentechnisch erprobt	10,0 0,5	teilw. größentechnisch erprobt	10,0 0,5
Flächenbedarf	5%	mittel	10,0 0,5	groß	7,5 0,4	Erweiterung der KA-Fläche	15,0 0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,4		6,1		6,5
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		12,9		10,2		10,4

Die Variante 1 „Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur biologischen Nachbehandlung“ hat mit 12,9 Punkten die höchste Bewertung bekommen und stellt demnach die Vorzugsvariante dar. Zur weiteren Umsetzung werden eine detaillierte Bestandaufnahme der umliegenden Bauwerke und eine Ermittlung der erforderlichen Verbau- und Sicherungsmaßnahmen empfohlen.

Ausschlaggebend für die gute Bewertung sind die monetären Aspekte, da sich hier die Variante 1 deutlich in den Wertungspunkten von Variante 2 und 3 abhebt. Hinsichtlich der Eliminationsraten von Mikroschadstoffen sowie der Verbesserung der Reinigungsleistung zeigen sich Variante 2 und 3 gegenüber Variante 1 hingegen bedingt durch die adsorptive Eigenschaft der Aktivkohle effektiver. Ausschlaggebend für das Ranking V1 > V3 > V2 ist der Kostenfaktor biologische Nachbehandlung in Form des GAK-Filters bei Variante 2 und 3. In Variante 3 ist eine Erweiterung der Fläche der Kläranlage vorgesehen, sodass diese Variante den geringsten Flächenbedarf auf dem bestehenden Betriebsgelände der ARA Wesseling aufweist.

6 Literaturverzeichnis

- Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214. 210 S.
- Alt, K. et al. (2014): „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘“, Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408-426.
- ARGE TP 10 (2011): „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Oktober 2011.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf [Letzter zugriff: 12.06.2015].
- ARGE TP 9 (2013): „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Juni 2013.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/TP%209%20Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- ARGE TP6 (2014): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen (TP6), Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV)
(<http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>)
- ARGE TP10 (2014): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon (TP10), Abschlussbericht, Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW
- ARW, AWWR, AWBR, DVGW, ATT und AWE (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Nov. 2010. Link: <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> (Zugriff 23.9.2015)
- ATV (1997): ATV-Handbuch „Mechanische Abwasserreinigung“, 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef, ISBN 3-433-01-461-2
- 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: 12.06.2015].
- DWA-Arbeitsblatt A-198 (2003) „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen
- EAWAG (2009): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, 3. Zwischenbericht. Bearbeiter: Zwickenpflug, B.; Böhler, M. Dübendorf.
- 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. (2014): „Betriebswirtschaftliche Kosten bei der Elimination von Mikroschadstoffen in der Abwasserbehandlung“. Vortrag auf der 23. Osnabrücker Wasserfachtagung – Umweltverträgliches

- Wirtschaften.
http://grontmij.de/DE/LeistungenGrontmij/WasserAbwasserwirtschaft/Documents/140402_Vortrag%20Herbst_%20VKU_hhe_ANT_gek%C3%BCrzt.pdf [Letzter Zugriff: 12.06.2015]
- Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M., (2011): Abwasserazonierung der Kläranlage Duisburg-Vierlinden, Karlsruher Flockungstage 2011 KIT Karlsruher Institut für Technologie, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW Band 151, Karlsruhe
- Herbst, H.; Maus, C. (2013): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost, Phase II – Machbarkeitsstudie.
http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_spurenstoffeliminationPhasell.pdf [Letzter Zugriff 09.07.201]
- KOM-M.NRW (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.03.2015.
- KOM-M.NRW (2015b): „Projektsteckbriefe und Kosten | Cluster Umwelttechnologie NRW“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/index.php?/downloads/projektsteckbriefe-und-kosten.html> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KOM-M.NRW (2015c): „Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karte/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KomS-BW (2015a): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KomS-BW (2015b): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Ozonung“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page38/page40/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KomS-BW (2015c): „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Pulverisierte Aktivkohle“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/> [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- KVR-Leitlinien (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012).
- Metcalf und Eddy (2003): “Wastewater Engineering – Treatment and Reuse”. Fourth Edition, McGraw Hill, New York.
- Metzger, S. (2010): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin, Oldenbourg Industrieverlag München.
- Metzger, S.; Kapp, H. (2008): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA-Fachtagung 28. Oktober 2008.
- Metzger, S. (2010): „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin, Oldenbourg Industrieverlag München
- 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].
- Nahrstedt, A. et al. (2013): „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“, Zwischenbericht. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold M-03/12 Gt.
- Nahrstedt, A. et al. (2015): „Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel - Einsatz granulierter Aktivkohle“. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold 01/13-HA.
- Pinnekamp, J.; Merkel, W., (2008): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer
- 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
- 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].
- Zimmermann, S. (2011): “Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation“. Dissertation 19615, ETH Zürich.

