

Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern



Abschlussbericht

Juli 2018



Ingenieurbüro Achten und Jansen GmbH
Beratende Ingenieure Ingenieurkammer-Bau NRW

Auftraggeber:

Schwalmtalwerke AöR
Markt 20
41366 Schwalmtal

Gefördert durch:

**Bezirksregierung
Düsseldorf**



Bearbeitung:

Ingenieurbüro Achten und Jansen GmbH
Charlottenburger Allee 11
52068 Aachen
Tel.: 02 41 – 96 87 0 - 0
Fax.: 02 41 – 96 87 0 - 60

Dipl.-Ing. Ulrike Weber
B. Eng. Johannes Rausch

Aachen, den 16.07.2018

INHALTSVERZEICHNIS

1	VERANLASSUNG.....	8
1.1	PLANUNGSGRUNDLAGEN	9
1.2	KURZBESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE	10
1.3	GEWÄSSERBELASTUNG	12
2	VORUNTERSUCHUNGEN ZUR MIKROSCHADSTOFFELIMINATION	15
2.1	GENEHMIGUNGSSITUATION KA SCHWALMTAL-AMERN	15
2.2	HINTERGRUND DER MIKROSCHADSTOFFELIMINATION.....	16
2.3	SCREENING	17
2.4	MONITORING.....	20
2.5	MESSABWEICHUNGEN	25
2.6	DEMOGRAFISCHER WANDEL	26
3	ABWASSEREIGENSCHAFTEN.....	28
3.1	STANDARD-ABWASSERPARAMETER.....	28
3.1.1	ABFILTRIERBARE STOFFE (AFS)	29
3.1.2	BROMIDKONZENTRATION	30
3.1.3	DOC-KONZENTRATION	31
3.1.4	NITRITKONZENTRATION.....	31
4	AUSLEGUNGSWERTE DER 4. REINIGUNGSSTUFE	32
4.1	BELASTUNGSDATEN HYDRAULIK.....	32
4.2	AUSLEGUNGSWASSERMENGE	34
4.3	ELIMINATIONSZIEL	36
5	STAND DER FORSCHUNG UND TECHNIK ZUR MIKROSCHADSTOFF- ELIMINATION.....	38
5.1	OXIDATIVE VERFAHREN	38
5.1.1	OZONUNG.....	39
5.2	ADSORPTIONSVERFAHREN	46
5.2.1	PULVERAKTIVKOHLE (PAK).....	47
5.2.2	GRANULIERTE AKTIVKOHLE (GAK)	51
5.3	VERGLEICH DER ERPROBTEN VERFAHREN	55
6	AUSARBEITUNG DER TECHNISCHEN ANLAGENKONZEPTE	56
6.1	NUTZUNG VORHANDENER RESSOURCEN.....	56
6.2	FLÄCHENVERFÜGBARKEIT	56
6.3	VARIANTENUNTERSUCHUNG.....	57
6.3.1	TRENNBAUWERK UND PUMPWERK.....	57
6.3.2	VORGESCHALTETE SANDFILTRATION	58
6.3.3	VARIANTE 1 (OZONUNG MIT BIOLOGISCHEM AKTIVKOHLEFILTER).....	60

6.3.4	VARIANTE 2 (OZONUNG OHNE BIOLOGISCHE NACHBEHANDLUNG).....	67
6.3.5	VARIANTE 3 (PAK KONTAKT-UND ABSETZBECKEN, INKL. TUCHFILTRATION) ...	69
6.3.6	VARIANTE 4 (GAK-FILTRATION)	76
7	KOSTENSCHÄTZUNG	80
7.1	INVESTITIONEN.....	81
7.2	BETRIEBSKOSTEN	82
7.3	JAHRESKOSTEN	84
8	CO₂-EMISSIONEN DER UNTERSUCHTEN VARIANTEN	86
8.1	VARIANTE 1 (OZONUNG MIT BIOLOGISCHEM AKTIVKOHLEFILTER).....	88
8.2	VARIANTE 2 (OZONUNG OHNE BIOLOGISCHE NACHBEHANDLUNG).....	89
8.3	VARIANTE 3 (PAK KONTAKT-UND ABSETZBECKEN, INKL. TUCHFILTRATION) ...	90
8.4	VARIANTE 4 (GAK-FILTRATION)	90
8.5	CO ₂ -BILANZ DER VARIANTEN	91
8.6	EINSPARPOTENTIALE	93
9	NUTZWERTANALYSE	94
10	VERFAHRENSEMPFEHLUNG	97
11	ZUSAMMENFASSUNG/FAZIT	99
12	LITERATURVERZEICHNIS	102

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ACP	Allgemeine chemisch-physikalische Parameter
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
Al	Aluminium
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
ATEX	Explosionsfähige Atmosphären (atmosphères explosibles)
BAK	Biologisch aktivierte Aktivkohle
B _{O3}	Benötigte Ozonmenge
BV	Bettvolumen
CFD	Computational Fluid Dynamics
c _{O3}	Ozonkonzentration
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DDD	defined daily doses (Definierte Tagesdosen)
DOC	Dissolved Organic Carbon
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EBCT	Empty Bed Contact Time
ELWAS	Elektronische wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW
EMSR	Elektrische Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik
EQS	Environmental Quality Standards
EW	Einwohnerwert
Fe	Eisen
FHM	Flockungshilfsmittel
FM	Fällmittel
GAK	Granulierte Aktivkohle
ISV	Schlammindex
JAM	Jahresabwassermenge
JSM	Jahresschmutzwassermenge
kWh	Kilowattstunde
LCMS	Flüssigchromatographie (Massenspektrometrie)
LOX	Liquid Oxygen
LWG	Landeswassergesetz
M	Masse (Gewichtsangabe)
MID	Magnetisch-induktiver Durchflussmesser
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW
OFWK	Oberflächenwasserkörper
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
PAK	Pulveraktivkohle
PSA	Pressure Swing Adsorption
Q _{Auslegung}	Auslegungswassermenge
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
RKM	Röntgenkontrastmittel
RSSCT	Rapid Small-Scale Column Test
RV	Rezirkulationsverhältnis
t _{Kontakt}	Kontaktzeit
TOC	Total Organic Carbon
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
VAWs	Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZKA	Zentrale Kläranlage Schwalmtal-Amern

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1-1: Luftaufnahme KA Schwalmtal-Amern (TIM-online 2018).....	11
Abbildung 1-2: Ökologischer Zustand Kranenbach (ELWAS-WEB 2018)	12
Abbildung 1-3: Bewirtschaftungsplan 2016-2022: PE_SWA_1400 Schwalm (MKULNV NRW 2015).....	14
Abbildung 2-1: Probenahmestellen Kranenbach (TIM-online 2018)	16
Abbildung 2-2: Darstellung Borner See, auf Grundlage von (TIM-online 2018)	21
Abbildung 2-3: Eliminationsleistung der ZKA während des Monitorings	22
Abbildung 2-4: Arzneimittelrückstände und RKM in der aquat. Welt (Beier 2010)	23
Abbildung 2-5: Analyseabweichungen der Ablaufprobe während des Screenings	25
Abbildung 2-6: Pro-Kopf-Arzneimittelverbrauch von GKV-Versicherten in Deutschland nach Altersgruppe im Jahr 2016, in DDD je Versichertem (WIdO 2017)	27
Abbildung 4-1: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2015	32
Abbildung 4-2: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2016	33
Abbildung 4-3: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2017	33
Abbildung 4-4: Ermittlung der Auslegungswassermenge (KOM-M.NRW 2016)	34
Abbildung 4-5: Anteil der behandelbaren JAM mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination.....	35
Abbildung 5-1: Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (KOM-M.NRW 2018)	38
Abbildung 5-2: Fließschema einer Ozonungsanlage (Abegglen und Siegrist 2012)	43
Abbildung 5-3: Elimination bei verschiedenen Ozonkonzentrationen KA Duisburg-Vierlinden (Türk 2013)	43
Abbildung 5-4: Adsorptionsprozesse nach (Kaub und Biebersdorf 2014).....	46
Abbildung 5-5: Fließschema einer PAK-Stufe (Abegglen und Siegrist 2012)	47
Abbildung 5-6: Eliminationsleistung von PAK (Joss und Böhler 2012b)	48
Abbildung 5-7: Mittlerer PAK-Abscheidegrad (Pinnekamp und Bornemann 2012)	49
Abbildung 5-8: Anordnung einer GAK-Anlage in Anlehn. an (KOM-M.NRW 2016).....	51
Abbildung 5-9: GAK-Filter abgeändert auf Grundlage (Abegglen und Siegrist 2012) ..	53
Abbildung 6-1: Flächenverfügbarkeit für 4. RS auf der ZKA (TIM-online, 2018)	56
Abbildung 6-2: Fließschema Variante 1 - Ozonung mit biol. Nachbehandlung	60
Abbildung 6-3: Skizze Variante 1 auf der KA Schwalmtal-Amern	66
Abbildung 6-4: Fließschema Variante 2 - Ozonung ohne biol. Nachbehandlung	67
Abbildung 6-5: Skizze Variante 2 auf der KA Schwalmtal-Amern	68
Abbildung 6-6: Fließschema Variante 3 – Pulveraktivkohle-Verfahrensstufe.....	70
Abbildung 6-7: Skizze Variante 3 auf der KA Schwalmtal-Amern	75
Abbildung 6-8: Fließschema Variante 4 – GAK-Filtration	76
Abbildung 6-9: Skizze Variante 4 auf der KA Schwalmtal-Amern	79
Abbildung 8-1: Zusammenstellung der CO ₂ -Emissionen.....	92

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2-1: Untersuchungsumfang für Monitoring.....	15
Tabelle 2-2: Bewertungsmaßstab UQN (LANUV 2014).....	17
Tabelle 2-3: Screeningergebnisse, Bewertung Zu- und Ablauf ZKA.....	18
Tabelle 2-4: Screeningergebnisse, Bewertung Kranenbach.....	19
Tabelle 3-1: Standortspezifische Abwassereigenschaften im Ablauf der ZKA.....	28
Tabelle 3-2: Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern	29
Tabelle 3-3: Bromidkonzentrationen im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern	30
Tabelle 3-4: DOC-Konzentration im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern.....	31
Tabelle 3-5: Nitritkonzentration im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern	31
Tabelle 4-1: Verschiedene Auslegungswassermengen in Abhängigkeit zur JAM.....	36
Tabelle 4-2: Indikatorsubstanzen und Reinigungsleistung (KOM-M.NRW 2016).....	36
Tabelle 5-1: Zusammenstellung Betriebsparameter bestehender Ozonungsanlagen..	45
Tabelle 5-2: Zusammenstellung der Betriebsparameter bestehender PAK-Anlagen ...	50
Tabelle 5-3: Zusammenstellung der Betriebsparameter bestehender GAK-Anlagen...	54
Tabelle 5-4: Vergleich Ozon/Aktivkohle auf Grundlage von (Austermann-Haun et al. 2017)	55
Tabelle 7-1: Investitionskosten der Varianten 1 bis 4	81
Tabelle 7-2: Grundlage für die Berechnung der Betriebskosten	82
Tabelle 7-3: Betriebskosten der Varianten 1 bis 4.....	83
Tabelle 7-4: Jahreskosten der einzelnen Varianten	84
Tabelle 7-5: Jahreskosten unter Berücksichtigung einer möglichen Förderung (70 %)	85
Tabelle 8-1: CO ₂ -Äquivalente zur Abschätzung der CO ₂ -Emissionen	87
Tabelle 8-2: CO ₂ -Bilanz der Variante 1	89
Tabelle 8-3: CO ₂ -Bilanz der Variante 2	89
Tabelle 8-4: CO ₂ -Bilanz der Variante 3	90
Tabelle 8-5: CO ₂ -Bilanz der Variante 4	91
Tabelle 9-1: Nutzwertanalyse / Variantenvergleich.....	95

ANLAGENVERZEICHNIS

Anlage 1 – Übersichtskarte der Probenahmepunkte	M 1 : 10.000
Anlage 2 – Zusammenfassung Laboranalytik	
Anlage 3 – Probenahmeprotokolle	
Anlage 4 – Umfassendes Screening (RWTH Aachen)	
Anlage 5 – Prüfberichte (Niersverband)	
Anlage 6 – Kostenschätzung	

1 VERANLASSUNG

Unter Mikroschadstoffen werden verschiedene Substanzen wie Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Kosmetika, Haushaltschemikalien, Biozide und Pestizide sowie Industriechemikalien bezeichnet, die über unterschiedliche Eintragungspfade in Gewässer gelangen. Angesichts ihrer Persistenz sowie Bioakkumulation und der noch nicht umfassend erforschten Toxizität von Mikroschadstoffen besteht die Verantwortung des nachhaltigen Gewässerschutzes, den Eintrag von Mikroschadstoffen in Gewässer weitestgehend zu minimieren.

Eintragungspfade von Mikroschadstoffen in Gewässer können Direkteinleitungen von Industriebetrieben sowie diffuse Quellen oder etwa kommunale Kläranlagen darstellen. Das in der Kläranlage zu behandelnde Abwasser beinhaltet oftmals Medikamentenrückstände, die nach der Einnahme von Arzneimitteln in den Ausscheidungen der Menschen vorzufinden sind. Die meisten Kläranlagen sind für eine Behandlung dieser speziellen Abwasserinhaltsstoffe nicht ausgelegt und gelangen so über die Gewässer in unsere Umwelt.

Aufgrund zahlreicher Weiterentwicklungen in der Laboranalytik ist es möglich, eine Vielzahl dieser Stoffe in den Gewässern nachzuweisen. Die Auswirkungen von einzelnen und kombinierten Mikroschadstoffen auf Mensch und Ökosysteme ist bis heute noch nicht ausführlich erforscht. Es ist zu erwarten, dass in naher Zukunft von der Gesetzgebung zusätzliche Grenzwerte für einzelne oder mehrere Stoffe bzw. Stoffgruppen vorgeschrieben bzw. festgelegt werden.

Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, fordert das Umweltbundesamt die Fortschreibung des Standes der Technik bei der Abwasserbehandlung und die Einführung weitergehender Abwasserbehandlungsverfahren sowohl in kommunalen Kläranlagen der Größenklasse 5 als auch kleinerer Kläranlagen, die in sensitive Vorfluter einleiten. (UBA 2015)

Mit dem 4. Änderungsbescheid für die Kläranlage Schwalmtal-Amern wurde dem Betreiber Schwalmtalwerke AöR aufgegeben, ein Monitoring für Mikroschadstoffe durchzuführen. Ziel dieser Machbarkeitsstudie ist es, den Eintrag von Mikroschadstoffen durch die Kläranlage Schwalmtal-Amern zu bewerten und zu prüfen, welche Verfahren zur Mikroschadstoffelimination in den vorhandenen Abwasserreinigungsprozess ggf. integriert werden können.

Der Betreiber der Kläranlage Schwalmtal-Amern, die Schwalmtalwerke AöR, haben das Ingenieurbüro Achten und Jansen GmbH mit der Erstellung einer solchen Machbarkeitsstudie beauftragt. Diesbezüglich wurde im Juli 2017 ein ausführliches Screening auf Mikroschadstoffe vollzogen, um die dabei

auffälligen, ausgewählten Parameter im nachfolgenden Monitoring zu überwachen und auf diesen Grundlagen eine Machbarkeitsstudie aufzustellen.

1.1 PLANUNGSGRUNDLAGEN

Die Erstellung der vorliegenden Machbarkeitsstudie basiert auf folgenden Grundlagen:

- Betriebsanweisung für die Zentralkläranlage Schwalmtal (Dezember 2003, IB Welter GmbH & Co.)
- Bauwerkszeichnungen der KA Schwalmtal-Amern (Erweiterung und Sanierung, 2015, Planverfasser: Pöyry Deutschland GmbH)
- Bericht zur Vorplanung (Erweiterung und Sanierung, 2015, Pöyry Deutschland GmbH)
- Umsetzungsfahrplan Schwalm (März 2012, Ingenieur- und Planungsbüro Lange GbR)
- Lageplan der Kläranlage Schwalmtal-Amern
- Katasterplan der Kläranlage Schwalmtal-Amern
- vorhandene Intensiv- und Pflegeplätze des Einzugsgebiets (Lankes 2017)
- Daten der Einleiterüberwachung KA Schwalmtal-Amern von 2012 bis 2016 (Bezirksregierung Düsseldorf)
- Jahresberichte der Eigenüberwachung von 2010 bis 2016 (KA Schwalmtal-Amern)
- Detailinformationen Kranenbach (ELWAS-WEB 2018)

1.2 KURZBESCHREIBUNG DER KLÄRANLAGE

Die Schwalmtalwerke AöR betreiben die Zentralkläranlage Schwalmtal-Amern (ZKA Schwalmtal-Amern) mit einer Ausbaugröße von 38.000 EW. Die Kläranlage liegt im Nordwesten des Ortsteils Amern in der Gemeinde Schwalmtal. Die Kläranlage wurde in der Zeit um 1974 errichtet und in Betrieb genommen. Im Jahre 1988 erfolgte eine umfangreiche Sanierung. Die an die Kläranlage angeschlossene Fläche beträgt ca. 735 ha. Im Einzugsgebiet der Kläranlage befinden sich zudem drei Regenüberlaufbecken: Waldniel/Winkel, Fliederweg/Kockskamp und Hauptstraße/Viehsteige. Zusätzlich ist der Kläranlage ein Regenüberlaufbecken vorgeschaltet, um im Regenwetterfall eine Überlastung der Kläranlage zu vermeiden.

Bei dem Nachweis der bestehenden Anlage durch die Pöyry Deutschland GmbH (2015, Prj. 33X155390) im Jahr 2015 mit Betriebsdaten aus dem Zeitraum 2012 bis September 2014 wurde festgestellt, dass die Kläranlage für die genehmigte Größenordnung kein ausreichendes Volumen für die biologische Behandlung bereitstellt. Pöyry konnte im Rahmen dieser Untersuchungen nachweisen, dass für die Denitrifikation knapp 1.100 m³ und für die Nitrifikation ca. 50 m³ Beckenvolumen fehlen. In Zusammenarbeit des Betreibers der ZKA-Schwalmtal Amern mit Pöyry konnte die Kläranlage im Jahr 2016 verfahrenstechnisch optimiert werden, indem auf vorhandene Reserven im Bestand zurückgegriffen wurde. In Folge dessen konnte die maximal mögliche Ausnutzung der Anlage erzielt werden.

Die an die Kläranlage angeschlossenen Gebiete werden im Mischsystem entwässert. Der Zulauf der Kläranlage gliedert sich in zwei getrennte Zulaufkanäle. Einen Zulauf von den Ortsteilen Waldniel und Winkel sowie einen Zulauf von Amern.

Am Anfang der mechanischen Reinigungsstufe der Kläranlage Schwalmtal-Amern befinden sich 2 selbstreinigende Feinrechen als Filterstufenrechen, gefolgt von einem Sand- und Fettfang. Ein weiterer Bestandteil ist das Vorklärbecken, das ein Volumen von 816 m³ vorweist. Die Vorklärung erfolgt im umfunktionierten Nachklärbecken der Altanlage. Der im Vorklärbecken abgesetzte Schlamm wird von einer Räumerbrücke kontinuierlich auf der Sohle des Beckens zum mittig vorhandenen Schlammtrichter geschoben. Die Sedimentation von organischen Feststoffen erfolgt nur im inneren Ring des Beckens, dieser hat ein Volumen von 221 m³. Der äußere Ring des Beckens sowie das Bio-P-Becken dienen gegenwärtig zur vorgeschalteten Denitrifikation.

Die biologische Reinigungsstufe umfasst das Bio-P-Becken, zwei vorgeschaltete rechteckige Denitrifikationsbecken und zwei runde Nitrifikationsbecken. Die Fällung von Phosphor erfolgt ausschließlich durch Eisen-II-Sulfat. Die Denitrifikation erfolgt anoxisch und die Nitrifikation aerob. Das erforderliche Beckenvolumen der Belebung wurde innerhalb der verfahrenstechnischen Erweiterung von ursprünglich 6.710 m³ auf 7.844 m³ erweitert.

Die beiden vorhandenen Nachklärbecken (D = 28,00 m) weisen ein Volumen von 1.848 m³ auf. Der Ablauf der beiden Becken verläuft über einen Messschacht (hier: MID) zum Kranenbach, wo sich die Einleitungsstelle befindet. Die Schlammbehandlung auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern besteht aus zwei gleich großen Voreindickern, Schlammmentwässerungsanlage und Faulbehälter. Das bei der anaeroben Klärschlammstabilisierung gewonnene Biogas wird in einem Gasbehälter gespeichert und in zwei BHKW verwertet.

Unmittelbar hinter der Zugangs-Toranlage des Kläranlagengeländes befinden sich ein Betriebs- und ein Sozialgebäude. Des Weiteren befinden sich auf dem Kläranlagengelände drei Messstationen im Bereich des Zulaufes, der Biologie sowie im Ablauf.



Abbildung 1-1: Luftaufnahme KA Schwalmtal-Amern (TIM-online 2018)

1.3 GEWÄSSERBELASTUNG

Die Kläranlage Schwalmtal-Amern leitet das gereinigte Abwasser in den Kranenbach ein. Der Kranenbach fließt neben dem Beeckbach, Mühlenbach und Knippertzbach der Schwalm (Maas) zu.

Im Bereich der Kläranlage ist der ökologische Zustand (Abbildung 1-2) des Kranenbaches nach Angaben des elektronischen wasserwirtschaftlichen Verbundsystems für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (ELWAS-WEB 2018) als unbefriedigend einzustufen. Der chemische Zustand des Kranenbaches ist ebenfalls als nicht gut einzustufen.



Abbildung 1-2: Ökologischer Zustand Kranenbach (ELWAS-WEB 2018)

Das vorwiegend kommunale Abwasser wird durch die im Einzugsgebiet vorhandenen Indirekteinleiter beeinflusst. Im Gebiet der Kläranlage Schwalmtal-Amern befinden sich überwiegend Betriebe aus der Lebensmittelbranche. Anzugeben sind Fruchtsafthersteller, Backwarenhersteller, Fleischwarenhersteller, Speiseeishersteller, Hersteller von Frisch-Convenience-Produkten sowie Obst- und Gemüseverarbeiter. Im Einzugsgebiet der Kläranlage Schwalmtal-Amern befindet sich kein Krankenhaus. Jedoch sind mehrere Seniorenwohnhäuser vorhanden. Diese Abwässer können u. a. durch die Einnahme von Arzneimitteln mit diversen Mikroschadstoffen belastet sein. Im Ortsteil Waldniel sind nach derzeitigem Stand rd. 98 Pflege- sowie 5 Intensivpflegeplätze vorhanden. Im Ortsteil Amern existieren lediglich 3 Pflegeplätze.

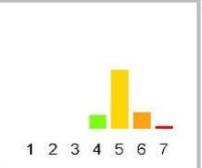
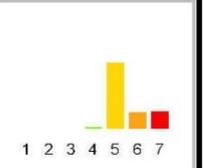
Im März 2012 wurde ein umfangreicher Umsetzungsfahrplan der Schwalm zum Erreichen eines guten chemischen und ökologischen Zustands gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erarbeitet. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden das Einzugsgebiet und die Zuflüsse detailliert

betrachtet. Der Kranenbach hat mit 49 km² das größte Einzugsgebiet der Nebengewässer, das der Schwalm zufließt. Seinen Ursprung hat der 9,49 km lange Kranenbach im Bereich der BAB 52 südlich des Ortsteils Ungerath. Der Oberlauf ist seit einigen Jahren, vermutlich als Folge der Grundwasserabsenkung durch den Braunkohletagebau, trocken. Der Kranenbach durchfließt in seinem Mittellauf ein uneinheitliches Mosaik aus Grünland, urban geprägten Bereichen und Ackerflächen. Der Unterlauf des Kranenbaches ist geprägt von Grünlandbereichen und einem durch Torfstich entstandenes Stillgewässer, dem Borner See im Hauptlauf. Der Ist-Zustand des Kranenbach-Verlaufs zeigt ausnahmslos Werte der Gesamtstrukturgüteklassen von 5 bis 7 auf. Dabei werden die Gesamtstrukturgüteklassen von 1 (unverändert) bis 7 (übermäßig verändert) differenziert. Im Unterlauf (OFWK 2848_0) liegt der Anteil der Strukturgüteklasse 7 bei 57 % aufgrund der Stillgewässer im Hauptlauf. Im Gewässerabschnitt des Ortsteils Waldniel liegt der hydromorphologische stark veränderte OFWK 2848_5900 des Kranenbaches. (IB Lange GbR 2012)

Im aktuellen Bewirtschaftungsplan 2016 – 2022 (MKULNV NRW 2015) erhält der Kranenbach am OFWK 2848_0 einen unbefriedigenden und am OFWK 2848_5900 einen nicht guten ökologischen Zustand. Der chemische Zustand des Kranenbaches ist bei beiden OFWK (2848_0 und 2848_5900) als nicht gut einzustufen. Im Steckbrief (vgl. Abbildung 1-3) ist der 2. und 3. Monitoringzyklus für die Planungseinheit PE_SWA_1400 Schwalm dargestellt.

Darüber hinaus werden in o. g. Bewirtschaftungsplan die allgemein chemisch-physikalischen Parameter (ACP) für den gewässeraufwärts liegenden OFWK 2848_5900 berücksichtigt. Dieser zeigt insgesamt zu hohe Nährstoffgehalte. Für diese Planungseinheit wurde eine Überschreitung der Zielvorgaben von Gesamtphosphat-Phosphor, Sauerstoff, Ammonium-Stickstoff und organischem Kohlenstoff (TOC) festgestellt.

Bewirtschaftungsplan 2016-2021 - Steckbriefe der Planungseinheiten im Teileinzugsgebiet Maas/Maas Nord NRW
 Steckbriefe für Oberflächengewässerwasserkörper - PE_SWA_1400: Schwalm

Planungseinheit	PE_SWA_1400		PE_SWA_1400		PE_SWA_1400		PE_SWA_1400	
Wasserkörper-ID	2844_7515 ^{3,4}		2846_0		2848_0 ³		2848_5900	
Gewässername	Mühlenbach		Knippertzbach		Kranenbach		Kranenbach	
Wasserkörperbezeichnung	von Wegberg-Griepkoven bis Erkelenz-Herrath		Schwaam bis Rheindahlen		von Mdg. in Schwalm bis Waldniel		von Waldniel bis A52	
LAWA-Fließgewässertyp	18		11		11		16	
Trinkwassergewinnung	nein		nein		nein		nein	
Wasserkörperausweisung	verändert - HMWB		verändert - HMWB		natürlich - NWB		verändert - HMWB	
HMWB-Fallgruppe	Gwr-TLB		LuH-TLB				BmV-TLB	
Monitoringzyklus	2	3	2	3	2	3	2	3
Ökologischer Zustand	unbefr.	schlecht	schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.	schlecht	schlecht
MZB Saprobie	mäßig		gut	sehr gut	mäßig	gut	mäßig	mäßig
MZB Allgemeine Degradation	mäßig	schlecht	mäßig	gut	unbefr.	mäßig	schlecht	schlecht
MZB Versauerung	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Gesamt	mäßig	schlecht	mäßig	gut	unbefr.	mäßig	schlecht	schlecht
Fische			schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.		
Makrophyten (PHYLIB)						unbefr.		
Makrophyten (NRW)	unbefr.				unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.
Phytobenthos (Diatomeen)	mäßig		mäßig		mäßig	unbefr.	mäßig	gut
Phytobenthos o. Diatomeen								
Phytoplankton	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Ökologisches Potenzial	unbefr.	schlecht	unbefr.	unbefr.	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	schlecht
MZB Allgemeine Degradation			gut o. bes.	gut o. bes.	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	schlecht
MZB Gesamt		schlecht	gut o. bes.	gut o. bes.	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	schlecht
Fische			unbefr.	unbefr.	nicht rel.	nicht rel.		
Metalle (Anl. 5 OGewV)	gut		mäßig	mäßig	mäßig	gut		mäßig
PBSM (Anl. 5 OGewV)	gut				gut	gut		
Sonst. Stoffe (Anl. 5 OGewV)								
ACP Gesamt (OW)	eing. gut		eing. gut	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.
Gewässerstruktur								
Metalle n. ges. verb. (OW)	nicht eing.		nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.	nicht eing.
PBSM n. ges. verb. (OW)	eing. gut				eing. gut	nicht eing.		
Sonst. St. n. ges. verb. (OW)	eing. s. gut			eing. gut	eing. gut	eing. gut		eing. s. gut
Chemischer Zustand¹	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut
Ch. Zust. ohne ubiq. Stoffe	gut		gut	nicht gut	gut	gut	gut	gut
Metalle (Anl. 7 OGewV ²)	gut		gut	nicht gut	gut	gut	gut	gut
PBSM (Anl. 7 OGewV)	gut		gut		gut	gut	gut	
Sonst. Stoffe (Anl. 7 OGewV)								
Nitrat (Anl. 7 OGewV)	gut		gut		gut		gut	

¹ siehe Kapitel 3.5 ² ohne Quecksilber in Biota ³ Geometrie des Wasserkörpers verändert ⁴ temporär trockenfallend

Abbildung 1-3: Bewirtschaftungsplan 2016-2022: PE_SWA_1400 Schwalm (MKULNV NRW 2015)

2 VORUNTERSUCHUNGEN ZUR MIKROSCHADSTOFFELIMINATION

2.1 GENEHMIGUNGSSITUATION KA SCHWALMTAL-AMERN

Die Ablaufergebnisse (amtliche Einleiterüberwachung) der letzten Jahre der Kläranlage Schwalmtal-Amern zeigen, dass der Stand der Technik in Form des Anhangs 1 der Abwasserverordnung problemlos eingehalten wird. Die Überwachungswerte sind ab dem 01.05.2018 gemäß dem 5. Änderungsbescheid (Anpassung der Parameter Ammonium-Stickstoff und Phosphor) der Bezirksregierung Düsseldorf einzuhalten.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB):	90 mg/l
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅):	20 mg/l
Stickstoff, gesamt (N _{ges}):	18 mg/l
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N):	5,0 mg/l
Phosphor, gesamt (P _{ges}):	0,6 mg/l
Jahresmittelwert NH ₄ -N und P _{ges} :	0,3 mg/l

In dem 4. Änderungsbescheid (Bezirksregierung Düsseldorf 05.04.2016) bez. der Einleitung von Abwasser aus der Kläranlage Schwalmtal-Amern in den Kranenbach wurden folgende Nebenbestimmungen festgelegt: In den Jahren 2016/2017 ist jeweils 4 mal pro Jahr parallel zur Selbstüberwachung der Einleitung eine Untersuchung ober- und unterhalb der Einleitungsstelle der Kläranlage sowie die Einleitung selbst auf folgende Stoffe durchzuführen:

Tabelle 2-1: Untersuchungsumfang für Monitoring

Substanzgruppe	Substanz(en)
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Sotalol
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol

Für den Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie des Kranenbachs (oberhalb der ZKA und Pegel) wurde ein vorher festgelegter Parameterumfang der (o. g.) 8 Mikroschadstoffsubstanzen analysiert. Im Ablauf der KA wurden zusätzlich die verfahrensbegrenzenden Parameter AFS, Bromid, Nitrit und TOC beprobt. Das Screening auf die 8 Parameter wurde vom Labor des Niersverbands (Viersen) durchgeführt.

2.2 HINTERGRUND DER MIKROSCHADSTOFFELIMINIATION

Bei der ersten Vorabuntersuchung (Screening) auf Mikroschadstoffe im Zulauf und Ablauf der ZKA sowie des Kranenbaches oberhalb und unterhalb der Kläranlage wurden die im 4. Änderungsbescheid genannten Substanzen in den Proben analysiert. Die Auswahl der Substanzen orientiert sich an dem Stoffflussmodell „Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser“, deren Vorliegen in repräsentativen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen vom LANUV gemessen wurde. Neben der Untersuchung der 8 Parameter wurde zusätzlich eine qualifizierte Stichprobe vom Ablauf der Kläranlage Schwalmtal-Amern gezogen und auf alle Substanzen gemäß dem Leitfaden „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ (KOM-M.NRW 2015) untersucht. Diese weitere Screening-Analyse sollte das anvisierte Analysespektrum für das Monitoring überprüfen, um das Monitoring ggf. anpassen zu können. Diese zusätzliche Analyse des Ablaufes wurde vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen analysiert.

Beprobt wurden während der planmäßigen Analysen der Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie der Kranenbach ober- und unterhalb der KA-Einleitungsstelle. Die Probenahmestellen oberhalb und unterhalb der Kläranlage Schwalmtal-Amern sind in Abbildung 2-1 dargestellt. Eine weitere Karte der Probenahmestellen befindet sich in Anlage 1.

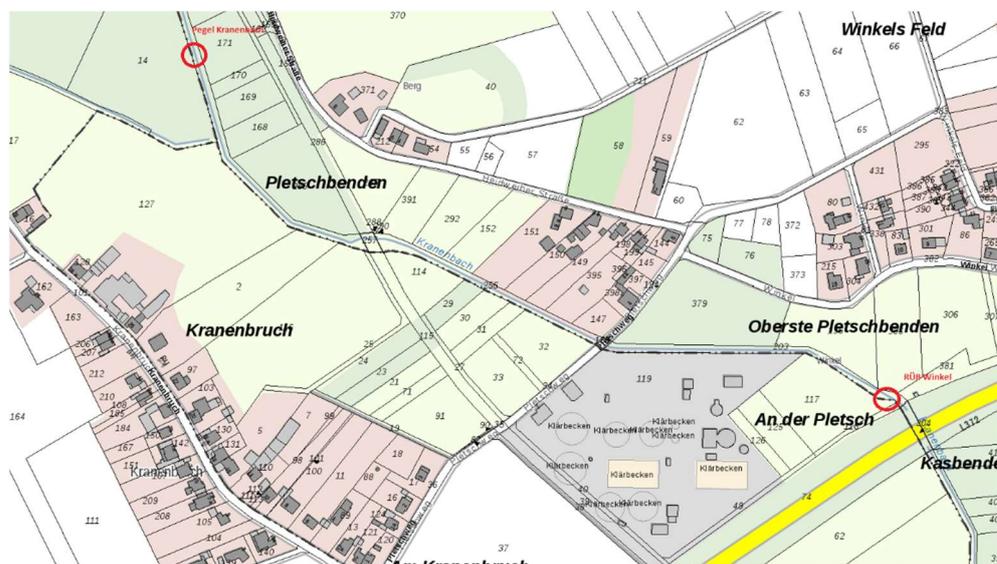


Abbildung 2-1: Probenahmestellen Kranenbach (TIM-online 2018)

An insgesamt 5 Terminen erfolgte eine zeitgleiche Beprobung mittels qualifizierter Stichproben (Mischprobe aus mind. 5 Stichproben). Aufgrund des nicht Vorliegens konkreter Grenzwerte für Mikroschadstoffe gestaltet sich eine Bewertung der gemessenen Konzentrationen als schwierig. Die analysierten Parameter im Zu- und Ablauf der Kläranlage Schwalmtal-Amern wurden den in der Machbarkeitsstudie (des Kompetenzzentrums

Mikroschadstoffe.NRW) vorgegebenen Bewertungskriterien gegenübergestellt. Die Bewertung der Mikroschadstoffe im Gewässer (Kranenbach) erfolgt hingegen mit Hilfe der Umweltqualitätsnorm, kurz UQN (s. Tabelle 2-2). Die UQN findet ihre Berücksichtigung in der Oberflächengewässerverordnung (Bundesgesetzblatt 20.06.2016) und wird dort wie folgt definiert: „Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“ (s. OGeWV § 2, 2016, S. 3).

Dieser Wert gibt die Konzentration eines bestimmten Schadstoffes oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die im Wasser, Sediment oder Biota im Jahresmittelwert (oder ggf. Maximum) nicht überschritten werden darf, an. Bei den Werten der UQN handelt es sich um einen präventiven Vorsorgewert, der nicht wissenschaftlich abgeleitet ist.

Tabelle 2-2: Bewertungsmaßstab UQN (LANUV 2014)

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

Eine Zusammenfassung der Werte der Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte sind in Anhang D 4 (Stand April 2014) im „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D“ dargestellt. Der Anhang D 4 beinhaltet grundlegend die Bewertungsgrundlagen für die vom LANUV bzw. den sondergesetzlichen Wasserverbänden geprüften Parameter. (LANUV 2014)

2.3 SCREENING

Zur Ermittlung der wesentlichen Mikroschadstoffbelastung der Kläranlage wurde am 27.07.2017 parallel zum ersten Analysedurchgang ein Screening im Ablauf der ZKA Schwalmtal-Amern durchgeführt.

Die in Tabelle 2-3 dargestellten Werte des Zu- und Ablaufs der ZKA wurden mit den Bewertungskriterien „c“ im Leitfaden „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ (KOM-M.NRW 2015) verglichen und Überschreitungen des Bewertungskriteriums „c“ visualisiert. In besonders auffälligen Konzentrationen wurden Arzneimittelwirkstoffe wie Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac und Ibuprofen festgestellt. Ebenso wurde eine erhöhte Konzentration an Perfluorooctansulfonsäure (PFOA) ermittelt. Bei der umfangreichen Analyse aller Leitsubstanzen wurde zudem eine

Überschreitung der vorgegebenen Bewertungskriterien für die Sartane (Valsartan und Candesartan) festgestellt.

Tabelle 2-3: Screeningergebnisse, Bewertung Zu- und Ablauf ZKA

Probe Nr.				201706841	201706842
Entnahmestelle				Zulauf ZKA	Ablauf ZKA
Datum				26.07.2017	26.07.2017
Parameter	Einheit	c	44 l/s	43 l/s	
			Trockenwetter		
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	µg/l	0,5	1,2	0,64
	Clarithromycin	µg/l	0,1	0,81	0,12
	Diclofenac	µg/l	0,05	3,1	1,5
	Ibuprofen	µg/l	0,01		<0,050
	Metoprolol	µg/l	7,3	5,6	1,2
	Sulfamethoxazol	µg/l	0,6	0,87	0,12
	Sotalol	µg/l	-	0,32	0,1
Pestizide	Isoproturon	µg/l	0,3		<0,050
Korrosions- schutzmittel	Benzotriazol	µg/l	10	11	3,7
Röntgen-kon- trastmittel	Iopamidol	µg/l	-	16	1,3
Per- und polyfluorierte Chemikalien	Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	0,1		<0,010
	Perfluorooctansul- fonsäure (PFOA)	µg/l	0,00065		<0,010

Neben der Untersuchung von Zu- und Ablauf der ZKA wurde ebenfalls der Kranenbach (oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitung) analysiert. Dafür wurden parallel zur ZKA-Beprobung insgesamt 5 Proben des Kranenbaches oberhalb und unterhalb der ZKA in Form einer qualifizierten Stichprobe gezogen und analysiert. Die Bewertung erfolgte anhand des Bewertungsmaßstabes (s. Tabelle 2-4) der UQN.

Eine Betrachtung der Bestimmungsgrenzen sowie vorliegender Messabweichungen wird in Kapitel 2.5 thematisiert.

Tabelle 2-4: Screeningergebnisse, Bewertung Kranenbach

Probe Nr.				201706843	201706844
Entnahmestelle				Kranenbach obh. ZKA	Kranenbach Pegel
Datum				26.07.2017	26.07.2017
Parameter		Einheit	UQN	Trockenwetter	
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	µg/l	0,5	<0,020	0,22
	Clarithromycin	µg/l	0,02	<0,020	0,042
	Diclofenac	µg/l	0,1	<0,020	0,52
	Ibuprofen	µg/l	0,01		
	Metoprolol	µg/l	7,3	<0,020	0,4
	Sulfamethoxazol	µg/l	0,15	<0,020	0,04
	Sotalol	µg/l	0,1	<0,020	0,033
Pestizide	Isoproturon	µg/l	-		
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	µg/l	10	0,034	1,3
Röntgen- kontrastmittel	Iopamidol	µg/l	0,1	<0,020	0,47
Per- und polyfluorierte Chemikalien	Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	0,1		
	Perfluorooctansulfon- säure (PFOA)	µg/l	9,1		

Eine Zunahme von Mikroschadstoffen im Kranenbach konnte besonders durch die Einleitung der Kläranlage Schwalmtal-Amern in der ersten Voruntersuchung (s. Tabelle 2-4) festgestellt werden. Im Rahmen des Screenings konnten Überschreitungen der vorgeschlagenen UQN im Gewässer nach Einleitung der ZKA in den Kranenbach für die Stoffe Clarithromycin, Diclofenac und Iopamidol registriert werden. Aus der Messung im Kranenbach erkennt man eine Verdünnung des Kläranlagenablaufes in etwa um den Faktor 3. Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass der Eintrag von Mikroschadstoffen immer dann besonders gewässerschädigend ist, wenn die Einleitmenge in den Vorfluter sehr hoch ist. Im Rahmen der Beprobungen des Kranenbaches oberhalb der ZKA, konnten keine Überschreitungen der UQN festgestellt werden.

Infolge fehlender Online-Durchflussmessungen des Vorfluters kann keine konkrete Aussage über das Verhältnis zwischen der Abflussmenge des Kranenbaches und der Einleitmenge der ZKA getroffen werden. Es wurde jedoch während der Probenahmen der Fließquerschnitt und die Fließgeschwindigkeit des Vorfluters dokumentiert, um ein Verhältnis der KA-Ablaufmenge und der Abflussmenge des Kranenbaches abzuschätzen. Anhand der Beobachtung der Abflussmenge des Kranenbaches lässt sich der Abwasseranteil der ZKA mit rd. 1/3 abschätzen. Dies stimmt in etwa mit dem o. g. Verdünnungsverhältnis überein.

2.4 MONITORING

In Absprache mit der Bezirksregierung Düsseldorf wurde die Beprobungshäufigkeit abweichend vom 4. Änderungsbescheid auf 5-mal in einem Abstand von 6 Wochen festgelegt. Dazu wurde angemerkt, dass der Abstand der Beprobungen auf minimal 3 Wochen reduziert werden darf.

Die gesammelten Erkenntnisse des in Kapitel 2.3 beschriebenen Screenings decken sich mit den Analyseergebnissen während des Monitorings. Die Folge der Einleitung der Kläranlage auf den Kranenbach bewirkt während allen 5 Gewässeranalysen einen auffallenden Anstieg der in der UQN aufgeführten Parameter: Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac und Iopamidol. Vor der Einleitung der ZKA in den Kranenbach zeigte sich für die o.g. Stoffe keine Überschreitung der UQN.

Bei dem umfangreichen Screening aller Leitsubstanzen wurde zudem eine Überschreitung der vorgegebenen Bewertungskriterien für Sartane (Valsartan und Candesartan) festgestellt. In Abstimmung mit der zuständigen Genehmigungsbehörde wurde festgelegt, dass der Untersuchungsumfang gem. Tabelle 2-1 während des Monitorings beibehalten wird. Die festgestellten Sartane werden während des Monitorings nicht weiter beprobt, jedoch muss deren Vorliegen berücksichtigt werden.

Besonders auffällig sind die hohen Konzentrationen des Arzneistoffes Diclofenac und dem Röntgenkontrastmittel Iopamidol im Kranenbach unterhalb der Einleitungsstelle der Kläranlage. Im Rahmen des vierten und fünften Beprobungszyklus wurde zusätzlich eine Analyse des Ablaufs des unterhalb der ZKA liegenden Borner Sees durchgeführt. Basierend auf den Erkenntnissen der Mikroschadstoffbelastung des Kranenbaches wurde festgestellt, dass der Borner See (s. Abbildung 2-2) teilweise stärkere Überschreitungen der UQN im Vergleich zum Kranenbach aufweist. An dieser Stelle wurden insbesondere hohe Konzentrationen der Parameter: Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen und Iopamidol gemessen, deren erhöhtes Vorliegen bereits in den vorangegangenen Laboruntersuchungen des Kranenbaches (Pegel) festgestellt werden konnte.

Dies lässt vermuten, dass es beim Durchfließen des Borner Sees zu einer Anreicherung der organischen Mikroverunreinigungen kommt. Auf der Strecke des Kranenbaches in Fließrichtung des Borner Sees gibt es nur unwesentliche Einleitungen. Im Bereich Haverslohe in Brüggen befinden sich nach Angabe des Kreis Viersen rd. 11 Kleinkläranlagen, die das gereinigte häusliche Abwasser in den Haversloher Graben einleiten, der dem Kranenbach und letztlich dem Borner See zufließen. (Geerkens 2018)

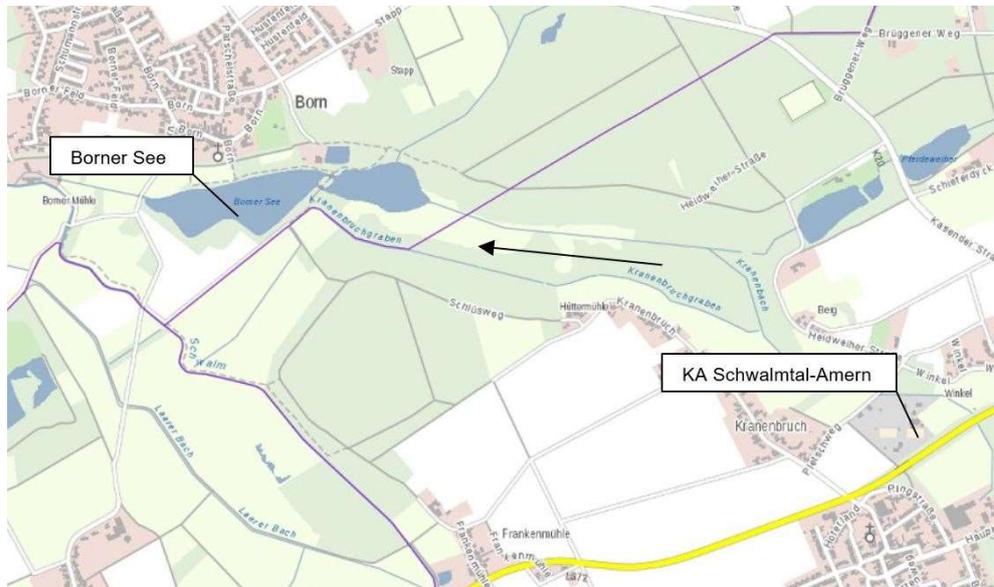


Abbildung 2-2: Darstellung Borner See, auf Grundlage von (TIM-online 2018)

Die im Rahmen des 4. Änderungsbescheids geforderte Beprobung der Röntgenkontrastmittel wurde nicht in die Liste der Tabelle 1 (Leitsubstanzen und Bewertungskriterien für das erweiterte Monitoring – s. S.13 – „Mikroschadstoffentfernung machbar?“) übernommen, da diese zwar zur Bewertung des Kläranlagenablaufs hilfreich sind, allerdings nicht zur Entscheidungsfindung für das Behandlungsverfahren, da diese nur schwierig durch diese Verfahren entfernbar sind.

In der nachfolgenden Abbildung 2-3 sind die untersuchten Parameter (Beprobung Zu- und Ablauf ZKA) anhand des berechneten Medians während des Monitorings dargestellt. Diese Werte können von den eigentlichen (örtlichen) Abwassereigenschaften abweichen, da die Laboranalysen anhand qualifizierter Stichproben (10 x 1 Liter im Abstand von 2 Minuten) durchgeführt worden sind. Im klassischen Klärprozess konnten $\geq 36\%$ der einzelnen Parameter (zwischen Zu- und Ablauf) abgebaut werden. Betrachtet wurden die ermittelten Medianwerte der vorliegenden Messreihe. Die Reinigungsleistung im Klärprozess der Parameter Ibuprofen und PFOA kann in dieser Betrachtung nicht angegeben werden, da diese im Zulauf nicht beprobt worden sind.

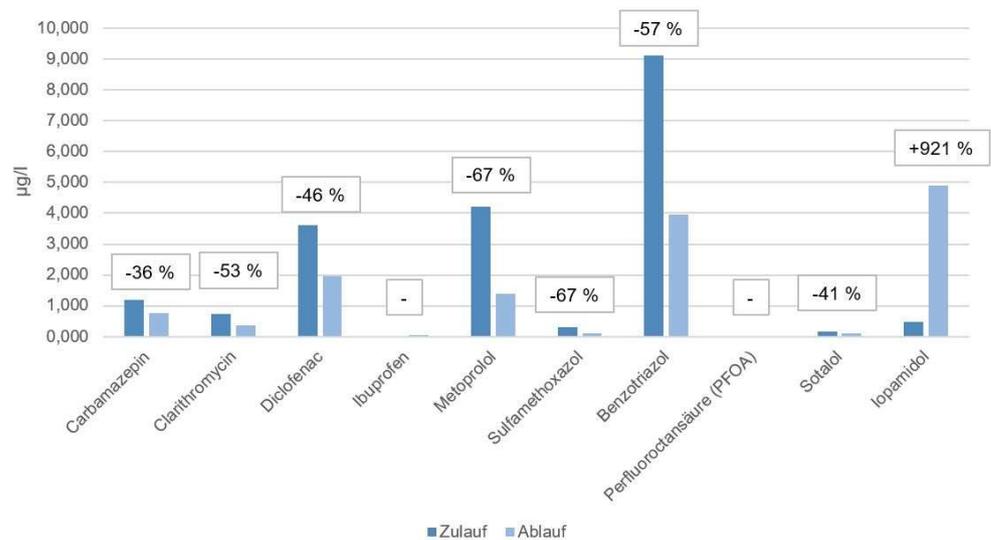


Abbildung 2-3: Eliminationsleistung der ZKA während des Monitorings

Auffällig ist die offensichtliche Zunahme des Röntgenkontrastmittels Iopamidol im Klärprozess. Nach Rücksprache mit dem Niersverband ist die Ursache für den Anstieg von Iopamidol die stoßweise Einleitung von Röntgenkontrastmittel (RKM). Im Gegensatz zu anderen Arzneimitteln werden RKM in hohen Dosen aufgenommen und nach einer relativ kurzen Verweildauer im Körper wieder ausgeschieden. Dazu kommt, dass Röntgenuntersuchungen üblicherweise nicht an allen Wochentagen durchgeführt werden. Diese Umstände führen dazu, dass während der Beprobung innerhalb kurzer Zeit sowohl sehr niedrige als auch sehr hohe Konzentrationen gemessen werden. Um eine detaillierte Betrachtung der Iopamidol-Konzentrationen zu erhalten ist es notwendig, eine zeitlich höher aufgelöste Beprobung (z.B. als 24 h-Mischprobe) durchzuführen, die aufgrund eines größeren Aufwandes mit höheren Kosten verbunden ist. (Niemöller 2017)

Während des Monitorings wurden im Ablauf der Kläranlage Schwalmtal-Amern Überschreitungen von Arzneimittelwirkstoffen und Metaboliten im Abwasser vorgefunden, wobei besonders die Stoffe Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen sowie Valsartan und Candesartan in auffälligen Konzentrationen vorgefunden wurden (Valsartan und Candesartan bei Untersuchungen während des Screenings).

Vergleicht man die im Zu- und Ablauf der ZKA vorgefundenen Konzentrationen während des Monitorings mit den in Abbildung 2-4 dargestellten Konzentrationen von (Beier 2010) lässt sich feststellen, dass insbesondere die Mikroschadstoffe Diclofenac, Clarithromycin, Carbamazepin und Iopamidol den Konzentrationen anderer Kläranlagen entsprechen und keine ungewöhnlichen Konzentrationsverhältnisse vorliegen.

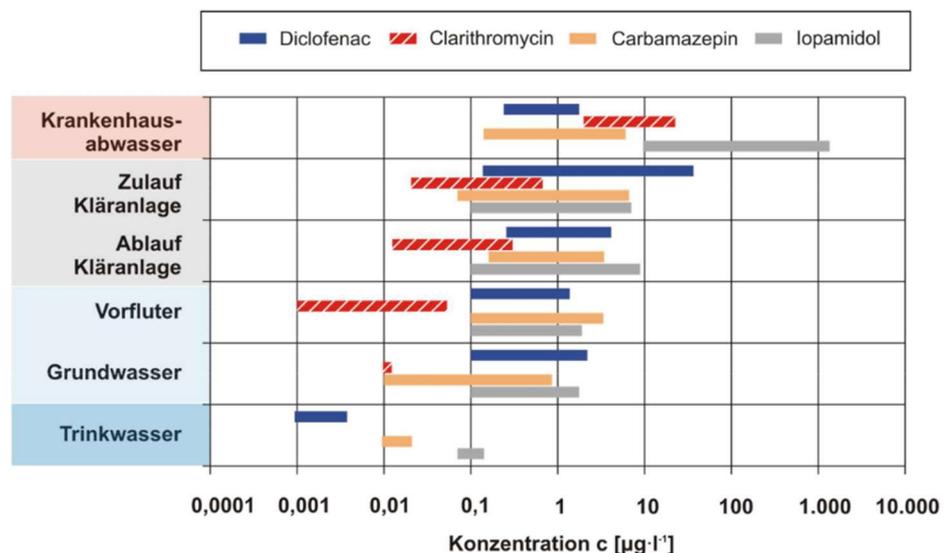


Abbildung 2-4: Arzneimittelrückstände und RKM in der aquat. Welt (Beier 2010)

Neben der Kenntnis der Gewässerbelastung sind die standortspezifischen Abwasserparameter bzw. Indirekteinleiter in Betracht zu ziehen. Dazu sei gesagt, dass im überwiegend kommunalen Einzugsgebiet der Kläranlage Schwalmtal-Amern vereinzelt Betriebe aus der Lebensmittelbranche angesiedelt sind. Das Einzugsgebiet der Kläranlage Schwalmtal-Amern beinhaltet kein Krankenhaus, es sind jedoch mehrere Seniorenwohnhäuser vorhanden.

Es ist zu vermuten, dass die ortsansässigen Betriebe der Lebensmittelbranche keinen wesentlichen Einfluss auf die Mikroschadstoffsituation in Schwalmtal-Amern haben.

In der sogenannten D4-Liste der Gewässerüberwachung NRW sind insgesamt 562 Stoffe aufgeführt. (LANUV 2014) Es ist zu vermuten, dass deutlich mehr Stoffe den WRRL-Zielwert überschreiten, als hier bei den analysierten 8 Parametern der Liste festgestellt wurde. Eine Analytik für jeden einzelnen Stoff ist aus Kostengründen nicht vertretbar.

Die WRRL sieht vor, dass in Zukunft alle Oberflächengewässer einen guten chemischen und ökologischen Zustand erzielen. Das bedeutet, dass die UQN für die bestehenden prioritären Stoffe bis 2021 und für neu benannte Stoffe bis Ende 2027 eingehalten werden sollen. (EU 2013) Dies kann bei Nichteinhaltung bzw. ungenügender Elimination der Spurenstoffe dazu führen, dass die Einleitungserlaubnis von der Aufsichtsbehörde nicht verlängert wird und die Kläranlagenbetreiber zu dem Bau einer 4. Reinigungsstufe gedrängt werden.

Grundsätzlich lassen die Untersuchungsergebnisse der ausgewählten Parameter auf ein konstantes Vorliegen von Mikroschadstoffen im Kläranlagenablauf und im Kranenbach (unterhalb der Kläranlage) schließen, so dass für die Kläranlage Schwalmtal-Amern eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination zu empfehlen ist. Eine detaillierte Darstellung aller Untersuchungsergebnisse ist in Anlage 2 bis 4 zu finden.

Bei zukünftigen Untersuchungen sollte immer berücksichtigt werden, dass immer neue Parameter bestimmt und besser analysiert werden können und deshalb eine Festlegung auf ein Eliminationsverfahren schwierig ist. Bei der Verfahrensauswahl sollte immer die Breitbandwirkung, d. h. die Elimination möglichst vieler Mikroschadstoffe Berücksichtigung finden.

2.5 MESSABWEICHUNGEN

Die Analytik wurde mit dem Verfahren LC- MS/MS (Liquid-Chromatographie-Massenspektrometrie/Massenspektrometrie) in Anlehnung an die DIN 38407-36 durchgeführt. Grundsätzlich können bei einer Beprobung von Kläranlagenabläufen Arzneimittelwirkstoffe nachgewiesen werden. Deren Vorliegen im Nano- und Mikrogrammbereich (pro Liter) kann durch die zunehmende Verbesserung der Laboranalytik immer besser und vor allem präziser nachgewiesen werden. Während des Screenings wurden zwei Ablaufproben von zwei unabhängig voneinander tätigen Laboreinrichtungen analysiert. Bei dem Vergleich einzelner Parameter der beiden Analyseergebnisse konnten größere Differenzen festgestellt werden. In der folgenden Abbildung 2-5 sind die Analyseergebnisse (für die Ablaufprobe vom 26.07.2017) beider Laboreinrichtungen dargestellt. Es wurden nur die Parameter dargestellt, die auch von beiden Laboren bestimmt werden konnten.

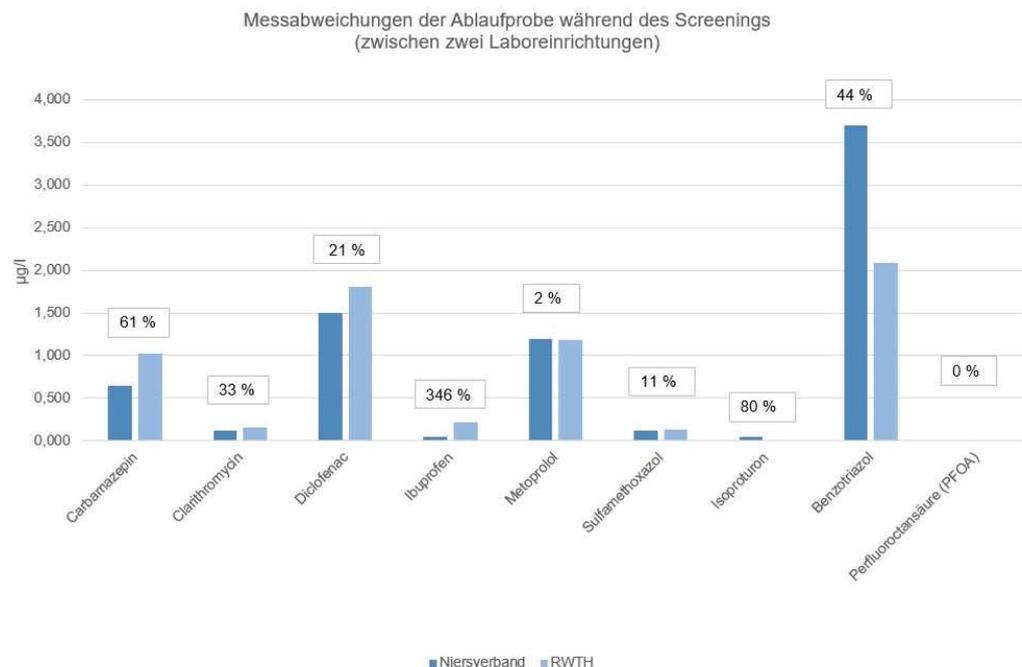


Abbildung 2-5: Analyseabweichungen der Ablaufprobe während des Screenings

Die größte Differenz liegt bei dem Arzneistoff Ibuprofen mit Differenz der beiden Analysen von 0,173 µg/l vor. Dies entspricht einer Zunahme zwischen dem ermittelten Ibuprofen-Konzentration des Niersverbands (< 0,05 µg/l) und der RWTH (0,223 µg/l) von 346 Prozentpunkten. Ungeachtet der Tatsache, dass Ibuprofen in beiden Fällen mit erhöhter Konzentration (in Vergleich mit dem Bewertungskriterium c) vorliegt, ist es nach derzeitigem Erkenntnisstand nicht unwichtig, dass das Bewertungskriterium c identisch mit der möglichen Bestimmungsgrenze ist.

Insgesamt betrachtet können die beiden Ablaufmessergebnisse des Screenings jedoch als vergleichbar eingestuft werden. Die Abweichungen der Messwerte liegen innerhalb der für die Massenspektrometrie (LC/MS) Analytik von Abwässern üblichen Streuung, die während der Analysephase entstehen kann. (Gebhardt 2017)

Bei der Aufstellung des Bewertungskriteriums c der Leitsubstanzen für das erweiterte Monitoring wurde darauf geachtet, dass das Bewertungskriterium 30 % der Bestimmungsgrenze nicht überschreitet. (KOM-M.NRW 2015) Damit soll sichergestellt werden, dass die Einhaltung dieses Wertes im Labor erreicht werden kann. Liegt die Bestimmungsgrenze über dem präventiven Vorsorgewert von 0,1 µg/l (LANUV 2014), so wurde dies bei der Festlegung der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Zum derzeitigen Standpunkt liegen die Bestimmungsgrenzen für Östrogene, Ibuprofen und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) unterhalb des veranschlagten Bewertungskriteriums.

2.6 DEMOGRAFISCHER WANDEL

Aufgrund des wesentlichen Einflusses des Medikamentenverbrauches auf das Vorliegen von Mikroschadstoffen auf Kläranlagen und den damit verbundenen Eintrag in die Gewässer, hat der demografische Wandel eine entscheidende Bedeutung auf die zukünftige Mikroschadstoffproblematik.

In einer vom Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung gGmbH (ILS) im Jahr 2010 durchgeführten Demografie-Studie für NRW wurde prognostiziert, dass der Anteil der 75-jährigen und älteren Menschen von 8,9 % (2010) auf 18,5 % (2050) steigen wird. Dies ist der steigenden Lebenserwartung (wie z.B. dem Fortschritt der medizinischen Versorgung, Hygiene, Ernährung etc.) sowie geburtenreicher Jahrgänge geschuldet. (ILS 2010)

Den Anstieg des Medikamentenverbrauches visualisiert Abbildung 2-6 mit dem durchschnittlichen Pro-Kopf-Arzneimittelverbrauch von gesetzlich Krankenversicherten in Deutschland nach Altersgruppen im Jahr 2016. In diesem Jahr belief sich der Medikamentenverbrauch von gesetzlich Versicherten in der Altersgruppe von 15 bis 19 Jahre auf durchschnittlich 167 DDD (defined daily doses) pro Kopf und in der höheren Altersgruppe von 65 bis 69 Jahren auf durchschnittlich 1.128 DDD. (WIdO 2017)

Die definierten Tagesdosen (DDD) sind eine Maßeinheit aus der Arzneimittelverbrauchsrechnung zur Berechnung der tagesbezogenen theoretischen Einnahmedauer eines Medikaments. Der durch die alternde Bevölkerung zunehmende Medikamentenverbrauch wirkt sich auf die Mikroschadstoffproblematik kommunaler Kläranlagen und letztlich auf die Gewässerbelastung aus.

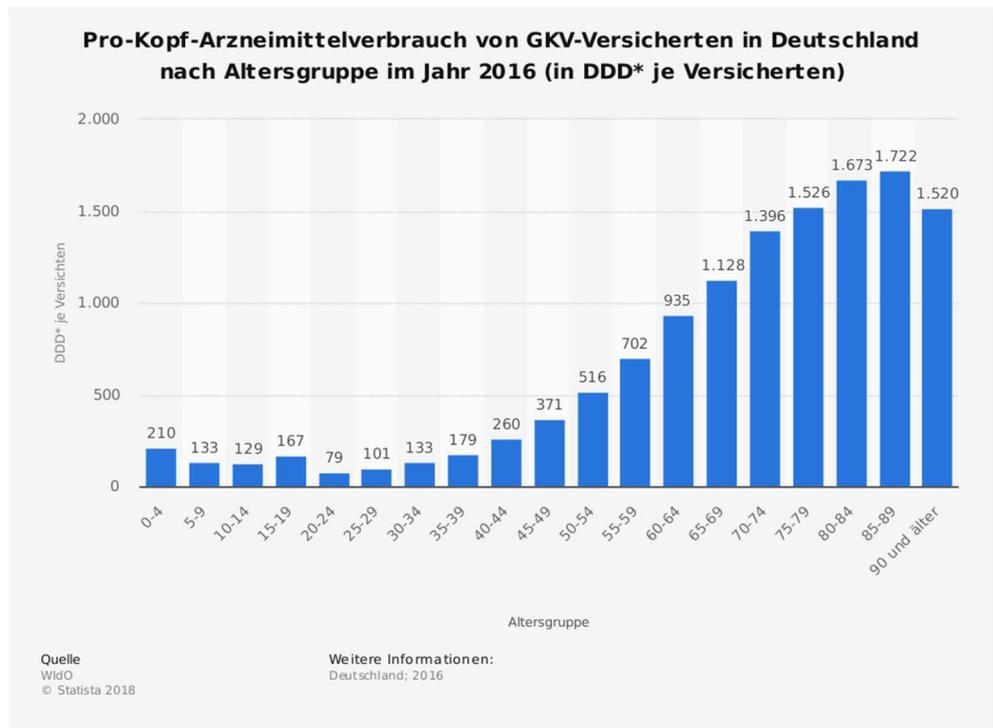


Abbildung 2-6: Pro-Kopf-Arzneimittelverbrauch von GKV-Versicherten in Deutschland nach Altersgruppe im Jahr 2016, in DDD je Versichertem (WIdO 2017)

3 ABWASSEREIGENSCHAFTEN

Im folgenden Kapitel wird auf die standortspezifischen Abwasserparameter des Monitorings und auf die verfahrenstechnisch relevanten Standard-Abwasserparameter (CSB, NO₂-N und TOC) aus den Jahren 2012 bis 2016 sowie die zur Ergänzung während des Monitorings ermittelten Parameter (AFS, Bromid, DOC und Nitrit) eingegangen.

3.1 STANDARD-ABWASSERPARAMETER

Neben der Gewässerbelastung sind die standortspezifischen Abwassereigenschaften von großer Relevanz, um eine fundierte Verfahrensauswahl und spätere Auslegung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination zu treffen. In Tabelle 3-1 sind die Abwasserparameter der Jahre 2012 bis 2016 aus der Eigenüberwachung der KA Schwalmtal Amern (NO₂-N und CSB) sowie die Überwachungswerte (TOC) der amtlichen Einleiterüberwachung der Bezirksregierung Düsseldorf dargestellt.

Tabelle 3-1: Standortspezifische Abwassereigenschaften im Ablauf der ZKA

		CSB	NO ₂ -N	TOC
		[mg/l]		
2012	min	15,50	0,03	5,02
	max	24,90	0,33	8,82
	median	19,80	0,06	7,06
	T85-Wert	21,98	0,28	8,41
2013	min	17,80	0,04	5,13
	max	32,70	1,02	10,50
	median	22,20	0,08	7,77
	T85-Wert	29,99	0,74	9,28
2014	min	15,30	0,02	6,00
	max	21,90	0,15	8,30
	median	18,25	0,06	7,00
	T85-Wert	20,96	0,11	7,51
2015	min	16,10	0,03	4,70
	max	21,70	0,18	10,40
	median	19,10	0,04	7,50
	T85-Wert	21,50	0,16	8,31
2016	min	13,80	0,04	3,90
	max	24,70	0,28	9,30
	median	20,20	0,10	7,45
	T85-Wert	23,33	0,13	9,01
Gesamt	min	13,80	0,02	3,90
	max	32,70	1,02	10,50
	median	19,50	0,08	7,25
	T85-Wert	22,52	0,17	8,72

Die CSB-Konzentration beträgt im Median ca. 19,50 mg/l und im 85 %-Quantil 22,52 mg/l. Im Ablauf der Nachklärung liegt die NO₂-N-Konzentration im Median bei 0,08 mg/l. Im Klärprozess wird Nitrit zu Nitrat oxidiert. Je nach Wirksamkeit der Nitrifikation verbleibt eine Restmenge von Nitrit im Abwasser, das dann durch Ozon chemisch oxidiert wird, was die Wirtschaftlichkeit der Ozonung negativ beeinflussen kann. Aufgrund dessen wurde die Nitritkonzentration ebenfalls während des Monitorings überwacht (vgl. Kapitel 3.1.4).

Der TOC liegt im Median bei 7,25 mg/l und das 85 %-Quantil bei 8,72 mg/l. Für die Auslegung einer Ozonungsanlage wird generell nur der gelöste Anteil des Kohlenstoffs (DOC) in Betracht gezogen. Durch die im Ablauf der Nachklärung existenten (organischen) Feststoffe bzw. „Flocken“ liegt der TOC etwas über dem DOC.

Zusätzlich zum Analyseumfang des Screenings und Monitorings wurden die Parameter: AFS, Bromid, DOC und Nitrit-Stickstoff ebenfalls analysiert, um einen Rückschluss auf die vorliegenden Werte und eine Einschätzung fehlender Werte zu erhalten.

3.1.1 ABFILTRIERBARE STOFFE (AFS)

Grundsätzlich ist eine gut funktionierende Kläranlage mit einem niedrigen Gehalt an DOC bzw. CSB sowie einem geringen AFS im Ablauf der Nachklärung die beste Voraussetzung für eine effiziente Mikroschadstoffelimination bei freier Verfahrensauswahl.

Beim Einsatz von Aktivkohleverfahren können sich hohe Feststoffgehalte durch AFS als problematisch erweisen, da eine Filteranlage insbesondere bei der PAK-Dosierung zu stark verkürzten Spülintervallen und einem unerwünscht hohen Kohleabrieb führen können (Bornemann et al. 2015). Eine Dokumentation der AFS aus den vergangenen Jahren liegt nicht vor. Im Rahmen des Screenings und des Monitorings wurden AFS untersucht:

Tabelle 3-2: Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern

Datum	26.07.17	19.10.17	21.11.17	11.12.17	24.01.18
Probe Nr.	201706846	201709745	201710877	201711603	201800783
AFS [mg/l]	< 2,0	3,0	6,0	6,0	4,0

Die AFS im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern im Median (5 Messwerte) von 4,0 mg/l und sind hinsichtlich einer 4. Reinigungsstufe als unproblematisch zu betrachten.

3.1.2 BROMIDKONZENTRATION

Liegen im Abwasser erhöhte Bromidkonzentrationen vor, kann es bei einer Ozonung des Kläranlagenablaufs zur Bildung von Bromat kommen. Bromat gilt als potenziell krebserregend, verhält sich persistent in Wasser und wird nur unter anaeroben Bedingungen biologisch reduziert (Abegglen und Siegrist 2012).

Im Rahmen des Monitorings wurde der Ablauf der KA Schwalmtal-Amern auf Bromid untersucht. Die gemessenen Konzentrationen sind im Vergleich zu anderen kommunalen Kläranlagen als nicht überdurchschnittlich einzustufen.

Tabelle 3-3: Bromidkonzentrationen im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern

Datum	26.07.17	19.10.17	21.11.17	11.12.17	24.01.18
Probe Nr.	201706846	201709745	201710877	201711603	201800783
Bromid [$\mu\text{g/l}$]	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100

Die analysierten Bromidkonzentrationen decken sich mit den Erkenntnissen aus der Studie von (Soltermann et al. 2016), bei der Bromidkonzentrationen verschiedener KA-Zuläufe sowie deren Einzugsgebiete untersucht wurden. Dabei wurde erkannt, dass bei überwiegend kommunal geprägten Einzugsgebieten (d. h. ohne problematische Einleiter) die Bromidkonzentrationen unter $100 \mu\text{g/l}$ vorliegen. Wird ein solches Abwasser mit einer herkömmlichen spezifischen Ozondosis von $0,5 - 0,7 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ versetzt, liegt die zu erwartende Bromatbildung im tiefen einstelligen $\mu\text{g/l}$ -Bereich. (Soltermann et al. 2016)

Das Oekotoxzentrum der Schweiz hat für Bromat ein chronisches Qualitätskriterium von $\text{EQS}_{\text{Bromat}} = 50 \mu\text{g/l}$ vorgeschlagen, um die aquatische Organismengruppen vor einer Bromatexposition zu schützen. (Oekotoxzentrum Schweiz 2016)

Des Weiteren kann der in der Trinkwasserversorgung vorgegebene Grenzwert von $10 \mu\text{g/l}$ in Betracht gezogen werden. Für eine mögliche Realisierung einer Ozonungsanlage zur Entfernung von Mikroschadstoffen sollten dennoch umfangreiche Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und dem Bromatbildungspotenzial durchgeführt werden.

3.1.3 DOC-KONZENTRATION

Für die Auslegung einer Ozonung oder einer Adsorptionsanlage mit Aktivkohle wird in der Regel nur der gelöste Anteil als DOC (dissolved organic carbon) berücksichtigt. Der TOC (total organic carbon) umfasst den gesamten organischen Kohlenstoff und ist deshalb größer als der DOC, da dieser nur ein Parameter für den gelösten organischen Kohlenstoff ist. Durch die noch im Ablauf der Nachklärung enthaltenen Feststoffe liegt der TOC etwas über dem DOC.

Tabelle 3-4: DOC-Konzentration im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern

Datum	26.07.17	19.10.17	21.11.17	11.12.17	24.01.18
Probe Nr.	201706846	201709745	201710877	201711603	201800783
DOC [mg/l]	5,0	7,1	3,8	1,9	6,3

Der DOC lag während der vorangegangenen Untersuchungen (5 Messwerte) im Median bei rd. 5,0 mg/l. Dies passt quantitativ zu dem errechneten 85%-Quantil des TOC aus den Jahren 2012 bis 2016 von 8,72 mg/l. Für die weitere Auslegung wird eine DOC-Konzentration von 7 mg/l angenommen. Im Falle einer konkreten großtechnischen Planung einer 4. Reinigungsstufe sollte dieser Wert durch separate Messungen verifiziert werden.

3.1.4 NITRITKONZENTRATION

Ebenfalls wurde im Rahmen der analytischen Untersuchungen eine Bestimmung der Nitritkonzentration (NO₂-N) vorgenommen. Durch die Oxidation von Nitrit zu Nitrat kann die Ozonzehrung erhöht und somit die Wirtschaftlichkeit der Ozonung negativ beeinflusst werden.

Tabelle 3-5: Nitritkonzentration im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern

Datum	26.07.17	19.10.17	21.11.17	11.12.17	24.01.18
Probe Nr.	201706846	201709745	201710877	201711603	201800783
Nitrit-N [mg/l]	< 0,03	< 0,10	< 0,03	0,03	< 0,03

Der berechnete Median der Nitritkonzentration während des Monitorings (insgesamt 5 Messwerte) beträgt 0,03 mg/l. Vergleicht man die Messwerte der Eigenüberwachung aus den Jahren 2012 bis 2016 (vgl. Tabelle 3-1) mit den gemessenen Nitritkonzentrationen während des Monitorings, lässt sich feststellen, dass diese mengenmäßig höher liegen. Die Messwerte aus der Eigenüberwachung betragen für den Parameter NO₂-N im Median 0,08 mg/l und das 85 %-Quantil 0,17 mg/l.

4 AUSLEGUNGSWERTE DER 4. REINIGUNGSSTUFE

Bisher besteht in Deutschland keine einheitliche Vorgehensweise bei der Ausrüstung kommunaler Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe. Für eine Vordimensionierung einer solchen Anlage muss auf Erfahrungswerte bestehender Anlagen und Pilotprojekte zurückgegriffen werden. Einen wesentlichen Einfluss auf die Anlagengröße hat die Auslegungswassermenge, die im Vorfeld mit der Genehmigungsbehörde abgestimmt werden sollte.

4.1 BELASTUNGSDATEN HYDRAULIK

Die hydraulische Auslegung einer 4. Reinigungsstufe ist abhängig von der Ablaufmenge der KA Schwalmtal-Amern, da diese gewöhnlich nach der Nachklärung in den Abwasserreinigungsprozess eingebunden wird. Hierfür wurden die Zu- und Ablaufdaten der letzten drei Jahre (2015 bis 2017) ausgewertet. Dabei wurden die Daten auf Ausreißer und Plausibilität geprüft.

Die Zulaufdaten basieren auf den Mengenmessungen im Venturi-Gerinne unter Berücksichtigung der Trockenwetterdaten. Es sei darauf hingewiesen, dass die Messung im Venturi-Gerinne unter Umständen von dem kalibrierten Messinstrument im Ablauf (MID) abweichen kann. Ebenfalls können die wöchentlichen Reinigungsarbeiten des Zulaufs sowie des Rechens zu erhöhten Durchflussmengen führen, da dafür das Schneckenpumpwerk außer Betrieb genommen werden muss und es zu einem Kanaleinstau kommen kann. Zudem beinhalten die Zulaufmengen das anfallende Trübwasser im Kläranlagenkreislauf. Abbildung 4-1 bis Abbildung 4-3 zeigen die täglichen maximalen Zulaufmengen an Trockenwettertagen sowie das berechnete jährliche 85 %-Quantil.

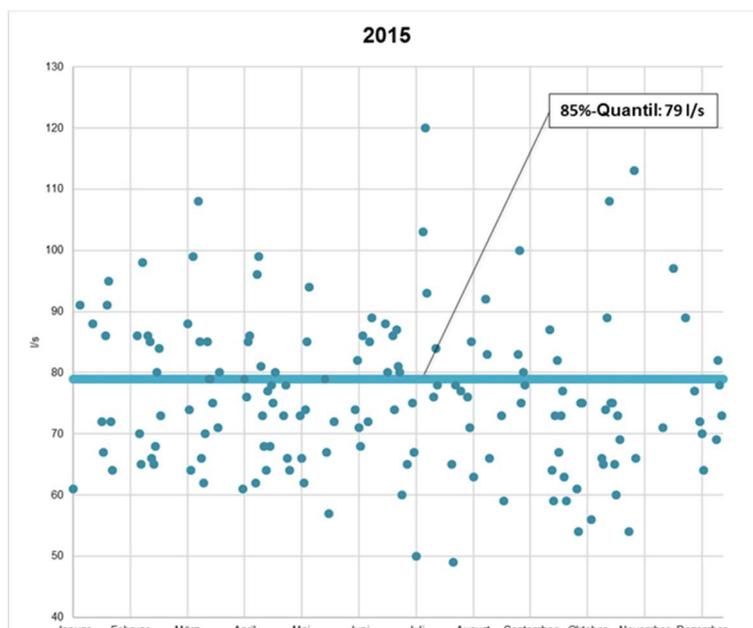


Abbildung 4-1: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2015

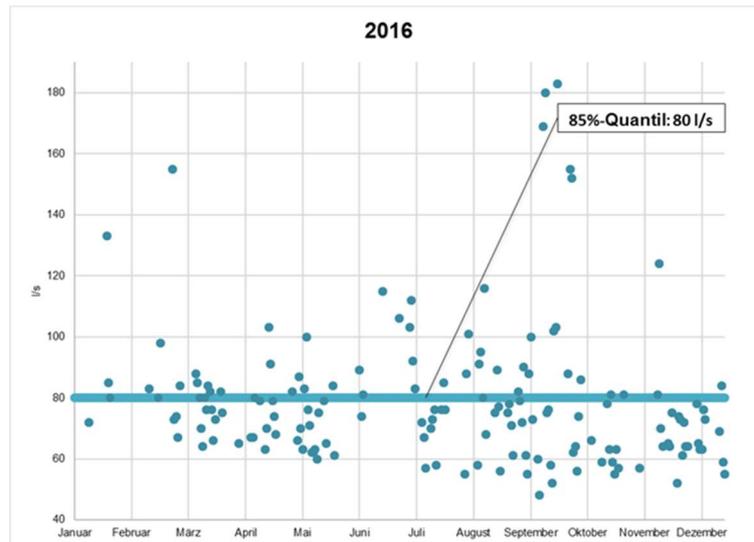


Abbildung 4-2: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2016

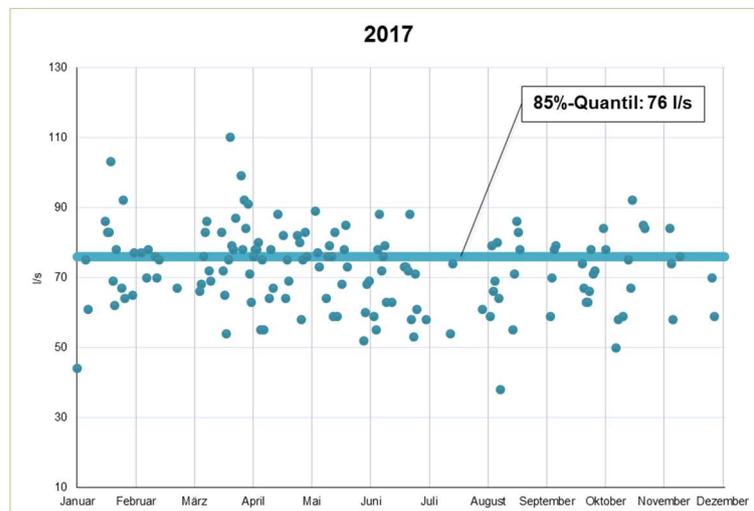


Abbildung 4-3: max. Zulaufwerte bei Trockenwetter im Jahr 2017

Die 85 %-Quantile der Jahre 2015 bis 2017 sind in einer ähnlichen Größenordnung und betragen im Jahr 2016 maximal ca. 80 l/s. Die Werte decken sich mit der Feststellung der hydraulischen Belastung durch Pöyry (2015) im Rahmen der verfahrenstechnischen Sanierungsmaßnahmen auf der KA Schwalmtal-Amern. Zugrunde gelegt wurde hierbei wurde ein Tagesspitzenabfluss bei Trockenwetter im Jahresmittel von: $Q_{T,h,max} = 98 \text{ l/s}$ bzw. $353 \text{ m}^3/\text{h}$.

Zusätzlich wurde neben der Auswertung der Zulaufmessungen die theoretisch behandelte Abwassermenge unter Berücksichtigung der Ablaufmengen berechnet. Dazu wurden die Ablaufmessungen des MID der Jahre 2015 bis 2017 betrachtet. Gemäß der Planung von Pöyry (2015) beträgt der maximale Mischwasserzufluss der Kläranlage nach der wasserrechtlichen Genehmigung: $Q_M = 254 \text{ l/s}$ bzw. $914 \text{ m}^3/\text{h}$.

Um die Behandlungswassermenge der 4. Reinigungsstufe festzulegen, ist es von besonderem Interesse, welcher Anteil der Jahresabwassermenge (JAM) der Kläranlage in der 4. Reinigungsstufe behandelt werden kann. Dafür wurden die Ablaufdaten des MID von Viertelstunden-Messwerten in Stundenwerte umgerechnet. Eine Erhöhung der Ablaufmengen ist durch die in den Jahren 2016 (Juli-Dezember) und 2017 (Oktober-Dezember) betriebenen Grundwasserhaltungen auf der KA Schwalmtal-Amern nicht außer Acht zu lassen.

Zusätzlich muss bei der Bemessung einer 4. Reinigungsstufe darauf geachtet werden, dass die KA Schwalmtal-Amern nachts einen Zulauf von rd. 10 bis 14 l/s verzeichnet und der Ablauf aufgrund der internen Rezirkulation von ca. 25 l/s auf minimal 2 bis 8 l/s abfällt.

4.2 AUSLEGUNGSWASSERMENGE

Je nach standortspezifischen Gegebenheiten kann es erforderlich werden, im Rahmen einer Einzelfallbetrachtung eine Vollstrombehandlung durchzuführen, d. h. eine Behandlung der JAM. Die Entwässerung des Einzugsgebiets der ZKA Schwalmtal-Amern erfolgt im Mischsystem. Im Leitfaden „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ (KOM-M.NRW 2016) wird angegeben, dass vor Ermittlung der Auslegungswassermenge eine Betrachtung des Gewässers (hier: Kranenbach) vorzunehmen ist, in das die Kläranlage einleitet. Nach einer ersten Beurteilung der im Leitfaden beschriebenen immissionsbasierten Anforderungen sieht dieser vor, die Auslegungswassermenge im Rahmen einer Einzelfallprüfung in Abstimmung mit der zuständigen Behörde (hier: Bezirksregierung Düsseldorf) individuell festzulegen. Die Vorgehensweise zur Ermittlung der Auslegungswassermenge ist in Abbildung 4-4 dargestellt.

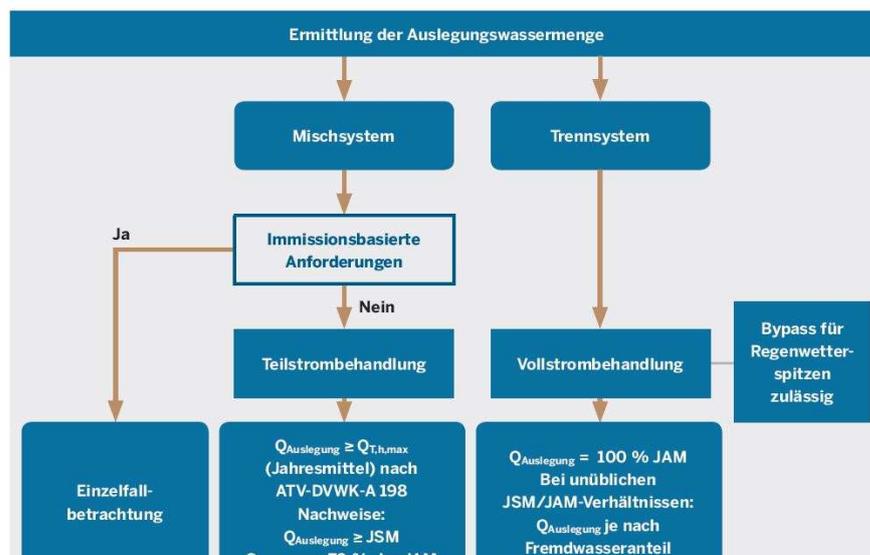


Abbildung 4-4: Ermittlung der Auslegungswassermenge (KOM-M.NRW 2016)

Um die optimale Auslegungswassermenge einer 4. Reinigungsstufe für die ZKA Schwalmtal-Amern zu ermitteln, wurden die Zu- und Ablaufdaten aus den Jahren 2015 bis 2017 ausgewertet (s. Kapitel 4.1).

In der nachfolgenden Grafik (Abbildung 4-5) wurden die Ablaufereignisse unter Berücksichtigung von verschiedenen Behandlungswassermengen in das Verhältnis mit der jeweiligen JAM gesetzt.

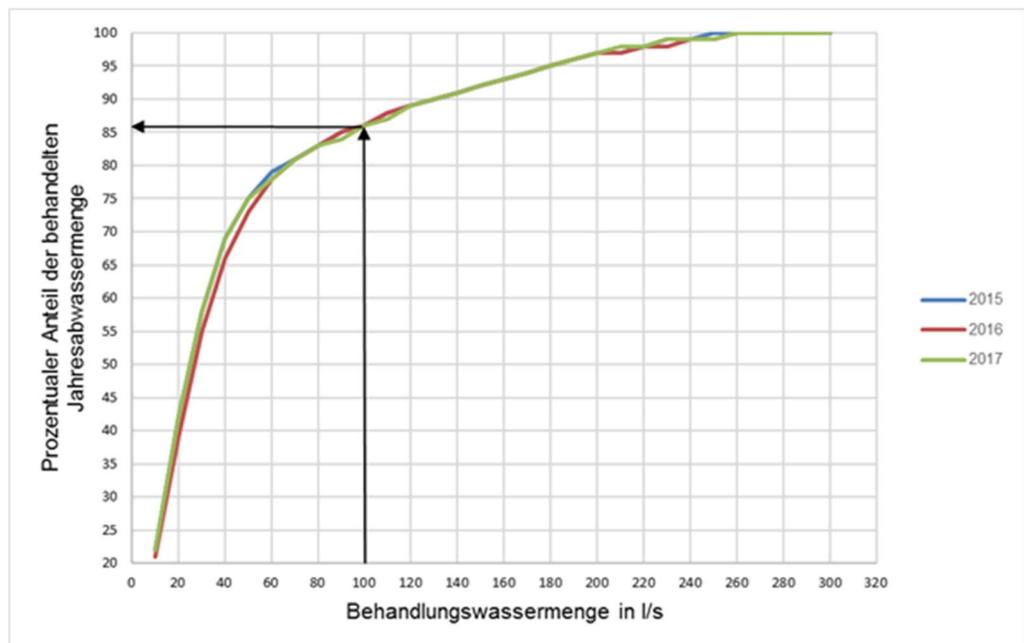


Abbildung 4-5: Anteil der behandelbaren JAM mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

In Absprache mit der Bezirksregierung Düsseldorf erfolgt die Auslegung der verschiedenen Anlagenkonzepte im Rahmen dieser Studie auf die Auslegungswassermenge: $Q_{\text{Auslegung}} = 100 \text{ l/s}$ bzw. $360 \text{ m}^3/\text{h}$. Mit der Auslegungswassermenge können nahezu 86 % der JAM behandelt werden. Bei einer JAM von $1.425.577 \text{ m}^3$ (Stand: 2017) würden bei einer Auslegungswassermenge von 100 l/s rd. $1.225.013 \text{ m}^3$ behandelt werden können. Die folgende Tabelle 4-1 zeigt die behandelbare Abwassermenge anhand verschiedener Auslegungswassermengen, in Abhängigkeit von der JAM der letzten Jahre auf der ZKA Schwalmtal-Amern. Dabei wird deutlich, dass mit einer Auslegungswassermenge von 100 l/s eine Behandlung von rd. 86 % der Jahresabwassermenge der letzten drei Jahre sichergestellt ist.

Tabelle 4-1: Verschiedene Auslegungswassermengen in Abhängigkeit zur JAM

Jahr	JAM [m³/a]	behandelt im Verhältnis zur JAM bei einer Behandlungswassermenge [l/s] von			
		80	100	200	250
2015	1.403.366	83,03 %	86,20 %	96,73 %	99,65 %
2016	1.521.364	82,92 %	86,28 %	96,55 %	99,43 %
2017	1.425.577	82,67 %	85,93 %	96,79%	99,64 %

Eine Vollstrombehandlung für den maximalen Zufluss von 254 l/s wird in dieser Machbarkeitsstudie nicht verfolgt.

4.3 ELIMINATIONSZIEL

Nach Angaben von (KOM-M.NRW 2016) soll das Eliminationsziel für die Indikatorsubstanzen von 80 % im Jahresmittel erreicht werden. Die Überprüfung soll im Zulauf der biologischen Stufe und im Gesamtablauf (also hinter der 4. Reinigungsstufe) durchgeführt werden. Tabelle 4-2 stellt den Umfang der Indikatorsubstanzen zur Bewertung der Reinigungsleistung dar.

Tabelle 4-2: Indikatorsubstanzen und Reinigungsleistung (KOM-M.NRW 2016)

Stoff	Entfernbarkeit mittels	
	Ozon	PAK/GAK
1H-Benzotriazol	mittel	gut
Carbamazepin	gut	gut
Diclofenac	gut	gut
Metoprolol	mittel	gut
Clarithromycin	gut	mittel
Sulfamethoxazol	gut	mittel

In Tabelle 4-2 sind (mit Ausnahme von Sotalol, Iopamidol und Ibuprofen) alle für das Monitoring ausgewählten Leitsubstanzen aufgelistet. Das Röntgenkontrastmittel Iopamidol ist mittels Ozon und/oder Aktivkohle nicht oder nur begrenzt entfernbar.

Auf der KA Detmold wurde festgestellt, dass Carbamazepin und Sotalol mit Hilfe einer relativ geringen Ozondosis von $Z_{\text{spez.}} = 0,24 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ transformiert werden konnten. (Austermann-Haun et al. 2017)

Auf der KA Mannheim konnte eine Entnahmeleistung von Carbamazepin mit einer PAK-Dosiermenge von 10 mg/l mit rd. 90 % verzeichnet werden. (Metzger 2015)

Die gute Adsorptionsleistung von Sotalol (Eliminationsleistung von > 80 %) an Pulveraktivkohle wurde im Rahmen des Projekts PILLS in der Schweiz von Christa McArdell festgestellt. (Nafu 2009)

Sotalol kann ebenfalls gut mit Ozon über 80 % eliminiert werden, vorausgesetzt, es wird eine relativ hohe Ozondosis von $Z_{\text{spez.}} = 0,7 - 0,9 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ eingesetzt. Für eine hohe Elimination von Ibuprofen werden Ozondosen größer $1 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ notwendig. (Jekel und Dott 2013)

Gleichzeitig konnte eine mittlere Elimination (20 - 50 %) von Valsartan durch Pulveraktivkohle beobachtet werden. (Nafo 2009)

Das aus der gleichen Arzneimittelgruppe der Sartane vorliegende Candesartan konnte auf der ARA Neugut mit einer Elimination $> 60 \%$ mit einer ebenfalls geringen Ozondosis von $Z_{\text{spez.}} = 0,42 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ eliminiert werden. (Schachtler und Hubaux 2016)

Einzelne Substanzen können bei der Ozonung und der Aktivkohlebehandlung nur schlecht aus dem Abwasser entfernt werden, wie z.B. jodiertes Röntgenkontrastmittel (Iopamidol) usw. (Denzler 2016)

Demgegenüber wurden beim Einsatz von GAK abweichende Eliminationsleistungen beobachtet. Die KA Obere Lutter und Gütersloh-Putzhagen konnten während der Verwendung von GAK gute Eliminationsleistungen verzeichnen (Nahrstedt et al. 2014; Nahrstedt et al. 2016), wobei auf der ARA Neugut festgestellt wurde, dass bereits nach rd. 10 bis 14 Tagen eine Verschlechterung der Eliminationsleistung verschiedener Mikroschadstoffe eingetreten ist. (Böhler et al. 2013)

Eine Ausnahme bilden biologisch abbaubare Stoffe wie z. B. Ibuprofen, welche bereits in der biologischen Behandlungsstufe der Kläranlage abgebaut werden können. (Margot et al. 2013) beschreibt den möglichen Abbau von Ibuprofen in der Biologie $> 95 \%$. Es zeigt sich, dass die Elimination der ausgewählten Mikroschadstoffe durch Ozon im Vergleich zu PAK/GAK überschläglich eine ähnliche Leistung hat. Allerdings muss, wie in Kapitel 2 beschrieben, davon ausgegangen werden, dass deutlich mehr Stoffe den WRRL-Zielwert überschreiten als die betrachteten 8 Parameter in der Machbarkeitsstudie.

Deshalb werden im Kapitel 6, welches sich mit der Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte beschäftigt, sowohl das oxidative Verfahren Ozon als auch die Adsorptionsverfahren mit PAK und GAK betrachtet.

5 STAND DER FORSCHUNG UND TECHNIK ZUR MIKROSCHADSTOFF-ELIMINATION

Im folgenden Kapitel werden die verschiedenen Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen näher erläutert. Nach dem aktuellen Stand der Erkenntnisse haben sich zur Mikroschadstoffelimination die Behandlung des Abwassers auf Kläranlagen mittels Oxidations- und Adsorptionsverfahren, insbesondere aus Kostengründen, bewährt. In diesem Kapitel wird grundlegend auf die Verfahren der Ozonung sowie der Aktivkohleadsorption (PAK und GAK) näher eingegangen, da diese bereits großtechnisch umgesetzt wurden (vgl. Abbildung 5-1 in Grün dargestellt). Diese Verfahren werden gewöhnlich hinter der Nachklärung bzw. Filtrationsstufe in den Kläranlagenablauf eingebunden. Deshalb wird eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination auch vielfach als 4. Reinigungsstufe bezeichnet. (KOM-M.NRW 2016)

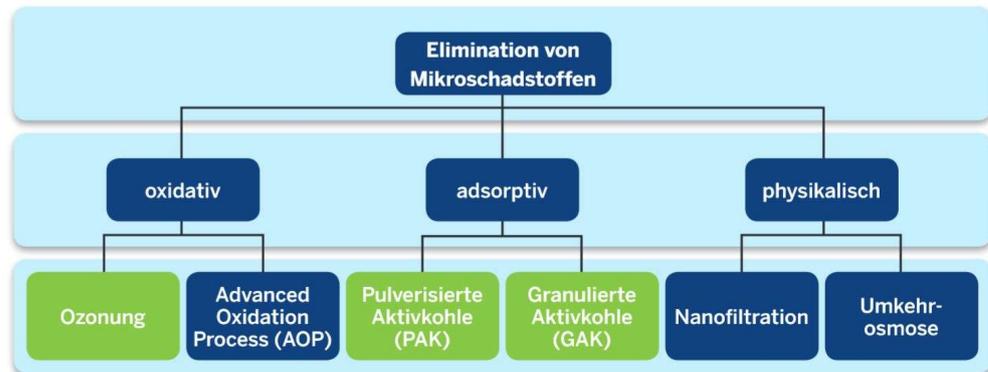


Abbildung 5-1: Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (KOM-M.NRW 2018)

5.1 OXIDATIVE VERFAHREN

Nachfolgend werden die oxidativen Verfahren genannt, die sich zur Entfernung von Mikroschadstoffen eignen, wobei insbesondere auf das Verfahren der Ozonung näher eingegangen wird, da sich dieses Verfahren in den letzten Jahren mehrfach zur Mikroschadstoffelimination bewährt hat. (KOM-M.NRW 2016)

Darüber hinaus werden bei der Behandlung von Industrieabwässern sowie bei der Sanierung von Grundwasservorkommen weitergehende Oxidationsverfahren eingesetzt. Bei weitergehenden Oxidationsverfahren (engl. Advanced Oxidation Processes, AOP) wird die verstärkte Bildung von hochreaktiven Hydroxylradikalen durch die Kombination von mindestens zwei Verfahren angestrebt. Dabei kommen bestimmte Initiatoren Wasserstoffperoxid (H_2O_2) oder UV-Bestrahlung zum Einsatz, welche die Entstehung der Hydroxylradikale erhöhen. (Abegglen und Siegrist 2012)

Im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung liegen mit diesen Verfahren derzeit nur wenige Erfahrungen vor, da sie hauptsächlich aus Kostengründen zurückgestellt wurden. (KOM-M.NRW 2016) Die weitergehenden Oxidationsverfahren (AOP) werden im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie nicht weiter betrachtet.

5.1.1 OZONUNG

Die Ozonung ist ein etabliertes und funktionierendes Verfahren, um Mikroverunreinigungen im Ablauf der Kläranlagen zu reduzieren. Bereits heute existieren in Deutschland mehrere Ozonungsanlagen (z. T. auch Pilotanlagen), wie z.B. in Duisburg-Vierlinden, Weißenburg, Aachen-Soers, die der Mikroschadstoffelimination dienen. Neben dem Abbau von Mikroschadstoffen führt die Wirkung des Ozons zu einer Desinfektion und Entfärbung des Abwassers. (Abegglen und Siegrist 2012)

Grundlagen

Die Ozonung beinhaltet die Behandlung eines Abwassers mit dem Gas Ozon. In den meisten Fällen wird das Ozon aus Sauerstoff vor Ort hergestellt, da das aus drei Sauerstoffatomen bestehende Molekül als überaus reaktiv und instabil gilt. Die Herstellung ist mit einem hohen Energieaufwand verbunden. Das gereinigte Abwasser verlässt die Nachklärung und wird in einem geeigneten Reaktor mit Ozon vermischt. Dort reagiert das Gas unmittelbar mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Stoffe aus dem Wasser. Die Reaktion sorgt dafür, dass verschiedene komplexe Verbindungen aufgebrochen werden und diese anschließend wesentlich besser biologisch abbaubar sind. (Joss und Böhler 2012a)

Eine Ozonungsanlage in der Abwassertechnik besteht nach Angaben von (Abegglen und Siegrist 2012) aus folgenden verschiedenen Komponenten:

- Sauerstofftank
- Verdampfer
- Ozongenerator (Glasröhrenreaktor)
- Ozonungsreaktor
- Restozonvernichter (Abgasbehandlung)
- EMSR-Technik
- Biologische Nachbehandlungsstufe
- Sicherheitstechnik
- Ozonbeständigkeit aller verwendeten Materialien

Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung erfolgt bei einer stillen elektrischen Entladung auf Sauerstoff oder sauerstoffhaltige Gase. Die elektrische Entladung erfolgt zwischen zwei Elektroden. Während dieses Prozesses spalten sich Sauerstoffmoleküle auf, die sich wiederum unmittelbar danach mit einem Sauerstoffmolekül verbinden und so ein Ozonmolekül (O₃) bildet. (Roeske und Ritter 2007)

Dosierung und Eintrag

Die erforderliche Ozonmenge wird durch die Abwasserzusammensetzung und dem Reinigungsziel (Mikroschadstoffelimination) beeinflusst. Dabei ist der wichtigste Parameter zur Dosierung von Ozon der DOC. In Relation des im Ablauf der Nachklärung gemessenen DOC wird die erforderliche Ozondosis bestimmt.

Für Anlagen kleiner unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC erfolgt die Ozondosierung oftmals abhängig von der Menge des Durchflusses. (KOM-M.NRW 2016) Eine durchflussproportionale Steuerung erfordert einen nur geringen messtechnischen Aufwand, kann jedoch zu großen Eliminationsschwankungen führen, da bspw. bei Abweichungen von DOC, Nitrit oder im Regenwetterfall die Ozondosis nicht ausreicht oder es zu einer Überdosierung kommt.

Um eine hohe Eintragungseffizienz zu erwirken, haben sich zwei Ozoneintragungssysteme bewährt. Der Eintrag des Ozons mit Diffusoren am Beckenboden oder mit einem Pumpe-Injektorsystem. Bei Verwendung von Diffusoren wird das Ozon in Form von feinen Gasblasen am Reaktorboden eingebracht. Dabei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen größtmöglichen Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erwirken. Beim Eintrag mithilfe eines Pumpe-Injektorsystem wird das Ozon mit einem Abwasserteilstrom vermischt, der im Anschluss daran mit dem Hauptstrom in Verbindung gebracht wird. (KOM-M.NRW 2016)

Vorteilhaft ist, dass ein Pumpe-Injektor-System bei Wartungsarbeiten leichter zugänglich ist, da das System außerhalb des Reaktorraums liegt. Hierfür wird ein weiterer Pumpenkreislauf notwendig und somit mehr Energie benötigt, als beim Ozoneintrag mit Diffusoren. (Abegglen und Siegrist 2012)

Ebenfalls wird in mehreren Berichten davon berichtet, dass ein Pumpe-Injektor-System, die Bromatbildung aufgrund einer höheren spezifischen Ozondosis begünstigen kann. Diese Angabe ist wissenschaftlich nicht belegt.

Ozonreaktor

Im Ozonreaktor wird das erzeugte Ozon mit dem Abwasser vermischt. Dabei reagiert das Gas mit den Wasserinhaltsstoffen. Aufgrund seiner gesundheitsbedenklichen Wirkung des Ozons auf den Menschen muss der Reaktorbehälter in jedem Falle gasdicht sein. Neben der Ozondosierung ist die hydraulische Kontaktzeit (t_k) im Ozonreaktor ein maßgeblicher Auslegungsparameter. Die Kontaktzeit ist für jede Kläranlage nach eigenen Ozonzehrungsversuchen zu bestimmen. Für konkrete Vorplanungen werden unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeiten im Reaktor begleitende Ozonzehrungstests empfohlen. (KOM-M.NRW 2016)

Die Aufenthaltszeit des Ozons in dem Kontaktreaktor muss so gewählt werden, dass das Ozon reagieren kann und nicht in die biologische Nachbehandlungsstufe gespült wird (z.B. durch hohe Zuflüsse im Regenwetterfall). (Abegglen und Siegrist 2012)

Die Kontaktzeit beträgt in den meisten Fällen 15 bis 30 Minuten, ist jedoch stark von der ortsspezifischen Abwasserzusammensetzung abhängig. Auf der Kläranlage Aachen-Soers liegt die minimale Kontaktzeit bei 12 Minuten und die mittlere Aufenthaltszeit bei rd. 30 Minuten. Die Kontaktzeit der Ozonung auf der KA Weißenburg beträgt rd. 20 Minuten. Weitere Details gebauter Ozonungsanlagen sind in Tabelle 5-1 dargestellt.

Darüber hinaus muss im Ozonreaktor eine gute Durchmischung des Abwassers mit dem Ozon gewährleistet werden. Dies kann anhand einer platzierten Anordnung von Leitwänden/Trennwänden (bspw. aus Edelstahl) im Reaktor erreicht werden. Durch diese Leitwände kann der Ozonreaktor ebenfalls in verschiedene Kammern unterteilt werden, um den Ozoneintrag felderweise und gesteuert zu realisieren. Dies sollte bei konkreten Planungen vorbehaltlos mittels einer CFD-Simulation verifiziert werden. (KOM-M.NRW 2016)

Abgasbehandlung

Das Kläranlagenpersonal muss sowohl im Regelbetrieb der Ozonanlage als auch bei Betriebsstörungen vor dem Reizgas geschützt werden. Neben der Nachbehandlung des Abwassers muss die Abluft aus dem Ozonreaktor behandelt werden. Eine Behandlungsanlage vernichtet das Restozon in der Abluft, dabei unterscheidet man zwischen thermischen und katalytischen Restozonvernichtern.

Nachbehandlung

Während des Oxidationsprozesses der Ozonung können verschiedene Transformationsprodukte (z.B. Bromat, Nitrosamine usw.) entstehen, die negative Folgen auf die aquatische Umwelt haben können. Nach dem derzeitigen Erkenntnisstand wird eine Behandlungsstufe mit biologischer Aktivität nach dem Ozonreaktor als erforderlich erachtet. Diese kann z. B. in Form eines Sandfilters, Schönungsteiches oder Wirbel- und Festbettreaktoren realisiert werden. (KOM-M.NRW 2016)

Zur Bewertung der Toxizität der Transformationsprodukte werden i. d. R. nicht die einzelnen Produkte herangezogen, sondern die Ergebnisse ökotoxikologischer Wirktests. Eine Zunahme der Bildung von Transformationsprodukten in Abhängigkeit von der Mikroschadstoffkonzentration konnte bisher nicht beobachtet werden. (KOM-M.NRW 2016)

Neben den o. g. Nachbehandlungsverfahren können auch BAK-Filter als biologische Behandlung des ozonierten Abwassers zum Einsatz kommen, die neben der biologischen Aktivität eine adsorptive Wirkung durch die granulierten Aktivkohle aufzeigen. Dies ist insbesondere der Fall, wenn die Aktivkohle noch nicht vollständig (mit organischen Stoffen) beladen ist.

Bei einer umfassenden Untersuchung des Ökotoxizitätszentrums auf der KA Dübendorf in der Schweiz über die biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach der Ozonung wurde festgestellt, dass unmittelbar nach der Ozonung nur in Einzelfällen geringe „Auffälligkeiten“ aufgetreten sind. Zusammenfassend wurde in Erfahrung gebracht, dass die Ozonung ökotoxikologische Effekte deutlich reduziert hat, die Abwasserqualität signifikant verbessert wurde und dabei keine oder kaum problematische Oxidationsnebenprodukte gebildet wurden. (Kienle et al. 2017)

Weiterhin wird aus Vorsorgegründen in mehreren Fachberichten eine Nachbehandlung des mit Ozon versetzten Abwassers befürwortet. (Abegglen und Siegrist 2012; Pinnekamp et al. 2015a; DWA 2014)

Dennoch sollten in Zukunft weitere Untersuchungen zur Bildung von Transformationsprodukten nach einer Ozonung betrieben werden.

Anordnung im Kläranlagenablauf

Einen effektiven Einsatz der Ozonung setzt eine niedrige organische Hintergrundbelastung (DOC) voraus. Deshalb wird die Ozonung der biologischen Stufe nachgeschaltet. Abbildung 5-2 zeigt die Anordnung einer Ozonungsanlage im Kläranlagenablauf. Die Behandlungsstufe nach dem Ozonreaktor ist hier beispielhaft als Sandfilter dargestellt, kann aber auch durch eine andere biologische Nachbehandlung erfolgen.

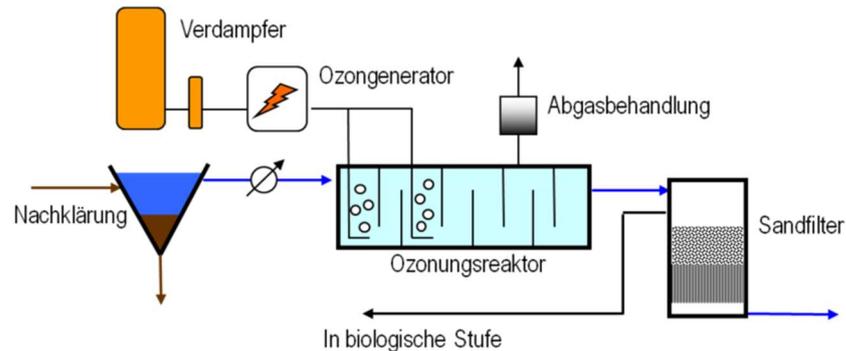


Abbildung 5-2: Fließschema einer Ozonungsanlage (Abegglen und Siegrist 2012)

Eliminationsraten

In Pilotversuchen konnte mit der Ozonung ein breites Stoffspektrum an Mikroschadstoffen entfernt werden. Die hohe oxidative Wirkung wirkt sich neben der Schadstoffentfernung auch positiv auf die Desinfektion sowie die Entfärbung des Abwassers aus. (Abegglen und Siegrist 2012)

Die Eliminationsraten verschiedener Pilot- und Großanlagen sind gemessene (ortsspezifische) Werte und können nicht verallgemeinert werden. Die Messwerte der KA Duisburg-Vierlinden (vgl. Abbildung 5-3) sollen vielmehr aufzeigen, welche Eliminationsraten (abhängig von der Ozondosis und Eintragungssystem) ausgewählter Mikroschadstoffe überhaupt möglich sind.

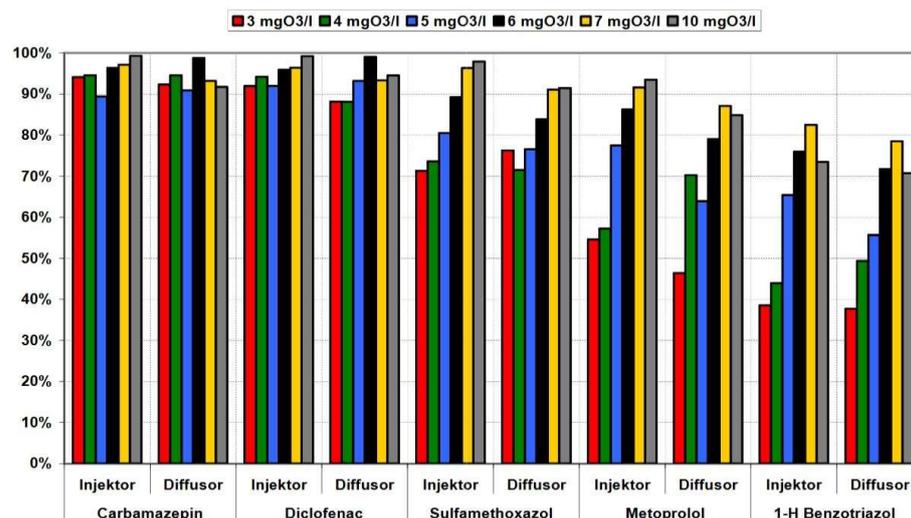


Abbildung 5-3: Elimination bei verschiedenen Ozonkonzentrationen KA Duisburg-Vierlinden (Türk 2013)

Abbildung 5-3 lässt erkennen, dass eine Ozondosierung von 0,3 – 0,5 mg O₃/mg DOC (bei einem DOC von 9,6 bis 11,4 mg/l) für eine Elimination schnell reagierender Verbindungen wie Carbamazepin und Diclofenac ausreichend ist. Für schwerer zu eliminierende Stoffe wie Metoprolol oder 1-H Benzotriazol werden höhere Ozonkonzentrationen notwendig. (Türk 2013)

Viele weitere Anlagen (vgl.

Tabelle 5-1) werden mit einer Ozondosierung von rd. 0,5 mg O₃/mg DOC betrieben. Auf der KA Regensdorf wurde im Rahmen einer großtechnischen Pilotanlage festgestellt, dass eine Ozondosis von 0,62 mg O₃/mg DOC die Faktoren Wirtschaftlichkeit und Eliminationsleistung am besten vereint. (Abegglen et al. 2009)

In (Abegglen und Siegrist 2012) wird eine Ozondosis zwischen 0,7 – 0,6 mg O₃/mg DOC (ca. 3 – 5 mg O₃/l) für eine optimale Reinigung von Mikroschadstoffen angegeben.

In gleicher Weise wurde für die Dimensionierung einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Weißenburg nachgewiesen, dass mit einer Ozondosis von 0,5 mg O₃/mg DOC für die Behandlung von kommunalem Abwasser eine mittlere Elimination von zwölf Spurenstoffen von > 85 % erreicht werden kann. (Rödel et al. 2017)

Neben der Mikroschadstoffelimination hat die Abwasserbehandlung mit Ozon Auswirkungen auf weitere Abwasserparameter. Es kann zu einer Reduktion von NO₂-N (Nitritzehrung) sowie einer Hygienisierung/Desinfektion des Abwassers kommen.

Betriebsparameter anderer Ozonungsanlagen

Tabelle 5-1: Zusammenstellung Betriebsparameter bestehender Ozonungsanlagen

Name	Ausbaugr. Jahr	Q _{Max, 4. Reinig.} Voll/Teil	Ozonreaktor Eintrag	Ozondosis [mg O ₃ /mg DOC]	Kontaktzeit [min]	Nach- behandlung
Duisburg- Vierlinden ⁽¹⁾	30.000 EW 2011	400 m ³ /h Teil	2 x 100 m ³ Diffusor od. Injektor	0,40 – 1,00	30	Wirbelbett
Weißenburg ⁽²⁾	35.000 EW 2016	430 m ³ /h Teil	145 m ³ Injektor	0,5	20	BAK-Filter Sandfilter
ARA Reinach ⁽³⁾ , Oberwynental (CH)	60.000 EW 2016	1530 m ³ /h Voll	2 x 180 m ³ Diffusor	0,7	14 - 25	Raumfiltration
Detmold ⁽⁴⁾	135.000 EW 2014	163 Teil	- Injektor	0,24	10 – 20	Zwei BAK- Filter
ARA Neugut ⁽⁵⁾ , Dübendorf (CH)	150.000 EW 2014	2.376 m ³ /h Voll	2 x 265 m ³ Diffusor	0,33 – 0,5	13 – 37	Sandfiltration
Aachen Soers ⁽⁶⁾	458.300 EW 2017	10.757 m ³ /h Voll	2 x 1.080 m ³ Diffusor	0,5 – 0,7	12 – 30	Aktivkohle- filtration
Quellen	¹ (KOM-M.NRW 2013) ² (Rödel et al. 2017) ³ (VSA 2017) ⁴ (Austermann-Haun et al. 2017) ⁵ (Schachtler und Hubaux 2016) ⁶ (Brückner 2017)					

5.2 ADSORPTIONSVERFAHREN

Prinzipiell bezeichnet Adsorption die Anreicherung von Stoffen aus einer flüssigen oder gasförmigen Phase heraus an der Oberfläche eines Festkörpers. Grundlage hierfür sind die zwischenmolekularen (atomaren) Kräfte. Im Bereich der Abwasserreinigung hat sich Aktivkohle (als Adsorber bzw. Festkörper) aufgrund seiner enorm großen spezifischen Oberfläche von bis zu 1.500 m²/g als geeignet erwiesen. (Abegglen und Siegrist 2012) Der Adsorptionsprozess ist gemäß (Kaub und Biebersdorf 2014) in Abbildung 5-4 dargestellt. Grundsätzlich ist der Einsatz von Aktivkohle zur Mikroschadstoffentfernung für alle kommunalen Abwasser geeignet. (Wunderlin et al. 2017)

Abhängig vom Korndurchmesser der Aktivkohle wird zwischen PAK (powder activated carbon, 1 – 500 µm) und GAK (granulated activated carbon, 0,5 – 5 mm) unterschieden. (Schrader 2007)

Die Grundlage zur Herstellung von Aktivkohle stellen kohlenstoffhaltige Rohstoffe wie bspw. Stein-, Braunkohle oder Kokosnuss-Schalen dar. Diese stammen i.d.R. aus nicht erneuerbaren Ressourcen aus dem Ausland. (Hillenbrand et al. 2014)

Die Herstellung von Aktivkohle erfolgt in den meisten Fällen in zwei Schritten. Zuerst wird der Rohstoff bei hohen Temperaturen verkocht. Danach setzt man dieses dem oxidierenden Einfluss eines Gasstromes (bspw. Wasserdampf, Kohlendioxid) aus. Dieser Vorgang wird auch Aktivierung genannt, da der Kohlenstoff nach der Wassergasreaktion teilweise verbrannt und ein poröses hochaktives Kohlenstoffgerüst gebildet wird. (Donau Carbon 2015)

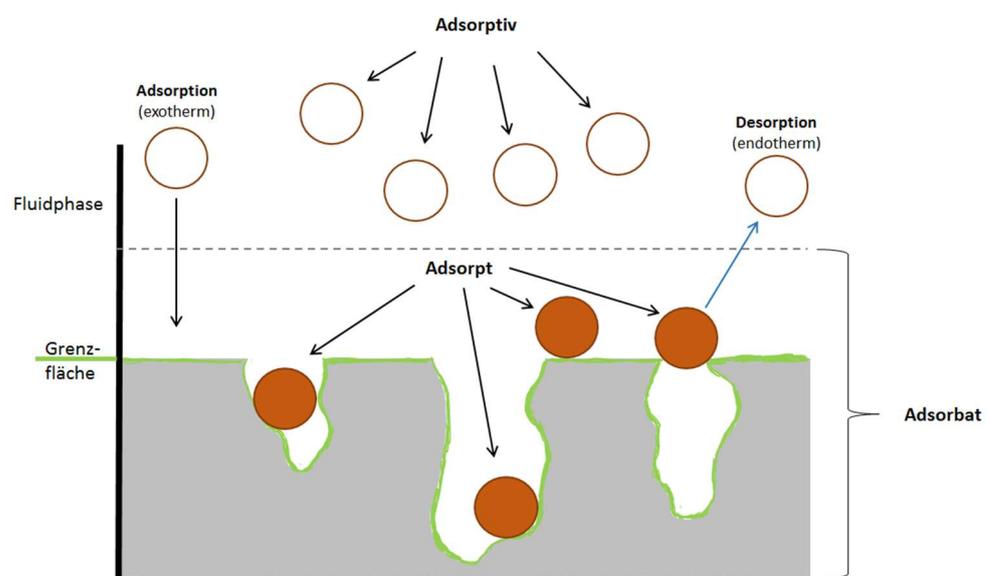


Abbildung 5-4: Adsorptionsprozesse nach (Kaub und Biebersdorf 2014)

5.2.1 PULVERAKTIVKOHLE (PAK)

Mit Hilfe von PAK ist es möglich, ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen aus dem Abwasser zu entfernen. Die Integration einer PAK-Stufe ist in bestehende Anlagen gut möglich und es entstehen während des Einsatzes keine problematischen Nebenprodukte, da es nur zu einer Anlagerung eines (gelösten) Stoffes an die innere Oberfläche der Aktivkohle kommt.

PAK-Eintrag

Die erforderliche PAK-Dosierung hängt einerseits vom PAK-Typ und andererseits von der gewählten Verfahrensführung (Anordnung des PAK-Einsatzes im Kläranlagenablauf) ab. Es wird zwischen folgenden Möglichkeiten und Einbindungsvarianten gemäß (KOM-M.NRW 2016) unterschieden:

- Verfahren mit Kontaktbecken und Absetzbecken
- Verfahren mit Kontaktbecken
- Dosierung vor Filtration
- Dosierung in das Belebungsbecken
- Dosierung in einen Membranbioreaktor

Anordnung Kläranlagenablauf

Pulveraktivkohleanlagen können in verschiedenen Ausführungen in den Kläranlagenablauf integriert werden. Solche Anlagen bestehen i.d.R. aus einer Lager- und Dosiereinheit, einem Kontaktbecken und einem Filter zum Abtrennen der PAK. Abbildung 5-5 zeigt das Fließschema einer PAK-Anlage im Ablauf der Nachklärung. Bevor die PAK in das Kontaktbecken gespült wird, wird diese befeuchtet. Der Adsorptionsprozess erfolgt überwiegend im Kontaktreaktor, da hier die PAK mit dem Abwasser vermischt wird. Für eine bestmögliche Flockenstruktur werden je nach Verfahrenstechnik auch Fällmittel (z.B. Eisen- oder Aluminiumsalze) oder Flockungsmittel (Polyelektrolyte) eingesetzt. Um den Feststoffaustrag im Ablauf der PAK-Einheit auf ein Minimum zu senken, wird eine PAK-Abtrennung (bspw. Tuchfiltration) erforderlich. Die Rezirkulation ermöglicht eine bestmögliche Ausnutzung der Adsorptionskapazität, indem die sedimentierte oder

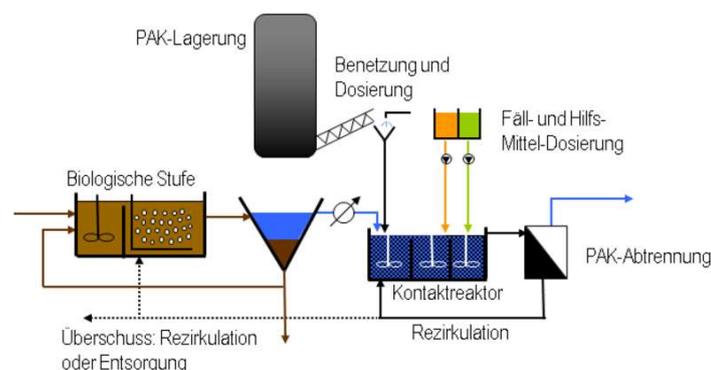


Abbildung 5-5: Fließschema einer PAK-Stufe (Abegglen und Siegrist 2012)

abgetrennte PAK in den Kontaktreaktor (bzw. auch in die biologische Stufe) zurückgeführt wird. (Abegglen und Siegrist 2012)

PAK-Dosierung und Eliminationsleistung

Wie in Abbildung 5-6 zu erkennen ist, lässt sich mit PAK ein breites Stoffspektrum aus kommunalem Abwasser entfernen. Die Elimination ist im Wesentlichen von den Eigenschaften der eingesetzten Kohle, der zudosierten Menge, der Aufenthaltszeit der PAK im Wasser und von Rückführungen abhängig. Den größten Einfluss auf die Eliminationsleistung haben die Dosiermenge und Rückführung. Pilotversuche der Eawag in der Schweiz haben gezeigt, dass mit einer PAK-Dosis von 12 – 15 g/m³ ein Eliminationsgrad von über 80 % erreicht werden kann. Die gewöhnliche PAK-Dosierung liegt zwischen 10 und 20 mg PAK je Liter, wenn es sich dabei um eine separate Adsorptionsstufe handelt. (KOM-M.NRW 2016)

Des Weiteren haben Versuche in Baden-Württemberg bestätigt, dass bei einer Dosierung von 10 mg PAK/l gut adsorbierbare Mikroschadstoffe wie Carbamazepin, Metoprolol, 1H-Benzotriazol und Diclofenac bereits über 80 % eliminiert werden können. (Metzger et al. 2014)

Ein positiver Nebeneffekt des PAK-Einsatzes ist der Rückhalt von organischen Stoffen (DOC), der in Versuchsanlagen um 30 – 50 % reduziert werden konnte. (Joss und Böhler 2012b)

Eine abwasserspezifische PAK-Dosierung sollte im Vorfeld durch ein Labor unter Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen ermittelt werden. Abbildung 5-6 visualisiert die Eliminationsleistung durch PAK von ausgewählten Mikroschadstoffen abhängig von der PAK-Dosierung. Neben der Elimination von Mikroschadstoffen wirkt sich der Einsatz von Pulveraktivkohle auf den Gehalt der organischen Stoffe, gemessen als DOC (bzw. CSB), im Abwasser aus. Diese können um rd. 30 – 50 % verringert werden. Zusätzlich findet eine weitgehende Entfärbung des Abwassers statt. (Abegglen und Siegrist 2012)

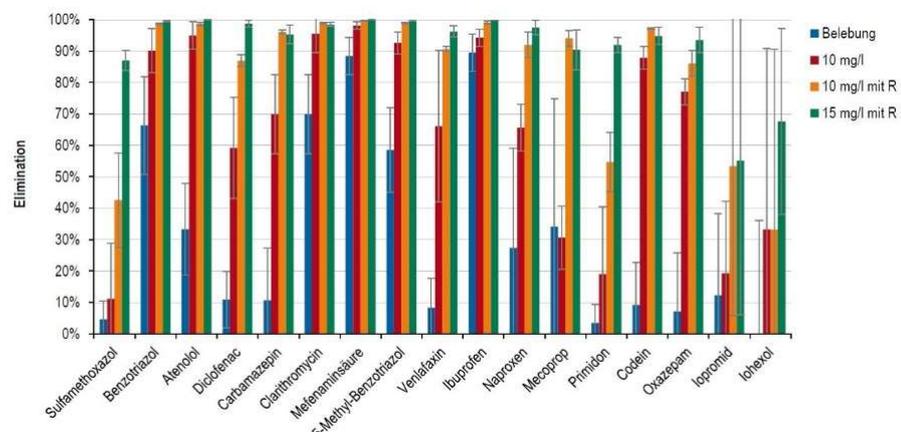


Abbildung 5-6: Eliminationsleistung von PAK (Joss und Böhler 2012b)

PAK-Abtrennung

Häufig wird die PAK in einen nachgeschalteten Kontaktreaktor dosiert und mit dem gereinigten Abwasser aus der Nachklärung vermischt. Durch die Zugabe von Fällmitteln (Eisen oder Aluminium) und Flockungshilfsmitteln (Polymer) bilden sich PAK-Flocken, die sich in einem Sedimentationsbecken zuverlässig vom Abwasser abtrennen und in den Kontaktreaktor zurückführen lassen. (Wunderlin et al. 2017) Die in das Abwasser eingetragene Aktivkohle muss vor der Einleitung in den Vorfluter aus dem Abwasser abgetrennt werden. (Abegglen und Siegrist 2012) beschreiben mehrere Verfahren zur Abtrennung der Aktivkohle im Abwasser:

- Sedimentation-Filtration
- Flockungsfiltration
- Membranfiltration
- Flotation
- Lamellenabscheider, andere Filter etc.

Das Erreichen eines hohen Feststoffrückhalts ist ohne Zudosierung von Fäll- (FM) und Flockungshilfsmitteln (FHM) nicht umzusetzen, da ein Feststoffrückhalt von mehr als 99 Massenprozent eine Flächenbeschickung kleiner als 0,05 m/h voraussetzen würde. (Metzger 2010) Bei der Zugabe von FM und FHM stellen sich PAK-Absetzverhältnisse wie von belebtem Schlamm ein. Deshalb kann das PAK-Absetzbecken, ähnlich wie ein Nachklärbecken, hinsichtlich Aufenthaltszeit und Oberflächenbeschickung gemäß DWA-A 131 bemessen werden. (DWA 2016) Zur weiteren Abscheidung der PAK nach einer möglichen Sedimentation haben Versuche von (Pinnekamp und Bornemann 2012) gezeigt, dass die Tuchfiltration effektive Abscheideleistungen (vgl. Abbildung 5-7) aufwies. Die Abscheideleistungen wurde mit der Aktivkohle Carbopal AP von Donau Carbon erreicht. Der Einsatz von Mikrosieben zeigte ebenfalls gute Resultate. Ein Wirtschaftlichkeitsvergleich zeigte, dass die Tuchfiltration und Mikrosiebung die kostengünstigsten Varianten darstellen.

Betriebsphase	Sedimentation	Lamellenabscheider	Mikrosieb	Tuchfilter	Flotation
10 mg/l PAK	47 %	54 %	83 %	91%	52 %*
20 mg/l PAK	53 %	66 %	87 %	93 %	-
10 mg/l PAK 2 mg/l Fe	48 %	46 %	62 %	90 %	23 %
20 mg/l PAK 2 mg/l Fe	46 %	53 %	79 %	96 %	30 %
10 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	65 %	69 %	-	92 %	48 %
20 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	75 %	72 %	-	96 %	47 %

* alte Flotationsanlage

Abbildung 5-7: Mittlerer PAK-Abscheidegrad (Pinnekamp und Bornemann 2012)

PAK-Entsorgung

Bei dem Einsatz von PAK und der Rezirkulation in die biologische Stufe, steigt zwangsläufig auch die Schlammproduktion (5 – 10 %). Zusätzlich kann es durch die PAK-Rückführung zu Abrasion und Korrosion an den Anlagenteilen kommen. (Joss und Böhler 2012b)

Die zudosierte PAK wird bei verschiedensten Anordnungen im Klärprozess in absehbarer Zeit über den Überschussschlamm ausgetragen oder (wenn keine Rezirkulation der PAK in die Biologie erfolgt) im Sedimentationsbecken abgezogen. Bis jetzt konnte keine Rücklösung von Mikroschadstoffen in der Schlammbehandlung verzeichnet werden. Eine landwirtschaftliche Nutzung des Schlammes darf nicht erfolgen, da die Mikroschadstoffe in der Aktivkohle ausgetragen werden könnten. (KOM-M.NRW 2016)

Aufgrund der mit mikroschadstoffbeladenen PAK darf der Überschussschlamm nicht mehr der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zugeführt werden und muss thermisch entsorgt werden. Überdies beschreiben (Joss und Böhler 2012b) in der Schweiz, dass sich eine Aufbereitung von PAK als nicht wirtschaftlich erweist.

Betriebsparameter von Anlagen mit PAK

Tabelle 5-2: Zusammenstellung der Betriebsparameter bestehender PAK-Anlagen

Name	Ausbaugr. Jahr	Q _{Max, 4. Reini} g/Voll/Teil	PAK Dosiermenge [mg PAK/l]	t _{A, Kontaktbecken} V _{Kontaktbecken}	t _{A, Sedimentation} V _{Sedimentation}	q _{A, Sedime} ntation [m/h]	PAK- Abtrennung
Kressbronn- Langenargen ⁽¹⁾	24.000 EW 2011	954 m ³ /h		35 min 3 x 184 m ³	156 min 2.540 m ³	1,66	Sandfiltration
Stockacher Aach ⁽²⁾	43.000 EW 2011	900 m ³ /h Teil		57 min 2 x 213 m ³	60 min 2 x 462 m ³	0,82	Sandfiltration
Dülmen ⁽³⁾	55.000 EW 2014	720 m ³ /h	10 – 20	22 – 150 min 270 m ³	k. A. 1.470 m ³		Sandfiltration 3 x 28 m ²
Hechingen ⁽⁴⁾	57.200 EW 1999	1.440 m ³ /h Voll		27 min 2 x 323 m ³	19 min 2 x 230 m ³ (inkl. Lamel- lenabsch.)	1,5	Sandfiltration
Albstadt- Ebingen ⁽⁵⁾	125.000 EW 1992	3.528 m ³ /h Voll	14 – 28	78 min 4.640 m ³	36 min 2.260 m ³	6,7	Sandfiltration 12 x 30 m ²
Böblingen- Sindelfingen ⁽⁶⁾	250.000 EW 2011	3.600 m ³ Teil		30 min 1.800 m ³	120 min 7.200 m ³	2,0	Sandfiltration
Mannheim ⁽⁷⁾	725.000 EW 2016	1080 m ³ /h Teil		40 min 5 x 740 m ³	132 min 5 x 2.350 m ³	1,1	Sandfiltration
Quellen	¹ (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg 2014a) ² (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg 2014b) ³ (ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW 2015) ⁴ (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg 2017b) ⁵ (Vogel et al. 2014) ⁶ (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg 2017a) ⁷ (Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg 2016)						

5.2.2 GRANULIERTE AKTIVKOHLE (GAK)

Im Vergleich zur im Kapitel 5.2.1 beschriebenen PAK, wird die GAK als adsorptiv wirkendes Material in einen Raumfilter eingesetzt. Ein großer Unterschied zwischen PAK und GAK ist, dass die GAK aufgrund ihrer Größe nach dem Einsatz im Filter nicht entsorgt werden muss, sondern regeneriert bzw. aufbereitet und dadurch erneut genutzt werden kann.

Anordnung im Kläranlagenablauf

Der GAK-Filter wird nach der biologischen Stufe angeordnet. Aufgrund der im Ablauf der biologischen Stufe vorhandenen Restverschmutzung, bildet sich auf der Kornoberfläche der Aktivkohleschicht ein Biofilm. Die gelösten Stoffe reichern sich an der Aktivkohleoberfläche an, können jedoch auch biologisch abgebaut werden. (Abegglen und Siegrist 2012)

Damit sich die GAK nicht mit abfiltrierbaren Stoffen besetzen, ist darauf zu achten, dass die Beschickung des GAK-Filters möglichst unter 15 mg AFS/l erfolgt. (KOM-M.NRW 2016)

Optional ist dem GAK-Filter eine Filtereinheit vorzuschalten, der partikuläre Wasserinhaltsstoffe zurückhält, da diese zu einem schnelleren Filterdurchbruch bzw. einer kürzeren Standzeit führen können. In großtechnischen Versuchen auf der KA Düren wurde zudem festgestellt, dass die Feststoffkonzentration im Zulauf des GAK-Filters keinen wesentlichen Einfluss auf die Adsorptionsleistung zeigte. (Benstöm 2017)

Eine Integration eines GAK-Filters in den Kläranlagenbetrieb zeigt Abbildung 5-8.



Abbildung 5-8: Anordnung einer GAK-Anlage in Anlehn. an (KOM-M.NRW 2016)

GAK-Filter

Ein GAK-Filter kann nach Angaben von (KOM-M.NRW 2016) als Druckkessel oder als konventioneller Rückspülfilter (s. Abbildung 5-9) errichtet werden. Das Filterbett kann mit einer oder verschiedenen Aktivkohleschichten gefüllt werden. Vereinzelt wird auch eine Stützschiicht aus Kies integriert. (Abegglen und Siegrist 2012)

Dennoch sollte Stützkies nicht in eine GAK-Filteranlage eingesetzt werden, da dieser beim späteren GAK-Ausbau (zur Reaktivierung) strikt von der Aktivkohle zu trennen ist. Es bietet sich an, eine Stützschiicht ebenfalls aus GAK einzubauen, die eine etwas gröbere Körnung als die Aktivkohle für das

Filtermaterial aufweist. Bei dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“ wurde eine 0,5 m hohe Stützsicht aus GAK in die Filterkammer aufgebracht. Nach dreijährigem Betrieb konnte kein Korndurchtritt infolge Filterspülung oder Filtration festgestellt werden. (Nahrstedt et al. 2014)

Ferner kann ein bestehendes Filterbauwerk durch den Austausch des Filtermaterials gegen GAK umfunktioniert werden. Der Filter kann dabei auf- wie auch abwärts durchströmt werden. Nach Erreichen der Adsorptionskapazität muss das Filtermaterial ausgetauscht werden. Um die Elimination auch während des Austausches zu gewährleisten, sind daher mindestens zwei Filter erforderlich. (Metzger 2015)

GAK-Filtergeschwindigkeit und Eliminationsleistung

(Metcalf und Eddy 2003) geben eine Kontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filtergeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h an. Im Gegensatz dazu wird in (KOM-M.NRW 2016) angegeben, dass sich Filtergeschwindigkeiten zwischen 2 und 8 m/h bewährt haben.

Grundsätzlich ist GAK gut geeignet, ein breites Stoffspektrum weitgehend aus dem Abwasser zu entfernen. Untersuchungen von (Benstöm 2017) haben ergeben, dass die notwendigen Leerbettkontaktzeiten in leichter Abhängigkeit von DOC und CSB stehen und maximal 30 Minuten betragen sollen. Es wird vermutet, dass bei einer Kontaktzeit größer 30 Minuten keine deutliche Verbesserung der Eliminationsleistung erzeugt wird.

Bei der Auswertung von Reinigungsleistungen wurde von (Abegglen und Siegrist 2012) registriert, dass mit zunehmender Filterlaufzeit die Eliminationsleistung für alle Stoffe sinkt. Aufgrund fehlender Erfahrungen ist es derzeit nicht möglich, konkrete Aussagen über die Standzeit eines GAK-Filters zu treffen

Die Abschätzung des Bedarfes an GAK erfolgt maßgeblich an der Standzeit der Aktivkohle, dem Verhältnis zwischen der behandelten Wassermenge und Filtervolumen über einen definierten Zeitraum. Dieses Verhältnis wird auch als Bettvolumen (BV) bezeichnet. Berichte über die Filterstandzeit eines GAK-Filters weichen deutlich voneinander ab. In einer Ausarbeitung von (Benstöm et al. 2016b) liegt der Mittelwert bzw. Median unter 14.000 BV. Weitere Erkenntnisse von (Bornemann et al. 2015) und (Alt et al. 2019) zeigen jedoch, dass, abhängig von den zu behandelnden Parametern und dem angestrebten Eliminationsziel, noch höhere BV erreichbar sind.

Am Beispiel von Diclofenac beschreiben (Abegglen und Siegrist 2012) das Bettvolumen eines GAK-Filters. Als Behandlungsziel für Diclofenac wird angenommen, dass die Eliminationsleistung mindestens 70 % betragen muss. Aufgrund der schlechten Sorption von Diclofenac, dürfte die mittlere

Elimination aller betrachteten Stoffe bei ca. 80 % liegen. Bei einem hohen Anteil von Mikroschadstoffen im Abwasser (bspw. Krankenhausabwasser $\text{DOC} \approx 10 \text{ mg/l}$) wird dieser Wert nach ca. 7.500 BV erreicht. Im Vergleich dazu im Trinkwasser ($\text{DOC} \approx 2 \text{ mg/l}$) erst nach ca. 30.000 BV.

Die nachfolgende Abbildung 5-9 zeigt den schematischen Aufbau eines GAK-Raumfilters.

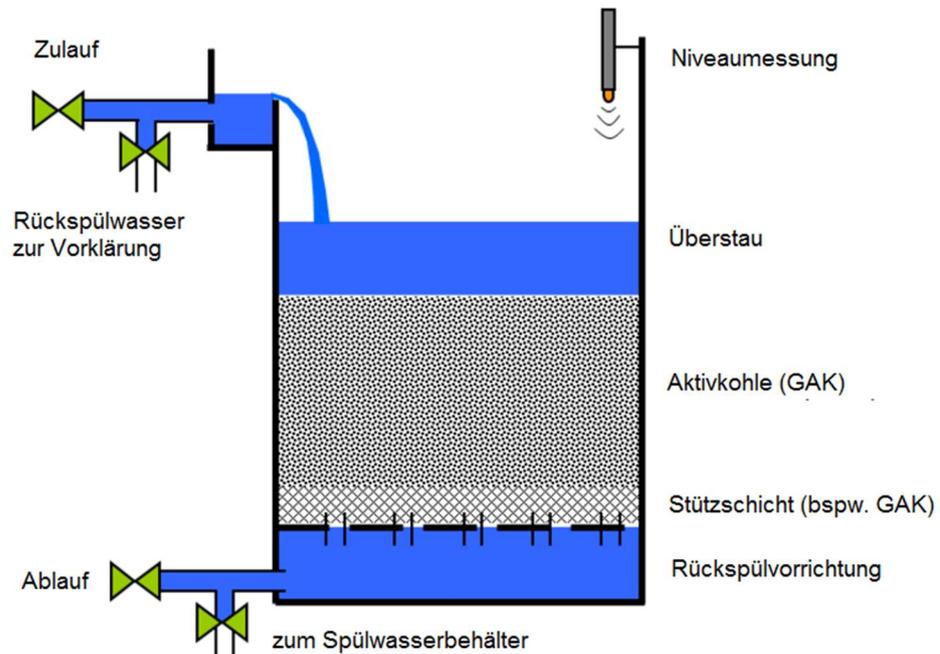


Abbildung 5-9: GAK-Filter abgeändert auf Grundlage (Abegglen und Siegrist 2012)

Neben Mikroschadstoffen bewirkt der Einsatz granulierter Aktivkohle eine zusätzliche Entfernung der organischen Restverschmutzung, der Feststoffe und der adsorbierbaren, organischen Halogene (AOX). (Abegglen und Siegrist 2012) Gleichmaßen erfolgt eine zusätzliche Reduzierung von CSB und DOC. (Jekel und Ruhl 2016)

Darüber hinaus kann sich eine Parallelschaltung von GAK-Filtern positiv auf die Laufzeit der Filtrationsanlage auswirken. Eine Parallelschaltung erwirkt im Mittel eine Verlängerung der Laufzeit der GAK um 82 %. (Benstöm 2017)

Reaktivierung von GAK

Im Vergleich zur PAK kann die GAK aufgrund ihrer Korngröße reaktiviert werden. Ebenso wie die Herstellung von Aktivkohle ist die Reaktivierung ein rohstoff- und energieintensives Verfahren. (Jekel und Ruhl 2016) Durch die Behandlung der GAK soll die ursprüngliche Adsorptionskapazität wiederhergestellt werden. Der Regenerierungs- und Reaktivierungsprozess beschreibt findet in sechs Schritten statt (Benstöm 2017):

1. Trocknung
2. Desorption (Regenerierung)
3. Pyrolyse
4. Vergasung der Pyrolyseprodukte (Reaktivierung)
5. Kühlung
6. Sieben und Konfektionieren

Durch den Abbrand bei der Aktivierung entstehen rd. 10 % Verluste, die mit frischer Aktivkohle kompensiert werden müssen. (Jekel und Ruhl 2016)

Bei der Betrachtung einer GAK-Verfahrensstufe sind die Reaktivierungsaufwendungen und insbesondere der Reaktivierungsstandort (im Hinblick auf die Transportwege) zu berücksichtigen.

Betriebsparameter von Anlagen mit GAK

Tabelle 5-3: Zusammenstellung der Betriebsparameter bestehender GAK-Anlagen

Name	Ausbaugr.	$Q_{Max, 4. \text{Reinig}}$	Ausführung	Filterfläche	min. EBCT	Spülintervalle
	Jahr	Voll/Teil	Fließrichtung	Filtergeschw.	Bettvolumen	Schichthöhe
Harsewinkel ⁽¹⁾	57.000 EW	90 m ³ /h	Druckkessel	84 m ²	40 min	168 h
	2014	Teil	Abwärts	2,5 m/h	14.000 BV	2,30 m
Gütersloh- Putzhagen ⁽²⁾	150.600 EW	420 m ³ /h	Biofor	2 x 42 m ²	33 min	84
	2013	Teil	Aufwärts	5 m/h		2,75 m
Düren-Merken ⁽³⁾	310.000 EW	k. A.	Raumfilter	37,5 m ²	11 – 14 min	6 h
	2011	Teil	Abwärts	7 m/h	4.000 bis 7.000 BV	1,5 m
Obere Lutter ⁽⁴⁾	380.000 EW	k. A.	Biofor	5 x 40 m ²	20 – 75 min	84 bzw. 168 h
	2011-2013	Teil	Aufwärts	2 – 8 m/h	8.000 bis 16.000 BV	2,5 m
Quellen	¹ (Austermann et al. 2015) ² (Nahrstedt et al. 2016) ³ (KOM-M.NRW 2013a) ⁴ (Nahrstedt et al. 2014)					

5.3 VERGLEICH DER ERPROBTEN VERFAHREN

Die in diesem Kapitel erläuterten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination haben sich mehrfach zur Behandlung des Abwassers auf Kläranlagen bewährt. Eine Gegenüberstellung der wichtigsten Verfahrensparameter, der einzelnen Verfahren von Ozon und Aktivkohle, ist in Tabelle 5-4 dargestellt.

Tabelle 5-4: Vergleich Ozon/Aktivkohle auf Grundlage von (Austermann-Haun et al. 2017)

	Ozon	PAK	GAK
Eliminationsart	Oxidation	Adsorption	Adsorption
Vorbehandlung		ggf. Filtration	
Nachbehandlung	Biologisch	Filtration	-
Eliminationsrate	> 80 %		
Ökotoxizität	Minimierung		
Zusätzliche Effekte auf Standardabwasserparameter	Reduktion von NO ₂ -N, Hygienisierung/ Desinfektion	Reduktion von DOC, CSB, P durch FM, Farb- und Geruchsstoffen	Reduktion von DOC, CSB, TOC, AOX, Farb- und Geruchsstoffen
Dosiermenge	2 – 10 mg/l	10 - 20 mg/l	-
Aufenthaltszeit	10 – 30 Minuten	30 Minuten	5 – 30 Minuten
Betriebsmittel	Sauerstoff, Strom	PAK, FM, FHM, Strom	GAK, Strom
Kostenfaktor	Energie und Sauerstoff	PAK-Frischkohle	GAK-Reaktivierung
Sicherheit	kein Ozonaustritt	kein PAK-Austrag	-
Auswirkungen	hohe Sicherheitsanforderungen	PAK-Schlammverbrennung, Abrasion	
Sonstiges	Transformationsprodukte	PAK-Schlamm	Durchbruchgefahr

6 AUSARBEITUNG DER TECHNISCHEN ANLAGENKONZEPTE

Im folgenden Kapitel werden die technischen Umsetzungsmöglichkeiten einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Schwalmtal-Amern dargestellt. Im Hinblick auf die Ausarbeitung technischer Anlagenkonzepte zählen die Nutzung vorhandener Ressourcen, die Flächenverfügbarkeit, die hydraulischen Rahmenbedingungen sowie die Abwassereigenschaften auf der KA Schwalmtal-Amern. Maßgeblich für die Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte ist die in Kapitel 4.2 erläuterte Auslegungswassermenge von 100 l/s. Damit können rd. 86 % der Jahresabwassermenge (1.425.577 m³ Stand: 2017), also 1.225.013 m³ Abwasser behandelt werden.

6.1 NUTZUNG VORHANDENER RESSOURCEN

Auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern stehen keine Anlagenteile zur Verfügung, die im Rahmen der Mikroschadstoffelimination genutzt werden können. Die aktuelle Verfahrenstechnik beinhaltet keine Abwasserfiltration, die bspw. als GAK-Filtration oder Abscheidestufe von Pulveraktivkohle hinter einer PAK-Stufe umgerüstet werden könnte. Infolgedessen stehen keine Anlagenteile zur Verfügung, die durch eine Umrüstung mit in den Ablauf einer 4. Reinigungsstufe integrierbar sind. Sowohl für eine Ozonung als auch Verfahrensstufe mit PAK/GAK sind Neubauten zu planen. Dies hat einen entscheidenden Einfluss auf die Kostenschätzung.

6.2 FLÄCHENVERFÜGBARKEIT

Als möglicher Standort für den Neubau einer 4. Reinigungsstufe steht eine rd. 1.100 m² große Freifläche (s. Abbildung 6-1) östlich des Betriebsgebäudes und nördlich des Anaerob- und Vorklärbeckens zur Verfügung. Die dargestellte Fläche wurde im Jahr 2016 als Baulagerfläche genutzt und ist über den Betriebsweg gut mit (Bau-)Fahrzeugen erreichbar. Durch eine Erweiterung auf der markierten Fläche wird es erforderlich, die MID-Messung (inkl. Messhaus) des Ablaufs weiter in Richtung der Einleitstelle zu versetzen. Die zur Verfügung stehende Fläche liegt im Landschaftsschutzgebiet.



Abbildung 6-1: Flächenverfügbarkeit für 4. RS auf der ZKA (TIM-online, 2018)

6.3 VARIANTENUNTERSUCHUNG

Im nachfolgenden Kapitel werden die in Kapitel 5 beschriebenen Verfahren im Hinblick auf ihre Integrierbarkeit auf der ZKA untersucht. Zusammen mit den Betreibern der Schwalmtalwerke wurden insgesamt vier Varianten bestimmt, die in der Machbarkeitsstudie näher untersucht werden sollen.

- **Variante 1:** Ozonung mit biologischem Aktivkohlefilter (inkl. vorgeschalteter Sandfiltration)
- **Variante 2:** Ozonung ohne biologische Nachbehandlung (inkl. vorgeschalteter Sandfiltration)
- **Variante 3:** PAK-Kontakt und Absetzbecken, inkl. Tuchfiltration
- **Variante 4:** GAK-Filtration (inkl. vorgeschalteter Sandfiltration)

Die angenommenen Bemessungsparameter der nachfolgenden Varianten dienen lediglich zur Abschätzung der Machbarkeit bzw. Realisierbarkeit.

Da auf der KA Schwalmtal-Amern keine nutzbaren Ressourcen zur Verfügung stehen, werden die nachfolgenden Varianten für eine 4. Reinigungsstufe als Neubau konzipiert. Nach Aussagen der Schwalmtalwerke AöR liegt der GW-Stand auf dem Kläranlagengelände bei rd. 1,50 m unter der GOK. Aufgrund des hohen GW-Standes erfolgt die nachfolgende Variantendarstellung als Neubau mit oberirdischen Anlagenteilen. Dies erspart bei Reparaturarbeiten eine aufwendige GW-Haltung und ermöglicht es, die Anlagenkomponenten besser überwachen und instand halten zu können. Zusätzlich wird die Unterbringung der Filtrationsstufe und diverser Anlagenteile in einer Halle geplant, die aufgrund von Arbeiten an den Filtern mindestens 10 m (rd. 6 m Filterhöhe und 4 m Höhe zur Wartung) hoch sein und über eine Hubeinrichtung an der Decke verfügen sollte. Die Hallenkonstruktion soll ferner verhindern, dass die Rohrleitungen und Filter nicht einfrieren und beschädigt werden.

6.3.1 TRENNBAUWERK UND PUMPWERK

Die Beschickung der folgenden Anlagenkonzepte aller betrachteten Varianten muss mittels eines zusätzlichen, vorgeschalteten Pumpwerks erfolgen. Die Möglichkeit der Beschickung im Freigefälle ist aufgrund der Gegebenheiten vor Ort nicht umsetzbar. Da eine Auslegung der 4. Reinigungsstufe auf 100 l/s erfolgt, werden ein Trennbauwerk (Anbindung an bestehende Ablaufleitung) sowie eine Pumpenvorlage erforderlich. Zulaufmengen größer als 100 l/s werden direkt in den Vorfluter geleitet. Zusätzlich kann die bisherige Abwasserleitung zwischen MID und Vorfluter als Bypass genutzt werden, der die 4. Reinigungsstufe bei einem Anlagenausfall oder Reparaturarbeiten umfährt.

Zum Fördern des Abwasserstromes werden insgesamt drei Tauchmotorpumpen mit einer Förderleistung von jeweils $Q = 50 \text{ l/s}$ (inkl. einer Pumpe für den Revisionsfall) vorgesehen. Je nach Variante muss diese Förderhöhe der Pumpen an die tatsächliche Variante/Gegebenheiten angepasst werden. Darüber hinaus wird für den Anschluss der Anlage zur Mikroschadstoffelimination in der Machbarkeitsstudie die Umsetzung des Messhauses (inkl. MID) auf den hinteren Teil der Fläche in Richtung Kranenbach berücksichtigt.

6.3.2 VORGESCHALTETE SANDFILTRATION

Zur verfahrenstechnischen Optimierung wurde festgelegt, dass ein Sandfilter zur Rückhaltung von organischen Stoffen für die Varianten 1, 2 und 4 vorgeschaltet werden soll. Einzig alleine bei Variante 3 (PAK mit Kontakt-, Absetzbecken und Tuchfiltration) wird im Zulauf der 4. Reinigungsstufe keine vorgeschaltete Sandfiltration berücksichtigt, da in diesem Falle die Adsorptionseigenschaften der PAK in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit relativ hoch eingeschätzt werden. Die Sandfilteranlage führt zur Reduktion des organischen Anteils im Abwasser, sodass zu erwarten ist, dass eine geringere Ozondosis benötigt wird und gleichzeitig die Standzeit von BAK- bzw. GAK-Filter erhöht werden kann.

Soll mit der Sandfilteranlage darüber hinaus (gelöster) Phosphor anhand einer Flockungsfiltration gebunden werden, müssen zusätzlich FM (bspw. Aluminium oder Eisen) zudosiert werden.

In der Studie wird der Einsatz des Sandfilters als kontinuierlich gespülte Filteranlage verfolgt, da dieser mit einem geringen Wartungs- und Bedienungsaufwand und somit kostensparend einhergehen. Die Beschickung sowie der Rückspülwasserstrom bleiben während der Betriebsdauer konstant. Es empfiehlt sich, einen Spülwasserbehälter anzuordnen, der das Spülwasser zwischenspeichert und von dort kontinuierlich in den Zulauf der KA zurückgeführt. Die für die Herstellung der Spülluft erforderliche Kompressorstation muss in jedem Fall frostsicher aufgestellt werden.

Die Filtergeschwindigkeit der Sandfilteranlage wird zu $12,5 \text{ m/h}$ veranschlagt. Damit ergibt sich die notwendige Filterfläche zu:

$$A_{\text{Filter}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} / 12,5 \text{ m/h} = \text{rd. } 30 \text{ m}^2$$

Bei einer Filterfläche von 5 m^2 je Filter ergibt sich eine notwendige Filteranzahl von 6 Filtern. Unter Berücksichtigung einer Filterbetthöhe von $1,5 \text{ m}$ stellt sich ein Filtervolumen von 45 m^3 ein. Als Filtermaterial kann Sand mit einer Korngröße von $1 - 2 \text{ mm}$ (gem. DIN EN 12904) verwendet werden. Bei einer Anzahl von sechs Filtern und ca. 15 t Sand je Filter ergibt sich eine Befüllungsmenge von insgesamt 90 t Sand.

Der Zulauf der insgesamt sechs freistehenden Filterbehälter ist so gewählt, dass die einzelnen Filter von einer Sammelleitung über einzelne Zulaufleitungen beschickt werden. Falls eine Überwachung der einzelnen Zuläufe erwünscht ist, können die Zulaufleitungen der Filter mit entsprechender Messtechnik ausgerüstet werden. Es empfiehlt sich, im Zulauf der Sandfiltration einen Siebkorb zu berücksichtigen, der die Filteranlage bspw. vor Ästen, Blättern etc. schützt.

Das Rückspülwasser der Sandfilter wird zurück in den Zulauf der Kläranlage geführt, da während des Spülprozesses feinste Sandanteile ausgetragen werden können, die Becken- und Anlagenteile beschädigen können. Als Behältermaterial kann Edelstahl (Werkstoff-Nr. 1.4301) eingesetzt werden, da nach dem aktuellen Wissensstand kein ungewöhnlich hoher Chloridgehalt im Ablauf der KA Schwalmtal-Amern vorliegt.

6.3.3 VARIANTE 1 (OZONUNG MIT BIOLOGISCHEM AKTIVKOHLEFILTER)

Oftmals haben Ozonungsanlagen beim Neubau einer 4. Reinigungsstufe wirtschaftliche Vorzüge im Gegensatz zu adsorptiven Verfahren. Dazu ist eine Ozonungsanlage weitestgehend automatisierbar, da die einzutragende Ozondosis abhängig von der Abwasserbelastung gesteuert werden kann. Zu beachten ist, dass im Rahmen von weiteren Planungen die Eignung des Kläranlagenablaufes für eine Ozonung durch Laborversuche sicherzustellen ist.

Integration auf der KA Schwalmtal-Amern

Die Ozonungsanlage wird zweistraßig konzipiert, um im Bedarfsfall (bspw. bei geringem Durchfluss in der Nacht), einen Teil der Anlage außer Betrieb nehmen zu können. Die beiden Ozonreaktoren (Kontaktbecken) werden direkt vom Ablauf der Sandfilters beschickt. Nach der Reaktion im Kontaktreaktor fließt das Abwasser zum BAK-Filter zur biologischen Nachbehandlung, bevor dieses in den Kranenbach eingeleitet wird. Die Höhenverluste der Anlage, also Zulaufleitungen, Ozonreaktor, biologische Nachbehandlung sowie Ablaufleitungen werden mit rd. 0,50 m abgeschätzt. Die Anlagenbauteile sollten den Anforderungen des Marktes entsprechen und von den zuständigen Aufsichtsbehörden (z.B. VDE, TÜV, DGUV; DIN 19627, usw.) zugelassen sein. Der entstehende Arbeitsaufwand für diese Reinigungsstufe wird auf rd. 0,45 Mitarbeiter je Monat abgeschätzt.

Abbildung 6-2 zeigt die Verfahrensstufe bei Integration in den Kläranlagenablauf der KA Schwalmtal-Amern.

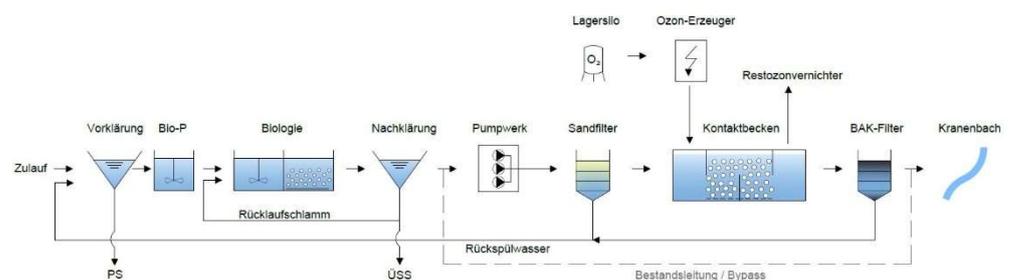


Abbildung 6-2: Fließschema Variante 1 - Ozonung mit biol. Nachbehandlung

Ozonbedarf

Für die Abschätzung der benötigten Ozondosierung wird eine Ozondosis von $Z_{\text{spez}} = 0,62 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ angenommen. Dieser Wert wurde bei der großtechnischen Pilotanlage auf der KA Regensdorf ermittelt, da die Dosis von $0,62 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ die Faktoren Wirtschaftlichkeit und Wirkung am besten vereint. (Abegglen et al. 2009)

In entsprechender Fachliteratur wird eine Ozondosis von 0,6 bis 0,8 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$ (s. Kapitel 5.1.1) angegeben. Bei einer angenommenen DOC-Konzentration (s. Kapitel 3.1.3) von 7 mg DOC/l ergibt sich eine benötigte Ozonkonzentration c_{O_3} zu:

$$c_{\text{O}_3} = Z_{\text{spez}} \times c_{\text{DOC}} = 0,62 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC} \times 7 \text{ mg DOC/l} = 4,34 \text{ mg O}_3/\text{l} = 4,5 \text{ mg O}_3/\text{l}$$

Anhand der ermittelten Ozonkonzentration c_{O_3} und der Bemessungswassermenge $Q_{\text{Auslegung}}$ ergibt sich eine benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

$$B_{\text{O}_3, \text{max}} = Q_{\text{Auslegung}} \times c_{\text{O}_3} = 100 \text{ l/s} \times 4,5 \text{ mg O}_3/\text{l} = 1,62 \text{ kg O}_3/\text{h}$$

Während der Ozonung wird neben der Oxidierung der Spurenstoffe auch Nitrit zu Nitrat umgewandelt. Durch die Oxidation von Nitrit zu Nitrat erhöht sich die Ozonzehrung und muss somit bei der Abschätzung des Ozonbedarfs berücksichtigt werden. Die Nitritkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Schwalmtal-Amern betragen während des vorangegangenen Monitorings im Median $0,03 \text{ mg/l}$. Aus den Messwerten der Eigenüberwachung der Jahre 2012 bis 2016 ergibt sich das 85 %-Quantil zu $0,17 \text{ mg/l}$. Aufgrund der repräsentativen langjährigen Messreihe wird die Nitritkonzentration von $0,17 \text{ mg/l}$ für die weitere Berechnung herangezogen, um eine gewisse Sicherheit zu berücksichtigen. Dies entspricht einer maximal stündlichen Nitrat-Fracht von $61,2 \text{ g NO}_2\text{-N/h}$. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von $3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N}$ (KOM-M.NRW 2016) erhöht sich die Produktionskapazität der Ozonerzeugung zu:

$$B_{\text{O}_3} = 1,62 \text{ kg O}_3/\text{h} + (61,2 \text{ g NO}_2\text{-N} \times 3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N}) = 1,83 \text{ kg O}_3/\text{h}$$

Die erforderliche maximale Ozonkapazität beläuft sich in dieser Variantenbetrachtung auf rd. $1,90 \text{ kg O}_3/\text{h}$.

Ozonherstellung und -lagerung

Da die Ozonherstellung ein sehr energieintensiver Prozess ist, wird eine leistungsfähige elektrotechnische Einbindung erforderlich. Die Leistung des Ozonerzeugers wurde zu $1.910 \text{ g O}_3/\text{h}$ gewählt.

Für die Ozonherstellung ist flüssiger Sauerstoff (LOX – Liquid Oxygen) vorgesehen, da der Einsatz von flüssigem Sauerstoff i. d. R. einfacher sowie wirtschaftlicher im Vergleich zur Sauerstoffgewinnung aus Umgebungsluft ist. Insbesondere bietet sich die Herstellung vor Ort bei kleinen Ozonungsanlagen bzw. der hier thematisierten Ozonmenge an. Ferner wird Kühlwasser für die Ozonproduktion benötigt, wofür zusätzliche Anlagenteile (Verrohrung, Förderaggregat) erforderlich werden. Der Flüssigsauerstofftank (inkl. des Wärmetauschers) wird in unmittelbarer Nähe des Ozongenerators (Berücksichtigung des Sicherheitsabstands zu anderen Bauwerken) auf einem freiflächigen Fundament errichtet. Aufgrund der Anlagengröße und wirtschaftlicher Aspekte (bspw. für regelmäßige Anlagenprüfung) bietet es sich an, eine Sauerstoffmietanlage vorzusehen.

Jahresmenge

Um die voraussichtlich benötigte Jahresmenge an LOX abzuschätzen, wird die theoretisch behandelbare Jahresabwassermenge von ca. 1.225.013 m³ (Jahr 2017) herangezogen. Unter Berücksichtigung von 7 mg/l DOC kann die erforderliche Sauerstoffmenge wie folgt abgeschätzt werden:

$$(1.225.013 \text{ m}^3 \times 7 \text{ mg/l DOC}) \times 0,62 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC} \times 10 \text{ mg O}_2/\text{mg O}_3 = 53.166 \text{ kg O}_2/\text{a}$$

Die notwendige Jahresmenge an flüssigem Sauerstoff wird auf rd. 54.000 kg geschätzt. Aufgrund der Anlagengröße ist die Aufstellung des Ozongenerators inkl. der zusätzlichen Anlagenkomponenten wie Kühler und Schaltanlage in einem Container vorgesehen.

Kühlwasserspeicher

Die Kühlung der Ozonanlage erfordert einen kontinuierlichen Betriebswasserzufluss. Erforderlich werden 2,3 m³/h mit einer Temperatur ≤ 25 °C. Aufgrund des geringen nächtlichen Zuflusses und der internen Rezirkulation auf der KA Schwalmtal-Amern wird hierfür ein Kühlwasser-/Betriebswasserspeicherbecken mit einem Volumen von rd. 60 m³ unmittelbar neben dem geplanten Pumpwerk vorgesehen.

Ozonreaktor

Wie bereits in Kapitel 6.3 beschrieben, befindet sich keine ungenutzte und nutzbare Bausubstanz auf dem Betriebsgelände, welche für eine 4. Reinigungsstufe genutzt werden könnte. Aus diesem Grund wird auch der erforderliche Ozonreaktor als Neubau verfolgt. Das erforderliche Volumen des Ozonreaktors wird maßgebend von der gewählten Aufenthaltszeit beeinflusst. Die sogenannte Aufenthaltszeit setzt sich aus der Reaktionszeit (Reaktion des Ozons mit den Spurenstoffen) und der Ausgasungszeit zusammen. Der Ozonreaktor wird als langgezogener zweistraßiger Kontaktraum geplant. Für

die nachfolgende Rechnung wird die erforderliche Aufenthaltszeit im Ozonreaktor zu 20 Minuten (0,33 h) gewählt. Für Revisionszwecke wird sichergestellt, dass bei Außerbetriebnahme einer Straße die Kontaktzeit (für $Q_{\text{Auslegung}}$) von mindestens 20 Minuten gewährleistet ist.

$$Q_{\text{Auslegung}} = 100 \text{ l/s bzw. } 360 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$V = Q_{\text{Auslegung}} \times t_{\text{Kontakt}}$$

$$V = 360 \text{ m}^3/\text{h} \times 0,33 \text{ h} = 120 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{gew}} = 2 \times 120 \text{ m}^3 = 240 \text{ m}^3$$

$$\text{Grundfläche} = 240 \text{ m}^3 / 6 \text{ m} = 40 \text{ m}^2 \text{ (gewählte Wassertiefe: 6 m)}$$

Der Ozonreaktor wird so ausgebildet, dass im Innenraum mehrere Leitwände aus Edelstahl platziert werden, welche die Kontaktzeit zwischen dem Abwasser und dem eingetragenen Ozon begünstigen. Die exakte Lage der Leitwände muss bei einer weitergehenden Planung mit Hilfe einer CFD-Simulation bestimmt werden.

Der Eintrag des Ozons in das Abwasser kann prinzipiell mit Diffusoren oder mit einem Pumpe-Injektorsystem erfolgen. Im konkreten Fall wird eine Eintragung über Keramik-Diffusoren beabsichtigt, da dies verfahrenstechnisch einfacher in die Praxis umzusetzen ist.

Des Weiteren erfolgt der Eintrag des Ozons automatisiert; anhand der tatsächlich organischen Hintergrundbelastung (DOC-Messung im Zulauf der Ozonanlage) des Abwassers wird die notwendige Ozonmenge produziert. Darüber hinaus wird der Zufluss zum Kontaktreaktor erfasst. Ebenfalls muss der Reaktor luftdicht verschlossen sein. Das Abgas aus dem Reaktorraum muss mit Hilfe eines Restozonvernichter behandelt werden, bevor dies in die Umgebung gelangt.

Des Weiteren ist zu beachten, dass beim Umgang mit Ozon und Sauerstoff entsprechende Sicherheitsaspekte beachtet werden müssen. Die Anlagenteile, in denen ein Ozonaustritt tendenziell möglich ist, sind mit Ozonwarngeräten (akustisches und optisches Signal) zu versehen, sodass die Anlage bei Gefahr selbstständig abschaltet. Für die Steuerung einer Ozonanlage wird ebenfalls qualifizierte elektrische Mess-, Steuer- und Regeltechnik (EMSR) notwendig.

Der Ablauf des Kontaktreaktors wird über eine Sammelleitung mit dem nachgeschalteten BAK-Filter verbunden.

Bromatbildung

Wie in Kapitel 3.1.2 näher erläutert wurde, ist das Bromatbildungspotenzial nach dem derzeitigen Kenntnisstand für die ZKA als unproblematisch einzustufen. Dennoch sollten hierzu im Vorfeld aussagekräftige Laborversuche zur Bromatbildung, zur Bildung möglicher toxischer Nebenprodukte sowie zum Ozonzehrungspotential des Abwassers durchgeführt werden.

Biologische Nachbehandlung (BAK-Filter)

In diversen Berichten zu Pilotanlagen wird berichtet, dass es möglich ist, die bei der Ozonung entstandenen Transformationsprodukte mit Hilfe einer biologischen Nachbehandlung zu reduzieren. In dieser Studie wird eine biologische Nachbehandlung aufgrund der hohen Effizienz unter Verwendung eines BAK-Filters (biologische Aktivkohle) angestrebt. Dabei erfolgt der Abbau von toxischen Nebenprodukten über einen Biofilm, der sich nach einer gewissen Zeit auf der Oberfläche der granulierten Aktivkohle bildet. Die Aktivkohle bewirkt neben dem biologischen Abbau von Transformationsprodukten ebenfalls eine zusätzliche Adsorptionswirkung auf Mikroschadstoffe.

Die Kombination aus Ozonung und BAK-Filter konnten auf den Kläranlagen Detmold und Weißenburg hohe Eliminationsleistungen verzeichnen. Durch die Kombination von Ozon und nachgeschalteter Aktivkohle kann ein breites Spektrum an Zielparametern eliminiert werden. Aufgrund der Kombinationsleistung kann je nach Betriebsweise die Ozondosierung reduziert bzw. angepasst werden. Die überschlägige Bemessung des BAK-Filters erfolgt anhand von Erfahrungswerten von Pilotanlagen zur Spurenstoffelimination. Die maßgebliche Bemessungsgröße für den BAK-Filter ist die Filtergeschwindigkeit. Für den BAK-Raumfilter wird eine Filtergeschwindigkeit von 8 m/h vorgesehen. Die erforderliche Filterfläche ergibt sich durch die in Kapitel 4.1 bestimmte Auslegungwassermenge und der gewählten Filtergeschwindigkeit zu:

$$A_{\text{Filter}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} / 8 \text{ m/h} = \text{rd. } 45 \text{ m}^2$$

Bei einer gewählten Leerbettkontaktzeit von 25 Minuten sowie der gewählten Filtergeschwindigkeit $v_F = 8 \text{ m/h}$ ergibt sich die GAK-Betthöhe zu:

$$h_{\text{GAK}} = (25 \text{ min} / 60 \text{ min/h}) \times 8 \text{ m/h} = 3,40 \text{ m}$$

Die BAK-Filtration wird auf insgesamt neun parallele Filter aufgeteilt, die jeweils freistehend konstruiert sind und eine Filterfläche von 5 m^2 aufweisen. Die Beschickung der Filter erfolgt von einer Sammelleitung über einzelne Zulaufleitungen. Falls eine Überwachung der einzelnen Zuläufe erwünscht ist, können die Zulaufleitungen der Filter mit entsprechender Messtechnik

ausgerüstet werden. Dies ist sinnvoll, um im Betrieb konkrete Aussagen über die Beschickung und folglich die Standzeit der Aktivkohle treffen zu können.

Mit der Filterfläche und der o.g. GAK-Betthöhe von 3,40 m ergibt sich das Gesamtfiltrervolumen zu rd. 153 m³. Aufgrund der geringen Beaufschlagung der Aktivkohle mit organischen Material wird die Standzeit bzw. behandelbare Abwassermenge mithilfe der BAK mit einem Bettvolumen von 35.000 m³/m³ BV kalkuliert. Die Standzeit des BAK-Filters ergibt sich demnach zu:

$$(9 \times 5 \text{ m}^2 \times 3,4 \text{ m} \times 35.000 \text{ BV}) / 1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} = \text{rd. } 4,37 \text{ a}$$

Bei einem Filtrervolumen von 153 m³ und einer spezifischen Masse der GAK von 490 kg/m³ (bspw. AquaSorb® 2000, Jacobi Carbons) ergibt sich ein jährlicher Bedarf an granulierter Aktivkohle von:

$$M_{\text{GAK}} = (153 \text{ m}^3 \times 490 \text{ kg/m}^3) / 4,37 \text{ a} = \text{rd. } 17.200 \text{ kg/a}$$

Der Ablauf des BAK-Filters gelangt über die MID-Ablaufmessung in den Kranenbach.

Lage der Ozonung

Wie bereits in Kapitel 6.2 beschrieben, steht die Fläche östlich des Betriebsgebäudes und nördlich des Anaerob- und Vorklärbeckens für die Realisierung einer 4. Reinigungsstufe zur Verfügung. Die Abbildung 6-3 visualisiert die mögliche Anordnung der in Variante 1 beschriebenen Ozonungsanlage und BAK-Filtrationsstufe. Ebenfalls werden nahezu alle zu errichtenden Bauwerke angesichts des Grundwasserstandes vor Ort oberirdisch in einer Halle angeordnet. Aufgrund der dadurch resultierenden Höhenunterschiede wird für diese sowie alle nachfolgenden Varianten ein Pumpwerk erforderlich. Gleichmaßen muss die Anfahrbarkeit mit Transportfahrzeugen zu den Anlagenteilen gewährleistet sein (z. B. Austausch Filtermaterial, Auffüllen Sauerstofftank etc.). Die Aufstellung der Ozonanlage erfolgt außerhalb der Halle in einem Container mit den Abmessungen von 6 x 3 x 3 m.

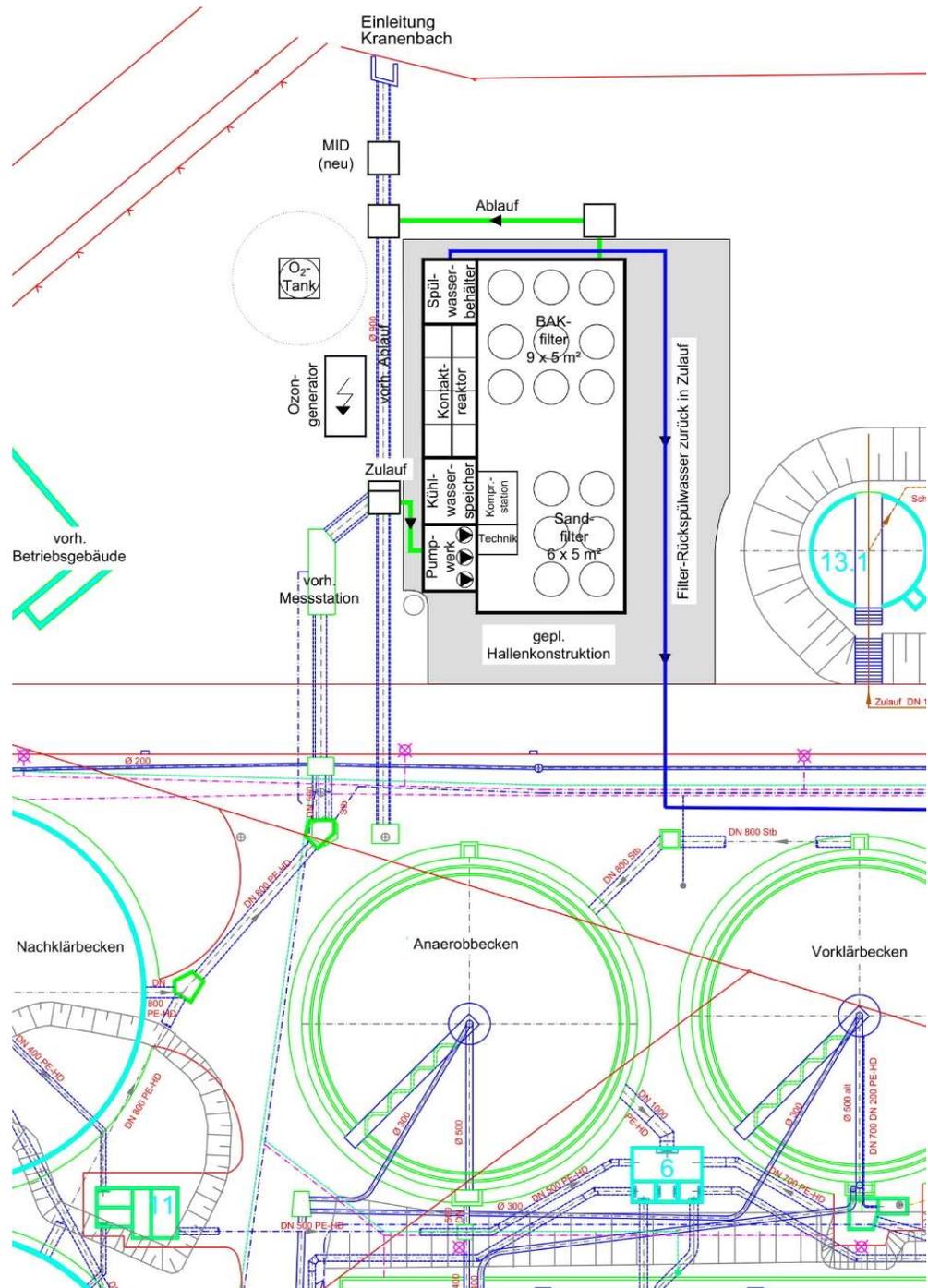


Abbildung 6-3: Skizze Variante 1 auf der KA Schwalmtal-Amern

6.3.4 VARIANTE 2 (OZONUNG OHNE BIOLOGISCHE NACHBEHANDLUNG)

In Anlehnung an Variante 1 soll in Variante 2 eine Ozonung des Abwassers ohne eine biologische Nachbehandlung des Abwassers verfolgt werden.

Entsprechend des in Kapitel 6.3.3 erarbeiteten Anlagenkonzeptes wird hier auf die biologische Nachbehandlung des Abwasserstroms verzichtet. Dies setzt voraus, dass vor einer tatsächlichen Realisierung eines solchen Anlagentyps das Vorliegen von schädlichen Transformationsprodukten zum jetzigen Zeitpunkt sowie in Zukunft ausgeschlossen werden kann. Der Verzicht auf die in Variante 1 beschriebene biologische Nachbehandlung wirkt sich insbesondere auf die in Kapitel 7 durchgeführte Kostenschätzung aus. Abbildung 6-4 visualisiert die mögliche Anordnung im Anlagenbetrieb auf der ZKA.

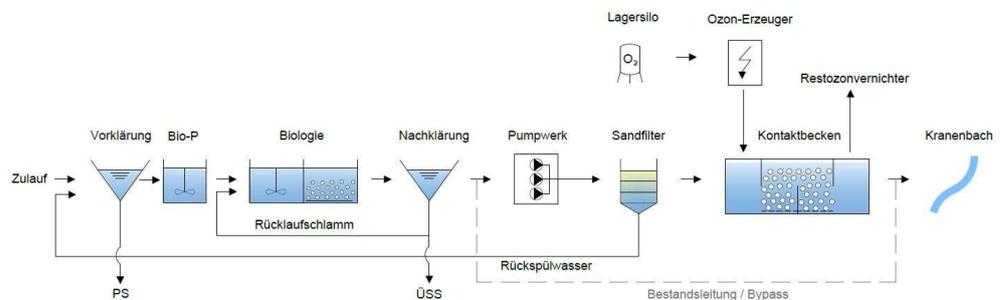


Abbildung 6-4: Fließschema Variante 2 - Ozonung ohne biol. Nachbehandlung

Der entstehende Arbeitsaufwand für die Ozonungsstufe wird aufgrund des hohen Automatisierungsgrades im Vergleich zu Variante 1 etwas niedriger - auf rd. 0,40 Mitarbeiter je Monat - abgeschätzt.

Die nachfolgende Abbildung 6-5 stellt die mögliche Lage dieser Variante auf dem Kläranlage der ZKA dar. Diese ist im Vergleich zur Variante 1 deutlicher kompakter, da auf die biologische Aktivkohlefilterstufe verzichtet wird.

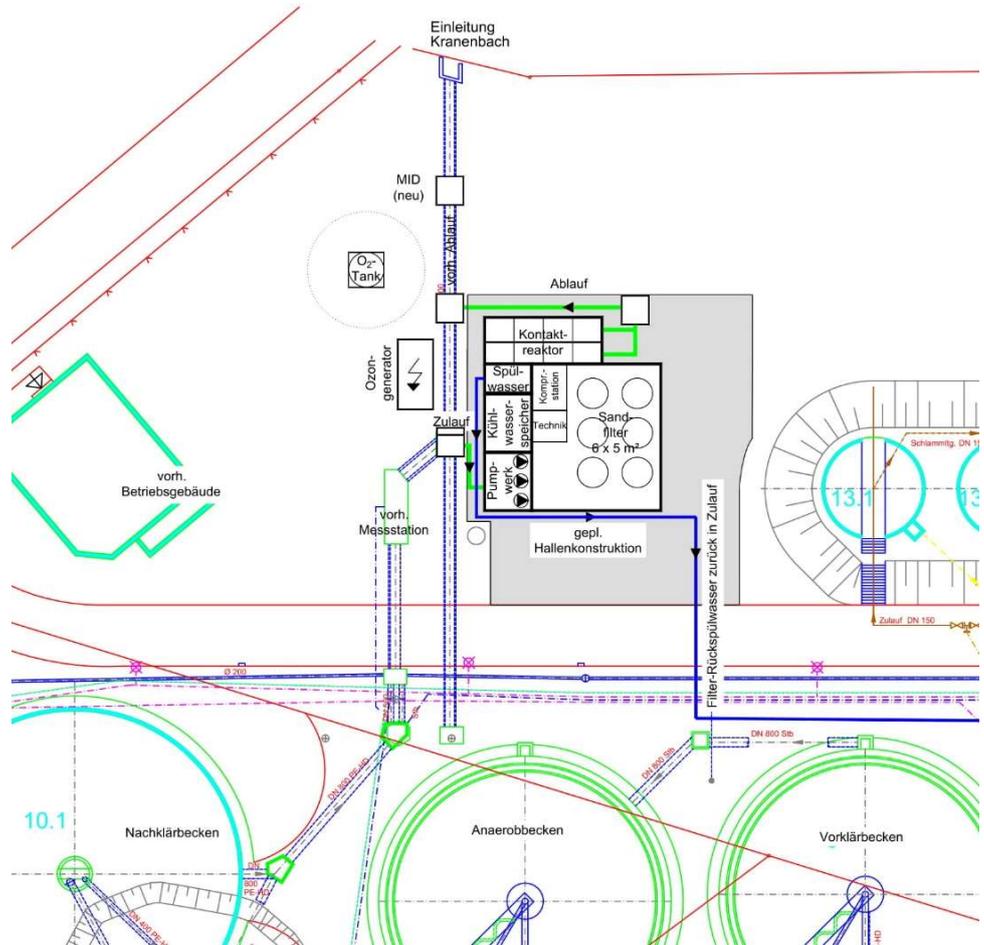


Abbildung 6-5: Skizze Variante 2 auf der KA Schwalmtal-Amern

6.3.5 VARIANTE 3 (PAK KONTAKT-UND ABSETZBECKEN, INKL. TUCHFILTRATION)

Variante 3 berücksichtigt eine Mikroschadstoffelimination durch PAK-Adsorption in einem Kontaktbecken mit anschließender Sedimentation und Filtration. Da zum jetzigen Zeitpunkt auf der KA Schwalmtal-Amern kein nicht genutztes Becken zur Verfügung steht, welches als PAK-Reaktionsraum oder auch Absetzbecken umfunktioniert werden könnte, wird das PAK-Kontaktbecken sowie die PAK-Sedimentation inkl. Tuchfiltration als Neubau in einer Halle konzipiert.

Integration einer PAK-Stufe

Das gereinigte Abwasser wird aus dem Nachklärbecken über das Trennbauwerk und das Pumpwerk in einen Kontaktreaktor geleitet, in welchem die PAK zudosiert wird. Hier findet der Adsorptionsprozess an der großen inneren Oberfläche der Aktivkohle statt (vgl. Kapitel 5.2.1). Im Kontaktbecken sind Rührwerke angeordnet, die die PAK mit dem Abwasserstrom durchmischen. Es empfiehlt sich, ebenfalls den Kontaktreaktor in zwei Bereiche bzw. Kammern zu unterteilen, in dem jeweils ein Rührwerk platziert wird. Die Dosierung der PAK sollte flexibel erfolgen, damit die Menge kontinuierlich an den Zulauf der 4. Reinigungsstufe angepasst werden kann, was einen entscheidenden Einfluss auf die Verbrauchskosten hat. Für die Eintragung der PAK wird ein Dosiersystem mit einer Wasserstrahlpumpe vorgesehen. Dem Kontaktbecken ist ein Sedimentationsbecken nachgeschaltet, das der Abscheidung der beladenen Aktivkohle dient. Zwischen dem Absetzbecken und dem Kontaktbecken wird die PAK zirkuliert, um deren Adsorptionskapazität vollständig auszunutzen. Eine Rückführung der PAK in die Biologie ist ebenfalls möglich, würde jedoch dazu führen, dass die Schlämme der ZKA dann nicht mehr der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden dürfen. Für diese Variante wird deshalb nur eine Rezirkulation zwischen Kontakt- und Absetzbecken vorgesehen. Die beladene PAK muss entsorgt bzw. verwertet werden. Da ein Sedimentationsbecken nicht zur vollständigen Abscheidung der PAK ausreicht, wird dahinter eine (Tuch-)Filtrationsstufe angeordnet, welche insgesamt aus drei Filtereinheiten besteht. Die dabei gefilterte Aktivkohle wird ebenfalls in den Kontaktreaktor zurückgeführt. Da der Einsatz von Pulveraktivkohle zu der Abrasion von Anlagenteilen führen kann, sollten diese entsprechend beschichtet werden, um einen frühzeitigen Materialverschleiß zu vermeiden.

Den Ablauf eines möglichen Pulveraktivkohle-Einsatzes auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern veranschaulicht Abbildung 6-6.

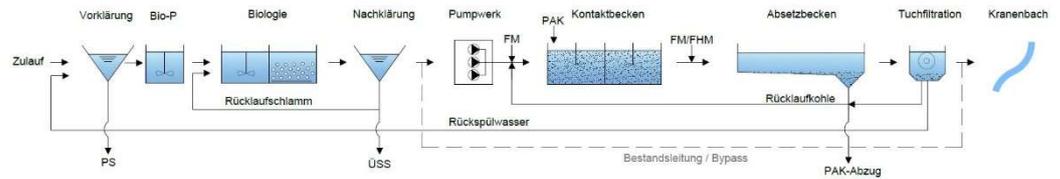


Abbildung 6-6: Fließschema Variante 3 – Pulveraktivkohle-Verfahrensstufe

Der entstehende Arbeitsaufwand für die PAK-Reinigungsstufe wird aufgrund der vielen Systemkomponenten im Vergleich zu den anderen Varianten relativ hoch - auf rd. 0,70 Mitarbeiter je Monat - abgeschätzt.

Kontaktbecken

Für die Bemessung der Kontaktzeit von Aktivkohle und Abwasser werden 30 Minuten gewählt. So ist sichergestellt, dass die minimale Aufenthaltszeit für den Bemessungszufluss eine halbe Stunde beträgt. Das Kontaktbecken wird in zwei Einheiten aufgeteilt. Außerdem ist das geplante Kontaktbecken mit einer Umwälzung auszustatten, die ein Sedimentieren der PAK (ISV < 80 ml/g) verhindern soll. (KOM-M.NRW 2016)

Hierfür wird jede Kammer des Kontaktbeckens mit einem Rührwerk ausgestattet. Abhängig von der Kontaktzeit ergibt sich das Volumen des Kontaktbeckens zu:

$$V_{\text{Kontaktbecken}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} \times 0,5 \text{ h} = 180 \text{ m}^3$$

Das erforderliche Kontaktbeckenvolumen wurde zu 180 m³ bestimmt. Gewählt wird ein Beckenvolumen von rd. 200 m³. Des Weiteren wird eine Wassertiefe von 4 m angenommen, so dass sich eine Grundfläche von rd. 50 m² ergibt.

$$A_{\text{Grundfläche}} = 200 \text{ m}^3 / 4 \text{ m} = 50 \text{ m}^2$$

Bei eingeschränkten Platzverhältnissen kann der Kontaktreaktor in Kombination mit dem Absetzbecken auch als kompaktes Bauwerk erstellt werden. Als Grundlage kann ein ungenutztes Rundbecken dienen, in dem der innenliegende Bereich als Sedimentationsbecken und ein (umgebauter) außenliegender ringförmiger Bereich als Kontaktbecken genutzt wird (ähnlich dem Betrieb auf der KA Böblingen-Sindelfingen).

Absetzbecken

Zur groben PAK-Abtrennung eignet sich ein großflächiges Sedimentationsbecken. Das Absetzbecken wird in zwei Einheiten als horizontal durchströmtes Becken geplant und kann, ähnlich wie ein Nachklärbecken, gemäß DWA-Arbeitsblatt 131 (DWA 2016) bemessen werden. Bei einem Bemessungszufluss von 360 m³/h sowie einer Absetzzeit von 120 Minuten ergibt sich ein Beckenvolumen von:

$$V_{\text{Absetzbecken}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} \times 2 \text{ h} = 720 \text{ m}^3$$

Bei gleichzeitiger Berücksichtigung einer maximalen Oberflächenbeschickung von 1,6 m/h ergibt sich die Grundfläche des Absetzbeckens zu:

$$A_{\text{Absetzbecken}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} / 1,6 \text{ m/h} = 225 \text{ m}^2$$

Für eine bessere Ausnutzung der Adsorptionsleistung der PAK und Steigerung der Mikroschadstoffelimination bietet sich eine Rückführung der Aktivkohle in das Kontaktbecken an. Hierfür wird ein Rezirkulationspumpwerk erforderlich. Für die Machbarkeitsstudie wird ein RV von 0,75 bzw. 75 % angesetzt, da bis auf den PAK-Schlamm nicht mit weiteren Frachten zu rechnen ist. Somit ergibt sich die notwendige Leistung zu:

$$Q_{\text{Rezirkulation}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} \times 0,75 = 270 \text{ m}^3/\text{h} \text{ bzw. } 75 \text{ l/s}$$

Das für beide Teile des Absetzbeckens erforderliche Rezirkulationspumpwerk muss auf die erforderliche Menge inkl. Reserven sowie auf das Fördermedium (in diesem Fall „Kohle-Schlamm“) ausgelegt sein.

Tuchfiltration

Um zu verhindern, dass feinste Kohlepartikel, die z.B. mit Restorganik beladen sein können, in den Kranenbach gelangen, muss hinter dem Absetzbecken eine Filtrationsstufe angeordnet werden. Aufgrund der guten Erfahrungen in ähnlichen Pilotanlagen (KA Lahr, KA Laichingen) wird hierfür eine Tuchfiltration (bspw. Tuchfilter der Fa. Mecana) vorgeschlagen.

Es empfiehlt sich, vor der Tuchfiltration einen Rechen vorzusehen, da es bei einer offenen Ausführung des Sedimentationsbeckens dazu kommen kann, dass Störstoffe (wie z.B. Blätter, Äste etc.) in die Filtrationsanlage gelangen können. Da in dem vorliegenden Fall eine Unterbringung in einer Halle vorgesehen ist, wird kein Rechen erforderlich. Die Filtrationsanlage ist, wie auch die anderen Anlagensysteme der 4. Reinigungsstufe, auf 100 l/s, also auf eine Teilstrombehandlung ausgelegt. Für die Filteranlage zur Abscheidung von PAK wird eine Filtergeschwindigkeit von 6 m/h geraten. Da die einzelnen Filterelemente bei Filterspülung nicht außer Betrieb genommen werden müssen, ergibt sich eine notwendige Filterfläche von:

$$A_{\text{Filter}} = (360 \text{ m}^3/\text{h}) / 6 \text{ m/h} = 60 \text{ m}^2$$

Bei einer Filterfläche von 20 m² je Einheit (4 Scheiben) werden mindestens 3 Einheiten notwendig. Die Tuchfiltration wird in einem passenden Betonbecken untergebracht. Die Reinigung bzw. Abscheidung der Aktivkohle an den Tuchfiltern erfolgt, sobald der Wasserstand in dem Filterbauwerk eine gewisse Schwelle überschreitet. Die abgesaugte bzw. gespülte Pulveraktivkohle (abhängig von verwendetem System) von den Tüchern und die sedimentierte PAK unterhalb des Filterraums werden zurück in den Kontaktraum geführt, womit sich erneut die Kontaktzeit erhöht.

Dosieranlage PAK

Die PAK wird abhängig vom Volumenstrom in das Kontaktbecken zudosiert. Hinsichtlich der Verhütung von Bränden und Explosionen ist die Dosieranlage gemäß den Bestimmungen der ATEX-Richtlinie (der EU) zu errichten. D. h., diese sollte staubdicht gebaut sein, Zündquellen durch drehende Maschinenteile sind zu vermeiden. Für diese Variante werden die Ausführung der PAK-Dosieranlage und die des PAK-Lagers in einem einzelnen Raum berücksichtigt.

Des Weiteren sollte die gesamte Dosiereinheit zur Sicherstellung der exakten Dosierung auch im Hinblick auf die Betriebskosten regelmäßig kalibriert werden. (KOM-M.NRW 2016)

Jahresbedarf PAK

Der erforderliche Jahresbedarf der PAK ist abhängig von der organischen Hintergrundbelastung des Abwassers sowie der angestrebten Eliminationsleistung. Aufgrund der organischen Hintergrundbelastung (keine Vorfiltration) sowie der relativ kurzen Verweildauer (da keine Rückführung in die Biologie) wird eine mittlere PAK-Dosierate von 15 mg/l Abwasser angenommen, um den Jahresbedarf an PAK abzuschätzen. Die exakte Dosierung ist weiterhin abhängig von den zu eliminierenden Parametern bzw. der Eliminationsrate in Abhängigkeit von der Dosierate, dies sollte vor einer Realisierung in Labortests ausführlich bestimmt werden.

Bei einer mittleren Dosierate von 15 mg/l und einer behandelten JAM von 1.225.013 m³ ergibt sich der Jahresbedarf an PAK zu:

$$M_{\text{PAK}} = 15 \text{ mg PAK/l} \times 1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} = 18.375 \text{ kg PAK/a}$$

Bei geringeren oder höheren Dosieraten wie z.B. 10 oder 20 mg PAK/l ergeben sich folgende Jahresbedarfsmengen:

$$M_{\text{PAK}} = 10 \text{ mg PAK/l} \times 1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} = 12.250 \text{ kg PAK/a}$$

$$M_{\text{PAK}} = 20 \text{ mg PAK/l} \times 1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} = 24.500 \text{ kg PAK/a}$$

Jahresbedarf Fällmittel und Flockungshilfsmittel

Darüber hinaus werden FM- und FHM notwendig, um gut absetzbare Pulveraktivkohleflocken (insbesondere für die Feinfraktion der PAK) in dem Sedimentationsbecken zu bilden. Partikel, die nicht in der Sedimentation zurückgehalten werden können, sollen in der nachgeschalteten Tuchfiltration abgeschieden werden.

Zur Fällung können Aluminium- oder Eisenprodukte eingesetzt werden. Derzeit wird im Betrieb der KA Schwalmtal-Amern Eisen-II-Sulfat für eine vorherige Simultanfällung (Phosphorelimination) verwendet. Eisen-II-Sulfat kann auch zur Fällung von PAK eingesetzt werden.

Unter Berücksichtigung der vorherigen Simultanfällung kann sich die notwendige Fällmittelmenge reduzieren. (Metzger et al. 2014) Für den hier vorliegenden Fall wird eine Fällmitteldosierung mit Eisen in Abhängigkeit von der PAK-Menge von 0,4 g Fe/g PAK gewählt. Dadurch ergibt sich der jährliche Fällmittelbedarf zu:

$$1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} \times 0,015 \text{ kg}/\text{m}^3 \times 0,4 \text{ kg Fe}/\text{kg PAK} = 7.350 \text{ kg}/\text{a}$$

Zur Bildung einer optimalen Flockenstruktur wird eine zusätzliche Dosierrate von 0,2 mg FHM je Liter eingeplant. Damit ergibt sich ein Jahresbedarf an Flockungshilfsmittel (Polymer) von:

$$1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} \times 0,0002 \text{ kg FHM}/\text{m}^3 = 245 \text{ kg FHM}/\text{a}$$

PAK-Schlammfall

Die beladene PAK muss in regelmäßigen Abständen aus dem Sedimentationsbecken abgezogen werden. Wie oben genannt, wird auf eine Rezirkulation in die biologische Stufe verzichtet, um die restlichen Schlämme der ZKA weiter landwirtschaftlich verwerten zu können. Unter Annahme, dass nach der Beladung von 1 kg PAK diese 1,3 kg TS entsprechen, ergibt sich ein zusätzlicher jährlicher Schlammfall von 24.000 kg TS/a, welcher aufgrund des guten Heizwertes der Aktivkohle thermisch verwertet werden sollte.

$$M_{\text{PAK-Schlamm}} = 18.375 \text{ kg PAK}/\text{a} \times 1,3 \text{ kg TS}/\text{kg PAK} = 24.000 \text{ kg TS}/\text{a}$$

Die PAK-Schlammbehandlung soll separat erfolgen. Aufgrund der geringen anfallenden Menge wird in der Machbarkeitsstudie keine Behandlungsstraße für den PAK-Schlamm berücksichtigt. Zur Zwischenlagerung und einer ersten Vorentwässerung der PAK auf dem Kläranlagengelände werden für diese Variante zwei Entwässerungscontainer für den PAK-Schlamm vorgesehen. Der PAK-Schlamm kann in den Containern abgefahren werden und muss nicht noch einmal verladen werden.

Lager für PAK

Aufgrund der überschlägigen Jahresmenge an PAK empfiehlt sich eine Lagerung der PAK in Big Bags. Bei einer Dosierung von 15 mg PAK/l und unter der Annahme einer Big Bag-Größe von 500 kg für PAK, ergibt sich ein abgeschätzter Jahresbedarf von rd. 37 Big-Bags. Für die Befüllung der PAK-Dosieranlage wird eine Hubanlage erforderlich. Durch die Verwendung von Big Bags erspart sich der Betreiber die Investitions- und Betriebskosten eines aufwendigen Lagersilos.

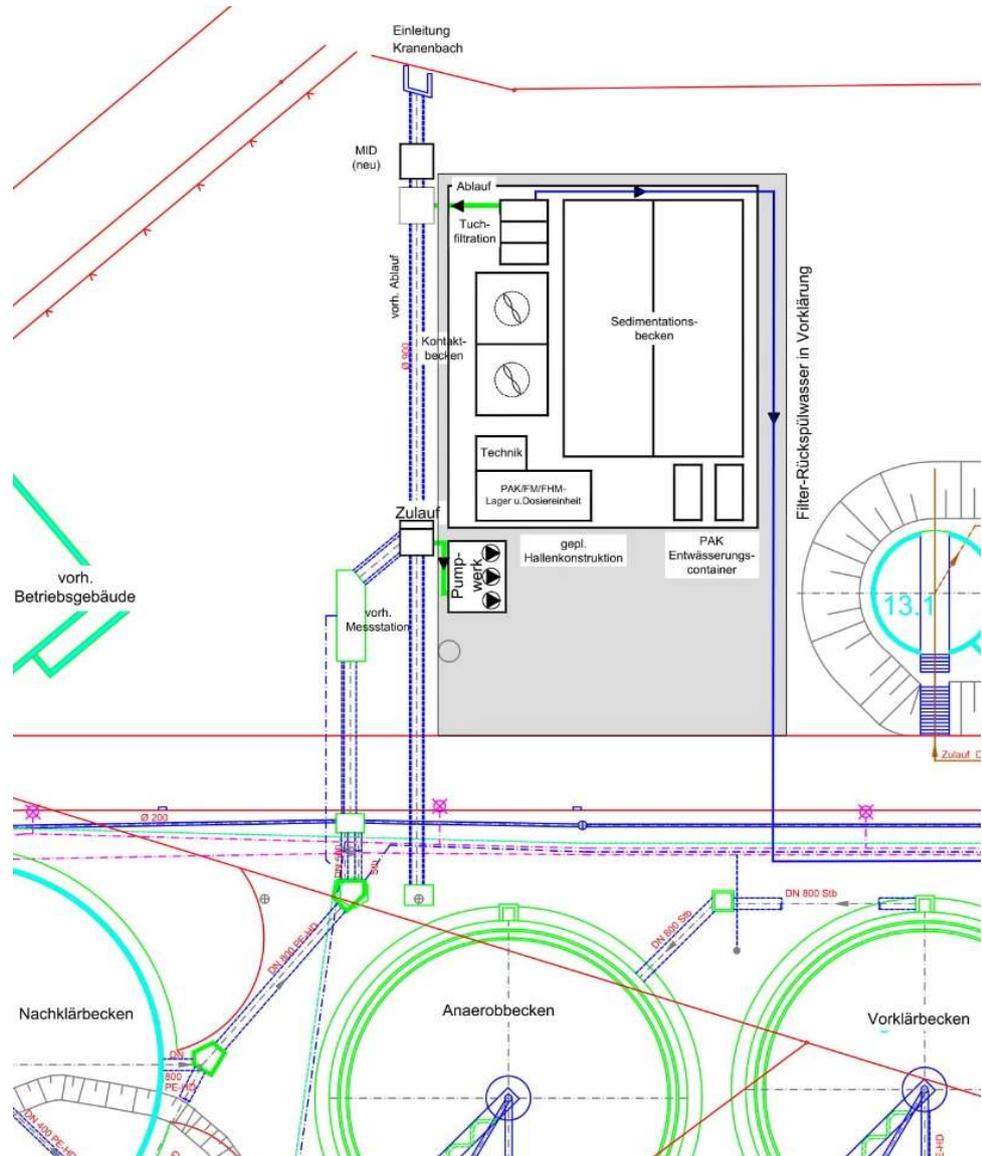
Lager für FM und FHM

Für die Dosierung des Fällmittels (hier: Eisen-II-Sulfat) wird davon ausgegangen, dass der bereits auf der Kläranlage vorhandene Lösebunker genutzt werden kann. Für die Dosierung von Flockungshilfsmittel wird eine FHM-Station mit flüssigem FHM in IBC-Tanks, ausgestattet mit einer Auffangwanne, erforderlich.

Fällmittel und Flockungshilfsmittel sind nach § 62 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) wassergefährdende Stoffe und müssen den Anforderungen in §§ 62 – 63 WHG gerecht werden. Die Lager- und Dosieranlagen müssen so betrieben werden, dass eine Verunreinigung der Gewässer ausgeschlossen werden kann. Es ist die Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (VAwS) zu berücksichtigen.

Lage der Verfahrensstufe

Die in diesem Kapitel beschriebene PAK-Stufe ist aufgrund der Größe des Sedimentationsbeckens relativ platzintensiv. Abbildung 6-7 zeigt die skizzenhafte Darstellung der PAK-Stufe auf dem Kläranlagengelände.



6.3.6 VARIANTE 4 (GAK-FILTRATION)

Zum jetzigen Zeitpunkt ist auf der KA Schwalmtal-Amern kein ungenutztes Becken oder eine Filteranlage vorhanden, welches für eine GAK-Filtration umfunktioniert werden könnte. Deshalb wird der GAK-Filter in der folgenden Variante als Neubau konzipiert. Das Filterbett dieser Filtrationsstufe bildet GAK. Abbildung 6-8 zeigt die Systemkomponenten dieser Variante bei Anordnung in den Kläranlagenablauf.

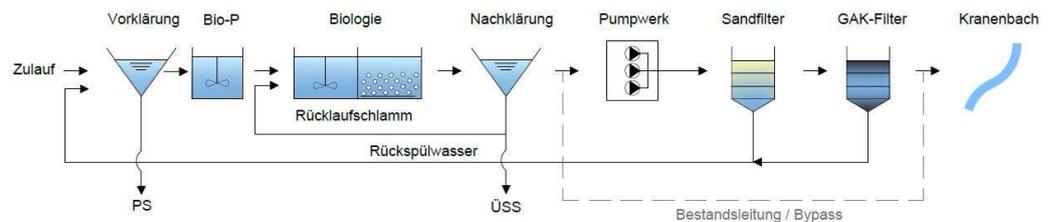


Abbildung 6-8: Fließschema Variante 4 – GAK-Filtration

Integration eines GAK-Filters

Unabhängig von den vorangegangenen Varianten benötigt auch dieses Verfahren ein zu errichtendes Hebewerk vor die geplante 4. Reinigungsstufe. Die hydraulische Auslegung dieser Variante erfolgt ebenfalls auf die Auslegungswassermenge (100 l/s, Teilstrombehandlung). Die GAK-Filtrationsstufe wird unmittelbar hinter der Sandfiltration angeordnet. Dies hat den Vorteil, dass durch den Sandfilter ein hoher Teil von organischen Stoffen zurückgehalten und somit die Standzeit der Aktivkohle verlängert werden kann. In Abhängigkeit von der Standzeit erfolgt die Beladung der Aktivkohle mit organischem Material. Eine lange Standzeit setzt also eine möglichst geringe Restverschmutzung des Abwassers voraus, da die Beladung der GAK verzögert wird.

Sinnvoll ist eine möglichst geringe organische Hintergrundbelastung des Abwassers für eine feststoffarme Beschickung der GAK-Filterstufe, da granuliert Aktivkohle selbst eine feststofffilternde Wirkung hat und diese bei zu hohen Feststoffbeschickungen häufige Rückspülungen erfordern würde. (KOM-M.NRW 2016) Wie in den Untersuchungen während des Monitorings festgestellt werden konnte, weist die ZKA wenig abfiltrierbare Stoffe im Ablauf auf und eignet sich deshalb gut für eine GAK-Filtration.

Durch den Einsatz ist eine Verbesserung der bisherigen Reinigungsleistung insbesondere für die Parameter CSB und TOC zu erwarten. Ebenfalls ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung für diese Variante unproblematisch, da nicht in den Schlammkreislauf der Kläranlage eingegriffen wird. Zusätzlich zeichnen sich derartige Filteranlagen durch eine

hohe Betriebsstabilität aus, da sie vergleichsweise nur geringe mess- und regelungstechnische Aufwendungen erfordern.

Der entstehende Arbeitsaufwand für die PAK-Reinigungsstufe wird aufgrund des hohen Automatisierungsgrades relativ niedrig, auf 0,40 Mitarbeiter je Monat, abgeschätzt.

Filtergröße, Filteranzahl und Filtergeschwindigkeit

Wie in Kapitel 5.2.2 beschrieben, haben sich GAK-Filtrationsgeschwindigkeiten zwischen 2 und 8 m/h bewährt. Die nachfolgenden Werte dienen lediglich zur Abschätzung der Machbarkeit dieser Variante, diese Annahme ist insbesondere bei einer Realisierung einer solchen 4. Reinigungsstufe durch Versuche zu verifizieren, bspw. mit Säulenversuchen oder Kleinfilterschnelltests (RSSCT). (Benstöm 2017) beschreibt jedoch, dass die RSSCT die Durchbruchreihenfolge zwar prognostizieren, allerdings keine tatsächlichen bzw. genauen Durchbruchkurven wiedergeben und nicht die halbtechnische Versuche zur GAK-Auswahl ersetzen.

Die erforderliche Filterfläche ergibt sich durch die in Kapitel 4.1 bestimmte Auslegungswassermenge und einer gewählten Filtergeschwindigkeit von 7,2 m/h zu:

$$A_{\text{Filter}} = 360 \text{ m}^3/\text{h} / 7,2 \text{ m/h} = \text{rd. } 50 \text{ m}^2$$

Bei einem niedrigen DOC-Gehalt scheinen Leerbettkontaktzeiten kleiner 20 Minuten ausreichend zu sein, um die Adsorptionskapazität der GAK unter den verfahrenstechnischen Randbedingungen auszuschöpfen. (Benstöm et al. 2016a)

Im Rahmen des Monitorings wurde ein DOC-Gehalt im Ablauf der Nachklärung von 7 mg/l (vgl. Kapitel 3.1.3) analysiert. Bei einer gewählten Leerbettkontaktzeit von 20 Minuten sowie der gewählten Filtergeschwindigkeit $v_F = 7,2 \text{ m/h}$ ergibt sich die GAK-Betthöhe zu:

$$h_{\text{GAK}} = (20 \text{ min} / 60 \text{ min/h}) \times 7,2 \text{ m/h} = 2,40 \text{ m}$$

Die GAK-Filtration wird auf insgesamt 10 Filter aufgeteilt, die jeweils rund konstruiert sind und eine Fläche von jeweils 5 m² aufweisen. Mit der Filterfläche und der o.g. GAK-Betthöhe von 2,40 m ergibt sich das Gesamtfiltrationsvolumen zu rd. 120 m³. Des Weiteren muss keine Überstauhöhe zum Rückspülen des Filters mit eingeplant werden, da die Filteranlage als kontinuierlich gespülter Anlage vorgesehen wird. Das Rückspülwasser wird über eine Sammelleitung zurück in den Zulauf der Kläranlage geführt.

Anzahl der Einheiten: gewählt $n = 10$ Einheiten je 5 m²

Der Zulauf erfolgt, ähnlich wie bei der Sandfilter- und BAK-Stufe, über eine Sammelleitung und einzelne Zulaufrohre. So ist sichergestellt, dass alle Filtereinheiten mit einer ähnlichen Abwassermenge beschickt werden. Bei Bedarf kann die Beschickung der einzelnen Filter messtechnisch überwacht werden, was weitere Messinstrumente erforderlich macht.

Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Unter der Annahme, dass der Zulauf der GAK-Filter nahezu feststofffrei ist, wird für die nachfolgende Rechnung ein Bettvolumen von 12.000 (BV) angenommen. Dies bedeutet, dass sich mit dem Volumen der Aktivkohle das rd. 12.000-fache an Abwasser behandeln lässt, bevor die Aktivkohle ausgetauscht werden muss. Aus dem Gesamfiltervolumen und des angenommen Bettvolumens unter Berücksichtigung der Auslegungswassermenge von 100 l/s (1.225.013 m³/a bzw. rd. 86 % der JAM) ergibt sich eine überschlägige Filterstandzeit von:

$$(10 \times 5 \text{ m}^2 \times 2,40 \text{ m} \times 12.000 \text{ BV}) / 1.225.013 \text{ m}^3/\text{a} = \text{rd. } 1,2 \text{ a}$$

Eine genaue Aussage über die tatsächliche GAK-Nutzungsdauer kann nur getätigt werden, wenn im Vorfeld verfahrensspezifische Untersuchungen (z.B. Schnellfiltertests, Adsorptionsleistung/Jodzahl, Abrasionsverluste durch Spülvorgänge, Rohstoffsorte, Einsatz regenerierter oder neuer GAK, systematische Filterbeschickung bspw. Parallelschaltung etc.) durchgeführt worden sind. Für die vorliegende Machbarkeitsstudie wird von einer Laufzeit und Nutzungsdauer der GAK von rd. 1,0 Jahren ausgegangen. Bei einem Filtervolumen von 120 m³ und einer Schüttdichte der GAK von 490 kg/m³ (bspw. AquaSorb® 2000, Jacobi Carbons) ergibt ein jährlicher GAK-Bedarf von:

$$M_{\text{GAK}} = (120 \text{ m}^3 \times 490 \text{ kg/m}^3) / 1,2 \text{ a} = 49.000 \text{ kg/a}$$

Mit der Behandlungswassermenge von 1.225.013 m³/a ergibt sich ein spezifischer Verbrauch von rd. 40 mg GAK je Liter.

Lage des GAK-Filters

Abbildung 6-9 stellt die mögliche Lage der GAK-Stufe auf der KA Schwalmtal-Amern dar. Dabei wurde beachtet, dass auch diese Variante in einem Hallenbau untergebracht ist und bei der Zuwegung berücksichtigt, dass der LKW nah an die Filterstufe heranfahren kann. Der LKW muss während der Befüllung der Raumfilter die Möglichkeit haben, seitliche Stützen auszufahren. Es muss eine Rangier- und Wendemöglichkeit gegeben sein.

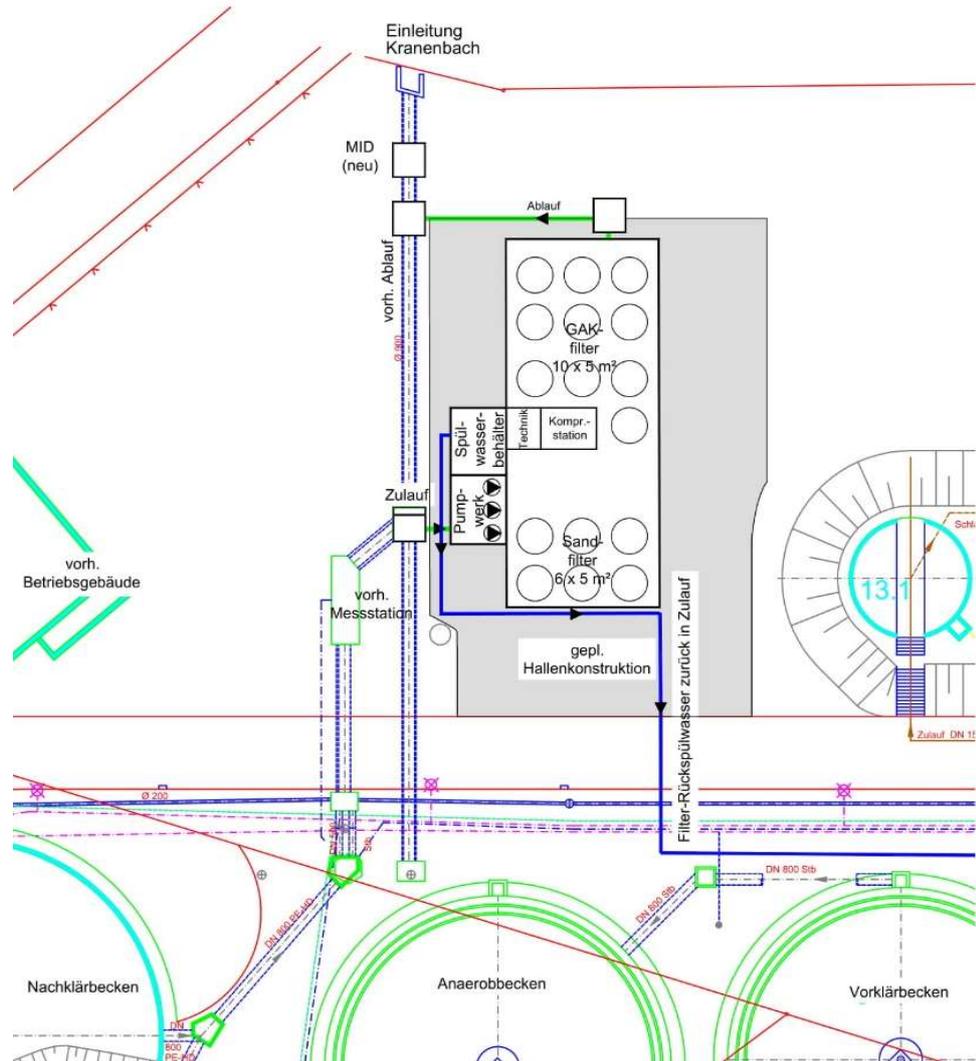


Abbildung 6-9: Skizze Variante 4 auf der KA Schwalmtal-Amern

7 KOSTENSCHÄTZUNG

Bei der Kostenschätzung werden die in Kapitel 6.3 erläuterten Varianten verglichen:

- Variante 1: Ozonung mit biologischem Aktivkohlefilter
- Variante 2: Ozonung ohne biologische Nachbehandlung
- Variante 3: PAK Kontakt- und Absetzbecken, inkl. Tuchfiltration
- Variante 4: GAK-Filtration

Um die verschiedenen Varianten zu bewerten, werden die zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten abgeschätzt. Hierfür wird mit der JAM der Kläranlage Schwalmtal-Amern von 1.225.013 m³ (JAM Stand 2017) gerechnet.

Die Investitionskosten berücksichtigen die Bautechnik, die Maschinentechnik, die Elektrotechnik sowie erforderliche Planungskosten (bspw. Honorare, Genehmigungskosten etc.). Die Betriebskosten dagegen enthalten die jährlichen Unterhaltungskosten der Anlage, wie z.B. Kosten für elektrische Energie, Wartung und Instandhaltung, Personal, aber auch Betriebsmittel (Sauerstoff, PAK, GAK, FM, FHM etc.).

Die Kostenschätzung erfolgte gemäß der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ der LAWA. (DWA 2012) In den Leitlinien zur Kostenvergleichsrechnung werden verschiedene Abschreibungszeiträume für die Anlageteile beschrieben:

- Bautechnik: 30 Jahre
- Maschinentechnik: 15 Jahre
- Elektrotechnik: 10 Jahre

Des Weiteren wird von einem Zinssatz in Höhe von 3 % ausgegangen.

Die Kostenschätzung erfolgt ohne Vorliegen eines Baugrundgutachtens, einer Statik etc. und kann von den tatsächlichen Preisen abweichen. Eine Zusammenstellung der geschätzten Investitions- und Betriebskosten der einzelnen Verfahren befindet sich in Anlage 6.

7.1 INVESTITIONEN

Die Abschätzung der Investitionskosten für die vier erarbeiteten Varianten erfolgt anhand von Kostenvergleichswerten (z.B. €/m³ Beckenvolumen) und Richtpreisanfragen bei Anlagenherstellern. Eine Übersicht der Investitionskosten der Varianten 1 bis 4 ist in Tabelle 7-1 dargestellt.

Tabelle 7-1: Investitionskosten der Varianten 1 bis 4

Kostenstellen	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Bautechnik	964.500 €	797.500 €	1.473.000 €	685.900 €
Maschinenteknik	1.305.000 €	865.500 €	531.000 €	784.000 €
EMSR-Technik	165.000 €	155.000 €	165.000 €	135.000 €
Summe Herstellungskosten (netto)	2.434.500 €	1.818.000 €	2.169.000 €	1.604.900 €
Ingenieurhon. (18 %)	438.210 €	327.240 €	390.420 €	288.882 €
Summe Baukosten (netto)	2.872.710 €	2.145.240 €	2.559.420 €	1.893.782 €
Mehrwertsteuer (19 %)	545.815 €	407.596 €	486.290 €	359.819 €
Summe Investitionskosten (brutto)	rd. 3,4 Mio. €	rd. 2,5 Mio. €	rd. 3 Mio. €	rd. 2,3 Mio. €

Aus Tabelle 7-1 wird ersichtlich, dass Variante 1 sowie Variante 3 die höchsten Herstellungskosten erfordern. Diese beiden Varianten verfügen jedoch auch über die meisten Anlagenteile.

Im Vergleich zu bereits bestehenden Anlagen scheinen die Investitionskosten für die Umsetzung auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern relativ hoch. Dies ist einem der mitberücksichtigten vorgeschalteten Sandfiltration (ausgenommen Variante 3) wie auch der Unterbringung der Anlagenteile in einer Halle geschuldet. Zusätzlich wurden die Filter (Sand, BAK- und GAK) in der Berechnung als einzelne freistehende Behälter in Edelstahl (Werkstoff-Nr.: 1.4301) berücksichtigt. Ferner ist es möglich diesen Filtertyp in Beton auszuführen, was zu einer Reduzierung der Kosten dieser Position führt.

7.2 BETRIEBSKOSTEN

Für die Ermittlung der Betriebskosten wurden mehrere Annahmen getroffen (s. Tabelle 7-2). Als verbrauchsgebundene Kosten werden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Bemessung und Auslegung (vgl. Kapitel 6.3) herangezogen. Bei den z. T. angenommenen Kosten in der nachfolgenden Tabelle 7-2 handelt es sich um Netto-Preise.

Tabelle 7-2: Grundlage für die Berechnung der Betriebskosten

Betriebskosten	Preis	Einheit
Strom	0,185	€/kWh
Pulveraktivkohle	1,50	€/kg PAK (Frischkohle)
Granulierte Aktivkohle	1,30	€/kg GAK (Reaktiviat)
Fällmittel (Eisen-II-Sulfat)	90	€/t
Flockungshilfsmittel	1.400	€/t
Sauerstoff (inkl. Tankmiete)	0,22	€/kg
PAK-Schlammensorgung (inkl. Fracht)	350	€/t
Personal	50.000	€/Mitarbeiter u. Jahr

Bei der Gegenüberstellung der Betriebskosten (vgl. Tabelle 7-3) der einzelnen Varianten finden einerseits die betriebsgebundenen Kosten sowie die verbrauchsgebundenen Kosten Berücksichtigung. Die betriebsgebundenen Kosten beinhalten Kosten für Personaleinsatz und Wartung-/Instandhaltung. Die verbrauchsgebundenen Kosten hingegen enthalten die Kosten für Energie, Hilfsstoffe und PAK-Schlammverwertung.

Die voraussichtlichen Einsparungen der Abwassergebühren für die ZKA aufgrund verbesserter Standardabwasserparameter wurden bei der Berechnung der Betriebskosten in einer Höhe von 10.000 €/a berücksichtigt.

Aufgrund des weltweit steigenden Aktivkohlebedarfs ist es realistisch, dass der Preis für Aktivkohle in Zukunft zunimmt. Dieses Szenario wurde anhand von leicht erhöhten Aktivkohlepreisen einkalkuliert.

Tabelle 7-3: Betriebskosten der Varianten 1 bis 4

Kostenstellen	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Wartung und Instandhaltung	45.154 €	37.040 €	33.960 €	45.154 €
Verbrauchsstoffe	34.240 €	11.880 €	28.396 €	72.700 €
Energiebedarf	24.929 €	20.396 €	22.663 €	11.331 €
Entsorgungskosten	0 €	0 €	8.400 €	0 €
Personalkosten	22.500 €	20.000 €	35.000 €	20.000 €
Einsparungen Abwasserabgabe	- 10.000 €			
Summe Betriebskosten (netto)	116.823 €	79.316 €	118.418 €	139.185 €
Mehrwertsteuer (19 %)	22.196 €	15.070 €	22.499 €	26.445 €
Summe Betriebskosten (brutto)	rd. 139.000 €	rd. 95.000 €	rd. 141.000 €	rd. 166.000 €

Es zeigt sich insgesamt, dass bei Variante 2 mit den geringsten und bei Variante 4 mit den höchsten verbrauchsgebundenen Kosten zu rechnen ist. Variante 2 sieht keine Verwendung von Aktivkohle im Betrieb vor (da Verzicht auf eine biologische Nachbehandlung). Man spart sich so die Investitionen für eine weitere Filtrationsstufe sowie den regelmäßigen Austausch der Aktivkohle.

Die Standzeit der GAK in Variante 1 wurde auf rd. 4,37 a abgeschätzt. Da davon ausgegangen wird, dass der Durchbruch der Aktivkohle nicht für alle Filter gleichzeitig auftritt, wird ein jährlicher Aktivkohlebedarf von 17.200 kg GAK pro Jahr einkalkuliert.

Insbesondere bei Variante 4 (GAK-Filtration) hat die Standzeit der GAK einen wesentlichen Einfluss auf die Betriebskosten dieser Variante. Die explizite GAK-Filterlaufzeit kann im Vorfeld nur sehr ungenau in diese Rechnung aufgenommen werden, da die Beladung der Aktivkohle mit den verschiedenen Parameter stark variieren kann.

7.3 JAHRESKOSTEN

Die Jahreskosten berechnen sich unter Berücksichtigung der Vorgaben der Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und setzen sich aus Kapitalkosten und Betriebskosten (inkl. der verbrauchsgebundenen Kosten) zusammen.

Einen großen Einfluss weisen die jährlichen Betriebskosten auf, da diese im Vorfeld unwägbar sind. Dies hat zur Folge, dass die Betriebskosten je nach den sich einstellenden Abwassereigenschaften nach oben oder unten korrigiert werden müssen. Es ist wahrscheinlich, dass aufgrund der vorgesehenen Sandfiltration die Ozondosis reduziert werden kann und die Standzeiten der BAK und GAK deutlich höher liegen als angenommen.

Tabelle 7-4: Jahreskosten der einzelnen Varianten

Kostenstellen	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Kapitalkosten	239.000 €	177.000 €	189.000 €	156.000 €
Betriebskosten	139.000 €	95.000 €	141.000 €	166.000 €
Summe Jahreskosten (brutto)	rd. 378.000 €	rd. 272.000 €	rd. 330.000 €	rd. 322.000 €
Spez. Kosten	rd. 0,31 €/m³	rd. 0,22 €/m³	rd. 0,27 €/m³	rd. 0,26 €/m³

Die spezifischen Kosten pro m³ Abwasser wurden anhand der Behandlungswassermenge von 1.225.013 m³ berechnet. Die Variante 1 zeigt aufgrund des kombinierten Einsatzes von Ozon und Aktivkohle die höchsten Jahreskosten. Variante 2 hat die größten wirtschaftlichen Vorteile. Es wird jedoch in dieser Variante auf eine Nachbehandlung, also eine weitere Verfahrensstufe, verzichtet.

Es muss jedoch bedacht werden, dass Variante 3 (PAK) keine Kosten für eine Sandfiltration beinhaltet und somit einen Kostenvorteil gegenüber den anderen Varianten aufzeigt. Eine Berücksichtigung einer vorgeschalteten Sandfiltration würde die Investitionskosten der Variante 3 um rd. 300.000 € erhöhen und somit als die teuerste Variante in diesem Vergleich resultieren.

Bei der dargestellten Kostenabschätzung (s. Tabelle 7-4) wurden keine Fördergelder des Landes NRW in Betracht gezogen. Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung, insbesondere Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, werden durch das Land Nordrhein-Westfalen mit bis zu 70 % (der zuwendungsfähigen Ausgaben in den Antragsjahren 2017, 2018 und 2019) und danach im Rahmen der Förderrichtlinie bis 2022 mit bis zu 50 % gefördert. (ResA II 2017)

Eine Förderung solcher Maßnahmen ist nur möglich, solange etwaige Fördermittel zur Verfügung stehen. Würde eine 4. Reinigungsstufe in Höhe von 70 % der zuwendungsfähigen Kosten bezuschusst werden, reduzieren

sich die jährlichen sowie auch die spezifischen Kosten wie in der Tabelle 7-5 dargestellt.

Tabelle 7-5: Jahreskosten unter Berücksichtigung einer möglichen Förderung (70 %)

Kostenstellen	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
Kapitalkosten	72.000 €	55.000 €	60.000 €	50.000 €
Betriebskosten	139.000 €	95.000 €	141.000 €	166.000 €
Summe Jahreskosten (brutto)	211.000 €	150.000 €	201.000 €	216.000 €
Spez. Kosten	rd. 0,17 €/m³	rd. 0,12 €/m³	rd. 0,17 €/m³	rd. 0,17 €/m³

Beim Vergleich der Varianten durch eine Förderung der zuwendungsfähigen Kosten in Höhe von 70 %, ergeben sich für die Varianten 1, 3 und 4 gleichartige spezifische Kosten (rd. 0,17 €/m³). Durch die Reduzierung der Annuitäten aufgrund einer Förderung kommt es zu einer Angleichung der Jahreskosten (Kapital- und Betriebskosten) der Varianten 1, 3 und 4.

Einzig Variante 2 zeigt sich aufgrund der fehlenden Nachbehandlungsstufe im Vergleich rd. 0,05 €/m³ günstiger.

8 CO₂-EMISSIONEN DER UNTERSUCHTEN VARIANTEN

Im kommunalen Bereich ist die Abwasserreinigung oftmals mit durchschnittlich fast 20 % der größte Stromverbraucher aller kommunalen Einrichtungen und benötigt mehr Strom als Schulen, Krankenhäuser oder Verwaltungsgebäude. (Fricke 2009) Bislang liegt der Schwerpunkt von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination auf der Effizienz der Verfahren und nicht auf deren ökologischem Fußabdruck. Unabhängig davon sollten Betreiber und Planer von Kläranlagen aktiv zum Klimaschutz beitragen und eine ausführliche energetische Betrachtung der Anlage betreiben.

Darüber hinaus wird in Anlage 1 des WHG (Kriterien zur Bestimmung des Standes der Technik, Punkt 10) die Notwendigkeit gefordert, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für den Menschen und die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern. (Bundesgesetzblatt 2009)

Im folgenden Kapitel sollen die einzelnen Varianten aus Kapitel 5.3 hinsichtlich ihres ökologischen Fußabdruckes im Betrieb (Energieverbrauch auf der KA und außerhalb der KA) sowie Möglichkeiten zur Energieeinsparung aufzeigen. Hierfür erfolgt eine ganzheitliche Betrachtung der Verfahren unter Berücksichtigung der Herstellung der Betriebsstoffe, Aufwendungen für den Transport von Betriebsstoffen sowie die Entsorgung von Abfallprodukten. Der eigentliche Bau der Anlagen findet hier keine Berücksichtigung.

Die CO₂-Emissionen unterscheiden sich in direkte und indirekte Emissionen. Indirekte Emissionen entstehen bei der Erzeugung, Förderung oder beim Transport bis zum tatsächlichen Verbrauch der Betriebsmittel (bspw. Herstellung und Transport der Aktivkohle zur Kläranlage). Emissionen die beim Verbrauch entstehen, werden als direkte Emission bezeichnet (bspw. Verbrennen eines Primärenergieträgers zur Wärmegewinnung). Für die Variantenbetrachtung werden nur indirekte Emissionen betrachtet, da direkte Emissionen bei der Mikroschadstoffelimination nicht anfallen.

Für die Berechnung der CO₂-Emissionen werden sogenannte CO₂-Äquivalente je Einheit der verwendeten Ressourcen berücksichtigt, welche in Tabelle 8-1 dargestellt sind. Es ist fraglich, dass die dort aufgelisteten CO₂-Emissionen den tatsächlichen Ausstoß von Treibhausgasen beschreiben, jedoch geben diese Werte einen ersten Überblick, um eine ganzheitliche energetische Betrachtung durchzuführen.

Das CO₂-Äquivalent gibt die Menge an Treibhausgasen an, die bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern freigesetzt werden. In verschiedenster Literatur werden diverse CO₂-Äquivalente angegeben, die zum Teil stark voneinander abweichen können. Für die Machbarkeitsstudie

werden die Werte aus Tabelle 8-1 verwendet. In einer Abschätzung des (UBA 2018) für das Jahr 2017 werden rd. 489 g/kWh Kohlendioxid als direkte Emission aus der Verbrennung fossiler Energieträger emittiert.

Über die Exportmengen von Aktivkohle liegen nur wenige Informationen vor. Es kann jedoch vermutet werden, dass der Großanteil der Aktivkohle aus Asien, Europa, Nordamerika und Südafrika stammen. (OEC 2016)

Der LKW-Transport, insbesondere bei den Lieferwegen für Aktivkohle, ist schwierig einzukalkulieren, da davon ausgegangen wird, dass Herstellungs- und Aufbereitungsstandorte für Aktivkohle zum Großteil in Asien liegen und der Transport per Schiff erfolgt.

Für die Abschätzung der CO₂-Emissionen wird davon ausgegangen, dass die Aktivkohle aus China importiert wird und der Transport auf dem Seeweg erfolgt. Die Entfernung von Shanghai bis Hamburg beträgt in etwa 10.266 nautische Meilen, dies entspricht rd. 19.013 km (1 NM = 1,852 km). (Searoutes 2018) Die Strecke zwischen dem Hamburger Hafen und der Kläranlage im Schwalmtal beträgt rd. 450 km. Der Lieferweg muss beim Aktivkohle-Reaktiv verdoppelt werden, da die Aktivkohle zum Aufbereitungsstandort hin- und zurücktransportiert werden muss. Der Transport zwischen Produktionsstätte und Versandhafen wird in dieser Rechnung nicht berücksichtigt.

Bei dem Ausgangsrohstoff für die Herstellung von Aktivkohle wird Steinkohle angenommen. Die CO₂-Emissionen bei Verwendung von Braunkohle zur Aktivkohleproduktion sind höher als die Verwendung von Steinkohle. Die Verwendung von Kokosnussschalen zur Aktivkohleproduktion zeigt hingegen eine geringere CO₂-Emission als die Nutzung von Steinkohle. (Alt et al. 2016)

Zur Berechnung der CO₂-Emissionen wurden jeweils die Mittelwerte von Steinkohle für frische Aktivkohle und Reaktivat gewählt. Einen wesentlichen Einfluss auf den Ausstoß von Treibhausgasen hat die Verwendung von Aktivkohle-Reaktivaten.

Tabelle 8-1: CO₂-Äquivalente zur Abschätzung der CO₂-Emissionen

	CO ₂ -Äquivalent	Quelle
Strom	0,489 kg CO ₂ /kWh	(UBA 2018)
LKW-Transport	0,104 kg CO ₂ /t km	(Richter 2012)
Schiffs-Transport	0,03 kg CO ₂ /t km	(Schmied und Knörr 2012)
PAK-Herstellung (frisches Produkt)	11 bis 18 kg CO ₂ /kg AK gew. 14,5 kg CO ₂ /kg AK	(Alt et al. 2016)
GAK-Herstellung (Reaktivat)	2 bis 3 kg CO ₂ /kg AK gew. 2,5 kg CO ₂ /kg AK	(Alt et al. 2016)
Verbrennung Steinkohle	3,32 kg CO ₂ /kg Steinkohle	(Jührich 2016)

8.1 VARIANTE 1 (OZONUNG MIT BIOLOGISCHEM AKTIVKOHLEFILTER)

Wie in Kapitel 5.3 beschrieben, beinhaltet Variante 1 die Mikroschadstoffelimination mithilfe von Ozon und einer nachgeschalteten biologischen Aktivkohlefiltration. Wesentlichen Einfluss auf die CO₂-Emissionen dieser Variante haben die notwendige Strommenge der Anlage (welche überwiegend der Ozonerzeugung dient), die Herstellung des Flüssigsauerstoffs sowie die GAK für die biologische Nachbehandlung. Es wird davon ausgegangen, dass der Flüssigsauerstofftank so groß ist, dass dieser rd. 3 mal im Jahr befüllt werden muss. Überdies wird eine Fahrtstrecke von 60 km pro Strecke zwischen Kläranlage und Produktions- bzw. Vertriebsstätte des Flüssigsauerstoffs angenommen. Für die Lieferung des Flüssigsauerstoffs entsteht eine jährliche LKW-Transportstrecke von 720 km.

Die Standzeit der GAK im BAK-Filter wurde bei der Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte auf rd. 4,4 Jahre geschätzt. D. h., dass ein Austausch der granulierten Aktivkohle in den Filtern nach 4,4 Jahren erwartet wird. Da davon auszugehen ist, dass die Beladung der Filter in Abhängigkeit von der Betriebsweise unterschiedlich schnell erfolgt, wird von einem jährlichen Aktivkohlebedarf von 17.200 kg/a ausgegangen. Im Vergleich zu den Varianten 3 und 4 ist bei der Verwendung von Ozonung vor dem Aktivkohlefilter mit einem relativ geringen LKW-Aufkommen zu rechnen. Zudem wird davon ausgegangen, dass die beladene Aktivkohle wieder reaktiviert wird.

Der Strombedarf wurde gemäß der Auswertung von Erfahrungswerten aus (Pinnekamp et al. 2015b) mit 0,11 kWh/m³ abgeschätzt und beinhaltet neben der reinen Ozonproduktion auch die Stromverbräuche der zugehörigen Anlagenteile wie Pumpwerk, Steuerungstechnik, Nachbehandlung etc. Bei einer jährlichen Behandlungswassermenge ergibt sich so ein Strombedarf der Anlage zu 134.751 kWh/a.

Aus weiteren Literaturquellen trägt (Pinnekamp et al. 2015b) für die Herstellung von Flüssigsauerstoff einen Energiebedarf zwischen 0,01 und 0,14 kWh/m³ (für Ozondosen zwischen 2,5 und 15 g/m³) zusammen. Der Mittelwert der gesammelten Daten beträgt dabei 0,04 kWh/m³ und wird für die Abschätzung der CO₂-Emission, bedingt durch die Herstellung des Flüssigsauerstoffs, angenommen. Auf Grundlage der Auslegungswassermenge und dem spezifischen Energiebedarf resultiert ein Strombedarf von 49.001 kWh/a für die Bereitstellung des Flüssigsauerstoffs. Der für die Herstellung von Ozon notwendige Sauerstoff wird durch Flüssigsauerstoff gewonnen. Nach einer überschlägigen Abschätzung in Kapitel 6.3.3 werden hierfür rd. 54.000 kg O₂ im Jahr benötigt. Die nachfolgende Tabelle 8-2 stellt die einzelnen CO₂-Emissionen der Variante 1: Ozonung mit biologischer Nachbehandlung dar.

Tabelle 8-2: CO₂-Bilanz der Variante 1

Ozongung	Spezifische Menge	CO ₂ -Äquivalent	CO ₂ -Emission / a
LKW-Lieferung Flüssigsauerstoff	180 km/a und 54.000 kg O ₂ 180 km/a (Leerfahrt)	0,104 kg CO ₂ /t km	1.030 kg CO ₂
Herstellung GAK für BAK-Filter	17.200 kg/a	2,5 kg CO ₂ /kg AK	43.000 kg CO ₂
LKW-Lieferung GAK	900 km und 17.200 kg	0,104 kg CO ₂ /t km	1.610 kg CO ₂
Schiffs-Lieferung GAK	38.026 km und 17.200 kg	0,03 kg CO ₂ /t km	19.621 kg CO ₂
Strombedarf Anlage inkl. Ozonherstellung	134.751 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	65.893 kg CO ₂
Strombedarf Herstellung Flüssigsauerstoff	49.001 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	23.961 kg CO ₂
Gesamt			rd. 155.000 kg CO₂

Der Strombedarf für den Anlagenbetrieb inkl. Ozonherstellung nimmt mit 65.893 kg CO₂/a den größten Anteil ein. Insgesamt ergibt sich für Variante 1 ein jährlicher CO₂-Ausstoß von rd. 155.000 kg.

8.2 VARIANTE 2 (OZONUNG OHNE BIOLOGISCHE NACHBEHANDLUNG)

Variante 2 unterscheidet sich nur geringfügig von Variante 1. Diese Variante berücksichtigt keine biologische Nachbehandlung und benötigt deshalb keine granulierten Aktivkohle. Der Stromverbrauch wurde wie in Variante 1 mit 0,09 kWh/m³ berücksichtigt, da diese Variante keine Nachbehandlung des Abwassers innerhalb der 4. Reinigungsstufe vorsieht. Dadurch ergibt sich ein Strombedarf für den Anlagenbetrieb zu 110.251 kWh/a.

Tabelle 8-3: CO₂-Bilanz der Variante 2

Ozongung	Spezifische Menge	CO ₂ -Äquivalent	CO ₂ -Emission / a
LKW-Lieferung Flüssigsauerstoff	180 km/a und 54.000 kg O ₂ 180 km/a (Leerfahrt)	0,104 kg CO ₂ /t km	1.030 kg CO ₂
Strombedarf Anlage inkl. Ozonherstellung	110.251 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	53.912 kg CO ₂
Strombedarf Herstellung Flüssigsauerstoff	49.001 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	23.961 kg CO ₂
Gesamt			rd. 79.000 kg CO₂

Für Variante 2 ergibt sich eine jährliche CO₂-Emission von rd. 79.000 kg.

8.3 VARIANTE 3 (PAK KONTAKT-UND ABSETZBECKEN, INKL. TUCHFILTRATION)

Der Strombedarf wird für diese Anlage aufgrund der zahlreichen Anlagenteile relativ hoch abgeschätzt und mit 0,10 kWh/m³ berücksichtigt. Dieser soll den Verbrauch von Zulaufpumpwerk, Dosieranlagen, Rührwerke, Rezirkulation und PAK-Abscheidung (Tuchfiltration) berücksichtigen. Bei einer Behandlungswassermenge von 1.225.013 m³/a ergibt sich so ein jährlicher Strombedarf von 122.501 kWh/a.

Anhand der Dosierung von 15 mg/l wird ein PAK-Jahresbedarf von 18.375 kg PAK/a erforderlich. Die Lieferung soll, wie in Kapitel 6.3.5 beschrieben, in Big-Bags erfolgen. Es wird eine Lieferung im Abstand von 2 Monaten angenommen, so dass sich eine LKW-Fahrtstrecke von 6 x 450 km pro Jahr und somit insgesamt zu 2.700 km ergibt. Für den Abtransport der beladenen PAK zur thermischen Entsorgung werden 300 km jährlich veranschlagt.

Neben der PAK wird auch Fällmittel in Höhe von 7.350 kg FM/a und Flockungshilfsmittel in Höhe von 245 kg FHM/a benötigt. Da die Möglichkeit besteht, dass sich die Fällmittelmenge auf der Kläranlage um die für die PAK-Sedimentation benötigte FM-Menge reduziert, wird dieser Betriebsstoff nicht bei der Zusammenstellung berücksichtigt. Darüber hinaus liegen für die Herstellung von FM und FHM keine Literaturwerte vor, die eine Berechnung dieser CO₂-Emissionen erlauben.

Tabelle 8-4: CO₂-Bilanz der Variante 3

PAK-Stufe	Spezifische Menge	CO ₂ -Äquivalent	CO ₂ -Emission / a
Herstellung PAK	18.375 kg/a	14,5 kg CO ₂ /kg AK	266.438 kg CO ₂
LKW-Lieferung PAK	2.700 km und 18.375 kg	0,104 kg CO ₂ /t km	5.160 kg CO ₂
Schiffs-Lieferung PAK	19.013 km und 18.375 kg	0,03 kg CO ₂ /t km	10.481 kg CO ₂
Strombedarf Anlage	122.501 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	59.903 kg CO ₂
LKW-Abtransport Aktivkohle	300 km und 16.000 kg	0,104 kg CO ₂ /t km	500 kg CO ₂
Verbrennung Aktivkohle	24.000 kg/a	3,32 kg CO ₂ /kg PAK	79.680 kg CO ₂
Gesamt			rd. 422.000 kg CO₂

8.4 VARIANTE 4 (GAK-FILTRATION)

Bei GAK-Filtern ist der Energiebedarf stark von den örtlichen Randbedingungen im Hinblick auf Förderhöhe und dem Rückspülintervall abhängig. Die Rückspülintervalle wiederum sind grundlegend durch die Abwasserbeschaffenheit bedingt. Anhand von Erfahrungswerten nennt (Pinnekamp et al. 2015b) den Strombedarf von GAK-Filtrationsstufen zwischen 0,01 und 0,076 kWh/m³. (Abegglen und Siegrist 2012) geben den Energieverbrauch eines GAK-Filters ähnlich eines Sandfilters, zwischen 0,01 und 0,05 kWh/m³, an. Für Variante 4 wird ein Strombedarf von 0,05 kWh/m³ angenommen. Dieser vergleichsweise hohe Wert soll eine große Förderhöhe und den Strombedarf für die Vorfiltration und die eigentliche GAK-Filtration

berücksichtigen. Mit einer Behandlungswassermenge von 1.225.013 m³/a ergibt sich eine jährliche Strommenge von 61.251 kWh/a.

Der Bedarf an GAK wurde in Kapitel 6.3.6 auf 49.000 kg GAK/a geschätzt. Bei einer LKW-Silogröße von maximal 50 m³ werden insgesamt 4 LKW-Fahrten (inkl. Abtransport der beladenen Aktivkohle) im Jahr erforderlich. Dadurch ergibt sich bei der Transportstrecke (Annahme: Verladestation Hamburger Hafen 2 x 450 km) zu 3.600 km im Jahr.

Es wird davon ausgegangen, dass die beladene Aktivkohle zur Produktionsstätte zurückgeführt und dort reaktiviert wird.

Tabelle 8-5: CO₂-Bilanz der Variante 4

GAK-Filtration	Spezifische Menge	CO ₂ -Äquivalent	CO ₂ -Emission / a
Herstellung / Regeneration GAK für Filter	49.000 kg/a	2,5 kg CO ₂ /kg AK	122.500 kg CO ₂
LKW-Lieferung GAK	3.600 km und 49.000 kg	0,104 kg CO ₂ /t km	18.436 kg CO ₂
Schiffs-Lieferung GAK	38.026 km und 49.000 kg	0,03 kg CO ₂ /t km	55.898 kg CO ₂
Strombedarf Anlage	61.251 kWh/a	0,489 kg CO ₂ /kWh	29.952 kg CO ₂
Gesamt			rd. 227.000 kg CO₂

8.5 CO₂-BILANZ DER VARIANTEN

Stellt man die CO₂-Emissionen der einzelnen Varianten gegenüber, wird deutlich, dass Variante 2 insgesamt den geringsten Ausstoß von Treibhausgasen aufweist. Eine etwas höhere CO₂-Emission zeigt Variante 1, was der Nachbehandlung des Abwassers im biologischen Aktivkohlefilter geschuldet ist.

Die höchste CO₂-Emission zeigt sich bei Variante 3, die neben der energieintensiven Herstellung von frischer Kohle einen im Vergleich zu den anderen Varianten relativ hohen Strombedarf für den Betrieb der Anlagenteile benötigt. Variante 2 hat die geringste CO₂-Emission, gefolgt von Variante 1 und Variante 4.

Aus Abbildung 8-1 wird deutlich, dass die Varianten mit Aktivkohle aufgrund der Notwendigkeit von thermischer Energie (aus fossilen Energieträgern) zur Aktivierung der Kohle und zum Transport der Aktivkohle zum Einsatzort letztlich die größte CO₂-Emission haben. Der Vergleich lässt jedoch auch erkennen, dass der Transport (z. B.: Transport Frischkohle, Rückführung zum Reaktivierungsstandort, Flüssigsauerstoff usw.) bei allen Varianten im Hinblick auf den Lebenszyklus nur eine untergeordnete Rolle spielt. Beim Vergleich der Emissionen der Varianten 3 und 4 wird deutlich, welchen Einfluss die Verwendung von frischer Kohle und Reaktiviert hat. Für den

Einsatz der PAK Stufe wird frische Aktivkohle verwendet, für die GAK-Stufe ein Reaktivat.

Im besten Fall würde Aktivkohle aus nachwachsenden Rohstoffen wie Holz oder Kokosnussschalen hergestellt werden. (Abegglen und Siegrist 2012)

Der Energieverbrauch auf einer Kläranlage unter Verwendung von Ozon ist aufgrund der stromintensiven Herstellung vor Ort deutlich höher als die Verwendung von Aktivkohle (PAK u. GAK). Zudem sind die verwendeten CO₂-Äquivalente von den örtlichen Bedingungen (bspw. Standort Kläranlage und Standort Aktivkohleherstellung) sowie den grundlegenden Betriebsparameter (bspw. Ozondosis, Aktivkohledosierung, Standzeiten etc.) abhängig und dienen im vorliegenden Fall zur Orientierung der voraussichtlichen CO₂-Emissionen.

Angesichts der gesamtheitlichen Betrachtung einer 4. Reinigungsstufe ist jedes Verfahren, sei es die stromintensive Ozonherstellung (inkl. Sauerstoffherstellung) oder die ebenfalls energie- und ressourcenintensive Aktivkohleherstellung, mit einem hohen energetischen Aufwand verbunden. Die Herstellungsaufwendungen für Aktivkohle ist der größte einflussnehmende Parameter bei der Verwendung einer Adsorptionsstufe.

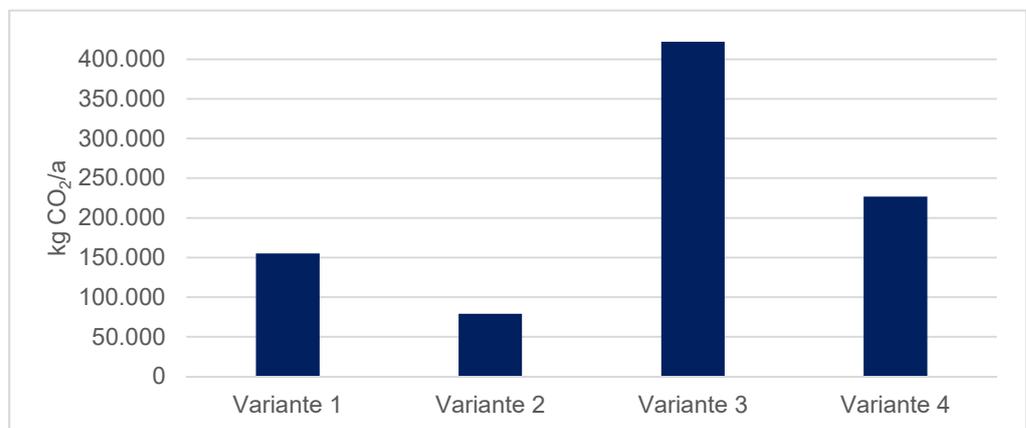


Abbildung 8-1: Zusammenstellung der CO₂-Emissionen

8.6 EINSARPOTENTIALE

Für die Beschickung der 4. Reinigungsstufe auf der KA Schwalmtal-Amern ist angesichts der örtlichen Verhältnisse ein Pumpwerk vorgesehen. Die Förderhöhe zur Beschickung der 4. Reinigungsstufe wird mit rd. 9 m abgeschätzt. Um das hydraulische Potenzial vor der Einleitung in den Vorfluter nicht ungenutzt zu vernichten, wurde im Rahmen der Machbarkeitsstudie in Erfahrung gebracht, ob es sich lohnt, einen Teil der Energie mit Hilfe einer Wasserturbine zurückzugewinnen. Dabei wurde festgestellt, dass die Ablaufmenge (max. 100 l/s) für einen wirtschaftlichen Betrieb einer Wasserturbine nicht ausreicht.

Die in Variante 3 eingesetzte Pulveraktivkohle kann nach ihrer Verwendung nicht reaktiviert werden und muss thermisch verwertet werden. Es ist zu erwarten, dass der Heizwert der PAK zu einem leichten Energiegewinn bei der Verbrennung führt.

In einer Untersuchung zu dem Einsatz regenerierter PAK aus dem Wasserwerk Düsseldorf-Holthausen zur Spurenstoffelimination auf einer Versuchsanlage des Klärwerks Düsseldorf-Süd wurde festgestellt, dass Stoffe wie Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol bei einer PAK-Dosis von 10 mg/l gut eliminiert werden konnten. (Clausen et al. 2014) Dies liegt unteren Bereich von (KOM-M.NRW 2016), die eine Aktivkohledosierung zwischen 10 und 20 mg/l empfehlen. Die Verwendung von teilbeladener PAK aus Wasserwerken zur Mikroschadstoffelimination sollte weiter untersucht werden.

Aufgrund der vorgeschalteten Sandfiltration in den Varianten 1 und 2 kann davon ausgegangen werden, dass durch den Rückhalt von Organik weniger Ozon zur Oxidation der Mikroschadstoffe benötigt wird. Gleichmaßen ist davon auszugehen, dass die vorgeschaltete Sandfiltration in Variante 1 und 4 zu einer Verlängerung der Standzeit der granulierten Aktivkohle führt. Um diese Faktoren gegenüberzustellen und vergleichbar zu machen, sollten im Vorfeld aussagekräftige Versuche durchgeführt werden, damit diese Annahmen mit Zahlen belegt werden können.

9 NUTZWERTANALYSE

Im Vergleich zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung erfolgt in diesem Kapitel eine Nutzwertanalyse der erarbeiteten Varianten. Die Nutzwertanalyse (vgl. Tabelle 9-1) soll die einzelnen Varianten rundum betrachten (insbesondere auch die nichtmonetären Aspekte) und als Entscheidungshilfe für die Verfahrensempfehlung dienen. In Absprache mit den Schwalmtalwerken wurde die Gewichtung der einzelnen Randbedingungen festgelegt.

Kapitalkosten:

Die Kapitalkosten gehen mit 15 % in die Bewertung ein. Dieser Einfluss beschreibt die Kosten, die der Kläranlage für die Beschaffung von Fremd- und Eigenkapital entstehen, welches für den Bau einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination erforderlich wird.

Betriebskosten:

Die anfallenden Betriebskosten wurden zu 35 % gewichtet und können sich, wie in Kapitel 7.2 beschrieben, abhängig vom Anlagenbetrieb von den kalkulierten Kosten abheben.

Betriebssicherheit:

Die Betriebssicherheit der einzelnen Verfahren berücksichtigt die Risiken beim Ausfall der Anlage und wurde mit 10 % gewertet. Wesentlich für die Betriebssicherheit ist der Automatisierungsgrad (z. T. auch Anlagenredundanz) und Aufrechterhaltung der Mikroschadstoffelimination.

Erprobungsgrad der Technik:

Einen nicht so großen Einfluss trägt der Erprobungsgrad der Technik mit 5 % in der Gesamtwertung. Die betrachteten Verfahren der Ozonung, Pulveraktivkohle und granuliert Aktivkohle haben sich in diversen Pilot- und Großanlagen zur Mikroschadstoffelimination bewiesen.

Flächenverbrauch:

Angesichts der Tatsache, dass auf Betriebsgelände der KA Schwalmtal-Amern keine problematischen Platzverhältnisse herrschen, wurde der Flächenverbrauch durch eine 4. Reinigungsstufe mit 5 % gewertet.

Komplexität der Anlage im Betrieb:

Die Komplexität einer 4. Reinigungsstufe im Betrieb beschreibt die Transparenz der Prozesse im Anlagenbetrieb. Je höher die Komplexität der Anlage, desto größer ist das Maß an Fachwissen, welches für den Betreiber erforderlich wird. Die Komplexität der Anlage im Betrieb wird mit 10 % berücksichtigt.

Effektivität des Einsatzes:

Die Effektivität des Einsatzes zur Mikroschadstoffentfernung wird mit 20 % verhältnismäßig hoch eingestuft. In dem Leitfaden des Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (Aufbau und Umfang der Machbarkeitsstudien, KOMZ-M.NRW, 2015) wird ein Eliminationsgrad der Indikatorsubstanzen von ≥ 80 % gefordert.

Die nichtmonetären Aspekten sowie die wirtschaftlichen Aufwendungen gehen mit einer Gewichtung von jeweils 50 % in die Bewertung ein. Beim Variantenvergleich wurden die o. g. Aspekte von 0 bis 5 bewertet, wobei 0 das Verfehlen der Zielerreichung des entsprechenden Aspektes beschreibt und 5 dessen Erfüllung festsetzt.

Tabelle 9-1: Nutzwertanalyse / Variantenvergleich

	Wichtung	Variante 1 Ozon mit biologischem Aktivkohlefilter			Variante 2 Ozon ohne biol. Nachbehandlung			Variante 3 PAK-Stufe			Variante 4 GAK-Filtration		
		Kosten	Punkte	Wertung	Kosten	Punkte	Wertung	Kosten	Punkte	Wertung	Kosten	Punkte	Wertung
Investitionskosten		rd. 3,4 Mio. €			rd. 2,5 Mio. €			rd. 3 Mio. €			rd. 2,3 Mio. €		
Kapitalkosten €/a	15%	239.000	2	0,30	177.000	4	0,60	189.000	3	0,45	156.000	5	0,75
Betriebskosten €/a	35%	139.000	4	1,40	95.000	5	1,75	141.000	3	1,05	166.000	2	0,70
Betriebs-sicherheit	10%	erprobt	5	0,50	erprobt	5	0,50	erprobt	5	0,50	erprobt	5	0,50
Erprobungsgrad der Technik (Referenzanlagen)	5%	gut	4	0,20	keine	0	0	sehr gut	5	0,25	gut	4	0,20
Flächenverbrauch	5%	gut	4	0,20	gut	4	0,20	hoch	2	0,10	mittel	3	0,15
Komplexität der Anlage im Betrieb	10%	sehr gut	5	0,50	gut	4	0,40	mittel	3	0,30	gut	4	0,40
Effektivität des Einsatzes	20%	sehr gut	5	1,00	mittel	3	0,60	gut	4	0,80	gut	4	0,80
Summe	100%	4,10			4,05			3,45			3,70		
Jahreskosten gesamt	€	rd. 378.000 €			rd. 272.000 €			rd. 330.000 €			rd. 322.000 €		
Spez. Jahreskosten je m ³ Abwasser	€/(m ³ a)	rd. 0,31			rd. 0,22			rd. 0,27			rd. 0,27		

Das Ergebnis der Nutzwertanalyse ist, dass sich für Variante 1 der beste Nutzwert, knapp gefolgt von Variante 2, und für Variante 3 der schlechteste Nutzwert ergibt. Variante 4 zeigt einen mittleren Nutzwert.

Bei der Nutzwertanalyse muss berücksichtigt werden, dass bei allen Varianten, ausgenommen Variante 3, eine vorgeschaltete Sandfiltration eingeplant wurde und diese Varianten dadurch mit höheren Kosten behaftet sind. Mit Variante 1 ist aufgrund einer Kombination aus Ozonung und Aktivkohle die beste Reinigungsleistung zu erwarten, was im Vergleich zu den anderen Varianten mit höheren Investitionskosten verbunden ist, allerdings mit vergleichbaren Betriebskosten betrieben werden kann.

10 VERFAHRENSEMPFEHLUNG

Prinzipiell können alle erarbeiteten Varianten auf der KA Schwalmtal-Amern umgesetzt werden. Die Verfahrensempfehlung erfolgt auf Grundlage der Kostenschätzung sowie der durchgeführten Nutzwertanalyse.

Infolge der Unsicherheit zur Bildung möglicher (kritischer) Transformationsprodukte kann Variante 2 zum derzeitigen Zeitpunkt nicht berücksichtigt werden.

Die resultierende Eliminationsrate bzw. die Menge der Betriebsstoffe oder Standzeit der Aktivkohle ist im Wesentlichen abhängig von der Abwasserzusammensetzung vor Ort. Um eine genaue Auslegung einer 4. Reinigungsstufe (insbesondere der Dosierstoffe- sowie mengen) zu garantieren, ist es unverzichtbar, innerhalb von Vorversuchen die Eliminierbarkeit von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage in Schwalmtal-Amern zu erfahren.

Für die Planung einer 4. Reinigungsstufe existieren keine verbindlichen Bemessungsstandards, auf die zurückgegriffen werden kann. Planer müssen sich gegenwärtig auf die Erfahrungswerte von Pilotanlagen beziehen, die teilweise deutlich voneinander abweichen können. Hier macht sich der fehlende Erfahrungsschatz aller beteiligten Akteure der Abwasserreinigung bemerkbar. Dazu kommt, dass bis dato keine Grenz- und Überwachungswerte für Mikroschadstoffe bestehen.

Beim Vergleich der verschiedenen Varianten ist jederzeit zu reflektieren, ob die gewählten technischen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination den Nachhaltigkeitsprinzipien entsprechen. In einer Studie des Umweltbundesamtes (Hillenbrand et al. 2014): „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“ wird gefordert, das effizienteste und ressourcenschonendste Verfahren zu wählen. Der Einfluss der in Kapitel 8 geschätzten CO₂-Emissionen wurde in der Nutzwertanalyse nicht berücksichtigt, sollte jedoch bei weiteren Planungen Einfluss nehmen.

Hinsichtlich der CO₂-Emissionen und unter Berücksichtigung der Nutzwertanalyse in Kapitel 9, ergibt sich Variante 1 (Ozonung mit biologischer Nachbehandlung) als das am meisten geeignete Verfahren zur Integration auf der Kläranlage Schwalmtal-Amern. Die Reinigungsleistung durch die Kombination von Ozon und Aktivkohle ist als relativ hoch einzuschätzen. Durch die vorgeschaltete Sandfiltration ist ebenfalls eine Steigerung der Ozoneffizienz sowie Standzeit der Aktivkohle zu erwarten. Zusätzlich wirkt sich eine Ozonung positiv auf die Hygienisierung/Desinfektion und Entfärbung des Abwassers aus.

11 ZUSAMMENFASSUNG/FAZIT

In der Studie wurde die Notwendigkeit und Machbarkeit einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Schwalmtal-Amern untersucht. Prinzipiell lassen die Untersuchungsergebnisse auf ein konstantes Vorliegen von Mikroschadstoffen im Kläranlagenablauf und im Kranenbach (unterhalb der Kläranlage) schließen, so dass für die Kläranlage Schwalmtal-Amern eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination zu empfehlen ist. Die in der Studie erarbeiteten Varianten sowie angenommenen Kosten reflektieren nicht die Beschaffenheit einer Entwurfsplanung.

Aufgrund des in Teilen noch nicht umfassend erforschten Wissensstands zur Mikroschadstoffelimination sollte bei der Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe das aktuelle Knowhow einbezogen werden, da durch die Vielzahl der Akteure ständig umfangreichere und neuere Beobachtungen vorliegen, bei der auch die ganzheitliche Kläranlagenbetrachtung einbezogen wird. Die gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen sollten durch ein mehrmonatiges Messprogramm verifiziert werden.

Der ökologische Zustand des Kranenbaches ist nach Angaben des elektronischen wasserwirtschaftlichen Verbundsystems für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (ELWAS-WEB 2018) als unbefriedigend einzustufen.

Die im Zu- und Ablauf der KA Schwalmtal-Amern vorgefundenen Konzentrationen an Mikroschadstoffen sind ähnlich hoch wie die anderer Kläranlagen in Deutschland. In Zukunft sind die Erkenntnisse neuer Stoffe und die mögliche Wirksamkeit kombinierter Mikroschadstoffe grundlegend für die Entscheidungsfindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination.

In Absprache mit der Bezirksregierung Düsseldorf erfolgt die Auslegung der verschiedenen Anlagenkonzepte im Rahmen dieser Studie auf die Auslegungswassermenge: $Q_{\text{Auslegung}} = 100 \text{ l/s}$ bzw. $360 \text{ m}^3/\text{h}$. Mit der Auslegungswassermenge können nahezu 86 % der JAM ($1.225.013 \text{ m}^3$; Stand: 2017) behandelt werden.

Angesichts der grundlegenden Mikroschadstoffproblematik kann es darüber hinaus sinnvoll sein, eine Vollstrombehandlung des Abwassers zu betrachten. Trotzdem setzt die Einführung einer 4. Reinigungsstufe am Ende der Wirkungskette an und verhindert nicht den Eintrag von Mikroschadstoffen in Gewässer, sondern reduziert diesen allenfalls. Eine mögliche Verschärfung der Gesetzgebung zum Umgang mit Mikroschadstoffen ist nicht auszuschließen.

Anhand der Beobachtung der Abflussmenge des Kranenbaches lässt sich der Abwasseranteil der KA Schwalmtal-Amern mit rd. 1/3 abschätzen. Dies stimmt in etwa mit dem festgestellten Verdünnungsverhältnis überein.

In dieser Studie wurden insgesamt 4 Varianten aufgestellt, die den Einsatz von Ozon bzw. Aktivkohle (sowie die Kombination aus beiden Verfahren) zur weitergehenden Reinigung des Abwassers verfolgen. Zusätzlich wurde in allen Varianten (ausgenommen Variante 3) eine vorgeschaltete Sandfiltration berücksichtigt. Die Unterbringung aller Anlagenteile wurde oberirdisch in einer Halle vorgesehen.

Die Kläranlage würde mit einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination einen weiteren Betriebspunkt erhalten, der durch das Betriebspersonal der Kläranlage betreut und in Stand gehalten werden muss.

Nicht unwesentlich ist, dass Forschungs- und Entwicklungsprojekte zur Abwasserbeseitigung, insbesondere Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, durch das Land Nordrhein-Westfalen mit bis zu 70 % (der zuwendungsfähigen Ausgaben in den Antragsjahren 2017, 2018 und 2019) und danach im Rahmen der Förderrichtlinie bis 2022 mit bis zu 50 % gefördert werden. Eine Förderung solcher Maßnahmen ist nur möglich, solange etwaige Fördermittel zur Verfügung stehen. Eine Förderung hat einen wesentlichen Einfluss auf die Kapitalkosten, die sich letztlich auch auf die spezifischen Jahreskosten auswirken. Betriebskosten werden nicht gefördert.

Im Zuge des demografischen Wandels ist mit einer Alterung unserer Gesellschaft und damit auch einem Anstieg des Medikamentenverbrauchs zu rechnen. Grundsätzlich sollte auch eine Sensibilisierung der Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs sowie der Entsorgung von Arzneimitteln etc. erfolgen.

Eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination ist in jedem Fall mit hohen energetischen Aufwendungen verbunden. Die Betrachtung der einzelnen Varianten hinsichtlich der CO₂-Emissionen zeigte, dass die Variante 1 und 2 mit dem geringsten Ausstoß von Treibhausgasen verbunden ist.

Für eine Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der ZKA Schwalmtal-Amern ist eine Umsetzung in Form von Variante 1 (Ozonung mit biologischer Nachbehandlung) zu empfehlen. In dieser Variante können sich beide Verfahrensstufen (Ozonung und Aktivkohle) ergänzen.

Ingenieurbüro
Achten und Jansen GmbH

Schwalmtalwerke

Aachen, Juli 2018

Schwalmtal, Juli 2018

*Ingenieurbüro
Achten und Jansen GmbH
Charlottenburger Allee 11
52068 Aachen
Tel: 0241/96870-0
Fax: 0241/96870-60
E-Mail: johannes.rausch@achtenjansen.de*

*Schwalmtalwerke AöR
Markt 20
41366 Schwalmtal
Tel: 02163/946132
Fax: 02163/946158*

12 LITERATURVERZEICHNIS

Abegglen, Christian; Escher, B.; Hollender, J.; Koepke, S.; Ort, C.; Peter, A. et al. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Pilotversuch Regensdorf;. Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (CH). Abschlussbericht. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Dübendorf (CH). Online verfügbar unter http://www.spurenstoffelimination.de/files/Ozonung_Abwasser_Schlussbericht_Regensdorf.pdf, zuletzt geprüft am 28.04.2018.

Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern.

Alt, Klaus; Benstöm, Frank; Biebersdorf, Norbert; Böhler, Marc; Bornemann, C.; Hiller, Christian et al. (2016): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 „Aktivkohleeinsatz auf Kläranlagen“*. In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall* (12), S. 1062–1067.

Alt, Klaus; Kuhlmann, Silke; Böhm, Frank (2019): Planungen der 4. Reinigungsstufe. Für die Kläranlagen Bad Oeynhausen und Detmold sind die Planungen für eine 4. Reinigungsstufe in vollem Gang. Wie sehen die Konzeptionen jeweils aus? In: *wwt - wasserwirtschaft wassertechnik* (9), S. 41–45. Online verfügbar unter <https://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt0916-aw-alt-kuhlmann.pdf>, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Austermann-Haun, Ute; Meier, Jan Felix; Nahrstedt, Andreas; Alt, Klaus; Kuhlmann, Silke; Sikorski, Dominik (2017): Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Projektergebnisse im Rahmen des Zuwendungsbescheids 0-01/12-Dt der Bezirksregierung Detmold. Abschlussbericht. Detmold. Online verfügbar unter https://www.la-nuv.nrw.de/fileadmin/forschung/170815_Pilotvorhaben%20Detmold/O-01-12-DT-Spurenstoffelimination-KA-DT_Abschlussbericht.pdf, zuletzt geprüft am 11.05.2018.

Beier, Silvio (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen. Fakultät für Bauingenieurwesen. Online verfügbar unter <http://publications.rwth-aachen.de/record/63007?ln=de>.

Benstöm, Frank (2017): Granulierte Aktivkohle zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Dissertation.

Benstöm, Frank; Nahrstedt, Andreas; Böhler, Marc; Knopp, Gregor; Montag, David; Siegrist, Hansruedi; Pinnekamp, Johannes (2016a): Granulierte Aktivkohle – Ein Review halb- und groß-technischer Untersuchungen. Online verfügbar unter https://www.isa.rwth-aachen.de/files/publikationen/52_Benstoem.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Benstöm, Frank; Nahrstedt, Andreas; Böhler, Marc; Knopp, Gregor; Montag, David; Siegrist, Hansruedi; Pinnekamp, Johannes (2016b): Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen. Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen - Teil 1: Veranlassung, Zielsetzung und Grundlagen. In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall*, S. 187–192. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/03_Aktivkohle/Benst%C3%B6m_1.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Bezirksregierung Düsseldorf (05.04.2016): 4. Änderungsbescheid KA Schwalmtal-Amern. 54.07.04.40-1-108/2016.

Böhler, Marc; Wittmer, Anita; Heisele, Alexander; Wohlhausser, Anja; Salhi, Lisa; von Gunten, Urs et al. (2013): Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der ARA Neugut. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). eawag. Bern. Online verfügbar unter <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A14928/datastream/PDF/view>, zuletzt geprüft am 18.06.2018.

Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Alt, Klaus; Böhm, Frank; Nahrstedt, Andreas; Kolisch, Gerd; Taudien, Yannick (2015): Technische Erprobung des Aktivkohleeinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen – Filter AK+. Abschlussbericht. Hg. v. gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Wuppertal. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/tx_mmkresearchprojects/151117_Abschlussbericht_FilterAK_.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Brückner, Ira (2017): Großtechnische Umsetzung einer Ozonung zur Vollstrombehandlung auf der Kläranlage Achen-Soers. 43. Berliner Wasserwerkstatt. Kolloquium des Kompetenzzentrums Wasser Berlin. Kompetenzzentrum Wasser Berlin. Berlin, 28.11.2017. Online verfügbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2017/12/ww43_bruechner_ozonung_soers_small.pdf, zuletzt geprüft am 09.06.2018.

Bundesgesetzblatt (2009): Wasserhaushaltsgesetz. WHG, vom 31.07.2009. Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/, zuletzt geprüft am 28.06.2018.

Bundesgesetzblatt (20.06.2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGEwV). OGEwV. Fundstelle: www.juris.de. Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGEwV.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Clausen, Karen; Lübken, Manfred; Pehl, Bernd; Bendt, Thomas; Wichern, Marc (2014): Einsatz reaktiver Aktivkohle von Wasserwerken zur Spurenstoffelimination in kommunalen Kläranlagen am Beispiel Düsseldorf. In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall* (11).

Denzler, Lukas (2016): Den Mikroverunreinigungen zu Leibe rücken. Neue Technologien in der Abwasserbehandlung. In: *umwelt - Natürliche Ressourcen in der Schweiz* (2), S. 12–15.

Donau Carbon (2015): Aktivkohle und ihre Anwendung. Hg. v. Eigenverleger. Frankfurt am Main. Online verfügbar unter <https://donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx>, zuletzt geprüft am 12.06.2018.

DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarb. Aufl. Hennef: DWA.

DWA (2014): Bedeutung von Transformationsprodukten für den Wasserkreislauf. DWA-Themen T4/2014. Hg. v. Abwasser und Abfall e.V. (DWA) Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft. Hennef.

DWA (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Juni 2016. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Arbeitsblatt, A 131).

ELWAS-WEB (2018): Detailinformationen-GÜS-OFWK-Kranenbach. Online verfügbar unter <https://www.elwasweb.nrw.de>, zuletzt aktualisiert am 11.06.2018, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik Text von Bedeutung für den EWR.

2013/39/EU, vom 12.08.2013, S. 2. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:DE:PDF>, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Fricke, Klaus (2009): Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3855.pdf>, zuletzt geprüft am 15.06.2018.

Gebhardt, Wilhelm (2017): Messabweichungen Massenspektrometrie. Aachen, 26.09.2017. E-Mail an Ulrike Weber.

Geerkens, Heidi (2018): Anzahl Kleinkläranlagen Ortslage Haverslohe in Brüggen. Viersen, 23.01.2018. E-Mail an Johannes Rausch.

Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Menger-Krug, Eve; Marscheider-Weidemann, Frank; Fuchs, Stephan; Toshovski, Snezhina et al. (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in Gewässer. Kurzbericht. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_86_2014_mikroschadstoffe_kurzfassung.pdf, zuletzt geprüft am 11.06.2018.

IB Lange GbR (2012): Umsetzungsfahrplan Schwalm. für die Wasserkörper der Planungseinheit PE_SWA_1400 Schwalm. Unter Mitarbeit von Schwalmverband. Hg. v. Landesgeschäftsstelle Wasserrahmenrichtlinie. Düsseldorf.

ILS (2010): Demographischer Wandel in Nordrhein-Westfalen. Bevölkerungsentwicklung in NRW. Hg. v. ILS - Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung gGmbH. Online verfügbar unter https://www.demografie-portal.de/SharedDocs/Downloads/DE/Studien/ILS_Demografischer_Wandel_NRW.pdf;jsessionid=9B46311EB354FDD175E761606DD6B835.1_cid380?__blob=publicationFile&v=1, zuletzt aktualisiert am 20.05.2018.

Jekel, Martin; Dott, Wolfgang (2013): Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf. In: *gwf Wasser Abwasser* (12), S. 1334–1346.

Jekel, Martin; Ruhl, Sebastian Aki (Hg.) (2016): Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Unter Mitarbeit von Johannes Altmann, Alexander Sperlich, Jana Schaller, Regina Gnirß, Ulf Mieke, Michael Stapf et al. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.

Joss, Adriano; Böhler, Marc (2012a): Faktenblatt Ozonung. eawag. Hg. v. eawag. Dübendorf (CH). Online verfügbar unter https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Beratung/Beratung_Wissenstransfer/Publ_Praxis/Faktenblaetter/fb_Ozonung_April2012.pdf, zuletzt aktualisiert am 15.06.2018.

Joss, Adriano; Böhler, Marc (2012b): Faktenblatt Pulveraktivkohle. eawag. Hg. v. eawag. Dübendorf (CH). Online verfügbar unter https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Beratung/Beratung_Wissenstransfer/Publ_Praxis/Faktenblaetter/fb_Pulveraktivkohle_April2012.pdf, zuletzt geprüft am 01.05.2018.

Juhrich, Kristina (2016): CO₂-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Kaub, Jan Moritz; Biebersdorf, Norbert (2014): Kläranlage Höxter 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Hg. v. Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Bochum. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/tx_mmkresearchprojects/Studie_4_Stufe_Hoexter.pdf, zuletzt geprüft am 15.05.2018.

Kienle, Cornelia; Langer, Miriam; Ganser, Barbara; Schifferli, Andrea; Thiemann, Christina; Vermeirssen, Etienne; Werner, Inge (2017): Biologische Nachbehandlung von

kommunalem Abwasser nach Ozonung – ReTREAT: Teilprojekt Biotests. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Schlussbericht. Hg. v. Oekotoxzentrum Schweiz. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL. Dübendorf (CH).

KOM-M.NRW (2013): Ozonbehandlung Kläranlage Duisburg-Vierlinden. Steckbrief. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KOM-M.NRW (2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit aktualisierter Stoffliste vom 01.09.2016. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Köln. Online verfügbar unter https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Broschueren_PDFs_und_Titel_JPGs/Machbarkeitsstudie_11_2016.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

KOM-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Unter Mitarbeit von Sweco GmbH, Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA), IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser und IKU - Die Dialoggestalter GmbH. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Köln. Online verfügbar unter https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Broschueren_PDFs_und_Titel_JPGs/Anleitung_Planung_Dimensionierung_11_2016.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Lankes, Dirk (2017): Pflegeplätze in Schwalmtal, 12.11.2017. E-Mail an Ulrike Weber.

LANUV (2014): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D. Anhang D4 - Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte. Hg. v. Flussgebiete NRW. Online verfügbar unter http://wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_Anlage_4, zuletzt geprüft am 21.11.2017.

Margot, Jonas; Kienle, Cornelia; Magnet, Anoy's; Weil, Mirco; Rossi, Luca; Alencastro, Luiz Felipe de et al. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? In: *Science of The Total Environment* 461-462, S. 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.

Metcalf; Eddy (2003): Wastewater engineering. Treatment and resource recovery. Unter Mitarbeit von George Tchobanoglous, David H. Stensel, Ryujiro Tsuchihashi, Franklin Burton, Mohammad Abu-Orf, Gregory Bowden und William Pfrang. Fifth edition. New York: McGraw-Hill Education. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy1501/2014415848-b.html>.

Metzger, Steffen (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. München: Oldenbourg Industrieverlag GmbH.

Metzger, Steffen (2015): 4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen. Spurenstoffanalytik und Erfahrungen zur Reinigungsleistung. ISWA Universität Stuttgart. Stuttgart, 12.03.2015. Online verfügbar unter http://www.iswa.uni-stuttgart.de/ch/aqs/pdf/JT15_Metzger_4.Reinigungsstufe.pdf, zuletzt geprüft am 10.04.2018.

Metzger, Steffen; Tjoeng, Imee; Rößler, Anette; Schwentner, Gerd; Rölle, Reinhold (2014): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und in Bau befindlicher Anlagen. Fachbeitrag. In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall* (11), S. 1029–1037. Online verfügbar unter https://www.koms-bw.de/cms/content/media/2014_11_Kosten%20der%20Pulveraktivkohleanwendung%20zur%20Spurenstoffelimination%20am%20Beispiel%20ausgefuehrter%20und%20in%20Bau%20befindlicher%20Anlagen.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

MKULNV NRW (2015): Steckbrief der Planungseinheiten. in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Mass. Bewirtschaftungsplan 2016-2021. Hg. v. MKULNV NRW. Düsseldorf. Online verfügbar unter www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb_2016-2021_maasnord_final.pdf, zuletzt geprüft am 16.05.2018.

Nafo, Issa (2009): Lösungsansätze aus der Wasserwirtschaft. Techniken und Instrumente zur Reduzierung des Eintrags von pharmazeutischen Rückständen. Symposium - Arzneimittel im Wasser, 06.11.2009. Online verfügbar unter http://www.pills-project.eu/content/177/documents/4_ChallengesTechniquesDrIssaNafo.pdf, zuletzt geprüft am 07.05.2018.

Nahrstedt, Andreas; Burbaum, Hubert; Mauer, Christian; Alt, Klaus; Sürder, Thomas; Fritzsche, Jürgen (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk "Obere Lutter". In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall* (5). Online verfügbar unter http://www.hydro-ingenieure.de/images/Referenzen/201405-KA_Aktivkohle-Obere-Lutter.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Nahrstedt, Andreas; Rohn, Anja; Alt, Klaus; Wu, Xin; Schlösser, Frank; Merten, Michael et al. (2016): Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen, Abschlussbericht. Hg. v. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser. Mülheim an der Ruhr.

Niemöller, Sabine (2017): Unplausibilität Messerergebnisse Iopamidl. Viersen, 13.11.2017. E-Mail an Ulrike Weber.

OECD (2016): Observatory of Economic Complexity. Which countries export Activated Carbon? Online verfügbar unter https://atlas.media.mit.edu/en/visualize/tree_map/hs92/export/show/all/3802/2016/, zuletzt geprüft am 05.06.2018.

Oekotoxzentrum Schweiz (2016): Qualitätskriterienvorschläge Oekotoxzentrum. Bromat = 50 µg/l. Hg. v. oekotoxzentrum centre ecotox. Online verfügbar unter <http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/>, zuletzt geprüft am 12.06.2018.

Pinnekamp, Johannes; Bornemann, C. (2012): Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Abschlussbericht. Hg. v. gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/forschung/wasser/klaeranlage_abwasser/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

Pinnekamp, Johannes; Letzel, Marion; Palmowski, Laurence (2015a): RiSKWa-Leitfaden. Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser. Hg. v. DECHEMA e.V. Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Frankfurt am Main. Online verfügbar unter http://www.riskwa.de/_media/RISKWA_Leitfaden_Abwassertechnik.pdf, zuletzt geprüft am 13.06.2018.

Pinnekamp, Johannes; Mousel, D.; Krebber, K.; Palmowski, Laurence; Bolle, F.; Greidigk-Hoffmann, S. et al. (2015b): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Phase II. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Abschlussbericht. Online verfügbar unter https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/tx_mmkresearchprojects/Envelos_II_Langbericht_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 30.04.2018.

ResA II (2017): Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen für eine "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II", 10.04.2017.

Richter, Nadja (2012): Daten zum Verkehr - Ausgabe 2012. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3880.html>.

Rödel, Sascha; Günthert, Wolfgang F.; Rehbein, Verena; Schatz, Regine; Zech, Tosca; Sengl, Manfred et al. (2017): Pilotprojekt "Vierte Reinigungsstufe" in Weißenburg. Erfahrungen bei der Planung und der wissenschaftlichen Begleitung. Fachbeitrag. In: *Korrespondenz Abwasser/Abfall* (7), S. 606–615.

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

Schachtler, Max; Hubaux, Nathalie (2016): Die erste Anlage der Schweiz zur Elimination von Mikroverunreinigungen. ARA Neugut - erste grosstechnische Ozonung. Factsheet. Hg. v. ARA Neugut. Neugut (CH). Online verfügbar unter http://www.neugut.ch/scms/upload/Text/Ozonung/ARA_Factsheet10_2.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2018.

Schmied, Martin; Knörr, Wolfram (2012): Carbon Footprint – Teilgutachten. „Monitoring für den CO₂-Ausstoß in der Logistikkette“. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Schrader, Corinna (2007): Verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Entfernung von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. Stuttgart: Oldenbourg Industrieverlag GmbH.

Searoutes (2018): Distance from: Shanghai (CNSHA) to Hamburg (DEHAM) by air, land and sea. Online verfügbar unter <https://www.searoutes.com/portdistance?from-Name=Shanghai&fromLocode=CNSHA&toName=Hamburg&toLocode=DEHAM>, zuletzt geprüft am 05.06.2018.

Soltermann, Fabian; Abegglen, Christian; Götz, Christian; Zimmermann-Steffens, Saskia; von Gunten, Urs (2016): Bromid im Abwasser. Bromatbildung bei der Ozonung. Einschätzung der zukünftigen Situation. Broschüre. Hg. v. Aqua & Gas N°10. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/02_Ozonung/1610_bromid_soltermann.pdf, zuletzt geprüft am 20.06.2018.

TIM-online (2018): TIM-online Anwendung. Land NRW 2017. Online verfügbar unter <https://www.tim-online.nrw.de>.

Türk, Jochen (2013): Einsatz der Verfahrenstechnik Ozon. Workshop "Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung" bei der Bezirksregierung Detmold. Workshop. Detmold, 19.09.2013. Online verfügbar unter https://www.masterplanwasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/News/Workshops_Bezirksregierung/Detmold/04_T_FCrk_Ozon_BezReg_Detmold.pdf, zuletzt geprüft am 15.06.2018.

UBA (2015): Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern. Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/organische-mikroverunreinigungen-in-gewaessern>, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

UBA (2018): Wie viel CO₂ verursacht eine Kilowattstunde Strom im deutschen Strommix? Artikel vom 18.05.2018. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/energieversorgung/strom-waermeversorgung-in-zahlen?sprungmarke=Strommix#textpart-1>.

VSA (2017): Ozonung auf der ARA Reinach, Abwasserverband Oberwynental. Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Anlagensteckbrief. Hg. v. micropoll.ch. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/05_Projektsteckbriefe/170825_Ozonung_Oberwynental.pdf, zuletzt geprüft am 10.06.2018.

WIdO (2017): Pro-Kopf-Arzneimittelverbrauch von GKV-Versicherten in Deutschland nach Altersgruppe im Jahr 2016 (in DDD* je Versicherten). Arzneiverordnungs-Report 2017. Hg. v. Wissenschaftliches Institut der AOK. Statista.com. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/660571/umfrage/pro-kopf-arzneimittelverbrauch-von-gkv-versicherten-in-deutschland-nach-alter/>, zuletzt geprüft am 10.05.2018.

Wunderlin, Pascal; Meier, Aline; Grelot, Julia (2017): Elimination von Mikroverunreinigungen auf ARA. Aktueller Stand der Verfahren und künftige Entwicklungen. Fachartikel. In: *Aqua & Gas* (11), S. 60–70. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/FA_Wunderlin_high.pdf, zuletzt geprüft am 14.06.2018.

ANLAGEN

Anlage 1

Probenahmepunkte

Anlage 2

Zusammenfassung Laboranalytik

Anlage 3

Probenahmeprotokolle

Anlage 4

Screening Labor RWTH Aachen

Anlage 5

Prüfberichte Labor Niersverband

Anlage 6

Kostenschätzung