

**Machbarkeitsstudie
zur Mikroschadstoffelimination
auf der Kläranlage Münster - Am Loddenbach
Abschlussbericht**

Stadt Münster

Impressum

Auftraggeber: Stadt Münster

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

Bearbeitung: Angelika Boekels, M.Sc.
Dr.-Ing. Ulf Schulze-Hennings
Christian Maus, M.Sc.

Bearbeitungszeitraum: Februar 2017 - Dezember 2017

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
1	Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination 1
2	Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination 3
3	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Münster Am Loddenbach 5
3.1	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers 5
3.2	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage 7
4	Abwasseranalyse und Auslegungswerte 9
4.1	Standardabwasserparameter aus dem Betriebstagebuch 9
4.2	Probenahme im Zu- und Ablauf der Kläranlage und im Gewässer 10
4.2.1	Erweitertes Monitoring 11
4.2.2	Datenverdichtung 12
4.3	Bewertungsmaßstab 13
4.4	Ergebnisse des erweiterten Monitorings 16
4.5	Ergebnisse der Datenverdichtung 20
4.6	Gewässeruntersuchungen 23
4.7	Auslegungswassermenge 26
4.8	Eliminationsraten 28
5	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination 30
5.1	Übersicht 30
5.2	Oxidative Verfahren 31
5.2.1	Ozonung 31
5.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP) 33
5.3	Adsorptive Verfahren 34
5.3.1	Grundlagen 34
5.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK) 34
5.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) 36
5.4	Physikalische Verfahren 41
5.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland 41
5.5.1	Ozonung 41
5.5.2	Adsorptive Verfahren 42

6	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	43
6.1	Auswahl der Varianten	43
6.1.1	Einleitung	43
6.1.2	Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	43
6.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	45
6.1.4	Auswahl der zu betrachtenden Varianten	46
6.2	Variante 1a: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrombehandlung)	48
6.2.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	48
6.2.2	Auslegung der GAK-Filtration	49
6.2.3	Spülwasser- und Schlammwasserspeicher	50
6.2.4	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	50
6.3	Variante 1b: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrombehandlung)	51
6.3.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	51
6.3.2	Auslegung der GAK-Filtration	51
6.3.3	Spülwasser- und Schlammwasserspeicher	52
6.3.4	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	52
6.4	Variante 2a: Ozon mit Nachbehandlung im vorhandenen Schönungsteich (Teilstrombehandlung)	52
6.4.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	52
6.4.2	Ozonerzeuger	53
6.4.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	54
6.4.4	Kontaktreaktor	55
6.4.5	Nachbehandlung im Schönungsteich	56
6.5	Variante 2b: Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)	56
6.5.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	56
6.5.2	Ozonerzeuger	58
6.5.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	59
6.5.4	Kontaktreaktor	60
6.5.5	Auslegung der Tuchfiltration	61
6.6	Variante 3: PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration und anschließendem Schönungsteich (Vollstrombehandlung)	61
6.6.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	61
6.6.2	Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage	63
6.6.3	Fällmitteldosierung	64
6.6.4	Auslegung der Filtration	64
6.7	Variante 4: PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)	65
6.7.1	Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	65
6.7.2	Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken	66

6.7.3	Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage	67
6.7.4	Fällmitteldosierung	67
6.7.5	Auslegung der Filtration	68
7	Kostenermittlung	69
7.1	Berechnungsmethode	69
7.2	Annahmen zur Berechnung der laufenden Kosten	69
7.3	Kostenschätzung und -vergleich der Varianten	70
7.4	Kostenvergleich der Varianten bei Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	77
8	Variantenbewertung	78
8.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	78
8.2	Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	78
9	Empfehlung	83
9.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	83
9.2	Verfahrensempfehlung	84
10	Literaturverzeichnis	86

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene	4
Abbildung 3-1: Einzugsgebiete mit Anschluss an die Kläranlage Münster-Am Loddenbach	5
Abbildung 3-2: Chemischer Zustand der Werse im Bereich der Einmündung des Loddenbachs (ELWAS-WEB 2017)	6
Abbildung 3-3: Überschwemmungsflächen bei HQ10 im Nahbereich der Kläranlage Münster-Am Loddenbach (ELWAS-WEB 2017)	7
Abbildung 3-4: Schema der Verfahrenstechnik auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	8
Abbildung 4-1: Probenahmestellen in Loddenbach und Werse	11
Abbildung 4-2: Wassermengen des Zeitraums 01/2014-11/2016 und die Auslegungswassermenge	27
Abbildung 4-3: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge	27
Abbildung 4-4: Behandelbare Jahresschmutzwassermenge bei Auslegungswassermenge von 800 m ³ /h	28
Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	30
Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess	31
Abbildung 5-3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	32
Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess	35
Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe	37
Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration	38
Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule	39
Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) nach Herbst und Hilbig (2013)	39
Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken	39
Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach (GeoBasis-DE/BKG 2009)	44
Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach im Bereich Belebungsbecken bis Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)	45
Abbildung 6-3: Skizze des Lageplans der Variante 1a auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	49
Abbildung 6-4: Fließbild der Variante 1b auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	51
Abbildung 6-5: Skizze des Lageplans der Variante 2a auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	53
Abbildung 6-6: Fließbild der Variante 2a mit Nachbehandlung im Schönungsteich	55

Abbildung 6-7: Längs- und Querschnitt eines Tuchfilters (Scheibenfilter) des Herstellers Mecana (Mecana 2017)	57
Abbildung 6-8: Darstellung des Filtrationsprozesses und des Absaugvorgangs zur Reinigung der Filtertücher (Mecana 2017)	58
Abbildung 6-9: Skizze des Lageplans der Variante 2b auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	58
Abbildung 6-10: Fließbild der Variante 2b	60
Abbildung 6-11: Skizze des Lageplans der Variante 3 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	63
Abbildung 6-12: Fließbild der Variante 3 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	64
Abbildung 6-13: Skizze des Lageplans der Variante 4 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	66
Abbildung 6-14: Fließbild der Variante 4 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	67
Abbildung 9-1: Entscheidungsbaum zur Variantenauswahl für die Kläranlage Münster Am Loddenbach ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	84

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Kenndaten der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	7
Tabelle 4-1:	Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach	9
Tabelle 4-2:	Daten der Probenahme der Kläranlage und der Gewässer Loddenbach und Weise inklusive der Art der Beprobung	10
Tabelle 4-3:	Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des erweiterten Monitorings	12
Tabelle 4-4:	Substanzspektrum der Datenverdichtung und der Gewässeranalysen	13
Tabelle 4-5:	Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV 2014)	14
Tabelle 4-6:	Quellenerläuterung zu Tabelle 4-5	15
Tabelle 4-7:	Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach (BK: Bewertungskriterium)	15
Tabelle 4-8:	Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 21. bis 22.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach	16
Tabelle 4-9:	Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 21. bis 22.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach (Fortsetzung)	17
Tabelle 4-10:	Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 22. bis 23.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach	18
Tabelle 4-11:	Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 22. bis 23.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach (Fortsetzung)	19
Tabelle 4-12:	Ergebnisse der Datenverdichtung des Zulaufs der Kläranlage Münster Am Loddenbach	21
Tabelle 4-13:	Ergebnisse der Datenverdichtung des Ablaufs der Kläranlage Münster Am Loddenbach	22
Tabelle 4-14:	Konzentrationen im Loddenbach vor und nach Einleitung der Kläranlage Münster Am Loddenbach mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen	24
Tabelle 4-15:	Konzentrationen in der Weise vor und nach der Einleitung des Loddenbachs mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen	25
Tabelle 4-16:	Standortrelevante Substanzen und Indikatorsubstanzen	29
Tabelle 5-1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW 2015d)	35
Tabelle 5-2:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp 2008; Metzger 2010)	40
Tabelle 6-1:	Eliminierbarkeit der Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung mit den Verfahren Aktivkohle und Ozon (Einstufung: <25 % schlecht, 25-75 % mittel, >75 % gut)	46
Tabelle 6-2:	Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten	47

Tabelle 6-3:	Charakterisierung der Verfahren zur Fällung des Phosphats nach DWA-A-202 (DWA 2011)	56
Tabelle 7-1:	Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 1a	70
Tabelle 7-2:	Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 1a	71
Tabelle 7-3:	Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 1b	71
Tabelle 7-4:	Laufende Kosten der Variante 1b	72
Tabelle 7-5:	Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2a	72
Tabelle 7-6:	Laufende Kosten der Variante 2a	73
Tabelle 7-7:	Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2b	73
Tabelle 7-8:	Laufende Kosten der Variante 2b	74
Tabelle 7-9:	Investitionskosten und investiver Anteil der Variante 3	74
Tabelle 7-10:	Laufende Kosten der Variante 3	75
Tabelle 7-11:	Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 4	75
Tabelle 7-12:	Laufende Kosten der Variante 4	76
Tabelle 7-13:	Zusammenstellung der Kostenschätzung der einzelnen Varianten	76
Tabelle 7-14:	Zusammenstellung der Kostenschätzung der Varianten unter Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	77
Tabelle 8-1:	Bewertungsmatrix für die Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	79
Tabelle 8-2:	Ranking der Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	80
Tabelle 8-3:	Bewertungsmatrix für die Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	81
Tabelle 8-4:	Ranking der Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	82
Tabelle 9-1:	Überschreitungen der Bewertungskriterien im Ablauf der Kläranlage im Rahmen des erweiterten Monitorings	83
Tabelle 9-2:	Überschreitungen der im Gewässer Weise gemessenen Substanzen	84

1 Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination

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

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

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

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

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Ein Ansatz ist es, Stoffe möglichst an der Quelle zu verhindern, z.B. durch die Substitution gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS 2016). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussten Umgangs mit Arzneimitteln aufzuklären bzw. zu sensibilisieren. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden. Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Die vorliegende Studie soll dazu dienen, eine Einschätzung zur Notwendigkeit einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination zu ermöglichen und die auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach technisch und wirtschaftlich sinnvollsten Verfahrensvarianten zu identifizieren. Das Ziel ist die Benennung einer Vorzugsvariante, die auch im großtechnischen Betrieb die wirtschaftlichste und verfahrenstechnisch beste Variante für die Kläranlage Münster- Am Loddenbach ist. Es fließen dazu die Analysenergebnisse der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage, die Messwerte der Standardparameter des Kläranlagenablaufs, die vorhandene Verfahrenstechnik sowie nutzbare Bausubstanz und andere Randbedingungen in die Entscheidungsfindung mit ein.

2 Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination

In Europa wird die Wasserpolitik vornehmlich durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegeben. Ziel der Richtlinie ist es, für die Gewässer in Europa einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu erreichen (Abbildung 2-1).

Der gute chemische Zustand wird über die Bestimmung chemischer Substanzen, der sog. prioritären Stoffe im Anhang X der WRRL, in den Gewässern ermittelt. Die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen (UQN) gibt Jahresdurchschnittswerte und zulässige Höchstkonzentrationen für die prioritären Stoffe in Gewässern vor. Die Liste prioritärer Stoffe enthält 45 Schadstoffe, z. B. Pestizide und polycyclischen aromatische Kohlenwasserstoffe, allerdings sind keine Pharmaka Bestandteil dieser Liste.

Die Messung von Pharmaka wurde im Rahmen der Einführung einer Beobachtungsliste (watch-list), eingeführt. Dabei sollen die Konzentrationen von 17-alpha-Ethinylöstradiol, 17-beta-Östradiol, Diclofenac und Makrolid-Antibiotika in Oberflächengewässern gemessen werden. Allerdings werden zurzeit keine Grenzwerte für die Stoffe der Beobachtungsliste vorgegeben. Anhand der Beobachtung der Konzentrationen der Stoffe der Beobachtungsliste soll vielmehr das Risiko dieser Stoffe bewertet werden und auf Grundlage der Risikobewertung evtl. die Einordnung als prioritäre Stoffe erfolgen.

In Deutschland wurde die WRRL 2009 durch die Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) in nationales Recht übertragen. Das WHG hat zum Ziel, das Oberflächen-, Küsten und Grundwasser zu schützen und die Nutzung der Wässer zu ordnen. Aus dem WHG leiten sich Verordnungen ab, in denen konkrete Vorgaben zu Erreichung der Ziele der WRRL festgelegt werden. So werden die Vorgaben der europäischen UQN in Deutschland durch die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) umgesetzt, in deren Anlage 8 die UQN zur Beurteilung des chemischen Zustands genannt werden.

In Nordrhein-Westfalen (NRW) erfolgt die Gewässerüberwachung anhand eines vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen erstellten Leitfadens (MKULNV 2014). In diesem werden Vorgaben für biologische und chemische Parameter genannt, die zur Beurteilung der Gewässerkörper in NRW herangezogen werden. Im Anhang D 4 des Leitfadens sind einerseits UQN für die gesetzlich verbindlich geregelten Stoffe und andererseits Orientierungswerte für gesetzlich nicht verbindlich geregelte Stoffe enthalten. Anhand der Bewertung der Gewässerkörper, die u. a. anhand der genannten Stofflisten erfolgt, sollen Gewässer, die nicht den Anforderungen des guten Zustandes entsprechen, identifiziert werden und mögliche Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes eingeleitet werden. Der Anhang D 4 stellt eine sehr umfangreiche Stoffliste dar, in der u. a. 125 Pflanzenschutzmittelrückstände, 30 Pharmaka sowie Komplexbildner und Kontrastmittel zur Beurteilung des Gewässerzustandes enthalten sind.

Zukünftig kann damit gerechnet werden, dass aus den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination abgeleitet werden. Zukünftig könnte die Liste der prioritären Stoffe um Substanzen aus der Gruppe der Pharmaka ergänzt werden. Auch für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach können, aufgrund des derzeitigen unbefriedigenden Zustands der Wese, zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.

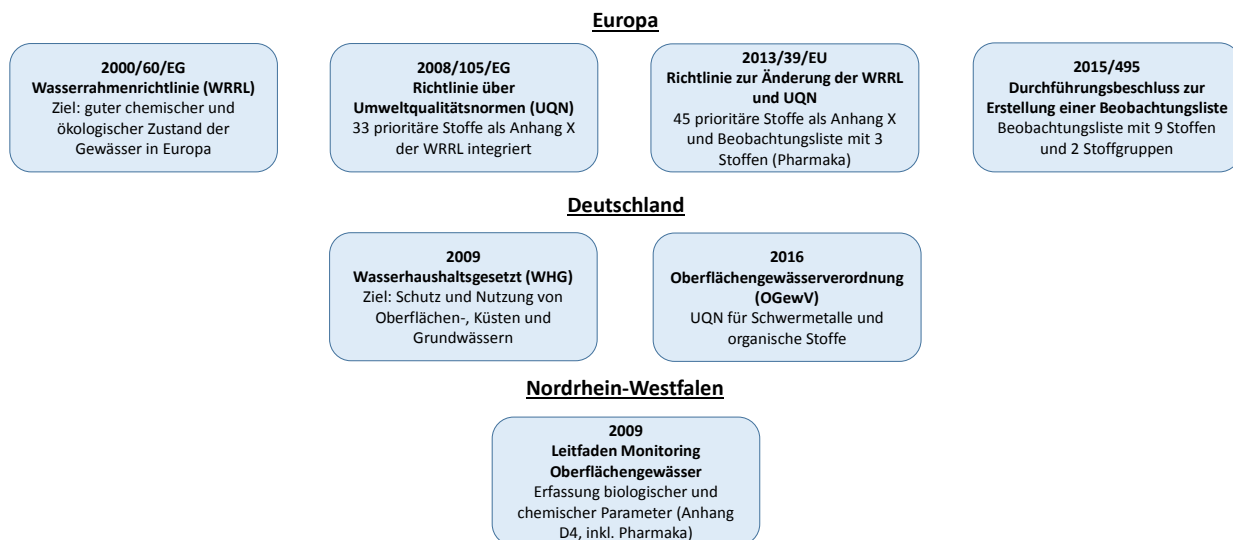


Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene

Weitere Anforderungen können sich zudem aus dem Schutz der Trinkwasserressourcen ergeben. Das Trinkwasser wird in Deutschland durch die Trinkwasserverordnung (TrinkWV) geschützt, die die europäische Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch in nationales Recht umsetzt. In der Anlage 2 der TrinkWV sind Grenzwerte für chemische Parameter (z. B. Pflanzenschutzmittel und Schwermetalle) aufgeführt, die nicht überschritten werden dürfen. Für Pharmaka sind in der Trinkwasserverordnung keine Grenzwerte vorgegeben. Daher hat das Umweltbundesamt einen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) entwickelt, durch den teil- oder nicht bewertbare Stoffe (z. B. Pharmaka) im Trinkwasser bewertet werden sollen. Für Stoffe, deren humantoxische Auswirkungen unbekannt sind und für die es keine Grenzwerte in der Anlage 2 der TrinkWV gibt, liegt der GOW bei 0,1 µg/L. Liegen Daten zur Gentoxizität von Stoffen vor, kann bei nicht vorhandener Gentoxizität eine Einstufung im Bereich von 0,1 bis 3 µg/L erfolgen.

Die Verbände Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V. (ARW), Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW) haben im November 2010 das Memorandum „Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ herausgegeben (ARW 2010). In diesem Memorandum sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren zur Trinkwassergewinnung erlaubt. Für Arzneimittel gilt generell 0,1 µg/L als Zielwert. Dieser Zielwert bzw. der entsprechende GOW ist für einige Pharmaka im Vergleich zu den Anforderungen aus der Wasserrahmenrichtlinie tiefer. Dies führt zu einer kritischeren Bewertung dieser Stoffe in Bezug auf die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat des Rheins. Bei Überschreitung des Zielwertes bzw. des GOW für Pharmaka können Sie hieraus auch Maßnahmen auf Kläranlagen nach Abstimmung mit den betroffenen Wasserversorgern zum Erreichen der Zielwerte ergeben.

3 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Münster Am Loddenbach

3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Die Kläranlage Münster-Am Loddenbach befindet sich ca. 6 km süd-östlich von Münster. Dort werden die Abwässer aus den Stadtgebieten Gremmendorf, Angelmodde, Hiltrup-Ost und Wolbeck behandelt. Zusätzlich werden Fäkalien von Kleineinleitern aus dem Stadtgebiet angenommen und mitbehandelt. Auf der Kläranlage werden ebenfalls Schlämme der Kläranlage Hiltrup angenommen und mitbehandelt. Die an die Kläranlage angeschlossenen Einzugsgebiete sind in Abbildung 3-1 gekennzeichnet.

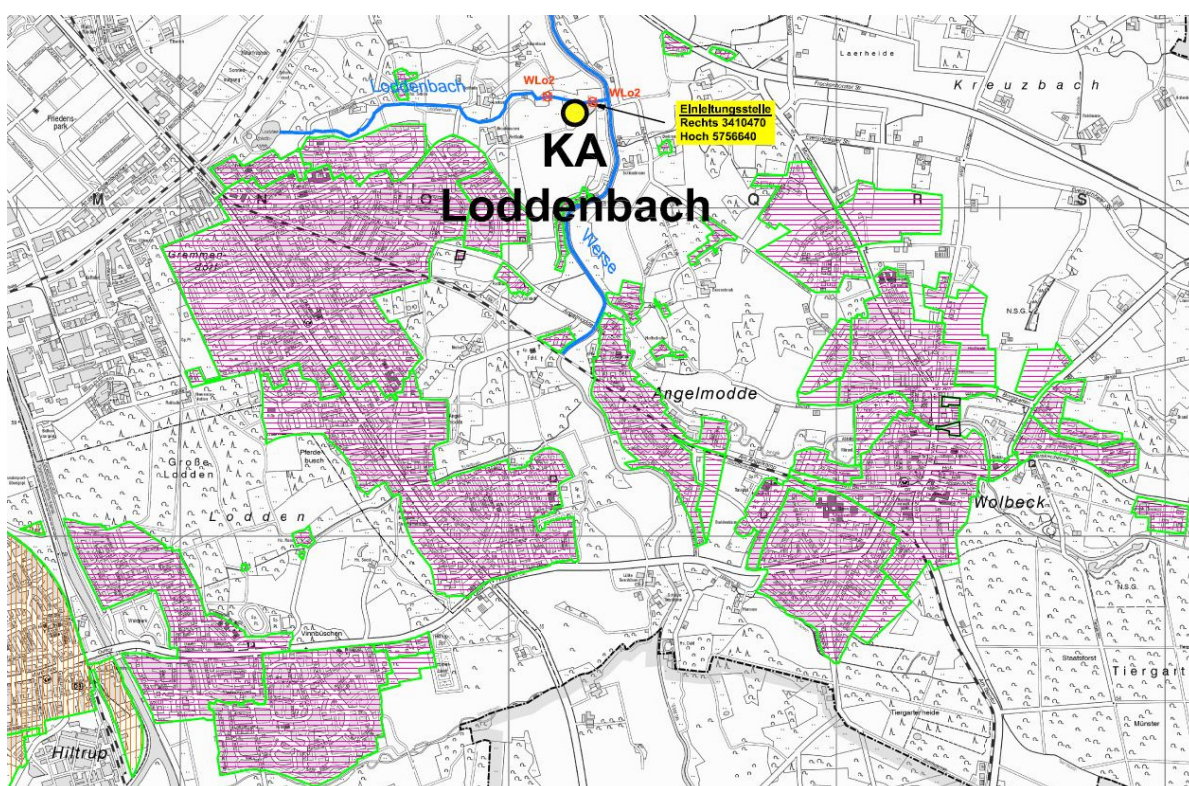


Abbildung 3-1: Einzugsgebiete mit Anschluss an die Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Der Kläranlage vorgeschaltet sind zwei Regenklärbecken, sechs Regenrückhaltebecken und drei Regenüberlaufbecken. Weiterhin sind keine größeren Indirekteinleiter angeschlossen.

Das in der Kläranlage gereinigte Abwasser wird in den Loddenbach eingeleitet. Die Kläranlageneinleitung hat einen deutlichen Einfluss auf die physikalisch-chemische Qualität des Gewässers. Innerhalb eines Intensivmessprogramms des LANUV in den Jahren 2011-2013 wurde festgestellt, dass die Kläranlageneinleitung ebenfalls einen Einfluss auf die biologische Qualität in Form des Saprobienindex hat. Dieser kann oberhalb der Einleitung als gut bewertet werden. Unterhalb der Einleitung jedoch nur noch als unbefriedigend. Auch laut ELWAS (2016) wird der ökologische Zustand der Werse, in die der Loddenbach ca. 125 m unterhalb des Kläranlageneinlaufs einleitet, im Bereich der Einmündung des Loddenbachs als unbefriedigend eingestuft. Der chemische Zustand wird als nicht gut bezeichnet (siehe Abbildung 3-2).

Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des Loddenbachs beträgt an der Einleitstelle 194 L/s (Götz et al. 2012). Laut Erlaubnisbescheid darf die Kläranlage bis zu 1.600 m³/h (444 L/s) einleiten.

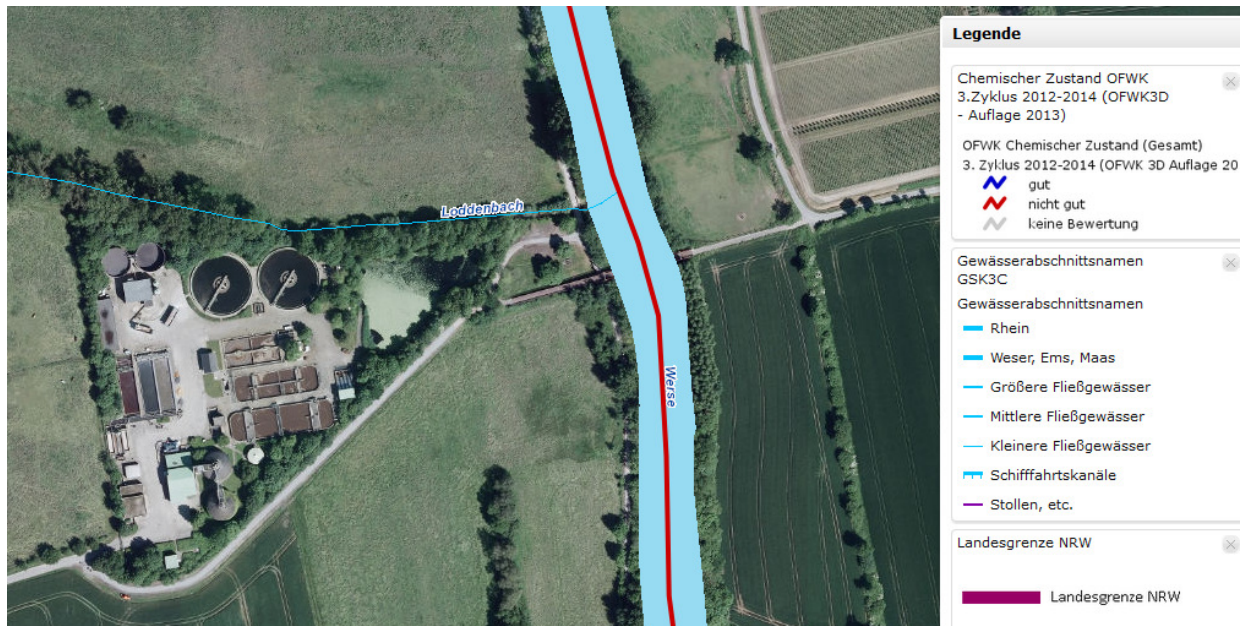


Abbildung 3-2: Chemischer Zustand der Weser im Bereich der Einmündung des Loddenbachs (ELWAS-WEB 2017)

Unterhalb der Einmündung des Loddenbachs in die Weser befindet sich ein wasserabhängiges FFH-Gebiet. Dieses beginnt kurz vor der Einmündung der Weser in die Ems. Auch sind angrenzend Wasserschutzgebiete ausgewiesen und gesetzlich geschützte Biotope vorhanden, wie z.B. Altarme unterhalb der Einmündung des Loddenbachs in die Weser. Ebenfalls unterhalb der Einmündung befindet sich das Naturschutzgebiet Auwald Stapelskotten.

Hinsichtlich der Hochwassergefahren, gilt es für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach zu beachten, dass der Schönungsteich zu einer ausgewiesenen Überschwemmungsfläche im Hochwasserfall (ab HQ10) zählt (siehe dazu Abbildung 3-3). Im Hochwasserfall besteht demnach eine hohe Wahrscheinlichkeit der Überschwemmung des Schönungsteichs.

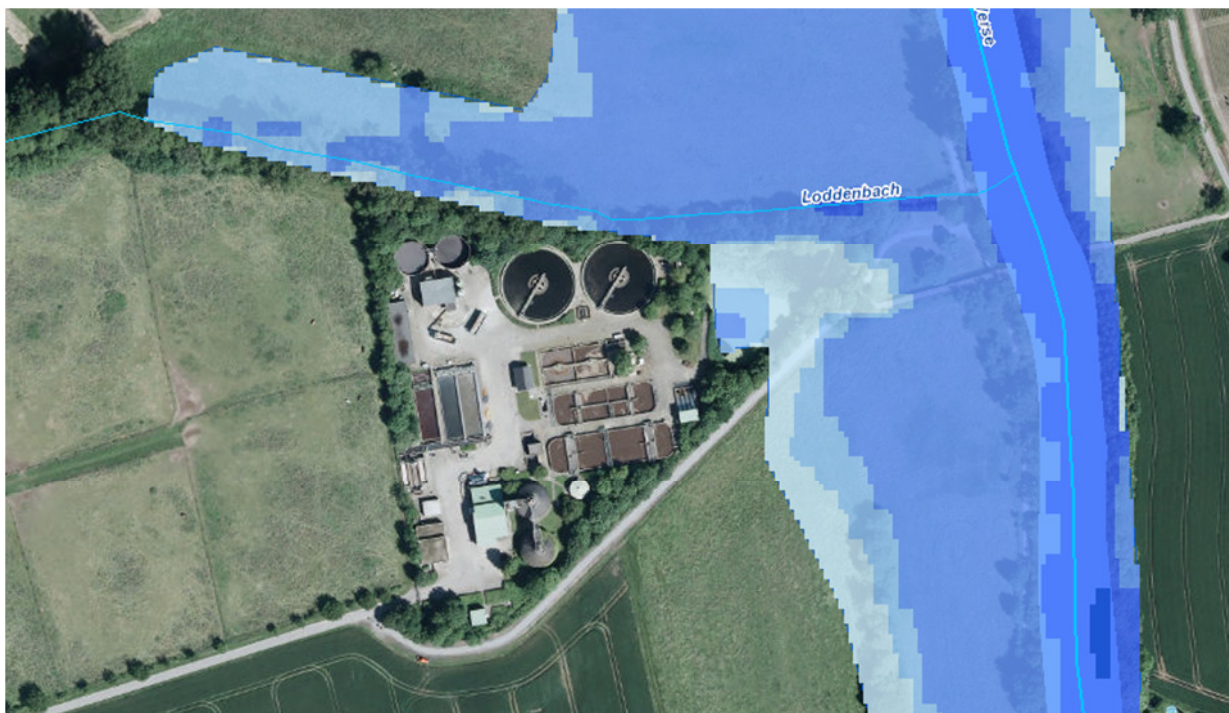


Abbildung 3-3: Überschwemmungsflächen bei HQ10 im Nahbereich der Kläranlage Münster-Am Loddenbach (ELWAS-WEB 2017)

3.2 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Die Kläranlage Münster Am Loddenbach wurde 1974 in Betrieb genommen. Die Ausbaugröße beträgt 45.000 Einwohnerwerte. 2014 waren 38.800 EW an die Kläranlage angeschlossen. Demnach ist die Kläranlage zu mehr als 85 % ausgelastet. Nach Abwasserverordnung (AbwV) ist die Kläranlage in die Größenklasse 4 einzuordnen. Die Auslegungswassermenge beträgt 13.000 m³/d bei Trockenwetter und die Trockenwetterspitze wird mit 800 m³/h angegeben. Bei Regenwetter können maximal Q_M = 1.600 m³/h in der Kläranlage behandelt werden. Tabelle 1-2 fasst die wichtigsten Kenndaten zusammen.

Tabelle 3-1: Kenndaten der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Kennwert	Einheit	Wert
Einwohnerwerte (Ausbaugröße)	EW	45.000
Größenklasse nach AbwV	-	4
Tagesabwassermenge Q _T	m ³ /d	13.000
Trockenwetterzufluss Spitze	m ³ /h	800
Regenwetterzufluss Q _m	m ³ /h	1.600

Die Kläranlage Münster-Am Loddenbach ist eine einstufige Belebungsanlage. Das Verfahrensbild ist in Abbildung 3-4 dargestellt.

4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

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

Die erste Gruppe sind die Standardabwasserparameter. Hier liegen die Daten für die Parameter CSB, Gesamtstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, anorganischer Stickstoff, Ammoniumstickstoff AFS und TOC des Kläranlagenablaufs aus den Betriebstagebüchern vor. Im Rahmen durchgeführter Probenahmen und Analysen können weitere Ergebnisse zu Standardparametern sowie z.B. zu Bromid ergänzt werden. Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die Auswahl beruht auf den Empfehlungen nach KOM-M.NRW (2016). Die Abstimmung mit der Bezirksregierung der für die Kläranlage Münster Am Loddenbach relevanten Mikroschadstoffe und Standardparameter erfolgte durch den Kläranlagenbetreiber.

Die Analytik zur Machbarkeitsstudie der Kläranlage Münster am Loddenbach umfasst ein erweitertes Monitoring von Kläranlagenzu- und -ablauf sowie die Analyse auf ein reduziertes Spektrum zur Bewertung der Gewässer Loddenbach und Werse und als Datenverdichtung der Emissionen der Kläranlage.

4.1 Standardabwasserparameter aus dem Betriebstagebuch

In Tabelle 4-1 sind die mittleren Konzentrationen für die Parameter CSB, Gesamtstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, anorganischer Stickstoff, Ammoniumstickstoff und AFS dargestellt. Zusätzlich liegen vereinzelt Werte für den TOC im Ablauf vor. Die Daten entstammen dem Betriebstagebuch der Kläranlage. Es handelt sich dabei um 24h-Mischproben, die im Ablauf der Kläranlage gezogen wurden. Da die Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination dem Schönungsteich vorgeschaltet werden soll, werden im Rahmen des Monitorings einige der Parameter auch unter Umfahrung des Schönungsteichs bestimmt.

Tabelle 4-1: Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

	Ablaufwerte	Überwachungswerte
	2013-2015 T-85	
	[mg/L]	[mg/L]
CSB (n=158)	25	60
NH ₄ -N (n=158)	0,5	4
NO ₂ -N (n=158)	0,2	-
NO ₃ -N (n=157)	5,6	-
N _{anorg.} (n=157)	6	18
P _{ges} (n=158)	0,3	2
AFS (n= 156)	6	-
TOC (n=28)	9,0	-

Der für die Auslegung der Ozonung relevante Parameter DOC wird aus der im Rahmen des Monitorings ermittelten DOC-Konzentration gewonnen. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Stufe zur

Mikroschadstoffelimination sollten die angenommenen Werte durch zusätzliche separate Messungen verifiziert werden.

4.2 Probenahme im Zu- und Ablauf der Kläranlage und im Gewässer

Die Beprobung der Kläranlage wurde durch das Personal der Kläranlage Münster Am Loddenbach durchgeführt. Dazu sind in gekühlten automatischen Probenehmern 24-Stunden Mischproben entnommen und gekühlt gelagert worden. Sowohl das erweiterte Monitoring als auch die Datenverdichtung wurden bei Trockenwetterbedingungen durchgeführt. Die Daten der Probenahmen sind in folgender Tabelle 4-2 gelistet.

Die Beprobung der Gewässer erfolgte durch die Entnahme von jeweils zwei qualifizierten Stichproben (QS) bei Trockenwetter in den Gewässern Loddenbach und Werse. Die Probenahmestellen wurden von der Kläranlage mit der Bezirksregierung abgestimmt. Eine Beprobung der Werse war notwendig, da der Loddenbach nahezu direkt hinter der Einleitung der Kläranlage in die Werse mündet. Eine Beprobung nach einer Vermischung der Wässer war also nicht möglich. In Abbildung 4-1 sind die Probenahmestellen dargestellt.

Tabelle 4-2: Daten der Probenahme der Kläranlage und der Gewässer Loddenbach und Werse inklusive der Art der Beprobung

Probenahmezyklus	Zulauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Gewässer	Art der Probenahme
Erweitertes Monitoring	21.-22.03.2017	21.-22.03.2017		24-h MP
	22.-23.03.2017	22.-23.03.2017		24-h MP
Datenverdichtung	21.-22.06.2017	18.-19.06.2017		24-h MP
	22.-23.06.2017	19.-20.06.2017		24-h MP
	23.-24.06.2017	20.-21.06.2017		24-h MP
	24.-25.06.2017	21.-22.06.2017		24-h MP
	26.-27.06.2017	22.-23.06.2017		24-h MP
			20.06.2017	QS
			21.06.2017	QS

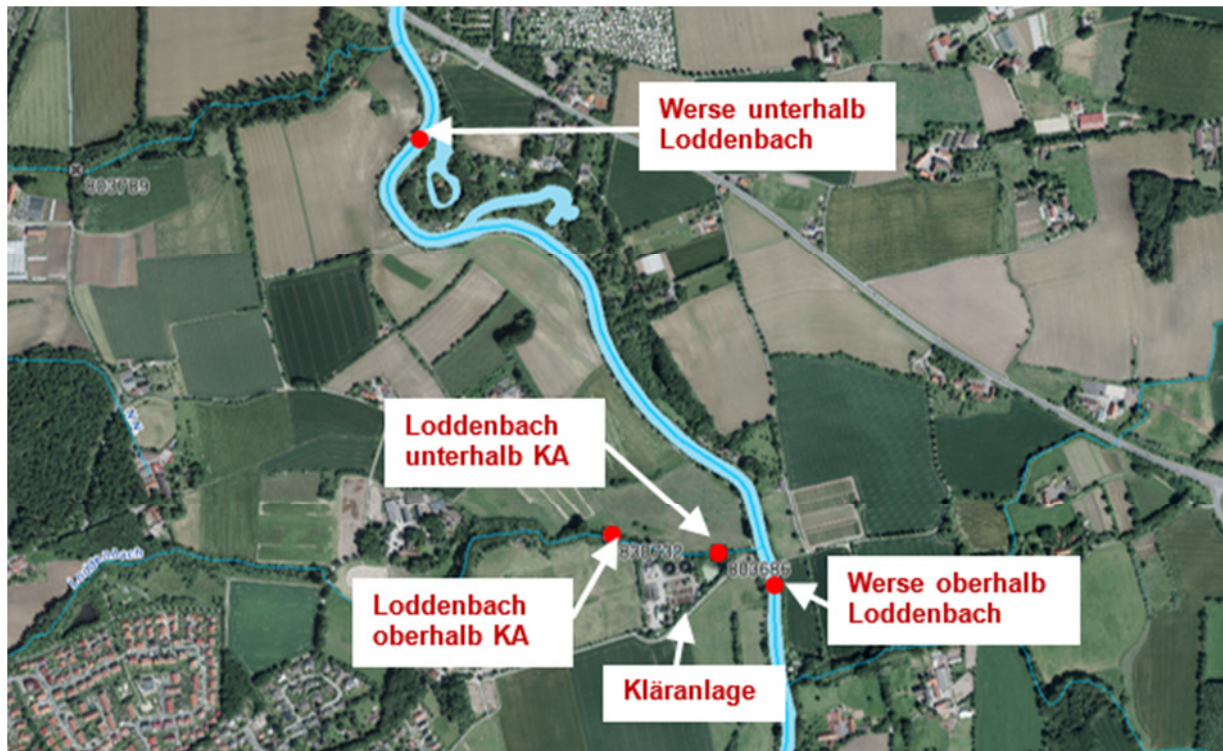


Abbildung 4-1: Probenahmestellen in Loddenbach und Werse

4.2.1 Erweitertes Monitoring

Im Rahmen des erweiterten Monitorings wurden mit dem Substanzumfang entsprechend Tabelle 4-3 Proben des Kläranlagenzu- und ablaufs gezogen und analysiert.

Die Analyse von 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol und Terbutryn wurde entsprechend SAA 9.6.1 (Bestimmung von Pharmaka, Pestiziden und Industriechemikalien (PPCP) in Wasserproben mittels LC-MS/MS, März 2017) durchgeführt. Die Analyse der restlichen Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite, Pestizide, Süßstoffe und Röntgenkontrastmittel erfolgte mittels LC-MS/MS. Die Analyse der perfluorierten Substanzen PFOA und PFOS erfolgte nach SAA 9.6.2 (Bestimmung von Perfluorierten Substanzen in Wasserproben mittels HPLC-MS/MS, März 2015). Die Analyse von H4-PFOS erfolgte mittels LC-MS/MS. Die Analyse der östrogenen Aktivität wurde entsprechend SAA 9.7.1 (Bestimmung der östrogenen Aktivität in Wasserproben mittels A-YES Assay, April 2016) durchgeführt. Die Analyse von Galaxolid erfolgte mittels GC-MS/MS.

Tabelle 4-3: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des erweiterten Monitorings

Stoffgruppe	Parameter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin*, Ciprofloxacin*, Clarithromycin*, Diclofenac*, Ibuprofen*, Metoprolol*, Sulfamethoxazol*, Valsartan, Losartan, Candesartan, Gabapentin, Sotalol und Guanylharnstoff
Pestizide	Mecoprop P, Terbutryn*, Isoproturon, Flufenacet, Tebuconazol und Propiconazol
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol*
Süßstoffe	Acesulfam K
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure, Iopamidol und Iopromide
Perfluorierte Substanzen	PFOA*, H4-PFOS und PFOS*
Moschusduftstoffe	Galaxolid
Östrogene Wirkung	Östrogene Aktivität*

Zur abschließenden Bewertung der Kläranlage werden zusätzlich zu den Mikroschadstoffen Standardabwasserparameter und weitere Parameter analysiert. Im Rahmen der Analytik zur Machbarkeitsstudie zur erweiterten Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster Am Loddenbach wurden neben Benzo(a)pyren (einem polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoff nach DIN 38407) folgende Parameter im Ablauf der Kläranlage erfasst:

- pH-Wert (DIN EN ISO 10523)
- Leitfähigkeit (DIN EN 27888)
- TOC (DIN EN 1484)
- DOC (DIN EN 1484)
- BSB₅ (DIN EN 1899)
- Säurekapazität bis pH 4,3 (DIN 38409)
- Bromid (DIN EN ISO 10304)
- Bor (DIN EN ISO 17294)
- Chlorid (DIN EN ISO 10304)
- Sulfat (DIN EN ISO 10304)
- Nitrat-N (DIN EN ISO 10304)
- Ammonium-N (DIN EN ISO 11732)
- Stickstoff, ges. gebunden (TNb) (DIN EN 12260)
- Phosphor ges. (DIN EN ISO 11885) und
- ortho-Phosphat (DIN EN ISO 10304)

Im Zulauf zur Kläranlage wurden lediglich pH-Wert, Leitfähigkeit, Chlorid und Sulfat analysiert.

4.2.2 Datenverdichtung

Zur Datenverdichtung wurde ein reduziertes Spektrum an Substanzen mit der Bezirksregierung abgestimmt. Das reduzierte Spektrum wurde bis auf die östrogene Wirkung der Wasserprobe und den DOC sowohl für die Bewertung der Gewässerproben als auch zur Datenverdichtung der Emission an Mik-

roschadstoffen der Kläranlage Münster Am Loddenbach eingesetzt. Eine Auflistung ist in Tabelle 4-4 gegeben. Die östrogene Wirkung und der DOC wurden aufgrund der nicht auffälligen Werte im Kläranlagenablauf während des erweiterten Monitorings nur in den Gewässerproben analysiert. Zusätzlich wurde im Rahmen der Datenverdichtung das Antidiabetikum Metformin analysiert. Bei Metformin handelt es sich um eine Substanz aus welcher im Rahmen der biologischen Abwasserreinigung das Transformationsprodukt Guanylharnstoff gebildet wird.

Tabelle 4-4: Substanzspektrum der Datenverdichtung und der Gewässeranalysen

Stoffgruppe	Parameter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Valsartan, Losartan, Candesartan, Gabapentin, Guanylharnstoff und Metformin
Pestizide	Terbutryn
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure und Iopromide
Östrogene Wirkung	Östrogene Aktivität
Basisparameter	Bromid, Bor, DOC*
Polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoff	Benzo(a)pyren

4.3 Bewertungsmaßstab

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

Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage sind den Orientierungswerten oder Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden (MKULNV 2014). In der „D4-Liste“ 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.

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 Oberflächengewässerkörper gemessenen Konzentration“ (nach OGewV) gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte, handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind. Die Erläuterungen und Quellen der in Tabelle 4-5 dargestellten Zielwerte sind zu entnehmen. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach dem Schema in Tabelle 4-7.

Tabelle 4-5: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV 2014)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/l)	Quelle (Erläuterung in Tabelle 4-6)
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	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,00065	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	0,1	OW (5, 6), PV
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240	OW (3), PV
	Nitilotriessigsäure (NTA)	80	OW (3), PV
	Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV

UQN: Umweltqualitätsnorm (gesetzlich verbindlich)
 OW: Orientierungswert (keine gesetzliche Verbindlichkeit, fachlich abgeleitet)
 PV: präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, fachlich nicht abgeleitet)

Tabelle 4-6: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-5

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) RL 2013/39/EU		
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 Umweltqualitätsnormen 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 Anhanges 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

Tabelle 4-7: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Münster-Am Loddnbach (BK: Bewertungskriterium)

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

4.4 Ergebnisse des erweiterten Monitorings

Durch das erweiterte Monitoring des Zulaufs zur Biologie und Ablaufs der Kläranlage Münster Am Loddenbach konnten die in Tabelle 4-8 und Tabelle 4-9 dargestellten Ergebnisse ermittelt werden. Die Konzentrationen des Kläranlagenablaufs wurden mit den Bewertungskriterien für Gewässerkonzentrationen entsprechend der Tabelle 4-7 bewertet, um eine Einschätzung vornehmen zu können, ob es sich tendenziell um auffällig hohe Konzentrationen im Kläranlagenablauf handelt.

Tabelle 4-8: Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 21. bis 22.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach

		Einheit	UQN/ Orientierungswert/ präventiver Vorsorgewert	Zulauf Biologie 21.-22.03.2017 Trockenwetter	Ablauf Kläranlage 21.-22.03.2017 Trockenwetter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	500	330	570
	Ciprofloxacin	ng/L	36	1.200	210
	Clarithromycin	ng/L	100	1.000	670
	Diclofenac	ng/L	50	3.700	3600
	Ibuprofen	ng/L	10	21.000	< 10
	Metoprolol	ng/L	7.300	2.500	2800
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	470	390
	Valsartan	ng/L	100	11.000	12000
	Losartan	ng/L	100	470	250
	Candesartan	ng/L	100	2.100	2700
	Gabapentin	ng/L	100	10.000	7800
	Sotalol	ng/L	100	240	260
Guanylharnstoff	ng/L	100	60	4300	
Pestizide	Mecoprop P	ng/L	100	< 30	< 30
	Terbutryn	ng/L	65	< 20	< 20
	Isoproturone	ng/L	300	< 50	< 50
	Flufenacet	ng/L	40	< 10	< 10
	Tebuconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30
	Propiconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	12.000	6000
Süßstoffe	Acesulfam K	ng/L	100	27.000	1000
RKM	Amidotrizoesäure	ng/L	100		1000
	Iopamidol	ng/L	100		64
	Iopromide	ng/L	100		83
PFC	PFOA	ng/L	100	< 30	< 30
	PFOS	ng/L	0,65	< 10	< 10
	H 4-PFOS	ng/L	100	22	< 10
Moschus- duftstoffe	Galaxolid	ng/L	7.000	3.000	2500
Östrogene Aktivität*	A-YES Assay*	ng _{EEQ} /L	0,4**	0,13	0,18

Tabelle 4-9: Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 21. bis 22.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach (Fortsetzung)

Stoff- gruppe	Substanz	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
			21.-22.03.2017	21.-22.03.2017
Basis- parameter	TOC	mg/L	-	6,3
	DOC	mg/L	-	5,7
	Bromid	µg/L	-	190
	pH-Wert		7,69	7,42
	Leitfähigkeit	µS/cm	1.195	977
Weitere Parameter	Benzo(a)pyren	µg/L	-	< 0,01
	Bor	mg/L	-	0,14
	BSB ₅	mg/L	-	3,5
	Chlorid	mg/L	98	120
	Nitrat-N	mg/L	-	5,0
	ortho-Phosphat	mg/L	-	< 0,18
	Sulfat	mg/L	100	110
	Ammonium-N	mg/L	-	0,71
	Stickstoff, ges. gebunden (TNb)	mg/L	-	6,7
	Phosphor ges.	mg/L	-	0,042
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L	-	4,6	

Tabelle 4-10: Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 22. bis 23.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach

				Zulauf Biologie 22.-23.03.2017	Ablauf Kläranlage 22.-23.03.2017
		Einheit	UQN/ Orientierungswert/ präventiver Vorsorgewert	Trockenwetter	Trockenwetter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	500	370	560
	Ciprofloxacin	ng/L	36	1.500	180
	Clarithromycin	ng/L	100	1400	510
	Diclofenac	ng/L	50	3700	3400
	Ibuprofen	ng/L	10	19.000	< 10
	Metoprolol	ng/L	7.300	2500	2800
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	420	400
	Valsartan	ng/L	100	13000	11000
	Losartan	ng/L	100	500	240
	Candesartan	ng/L	100	2200	2800
	Gabapentin	ng/L	100	12000	7800
	Sotalol	ng/L	100	270	290
Guanylharnstoff	ng/L	100	53	4400	
Pestizide	Mecoprop P	ng/L	100	< 30	< 30
	Terbutryn	ng/L	65	< 20	< 20
	Isoproturone	ng/L	300	< 50	< 50
	Flufenacet	ng/L	40	< 10	< 10
	Tebuconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30
	Propiconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	12.000	6500
Süßstoffe	Acesulfam K	ng/L	100	32000	930
RKM	Amidotrizoensäure	ng/L	100		1000
	Iopamidol	ng/L	100		60
	Iopromide	ng/L	100		500
PFC	PFOA	ng/L	100	< 30	< 30
	PFOS	ng/L	0,65	12	< 10
	H 4-PFOS	ng/L	100	20	< 10
Moschus- duftstoffe	Galaxolid	ng/L	7.000	1800	2900
Östrogene Aktivität*	A-YES Assay*	ng _{EEQ} /L	0,4**	0,10	0,16

Tabelle 4-11: Ergebnisse des erweiterten Monitorings vom 22. bis 23.03.2017 im Zulauf zur Biologie und Ablauf der Kläranlage Münster Am Loddenbach (Fortsetzung)

Stoff- gruppe	Substanz	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
			22.-23.03.2017	22.-23.03.2017
Basis- parameter	TOC	mg/L	-	5,9
	DOC	mg/L	-	5,7
	Bromid	µg/L	-	190
	pH-Wert		7,70	7,69
	Leitfähigkeit	µS/cm	1.233	1.002
Weitere Parameter	Benzo(a)pyren	µg/L		< 0,01
	Bor	mg/L		0,14
	BSB ₅	mg/L		3,8
	Chlorid	mg/L	100	120
	Nitrat-N	mg/L		4,5
	ortho-Phosphat	mg/L		< 0,18
	Sulfat	mg/L	100	110
	Ammonium-N	mg/L		0,77
	Stickstoff, ges. gebunden (TNb)	mg/L		6,4
	Phosphor ges.	mg/L		0,059
	Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L		4,3

Die Auswertung der Mikroschadstoffanalytik vom Ablauf der Kläranlage zeigt, dass teilweise hohe Überschreitungen der Bewertungskriterien vorliegen. Bei den Arzneimittelwirkstoffen bzw. deren Metaboliten liegen für die Substanzen Ciprofloxacin, Clarithromycin, Diclofenac, Valsartan, Candesartan und Gabapentin sowie für Guanylharnstoff Überschreitungen über dem 4-fachen des Bewertungskriteriums vor. Auch die Konzentrationen des Süßstoffs Acesulfam K und des Röntgenkontrastmittels Amidotrizoesäure weisen eine über dem 4-fachen liegende Überschreitung auf. Unbefriedigend ist auch die Konzentration von Losartan. Mäßige Konzentrationen, das heißt bis zu einer 2-fachen Überschreitung liegen für die Substanzen Carbamazepin und Sotalol vor.

Zu erwähnen ist, dass die Konzentration von Guanylharnstoff im Zulauf zur Biologie niedriger liegt als im Ablauf der Kläranlage. Begründet liegt dies darin, dass Guanylharnstoff ein Abbauprodukt des Antidiabetikums Metformin ist, welches im Rahmen dieses Monitorings nicht bestimmt wurde, es wird somit während des Klärprozesses gebildet.

Für Ciprofloxacin konnte ein Abbau in der biologischen Stufe von über 80 % ermittelt werden. Für Clarithromycin von ca 30 %, für Gabapentin von um die 20 % und für 1H-Benzotriazol 50 %. Diese Werte entsprechen den in Götz et al. (2015) angegebenen jeweiligen Abbau. Acesulfam K erreicht bei den Messungen in Münster Am Loddenbach einen Abbau von über 90 %. Dies entspricht jedoch nicht den Aussagen aus Götz et al. (2015), dort wird lediglich ein biologischer Abbau von unter 10 % angegeben. Bei den vorliegenden Analyseergebnissen ist zu erwähnen, dass die Bestimmung des biologischen Abbaus voraussetzt, dass die Proben mit Zeitversatz gezogen werden, der die hydraulische Aufenthaltszeit in den Reaktoren berücksichtigt. Ansonsten handelt es sich bei den Zulauf- und Ablaufproben nicht um korrespondierende Proben.

4.5 Ergebnisse der Datenverdichtung

Die Ergebnisse der Datenverdichtung zeigen, dass im Vergleich zum erweiterten Monitoring die Konzentrationen von Clarithromycin deutlich niedriger gemessen wurden. Die Substanzen Diclofenac, Metoprolol, Valsartan, Candesartan, Gabapentin und 1H-Benzotriazol wurden in der Datenverdichtung in höheren Bereichen gemessen als beim erweiterten Monitoring. Die anderen Substanzen lagen bei beiden Messphasen in einem sehr ähnlichen Bereich.

Aus der Betrachtung der Ergebnisse der Datenverdichtung für den Kläranlagenzulauf und -ablauf wird deutlich, dass durch die biologische Behandlung des Abwassers im Verlauf der Kläranlage die Mikroschadstoffkonzentrationen je nach Substanz bereits deutlich gesenkt werden kann. Für den Großteil der Substanzen ist die Elimination innerhalb der biologischen Reinigung jedoch nicht ausreichend, was die Bewertung des Kläranlagenablaufs bezüglich der für Gewässer relevanten Bewertungskriterien zeigt (siehe Tabelle 4-11). Es zeigt sich dabei, dass für die Substanzen Diclofenac, Valsartan, Candesartan, Gabapentin, Metformin und Amidotrizoesäure das jeweilige Bewertungskriterium um mehr als das Vierfache überschritten wird. Auch für die Substanzen Carbamazepin, Clarithromycin, Sotalol und Losartan liegen die gemessenen Ablaufkonzentrationen in einem mäßigen bis unbefriedigenden Bereich.

Neben den Mikroschadstoffen wurden auch weitere Parameter bestimmt. Dazu gehört u.a. die Bromidkonzentration. Im erweiterten Monitoring lag dieser bei 190 µg/L. Dieser Wert konnte in der Datenverdichtung bestätigt werden. Er lag dabei zwischen <160 und 290 µg/L. Nach KOM-M.NRW (2016) sind die gemessenen Bromidkonzentrationen als eher hoch einzustufen. Bei Auswahl eines auf Ozon basierten Verfahrens wird empfohlen das Bromatbildungspotenzial zu bestimmen.

Tabelle 4-12: Ergebnisse der Datenverdichtung des Zulaufs der Kläranlage Münster Am Loddenbach

Stoff- gruppe	Substanz	Einheit	Zulauf Biologie	Zulauf Biologie	Zulauf Biologie	Zulauf Biologie	Zulauf Biologie
			21.-22.06.2017	22.-23.06.2017	23.-24.06.2017	24.-25.06.2017	26.-27.06.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	300	260	330	370	290
	Clarithromycin	ng/L	96	48	170	160	160
	Diclofenac	ng/L	5.300	5.100	6.200	6.000	7.100
	Metoprolol	ng/L	4.200	3.700	4.600	4.800	4.800
	Sulfamethoxazol	ng/L	560	300	590	550	250
	Sotalol	ng/L	310	240	340	410	360
	Valsartan	ng/L	18.000	19.000	20.000	20.000	20.000
	Losartan	ng/L	630	650	760	820	760
	Candesartan	ng/L	4.200	4.300	4.800	4.900	4.800
	Gabapentin	ng/L	21.000	19.000	23.000	24.000	26.000
	Guanylharnstoff	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
	Metformin	ng/L	34.000	33.000	38.000	38.000	40.000
Pestizide	Terbutryn	ng/L	80	33	29	28	70
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	33.000	22.000	46.000	49.000	38.000
RKM	Amidotrizoensäure	ng/L	880	600	210	280	140
	Iopromide	ng/L	430	3.600	1.100	1.300	5.100

Tabelle 4-13: Ergebnisse der Datenverdichtung des Ablaufs der Kläranlage Münster Am Loddenbach

Stoffgruppe	Substanz	Einheit	UQN/ Orientierungswert/ präventiver Vor- sorgewert	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA	Ablauf KA
				18.-19.06.2017	19.-20.06.2017	20.-21.06.2017	21.-22.06.2017	22.-23.06.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	500	1.200	1.300	1.400	870	890
	Clarithromycin	ng/L	100	220	220	150	83	45
	Diclofenac	ng/L	50	5.000	5.500	6.200	4.900	4.700
	Metoprolol	ng/L	7.300	4.700	4.700	5.200	3.800	3.800
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	710	530	490	410	380
	Sotalol	ng/L	100	320	310	340	340	330
	Valsartan	ng/L	100	19.000	18.000	19.000	10.000	8.000
	Losartan	ng/L	100	120	160	160	94	84
	Candesartan	ng/L	100	5.600	5.800	6.400	5.500	5.800
	Gabapentin	ng/L	100	14.000	14.000	15.000	7.500	5.800
	Guanylharstoff	ng/L	-	3.800	3.900	3.700	4.700	4.900
	Metformin	ng/L	100	480	530	580	620	540
Pestizide	Terbutryn	ng/L	65	32	28	48	110	84
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	8.800	11.000	9.700	9.200	8.400
RKM	Amidotrioesäure	ng/L	100	990	770	840	1.200	1.400
	Iopromide	ng/L	100	68	< 50	< 50	< 50	< 50
Moschus- duftstoffe	Galaxolid	ng/L	7.000	720	590	490	400	460
Weitere Parameter	Bromid	µg/L		290	< 160	190	< 160	190
	Benzo(a)pyren	µg/L		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,049
	Bor	mg/L		0,16	0,17	0,18	0,17	0,18

4.6 Gewässeruntersuchungen

Die Bewertung der mittels wirkungsbezogener Analytik bestimmten östrogenen Aktivität der Wasserprobe wurde nach Kienle et al. durchgeführt (Kienle, 2015). Dazu wird die ermittelte Konzentration an Estriol-Equivalenten (EEQ) analog zu Tabelle 4-7 mit dem „Trigger-Value“ von 0,4 ng_{EEQ}/L verglichen. Die Qualität der Oberflächengewässer unterhalb dieses Wertes wird dabei als „sehr gut bis gut“ bewertet. Bei östrogenen Effekten in der Wasserprobe zwischen 0,035 und 0,4 ng_{EEQ}/L kann jedoch nicht unterschieden werden, ob die Aktivität der Wasserprobe von einer Überschreitung der UQN für EEQ oder dem Vorhandensein anderer östrogen aktiver Substanzen herrührt.

Die Ergebnisse von Loddenbach und Werse sind in den folgenden Tabellen mit Bewertung dargestellt.

Da der Loddenbach ein schwaches Gewässer ist und die Kläranlageneinleitung laut Erlaubnisbescheid mehr als das 2-fache des MNQ des Loddenbachs einleiten darf, ist die Auswirkung der Kläranlage auf den Loddenbach sehr deutlich, wie aus Tabelle 4-14 ersichtlich wird. Dabei sind für nahezu alle Substanzen die Konzentrationen oberhalb der Kläranlageneinleitung geringer als unterhalb der Kläranlageneinleitung. Die Einleitung des Loddenbachs in die Werse führt in vielen Fällen ebenfalls zu einer Erhöhung der Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer, wie Tabelle 4-15 zeigt. Die Konzentrationen liegen jedoch in einer ähnlichen Größenordnung, oberhalb bzw. unterhalb der Einmündung des Loddenbachs in die Werse. Die Einleitung des Loddenbachs in die Werse verursacht dabei kaum Veränderungen in der Einordnung bezüglich der Bewertungskriterien.

Tabelle 4-14: Konzentrationen im Loddenbach vor und nach Einleitung der Kläranlage Münster Am Loddenbach mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen

Stoff- gruppe	Substanz	Einheit	UQN/ präventive Vorsorgewerte/ Orientierungswerte	Loddenbach oh Einleitung KA 20.06.2017	Loddenbach uh Einleitung KA 20.06.2017	Loddenbach oh Einleitung KA 21.06.2017	Loddenbach uh Einleitung KA 21.06.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	500	< 30	950	< 30	1.200
	Clarithromycin	ng/L	100	< 30	150	< 30	120
	Diclofenac	ng/L	50	18	4.600	15	5.400
	Metoprolol	ng/L	7.300	< 30	4.200	< 30	5.000
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	<30	320	<30	450
	Sotalol	ng/L	100	< 30	320	< 30	380
	Valsartan	ng/L	100	< 50	15.000	82	20.000
	Losartan	ng/L	100	< 30	150	< 30	140
	Candesartan	ng/L	100	< 30	4.900	31	5.900
	Gabapentin	ng/L	100	390	12.000	310	14.000
	Guanylharnstoff	ng/L	-	50	3.300	< 30	3.300
	Metformin	ng/L	100	150	490	130	440
Pestizide	Terbutryn	ng/L	65	140	49	93	110
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	330	7.800	280	9.200
RKM	Amidotrizoessäure	ng/L	100	< 50	610	< 50	800
	Iopromide	ng/L	100	390	< 50	390	< 50
Östrogene Aktivität*	A-YES Assay	ng _{EEQ} /L	0,4**	0,020	0,027	0,024	0,049
Weitere Parameter	Bromid	mg/L		< 0,16	< 0,16	< 0,16	< 0,16
	Benzo(a)pyren	µg/L	0,00017	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Bor	mg/L	0,1	0,11	0,16	0,12	0,15
	DOC	mg/L		6,3	12	8,1	7,9

** trigger-value zur Bewertung der östrogenen Aktivität von Oberflächengewässern nach Kienle et al. (2015)

Tabelle 4-15: Konzentrationen in der Werse vor und nach der Einleitung des Loddenbachs mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen

Stoff- gruppe	Stoff	Einheit	UQN/ präventive Vorsorgewerte/ Orientierungswerte	Werse oh Einleitung Loddenbach 20.06.2017	Werse uh Einleitung Loddenbach 20.06.2017	Werse oh Einleitung Loddenbach 21.06.2017	Werse uh Einleitung Loddenbach 21.06.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	ng/L	500	390	420	410	500
	Clarithromycin	ng/L	100	120	160	130	120
	Diclofenac	ng/L	50	150	310	160	410
	Metoprolol	ng/L	7.300	750	880	740	1.100
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	210	210	250	270
	Sotalol	ng/L	100	< 30	< 30	39	63
	Valsartan	ng/L	100	1.700	3.200	1.300	3.500
	Losartan	ng/L	100	85	78	78	87
	Candesartan	ng/L	100	2.100	2.200	2.000	2.700
	Gabapentin	ng/L	100	3.000	4.200	2.900	4.400
	Guanylharnstoff	ng/L	-	400	550	400	590
	Metformin	ng/L	100	560	500	680	580
Pestizide	Terbutryn	ng/L	65	52	46	41	45
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	3.400	3.500	3.400	4.000
RKM	Amidotrizesäure	ng/L	100	3.400	3.000	3.500	2.900
	Iopromide	ng/L	100	1.900	2.100	1.900	1.800
Östrogene Aktivität	A-YES Assay	ng _{EEQ} /L	0,4**	0,026	0,028	0,037	0,034
Weitere Parameter	Bromid	mg/L		< 0,16	< 0,16	0,19	< 0,16
	Benzo(a)pyren	µg/L	0,00017	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Bor	mg/L	0,1	0,33	0,29	0,33	0,32
	DOC	mg/L		11	9,0	7,1	7,1

** trigger-value zur Bewertung der östrogenen Aktivität von Oberflächengewässern nach Kienle et al. (2015)

4.7 Auslegungswassermenge

Eine verbindliche Regelung zur Auslegungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination gibt es zurzeit noch nicht. In der im September 2016 veröffentlichten zweiten Auflage der Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW wird generell unterschieden zwischen einer Auslegung auf einen Teilstrom, wenn es sich bei dem Entwässerungssystem um ein Mischsystem handelt und einer Vollstromauslegung, wenn es sich um ein Trennsystem handelt. Bei der Auslegung auf einen Teilstrom wird weiterhin unterschieden zwischen einem immissionsbasierten und einem emissionsbasierten Ansatz. Der immissionsbasierte Ansatz macht eine Einzelfallbetrachtung notwendig. Dies trifft dann zu, wenn das Verhältnis der Kläranlageneinleitung zum mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) des aufnehmenden Gewässers größer als $1/3$ ist oder das Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung sensible Eigenschaften oder Nutzungen aufweist. Ein immissionsbasierter Ansatz wird weiterhin empfohlen, wenn der Kläranlagenablauf überdurchschnittliche Mikroschadstoffbelastungen aufweist, das Gewässer unterhalb der Kläranlageneinleitung zur oberflächenwassergestützten Trinkwassergewinnung dient oder eine Beeinträchtigung der biologischen Qualitätskomponente das Ergebnis des WRRL-Monitorings ist. (KOM-M.NRW 2016)

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach liegt das Verhältnis von Kläranlageneinleitung zu MNQ bei über $1/3$. Zusätzlich sind unterhalb der Einmündung des Loddenbachs in die Wese sensible Schutzgebiete, wie ein FFH-Gebiet, ausgewiesen. Daher wird mit der Bezirksregierung die Auslegungswassermenge individuell festgelegt, da davon ausgegangen wird, dass die Kläranlageneinleitung einen großen Einfluss auf die Qualität des Gewässers hat und daher immissionsseitig relevant ist. Laut KOM-M.NRW (2016) sollte die Auslegungswassermenge mindestens dem nach ATV-DVWK A 198 bestimmten maximalen Trockenwetterabfluss $Q_{T,h,max}$ entsprechen. Weiterhin sind die Nachweise zu führen, dass mit der Auslegungswassermenge mindestens die gesamte Jahresschmutzwassermenge und 70 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können.

Abbildung 4-2 zeigt die stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Münster-Am Loddenbach im Zeitraum zwischen Januar 2014 und November 2016. Als horizontale rote Linie ist das Maximum der nach ATV-DVWK A 198 ermittelten $Q_{T,h,max,mM}$ über die Jahre 2014 bis 2016 eingezeichnet. Dieses beträgt $595 \text{ m}^3/\text{h}$. In Abstimmung mit der Bezirksregierung Münster wurde die Auslegungswassermenge auf $800 \text{ m}^3/\text{h}$ festgelegt. Diese ist ebenfalls in Abbildung 4-2 dargestellt.

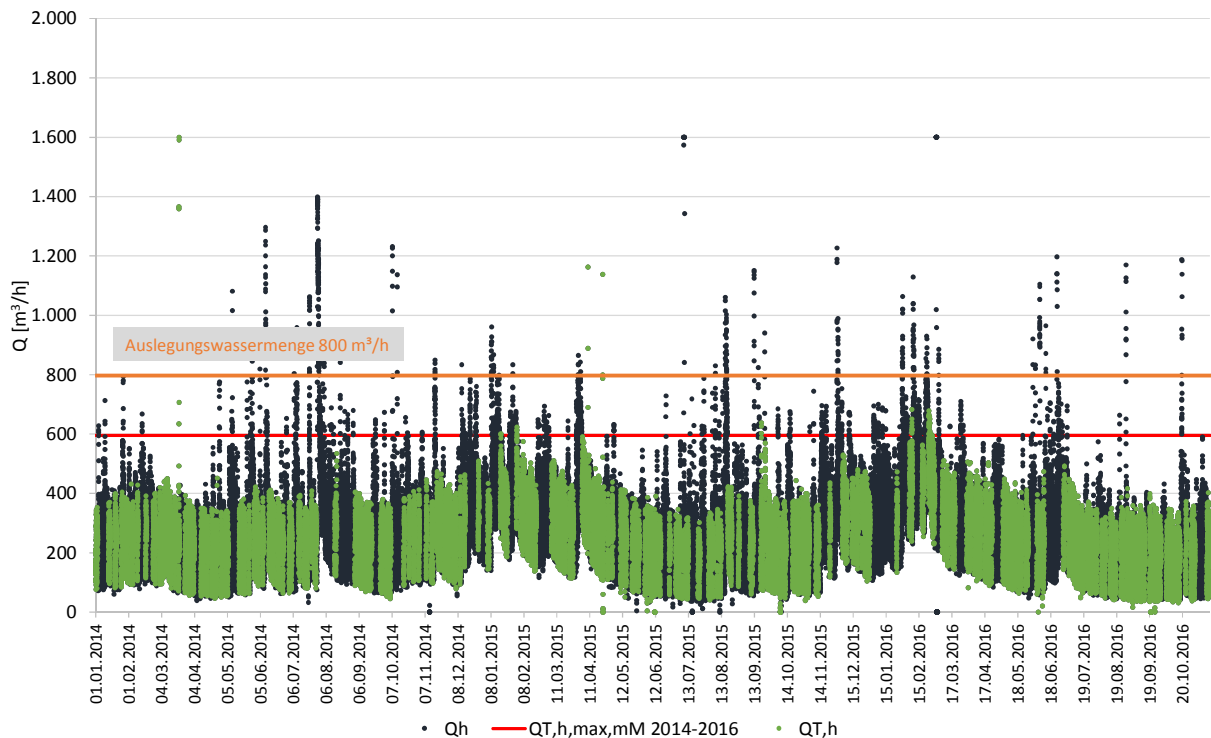


Abbildung 4-2: Wassermengen des Zeitraums 01/2014-11/2016 und die Auslegungswassermenge

Aus Abbildung 4-3 geht hervor, dass mit der Auslegungswassermenge fast 100 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können. Damit ist der in KOM-M.NRW (2016) geforderte Nachweis einer Behandlung von mindestens 70 % der Jahresabwassermenge erbracht.

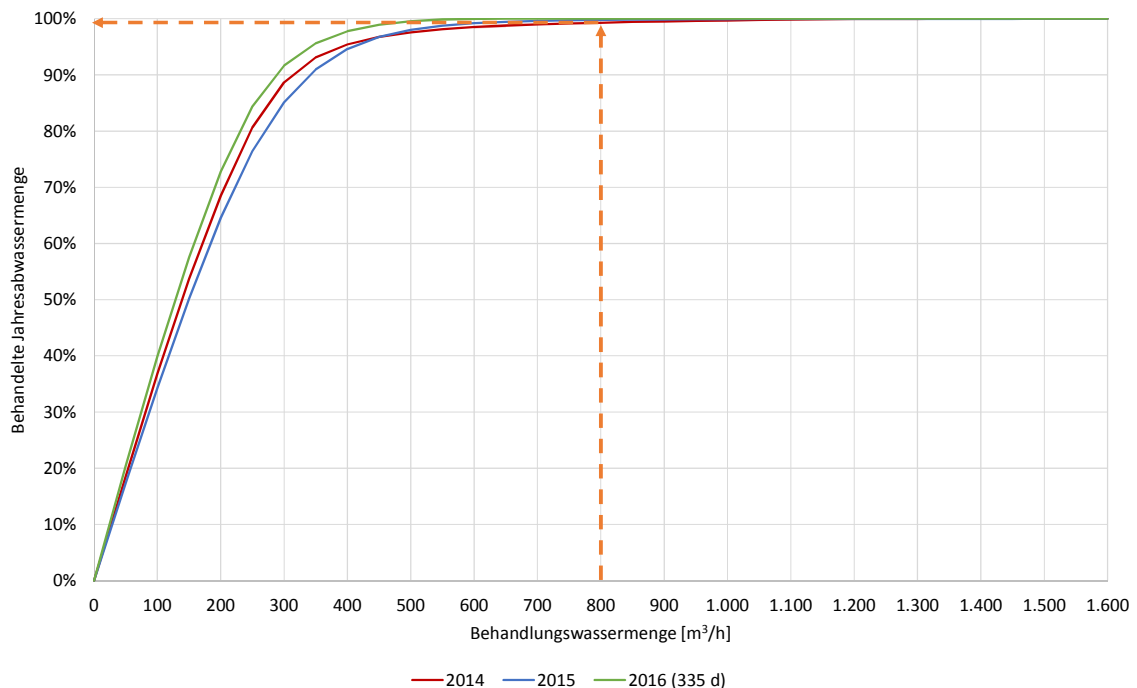


Abbildung 4-3: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge

Bei einer Jahresabwassermenge im Jahr 1 (01.01.2014 - 21.12.2014) in Höhe von 2.359.084 m³/a können in der Stufe zur Mikroschadstoffelimination jährlich 2.342.707 m³/a behandelt werden. In Jahr 2 (01.01.2015 - 31.12.2015) können von der Jahresabwassermenge in Höhe von 2.518.218 m³/a 2.513.189 m³/a behandelt werden.

Die Jahresschmutzwassermenge von 810.682 - 987.305 m³/a kann mit der Auslegungswassermenge von 800 m³/h vollständig behandelt werden (siehe Abbildung 4-4). Als Grundlage für die Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge wurden die gemessenen Abflussmengen an den definierten Trockenwettertagen herangezogen.

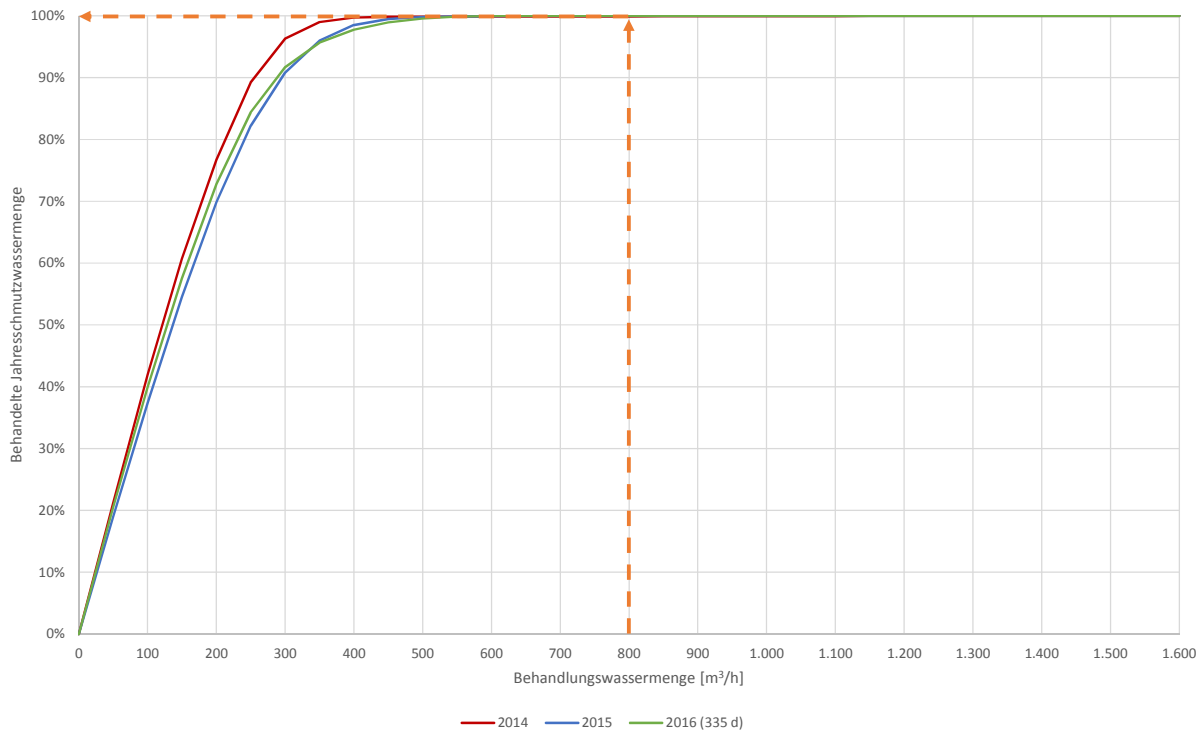


Abbildung 4-4: Behandelbare Jahresschmutzwassermenge bei Auslegungswassermenge von 800 m³/h

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

4.8 Eliminationsraten

Die Auslegung der vierten Reinigungsstufe erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der Indikatorsubstanzen Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, 1H-Benzotriazol und Terbutryn zu 80 % sichergestellt wird. Die Elimination wird bestimmt durch Messungen im Zulauf zur biologischen Stufe und dem Ablauf der Kläranlage und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der Indikatorsubstanzen (KOM-M.NRW 2016).

Tabelle 4-16: Standortrelevante Substanzen und Indikatorsubstanzen

Standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW 2016)
Gabapentin, Losartan, Valsartan, Candesartan, Sotalol, Metformin	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxacol, Terbutryn, 1H-Benzotriazol

Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 6 beschriebenen Varianten jeweils abhängig von der Abwasserzusammensetzung. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und -mengen im Rahmen von Vorversuchen und in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und dem gewählten Verfahren zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren.

5 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

5.1 Übersicht

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

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



Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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

5.2 Oxidative Verfahren

5.2.1 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 (Hoigné 1988).

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 (KOM-M.NRW 2016).



Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess

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, in der die Transformationsprodukte mithilfe verschiedener Nachbehandlungsverfahren abgebaut werden.

Ozonerzeugung

Ozon ist aufgrund seiner Instabilität 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 in einem 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 2016).

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab (KOM-M.NRW 2016).

Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mit Hilfe der spezifischen Dosierung z_{spez} ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen (KOM-M.NRW 2016). 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 2016).

Als Richtwerte für die Ozondosierung anhand der DOC-Konzentrationen im Zulauf zur Ozonanlage gilt eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg O_3 /mg DOC (Barjenbruch und Firk 2014). 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 über das Ozoneintragssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragungssystemen unterschieden werden (Abbildung 5-3). So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Kontaktbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem Hauptstrom vermischt und so dem Kontaktbecken zugeführt wird (KOM-M.NRW 2016). Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist (Herbst und Maus 2013).

Hinsichtlich der Effizienz des Diffusorsystems und des Pumpe-Injektor-Systems konnte festgestellt werden, dass mit beiden Systeme eine hohe Eintragungseffizienz erreichbar ist (Herbst et al. 2011).



Abbildung 5-3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)

Reaktionsbecken

Im Reaktionsbecken findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Kontaktbeckens zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Becken abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird (KOM-M.NRW 2016). Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten von bis zu 10 Minuten möglich sind (KOM-M.NRW 2016).

Ebenfalls zu beachten sind bei der Gestaltung des Reaktionsbeckens die Reaktorgeometrie sowie eng damit verbunden, die Platzierung des Ozoneintragssystems, da die Strömungsverhältnisse zur Optimierung des Ozoneintrags genutzt werden können. Mögliche Reaktorgeometrien sind beispielsweise das kaskadierte Beckenvolumen, der Schlaufenreaktor oder der Rohrreaktor (KOM-M.NRW 2016).

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 2016).

Nachbehandlung

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

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören biologische Verfahren wie z. B. biologische Sandfiltration, Wirbelbett und Festbett oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Zudem können vorhandene biologisch wirksame Filteranlagen und Schönungsteiche eingesetzt werden.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP 10 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Für Nitrosamine ist nach ARGE TP 10 (2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine.

5.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP sind weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung durch Oxidation zu verstehen. Sie basieren auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals ($\text{OH}\cdot$), 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 aktuell für den Einsatz in kommunalen Kläranlagen als ungeeignet betrachtet (Micropoll 2012).

5.3 Adsorptive Verfahren

5.3.1 Grundlagen

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

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

Die Anwendung von Aktivkohle in der Abwasserbehandlung zeichnet sich durch eine weit gefächerte Elimination der Mikroschadstoffe aus, da Aktivkohle in der Lage ist, ein breites Stoffspektrum zu adsorbieren. Die Kohleart und insbesondere die Porengrößenverteilung der Aktivkohle führen zu einer unterschiedlichen Eliminationsleistung und Adsorptionskapazität für die verschiedenen Aktivkohleprodukte. Anwendung finden im Bereich der Abwasserreinigung sowohl die pulverisierte Aktivkohle als auch die granulierten Aktivkohle. Nach Ausnutzung der Adsorptionskapazität ist die Aktivkohle und mit ihr die adsorbierten Mikroschadstoffen einer thermischen Entsorgung zuzuführen.

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

5.3.2 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).

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 5-4). So erfolgt im vorge-schalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Rei-nigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interessant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausub-stanz genutzt werden soll (Herbst und Maus 2013).



Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den beste-henden Klärprozess

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer mög-lichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung (d.h. weit-est gehende BSB/CSB-Elimination) beschickt werden (KOM-M.NRW 2016).

Filteranlage

Sofern die granulierten 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. Die Anlage kann beispielsweise als Druckkessel oder als konventioneller Rück-spülfilter errichtet werden (KOM-M.NRW 2016). Zudem sei jedoch auch die Ausbildung als kontinuierlich gespülter Filter möglich, zu welchem erste positive Erfahrungen aus der Anwendung als GAK-Filter vor-liegen.

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit¹ sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzule-gen. Als Anhaltswerte werden eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettge-schwindigkeit von 5 bis 15 m/h angegeben (Tchobanoglous et al. 2003). Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeynhausen sind zudem der Tabelle 5-1 zu entnehmen.

Tabelle 5-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW 2015d)

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 Oeynhausen	65/26/13 min	2/5/10 m/h

¹ Leerbettkontaktzeit (engl. empty bed contact time = EBCT): Die Leerbettkontaktzeit bezeichnet die Zeit, in der sich ein Wasser-teilchen rein rechnerisch in der durchströmten Filterkammer befindet. Sie berechnet sich aus der Fließgeschwindigkeit und der Höhe der GAK-Schüttung.

Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse zum Beispiel anhand des verwendeten Rohmaterials, des Herstellungsverfahrens und der Porenstruktur möglich (Donau Carbon 2015). Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mit Hilfe von Säulenversuchen und Kleinfilterschnelltests das Adsorptionsverhalten für Mikroschadstoffe, DOC und CSB untersucht. Neben den spezifischen Eliminationsraten verschiedener Mikroschadstoffe sind bei der Auswahl jedoch auch die Kriterien der Betriebskosten für den regelmäßigen Kohleaustausch sowie die Kornhärte bzw. mechanische Stabilität zu berücksichtigen. Letzteres Kriterium ist vor allem in Zusammenhang mit dem Spülvorgang relevant, da die Luftspülung des Filtermaterials zur Abrasion der Aktivkohle führen kann (KOM-M.NRW 2016).

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 2016).

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 2016).

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen². Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. Beruhend auf Erfahrungswerten wird ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 angegeben (KOM-M.NRW 2016). Für einige Stoffe ist auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festzustellen. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclofenac und Carbamazepin liegen zwischen 14.000 bis 16.000.

5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

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

² Bettvolumen = Volumen des behandelten Abwassers bezogen auf das Filterbettvolumen [-]

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 5-5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp 2008).

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



Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Zentrale Elemente der hier betrachteten Ausführungsvariante zur PAK-Adsorption sind das Kontaktbecken sowie das Sedimentationsbecken. Ersteres wird dabei als kaskadiertes Becken ausgeführt (Metzger und Kapp 2008), dessen Volumen im Rahmen der Auslegung der Adsorptionsstufe zu bestimmen ist. Maßgebend hierfür ist die erforderliche Aufenthaltszeit des Wassers im Kontaktbecken (KOM-M.NRW 2016). Auch wenn grundsätzlich nur eine kurze Kontaktzeit des zu behandelnden Wassers mit der Aktivkohle erforderlich ist, empfiehlt Metzger (2010) eine Aufenthaltszeit des Wassers im Becken von mindestens 30 Minuten. Hintergrund ist, dass zu kurze Aufenthaltszeiten in Anlagen mit separatem Kontaktbecken bei Spitzenzuflüssen und gleichbleibendem Rücklaufkohlestrom ein Absenken der Trockensubstanz (TS)-Gehalts im Becken verursachen können. Wichtiger Ausstattungsgegenstand des Kontaktbeckens ist zudem eine Umwälzeinrichtung, die die Sedimentation der dosierten PAK verhindert (KOM-M.NRW 2016).

Im nachgeschalteten Sedimentationsbecken sollte laut Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden nicht unterschritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken zur Verfügung, die mit lamellen- und kastenförmigen Durchflussprofilen ausgerüstet werden (auch Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren genannt) (ATV 1997; Schwentner und Schröder M. 2010; KOM-M.NRW 2016) 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 2016).

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

- Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h (nach DWA (2014): 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 (2016) zudem Tuch- oder Filter mit kompressiblen Filtermaterialien auf.

PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration (Filterüberstand)

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 5-6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW 2016).

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 TP 9 2013).



Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration

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 und Pinnekamp (2012) ein Dosierverhältnis von 0,2 g Fe/g PAK bewährt hat.

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

PAK-Dosierung vor nachgeschaltete Membranstufe und dortiger Rückhalt

Zur Abscheidung der Aktivkohle können neben Filteranlagen auch Membranen eingesetzt werden. Ein weiteres Verfahren stellt daher die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer Membrananlage dar (vgl. Abbildung 5-7). Dabei kann die Membranstufe als Neubau konzipiert werden oder es ist möglich die Filterzellen eines bestehenden Filters zu entkernen und die Membranmodule in die entkernten Filterzellen einzusetzen.



Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodulen

Ähnlich wie bei der PAK-Dosierung vor den Filter, dient bei dieser Verfahrensalternative das die Membranen umgebende Wasservolumen als Kontaktvolumen. Die Abscheidung erfolgt anschließend mit Hilfe der Membranen. Da die Poren der Membranen sehr fein sind, ist es nicht erforderlich dem Zufluss zu den Membranmodulen Fäll- oder Flockungshilfsmittel zuzugeben, um die Abtrennleistung zu erhöhen.

Membranen gibt es von verschiedenen Herstellern und die Eigenschaften (z.B. Membranoberfläche, Auslegungswassermenge, Abmessungen etc.) unterscheiden sich von System zu System.

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

Den vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 5-8 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig 2013).



Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) nach Herbst und Hilbig (2013)

Das vorgestellte Verfahren bietet sich bei Kläranlagen an, die bereits mit einer Flockungsfiltration ausgestattet sind, da so bis auf die Infrastruktur für die PAK- und Fällmitteldosierung sowie Lagerung keine weiteren Investitionen erforderlich sind (Herbst und Hilbig 2013).

Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 5-9).



Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken

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

dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung muss die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erfolgen (KomS-BW 2015b). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform zeigen aber, dass sich die Absetzeigenschaften des Schlammes durch die Zugabe von Aktivkohle verbessern (ARGE TP 6 2014).

Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt (KOM-M.NRW 2016). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m³ und 420 kg/m³ schwanken (Herbst und Hilbig 2013).

Kohledosierung und -eintrag

Die Kohledosierung sowie der Kohleeintrag erfolgen über eine Dosierstation, die aus dem Silo und einer volumetrischen bzw. gravimetrischen Dosiereinrichtung besteht. Die genaue Dosiermenge ist nach KOM-M.NRW (2016) unter anderem abhängig von der Kohleart, der gewählten Dosierart sowie der gegebenenfalls geplanten Rezirkulation der Aktivkohle in das Kontaktbecken. Übliche Dosiermengen liegen bei einer separaten Adsorptionsstufe laut KOM-M.NRW (2016) 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 5-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp 2008; Metzger 2010)

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

KOM-M.NRW (2016) schlägt hinsichtlich der Ermittlung der optimalen Dosierung vor, die einzutragende Dosis mit Hilfe von Labortests entsprechend der örtlichen Abwasserbedingungen und des angestrebten Reinigungsziels zu ermitteln.

PAK-Entsorgung

Die Pulveraktivkohle wird in allen Verfahrensalternativen über den Überschussschlamm der biologischen Reinigungsstufe ausgeschleust und anschließend der Schlammbehandlung zugeführt. Dabei konnte bislang keine Rücklösung von Mikroschadstoffen festgestellt werden, jedoch ist für einen solchen Fall auch eine separate Behandlung des PAK-Schlammes möglich (KOM-M.NRW 2016).

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen ökologisch nicht zulässig ist (KOM-M.NRW 2016).

5.4 Physikalische Verfahren

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

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

5.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

5.5.1 Ozonung

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

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 2015b).

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

5.5.2 Adsorptive Verfahren

Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

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

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

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

Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Die Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle ist das am häufigsten umgesetzte Eliminationsverfahren. In NRW wird die Kläranlage Dülmen mit PAK betrieben. Darüber hinaus befinden sich zwei Anlagen in Harsewinkel und Barntrop in Planung und auf den Kläranlagen Düsseldorf-Süd, Herford, Barntrop, Schwerte, Dinslaken und Wuppertal-Buchenhofen werden großtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination mittels pulverisierter Aktivkohle durchgeführt (KOM-M.NRW 2015b). (KOM-M.NRWÉ

Wesentlich verbreiteter ist die Anwendung von PAK in Baden-Württemberg, wo insgesamt neun Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit PAK betrieben werden (Albstadt, Hechingen, Kressbronn, Lahr, Lautlingen, Ravensburg, Sindelfingen, Stockacher Aach und Ulm). Zudem befinden sich zwei Anlagen im Bau und drei weitere Anlagen in Planung (KOM-M.NRW 2016).

In der Schweiz ist im Juni 2015 die PAK-Anlage auf der Kläranlage Herisau in Betrieb genommen worden. Zudem haben großtechnische Untersuchungen zur Verwendung pulverisierter Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung in den Abwasserreinigungsanlagen Kloten/Opfikon, Flos und Lausanne stattgefunden (Micropoll 2015b).

6 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

6.1 Auswahl der Varianten

6.1.1 Einleitung

Für die Vorauswahl der Verfahrensvarianten sind zunächst unterschiedliche Randbedingungen für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach zu betrachten. Dazu zählen neben den strukturellen auch die Randbedingungen, die aus den Abwassereigenschaften resultieren. Im Weiteren werden darauf aufbauend dann die auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach technisch-wirtschaftlich realisierbaren Verfahrensvarianten ausgewählt und detaillierter ausgearbeitet.

6.1.2 Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Zu den strukturellen Randbedingungen gehören neben der Nutzbarkeit vorhandener Bausubstanz auch die Flächenverfügbarkeit auf dem Kläranlagengelände, um Neubauten zu errichten sowie die bestehende Hydraulik der Kläranlage.

Auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach sind für die möglichen Verfahrensvarianten Neubauten vorzusehen, da keine umnutzbare Filtrationsanlage vorhanden ist. Auch ist derzeit keine umnutzbare Beckenkapazität vorhanden, sodass bei Auswahl einer Variante mit benötigten Becken Neubauten vorzusehen sind. Genutzt werden kann der bestehende Schönungsteich zur Nachbehandlung des mit Ozon behandelten Abwassers.

Ergänzend zu der bestehenden Struktur sind zur Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zudem Freiflächen und mögliche weitere umnutzbare Flächen von Interesse, auf denen ein Neubau der Anlage zur Mikroschadstoffelimination möglich ist. Auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach bietet sich zur Errichtung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination eine Freifläche südlich des bestehenden Schönungsteichs an sowie die Fläche bzw. eine Teilfläche des Schönungsteichs. Eine Veranschaulichung der möglichen Nutzungsfläche ist Abbildung 6-1 zu entnehmen.



Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach (GeoBasis-DE/BKG 2009)

Auch die Hydraulik der bestehenden Kläranlage ist für die Verfahrensauswahl zu betrachten. Dabei lässt sich aus der bestehenden Wasserspiegellagedifferenz feststellen, ob die Stufe zur Mikroschadstoffelimination ohne zusätzlichen Pumpaufwand angeschlossen werden kann. Eine schematische Darstellung des hydraulischen Längsschnittes der Kläranlage Münster-Am Loddenbach ist der Abbildung 6-2 zu entnehmen. Abgebildet ist der relevante Anlagenausschnitt vom dritten Belebungsbecken bis zur Einleitung in den Loddenbach.

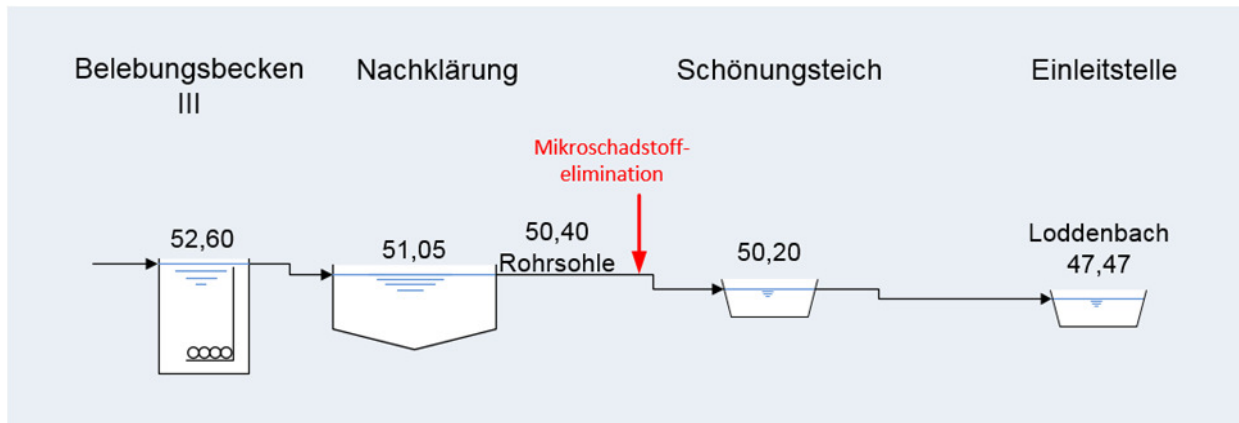


Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach im Bereich Belebungsbecken bis Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)

Die nutzbare Wasserhöhe, hier die Differenz der Sohlhöhe (50,40 m ü. NN) des Ablaufrohrs der Nachklärung und der Wasserhöhe des Schönungsteichs (50,20 m ü. NN), beträgt lediglich 0,2 m.

Zur Durchfahrung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination wird angenommen, dass eine Differenz von ca. 0,8 m (inkl. Rohrleitungsverlusten etc.) notwendig ist. Hinzu kommt, dass der Schönungsteich als Überschwemmungsfläche bei einem Hochwasser des Loddenbachs bzw. der Werse ausgewiesen ist. Im Rahmen der Studie wird demnach davon ausgegangen, dass für Varianten mit separater Stufe ein Pumpwerk erforderlich ist.

Im Rahmen einer großtechnischen Umsetzung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination ist die hydraulische Einbindbarkeit auf der Kläranlage Münster– Am Loddenbach weitergehend zu überprüfen. Bei der Umsetzung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im Bereich des Schönungsteichs sind beim Bau Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasser zu beachten.

6.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Neben den beschriebenen strukturellen Randbedingungen können auch die Konzentrationen verschiedener Abwasserparameter Aufschluss darüber geben, ob eine bestimmte Verfahrensvariante in Frage kommt oder grundsätzlich auszuschließen ist. Ein relevanter Parameter ist hierbei zum einen die Bromid-Konzentration im Abwasser, da im Rahmen der Ozonung aus Bromid kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. Die Ergebnisse des erweiterten Monitorings bzw. der Datenverdichtung in dessen Rahmen die Bromidkonzentration jeweils mitbestimmt wurde zeigte Werte zwischen < 160 und 290 µg/L. Laut (KOM-M.NRW 2016) wird bei Werten über 150 µg/L eine Einzelfallbetrachtung hinsichtlich der Bromatbildung bei Zugabe von Ozon empfohlen. Es wird demnach empfohlen bei der Verfolgung einer Variante mit Ozon die Bromatbildung im Vorfeld bestimmen zu lassen.

Zum anderen stellen die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe sowie die DOC-Konzentration eine wichtige Entscheidungshilfe dar. Zu hohe AFS- und DOC-Konzentrationen verringern die Effektivität der Ozonung wie auch der Aktivkohle hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination, da die abfiltrierbaren Stoffe bzw. der gelöste Kohlenstoff bei der Elimination aus dem Abwasser Konkurrenzstoffe für die Mikroschadstoffe darstellen. Die AFS-Konzentration ist bereits in Kapitel 4.1 dargestellt. Im Rahmen des Monitorings der Mikroschadstoffe wurde der DOC bestimmt. Dieser liegt im Ablauf der Kläranlage (Umfahrung des Schönungsteichs) bei 5,7 mg/L. Die AFS-Konzentration, laut Auswertung der Betriebstagebücher, liegt bei 8,6 mg/L (85-Perzentil).

Um zu identifizieren, ob die Verfahren mit Aktivkohle oder die Verfahren mit Ozon einen Vorteil hinsichtlich der Eliminierbarkeit der standortrelevanten Substanzen, die auch in der Datenverdichtung auffällig waren und der Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung mit sich bringen, wird in Tabelle 6-1 für diese Substanzen aufgeführt, wie deren Eliminierbarkeit mit Ozon und mit Aktivkohle einzuschätzen ist.

Tabelle 6-1: Eliminierbarkeit der Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung mit den Verfahren Aktivkohle und Ozon (Einstufung: <25 % schlecht, 25-75 % mittel, >75 % gut)

	Substanz	Eliminierbarkeit mittels Ozon	Eliminierbarkeit mittels Aktivkohle
Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung	1H-Benzotriazol	mittel ¹⁾	gut ¹⁾
	Carbamazepin	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Clarithromycin	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Diclofenac	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Metoprolol	mittel ¹⁾	gut ¹⁾
	Sulfamethoxazol	gut ¹⁾	schlecht ¹⁾
Standortrelevante Substanzen	Gabapentin	schlecht ¹⁾	schlecht ¹⁾
	Losartan	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Valsartan	mittel ¹⁾	gut ¹⁾
	Candesartan	mittel ¹⁾	mittel ¹⁾
	Sotalol	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Metformin	schlecht ¹⁾	mittel ¹⁾

1) aus (Götz et al. 2015)

2) aus (Metzger et al. 2012)

3) aus (Schröder et al. 2010)

Bei Vergleich der im Monitoring zur Datenverdichtung bestätigten auffälligen Substanzen und den Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung ergibt sich für die Substanzen 1H-Benzotriazol, Metoprolol, Valsartan und Metformin eine leicht höhere Tendenz zu einer Aktivkohlebehandlung. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass die Substanzen 1H-Benzotriazol und Metoprolol im Rahmen der Analysen nicht als hoch gemessen wurden. Für Sulfamethoxazol liegt eine bessere Eliminierbarkeit mittels Ozon vor, jedoch wurde diese Substanz im Rahmen der Datenverdichtung nicht besonders hoch gemessen. Für Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Losartan, Candesartan und Sotalol ist die Eliminierbarkeit mit beiden Verfahren ähnlich. Somit ergibt sich für die Aktivkohlebehandlung bezüglich der analysierten Substanzen eine geringfügig bessere Tendenz hinsichtlich deren Eliminierbarkeit, die jedoch für die spätere Bewertung der einzelnen Verfahren als vernachlässigbar klein eingestuft wird.

6.1.4 Auswahl der zu betrachtenden Varianten

Auf Basis der oben geschilderten Randbedingungen, können aus der Liste der grundsätzlich umsetzbaren Varianten die für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach geeignetsten Varianten ausgewählt werden. Die nachfolgende Tabelle führt mögliche Kombinationen von Eliminations- und Nachbehandlungs-

verfahren auf, die grundsätzlich anwendbar sind und bewertet diese hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit. Unterschieden werden dabei

- Varianten, die aufgrund oben beschriebener Randbedingungen nicht möglich und daher auszuschließen sind (rot) sowie
- Varianten, deren Umsetzung möglich ist und die im Rahmen der nachfolgenden Ausarbeitung betrachtet werden (grün)

Tabelle 6-2: Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten

	Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozon	Ozonung	Schönungsteich	Möglich und weiterhin betrachtet	grün
	Ozonung	Filtration	Möglich und weiterhin betrachtet	grün
PAK	PAK-Dosierung in die Belabung	Filtration	Möglich und weiterhin betrachtet	grün
	PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken und Absetzbecken (Neubau)	Filtration	Möglich und weiterhin betrachtet	grün
	PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in einem Filter	Filtration	Verfahren mit zusätzlichem Absetzbecken wird bevorzugt	rot
	PAK-Dosierung in Zulauf Filter und dortige Abtrennung	Filtration	Höhere PAK-Dosierkonzentration bei Zugabe in Filter notwendig, dadurch erhöhte Betriebskosten	rot
GAK	GAK-Filter als Neubau	-	Möglich und weiterhin betrachtet	grün
Kombination	PAK-Dosierung in Belabung mit anschließender Ozonung und Nachbehandlung im Schönungsteich	Schönungsteich	Mehraufwand durch Kombination, Fehlende Erfahrungen bzgl. des Mehrwerts	rot
	Ozonung mit anschließender GAK-Filtration (BAK)	-	Mehraufwand durch Kombination, Fehlende Erfahrungen bzgl. des Mehrwerts	rot

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach ergeben sich daher die folgenden Anlagenkonzepte, die im Folgenden detailliert ausgearbeitet werden. Die Varianten werden in Abstimmung mit der Stadt Münster teilweise auch auf den Vollstrom ausgelegt, woraus Untervarianten resultieren. Bei Varianten mit Neubau der Filtration bzw. GAK-Filtration wird diese auf den Vollstrom ausgelegt.

Variante 1a: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrombehandlung)

- Variante 1b: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrombehandlung)
- Variante 2a: Ozon mit Nachbehandlung im vorhandenen Schönungsteich (Teilstrombehandlung)
- Variante 2b: Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration als Neubau und Nachbehandlung im Schönungsteich (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)
- Variante 3: PAK im Belebungsbecken und Abtrennung mittels Tuchfiltration als Neubau (Vollstrombehandlung)
- Variante 4: PAK in Kontaktbecken, Sedimentationsbecken und weiterer Abtrennung in Tuchfiltration als Neubau (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)

Die Teilstrombehandlung erfolgt mit der abgestimmten Auslegungswassermenge von 800 m³/h und die Vollstrombehandlung mit dem maximalen Mischwasserzufluss nach den Planungsdaten in Höhe von 1.600 m³/h.

Zur Berücksichtigung bei der Auslegung der Varianten bzw. auch bei der Ermittlung der Bedarfsmengen an Betriebsmitteln etc. werden Lastfaktoren angesetzt. Diese berücksichtigen die tatsächliche hydraulische Auslastung der Kläranlage in Bezug auf die angenommene stündliche Behandlungswassermenge. Berechnet werden sie jeweils für die Teil- als auch für die Vollstromauslegung. Für die Ermittlung des Lastfaktors bei Teilstrombehandlung wird berücksichtigt, dass 99 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können.

- Lastfaktor Teilstrom: $(2.359.084 \text{ m}^3/\text{a} * 0,99) / (800 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 365 \text{ d/a}) = 0,34 = 34 \%$
- Lastfaktor Vollstrom: $(2.359.084 \text{ m}^3/\text{a} * 1,0) / (1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 365 \text{ d/a}) = 0,17 = 17 \%$

6.2 Variante 1a: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrombehandlung)

6.2.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Variante 1a ist die Filtration über GAK. Die GAK-Filtration ist als Neubau zu konzipieren. Diese Variante benötigt keine zusätzliche Nachbehandlung des Abwassers. Der Neubau kann auf einer Teilfläche des bestehenden Schönungsteichs errichtet werden. Eingebunden wird die GAK-Filtration verfahrenstechnisch hinter der Nachklärung. Der Ablauf des GAK-Filters wird im Anschluss an den noch teilweise bestehenden Schönungsteich eingeleitet und gelangt von dort in das Gewässer Loddenbach. Verfahrenstechnisch ist die Einleitung in den Schönungsteich nicht notwendig, sodass dieser auch umfahren werden könnte. Der Abbildung 6-3 ist der Lageplan und die Verortung der GAK-Filtration zu entnehmen.

Das Abwasser wird über ein neu zu errichtendes Pumpwerk der GAK-Filtration zugeführt. Die Hydraulik sollte im Rahmen einer späteren Realisierung dieser Variante überprüft werden. Bei einer späteren Umsetzung ist zudem zu beachten, dass der Schönungsteich bereits bei HQ10, das heißt mit einer hohen Wahrscheinlichkeit im Hochwasserfall überschwemmt wird. Die Filtration ist daher so zu errichten, dass sie gegen Hochwasser geschützt ist.

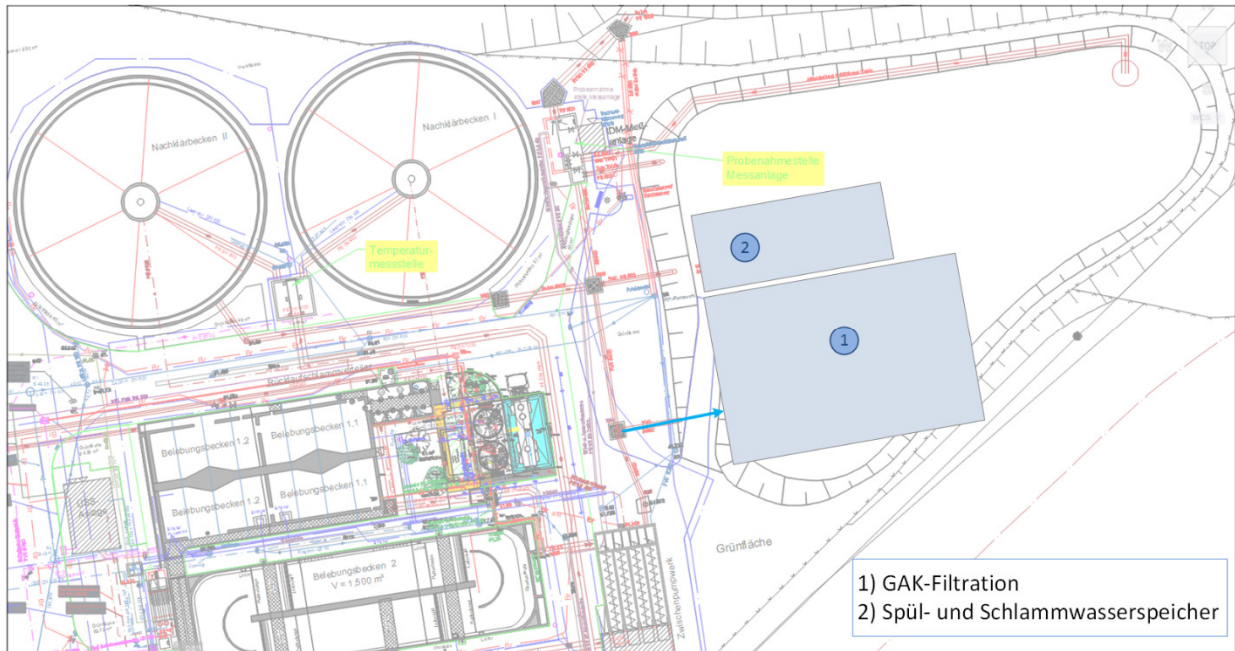


Abbildung 6-3: Skizze des Lageplans der Variante 1a auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.2.2 Auslegung der GAK-Filtration

Für die Auslegung eines GAK-Filters sind die Filtergeschwindigkeit und die Kontaktzeit wichtige Kriterien. Diese werden abgeschätzt, um weitere Parameter wie die Filterfläche, und die Filterbetthöhe festlegen zu können. Nach KOM-M.NRW (2016) werden GAK-Filter auf eine Leerbettkontaktzeit, kurz EBCT (empty bed contact time) zwischen 5 und 30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit zwischen 5 und 15 m/h ausgelegt. Die Ermittlung der notwendigen Filterabmessungen wird im Folgenden durchgeführt. Für die Berechnung der Filterfläche wird die Filterbetthöhe mit 2,5 m angenommen. Die Kontaktzeit wird mit 30 Minuten angesetzt.

- **Notwendiges Volumen:** $800 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h}$ **= 400 m³**
- **Notwendige Filterfläche:** $400 \text{ m}^3 / 2,5 \text{ m}$ **= 160 m²**
- **Abmessungen der Filtration:** **10 m x 16 m**
- **Filtergeschwindigkeit:** $800 \text{ m}^3/\text{h} / 160 \text{ m}^2$ **= 5 m/h**

Für den Neubau der GAK-Filtration wird die Filtration in 6 Filterkammern unterteilt und berechnet, welche Filtergeschwindigkeit sich bei Außerbetriebnahme einer Filterkammer z.B. für den Austausch des Filtermaterials oder bei Rückspülung ergibt.

- **Nachweis der Filtergeschwindigkeit:** $800 \text{ m}^3/\text{h} / ((6-1) \cdot 26,7 \text{ m}^2)$ **= 6 m/h < 15 m/h**

Wie die vorangehende Berechnung zeigt, ist der Nachweis für die Einhaltung der maximalen Filtergeschwindigkeit erbracht.

6.2.3 Spülwasser- und Schlammwasserspeicher

Bei GAK-Filtern sind ebenso wie bei Sandfiltern Speicher für das Spülwasser und das Rückspülwasser vorzusehen. Für den GAK-Filter wird eine Spülgeschwindigkeit von 35 m/h und eine Dauer der Spülung von 8 Minuten in Anlehnung an angenommen. Als Filterüberstand werden 2 m angesetzt.

- **Annahme für den minimalen Nachtzufluss:** 40 m³/h
- **Spülwasserstrom für den Feststoffaustrag:** $35 \text{ m/h} * 26,7 \text{ m}^2$ = 934,5 m³/h
- **Erforderliches Speichervolumen:** $(934,5 \text{ m}^3/\text{h} - 40 \text{ m}^3/\text{h}) * 8 \text{ min} / 60 \text{ min/h}$ ≈ 120 m³

Neben dem Spülwasserspeicher ist auch ein Schlammwasserspeicher notwendig. Dieser dient der Zwischenspeicherung des Schlammwassers. Im Folgenden wird berechnet welches Volumen der Schlammwasserspeicher aufweisen muss.

- **Volumen des Filterüberstands:** $2 \text{ m} * 26,7 \text{ m}^2$ = 53,4 m³
- **Erforderliches Schlammwasserbeckenvolumen:** $120 \text{ m}^3 + 53,4 \text{ m}^3$ ≈ 175 m³

6.2.4 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Für die Berechnung der Filterstandzeit wird ein Bettvolumen von 10.000 angenommen. Mit der behandelbaren Jahresabwassermenge (Jahr 1) von 2.342.707 m³/a ergibt sich die Filterstandzeit zu:

- **Filterstandzeit:** $6 * 26,7 \text{ m}^2 * 2,5 \text{ m} * 10.000 / 2.342.707 \text{ m}^3/\text{a}$ ≈ 1,7 a

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird von einer Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von einem Jahr und knapp 9 Monaten ausgegangen. Nach dieser Zeit ist die Aktivkohle entweder zu reaktivieren oder durch frische Aktivkohle auszutauschen. Der jährliche Bedarf an frischer bzw. reaktivierter granulierter Aktivkohle ergibt sich mit der Annahme einer spezifischen Masse von 0,5 Mg/m³ zu:

- **Jährlicher GAK-Bedarf:** $(6 * 26,7 \text{ m}^2 * 2,5 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg}/\text{m}^3 / 1,7 \text{ a}$ ≈ 118 MgGAK/a

Vor einer großtechnischen Umsetzung sollte die tatsächlich mögliche Standzeit und die Annahme der Bettvolumen geprüft werden, da diese Parameter maßgeblich die Betriebskosten beeinflussen. Zur Verfügung stehen dazu z.B. Säulenversuche, die eine erste orientierende Beurteilung zur Auswahl der am besten geeignetsten granulierten Aktivkohle ermöglichen. Neben den orientierenden Laboruntersuchungen können ergänzende Kleinfilterschnelltests (RSSCT - Rapid Small Scale Column Test) direkt auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach mit dem Ablauf der Nachklärung durchgeführt werden. Maßstabs- effekte und die verbleibende Unsicherheit bei der abschließenden Bewertung der Variante sollten so minimiert werden. Die Durchführung der Versuche direkt auf der Kläranlage hat den weiteren Vorteil, dass das anfallende Abwasser direkt auf die Säulen gegeben werden kann und dieses Abwasser nicht wie bei den ersten beschriebenen Experimenten über einen längeren Zeitraum im Labor gelagert werden muss.

6.3 Variante 1b: GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrombehandlung)

6.3.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Variante 1b ist analog zu Variante 1a. Daher wird die Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach nicht erneut dargestellt. Auch bei einer größeren benötigten Filterfläche, aufgrund der Vollstrombehandlung, ist der Neubau auf der Fläche des bestehenden Schönungsteichs vorgesehen. Verfahrenstechnisch ist nach der GAK-Filtration eine Einleitung in den Schönungsteich nicht notwendig, sodass dieser auch umfahren werden könnte. Der Lageplan der Variante 1b entspricht dem aus Variante 1a (siehe Abbildung 6-3). Die Einbindung der GAK-Filtration in den Klärprozess auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach ist in Abbildung 6-4 dargestellt. Wie auch bei Variante 1a ist bei einer späteren Umsetzung dieser Variante der Hochwasserschutz zu beachten, da der Schönungsteich laut Hochwassergefahrenkarte bereits bei HQ10 überschwemmt wird.

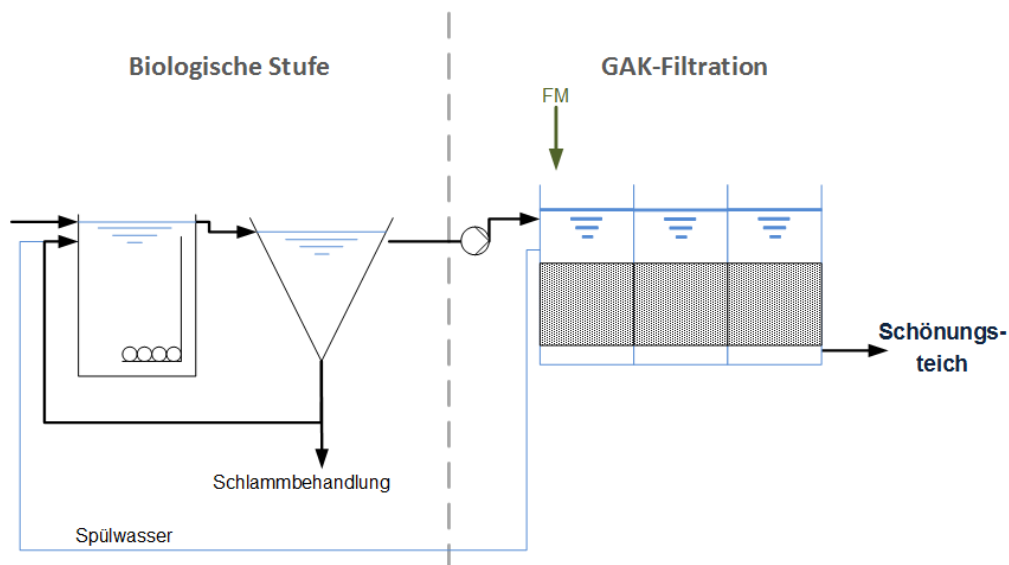


Abbildung 6-4: Fließbild der Variante 1b auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.3.2 Auslegung der GAK-Filtration

Analog zur Berechnung für die Variante 1a wird auch bei Variante 1b für die Berechnung der Filterfläche die Filterbetthöhe mit 2,5 m angenommen. Die Kontaktzeit wird ebenfalls mit 30 Minuten angesetzt.

- **Notwendiges Volumen:** $1.600 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h}$ **= 800 m³**
- **Notwendige Filterfläche:** $800 \text{ m}^3 / 2,5 \text{ m}$ **= 320 m²**
- **Abmessungen der Filtration:** **20 m x 16 m**
- **Filtergeschwindigkeit:** $1.600 \text{ m}^3/\text{h} / 320 \text{ m}^2$ **= 5 m/h**

Für den Neubau der GAK-Filtration wird die Filtration in 6 Filterkammern unterteilt und berechnet, welche Filtergeschwindigkeit sich bei Außerbetriebnahme einer Filterkammer z.B. für den Austausch des Filtermaterials oder bei Rückspülung ergibt.

- **Nachweis der Filtergeschwindigkeit:** $1.600 \text{ m}^3/\text{h} / ((6-1) \cdot 53,3 \text{ m}^2) = 6 \text{ m/h} < 15 \text{ m/h}$

Wie die vorangehende Berechnung zeigt, ist der Nachweis für die Einhaltung der maximalen Filtergeschwindigkeit erbracht.

6.3.3 Spülwasser- und Schlammwasserspeicher

Bei GAK-Filtern sind ebenso wie bei Sandfiltern Speicher für das Spülwasser und das Rückspülwasser vorzusehen. Für den GAK-Filter wird eine Spülgeschwindigkeit von 35 m/h und eine Dauer der Spülung von 8 Minuten angenommen. Als Filterüberstand werden 2 m angesetzt.

- **Annahme für den minimalen Nachtzufluss:** $= 40 \text{ m}^3/\text{h}$
- **Spülwasserstrom für den Feststoffaustrag:** $35 \text{ m/h} \cdot 53,3 \text{ m}^2 = 1.865,5 \text{ m}^3/\text{h}$
- **Erforderliches Speichervolumen:** $(1.865,5 \text{ m}^3/\text{h} - 40 \text{ m}^3/\text{h}) \cdot 8 \text{ min} / 60 \text{ min/h} = 243,4 \text{ m}^3$

Das erforderliche Spülwasserspeichervolumen beträgt 243,4 m³. Neben dem Spülwasserspeicher ist auch ein Schlammwasserspeicher notwendig. Im Folgenden wird dessen Volumen berechnet:

- **Volumen des Filterüberstands:** $2 \text{ m} \cdot 53,3 \text{ m}^2 = 106,6 \text{ m}^3$
- **Erforderliches Schlammwasserbeckenvolumen:** $243,4 \text{ m}^3 + 106,6 \text{ m}^3 \approx 350 \text{ m}^3$

6.3.4 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Für die Berechnung der Filterstandzeit wird ein Bettvolumen von 10.000 angenommen. Mit der Jahresabwassermenge (Jahr 1) von 2.359.084 m³/a ergibt sich die Filterstandzeit zu:

- **Filterstandzeit:** $6 \cdot 53,3 \text{ m}^2 \cdot 2,5 \text{ m} \cdot 10.000 / 2.359.084 \text{ m}^3/\text{a} \approx 3,4 \text{ a}$

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird von einer Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle bei einer Vollstrombehandlung von 3 Jahren und knapp 5 Monaten ausgegangen. Nach dieser Zeit ist die Aktivkohle entweder zu reaktivieren oder durch frische Aktivkohle auszutauschen. Der jährliche Bedarf an frischer bzw. reaktivierter granulierter Aktivkohle ergibt sich mit der Annahme einer spezifischen Masse von 0,5 Mg/m³ zu:

- **Jährlicher GAK-Bedarf:** $(6 \cdot 53,3 \text{ m}^2 \cdot 2,5 \text{ m}) \cdot 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 3,4 \approx 118 \text{ MgGAK/a}$

Bei einer großtechnischen Umsetzung sollte die tatsächlich mögliche Standzeit und die Annahme der Bettvolumen überprüft werden, da diese Parameter maßgeblich die Betriebskosten beeinflussen.

6.4 Variante 2a: Ozon mit Nachbehandlung im vorhandenen Schönungs- teich (Teilstrombehandlung)

6.4.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Ozonung wird auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach der Nachklärung nachgeschaltet. Das in der Ozonanlage behandelte Abwasser wird zur Nachbehandlung in den bestehenden Schönungsteich eingeleitet. Von dort fließt es dem Loddenbach zu. Über ein neu zu errichtendes Pumpwerk wird das Wasser in die Ozonanlage gehoben. Die Ozonanlage wird als Neubau auf einer Teilfläche des bestehenden Schönungsteichs konzipiert. Dieser ist dazu teilweise zu verfüllen. Aufgrund der Hochwasserge-

fahr im Bereich des Schönungsteichs, bzw. eines hohen Risikos für Überschwemmungen ist dieser Umstand bei der Planung des Neubaus zu beachten.

Die zusätzlich zum Kontaktreaktor erforderlichen Elemente einer Ozonanlage, wie Flüssigsauerstofftank, Ozongeneratoren sowie Mess- und Steuerungstechnik werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodul geliefert und aufgestellt werden oder in einem massiven Betriebsgebäude untergebracht werden. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen. Abbildung 6-5 zeigt die Anordnung der neu zu errichtenden Bauwerke auf dem Klärwerk Münster-Am Loddenbach für die Variante 2a.

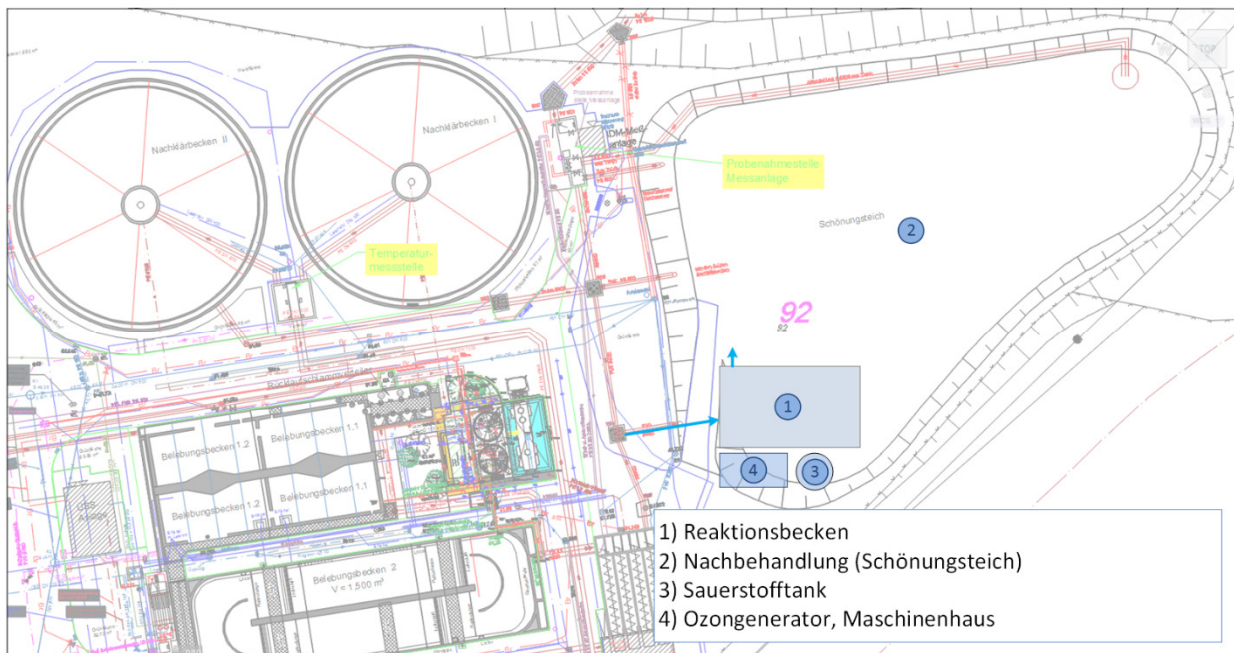


Abbildung 6-5: Skizze des Lageplans der Variante 2a auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.4.2 Ozonerzeuger

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird eine Ozonerzeugung aus Reinsauerstoff vorgesehen. Dieser wird in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen angeliefert. Die Bevorratung erfolgt in einem LOX-Sauerstofftank mit einem Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff, damit die Lieferung und Bevorratung sichergestellt ist. Mittels eines Kaltverdampfers wird der flüssige Sauerstoff verdampft und der gasförmige Sauerstoff wird anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger über eine Gasleitung geleitet. Das Betriebsgebäude wird in direkter Nachbarschaft zur Ozonanlage errichtet und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Der Wirkungsgrad der Ozonerzeuger beträgt 10 %, das heißt sie wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um. Zur Kühlung der Ozonerzeuger während des Betriebs wird als Kühlmittel der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Dafür notwendig ist die Installation von Abwasserwärmetauschern in die neu zu errichtenden Becken. Diese werden über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden. Der E-Raum für die Schaltanlage und die Energieversorgung der Ozonerzeuger wird direkt neben dem Betriebsraum errichtet.

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung vorgesehen. Im Betriebsgebäude wird zudem eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die

Raumluftüberwachung im Betriebsgebäude wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Die Anlage ist mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht.

Als spezifische Ozondosis werden für die Variante 2a $0,7 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ angesetzt. Die zuzuführende Ozonkonzentration c_{O_3} ergibt sich aus dieser spezifischen Ozondosis und dem ermittelten DOC von $5,7 \text{ mg/L}$ zu:

- **Ozonkonzentration:** $c_{\text{O}_3} = 0,7 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC} \cdot 5,7 \text{ mgDOC/L} = 4 \text{ mgO}_3/\text{L}$

Mittels der Ozonkonzentration c_{O_3} und der Auslegungswassermenge $Q_{\text{Ausl.}} = 800 \text{ m}^3/\text{h}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- **Produktionskapazität:** $B_{\text{O}_3} = 800 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 3,2 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration. Die Nitrit-Konzentrationen im Ablauf des Schönungsteichs der Kläranlage Münster-Am Loddenbach betragen im Mittel über die Jahre 2013-2015 $0,2 \text{ mg/L}$. Es wird für den Ablauf der Nachklärung von der gleichen Nitrit-Konzentration ausgegangen. Daraus resultiert eine maximale Nitrit-Fracht von rd. $160 \text{ g NO}_2\text{-N/h}$. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von $3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N}$ (KOM-M.NRW 2016) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität auf:

- **Produktionskapazität:** $B_{\text{O}_3} = 3,2 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N} \cdot 160 \text{ g NO}_2\text{-N/h} = 3,75 \text{ kg O}_3/\text{h} \approx 4 \text{ kg O}_3/\text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. $2 \times 2 \text{ kg O}_3 / \text{h}$ ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen.

6.4.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

Als Eintragungssysteme für den Eintrag des Ozons in die Reaktionsbecken kommen zwei Systeme in Frage. Zum einen das Diffusorsystem und zum anderen das Injektorsystem. Untersuchungen zur Ozonung auf der Kläranlage Duisburg Vierlinden zeigten keinen signifikanten Unterschied der Verfahren hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination (Herbst et al. 2011).

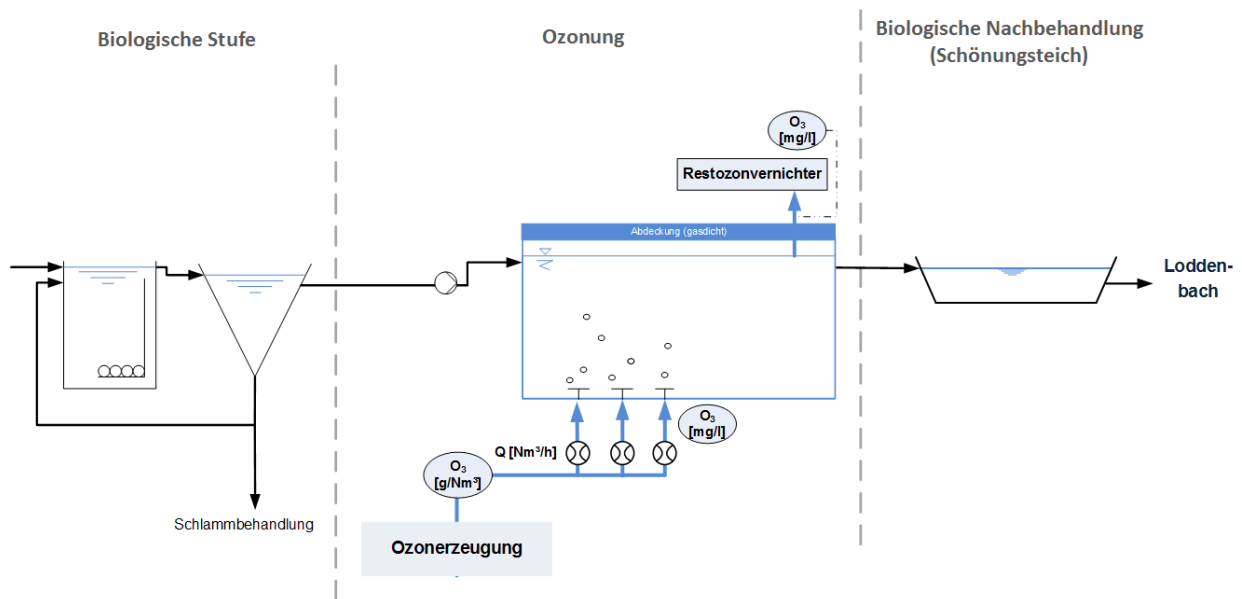


Abbildung 6-6: Fließbild der Variante 2a mit Nachbehandlung im Schönungsteich

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt, welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt und eine variable Ozondosierung erlaubt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m. Das Fließbild zur Einbindung der Ozonanlage in die vorhandene Verfahrenstechnik auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach ist aus Abbildung 6-6 ersichtlich.

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

6.4.4 Kontaktreaktor

Die Kontaktbecken werden zweistraßig ausgeführt. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Ozonanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden.

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

Die Zeit bis zur vollständigen Ozonzehrung wird für die Kläranlage Münster- Am Loddenbach zu 10 Minuten angesetzt. Bei einer großtechnischen Umsetzung dieser Variante ist diese Annahme mittels Ozonzehrungsversuchen für verschiedene Ozondosieraten zu verifizieren. Mit der angesetzten Zehrungszeit kann das erforderliche Beckenvolumen ermittelt werden. Zur Berücksichtigung der ungleich-

mäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor³ 1/0,35 multipliziert. Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu:

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

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- **Volumen:** $V = 800 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 400 \text{ m}^3$
- **Grundfläche, netto:** $A = 400 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 80 \text{ m}^2 = 8 \text{ m} \times 10 \text{ m}$

6.4.5 Nachbehandlung im Schönungsteich

Die biologische Nachbehandlung des mit Ozon behandelten Abwassers erfolgt in dem verbleibenden Teilstück des Schönungsteichs. Von dort aus wird es dann dem Gewässer Loddenbach zugeleitet.

6.5 Variante 2b: Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)

6.5.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Ozonung wird auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach der Nachklärung nachgeschaltet. Das in der Ozonanlage behandelte Abwasser wird in eine neu zu errichtende Filtration eingeleitet. Diese soll eine weitergehende Reduzierung von Phosphor durch Zugabe von Fällmitteln und weitergehendem Feststoffrückhalt ermöglichen, falls eine Verschärfung der derzeitigen Überwachungswerte vorgenommen wird. Die derzeit auf der Kläranlage installierte Technik gewährleistet eine sichere Einhaltung des P_{ges} -Überwachungswerts von 2 mg/L, wie auch die Betriebsdaten zeigen. Bei niedrigeren Überwachungswerten ist jedoch laut DWA-A 202 eine Filtration vorzusehen (DWA 2011).

Tabelle 6-3: Charakterisierung der Verfahren zur Fällung des Phosphats nach DWA-A-202 (DWA 2011)

	Vorfällung	Simultanfällung	Nachfällung	Flockungsfiltration
einhaltbarer Überwachungswert¹⁾ (mg P /l)	2	1	1	0,5

¹⁾ Unter günstigen Umständen und optimalen Betriebsbedingungen auch niedrigere Werte möglich

Nach der Tuchfiltration wird das Abwasser in den Schönungsteich eingeleitet und fließt anschließend dem Loddenbach zu. Die Ozonanlage und die Filtration werden als Neubau auf einer Teilfläche des bestehenden Schönungsteichs konzipiert. Dieser ist dazu teilweise zu verfüllen. Als Filtration wird eine Tuchfiltration vorgesehen, da diese einen geringeren Platzbedarf aufweist, als z.B. eine Sandfiltration. Es ist außerdem kein Spül- bzw. Schlammwasserspeicher notwendig und die Filtration kann kontinuierlich erfolgen. Aufgrund der Hochwassergefahr im Bereich des Schönungsteichs, bzw. eines hohen Risikos für Überschwemmungen ist dieser Umstand bei der Planung des Neubaus zu beachten.

³ Verhältnis der Reaktionszeit aus dem Ozonzehrungsversuch $t_{\text{Ozonzehrung}}$ zur mittleren hydrodynamischen Verweilzeit t ; beträgt erfahrungsgemäß rund 0,35 (7 min / 20 min).

Die zusätzlich zum Kontaktreaktor erforderlichen Elemente einer Ozonanlage, wie Flüssigsauerstofftank, Ozongeneratoren sowie Mess- und Steuerungstechnik werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodul geliefert und aufgestellt werden oder in einem massiven Betriebsgebäude untergebracht werden. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

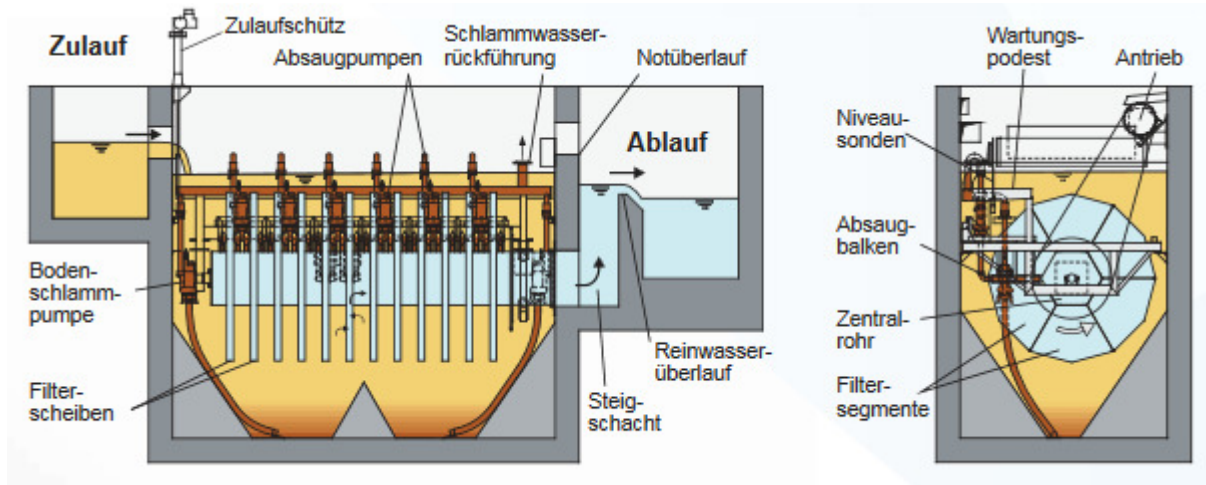


Abbildung 6-7: Längs- und Querschnitt eines Tuchfilters (Scheibenfilter) des Herstellers Mecana (Mecana 2017)

Eine Längs- sowie Queransicht eines solchen Tuchfilters ist in Abbildung 6-7 dargestellt. Die Tuchfiltration stellt eine platzsparende Alternative zu klassischen Filtrationsstufen dar. Es handelt sich bei dieser Filtration um eine Flächenfiltration, das heißt das Abwasser wird dabei über sogenannte Polstoffe geleitet die auf Scheiben aufgespannt sind. Diese Polstoffe ähneln einem Teppich aus flach anliegenden Polfasern, die eine dichte und abscheidewirksame Schicht bilden. Das Abwasser wird von außen nach innen durch dieses Filtertuch geleitet und die Feststoffe werden auf dem Filtertuch zurückgehalten. Über ein Zentralrohr strömt das gereinigte Abwasser über einen Steigschacht dem Ablauf zu. Die Filtrationskammern sind trichterförmig ausgebildet, sodass sich am Boden der Schlamm sammelt und über Bodenschlamm-pumpen abgezogen werden kann.

Mit zeitlichem Fortschritt der Filtration steigt der hydraulische Widerstand des Filters an und damit steigt ebenfalls der Wasserspiegel in der Filtrationskammer. Sobald dieser einen gewissen Wasserspiegel erreicht, startet die Filterreinigung (siehe dazu auch Abbildung 6-8). Dabei wird mittels einer Absaugeinrichtung das Filtertuch von Feststoffen befreit. Das abgesaugte Schlammwasser, sowie der abgezogene Bodenschlamm werden einer vorherigen Stufe, z.B. der Vorklärung zugeleitet. Die Filtration kann während der Abreinigung weiterlaufen.

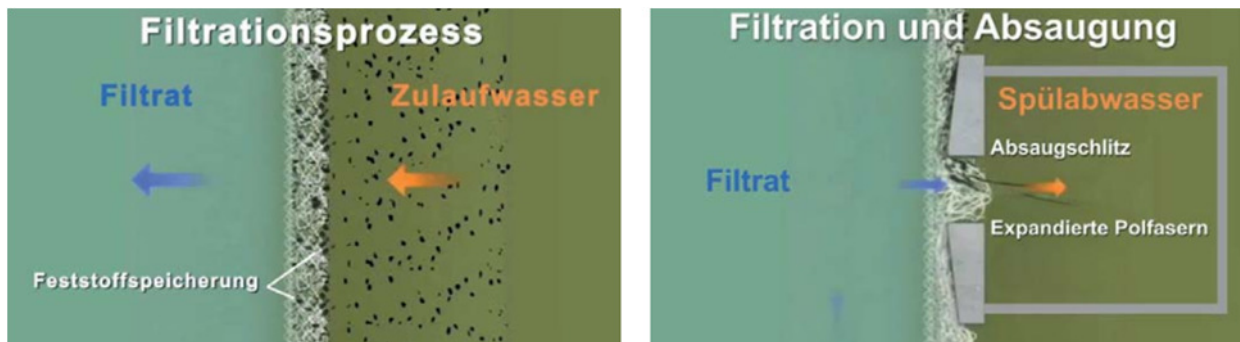


Abbildung 6-8: Darstellung des Filtrationsprozesses und des Absaugvorgangs zur Reinigung der Filtertücher (Mecana 2017)

Das Abwasser wird über ein neu zu errichtendes Pumpwerk der Ozonanlage zugeführt. Die Hydraulik sollte im Rahmen einer späteren Realisierung dieser Variante überprüft werden. Bei einer späteren Umsetzung ist zudem zu beachten, dass der Schönungsteich bereits bei HQ10, das heißt mit einer hohen Wahrscheinlichkeit im Hochwasserfall überschwemmt wird. Die Bauwerke sind daher hochwassersicher auszuführen.

Die Hydraulik sollte im Rahmen einer späteren Realisierung dieser Variante überprüft werden. Wie die Anordnung der neu zu errichtenden Bauwerke auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach realisierbar wäre, ist aus Abbildung 6-9 ersichtlich.

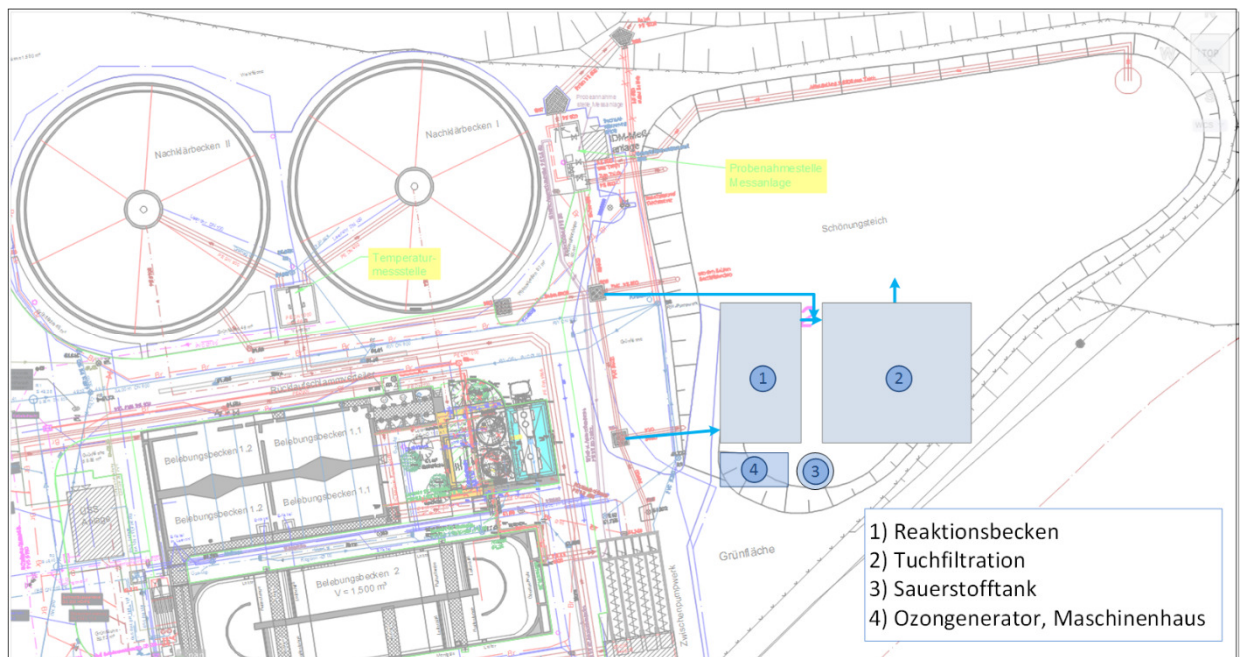


Abbildung 6-9: Skizze des Lageplans der Variante 2b auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.5.2 Ozonerzeuger

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird eine Ozonerzeugung aus Reinsauerstoff vorgesehen. Dieser wird in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen angeliefert. Die Bevorratung erfolgt in einem LOX-Sauerstofftank mit einem Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff, damit die Lieferung und

Bevorratung sichergestellt ist. Mittels eines Kaltverdampfers wird der flüssige Sauerstoff verdampft und der gasförmige Sauerstoff wird anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger über eine Gasleitung geleitet. Das Betriebsgebäude wird in direkter Nachbarschaft zur Ozonanlage errichtet und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Der Wirkungsgrad der Ozonerzeuger beträgt 10 %, das heißt sie wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um. Zur Kühlung der Ozonerzeuger während des Betriebs wird als Kühlmittel der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Dafür notwendig ist die Installation von Abwasserwärmetauschern in die neu zu errichtenden Becken. Diese werden über einen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden. Der E-Raum für die Schaltanlage und die Energieversorgung der Ozonerzeuger wird direkt neben dem Betriebsraum errichtet.

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

Als spezifische Ozondosis werden für die Variante 2a $0,7 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ angesetzt. Die zuzuführende Ozonkonzentration c_{O_3} ergibt sich aus dieser spezifischen Ozondosis und dem über den TOC abgeschätzten DOC von 10 mgDOC/L zu:

- **Ozonkonzentration:** $c_{\text{O}_3} = 0,7 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC} \cdot 5,7 \text{ mgDOC/L} = 4 \text{ mgO}_3/\text{L}$

Mittels der Ozonkonzentration c_{O_3} und der Auslegungswassermenge $Q_{\text{Ausl.}} = 800 \text{ m}^3/\text{h}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- **Produktionskapazität:** $B_{\text{O}_3} = 800 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 3,2 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration. Die Nitrit-Konzentrationen im Ablauf des Schönungsteichs der Kläranlage Münster-Am Loddenbach betragen im Mittel über die Jahre 2013-2015 $0,2 \text{ mg/L}$. Es wird für den Ablauf der Nachklärung von der gleichen Nitrit-Konzentration ausgegangen. Daraus resultiert eine maximale Nitrit-Fracht von rd. $160 \text{ g NO}_2\text{-N/h}$. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von $3,43 \text{ g O}_3 / \text{g NO}_2\text{-N}$ (KOM-M.NRW 2016) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität auf:

- **Produktionskapazität:** $B_{\text{O}_3} = 3,2 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N} \cdot 160 \text{ g NO}_2\text{-N/h} = 3,75 \text{ kg O}_3/\text{h} \approx 4 \text{ kg O}_3/\text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. $2 \times 2 \text{ kg O}_3 / \text{h}$ ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen.

6.5.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

Für die Kläranlage Münster-Am Loddenbach wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt, welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt und eine variable Ozondosierung erlaubt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m. Abbildung 6-10 zeigt die Einbindung der Variante 2b mit Ozonanlage und nachgeschalteter Tuchfiltration.

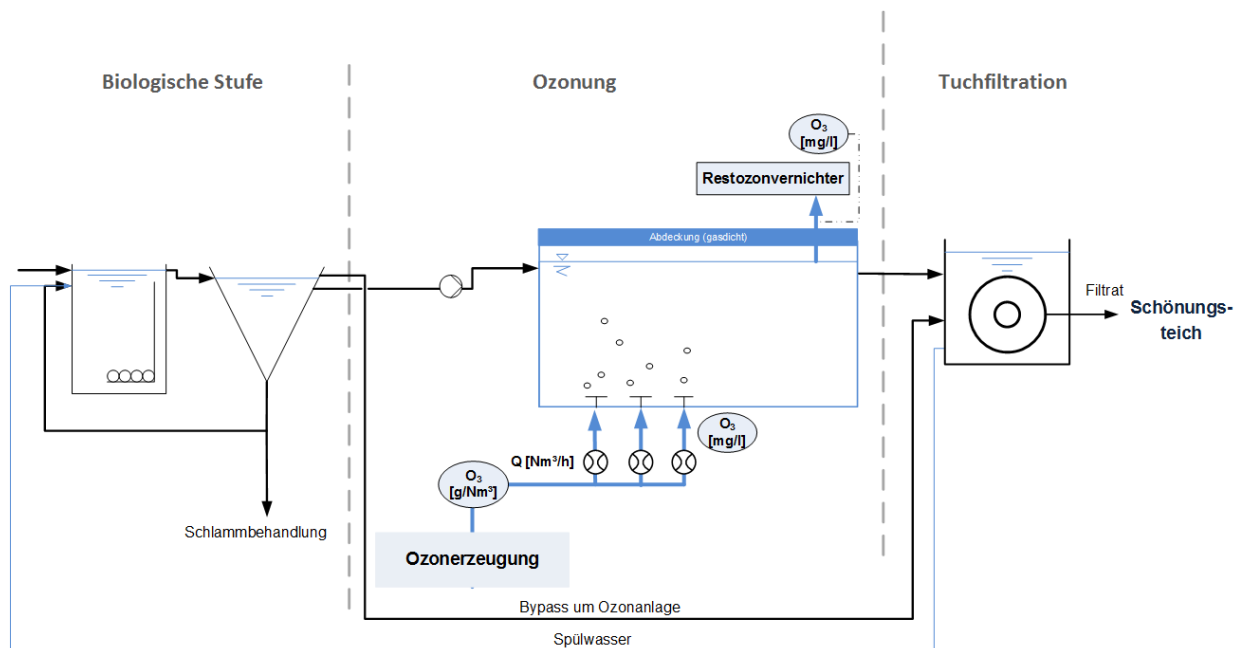


Abbildung 6-10: Fließbild der Variante 2b

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

6.5.4 Kontaktreaktor

Die Kontaktbecken werden zweistraßig ausgeführt. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Ozonanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden.

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

Die Zeit bis zur vollständigen Ozonzehrung wird für die Kläranlage Münster- Am Loddenbach zu 10 Minuten angesetzt. Bei einer großtechnischen Umsetzung dieser Variante ist diese Annahme mittels Ozonzehrungsversuchen für verschiedene Ozondosieraten zu verifizieren. Mit der angesetzten Zehrungszeit kann das erforderliche Beckenvolumen ermittelt werden. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor⁴ 1/0,35 multipliziert. Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu:

⁴ Verhältnis der Reaktionszeit aus dem Ozonzehrungsversuch $t_{\text{Ozonzehrung}}$ zur mittleren hydrodynamischen Verweilzeit t ; beträgt erfahrungsgemäß rund 0,35 (7 min / 20 min).

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

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- **Volumen:** $V = 800 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 400 \text{ m}^3$
- **Grundfläche, netto:** $A = 400 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 80 \text{ m}^2 = 8 \text{ m} \times 10 \text{ m}$

6.5.5 Auslegung der Tuchfiltration

Für die Auslegung der Tuchfiltration wird eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h herangezogen, möglich wären bis zu 15 m/h. Die Tuchfiltration wird auf den Vollstrom, das heißt auf 1.600 m³/h ausgelegt. Zusätzlich zu berücksichtigen ist außerdem eine Spülwassermenge von 5 %. Effektiv müssen demnach bis zu 1.680 m³/h behandelbar sein. Mit der maximalen Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ergibt sich ein Flächenbedarf von mindestens 168 m². Es wird vorgesehen, dass ein Scheibenfilter mit Polstoff zum Einsatz kommt. Vorgesehen werden demnach 3 Scheibenfilter des Typs SF 15/75. Eine Filtereinheit besteht demnach aus 15 Scheiben mit einer Filterfläche von 75 m². Es steht eine Gesamtfilterfläche von 225 m² zur Verfügung. Die Filtergeschwindigkeit errechnet sich daraus wie folgt:

$$\text{Filtergeschwindigkeit: } v_F = 1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 1,05 / 225 \text{ m}^2 = 7,5 \text{ m/h} < 10 \text{ m/h}$$

Für die Auslegung eines Tuchfilters ist ebenfalls die Feststoffflächenbelastung entscheidend. Für diesen Polstoff sollte sie 400 g/(m²*h) nicht überschreiten. Es wird eine AFS-Konzentration im Zulauf der Tuchfiltration von 20 mg/L angenommen woraus eine Feststoffflächenbelastung von 150 g/(m²*h) resultieren.

Bei Reduzierung der P-Konzentration um 1 mg/L würde entsprechend nachfolgender Rechnung folgende Feststoffflächenbelastung resultieren:

$$\text{P-Feststoffflächenbelastung: } 1 \text{ mgP/L} * 1.680 \text{ m}^3/\text{h} * 4 \text{ gFe/gP} * 2,5 \text{ gTS/gFe} / 225 \text{ m}^2 = 75 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

Demnach liegt die gesamte Flächenbelastung unterhalb von den maximal zulässigen 400 g/(m²*h).

Der Flächenbedarf der Tuchfiltration wird anhand der Abmessungen der Scheibenfilter mit einer Scheibendicke von 0,08 m und einem Scheibenabstand von 0,24 m zu 12 m x 8 m abgeschätzt und unter Berücksichtigung einer 4 m breiten umlaufenden Befestigung ergibt sich daraus ein Gesamtflächenbedarf von 350 m².

6.6 Variante 3: PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration und anschließendem Schönungsteich (Vollstrombehandlung)

6.6.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Variante 3 ist die PAK-Dosierung in das Belebungsbecken mit Abtrennung der Pulveraktivkohle in der Nachklärung und einem als Neubau zu konzipierenden Tuchfilter. Der Tuchfilter soll weiterhin auch der Einhaltung der P-Konzentration im Ablauf dienen, bei einer möglichen Verschärfung dieses Überwachungswerts. Die über den Rücklaufschlamm aus der Nachklärung abgezogene Pulveraktivkohle und die im Bodenschlamm der Filtration vorhandene Pulveraktivkohle werden dem Zulauf der biologischen Stufe zugeleitet. Dadurch erhöht sich die Aufenthaltszeit der Pulveraktivkohle im System und es erfolgt eine Weiterbelastung der Pulveraktivkohle, was einen guten Ausnutzungsgrad gewährleisten kann. Die

biologischen Prozesse und die simultane Phosphatfällung bleiben durch die Aktivkohle im Belebungsbecken unberührt (ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015).

Das Schlammalter bedingt, dass sich eine konstante Konzentration von Pulveraktivkohle im Belebungsbecken einstellt. Diese kann mit einer PAK-Konzentration von 20 mg/L, einem angenommenen Schlammalter von 14 Tagen und einem mittleren Zufluss von 400 m³/h folgendermaßen abgeschätzt werden.

$$\bullet \quad c_{\text{PAK}} = \frac{t_{\text{TS}} \cdot \dot{M}_{\text{PAK}}}{V_{\text{BB}}} = \frac{14 \text{ d} \cdot 400 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 20 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 24 \frac{\text{h}}{\text{d}}}{5.000 \text{ m}^3 \cdot 1.000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}} = 0,54 \frac{\text{g}}{\text{L}}$$

Somit würde bei einer TS-Konzentration von 3 g/L der TS-Gehalt im Belebungsbecken um ca. 18 % ansteigen. Die Aktivkohle wird in den Belebtschlamm eingebunden, wodurch sich die Absetzeigenschaften des Schlammes verbessern (Neef 2016; ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015). Die Zugabestelle von Aktivkohle in das Belebungsbecken sollte möglichst am Ende des Belebungsbeckens erfolgen, da an dieser Stelle der DOC im Abwasser relativ gering ist. Somit konkurrieren weniger sonstige DOC-Bestandteile mit den Mikroschadstoffen um Adsorptionsplätze auf der Aktivkohle (Streicher et al. 2016). Erfolgt keine vollständige Integration in den Schlamm, kann Aktivkohle über die Nachklärung in den Zulauf zur Filtration gelangen. Um diesen Vorgang zu vermeiden, kann analog zur Pulveraktivkohleanwendung in einer separaten Behandlungsstufe, der Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmitteln nötig sein (Stoll et al. 2015). Allerdings liegen auch Ergebnisse vor, nach denen keine zusätzliche Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln zur Abscheidung der PAK in der Nachklärung nötig sind (ARGE TP 6 2014). Eine abrasive Wirkung auf die mechanische Ausrüstung der Kläranlage ist derweil nicht zu erwarten (Stoll et al. 2015).

Bei dieser Variante erfolgt die Abwasserbehandlung mit Pulveraktivkohle im Vollstrom. Ebenfalls als Vollstrombehandlung wird die Filtration ausgelegt. Für diese Variante 3 ist eine Änderung der Prozessfolge insofern notwendig, als das das Abwasser aus den Nachklärbecken über ein neu zu errichtendes Pumpwerk zunächst der Filtration zugeleitet wird und von dort aus dem Schönungsteich zufließt. Verfahrenstechnisch ist die Einleitung in den Schönungsteich nicht notwendig, sodass dieser auch umfahren werden könnte. Aus Abbildung 6-11 ist ersichtlich wo die Anordnung des PAK-Silos und der Dosiervorrichtung und der Neubau der Filtration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach erfolgen können.

Für die Tuchfiltration werden Scheibenfilter vorgesehen, die mit einem Polstoff aus Mikrofaser bespannt sind, da damit auch kleine PAK-Partikel zurückgehalten werden können. Der Polstoff dient bei diesem Filtrationstyp als Filtermedium. Während der Filtration liegt er flach auf und bildet eine dichte Faserschicht, auf der die Feststoffe zurückgehalten werden. Die Abreinigung dieses Polstoffs erfolgt entweder bei Erreichen eines Differenzwasserspiegels zwischen Roh- und Reinwasser oder nach einer bestimmten Zeit. Dabei werden die Filterscheiben langsam gedreht und der Polstoff mittels einer Absaugeinrichtung gereinigt. Der Bodenschlamm, der sich in der Filterkammer absetzt wird abgesaugt und der Belebungsbecken zugeleitet.

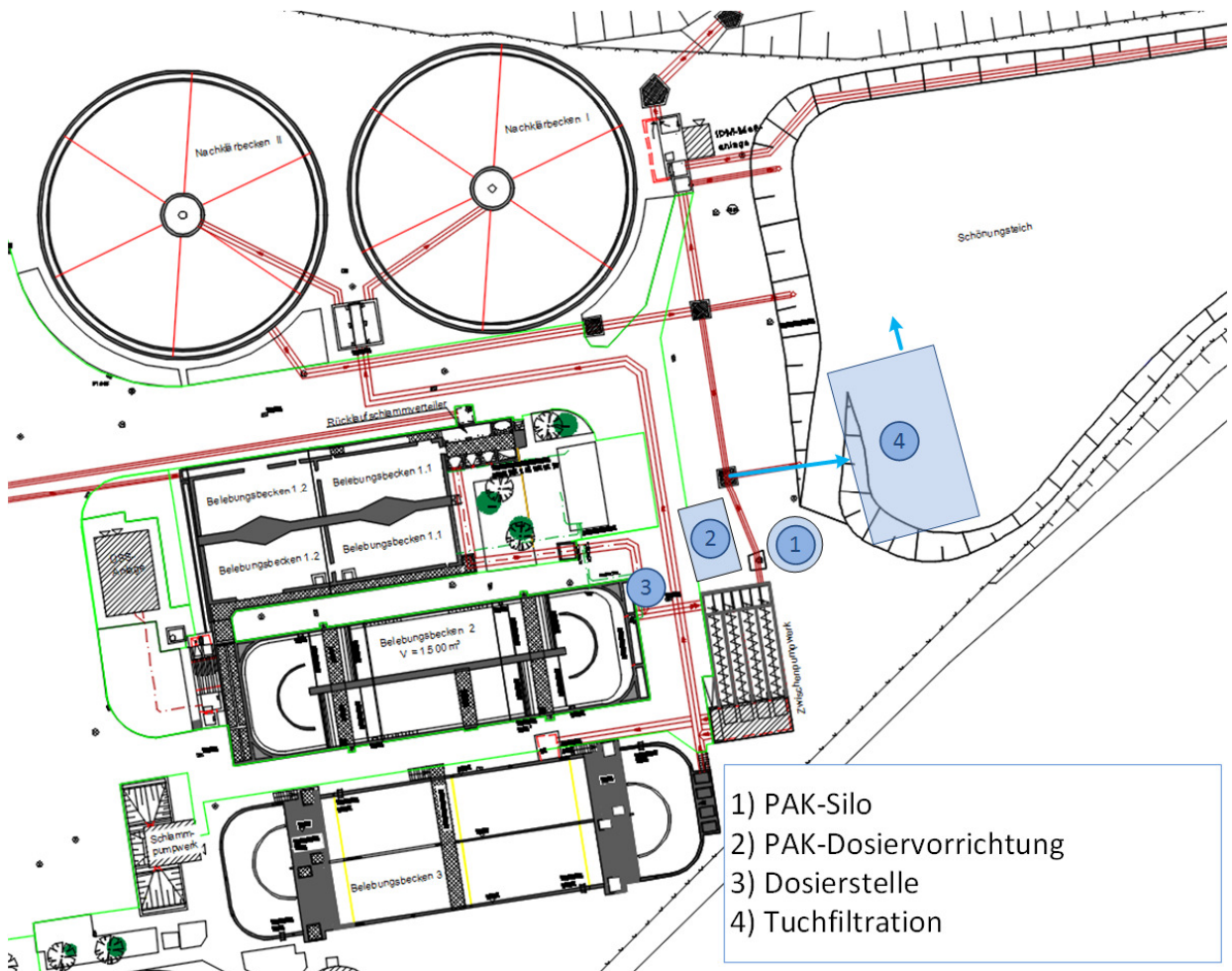


Abbildung 6-11: Skizze des Lageplans der Variante 3 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.6.2 Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage

Bei der Dosierung von Pulveraktivkohle in die Belebung ist davon auszugehen, dass aufgrund der höheren organischen Belastung im Belebungsbecken im Vergleich mit nachgeschalteten Varianten ein erhöhter Aktivkohlebedarf besteht. Bisherige Untersuchungen haben ergeben, dass eine Dosierung von bis zu 20 mg_{PAK}/L ausreicht (Stoll et al. 2015; Neef 2016). Für die Variante 2 wird daher eine PAK-Dosierung von 20 mg_{PAK}/L gewählt. Das Fließbild der Variante 3 ist in Abbildung 6-12 dargestellt.

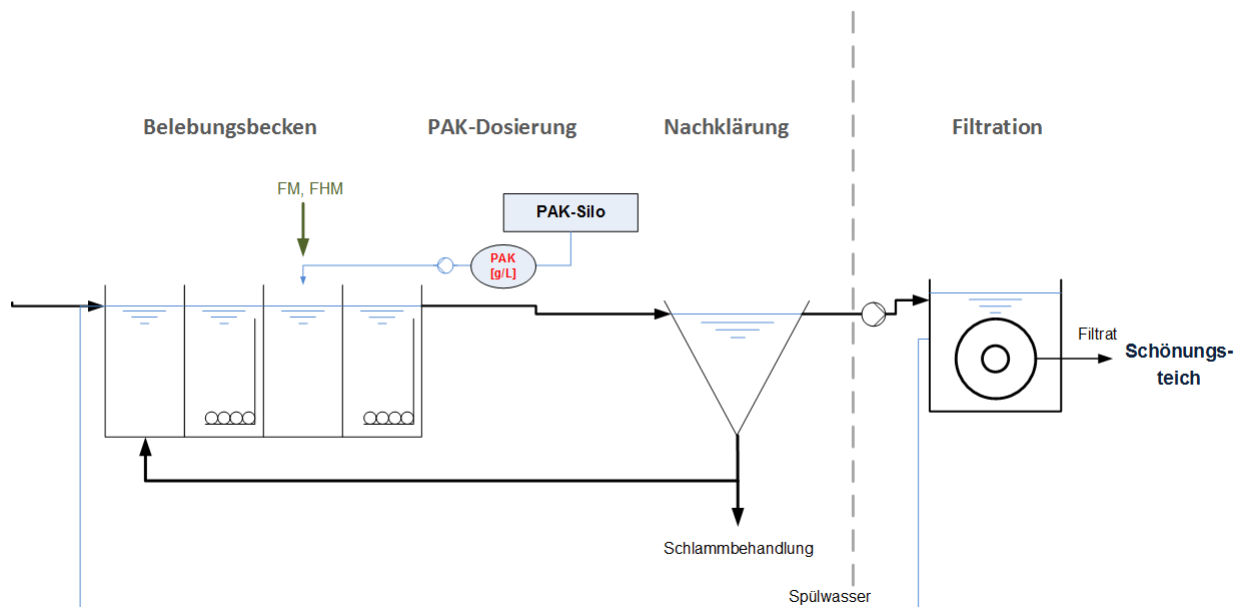


Abbildung 6-12: Fließbild der Variante 3 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität ergeben sich unter Berücksichtigung eines Lastfaktors von 17 % daher zu:

- **Täglicher Aktivkohlebedarf:** $0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}} * 1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,17 = 131 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- **Erforderliches Lagervolumen:** $131 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} * 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 8,73 \text{ m}^3$
- **Transportkapazität des Silofahrzeugs:** $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- **Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung:** $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 75,4 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Silobluffilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von 90 m³ vorgesehen.

6.6.3 Fällmitteldosierung

Neben der Dosierung von Pulveraktivkohle ist die Dosierung von Fällmitteln für Variante 3 nötig sein. Da bereits eine Fällmitteldosierung an der Dosierstelle für Pulveraktivkohle besteht, kann diese für eine Fällmitteldosierung genutzt werden. Die Dosierrate der bestehenden Fällmitteldosierung muss gegebenenfalls angepasst werden. Die Dosierrate wird mit 0,2 mgFe/mgPAK abgeschätzt und es wird von einer für Eisen(III)-chlorid üblichen Wirksubstanz von 0,138 kgFe/kgWS und einer Dichte von 1.410 kg/m³ ausgegangen. Unter Einbeziehung eines Lastfaktors von 17 % ergibt sich der folgende Fällmittelbedarf:

- **FM-Bedarf:** $0,2 \text{ mgFe}/\text{mgPAK} * 0,02 \text{ kgPAK}/\text{m}^3 / 0,138 \text{ kgFe}/\text{kgFM} * 1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,17 = 189,2 \approx 190 \text{ kg FM}/\text{d}$

6.6.4 Auslegung der Filtration

Für die Auslegung der Tuchfiltration wird eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h herangezogen, möglich wären bis zu 15 m/h. Die Tuchfiltration wird auf den Vollstrom, das heißt auf 1.600 m³/h ausgelegt. Zusätzlich zu berücksichtigen ist außerdem eine Spülwassermenge von 5 %. Effektiv müs-

sen demnach bis zu 1.680 m³/h behandelbar sein. Mit der maximalen Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ergibt sich ein Flächenbedarf von mindestens 168 m². Es wird vorgesehen, dass ein Scheibenfilter mit Polstoff zum Einsatz kommt. Vorgesehen werden demnach 3 Scheibenfilter des Typs SF 15/75. Eine Filtereinheit besteht demnach aus 15 Scheiben mit einer Filterfläche von 75 m². Es steht eine GesamtfILTERfläche von 225 m² zur Verfügung. Die Filtergeschwindigkeit errechnet sich daraus wie folgt:

$$\text{Filtergeschwindigkeit: } v_F = 1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 1,05 / 225 \text{ m}^2 = 7,5 \text{ m/h} < 10\text{m/h}$$

Für die Auslegung eines Tuchfilters ist ebenfalls die Feststoffflächenbelastung entscheidend. Für diesen Mikrofaser-Polstoff sollte sie 300 g/(m²*h) nicht überschreiten. Es wird eine AFS-Konzentration im Zulauf der Tuchfiltration von 20 mg/L angenommen woraus eine Feststoffflächenbelastung von 150 g/(m²*h) resultieren.

Da die Tuchfiltration neben dem Rückhalt der PAK auch zur weitergehenden P-Reduzierung eingesetzt werden soll, würde bei einer Reduzierung der P-Konzentration um 1 mg/L entsprechend nachfolgender Rechnung folgende Feststoffflächenbelastung resultieren:

$$\text{P-Feststoffflächenbelastung: } 1 \text{ mgP/L} * 1.680 \text{ m}^3/\text{h} * 4 \text{ gFe/gP} * 2,5 \text{ gTS/gFe} / 225 \text{ m}^2 = 75 \text{ g/(m}^2*\text{h)}$$

Demnach liegt die gesamte Flächenbelastung unterhalb von den maximal zulässigen 300 g/(m²*h).

Der Flächenbedarf der Tuchfiltration wird anhand der Abmessungen der Scheibenfilter mit einer Scheibendicke von 0,08 m und einem Scheibenabstand von 0,24 m zu 12 m x 8 m abgeschätzt und unter Berücksichtigung einer 4 m breiten umlaufenden Befestigung ergibt sich daraus ein Gesamtflächenbedarf von 350 m².

6.7 Variante 4: PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrombehandlung, Filtration als Vollstrom)

6.7.1 Integration auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

Die Variante 4 umfasst die PAK-Dosierung in ein neu zu errichtendes Kontaktbecken und der nachfolgenden Abtrennung in einem Sedimentationsbecken. Es findet eine Rückführung des PAK-Schlamm-Gemischs in den Zulauf des Kontaktreaktors statt. Im Anschluss an das Sedimentationsbecken werden die noch im Abwasser verbliebenen Pulveraktivkohlepartikel in einer Tuchfiltration abgeschieden. Die Filtration dient gleichzeitig auch zur weitergehenden Phosphorelimination durch die Zugabe von Fällmitteln. Wie auch in den vorangehenden Varianten wird hier ein Scheibenfilter vorgesehen. Da in dieser Variante die Abtrennung von feinsten PAK-Partikeln gewährleistet werden soll, wird auch hier ein Mikrofaserpolstoff vorgesehen.

Das Abwasser wird über ein neu zu errichtendes Pumpwerk der separaten PAK-Stufe zugeführt. Die Hydraulik sollte im Rahmen einer späteren Realisierung dieser Variante überprüft werden. Bei einer späteren Umsetzung ist zudem zu beachten, dass der Schönungsteich bereits bei HQ10, das heißt mit einer hohen Wahrscheinlichkeit im Hochwasserfall überschwemmt wird. Die Bauwerke sind daher so zu errichten, dass sie gegen Hochwasser geschützt sind.

In das Kontaktbecken wird die Pulveraktivkohle dosiert. Von dort wird es im freien Gefälle dem Sedimentationsbecken zugeleitet, in das Fällmittel und gegebenenfalls Flockungshilfsmittel zudosiert werden. Im Anschluss wird das Abwasser der Tuchfiltration zugeleitet. Das Kontaktbecken und das Sedimentationsbecken werden auf die Auslegungswassermenge von 800 m³/h ausgelegt. Die Filtration wird auf eine Vollstrombehandlung ausgelegt. Ihr fließt demnach auch das Abwasser aus der Nachklärung

zu, welches nicht im Kontaktbecken mit Pulveraktivkohle behandelt wird. Aus dem Lageplan in Abbildung 6-13 wird die Einbindung der Variante 4 ersichtlich. Anschließend kann das behandelte Wasser dem Schöningsteich zugeleitet werden. Verfahrenstechnisch ist dieser nicht notwendig, sodass dieser auch umfahren werden könnte und der Ablauf der Tuchfiltration direkt dem Loddenbach zugeleitet werden kann.

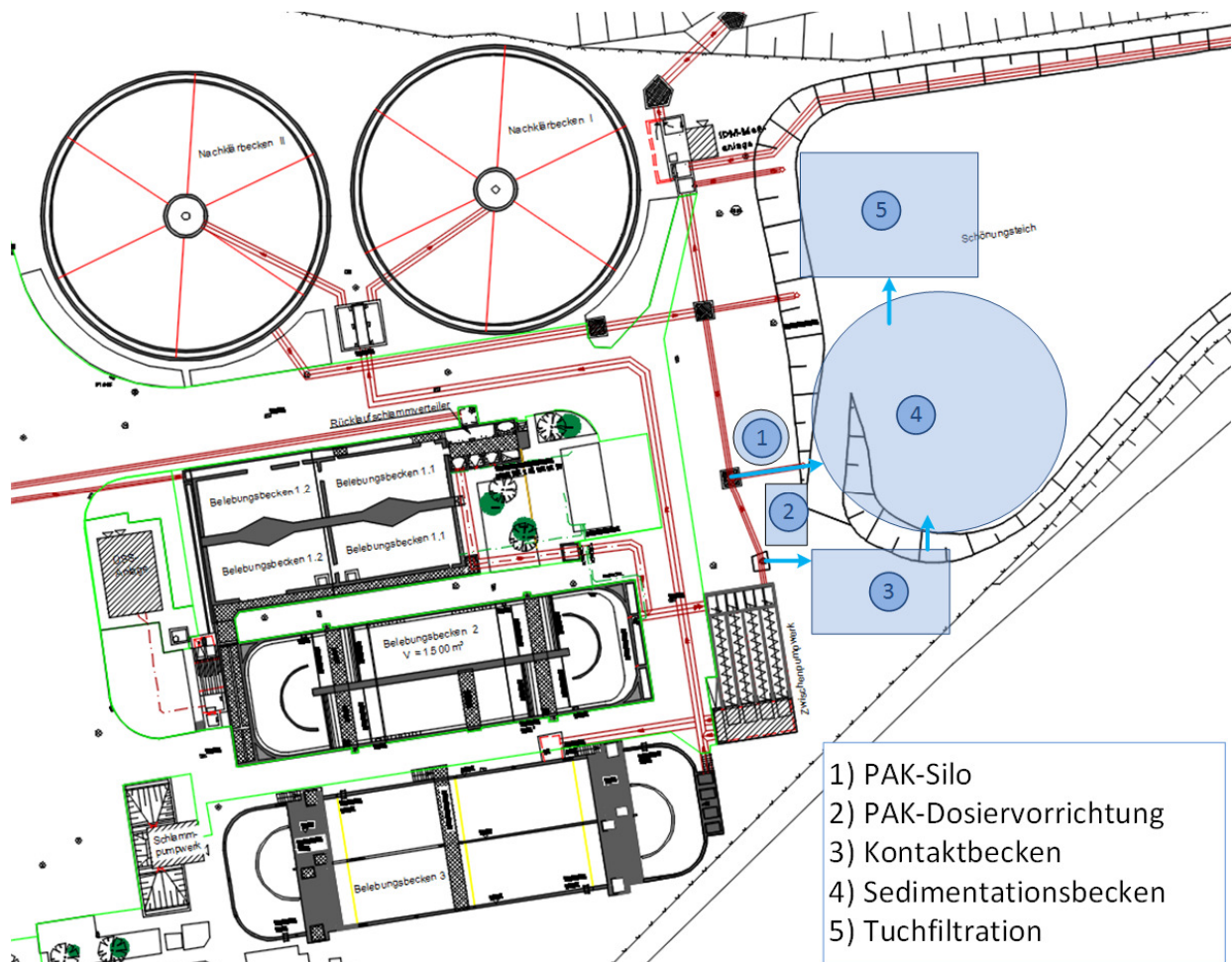


Abbildung 6-13: Skizze des Lageplans der Variante 4 auf der Kläranlage Münster-Am Loddenbach

6.7.2 Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken

Im Kontaktreaktor findet die Pulveraktivkohledosierung in das Abwasser statt. Mit der Annahme einer Kontaktzeit von 30 Minuten nach Metzger (2010) berechnet sich unter Berücksichtigung der Auslegungswassermenge von 800 m³/h das erforderliche Kontaktvolumen zu:

- **Erforderliches Volumen:** $V = 0,5 \text{ h} \cdot 800 \text{ m}^3/\text{h} = 400 \text{ m}^3$

Für das Kontaktbecken werden unter Annahme einer Tiefe von 4 m die folgenden Abmessungen gewählt:

- **Abmessungen Kontaktreaktor (L x B x T):** **8 m x 12,5 m x 4 m**

Das Sedimentationsbecken ist nach KOM-M.NRW (2016) (KOM-M.NRWÉ) auf eine Oberflächenbeschickung von $q_A = 2 \text{ m}^3/\text{h}$ auszulegen. Demnach ergeben sich die folgenden Hauptabmessungen:

- **max. Oberflächenbeschickung:** $q_A = 2 \text{ m/h}$
- **Oberfläche:** $A = 800 \text{ m}^3/\text{h} / 2 \text{ m/h}$ $= 400 \text{ m}^2$
- **Beckendurchmesser:** $\approx 23 \text{ m}$

6.7.3 Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage

Bei der Dosierung von Pulveraktivkohle in ein Kontaktbecken kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der vergleichsweise geringen Hintergrundbelastung des Abwassers eine Dosierung von $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{L}$ ausreichend ist. Für die Variante 2 wird daher eine PAK-Dosierung von $10 \text{ mg}_{\text{PAK}}/\text{L}$ gewählt. Das Fließbild der Variante 4 ist in Abbildung 6-12 dargestellt.

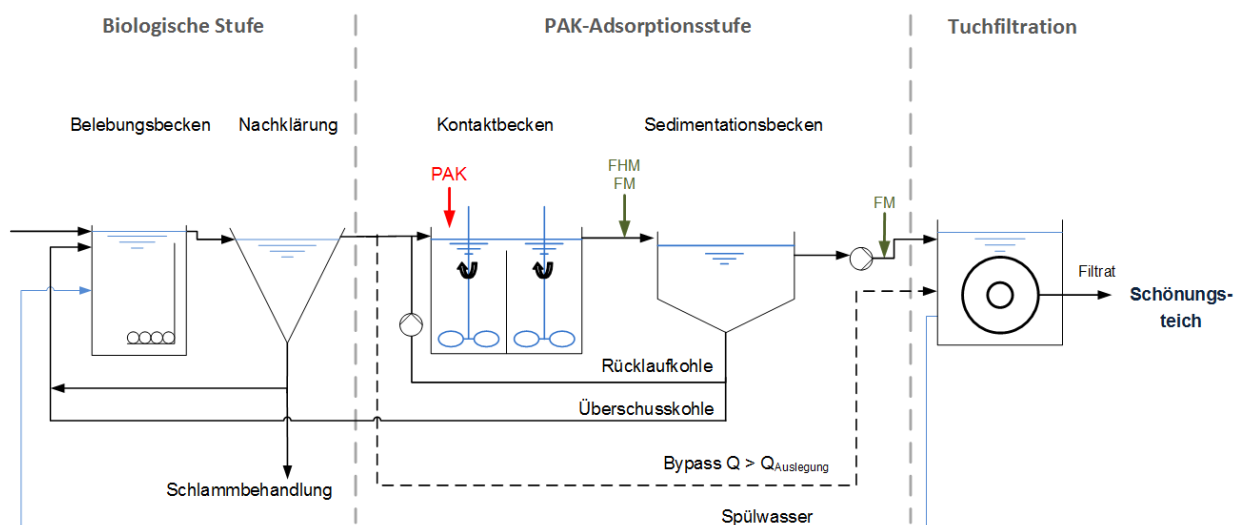


Abbildung 6-14: Fließbild der Variante 4 auf der Kläranlage Münster-Am Lodenbach

Der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität ergeben sich unter Berücksichtigung des Lastfaktors von 34 % daher zu:

- **Täglicher Aktivkohlebedarf:** $0,01 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}} * 800 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,34 = 65,3 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- **Erforderliches Lagervolumen:** $65,3 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} * 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 4,4 \text{ m}^3$
- **Transportkapazität des Silofahrzeugs:** $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- **Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung:** $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 71 m^3 . Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloabluftfilters zu vermeiden.

Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von ca. 85 m^3 vorgesehen.

6.7.4 Fällmitteldosierung

Neben der Dosierung von Pulveraktivkohle ist die Dosierung von Fällmitteln für diese Variante nötig sein. Es wird vorgesehen, dass die bestehende Fällmitteldosierstation eingesetzt werden kann. Die Dosierrate der bestehenden Fällmitteldosierung muss gegebenenfalls angepasst werden. Mit Einbeziehung des Lastfaktors von 34 % ergibt sich der Fällmittelbedarf zu:

- **FM-Bedarf:** $(0,2 \text{ mg Fe/mg PAK} * 0,01 \text{ kg PAK/m}^3 * 800 \text{ m}^3/\text{h}) / 0,138 \text{ kg Fe/kg FM} * 0,34$
 $\approx 95 \text{ kg FM/d}$

6.7.5 Auslegung der Filtration

Für die Auslegung der Tuchfiltration wird eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h herangezogen, möglich wären bis zu 15 m/h. Die Tuchfiltration wird auf den Vollstrom, das heißt auf 1.600 m³/h ausgelegt. Zusätzlich zu berücksichtigen ist außerdem eine Spülwassermenge von 5 %. Effektiv müssen demnach bis zu 1.680 m³/h behandelbar sein. Mit der maximalen Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ergibt sich ein Flächenbedarf von mindestens 168 m². Es wird vorgesehen, dass ein Scheibenfilter mit Polstoff zum Einsatz kommt. Vorgesehen werden demnach 3 Scheibenfilter des Typs SF 15/75. Eine Filtereinheit besteht demnach aus 15 Scheiben mit einer Filterfläche von 75 m². Es steht eine Gesamtfilterfläche von 225 m² zur Verfügung. Die Filtergeschwindigkeit errechnet sich daraus wie folgt:

$$\text{Filtergeschwindigkeit: } v_F = 1.600 \text{ m}^3/\text{h} * 1,05 / 225 \text{ m}^2 = 7,5 \text{ m/h} < 10\text{m/h}$$

Für die Auslegung eines Tuchfilters ist ebenfalls die Feststoffflächenbelastung entscheidend. Für diesen Mikrofaser-Polstoff sollte sie 250 g/(m²*h) nicht überschreiten. Es wird eine AFS-Konzentration im Zulauf der Tuchfiltration von 20 mg/L angenommen woraus eine Feststoffflächenbelastung von 150 g/(m²*h) resultiert.

Da die Tuchfiltration neben dem Rückhalt der PAK auch zur weitergehenden P-Reduzierung eingesetzt werden soll, würde bei einer Reduzierung der P-Konzentration um 1 mg/L entsprechend nachfolgender Rechnung folgende Feststoffflächenbelastung resultieren:

$$\text{P-Feststoffflächenbelastung: } 1 \text{ mgP/L} * 1.680 \text{ m}^3/\text{h} * 4 \text{ gFe/gP} * 2,5 \text{ gTS/gFe} / 225 \text{ m}^2 = 75 \text{ g/(m}^2*\text{h)}$$

Demnach liegt die gesamte Flächenbelastung unterhalb von den maximal zulässigen 250 g/(m²*h).

Der Flächenbedarf der Tuchfiltration wird anhand der Abmessungen der Scheibenfilter zu 12 m x 8 m abgeschätzt und unter Berücksichtigung einer 4 m breiten umlaufenden Befestigung ergibt sich daraus ein Gesamtflächenbedarf von ca. 350 m².

7 Kostenermittlung

7.1 Berechnungsmethode

Im Rahmen der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten bzw. laufenden Kosten der in Kapitel 6 ausgearbeiteten Varianten bestimmt. Die Investitionskosten umfassen dabei die Kosten für Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik sowie die Nebenkosten, die bei der Errichtung der Anlage anfallen. Die Betriebskosten stellen die kontinuierlich beim Betrieb der Anlage anfallenden Kosten dar und umfassen die jährlichen Kosten für elektrische Energie, Personal, Wartung und Instandhaltung sowie verfahrensspezifische Betriebskosten, beispielsweise für Sauerstoff oder Aktivkohle.

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

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Betrachtungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst zum Zeitpunkt $t = 0$ Investitionskosten an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Diese resultieren daraus, dass verschiedene Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern besitzen, weshalb nach einiger Zeit der Austausch von Anlagenelementen erforderlich ist. Hinsichtlich dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume entsprechend KOM-M.NRW (2015c) angenommen:

- Bautechnik (BT), Nebenkosten 30 a
- Maschinenteknik (MT) 15 a
- Elektrotechnik (ET) 10 a

Dementsprechend fallen im betrachteten Nutzungszeitraum der Gesamtanlage zweimal Reinvestitionskosten für die Elektrotechnik und einmal für die Maschinenteknik an. Von der Berücksichtigung einer Preissteigerungsrate bei der Ermittlung der Reinvestitionskosten wird abgesehen. Zur Bestimmung des Investitionskostenbarwertes werden die Reinvestitionskosten mittels des Diskontierungsfaktors $DFAKE_{(i;n)}$ auf den Bezugszeitpunkt $t = 0$ umgerechnet. Über den Kapitalwiedergewinnungsfaktor $KFAKR_{(i;n)}$ erfolgt dann die Umrechnung des Investitionskostenbarwertes in gleichförmige Kostenreihen bezogen auf den Betrachtungszeitraum von 30 Jahren. Den Berechnungen wird der von den Leitlinien empfohlene reale Zinssatz von 3 % zugrunde gelegt. Die gesetzliche Umsatzsteuer ist in den Kosten nicht enthalten.

7.2 Annahmen zur Berechnung der laufenden Kosten

Die für die Berechnung der laufenden Kosten angesetzten spezifischen Kosten für Verbrauchsmittel sowie weitere Annahmen zur Ermittlung der laufenden Kosten sind der nachfolgenden Auflistung zu entnehmen. Diese Nettoangaben sind auf die örtlichen Gegebenheiten auf der Kläranlage Münster Am Loddenbach abgestimmt.

Strom/Energie	0,19	€/kWh
Sauerstoff	0,14	€/kg O ₂
PAK	1.800	€/Mg PAK
GAK	1.700	€/Mg (neu)
	1.100	€/Mg (regeneriert)
FM	0,15	€/kg FM
FHM	2,1	€/kg FHM
Schlammentsorgung	71,43	€/m ³
	27 %	TS
	2,5	kgTS/kgFe
Personalkosten	40	€/h
Wartung/Instandhaltung	1,25	% (Bautechnik)
	3	% (Elektro- und Maschinentechnik)

7.3 Kostenschätzung und -vergleich der Varianten

Die Schätzung der Investitionskosten bzw. der investiven Anteil der Jahreskosten sowie der laufenden Kosten für die Varianten 1a bis 4 sind in Tabelle 7-1 bis Tabelle 7-12 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 7-1: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 1a

Investitionskosten			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zins- satz i	Investiver Anteil der Jahreskosten			
GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrom)									
			Jahre						
Zulauf-/Ablaufanbindung									
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a	
Pumpwerk			KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	6.701 €/a
GAK-Filtration									
	Bautechnik Filtration	KG 300	1.020.000 €	30	BT	30	3,0%	52.040 €/a	
	Bautechnik Filtrat-/Schlammwasserspeicher	KG 300	225.000 €	30	BT	30	3,0%	11.479 €/a	
	Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	175.000 €	30	MT	15	3,0%	14.659 €/a	
	Erst-Befüllung GAK-Filter	KG 400	340.000 €	30			3,0%	17.347 €/a	
	Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	7.143 €/a	
	E/MSR-Technik	KG 400	61.000 €	30	ET	10	3,0%	7.151 €/a	
	Verkleinerung des Schönungsteichs	KG 200	22.500 €	30	BT	30	3,0%	1.148 €/a	
	Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a	
	Baunebenkosten	KG 700	541.000 €	30	BT	30	3,0%	27.601 €/a	
Summe			2.704.500 €					150.371 €/a	

Tabelle 7-2: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 1a

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Betriebskosten
		Wassermenge 800 pro Stunde	m ³ /h	24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag		
Energie Pumpwerk	4,4 kWh	4,4 kWh	104,6 kW/d	67%	70 kWh/d	0,19 €/kWh	4.862 €/a
Energie Filterspülung	5 kWh/Zelle* Spülung	6,0 Filter	30,0 kW/d	100%	30 kWh/d	0,19 €/kWh	2.081 €/a
GAK							
Standzeit	1,7 Jahre					1100 €/Mg	131.235 €/a
Dichte GAK	0,5 Mg/m ³					2000 €/Austausch	
Volumen je Filter	67 m ³ /Filter						
Anzahl Filter	6 Filter						
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							37.618 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	7.200 €/a
Summe							178.133 €/a
Jahreskosten (netto) Variante 1a		2.342.707 m ³ /a behandelte Wassermenge				0,14 € pro m ³	328.504 €/a

Tabelle 7-3: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 1b

Investitionskosten			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zins- satz i	Investiver Anteil der Jahreskosten	
GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrom)							
Zulauf-/Ablaufanbindung					Jahre		
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Pumpwerk	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	6.701 €/a
GAK-Filtration							
Bautechnik Filtration	KG 300	2.040.000 €	30	BT	30	3,0%	104.079 €/a
Bautechnik Filtrat-/Schlammwasserspeicher	KG 300	132.000 €	30	BT	30	3,0%	6.735 €/a
Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	292.000 €	30	MT	15	3,0%	24.460 €/a
Erst-Befüllung GAK-Filter	KG 400	680.000 €	30			3,0%	34.693 €/a
Betriebsgebäude	KG 300	280.000 €	30	BT	30	3,0%	14.285 €/a
E/MSR-Technik	KG 400	102.000 €	30	ET	10	3,0%	11.958 €/a
Verkleinerung des Schönungsteichs	KG 200	41.280 €	30	BT	30	3,0%	2.106 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Baunebenkosten	KG 700	937.000 €	30	BT	30	3,0%	47.805 €/a
Summe		4.684.280 €					257.924 €/a

Tabelle 7-4: Laufende Kosten der Variante 1b

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Betriebskosten	
		Wassermenge 1600 pro Stunde	m ³ /h	24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag			
Energie Pumpwerk	8,7 kWh	8,7 kWh		209,3 kW/d	67%	140,2	0,19 €/kWh	9.723 €/a
Energie Filterspülung	5 kWh/Zelle* Spülung	6,0 Filter		30,0 kW/d	100%	30 kWh/d	0,19 €/kWh	2.081 €/a
GAK								
Standzeit	3,4 Jahre						1100 €/Mg	129.919 €/a
Dichte GAK	0,5 Mg/m ³						2000 €/Austausch	
Volumen je Filter	133 m ³ /Filter							
Anzahl Filter	6 Filter							
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)								65.895 €/a
Personalkosten	15 h/Monat						40 €/h	7.200 €/a
Summe								205.095 €/a
Jahreskosten (netto) Variante 1b		2.359.084 m ³ /a	behandelte Wassermenge			0,20 €/ pro m ³		463.019 €/a

Tabelle 7-5: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2a

Investitionskosten				Betrachtungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zins- satz i	Investiver Anteil der Jahreskosten
Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich (Teilstrom)							
					Jahre		
Zu/Ablaufanbindung							
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Pumpwerk	KG 400	54.000 €	30	MT	15	3,0%	4.523 €/a
Ozonung							
Bauwerk Reaktor	KG 300	446.000 €	30	BT	30	3,0%	22.755 €/a
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	7.143 €/a
Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusoren, Kühlung etc.)	KG 400	595.000 €	30	MT	15	3,0%	49.841 €/a
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	1.675 €/a
Messgeräte	KG 400	63.000 €	30	MT	15	3,0%	5.277 €/a
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	459 €/a
E/MSR-Technik	KG 400	237.000 €	30	ET	10	3,0%	27.784 €/a
Verkleinerung des Schönungsteichs	KG 200	18.000 €	30	BT	30	3,0%	918 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Baunebenkosten	KG 700	421.000 €	30	BT	30	3,0%	21.479 €/a
Summe		2.103.000 €					146.957 €/a

Tabelle 7-6 Laufende Kosten der Variante 2a

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Betriebskosten
		Wassermenge 800 m ³ /h pro Stunde	24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag			
Energie Pumpwerk	4,4 kWh	4,4 kWh	104,6 kW/d	67%	70,1	0,19 €/kWh	4.862 €/a
Sauerstoff (c _{O3} = 4 g/m ³ , Ozon 10%wt, z _{spez} =0,7, c _{POC} = 5,7 g/m ³)	40 g/m ³	32,0 kg/h	768,0 kg/d	34%	261,1	0,14 €/kg	13.343 €/a
Miete Sauerstofftank							6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung	10 kWh/kg _{O3}	32,0 kWh/h	768,0 kWh/d	67%	514,6	0,19 €/kWh	35.685 €/a
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,19 €/kWh	16.727 €/a
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							37.133 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	7.200 €/a
Summe							116.088 €/a
Jahreskosten (netto) Variante 2a		2.342.707 m ³ /a	behandelte Wassermenge			0,11 € pro m ³	263.044 €/a

Tabelle 7-7: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2b

Investitionskosten		Betrachtungs-zeitraum	Nutzungs-dauer n	Zins-satz i	Investiver Anteil der Jahreskosten		
Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)							
				Jahre			
Zu/Ablaufanbindung							
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Pumpwerk	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	6.701 €/a
Ozonung							
Bauwerk Reaktor	KG 300	446.000 €	30	BT	30	3,0%	22.755 €/a
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	7.143 €/a
Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusoren, Kühlung etc.)	KG 400	595.000 €	30	MT	15	3,0%	49.841 €/a
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	1.675 €/a
Messgeräte	KG 400	63.000 €	30	MT	15	3,0%	5.277 €/a
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	459 €/a
Tuchfiltration							
Bauwerk Filtration	KG 300	571.000 €	30	BT	30	3,0%	29.132 €/a
Technische Anlagen	KG 400	693.000 €	30	MT	15	3,0%	58.050 €/a
E/MSR-Technik	KG 400	480.000 €	30	ET	10	3,0%	56.271 €/a
Verkleinerung des Schönungsteichs	KG 200	66.000 €	30	BT	30	3,0%	3.367 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Baunebenkosten	KG 700	816.000 €	30	BT	30	3,0%	41.632 €/a
Summe		4.079.000 €					287.405 €/a

Tabelle 7-8: Laufende Kosten der Variante 2b

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei						spezifische Kosten	Betriebskosten
		Wassermenge 800 m ³ /h 1600 m ³ /h	24 h/d	mit Lastfaktor		pro Tag			
Sauerstoff (c _{O₃} = 4 g/m ³ , Ozon 10%wt, z _{spez} =0,7, c _{DOC} = 5,7 g/m ³)	40 g/m ³	32,0 kg/h	768,0 kg/d	34%	261,1	0,14 €/kg	13.343 €/a		
Miete Sauerstofftank							6.000 €/a		
Energie Ozonerzeugung (c _{O₃} =7 g/m ³)	10 kWh/kg _{O₃}	32,0 kWh/h	768,0 kWh/d	67%	514,6	0,19 €/kWh	35.685 €/a		
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,19 €/kWh	16.727 €/a		
Energie Pumpwerk	8,7 kWh	8,7 kWh	209,3 kWh/d	67%	140,2	0,19 €/kWh	9.723 €/a		
Energie Filtration	0,005 kWh/m ³	8,0 kWh/h	192,0 kWh/d	17%	32,6	0,19 €/kWh	2.264 €/a		
Wechsel Filtertücher	alle 4 Jahre					22.500 €/Filter	16.875 €/a		
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							73.130 €/a		
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	7.200 €/a		
Summe							180.947 €/a		
Jahreskosten (netto) Variante 2b		2.342.707 m ³ /a	behandelte Wassermenge		0,20 € pro m ³		468.352 €/a		

Tabelle 7-9: Investitionskosten und investiver Anteil der Variante 3

Investitionskosten							
PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Vollstrom)	Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	Investiver Anteil der Jahreskosten			
				Jahre			
Zu/Ablaufanbindung							
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung							
Technische Anlagen	KG 400	288.000 €	30	MT	15	3,0%	24.125 €/a
Gründung	KG 300	23.000 €	30	BT	30	3,0%	1.173 €/a
E-Raum							
Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	2.041 €/a
Pumpwerk	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	6.701 €/a
Tuchfiltration							
Bauwerk Filtration	KG 300	571.000 €	30	BT	30	3,0%	29.132 €/a
Technische Anlagen	KG 400	719.000 €	30	MT	15	3,0%	60.228 €/a
E/ MSR - Technik	KG 400	352.000 €	30	ET	10	3,0%	41.265 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.	KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Baunebenkosten	KG 700	446.000 €	30	BT	30	3,0%	22.755 €/a
Summe		2.619.000 €					192.522 €/a

Tabelle 7-10: Laufende Kosten der Variante 3

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Betriebskosten
		Wassermenge 1.600 m³/h	24 h/d	mit Lastfaktor	pro Tag		
PAK	20 g PAK/m³	32,0 kg/h	768,0 kg/d	17%	130,6	1,8 €/kg	85.778 €/a
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	1,6 m³/h	38,4 m³/d	17%	6,5	1 €/m³	2.383 €/a
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	6,4 kg/h	153,6 kg/d	17%	26,1		
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				189,2	0,15 €/kgFM	10.360 €/a
Energie Pumpwerk	8,7 kWh	8,7 kWh	209,3 kW/d	67%	140,2	0,19 €/kWh	9.723 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,19 €/kWh	1.115 €/a
Energie Filtration	0,005 kWh/m³	8,0 kWh/h	192,0 kW/d	17%	32,6	0,19 €/kWh	2.264 €/a
Wechsel Filtertücher	alle 4 Jahre					31.250 €/Filter	23.438 €/a
Schlammstorgung	27 %TS				1,7	71 €/m³	44.125 €/a
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	32,0 kg/h	768,0 kg/d	17%	130,6		
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	80,0 kg/h	1.920,0 kg/d	17%	326,4		
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							51.095 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	9.600 €/a
Summe							239.880 €/a
Jahreskosten (netto) Variante 3		2.359.084 m³/a	behandelte Wassermenge			0,18 € pro m³	432.402 €/a

Tabelle 7-11: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 4

Investitionskosten				Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zins- satz i	Investiver Anteil der Jahreskosten	
PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrom, Filtration als								
					Jahre			
Zu/Ablaufanbindung								
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Adsorptionsstufe								
	Baukonstruktion	KG 300	800.000 €	30	BT	30	3,0%	40.815 €/a
	Technische Anlagen	KG 400	571.000 €	30	MT	15	3,0%	47.831 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung								
	Technische Anlagen	KG 400	272.000 €	30	MT	15	3,0%	22.785 €/a
	Gründung	KG 300	21.000 €	30	BT	30	3,0%	1.071 €/a
E-Raum								
	Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	2.041 €/a
Pumpwerk		KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	6.701 €/a
Tuchfiltration								
	Bauwerk Filtration	KG 300	571.000 €	30	BT	30	3,0%	29.132 €/a
	Technische Anlagen	KG 400	719.000 €	30	MT	15	3,0%	60.228 €/a
E/ MSR - Technik		KG 400	547.000 €	30	ET	10	3,0%	64.125 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.		KG 500	50.000 €	30	BT	30	3,0%	2.551 €/a
Baunebenkosten		KG 700	771.000 €	30	BT	30	3,0%	39.336 €/a
Summe			4.492.000 €					319.167 €/a

Tabelle 7-12: Laufende Kosten der Variante 4

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei					spezifische Kosten	Betriebskosten
		Wassermenge 800 m³/h 1.600 m³/h pro Stunde	24 h/d	mit Lastfaktor		pro Tag		
PAK	10 g PAK/m³	8,0 kg/h	192,0 kg/d	34%	65,3	1,8 €/kg	42.889 €/a	
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	0,4 m³/h	9,6 m³/d	34%	3,3	1 €/m³	1.191 €/a	
Fällmittel (Wirksubstanz)	0,20 kgFe/kgPAK	1,6 kg/h	38,4 kg/d	34%	13,1			
(Fällmittelmenge)	0,138 kgFe/kgFM				94,6	0,15 €/kgFM	5.180 €/a	
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16,1	0,19 €/kWh	1.115 €/a	
Energie Pumpwerk	8,7 kWh	8,7 kWh/h	209,3 kW/d	67%	140,2	0,19 €/kWh	9.723 €/a	
Energie Filtration	0,005 kWh/m³	8,0 kWh/h	192,0 kW/d	17%	32,6	0,19 €/kWh	2.264 €/a	
Wechsel Filtertücher	alle 4 Jahre					31.250 €/Filter	23.438 €/a	
Schlammentsorgung	27 %TS				0,8	71 €/m³	22.063 €/a	
Pulveraktivkohle	100 % von PAK	8,0 kg/h	192,0 kg/d	34%	65,3			
Fällschlamm	2,5 kgTS/kgFe	20,0 kg/h	480,0 kg/d	34%	163,2			
Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET)							83.570 €/a	
Personalkosten	20 h/Monat					40 €/h	9.600 €/a	
Summe							201.032 €/a	
Jahreskosten (netto) Variante 4		2.342.707 m³/a	behandelte Wassermenge			0,22 € pro m³	520.200 €/a	

Nachfolgend werden die Kostenschätzungen der betrachteten Varianten vergleichend dargestellt. Die Zusammenstellung ist Tabelle 7-13 zu entnehmen. Die Varianten bei denen die eigentliche Mikroschadstoffelimination im Teilstrom durchgeführt wird, sind unter „Teilstrombehandlung“ zusammengefasst. Die Varianten in denen die Mikroschadstoffelimination als Vollstrombehandlung durchgeführt wird, sind unter „Vollstrombehandlung“ zusammengefasst. Dabei wird die Variante 4 „PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration“ unter Vollstrombehandlung aufgeführt, obwohl im Kontakt- und Sedimentationsbecken nur der Teilstrom behandelt wird, da bei dieser Variante 4 die Rückführung der Überschussskohle aus dem Sedimentationsbecken in das Belebungsbecken stattfindet. Im Belebungsbecken wird demnach mit dieser teilbeladenen PAK aus der Adsorptionsstufe der Vollstrom behandelt.

Tabelle 7-13: Zusammenstellung der Kostenschätzung der einzelnen Varianten

Varianten	Teilstrombehandlung			Vollstrombehandlung		
	V 1a GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrom)	V 2a Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich (Teilstrom)	V 2b Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)	V 1b GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrom)	V 3 PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Vollstrom)	V 4 PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)
Kostenpositionen (Alle Angaben sind netto-Angaben)						
Investitionskosten	2.704.500 €	2.103.000 €	4.079.000 €	4.684.280 €	2.619.000 €	4.492.000 €
Inv. Anteil der Jahreskosten	150.371 €/a	146.957 €/a	287.405 €/a	257.924 €/a	192.522 €/a	319.167 €/a
Betriebskosten	178.133 €/a	116.088 €/a	180.947 €/a	205.095 €/a	239.880 €/a	201.032 €/a
Jahreskosten	328.504 €/a	263.044 €/a	468.352 €/a	463.019 €/a	432.402 €/a	520.200 €/a
Bezugswassermenge	2.342.707 m³/a	2.342.707 m³/a	2.342.707 m³/a	2.359.084 m³/a	2.359.084 m³/a	2.342.707 m³/a
Spezifische Jahreskosten	0,14 €/m³	0,11 €/m³	0,20 €/m³	0,20 €/m³	0,18 €/m³	0,22 €/m³

Bei den Varianten die einen Teilstrom behandeln, ist die Variante 2a „Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich“ beim Vergleich der Investitionskosten die günstigste. Beim Vergleich des investiven Anteils der Jahreskosten liegen die Varianten 1a und 2a deutlich näher beieinander. Begründet liegt dies darin, dass die Ozonung im Vergleich zur GAK-Filtration teurere Maschinenteknik benötigt, die nach 15 Jahren reinvestiert werden muss. Die Variante 2a ist aber auch hier die günstigste. Beim Ver-

gleich der Betriebskosten zeigt sich, dass hier die Variante 2a vorne liegt. Womit sie auch beim Vergleich der Jahreskosten die günstigste Variante ist.

Der Vergleich der Varianten, bei denen der Vollstrom behandelt wird, zeigt, dass die Variante 3 die niedrigsten Investitionskosten und auch den niedrigsten investiven Anteil der Jahreskosten aufweist. Die Betriebskosten sind bei Variante 4 am niedrigsten. Insgesamt erweist sich die Variante 3 als die Variante mit den geringsten Jahreskosten.

7.4 Kostenvergleich der Varianten bei Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Beim Vergleich der Kostenschätzungen wird im Folgenden analysiert, welchen Einfluss eine Berücksichtigung einer Förderung in Höhe von 50 % auf die Erstinvestitionskosten sowie eine Minderung der Abwasserabgabe durch Herabklärung abwasserabgabenrelevanter Parameter auf den Kostenvergleich haben. Tabelle 7-14 zeigt die dabei resultierenden Investitionskosten, investiven Anteile der Jahreskosten sowie Betriebskosten der einzelnen Varianten. Bei der Berechnung der Minderung der Abwasserabgabe wurde berücksichtigt, dass bei Varianten mit Aktivkohleeinsatz eine Absenkung der CSB-Konzentration von 10 mg/L realisiert werden kann. Bei Varianten, in denen eine Filtration errichtet und betrieben wird, wird davon ausgegangen, dass eine Absenkung der P_{ges} -Konzentration durch nachgeschaltete Fällung im Filter von 0,5 mg/L möglich ist.

Tabelle 7-14: Zusammenstellung der Kostenschätzung der Varianten unter Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Varianten	Teilstrombehandlung			Vollstrombehandlung		
	V 1a	V 2a	V 2b	V 1b	V 3	V 4
Kostenpositionen (Alle Angaben sind netto-Angaben)	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrom)	Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich (Teilstrom)	Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrom)	PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Vollstrom)	PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)
Investitionskosten (unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung)	1.352.250 €	1.051.500 €	2.039.500 €	2.342.140 €	1.309.500 €	2.246.000 €
Inv. Anteil der Jahreskosten (unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung)	79.657 €/a	86.615 €/a	169.792 €/a	135.548 €/a	115.769 €/a	189.126 €/a
Betriebskosten (unter Berücksichtigung einer Minderung der Abwasserabgabe)	162.762 €/a	116.088 €/a	169.768 €/a	189.615 €/a	224.401 €/a	185.661 €/a
Jahreskosten (unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung und Minderung der Abwasserabgabe)	242.419 €/a	202.703 €/a	339.560 €/a	325.164 €/a	340.170 €/a	374.787 €/a
Bezugswassermenge	2.342.707 m ³ /a	2.342.707 m ³ /a	2.342.707 m ³ /a	2.359.084 m ³ /a	2.359.084 m ³ /a	2.342.707 m ³ /a
Spezifische Jahreskosten (unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung und Minderung der Abwasserabgabe)	0,10 €/m ³	0,09 €/m ³	0,14 €/m ³	0,14 €/m ³	0,14 €/m ³	0,16 €/m ³

8 Variantenbewertung

8.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Die Bewertung der Verfahren erfolgt anhand monetärer sowie nicht monetärer Bewertungsaspekte. Für die Bewertung der monetären Aspekte, werden die Investitionskosten und die laufenden Kosten der Varianten herangezogen. Die Investitionskosten und laufenden Kosten gehen mit 50 % und die monetären Aspekte ebenfalls mit 50 % in die Bewertung ein. Im Rahmen der Verfahrensbewertung wird eine mögliche Förderung des Landes NRW bezüglich der Investitionskosten berücksichtigt. Ebenfalls Berücksichtigung findet eine Verrechnung mit der Abwasserabgabe, wenn durch die neue Verfahrensstufe eine weitergehende Reduzierung der abwasserabgabenrelevanten Parameter im Kläranlagenablauf erreicht werden kann.

Die nicht monetären Bewertungsaspekte sind der nachfolgenden Auflistung zu entnehmen:

- Eliminationsleistung der betrachteten Mikroschadstoffe
- Verbesserung der Reinigungsleistung hinsichtlich CSB, AFS und Pges
- Flexibilität hinsichtlich zukünftiger Anforderungen (z.B. Desinfektion, P-Elimination)
- Möglichkeit des Mikroplastikrückhalts
- Stand der Technik und Wissenschaft
- Flächenbedarf der Varianten

Die Ermittlung von Punkten für die monetären Aspekte erhält die Variante mit den niedrigsten Jahreskosten 15 Punkte. Durch Multiplikation der maximal möglichen Punktzahl mit dem Verhältniswert aus niedrigsten Jahreskosten zu den Jahreskosten der zu bewertenden Variante werden die Punkte der anderen Varianten abgemindert. Die Punkte der Varianten ergeben sich wie folgt:

$$\text{Punkte Variante } x = 15 \text{ Punkte} * \text{JK}_{\min} / \text{JK}_{\text{Variante } x}$$

Bei den nicht monetären Bewertungsaspekten werden für die einzelnen Aspekten unterschiedlich hohe Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Aspekten unterschiedlich viel Bedeutung zumessen. Diese Wichtung ist gemeinsam mit dem Auftraggeber festgelegt worden und spiegelt demnach die Wichtigkeit der einzelnen Aspekte vor Ort wider. Die jeweils vergebenen Punkte werden zur Ermittlung der Gesamtpunktzahl der Varianten jeweils mit dem Wichtungsfaktor gewichtet und aufaddiert.

8.2 Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

In Tabelle 8-1 ist die Bewertungsmatrix für die einzelnen Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe dargestellt. Die höchste Punktzahl entspricht hier der besten Bewertung und umgekehrt.

Tabelle 8-1: Bewertungsmatrix für die Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung	Teilstrombehandlung									Vollstrombehandlung								
		Variante 1a			Variante 2a			Variante 2b			Variante 1b			Variante 3			Variante 4		
		GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Teilstrom)			Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich (Teilstrom)			Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)			GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs (Vollstrom)			PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Vollstrom)			PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)		
		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung	
Investitionskosten (netto)		2.704.500 €			2.103.000 €			4.079.000 €			4.684.280 €			2.619.000 €			4.492.000 €		
Investiver Anteil der Jahreskosten bezogen auf m³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,06 €/m³	14,7	2,2	0,06 €/m³	15,0	2,3	0,12 €/m³	7,7	1,2	0,11 €/m³	8,6	1,3	0,08 €/m³	11,5	1,7	0,14 €/m³	6,9	1,0
Betriebskosten bezogen auf m³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,08 €/m³	9,8	3,4	0,05 €/m³	15,0	5,3	0,08 €/m³	9,6	3,4	0,09 €/m³	8,5	3,0	0,10 €/m³	7,3	2,6	0,09 €/m³	8,7	3,0
Wertungspunkte Monetär	50%	5,6			7,5			4,5			4,3			4,3			4,1		
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	10%	Aufgrund Teilstrom etwas niedriger	10,0	1,0	Aufgrund Teilstrom etwas niedriger	10,0	1,0	Aufgrund Teilstrom etwas niedriger	10,0	1,0	Aufgrund Vollstrom höher	12,5	1,3	Aufgrund Vollstrom höher	12,5	1,3	Durch Rückführung der PAK in die Belebung wird prinzipiell der Vollstrom behandelt	12,5	1,3
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, Pges, Nges	5%	CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	15,0	0,8	Es wird keine Verbesserung erwartet	0,0	0,0	CSB Reduzierung 5 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	5,0	0,3	CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	15,0	0,8	CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	15,0	0,8	CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	15,0	0,8
Flexibilität hinsichtlich zukünftiger Anforderungen (z.B. Desinfektion, P-Elimination)	10%	Weitergehende P-Elimination möglich	10,0	1,0	Desinfektion möglich	10,0	1,0	Weitergehende P-Elimination und Desinfektion möglich	15,0	1,5	Weitergehende P-Elimination möglich	10,0	1,0	Weitergehende P-Elimination möglich	10,0	1,0	Weitergehende P-Elimination möglich	10,0	1,0
Möglichkeit des Mikroplastikrückhalts	10%	Durch Filtration gegeben	15,0	1,5	Nicht gegeben	0,0	0,0	Durch Filtration gegeben	15,0	1,5	Durch Filtration gegeben	15,0	1,5	Durch Filtration gegeben	15,0	1,5	Durch Filtration gegeben	15,0	1,5
Stand der Technik - Wissenschaft	10%	Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb	15,0	1,5	Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb	15,0	1,5	Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb	15,0	1,5	Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb	15,0	1,5	Geringe Erfahrungen zur PAK Dosierung in die Belebung vorhanden	5,0	0,5	Bereits Anlage großtechnisch im Betrieb (KA Lahr)	15,0	1,5
Flächenbedarf	5%	Mittlerer Flächenbedarf für Filtration notwendig	10,0	0,5	Geringer Flächenbedarf durch Nachbehandlung im Schönungsteich	15,0	0,8	Mittlerer Flächenbedarf für Filtration notwendig	10,0	0,5	Hoher Flächenbedarf für Filtration notwendig	5,0	0,3	Geringer Flächenbedarf für Filtration notwendig	15,0	0,8	Hoher Flächenbedarf durch zusätzliche Becken und Filtration	5,0	0,3
Wertungspunkte Technik	50%	6,3			4,3			6,3			6,3			5,8			6,3		
Gesamtpunkte	100%	11,9 Punkte			11,8 Punkte			10,8 Punkte			10,5 Punkte			10,0 Punkte			10,3 Punkte		

Bei dem Aspekt der Eliminationsleistung Mikroschadstoffe wird berücksichtigt, dass die unterschiedlichen Verfahren, aufgrund der unterschiedlichen behandelten Abwassermengen, eine andere Eliminationsleistung aufweisen. Bei dem Aspekt der Verbesserung der Reinigungsleistung wird davon ausgegangen, dass bei den Varianten in denen Aktivkohle zum Einsatz kommt eine Reduzierung der CSB-Konzentration um 10 mg/L realisierbar ist. Bei Verfahren mit Filtration wird ebenfalls davon ausgegangen, dass eine CSB-Reduzierung möglich ist. Hier wird von 5 mg/L ausgegangen, wobei bei den Verfahren die beides kombinieren, lediglich der höhere Wert von 10 mg/L angesetzt wird. Für die P_{ges} -Konzentration wird angenommen, dass diese durch nachgeschaltete Fällung, um 0,5 mg/L reduziert werden kann. Bei dem Bewertungsaspekt zur Flexibilität hinsichtlich zukünftiger Anforderungen wird berücksichtigt inwieweit schärfere Anforderungen an die Ablaufqualität mit der Stufe zur Mikroschadstoffelimination ebenfalls realisiert werden können. Dabei wird davon ausgegangen, dass Varianten mit Filtration hinsichtlich weitergehender P-Elimination Kapazitäten aufweisen und dass bei Varianten mit Ozon die Möglichkeit besteht, durch Zugabe höherer Ozondosen eine Desinfektion des Ablaufs zu realisieren. Auch findet in der Bewertungsmatrix der Aspekt des Mikroplastikrückhalts Beachtung. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei Varianten mit Filtration diese Möglichkeit generell besteht.

Die Verfahrensbewertung zeigt, dass bei den Teilstromvarianten bei den monetären Aspekten die Variante 2a „Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich“ die höchste Bewertung erhält. Bei den Vollstromvarianten erhalten für den monetären Bewertungsteil die Varianten 1b sowie 3 jeweils eine gleich hohe Punktzahl. In der Gesamtbewertung liegt die Variante 1a bei den Teilstromvarianten und bei den Vollstromvarianten die Variante 1b vorne. Die Rangfolge der Varianten getrennt für Teil- und Vollstrombehandlung stellt sich wie in Tabelle 8-2 aufgeführt dar.

Tabelle 8-2: Ranking der Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Ranking Teilstrom	Variante	
1.	Variante 1a	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs
2.	Variante 2a	Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich
3.	Variante 2b	Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich
Ranking Vollstrom	Variante	
1.	Variante 1b	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs
2.	Variante 4	PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration
3.	Variante 3	PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration

Nachfolgend wird die Verfahrensbewertung unter Berücksichtigung einer Förderung in Höhe von 50 % auf die Erstinvestitionskosten sowie eine Minderung der Abwasserabgabe durchgeführt. Es ergibt sich die in

Tabelle 8-3 aufgeführte Bewertung der Verfahren.

Tabelle 8-3: Bewertungsmatrix für die Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Teilstrombehandlung						Vollstrombehandlung					
		Variante 1a		Variante 2a		Variante 2b		Variante 1b		Variante 3		Variante 4	
		GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungssteichs (Teilstrom)		Ozon mit Nachbehandlung im Schönungssteich (Teilstrom)		Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungssteich (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)		GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungssteichs (Vollstrom)		PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Vollstrom)		PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration (Teilstrom, Filtration als Vollstrom)	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung (netto)		1.352.250 €		1.051.500 €		2.039.500 €		2.342.140 €		1.309.500 €		2.246.000 €	
Investiver Anteil der Jahreskosten (unter Berücksichtigung einer 50%-igen Förderung) bezogen auf m³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,03 €/m³	15,0 2,3	0,04 €/m³	13,8 2,1	0,07 €/m³	7,0 1,1	0,06 €/m³	8,9 1,3	0,05 €/m³	10,4 1,6	0,08 €/m³	6,3 0,9
Betriebskosten mit Berücksichtigung einer Minderung der Abwasserabgabe bezogen auf m³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,07 €/m³	10,7 3,7	0,05 €/m³	15,0 5,3	0,07 €/m³	10,3 3,6	0,08 €/m³	9,2 3,2	0,10 €/m³	7,8 2,7	0,08 €/m³	9,4 3,3
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%	6,0		7,3		4,6		4,6		4,3		4,2	
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	10%	Aufgrund Teilstrom etwas niedriger		Aufgrund Teilstrom etwas niedriger		Aufgrund Teilstrom etwas niedriger		Aufgrund Vollstrom höher		Aufgrund Vollstrom höher		Durch Rückführung der PAK in die Belebung wird prinzipiell der Vollstrom behandelt	
Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, Pges, Nges	5%	CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L		Es wird keine Verbesserung erwartet		CSB Reduzierung 5 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L		CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L		CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L		CSB Reduzierung 10 mg/L P-Reduzierung 0,5 mg/L	
Flexibilität hinsichtlich zukünftiger Anforderungen (z.B. Desinfektion, P-Elimination)	10%	Weitergehende P-Elimination möglich		Desinfektion möglich		Weitergehende P-Elimination und Desinfektion möglich		Weitergehende P-Elimination möglich		Weitergehende P-Elimination möglich		Weitergehende P-Elimination möglich	
Möglichkeit des Mikroplastikrückhalts	10%	Durch Filtration gegeben		Nicht gegeben		Durch Filtration gegeben		Durch Filtration gegeben		Durch Filtration gegeben		Durch Filtration gegeben	
Stand der Technik - Wissenschaft	10%	Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb		Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb		Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb		Bereits Anlagen großtechnisch im Betrieb		Geringe Erfahrungen zur PAK Dosierung in die Belebung vorhanden		Bereits Anlage großtechnisch im Betrieb (KA Lahr)	
Flächenbedarf	5%	Mittlerer Flächenbedarf für Filtration notwendig		Geringer Flächenbedarf durch Nachbehandlung im Schönungssteich		Mittlerer Flächenbedarf für Filtration notwendig		Hoher Flächenbedarf für Filtration notwendig		Geringer Flächenbedarf für Filtration notwendig		Hoher Flächenbedarf durch zusätzliche Becken und Filtration	
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%	6,3		4,3		6,3		6,3		5,8		6,3	
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	12,2 Punkte		11,6 Punkte		10,9 Punkte		10,8 Punkte		10,0 Punkte		10,5 Punkte	

Bei Vergleich mit der Bewertung ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe ändert sich die Rangfolge der Varianten für die Teilstrom- als auch für die Vollstrombehandlung nicht. In Tabelle 8-4 ist die Rangfolge der Varianten bei Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe aufgeführt.

Der Einfluss der Förderung von 50 % auf die Erstinvestitionen kommt insbesondere bei den Varianten zum Tragen, bei denen hohe Erstinvestitionskosten entstehen. Dies trifft z.B. auf die Varianten 1a und 1b zu, die sich dadurch bei der Bewertung der monetären Bewertungsaspekte verbessern.

Tabelle 8-4: Ranking der Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Ranking Teilstrom	Variante	
1.	Variante 1a	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs
2.	Variante 2a	Ozon mit Nachbehandlung im Schönungsteich
3.	Variante 2b	Ozon mit nachgeschalteter Tuchfiltration und Schönungsteich
Ranking Vollstrom	Variante	
1.	Variante 1b	GAK-Filtration auf Teilfläche des Schönungsteichs
2.	Variante 4	PAK in Kontaktbecken, Abtrennung in Sedimentationsbecken und Nachbehandlung in einer Tuchfiltration
3.	Variante 3	PAK ins Belebungsbecken mit Nachbehandlung in einer Tuchfiltration

Für die Gesamtbewertung zur Wahl des bestgeeignetsten Verfahrens zur Implementierung auf der Kläranlage Münster Am Loddenbach muss demnach unterschieden werden, welche Bedingungen bzw. Voraussetzungen die Stufe zur Mikroschadstoffelimination mit sich bringen sollte. Dabei wäre zu klären, welche Wassermenge in der Stufe zur Mikroschadstoffelimination behandelt werden soll und ob z.B. zukünftig durch eine Verschärfung der Überwachungswerte für die Kläranlage Münster Am Loddenbach eine Filtration notwendig wird.

9 Empfehlung

9.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Eine gesetzliche Verpflichtung zur Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen existiert derzeit noch nicht. Im Hinblick auf die Gewässerqualität kann ein Ausbau um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination jedoch auch heute schon sinnvoll sein. Für den Loddenbach liegt demnach eine Beeinflussung durch die Kläranlageneinleitung bezüglich der chemisch-physikalischen Qualität vor. Ebenso wurde im Rahmen eines Intensivmessprogramms des LANUV 2011-2013 auch ein Einfluss auf die biologische Qualität (Saprobienindex) festgestellt. Dies ist im Hinblick auf die geringe Wasserführung im Vergleich zum Volumenstrom der Kläranlageneinleitung nicht überraschend. Die deutlich größere Welse, in die der Loddenbach weniger Meter unterhalb der Kläranlageneinleitung in selbigen einmündet, weist jedoch auch einen unbefriedigenden ökologischen Zustand und einen nicht guten Zustand auf. Im Hinblick auf die unterhalb der Einmündung des Loddenbachs vorliegenden sensiblen Bereiche, wie einem wasserabhängigen FFH-Gebiet, Wasserschutzgebieten, gesetzlich geschützten Biotopen sowie dem Naturschutzgebiet Auwald Stapelskotten erscheint die Implementierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination als sinnvoll.

Die im Rahmen des erweiterten Monitorings festgestellten Überschreitungen der Bewertungskriterien im Kläranlagenablauf sind in Tabelle 9-1 zusammengefasst. Die Datenverdichtung hat die Ergebnisse weitestgehend bestätigen können.

Tabelle 9-1: Überschreitungen der Bewertungskriterien im Ablauf der Kläranlage im Rahmen des erweiterten Monitorings

	Einheit	UQN/ Orientierungswert/ präventiver Vorsorgewert	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage
			21.-22.03.2017	22.-23.03.2017
			Trockenwetter	Trockenwetter
Carbamazepin	ng/L	500	570	560
Ciprofloxacin	ng/L	36	210	180
Clarithromycin	ng/L	100	670	510
Diclofenac	ng/L	50	3600	3400
Valsartan	ng/L	100	12000	11000
Losartan	ng/L	100	250	240
Candesartan	ng/L	100	2700	2800
Gabapentin	ng/L	100	7800	7800
Sotalol	ng/L	100	260	290
Guanylharnstoff	ng/L	100	4300	4400
Acesulfam K	ng/L	100	1000	930
Amidotrizoesäure	ng/L	100	1000	1000
Iopromide	ng/L	100	83	500

Zudem sind in Tabelle 9-2 die Überschreitungen der Gewässerkonzentrationen der Welse inklusive der Bewertung im Hinblick auf die Bewertungskriterien dargestellt.

Tabelle 9-2: Überschreitungen der im Gewässer Werse gemessenen Substanzen

	Einheit	UQN/ Orientierungswert/ präventiver Vorsorgewert	Werse oh Einleitung Loddenbach	Werse uh Einleitung Loddenbach	Werse oh Einleitung Loddenbach	Werse uh Einleitung Loddenbach
Clarithromycin	ng/L	100	120	160	130	120
Diclofenac*	ng/L	50	150	310	160	410
Valsartan	ng/L	100	1700	3200	1.300	3.500
Candesartan	ng/L	100	2100	2200	2.000	2.700
Gabapentin	ng/L	100	3000	4200	2.900	4.400
Metformin	ng/L	100	560	500	680	580
Amidotrizoesäure	ng/L	100	3.400	3.000	3.500	2.900
Iopromide	ng/L	100	1.900	2.100	1.900	1.800

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Einmündung des Loddenbachs und der Konzentrationsänderung unterhalb der Einmündung kann nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Es wird jedoch deutlich, dass bei einigen der Gewässerkonzentrationen nach der Einmündung eine Erhöhung festgestellt werden konnte. Für einige der Substanzen liegen jedoch die Konzentrationen im Kläranlagenablauf höher als die Gewässerkonzentrationen, sodass davon ausgegangen werden kann, dass durch die Kläranlageneinleitung eine Erhöhung der Gewässerkonzentrationen resultiert.

Es ist davon auszugehen, dass die Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination die Ablaufqualität der Kläranlage Münster Am Loddenbach verbessert und dies daher als freiwillige Maßnahme aus Gewässersicht zu befürworten wäre. Ein Ausbau um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination würde zurzeit auf freiwilliger Basis erfolgen.

9.2 Verfahrensempfehlung

Eine eindeutige Empfehlung einer Verfahrensvariante ist für die Kläranlage Münster Am Loddenbach auf Grundlage dieser Studie nur bedingt möglich. Vielmehr hängt die Festlegung auf eine Verfahrensvariante von den Rahmenbedingungen Vollstrom- oder Teilstrombehandlung ab und ob eine Filtration notwendig ist oder nicht. Dazu wurde im Rahmen der Verfahrensempfehlung der Entscheidungsbaum aus Abbildung 9-1 herangezogen.

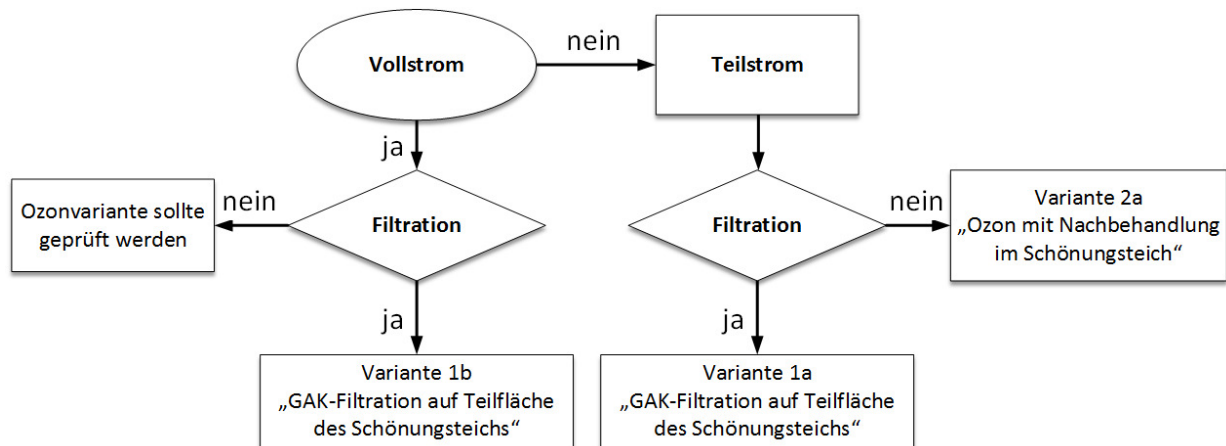


Abbildung 9-1: Entscheidungsbaum zur Variantenauswahl für die Kläranlage Münster Am Loddenbach ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Auf Grundlage der Bewertung in Kapitel 8 wird ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe bei einer Notwendigkeit einer Filtration sowohl für die Teil- als auch für die Vollstrombehandlung die Variante 1a bzw. 1b „GAK-Filtration“ empfohlen.

Wenn keine Filtration notwendig ist, wird empfohlen, bei Notwendigkeit einer Vollstrombehandlung zusätzlich zu den in dieser Studie betrachteten Verfahrensvarianten auch die Variante der Ozonung mit Nachbehandlung im Schönungsteich zu betrachten. Für die Teilstrombehandlung ohne Notwendigkeit einer Filtration wird die Variante 2a „Ozonung mit Nachbehandlung im vorhandenen Schönungsteich“ empfohlen.

Wenn eine 50 %-ige Förderung gewährt werden kann und zudem die Minderung der Abwasserabgabe angestrebt wird, wird bei Notwendigkeit einer Filtration für die Teil- als auch für die Vollstrombehandlung die Implementierung einer GAK-Filtration und für den Fall das keine Filtration notwendig ist und bei einer geforderten Vollstrombehandlung die Prüfung der Ozonung mit Nachbehandlung im Schönungsteich empfohlen. Für die Teilstrombehandlung ergibt sich entsprechend der Bewertung im Rahmen dieser Studie ebenfalls die Umsetzung der GAK-Filtration.

Um die im Rahmen dieser Studie zugrunde gelegten Randbedingungen bzw. die Annahmen zu verifizieren, wird empfohlen vor der großtechnischen Umsetzung der GAK-Filtration die folgenden Untersuchungen durchzuführen:

- Labor-Säulenversuche, auch Kleinsäulenschnellfiltertests RSSCT – Rapid Small Scale Column Test genannt, zur Auswahl der bestgeeignetsten granulierten Aktivkohle
- Halbtechnische Filtersäulenversuche mit gleicher Filterbetthöhe wie für die großtechnische Umsetzung vorgesehen, zur Untersuchung der in den Kleinsäulenschnellfiltertests ausgewählten GAK. Dabei können die gewählte Standzeit und das Bettvolumen verifiziert werden.

Sollte die Ozonung als großtechnische Anlage in Betracht kommen, empfehlen wir die Verifizierung der zur Auslegung der Ozonanlage notwendigen Randbedingungen, z.B. in einer 2-wöchigen Messphase. Insbesondere von Relevanz ist dabei die Verifizierung der im Rahmen dieser Studie durchgeführten Bestimmung der Bromidkonzentration, die relativ hohe Konzentrationen von maximal 290 µg/L ergab (siehe dazu Kapitel 4.5) bzw. die Ermittlung des Bromatbildungspotenzials. Empfohlen werden demnach die folgenden Untersuchungen:

- Ermittlung der DOC- und Bromidkonzentrationen sowie in einem kleinerem Umfang die Bestimmung des Bromatbildungspotenzials unter Zugabe verschiedener spezifischer Ozonkonzentrationen
- Ozonzehrungsversuche mit verschiedenen Ozonkonzentrationen zur Ermittlung der Ozonzehrungszeit

Bei der weiteren Vorgehensweise sollte berücksichtigt werden, dass eine Förderung über „ResA II – Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“ nur möglich ist, wenn es sich dabei um eine freiwillige Maßnahme handelt. Diese Förderung in Höhe von maximal 50 % auf die Erstinvestitionskosten ist ab Antragsjahr 2020 möglich. Bei einer Antragsstellung vor 2020 könnte eine Förderung von bis zu 70 % gewährt werden.

10 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. Bundesamt für Umwelt. Bern (Umwelt-Wissen, 1214). Online verfügbar unter http://www.sib.admin.ch/fileadmin/_migrated/content_uploads/UW-1214-D_Mikroverunreinigungen.pdf.
- ARGE TP 10 (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht, Phase 1. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf.
- ARGE TP 6 (2014): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht, Phase 2. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- ARGE TP 9 (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren. Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf.
- ARW (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. ARW, AWWR, AWBR, DVGW, ATT UND AWE. Online verfügbar unter <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.
- ATV (1997): Mechanische Abwasserreinigung. 4. Aufl. Berlin: Ernst (ATV-Handbuch).
- Barjenbruch, M.; Firk, W. (2014): Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61 (10), S. 861–875.
- Bornemann, C.; Pinnekamp, J. (2012): MIKROFLOCK: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. ARGE "Forschung Spurenstoffe NRW".
- Donau Carbon (2015): Aktivkohle und ihre Anwendung. Donau Carbon GmbH & Co. KG,. Online verfügbar unter <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx>.
- DSADS (2016): Den Spurenstoffen auf der Spur. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands. Online verfügbar unter www.dsads.de.
- DWA (2011): Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Mai 2011. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V (DWA-Regelwerk : A, Arbeitsblatt, Mai 2011 // 202).
- DWA (2014): Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Juni 2014. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 368).
- EAWAG (2009): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. 3. Zwischenbericht. Dübendorf.
- ELWAS-WEB (2017): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung. Online verfügbar unter www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf.
- GeoBasis-DE/BKG (2009): Kartendaten. Online verfügbar unter www.google.de/maps.

Götz, C.; Kase, R.; Ort, C.; Singer, H.; Bergmann, S. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. gefördert durch MKULNV.

Götz, C.; Otto, J.; Singer, H. (2015): Überprüfung des Reinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffe. In: *Aqua&Gas* (2), S. 34–40.

Herbst, H.; Hilbig, R. (2013): Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf.

Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden. Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse. In: E. Hoffmann (Hg.): Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage, Bd. 141.

Herbst, H.; Maus, C. (2013): Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg. Machbarkeitsstudie. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf.

Hoigné, J. (1988): The Chemistry of Ozone in Water. In: Samuel Stucki (Hg.): Process Technologies for Water Treatment. Boston, MA: Springer (Earlier Brown Boveri Symposia), S. 121–141.

KOM-M.NRW (2015a): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KOM-M.NRW (2015b): Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/>.

KOM-M.NRW (2015c): Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KOM-M.NRW (2015d): Projektsteckbriefe. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

KOM-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KomS-BW (2015a): Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/>.

KomS-BW (2015b): Pulverisierte Aktivkohle. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/>.

KVR-Leitlinien (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. Aufl. Hg. v. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

Mecana (2017): Innovative Feststoffentnahme mit textilen Filtermedien. Online verfügbar unter www.mecana.ch/images/sampled/PDF/Downloads/PCMF_englisch/Deutsch/Polstofffiltration_Broschüre_0715A_klein.pdf.

Metzger, S.; Rößler, A.; Kapp H. (2012): Erweiterung des Klärwerks Mannheim um eine Adsorptionsstufe zur Verbesserung der Abwasserreinigung - Spurenstoffbericht. Hochschule Biberach. Online verfügbar unter www.koms-bw.de/pulsepro/data/img/uploads/Adsorptionsstufe_Spurenstoffbericht.pdf.

Metzger, Steffen (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. [Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen]. München: Oldenbourg Industrieverl.

Metzger, Steffen; Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Fachtagung, 28.10.2008.

Micropoll (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU. Schweiz. Online verfügbar unter http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf.

Micropoll (2013): Projektsteckbrief Ozonung St. Pourcain. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf.

Micropoll (2015a): Dichte Membranen. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/>.

Micropoll (2015b): Schweiz - VSA Micropoll. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/>.

MKULNV (2014): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 - Flussgebiete NRW. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).

Neef, J. (2016): Untersuchungen zur simultanen Anwendung von Pulveraktivkohle. KomS-Technologieforum Spurenstoffe. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Lahr, 2016.

Schröder, H.; Gebhardt, W.; Hayashi, D.; Chittka, U.; Pinnekamp, J. (2010): Die Elimination perfluorierter Tenside (PFT) bei der Abwasserreinigung unter Einsatz weitergehender physikalisch-chemischer Verfahren. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall* (57 (4)). DOI: 10.3242/kae2010.04.003.

Schwentner, G.; Schröder M. (Hg.) (2010): Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser: Pinnekamp, J., Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (220).

Stalter, Daniel; Magdeburg, Axel; Oehlmann, Jorg (2010a): Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. In: *Water research* 44 (8), S. 2610–2620. DOI: 10.1016/j.watres.2010.01.023.

Stalter, Daniel; Magdeburg, Axel; Weil, Mirco; Knacker, Thomas; Oehlmann, Jorg (2010b): Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. In: *Water research* 44 (2), S. 439–448. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.025.

Stoll, Jean-Marc; Frank, Kerstin; Arx, Deborah von; Thomann, Michael; Obrecht, Johanna; Sobaszkie-wicz, Markus et al. (2015): PAK im Belebtschlammbecken - Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken. UMTEC Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/03_Aktivkohle/150218_Abschlussbericht_Mikro_Pak.pdf, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

Streicher, Judith; Ruhl, Aki Sebastian; Gnirss, Regina; Jekel, Martin (2016): Where to dose powdered activated carbon in a wastewater treatment plant for organic micro-pollutant removal. In: *Chemosphere* 156, S. 88–94. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.04.123.

Tchobanoglous, George; Burton, Franklin L.; Stensel, H. David (2003): Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4th ed. Boston: McGraw-Hill (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering).

Umweltbundesamt (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. ISSN 1862-4804. Dessau-Roßlau (Texte, 66).

WABAG (2014): Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung. WABAG Wassertechnik AG. Online verfügbar unter http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf.

Wittmer, A.; Ramisberger, M.; Böhler, M.; Heisele, A.; Siegrist, H.; Hollender, J. et al. (2013): UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung. Labor- und halbttechnische Pilotversuche. Schlussbericht. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU. EAWAG. Dübendorf (85341). Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/02_Ozonung/2013_UV-Regelung_Ozonung.pdf.

Zimmermann, S. (2011): Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation. Dissertation. ETH, Zürich.