



Gemeindewerke Augustdorf
Pivitsheider Straße 16
32832 Augustdorf

Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Augustdorf



Untersuchte Lösungsvarianten:

Oktober 2016

- Ozon: Simultane Absorption und Reaktion im Teilstrom, Nachbehandlung (vorh. Teich)
- Ozon: Getrennte Absorption und Reaktion im Teilstrom, Nachbehandlung (vorh. Teich)
- PAK: PAK-Adsorption in einem Kontaktbecken (Teilstrom), Tuchfiltration im Vollstrom
- PAK: PAK-Adsorption in der Belebung, Tuchfiltration im Vollstrom
- GAK: GAK-Filtration im Teilstrom

gefördert durch:

**Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen**



Lindenstraße 33, 32825 Blomberg,

Tel.: 05236 888-414, Fax: 05236 888-476, www.hydrocompact.de

Bearbeitung der Machbarkeitsstudie durch:

Dipl.-Ing. Dominik Klein
klein@hydrocompact.de
 Tel.: 05236-888-9737

HydroCompact Ingenieure
 Lindenstraße 33,
 32825 Blomberg

Aufgestellt: Blomberg, Oktober 2016

Verlauf:

| Index | Datum | Inhalt / Änderung | Freigabe | Verteiler |
|-------|------------|-------------------|----------|------------|
| 1.0 | 03.11.2016 | Vorabzug | Klein | Zimmermann |
| 2.0 | 08.11.2016 | Endfassung | Klein | Zimmermann |
| | | | | |
| | | | | |
| | | | | |

| Ausfertigung | Anzahl | Verteiler | Versand / Datum |
|--------------|--------|--------------------------|-----------------|
| Original | 1 | Gemeindewerke Augustdorf | 08.11.2016 |
| Kopie | 7 | Bezirksregierung Detmold | 19.01.2017 |
| Büroexemplar | 1 | HydroCompact Ingenieure | |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | VERANLASSUNG | 5 |
| 1.1 | GEWÄSSERBELASTUNG MIT MIKROSCHADSTOFFEN | 6 |
| 1.2 | ALLGEMEINE KLÄRANLAGENBESCHREIBUNG..... | 14 |
| 1.3 | DERZEITIGE ABWASSERREINIGUNG | 16 |
| 2 | VORUNTERSUCHUNGEN | 18 |
| 3 | ABWASSEREIGENSCHAFTEN | 22 |
| 3.1 | STANDARD-ABWASSERPARAMETER..... | 22 |
| 3.1.1 | <i>Wassermengen</i> | 22 |
| 3.1.2 | <i>Ablaufqualität der biologischen Stufe</i> | 26 |
| 3.1.3 | <i>Überprüfung der vorhandenen Reinigungskapazität</i> | 28 |
| 3.2 | SCREENING AUF MIKROSCHADSTOFFE..... | 29 |
| 4 | AUSLEGUNGSWERTE ANLAGEN VIERTE REINIGUNGSSTUFE | 32 |
| 5 | STAND DER FORSCHUNG UND TECHNIK | 34 |
| 5.1 | EINSATZ VON OZON..... | 36 |
| 5.2 | EINSATZ VON PULVERAKTIVKOHLE | 41 |
| 5.3 | EINSATZ VON GRANULIERTER AKTIVKOHLE..... | 48 |
| 5.4 | SONSTIGE VERFÜGBARE TECHNOLOGIEN..... | 51 |
| 5.4.1 | <i>Verfahrenskombinationen</i> | 51 |
| 5.4.2 | <i>Dichte Membranen</i> | 53 |
| 6 | AUSARBEITUNG VON TECHNISCHEN ANLAGENKONZEPTEN | 55 |
| 6.1 | VARIANTE 1: OZONIERUNG | 56 |
| 6.1.1 | <i>Variante 1a: Ozonanlage mit simultaner Absorption und Reaktion nach den aktuellen Empfehlungen zur MS-Elimination</i> | 57 |
| 6.1.1.1 | <i>Kostenermittlung Variante 1a</i> | 61 |
| 6.1.2 | <i>Variante 1b: Ozonanlage mit getrennter Absorption und Reaktion</i> | 65 |
| 6.1.2.1 | <i>Kostenermittlung Variante 1b</i> | 69 |
| 6.2 | VARIANTE 2: PAK-ADSORPTION..... | 73 |
| 6.2.1 | <i>Variante 2a: PAK Adsorption mit Kontaktbecken und Tuchfiltration</i> | 74 |
| 6.2.1.1 | <i>Kostenermittlung Variante 2a</i> | 80 |
| 6.2.2 | <i>Variante 2b: PAK Adsorption in der Belebung mit Tuchfiltration</i> | 85 |
| 6.2.2.1 | <i>Kostenermittlung Variante 2b</i> | 87 |

| | | |
|-------|--|------------|
| 6.3 | VARIANTE 3: GAK-FILTRATION..... | 91 |
| 6.3.1 | <i>Kostenermittlung Variante 3</i> | 95 |
| 7 | VERFAHRENSEMPFEHLUNG | 101 |
| 8 | ZUSAMMENFASSUNG | 108 |
| 9 | LITERATURVERZEICHNIS | 115 |
| 10 | ANLAGENVERZEICHNIS | 122 |

1 **Veranlassung**

Das Land Nordrhein-Westfalen (NRW) ist bestrebt die Qualität der natürlichen Wasserkörper langfristig zu verbessern. Im Zuge der Umsetzung der Ziele der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) forciert die Landesregierung eine Maßnahmenplanung u. a. zur Elimination von Mikroschadstoffen im Einzugsgebiet der Ems in Ostwestfalen-Lippe (OWL). Ziel der Maßnahmenplanung ist es einen Bewirtschaftungsplan aufzustellen um den Zustand der Gewässerökosysteme und der unmittelbar von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete zu schützen und zu verbessern. Ferner soll hierdurch u. a. die Einleitung und Freisetzung sogenannter prioritärer Stoffe und prioritärer gefährlicher Stoffe in die Gewässer reduziert werden [SÜRDER, 2014].

Viele Mikroschadstoffe werden über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen. Konventionelle Kläranlagen können Mikroverunreinigungen durch Arzneimittelrückstände, Kosmetikprodukte, Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien nicht gezielt aus dem Abwasser entfernen. Um die oben genannten Ziele zu erreichen, ist in stark abwasserbelasteten Gewässern die Ausrüstung ausgewählter Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination unerlässlich [MERTSCH ET AL, 2016].

Das in der Kläranlage Augustdorf gereinigte kommunale Abwasser wird in den Öl- bach eingeleitet. Dieser gehört zum Einzugsgebiet der Ems. Eine Besonderheit des Einzugsgebietes der Ems in OWL ist die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. Gemäß Artikel 7. Abs. 3 WRRL ist dafür Sorge zu tragen, dass die für die Trinkwasserversorgung zu nutzenden Wasserkörper geschützt werden, um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern.

Vor diesem Hintergrund sollen die technischen Möglichkeiten und die Wirtschaftlichkeit einer Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Augustdorf, im Rahmen einer Machbarkeitsstudie, näher untersucht werden. Die Maßnahme wird durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW unter der Kennziffer "M-07/15-Au" geführt und gefördert.

1.1 Gewässerbelastung mit Mikroschadstoffen

Mit dem gereinigten kommunalen Abwasser werden Rückstände von Arzneimitteln, Bioziden und Haushaltschemikalien, sogenannte Mikroschadstoffe, in das Oberflächengewässer eingetragen.

Für das Gewässer vor und nach der Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der KA Augustdorf liegen derzeit keine Ergebnisse aus der Gewässerüberwachung des LANUV vor. Unmittelbar unterhalb sind bisher lediglich Hormone (Estron, Estradiol, etc.) untersucht worden.

Eine für den Bereich Mikroschadstoffe aufgestellte Stoffflussmodellierung ergibt für das betr. Gewässer folgende Schadstoff-Konzentrationen [GÖTZ ET AL., 2012]:

| | |
|------------------|------------|
| Benzotriazol: | 19,10 µg/l |
| Carbamazepin: | 1,33 µg/l |
| Clarithromycin: | 0,54 µg/l |
| Diclofenac: | 1,58 µg/l |
| Metoprolol: | 3,10 µg/l |
| Sotalol | 0,94 µg/l |
| Sulfamethoxazin: | 1,13 µg/l |

Zur Validierung der Gewässerbelastung mit Mikroschadstoffen wurden, im Rahmen der Machbarkeitsstudie, ergänzende Messungen im Gewässer durchgeführt. Hierzu hat die OWL Umweltanalytik GmbH am 08.04.2016 Stichproben ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung entnommen.

Die Analytik wurde durch das Fremdlabor GBA – Gesellschaft für Bioanalytik, Hildesheim, vorgenommen. Es wurden insgesamt 20 Parameter aus der Stoffgruppe der Mikroschadstoffe analysiert.

Tabelle 1-1 zeigt die Parameter, die Messwerte sowie deren Bestimmungsgrenzen (BG) und die Messmethode (hier: jeweils Arzneistoffe mittels LC-MS/MS, Liquid Chromatographie-Massenspektrometrie / Massenspektrometrie und HPLC-MS/MS nach DIN 38407-35).

| Parameter | Einheit | Messwert (oberhalb) | Messwert (unterhalb) | BG | Verfahren |
|------------------------|---------|------------------------|-------------------------|-------|----------------|
| Bezafibrat | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Diclofenac | µg/l | < 0,05 | 0,420 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Naproxen | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Phenazon | µg/l | < 0,05 | 0,055 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Carbamazepin | µg/l | < 0,05 | 0,420 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Atenolol | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Bisoprolol | µg/l | < 0,05 | 0,160 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Metoprolol | µg/l | < 0,05 | 0,970 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Sotalol | µg/l | < 0,05 | <0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Clarithromycin | µg/l | < 0,05 | 0,120 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Sulfamethoxazol | µg/l | <0,20 | 0,240 | 0,200 | HM-MA-M U-2-25 |
| Oxazepam | µg/l | < 0,05 | < 50 | 50 | HM-MA-M U-2-25 |
| Amidotrizoesäure | µg/l | 0,051 | 0,380 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| lomeprol | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| lopamidol | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| lopromid | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | HM-MA-M U-2-25 |
| Diuron | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | DIN 38407-35 |
| Isoproturon | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | DIN 38407-35 |
| Terbutryn | µg/l | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | DIN 38407-35 |
| Benzotriazol | µg/l | 0,081 | 1,50 | 0,05 | LC-MS/MS |

Tab.: 1.1: Messwerte im Gewässer, Bestimmungsgrenzen und Analysemethoden [OWL UMWELTANALYTIK GMBH, 2016]

Es zeigt sich, dass die Gewässerbelastung oberhalb der Einleitungsstelle hinsichtlich der untersuchten Mikroschadstoffe weitestgehend unterhalb der Bestimmungsgrenzen der eingesetzten Analyseverfahren liegt. Lediglich die Parameter Amidotri-zoesäure (Röntgenkontrastmittel), und Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel) sind in geringen Konzentrationen nachweisbar.

Unterhalb der Einleitungsstelle sind die einschlägig bekannten, in der eingangs genannten Stoffflussmodellierung untersuchten, Arznei- und Röntgenkontrastmittel sowie der Korrosionsinhibitor Benzotriazol (in Tab. 1.1 gekennzeichnet) deutlich vorhanden. Somit wird der Eintrag dieser Stoffe in das Gewässer durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Augustdorf nachgewiesen.

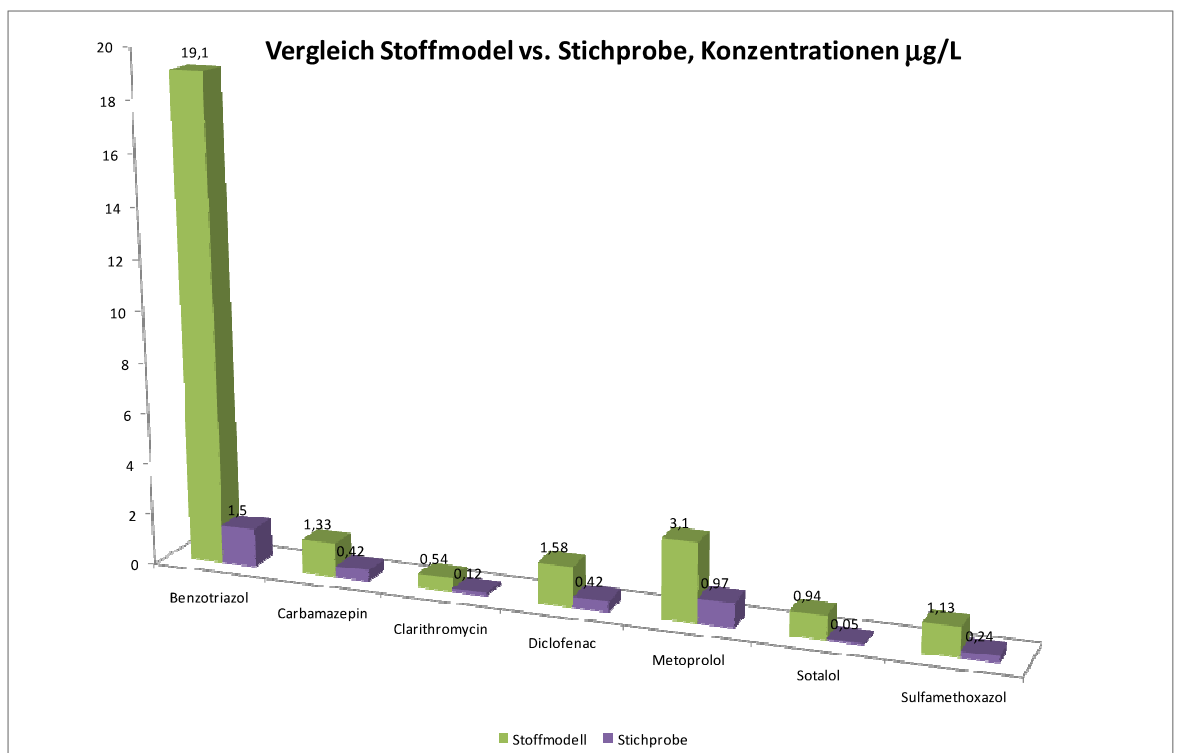


Abb. 1.1.1 Vergleich der Konzentrationen analysierter Leitsubstanzen im Gewässer unterhalb der Einleitungsstelle (Stoffmodell vs. Stichprobe).

Die Ergebnisse des Stoffmodells zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen im Gewässer können durch die vorliegenden Analysen zahlenmäßig nicht bestätigt werden. Dieses war auch nicht zu erwarten, da es sich bei den, im Rahmen dieser

Studie, durchgeführten Beprobungen lediglich um Momentaufnahmen (Stichproben) handelt.

Derzeit bestehen für die Mehrheit der Spurenstoffe weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland gesetzliche Anforderungen bzw. Grenzwerte hinsichtlich der zu erzielenden Ablaufqualität von Kläranlagen oder für eine tolerierbare Gewässerbelastung. Zur Ermittlung des Handlungsbedarfes können die fachlich abgeleiteten Orientierungswerte der sogenannten „D4-Liste“ aus dem Monitoring-Leitfaden des LANUV (Stand April 2014) zur Beurteilung herangezogen werden.

Ein weiterer Bewertungsmaßstab ist die Trinkwasserrelevanz. Hier finden die vorgegebenen Stoffe eine Bewertung anhand des vom Umweltbundesamt (UBA) empfohlenen allgemeinen Vorsorgewertes (VWa).

Demnach gelten für die Bewertung von Oberflächengewässern die Zielwerte der Leitparameter Diclofenac und Carbamazepin von 0,1 µg/l bzw. 0,5 µg/l für eine „gute Gewässerökologie“. Für nicht bewertete anthropogene Spurenstoffe, Metabolite und Transformationsprodukte aus punktuellen oder diffusen Einträgen gilt ein Vorsorgewert von 0,1 µg/l. Diese werden durch die Einleitung aus der Kläranlage Augustdorf für den Parameter Diclofenac und eine Reihe der nicht bewerteten Stoffe nicht eingehalten.

Kurzbeschreibung des Gewässers:

Das in der Kläranlage Augustdorf mechanisch und biologisch gereinigte kommunale Abwasser wird über eine Rohrleitung B-DN 500 in den rd. 2.700 m entfernt liegenden Ölbach eingeleitet. Die Einleitung erfolgt indirekt über einen ehemaligen Fischteich, der als Pufferzone dient. Bei dem Ölbach handelt es sich um ein Gewässer 2. Ordnung, welches im weiteren Verlauf in die Wapel mündet. Der Ölbach gehört zum Einzugsgebiet der Ems. Er entspringt nordwestlich der Gemeinde Augustdorf innerhalb des Naturschutzgebiets „Ölbachtal mit Augustdorfer Dünenfeld“, welches ein Teil der Senne ist. Wegen der vorhandenen ungünstigen Immissionslage wird das Quellgebiet durch Luftschadstoffe aus den Industrieregionen an Rhein und Ruhr stark belastet. Auf die nur schwach gepufferten Böden gehen vor allem an

Staub gebundene Schadstoffe und die mit den Steigungsregen aus Stickstoff- und Schwefeloxiden sich bildenden Säuren nieder.

Der Ölbach wird aus mehreren Quellen gespeist. Eine Besonderheit stellt der relativ hohe Gehalt an gelöstem Aluminium dar. Bedingt durch die vorgenannten Säuren fällt im Quellgebiet Alunit aus. Im weiteren Verlauf wird das Quellwasser des Ölbachs mit karbonatreichem Tiefenwasser angereichert. Dieses führt zu einem Anstieg des pH-Werts auf ca. pH 6,5, so dass keine Alunitablagerungen mehr auftreten. Parallel dazu nimmt der Aluminiumgehalt im Wasser infolge der Ausfällung von mehreren mg/l bis unterhalb der Bestimmungsgrenze ab. Aus den vorgenannten Gründen wird die Ölbachquelle seit 1990 als Trendmessstelle im Rahmen des landesweiten Gewässerüberwachungssystems (GÜS) beprobt.

Das Gewässereinzugsgebiet des Ölbachs hat eine Gesamtgröße von 81,1 km². Das Einzugsgebiet des Ölbachs (Gebietskennzahl 312.841) von der Quelle bis zur Einleitungsstelle der Kläranlage Augustdorf hat eine Größe von 7,38 km².

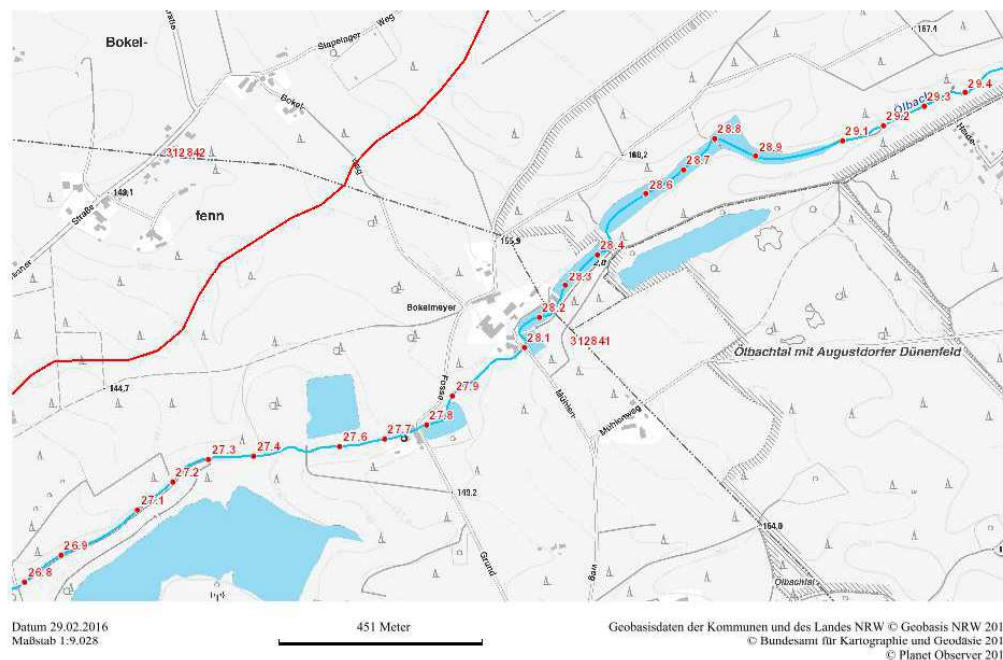


Abb. 1.1.2: Auszug aus der Gewässerstationierungskarte GSK 25, GIS Version 3c, Einleitungsstelle bei km 27,53 [ELWAS-WEB, 2013]

Unter Beachtung des Bemessungs-Mittelabflusses und mittleren Niedrigwasserabflusses im Bereich der Einleitungsstelle (BMQ rd. 100 l/s bzw. BMNQ rd. 40 l/s) sowie der erlaubten Einleitung aus der Kläranlage Augustdorf (bis 95 l/s) wird der relativ große Einfluss der Einleitung auf die Gewässerqualität im Oberlauf des Ölbachs deutlich.

Indirekteinleiter und vorhandene Mikroschadstoffemittenten

Die im Einzugsgebiet einer Kläranlage vorhandenen Quellen für eine Verunreinigung mit Mikroschadstoffen sind vielfältig. Neben den therapeutisch eingesetzten Pharmaka (Arzneimitteln) gehören Röntgenkontrastmittel (RKM), Algizide, Pflanzenschutzmittel und Korrosionsschutzmittel zu den häufigsten Verursachern. Diese Substanzen gelangen nach der Anwendung auf direktem Weg in das Abwasser oder sie werden durch den Menschen aufgenommen und über die Ausscheidungen mit dem Abwasser abgeführt.

Eine Betrachtung der im Einzugsgebiet ansässigen medizinischen Einrichtungen (Kliniken, Arztpraxen, Pflegeeinrichtungen, etc.) kann Aufschlüsse über die zu erwartenden Belastungen geben.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Augustdorf sind neben 2 Zahnarztpraxen keine Indirekteinleiter mit Bezug zu Mikroschadstoffen ansässig. Der Anhang 50 der Abwasserverordnung (AbwV) gilt ausschließlich für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus Behandlungsplätzen in Zahnarztpraxen und Zahnkliniken, bei denen Amalgam anfällt, stammt. Dieses Abwasser wird in der Regel über Amalgamabscheider geführt. Eine weitere Charakterisierung des Abwassers hinsichtlich Mikroschadstoffen kann hieraus nicht abgeleitet werden.

Die Stiftung Diakonissenhaus (diakonis) mit Hauptsitz in Detmold, betreibt im Pastorenweg 26, 32832 Augustdorf eine Altenpflegeeinrichtung (Seniorenzentrum Augustdorf) mit rd. 50 Betten.

Der Sanitätsdienst der Bundeswehr betreibt am Standort Augustdorf ein Fachsanitätszentrum. Unter anderem wird hier die zahnmedizinische Versorgung der Truppe sichergestellt. Das Abwasser aus dieser Einrichtung ist vergleichbar mit dem Abwasser aus öffentlichen medizinischen Versorgungszentren und Krankenhäusern.

Krankenhäuser und Pflegeheime gelten bzgl. des Eintrags einiger Mikroschadstoffe (z. B. manche Arzneimittelrückstände) als sogenannte „hot spots“, allerdings existiert für sie derzeit kein Anhang in der Abwasserverordnung [ANTAKYALI ET AL., 2015]. Abwässer aus Krankenhäusern bedürfen einer gesonderten Betrachtung, da sie eine Reihe spezieller Inhaltsstoffe darunter auch besonders umweltrelevante Arzneimittel in höheren Konzentrationen enthalten, als sie üblicherweise im kommunalen Abwasser zu finden sind [BEIER ET AL., 2008; BAYERISCHES LANDE-SAMT FÜR UMWELT, 2005; FELDMANN, 2005].

Neben hohen Konzentrationen an Desinfektions- und Reinigungsmitteln enthalten Krankenhausabwässer deutlich höhere Konzentrationen an Röntgenkontrastmitteln und speziellen Arzneimitteln, insbesondere sogenannte Reserve-Antibiotika, welche fast ausschließlich in Krankenhäusern eingesetzt werden [PINNEKAMP, 2009].

Im Gegensatz zu der Einnahme von Medikamenten, welche in der Regel in den Haushalten erfolgt, werden RKMs ausschließlich in Kliniken und Röntgenpraxen angewendet. Ihre Ausscheidung erfolgt zeitverzögert innerhalb von 24 Stunden nach der Verabreichung. Insgesamt gelangen RKMs meist unmittelbar nach ihrer Anwendung über das Abwasser aus Kliniken, Röntgenpraxen und Haushaltungen in das kommunale Abwasser und damit in die kommunalen Kläranlagen. [IKSR, 2010].

Die Bürger der Gemeinde Augustdorf nutzen ebenfalls nahegelegene, in anderen Städten und Gemeinden betriebene Einrichtungen. Diese befinden sich beispielsweise in Detmold, Lemgo, Bielefeld, Herford, Bad Salzuflen und Paderborn.

Tabelle 1.2 gibt eine Übersicht über die größten radiologischen Einrichtungen in der Region.

| Krankenhaus/Praxis | PLZ/Ort |
|--|----------------|
| Klinikum Lippe, Radiologie Detmold | 32756 Detmold |
| Gemeinschaftspraxis Dres. med. Grigat, Mau, Goldmann, Tennstedt (ALRA) | 32756 Detmold |
| Gemeinschaftspraxis Dres. med. Grigat, Mau, Goldmann, Tennstedt (ALRA) | 32657 Lemgo |
| Dr. med. Matthias Schütz | 32657 Lemgo |

| | |
|--|---------------------|
| Wintzer J. | 33602 Bielefeld |
| Evangelisches Krankenhaus Bielefeld gGmbH (Institut für diagnostische und interventionelle Radiologie und Neuroradiologie) | 33617 Bielefeld |
| Dr. Gustav Gaese | 32657 Lemgo |
| Dr. med. Horst Weidemann (Arzt für Radiologie Chefarzt) | 32657 Lemgo |
| Dr. med. Stefan Baus | 32052 Herford |
| Diranuk Überörtliche Gemeinschaft GbR (Diagnostische und interventionelle Radiologie und Nuklearmedizin) | 32105 Bad Salzuflen |
| Dr. med. Wilhelm Freitag | 33098 Paderborn |
| Dr. Jiri Drastik | 33098 Paderborn |

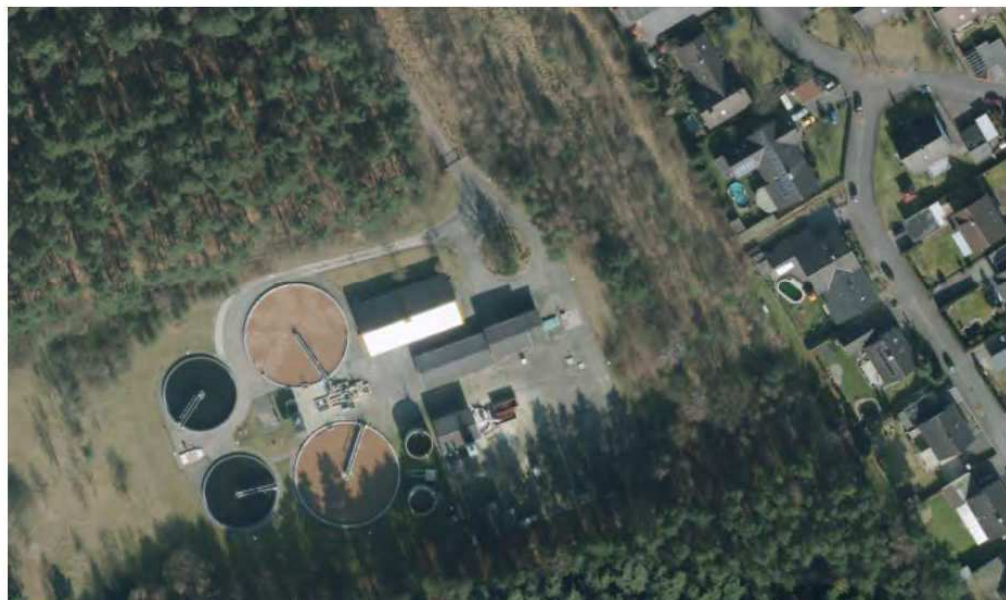
Tab.: 1.2: Übersicht – Radiologische Einrichtungen im Umkreis von Detmold
[AUSTERMANN-HAUN, ET.AL., 2014]

1.2 Allgemeine Kläranlagenbeschreibung

Die Kläranlage Augustdorf verfügt über eine Ausbaugröße von 14.500 EW und liegt südwestlich der Gemeinde Augustdorf an der Landstraße 758 (Gemarkung Augustdorf, Flur 12, Parzelle 600). Das Gelände liegt innerhalb eines Landschaftsschutzgebiets. In nordöstlicher Richtung schließt die Wohnbebauung der Gemeinde mit einem Abstand von rd. 30,0 m an das Anlagengelände an.



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Datum 02.03.2016
Maßstab 1:1.128

56 Meter

Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2013
© Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2013
© Planet Observer 2013

Abb. 1.2.1: Luftbild der Kläranlage Augustdorf, [ELWAS-WEB, 2013]

Im Süden grenzt das Kläranlagengelände unmittelbar an diverse Schutzgebiete (Naturschutzgebiet, FFH-Gebiet, Vogelschutzgebiet) an. Die Zufahrt zur Kläranlage erfolgt über einen Gemeindeweg, der direkt an die Landstraße angebunden ist.

Die Kläranlage ist an diesem Standort seit 1974 in Betrieb. Im Laufe der Jahrzehnte wurde die Anlage stetig weiter ergänzt. Die erste Erweiterung erfolgte in den Jahren 1992 bis 1994. Während einer dreijährigen Bauphase wurde die Anlagenkapazität der veränderten Abwassersituation angepasst, die einerseits auf die gewachsene Einwohnerzahl der Gemeinde Augustdorf und andererseits auf die veränderten Anforderungen an die Reinigungsleistung (Forderung nach weitgehender Nährstoffelimination durch die 1. AbwasserVwV, BR 1988) zurückzuführen war. Im Rahmen

der 1. Erweiterung wurden die vorhandenen Kombibecken zu Belebungsbecken umgebaut. Die Anlage arbeitet seitdem mit intermittierender Denitrifikation sowie mit einer simultanen chemischen Phosphorelimination. Die Nachklärung besteht nun aus zwei separaten Nachklärbecken. Um erhöhten Anforderungen an den Emissionsschutz (Geruch) gerecht zu werden, wurden die Anlagenteile Vorpumpwerk, Rechenanlage und Sandfang abgedeckt bzw. eingehaust. Die Abluft aus geruchsintensiven Anlagenteilen wurde derzeit in einem Biofilter behandelt.

Im Jahr 2009 (Genehmigungsentwurf 12/2007) wurde die Anlage durch Umstellung von Parallel- auf Kaskadenbetrieb der zwei vorhandenen Belebungsbecken erneut erweitert. Hierbei wurde die Ausbaugröße auf 14.500 EW erhöht. Dieses entspricht der gegenwärtigen Ausbaugröße.

Nach einer verfahrenstechnischen Optimierung der vorhandenen Nachklärbecken (Beckeneinlauf und Schwimmschlammabzug) werden diese weiterhin zweistraßig, parallel betrieben. Neben den bereits genannten wesentlichen Änderungen wurden weitere Anlagenteile ertüchtigt oder ergänzt (z.B. mechanische Abwasserreinigung: Erneuerung Rechenanlage, Bau eines Sandwäschers, biologische Abwasserreinigung: Erneuerung der Beckenbelüftung und -Umwälzung, etc.). Zur Vermeidung von Geruchsemissionen wurden neben den Bauwerken der mechanischen Abwasserreinigung auch die Bauwerke der Klärschlammmentwässerung über eine neue Abluftbehandlungsanlage (Aktivsauerstoffgerät, Photoionisation / Aktivkohlefilter) geführt. Der vorh. Biofilter wurde außer Betrieb genommen.

In 2013 wurde die Schlammmentwässerungsanlage komplett erneuert. Die Anlage verfügt seitdem über einen modernen Entwässerungsdekanter.

In den Folgejahren bis 2016 wurden weitere Modernisierungsarbeiten durchgeführt. U. a. wurden die Zwischenrechen im Rücklaufschlammkreis erneuert.

Zur Zeit wird die Anlage um eine solare Klärschlamm-trocknungsanlage erweitert. Der jährliche Klärschlamm-anfall wird durch diese Maßnahme um 70% von rd. 1.000 t/a auf rd. 300 t/a reduziert.

1.3 Derzeitige Abwasserreinigung

Die Abwasserreinigung erfolgt gegenwärtig mechanisch und biologisch nach dem Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation, Denitrifikation, chemischer Phosphatelimination und simultaner aerober Schlammstabilisierung.



Abb. 1.3.1: Belebungsbecken 1 (BB1), Kläranlage Augustdorf, 2013

Die Kläranlage verfügt über zwei in Kaskade betriebene biologische Reinigungsstraßen mit folgenden wesentlichen Bauwerken und maschinellen Einrichtungen:

- Vorpumpwerk mit 2 Stück Schneckenpumpen je 65 l/s,
- Rechanlage mit Rechengutpresse (Stufenrechen 6 mm),
- Belüfteter Langsandfang mit Fettfang (L = 17,0), Fettsilo und Sandsammelschacht,
- Sandwäscher,
- Abwasserverteiler (Quelltopf),
- 2 Stück Belebungsbecken (intermittierende Denitrifikation mit $V_{BB} = 2.038 \text{ m}^3$, und $V_{BB} = 1.908 \text{ m}^3$, jeweils 2 stationäre Rührwerke und 210 bzw. 222 Stück Rohrbelüfter (Ott System, Magnum 2000 Silikon),
- 2 Stück Dosieranlagen zur chemischen P-Elimination (Fällmittel: Natriumaluminat und Polyaluminiumchlorid),

- 2 Stück oberirdisch aufgestellte Fällmitteltanks ($V = 20,0 \text{ m}^3$),
- 2 Stück Nachklärbecken, $D = 20,0 \text{ m}$, $h_{\text{ges}} = 3,2 \text{ m}$,
- Ablaufmengenmessung mit MID,
- Schlammumpwerk, $Q_{\text{RS,min}} = 13 \text{ l/s}$, $Q_{\text{RS,max}} = 2 \times 26 \text{ l/s}$,
- 2 Stück RS- Zwischenrechen,
- Schlammeindicker, $V_{\text{Nutz}} = 245 \text{ m}^3$,
- Schlammsilo (Vorlage für Schlamm entwässerung), $V_{\text{Nutz}} = 245 \text{ m}^3$,
- Maschinelle Klärschlamm entwässerungsanlage (Dekanter) einschl. Kalkkonditionierung, maximale Durchsatzleistung $15 \text{ m}^3/\text{h}$, Austrag rd. 21% TS,
- Containerstellplatz Stahlbeton (der entwässerte Klärschlamm wird gegenwärtig in offenen Rollcontainern gelagert),
- Zentralspeicher (Stahlbeton), $V_{\text{Nutz}} = 96 \text{ m}^3$,
- Fäkalschlamm Speicher (Stahlbeton) $V_{\text{Nutz}} = 16 \text{ m}^3$,
- Betriebsgebäude mit Gebläsestation,
- Abluftbehandlung.

2 Voruntersuchungen

Als Reaktion auf die Informationsveranstaltung "Runder Tisch Abwasser" vom 15.04.2014 und zur Erkundung des Status Quo der Verunreinigung mit Mikroschadstoffen hat die Gemeinde Augustdorf eine Voruntersuchung auf Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage Augustdorf in Auftrag gegeben.

Die Probenahme erfolgte am Dienstag, 05.08. bis einschließlich Freitag, 08.08.2014 als mehrtägige Mischprobe durch die Firma OWL Umweltanalytik, Leopoldshöhe. Die Laboranalytik wurde vorgenommen von der Firma AGROLAB Labor GmbH, Bruckberg.

Die einzelnen Leitsubstanzen wurden in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold ausgewählt. Der Untersuchungsschwerpunkt gilt dabei typischen Arznei- und Röntgenkontrastmitteln. Es wurden folgende Stoffparameter untersucht:

Arzneimittel:

Bezafibrat, Diclofenac, Naproxen, Phenazon, Carbamazepin, Atenolol, Bisoprolol, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Oxazepam

Röntgenkontrastmittel:

Amidotrizoesäure, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid

Pestizide:

Diuron , Isoproturon , Terbutryn

Korrosionsschutzmittel:

Benzotriazol

Hormone:

17-alpha-Ethinylestradiol

17-beta-Estradiol

Estron

Die Auswahl der einzelnen Stoffe orientierte sich an den vorhandenen Kenntnissen zur örtlichen Gewässerbelastung, z. B. aus Modellierungsergebnissen zum Eintrag von Schadstoffen und an den Vorgaben der Bezirksregierung Detmold.

Analyisierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) im Ablauf ausgewählter Kläranlagen in OWL

Quellen: Augustdorf (OWL Umweltanalytik 05.-08.08.2014) , LANUV NRW, Sürder, T, 2012, Rheda-Wiedenbrück (AquaConsult, 2013)

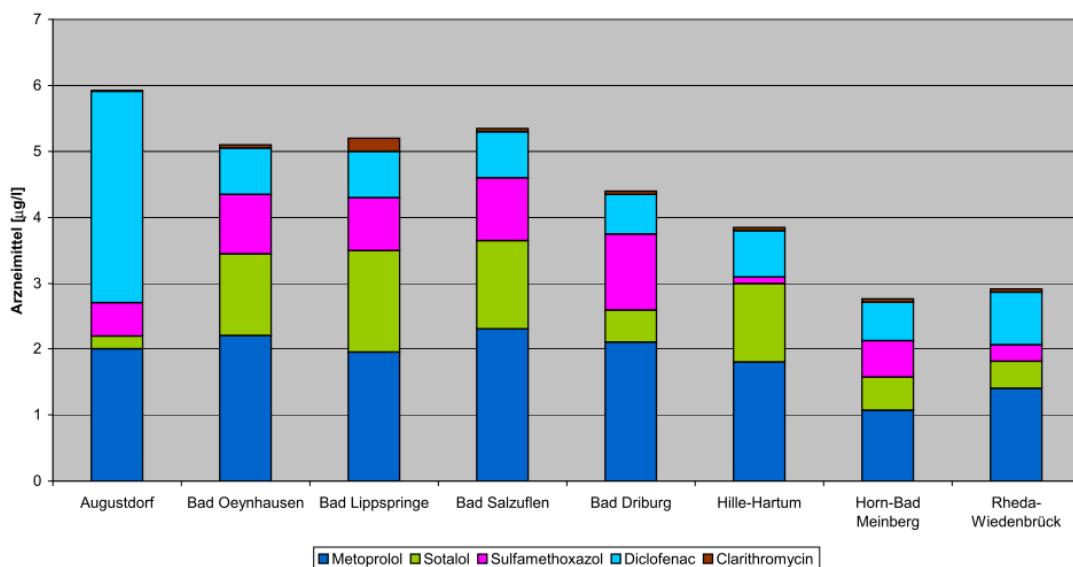


Abb. 2.1: Vergleich analysierter Leitsubstanzen (Arzneimittel) im Ablauf ausgewählter KA

Analyisierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) im Ablauf ausgewählter Kläranlagen in OWL

Quellen: Augustdorf (OWL Umweltanalytik 05.-08.08.2014) , LANUV NRW, Sürder, T, 2012, Rheda-Wiedenbrück (AquaConsult, 2013)

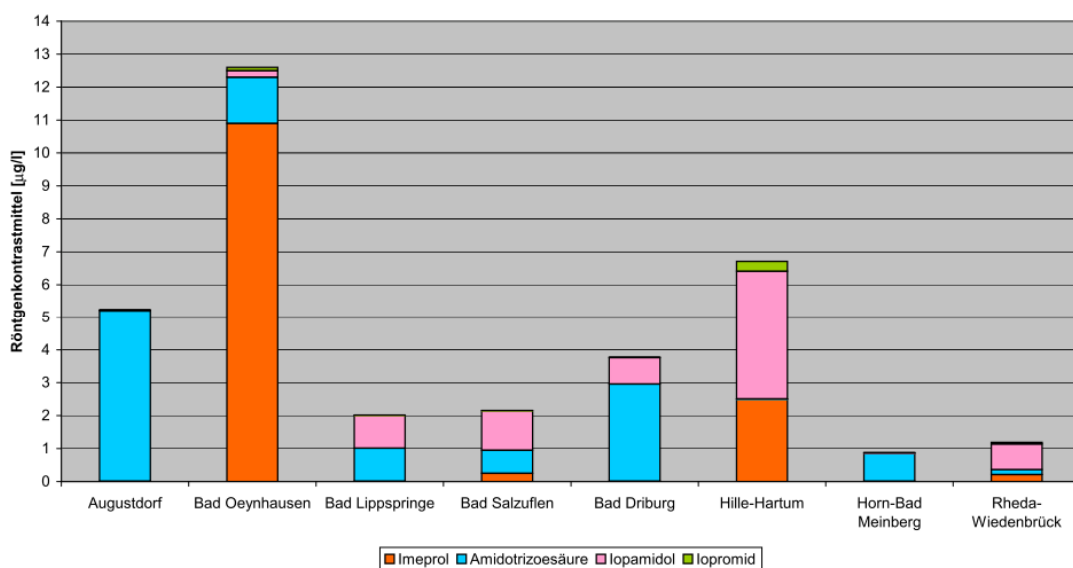


Abb. 2.2: Vergleich analysierter Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) im Ablauf ausgewählter KA

Die Messergebnisse der nicht dargestellten Parameter können der Anlage entnommen werden.

Die im Ablauf der Kläranlage Augustdorf gemessenen Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel werden im Folgenden mit Messwerten im Ablauf anderer Kläranlagen in OWL verglichen.

Es zeigt sich, dass die analysierten Arzneimittelkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Augustdorf im Vergleich zu den anderen dargestellten Kläranlagen im oberen Bereich stehen. Dieses gilt insbesondere für die Parameter Diclofenac mit 3,2 µg/l und Metoprolol mit 2,0 µg/l.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den analysierten Röntgenkontrastmitteln. Hier ist vor allem der Parameter Amidotrizoesäure mit 5,2 µg/l auffällig hoch.

Die analysierten Stoffe wurden in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. Im Umkehrschluss bedeutet dieses, dass bereits die Ausscheidungen weniger Patienten zu relativ großen Konzentrationsänderungen führen können. Dennoch können aus den Analysen konkrete Hinweise über die Existenz und Inanspruchnahme von Leistungen der im Einzugsgebiet oder in der näheren Umgebung angesiedelten Pflegeeinrichtungen, Krankenhäuser und weiteren medizinischen Einrichtungen abgeleitet werden.

Im Fall der Kläranlage Augustdorf wird hier, insbesondere im Bezug auf den Stoff Amidotrizoesäure, ein Hinweis auf eine mögliche Verwendung dieses Stoffes innerhalb des Fachsanitätszentrums der Bundeswehr gegeben.

Bei der Amidotrizoesäure handelt es sich um ein jodorganisches Röntgenkontrastmittel. Es wird für die Computertomographie insbesondere zur Untersuchung des Magen-Darm-Trakts eingesetzt. Die Einnahme erfolgt oral. Im Gegensatz zu den parenteral verabreichten RKMs werden oral applizierte RKMs hauptsächlich über den Darm ausgeschieden. Lediglich 3% werden über den Urin abgegeben [SCHUSTER, 2006]. Dieses bedeutet, dass der Stoff nicht wie üblich zwingend innerhalb von 24 h nach der Applikation ausgeschieden wird, sondern je nach Art der aufgenommenen Nahrung bis zu 120 h im Körper verbleiben kann. Aufgrund dieser Überlegungen ist es wahrscheinlich, dass der Stoff Amidotrizoesäure ebenfalls in den umliegenden medizinischen Einrichtungen und nicht nur am Standort Augustdorf selbst angewendet wird.

Weitere Quellen für RKMs bestehen in den im Umfeld der Gemeinde Augustdorf vorhandenen großen radiologischen Einrichtungen (siehe Aufstellung unter Kapitel 1.1, Tabelle 1.2). Nach der radiologischen Behandlung scheiden die Patienten die RKMs zu Hause wieder aus.

3 Abwassereigenschaften

3.1 Standard-Abwasserparameter

3.1.1 Wassermengen

Um eine fundierte Verfahrensauswahl und spätere Auslegung der Anlage zur Mikroschadstoffelimination zu ermöglichen, sind neben der Kenntnis zur Gewässerbelastung die standortspezifischen Abwassereigenschaften unbedingt zu berücksichtigen [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Die Entwässerung des Gemeindegebiets, einschließlich der Flächen der Bundeswehr Kaserne, erfolgt überwiegend im Trennsystem. Lediglich das Siedlungsgebiet „Am Dören“ wird im Mischsystem entwässert. Das hier angeschlossene Mischwasserrückhaltebecken Hermannstraße entwässert mit einer Drosselwassermenge von 15 l/s in das Trennsystem der Gemeinde Augustdorf.

Für eine wirtschaftliche Planung einer 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen wurden die, im Rahmen des Genehmigungsentwurfs 12/2007, ermittelten Wassermengen überprüft.

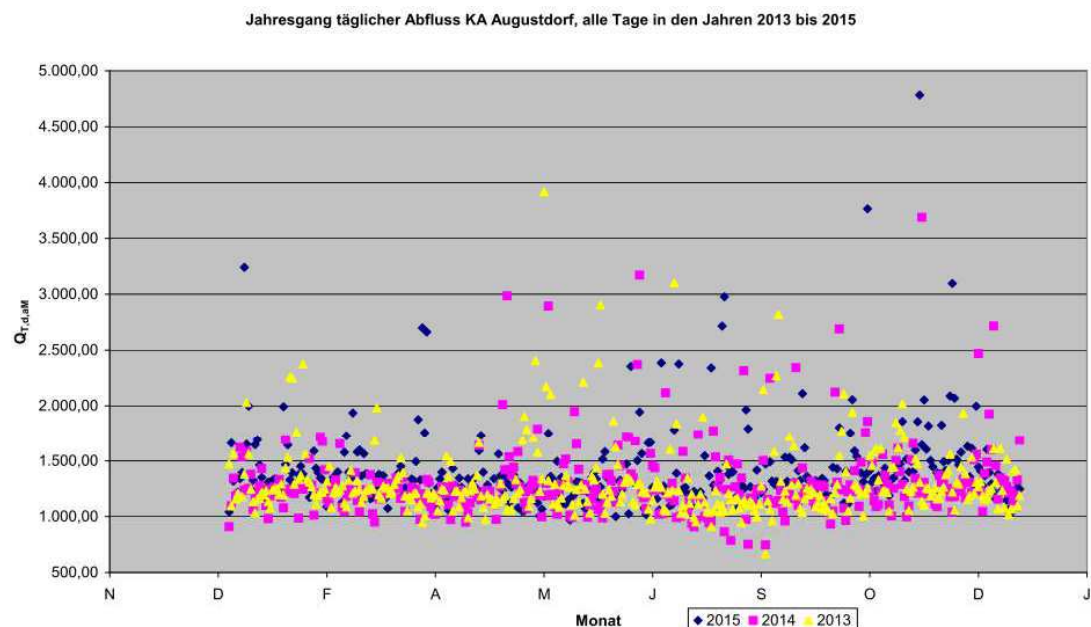


Abb. 3.1.1: Jahresgang des täglichen Abflusses KA Augustdorf 2013 - 2015

Die Auswertung der Tageszuflüsse der Jahre 2013 bis 2015 liefert folgende Schlüsse:

Die Ganglinien lassen keinen mehrjährigen Trend erkennen. Zudem sind saisonale Schwankungen nur äußerst gering ausgeprägt. Daraus wird abgeleitet, dass der Fremdwasserzufluss zum Kanalnetz vernachlässigbar klein ist. Diese Aussage deckt sich mit den Ergebnissen der Fremdwasserberechnung durch die Bezirksregierung Detmold vom 29.10.2007 sowie mit weiteren externen Untersuchungen [KOMMUNAL- UND ABWASSERBERATUNG NRW, 2006].

Die große Bandbreite der Abflüsse (von rd. 900 m³/d bis zu rd. 5.000 m³/d) ist für Kläranlagen, die im Trennsystem betrieben werden jedoch ungewöhnlich. Der erhöhte Zufluss bei einsetzendem Regenwetter kann auf Fehlanschlüsse oder Eintritt von Oberflächenwasser über Kanaldeckel der Schmutzwasserkanalisation zurückgeführt werden.

Im Vergleich zu den Untersuchungen im Rahmen des Genehmigungsentwurfs (12/2007) wird festgestellt, dass sich der Zufluss zur Kläranlage nach der Umstellung des Entwässerungssystems der Kaserne von Misch- auf Trennsystem, erwartungsgemäß verringert hat.

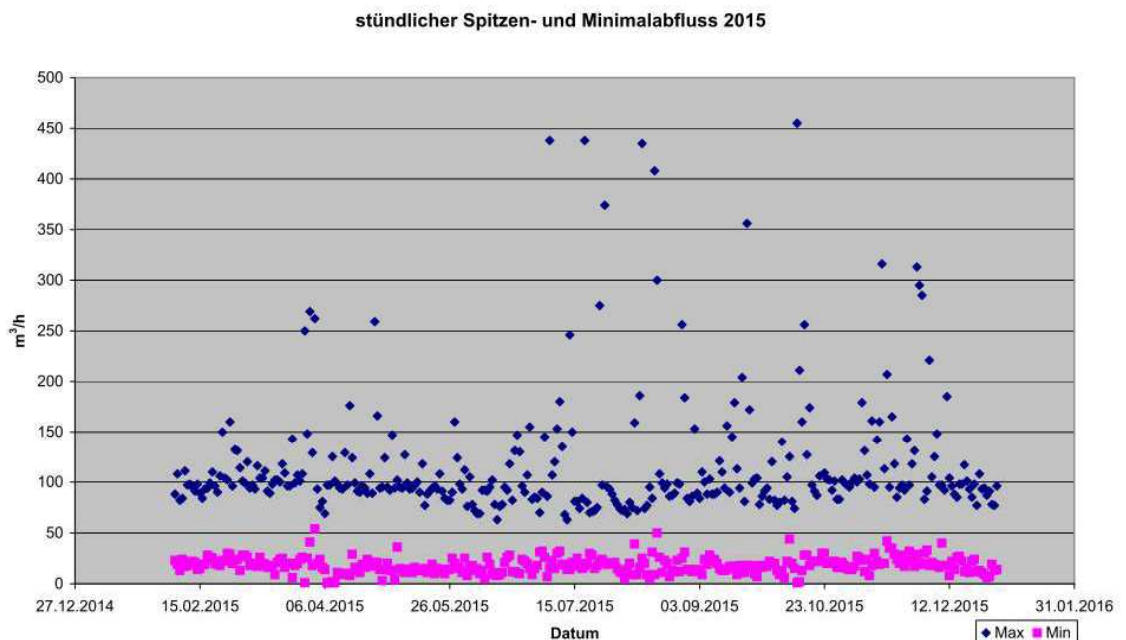


Abb. 3.1.2: Jahrgang der stündlichen Spitzen- und Minimalabflüsse, 2015

Für das Jahr 2015 wurden die stündlichen Spitzen- und Minimalabflüsse aller Tage und der Trockenwettertage im Ablauf der Kläranlage Augustdorf untersucht.

Eine Messung im Zulauf steht leider nicht zur Verfügung. Einschränkend muss erwähnt werden, dass die relevanten Daten für den Monat Januar 2015, aufgrund eines Archivierungsproblems, nicht zur Verfügung stehen.

Es zeigt sich, dass die aus dem Jahresgang des täglichen Abflusses abgeleiteten Schlüsse im gleichen Maß für die stündlichen Spitzenwerte (aller Tage) gelten. Die Spitzenabflüsse liegen mit einer großen Häufigkeit zwischen 70 und 185 m³/h. Es sind nur relativ wenige Werte zu beobachten, die aus diesem Bereich nach oben oder unten abweichen. Nach oben können einzelne Spitzenabflüsse bis zu 455 m³/h beobachtet werden. Die stündlichen Minimalabflüsse liegen in einem Bereich zwischen 0 und 54 m³/h.

Bei ausschließlicher Betrachtung der Trockenwettertage zeigt sich folgendes Bild:

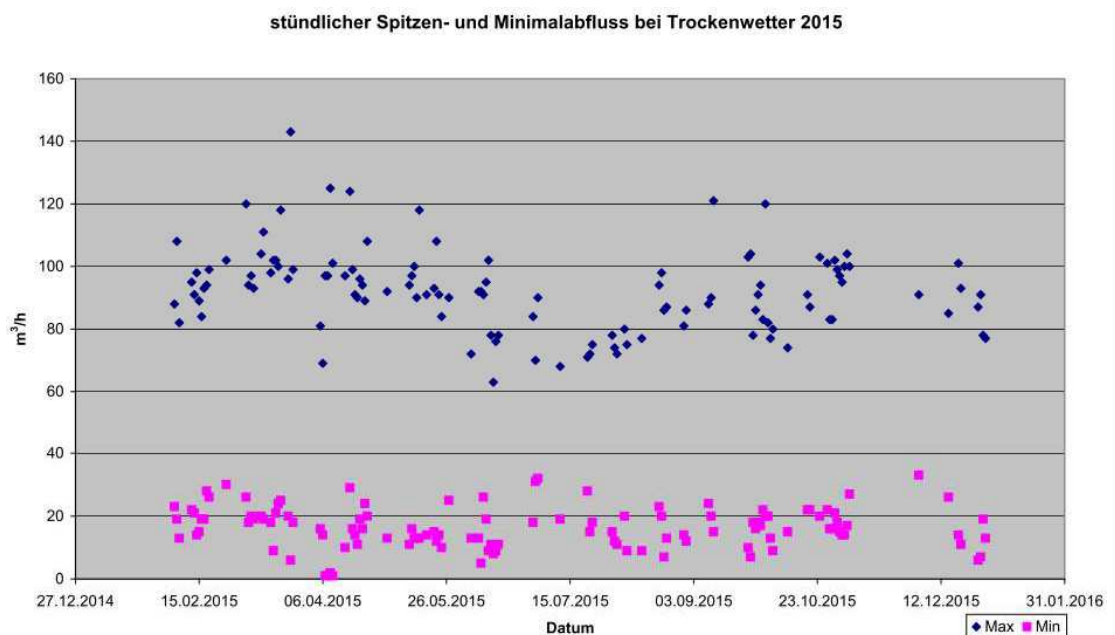


Abb. 3.1.3: Jahresgang der stündlichen Spitzen- und Minimalabflüsse bei TW, 2015

Bei genauer Betrachtung ist ein leichter Jahresgang der stündlichen Spitzenabflüsse bei Trockenwetter zu erkennen. In den Sommermonaten liegt der mittlere Spitzenwert rd. 20% unter dem mittleren Spitzenwert des restlichen Jahres. Da dieser Wert gut mit den im selben Zeitraum gemessenen Schmutzfrachten korreliert, kann dieses auf den Einfluss der Urlaubszeit zurückgeführt werden.

Mit einer einzigen Ausnahme werden im Jahr 2015 Spitzenabflüsse in einem Bereich zwischen 60 und 130 m³/h gemessen. Der Spitzenwert vom 24.03.2015 mit 143 m³/h ist nicht real. Dieser Wert ist auf ein internes betriebliches Ereignis zurückzuführen und benötigt somit keiner weiteren Beachtung.

Die stündlichen Minimalabflüsse liegen in einem Bereich zwischen 0 und 33 m³/h.

Die als Grundlage der Entwurfsplanung (12/2007) angesetzten maßgebenden hydraulischen Belastungen sind in Tabelle 3.1.1 zusammenfassend dargestellt.

| Parameter | Einheit | Ist-Zustand | Prognose |
|----------------------------|---------------------|-------------|----------|
| Q _{T,daM} | [m ³ /d] | 1.300 | 1.581 |
| Q _{S,aM,Gemeinde} | [m ³ /d] | 1.080 | 1.180 |
| Q _{S,aM,Kaserne} | [m ³ /d] | 220 | 401 |
| Q _{F,aM} | [m ³ /d] | 0 | 0 |
| Q _{T,h,max} | [l/s] | 23 | 35 |
| Q _M | [l/s] | 120 | 95 |

Tab. 3.1.1: hydraulische Ist- und Prognosebelastung, Stand Entwurf 12/2007

Anhand der ausgewerteten Betriebsdaten der Jahre 2013 bis einschließlich 2015 ergeben sich folgende IST-Werte (Stand heute).

$$Q_{T,daM} = 1.252 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{T,h,max} = 125 \text{ m}^3/\text{h} \quad (\text{rd. } 35 \text{ l/s})$$

Der maximale Regenwetterabfluss Q_R wurde im Jahr 2015 beobachtet zu 126 l/s (454 m³/h). Dieser Wert liegt oberhalb der prognostizierten und zulässigen Spitzenwassermenge in Höhe von 95 l/s. Es sei jedoch erwähnt, dass der Prognosewert im Jahr 2015 lediglich an wenigen Tagen überschritten worden ist.

Die wesentlichen Wassermengen im Zulauf der Betriebsjahre 2013 bis 2015 können wie folgt angegeben werden:

| Jahr | Q_{Zu} m^3/a | $Q_S(JSM)$ m^3/a | $Q_{S,daM}$ m^3/d |
|------|---------------------|-----------------------|------------------------|
| 2013 | 477.773 | 432.304 | 1.184 |
| 2014 | 471.380 | 422.854 | 1.159 |
| 2015 | 510.832 | 453.293 | 1.242 |

3.1.2 Ablaufqualität der biologischen Stufe

Im Hinblick auf eine effiziente Mikroschadstoffelimination, bei freier Verfahrensauswahl, ist eine gut funktionierende Kläranlage mit niedrigen DOC- (*dissolved organic carbon*, gelöster organisch gebundener Kohlenstoff) bzw. CSB-Frachten (chemischer Sauerstoffbedarf) im Ablauf die beste Voraussetzung. Hohe Feststoffgehalte können, insbesondere für Aktivkohleverfahren, problematisch sein.

Zur Prüfung der Umsetzbarkeit einer Ozonung ist im Vorfeld die Bromidkonzentration des Abwassers zu ermitteln, da aus Bromid (Br) durch Ozon kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. Zudem muss die Nitritkonzentration überprüft werden, da die Oxidation des Nitrits zu Nitrat die Ozonzehrung erhöhen und somit auch die Wirtschaftlichkeit der Ozonung negativ beeinflussen kann [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Im Rahmen der Eigenüberwachung werden im Ablauf der Kläranlage Augustdorf die hier relevanten Parameter CSB und Nitrit als qualitative Stichprobe bestimmt. Der Feststoffgehalt wird über eine Trübungsmessung online erfasst.

Da insbesondere die oxidativen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination frachtgesteuert in Abhängigkeit des DOC erfolgen, wird dem Betreiber empfohlen entsprechende Analysen vorzunehmen.

Eine statistische Auswertung der Messwerte aus der Eigenüberwachung ergab hinsichtlich der Parameter CSB und NO₂-N folgende Ablaufwerte:

Konzentrationen (2013 bis 2015):

| | Mittelwert | MIN | MAX |
|---------------------|------------|------------|------------|
| CSB: | 26,00 mg/l | 19,00 mg/l | 39,00 mg/l |
| NO ₂ -N: | 0,15 mg/l | 0,01 mg/l | 0,37 mg/l |

Frachten (2013 bis 2015):

| | Mittelwert | MIN | MAX | 85%-Wert |
|---------------------|------------|-----------|-----------|-----------|
| CSB: | 35,2 kg/d | 20,9 kg/d | 80,5 kg/d | 44,7 kg/d |
| NO ₂ -N: | 0,20 kg/d | 0,01 kg/d | 0,68 kg/d | 0,32 kg/d |

Die relativ niedrigen CSB- und Nitritfrachten im Ablauf der Nachklärung lassen mittlere bis hohe Standzeiten der Aktivkohle bzw. geringe Zehrungen bei den oxidativen Verfahren erwarten.

Die Trübung wird online in NTU gemessen. Im Jahresmittel liegt der Wert bei rd. 1,75. Dieses entspricht einem Feststoffgehalt von rd. 4,4 mgTS/l (Ansatz: 1 NTU = ca. 2,5 mgTS/l). Im Winter liegen tendenziell höhere Werte bis 3,0 NTU (7,5 mgTS/l) vor. Die gemessenen Feststoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung liegen im Mittel deutlich unter 15 mgTS/l. Somit ist eine feststoffarme Beschickung der nachfolgenden Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination gewährleistet.

Die Existenz von Bromid ist weder im Trinkwasser noch im Gewässer zu erwarten. Eine im Rahmen des aktuellen Monitoring-Programms durchgeführte Analyse im Kläranlagenablauf ergab keine nachweisbare Konzentration. Somit kann die Existenz von Bromid ausgeschlossen werden.

3.1.3 Überprüfung der vorhandenen Reinigungskapazität

Zur Bestimmung der aktuellen Schmutzfrachtbelastung wurden die Betriebstagebücher der letzten 3 Betriebsjahre sowie die in diesem Zeitraum regelmäßig durchgeführten mengenproportionalen Abwasserproben im Zulauf der Kläranlage Augustdorf statistisch ausgewertet.

Die aktuelle Belastung wurde auf der Grundlage des Parameters CSB ermittelt. Sie liegt derzeit im Mittel bei rd. 11.800 EW (85%-Wert: 14.300 EW). Die Belastung setzt sich zusammen aus:

$$9.800 \text{ E} + 4.000 \text{ Soldaten} + 500 \text{ EGW} = 14.300 \text{ EW}$$

Aufgrund der häufigen Auslandseinsätze der in Augustdorf stationierten Einheiten ist eine dauerhafte und einheitliche Truppenstärke am Standort Augustdorf nicht gegeben.

Die vorgefundene Schmutzfrachtbelastung liegt im Bereich der, innerhalb des Genehmigungsentwurfs 12/2007 prognostizierten und nachgewiesenen, Reinigungskapazität der Kläranlage Augustdorf in Höhe von 14.500 EW.

Gemäß den statistischen Berechnungen des Landesbetriebes Information und Technik Nordrhein-Westfalen (IT.NRW) wird für die Gemeinde Augustdorf bis 2030 keine nennenswerte Änderung der Bevölkerungsentwicklung prognostiziert. Eine weitere Erhöhung der Truppenstärke der Bundeswehr am Standort Augustdorf ist derzeit ebenfalls nicht zu erwarten.

3.2 Screening auf Mikroschadstoffe

Zur weiteren Bewertung der Abwasserbelastung und zur Datenverdichtung erfolgte, in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold, ein Screening im Ablauf der Kläranlage Augustdorf. Hierzu wurden insgesamt drei 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter genommen und analysiert. Die Probenahme erfolgte durch OWL Umweltanalytik GmbH am 05.04.2016 bis einschl. 08.04.2016 im Ablauf der Nachklärung. Für den Zeitraum der Mischprobenahme beträgt die zu berücksichtigende Bezugswassermenge 4.466 m³.

Die Analytik wurde durch die Fremdlabore AGROLAB Labor GmbH, Bruckberg und Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Hildesheim, vorgenommen. Neben den 20 Leitparametern aus der Stoffgruppe der Mikroschadstoffe (siehe Voruntersuchung, Kapitel 2.0) wurden die Parameter Bromid und SAK 254nm zusätzlich analysiert. Auf eine Analyse von Hormonen wurde im Rahmen des Screenings verzichtet.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus der Voruntersuchung kommt der Untersuchung von Röntgenkontrastmitteln eine besondere Bedeutung zu. Röntgenkontrastmittel gelten als extrem persistent. Ein Eintrag in Oberflächengewässer sollte daher möglichst verhindert werden. Die auf Aktivkohle- oder Ozon basierenden Reinigungsverfahren sind für die Elimination von RKM's nicht oder nur in einem geringen Maße geeignet. Ggf. sind hier neue Verfahrensansätze oder eine Kombination der bekannten Verfahrensansätze mit gesteigerter Eliminationsleistung für die Entfernung von RKM's anzuwenden.

Analysierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) im Ablauf ausgewählter Kläranlagen in OWL

Quellen: Augustdorf (OWL Umweltanalytik 05.-08.08.2014, und 05.-08.04.2016), LANUV NRW, Sürder, T, 2012

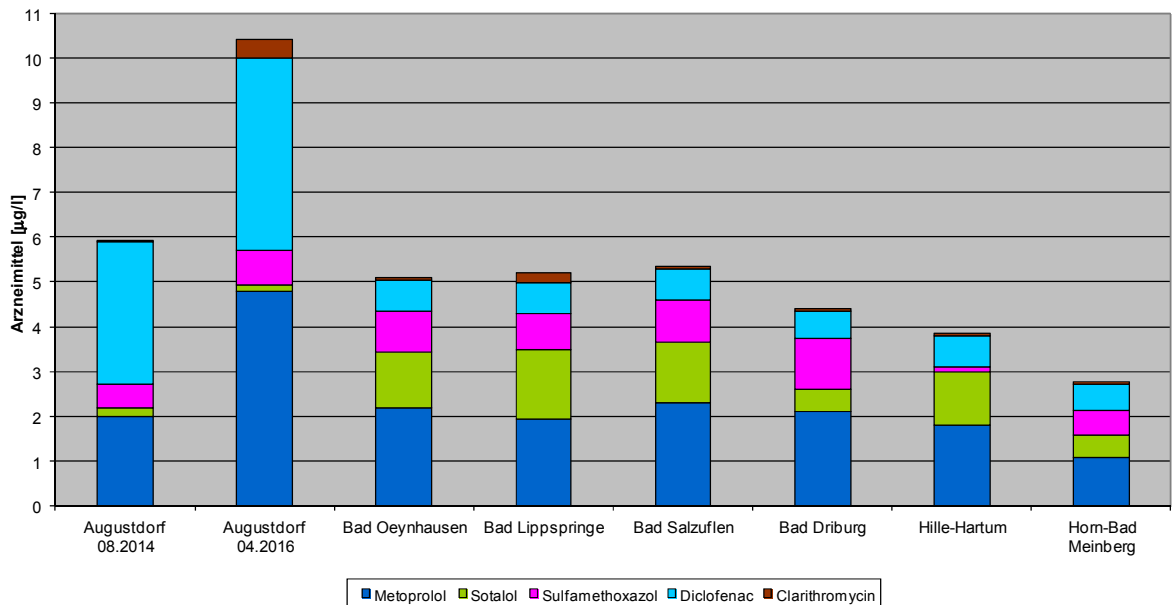


Abb. 3.2.1: Vergleich analysierter Leitsubstanzen (Arzneimittel) im Ablauf ausgewählter KA

Es zeigt sich, dass die analysierten Arzneimittelkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Augustdorf im Vergleich zu den anderen dargestellten Kläranlagen weiterhin im oberen Bereich stehen. Dieses gilt insbesondere für die Parameter Diclofenac mit 4,3 µg/l und Metoprolol mit 4,8 µg/l. Auch der Stoff Clarithromycin liegt mit 0,42 µg/l im Vergleich zu den anderen betrachteten Orten relativ hoch.

Mit Bezug auf die Voruntersuchung haben sich die Arzneimittelkonzentrationen im Abwasser sogar noch erhöht.

Im Hinblick auf eine mögliche Ozonbehandlung wurde die Bromidkonzentration analysiert. Durch die Ozonung kann Bromid zu kanzerogenem Bromat oxidiert werden. Die im Ablauf der Kläranlage Augustdorf analysierte Bromidkonzentration lag unterhalb der Bestimmungsgrenze. Somit ist der Betrieb einer Ozonanlage gefahrlos möglich.

Der spezifische Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK254) ist eine geeignete Größe zur Steuerung und Überwachung der Spurenstoffentfernung und sowohl für

die Ozonung als auch für die Adsorption an Aktivkohle aussagekräftig. Der Parameter SAK 254nm wurde bestimmt zu 21m^{-1} .

Analysierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) im Ablauf ausgewählter Kläranlagen in OWL

Quellen: Augustdorf (OWL Umweltanalytik 05.-08.08.2014, und 05.-08.04.2016), LANUV NRW, Sürder. T, 2012

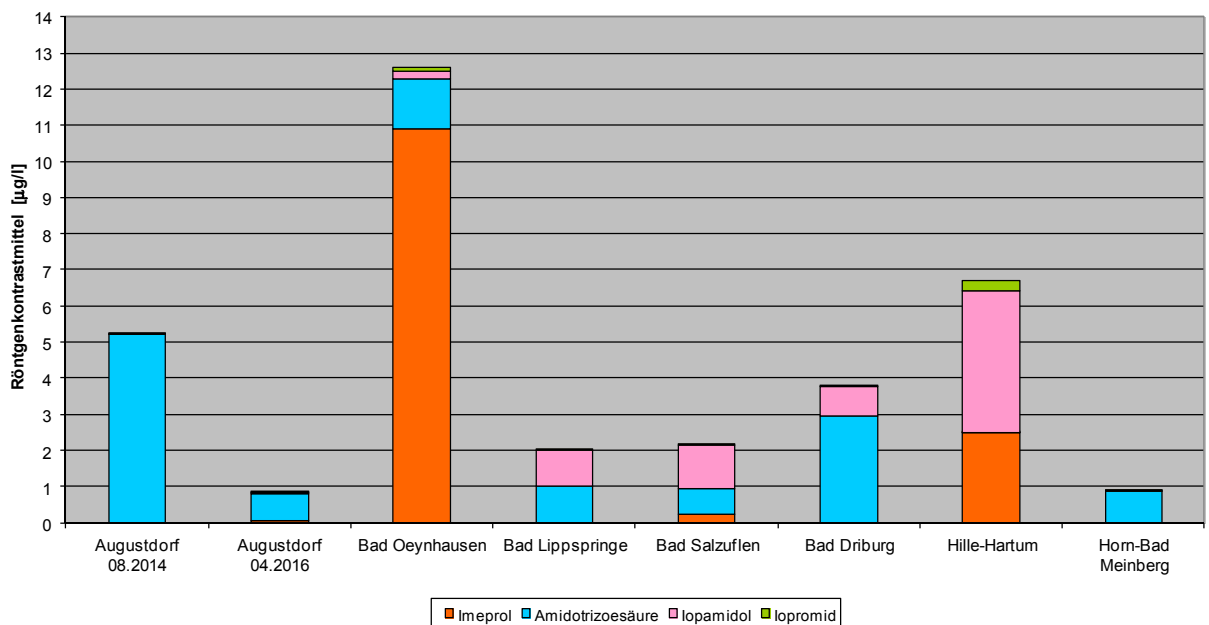


Abb. 3.2.2: Vergleich analysierter Leitsubstanzen (RKMs) im Ablauf ausgewählter KA

Hinsichtlich der Röntgenkontrastmittel zeigt sich, dass die Stoffe Imeprol, Iopamidol und Iopromid im Einzugsgebiet der Kläranlage Augustdorf keine Rolle spielen. Lediglich der Stoff Amidotrizoesäure liegt in einer Konzentration von $0,74\ \mu\text{g/l}$ vor. Im Vergleich zur Voruntersuchung aus dem Jahr 2014 ist dieser Parameter jedoch deutlich reduziert.

Es wird an dieser Stelle nochmals darauf verwiesen, dass die analysierten Stoffe in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden. Im Umkehrschluss bedeutet dieses, dass bereits die Ausscheidungen weniger Patienten zu relativ großen Konzentrationsänderungen führen können.

4 Auslegungswerte Anlagen vierte Reinigungsstufe

Mittels einer sogenannten vierten Reinigungsstufe soll eine Elimination von 80 % der Indikatorsubstanzen zwischen dem Ablauf der biologischen Stufe und dem Ablauf der vierten Reinigungsstufe erreicht werden. Die Eliminationsrate bezieht sich dabei auf die Summe über alle Indikatorsubstanzen.

Im Hinblick auf eine wirtschaftliche Auslegung der Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination ist die Betrachtung einer Teilstrombehandlung erforderlich. Der Teilstrom wird so gewählt, dass ein Großteil der jährlichen Abflusssituationen darüber abgedeckt wird. Zudem muss sichergestellt sein, dass eine ausreichende Spurenstoffelimination in der Gesamtanlage (bestehende Anlage + vierte Reinigungsstufe) erfolgt. Letzteres kann, für eine Behandlung von 90 % der Gesamtabwassermenge in der vierten Reinigungsstufe, am Beispiel des Arzneimittels Diclofenac nachgewiesen werden (BIEBERSDORF ET AL., 2015).

Unter Berücksichtigung der innerhalb der vorausgegangenen Kapitel beschriebenen Untersuchungen wird die Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Augustdorf in einer Teilstrombehandlung auf der Basis des ermittelten maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses ($Q_{T,h,max}$) erforderlich.

Es ergibt sich eine erforderliche hydraulische Auslegung der vierten Reinigungsstufe auf $125 \text{ m}^3/\text{h}$ (rd. 35 l/s).

Bei Volllastung der Anlage könnten theoretisch rd. 1.1 Mio. m^3 Abwasser behandelt werden. Die aktuelle Jahresschmutzwassermenge beträgt rd. 457.000 m^3/a . Die gesamte jährliche Abwassermenge beträgt rd. 511.000 m^3/a . Demnach können, auf der Basis der gewählten Auslegung, höchstens 54.000 m^3/a nicht behandelt werden. Dies entspricht einer Größenordnung von rd. 10 % der Gesamtabwassermenge. Im Umkehrschluss können 90 % der jährlich anfallenden Abwassermenge behandelt werden.

Die Festsetzung der Auslegungswassermenge erfolgte in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold.

Zusammenfassung der Auslegungsdaten:

Q_{Bem} : 125 m³/h ($Q_{\text{T,h,max}}$)

$Q_{\text{T2h,min}}$: 20 m³/h

$Q_{\text{T,daM}}$: 1.300 m³/d

DOC Ablauf NKB : 9 g/m³

NO₂-N Ablauf NKB: 0,2 g/m³

5 Stand der Forschung und Technik

Kommunale Kläranlagen gehören zu den bedeutenden Eintragspfaden von Mikroschadstoffen in Oberflächengewässer. Die dort eingesetzten konventionellen Reinigungsverfahren ermöglichen aber nur eine begrenzte Elimination dieser Stoffe. Ohne den Einsatz weitergehender Reinigungsverfahren ist die geforderte Elimination von 80% der Indikatorsubstanzen nicht möglich. Diese werden in der Regel mittels einer 4. Reinigungsstufe in den konventionellen Reinigungsprozess eingebunden.

Als technische Lösungen zur Realisierung einer gezielten Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen haben sich neben **oxidativen Verfahren** (z.B. Einsatz von Ozon) auch **adsorptive Verfahren** (z.B. Einsatz von Aktivkohle) als großtechnisch, wirtschaftlich umsetzbar erwiesen [ABEGGLEN ET AL., 2012].

Die Oxidation, z.B. mittels Ozon, beschreibt einen chemischen Reaktionsprozess bei dem ein Abbau der Mikroschadstoffe durch Aufspaltung bzw. Umwandlung in entsprechende Reaktionsprodukte erfolgt. Die Mikroschadstoffe werden durch diesen Prozess folglich nicht vollständig aus dem Abwasser entnommen, sondern lediglich in kleinere Teilchen zerlegt. Die Oxidationsprodukte können zum Teil toxisch sein, sind zumeist aber gut biologisch abbaubar. Um negative Auswirkungen auf die aquatische Umwelt zu vermeiden, wird derzeit eine biologische Nachbehandlung des ozonierten Abwassers als erforderlich erachtet. Hier kommen beispielsweise biologisch aktive Sandfilter, Schönungsteiche oder Wirbel- und Festbettreaktoren zum Einsatz.

Bei der Adsorption handelt es sich um ein physikalisch / chemisches Trennverfahren bei dem die zu eliminierenden Stoffe durch elektrostatische Wechselwirkungen an ein hochreaktives Adsorbens angelagert bzw. gebunden werden. Die Adsorptionskräfte werden hierbei aufgrund einer extrem großen, fein-porösen (inneren) Oberfläche des Adsorbens generiert. Die Entfernung der angelagerten Stoffe aus dem Abwasservolumenstrom erfolgt über die anschließende Entnahme und Weiterbehandlung bzw. Regeneration des beladenen Adsorbens.

Eine Kombination der aufgeführten Verfahren ist möglich.

Die kommunale Abwasserbehandlung stellt auf Grund der unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen und der hydraulischen Dynamik spezielle Anforderun-

gen an das jeweilige Verfahren. Weitere Einschränkungen ergeben sich aus dem erforderlichen Platzbedarf für bestimmte Techniken. Daher muss jede weitergehende Abwasserbehandlung an die jeweiligen Bedingungen angepasst werden. Die Verfahrensauswahl erfolgt jeweils in einer Einzelfallentscheidung.

Eine Bewertung / Einschätzung der verschiedenen Verfahren auf ihre Eignung zur Entfernung von Mikroverunreinigungen ist in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

Einschätzung der Eignung von Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen

| Verfahren | Eignung | Breitbandwirkung | Abfälle / Nebenprodukte | Anwendbarkeit | Kosten/ Nutzen |
|---|---------|------------------|-------------------------|---------------|----------------|
| Ozon | + | + | 0 | + | + |
| Pulveraktivkohle | + | + | 0 | + | + |
| Granulierte Aktivkohle | + / F | + | 0 | + | F |
| Dichte Membranen (NF, RO) | - / F | + | - | ? | - |
| AOP | - / F | + | 0 | ? | - |
| Nachgeschaltete biologische Verfahren | - | - | 0 | - | 0 / + |
| Ferrat | F | 0 / + | 0 / - | F | F |
| Fällung / Flockung | - | - | 0 | - | - |
| Chlor / Chlordioxid | - | - | - | - | - |
| Photolyse | - | - | 0 / - | + / - | 0 |
| Ultraschall | F | F | 0 / - | ? | ? |
| Adsorptionsverfahren (Ionenaustauscher, Nanoflockung) | - / F | - | 0 / - | - | + |
| Nanotechnologie | ? / F | ? | ? | ? | ? |

+: gut geeignet, 0: neutral, schwierig, ?: unbekannt, nicht anwendbar, F: Forschungsbedarf

Abb. 5.1: Verfahren zur Entfernung von Mikroverunreinigungen [ABBEGLEN ET AL., 2012]

Als großtechnisch erprobt gelten folgende Verfahren:

- a) Einsatz von Ozon
- b) Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK)
- c) Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK)

Im Folgenden werden die einzelnen Verfahren kurz dargestellt.

5.1 Einsatz von Ozon

Ozon wird zur Desinfektion von Trinkwasser europaweit bereits seit über 100 Jahren in der öffentlichen Wasserversorgung eingesetzt. Auch Badewasser und einige Industrieabwässer (z. B. Kläranlage Ochtrup) werden bzw. wurden durch Ozon gereinigt.

In den vergangenen Jahren wurden Ozonanlagen auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland (z.B. Bad Sassendorf, Schwerte und Duisburg-Vierlinden, Detmold) und der Schweiz (z.B. Regensdorf, Lausanne) erfolgreich halb- und großtechnisch erprobt. Das Verfahren der Ozonung hat sich hierbei als eine technische und wirtschaftliche Option für eine effiziente Spurenstoffelimination behauptet [ABBEGLEN ET AL., 2009].

Die Anlagentechnik ist am Markt verfügbar. Zahlreiche Ausrüster haben sich auf die Lieferung von Einzelkomponenten bis zum Bau kompletter Anlagen spezialisiert.

Aktuell ist eine Ozonanlage zur Vollstrombehandlung (1.200 l/s Trockenwetter und 2.988 l/s Regenwetter) auf der Kläranlage Aachen-Soers (458.300 EW) geplant. Die Planung befindet sich zur Zeit in der Genehmigungsphase. Die Ausschreibung soll noch in 2016 veröffentlicht werden. Ziel ist es im Januar 2017 mit dem Bau zu beginnen, um einen ersten Probetrieb im November 2017 zu ermöglichen. Der Regelbetrieb soll Anfang 2018 realisiert werden [ROLFS ET AL., 2016]

Ozon kann technisch aus Sauerstoff oder sauerstoffhaltigem Gas (Luft) gebildet werden indem von außen Energie (z.B. durch "stille elektrische Entladung" in einem Hochspannungs-Wechselfeld) zugeführt wird. Die Sauerstoffmoleküle nehmen diese Energie auf und wandeln sich hierbei in energiereiches Ozon um.

Ozon ist hoch reaktionsfähig, es reagiert mit fast allen Stoffen, die chemische Doppelbindungen haben oder die als Moleküle existieren, die oxidierbare Elemente enthalten [LEITZKE, 1993]. Wenn ein Ozonmolekül auf Bakterien, Viren, Chemikalien, Lösungsmittel etc. trifft, nehmen diese Partikel die Energie auf und werden in Oxidationsprodukte transformiert. Die Oxidationsprodukte gelten im Vergleich zum Ausgangsprodukt als weniger schädlich als der Ausgangsstoff. Durch Ozonierung von biologisch gereinigtem Abwasser werden reaktive bzw. biologisch abbaubare Zwischenprodukte generiert, welche gemäß Empfehlung des Schweizer BAFU in

einer nachgeschalteten biologisch aktiven Reinigungsstufe weitestgehend eliminiert werden sollen [BÖHLER ET AL., 2016].

Ozon gilt als sehr instabil und muss daher schnell mit organischen Wasserinhaltsstoffen reagieren, um die gewünschte Wirkung zu erzielen, da es ansonsten zu reinem Sauerstoff zerfällt.

Durch Ozon kann ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen mit Eliminationsraten von über 80 % aus dem Abwasserstrom entfernt werden. Aus Versuchsanlagen in der Schweiz und Deutschland geht hervor, dass hierzu in Abhängigkeit der DOC-Konzentration (dissolved organic carbon) im Zulauf der Verfahrensstufe eine Ozonosis von 0,6 - 0,9 mg O₃ / mg DOC für die Elimination der meisten Spurenstoffe ausreichend ist. Die Aufenthaltszeit im Ozonreaktor ist abhängig von der Ozonzehrung und beträgt hierbei 15 bis 30 Minuten [ABBEGLEN ET AL., 2012], [BARJENBRUCH ET. AL., 2014].

Bei der Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser mit Ozon werden für die Verfahrensstufe der "Vorozonung", welche bei der Behandlung von Oberflächenwässern mit hohem DOC-Anteil Anwendung findet, Ozondosen von 0,3 - 1,0 g O₃ / g DOC eingestellt. Im Gegensatz zu den bisher untersuchten Verfahren werden bei diesem Verfahren die Schritte "Absorption" und "Reaktion" räumlich getrennt. Aus Sauerstoff erzeugtes Ozon wird in einem Teilwasserstrom absorbiert und dann mit dem Hauptstrom vermischt, wo es mit den Wasserinhaltsstoffen reagiert [LEITZKE, 1983], [LEITZKE, 1993].

Die Ozonabsorption und Sauerstoffdesorption finden hier innerhalb eines geschlossenen Absorptionsbehälters bei ca. 6,0 bar statt. Gegenüber dem in der aktuellen Literatur zur Elimination von Mikroschadstoffen beschriebenen Verfahren verfügt das herkömmliche Verfahren über wesentliche Vorteile.

- Durch den höheren Ozonpartialdruck innerhalb des Absorbers wird die Ozonabsorption begünstigt und somit die Löslichkeit gesteigert.
- Es besteht die Möglichkeit, den nicht in Ozon umgewandelten und aufgefangenen Sauerstoff nach einer Trocknung erneut für die Ozonerzeugung zu nutzen. Bei kleineren Anlagen (Verzicht auf eine O₂-Separation und -Trocknung) kann das Abgas aus dem Absorber der biologischen Stufe der Kläranlage zugeführt werden.

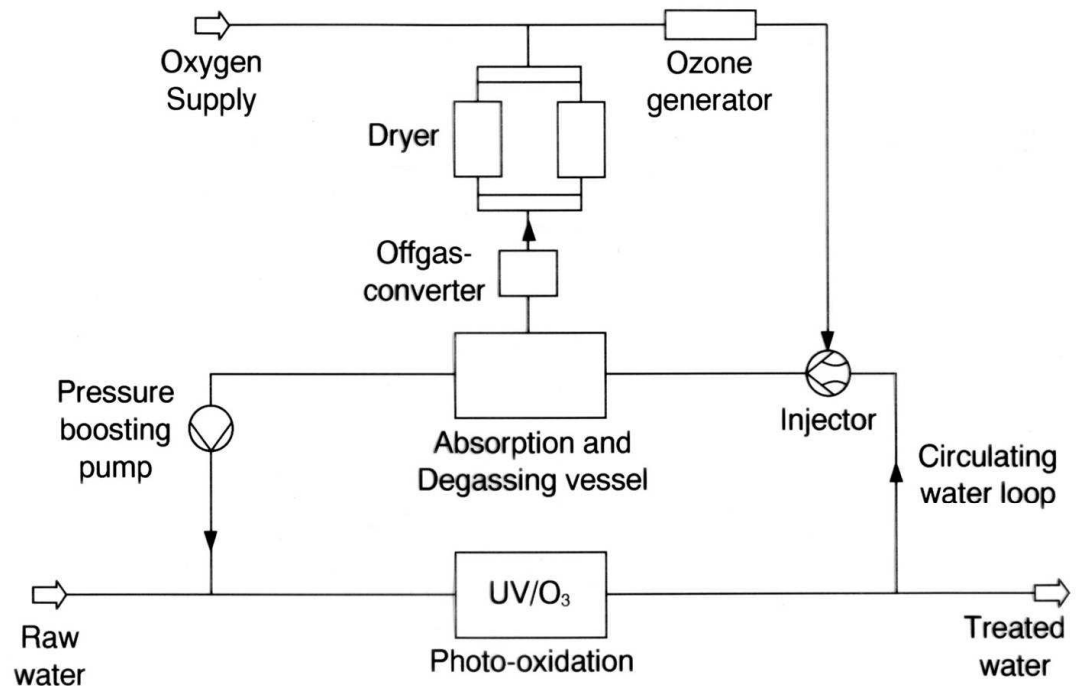


Abb. 5.1.1: Schematische Darstellung einer Ozonanlage [LEITZKE, 1992]

- Durch die Trennung der Verfahrensschritte Absorption und Reaktion wird die Ausnutzung des produzierten Ozons gesteigert. Hierdurch sind auch kürzere Verweilzeiten des Ozons zur Reaktion mit den Wasserinhaltsstoffen möglich.

Somit sind, gegenüber den bisher getroffenen Dimensionierungsvorschlägen, eine Reduzierung des Ozonbedarfs sowie des erforderlichen Reaktionsvolumens zu erwarten [LEITZKE, 2016].

Bei dem beschriebenen Verfahren zur DOC-Reduzierung von Oberflächenwasser beträgt die Aufenthaltszeit im Reaktionsreaktor ca. 2,0 Minuten [LEITZKE, 1993]. Die für eine 80%ige Elimination von Mikroschadstoffen erforderliche Aufenthaltszeit muss für die verschiedenen zu eliminierenden Substanzen untersucht werden. Hier besteht Forschungsbedarf.

Die Ozonung wird, aus verfahrenstechnischer Sicht, der biologischen Stufe nachgeschaltet.



Abb. 5.1.2: Schematische Darstellung Einbindung einer Ozonanlage in den Abwasserreinigungsprozess einer kommunalen ARA (Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW)

Eine wichtige Voraussetzung für einen effizienten Betrieb einer Ozonanlage ist eine stabile Nitrifikation der vorgelagerten biologischen Stufe, da durch Ozon ggf. vorhandenes Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Sofern im Zulauf der Ozonanlage Nitrit analysiert wird ist dessen Oxidation bei der Ozondosierung entsprechend zu berücksichtigen. Ozon sollte in Wässern mit Bromiden nur sehr vorsichtig eingesetzt werden, weil die Bildung von Bromat möglich ist. Ferner ist für eine gezielte und effektive Mikroschadstoffelimination eine gut funktionierende Nachklärung der biologischen Stufe erforderlich. Andernfalls finden konkurrierende chemische Reaktionen statt, bei denen anstelle der Mikroschadstoffe auch weitere organische Abwasserinhaltsstoffe oxidiert werden.

Um die organische Hintergrundbelastung so weit wie möglich zu verringern, kann der Ozonung ggf. eine Filtration vorgeschaltet werden. Die tatsächliche Erfordernis einer solchen Filtrationsstufe ist für jede Anlage individuell zu prüfen.

Gleiches gilt für die biologische Nachbehandlung. Hierzu können diverse Einrichtungen (z.B. Sandfiltration, GAK-Filtration, Wirbelbett- und Festbettreaktoren, Schönungsteiche, etc. eingesetzt werden.

Auf der ARA Neugut (Schweiz) wurden verschiedene Nachbehandlungsverfahren getestet. Es konnte festgestellt werden, dass alle untersuchten Verfahren eine Reduktion der negativen ökotoxikologischen Effekte, welche durch die Ozonung generiert werden können, bewirken. Dieses betrifft vor allem die Reduktion von assimilierbaren organischen Kohlenstoffverbindungen (AOX) und gebildete Nitrosamine (NDMA). Eine bedeutende Elimination von DOC konnte nur in den Filtratio-

nen (Sand- und GAK-Filtration) beobachtet werden. Dieses gilt auch für den Rückhalt von Feststoffen [BÖHLER ET AL., 2016].

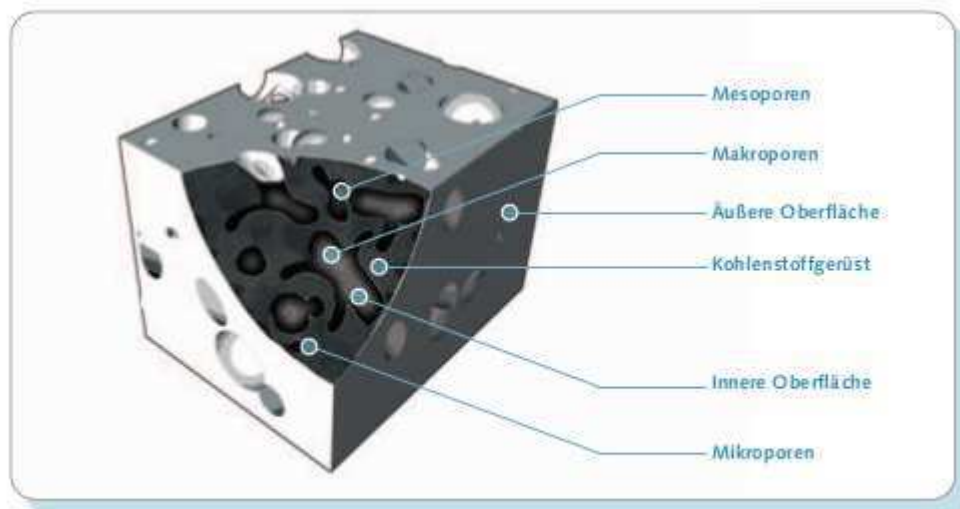
Eine Ozonanlage zur Elimination von Mikroschadstoffen besteht im Wesentlichen aus folgenden Komponenten:

- **Einsatzgastank** (z.B. Sauerstoff, LOX),
- **Ozongenerator**, zur vor-Ort Ozonproduktion,
- **Ozoneintragssystem**, bestehend aus Diffusoren oder Injektoren,
- **ggf. Absorptionsreaktor**, gasdicht, zur getrennten O₃-Absorption und O₂-Desorption, ggf. mit Niveauregler, Gasdruckregler und ggf. Abgasseparation und -Trocknung,
- **Ozonreaktor**, gasdicht, als Kontaktbecken (z.B. kaskadiertes Becken, Schlaufenreaktor mit Leitwänden, Rohrreaktor) für die Reaktion des Ozon mit den organischen Abwasserinhaltsstoffen,
- **Restozonvernichter**, zur Vernichtung des ausgasenden Restozons im Ablauf des Ozonreaktors, (Ozon stellt ein Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal dar),
- **E/MSR-Technik**, zur Regelung und Steuerung des Eliminationsprozesses sowie Messung der Ozonkonzentrationen, etc.
- **biologische Nachbehandlung**, zur Entfernung der Transformationsprodukte.

5.2 Einsatz von Pulveraktivkohle

Aktivkohle wird weltweit als Adsorbens in der Reinigung von Gasen und Flüssigkeiten eingesetzt. Dabei findet sie Anwendung in der Trink- und Abwasserreinigung, in der chemischen Industrie, bei der Reinigung von Abgasen, in der Getränkeindustrie und in vielen anderen industriellen Prozessen.

Aktivkohle besteht aus einem unregelmäßig angeordneten Kristallgitter von Kohlenstoffatomen. Sie verfügt daher über eine sehr poröse Struktur und damit einer großen inneren Oberfläche. Diese kann bei handelsüblicher Aktivkohle zwischen 500 und 1.500 m²/g betragen. Die innere Fläche der Aktivkohle wird anhand des Porensystems charakterisiert. So wird zwischen Makroporen (Zuleitungsporen in das Korninnere) und Adsorptionsporen differenziert.



Oberflächeneigenschaften von Aktivkohle

Abbildung A:
Porensystem von Aktivkohle

Abb. 5.2.1: Porensystem der Aktivkohle (Quelle: Carbonit Filtertechnik GmbH)

Neben der Porenstruktur hat die chemische Eigenschaft der Oberfläche einen entscheidenden Einfluss auf das Adsorptionsvermögen.

Um Aktivkohle möglichst effizient einzusetzen, sind Kennzahlen definiert, die es dem Anwender ermöglichen, das für eine spezifische Applikation am besten geeignete Produkt auszuwählen.

Für die in der Abwasserbehandlung zur Anwendung kommenden Aktivkohlen existieren folgende Charakteristika:

- spezifische Oberfläche (m^2/g),
- Iodzahl (mg/g),
- Molassezahl (mg),
- Korngröße (μm),
- Dichte (kg/m^3).

Gemäß DIN EN 12902 ist die Iodzahl definiert als die Masse an Iod die in wässriger Lösung von 1,0 g Aktivkohle adsorbiert wird, bei einer Iod-Restkonzentration im Filtrat von 0,02 mol/l. Da hierbei von einer monomolekularen Bedeckung der Kohleoberfläche ausgegangen werden kann, kann die Iodzahl als Hinweis auf die spezifische Oberfläche einer Aktivkohle gesehen werden [SONTHEIMER ET AL., 1985].

Die Molassezahl ist definiert als die Masse der Aktivkohle in Milligramm, die erforderlich ist, um dieselbe Entfärbungswirkung zu erreichen wie 350 mg Standardkohle, und die unter Verwendung einer Standardmolasselösung nach einem Standardverfahren bestimmt wird. Aufgrund der Größe der Molassemoleküle können sie nur in große Poren eindringen. Daher ist die Molassezahl ein Hinweis auf das Volumen der transportierenden Poren. Hochwertige Aktivkohlen weisen einen Wert von maximal 300 mg auf. Je geringer die Molassezahl ausfällt, desto besser ist die Qualität der Aktivkohle [RUMMLER ET AL., 2014].

Die üblichen Korngrößen bewegen sich, nach den Angaben unterschiedlicher Hersteller, zwischen 0,5 und 300 μm . Für die Abwasserbehandlung zur Elimination von Mikroschadstoffen sind Aktivkohlen mit hohem Feinkornanteil zu bevorzugen [RUMMLER ET AL., 2014].

Die Dichte wird anhand der Porosität und der Partikelgrößenverteilung bestimmt und sollte möglichst gering ausfallen.

Die genannten historischen Kennzahlen, sind als alleinige Qualitätskriterien für spezifische Anwendungszwecke im Bereich der Elimination von Mikroschadstoffen allein nicht geeignet [ZIETZSCHMANN ET AL., 2014]. An einer schnellen und kostengünstigen Methode zur Bestimmung der Eignung von Aktivkohleprodukten wird zurzeit noch geforscht [BENSTÖM, ET AL., 2016].

In der Abwasserbehandlung kommt neben der granulierten Aktivkohle auch pulverisierte Aktivkohle (PAK) zur Anwendung. Beiden Aktivkohlearten unterscheiden sich im Wesentlichen in ihrer Herstellung, ihrer Porengröße, der Korngröße sowie in ihren Anwendungsmöglichkeiten.

Der Einsatz von PAK in kommunalen Kläranlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen wurde durch eine Vielzahl von Pilotanlagen getestet und wird bereits bei einigen Kläranlagen (z.B. Kläranlagen Steinhäule, Lahr und Dülmen) im großtechnischen Maßstab praktiziert.

Aktuell ist eine PAK-Anlage mit nachgeschaltetem Fuzzy-Filter zur Vollstrombehandlung auf der Kläranlage Bartrup (12.000 EW) geplant. Die Anlage soll in der ersten Jahreshälfte 2017 in Betrieb genommen werden. Der Regelbetrieb ist für den Sommer 2017 vorgesehen [KUHS ET AL., 2016].

Für die Einbindung einer PAK-Stufe kommen verschiedene Verfahrenstechniken in Frage. Zur Abscheidung von feindispersen PAK-Anteilen aus dem gereinigten Abwasser ist der Betrieb einer nachgeschalteten Filtration (z.B, Sandfilter, Tuchfilter, Fuzzy-Filter, etc.) bei allen Varianten mit PAK erforderlich.



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

Abb. 5.2.2: Schematische Darstellung Einbindung einer PAK-Stufe mit Kontaktreaktor und Sedimentation in den Abwasserreinigungsprozess einer kommunalen ARA (Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW)

Die Dosierung sollte, nach neueren Erkenntnissen, stets nach der biologischen Stufe in das biologisch gereinigte Abwasser erfolgen. Dieses Konzept hat sich für eine effiziente Nutzung der Adsorptionskapazität der Kohle als günstig erwiesen, da die organische Hintergrundbelastung des zu behandelnden Abwasser an dieser Stelle relativ gering ist. Grundvoraussetzung ist eine gut funktionierende Nachklärung.

Grundsätzlich besteht die der biologischen Stufe nachgeschaltete Adsorptionsstufe einer PAK Anlage aus einem Kontaktreaktor, einem Sedimentationsbecken und einer Filtrationsstufe.

Die Dosierung von PAK erfolgt proportional zum zufließenden Abwasservolumenstrom in den Zulauf des Kontaktbeckens. Die Dosiermenge ist abhängig vom gewünschten Reinigungsziel, der Kohleart, dem Dosierort und einer ggf. vorgesehenen "Rezirkulation" mit einem Rückführverhältnis zwischen 0,5 und 1,0. Letzteres hat sich als sinnvoll erwiesen um die Kohle weitestgehend mit Mikroschadstoffen zu beladen. Üblicherweise werden bei einer separaten Adsorptionsstufe Dosiermengen von 10 bis 20 mg PAK / L Abwasser eingestellt [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Für die Dosierung sollten möglichst präzise, zuverlässige und staubdichte Dosierreinrichtungen verwendet werden. Diese Anforderungen werden z.B. durch die Verwendung einer gravimetrischen Dosierung erfüllt. Die PAK wird hierbei unmittelbar nach dem Abwiegen mit Hilfe einer Wasserstrahlpumpe in einen Impfwasserstrahl eingemischt und in den Abwasservolumenstrom injiziert.

Es gibt Hinweise darauf, dass eine signifikante Adsorption von Mikroschadstoffen auf Aktivkohle innerhalb von wenigen Minuten erfolgen kann. Das Volumen des Kontaktreaktors sollte jedoch aus technischen Gründen auf eine Kontaktzeit von mindestens 30 Minuten bezogen auf den Bemessungszufluss ausgelegt werden [METGER ET AL., 2014]. Das Kohleschlammalter hat keinen direkten Einfluss auf das Volumen des Kontaktbeckens, da hierdurch die Adsorptionskinetik nicht beeinflusst wird [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Die beladene PAK wird aus dem Sedimentationsbecken in die biologische Stufe abgeführt, mit dem Belebtschlamm vermischt und mit dem Überschussschlamm der Schlammbehandlung zugeführt. Da bisher keine Desorption der Spurenstoffe von der PAK beobachtet werden konnte ist eine gemeinsame Schlammbehandlung

möglich. Durch die Anreicherung mit PAK und ggf. Flockungshilfsmitteln wird die zu verwertende Klärschlammmasse um 5 bis 10 % erhöht. Der anfallende Klärschlamm ist zwingend der thermischen Verwertung zuzuführen. Der Anteil an PAK im Klärschlamm wirkt sich insgesamt positiv auf den Heizwert aus. Bei einer entsprechenden Vorbehandlung (z.B. Trocknung) können sich ggf. wirtschaftlich interessante Verwertungswege eröffnen.

Für den Einsatz von PAK auf bestehenden kommunalen Kläranlagen sind die abrasiven und korrosiven Eigenschaften der Aktivkohle zu berücksichtigen. Alle mit der Aktivkohle in Kontakt stehenden Anlagenkomponenten müssen aus entsprechend beständigem Material gefertigt oder entsprechend beschichtet werden. Bestehende Anlagenteile können entweder durch spezielle Beschichtungen verstärkt oder durch beständige Materialien wie V4A-Edelstahl, HDPE oder Beton ersetzt werden [ABBEGLEN ET AL., 2012].

Zur Abscheidung der PAK aus dem Abwasser stehen verschiedene Techniken zur Verfügung. Neben konventionellen Absetzbecken (Rund- oder Rechtecken) können beispielsweise auch Flotationsanlagen oder, Lamellenseparatoren eingesetzt werden. Absetzbecken werden auf eine Oberflächenbeschickung von $q_a = 2,0 \text{ m/h}$ ausgelegt. Der Absetzvorgang kann durch Fäll- und Flockungshilfsmittel unterstützt werden. Die optimale Dosierung ist vor Ort zu ermitteln. Für den Betriebskostenvergleich kann mit einer Dosiermenge von $0,5 \text{ mg Fe / L}$ gerechnet werden [METZGER ET AL., 2014].

Eine Alternative zu der beschriebenen separaten Adsorptionsstufe stellt die Dosierung von PAK direkt in die Biologie dar.

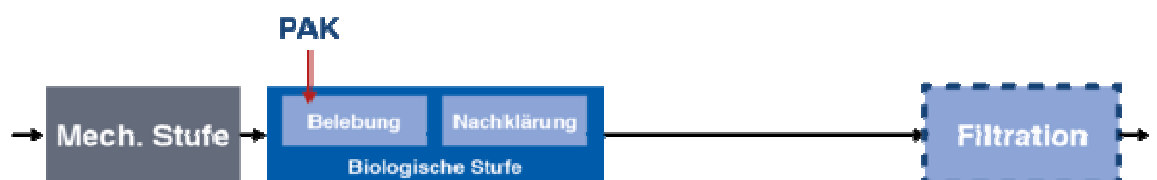


Abbildung: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

Abb. 5.2.3: Schematische Darstellung PAK-Dosierung direkt in die Belebung (Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW)

Bei einer Dosierung direkt in die Biologie ist mit einem erhöhten PAK-Bedarf zu rechnen. Da stets frische Kohle eingesetzt werden muss, wirkt sich ein erhöhter Bedarf an PAK negativ auf die Betriebskosten aus. Hinsichtlich der Investitionskosten ist diese Lösung in der Regel günstiger, da hier auf den Bau der Kontakt- und Sedimentationsbecken verzichtet werden kann. Ob diese Verfahrensweise, beispielsweise für kleine Anlagen, wirtschaftlich interessant ist, muss im Einzelfall untersucht werden. Die Sedimentation der PAK erfolgt bei dieser Variante zusammen mit dem Belebtschlamm. Die nachgeschaltete Filtration hat die Aufgabe feindisperse PAK-Anteile zurückzuhalten.

Eine weitere Alternative ist mit der Dosierung von PAK unmittelbar in den Flockungsraum einer Filtration gegeben.

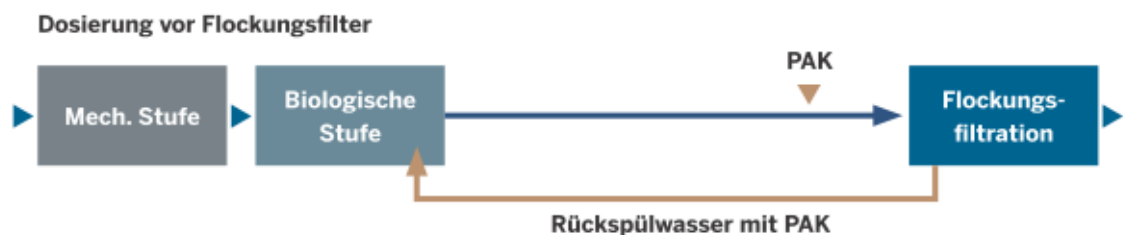


Abb. 5.2.4: Schematische Darstellung PAK-Dosierung vor Flockungsfilter (Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW)

Bei einer PAK Dosierung in den Flockungsraum einer Filtrationsanlage ist, gegenüber dem Verfahren mit einem separaten Kontakt- und Sedimentationsbecken, eine kürzere Kontaktzeit möglich. Wegen der fehlenden Sedimentationsstufe ist der PAK-Rückhalt in diesem Fall vollständig durch die Filtrationsanlage sicher zu stellen. Zur Unterstützung der Flockungsvorgänge ist hierzu bei einer PAK-Dosiermenge von 20 mg PAK / L eine Zugabe von 0,2 g Fe/g PAK erforderlich [BORNEMANN ET AL., 2012].

Für einen sicheren Betrieb der Filtration sind zyklische Filter-Rückspülungen erforderlich. Dieses führt, gegenüber der Variante mit Kontakt- und Sedimentationsbecken, zu einer zusätzlichen Erhöhung des PAK-Bedarfs. Das Rückspülwasser kann der biologischen Stufe zugeführt werden.

Eine Verfahrensstufe zur Pulveraktivkohledosierung besteht im Wesentlichen aus folgenden Komponenten:

- **PAK-Silo**, in ausreichender Größe (Berücksichtigung der Expansion während der Befüllung), mit Rüttler oder Stickstoffeinperlung zur Auflockerung der Kohle, mit Sicherheitseinrichtungen,
- **Dosiervorrichtung für PAK**, als z.B. gravimetrische Dosierung, Montage unmittelbar unterhalb des Silos, Ex-geschützte Ausführung,
- **Kontaktbecken**, in ausreichender Größe zur Sicherstellung einer weitestgehenden Adsorption,
- **Sedimentationsbecken**, zum Rückhalt der PAK,
- **E/MSR-Technik und Sicherheitstechnik**, zur Regelung und Steuerung des Eliminationsprozesses sowie diverse Messung, etc.,
- **Filtration**, für den Rückhalt von feindisperser PAK.

5.3 Einsatz von granulierter Aktivkohle

In der Trinkwasseraufbereitung werden persistente Stoffe bereits seit Jahrzehnten erfolgreich durch GAK-Filtration entfernt. Der Einsatz von GAK in kommunalen Kläranlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen wurde durch eine Vielzahl von Pilotanlagen getestet und wird bereits bei einigen Kläranlagen im großtechnischen Maßstab praktiziert. In diesem Zusammenhang können die Kläranlagen Düren-Merken bzw. Obere Lutter, Rietberg und Gütersloh-Putzhagen genannt werden.

Neben den bereits umgesetzten Projekten zur Spurenstoffelimination mittels GAK-Filtration wurden für einige Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen Machbarkeitsstudien durchgeführt, bei denen die GAK-Filtration als Vorzugsvariante hervorging. Hier sind die Kläranlagen Dülken und Bad Oeynhausen zu nennen. Die Umsetzung der Maßnahmen ist bereits beschlossen und befindet sich in der Planungsphase [Quelle Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW].

Im Kreis Lippe ist die Umsetzung einer GAK-Anlage auf der Kläranlage Lage (125.000 EW) vorgesehen. Hier sollen zukünftig zwei der vorhandenen sieben Filterbecken einer nachgeschaltete Flockungsfiltration mit GAK betrieben werden. Das Vorhaben ist bereits im Mai diesen Jahres dem Betriebsausschuss vorgestellt worden. Ein politischer Entschluss ist jedoch noch nicht gefasst worden [ZIESEL, 2016].

GAK-Filter können der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet werden und gewährleisten somit neben dem Rückhalt von Mikroschadstoffen auch einen Rückhalt von Suspensa. Zur Minimierung der organischen Hintergrundbelastung und zur Vermeidung einer schnellen Filterbettbelegung mit häufigen Rückspülvorgängen kann optional eine zusätzliche Filtrationsstufe vorgeschaltet werden.



Abb. 5.3.1: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration (Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW)

Der Einbau der GAK erfolgt innerhalb von konventionellen Rückspülfiltern oder in Druckkesselfiltern. Sofern konventionelle Rückspülfilter bereits vorhanden sind, können diese für den Filterbetrieb mit GAK in der Regel ohne größeren baulichen Aufwand genutzt werden. Durch die durchgeführten Versuche an vorhandenen kontinuierlich gespülten Filtern liegen hier bereits positive Erfahrungen hinsichtlich des Austauschs des vorhandenen Filtermaterials gegen GAK vor. In Abhängigkeit der eingesetzten GAK ist ggf. der Rückspülvorgang anzupassen, um ein Ausschwemmen der GAK zu verhindern.

Eine GAK-Filtration wird auf eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten und eine Filtergeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h bemessen [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Für einen wirtschaftlichen Betrieb einer GAK-Filtration sind die erreichbaren durchsetzbaren Bettvolumina (BV) von entscheidender Bedeutung. Der Parameter BV gibt die behandelte Abwassermenge an, die durch das Filterbett geführt werden kann bis dieses ausgetauscht werden muss.

Das durchsetzbare Bettvolumen ist für verschiedene Aktivkohlen durch Labortest und/oder halbtechnische Versuche im Einzelfall zu ermitteln. Die Erfahrungen aus vorausgegangenen Pilotversuchen zeigen, dass mit einer passend gewählten Aktivkohle im Minimum zwischen 3.000 und 16.000 BV behandelt werden können. Für einzelne Stoffe konnten auch längere Standzeiten beobachtet werden [HERTEL ET AL., 2014].

Um möglichst hohe durchsetzbare Bettvolumina zu erreichen, ist eine zuverlässig und gut funktionierende Nachklärung zwingend erforderlich. Neben des BV ist auch die erforderliche Häufigkeit der Filterspülung von der Qualität (Feststoffgehalt \ll 15 mg AFS/l) des Filterzulaufs abhängig. Es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen der Zulaufqualität, der Filterrückspülung sowie dem Austausch des Filtermaterials. In diesem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass häufiges Spülen mit Luft zu Abrasionsverlusten an der GAK führt. Spülprogramm bzw. Spülfrequenz sind daher auf die mechanische Stabilität der eingesetzten GAK, unter Beachtung der Filterlaufzeit und dem zulässigen Filterwiderstand abzustimmen. Unnötige, häufige Rückspülvorgänge sind zu vermeiden [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Um eine möglichst hohe Leerbettkontaktzeit zu erreichen, sollten die GAK-Filter parallel beschickt werden.

Das Filtermaterial muss regelmäßig ausgetauscht werden. Die beladene GAK ist entweder zu entsorgen oder nach einer Reaktivierung der Adsorptionskapazität wiederzuverwenden. Die Verluste bei einer Reaktivierung liegen bei 10 bis 20 %. Reaktivierungsverluste sind mit frischer GAK aufzufüllen [ALT ET AL., 2014].

Zur Ermittlung des Austauschintervalls sind derzeit noch Probenahmen zur Spurenstoffanalyse im Labor erforderlich [ABBEGLEN ET AL., 2012].

Eine GAK-Filtration besteht im Wesentlichen aus folgenden Komponenten:

- **Zwischenpumpwerk**, zur Beschickung der GAK-Filtereinheiten,
- **GAK-Filtereinheiten**, im Parallelbetrieb, in ausreichender Anzahl und Größe zur Sicherstellung der Hydraulik und einer weitestgehenden Adsorption,
- **E/MSR-Technik**, zur Regelung und Steuerung des Filterrückbetriebs, etc.

5.4 Sonstige verfügbare Technologien

5.4.1 Verfahrenskombinationen

Neben der Anwendung der genannten einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (d.h. entweder Ozonung oder Adsorption mit PAK oder Adsorption mit GAK) ist auch eine Kombination der verschiedenen Verfahrenstechnologien möglich.

Ozon + GAK-Filter

Denkbar ist beispielsweise eine Abwasserozonung mit anschließender GAK-Filtration zur biologischen Nachbehandlung. Der wesentliche Vorteil einer Verfahrenskombination von Ozon und granulierter Aktivkohle ist eine verbesserte Adsorption der niedermolekularen DOC-Bestandteile. Hierdurch kann einer Verblockung der oberflächigen Adsorptionsplätze in der Kohle entgegengewirkt werden. Ferner wird durch die Ozonbehandlung auf der GAK-Schüttung ein Biofilm generiert. Somit wird der GAK-Filter zu einem (biologisch aktiven Aktivkohlefilter (BAK-Filter)).

Nach durchgeführten halbtechnischen Versuchen soll auf der Kläranlage Paderborn (536.000 EW) nun ein biologisch aktivierter Aktivkohlefilter mit vorgeschalteter Ozonung im großtechnischen Maßstab getestet werden. Auf der Kläranlage Detmold (135.000 EW) laufen in diesem Zusammenhang ebenfalls halbtechnische Versuche. Das Projektziel hier ist es positive Auswirkungen auf die Betriebskosten im Vergleich zwischen einem biologisch aktiviertem und einem konventionellen Aktivkohlefilter zu erkunden. Erste Testläufe sind positiv verlaufen. Dennoch besteht hier noch Forschungsbedarf [AUSTERMANN-HAUN ET AL., 2016].

Ozon + PAK

Ebenfalls möglich ist auch die Kombination von Ozon und PAK. Der nacheinander geschaltete Einsatz von Ozon und PAK wurde beispielsweise auf der Kläranlage Schwerte großtechnisch untersucht [ANTAKYALI ET AL., 2015].

Ozon + UV / H₂O₂

Weiter ist auch eine Kombination von Ozon und UV und / oder Wasserstoffperoxid (H₂O₂) möglich. Bei dem sogenannten AOP-Verfahren (Advanced Oxidation Processes) werden Hydroxylradikale (OH-Radikale) gebildet, welche über eine starke oxidative Wirkung verfügen. Die OH-Radikale sind theoretisch in der Lage alle organischen Substanzen zu eliminieren und zu mineralisieren. Aus wirtschaftlichen Gründen kommen in der Wasserwirtschaft nur kleine Dosierungen an UV-Licht, Ozon und Wasserstoffperoxid zur Anwendung. Daher wird eine vollständige Elimination oder eine Mineralisation real nicht erreicht. Folglich führt die Anwendung von AOPs, wie auch bei der alleinigen Ozonung, zu einer Umwandlung der Ausgangssubstanz in Transformationsprodukte (PINNEKAMP ET AL., 2014).

Der kombinierte Einsatz von Ozon und UV wird bereits seit Jahrzehnten im Bereich der Industrieabwasserreinigung und der Sickerwasserbehandlung eingesetzt. Hierbei werden einige Substanze (z.B. Chlorkohlenwasserstoffe), welche durch Ozon nicht allein abgebaut werden können zunächst durch UV-Strahlung "aufgeweicht". Erst dann sind diese Stoffe durch die OH-Radikale abbaubar.

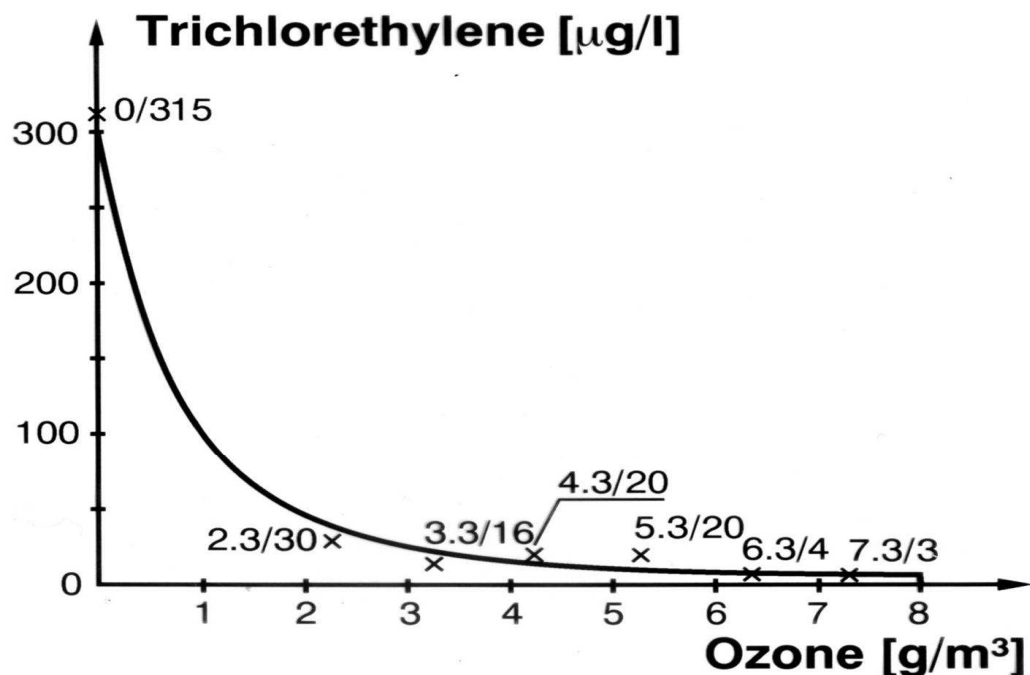


Abb. 5.2.1: Abbau von Trichlorethen durch radikalische Reaktion mit Ozon und UV [LEITZKE, 1992]

Im Rahmen eines Forschungsprojekts („Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung“ „Mikrolight“ Phase 2) wurden durch die RWTH Aachen Versuche an den Abläufen der halbertechnischen Kläranlage Neuss des LANUV und der Kläranlage Neuss-Süd durchgeführt.

Der Betrieb einer Pilotanlage (Ozon + UV) im großtechnischen Maßstab zur Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen steht noch aus. Hier besteht Forschungsbedarf.

Für das Klärwerk Gut Marienhof (bei München), welches bereits mit einer UV-Desinfektionsanlage für den Sommerbetrieb ausgerüstet ist, wurden bereits verschiedene Betriebszustände eines UV/H₂O₂ Verfahrens im Labormaßstab getestet und dann in einer Pilotanlage im Klärwerk validiert. Erste Ergebnisse zeigen, dass eine Einhaltung möglicher UQN für das photolytisch abbaubare Diclofenac durch eine Erhöhung der UV-Dosis um den Faktor 1-2 (UQN = 100 ng/l) bzw. 3-4 (UQN = 50 ng/l) umsetzbar sind. Eine Zudosierung von H₂O₂ verbessert die Entfernung von Diclofenac noch geringfügig. Für eine effektive Oxidation von Spurenstoffen (>80%), die nicht photolytisch entfernt werden können, sind deutlich höhere UV-Dosen und H₂O₂-Dosen von 10 – 20 mg/l notwendig, die allerdings von der Zusammensetzung der Wassermatrix abhängen. Weitere Untersuchungen beinhalten die Steuerung des Verfahrens im kontinuierlichen Betrieb sowie den Einfluss schwankender Zulaufkonzentrationen der Wassermatrix auf die Entfernung der Spurenstoffe mit dem UV/ H₂O₂-Verfahren [HÜBNER ET AL., 2016].

5.4.2 Dichte Membranen

Zu den Verfahren aus dem Bereich der dichten Membranen gehören die Nanofiltration und die Umkehrosmose. Beide Verfahren benötigen einen Vordruck > 2 bar für die Passage des zu reinigenden Mediums durch die jeweilige Membran. An der Membran werden gelöste und ungelöste Stoffe zurückgehalten. Die Abscheidung erfolgt bei der Nanofiltration durch Größenausschluss und bei der Umkehrosmose durch Ladungseffekte. Für den Einsatz der Membrantechnik ist eine sehr gute Vorreinigung des zu behandelnden Mediums erforderlich. Andernfalls können Verblockungen und Beläge den Durchfluss durch die Membran behindern. Dichte Memb-

ranen können sowohl ein breites Spektrum von Spurenstoffen sowie Keime fast vollständig zurückhalten. Allerdings fallen bis zu 25 % des behandelten Volumens als Konzentrat bzw. Retentat an. Eine Weiterbehandlung oder Entsorgung der Reststoffe ist gegenwärtig nicht wirtschaftlich. Ferner ist der Einsatz von Membrantechnik gegenüber einer Behandlung mit Ozon oder Aktivkohle mit deutlich höheren Betriebskosten verbunden. Aus den genannten Gründen ist die Membrantechnik zur Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen nicht oder nur in Einzelfällen sinnvoll anwendbar [ABEGGLEN ET AL., 2012]. Sie findet in der vorliegenden Machbarkeitsstudie daher keine weitere Beachtung.

6 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

Für die Einbindung der Anlagen zur Mikroschadstoffelimination steht im westlichen Teil des Kläranlagengeländes eine Freifläche von rd. 8.200 m² zur Verfügung. Bei der Fläche handelt es sich um eine Ausgleichfläche der 1. Kläranlagenerweiterung.

Die relativ niedrigen CSB- und Nitritfrachten im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Augustdorf lassen hohe Standzeiten der Aktivkohle bzw. eine geringe Zehrung bei den oxidativen Verfahren erwarten. Der Feststoffgehalt im Ablauf der Nachklärung (AFS) schwankt in Abhängigkeit der Jahreszeiten zwischen 2,5 und 7,5 mgTS/l. Die gemessenen Feststoffkonzentrationen im Ablauf der Nachklärung liegen im Mittel deutlich unter 15 mgTS/l. Somit ist eine feststoffarme Beschickung der nachfolgenden Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination gewährleistet.

Die Existenz von Bromid ist weder im Trinkwasser noch im Gewässer zu erwarten. Eine im Rahmen des aktuellen Monitoring-Programms durchgeführte Analyse im Kläranlagenablauf ergab keine nachweisbare Konzentration. Somit kann die Existenz von Bromid ausgeschlossen werden. Der Einsatz von Ozon zur Mikroschadstoffelimination ist daher gefahrlos möglich.

Das vorhandene hydraulische Gefälle zwischen der Nachklärung und der Ablaufleitung reicht nicht aus um die Anlagen der 4. Reinigungsstufe auf dem Gelände der Kläranlage mit einem freien Gefälledurchfluss zu integrieren. Daher ist die Installation eines zusätzlichen Hebewerkes erforderlich.

Die besten Wirkungsgrade bei geringen Förderhöhen und relativ großen Wassermengen liefern Schneckenpumpen. Ferner können Schneckenpumpen ihre Fördermenge stufenlos zwischen dem Tastpunkt und dem Füllpunkt selbst regeln. Sie fördern jede zufließende Wassermenge bis zu ihrer Nennleistung, unabhängig von deren Schwankungen. Aus den genannten Gründen wird ein Schneckenpumpwerk vorgesehen. Das Pumpwerk wird je nach Variante auf den jeweils maximalen Bemessungszufluss der 4. Reinigungsstufe ausgelegt. Das Schneckenpumpwerk wird redundant ausgelegt.

Wie bereits in Kapitel 1.1 erwähnt, wird der Kläranlagenablauf vor der Einleitung in das Gewässer über ein Teichbauwerk geführt. Die Distanz zwischen Kläranlage und dem Teich beträgt ca. 2,7 km. Der Teich verfügt über eine Oberfläche von rd. 13.300 m². Hinsichtlich der Tiefe liegen derzeit keine gesicherten Aussagen vor. Bei einem "sicheren" Ansatz einer mittleren Tiefe von lediglich 0,5 m wäre mit rd. 6.500 m³ bereits ein mehr als ausreichendes Volumen für eine biologische Nachbehandlung vorhanden. Es wird davon ausgegangen, dass im Profil Wassertiefen bis 2,0 m vorhanden sind. Die Teichanlage ist komplett eingefriedet und als Abwasseranlage gekennzeichnet.

In Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold kann diese Teichanlage für die biologische Nachbehandlung des ozonisierten Abwasser verwendet werden. Somit entfällt, für die Varianten mit Ozon, die Erfordernis des Neubaus einer separaten Stufe zur biologischen Nachbehandlung.

6.1 Variante 1: Ozonierung

Eine Möglichkeit der Elimination von Mikroschadstoffen ist die Abwasserbehandlung mit Ozon. Die Anlage wird dem konventionellen biologischen Reinigungsprozess nachgeschaltet. Auf eine vorgeschaltete Filtration wird aufgrund der vorhandenen relativ geringen organischen Hintergrundbelastung im Ablauf der Nachklärung verzichtet.

Die verfahrenstechnische Auslegung der Anlagen zur Ozonierung erfolgt auf der Grundlage der innerhalb von Kapitel 4 aufgeführten Bemessungsgrößen für einen Teilstrom.

$$Q_{\text{Bem}}: \quad 125 \text{ m}^3/\text{h} \quad (Q_{\text{T,h,max}})$$

$$Q_{\text{T2h,min}}: \quad 20 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$Q_{\text{T,dam}}: \quad 1.300 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{DOC Ablauf NKB} : \quad 9 \text{ g}/\text{m}^3$$

$$\text{NO}_2\text{-N Ablauf NKB}: \quad 0,2 \text{ g}/\text{m}^3$$

6.1.1 Variante 1a: Ozonanlage mit simultaner Absorption und Reaktion nach den aktuellen Empfehlungen zur MS-Elimination

Die Anlage arbeitet nach dem Prinzip der simultanen Absorption und Reaktion, d.h. die Prozesse Absorption und Reaktion finden innerhalb ein und desselben Behälters (Ozonreaktor) statt. Dieses Verfahren ist für die Elimination von Mikroschadstoffen durch zahlreiche Versuche auf anderen Kläranlagen erprobt worden. Die nachfolgend beschriebenen Auslegungskriterien basieren auf diesem Verfahren.

Die maximale erforderliche Ozon-Produktionskapazität bei maximaler Anlagenbeschickung wird in Abhängigkeit der Parameter DOC und Nitrit im Ablauf der Nachklärung ermittelt zu:

$$B_{O_3, \max} = Q_{\text{Bem}} * Z_{\text{spez}} * c_{\text{DOC}} + 3,43 \text{ gO}_3/\text{gNO}_2\text{-N} * c_{\text{NO}_2\text{-N}}$$

$$B_{O_3, \max} = 125\text{m}^3/\text{h} * 0,9\text{gO}_3/\text{gDOC} * 9\text{gDOC}/\text{m}^3 + 3,43\text{gO}_3/\text{gNO}_2\text{-N} * 0,2\text{NO}_2\text{-Ng}/\text{m}^3$$

$$B_{O_3, \max} = 1,098 \text{ kgO}_3/\text{h}$$

gewählt: 1,2 kgO₃/h

Die maximale Ozon-Dosis beträgt 9,7 g/m³. Die Ozon-Produktionskapazität bei minimaler Anlagenbeschickung wird analog ermittelt zu $B_{O_3, \min} = 0,1 \text{ kgO}_3/\text{h}$.

Untersuchungen auf der ZKA Detmold haben ergeben, dass eine Ozon Konzentration von 7,5 g/m³ die Einhaltung der in MKULNV (2014) vorgeschlagenen Bewertungskriterien mit Ausnahme der Röntgenkontrastmittel bewirkt. Eine weitere Steigerung der Ozondosis auf 10 g/l bewirkt keine weitere Verbesserung der Eliminationsleistung. Eine Auslegung der Ozonerzeugung auf 10 g/l wird jedoch als sinnvoll erachtet, um im Falle einer hohen Belastung des Abwassers mit Mikroschadstoffen (Hochlastfall), genügend Reserven bereitstellen zu können [MEIER ET AL., 2014].

In Abhängigkeit der Abwasserinhaltsstoffe schwankt die Ozon-Dosis zwischen 5 und 10 g/m³. Dieses entspricht einer spezifischen Dosierung von 0,5 bis 0,9

gO_3/gDOC . Für die Berechnung der Betriebskosten (Energie- und Sauerstoffbedarf) wird eine mittlere Ozon-Produktionskapazität auf der Basis des mittleren täglichen zu behandelnden Abwasservolumenstroms angesetzt. Diese beträgt $0,43 \text{ kgO}_3/\text{h}$. Bei der Ermittlung wurden zusätzlich auch Schwankungen des DOC mit berücksichtigt. Es wird eine mittlere Ozon-Dosis von rd. $8,0 \text{ g/m}^3$ gewählt.

Im Rahmen der Studie wurden keine Batch-Tests zur Bestimmung der Ozonzehrung durchgeführt. Eine Dimensionierung des erforderlichen Reaktorvolumens unter Berücksichtigung der Zehrung ist daher nicht möglich. Die Berechnung erfolgt ersatzweise auf der Basis einer Kontaktzeit von 25 Minuten (anstelle von 15 Minuten) bei Beschickung mit Q_{Bem} . Das erforderliche Volumen des Ozonreaktors wurde ermittelt zu rd. 50 m^3 . Diese Wahl enthält Sicherheiten. Im Rahmen weiterführender Planungen wird hier noch Einsparpotential erwartet. Weitere Details zur verfahrenstechnischen Auslegung können den Anlagen entnommen werden.

Für die Einbindung der Anlagen zur Ozonerzeugung und -behandlung stehen auf der Kläranlage Augustdorf keine geeigneten, ungenutzten Bauwerke zur Verfügung. Die Anlage zur Ozonerzeugung wird als Containeranlage geplant.



Abb. 6.1.1: Ozonanlage Bad Sassendorf in Containerbauweise (Quelle: MKULNV, 2013

Die Abbildung 6.1.2 zeigt die Anordnung der Anlagenkomponenten auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf.

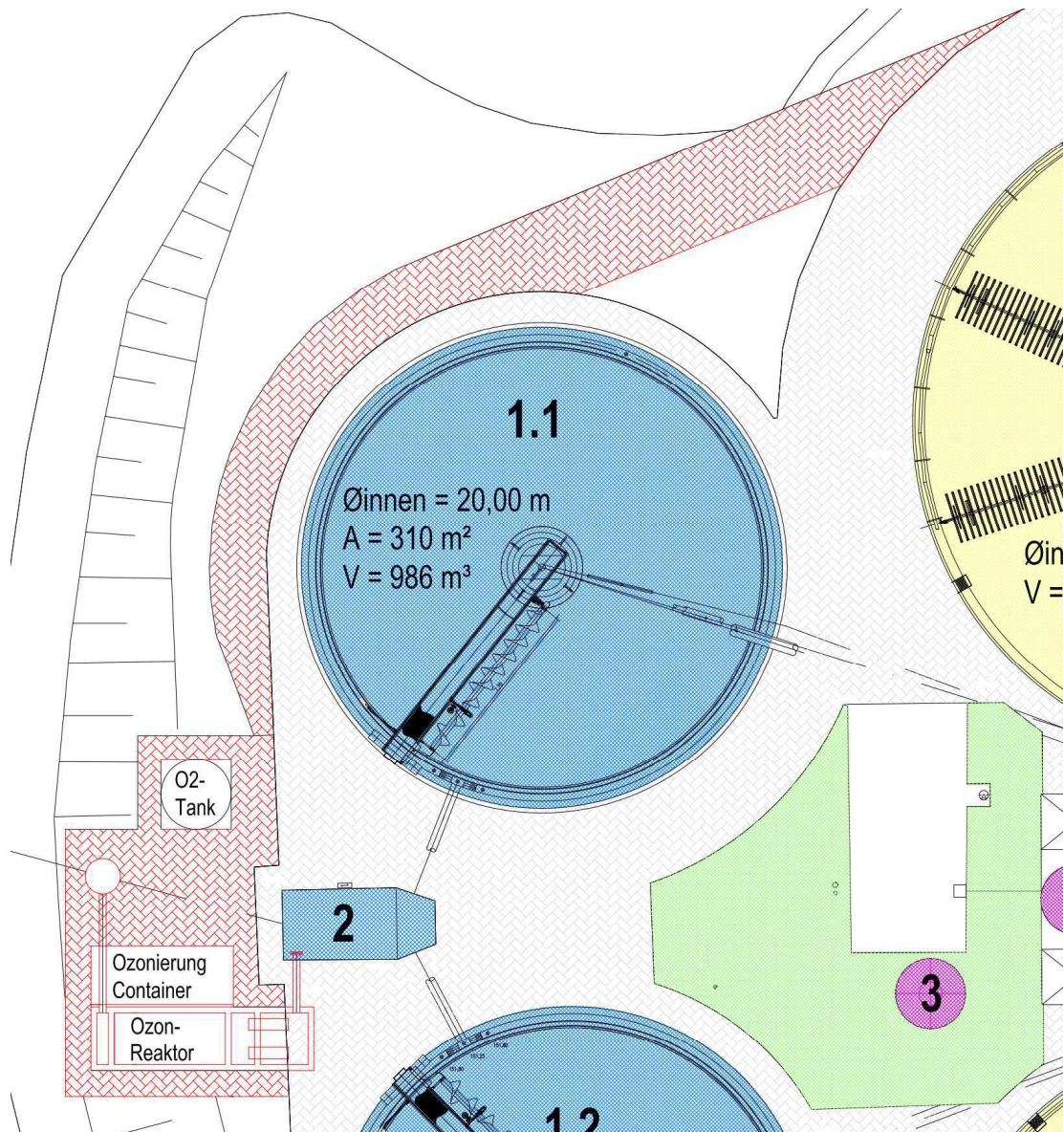


Abb. 6.1.2: Anordnung der Variante 1a auf der KA Augustdorf

Die Anlagenbeschickung erfolgt über ein Schneckenpumpwerk mit zwei Stück Rohrschneckenpumpen mit Förderleistungen von jeweils bis zu 125 m³/h (redundante Ausführung). Der Betrieb ist über Frequenzumformer vorgesehen.

Der Ozonreaktor wird einstraßig aus Stahlbeton hergestellt. Der Ozoneintrag erfolgt über Diffusoren. Somit entfällt ein Pumpkreislauf für einen Injektor.

Zur Effizienzsteigerung der Ozonreaktion werden innerhalb des Reaktionsbehälters Leit- und Tauchwände aus Edelstahl vorgesehen. Für O_3 -Konzentrationen unter 20 ppm ist Beton der Qualität "WU-Beton" (Weiße Wanne) ausreichend beständig gegen Ozon. Die Ausführung einer speziellen Beschichtung ist nicht erforderlich.

Für einen möglichst wirtschaftlichen Betrieb werden die Bauwerke tief gegründet. Die Einbindung der Bauwerke in das Erdreich erfolgt so, dass der Ablauf aus dem Ozonreaktor frostfrei mit ausreichender Fallhöhe über dem maximalen Wasserspiegel in der Ablaufleitung eingeleitet werden kann.

Die Aufstellung des Ozongenerators sowie aller zusätzlich benötigten Anlagenkomponenten wie Kühler und Schaltanlage, etc. ist in einem Container vorgesehen.

Der Container und der Flüssigsauerstofftank werden in unmittelbarer Nähe zum Ozonreaktor, im Bereich des vorhandenen MID-Schachts, aufgestellt. Im Umfeld des Sauerstofftanks wird ein Sicherheitsabstand von 5,0 m eingehalten. Die Positionierung des Sauerstofftanks in unmittelbarer Nähe zur Ozonanlage ermöglicht eine wirtschaftliche Ausführung der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.

Die vorhandenen Verkehrswege (Betonpflaster) werden für die Belieferung mit Sauerstoff entsprechend erweitert.

Die Ozonanlage verfügt über eine elektrische Anschlussleistung (einschl. Hebewerk) von rd. 25 kW. Für die elektrische Einbindung der Ozonierung wird ein Leistungsabgang innerhalb der NSHV im Betriebsgebäude eingerichtet. Für die Auslegung des Leistungsabgangs ist neben der elektrischen Leistung der Ozonanlage und des Hebewerks auch der Leistungsbedarf der Tankwagenpumpe zu berücksichtigen. Hier wird eine 63 A CEE-Steckdose ($P_{\max} = 43,6 \text{ kW}$) benötigt.

Innerhalb des Containers wird eine Niederspannungsschaltanlage zur Versorgung, und Steuerung der Anlagen errichtet. Die Steuerung erfolgt mit einer SPS. Es werden verschiedene Regelungskonzepte integriert. Sämtliche für einen sicheren und wirtschaftlichen Betrieb der Anlage erforderlichen Messungen werden eingeplant.

6.1.1.1 Kostenermittlung Variante 1a

Die Investitions- und Betriebskosten der beschriebenen Variante 1a werden auf der Grundlage aktueller Angebotspreise, vorliegender Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur ermittelt.

Investitionskosten:

Zur Bestimmung der erforderlichen Investitionskosten werden im Wesentlichen die Herstellungskosten der nachfolgend aufgeführten Komponenten berücksichtigt:

- Einbindung einer Rohrleitung mit Absperrarmatur in den MID-Schacht.
- Neubau eines Schneckenpumpwerks aus Stahlbeton, einschl. 2 Stück Rohrschneckenpumpen.
- Neubau eines Ozonreaktors aus Stahlbeton (Wassertiefe 6,0 m).
- Neubau Fundamente aus Stahlbeton für die Aufstellung der Ozon-Containeranlage und des Flüssigsauerstofflagertanks.
- Neubau Ozon-Containeranlage mit Ozongenerator, Ozon-Eintragungssystem Ozonreaktor ($V=50 \text{ m}^3$), Restozonvernichter, Kühlwasserversorgung, Instrumentenluftversorgung, Messungen Umgebungsluft (O_2 und O_3), O_3 -Messungen im Produkt- und Abgas, Niveaumessung Pumpwerk, interne Verrohrung und Verkabelung sowie dem Container.
- Elektrische Schaltanlage der v.g. Anlage sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV Ozon).
- Herstellen der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.
- Erstellung einer Verkehrsfläche für LKW-Verkehr.
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS der Kläranlage.

Die Kostenermittlung für die Kostengruppen Bau, Maschinentechnik und Technische Ausrüstung erfolgt per EDV. Es ergeben sich folgende Herstellungskosten:

| | EUR netto | EUR brutto |
|---|-------------------|---------------------|
| Bautechnik: | 186.000,00 | 221.340,00 |
| M.-Technik: | 379.000,00 | 451.010,00 |
| E-/MSR-Technik: | 263.000,00 | 312.970,00 |
| Baunebenkosten (Genehmigungen, Honorare, etc. rd. 20%): | 165.000,00 | 196.350,00 |
| Summe: | 993.000,00 | 1.181.670,00 |

Tab. 6.1.1.1: Zusammenstellung der Herstellungskosten Variante 1a

Weitere Details sind den Anlagen zu entnehmen.

Betriebskosten:

Die Betriebskosten beinhalten die wesentlichen Betriebsstoffe wie: Energie, O₂-Bedarf, etc., sowie Wartungs- und Personalkosten. Darüber hinaus werden die zu erwartenden Einsparungen durch eine ggf. erzielte Verbesserung der Wasserqualität berücksichtigt.

Die Kosten für den Bezug von elektrischer Energie sind auf der Grundlage der Jahresabrechnung 2015 der Kläranlage Augustdorf abgeleitet worden.

Die angegebenen spezifischen Kosten für den Bezug von Flüssigsauerstoff sowie die Mietkosten für den Lagertank stammen aus aktuellen Angeboten. Sie enthalten sämtliche Kosten für die Herstellung und den Transport.

| Kostengruppe | Kostenansätze (brutto) | Betriebskosten (brutto) |
|----------------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Energiebezug: | 0,20 EUR/kWh | 12.733 EUR/a |
| O ₂ -Bezug: | 0,18 EUR/m ³ | 4.715 EUR/a |
| Miete O ₂ -Lagertank: | 420,0 EUR/Monat | 5.040 EUR/a |
| Wartung- / Instandhaltung: | | |
| für Bautechnik: | 1,0% der Baukosten | 2.213 EUR/a |
| für M-Technik: | 3,0% der Baukosten | 13.530 EUR/a |
| für E-Technik: | 2,0% der Baukosten | 6.259 EUR/a |
| Personal | 50.000 EUR/(P*a) | 25.000 EUR/a |
| Einsparung | | |
| Abwasserabgabe: | 17,90 EUR/SE (50%) | 0,00 EUR/a |
| Summe: | | 69.490 EUR/a |

Tab. 6.1.1.2: Zusammenstellung der Betriebskosten Variante 1a

Der angesetzte Prozentsatz für Wartungs- und Instandhaltungskosten wurde auf der Basis der tatsächlich anfallenden Kosten für die Wartung der Ozonanlage und der weiteren installierten Maschinenteknik ermittelt. Die Berechnungsbasis hierfür ist ein Wartungsvertrag der Fa. Xylem Water Solutions Deutschland GmbH.

Unabhängig von den Lösungsvarianten werden für den Betrieb einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen spezielle Fachkenntnisse und gut ausgebildetes Personal vorausgesetzt. Insgesamt wird für alle Varianten ein, gegenüber dem IST-Zustand, erhöhter Personalaufwand in Höhe von 0,5 Personen angesetzt.

Derzeit fällt eine Abwasserabgabe gem. AbwAG lediglich für die Parameter CSB, P_{ges} und N_{ges} an. Die Überwachungswerte werden jedoch bereits heute niedriger erklärt, so dass jeweils nur 50% des Abgabesatzes erhoben werden. Durch die Anwendung einer Ozonierung werden die genannten Parameter nicht weiter reduziert. Somit wird hier keine Einsparung der Abwasserabgabe gegenüber dem IST-Zustand erreicht.

Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

Zum Vergleich der einzelnen Lösungsvarianten wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes (PKBW) und der Jahreskosten werden ein einheitlicher Zinssatz von 3,0 % und unterschiedliche Preissteigerungen zwischen 0 und 3 % (siehe Tabelle Datenerhebung und Kostenermittlung, Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, NRW) berücksichtigt.

Die Nutzungsdauern der einzelnen Kostengruppen betragen:

| | |
|-------------|----------|
| Bautechnik: | 30 Jahre |
| M-Technik: | 15 Jahre |
| E-Technik: | 10 Jahre |

Im betrachteten Nutzungszeitraum werden demnach für die M-Technik einmal und für die E-Technik zweimal Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Für die Variante 1a beträgt der Projektkostenbarwert **rd. 3,50 Mio. €.**

Die zugehörigen Jahreskosten werden ermittelt zu **rd. 179.050 €/a.**

Dies entspricht spezifischen Kosten von **rd. 0,38 €/m³** oder **12,61 €/(EW·a).**

Für den Kostenvergleich wird die in Aussicht gestellte Förderung in Höhe von 70% der Investitionskosten zunächst nicht berücksichtigt.

6.1.2 Variante 1b: Ozonanlage mit getrennter Absorption und Reaktion

Diese Lösungsvariante arbeitet nach dem gleichen Grundprinzip wie die Anlage der Variante 1a. Ein entscheidender Unterschied gegenüber der Lösung nach Variante 1a besteht darin, dass bei der Variante 1b die Prozesse Absorption und Reaktion räumlich getrennt ablaufen. Aus Sauerstoff erzeugtes Ozon wird in einem Teilwasserstrom absorbiert und dann mit dem Hauptstrom vermischt, wo es mit den Wasserinhaltsstoffen reagiert [LEITZKE, 1983], [LEITZKE, 1993].

Die Ozonabsorption und Sauerstoffdesorption finden hier innerhalb eines geschlossenen Absorptionsbehälters bei ca. 6,0 bar statt. Gegenüber dem in der aktuellen Literatur zur Elimination von Mikroschadstoffen beschriebenen Verfahren verfügt das herkömmliche Verfahren über wesentliche Vorteile:

- Durch den höheren Ozonpartialdruck innerhalb des Absorbers wird die Ozonabsorption begünstigt und somit die Löslichkeit gesteigert.
- Es besteht die Möglichkeit den nicht in Ozon umgewandelten und aufgefangenen Sauerstoff nach einer Trocknung erneut für die Ozonerzeugung zu nutzen. Bei kleineren Anlagen (Verzicht auf eine O₂-Separation und -Trocknung) kann das Abgas aus dem Absorber der biologischen Stufe der Kläranlage zugeführt werden.
- Durch die Trennung der Verfahrensschritte Absorption und Reaktion wird die Ausnutzung des produzierten Ozons gesteigert. Hierdurch sind auch kürzere Verweilzeiten (lediglich ca. 2,0 Minuten) des Ozons zur Reaktion mit den Wasserinhaltsstoffen möglich.

Somit sind, gegenüber den bisher getroffenen Dimensionierungsvorschlägen, eine Reduzierung des Ozonbedarfs sowie des erforderlichen Reaktionsvolumens zu erwarten [LEITZKE, 2016].

Durch die verfahrensbedingt vorhandene höhere Ozonausnutzung wird abweichend zu Variante 1a eine maximal erf. Ozon-Produktionskapazität von $B_{O_3, \max} = 1,1$ kgO₃/h gewählt. Dieses entspricht einer maximalen Ozon-Dosis von 8,8 g/m³.

Die Ozon-Produktionskapazität bei minimaler Anlagenbeschickung wird ermittelt zu $B_{O_3, \min} = 0,07$ kgO₃/h.

Abweichend zu Variante 1a wird eine spezifische Dosierung von 0,3 bis 0,9 gO₃/gDOC angesetzt [Leitzke, 1993].

Für die Berechnung der Betriebskosten (Energie- und Sauerstoffbedarf) wird eine mittlere Ozon-Produktionskapazität auf der Basis des mittleren täglichen zu behandelnden Abwasservolumenstroms angesetzt. Diese beträgt 0,33 kgO₃/h und entspricht einer mittleren Ozon-Dosis von 6,0 g/m³.

Da für die getrennte Absorption und Reaktion hinsichtlich der Elimination von Mikro-schadstoffen keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen, ist dieser Ansatz moderat gewählt worden. Gleiches gilt für die Kontaktzeit im Ozonreaktor. Diese wird daher eher konservativ zu 5,0 Minuten angesetzt. Hier besteht Forschungsbedarf.

Fließschema Ozonierung nach Leitzke

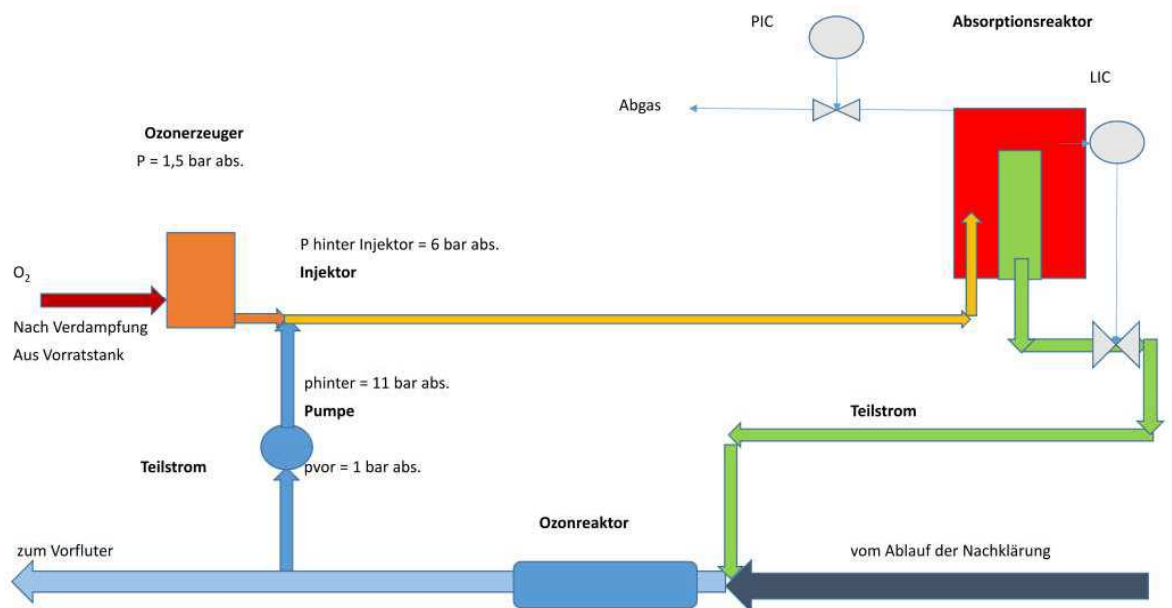


Abb. 6.1.3: Fließschema einer Ozonierung mit getrennter Absorption und Reaktion nach Leitzke (Quelle: UWA Anlagenbau GmbH & Co. KG, 2016)

Die Aufstellung und Einbindung der Anlage auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf entspricht im Wesentlichen der Variante 1a. Die Ozonanlagen unterscheiden sich lediglich durch die unterschiedlichen Baugrößen des Ozonreaktors (Tiefe ca. 2,0 m gegenüber 6,0 m bei V1a) und das unterschiedliche O_3 -Eintragsverfahren (Injektor statt Diffusoren).

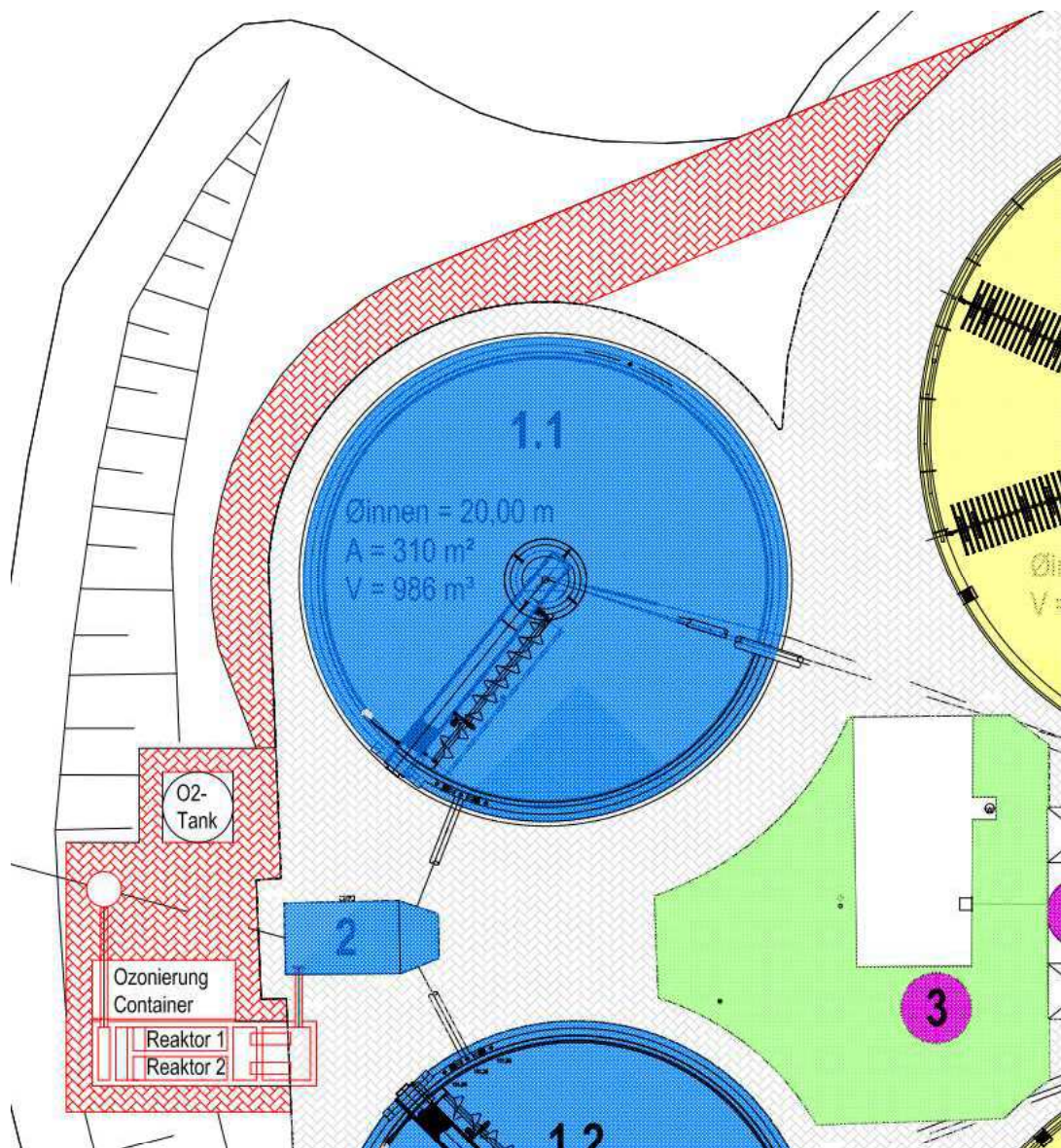


Abb. 6.1.3: Anordnung der Variante 1b auf der KA Augustdorf

Das Verfahren der getrennten Absorption und Reaktion kann wie folgt beschrieben werden. Innerhalb des Ozonerzeugers wird Ozon aus Sauerstoff erzeugt und mit einem ausreagierten Teil- und Kreiswasserstrom, der mit einer Pumpe hinter dem

Ozonreaktor entnommen wird, mittels einer Kreiselpumpe mit integrierter Strahlpumpe angesaugt. Das Ozon wird mit dem Teil- und Kreiswasserstrom in eine Absorptions- und Desorptionsbehälter mit einer kurzen Verweilzeit gefördert.

Innerhalb des Absorptionsbehälters wird der Prozessdruck konstant auf einem Level von 6,0 bar gehalten. Das Gas wird im Wasser gelöst. Oberhalb des inneren Zylinders dieses Behälters trennt sich das Wasser-Gas-Gemisch in Ozon-Starkwasser und Gas. Das Gas (Sauerstoff und Restozon) kann der biologischen Abwasserreinigungsstufe zugeführt werden oder es wird zur Vernichtung über einen Abgas CAT (Restozonvernichter) geführt. Für größere Anlagen ist ggf. eine Gasaufbereitung wirtschaftlich einsetzbar. Der getrocknete Sauerstoff kann somit erneut für die O₃-Erzeugung innerhalb des Ozonerzeugers verwendet werden. Im Fall der Kläranlage Augustdorf wird eine Vernichtung des Restozons vorgesehen.

Das entgaste Wasser mit dem gelösten Ozon und Sauerstoff wird aus dem Ozonabsorber zur Reaktion mit dem Abwasser in den Ozonreaktor gefördert. Innerhalb des Ozonreaktors erfolgt die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe.

Durch die hohen O₃-Konzentrationen innerhalb des Teilstroms (Ozon-Starkwasser mit ca. 100 gO₃/l) werden bei der Zusammenführung mit dem Hauptstrom örtlich sehr hohe Eliminationsraten erreicht. Dieses bewirkt neben einer rechnerisch, gegenüber dem Verfahren nach Variante 1a, geringeren O₃-Dosis auch eine Verringerung der Kontaktzeit innerhalb des Ozonreaktors. Die Ozonproduktion sowie der Teil- und Kreislaufwasservolumenstrom können in Abhängigkeit des Hauptvolumenstroms und / oder der O₃-Konzentration am Ablauf des Ozonreaktors geregelt werden.

Zur Elimination von Restozon vor der Einleitung in die 2,7 km lange Rohrleitung zum Schönungsteich wird eine UV-Anlage zur Restozonumwandlung installiert.

6.1.1.2 Kostenermittlung Variante 1b

Die Investitions- und Betriebskosten der beschriebenen Variante 1b werden auf der Grundlage aktueller Angebotspreise, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur ermittelt.

Investitionskosten:

Zur Bestimmung der erforderlichen Investitionskosten werden im Wesentlichen die Herstellungskosten der nachfolgend aufgeführten Komponenten berücksichtigt:

- Einbindung einer Rohrleitung mit Absperrarmatur in den MID-Schacht.
- Neubau eines Schneckenpumpwerks aus Stahlbeton, einschl. 2 Stück Rohrschneckenpumpen.
- Neubau eines Ozonreaktors aus Stahlbeton (Tiefe, ca. 2.0 m).
- Neubau Fundamente aus Stahlbeton für die Aufstellung der Ozon-Containeranlage und des Flüssigsauerstofflagertanks.
- Neubau Ozon-Containeranlage mit Ozongenerator, Ozon-Eintragssystem Ozonreaktor ($V=10\text{ m}^3$), Restozonvernichter, Kühlwasserversorgung, Instrumentenluftversorgung, Messungen Umgebungsluft (O_2 und O_3), O_3 -Messungen im Produkt- und Abgas, Niveaumessung Pumpwerk, interne Verrohrung und Verkabelung sowie dem Container.
- Elektrische Schaltanlage der v.g. Anlage sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV Ozon).
- Herstellen der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.
- Erstellung einer Verkehrsfläche für LKW-Verkehr.
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS der Kläranlage.

Die Kostenermittlung für die Kostengruppen Bau, Maschinentechnik und Technische Ausrüstung erfolgt per EDV. Es ergeben sich folgende Herstellungskosten:

| | EUR netto | EUR brutto |
|---|---------------------|---------------------|
| Bautechnik: | 140.500,00 | 167.195,00 |
| M.-Technik: | 500.000,00 | 595.000,00 |
| E-/MSR-Technik: | 260.000,00 | 309.400,00 |
| Baunebenkosten (Genehmigungen, Honorare, etc. rd. 20%): | 180.000,00 | 214.200,00 |
| Summe: | 1.080.500,00 | 1.285.795,00 |

Tab. 6.1.1.3: Zusammenstellung der Herstellungskosten Variante 1b

Weitere Details sind den Anlagen zu entnehmen.

Betriebskosten:

Die Betriebskosten beinhalten die wesentlichen Betriebsstoffe wie: Energie, O₂-Bedarf, etc. sowie Wartung- und Personalkosten. Darüber hinaus werden, die zu erwartenden Einsparung durch eine ggf. erzielte Verbesserung der Wasserqualität berücksichtigt.

Hinsichtlich der Kostenansätze gelten die Angaben aus Variante 1a.

| Kostengruppe | Kostenansätze (brutto) | Betriebskosten (brutto) |
|----------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Energiebezug: | 0,20 EUR/kWh | 10.028 EUR/a |
| O ₂ -Bezug: | 0,18 EUR/m ³ | 3.639 EUR/a |
| Miete O ₂ -Lagertank: | 420,0 EUR/Monat | 5.040 EUR/a |
| Wartung- / Instandhaltung: | | |
| für Bautechnik: | 1,0% der Baukosten | 1.672 EUR/a |
| für M-Technik: | 3,0% der Baukosten | 17.850 EUR/a |
| für E-Technik: | 2,0% der Baukosten | 6.188 EUR/a |
| Personal | 50.000 EUR/(P*a) | 25.000 EUR/a |
| Einsparung | | |
| Abwasserabgabe: | 17,90 EUR/SE (50%) | 0,00 EUR/a |
| Summe: | | 69.417 EUR/a |

Tab. 6.1.1.4: Zusammenstellung der Betriebskosten Variante 1b

Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

Zum Vergleich der einzelnen Lösungsvarianten wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes (PKBW) und der Jahreskosten werden ein einheitlicher Zinssatz von 3,0 % und unterschiedliche Preissteigerungen zwischen 0 und 3 % (siehe Tabelle Datenerhebung und Kostenermittlung, Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, NRW) berücksichtigt.

Die Nutzungsdauern der einzelnen Kostengruppen betragen:

| | |
|-------------|----------|
| Bautechnik: | 30 Jahre |
| M-Technik: | 15 Jahre |
| E-Technik: | 10 Jahre |

Im betrachteten Nutzungszeitraum werden demnach für die M-Technik einmal und für die E-Technik zweimal Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Für die Variante 1b beträgt der Projektkostenbarwert: **rd. 3,68 Mio. €.**

Die zugehörigen Jahreskosten werden ermittelt zu: **rd. 187.940 €/a.**

Dies entspricht spezifischen Kosten von: **rd. 0,40 €/m³ oder 13,24 €/(EW·a).**

Für den Kostenvergleich wird die in Aussicht gestellte Förderung in Höhe von 70% der Investitionskosten zunächst nicht berücksichtigt.

6.2 Variante 2: PAK-Adsorption

Eine weitere Möglichkeit der Elimination von Mikroschadstoffen ist die Abwasserbehandlung mit Pulveraktivkohle (PAK). Von den in Kapitel 5.2 beschriebenen Möglichkeiten der verfahrenstechnischen Einbindung kommen für einen wirtschaftlichen Betrieb auf der Kläranlage Augustdorf lediglich zwei Varianten in Betracht.

- a) PAK-Adsorption innerhalb eines Kontaktbeckens mit direkt nachgeschalteter Filtration und Rückführung der Kohle in die Belebung.
- b) PAK-Adsorption in der Belebung mit Filtration.

Diese Vorauswahl wird wie folgt begründet:

- Ziel ist eine Maximierung der Reinigungsleistung bei möglichst geringen Betriebskosten.
- Die vorhandene Bausubstanz und Beckenkapazität sollte möglichst genutzt werden.

Es hat sich herausgestellt, dass ein Kontakt der Kohle mit dem Belebtschlamm die Effizienz der Mikroschadstoffelimination durch Adsorption positiv beeinflusst. Dieses ist im Grunde auf die längere Kontaktzeit der Kohle mit dem Abwasser zurückzuführen. Ein Nachteil ist die erhöhte Abrasion, welche sich besonders im Bereich der Schlammentwässerung auswirken kann. Hier sind ggf. Anpassungen im Bereich der eingesetzten Entwässerungsmaschine (Dekanter) vorzunehmen.

Die Kläranlage Augustdorf verfügt über zwei ausreichend groß dimensionierte Nachklärbecken, so dass es möglich ist, die Kohle zusammen mit dem Belebtschlamm zu sedimentieren. Der Bau einer separaten Sedimentationsstufe ist nicht zwingend erforderlich.

Letztendlich erfolgt bei beiden Varianten eine Einmischung der Kohle über den Eintragspfad der Überschussskohle oder direkt in den Belebtschlamm, so dass der gesamte Kläranlagenablauf (bis $454 \text{ m}^3/\text{h}$) zum Rückhalt feindisperser PAK über eine Filtration zu führen ist.

Hinsichtlich des Klärschlammanfalls ist mit einer Erhöhung um den Anteil der PAK im Gesamtsystem zu rechnen. Im Fall der Kläranlage Augustdorf beträgt dieser für die zwei betrachteten Verfahrensvarianten rd. 0,5 % bzw. rd. 1,0 % im entwässerten Klärschlamm.

Grundsätzlich ist eine PAK-Dosierung innerhalb eines Kontaktbeckens (Variante 2a) gegenüber der Dosierung in die Belebung (Variante 2b) als vorteilhaft zu bewerten, da die geringere organische Hintergrundbelastung eine Verringerung der erforderlichen PAK-Menge in einer Größenordnung von 50% bewirkt. Ferner liegen für die Lösung nach Variante 2b derzeit nur sehr begrenzte Betriebserfahrungen vor.

6.2.1 Variante 2a: PAK Adsorption mit Kontaktbecken und Tuchfiltration

Die verfahrenstechnische Auslegung der Anlagen zur PAK Adsorption erfolgt auf der Grundlage der innerhalb von Kapitel 4 aufgeführten Bemessungsgrößen für einen Teilstrom.

| | |
|--------------------------------|--|
| Q_{Bem} : | 125 m ³ /h ($Q_{\text{T,h,max}}$) |
| $Q_{\text{T2h,min}}$: | 20 m ³ /h |
| $Q_{\text{T,daM}}$: | 1.300 m ³ /d |
| DOC Ablauf NKB : | 9 g/m ³ |
| NO ₂ -N Ablauf NKB: | 0,2 g/m ³ |

Die Anlage zur PAK Adsorption der Lösungsvariante 1a besteht grundsätzlich aus folgenden Komponenten:

- PAK Lager und -Dosiereinrichtung
- Beschickungspumpwerk Kontaktbecken (Auslegung: Q_{Bem} : 125 m³/h = 35 l/s)
- Kontaktbecken
- RW-Hebewerk Filtration (Auslegung Q_{M} : 329 m³/h = 95 l/s)
- Filtration

Bei dem relativ kleinen zu behandelnden Teilvolumenstrom wird das Kontaktbecken als Hochbehälter aus Stahl ausgeführt. Es werden zwei Hochsilos mit einem Volumen von jeweils 30 m^3 geplant. Somit ergibt sich für den Teilvolumenstrom von $125 \text{ m}^3/\text{h}$, bei einem Gesamtvolumen von $2 \times 30 \text{ m}^3 = 60 \text{ m}^3$, eine Kontaktzeit von rd. 30 Minuten.

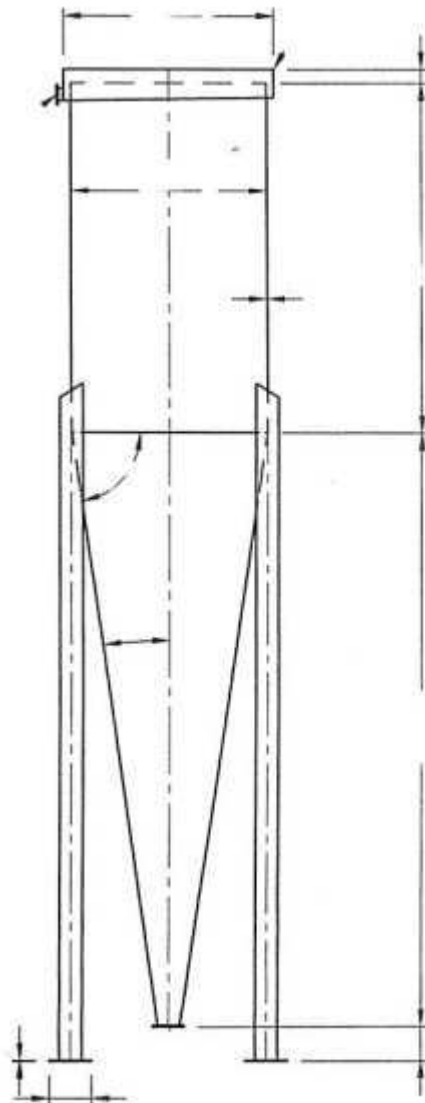


Abb. 6.2.1: PAK-Kontaktbehälter (Quelle: Sülzle Kopf Anlagenbau GmbH, 2016)

Die Beschickung der Kontaktbehälter erfolgt im Parallelbetrieb jeweils über eine Tauchmotorpumpe mit einer Förderleistung von $2 \times 17,5 \text{ l/s}$. Der Betrieb der Pumpen ist über Frequenzumformer vorgesehen. Somit ist nahezu die gesamte vorhandene Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der KA Augustdorf

dene Bandbreite des Trockenwetterzuflusses (30 - 125 m³/h) abgedeckt. Die Pumpen werden innerhalb des vorhandenen Ablaufschachtbauwerks (MID-Schacht) installiert. Das vorhandene Saugraumvolumen von rd. 2,0 m³ ist für den Betrieb der Pumpen ausreichend groß. Die Pumpen werden in Abhängigkeit des gemessenen Durchflusses sowie zusätzlich über das Niveau im Saugraum geregelt bzw. gesteuert.

Im Regenwetterfall wird das zusätzlich anfallende Abwasser über ein Schneckenpumpwerk in die Filtrationsanlage gehoben. Analog zu den bereits beschriebenen Varianten wird das Schneckenpumpwerk mit zwei Stück Rohrschneckenpumpen für einen redundanten Betrieb ausgelegt. Die Pumpenförderleistung beträgt jeweils bis zu 342 m³/h. Dieses entspricht dem zur Zeit zulässigen maximalen Abwasservolumenstrom der Einleitung (95 l/s). Der Betrieb ist über Frequenzumformer vorgesehen, so dass bei einem Betrieb der 4. Reinigungsstufe eine maximale Beschickung der nachgeschalteten Filtration (in Summe 125 m³/h + 329 m³/h = 454 m³/h) nicht überschritten wird.

Die PAK wird kontinuierlich aus einem Silo über eine hoch präzise Dosiereinrichtung (Kombination aus volumetrischer und gravimetrischer Dosierung mit TARA-Kompensation für eine Genauigkeit von +- 1 %) mit einem Treibwasserstrahl in den Zulauf zum Kontaktbehälter dosiert. Gemäß den Bemessungsempfehlungen aus der Fachliteratur wird eine mittlere Dosierung von 10 mgPAK/l angesetzt. Diese Dosierung sollte für eine 80%ige Eliminierung der gut adsorbierbaren Mikroschadstoffe ausreichend sein. Die genaue Dosierung ist nach den örtlichen Bedingungen mittels Labortests noch festzulegen.

Aufgrund des relativ geringen PAK-Jahresbedarfs rd. 12 m³/a. Wird für diese Verfahrensvariante kein Groß-Silo vorgesehen. Stattdessen werden PAK-Lagerungsbehälter mit einem Nettovolumen von rd. 1,5 m³ eingesetzt, sodass eine Anlieferung von zwei Lagerungsbehältern in einem dreimonatigen Zyklus erfolgen kann. Ein Lagerungsbehälter wird auf Führungsschienen auf dem Container der PAK-Dosierstation aufgesetzt. Der Wechsel der Lagerungsbehälter erfolgt mittels Stapler oder Radlader durch das Betriebspersonal.

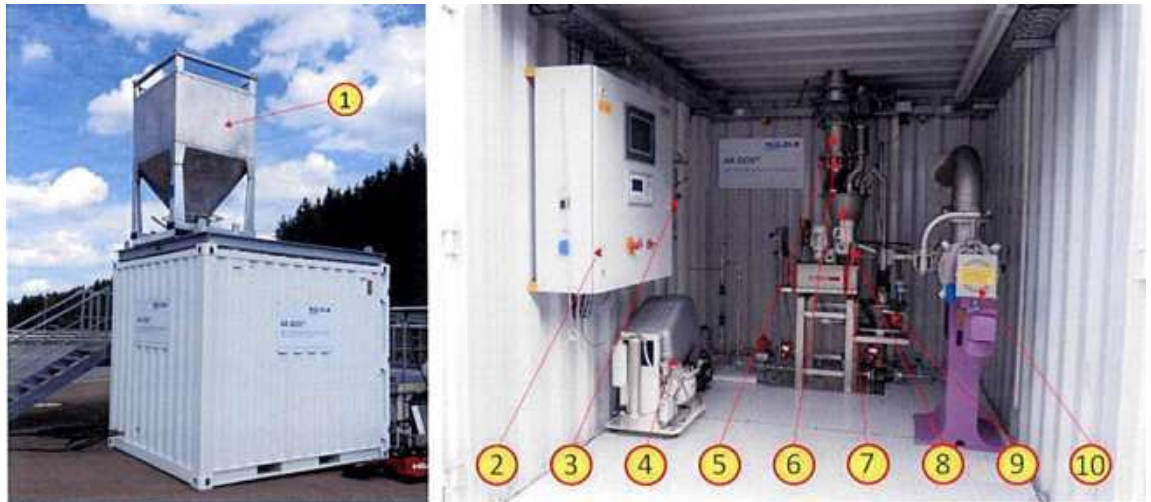


Abb. 6.2.2: PAK-Dosierstation (Quelle: Sülzle Kopf Anlagenbau GmbH, 2016)

1: PAK Lagebehälter (1,5 m³ Nutzvolumen), 2: Schaltanlage, 3: Druckluftverteiler, 4: Kompressor, 5: Vorlagerrohr, 6: Befüllklappe, 7: Dosiervorlagebehälter, 8: Feindosierer, 9: Einspüldisperser, 10: Filter

Der Kontaktbehälter wird im Fußpunkt beschickt. Aufgrund der großen Turbulenzen innerhalb der Beschickungrohrleitung und innerhalb des Behälters wird eine gute Einmischung der Kohle in den Abwasservolumenstrom erreicht. Die Behältergeometrie sorgt zusätzlich für eine ausreichende Durchmischung des frischen Abwasservolumenstroms mit dem Behälterinhalt, so dass auf den Einsatz von Rühraggregaten verzichtet werden kann. Innerhalb des Kontaktbehälters erfolgt eine Fällung und Flockung durch die Zugabe von Metallsalzen.

Bei geringeren Zulaufvolumenströmen kann eine wechselseitige Beschickung der Behälter erfolgen. Somit kann die Kohle innerhalb des nicht beschickten Behälters sedimentieren und ggf. abgezogen werden. Auf den Betrieb eines separaten Sedimentationsbeckens wird verzichtet, d.h. es findet keine separate Sedimentation zur Abscheidung der PAK-Fracht statt. Der Ablauf aus dem Kontaktbehälter wird zum Rückhalt der PAK direkt einer Filtration zugeführt.

Aufgrund der nachgewiesenen Eignung und Leistungsfähigkeit, des relativ geringen Platzbedarfs sowie der niedrigen Investitions- und Betriebskosten [ANDERS, 2016] wird eine Filtration als Tuchfilteranlage vorgesehen. Die Filtration wird für eine Fest-

stoffkonzentration von 25 mg/l bei einer hydraulischen Belastung von 454 m³/h ausgelegt.

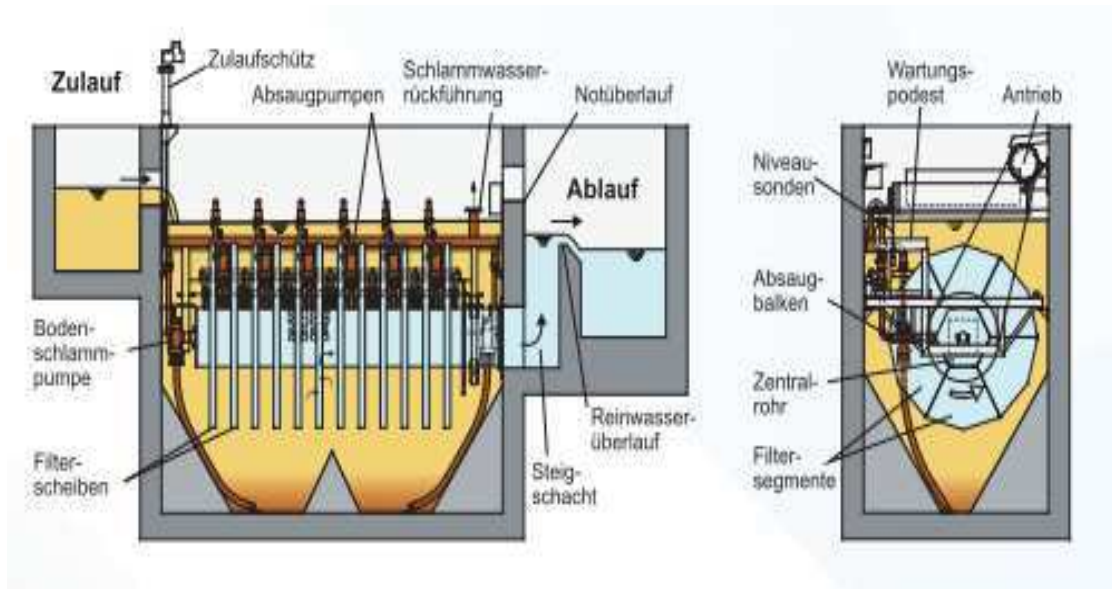


Abb. 6.2.3: Tuchfilteranlage (Quelle: Mecana Umwelttechnik GmbH, 2016)

Die Tuchfiltration besteht aus zwei parallel beschickten Filtermodulen mit einer Filterfläche von jeweils 30 m². Die Filtermodule werden innerhalb von Filterkammern aus Stahlbeton eingebaut. Im Rahmen der kontinuierlichen und regelmäßigen Filterreinigung werden die filtrierte bzw. abgetrennte Feststoffe von der Filteroberfläche bzw. aus den Filterkammern abgesaugt.

Um eine Mehrfachbeladung der Kohle mit Mikroschadstoffen zu erzielen, kann ein Teil der beladenen Feststofffracht zurück in den Kontaktbehälter gepumpt werden. Die restliche Kohle wird als Überschussschamm der Belebungsanlage zugeführt. Hier kann eine weitere Beladung erfolgen.

Der Abzug der Kohle aus dem System ist über den Überschussschamm gewährleistet.

Die Abbildung 6.2.4 zeigt die Anordnung der Anlagenkomponenten auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf.

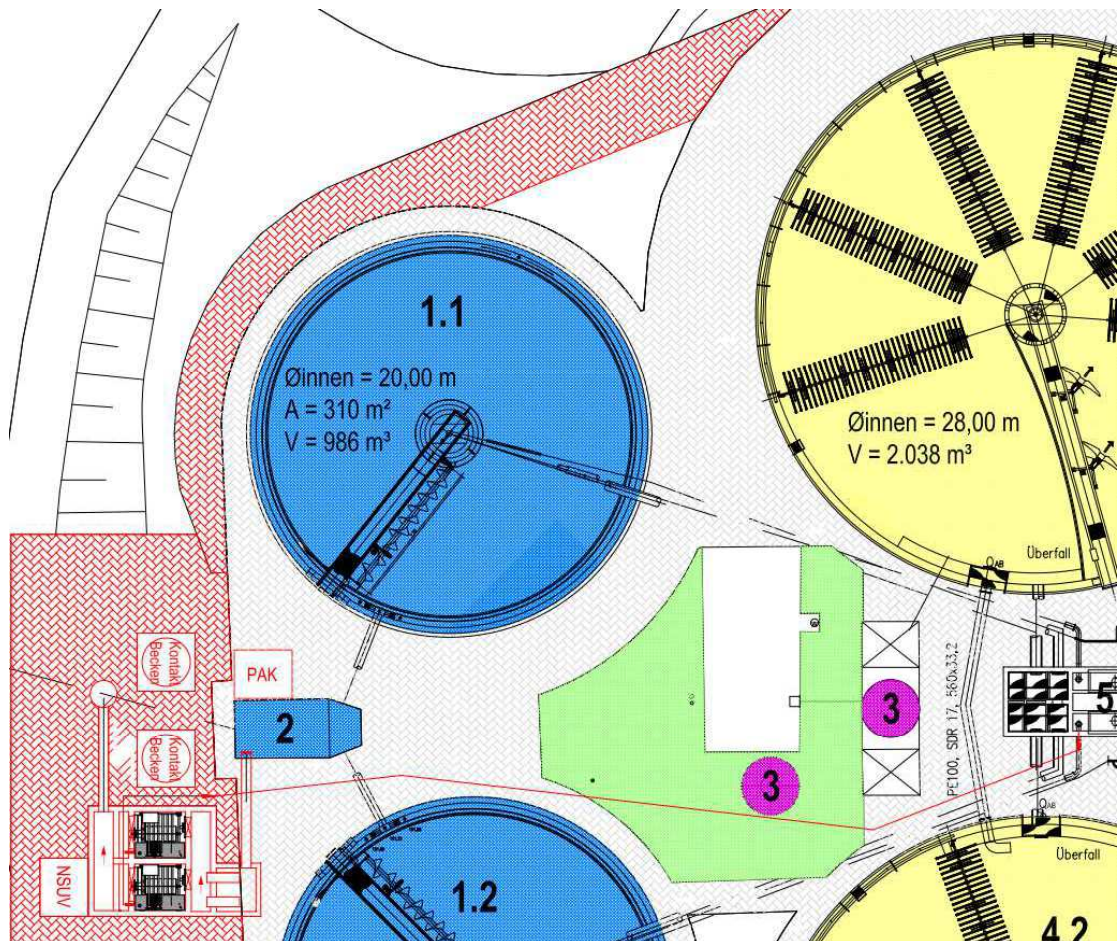


Abb. 6.2.4: Anordnung der Variante 2a auf der KA Augustdorf

Das Schneckenpumpwerk, die Filtration, die Hochbehälter (PAK-Silo und Kontaktbehälter) sowie eine Niederspannungsschaltanlage zur Versorgung und Steuerung der zugehörigen Antriebe werden in unmittelbarer Nähe zum vorhandenen MID-Schachtbauwerk angeordnet.

Die vorhandenen Verkehrswege (Betonpflaster) werden für die Wartung und den Betrieb der Anlage sowie für die Belieferung mit PAK entsprechend erweitert.

Die PAK-Anlage verfügt über eine elektrische Anschlussleistung (einschl. Beschickungspumpen, Brauchwasserpumpen, RW-Hebewerk und Filtration) von

rd. 30 kW. Für die elektrische Einbindung wird ein Leistungsabgang innerhalb der NSHV im Betriebsgebäude eingerichtet.

Die Niederspannungsschaltanlage (NSUV-PAK) zur Versorgung, und Steuerung der Anlagen wird innerhalb eines Schaltschrank-Containers errichtet.

Die Steuerung der Anlage erfolgt mit einer SPS. Es wird eine volumenproportionale Dosierung angestrebt. Sämtliche für einen sicheren und wirtschaftlichen Betrieb der Anlage erforderlichen Messungen werden eingeplant.

6.2.1.1 Kostenermittlung Variante 2a

Die Investitions- und Betriebskosten der beschriebenen Variante 2a werden auf der Grundlage aktueller Angebotspreise, vorliegender Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur ermittelt.

Investitionskosten:

Zur Bestimmung der erforderlichen Investitionskosten werden im Wesentlichen die Herstellungskosten der nachfolgend aufgeführten Komponenten berücksichtigt:

- Einbindung einer Rohrleitung mit Absperrarmatur in den MID-Schacht.
- Neubau eines Schneckenpumpwerks aus Stahlbeton, einschl. 2 Stück Rohrschneckenpumpen.
- Neubau von 2 Stück Filterkammern einschl. Zu- und Ablaufrinnen aus Stahlbeton für die Aufstellung der Tuchfilteranlage.
- Einbau von 2 Stück Tauchmotorpumpen in das vorhandene Ablaufschachtbauwerk (MID-Schacht), einschl. der Beschickungsrohrleitungen zum Kontaktbecken.
- Neubau von 2 Stück Kontaktbecken als Stahl-Hochbehälter, einschl. Fundament.

- Elektrische Schaltanlage der v.g. Anlage, als Containeranlage, einschl. Fundament sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV PAK).
- Herstellen der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.
- Erstellung einer Verkehrsfläche für LKW-Verkehr.
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS der Kläranlage.

Die Kostenermittlung für die Kostengruppen Bau, Maschinenteknik und Technische Ausrüstung erfolgt per EDV. Es ergeben sich folgende Herstellungskosten:

| | EUR netto | EUR brutto |
|---|-------------------|---------------------|
| Bautechnik: | 166.000,00 | 197.540,00 |
| M.-Technik: | 461.000,00 | 548.590,00 |
| E-/MSR-Technik: | 131.500,00 | 156.485,00 |
| Baunebenkosten (Genehmigungen, Honorare, etc. rd. 20%): | 151.500,00 | 180.285,00 |
| Summe: | 910.000,00 | 1.082.900,00 |

Tab. 6.2.1.1: Zusammenstellung der Herstellungskosten Variante 2a,

Weitere Details sind den Anlagen zu entnehmen.

Betriebskosten:

Die Betriebskosten beinhalten die wesentlichen Betriebsstoffe wie: Energie, PAK-Bedarf, etc., Wartungs- und Personalkosten, sowie die ggf. anfallenden Kosten für die Schlammentsorgung. Darüber hinaus werden die zu erwartenden Einsparungen durch eine ggf. erzielte Verbesserung der Wasserqualität berücksichtigt.

Die Kosten für den Bezug von elektrischer Energie sind auf der Grundlage der Jahresabrechnung 2015 der Kläranlage Augustdorf abgeleitet worden.

Die angegebenen spezifischen Kosten für den Bezug von PAK sind der aktuellen Literatur entnommen.

Die Fällmittelkosten sind auf der Grundlage von Erfahrungswerten verschiedener Kläranlagen der gleichen Größenordnung ermittelt worden.

| Kostengruppe | Kostenansätze (brutto) | Betriebskosten (brutto) |
|--|-------------------------------|--------------------------------|
| Energiebezug: | 0,20 EUR/kWh | 21.856 EUR/a |
| PAK-Bezug: | 1.700,00 EUR/t | 9.016 EUR/a |
| FeCl ₃ (15%)-Bezug: | 150,0 EUR/t | 949 EUR/a |
| zusätzliche Entsorgungskosten Klärschlamm: | 200,00 EUR/t | 949 EUR/a |
| Wartung- / Instandhaltung: | | |
| für Bautechnik: | 1,0% der Baukosten | 1.975 EUR/a |
| für M-Technik: | 4,0% der Baukosten | 24.687 EUR/a |
| für E-Technik: | 2,0% der Baukosten | 3.130 EUR/a |
| Personal | 50.000 EUR/(P*a) | 25.000 EUR/a |
| Einsparung | | - 6.730 EUR/a |
| Abwasserabgabe: | 17,90 EUR/SE (50%) | - 2.792 EUR/a |
| Summe: | | 77.091 EUR/a |

Tab. 6.2.1.2: Zusammenstellung der Betriebskosten Variante 2a

Aufgrund der Beimischung der beladenen PAK ist der Klärschlamm zwingend einer thermischen Verwertung zuzuführen. Die Kläranlage Augustdorf verfügt ab Frühjahr 2017 über eine Anlage zur solaren Klärschlamm-trocknung. Der gesamte getrocknete Klärschlamm wird sowieso thermisch verwertet. Der Anteil an PAK im Klär-

schlamm bewirkt zudem eine Erhöhung des Heizwerts. Hinsichtlich der spezifischen Entsorgungskosten sind hier daher keine Preissteigerungen zu erwarten. Bei den Entsorgungskosten wird lediglich der um den PAK-Anteil erhöhte Schlammanfall berücksichtigt. Bei Variante 2a sind dieses rd. 5 t/a. Für die Schlammentwässerung und -entsorgung werden rd. 200,00 EUR/t angesetzt. Somit ergeben sich Mehrkosten in Höhe von 1.000,00 EUR/a.

Beim Betrieb einer Tuchfiltration fallen Ersatzteil-, Wartungs- und Reparaturkosten in Höhe von rd. 4,5% der Herstellungskosten an. Für den Ersatz der Filtertücher wird eine Standzeit von 4 Jahren angesetzt. Eine Intensivreinigung sollte jährlich erfolgen. Für die weiteren Herstellungskosten im Bereich M-Technik (PAK-Dosierung, Pumpen, etc.) fallen im Verhältnis weniger Wartungs- und Reparaturkosten an, so dass für die Summe ein Prozentsatz in Höhe von 4,0 % angesetzt werden kann.

Unabhängig von den Lösungsvarianten werden für den Betrieb einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen spezielle Fachkenntnisse und gut ausgebildetes Personal vorausgesetzt. Insgesamt wird für alle Varianten ein, gegenüber dem IST-Zustand, erhöhter Personalaufwand in Höhe von 0,5 Personen angesetzt.

Derzeit fällt eine Abwasserabgabe gem. AbwAG lediglich für die Parameter CSB, P_{ges} und N_{ges} an. Die Überwachungswerte werden jedoch bereits heute niedriger erklärt, so dass jeweils nur 50% des Abgabesatzes erhoben werden.

Durch den Betrieb einer PAK-Adsorptionsstufe mit Filtration werden neben der Elimination von Mikroschadstoffen auch die Parameter CSB und P_{ges} im Abwasser reduziert. Es wird erwartet, dass die abgaberelevanten Schwellenwerte (AbwAG) von 20 mg/l und 0,1 mg/l bezogen auf die Parameter CSB bzw. P_{ges} durch den Betrieb der Filtration unterschritten werden und somit für diese Parameter keine Abwasserabgabe zu entrichten ist. Für den Vergleich der verschiedenen Varianten werden die genannten Einsparungen bei der Abwasserabgabe auf der Grundlage der Abgabe 2015 angesetzt.

Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

Zum Vergleich der einzelnen Lösungsvarianten wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes (PKBW) und der Jahreskosten werden ein einheitlicher Zinssatz von 3,0 % und unterschiedliche Preissteigerungen zwischen 0 und 3 % (siehe Tabelle Datenerhebung und Kostenermittlung, Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW) berücksichtigt.

Die Nutzungsdauern der einzelnen Kostengruppen betragen:

Bautechnik: 30 Jahre

M-Technik: 15 Jahre

E-Technik: 10 Jahre

Im betrachteten Nutzungszeitraum werden demnach für die M-Technik einmal und für die E-Technik zweimal Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Für die Variante 2a beträgt der Projektkostenbarwert: **rd. 3,54 Mio. €.**

Die zugehörigen Jahreskosten werden ermittelt zu: **rd. 180.580 €/a.**

Dies entspricht spezifischen Kosten von: **rd. 0,38 €/m³ oder 12,72 €/(EW·a).**

Für den Kostenvergleich wird die in Aussicht gestellte Förderung in Höhe von 70% der Investitionskosten zunächst nicht berücksichtigt.

6.2.2 Variante 2b: PAK Adsorption in der Belebung mit Tuchfiltration

Die verfahrenstechnische Auslegung der Anlagen zur PAK Adsorption erfolgt auf der Grundlage der innerhalb von Kapitel 4 aufgeführten Bemessungsgrößen für den Hauptstrom.

| | |
|--------------------------------|--|
| Q_{Bem} : | 454 m ³ /h ($Q_{\text{T,h,max}}$) |
| $Q_{\text{T2h,min}}$: | 20 m ³ /h |
| $Q_{\text{T,daM}}$: | 1.400 m ³ /d |
| DOC Ablauf NKB : | 9 g/m ³ |
| NO ₂ -N Ablauf NKB: | 0,2 g/m ³ |

Die PAK wird kontinuierlich aus einem Silo über eine Dosiereinrichtung mit einem Treibwasserstrahl in den Abwasservolumenstrom im Zulauf der biologischen Stufe dosiert. Die Prozesse der Adsorption und Sedimentation erfolgen bei dieser Verfahrensvariante innerhalb der konventionellen biologischen Stufe.

Aufgrund der hohen organischen Hintergrundbelastung ist die Dosiermenge gegenüber der Variante 2a um 100% erhöht. Gemäß den Bemessungsempfehlungen aus der Fachliteratur wird eine Dosierung von 20 mgPAK/l angesetzt. Das Silo wird mit einem Volumen von 80 m³ (Nutzvolumen 32 m³) geplant. Hierbei ist die Ausdehnung der PAK während des Befüllvorgangs ausreichend berücksichtigt.

Da im Ablauf der Nachklärung noch feindisperse PAK enthalten ist, welche nicht in das Gewässer eingeleitet werden darf, ist der gesamte Ablauf der Kläranlage über eine Filtration zu führen. Aus hydraulischen Gründen muss der Ablauf aus der Nachklärung hierzu angehoben werden. Analog zu den bereits beschriebenen Varianten wird das Hebewerk als Schneckenpumpwerk mit zwei Stück Rohrschneckenpumpen für einen redundanten Betrieb ausgelegt. Die Pumpenförderleistung beträgt hier jeweils bis zu 454 m³/h. Der Betrieb ist über Frequenzumformer vorgesehen.

Die Abbildung 6.3.5 zeigt die Anordnung der Anlagenkomponenten auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf.

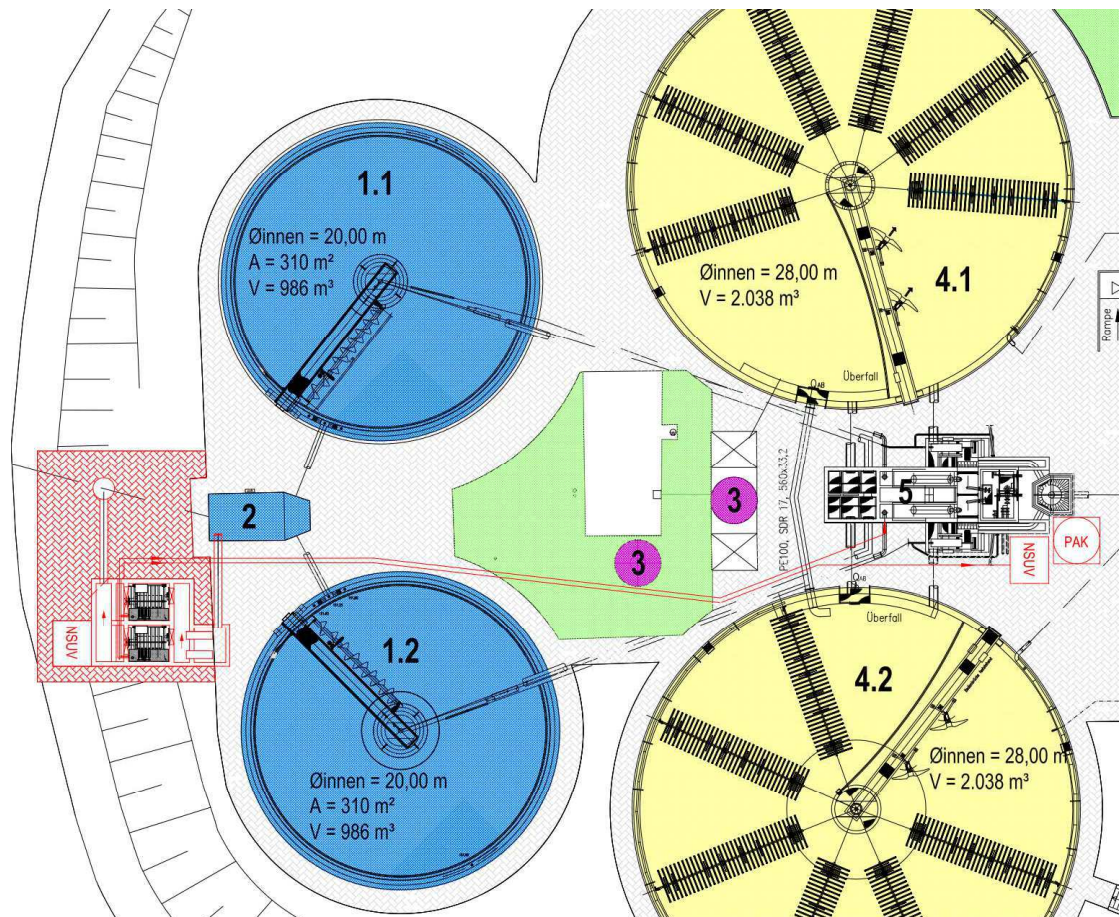


Abb. 6.3.5: Anordnung der Variante 2b auf der KA Augustdorf

Das PAK-Silo einschließlich der Dosiereinrichtung und einer Niederspannungsschaltanlage zur Versorgung und Steuerung der zugehörigen Antriebe wird im Bereich des vorhandenen Schlammumpwerks / Verteilerbauwerks errichtet.

Das Schneckenpumpwerk, die Filtration, sowie eine Niederspannungsschaltanlage zur Versorgung und Steuerung der zugehörigen Antriebe werden in unmittelbarer Nähe zum vorhandenen MID-Schachtbauwerk angeordnet.

Die vorhandenen Verkehrswege (Betonpflaster) werden für die Wartung und den Betrieb der Anlagen entsprechend erweitert.

Die PAK- Anlage verfügt über eine elektrische Anschlussleistung von rd. 8 kW. Die Anschlussleistung der NSUV Hebewerk und Filtration beträgt rd. 12 kW. Für die elektrische Einbindung wird jeweils ein Leistungsabgang innerhalb der NSHV im Betriebsgebäude eingerichtet.

Die Steuerung der Anlagen erfolgt jeweils mit einer SPS. Die Steuerungen werden auf das Leitsystem der Kläranlage aufgeschaltet.

Es wird eine volumenproportionale PAK-Dosierung angestrebt. Sämtliche für einen sicheren und wirtschaftlichen Betrieb der Anlage erforderlichen Messungen werden eingeplant.

6.2.2.1 Kostenermittlung Variante 2b

Die Investitions- und Betriebskosten der beschriebenen Variante 2b werden auf der Grundlage aktueller Angebotspreise, vorliegender Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur ermittelt.

Investitionskosten:

Zur Bestimmung der erforderlichen Investitionskosten werden im Wesentlichen die Herstellungskosten der nachfolgend aufgeführten Komponenten berücksichtigt:

- Neubau eines PAK-Silos einschl. Dosiereinrichtungen und Fundament aus Stahlbeton.
- Elektrische Schaltanlage der PAK-Anlage, als Containeranlage, einschl. Fundament sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV PAK).
- Einbindung einer Rohrleitung mit Absperrarmatur in den MID-Schacht.
- Neubau eines Schneckenpumpwerks aus Stahlbeton, einschl. 2 Stück Rohrschneckenpumpen.

- Neubau von 2 Stück Filterkammern einschl. Zu- und Ablaufrinnen aus Stahlbeton für die Aufstellung der Tuchfilteranlage.
- Elektrische Schaltanlage der Filteranlage, als Containeranlage, einschl. Fundament sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV Filtration).
- Herstellen der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.
- Erstellung einer Verkehrsfläche für LKW-Verkehr.
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS der Kläranlage.

Die Kostenermittlung für die Kostengruppen Bau, Maschinentechnik und Technische Ausrüstung erfolgt per EDV. Es ergeben sich folgende Herstellungskosten:

| | EUR netto | EUR brutto |
|---|-------------------|---------------------|
| Bautechnik: | 144.500,00 | 171.955,00 |
| M.-Technik: | 457.500,00 | 544.425,00 |
| E-/MSR-Technik: | 126.000,00 | 149.940,00 |
| Baunebenkosten (Genehmigungen, Honorare, etc. rd. 20%): | 145.000,00 | 172.550,00 |
| Summe: | 873.000,00 | 1.038.870,00 |

Tab. 6.2.2.1: Zusammenstellung der Herstellungskosten Variante 2b

Weitere Details sind den Anlagen zu entnehmen.

Betriebskosten:

Die Betriebskosten beinhalten die wesentlichen Betriebsstoffe wie: Energie, PAK-Bedarf, etc., Wartung- und Personalkosten, sowie die ggf. anfallenden Kosten für die Schlammentsorgung. Darüber hinaus werden, die zu erwartenden Einsparung durch eine ggf. erzielte Verbesserung der Wasserqualität berücksichtigt.

Hinsichtlich der Kostenansätze gelten die Angaben aus Variante 2a.

| Kostengruppe | Kostenansätze (brutto) | Betriebskosten (brutto) |
|--|-------------------------------|--------------------------------|
| Energiebezug: | 0,20 EUR/kWh | 16.731 EUR/a |
| PAK-Bezug: | 1.700,00 EUR/t | 17.374 EUR/a |
| FeCl ₃ (15%)-Bezug: | 150,0 EUR/t | 2.044 EUR/a |
| zusätzliche Entsorgungskosten Klärschlamm: | 200,00 EUR/t | 2.044 EUR/a |
| Wartung- / Instandhaltung: | | |
| für Bautechnik: | 1,0% der Baukosten | 1.720 EUR/a |
| für M-Technik: | 4,0% der Baukosten | 21.777 EUR/a |
| für E-Technik: | 2,0% der Baukosten | 2.999 EUR/a |
| Personal | 50.000 EUR/(P*a) | 25.000 EUR/a |
| Einsparung | | - 6.730 EUR/a |
| Abwasserabgabe: | 17,90 EUR/SE (50%) | - 2.792 EUR/a |
| Summe: | | 80.167 EUR/a |

Tab. 6.2.2.2: Zusammenstellung der Betriebskosten Variante 2b

Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

Zum Vergleich der einzelnen Lösungsvarianten wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes (PKBW) und der Jahreskosten werden ein einheitlicher Zinssatz von 3,0 % und unterschiedliche Preissteigerungen zwischen 0 und 3 % (siehe Tabelle Datenerhebung und Kostenermittlung, Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW) berücksichtigt.

Die Nutzungsdauern der einzelnen Kostengruppen betragen:

Bautechnik: 30 Jahre

M-Technik: 15 Jahre

E-Technik: 10 Jahre

Im betrachteten Nutzungszeitraum werden demnach für die M-Technik einmal und für die E-Technik zweimal Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Für die Variante 2b beträgt der Projektkostenbarwert: **rd. 3,51 Mio. €.**

Die zugehörigen Jahreskosten werden ermittelt zu: **rd. 179.320 €/a.**

Dies entspricht spezifischen Kosten von: **rd. 0,38 €/m³ oder 12,63 €/(EW·a).**

Für den Kostenvergleich wird die in Aussicht gestellte Förderung in Höhe von 70% der Investitionskosten zunächst nicht berücksichtigt.

6.3 Variante 3: GAK-Filtration

Bei der dritten untersuchten Verfahrensvariante handelt es sich um eine GAK-Filtration des Teilvolumenstroms unter Verwendung offener Einschicht-Festbettfilter. Die verfahrenstechnische Auslegung erfolgt auf der Grundlage der innerhalb von Kapitel 4 aufgeführten Bemessungsgrößen für einen Teilstrom.

| | |
|--------------------------------|--|
| Q_{Bem} : | 125 m ³ /h ($Q_{\text{T,h,max}}$) |
| $Q_{\text{T2h,min}}$: | 20 m ³ /h |
| $Q_{\text{T,daM}}$: | 1.300 m ³ /d |
| DOC Ablauf NKB : | 9 g/m ³ |
| NO ₂ -N Ablauf NKB: | 0,2 g/m ³ |

Die Anlage zur GAK Adsorption der Lösungsvariante 3 besteht grundsätzlich aus folgenden Komponenten:

- Schneckenpumpwerk (Auslegung Q_{Bem} : 125 m³/h = 35 l/s),
- Filtration in offenen Einschichtfiltern.

Aus hydraulischen Gründen muss der Ablauf aus der Nachklärung für die Behandlung innerhalb des Filters angehoben werden. Analog zu den bereits beschriebenen Varianten wird das Hebewerk als Schneckenpumpwerk mit zwei Stück Rohrschneckenpumpen für einen redundanten Betrieb ausgelegt. Die Pumpenförderleistung beträgt hier jeweils bis zu 125 m³/h. Der Betrieb ist über Frequenzumformer vorgesehen.

Im Regenwetterfall wird der, den Bemessungsvolumenstrom überschreitende Anteil über einen Bypass an der Filtration vorbeigeleitet.

Die Festbettfiltration der Kläranlage Augustdorf wird mit vier (3 Stück + 1 Stück Reserve) abwärtsdurchströmten, parallel beschickten Filterzellen mit einer Gesamtfilterfläche von 4,0 x 4,0 m² = 16 m² geplant. Im Gegensatz zum Tuchfilter der Verfahrensvariante 2 steht ein Festbettfilter während der Rückspülung nicht für die Filt-

ration zur Verfügung. Daher ist in der Bemessung eine Filterkammer als Reserve für den Fall der Filterrückspülung enthalten.

Die baulichen Abmessungen (Düsenboden bis Wasserspiegel, max) einer Filterstufe betragen (L x B x H) 2,0 m x 2,0 m x 5,0 m. Bei einem Ansatz einer Filterbetthöhe von 2,5 m beträgt die Filterbettgeschwindigkeit für drei Filterstufen 4,8 Minuten + 3,0 = 14,4 Minuten.

Für den Betrieb der Filtration ist eine Filterdurchflussregulierung erforderlich. Im vorliegenden Fall wird das Prinzip der Überstauregulierung gewählt. Die Filter werden hierbei über exakt gleiche Überfallschwellen gleichmäßig beschickt. Je nach Filterzustand stellt sich in den einzelnen Filterzellen ein unterschiedlicher Überstau ein. Sobald der maximal zulässige Filterwiderstand erreicht ist wird die betroffene Filterzelle gespült.

Der Spülvorgang eines Einschichtfilters erfolgt in drei Phasen [MERKL, 2008].

- Phase 1: Aufbruch des Filterbetts ca. 2,0 Min. mit Luft $50-90 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$
- Phase 2: Ablösen der Schmutzstoffe ca. 5-9 Min. mit Luft-Wasser-Gemisch (Spülwasser ca. $20-75 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$)
- Phase 3: Ausspülen der Schmutzstoffe und Luftaustrag (Klarspülen, Füllen des Filters ca. 4-5 Minuten $20-75 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$).

Bei Ansatz einer Gesamtspülzeit mit Wasser von 10 Minuten und einer Spülgeschwindigkeit von 40 m/h ergibt sich eine Spülwassermenge von rd. 25 m^3 pro Filterzelle. Bei vier zu spülenden Filterzellen beträgt das erforderliche Volumen des Spülwasserspeichers rd. 100 m^3 .

Die für die Spülphasen 1 und 2 erforderliche Prozessluft wird mit zwei Gebläsen (1 Stück Reserve) erzeugt. Das erforderliche Spülwasser wird über zwei Spülwasserpumpen bereitgestellt. Das Spülwasser wird dem Spülwasserspeicher entnommen. Nach der Spülung der Filterzellen wird das Spülabwasser über eine Rinne in einen Spülabwasserspeicher mit einem Volumen von rd. 25 m^3 geleitet. Von dort aus wird es über eine Pumpe zurück in die biologische Stufe der Kläranlage gefördert.

Abbildung 6.3.1 zeigt einen Schnitt durch die geplante Filtrationsstufe.

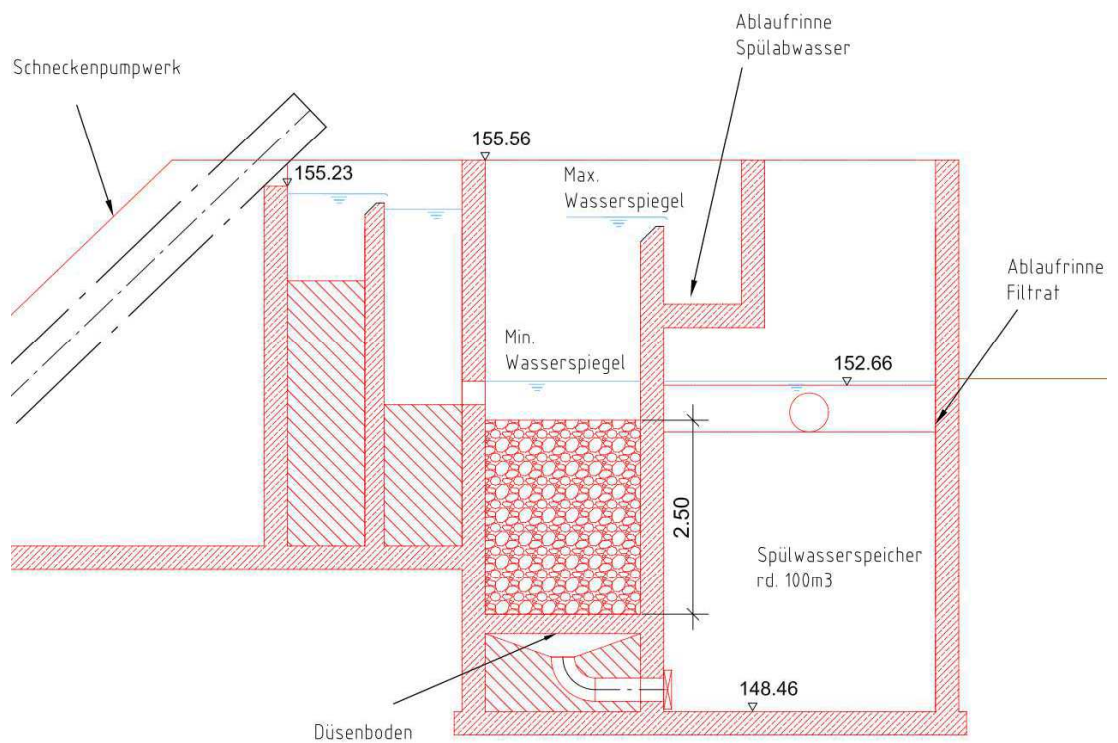


Abb. 6.3.1: Schnitt durch die geplante GAK-Filtrationsstufe, KA Augustdorf

Unter Berücksichtigung der im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Augustdorf vorhandenen organischen Hintergrundbelastung wird für die Ermittlung der Standzeit der granulierten Aktivkohle ein Bettvolumen (BV) von 8.000 angesetzt.

Hieraus ergibt sich eine rechnerische Standzeit der Kohle von rd. 246 Tagen. Es wird ein mittlerer Jahresverbrauch von rd. 30 t GAK/a angesetzt. Für die Erstbefüllung der Filterzellen werden, ca. 20 t GAK benötigt.

Eine Zusammenstellung der verfahrenstechnischen Grobauslegung ist den Anlagen zu entnehmen.

Abbildung 6.3.2 zeigt die Anordnung der Anlagenkomponenten einer GAK-Filtration auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf.

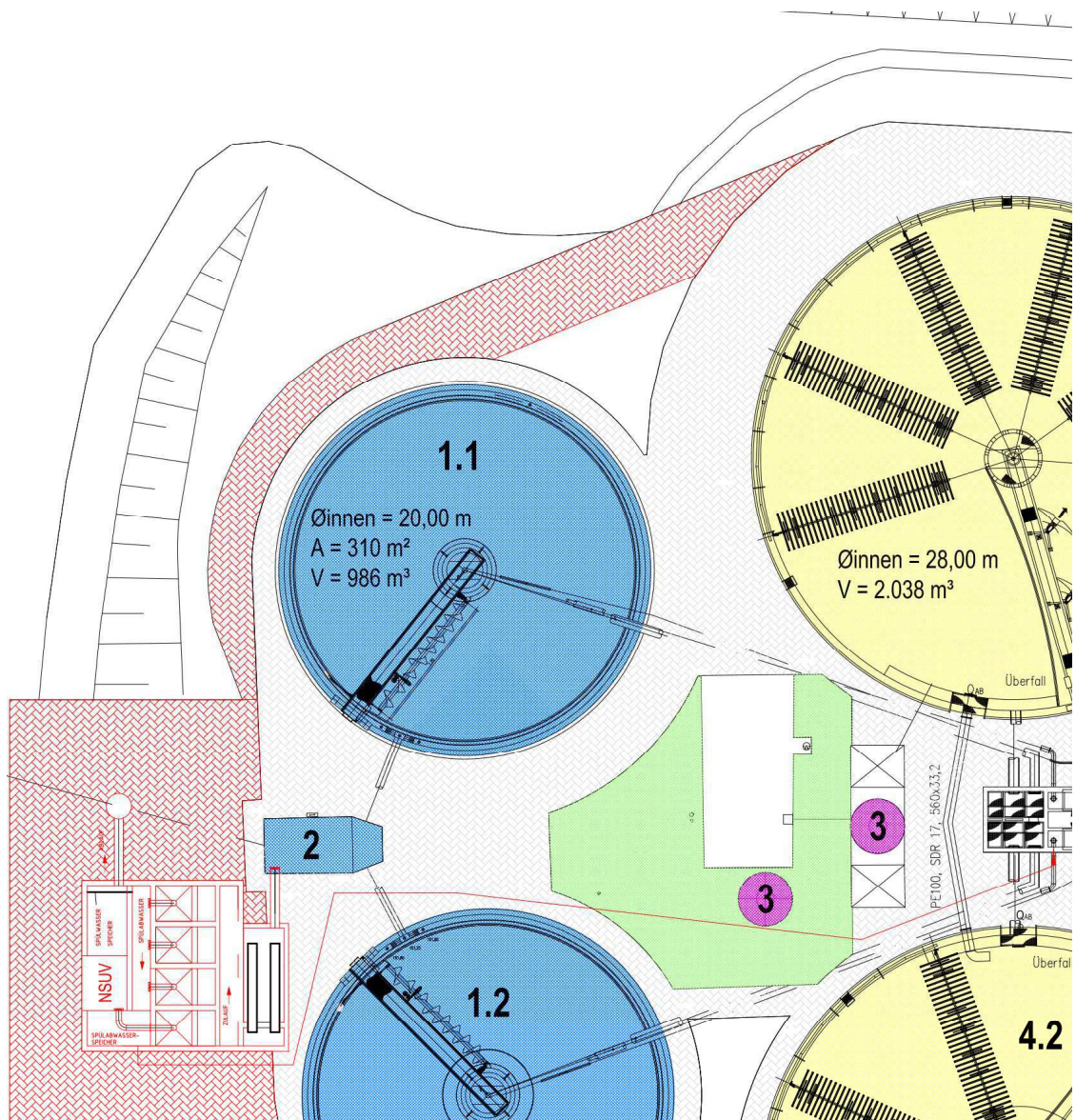


Abb. 6.3.2 Anordnung der Variante 3 auf der KA Augustdorf

Das Schneckenpumpwerk, die Filtration sowie eine Niederspannungsschaltanlage zur Versorgung und Steuerung der zugehörigen Antriebe werden in unmittelbarer Nähe zum vorhandenen MID-Schachtbauwerk angeordnet.

Die vorhandenen Verkehrswege (Betonpflaster) werden für die Wartung und den Betrieb der Anlagen sowie für die Belieferung mit GAK entsprechend erweitert.

Die GAK- Anlage verfügt über eine elektrische Anschlussleistung (einschl. Hebewerk und Filtration) von rd. 40 kW. Für die elektrische Einbindung wird ein Leistungsabgang innerhalb der NSHV im Betriebsgebäude eingerichtet.

Die Niederspannungsschaltanlage (NSUV-GAK) zur Versorgung, und Steuerung der Anlagen wird innerhalb eines Schaltschrank-Containers errichtet.

Die Steuerung der Anlage erfolgt mit einer SPS. Es wird eine niveauabhängige Steuerung für eine automatische Filterrückspülung angestrebt. Sämtliche für einen sicheren und wirtschaftlichen Betrieb der Anlage erforderlichen Messungen werden eingeplant.

6.3.1 Kostenermittlung Variante 3

Die Investitions- und Betriebskosten der beschriebenen Variante 3 werden auf der Grundlage aktueller Angebotspreise, vorliegender Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur ermittelt.

Investitionskosten:

Zur Bestimmung der erforderlichen Investitionskosten werden im Wesentlichen die Herstellungskosten der nachfolgend aufgeführten Komponenten berücksichtigt:

- Einbindung einer Rohrleitung mit Absperrarmatur in den MID-Schacht.
- Neubau eines Schneckenpumpwerks aus Stahlbeton, einschl. 2 Stück Rohrschneckenpumpen.
- Neubau einer Flockungsfiltration mit 4 Stück Filterkammern einschl. Zu- und Ablaufrinnen, Spülwasser- und Spülabwasserspeicher aus Stahlbeton.
- Einbau von 2 Stück Tauchmotorpumpen sowie einer Gebläsestation für die Filterrückspülung.
- Einbau einer Tauchmotorpumpe für die Rückführung von Spülabwasser.

- Elektrische Schaltanlage der v.g. Anlage, als Containeranlage sowie Herstellung der Spannungsversorgung (Abgang NSHV und Kabeltrasse zwischen NSHV - und NSUV-GAK).
- Herstellen der erforderlichen verbindenden Rohrleitungen.
- Erstellung einer Verkehrsfläche für LKW-Verkehr.
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS der Kläranlage.

Die Kostenermittlung für die Kostengruppen Bau, Maschinenteknik und Technische Ausrüstung erfolgt per EDV. Es ergeben sich folgende Herstellungskosten:

| | EUR netto | EUR brutto |
|---|-------------------|---------------------|
| Bautechnik: | 315.000,00 | 374.850,00 |
| M.-Technik: | 250.000,00 | 297.500,00 |
| E-/MSR-Technik: | 150.000,00,00 | 178.500,00 |
| Baunebenkosten (Genehmigungen, Honorare, etc. rd. 20%): | 145.000,00 | 172.550,00 |
| Summe: | 860.000,00 | 1.023.400,00 |

Tab. 6.2.1.1: Zusammenstellung der Herstellungskosten Variante 3

Weitere Details sind den Anlagen zu entnehmen.

Betriebskosten:

Die Betriebskosten beinhalten die wesentlichen Betriebsstoffe wie: Energie, GAK-Bedarf, etc. sowie Wartung- und Personalkosten. Darüber hinaus werden die zu erwartenden Einsparungen durch eine ggf. erzielte Verbesserung der Wasserqualität berücksichtigt.

Die Kosten für den Bezug von elektrischer Energie sind auf der Grundlage der Jahresabrechnung 2015 der Kläranlage Augustdorf abgeleitet worden.

Die angegebenen spezifischen Kosten für den Bezug von GAK sind der aktuellen Literatur entnommen.

| Kostengruppe | Kostenansätze (brutto) | Betriebskosten (brutto) |
|----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Energiebezug: | 0,20 EUR/kWh | 2.922 EUR/a |
| GAK-Bezug: | 1.500,00 EUR/t | 44.484 EUR/a |
| Wartung- / Instandhaltung: | | |
| für Bautechnik: | 1,0% der Baukosten | 3.749 EUR/a |
| für M-Technik: | 4,0% der Baukosten | 11.900 EUR/a |
| für E-Technik: | 2,0% der Baukosten | 3.570 EUR/a |
| Personal | 50.000 EUR/(P*a) | 25.000 EUR/a |
| Einsparung | | |
| Abwasserabgabe: | 17,90 EUR/SE (50%) | 0 EUR/a |
| Summe: | | 91.625 EUR/a |

Tab. 6.2.1.2: Zusammenstellung der Betriebskosten Variante 3

Für den Betrieb einer Festbettfiltration werden Ersatzteil-, Wartungs- und Reparaturkosten in Höhe von rd. 4,0% der Herstellungskosten angesetzt.

Unabhängig von den Lösungsvarianten werden für den Betrieb einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen spezielle Fachkenntnisse und gut ausgebildetes Personal vorausgesetzt. Insgesamt wird für alle Varianten ein, gegenüber dem IST-Zustand, erhöhter Personalaufwand in Höhe von 0,5 Personen angesetzt.

Dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie

Zum Vergleich der einzelnen Lösungsvarianten wird eine dynamische Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes (PKBW) und der Jahreskosten werden ein einheitlicher Zinssatz von 3,0 % und unterschiedliche Preissteigerungen zwischen 0 und 3 % (siehe Tabelle Datenerhebung und Kostenermittlung, Quelle: Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW) berücksichtigt.

Die Nutzungsdauern der einzelnen Kostengruppen betragen:

| | |
|-------------|----------|
| Bautechnik: | 30 Jahre |
| M-Technik: | 15 Jahre |
| E-Technik: | 10 Jahre |

Im betrachteten Nutzungszeitraum werden demnach für die M-Technik einmal und für die E-Technik zweimal Reinvestitionskosten berücksichtigt.

Für die Variante 2a beträgt der Projektkostenbarwert: **rd. 3,50 Mio. €.**

Die zugehörigen Jahreskosten werden ermittelt zu: **rd. 178.420 €/a.**

Dies entspricht spezifischen Kosten von: **rd. 0,38 €/m³ oder 12,56 €/(EW·a).**

Für den Kostenvergleich wird die in Aussicht gestellte Förderung in Höhe von 70% der Investitionskosten zunächst nicht berücksichtigt.

Übersicht der Lösungsvarianten (Kostenkennzahlen ohne Berücksichtigung einer Förderung)

| | Variante 1a: Ozonung | Variante 1b: Ozonung | Variante 2a: PAK |
|---------------------------------|--|---|---|
| | | | |
| Anlagen-Kurzbeschreibung | <p>Flüssigsauerstoff: Tankanlage</p> <p>Ozonerzeuger: 1 x 1.2 kg O³/h</p> <p>Reaktionsbehälter: 1 Straße V = 48 m³ t = 23 Minuten</p> <p>Ozoneintragssystem: Diffusoren</p> | <p>Flüssigsauerstoff: Tankanlage</p> <p>Ozonerzeuger: 1 x 1.1 kg O³/h</p> <p>Reaktionsbehälter: 2 Straßen V_{ges} = 13 m³ t_{ges} = 5 Minuten</p> <p>Absorptionsbehälter: 1,5 m³</p> <p>Ozoneintragssystem: Injektor</p> | <p>PAK Silo: V_{Nutz} = 3 x 1,5m³</p> <p>PAK Dosieranlage: volumetrisch & gravimetrisch</p> <p>Kontaktbehälter: 2 Straßen V_{ges} = 60 m³ t_{ges} = 30 Minuten</p> <p>Tuchfiltration: 2 Straßen A_{F,ges} = 60m² Q_{zul.} = 454m³/h</p> |
| Vorteile: | <p>gute MS-Eliminationsleistungen (ausser RKM)</p> <p>geringer Betreuungsaufwand bei externer Wartung</p> | <p>bessere O₃-Löslichkeit durch hohen O₃-Partialdruck => geringerer O₂-Bedarf</p> <p>Möglichkeit der Nutzung des nicht in O₃ gewandelten O₂</p> <p>hohe O₃-Ausnutzung => Reduzierung der Aufenthaltszeit im O₃-Reaktor möglich</p> <p>geringer baulicher Aufwand</p> | <p>sehr gute MS-Eliminationsleistungen</p> <p>sehr guter Suspensarrückhalt durch Filtration</p> <p>Reduzierung der Parameter CSB und P_{ges} unterhalb des Schwellenwerts nach AbwAG</p> <p>gute Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Kohle durch Mehrfachbeladung</p> |
| Nachteile: | <p>Schadstoffe werden nicht entnommen, es entstehen Reaktionsprodukte, deren Wirkung auf die Umwelt nicht erschöpfend erforscht ist => biolog. Nachbehandlung erf.</p> <p>externe Wartung erforderlich => hohe Wartungskosten</p> <p>hohe Arbeitsschutzanforderungen, da Ozon toxisch ist</p> <p>hoher Energiebedarf</p> | <p>wie Variante 1a, zusätzlich:</p> <p>höhere Wartungskosten durch höheren Technikanteil</p> <p>Verfahren zur MS-Elimination nicht erprobt. Es besteht Forschungsbedarf!</p> | <p>höhere Betreuungsaufwand aufgrund PAK-Dosierung</p> <p>hohe Wartungskosten durch hohen Technikanteil und Wechseln der Filtrationstücher</p> <p>hoher Energiebedarf durch PAK-Dosierung</p> <p>erhöhte Abrasion durch PAK vor allem im Bereich der Schlammwässerung zu erwarten</p> |
| Kostenkennwerte (brutto) | <p>Investitionskosten: 1.181.670 EUR</p> <p>Betriebskosten: 69.490.00 EUR/a</p> <p>Projektkostenbarwert: 3.509.400 EUR</p> <p>Jahreskosten: 179.050.00 EUR/a</p> | <p>Investitionskosten: 1.285.795 EUR</p> <p>Betriebskosten: 69.417 EUR/a</p> <p>Projektkostenbarwert: 3.683.660 EUR</p> <p>Jahreskosten: 187.940 EUR/a</p> | <p>Investitionskosten: 1.082.900 EUR</p> <p>Betriebskosten: 77.091 EUR/a</p> <p>Projektkostenbarwert: 3.539.380 EUR</p> <p>Jahreskosten: 180.580 EUR/a</p> |

| | Variante 2b: PAK | Variante 3: GAK-Filtration | |
|---------------------------------|--|---|--|
| | | | |
| Anlagen-Kurzbeschreibung | <p>PAK Silo: 1 x 80m³, V_{Nutz} = 32m³</p> <p>PAK Dosieranlage: volumetrisch & gravimetrisch</p> <p>Tuchfiltration: 2 Straßen A_{F,ges} = 60m² Q_{zul.} = 454m³/h</p> | <p>Filtration: 4 Straßen A_F = 4m², A_{F,ges} = 16m² V_F = 10m³, V_{F,ges} = 40m³</p> <p>Spülwasserspeicher: V = 100m³</p> <p>Spülabwasserspeicher: V = 25m³</p> | |
| Vorteile: | <p>sehr gute MS-Eliminationsleistungen</p> <p>sehr guter Suspensarückhalt durch Filtration</p> <p>Reduzierung der Parameter CSB und P_{ges} unterhalb des Schwellenwerts nach AbwAG</p> <p>geringer baulicher Aufwand (kein Kontaktbecken erf.)</p> | <p>sehr gute MS-Eliminationsleistungen</p> <p>Suspensarückhalt durch Filtration</p> <p>einfacher Betrieb mit konventioneller Technik</p> | |
| Nachteile: | <p>wie Variante 2a, zusätzlich:</p> <p>höhere organische Hintergrundbelastung => höherer PAK-Bedarf</p> | <p>hoher baulicher Aufwand</p> <p>hoher Kohlebedarf (GAK muss regelmäßig ausgetauscht werden)</p> | |
| Kostenkennwerte (brutto) | <p>Investitionskosten: 1.038.870 EUR</p> <p>Betriebskosten: 80.167 EUR/a</p> <p>Projektkostenbarwert: 3.514.720 EUR</p> <p>Jahreskosten: 179.320 EUR/a</p> | <p>Investitionskosten: 1.023.400 EUR</p> <p>Betriebskosten: 91.625 EUR/a</p> <p>Projektkostenbarwert: 3.497.100 EUR</p> <p>Jahreskosten: 178.420 EUR/a</p> | |

7 Verfahrensempfehlung

Ein direkter Vergleich der Kostenkennwerte der einzelnen Lösungsvarianten zeigt, dass die untersuchten Varianten hinsichtlich der Projektkostenbarwerte und auch der Jahreskosten relativ eng zusammen liegen. Dennoch liegt die Variante 3 (GAK-Filtration) knapp vor der Variante 1a (Ozonierung).

Für die Bewertung der Lösungen werden zunächst die Auswirkungen von Fördermitteln bei den Investitionskosten auf die Projektkostenbarwerte und Jahreskosten untersucht. Diese betragen 70 % der Herstellungskosten. Die Reinvestitionskosten sowie die Betriebskosten bleiben hiervon unberührt.

In der nachfolgenden Tabelle sind die hierdurch veränderten Kostenkennwerte der einzelnen Varianten dargestellt. Alle Preisangaben in EUR inkl. 19 % MwSt.

| Variante 1a | Variante 1b | Variante 2a | Variante 2b | Variante 3 |
|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| Ozonierung, simultane Absorption | Ozonierung, separate Absorption | PAK- Dosierung in Kontaktbecken | PAK- Dosierung in die Belebung | GAK-Filtration |
| <i>Erstinvestition:</i> | <i>Erstinvestition:</i> | <i>Erstinvestition:</i> | <i>Erstinvestition:</i> | <i>Erstinvestition:</i> |
| 354.501,00 | 385.738,50 | 324.870,00 | 311.661,00 | 307.020,00 |
| <i>PKB:</i> | <i>PKB:</i> | <i>PKB:</i> | <i>PKB:</i> | <i>PKB:</i> |
| 2.682.230,00 | 2.783.600,00 | 2.781.350,00 | 2.787.510,00 | 2.780.720,00 |
| <i>Jahreskosten:</i> | <i>Jahreskosten:</i> | <i>Jahreskosten:</i> | <i>Jahreskosten:</i> | <i>Jahreskosten:</i> |
| 136.850,00 | 142.020,00 | 141.900,00 | 142.220,00 | 141.870,00 |
| 100% | 103,8% | 103,7% | 103,9% | 103,7% |

Tab. 7.1: Zusammenstellung der Kostenkennwerte bei Berücksichtigung einer Förderung

Die Berücksichtigung der Förderung bewirkt hier eine Rangverschiebung. Die Lösungsvariante 1a (Ozonierung) setzt sich gegenüber den anderen Varianten mit einem Vorteil von rd. 4 % an die Spitze. Dieses ist auf die relativ hohen Betriebskosten der GAK-Filtration zurückzuführen.

Die ermittelten Kostenalternativen sind jedoch wegen der Ungewissheit zukünftiger Entwicklungen mit Unsicherheitsmomenten behaftet. Um die Auswirkungen möglicher Änderungen wichtiger Rechengrößen wie Zinssatz, Preissteigerung usw. auf das Ergebnis festzustellen, werden diese in einer realistischen Bandbreite variiert.

Gemäß den Vorgaben der KVR-Leitlinie und des Leitfadens zum Aufbau und Umfang der Machbarkeitsstudie (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, NRW) ist für die Wirtschaftlichkeitsuntersuchung ein fester Zinssatz von 3,0 % vorgegeben. Bei Betrachtung der gegenwärtigen Zinsentwicklung im europäischen Raum erscheint dieser Ansatz, über den gewählten Betrachtungszeitraum von 30 Jahren, als realistisch. Daher wird hier keine Variation des Zinssatzes vorgenommen.

Anders sieht es bei den Betriebskosten aus. Insbesondere zeichnet sich ein Preisanstieg für den Bezug von Aktivkohleprodukten ab. Dahingegen ist aktuell eine Abwärtsentwicklung bei den Sauerstoffbezugspreisen zu verzeichnen.

Aus aktuellem Anlass werden für die weitere Bewertung, abweichend von den Vorgaben des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe NRW, für den Bezug von Aktivkohle und O₂ angesetzt folgende Preissteigerungsraten angesetzt:

PAK / GAK: 1,5 % (anstatt 1,0 %)

O₂: 0,5 % (anstatt 1,0 %)

Alle anderen getroffenen Annahmen hinsichtlich der Preisentwicklung bleiben hiervon unberührt.

In der nachfolgenden Tabelle sind die hierdurch veränderten Kostenkennwerte der einzelnen Varianten dargestellt. Alle Preisangaben in EUR inkl. 19 % MwSt.

| Variante 1a | Variante 1b | Variante 2a | Variante 2b | Variante 3 |
|--|---|---|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Ozonierung, simultane Ab- sorption | Ozonierung, separate Ab- sorption | PAK- Dosie- rung in Kon- taktbecken | PAK- Dosierung in die Belebung | GAK-Filtration |
| <i>Erstinvestition:</i> 354.501,00 | <i>Erstinvestition:</i> 385.738,50 | <i>Erstinvestition:</i> 324.870,00 | <i>Erstinvestition:</i> 311.661,00 | <i>Erstinvestition:</i> 307.020,00 |
| <i>PKB:</i> 2.667.670,00 | <i>PKB:</i> 2.770.640,00 | <i>PKB:</i> 2.796.070,00 | <i>PKB:</i> 2.819.220,00 | <i>PKB:</i> 2.853.360,00 |
| <i>Jahreskosten:</i> 136.100,00 | <i>Jahreskosten:</i> 141.360,00 | <i>Jahreskosten:</i> 142.650,00 | <i>Jahreskosten:</i> 143.830,00 | <i>Jahreskosten:</i> 145.580,00 |
| 100% | 103,8% | 104,8% | 105,7% | 107,0% |

Tab. 7.2: Zusammenstellung der Kostenkennwerte bei Berücksichtigung einer Förderung und der aktuellen Preisentwicklung

Bei Betrachtung der Kostenkennwerte wird deutlich, dass sich bei einer rein monetären Bewertung der verschiedenen Verfahren die Tendenz hin zu einer Lösung mit Ozonierung verdichten. Die Varianten 1a und 1b liegen beide vor den Lösungen mit Aktivkohle.

Im Rahmen einer umfassenden Verfahrensbewertung werden neben den monetären Aspekten weitere Bewertungskriterien berücksichtigt:

- Betriebssicherheit,
- Erprobungsgrad der Technik (wie viele großtechnisch realisierte Anlagen mit dieser Technologie gibt es) / Referenzanlagen,
- Betriebs- und Wartungsaufwand,
- Erstinvestitionskosten,
- Jahreskosten,

Die einzelnen Bewertungskriterien werden in Abstimmung mit dem Auftraggeber wie folgt gewichtet und bewertet:

| Kriterium | Wichtung | Bewertung der Lösungsvarianten | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-------------|--------------------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| | | Variante 1a | | Variante 1b | | Variante 2a | | Variante 2b | | Variante 3 | |
| | | Punkte | Wertigkeit | Punkte | Wertigkeit | Punkte | Wertigkeit | Punkte | Wertigkeit | Punkte | Wertigkeit |
| Betriebssicherheit | 0,15 | 2 | 0,3 | 3 | 0,5 | 4 | 0,6 | 4 | 0,6 | 5 | 0,8 |
| Erprobungsgrad | 0,15 | 5 | 0,8 | 4 | 0,6 | 5 | 0,8 | 3 | 0,5 | 5 | 0,8 |
| Betriebs- und Wartungsaufwand | 0,25 | 5 | 1,3 | 5 | 1,3 | 3 | 0,8 | 4 | 1,0 | 5 | 1,3 |
| Erstinvestitionen | 0,10 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 4 | 0,4 | 5 | 0,5 | 5 | 0,5 |
| Jahreskosten | 0,35 | 5 | 1,8 | 4 | 1,4 | 3 | 1,1 | 2 | 0,7 | 1 | 0,4 |
| Summe: | 1,00 | 21,00 | 4,45 | 20,00 | 4,10 | 19,00 | 3,55 | 18,00 | 3,25 | 21,00 | 3,60 |

Tab. 7.3: Wichtung und Wertung nach Punkten (1 = ungenügend, 5 = sehr gut)

Betriebssicherheit:

Eine Anlage ist betriebssicher, wenn im Fall des Versagens einzelner Aggregate, Messungen oder der Anlagensteuerung dennoch die Reinigungsziele erreicht werden und Betriebsstörungen einfach und schnell beseitigt werden können. Dieses ist z.B. der Fall, wenn Anlagenteile oder Aggregate redundant ausgeführt sind oder Ersatzaggregate und Ersatzstrategien bereitstehen. Die Auswirkungen auf weitere Anlagenteile werden in die Beurteilung einbezogen.

Bei allen Lösungsvarianten ist der Betrieb eines Hebewerks erforderlich. Das Hebewerk ist in allen Varianten redundant ausgeführt. Daher sind in diesem Punkt alle Varianten gleich zu bewerten.

Die GAK-Filtration wird mit einer sehr hohen Betriebssicherheit bewertet. Der Betrieb der Filtration erfolgt abwärtsdurchströmt. Es steht eine Filterzelle als Reserve zur Verfügung. Die Spülpumpen sind ebenfalls redundant ausgeführt. Es ist keine Dosierung von Fäll- und Flockungsmitteln erforderlich.

Die Varianten der PAK-Dosierung werden hinsichtlich der Betriebssicherheit etwas geringer, jedoch immer noch als gut eingestuft. Dieses aufgrund des höheren technischen Aufwands bezüglich der PAK-Dosierung, der Fällung und Flockung sowie der Rückführung der Kohle in die Belebung. Eine Spurenstoffelimination ist bei die-

sem Verfahren auch bei einem temporären Ausfall der PAK-Dosierung gegeben, da die Kohle im Gesamtsystem verteilt ist.

Bei der Ozonierung führt ein Ausfall der Ozonerzeugung zu einem Ausfall der Spurenstoffelimination. Der Ozoneintrag der Variante 1b erfolgt über die Injektion von Ozon-Starkwasser. Dieses steht bei einem Ausfall des Ozonerzeugers innerhalb des Absorptionsbehälters noch für die Schadstoffelimination zur Verfügung. Ferner ist der Ozonreaktor bei dieser Variante im Gegensatz zu Variante 1a zweistraßig ausgeführt. Somit wird die Betriebssicherheit der Variante 1b gegenüber der Variante 1a etwas besser bewertet.

Erprobungsgrad:

Der Erprobungsgrad der einzelnen Verfahrensvarianten ist unterschiedlich zu bewerten. Für die Lösung PAK-Dosierung in Kontaktbecken nach Variante 2a liegen durch die Anlagen in Baden-Württemberg gegenwärtig bereits sehr gute Betriebserfahrungen vor. Anders verhält es sich bei der Lösung nach Variante 2b (Dosierung in die Belebung). Hier liegen keine gesicherten Erfahrungen vor. Dieses könnte sich negativ auf die getroffene Annahme des PAK-Bedarfs auswirken. Mit einer Erhöhung der Betriebskosten durch höheren PAK-Bezug ist zu rechnen. Die Variante 2b erhält daher eine schlechtere Bewertung hinsichtlich des Erprobungsgrades.

Für die Lösung mit GAK-Filtration (Variante 3) liegen Erfahrungen aus dem Betrieb mehrerer Anlagen in NRW vor. Ferner sind hier im Vorfeld eine große Anzahl großtechnischer Versuche "gefahren" worden. Das Verfahren gilt als erprobt und wird daher ebenfalls mit "sehr gut" bewertet.

Die Lösung nach Variante 1a, Ozonierung mit simultaner Absorption und Reaktion innerhalb des Ozonreaktors, ist auf mehreren Kläranlagen in NRW im Betrieb. Das Verfahren gilt als erprobt und wird daher ebenfalls mit "sehr gut" bewertet.

Die Lösung nach Variante 1b, Ozonierung mit getrennter Absorption und Reaktion, Betrieb eines Absorptionsbehälters und eines Ozonreaktionsbehälters mit kurzen Aufenthaltszeiten, ist im Bereich der Industriebabwasser- und Sickerwasserreinigung seit Jahrzehnten im Einsatz. Dennoch fehlen Betriebserfahrungen für die Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen. Die Bewertung orientiert sich daher unterhalb der Bewertung der Variante 1a.

Betriebs- und Wartungsaufwand:

Der Betriebs- und Wartungsaufwand ist maßgeblich für den Personalbedarf der Kläranlage. Um zukünftig ein ausreichendes Budget für den Betrieb der Kläranlage sicherzustellen, wurde bei der Ermittlung der Betriebskosten aller untersuchten Lösungsvarianten jeweils eine zusätzliche halbe Personalstelle angesetzt. Durch die an dieser Stelle vorgenommene Bewertung des personellen Aufwands kommt diesem Punkt eine wichtige Bedeutung zu. Dieses wird in der angesetzten Wichtung (hier 25%) deutlich.

Nach Einschätzung des Verfassers ist der Betriebs- und Wartungsaufwand für eine GAK-Filtration sehr gering. Gleiches gilt für den Betrieb einer Ozonierung, sofern die Instandhaltung und Wartung der Anlagen zur Ozonerzeugung durch speziell geschultes Fremdpersonal durchgeführt wird. Im Fall der Umsetzung einer Ozonierung ist der Abschluss eines Wartungsvertrags mit dem Hersteller der Anlage vorgesehen.

Die Varianten mit PAK-Dosierung werden insgesamt schlechter bewertet, da der Betriebsaufwand hier größer ist. Variante 2a (PAK-Dosierung mit Kontaktbecken) ist gegenüber der Variante 2b (PAK-Dosierung in die Belebung), aufgrund des höheren Technikanteils, noch etwas schlechter einzustufen.

Erstinvestitionen:

Die erforderlichen Erstinvestitionen liegen für alle Varianten sehr dicht zusammen. Die Differenz zwischen der günstigsten Variante (V3: GAK-Filtration) und der teuersten Variante (V2b: Ozonierung mit getrennter Absorption und Reaktion) liegt bei rd. 80.000 EUR brutto. Durch den Einfluss der Förderung liegen die Erstinvestitionen jedoch in einem relativ niedrigen Bereich im Mittel rd. 340.000 EUR brutto. Daher erfolgt insgesamt eine sehr gute bis gute Bewertung in Abhängigkeit der Erstinvestitionskosten.

Jahreskosten:

Die Jahreskosten beinhalten sämtliche Kosten (Herstellungs- und Betriebskosten), die Kapitalkosten sowie die Preissteigerungsraten der verschiedenen Kostengruppen. Somit sind die Jahreskosten entscheidend für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit der untersuchten Varianten. Die Bewertung der Jahreskosten wird daher mit dem höchsten Anteil (35%) gewichtet.

Die Bewertung der einzelnen Lösungsvarianten erfolgt in Abhängigkeit der Jahreskosten.

Auch nach der Einbeziehung der nicht monetären Kriterien in die Bewertung ergeben sich an der Rangfolge der Varianten keine Änderungen. Die Lösungsvarianten der Ozonierung 1a und 2b liegen mit 4,45 bzw. 4,10 Punkten deutlich vor den Varianten mit PAK und GAK. Diese liegen bei 3,55 (V2a), 3,25 (V2b) und 3,60 (V3).

8 Zusammenfassung

Im Zuge der Umsetzung der Ziele der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) forciert die Landesregierung eine Maßnahmenplanung u. a. zur Elimination von Mikroschadstoffen im Einzugsgebiet der Ems in Ostwestfalen-Lippe (OWL).

Das in der Kläranlage Augustdorf gereinigte kommunale Abwasser wird in den Öl-
bach eingeleitet. Dieser gehört zum Einzugsgebiet der Ems. Eine Besonderheit des Einzugsgebietes der Ems in OWL ist die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. Gemäß Artikel 7. Abs. 3 WRRL ist dafür Sorge zu tragen, dass die für die Trinkwasserversorgung zu nutzenden Wasserkörper geschützt werden, um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Trinkwassergewinnung erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern.

Im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie werden die technischen Möglichkeiten und die Wirtschaftlichkeit einer Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Augustdorf untersucht.

Zur Feststellung der Gewässerbelastung mit Mikroschadstoffen durch die Einleitung der Kläranlage Augustdorf wurden Messungen im Gewässer ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung entnommen. Oberhalb der Einleitung wurde nahezu keine Belastung gemessen. Ausgehend von dem durch das Umweltbundesamt empfohlenen allgemeinen Vorsorgewert (VWa) wird für den Leitparameter Diclofenac ($0,42 \mu\text{g/l}$) und für eine Reihe der nicht bewerteten Stoffe der Vorsorgewert von $0,1 \mu\text{g/l}$ unterhalb der Einleitungsstelle deutlich überschritten.

Untersuchungen im Ablauf der Nachklärung zeigen, dass die analysierten Arzneimittelkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Augustdorf im Vergleich zu anderen Kläranlagen in OWL im oberen Bereich stehen. Dieses gilt insbesondere für die Parameter Diclofenac mit $4,3 \mu\text{g/l}$ und Metoprolol mit $4,8 \mu\text{g/l}$. Auch der Stoff Clarithromycin liegt mit $0,42 \mu\text{g/l}$ im Vergleich zu den anderen betrachteten Orten relativ hoch. Hinsichtlich der Röntgenkontrastmittel zeigt sich, dass die Stoffe Iomeprol, Iopamidol und Iopromid im Einzugsgebiet der Kläranlage Augustdorf keine Rolle spielen. Lediglich der Stoff Amidotrizoesäure liegt in einer Konzentration von $0,74 \mu\text{g/l}$ vor.

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Augustdorf wird überwiegend im Trennsystem entwässert. Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 14.500 EW.

Eine Besonderheit im Einzugsgebiet der Kläranlage ist die Mitbehandlung des häuslichen Abwassers der Generalfeldmarschall-Rommel-Kaserne. Einsatzbedingt ist eine dauerhafte und einheitliche Truppenstärke am Standort Augustdorf jedoch nicht gegeben.

Eine Überprüfung der aktuellen Anlagenbelastung ergibt eine relativ hohe Auslastung. Bedingt durch die Fluktuation der Soldaten kann diese zwischen 85 % und 99 % schwanken.

In Abstimmung mit der Gemeinde Augustdorf werden im Rahmen der Studie folgende Verfahrensvarianten einer 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikro-schadstoffen untersucht:

- **Variante 1a:** Ozon, simultane Absorption und Reaktion im Teilstrom, Nachbehandlung (vorh. Teich)
- **Variante 1b:** Ozon, getrennte Absorption und Reaktion im Teilstrom, Nachbehandlung (vorh. Teich)
- **Variante 2a:** PAK-Adsorption in einem Kontaktbecken (Teilstrom), Tuchfiltration im Vollstrom
- **Variante 2b:** PAK: PAK-Adsorption in der Belebung, Tuchfiltration im Vollstrom
- **Variante 3:** GAK-Filtration im Teilstrom

Die verfahrenstechnische Auslegung der Anlagen erfolgt jeweils auf der Grundlage der im Folgenden aufgelisteten Parameter für einen Teilstrom:

Q_{Bem} : 125 m³/h ($Q_{\text{T,h,max}}$)

$Q_{\text{T2h,min}}$: 20 m³/h

$Q_{\text{T,daM}}$: 1.300 m³/d

DOC Ablauf NKB : 9 g/m³

NO₂-N Ablauf NKB: 0,2 g/m³

Lediglich bei den Varianten mit PAK-Dosierung ist eine Filtration im Vollstrom ($454 \text{ m}^3/\text{h}$, $1.400 \text{ m}^3/\text{d}$) zum Rückhalt feindisperser PAK erforderlich, da hierbei die PAK zur Mehrfachbeladung in die biologische Stufe zurückgeführt wird.

Für die ausgewählten Lösungsvarianten werden die technischen Umsetzungsmöglichkeiten auf der Kläranlage Augustdorf beschrieben. Die bauliche und hydraulische Einbindung der Anlagen der Verfahrensstufen der 4. Reinigungsstufe in die vorhandene Anlagentechnik wird geprüft und zeichnerisch in Form von Lageplanausschnitten dargestellt.

Es zeigt sich, dass für alle Lösungsvarianten eine Anhebung des zu behandelnden Abwasservolumenstroms erforderlich ist. Alle Lösungsvarianten lassen sich gut auf dem Gelände der Kläranlage Augustdorf und in den vorhandenen Abwasserreinigungsprozess integrieren.

Für alle Verfahrensvarianten werden die Investitions- und Betriebskosten ermittelt. Abweichend von den für eine Kostenschätzung üblichen Genauigkeitsanforderungen erfolgt die Kostenermittlung für relativ genaue Bedarfsangaben auf der Basis vorläufiger Massen mit marktüblichen Preisen. Bei den Preisen handelt es sich um Preise aus aktuellen Budgetangeboten, aus Preisfragen bei Herstellern/Lieferanten, aus Mittelpreisen der Leistungsverzeichnisse aktueller Projekte oder Werte aus der aktuellen Fachliteratur. Die Preisansätze beinhalten insgesamt eine Genauigkeit von $\pm 20\%$. Die auf dieser Grundlage ermittelten Investitions- und Betriebskosten fließen in eine dynamische Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie ein. Bei Ansatz der durch das Kompetenzzentrum für Mikroschadstoffe, NRW, vorgegebenen Kalkulationsparameter (Zinssatz, Kostensteigerungen, Nutzungsdauer / Zinszeiträume, etc.) ergibt sich die folgende Rangfolge.

- Rang 1: Variante 3: GAK-Filtration,
- Rang 2: Variante 1a: Ozonierung (simultane Absorption und Reaktion)
- Rang 3: Variante 2b: PAK-Dosierung in die Biologie,
- Rang 4: PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken,
- Rang 5: Variante 2b: Ozonierung (getrennte Absorption und Reaktion)

Da die Herstellungskosten der einzelnen Lösungsvarianten durch das Land NRW gefördert werden, erfolgt eine erneute Wirtschaftlichkeitsberechnung. Die Berücksichtigung der Förderung bewirkt eine Rangverschiebung. Die Lösungsvariante 1a (Ozonierung) setzt sich gegenüber den anderen Varianten mit einem Vorteil von rd. 4 % an die Spitze. Die Variante 3 (GAK-Filtration) fällt auf Rang 2 zurück. Dieses ist auf die relativ hohen Betriebskosten dieser Variante zurückzuführen.

Die ermittelten Kostenalternativen sind wegen der Ungewissheit zukünftiger Entwicklungen mit Unsicherheitsmomenten behaftet. Um die Auswirkungen möglicher Änderungen wichtiger Rechengrößen wie Zinssatz, Preissteigerung usw. auf das Ergebnis festzustellen, werden diese in einer realistischen Bandbreite variiert.

Bei Betrachtung der gegenwärtigen Zinsentwicklung im europäischen Raum erscheint der Ansatz eines Zinssatzes von 3,0 % über den gewählten Betrachtungszeitraum von 30 Jahren, realistisch. Daher wird hier keine Variation des Zinssatzes vorgenommen. Anders sieht es bei den Betriebskosten aus. Insbesondere zeichnet sich aktuell ein Preisanstieg für den Bezug von Aktivkohleprodukten ab. Dahingegen ist eine Abwärtsentwicklung bei den Sauerstoffbezugspreisen zu verzeichnen.

Für die weitere Bewertung werden daher, abweichend von den Vorgaben des Kompetenzzentrums für Mikroschadstoffe, NRW, für den Bezug von Aktivkohle und O₂ angesetzt folgende Preissteigerungsraten angesetzt:

PAK / GAK: 1,5 % (anstatt 1,0 %)

O₂: 0,5 % (anstatt 1,0 %)

Alle anderen getroffenen Annahmen hinsichtlich der Preisentwicklung bleiben hiervon unberührt. Eine erneute Wirtschaftlichkeitsberechnung bewirkt, dass die Verfahrensvarianten mit Ozon die Führung der Rangfolge übernehmen.

Die endgültige Bewertung der einzelnen Varianten erfolgt anhand einer Entscheidungsmatrix, in der neben den erforderlichen Erstinvestitionen und den Jahreskosten noch weitere - nicht monetäre Kriterien - Berücksichtigung finden.

Aus der Variantenbewertung gehen die Lösungsvarianten der Ozonierung als Vorzugsvarianten hervor. Das Ergebnis der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen wird somit bestätigt.

Die Lösung nach Variante 1a, Ozonierung mit simultaner Absorption und Reaktion innerhalb des Ozonreaktors, ist bereits auf mehreren Kläranlagen in NRW im Betrieb. Das Verfahren gilt als erprobt.

Die Lösung nach Variante 1b, Ozonierung mit getrennter Absorption und Reaktion, Betrieb eines Absorptionsbehälters und eines Ozonreaktionsbehälters mit kurzen Aufenthaltszeiten, ist im Bereich der Industriebabwasser- und Sickerwasserreinigung seit Jahrzehnten im Einsatz. Auf der Grundlage der vorliegenden Betriebserfahrungen deuten sich Betriebsvorteile hinsichtlich des O₂-Bedarfs, einer Verkürzung der Verweilzeit innerhalb des Ozon-Reaktors sowie eine Verbesserung der Schadstoffeliminationsrate an. Hinsichtlich der Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen liegen derzeit keine gesicherten Erkenntnisse und Erfahrungen vor. Die Durchführung weiterer Forschungen wird als durchaus sinnvoll erachtet. Der Betrieb einer solchen Anlage ist jedoch eher für größere Kläranlagen (mit hohem O₂-Bedarf) wirtschaftlich interessant.

Kostenkennzahlen Lösungsvariante 1a

(alle Angaben in EUR inkl. 19% Mehrwertsteuer):

| | |
|--|--------------------------|
| Herstellungskosten: | 1.181.670,00 |
| Herstellungskosten | |
| (unter Berücksichtigung einer Förderung in Höhe von 70%): | <u>354.501,00</u> |
| jährliche Betriebskosten: | <u>69.490,00</u> |
| Projektkostenbarwert: | 2.667.670,00 |
| Jahreskosten: | 136.100,00 |
| spezifische Kosten pro m³ Abwasser: | 0,27 |
| spezifische Kosten pro m³ Trinkwasser: | 0,35 |
| spezifische Kosten pro Einwohner: | 9,52 |

Die spezifischen Kosten werden hier jeweils unter Berücksichtigung einer Förderung in Höhe von 70 % angegeben. Es bestätigt sich, dass die spezifischen Behandlungskosten kleinerer Anlagen höher sind als bei Großanlagen.

Im Rahmen eines Forschungsprojekts wird zur Zeit auf der Kläranlage Paderborn Sande eine Ozonanlage als Versuchsanlage aufgebaut. Die Leistung des Ozonerzeugers entspricht der für die Kläranlage Augustdorf benötigten Leistung. Seitens der Bezirksregierung Detmold wurde den Gemeindewerken Augustdorf eine Übernahme der Anlagen zur Ozonerzeugung (Containeranlage) nach dem Abschluss des Forschungsvorhabens in Aussicht gestellt. Hiermit besteht die Möglichkeit die Herstellungskosten für die Anlagen zur Schadstoffelimination auf der Kläranlage Augustdorf noch weiter zu reduzieren.

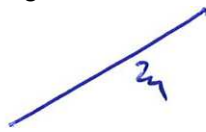
Abschließend ist zu vermerken, dass hinsichtlich der Errichtung einer 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Augustdorf Handlungsbedarf besteht.

Neben Medikamentenrückständen sind im Ablauf der Kläranlage Augustdorf Röntgenkontrastmitteln (RKM) in relativ hohen Konzentrationen nachgewiesen worden. Röntgenkontrastmittel gelten als extrem persistent. Ein Eintrag in Oberflächengewässer sollte daher möglichst verhindert werden. Die auf Aktivkohle- oder Ozon basierenden Reinigungsverfahren sind für die Elimination von RKM nicht oder nur in einem geringen Maße geeignet. Hier würde sich die Anwendung einer Kombination der bekannten Verfahrensansätze z.B. Ozon in Kombination mit UV, gemäß der Beschreibung nach Kapitel 5.4.1 anbieten. Hier besteht jedoch noch großer Forschungsbedarf, so dass diese Lösung innerhalb der Machbarkeitsstudie nicht weiter untersucht werden konnte.

Aus der vorliegenden Machbarkeitsstudie geht die Lösungsvariante 1a (Ozonierung) als Vorzugsvariante hervor.

Das Ingenieurbüro HydroCompact, Blomberg, empfiehlt den Gemeindewerken Augustdorf die Planung und Errichtung einer Ozonierung nach der Vorzugsvariante (Variante 1a). Zur Sicherung einer Förderung in Höhe von 70 % der Herstellungskosten sind Fördermittel nach dem Förderprogramm "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW" (ResA) noch in 2016 zu beantragen.

Aufgestellt: Blomberg, Oktober 2016

A handwritten signature in blue ink, consisting of a diagonal line and a small scribble.

.....
HydroCompact Ingenieure, Blomberg
Dipl.-Ing. D. Klein

9 Literaturverzeichnis

ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; ORT, C.; PETER, A.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; KOCH, M.; NIEDERHAUSER, P.; SCHÄRNER, M.; BRAUN, C.; GÄLLI, R.; JUNGHANS, M.; BROCKER, S.; MOSER, R.; RENSCH, D. (2009): "Ozonung von gereinigtem Abwasser-Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf", Eawag, AWEL, BAFU, BMG, Hunziker Betatech, Eawag, Dübendorf

ABEGGLEN, C.; SIEGRIST, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Wissen Nr.1214, Bern

ALT, K.; MAUER, C.; NAHRSTEDT, A.; BURBAUM, H.; FRITZSCHE, J.; SÜRDER, T. (2014): Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk "Obere Lutter", Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5. S. 408-426

ANDERS, G. (2016): Vortrag " Betriebserfahrungen beim Einsatz von PAK und Tuchfiltration auf der Kläranlage Lahr", Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation vom 19. und 20. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf

ANTAKYALI, D.; ANTE, S.; HERBST, H.; AUS DER BEEK, T.; BERGMANN, A.; BÖRGERS, A.; TÜRK, J. (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Schadstoffelimination, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Stand 20.03.2015

ANTAKYALI, D.; ANTE, S.; AUS DER BEEK, T.; BERGMANN, A.; BÖRGERS, A.; HERBST, H.; SCHULZ, J.; TÜRK, J.(2015): Mikroschadstoffentfernung machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Stand 10.10.2015

AUSTERMANN-HAUN, U.; MEIER, J.F.; KUHLMANN, S.; ALT, K.(2014): Abschlussbericht Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold

AUSTERMANN-HAUN, U.; ALT, K.; VOIGT, A.; KOPPMANN, M.; FIRK, J. (2016): Vortrag "Einsatz von Ozonung in Kombination mit granulierter Aktivkohle auf den Kläranlage Detmold und Paderborn", Fachkonferenz 2016 "Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern", Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation vom 19. und 20. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf

BARJENBRUCH, M.; FIRK, W. (2014): Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang. Nr. 10. S.861-875

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2005): Arzneistoffe in der Umwelt. (abrufbar unter: http://www.bayern.de/lfu/umwberat/data/chem/stoff/arznei_2005.pdf)

BEIER, S.; PINNEKAMP, J.; SCHRÖDER, H. FR.; GEBHARDT, W.; CRAMER, C.; BIELING, U.; MAUER, C.; COURTH, F.; WEBER, M.; MIELCKE, J.; SELKE, D.(2009): Untersuchungen zur separaten Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser mit Membrantechnik und weitergehenden Verfahren. 41. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 02. - 04. April 2008, Band 211 der Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Hrsg. von J. Pinnekamp, Aachen 2009

BENNSTÖM, F.; MONTAG, D.; PINNELAMP, J.; NAHRSTEDT, A.; BÖHLER, M.; KNOPP, G.; HANSRUEDI, S. (2016): Granulierte Aktivkohle - Ein Review halb- und großtechnischer Untersuchungen. 49. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 02. - 04. März 2016, Band 239 der Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Hrsg. von J. Pinnekamp, Aachen 2016

BIEBERSDORF, N.; URUETA, F. (2015): Machbarkeitsstudie KA Velen 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen (abrufbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Studie_4RS_KA_Velen_m_Anlagen.pdf)

BÖHLER, M.; MCARDELL, C.S.; KIENLE, C.; TEICHLER, R.; FLEINER, J.; SIEGRIST, H. (2016): "Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung -ReTREAT, Umwelttechnologieförderung des Bundes, (UFT), Schlussbericht, in Bearbeitung, Eawag, Dübendorf

BORNEMANN, C.; YÜCE, S.; HERR, J.; JAGEMANN, P.; LYKO, S.; BENSTÖM, F.; MONTAG, D.; PLATZ, S.; WETT, M.; BIEBERSDORF, N.; KAUB, J.M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y.; ROLFS, T.; STEPKES, H. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunale Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle-MIKRO Flock, (TP5). Abschlussbericht AZ IV-7-042 600 001E. (abrufbar unter: <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>)

ELWAS-WEB (2013): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaft in NRW, www.elwasweb.nrw.de

GÖTZ, C.; KASE, R.; ORT, C.; SINGER, H.; BERGMANN, S. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser, Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale

HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1

HERTEL, M.; MAURER, P.; STEINMETZ, H. (2014): Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohle (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern. Wasser und Abfall, 16. Jahrgang. Heft 11, S. 40-45

HÜBNER, U.; KLETKE, T.; SENGL, M.; MIKLOS, D.; HAAS, S.; BLEISTEINER, S.; EITZEN, L.; HELLIE, A.; BÖHM, B.; DREWES, J.E. (2016): Vortrag "Entfernung von Mikroschadstoffen durch Optimierung der UV-Desinfektionsanlage München Gut Marienhof", Fachkonferenz 2016 "Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern", Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation vom 19. und 20. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf

IKSR (2010): Auswertungsbericht Röntgenkontrastmittel, Bericht Nr. 187, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz

KOMMUNAL- UND ABWASSERBERATUNG NRW (2006): Abschlussbericht zur Erweiterung der Kläranlage Augustdorf, unveröffentlicht

KUHS, F.-J.; WAERMER, F. (2016): Vortrag "Simultane PAK-Zugabe in die biologische Stufe mit nachgeschaltetem Fuzzy Filter® auf der Kläranlage Barntrup", Fachkonferenz 2016 "Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern", Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation vom 19. und 20. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf

LEITZKE, O. (1983): Ein neues Verfahren zur Ab- und Desorption von Ozon - Eine Verbesserung zur Erzeugung und zum Eintrag von Ozon, VDI-Bericht, 1983, S-553-339, Vortrag VDI-GVC, Nürnberg, 29.09.1983, Chem. Ing. Technik 56, Nr. 6, 1984, S. 473-476

LEITZKE, O. (1992): Aufbereitung kontaminierter Grundwässer mit der Ozon/UV-Kombination, bbr 12 (43. Jahrgang), S. 518-524

LEITZKE, O. (1993): Wasseraufbereitung mit Ozon in traditioneller Kombination mit Flockung und Filtration, pp 130-136; Traditionelle Abwasseraufbereitung mit Ozon, pp 137-141; Aufbereitung kontaminierter Grundwässer mit der Ozon/UV-Kombination, pp143-150; Die Reduzierung des chemischen Sauerstoffbedarfs und der chlorierten Kohlenwasserstoffe im Abwasser mit Ozon und UV- Licht (ionische und radikalische Reaktionen), pp 154-156. In: Kontakt und Studium Verfahrenstechnik, Ozonanwendung in der Wasseraufbereitung, Band 118, Expert Verlag

LEITZKE, O. (2016): Anlagen zum Angebot der Firma UWA Beton- und Maschinenbau GmbH & Co. KG, Minden, vom 01.09.2016, unveröffentlicht

MEIER, J.F.; AUSTERMANN-HAUN, U.; KUHLMANN, S.; ALT, K. (2014): Abschlussbericht Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold, . (abrufbar unter: https://www.lanuv.nrw.de/.../tx.../2014_12_03_Bericht_KA_Detmold-Ozon-FINAL.pdf)

MERKL, G.(2008), Technik der Wasserversorgung: Praxisgrundlagen für Führungskräfte, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, ISBN 978-3-8356-2082-6.

MERTSCH, V.; ANTAKYALI, D.; ANTE, S.; HERBST, H.; SASSE, R.; SCHULZ., J. (2016): Kosten der Elimination von Mikroschadstoffen und mögliche Finanzierungsansätze, 49. ESSENER TAGUNG für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 02. - 04. März 2016, Band 239 der Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Hrsg. von J. Pinnekamp, Aachen 2016

METZGER, S.; TJOENG, I.; RÖßLER, A.; SCHWENTER, G.; RÖLLE, R. (2014): Kosten der Pulveraktivkohleanwendung zur Spurenstoffelimination am Beispiel ausgeführter und im Bau befindlicher Anlagen. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61. Jahrgang, Nr. 11, S. 1029-1037

OWL UMWELTANALYTIK GMBH (2016): Prüfbericht vom 22.04.2016 zum Messprogramm KA Augustdorf (05.04.2016 bis einschl. 08.04.2016) 08.04.2016, unveröffentlicht

PINNEKAMP, J. (2009): Entsorgungskonzept für Abfälle aus der Kläranlage des Kreiskrankenhauses Waldbröl Stuttgart

PINNEKAMP, J.; SCHULZE-HENNINGS, U.; HEUER, N.; MONTAG, D.; MÖLLER, M.; DOTT, W.; STEPKES, H.; NIESEN, M.; HERR, J.; YÜCE, S.; JARDIN, N. (2014): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung (Mikrolight) - Phase 2“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001H, Vergabenummer 08/0581

ROLFS, T.; KEYSERS, C.; FIRK, W. (2016): Vortrag "Konzeption, Planung und Bau einer Ozonungsanlage zur Vollstrombehandlung auf der Kläranlage Aachen-Soers", Fachkonferenz 2016 "Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern", Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation vom 19. und 20. September 2016, Rheinterrasse Düsseldorf

RUMMLER, M.; HARMJANßEN, K. (2014): Abschlussbericht "Möglichkeiten der Elimination prioritärer Stoffe in der Kläranlage Stadtlohn"

SCHUSTER, P. (2006): Folien zum Vortrag, Getrennte Erfassung von jodorganischen Röntgenkontrastmitteln und deren Transformation, Workshop 27.03.2006

SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUEBELE, C.; ZIMMER, G.(1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung

SÜRDER, T. (2014): Folien zum Vortrag, Runder Tisch Abwasser Ems, 15.04.2014

ZIESEL, A: (2016): Mit Aktivkohle gegen Schadstoffe. In: Lippische Landeszeitung, Ausgabe: Donnerstag, 6. Oktober 2016, Rubrik: Lokales, S. 14

ZIETZSCHMANN, F.; ALTMANN, J.; RUHL, A. S.; DÜNNBIER, U.; DOMMISCH, I.; SPERLICH, A.; MEINEL, F.; JEKEL, M. (2014): Estimating organic micro-pollutant removal potential of activated carbons using UV absorption and carbon characteristics, Water Research, Vol. 56, pp. 48-55

10 Anlagenverzeichnis

| | |
|----------|--|
| Anlage 1 | Voruntersuchung, Messprogramm vom 05.-08.08.2014, OWL-Umweltanalytik GmbH“ |
| Anlage 2 | Screening, Messprogramm vom 05.-08.04.2016, OWL-Umweltanalytik GmbH“ |
| Anlage 3 | Anlagenauslegung, Ermittlung der Betriebskosten |
| Anlage 4 | Herstellungskosten |
| Anlage 5 | Dynamische Kostenvergleichsrechnung (ohne Ansatz der Förderung) |
| Anlage 6 | Variantenübersicht |