

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Zentralkläranlage Lippstadt

Abschlussbericht

Stadtentwässerung Lippstadt AÖR

Impressum

Auftraggeber: Stadtentwässerung Lippstadt AöR

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

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

Bearbeitungszeitraum: Mai 2017 - Dezember 2017

		Seite
Inhaltsverzeichnis		
1	Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
2	Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination	2
3	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Zentralkläranlage Lippstadt	4
3.1	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers	4
3.2	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	5
4	Abwasseranalyse und Auslegungswerte	8
4.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	8
4.2	Standardabwasserparameter	10
4.3	Mikroschadstoffe	10
4.3.1	Bewertungsmaßstab	10
4.3.2	Ergebnisse und Bewertung der Untersuchungen	14
4.3.3	Vergleich der Analytikergebnisse mit den Messungen aus 2012	19
4.4	Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung	19
4.5	Auslegungswassermenge	21
4.6	Eliminationsraten	23
5	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	24
5.1	Übersicht	24
5.2	Oxidative Verfahren	25
5.2.1	Ozonung	25
5.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	28
5.3	Adsorptive Verfahren	28
5.3.1	Grundlagen	28
5.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	29
5.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	31
5.4	Physikalische Verfahren	35
5.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	36
5.5.1	Ozonung	36
5.5.2	Adsorptive Verfahren	36
6	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	38
6.1	Auswahl der Varianten	38
6.1.1	Einleitung	38

	Seite	
6.1.2	Strukturelle Randbedingungen auf der Zentralkläranlage Lippstadt	38
6.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	39
6.1.4	Auswahl der zu betrachtenden Varianten	41
6.2	Variante 1: PAK-Dosierung in separate Adsorptionsstufe und Tuchfiltration	42
6.2.1	Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt	42
6.2.2	Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken	44
6.2.3	Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage	44
6.2.4	Fällmitteldosierung	45
6.2.5	Auslegung der Tuchfiltration	45
6.3	Variante 2: GAK-Filtration	46
6.3.1	Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt	46
6.3.2	Auslegung der GAK-Filtration	47
6.3.3	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	48
6.3.4	Auslegung der Spül- und Schlammwasserspeicher	48
6.4	Variante 3: Ozonung und biologische Nachbehandlung im Wirbelbett	48
6.4.1	Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt	48
6.4.2	Ozonerzeugung	49
6.4.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	50
6.4.4	Kontaktreaktor und Nachbehandlung	50
7	Kostenermittlung	52
7.1	Grundlagen	52
7.1.1	Berechnungsmethode	52
7.1.2	Annahmen zur Betriebskostenberechnung	52
7.2	Zusammenstellung der Kostenschätzungen	53
7.3	Vergleich der Kostenschätzungen für die Varianten	56
7.4	Vergleich der Kostenschätzungen unter Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	56
8	Variantenbewertung	58
8.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	58
8.2	Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	59
9	Empfehlung	61
9.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	61
9.2	Verfahrensempfehlung	62
10	Literaturverzeichnis	64
11	Anhang	68

	Seite
Abbildungsverzeichnis	
Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene	3
Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand der Lippe im Bereich der Einleitung der Zentralkläranlage Lippstadt (ELWAS-WEB 2017)	4
Abbildung 3-2: Chemischer Zustand der Lippe im Bereich der Einleitung der Zentralkläranlage Lippstadt (ELWAS-WEB 2017)	5
Abbildung 3-3: Fließschema der Kläranlage Lippstadt	6
Abbildung 4-1: Probenahmestellen ober- und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Lippstadt	10
Abbildung 4-2: Ergebnisse des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mgO ₃ /L der Probe vom 26.09.2017	20
Abbildung 4-3: Ergebnisse des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mgO ₃ /L der Probe vom 29.09.2017	20
Abbildung 4-4: Wassermengen Q _{T,h} und Q _h des Zeitraums 01/2014-11/2016	22
Abbildung 4-5: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge 2016	23
Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	24
Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2016)	25
Abbildung 5-3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	26
Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2016)	29
Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (nach KOM-M.NRW, 2016)	32
Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (nach KOM-M.NRW, 2016)	33
Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule (nach KOM-M.NRW, 2016)	33
Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach KOM-M.NRW, 2016)	34
Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (nach KOM-M.NRW, 2016)	34
Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Zentralkläranlage Lippstadt (Stadtentwässerung Lippstadt 2017)	38
Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf der Zentralkläranlage Lippstadt im Bereich Belebungsbecken - Ablauf	39
Abbildung 6-3: Längs- und Querschnitt eines Tuchfilters (Scheibenfilter) des Herstellers Mecana (Mecana 2017)	42
Abbildung 6-4: Darstellung des Filtrationsprozesses und des Absaugvorgangs zur Reinigung der Filtertücher (Mecana 2017)	43
Abbildung 6-5: Skizze des Lageplans der Variante 1 auf der Kläranlage Lippstadt	43

Abbildung 6-6: Fließbild der Variante 1	Seite 45
Abbildung 6-7: Skizze der möglichen Einbindung der Variante 2 in die Prozessabfolge auf der Kläranlage Lippstadt	46
Abbildung 6-8: Skizze des Lageplans der Variante 2 auf der Kläranlage Lippstadt	47
Abbildung 6-9: Skizze des Lageplans der Variante 3 auf der Kläranlage Lippstadt	49
Abbildung 6-10: Einbindung der Variante 3 in die Prozessabfolge auf der Zentralkläranlage Lippstadt	51

	Seite
Tabellenverzeichnis	
Tabelle 3-1: Kenndaten, Überwachungswerte sowie erklärte Werte der Kläranlage Lippstadt (Bezirksregierung Arnsberg 2017; ELWAS-WEB 2017)	5
Tabelle 4-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des erweiterten Monitorings für den Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie für das Gewässer	8
Tabelle 4-2: Substanzspektrum der Datenverdichtung	9
Tabelle 4-3: Daten und Art der Probenahme der Beprobung der Kläranlage und des Gewässers	9
Tabelle 4-4: Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf als Mittelwerte und 85-Percentile aus den Betriebstagebüchern der Jahre 2014 bis 2016	10
Tabelle 4-5: Zielwerte der im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie analysierten Mikroschadstoffe (MKULNV 2014; LANUV 2017)	11
Tabelle 4-6: Fortsetzung von Tabelle 4-5: Zielwerte der im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie analysierten Mikroschadstoffe (MKULNV 2014; LANUV 2017)	12
Tabelle 4-7: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-5	13
Tabelle 4-8: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer (ZW: Zielwert)	13
Tabelle 4-9: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer vor und nach Einleitung der Kläranlage mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen	15
Tabelle 4-10: Fortsetzung Tabelle 4-9: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer vor und nach Einleitung der Kläranlage mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen	16
Tabelle 4-11: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des erweiterten Monitorings	17
Tabelle 4-12: Fortsetzung Tabelle 4-11: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des erweiterten Monitorings	18
Tabelle 4-13: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des Monitorings zur Datenverdichtung	18
Tabelle 4-14: Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen 2012 und der Datenverdichtung im Rahmen dieser Studie	19
Tabelle 4-15: Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung im Rahmen des erweiterten Monitorings bei Regenwetter (RW) und Trockenwetter (TW)	19
Tabelle 4-16: Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter	23
Tabelle 5-1: Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW 2015b)	30
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)	35
Tabelle 6-1: Eliminierbarkeit der Substanzen des Monitorings zur Datenverdichtung mit den Verfahren Aktivkohle und Ozon	40

	Seite
Tabelle 6-2: Übersicht über die möglichen Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten	41
Tabelle 7-1: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten für Variante 1	53
Tabelle 7-2: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 1	54
Tabelle 7-3: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2	54
Tabelle 7-4: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 2	55
Tabelle 7-5: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 3	55
Tabelle 7-6: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 3	55
Tabelle 7-7: Zusammenfassung der Investitionskosten, investiver Anteile der Jahreskosten und laufender Kosten für die Varianten 1 bis 3	56
Tabelle 7-8: Vergleichende Darstellung der Kosten bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung der Investitionskosten und einer Minderung der Abwasserabgabe	57
Tabelle 8-1: Bewertung der Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	59
Tabelle 8-2: Ranking der Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	60
Tabelle 8-3: Bewertung der Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe	60
Tabelle 9-1: Überschreitungen der Bewertungskriterien beim erweiterten Monitoring des Ablaufs der Kläranlage	61
Tabelle 11-1: Verwendete Normen bei der Analytik der Basisparameter und weiterer Parameter.	68
Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter	69
Tabelle 11-3: Fortsetzung von Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter	70
Tabelle 11-4: Fortsetzung von Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter	71
Tabelle 11-5: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Trockenwetter	72
Tabelle 11-6: Fortsetzung von Tabelle 11-5: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Trockenwetter	73
Tabelle 11-7: Ergebnisse der Gewässeruntersuchungen	74
Tabelle 11-8: Fortsetzung von Tabelle 11-7: Ergebnisse der Gewässeruntersuchungen	75

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 unschädlichen 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.

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. Diese könnten zum einen erforderlich werden, da ein nicht Erreichen des guten ökologischen Zustands des Gewässers in das eingeleitet wird, vielfach auf Überschreitungen der im Anhang D 4 des Leitfadens zur Gewässerüberwachung vorgegebenen Orientierungswerte für Mikroschadstoffe zurückgeführt wird. Zum anderen könnte zukünftig die Liste der prioritären Stoffe um Substanzen aus der Gruppe der Pharmaka ergänzt werden. Auch für die Zentralkläranlage Lippstadt können, aufgrund des derzeitigen Zustands der Lippe, zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.

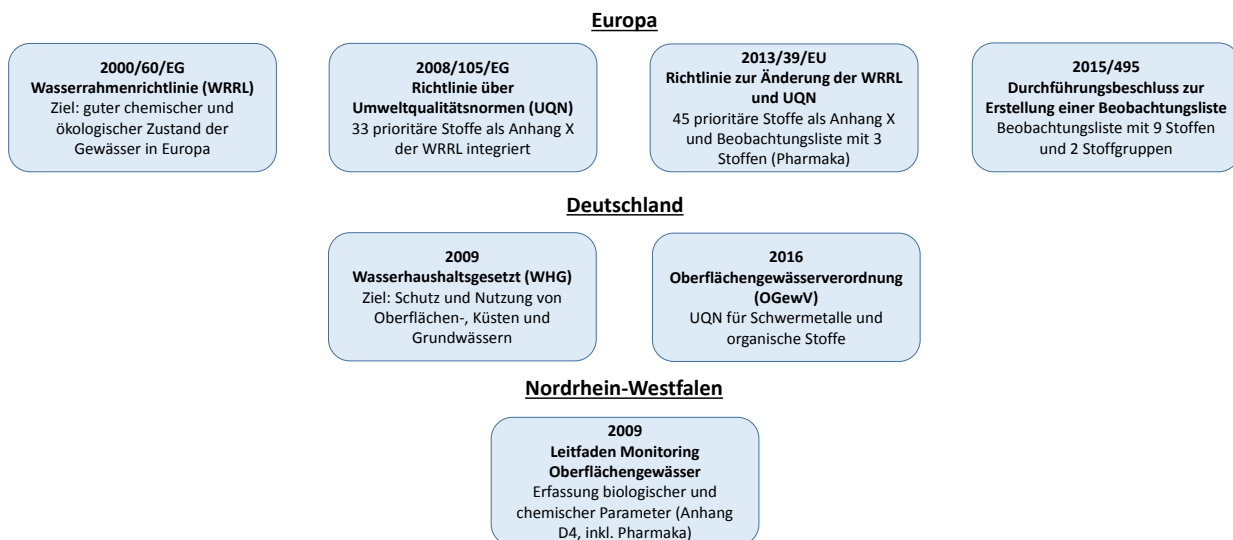


Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene

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 Zentralkläranlage Lippstadt

3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Die kommunale Kläranlage Lippstadt liegt im Regierungsbezirk Arnsberg westlich von Lippstadt. Der Kläranlage fließen aus zwei getrennten Zulaufsammlern die Abwässer der Kernstadt Lippstadt, die im Trennsystem mit einer Kanallänge von ca. 540 km entwässert wird und aus den westlichen Stadtteilen, die im Mischsystem mit einer Kanallänge von ca. 60 km entwässert werden, zu.

Als Indirekteinleiter, die über den öffentlichen Kanal Abwasser zur Kläranlage leiten, sind zwei Krankenhäuser sowie ein lebensmittelverarbeitender Betrieb zu nennen, der zur Desinfektion seiner Anlagen biozide Stoffe einsetzt. Dessen eingeleiteter Wasservolumenstrom ist jedoch als vergleichsweise gering einzustufen (ca. 20 m³/h). Als Indirekteinleiter leiten zudem einige metallverarbeitende Betriebe ihr Abwasser zur Kläranlage.

Das in der Kläranlage gereinigte Abwasser wird in die Lippe eingeleitet. Laut ELWAS-WEB (2017) wurde der ökologische Zustand der Lippe im Rahmen des 3. Monitoringzyklus 2012-2014 im Bereich der Kläranlageneinleitung als mäßig eingestuft (siehe Abbildung 3-1).

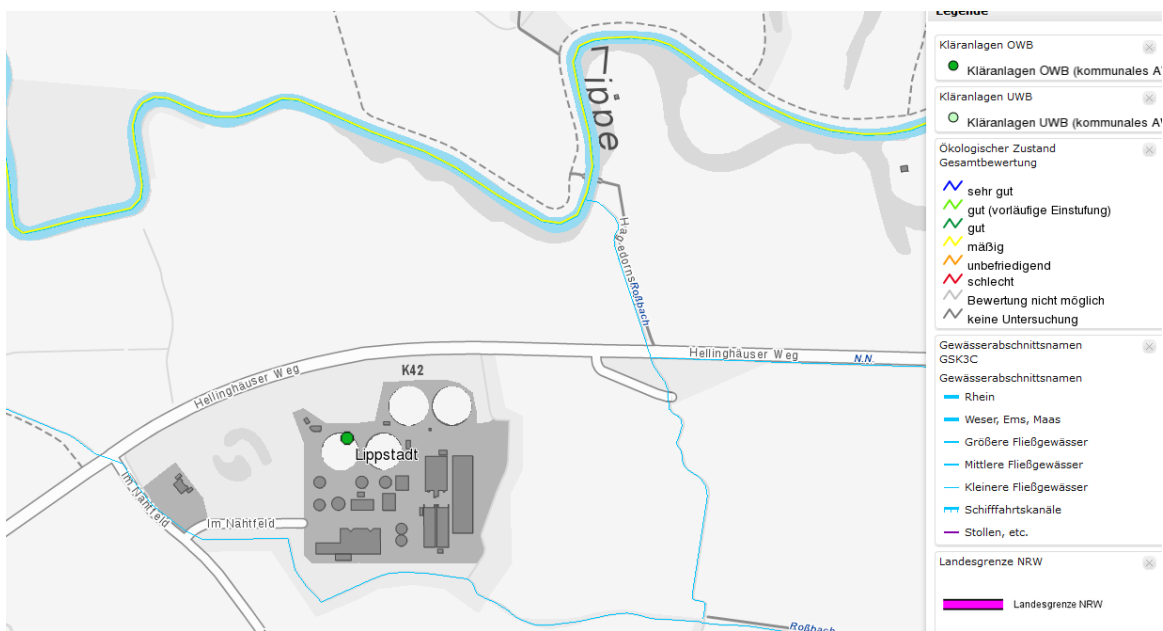


Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand der Lippe im Bereich der Einleitung der Zentralkläranlage Lippstadt (ELWAS-WEB 2017)

Der Gesamtbewertung des chemischen Zustandes wird als nicht gut bezeichnet (siehe Abbildung 3-2). Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) der Lippe beträgt an der Einleitstelle 6.079 L/s (ELWAS-WEB 2017). Mit einem $Q_{T(Spitze)}$ von 1.512 m³/h (420 L/s) beträgt die Kläranlageneinleitung am MNQ der Lippe ca. 7 %.

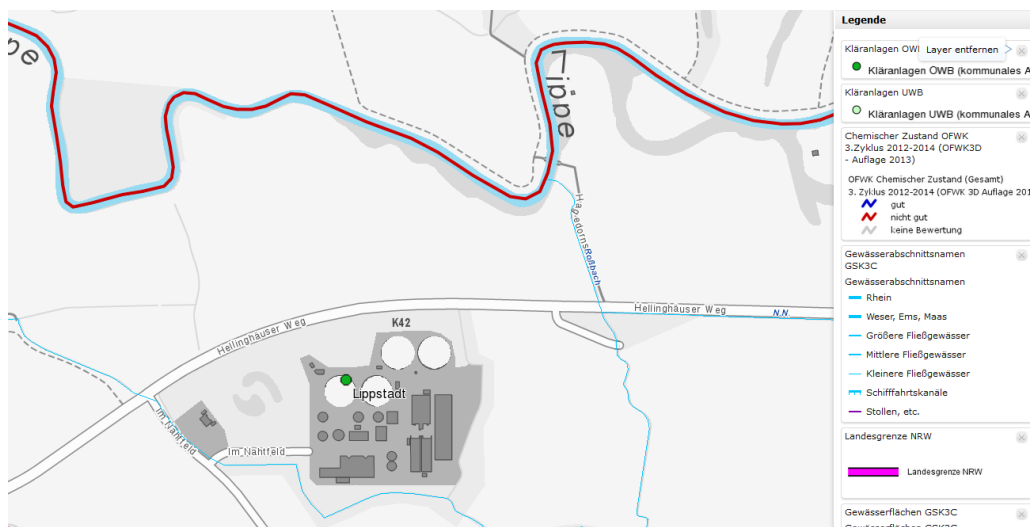


Abbildung 3-2: Chemischer Zustand der Lippe im Bereich der Einleitung der Zentralkläranlage Lippstadt (ELWAS-WEB 2017)

3.2 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Die seit 1986 in Betrieb befindliche Kläranlage Lippstadt hat eine Ausbaugröße von 130.000 Einwohnerwerten (EW). Derzeit sind ca. 90.000 EW an die Kläranlage angeschlossen. Sie ist damit zu ca. 70 % ausgelastet. Nach Abwasserverordnung (AbwV) ist sie der Größenklasse 5 (>100.000 EW) zuzuordnen. Es gelten die in Tabelle 3-1 aufgeführten Überwachungswerte und erklärten Werte bzw. mit der Einleitungserlaubnis vom 27.10.2017 festgelegten Betriebswerte, die als Jahresmittelwerte einzuhalten sind, jedoch keine Auswirkungen auf die Abwasserabgabenhöhe haben.

Tabelle 3-1: Kenndaten, Überwachungswerte sowie erklärte Werte der Kläranlage Lippstadt (Bezirksregierung Arnsberg 2017; ELWAS-WEB 2017)

Kennwert	Einheit	Wert	
Einwohnerwerte (Ausbaugröße)	EW	130.000	
Größenklasse nach AbwV	-	5	
Tagesabwassermenge Q_T	m ³ /d	21.168	
Trockenwetterzufluss Spitze	m ³ /h	1.512	
Regenwetterzufluss Q_M	m ³ /h	2.728	
Überwachungswerte (Betriebswerte)			erklärte Werte (01.01.2018)
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/L	55	44
Stickstoff gesamt N_{ges}	mg/L	13*	6
Ammoniumstickstoff NH_4-N	mg/L	6* (1,0)	-
Phosphor gesamt P_{ges}	mg/L	1 (0,4)	-

*Diese Anforderung gilt bei einer Abwassertemperatur von 12°C und größer im Ablauf des biologischen Reaktors der Abwasserbehandlungsanlage

Die Kläranlage Lippstadt ist als einstufige Abwasserbehandlungsanlage errichtet. Das nachfolgende Verfahrensschema (Abbildung 3-3) zeigt die verfahrenstechnischen Stufen der Kläranlage.

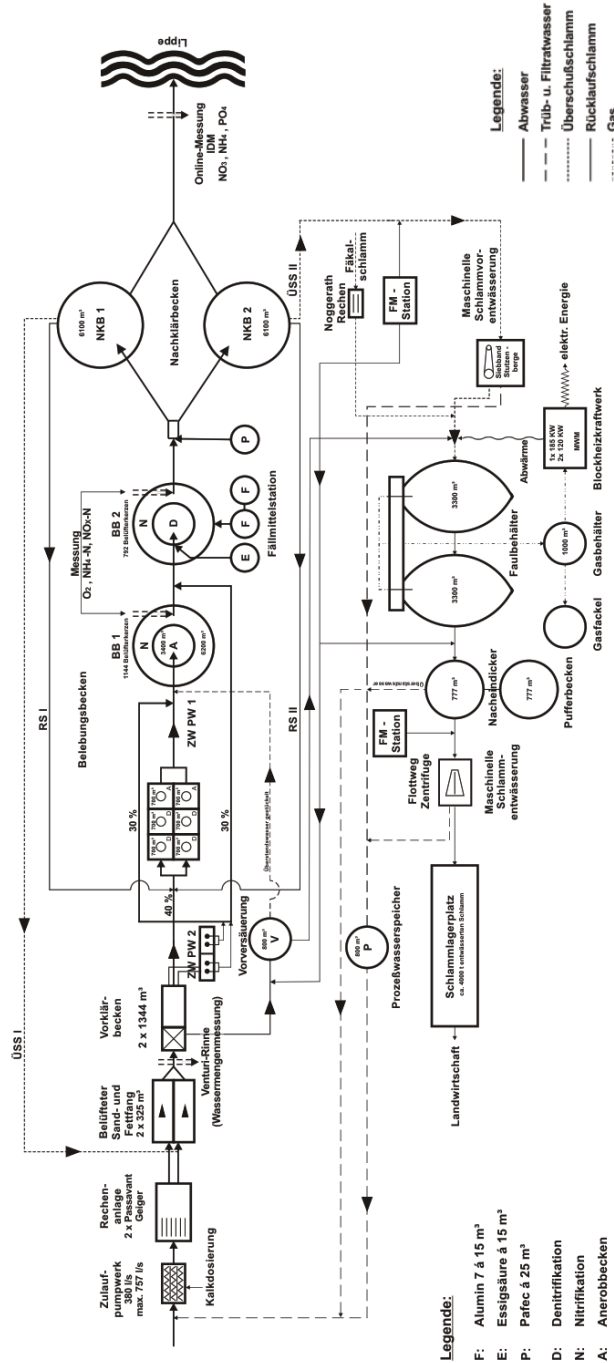


Abbildung 3-3: Fließschema der Kläranlage Lippstadt

Das Abwasser durchfließt zunächst einen Rechen und einen Sand- und Fettfang. Im Anschluss daran wird es der zweistraßigen Vorklärung zugeleitet. Die mechanische Stufe ist wie folgt ausgeführt:

- Rechenanlage zweistraßiger Feinrechen
 Stababstand = 6 mm
- Sand- und Fettfang 2 Kammern
 Beckenvolumen jeweils 325 m³
- Vorklärung zweistraßig
 Beckenvolumen jeweils 1.344 m³

Die biologische Stufe der Kläranlage ist als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt. Es besteht ebenfalls die Möglichkeit eine biologische Phosphorelimination durchzuführen. Zunächst durchfließt das Abwasser die zweistraßige vorgeschaltete Denitrifikation, die aus jeweils 3 hintereinander durchflossenen Rechteckbecken besteht. Darauf folgen als Kaskadenbecken betriebene Rundbecken mit jeweils einer innenliegenden Denitrifikations- und einer außenliegenden Nitrifikationszone. Zur Abtrennung des Belebtschlammes vom Abwasser dienen die zwei runden Nachklärbecken. Zur Phosphatfällung wird neben der Möglichkeit der biologischen Phosphorelimination auch eine simultane chemische Phosphatfällung betrieben. Nach der Reinigung wird das Abwasser über das Einleitbauwerk dem Gewässer Lippe zugeleitet.

- Belebung zweistraßig jeweils 3 vorgeschaltete Denitrifikationsbecken
 Beckenvolumen jeweils 700 m³
 2 kaskadierte Rundbecken
 Beckenvolumen jeweils 9.600 m³
- Nachklärung 2 Rundbecken
 Beckenvolumen jeweils 6.100 m³

Der während der Abwasserreinigung anfallende Primär- und Überschussschlamm wird anaerob stabilisiert. Dazu wird der Schlamm zunächst vorentwässert und dann gemeinsam in den beiden Faulbehältern anaerob behandelt. Der ausgefaulte Schlamm wird im Nacheindicker statisch eingedickt und anschließend in einem Dekanter entwässert. Derzeit befindet sich auf dem Gelände der Kläranlage eine Klärschlamm-trocknung im Bau, die ermöglichen soll, den Klärschlamm zukünftig ausschließlich thermisch zu verwerten.

4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

4.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

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

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Hier liegen die Daten für die Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtstickstoff (N_{ges}), Nitritstickstoff (NO₂-N), Nitratstickstoff (NO₃-N), anorganischer Stickstoff (N_{anorg}), Ammoniumstickstoff (NH₄-N), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) und Phosphat-Phosphor (PO₄-P) vor.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die Auswahl beruht auf den Empfehlungen nach KOM-M.NRW (2016). Mikroschadstoffe aus verschiedenen Substanzgruppen (z. B. Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite, Pestizide, Korrosionsschutzmittel, Röntgenkontrastmittel, Moschusduftstoffe, perfluorierte Substanzen und Süßstoffe) werden dieser Gruppe zugeordnet. Zudem wurden auf Wunsch der Bezirksregierung neben diesen Substanzen zusätzlich Bezafibrat, Glyphosat und AMPA analysiert. Die Analytik umfasst dabei entsprechend den Empfehlungen zur Durchführung einer Machbarkeitsstudie (KOM-M.NRW 2016, 2015b) ein erweitertes Monitoring mit den in Tabelle 4-1 untersuchten Substanzen im Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie im Gewässer und eine Analytik zur Datenverdichtung mit einem reduzierten Substanzspektrum im Zu- und Ablauf der Kläranlage.

Tabelle 4-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des erweiterten Monitorings für den Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie für das Gewässer

Stoffgruppe	Parameter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat, Candesartan, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Guanylharnstoff, Ibuprofen, Losartan, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol und Valsartan
Pestizide	AMPA, Flufenacet, Glyphosat, Isoproturon, Mecoprop, Propiconazol, Tebuconazol und Terbutryn
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 Datenverdichtung wurde ein reduziertes Spektrum an Substanzen mit der Bezirksregierung abgestimmt. Eine Auflistung ist in Tabelle 4-2 gegeben.

Tabelle 4-2: Substanzspektrum der Datenverdichtung

Stoffgruppe	Parameter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Candesartan, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Gabapentin, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol und Valsartan
Pestizide	Terbutryn
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol

Die Beprobung der Kläranlage wurde durch das Personal der Kläranlage Lippstadt durchgeführt. Dazu sind in gekühlten automatischen Probenehmern 24-Stunden Mischproben (24-h MP) entnommen und gekühlt gelagert worden. Die Daten der Probenahmen sind in folgender Tabelle 4-3 gelistet.

Die Beprobung der Gewässer erfolgte durch die Entnahme von jeweils zwei qualifizierten Stichproben (QS) bei Trockenwetter oberhalb und unterhalb der Einleitung der Kläranlage.

Tabelle 4-3: Daten und Art der Probenahme der Beprobung der Kläranlage und des Gewässers

Probenahme	Witterung	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Gewässer	Art der Probenahme
Erweitertes Monitoring	Regenwetter	31.08.-01.09.2017	01.-02.09.2017		24-h MP
	Regenwetter	07.-08.09.2017	08.-09.09.2017		24-h MP
	Trockenwetter	21.-22.09.2017	25.-26.09.2017		24-h MP
	Trockenwetter			25-09-2017	QS
	Trockenwetter	23.-24.09.2017	26.-27.09.2017		24-h MP
	Trockenwetter			26.09.2017	QS
Datenverdichtung	Trockenwetter	07.-08.11.2017	08.-09.11.2017		24-h MP
	Trockenwetter	08.-09.11.2017	09.-10.11.2017		24-h MP
	Trockenwetter	14.-15.11.2017	15.-16.11.2017		24-h MP
	Trockenwetter	15.-16.11.2017	16.-17.11.2017		24-h MP
	Trockenwetter	16.-17.11.2017	17.-18.11.2017		24-h MP

Die Probenahmestellen im Gewässer wurden mit der Kläranlage abgesprochen. Anstelle der im EL-WAS-WEB hinterlegten Messstelle vor der Einleitung des Roßbaches wurde die Probenahmestelle oberhalb der Kläranlageneinleitung hinter die Einleitung des Roßbaches verlegt (siehe dazu Abbildung 4-1).



Abbildung 4-1: Probenahmestellen ober- und unterhalb der Einleitung der Kläranlage Lippestadt

4.2 Standardabwasserparameter

In Tabelle 4-4 sind die mittleren Konzentrationen der Standardabwasserparameter aufgeführt. Die Daten entstammen dem Betriebstagebuch der Kläranlage aus den Jahren 2014 bis 2016.

Tabelle 4-4: Standortspezifische Abwasserparameter im Ablauf als Mittelwerte und 85-Perzentile aus den Betriebstagebüchern der Jahre 2014 bis 2016

	CSB	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	N _{ges}	PO ₄ -P	TOC
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Anzahl	736	739	738	738	739	740	26
Mittel	27,2	0,9	5,8	0,06	6,8	0,33	12,2
T85-Wert	31,0	1,3	7,2	0,08	8,1	0,44	13,5

4.3 Mikroschadstoffe

4.3.1 Bewertungsmaßstab

Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. 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 bereits in KOM-M.NRW (2016) veröffentlichten aktualisierten UQN für einige Substanzen aus der noch nicht veröffentlichten „D4-Liste“ sind ebenfalls berücksichtigt.

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächenwasserkörper gemessenen Konzentration“ (nach 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 Tabelle 4-7 zu entnehmen. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach dem Schema in Tabelle 4-8.

Tabelle 4-5: Zielwerte der im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie analysierten Mikroschadstoffe (MKULNV 2014; LANUV 2017)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (ng/l)	Quelle (Erläuterung in Tabelle 4-7)
Arzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite	Bezafibrat	100	PV
	Candesartan	100	PV
	Carbamazepin	500	OW (3, 7, 8)
	Ciprofloxacin	100	PV *
	Clarithromycin	100	OW (8)
	Diclofenac	50	OW (3, 6, 7, 8)
	Gabapentin	100	PV
	Guanylharnstoff	100	PV
	Ibuprofen	10	OW (4, 6)
	Losartan	100	PV
	Metoprolol	7.300	OW (4)
	Sotalol	100	PV
	Sulfamethoxazol	600	OW (4, 7)
Valsartan	100	PV	

Tabelle 4-6: Fortsetzung von Tabelle 4-5: Zielwerte der im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie analysierten Mikroschadstoffe (MKULNV 2014; LANUV 2017)

Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	AMPA	96.000	OW (4)
	Flufenacet	40	UQN (3)
	Glyphosat	100	PV
	Isoproturon (Herbizid)	300	UQN (2)
	Mecoprop (MCP)	100	UQN (1)
	Propiconazol	1.000	UQN (3)
	Tebuconazol	1.000	OW (3)
	Terbutryn (Biozid)	65	OW (2, 6)/ UQN (3, 4)
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	10.000	PV
Süßstoffe	Acesulfam	10.000	PV
Röntgenkontrast- mittel (RKM)	Amidotrizoesäure	100	PV
	Iopamidol	100	PV
	Iopromid	100	PV
Östrogene Aktivität	A-YES	0,4 ng _{EEQ} /L	trigger value**
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7.000	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3.500	OW (2)
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansäure (PFOA)	100	OW (5, 6), PV
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0, 65	OW (5, 6)/ UQN (3)
Abkürzungen: UQN Umweltqualitätsnorm (gesetzlich verbindlich) OW Orientierungswert (keine gesetzliche Verbindlichkeit, fachlich abgeleitet) PV präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, fachlich nicht abgeleitet) * nicht in D4-Liste aufgeführt ** trigger-value entsprechend (Kienle et al. 2015)			

Tabelle 4-7: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-5

UQN	(1) Anlage 5	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juli 2011
	(2) Anlage 7 Tab. 1 prioritäre Stoffe		
	(3) Anlage 6	OGewV (Oberflächengewässerverordnung)	20. Juni 2016
	(4) RL 2013/39/EU	Änderung der RL 2000/60/EG und RL 2008/105/EU in Bezug auf prioritäre Stoffe	12. August 2014
OW	(1) LAWA ZV	a) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Band I, Teil II Zielvorgaben für ausgewählte Stoffe (Tab.1)	Oktober 1997
		b) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink	2. Juni 1997
		c) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III Erprobung von Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“	März 2003
	(2) UFO Plan 202 24 276	Entwicklung von 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
(8) Vorschläge OGewV (20147)	Entwurf der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer OGewV	September 2014	
PV	Präventiver Vorsorgewert	Orientierungswert, der auf einer Konvention beruht und fachlich nicht abgeleitet ist	

Tabelle 4-8: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer (ZW: Zielwert)

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

4.3.2 Ergebnisse und Bewertung der Untersuchungen

In Tabelle 4-9 bis Tabelle 4-13 werden die Ergebnisse der Untersuchungen im Ablauf der Kläranlage sowie der Gewässeruntersuchungen ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung dargestellt. Alle Untersuchungsergebnisse sind ebenfalls dem Anhang zu entnehmen. Die Ergebnisse der Zuläufe zur biologischen Reinigung der Kläranlage Lippstadt sind ausschließlich im Anhang zu finden.

Hinsichtlich der im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie analysierten Parameter konnte kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Reinigungsleistung der Kläranlage bei Regen- oder Trockenwetter beobachtet werden. Die Reinigungsleistung der biologischen Stufe der Kläranlage Lippstadt liegt verglichen mit anderen kommunalen Kläranlagen in einem vergleichbaren Bereich. Lediglich die Elimination der leicht biologisch abbaubaren Substanzen (Ibuprofen) entspricht nicht ganz dem Durchschnitt vergleichbarer Kläranlagen. Obwohl bei Regenwetter 97 % und bei Trockenwetter 95 % des nichtsteroidalen Antirheumatikums Ibuprofen in der biologischen Stufe entfernt werden konnten, lagen die Ablaufkonzentrationen bei Regenwetter bei 340 bzw. 950 ng/L und bei Trockenwetter bei 830 bzw. 800 ng/L. Diese Konzentrationen übersteigen den vorgeschlagenen Orientierungswert für Ibuprofen um mehr als das Vierfache.

Die Konzentrationen der Mikroschadstoffe lagen für alle Substanzen nach der Einleitung der Kläranlage im Gewässer höher oder im selben Konzentrationsbereich als vor Einleitung der Kläranlage. Alle Substanzen, die nach Einleitung der Kläranlage im Gewässer nachgewiesen werden konnten, waren auch bereits vor Einleitung der Kläranlage im Gewässer nachweisbar. Die Konzentrationen der bereits vorhandenen Substanzen werden durch die Einleitung der Kläranlage teilweise erhöht. Für die Substanzen Diclofenac, Gabapentin, Guanylharnstoff und Amidotrizoesäure führte dies in jeweils einem Fall zu einer schlechteren Bewertung des Gewässers. Im Gewässer überschreiten die Substanzen Candesartan, Diclofenac, Gabapentin, Guanylharnstoff, Amidotrizoesäure, Iopamidol und Iopromid die Zielwerte. Dies ist jedoch bereits vor der Einleitung der Kläranlage der Fall.

Anhand der Untersuchungen des Kläranlagenablaufs bei Regenwetter und Trockenwetter konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe lagen erwartungsgemäß bei Trockenwetter über den Konzentrationen bei Regenwetter. Ausnahmen stellen die Lipidsenker Bezafibrat und Valsartan und der in der Kläranlage gebildete Metabolit Guanylharnstoff des Antidiabetikums Metformin dar. Von signifikanten Unterschieden kann allerdings aufgrund der stark schwankenden Zulaufkonzentrationen der Arzneimittel nicht ausgegangen werden. Gleiches gilt auch für das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol und die Röntgenkontrastmittel.

Anhand der Ergebnisse des erweiterten Monitorings wurde das Spektrum der Datenverdichtung in Absprache mit der Bezirksregierung erweitert. Die Erweiterung des Spektrums der Datenverdichtung umfasst dabei die Stoffe Candesartan, Gabapentin und Valsartan da die Konzentrationen dieser Stoffe die Zielwerte überschreiten.

Die Bewertung der Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Lippstadt wurde durch die Datenverdichtung bestätigt. Ohne Verdünnung betrachtet liegen die Konzentrationen von Candesartan, Clarithromycin (4 von 9 Proben), Diclofenac, Gabapentin, Sotalol (7 von 9 Proben) und Valsartan deutlich über dem vierfachen des Zielwertes. Neben diesen Stoffen weisen auch Ibuprofen und die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopromid diese deutlichen Überschreitungen sowohl bei Regen- als auch bei Trockenwetter auf. Für das Biozid Glyphosat konnte ein höherer Eintrag in die Kläranlage bei Regenwetter festgestellt werden. Für Glyphosat wurde der Zielwert um mehr als das Vierfache, bei Trockenwetter nur um das 2-4-fache überschritten.

Tabelle 4-9: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer vor und nach Einleitung der Kläranlage mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen

Stoff- gruppe	Probennamestelle Probenahmedatum	Einheit	Zielwert	Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA	Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA
				25.09.2017	25.09.2017	26.09.2017	26.09.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat	ng/L	100	< 10	12	< 10	15
	Candesartan	ng/L	100	130	180	210	250
	Carbamazepin	ng/L	500	33	50	51	66
	Ciprofloxacin	ng/L	100	23	< 20	40	31
	Clarithromycin	ng/L	100	<10	<10	<10	<10
	Diclofenac	ng/L	50	130	280	230	360
	Gabapentin	ng/L	100	93	190	120	200
	Guanylharstoff	ng/L	100	75	190	120	190
	Ibuprofen	ng/L	10	120	< 10	< 10	< 10
	Losartan	ng/L	100	< 30	< 30	< 30	< 30
	Metoprolol	ng/L	7.300	38	70	64	83
	Sotalol	ng/L	100	< 30	< 30	< 30	31
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	24	37	40	49
	Valsartan	ng/L	100	59	57	67	74
Biozide/PSM	AMPA	µg/L	96	0,81	0,74	0,9	0,83
	Flufenacet	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
	Glyphosat	µg/L	0,1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Isoproturon	ng/L	300	< 30	< 30	< 30	< 30
	Mecoprop	ng/L	100	< 30	< 30	< 30	< 30
	Propiconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30	< 30	< 30
	Tebuconazol	ng/L	1.000	< 30	< 30	< 30	< 30
Terbutryn	ng/L	65	< 20	< 20	< 20	< 20	

Tabelle 4-10: Fortsetzung Tabelle 4-9: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Gewässer vor und nach Einleitung der Kläranlage mit Bewertung der Gewässerqualität hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Zielwert	Lippe oberhalb	Lippe unterhalb	Lippe oberhalb	Lippe unterhalb
	Probenahmedatum			KA	KA	KA	KA
				25.09.2017	25.09.2017	26.09.2017	26.09.2017
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	370	610	530	680
Süßstoffe	Acesulfam	ng/L	10.000	110	120	91	95
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	ng/L	100	210	370	330	470
	Iopamidol	ng/L	100	240	280	310	280
	Iopromid	ng/L	100	220	210	230	150
Östrogene Aktivität	A-YES	ngEEQ/L	0,4	0,048	0,044	0,048	< 0,039
Perfluorierte Substan- zen	PFOA	ng/L	100	< 10	13	10	< 10
	PFOS	ng/L	0,65	< 10	< 10	< 10	< 10
	H-4 PFOS	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Moschusduftstoffe	HHCB (Galaxolid)	ng/L	7.000	130	210	150	250

Tabelle 4-11: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des erweiterten Monitorings

Stoff- gruppe	Probennamestelle		Zielwert	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum	Einheit		01.-02.09.2017 Regenwetter	08.-09.09.2017 Regenwetter	25.-26.09.2017 Trockenwetter	26.-27.09.2017 Trockenwetter
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat	ng/L	100	320	400	280	410
	Candesartan	ng/L	100	1.400	1.400	2.400	2.900
	Carbamazepin	ng/L	500	440	490	750	920
	Ciprofloxacin	ng/L	100	170	160	380	420
	Clarithromycin	ng/L	100	190	220	830	760
	Diclofenac	ng/L	50	3.500	4.100	6.100	7.000
	Gabapentin	ng/L	100	4.100	3.900	4.200	4.600
	Guanylharbstoff	ng/L	100	3.300	4.600	2.700	2.100
	Ibuprofen	ng/L	10	340	950	830	800
	Losartan	ng/L	100	52	100	71	89
	Metoprolol	ng/L	7.300	830	1.200	1.400	2.100
	Sotalol	ng/L	100	230	370	590	620
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	150	440	580	810
	Valsartan	ng/L	100	640	1.000	690	810
	Biozide/PSM	AMPA	µg/L	96	2,3	1,7	2,2
Flufenacet		ng/L	40	< 10	< 10	< 10	< 10
Glyphosat		µg/L	0,1	0,73	0,41	0,27	0,31
Isoproturon		ng/L	300	64	35	26	32
Mecoprop		ng/L	100	120	60	34	43
Propiconazol		ng/L	1.000	< 30	< 30	< 30	< 30
Tebuconazol		ng/L	1.000	< 30	< 30	< 30	< 30
Terbutryn	ng/L	65	26	29	< 20	31	

Tabelle 4-12: Fortsetzung Tabelle 4-11: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des erweiterten Monitorings

Stoffgruppe	Probennamestelle		Zielwert	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum	Einheit		01.-02.09.2017 Regenwetter	08.-09.09.2017 Regenwetter	25.-26.09.2017 Trockenwetter	26.-27.09.2017 Trockenwetter
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	6.200	5.700	8.400	9.300
Süßstoffe	Acesulfam	ng/L	10.000	360	1.100	210	260
	Amidotrizoesäure	ng/L	100	4.400	3.500	7.000	9.400
	Iopamidol	ng/L	100	440	1.600	840	1.300
Röntgenkontrastmittel	Iopromid	ng/L	100	240	160	< 20	360
Östrogene Aktivität	A-YES	ng _{EEQ} /L	0,4	< 0,053	0,054	0,041	0,046
Perfluorierte Substanzen	PFOA	ng/L	100	< 10	< 10	14	12
	PFOS	ng/L	0,65	< 10	< 10	< 10	< 10
	H-4 PFOS	ng/L	100	< 10	< 10	< 10	< 10
Moschusduftstoffe	HHCB (Galaxolid)	ng/L	7.000	290	970	760	820

Tabelle 4-13: Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage mit Bewertung hinsichtlich der Belastung mit Mikroschadstoffen im Rahmen des Monitorings zur Datenverdichtung

Stoffgruppe	Probennamestelle		Zielwert	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum	Einheit		08.-09.11.2017	09.-10.11.2017	15.-16.11.2017	16.-17.11.2017	17.-18.11.2017
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Candesartan	ng/L	100	2.400	2.400	2.300	2.100	2.000
	Carbamazepin	ng/L	500	600	640	630	610	560
	Clarithromycin	ng/L	100	390	270	330	500	420
	Diclofenac	ng/L	50	3.600	3.800	3.200	2.900	3.000
	Gabapentin	ng/L	100	5.200	5.500	5.800	5.900	6.000
	Metoprolol	ng/L	7.300	1.200	1.200	1.200	1.100	1.200
	Sotalol	ng/L	100	620	680	630	590	580
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	370	410	410	390	380
	Valsartan	ng/L	100	1.700	1.900	1.600	1.400	1.600
	Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	8.000	7.700	8.400	8.400
Biozide /PSM	Terbutryn	ng/L	65	13	14	11	< 10	< 10

4.3.3 Vergleich der Analytikergebnisse mit den Messungen aus 2012

Im Rahmen einer analytischen Versuchsreihe des Landes im Jahr 2012, an der die Stadtentwässerung Lippstadt teilgenommen hat, wurde der Ablauf der Kläranlage mittels 72 h-Mischproben untersucht. Für ausgewählte Substanzen werden die Mittelwerte der Ergebnisse dieser Versuchsreihe mit den Mittelwerten des Monitorings zur Datenverdichtung dieser Studie verglichen. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden zur Ermittlung des Mittelwerts mit der halben Bestimmungsgrenze angesetzt.

Der Vergleich ausgewählter Substanzen aus der Versuchsreihe 2012 zeigt, dass für Carbamazepin, Metoprolol, Sotalol und Sulfamethoxazol 2012 deutlich höhere Konzentrationen vorlagen, wohingegen die Konzentrationen für Diclofenac und 1H-Benzotriazol 2012 etwas niedriger lagen. Zu beachten sind die unterschiedlichen Probenarten. Bei der Versuchsreihe 2012 handelt es sich um drei 72 h-Mischproben und bei der Datenverdichtung wurden fünf 24 h-Mischproben gezogen.

Tabelle 4-14: Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen 2012 und der Datenverdichtung im Rahmen dieser Studie

Stoffgruppe		Einheit	Zielwert	Mittelwert	Mittelwert
				Versuchsreihe 2012	Datenverdichtung Studie
				72h-Mischprobe n=3	24h Mischprobe n=5
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Candesartan	ng/L	100	-	2.240
	Carbamazepin	ng/L	500	1.133	608
	Clarithromycin	ng/L	100	423	382
	Diclofenac	ng/L	50	2.367	3.300
	Gabapentin	ng/L	100	-	5.680
	Metoprolol	ng/L	7.300	2.133	1.180
	Sotalol	ng/L	100	2.467	620
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	1.067	392
	Valsartan	ng/L	100	-	1.640
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	6.000	8.120
Biozide/PSM	Terbutryn	ng/L	65	-	10*

*Wert enthält Messergebnisse <Bestimmungsgrenze (BG), die mit der halben BG in die Mittelwertbildung eingehen

4.4 Bromidkonzentrationen und Ozonzehrung

Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromidkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage zu untersuchen. Tabelle 4-15 fasst die gemessenen Bromidkonzentrationen zusammen.

Tabelle 4-15: Bromid- und Bromatkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung im Rahmen des erweiterten Monitorings bei Regenwetter (RW) und Trockenwetter (TW)

Parameter	Einheit	01.09.2017 (RW)	08.09.2017 (RW)	25.09.2017' (TW)	26.09.2017 (TW)
Bromid	µg/L	65	60	100	100

Die gemessenen Bromidkonzentrationen sind im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen als vergleichsweise gering einzustufen und entsprechen auch nach KOM-M.NRW (2016) eher niedrigen

Konzentrationen, weshalb das Verfahren der Ozonung in Lippstadt aus der Variantenbetrachtung nicht auszuschließen ist.

Zurzeit wird zur Beurteilung der Trinkwassergrenzwert für Bromat in Höhe von 10 µg/L (TrinkwV, 2001) herangezogen. Das Oekotoxzentrum der Schweiz hat zudem eine UQN-Konzentration in Höhe von 50 µg/L vorgeschlagen (Oekotoxzentrum 2015). Der PNEC¹-Wert liegt bei 3 mg/L. Die bei unterschiedlichen Ozondosen gemessenen Bromatkonzentrationen zwischen < 1,0 und 13,5 µg/L sind daher als niedrig einzustufen.

Neben den oben aufgeführten Bromidkonzentrationen des Ablaufs der Nachklärung sind ebenfalls Ozonzehrungsversuche durchgeführt worden. Diese wurden jeweils mit einer Ozondosis von 5 und 10 mgO₃/L durchgeführt. Diese Ozonzehrungsversuche geben Auskunft darüber, wie schnell das jeweils zugesetzte Ozon verbraucht ist, das heißt nach welcher Zeit kein gelöstes Ozon mehr detektierbar ist. Mittels dieser Ozonzehrungszeit lässt sich das notwendige Volumen eines Ozonreaktors ermitteln.

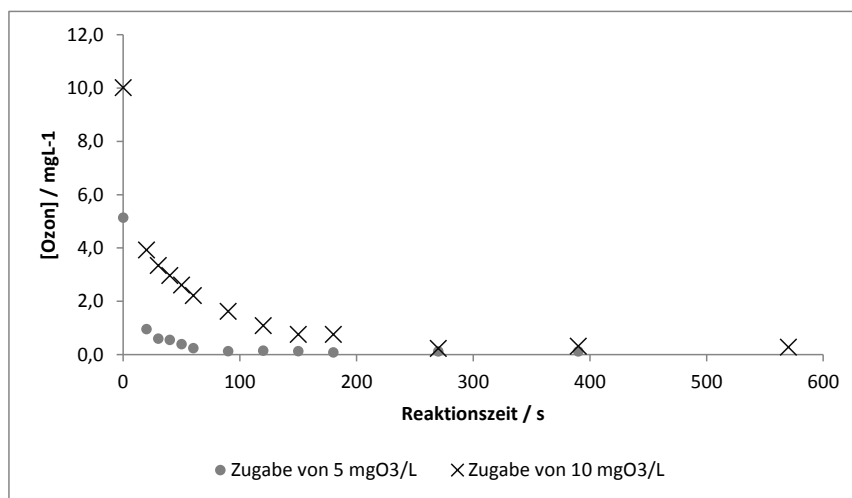


Abbildung 4-2: Ergebnisse des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mgO₃/L der Probe vom 26.09.2017

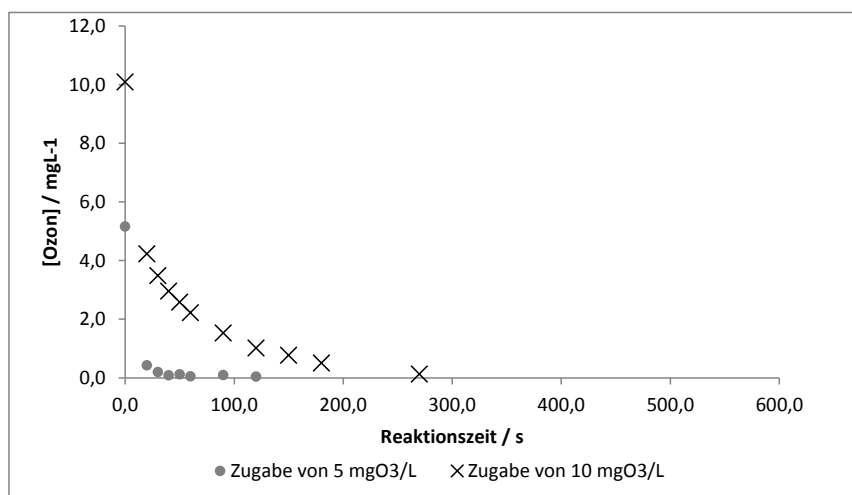


Abbildung 4-3: Ergebnisse des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mgO₃/L der Probe vom 29.09.2017

¹ PNEC = predicted no effect concentration; die Konzentration, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen

Die Ergebnisse der beiden Ozonzehrungsversuche zeigen, dass bei einer Zugabe von 5 mgO₃/L nach 6,5 Minuten bzw. bei der zweiten Probe nach bereits 2 Minuten kein Ozon mehr detektiert werden kann. Bei einer Zugabe von 10 mgO₃/L verlängert sich die Zeit bis zur vollständigen Zehrung auf ca. 10 Minuten bzw. knapp 5 Minuten bei der zweiten Probe. Auffällig ist, dass die zweite Probe deutlich geringere Zehrungszeiten aufweist, obwohl die DOC-spezifische Dosierung aufgrund identischer DOC-Konzentration in beiden Proben gleich ist. Die spezifische Ozondosierung liegt bei der Dosierung von 5 mgO₃/L bei 0,5 mgO₃/mg_{DOC} und bei 10 mgO₃/L liegt sie bei 1,0 mgO₃/mg_{DOC}.

4.5 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).

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, wenn es sich um eine an ein Mischsystem angeschlossene Kläranlage handelt. Bei an Trennkanalisation angeschlossene Kläranlagen sollten laut KOM-M.NRW (2016) 100 % der Jahresabwassermenge behandelt werden. Da die Kläranlage Lippstadt an beide Entwässerungssysteme angeschlossen ist, wird die Auslegungswassermenge individuell mit der Bezirksregierung abgestimmt.

Abbildung 4-4 zeigt die stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Lippstadt für das Jahr 2016. Für weitere Jahren liegen die Ablaufwassermenge nicht in der hohen Auflösung vor. Als horizontale rote Linie ist in Abbildung 4-4 das Maximum der nach ATV-DVWK A 198 ermittelten $Q_{T,h,max,mM}$ eingezeichnet.

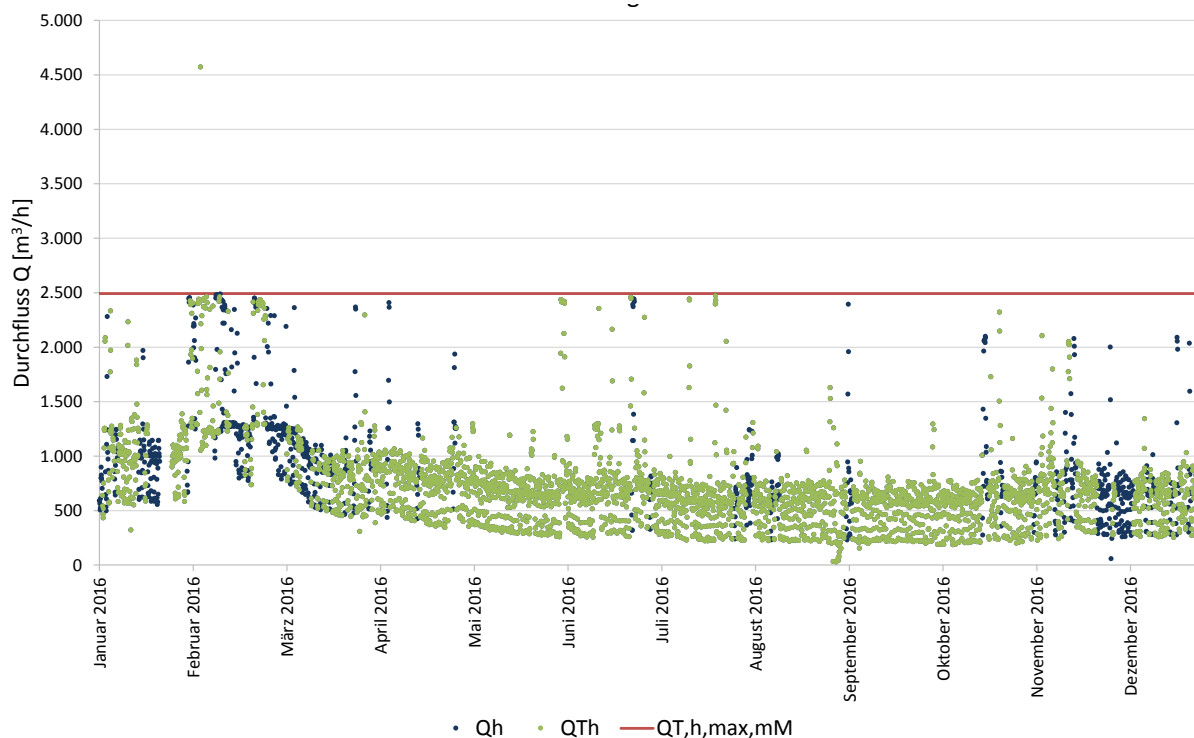


Abbildung 4-4: Wassermengen $Q_{T,h}$ und Q_h des Zeitraums 01/2014-11/2016

Wie die Auswertung der Wassermengen zeigt, liegen zum Teil fehlerhaft als Trockenwettertage deklarierte Regenwettertage vor, diese liegen deutlich über der Trockenwetterzuflussspitze von 1.512 m³/h nach Kläranlagenauslegung.

In Abstimmung mit der Bezirksregierung Arnsberg wurde die Auslegungswassermenge auf 1.512 m³/h festgelegt.

Damit können in Bezug zu der Wassermenge 2016 ca. 96 % der Jahresabwassermenge sowie ebenfalls 96 % der Jahresschmutzwassermenge behandelt werden. Bei einer Jahresabwassermenge im Jahr 2016 von 6.674.660 m³/a können in der Stufe zur Mikroschadstoffelimination jährlich 6.407.674 m³/a behandelt werden.

Die Auslegungswassermenge ist vor einer großtechnischen Umsetzung zu verifizieren.

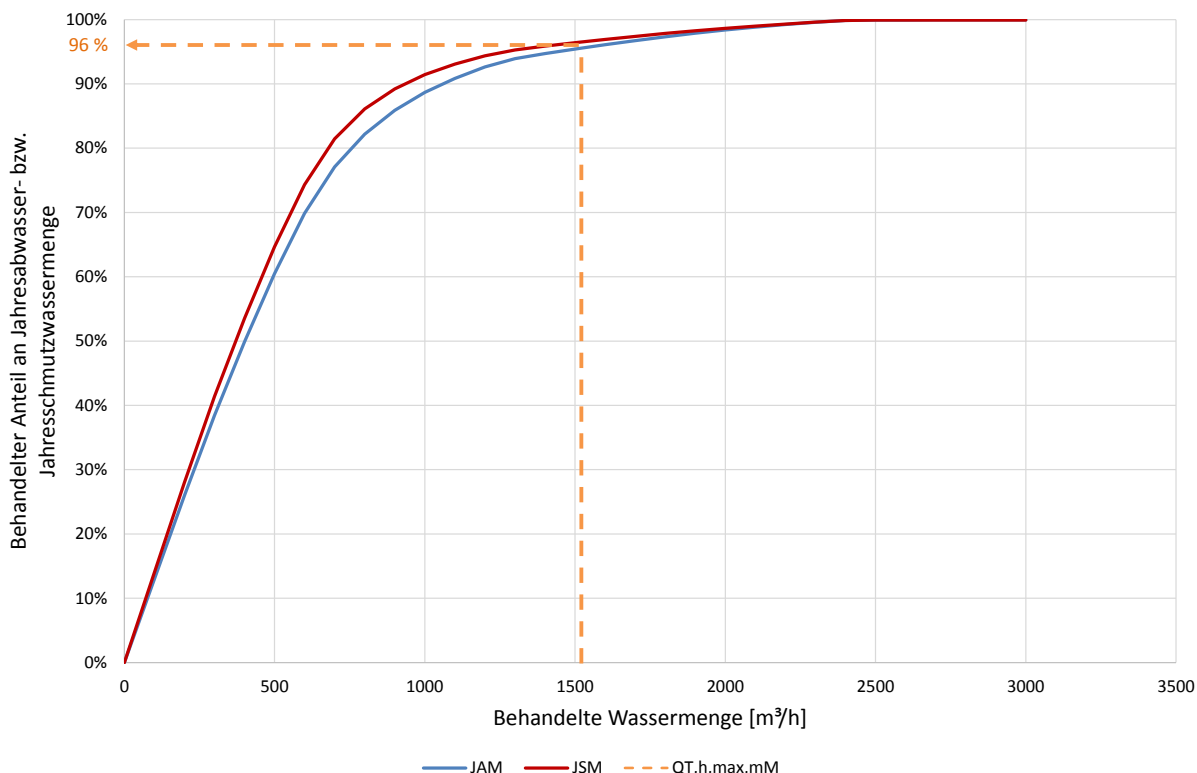


Abbildung 4-5: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge 2016

4.6 Eliminationsraten

Die Auslegung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter 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 Reinigungsstufe und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter (KOM-M.NRW, 2016).

Tabelle 4-16: Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter

Standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW, 2016)
Candesartan, Clarithromycin, Gabapentin, Sotalol, Valsartan	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, 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 Abbildung 5-1 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 (O₂) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

Bei der Oxidation der Mikroschadstoffe kann Ozon einerseits direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen reagieren, wobei sehr selektiv bestimmte Bindungen wie z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen oder Aminogruppen aufgelöst werden. Andererseits ist aber auch eine indirekte Reaktion des Ozons möglich. Hierbei zerfällt das Ozon in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH⁻) in Hydroxyl-Radikale (OH[·]), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren (Hoigné, 1998).

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)

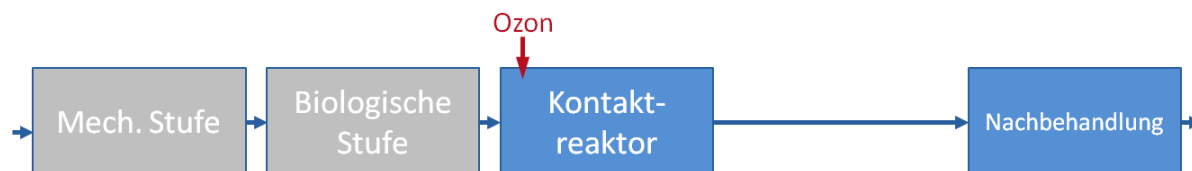


Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2016)

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 O₃ 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 Ozoneintragungssystems, da die Strömungsverhältnisse zur Optimierung des Ozoneintrags genutzt werden können. Mögliche Reaktorgeometrien sind beispielsweise das kaskadierte Beckenvolumen, der Schlaufenreaktor oder der Rohrreaktor (KOM-M.NRW, 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.

Ozon zur Desinfektion

Neben der Elimination von Mikroschadstoffen kann Ozon ebenfalls zur Desinfektion eingesetzt werden. In der Trinkwasseraufbereitung wird Ozon bereits als Desinfektionsmittel eingesetzt.

Die desinfizierende Wirkung von Ozon beruht auf den Inaktivierungsmechanismen durch Oxidation der Zellmembran, der Störung der Enzymaktivität und Beschädigung der Nukleinsäuren sowie Proteinhüllen. Dabei ist die Empfindlichkeit von Mikroorganismen gegenüber Ozon unterschiedlich. Bakterien, Viren und Protozoen weisen in der Reihenfolge eine absteigende Empfindlichkeit auf. (Astrid Bischoff und Bischoff 2013)

Im Vergleich zur Desinfektion von Abwasser sind bei der Trinkwasserdesinfektion niedrigere Ozondosen zwischen 0,7 bis 5 mg/L notwendig, je nachdem ob die Ozonung zur Voroxidation oder zur späteren

Oxidation im Verlauf des Wasseraufbereitungsprozesses eingesetzt wird (Roeske 2007) Untersuchungen zur Desinfektion von behandeltem Abwasser zeigen, dass je nach Abwasserqualität höhere Ozondosen notwendig sind. Diese betragen nach Xu et al. (2002) zwischen 2 und 15 mg/L. Dabei spielt weniger die Kontaktzeit des Ozons mit dem Abwasser als die Anfangskonzentration des Ozons im Abwasser eine wichtige Rolle bei deren Effektivität.

Aufgrund der desinfizierenden Wirkung von Ozon im Gegensatz zu Aktivkohleverfahren, könnte die Ozonung zur Mikroschadstoffelimination ebenfalls gezielt zur Desinfektion eingesetzt werden, wenn es beispielsweise temporär zu einer Verkeimung des Ablaufs kommt und dem entgegen gewirkt werden muss. Möglich wäre dabei der Betrieb aller zur Verfügung stehenden Ozongeneratoren oder ein bereits bei der Planung berücksichtigtes Vorhalten größerer Ozonproduktionskapazitäten, um eine höhere Ozonkonzentration zu erzielen als bei dem alleinigen Ziel der Mikroschadstoffelimination.

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 (OH·), welches aufgrund seiner kurzen Lebensdauer vor Ort erzeugt werden muss. Zur Herstellung des Hydroxyl-Radikals werden verschiedene Verfahren, wie beispielsweise die Kombinationen aus UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid, die Verbindung von UV-Strahlung und Titanoxid oder die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, herangezogen (Micropoll, 2012).

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

lung 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 vorgeschalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interessant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus, 2013).



Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2016)

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer möglichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung (d.h. weitest 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 Rückspülfilter errichtet werden (KOM-M.NRW, 2016). Zudem sei jedoch auch die Ausbildung als kontinuier-

lich gespülter Filter möglich, zu welchem erste positive Erfahrungen aus der Anwendung als GAK-Filter vorlägen.

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit² sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Als Anhaltswerte werden eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit 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 2015b)

Kläranlagen	Leerbettkontaktzeit	Filterbettgeschwindigkeit
Düren-Merken, 1. GAK, 06/11-09/11	11 min	Ca. 7 m/h
Düren-Merken, 2. GAK, 09/11-02/12	14 min	
Obere Lutter	19-75 min	2-8 m/h
Gütersloh-Putzhagen	11-56 min	2-10 m/h
Bad Oeynhausen	65/26/13 min	2/5/10 m/h

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).

² Leerbettkontaktzeit (engl. empty bed contact time = EBCT): Die Leerbettkontaktzeit bezeichnet die Zeit, in der sich ein Wasserpartikel rein rechnerisch in der durchströmten Filterkammer befindet. Sie berechnet sich aus der Fließgeschwindigkeit und der Höhe der GAK-Schüttung.

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen³. 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. In einer Metastudie hat (Benstöm et al., 2016) Daten zu den erzielbaren Bettvolumen aus 34 verschiedenen Studien zusammengetragen. Für Diclofenac liegt der Bereich demnach bei einem Grenzkriterium von 80 % zwischen 700 und größer 31.400 und für Carbamazepin liegt der Bereich zwischen 500 und 24.000. Die erzielbaren Bettvolumina sind stark von der Kohle und der Abwasserzusammensetzung abhängig. Eine belastbare Aussage kann erst nach Durchführung von Schnellfiltertests oder halbertechnischen Säulenversuchen erfolgen.

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.

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 Überschussschleim 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 er-

³ Bettvolumen = Volumen des behandelten Abwassers bezogen auf das Filterbettvolumen [-]

höhen. Das bei der Spülung der Filter anfallende Spülwasser wird in die biologische Reinigung zurückgeführt, wo eine weitere Beladung der Aktivkohle stattfindet (Metzger 2010).

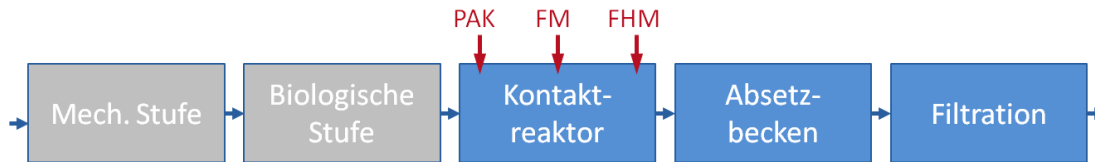


Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (nach KOM-M.NRW, 2016)

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; KOM-M.NRW 2016; Schwentner und Schröder M., 2010) 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 ATV (1995): 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 Fuzzyfilter® 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, 2015a).

In diesem Zusammenhang ergibt sich die Kontaktzeit der PAK mit dem zu behandelnden Wasser aus der Filtergeschwindigkeit und die Verweilzeit im System resultiert aus dem Filtrationsintervall bis zur Rückspülung (ARGE TP 9, 2013).



Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (nach KOM-M.NRW, 2016)

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 Membranmodule (nach KOM-M.NRW, 2016)

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



Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach KOM-M.NRW, 2016)

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 (nach KOM-M.NRW, 2016)

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 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, 2015a).

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, 2015a).

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

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

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

6 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

6.1 Auswahl der Varianten

6.1.1 Einleitung

Um letztendlich die bestgeeignetste und umsetzbare Verfahrensvariante identifizieren zu können, sind im Vorhinein die Randbedingungen auf der Kläranlage Lippstadt zu betrachten. Neben strukturellen Randbedingungen, wie der Platzverfügbarkeit, sind u.a. auch die Abwassereigenschaften relevant. Auf Grundlage dieser Betrachtungen werden dann technisch umsetzbare und wirtschaftlich sinnvolle Varianten ausgewählt und einer detaillierten Betrachtung unterzogen.

6.1.2 Strukturelle Randbedingungen auf der Zentralkläranlage Lippstadt

Die strukturellen Randbedingungen umfassen die Nutzbarkeit von vorhandener Bausubstanz und die Flächenverfügbarkeit zur Errichtung von Neubauten. Daneben zählen auch die hydraulischen Begebenheiten zu den strukturellen Randbedingungen.



Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Zentralkläranlage Lippstadt (Stadtentwässerung Lippstadt 2017)

Derzeit befinden sich keine der vorhandenen Becken auf der Zentralkläranlage Lippstadt außer Betrieb und es ist für die Zukunft nicht vorgesehen Becken außer Betrieb zu nehmen, sodass diese für eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zur Verfügung stehen würden. Aus Abbildung 6-1 ist die zur Verfügung stehende Freifläche schraffiert dargestellt. Diese befindet sich nördlich der Nachklärbecken und

liegt in unmittelbarer Nähe zum Auslaufbauwerk, sodass sich diese Fläche ideal für einen Neubau und die Implementierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination anbietet.

Neben den Freiflächen bzw. der umnutzbaren Bausubstanz ist auch die Hydraulik der bestehenden Anlage zu betrachten. Diese entscheidet darüber, ob zur Einbindung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination eine zusätzliche Anhebung des Abwassers notwendig ist oder ob die Stufe in die hydraulischen Gegebenheiten integriert werden kann. Eine schematische Darstellung des hydraulischen Längsschnittes der Zentralkläranlage Lippstadt ist der Abbildung 6-2 zu entnehmen. Abgebildet ist der relevante Anlagenausschnitt von den Belebungsbecken bis zur Einleitung in die Lippe.

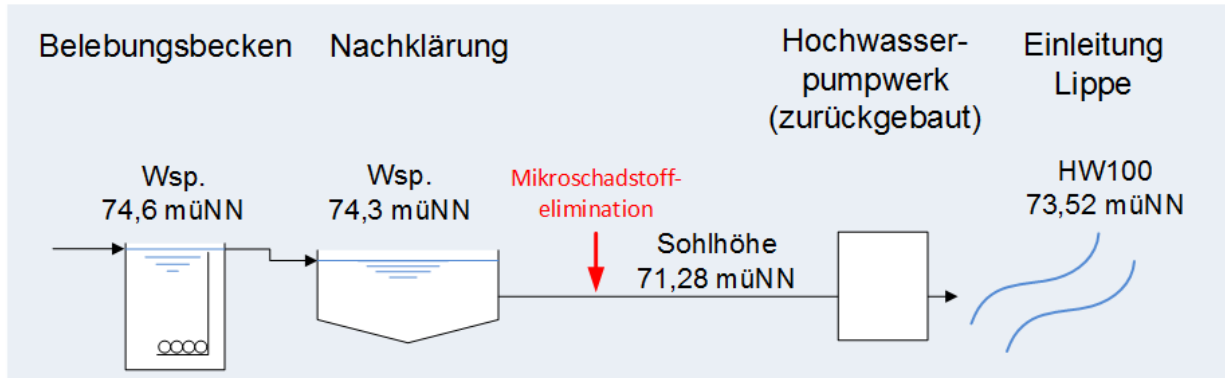


Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf der Zentralkläranlage Lippstadt im Bereich Belebungsbecken - Ablauf

Die Betrachtung der hydraulischen Höhen auf der Kläranlage Lippstadt zeigen, dass der Wasserspiegel der Nachklärung mit 74,3 m ü. NN und der Wasserstand der Lippe bei HQ100 von 73,52 m ü. NN noch eine Differenz von 0,78 m aufweist. Abzüglich von pauschal angenommenen Rohrleitungsverlusten ergibt sich eine nutzbare Wasserhöhe im Falle des HQ100 von ca. 0,6 m, die als ausreichend angesehen wird, um ein Durchfließen der Stufe zur Mikroschadstoffelimination ohne vorherige Anhebung des Abwassers zu gewährleisten.

Derzeit fällt das in der Nachklärung gereinigte Abwasser über die Klarwasserrinne in einen tiefliegenden Kanal DN800 mit einer Sohlhöhe von 71,28 m ü. NN. Damit die Stufe zur Mikroschadstoffelimination im freien Gefälle durchflossen werden kann, ist demnach das Einstauen des Abwassers aus der Nachklärung notwendig.

6.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Für die Auswahl der umsetzbaren Verfahrensvarianten sind ebenfalls die Randbedingungen, die aus den Abwassereigenschaften resultieren, relevant. Diese können Aufschluss darüber geben, ob eine Verfahrensvariante grundsätzlich in Frage kommt oder aufgrund der Abwassereigenschaften auszuschließen ist. Dies betrifft insbesondere die Ozonung, bei der die im Abwasser vorliegende Konzentration von Bromid ein wichtiges Entscheidungskriterium ist, da daraus bei der Ozonung potentiell kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. Es wird dabei laut KOM-M.NRW (2016) empfohlen, ab einer Bromidkonzentration von 150 µg/L das Bromatbildungspotential zu bestimmen. Bei niedrigeren Konzentrationen ist die Bestimmung der Bromatbildung bei üblichen spezifischen Ozonkonzentrationen von 0,5 bzw. 0,7 mgO₃/mgDOC nicht erforderlich.

Bei dem durchgeführten Monitoring der Mikroschadstoffe wurden auch die Bromidkonzentrationen und das Bromatbildungspotential bestimmt. Die Ergebnisse sind Kapitel 0 zu entnehmen. Demnach liegen die Bromidkonzentrationen in den untersuchten Proben zwischen 92 und 105 µg/L. Daraus werden bei

ca. 0,5 mgO₃/mg_{DOC} <1,0 bzw. 3,5 µg/L Bromat und bei 1,0 mgO₃/mg_{DOC} werden 4 bzw. 13,5 µg/L Bromat gebildet.

Für die Ozonvarianten stellt die DOC-Konzentration ein entscheidendes Auslegungskriterium dar. In dem erweiterten Monitoring wurde daher neben den Mikroschadstoffen auch die DOC-Konzentrationen der Proben bestimmt. Diese lagen bei Trockenwetter bei 10 mg/L. Für die Auslegung der Ozonung wird daher mit einer DOC-Konzentration von 10 mg/L gerechnet.

Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination sollten die angenommenen Werte durch zusätzliche Messungen verifiziert werden.

Für die Auswahl des geeignetsten Verfahrens wird in Tabelle 6-1 für die im Monitoring zur Datenverdichtung analysierten 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

	Substanz	Eliminierbarkeit mittels Ozon	Eliminierbarkeit mittels Aktivkohle
Indikatorsubstanzen des KomM.NRW	1H-Benzotriazol	mittel ³⁾	gut ³⁾
	Carbamazepin	gut ³⁾	gut ³⁾
	Clarithromycin	gut ³⁾	mittel ³⁾
	Diclofenac	gut ³⁾	gut ³⁾
	Metoprolol	mittel ³⁾	gut ³⁾
	Terbutryn	k.A.	k.A.
	Sulfamethoxazol	gut ³⁾	mittel ³⁾
Standortrelevante Substanzen	Sotalol	gut ¹⁾	gut ¹⁾
	Gabapentin	schlecht ²⁾	schlecht ²⁾
	Valsartan	mittel ¹⁾	gut ¹⁾
	Candesartan	gut ¹⁾	mittel ¹⁾

1) aus (Götz et al., 2015)

2) aus (Metzger et al., 2012)

3) aus (KOM-M.NRW, 2016)

Die Substanzen 1H-Benzotriazol, Metoprolol und Valsartan weisen für aktivkohlebasierte Verfahren einen Vorteil auf. Für die Substanzen Clarithromycin, Sulfamethoxazol und Candesartan hingegen ergibt sich ein Vorteil für ozonbasierte Verfahren. Die Eliminierbarkeit wird für die Substanzen Carbamazepin, Diclofenac sowie Sotalol und Gabapentin als gleich gut bzw. schlecht eingestuft. Die Auswertung der Eliminierbarkeit der aufgeführten Substanzen mit aktivkohle- bzw. ozonbasierten Verfahren ergibt dem-

nach, dass sich für keines der Verfahren ein Vorteil ergibt. Es lässt sich aus dieser Auswertung daher keine Präferenz für aktivkohle- oder ozonbasierte Verfahren ableiten.

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 Lippstadt geeignetsten Varianten ausgewählt werden. Die nachfolgende Tabelle führt alle möglichen Kombinationen von Eliminations- und Nachbehandlungsverfahren 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
Ozonung	Filtration	Neubau einer biologisch aktiven Filtration (z.B. Sandfiltration) zusätzlich zur Ozonanlage notwendig	
Ozonung	Wirbelbett	Bereits großtechnische Erfahrungen vorliegend, platzsparende Nachbehandlung möglich	
PAK in die Belebung	Filtration	Bisher geringe großtechnische Erfahrungen	
PAK in separate Adsorptionsstufe	Filtration	Platzverfügbarkeit, gute Adsorptionsleistung des Verfahrens	
GAK-Filtration	-	Neubau des GAK-Filters notwendig	
Kombinationsverfahren (Ozon+PAK)	Filtration	Durch Kombination hohe Investitionskosten	
Kombinationsverfahren (Ozon+GAK)	-	Durch Kombination hohe Investitionskosten	

Für die Zentralkläranlage Lippstadt wurden drei der oben aufgeführten Verfahrensvarianten zur detaillierteren Betrachtung im Rahmen dieser Studie ausgewählt. Dabei wurde jeweils eines der möglichen Verfahrensarten ausgewählt. Die ausgewählten Varianten sind:

- Variante 1: PAK-Dosierung in separate Adsorptionsstufe und Tuchfiltration
- Variante 2: GAK-Filtration
- Variante 3: Ozonung und biologische Nachbehandlung im Wirbelbett

6.2 Variante 1: PAK-Dosierung in separate Adsorptionsstufe und Tuchfiltration

6.2.1 Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt

Die Variante 1 ist die Errichtung einer neuen separaten PAK-Adsorptionsstufe inklusive der Errichtung einer Tuchfiltration zur Nachbehandlung. Das Abwasser aus der Nachklärung wird dabei zunächst in einen Kontaktreaktor eingeleitet, in den die PAK-Dosierung stattfindet. Im nachfolgenden Sedimentationsbecken wird der Großteil der dosierten PAK mittels Schwerkraft vom Abwasser abgetrennt und in den Zulauf des Kontaktbeckens zurückgeführt. Das so weitestgehend von PAK befreite Abwasser wird im Anschluss der ebenfalls neu zu errichtenden Tuchfiltration, ausgeführt als Scheibenfilter, zugeleitet. Die Beschickung der Becken mit Abwasser erfolgt im freien Gefälle. Eine Längs- sowie Querschnitt eines solchen Tuchfilters ist in Abbildung 6-3 dargestellt.

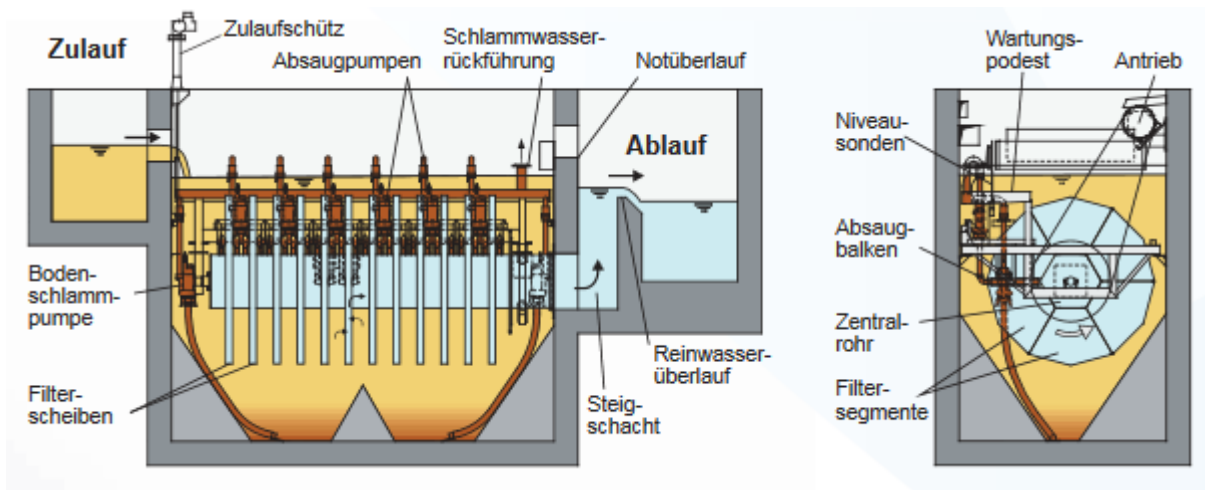


Abbildung 6-3: Längs- und Querschnitt eines Tuchfilters (Scheibenfilter) des Herstellers Mecana (Mecana 2017)

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 6-4). 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.

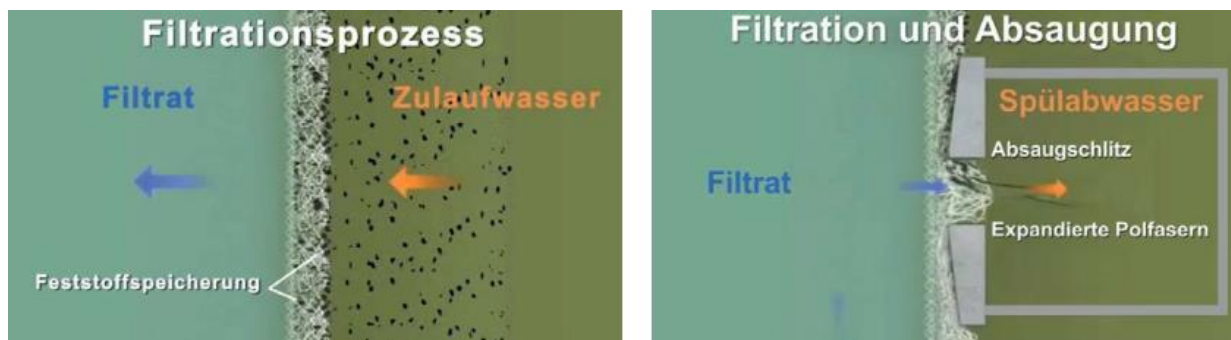


Abbildung 6-4: Darstellung des Filtrationsprozesses und des Absaugvorgangs zur Reinigung der Filtertücher (Mecana 2017)

Die Adsorptionsstufe sowie die Tuchfiltration können auf der nördlichen Freifläche auf dem Gelände der Kläranlage errichtet werden. Ausgelegt werden die Becken bzw. die Filtration auf die Auslegungswassermenge von 1.512 m³/h gemäß Kapitel 4.5 inkl. einer Spülwassermenge von 5 %. Beim Einsatz von PAK zur Mikroschadstoffelimination ergeben sich hinsichtlich der Schlammbehandlung bzw. -verwertung die Änderungen, dass der Schlamm besser entwässerbar ist sowie einen höheren Heizwert aufweist, was insbesondere durch die thermische Verwertung des Schlammes der Kläranlage Lippstadt relevant ist.

In Abbildung 6-5 ist skizzenhaft dargestellt, wie die Variante 1 auf der Kläranlage Lippstadt verortet werden könnte.

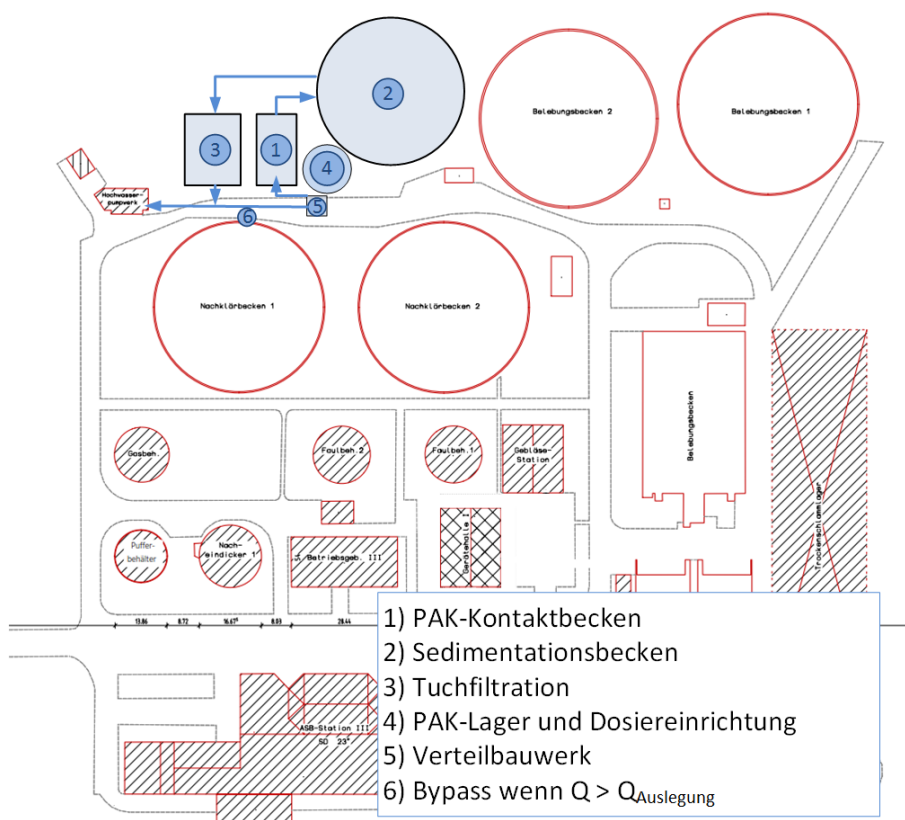


Abbildung 6-5: Skizze des Lageplans der Variante 1 auf der Kläranlage Lippstadt

6.2.2 Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken

Für die Auslegung des Kontaktreaktors wird eine Kontaktzeit der PAK mit dem Abwasser nach Metzger (2010) von 30 Minuten angesetzt. Das Sedimentationsbecken ist nach KOM-M.NRW (2016) auf eine Oberflächenbeschickung von $2 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ausgelegt. Das erforderliche Kontaktvolumen und die Abmessungen des Kontaktbeckens unter Annahme einer Beckentiefe von 4 m sowie die notwendige Oberfläche des Sedimentationsbeckens und seine Abmessungen ergeben sich wie nachfolgend aufgeführt.

Volumen Kontaktbecken	$V_{\text{Kontaktbecken}} = t_{\text{Kontakt}} \cdot Q_{\text{Auslegung inkl. Spülwasser}} =$	794 m^3
Grundfläche Kontaktbecken	$A_{\text{Kontaktbecken}} = V_{\text{Kontaktbecken}} / T_{\text{Kontaktbecken}} =$	132 m^2
Abmessungen Kontaktbecken (LxBxT)		17 x 8 x 4 m
Erforderliche Oberfläche Sedimentation	$A_{\text{Sedimentation}} = Q_{\text{auslegung inkl. Spülwasser}} / q_A =$	794 m^2
Durchmesser Sedimentationsbecken		32 m

6.2.3 Pulveraktivkohlelager und Dosieranlage

Für die Ermittlung des täglichen Aktivkohlebedarfs zur Zudosierung in das Kontaktbecken wird von einer notwendigen PAK-Dosierkonzentration von 10 mgPAK/L ausgegangen. Begründet wird dies dadurch, dass das dem Kontaktbecken zugeleitete Abwasser eine geringe Hintergrundkonzentration aufweist, da es bereits vom Belebtschlamm abgetrennt wurde. Hinzu kommt, dass die Auslegung des Kontaktbeckens auf eine Kontaktzeit der PAK mit dem Abwasser von 30 Minuten ausgelegt wird, was nach Metzger (2010) bereits der notwendigen Kontaktzeit bei Spitzenzufluss entspricht. Nachfolgend sind berechnet, welcher tägliche Aktivkohlebedarf und welches Lagervolumen sich für die PAK ergeben.

Täglicher Aktivkohlebedarf	$M_{\text{PAK}} = Q_{\text{Auslegung inkl. Spülwasser}} \cdot C_{\text{PAK}} \cdot \text{Lastfaktor} =$	184 $\text{kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
PAK Lagervolumen zur Vorhalti	$V_{\text{Vorhaltung}} = M_{\text{PAK}} \cdot t_{\text{Vorhaltung}} / \rho_{\text{PAK}} =$	12 m^3
PAK Lagervolumen für Anlieferi	$V_{\text{Anlieferung}} = M_{\text{Lieferung}} / \rho_{\text{PAK}} =$	67 m^3
PAK Lagervolumen gesamt	$V_{\text{Lager}} = (V_{\text{Vorhaltung}} + V_{\text{Anlieferung}}) \cdot \text{Freibord}_{15\%} =$	91 m^3

In Abbildung 6-6 ist das Fließbild der Variante 1 auf der Kläranlage Lippstadt dargestellt.

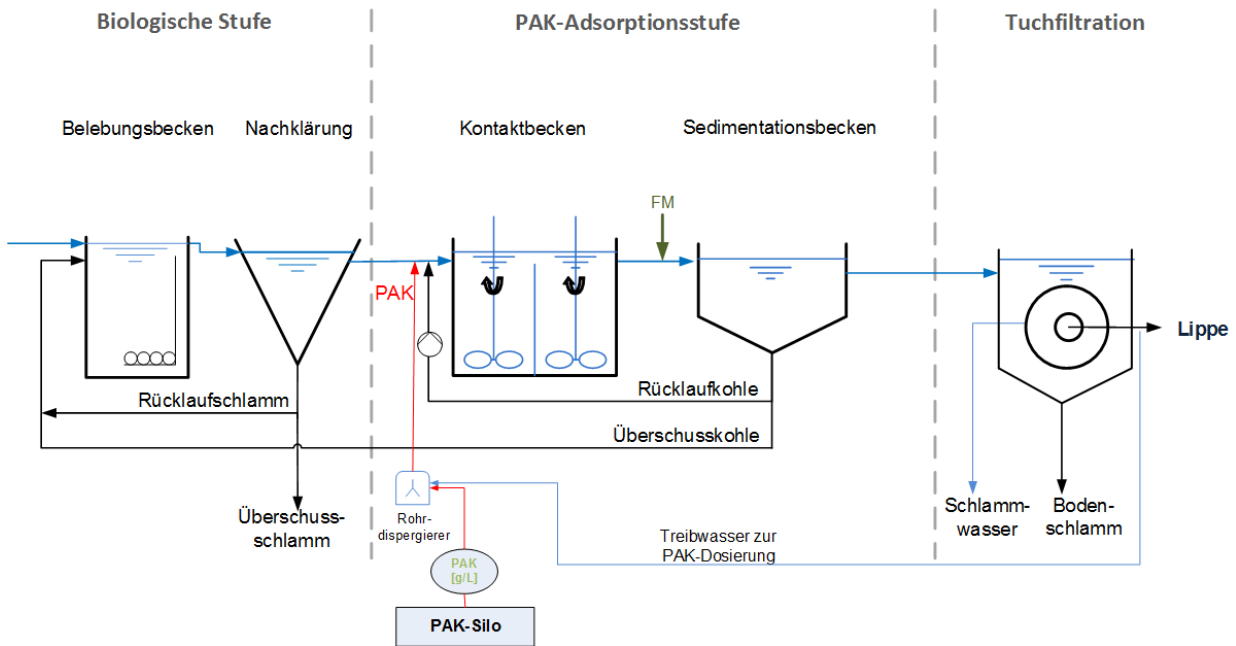


Abbildung 6-6: Fließbild der Variante 1

6.2.4 Fällmitteldosierung

Zur effektiveren Abtrennung der PAK vom Abwasser wird dem Abwasserstrom Fällmittel zugegeben. Dazu wird angenommen, dass das im Bereich der neuen PAK-Stufe verortete bereits bestehende Fällmittellager und -dosierstation eingesetzt werden können. Im Folgenden wird berechnet, wie hoch der tägliche Fällmittelbedarf für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination und das notwendige Lagervolumen sind. Bei einer großtechnischen Umsetzung ist zu prüfen, ob das vorhandene Lager und die Dosiereinrichtung eingesetzt werden können.

Täglicher Fällmittelbedarf	$M_{FM} = \text{spez. Dosierung}_{FM} * M_{PAK} / \text{Wirksubstanz}_{FM} =$	267 kg _{FM} /d
Fällmittel Lagervolumen	$V_{FM\text{-Lager}} = t_{\text{Vorhaltung}} * M_{FM} / \rho_{FM} =$	3,61 m ³

6.2.5 Auslegung der Tuchfiltration

Für die Auslegung der Tuchfiltration wird eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h herangezogen, möglich wären bis zu 15 m/h. Zusätzlich zu berücksichtigen ist eine Spülwassermenge von 5 %, es müssen demnach 1.588 m³/h behandelbar sein. Mit der maximalen Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ergibt sich ein Flächenbedarf von mindestens 158,8 m². Es wird vorgesehen, dass ein Scheibenfilter mit Mikrofaser-Polstoff zum Einsatz kommt, da diese für die Abtrennung von feinsten PAK-Partikeln geeignet sind. Vorgesehen werden 3 Scheibenfilter des Typs SF 12/60. Eine Filtereinheit besteht demnach aus 12 Scheiben mit einer Filterfläche von 60 m², womit eine Gesamtfilterfläche von 180 m² zur Verfügung steht. Die Filtergeschwindigkeit errechnet sich daraus wie folgt:

Filterfläche der Tücher	$A_{\text{Tuchfiltration}} = (Q_{\text{Auslegung}} + \text{Spülwasser}_{5\%}) / v_{F\text{max}} =$	158,8 m ²
Nachweis Filtergeschwindigkeit	$v_F = (Q_{\text{Auslegung}} + \text{Spülwasser}_{5\%}) / \text{Fläche Tuchfilter installiert} =$	8,82 m/h < 10 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 27 mg/L (10mg_{PAK}/L + 2 mg_{Fe}/L + 15 mg_{AFS}/L als angenommene maximale Kon-

zentration aus dem Ablauf der Nachklärung) angesetzt, woraus eine Feststoffflächenbelastung von ca. 238 g/(m²*h) resultiert. Demnach liegt die gesamte Flächenbelastung unterhalb der maximal zulässigen 250 g/(m²*h).

Der Flächenbedarf der Tuchfiltrationsbeckens wird anhand der Abmessungen der Scheibenfilter (Durchmesser: 2,1 m; Scheibenabstand: 240 mm; Scheibendicke: 80 mm) zu 8 m x 5 m abgeschätzt und unter Berücksichtigung einer 4 m breiten umlaufenden Befestigung mit Anschluss an das vorhandene Wegenetz ergibt sich ein Gesamtflächenbedarf von ca. 210 m².

6.3 Variante 2: GAK-Filtration

6.3.1 Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt

Ein auf der Kläranlage Lippstadt ebenfalls mögliches Verfahren stellt die Filtration über granuliert Aktivkohle dar. Dabei wird der Ablauf der Nachklärung über die GAK filtriert und ohne weitere Nachbehandlung in das Gewässer eingeleitet. Entsprechend der Erörterung von Freiflächen auf der Kläranlage kann die GAK-Filtration auf der Freifläche nördlich der Nachklärbecken implementiert werden (siehe dazu auch Abbildung 6-1). Wie die GAK-Filtration in die Prozessabfolge auf der Kläranlage Lippstadt integriert werden kann, ist aus Abbildung 6-7 ersichtlich. Das Abwasser wird aus der Nachklärung der GAK-Filtration im freien Gefälle zugeleitet. Nach der Filtration erfolgt ebenfalls im freien Gefälle die Einleitung in das Gewässer Lippe.

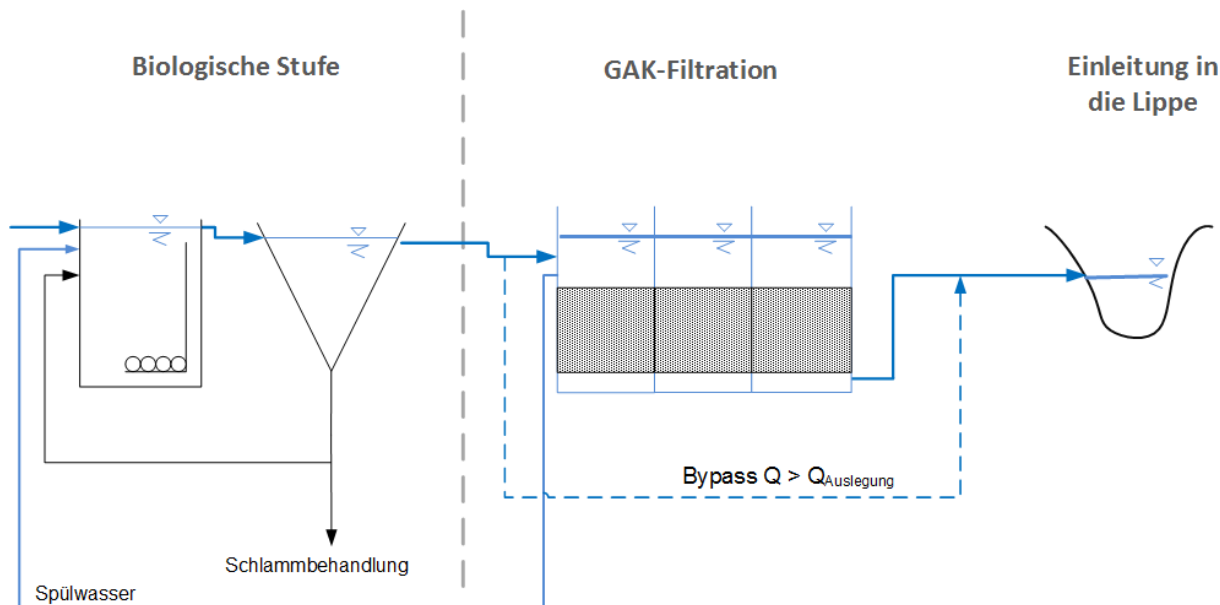


Abbildung 6-7: Skizze der möglichen Einbindung der Variante 2 in die Prozessabfolge auf der Kläranlage Lippstadt

Um die GAK nach ihrer Erschöpfung austauschen zu können, ist eine Absaugleitung durch welche die beladene GAK entfernt werden kann und ein Rohrleitungssystem vorzusehen, um die Filterzellen mit frischer GAK mit Hilfe von Treibwasser zu befüllen. Aus Abbildung 6-8 wird ersichtlich, wie die Variante 2 auf der Kläranlage Lippstadt angeordnet werden könnte.

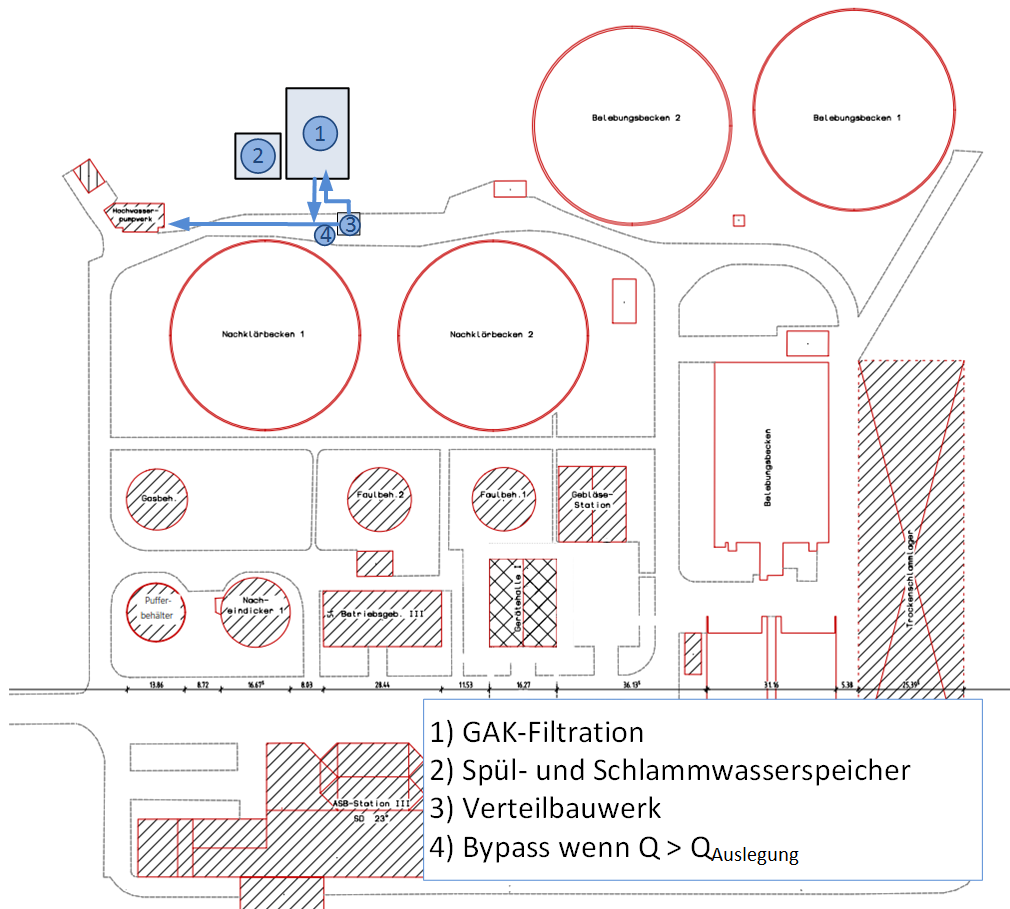


Abbildung 6-8: Skizze des Lageplans der Variante 2 auf der Kläranlage Lippestadt

6.3.2 Auslegung der GAK-Filtration

Zur Auslegung von Filtern mit granulierter Aktivkohle werden die Leerbettkontaktzeit (EBCT: empty bed contact time) sowie die Filtergeschwindigkeit herangezogen. Laut KOM-M.NRW (2016) sollte die EBCT zwischen 5 und 30 Minuten liegen und die Filtergeschwindigkeit 15 m/h nicht überschreiten. Für die EBCT werden hier 30 Minuten angenommen. Mit diesen Eingangswerten lässt sich das Filterbettvolumen sowie, unter Annahme einer Höhe des Filterbetts, die Filterfläche ermitteln. Zur Prüfung der Einhaltung der Filtergeschwindigkeit wird diese sowohl bei Betrieb aller Filterzellen als auch bei Außerbetrieb einer Filterzelle ermittelt.

Volumen Filter	$V = Q_{\text{Auslegung}} \cdot \text{EBCT}$	756 m ³
Fläche Filter	$A = V / H_{\text{Filterbett}}$	378 m ²
Anzahl Filterzellen		6,0 -
Filtergeschwindigkeit	$v_{\text{Filter}} = A / Q_{\text{Auslegung}}$	4 m/h
Filtergeschwindigkeit 1 Zelle in Spülung	$v_{\text{Filter}} = A_{n-1} / Q_{\text{Auslegung}}$	4,8 m/h

6.3.3 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Die Filterstandzeit wird unter Annahme eines Filterbettvolumens (BV) von 10.000 m³Abwasser/m³Filtermaterial ermittelt. Dazu wird weiterhin die behandelte Jahresabwassermenge von 6.407.674 m³/a herangezogen. Der GAK-Bedarf pro Jahr ermittelt sich dann im Weiteren aus der spezifischen Masse der GAK.

Filterstandzeit	$t_{GAK} = V * BV / JAM$	1,18 a
GAK-Bedarf	$M_{GAK} = V * M_{spez.} / t_{GAK}$	320 Mg _{GAK} /a

6.3.4 Auslegung der Spül- und Schlammwasserspeicher

Um für die Rückspülung der Filter genügend Spülwasser vorzuhalten, insbesondere dann wenn der Kläranlage wenig Wasser zufließt, ist ein Spülwasserspeicher vorzusehen. Um die Kläranlage durch zurückgeführtes Schlammwasser hydraulisch nicht zu überlasten, wird ein Schlammwasserspeicher vorgesehen. Es wird zur Auslegung der Spül- bzw. Schlammwasserspeicher eine Rückspülgeschwindigkeit von 35 m/h und eine Spüldauer von 6 Minuten gewählt.

Volumen Spülwasserspeicher	$V_{Spülwassersp.} = V_{Rücksp.} * A_{Filterzelle} - Q_{Nachzuffluss} * t_{Rücksp.}$	201 m ³
Volumen Schlammwasserspeicher	$V_{Schlammwassersp.} = V_{Spülwassersp.} + V_{Filterüberstand}$	347 m ³

6.4 Variante 3: Ozonung und biologische Nachbehandlung im Wirbelbett

6.4.1 Integration auf der Zentralkläranlage Lippstadt

Die Variante der Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett kann auf der Zentralkläranlage Lippstadt auf dem Gelände nördlich der Nachklärbecken errichtet werden. Die Einbindung der Ozonanlage erfolgt dabei hinter den Nachklärbecken. Dazu wird die Ozonanlage an den Ablaufschacht der Nachklärbecken angeschlossen und im freien Gefälle durchflossen. Das mit Ozon behandelte Abwasser durchfließt direkt im Anschluss einen Wirbelbettreaktor, in dem eine biologische Nachbehandlung stattfindet. Nach dieser Behandlung erfolgt die Wiedereinleitung des Abwassers in den bestehenden Kanal zum ehemaligen Hochwasserpumpwerk und von dort in das Gewässer Lippe.

Die Ozonanlage sowie der Ozongenerator sollen zweistraßig ausgeführt werden, um auf unterschiedliche Zulaufwassermengen reagieren zu können und um auch im Revisionsfall bzw. bei Ausfall einer Straße noch eine Grundelimination sicherstellen zu können. Das Betriebsgebäude für die Ozonanlage, in dem sich auch der Ozongenerator befindet, kann je nach gewünschtem minimalen Platzaufwand für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination auch auf dem Dach der Ozonanlage errichtet werden. Abbildung 6-9 zeigt, wie die Variante 3 auf der Kläranlage Lippstadt angeordnet werden könnte.

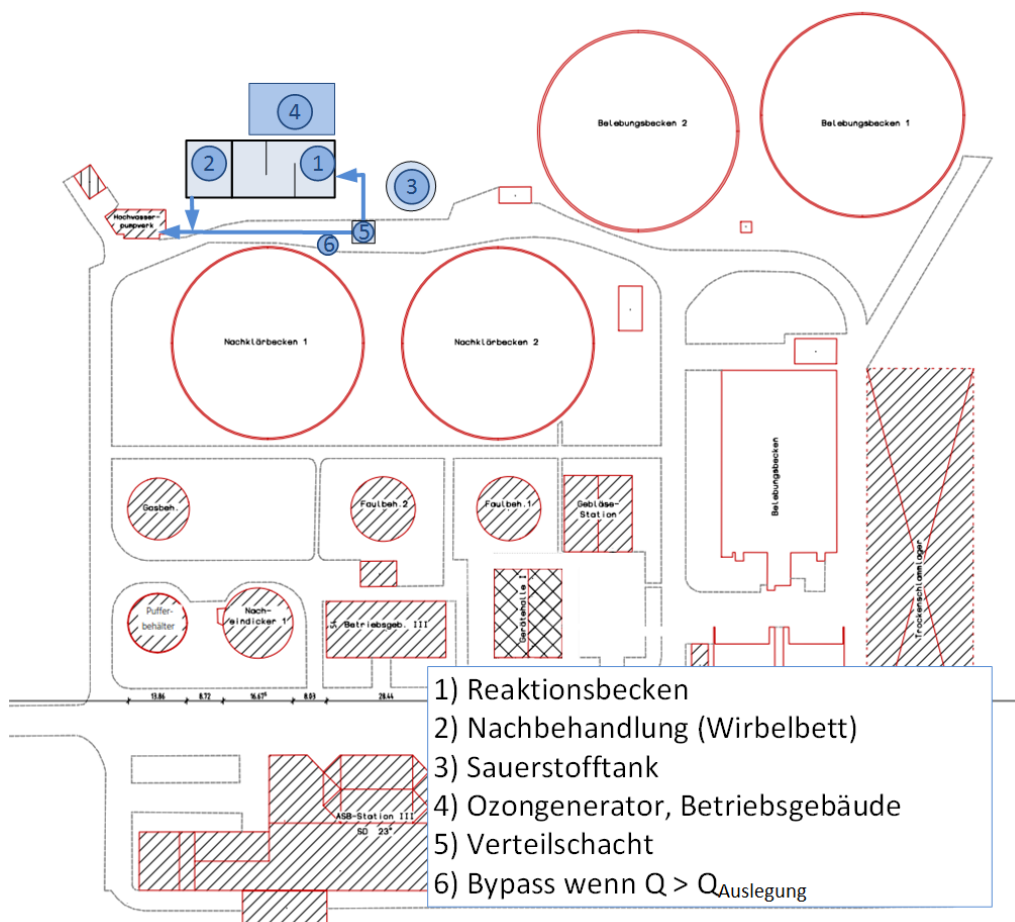


Abbildung 6-9: Skizze des Lageplans der Variante 3 auf der Kläranlage Lippestadt

6.4.2 Ozonerzeugung

Der für die Erzeugung des Ozons notwendige Reinsauerstoff wird in flüssiger Form in Tankwagen zur Kläranlage transportiert. Zur Bevorratung des Sauerstoffs wird ein LOX-Tank mit 25.000 kg Fassungsvermögen vorgesehen. Zur Erzeugung des Ozons wird der Sauerstoff über Kaltverdampfer verdampft und über eine Gasleitung zum Ozonerzeuger geleitet. Mit einem Wirkungsgrad von 10 % wandeln sie den Sauerstoff in Ozon um. Da die Ozonerzeuger während des Betriebs gekühlt werden müssen, wird Wasser als Kühlmedium aus dem Ablauf der Nachklärbecken bereitgestellt. Das Betriebsgebäude, in dem sich auch die Ozonerzeuger befinden, ist mit Ozon- und Sauerstoffmessgeräten zur Raumluftüberwachung auszustatten. Zusätzlich ist die Installation einer Lüftungsanlage, die einen dreifachen Luftwechsel gewährleistet, vorzusehen. Aus Sicherheitstechnischen Gründen sollte die Raumluftüberwachung mit den Ozonerzeugern gekoppelt sein, sodass diese bei Austreten von Ozon abgeschaltet werden können. Von außen sollte das Betriebsgebäude mit einem Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn ausgestattet werden. Zusätzlich dazu sollten zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang vorgehalten werden, um im Bedarfsfall der Personenrettung zu dienen. Das Tragen eines Atemschutzgerätes und ein entsprechender Nachweis über den G 26.3-Schein sind nicht erforderlich.

Als spezifische Ozondosis wird für die Auslegung ein Wert von 0,7 mgO₃/mgDOC angesetzt. Die daraus resultierende Ozonkonzentration im Abwasser und die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeuger sind nachfolgender Aufführung zu entnehmen. Berücksichtigt wird dabei auch die benötigte

Ozonmenge, die durch das noch im Abwasser vorhandene Nitrit gezehrt wird. Es wird auf Grundlage der Auswertung der Betriebstagebücher eine Nitritkonzentration von 0,1 mg/L angenommen (siehe dazu Tabelle 4-4).

Ozonkonzentration	$C_{O_3} = Z_{spez.} * C_{DOC} =$	7 mg _{O₃} /L
Produktionskapazität	$B_{O_3} = Q_{Auslegung} * C_{O_3} =$	10,6 kg _{O₃} /h
Produktionskapazität für NO ₂ -N Oxidation	$B_{O_3} = Q_{Auslegung} * C_{NO_2} =$	0,5 kg _{O₃} /h
Produktionskapazität gesamt		11,1 kg _{O₃} /h

6.4.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

Als Ozoneintragungssystem wird das Diffusorsystem ausgewählt. Dieses benötigt im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie. Das einzutragende Ozon wird über eine Gasleitung zu den Ozonbecken geleitet und dort über am Beckenboden installierte Diffusoren in das Abwasser eingetragen. Die für dieses System benötigte Beckentiefe von 5 m kann aufgrund des Neubaus realisiert werden. Um das Ozon zu dosieren, wird eine DOC-mengenproportionale Ozondosierung vorgesehen. Dazu ist der Zulauf zu den Ozonbecken mit einer Durchflussmessung zu versehen und die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage muss über eine Online-DOC-Messung erfolgen.

6.4.4 Kontaktreaktor und Nachbehandlung

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgeführt. Um den maximalen Volumenstrom zu den Beckenstraßen zu begrenzen wird jede der Straßen mit einem Regelschieber ausgestattet. Wie eine Unterteilung der beiden Straßen in Kompartimente erfolgen kann, bzw. ob dies notwendig ist um Kurzschlussströmungen zu vermeiden, sollte im Rahmen der Planung mittels einer CFD-Simulation festgestellt werden.

Um einen Eintrag des Ozons in die Luft bzw. Restozon im Abwasser zu verhindern, wird das Ozonbecken gasdicht abgedeckt und die Abluft abgesaugt. In der abgesaugten Abluft wird eine Ozonmessung vorgesehen, über die die Ozondosierung gesteuert werden kann. Die Abluft wird über einen Restozonvernichter geleitet, sodass kein Ozon in die Umgebungsluft entweichen kann. Zusätzlich dazu wird die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase im Ablauf der Ozonanlage mittels Ozonsonde, z.B. einer Orbisphere, gemessen.

Die Einbindung der Variante 3 in den Prozessablauf der Zentralkläranlage Lippstadt ist Abbildung 6-10 zu entnehmen.

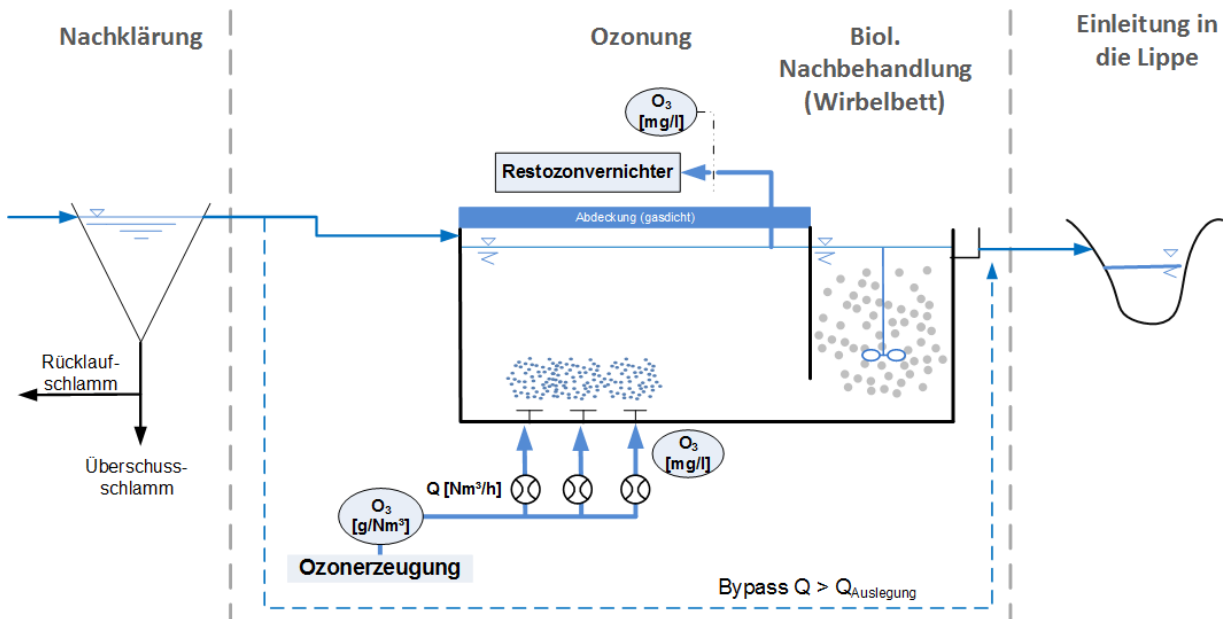


Abbildung 6-10: Einbindung der Variante 3 in die Prozessabfolge auf der Zentralkläranlage Lipstadt

Die Zeit bis zur vollständigen Ozonzehrung wird aus den durchgeführten Ozonzehrungsversuchen entnommen. Für die Auslegung des Kontaktreaktors wird daher eine Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung von 7 Minuten herangezogen. Diese Zehrungszeit ist im Falle einer großtechnischen Umsetzung durch weitere Ozonzehrungsversuche auch unter Berücksichtigung verschiedener Ozondosieraten und unter Berücksichtigung eines Mischwasserzuflusses zu verifizieren. Um die ungleichmäßige Durchströmung des Ozonreaktors zu berücksichtigen, wird die Zehrungszeit mit dem Faktor 1/0,35 multipliziert.

Zeit bis zur vollständigen O ₃ -zehrung	$t_{\text{Zehrung}} = t * (1/0,35) =$	20 min
--	---------------------------------------	--------

Das daraus resultierende erforderliche Reaktionsbeckenvolumen und die Grundfläche unter Annahme einer Beckentiefe von 6 m sind nachfolgend aufgeführt.

Volumen Ozonreaktor	$V = t_{\text{Zehrung}} * Q_{\text{Auslegung}} =$	504 m ³
Grundfläche Ozonreaktor	$A_{\text{Ozonreaktor}} = V/T =$	84 m ²

Zur biologischen Nachbehandlung des ozonierten Abwassers wird ein Wirbelbettreaktor mit PP-Schwebebett-Füllkörpern vorgesehen. Umgewälzt wird das Wirbelbett mittels eines Rührwerks. Um den Austrag der Schwebekörper zu verhindern, wird ein grobblasig belüftetes Lochblech vor den Ablauf installiert. Diese Belüftung verhindert, dass sich die Schwebekörper aufgrund der Strömung vor das Lochblech setzen und den Durchfluss behindern. Ausgelegt wird der Wirbelbettreaktor auf eine Aufenthaltszeit von 10 Minuten. Es ergibt sich damit nachfolgend das erforderliche Volumen und die Grundfläche bei einer angenommenen Tiefe von 6 m.

Volumen Wirbelbett	$V = t * Q_{\text{Auslegung}} =$	252 m ³
Grundfläche Wirbelbett	$A_{\text{Wirbelbett}} = V/T =$	42 m ²

7 Kostenermittlung

7.1 Grundlagen

7.1.1 Berechnungsmethode

Im Rahmen der Kostenermittlung werden die Investitions- und Betriebskosten bzw. die 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 es darum geht, alle im Untersuchungszeitraum „punktuell“ anfallenden Kosten (Investitions- und Reinvestitionskosten) in eine gleichmäßige Kostenreihe umzuwandeln, das heißt, die anfallenden Investitionskosten gleichmäßig auf die Nutzungsdauer zu verteilen.

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst zum Zeitpunkt $t = 0$ Investitionskosten an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Diese resultieren daraus, dass verschiedene Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern aufweisen, weshalb nach einiger Zeit Reparaturen oder der Austausch von Anlagenelementen vorgesehen wird. Hinsichtlich dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume entsprechend KVR-Leitlinien (2012) angenommen:

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

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

Prinzipiell ist zu beachten, dass aufgrund der aktuellen konjunkturellen Lage Die Ermittlung der Investitionskosten einer relativ hohen Unsicherheit unterliegt.

7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenberechnung

Die Annahmen hinsichtlich der spezifischen Kosten der Betriebskosten sind der nachfolgenden Aufzählung zu entnehmen. Sie wurden an die örtlichen Gegebenheiten auf der Kläranlage Lippstadt angepasst.

- Strom/Energie 0,15 €/kWh
- Sauerstoff 0,14 €/kg O₂
- PAK 1.800 €/Mg PAK
- GAK 1.700 €/Mg (neu)
1.100 €/Mg (regeneriert)
- FM 0,12 €/kg FM
- FHM 1,7 €/kg FHM
- Schlamm Entsorgung 68,63 €/Mg
27 % TS
- Personalkosten 40 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,25 % BT + 3 % (ET+MT)

7.2 Zusammenstellung der Kostenschätzungen

In Tabelle 7-1 bis Tabelle 7-6 sind die Kostenschätzungen für die Varianten 1 bis 3 zusammengefasst dargestellt.

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

Variante 1: PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage				Betrach-tungs- Nutzungs-dauer n zeitraum			Investiver Anteil der Jahreskosten
Investitionskosten				Jahre		Jahre	
Zu/Ablaufanbindung							
	Rohrleitungen/Betonarbei	KG 300	250.000 €	30	BT	30	12.755 €/a
Adsorptionsstufe							
	Baukonstruktion	KG 300	1.905.000 €	30	BT	30	97.192 €/a
	Technische Anlagen	KG 400	753.000 €	30	MT	15	63.076 €/a
	Pfahlgründung	KG 300	895.000 €	30	MT	15	74.971 €/a
Tuchfiltration							
	Baukonstruktion	KG 300	286.000 €	30	BT	30	14.592 €/a
	Maschinentechnische Anl	KG 400	595.000 €	30	MT	15	49.841 €/a
	Pfahlgründung	KG 300	191.000 €	30	MT	15	15.999 €/a
PAK Lager- & Dosiereinrichtung							
	Technische Anlagen	KG 400	290.000 €	30	MT	15	24.292 €/a
	Gründung	KG 300	23.000 €	30	BT	30	1.173 €/a
Fällmittelager- & Dosiereinrichtung							
	Technische Anlagen	KG 400	0 €	30	MT	15	0 €/a
	Gründung	KG 300	0 €	30	BT	30	0 €/a
E-Raum							
	Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT	30	2.041 €/a
E / MSR - Technik		KG 400	655.000 €	30	ET	10	76.786 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.		KG 500	100.000 €	30	BT	30	5.102 €/a
Baunebenkosten		KG 700	1.496.000 €	30	BT	30	76.325 €/a
Summe			7.479.000 €				514.145 €/a

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

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Jährliche Betriebskosten
		Wassermenge 1.512 m³/h	pro TW-Tag 24,0 h/d	mit Lastfaktor			
PAK	10 g PAK/m³	15,9 kg/h	381,0 kg/d	48%	183 kg/d	1,8 €/kg	120.160 €/a
Lösewasser	0,05 m³/kg PAK	0,8 m³/h	19,1 m³/d	48%	9,1 m³/d	1 €/m³	3.338 €/a
Fällmitteldosierung	(Wirksubstanz) 0,2 kgFe/kgPAK						
	(Fällmittelmenge) 0,138 kgFe/kgFM	23,0 kgFM/h	552,2 kgFM/d	48%	265 kg/d	0,12 €/kgFM	11.610 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kW/d	67%	16 kWh/d	0,15 €/kWh	880 €/a
Energie Filtration	0,005 kWh/m³	7,6 kWh/h	181,4 kW/d	48%	87 kWh/d	0,15 €/kWh	4.768 €/a
Wechsel Filtertücher	alle 4 Jahre					25.000 €/Filter	18.750 €/a
Schlammensorgung	Pulveraktivkohle 27 %TS=PAK	0,059 t/h	1,4 t/d	48%	0,68 t/d	68,63 €/t	28.422 €/a
	Fällschlamm 2,5 kgTS/kgFe	0,040 t/h	1,0 t/d	48%	0,46 t/d		
Instandhaltung 1,25%BT / 3%MT/ET							113.665 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	7.200 €/a
Summe							308.793 €/a

In Variante 1 ist für die Investitionskosten die neu zu errichtende Adsorptionsstufe bestehend aus Kontaktbecken und Sedimentationsbecken besonders bedeutend. Bei den laufenden Kosten haben die Pulveraktivkohle sowie die angesetzten Instandhaltungskosten, die basierend auf den Investitionskosten mit einem festgelegten Prozentsatz in die laufenden Kosten einfließen, den größten Anteil.

Tabelle 7-3: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 2

Variante 2: GAK-Filtration				Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Investitionskosten			Jahre					Jahre
Zu/Ablaufanbindung								
	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	250.000 €	30	BT	30	3,0%	12.755 €/a
GAK Filter								
	Bauwerk Filtration	KG 300	2.558.000 €	30	BT	30	3,0%	130.507 €/a
	Bauwerk Filtrat-/Schlammwasse	KG 300	246.000 €	30	BT	30	3,0%	12.551 €/a
	Pfahlgründung inkl. Baustellenein	KG 300	527.000 €	30	BT	30	3,0%	26.887 €/a
	Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	175.000 €	30	MT	15	3,0%	14.659 €/a
	Erst-Befüllung GAK	KG 400	643.000 €	30	BT	30	3,0%	32.805 €/a
	Betriebsgebäude	KG 300	168.000 €	30	BT	30	3,0%	8.571 €/a
E-Raum								
	Baukonstruktion	KG 300	48.000 €	30	BT	30	3,0%	2.449 €/a
E / MSR - Technik								
		KG 400	70.000 €	30	ET	10	3,0%	8.206 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.								
		KG 500	100.000 €	30	BT	30	3,0%	5.102 €/a
Baunebenkosten								
		KG 700	1.196.000 €	30	BT	30	3,0%	61.019 €/a
Summe			5.981.000 €					315.512 €/a

Tabelle 7-4: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 2

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei			spezifische Kosten	Jährliche Betriebskosten	
		Wassermenge 1.512 m³/h	pro TW-Tag 24,0 h/d	mit Lastfaktor			
Energie Filterspülung	5,00 kWh/Zelle* Spülung	6,0 Zellen	30 kW/d	100%	30 kWh/d	0,15 €/kWh	
GAK	Standzeit spezifisches Gewicht GAK-Bedarf GAK-Volumen je Filterzelle Anzahl Filterzellen	1,2 Jahre 0,5 Mg/m³ 320 Mg/a 126 m³/Zelle 6,0 Zellen				1100 €/Mg (regeneriert) 2000 €/Austausch	1.643 €/a 352.422 €/a
Instandhaltung	1,25%BT / 3%MT/ET						74.103 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h	7.200 €/a
Summe							435.367 €/a

Die Variante 2 weist geringere Investitionskosten auf als Variante 1. Hier ist ebenfalls die Errichtung des Bauwerks, in diesem Fall der Filtration, der größte Kostenpunkt. An den laufenden Kosten macht der Austausch der granulierten Aktivkohle mit gut 80 % den größten Anteil aus.

Tabelle 7-5: Investitionskosten und investiver Anteil der Jahreskosten der Variante 3

Variante 3: Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung														
Investitionskosten	Kennwerte	Wassermenge 1.512 m³/h	pro TW-Tag 24,0 h/d	mit Lastfaktor	spezifische Kosten	Jährliche Betriebskosten	Betrachtung s- zeitraum	Nutzungsdauer n Jahre	Zins- satz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach Jahren	DFAKE (i;n)	Re-invest nach Jahren	Investiver Anteil der Jahreskosten
Zu/Ablaufanbindung	Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	250.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						12.755 €/a
Ozonung	Bauwerk Reaktor	KG 300	771.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						39.336 €/a
	Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	192.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						9.796 €/a
	Pfahlgründung inkl. Baustelleneinrichtung und Probefeld	KG 300	512.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						26.122 €/a
	Technische Anlagen Ozonung (O ₂ -Generator, Restozonvernichtung, Raumlufüberwachung, Diffusoren, Kühlung etc.)	KG 400	800.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419				67.013 €/a
	Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419				1.675 €/a
	Messgeräte	KG 400	63.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419				5.277 €/a
Nachbehandlung Wirbelbett	Bauwerk Reaktor	KG 300	386.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						19.693 €/a
	Aufwuchskörper für Wirbelbett	KG 400	84.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419				7.036 €/a
	Technische Anlagen Wirbelbett (Rührwerke, Lochblech, sonstige Einbauten)	KG 400	80.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419				6.701 €/a
Gründung LOX-Tank		KG 300	15.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						765 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.		KG 500	100.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						5.102 €/a
E/ MSR-Technik		KG 400	419.000 €	30	ET	10	3,0%	0,0510	10	0,7441	20			49.120 €/a
Baunebenkosten		KG 700	923.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510						47.091 €/a
Summe			4.615.000 €											297.483 €/a

Tabelle 7-6: Laufende Kosten und Jahreskosten der Variante 3

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei			spezifische Kosten	Jährliche Betriebskosten
		Wassermenge 1.512 m³/h	pro TW-Tag 24,0 h/d	mit Lastfaktor		
Sauerstoff cO3 = 7 g/m³; Ozon 10%wt	70 mgO ₂ /L	105,8 kgO ₂ /h	2.540,2 kg/d	48%	1.219,3	0,14 €/kgO ₂
Miete Sauerstofftank						6.000 €/a
Energie Ozonerzeugung	10 kWh/kgO ₃	105,8 kWh/h	2.540,2 kWh/d	67%	1.701,9	0,15 €/kWh
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d	67%	241,2	0,15 €/kWh
Instandhaltung	1,25%BT / 3%MT/ET					70.555 €/a
Personalkosten	15 h/Monat					40 €/h 7.200 €/a
Summe						252.445 €/a

Bei den Investitionskosten der Variante 3 sind die technischen Anlagen z.B. Ozongeneratoren und Restozonvernichter der größte Kostenpunkt. Die laufenden Kosten dieser Variante 3 werden dominiert von den Herstellungskosten des Ozons. Dazu werden der Sauerstoff sowie der Energieverbrauch zur Erzeugung des Ozons gerechnet.

7.3 Vergleich der Kostenschätzungen für die Varianten

In Tabelle 7-7 sind die Kostenschätzungen der Varianten zusammenfassend aufgeführt. Es zeigt sich dabei, dass die Variante 3 die niedrigsten Investitionskosten aufweist. Die Betriebskosten sind bei Variante 3 ebenfalls am niedrigsten. Demnach stellt Variante 3 mit 0,09 €/m³ behandeltem Abwasser insgesamt ebenfalls die günstigste Variante dar.

Tabelle 7-7: Zusammenfassung der Investitionskosten, investiver Anteile der Jahreskosten und laufender Kosten für die Varianten 1 bis 3

Varianten	V 1 PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage	V 2 GAK-Filtration	V 3 Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>			
Investitionskosten	7.479.000 €	5.981.000 €	4.615.000 €
Investiver Anteil der Jahreskosten	514.145 €/a	315.512 €/a	297.483 €/a
Investiver Anteil der Jahreskosten <small>(bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung)</small>	247.044 €/a	101.909 €/a	132.665 €/a
Betriebskosten	308.793 €/a	435.367 €/a	252.445 €/a
Jahreskosten (netto)	822.938 €/a	750.879 €/a	549.928 €/a
Jahreskosten (brutto)	979.296 €/a	893.546 €/a	654.414 €/a
Behandelte Abwassermenge	6.407.674 m ³ /a	6.407.674 m ³ /a	6.407.674 m ³ /a
Spezifische Jahreskosten (netto) <small>(bezogen auf behandelte Abwassermenge)</small>	0,13 €/m³	0,12 €/m³	0,09 €/m³

7.4 Vergleich der Kostenschätzungen unter Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

Nachfolgend werden die Investitionskosten bzw. der investive Anteil der Jahreskosten mit Berücksichtigung einer 70 %-igen Förderung auf die Erstinvestitionskosten vergleichend für die einzelnen Varianten aufgeführt. Eine solche Förderung kann z.B. über die Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für eine „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“ gewährt werden. Für die Bewertung der Varianten ist die Berücksichtigung einer solchen Förderung auf die Erstinvestitionskosten insbesondere bei Varianten mit vergleichsweise hohen Investitionskosten von Vorteil. Ebenfalls Berücksichtigung findet eine Reduzierung der Abwasserabgabe durch Herabklärung der abwasserabgabenrelevanten Parameter CSB und P_{ges}. Es wird dabei davon ausgegangen, dass bei den Varianten mit Einsatz von Aktivkohle eine CSB-Reduzierung um 10 mg/L möglich ist. Dies trifft demnach für die Varianten 1 und 2 zu. Für die Variante 3 mit Einsatz von Ozon hingegen wird keine Möglichkeit der Minderung des Parameters CSB angenommen. Zusätzlich dazu wurde bei den Varianten in denen eine Filtration errichtet und betrieben wird, eine Minderung des Parameters P_{ges} durch eine nachgeschaltete Fällung um 0,5 mg/L angenommen. Dies trifft demnach bei den Varianten 1 und 2 zu.

Der Vergleich der Jahreskosten unter Berücksichtigung einer Förderung sowie einer Minderung der Abwasserabgabe zeigt, dass die Variante 3, obwohl bei ihr keine Minderung der Abwasserabgabe zu tragen kommt, die günstigste Variante ist. Dahinter folgt die Variante 1. Variante 3 weist aufgrund der vergleichsweise hohen Betriebskosten noch immer die höchsten Jahreskosten auf.

Tabelle 7-8: Vergleichende Darstellung der Kosten bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung der Investitionskosten und einer Minderung der Abwasserabgabe

Varianten	V 1 PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage	V 2 GAK-Filtration	V 3 Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>			
Investitionskosten	7.479.000 €	5.981.000 €	4.615.000 €
Investiver Anteil der Jahreskosten	514.145 €/a	315.512 €/a	297.483 €/a
Investiver Anteil der Jahreskosten <small>(bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung)</small>	247.044 €/a	101.909 €/a	132.665 €/a
Betriebskosten	308.793 €/a	435.367 €/a	252.445 €/a
Betriebskosten <small>(bei Berücksichtigung einer Minderung der Abw.abgabe)</small>	266.749 €/a	393.323 €/a	252.445 €/a
Jahreskosten (netto)	822.938 €/a	750.879 €/a	549.928 €/a
Jahreskosten (brutto)	979.296 €/a	893.546 €/a	654.414 €/a
Jahreskosten (netto) <small>(bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung und Minderung der Abw.abgabe)</small>	513.793 €/a	495.233 €/a	385.110 €/a
Behandelte Abwassermenge	6.407.674 m³/a	6.407.674 m³/a	6.407.674 m³/a
Spezifische Jahreskosten (netto) <small>(bezogen auf behandelte Abwassermenge)</small>	0,13 €/m³	0,12 €/m³	0,09 €/m³
Spezifische Jahreskosten (netto) <small>(bezogen auf behandelte Abwassermenge; bei Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung und Minderung der Abw.abgabe)</small>	0,08 €/m³	0,08 €/m³	0,06 €/m³

8 Variantenbewertung

8.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Um eine fundierte Verfahrensempfehlung geben zu können, bedarf es einer festgelegten Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung. Dabei werden die monetären sowie betrieblichen und baulichen Aspekte der einzelnen Varianten betrachtet und gegenübergestellt. Um die Varianten hinsichtlich der notwendigen Investitionen vergleichen zu können, wurden diese als investiver Anteil der Jahreskosten berechnet. Zusätzlich wurden die laufenden Kosten abgeschätzt und zusammen mit dem investiven Anteil der Jahreskosten als Jahreskosten aufgeführt.

Zur Bewertung nicht monetärer Aspekte wie den betrieblichen und baulichen Aspekten werden folgende Faktoren in die Bewertung mit einbezogen:

- Eliminationsleistung bzgl. der Mikroschadstoffe
- Verbesserung der Reinigungsleistung
- Bildung von Nebenprodukten
- Betriebs- und Wartungsaufwand
- Flächenbedarf.

Diese Auswahl sowie die Wichtung der einzelnen Aspekte wurden gemeinsam mit dem Auftraggeber festgelegt. Der Aspekt Eliminationsleistung bzgl. der Mikroschadstoffe wird anhand der gemessenen Ablaufkonzentrationen bewertet. Dabei werden die Indikatorsubstanzen des Kom-M.NRW und die standortrelevanten Substanzen herangezogen und deren Eliminierbarkeit mit aktivkohle- bzw. ozonbasierten Verfahren verglichen und dabei festgestellt, ob sich dabei für die aktivkohle- bzw. ozonbasierten Verfahren ein Vorteil ergibt (siehe dazu Kapitel 6.1.3). Bei dem Aspekt zur Verbesserung der Reinigungsleistung wird bewertet, ob sich aus dem Betrieb der einzelnen Varianten eine Verbesserung des Ablaufs hinsichtlich abwasserabgabenrelevanter Parameter ergeben könnte. Die Bildung von Nebenprodukten bezieht sich auf die Bildung von Transformationsprodukten, wie sie beispielsweise bei der Ozonung entstehen können sowie auf die Bromatbildung.

In die abschließende Bewertung der Varianten gehen die monetären sowie die nicht monetären Bewertungsaspekte jeweils zu 50 % ein. Bei der monetären Bewertung werden 15 Punkte an die Variante mit den niedrigsten Jahreskosten vergeben. Die Punkte der anderen Varianten werden durch Multiplikation der maximal möglichen Punktzahl mit dem Verhältniswert aus niedrigsten Jahreskosten zu den Jahreskosten der zu bewertenden Variante abgemindert. Die Punkte der Varianten ergeben sich dabei wie folgt: $\text{Punkte Variante } x = 15 \text{ Punkte} * \frac{\text{JK}_{\text{min}} \text{ Variante}}{\text{JK Variante } x}$. Bei den nicht monetären Aspekten werden ebenfalls Punkte zwischen 0 und 15 vergeben, die dann mit der jeweiligen Gewichtung in die Gesamtpunktzahl der Variante eingehen.

Für die Bewertung wird zudem auch eine mögliche Förderung von 70 % auf die Erstinvestitionskosten und eine mögliche Minderung der Abwasserabgabe durch Herabklärung abwasserabgabenrelevanter Parameter berücksichtigt.

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

Tabelle 8-1 zeigt das Ergebnis der Verfahrensbewertung ohne Berücksichtigung einer möglichen Förderung bzw. Minderung der Abwasserabgabe. Die höchste Punktzahl entspricht der besten Variante und umgekehrt.

Tabelle 8-1: Bewertung der Varianten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

	Wichtung	Variante 1			Variante 2			Variante 3		
		PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage			GAK-Filtration			Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung		
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung			
Investitionskosten (netto)		7.479.000 €		5.981.000 €		4.615.000 €				
Investiver Anteil der Jahreskosten (netto)	15%	514.145 €/a	8,7	315.512 €/a	14,1	297.483 €/a	15,0	2,3		
Betriebskosten (netto)	35%	308.793 €/a	12,3	435.367 €/a	8,7	252.445 €/a	15,0	5,3		
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%	5,6			5,2			7,5		
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	10%	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5
Verbesserung der Reinigungsleistung	10%	CSB und P-Reduzierung	15,0	1,5	CSB und P-Reduzierung	15,0	1,5	keine Reduzierung	0,0	0,0
Bildung von Nebenprodukten	5%	keine Nebenproduktbildung	15,0	0,8	keine Nebenproduktbildung	15,0	0,8	Biol. Nachbehandlung verringert Nebenproduktbildung	10,0	0,5
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	Mittlerer Aufwand	10,0	1,0	Geringer Aufwand	15,0	1,5	Geringer Aufwand	15,0	1,5
Flächenbedarf	15%	Hoch	5,0	0,8	Mittel	10,0	1,5	Niedrig	15,0	2,3
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%	5,5			6,8			5,8		
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	11,1 Punkte			12,0 Punkte			13,3 Punkte		

Bei dem Aspekt Eliminationsleistung Mikroschadstoffe werden für die Varianten jeweils die gleichen Punkte vergeben, da nach Tabelle 6-1 angenommen wird, dass keins der Verfahren hinsichtlich der Eliminierbarkeit der Indikatorsubstanzen und der standortrelevanten Substanzen einen Vorteil aufweist (siehe dazu Kapitel 6.1.3). Für die Varianten 1 und 2 wird davon ausgegangen, dass eine Reduzierung von CSB durch den Einsatz von Aktivkohle sowie von P_{ges} durch die Möglichkeit einer Nachfällung in den neu errichteten Filtrationen möglich ist. Daher erhalten diese Varianten bei diesem Aspekt jeweils 15 Punkte, wohingegen die Ozonung dafür keine Punkte erhält. Für die aktivkohlebasierten Verfahren in Variante 1 und 2 wird angenommen, dass keine Nebenproduktbildung stattfindet, wohingegen für Variante 3 angenommen wird, dass eine Bildung von Nebenprodukten stattfindet, die jedoch durch die biologische Nachbehandlung reduziert wird. Variante 3 erhält daher bei diesem Aspekt 10 Punkte. Beim Betriebs- und Wartungsaufwand wird pauschal angenommen, dass Varianten mit mehreren Anlagenteilen einen höheren Aufwand aufweisen. Daher erhält Variante 1 hier lediglich 10 Punkte und die Varianten 2 und 3 jeweils 15 Punkte. Variante 1 hat im Vergleich den größten Flächenbedarf und erhält 5 Punkte. Variante 2 folgt mit 10 Punkten und der Flächenbedarf der Variante 3 ist am geringsten, daher erhält diese Variante hier 15 Punkte.

Es zeigt sich, dass hinsichtlich der monetären Bewertung die Variante 3 die höchste Punktzahl aufweist. Sie erreicht dabei sowohl beim investiven Anteil der Jahreskosten als auch bei den Betriebskosten die höchste Punktzahl. Bei den nicht monetären Bewertungsaspekten erreicht die Variante 2 die höchste Punktzahl.

Die Variante 3 „Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung“ erreicht die höchste Gesamtpunktzahl.

Es ergibt sich die folgende Rangfolge der Varianten.

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

Ranking	Variante
1. Empfehlung	Variante 3 „Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung“
2.	Variante 2 „GAK-Filtration“
3.	Variante 3 „PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage

Unter Berücksichtigung einer möglichen Förderung von 70 % und einer Minderung der Abwasserabgabe weist die Variante 3 auch hierbei die höchste Punktzahl bei der monetären Bewertung auf, wobei sich der Abstand zu den anderen Varianten verkleinert hat. Da sich an der Bewertung der nicht monetären Aspekte keine Änderung ergibt, bleibt auch bei Berücksichtigung einer Förderung und der Minderung der Abwasserabgabe die Variante 3 die mit der höchsten Gesamtpunktzahl. Die Bewertung ist Tabelle 8-3 zu entnehmen. Am Ranking der Varianten ergibt sich ebenfalls keine Änderung, sodass sich hierbei die gleiche Rangfolge, entsprechend Tabelle 8-2, ergibt.

Tabelle 8-3: Bewertung der Varianten mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe

	Wichtung	Variante 1 PAK-Dosierung in Kontaktbecken und Abtrennung in Sedimentationsbecken mit nachgeschalteter Filtrationsanlage			Variante 2 GAK-Filtration			Variante 3 Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung		
		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung		Punkte	Wertung	
Investitionskosten mit Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung (netto)		2.243.700 €			1.794.300 €			1.384.500 €		
Investiver Anteil der Jahreskosten mit Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung (netto)	15%	247.044 €/a	6,2	0,9	101.909 €/a	15,0	2,3	132.665 €/a	11,5	1,7
Betriebskosten mit Berücksichtigung einer Minderung der Abwasserabgabe (netto)	35%	266.749 €/a	14,19567879	5,0	393.323 €/a	9,6	3,4	252.445 €/a	15,0	5,3
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%	5,9			5,6			7,0		
Eliminationsleistung Mikroschadstoffe	10%	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5	Für alle Varianten gleich gute Eliminierbarkeit	15,0	1,5
Verbesserung der Reinigungsleistung	10%	CSB und P-Reduzierung	15,0	1,5	CSB und P-Reduzierung	15,0	1,5	keine Reduzierung	0,0	0,0
Bildung von Nebenprodukten	5%	keine Nebenproduktbildung	15,0	0,8	keine Nebenproduktbildung	15,0	0,8	Biol. Nachbehandlung verringert Nebenproduktbildung	10,0	0,5
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	Mittlerer Aufwand	10,0	1,0	Geringer Aufwand	15,0	1,5	Geringer Aufwand	15,0	1,5
Flächenbedarf	15%	Hoch	5,0	0,8	Mittel	10,0	1,5	Niedrig	15,0	2,3
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%	5,5			6,8			5,8		
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	11,4 Punkte			12,4 Punkte			12,8 Punkte		

9 Empfehlung

9.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Hinsichtlich des Erfordernisses zum Ausbau der Kläranlage Lippstadt um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination ist der ökologische Zustand der Lippe zu betrachten. Der ökologische Zustand der Lippe ist im Bereich der Kläranlageneinleitung im 3. Monitoringszyklus 2012-2014 lediglich als mäßig eingestuft worden (siehe dazu Kapitel 3.1). Um die Belastung des Kläranlagenablaufs mit Mikroschadstoffen einschätzen zu können, wurden im Rahmen der vorliegenden Studie Analysen des Ablaufs auf unterschiedliche Mikroschadstoffe durchgeführt. Im Rahmen des dazu durchgeführten erweiterten Monitorings wurden Überschreitungen der Bewertungskriterien festgestellt. Die dabei festgestellten Überschreitungen sind zusammenfassend in Tabelle 9-1 dargestellt. Zur Verifizierung dieser Ergebnisse wurde ein Monitoring zur Datenverdichtung durchgeführt, bei dem die Ergebnisse weitestgehend bestätigt werden konnten.

Tabelle 9-1: Überschreitungen der Bewertungskriterien beim erweiterten Monitoring des Abflaufs der Kläranlage

Stoffgruppe		Einheit	Zielwert	Ablauf	Ablauf	Ablauf	Ablauf
				01.-02.09.17 Regenwetter	08.-09.09.17 Regenwetter	25.-26.09.17 Trockenwetter	26.-27.09.17 Trockenwetter
Arzneimittelwirkstoffe und metabolite	Bezafibrat	ng/L	100	320	400	280	410
	Candesartan	ng/L	100	1.400	1.400	2.400	2.900
	Carbamazepin	ng/L	500	440	490	750	920
	Ciprofloxacin	ng/L	100	170	160	380	420
	Clarithromycin	ng/L	100	190	220	830	760
	Diclofenac	ng/L	50	3.500	4.100	6.100	7.000
	Gabapentin	ng/L	100	4.100	3.900	4.200	4.600
	Guanylharnstoff	ng/L	100	3.300	4.600	2.700	2.100
	Ibuprofen	ng/L	10	340	950	830	800
	Sotalol	ng/L	100	230	370	590	620
	Sulfamethoxazol	ng/L	600	150	440	580	810
	Valsartan	ng/L	100	640	1.000	690	810
	Biozide/PSM	Glyphosat	µg/L	0,1	0,73	0,41	0,27
Mecoprop		ng/L	100	120	60	34	43
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	ng/L	100	4.400	3.500	7.000	9.400
	Iopamidol	ng/L	100	440	1.600	840	1.300
	Iopromid	ng/L	100	240	160	< 20	360

Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Hierbei wären weitere Eintragspfade von relevanten Mikroschadstoffen und die sich nach der Kläranlageneinleitung ergebenden maßgebenden Konzentrationen im Gewässer und ihre Wirkungen auf das Gewässer zu berücksichtigen. Die Untersuchungen des Gewässers und des Abflaufs der Kläranlage hat jedoch für einige Substanzen ergeben, dass die Konzentrationen des Abflaufs der Kläranlagen höher sind, als die Konzentrationen der jeweiligen Substanz im Gewässer, sodass hieraus eine Erhöhung der Gewässerkonzentration durch die Kläranlageneinleitung resultiert. Aus der Auswertung der Gewässeruntersuchung ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung hat sich jedoch lediglich für die Substanzen

Diclofenac, Gabapentin und Amidotrizoensäure eine Änderung hinsichtlich der Bewertung der Gewässerkonzentration oberhalb und der Konzentration unterhalb der Kläranlageneinleitung nach Tabelle 4-8 ergeben.

Es ist davon auszugehen, dass die Errichtung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination die Ablaufqualität der Kläranlage Lippstadt verbessert und dies daher als freiwillige Maßnahme aus Gewässersicht zu befürworten wäre. Gesetzlich geregelt ist ein Ausbau um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht und würde auf freiwilliger Basis erfolgen.

Es ist davon auszugehen, dass ein Ausbau der Kläranlage Lippstadt dazu beitragen würde, den Zustand des Gewässers zu verbessern. Aufgrund dessen wird ein Ausbau empfohlen.

9.2 Verfahrensempfehlung

Die Empfehlung der Vorzugsvariante wird auf Grundlage der in Kapitel 8 aufgezeigten Verfahrensbewertung ausgesprochen. Diese beruht auf dem Vergleich der Varianten hinsichtlich der monetären und nicht monetären Bewertungsaspekte.

Auf Grundlage dieser Bewertung wird zur Umsetzung als Stufe zur Mikroschadstoffelimination die Variante 3 „Ozonung mit Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung“ empfohlen.

Die Variante 3 hat bei dieser Bewertung sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung einer Förderung von 70 % sowie einer möglichen Minderung der Abwasserabgabe jeweils die höchste Gesamtpunktzahl erhalten. Sie weist dabei bei den Investitionskosten bzw. dem investiven Anteil der Jahreskosten und bei den Betriebskosten ohne Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe die niedrigsten Kosten auf. Auch mit Berücksichtigung einer Förderung und Minderung der Abwasserabgabe weist sie in Summe im Vergleich zu den anderen beiden Varianten die geringsten Kosten und damit die höchste Punktzahl auf. Bei den nicht monetären Bewertungsaspekten weist sie zwar nicht die höchste Punktzahl auf, jedoch ist hierbei insbesondere der Aspekt des geringsten Flächenbedarfs dieser Variante hervorzuheben.

Nicht in der Verfahrensbewertung berücksichtigt, aber dennoch zu erwähnen, ist der Vorteil der Ozonung in Bezug auf eine mögliche Notwendigkeit der Desinfektion oder Teildesinfektion des Kläranlagenablaufs. Falls sich zukünftig die Notwendigkeit dafür ergibt, könnte mit einer Ozonanlage darauf reagiert werden, wenn dies z.B. durch Bereitstellung größerer Ozonproduktionskapazitäten bereits bei der Planung Berücksichtigung finden würde. Einen solchen Vorteil bieten die aktivkohlebasierten Verfahren in Variante 1 und 2 nicht.

Die neue Einleitungserlaubnis für die Kläranlage Lippstadt gibt einen Überwachungswert für P_{ges} von 1 mg/L vor. Laut DWA (2011) ist mittels Simultanfällung, wie sie auf der Kläranlage Lippstadt zur Fällung von Phosphat zum Einsatz kommt, ein Ablaufwert von 1 mg/L bei funktionierender Nachklärung einhaltbar, was auch durch die Auswertung der Betriebstagebücher bestätigt wird. Es wird demnach davon ausgegangen, dass wenn es zu keiner Verschärfung dieses Überwachungswertes für die Kläranlage Lippstadt kommt, eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination ohne Filtration als ausreichend anzusehen ist. Vor der Umsetzung eines großtechnischen Ausbaus um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination ist die zukünftige Notwendigkeit einer weiteren Absenkung des Parameters P_{ges} unbedingt mit der zuständigen Behörde abzuklären.

Bei den begleitenden Untersuchungen des Ablaufs der Kläranlage bzw. des Zulaufs einer zukünftigen Stufe zur Mikroschadstoffelimination konnte festgestellt werden, dass die Bromidkonzentrationen bei

maximal 100 µg/L bzw. die Bromatbildung in Abhängigkeit von der zugegebenen Ozonkonzentration maximal bei 13,5 µg/L liegt. Hinsichtlich einer Umsetzung der Variante 3 stellt dies demnach aus heutiger Sicht kein Problem dar. Vor einer großtechnischen Umsetzung der Vorzugsvariante empfehlen wir dennoch weitergehende Untersuchungen mit einem längeren Zeitraum, als den im Rahmen dieser Studie möglichen. Es werden die folgenden Voruntersuchungen z.B. im Rahmen einer 2-wöchigen Messreihe empfohlen:

- Bestimmung der DOC-Konzentrationen im Zulauf der geplanten Stufe zur Mikroschadstoffelimination
- Bestimmung der Bromidkonzentrationen im Zulauf zur geplanten Stufe zur Mikroschadstoffelimination sowie korrespondierend des Bromatbildungspotenzials bei Zugabe definierter spezifischer Ozonkonzentrationen, wie sie im späteren Betrieb angestrebt werden, z.B. 0,7 mgO₃/mg_{DOC}
- Verifizierung der Ozonzehrungsversuche

Bei der weiteren Vorgehensweise sollte berücksichtigt werden, dass eine Förderung über „ResA II – Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“ in einer Höhe von bis zu 70 % von der Erstinvestition nur noch bis einschließlich Antragsjahr 2019 und ab 2020 lediglich in Höhe von bis zu 50 % möglich ist. Es ist weiterhin zu beachten, dass eine Förderung nur möglich ist, wenn es sich dabei um eine freiwillige Maßnahme handelt.

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, zuletzt geprüft am 06.01.2015.

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, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

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), zuletzt geprüft am 28.04.2014.

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, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

Astrid Bischoff; Bischoff, Astrid (2013): Desinfektion von behandeltem Abwasser. Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren. Zugl.: Darmstadt, Techn. Univ., Diss., 2013. Darmstadt: Inst. IWAR (Schriftenreihe IWAR, 225).

ATV (1995): A 203 Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung. Hennef.

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.

Bezirksregierung Arnsberg (2017): Einleitungserlaubnis für die Kläranlage Lippstadt. Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Lippstadt in die Lippe.

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>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

DSADS (2016): Den Spurenstoffen auf der Spur. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands. Online verfügbar unter www.dsads.de, zuletzt geprüft am 18.10.2016.

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).

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.

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, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

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, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

Kienle, C.; Vermeirssen, E.; Kunz, P.; Werner, I. (2015): Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU). Ökotoxizentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL. Dübendorf, Schweiz.

KOM-M.NRW (2015a): Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/>, zuletzt geprüft am 30.10.2015.

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

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/>, zuletzt geprüft am 11.06.2015.

KomS-BW (2015b): Pulverisierte Aktivkohle. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/>, zuletzt geprüft am 11.06.2015.

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

LANUV (2017): Living Document. Stand 11.2017, unveröffentlicht.

Mecana (2017): Innovative Feststoffentnahme mit textilen Filtermedien. Online verfügbar unter www.mecana.ch/images/sampledData/PDF/Downloads/PCMF_englisch/Deutsch/Polstofffiltration_Broschue_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, zuletzt geprüft am 12.06.2015.

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, zuletzt aktualisiert am 11.06.2015.

Micropoll (2015a): Dichte Membranen. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/>, zuletzt geprüft am 11.06.2015.

Micropoll (2015b): Schweiz - VSA Micropoll. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/>, zuletzt geprüft am 11.06.2015.

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).

Oekotoxzentrum (2015): Environmental Quality Standard (EQS) - Vorschlag des Oekotoxzentrums für: Bromat. Online verfügbar unter http://www.oekotoxzentrum.ch/media/90565/bromat_dossier_final.pdf.

Roeske, Wolfgang (2007): Trinkwasserdesinfektion. Grundlagen, Verfahren, Anlagen, Geräte, Mikrobiologie, Chlorung, Ozonung, UV-Bestrahlung, Membranfiltration, Qualitätssicherung. 2. Aufl. München: Oldenbourg Industrieverl.

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

Stadtentwässerung Lippstadt (2017): Luftbild der Zentralkläranlage Lippstadt. Online verfügbar unter http://www.stadtentwaesserung-lippstadt.com/cms/Information/Zentralklaeranlage-Lippstadt/Zentralklaeranlage_Lippstadt.html.

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.

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).

TrinkwV 2001: Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. TrinkwV 2001, vom 10.03.2016.

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, zuletzt geprüft am 12.06.2015.

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 halbtchnische 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, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

Xu, P.; Janex, M.; Savoye, P.; Cockx, A.; Lazarova, V. (2002): Wasterwater disinfection by ozone: main parameters for process design. 36. Aufl. Hg. v. Water research (1043-1055).

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

11 Anhang

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

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 (außer AMPA und Glyphosat), Süßstoffe und Röntgenkontrastmittel erfolgte mittels LC-MS/MS.

Die Analyse der perfluorierten Substanzen PFOA, PFOS und H-4 PFOS erfolgte mittels LC-MS/MS. Die Analyse der östrogenen Aktivität mittels A-YES Assay* 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.

Die Analyse von AMPA*** und Glyphosat*** erfolgte in Fremdvergabe in Anlehnung an ISO 21458 durch ein akkreditiertes Labor.

Tabelle 11-1: Verwendete Normen bei der Analytik der Basisparameter und weiterer Parameter.

Parameter	DIN Norm	Analyse im Zulauf	Analyse im Ablauf	Analyse im Gewässer
pH-Wert*	DIN EN ISO 10523	X	X	X
Leitfähigkeit*	DIN EN 27888	X	X	X
Bromid**	DIN EN ISO 10304	X	X	X
Bromat*	DIN EN ISO 15061	-	X	
SAK ₂₅₄ **	DIN 38404	X	X	X
TOC*	DIN EN 1484	X	X	
DOC*	DIN EN 1484	X	X	X
Chlorid***	DIN EN ISO10304	-	X	
Nitrat-N***	DIN EN ISO10304	-	X	
ortho-Phosphat***	DIN EN ISO10304	-	X	
Sulfat***	DIN EN ISO10304	-	X	
Ammonium-N***	DIN EN ISO 11732	-	X	
Stickstoff, ges. gebunden (TNb)***	DIN EN 12260	-	X	
Phosphor ges.***	DIN EN ISO 11885	-	X	
Säurekapazität bis pH 4,3***	DIN 38409	-	X	

Die mit ** oder *** gekennzeichneten Untersuchungen erfolgten im Unterauftrag bzw. in Fremdvergabe.

Die Ergebnisse des erweiterten Monitorings sind in den folgenden Tabellen zu finden.

Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum		31.08. - 01.09.2017	01.09. - 02.09.2017	07.09. - 08.09.2017	08.09. - 09.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170906/01	M 170906/02	M 170912/13	M 170912/14
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat	ng/L	970	320	1.700	400
	Candesartan	ng/L	1.100	1.400	2.100	1.400
	Carbamazepin*	ng/L	320	440	540	490
	Ciprofloxacin*	ng/L	170	170	790	160
	Clarithromycin*	ng/L	560	190	480	220
	Diclofenac*	ng/L	2.800	3.500	5.600	4.100
	Gabapentin	ng/L	5.200	4.100	8.900	3.900
	Guanylharnstoff	ng/L	360	3.300	310	4.600
	Ibuprofen*	ng/L	11.000	340	30.000	950
	Losartan	ng/L	200	52	440	100
	Metoprolol*	ng/L	640	830	1.500	1.200
	Sotalol	ng/L	190	230	480	370
	Sulfamethoxazol*	ng/L	73	150	380	440
	Valsartan	ng/L	3.300	640	6.500	1.000
	Biozide/PSM	AMPA***	µg/L	2,1	2,3	5,1
Flufenacet		ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Glyphosat***		µg/L	1,4	0,73	0,92	0,41
Isoproturon		ng/L	62	64	26	35
Mecoprop		ng/L	110	120	81	60
Propiconazol		ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
Tebuconazol		ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
Terbutryn*		ng/L	33	26	51	29

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00.

Analyse erfolgte in Fremdvergabe *** durch ein akkreditiertes Labor

Tabelle 11-3: Fortsetzung von Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum		31.08. - 01.09.2017	01.09. - 02.09.2017	07.09. - 08.09.2017	08.09. - 09.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170906/01	M 170906/02	M 170912/13	M 170912/14
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol*	ng/L	6.600	6.200	10.000	5.700
Süßstoffe	Acesulfam	ng/L	11.000	360	16.000	1.100
	Amidotrizoessäure	ng/L	2.200	4.400	9.600	3.500
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol	ng/L	320	440	4.100	1.600
	Iopromid	ng/L	610	240	1.800	160
Östrogene Aktivität	A-YES*	ng _{EEQ} /L	0,14	< 0,053	14	0,054
Perfluorierte Substan- zen	PFOA	ng/L	11	< 10	10	< 10
	PFOS	ng/L	10	< 10	< 10	< 10
	H-4 PFOS	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Moschusduftstoffe	HHCB (Galaxolid)	ng/L	480	290	1.100	970

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr, D-PL-19759-01-00.

Tabelle 11-4: Fortsetzung von Tabelle 11-2: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Regenwetter

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	
	Probenahmedatum	31.08. - 01.09.2017	01.09. - 02.09.2017	07.09. - 08.09.2017	08.09. - 09.09.2017	
	Bezeichnung IUTA	M 170906/01	M 170906/02	M 170912/13	M 170912/14	
		Einheit				
Basisparameter und weitere Parameter	pH-Wert*	-	7,03	7,38	7,41	6,98
	Leitfähigkeit*	µS/cm	798	812	1158	729
	Bromid**	µg/L	56	65	80	60
	Bromat*	µg/L	-	-	-	-
	SAK ₂₅₄ **	1/m	11	19	32	16
	TOC*	mg/L	12	6,8	32	8,6
	DOC*	mg/L	11	7,3	24	6,9
	Chlorid***	mg/L	-	95	-	71
	Nitrat-N***	mg/L	-	4,3	-	3,1
	ortho-Phosphat***	mg/L	-	1	-	0,28
	Sulfat***	mg/L	-	50	-	41
	Ammonium-N***	mg/L	-	0,23	-	< 0,02
	Stickstoff, ges. gebunden (TNb)***	mg/L	-	6,7	-	4,8
	Phosphor ges.***	mg/L	-	0,49	-	0,21
	Säurekapazität bis pH 4,3***	mmol/L	-	4,3	-	5,2

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00. Analyse erfolgte in Fremdvergabe *** durch ein akkreditiertes Labor

Tabelle11-5: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Trockenwetter

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum		21.09. - 22.9.2017	25.9. - 26.09.2017	23.09. - 24.9.2017	26. - 27.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170925/10	M 170926/08	M 170925/11	M 170929/14
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat	ng/L	2.100	280	2.300	410
	Candesartan	ng/L	2.300	2.400	2.200	2.900
	Carbamazepin*	ng/L	480	750	470	920
	Ciprofloxacin*	ng/L	960	380	960	420
	Clarithromycin*	ng/L	840	830	720	760
	Diclofenac*	ng/L	5.700	6.100	6.200	7.000
	Gabapentin	ng/L	9.800	4.200	9.500	4.600
	Guanylharnstoff	ng/L	380	2.700	340	2.100
	Ibuprofen*	ng/L	17.000	830	15.000	800
	Losartan	ng/L	440	71	450	89
	Metoprolol*	ng/L	1.400	1.400	1.300	2.100
	Sotalol	ng/L	470	590	480	620
	Sulfamethoxazol*	ng/L	510	580	510	810
	Valsartan	ng/L	7.200	690	6.900	810
Biozide/PSM	AMPA***	µg/L	5,3	2,2	5,4	2,3
	Flufenacet	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
	Glyphosat***	µg/L	0,62	0,27	1	0,31
	Isoproturon	ng/L	89	26	26	32
	Mecoprop	ng/L	57	34	80	43
	Propiconazol	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Tebuconazol	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Terbutryn*	ng/L	88	< 20	35	31

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00. Analyse erfolgte in Fremdvergabe *** durch ein akkreditiertes Labor

Tabelle 11-6: Fortsetzung von Tabelle 11-5: Ergebnisse des erweiterten Monitorings bei Trockenwetter

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage	Zulauf Biologie	Ablauf Kläranlage
	Probenahmedatum		21.09. - 22.9.2017	25.9. - 26.09.2017	23.09. - 24.9.2017	26. - 27.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170925/10	M 170926/08	M 170925/11	M 170929/14
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol*	ng/L	12.000	8.400	13.000	9.300
Süßstoffe	Acesulfam	ng/L	17.000	210	18.000	260
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure	ng/L	6.800	7.000	9.600	9.400
	Iopamidol	ng/L	5.500	840	9.400	1.300
	Iopromid	ng/L	5.800	< 20	2.200	360
Östrogene Aktivität	A-YES*	ngEEQ/L	0,073	0,041	0,14	0,046
Perfluorierte Substanzen	PFOA	ng/L	< 10	14	< 10	12
	PFOS	ng/L	< 10	< 10	11	< 10
	H-4 PFOS	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Moschusduftstoffe	HHCB (Galaxolid)	ng/L	2.000	760	3.300	820
Basisparameter und weitere Parameter	pH-Wert*	-	7,73	7,96	7,66	7,61
	Leitfähigkeit*	µS/cm	1426	1176	1433	1195
	Bromid**	µg/L	110	100	110	100
	Bromat*	µg/L	-	-	-	-
	SAK ₂₅₄ **	1/m	40	24	41	24
	TOC*	mg/L	-	11	-	10
	DOC*	mg/L	28	10	30	10
	Chlorid***	mg/L	-	130	-	140
	Nitrat-N***	mg/L	-	4,6	-	4,7
	ortho-Phosphat***	mg/L	-	< 0,36	-	< 0,36
	Sulfat***	mg/L	-	68	-	69
	Ammonium-N***	mg/L	-	0,39	-	0,17
	Stickstoff, ges. gebunden (TNb)***	mg/L	-	7,5	-	7,6
	Phosphor ges.***	mg/L	-	0,1	-	0,27
Säurekapazität bis pH 4,3***	mmol/L	-	7	-	7,3	

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00. Analyse erfolgte im Unterauftrag ** in Fremdvergabe *** durch ein akkreditiertes Labor.

Tabelle 11-7: Ergebnisse der Gewässeruntersuchungen

Stoff- gruppe	Probenamestelle		Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA	Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA
	Probenahmedatum		25.09.2017	25.09.2017	26.09.2017	26.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170925/12	M 170925/13	M 170926/06	M 170926/07
		Einheit				
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Bezafibrat	ng/L	< 10	12	< 10	15
	Candesartan	ng/L	130	180	210	250
	Carbamazepin*	ng/L	33	50	51	66
	Ciprofloxacin*	ng/L	23	< 20	40	31
	Clarithromycin*	ng/L	<10	<10	<10	<10
	Diclofenac*	ng/L	130	280	230	360
	Gabapentin	ng/L	93	190	120	200
	Guanylharnstoff	ng/L	75	190	120	190
	Ibuprofen*	ng/L	120	< 10	< 10	< 10
	Losartan	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Metoprolol*	ng/L	38	70	64	83
	Sotalol	ng/L	< 30	< 30	< 30	31
	Sulfamethoxazol*	ng/L	24	37	40	49
	Valsartan	ng/L	59	57	67	74
Biozide/PSM	AMPA***	µg/L	0,81	0,74	0,90	0,83
	Flufenacet	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
	Glyphosat***	µg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Isoproturon	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Mecoprop	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Propiconazol	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Tebuconazol	ng/L	< 30	< 30	< 30	< 30
	Terbutryn*	ng/L	< 20	< 20	< 20	< 20

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00. Analyse erfolgte in Fremdvergabe *** durch ein akkreditiertes Labor

Tabelle 11-8: Fortsetzung von Tabelle 11-7: Ergebnisse der Gewässeruntersuchungen

Stoff- gruppe	Probenamestelle	Einheit	Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA	Lippe oberhalb KA	Lippe unterhalb KA
	Probenahmedatum		25.09.2017	25.09.2017	26.09.2017	26.09.2017
	Bezeichnung IUTA		M 170925/12	M 170925/13	M 170926/06	M 170926/07
Korrosionsschutzmittel	1H-Benzotriazol*	ng/L	370	610	530	680
Süßstoffe	Acesulfam	ng/L	110	120	91	95
	Amidotrizoessäure	ng/L	210	370	330	470
	Röntgenkontrastmittel	Iopamidol	ng/L	240	280	310
	Iopromid	ng/L	220	210	230	150
Östrogene Aktivität	A-YES*	ng _{EEQ} /L	0,048	0,044	0,048	< 0,039
Perfluorierte Substanzen	PFOA	ng/L	< 10	13	10	< 10
	PFOS	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
	H-4 PFOS	ng/L	< 10	< 10	< 10	< 10
Moschusduftstoffe	HHCB (Galaxolid)	ng/L	130	210	150	250
Basisparameter	pH-Wert*	-	8,16	8,15	8,15	8,20
	Leitfähigkeit*	µS/cm	799	808	813	825
	Bromid**	µg/L	75	78	79	82
	SAK ₂₅₄ **	1/m	4,9	5,4	5,1	5,3
	DOC*	mg/L	2,5	2,2	3,6	3,1

Die mit * gekennzeichneten Parameter sind akkreditiert nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS), Akkreditierungsurkunde Nr. D-PL-19759-01-00. Analyse erfolgte im Unterauftrag ** durch ein akkreditiertes Labor.