



Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

Abschlussbericht

März 2017



Sweco GmbH
DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH
& Co. Wasserwirtschaft KG

Graeffstraße 5
50823 Köln

T +49 221 57402-0
F +49 221 57402-11
E koeln@sweco-gmbh.de
W www.sweco-gmbh.de

Impressum

Auftraggeber: Stadt Bonn

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**
DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG
c/o Sweco GmbH
Postfach 30 01 06
50771 Köln
Graeffstraße 5
50823 Köln

Laboranalytik: Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)
Bliersheimer Straße 58 – 60
47229 Duisburg

Dr. rer. nat. Jochen Türk
Andrea Börgers, M. Sc.

Bearbeitung: Christian Maus, M. Sc.
Juliane Schulz, M. Sc.

Bearbeitungszeitraum: Januar 2016 – März 2017

| | | Seite |
|------------------------------|---|-----------|
| Inhaltsverzeichnis | | |
| Inhaltsverzeichnis | | I |
| Abbildungsverzeichnis | | IV |
| Tabellenverzeichnis | | VI |
| 1 | Hintergründe und Veranlassung der Mikroschadstoffelimination | 1 |
| 2 | Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination | 3 |
| 3 | Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 5 |
| 3.1 | Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers | 5 |
| 3.2 | Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 6 |
| 3.2.1 | Ausbauzustand | 6 |
| 3.2.2 | Verfahrenstechnik | 6 |
| 4 | Abwasseranalyse und Auslegungswerte | 8 |
| 4.1 | Übersicht zu Analysen und Methodik | 8 |
| 4.2 | Standardabwasserparameter | 8 |
| 4.3 | Mikroschadstoffe | 9 |
| 4.3.1 | Bewertungsmaßstab | 9 |
| 4.3.2 | Ergebnisse des Screenings und Monitorings auf Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 13 |
| 4.4 | Bromidkonzentrationen | 20 |
| 4.5 | Ozonzehrung und Bromatbildung | 20 |
| 4.6 | Abwassermenge | 21 |
| 5 | Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination | 24 |
| 5.1 | Übersicht | 24 |
| 5.2 | Oxidative Verfahren | 24 |
| 5.2.1 | Ozonung | 24 |
| 5.2.2 | Advanced Oxidation Processes (AOP) | 27 |
| 5.2.3 | Ferrat | 28 |
| 5.3 | Adsorptive Verfahren | 28 |
| 5.3.1 | Grundlage | 28 |
| 5.3.2 | Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK) | 29 |
| 5.3.3 | Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK) | 31 |
| 5.4 | Physikalische Verfahren | 35 |
| 5.5 | Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland | 36 |
| 5.5.1 | Ozonung | 36 |

| | Seite |
|--|-----------|
| 5.5.2 Adsorptive Verfahren | 36 |
| 5.6 Eliminationsleistung | 37 |
| 6 Variantenuntersuchung | 38 |
| 6.1 Verfügbare Flächen/Ressourcen und Variantenauswahl | 38 |
| 6.2 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration | 39 |
| 6.2.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg | 39 |
| 6.2.2 Kontaktreaktor | 40 |
| 6.2.3 Nachbehandlung | 42 |
| 6.2.4 Ozonerzeugung | 42 |
| 6.2.5 Ozoneintrag und Ozondosierung | 44 |
| 6.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer) | 44 |
| 6.3.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg | 44 |
| 6.3.2 Abscheideeinheit | 45 |
| 6.3.3 Kontaktreaktor | 47 |
| 6.3.4 Pulveraktivkohlelager und -dosiervorrichtung | 48 |
| 6.4 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage) | 50 |
| 6.4.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg | 50 |
| 6.4.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit | 51 |
| 6.4.3 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage | 54 |
| 6.4.4 Fällmitteldosierung | 55 |
| 6.5 Auswirkungen der Varianten auf die Klärschlammbehandlung | 56 |
| 7 Kostenabschätzung | 59 |
| 7.1 Grundlagen | 59 |
| 7.1.1 Berechnungsmethode | 59 |
| 7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenermittlung | 60 |
| 7.2 Kostenberechnung | 60 |
| 7.2.1 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration | 60 |
| 7.2.2 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer) | 61 |
| 7.2.3 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage) | 63 |
| 7.3 Sensitivitätsanalyse | 63 |
| 7.4 Zusammenfassung | 65 |
| 8 CO₂-Bilanzierung der Verfahrensvarianten | 67 |
| 8.1 Einführung | 67 |

| | Seite |
|--|-----------|
| 8.2 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration | 69 |
| 8.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer) | 70 |
| 8.4 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage) | 71 |
| 8.5 Zusammenfassung | 73 |
| 9 Verfahrensbewertung | 74 |
| 9.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung | 74 |
| 9.2 Bewertung der Verfahrensvarianten | 75 |
| 10 Empfehlung | 77 |
| 10.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination | 77 |
| 10.2 Verfahrensempfehlung | 77 |
| Literaturverzeichnis | 79 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|----------------|--|----|
| Abbildung 2.1: | Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene | 4 |
| Abbildung 3.1: | Risikoquotienten von Diclofenac extrapoliert auf die Oberflächenwasserkörper in Nordrhein-Westfalen nach Götz et al., 2012 | 6 |
| Abbildung 3.2: | Gesamtfleißbild der Kläranlage Bad Godesberg (Stadt Bonn) | 7 |
| Abbildung 4.1: | Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mg O ₃ /L im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 21 |
| Abbildung 4.2: | Ablaufwassermengen der Kläranlage Bonn Bad Godesberg (05/2014 bis 01/2016) | 22 |
| Abbildung 4.3: | Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination | 23 |
| Abbildung 5.1: | Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination | 24 |
| Abbildung 5.2: | Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b) | 25 |
| Abbildung 5.3: | Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts) | 26 |
| Abbildung 5.4: | Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b) | 29 |
| Abbildung 5.5: | Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b) | 32 |
| Abbildung 5.6: | Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b) | 33 |
| Abbildung 5.7: | Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule | 33 |
| Abbildung 5.8: | Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012) | 34 |
| Abbildung 5.9: | Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015b) | 34 |
| Abbildung 6.1: | Verfügbare Flächen und Ressourcen auf der Kläranlage Bad Godesberg | 38 |
| Abbildung 6.2: | Lageplan der Variante 1 | 40 |
| Abbildung 6.3: | Ausschnitt eines Querschnitts der Filterzelle mit Markierung (blau) des Reaktionsraums für die Ozonung in der Ablaufrinne sowie der Filterzelle | 41 |
| Abbildung 6.4: | Schematische Darstellung der Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett auf der Kläranlage Bad Godesberg | 43 |
| Abbildung 6.5: | Lageplan der Variante 2 | 45 |
| Abbildung 6.6: | Membranmodul (links) und Kassette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a; GE, 2106b) | 46 |
| Abbildung 6.7: | Mögliche Anordnung der Membrankassetten in der Filterzelle der Kläranlage Bad Godesberg | 47 |
| Abbildung 6.8: | Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einen Kontaktraum (Membranbecken in ehemaligen Filterzellen) und Abscheidung mittels Membranen | 49 |

| | Seite |
|--|-------|
| Abbildung 6.9: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Filterüberstand mit vorgeschaltetem separatem Kontaktbecken | 51 |
| Abbildung 6.10: Ausschnitt eines Querschnitts der Filterzelle mit Markierung (blau) des Reaktionsraums für die Pulveraktivkohle in der Verteilrinne sowie im Filterüberstand | 52 |
| Abbildung 6.11: Vergleich konventioneller Düsenboden und Segmentfilterboden (Firma Leopold/Xylem) | 53 |
| Abbildung 6.12: Nachrüstung einer bestehenden Filterzelle mit Verteilerkasten zur Einbindung der Filtrat- und Rückspülleitung | 53 |
| Abbildung 6.13: Lageplan der Variante 3 | 54 |
| Abbildung 6.14: Jahresübersicht 2015 der Schlammbehandlung Kläranlagen Bonn | 58 |
| Abbildung 8.1: Bilanzsystem der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“ | 69 |
| Abbildung 8.2: Bilanzsystem der Variante 2 „PAK-Dosierung vor einer Membranstufe“ | 70 |
| Abbildung 8.3: CO ₂ -Bilanz der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“ | 72 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|---------------|---|----|
| Tabelle 3-1: | Modellierte Konzentrationen nach Götz et al. (2012) unterhalb der KA Bonn Bad Godesberg im Rhein bei MNQ und Zielwerte nach D4-Liste (MKULNV, 2015) | 5 |
| Tabelle 4-1: | Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysemethoden | 8 |
| Tabelle 4-2: | Standardabwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 9 |
| Tabelle 4-3: | Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings | 9 |
| Tabelle 4-4: | Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (nach MKULNV, 2014) | 11 |
| Tabelle 4-5: | Quellenerläuterung zu Tabelle 4-4 | 12 |
| Tabelle 4-6: | Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg (ZW: Zielwert) | 12 |
| Tabelle 4-7: | Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 13 |
| Tabelle 4-8: | Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 14 |
| Tabelle 4-9: | Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 14 |
| Tabelle 4-10: | Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 16 |
| Tabelle 4-11: | Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 16 |
| Tabelle 4-12: | Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 17 |
| Tabelle 4-13: | Konzentrationen des Süßstoffs Acesulfam K sowie des Kunstharzes Melamin und des Summenparameters Estrogene Aktivität im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 17 |
| Tabelle 4-14: | Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 18 |
| Tabelle 4-15: | Ergebnisse der Basisparameter und der ausgewählten Mikroschadstoffe im fünfägigen Monitoring vom 08.03. bis 13.03.2016 | 19 |
| Tabelle 4-16: | Vergleich ausgewählter Mikroschadstoffe im Kläranlagenablauf für Trockenwetter im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden | 19 |
| Tabelle 4-17: | Ermittelte Konzentrationen von Bromid und Bromat im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg | 20 |
| Tabelle 4-18: | Ermittelte Konzentrationen von DOC, Bromid und Bromat des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Bonn Bad Godesberg mit verschiedenen Zugaben von Ozon und der ermittelten spezifischen Ozonzehrung | 21 |
| Tabelle 5-1: | Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den großtechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW, 2015c) | 30 |

| | Seite |
|---|-------|
| Tabelle 5-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010) | 35 |
| Tabelle 5-3: Bewertung der Reinigungsleistung von Indikatorsubstanzen nach KOM-M.NRW, 2016 | 37 |
| Tabelle 7-1: Kosten für Variante 1 „Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration“ | 61 |
| Tabelle 7-2: Kosten der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)“ | 62 |
| Tabelle 7-3: Kosten der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)“ | 63 |
| Tabelle 7-4: Sensitivitätsanalyse relevanter Parameter auf die Jahreskosten der Varianten | 65 |
| Tabelle 7-5: Zusammenfassung der Kostendaten für die Varianten 1 bis 3 | 66 |
| Tabelle 8-1: Phasen der Wertschöpfungskette für die zwei Betriebsmittel zur Mikroschadstoffelimination Ozon und PAK | 68 |
| Tabelle 8-2: Angenommene CO ₂ -Äquivalente und zugehörige Literaturquellen | 69 |
| Tabelle 8-3: CO ₂ -Bilanz der Variante 1 „Bau einer Ozonung mit Nachbehandlungsstufe in die bestehenden Filterzellen“ | 70 |
| Tabelle 8-4: CO ₂ -Bilanz der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der Filteranlage)“ | 71 |
| Tabelle 8-5: CO ₂ -Bilanz der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“ | 72 |
| Tabelle 8-6: Zusammenfassung der Ergebnisse der CO ₂ -Bilanzierung | 73 |
| Tabelle 9-2: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3 | 75 |
| Tabelle 10-1: Zusammenfassung der Zielwert-Überschreitungen aus dem Monitoring | 77 |
| Tabelle 10-2: Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten | 78 |

1 Hintergründe und Veranlassung der Mikroschadstoffelimination

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Er beschreibt die Reste der zahlreichen komplexen Chemikalien, die nach dem Gebrauch entweder unverändert oder nach Umbau in Organismen als Konjugate bzw. Metaboliten in die Gewässer gelangen. Beispiele für solche Mikroschadstoffe sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flammschutzmittel, Biozide oder viele Industriechemikalien. Charakteristisch für die Gruppe der Mikroschadstoffe ist, dass diese in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vorliegen. In den letzten Jahren konnte dennoch die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroschadstoffen in der Umwelt nachgewiesen werden bzw. von vielen Stoffen ist zukünftig aufgrund der steigenden Verbrauchsmengen ein hohes Gefährdungspotenzial zu erwarten (Umweltbundesamt, 2011). Eine Intensivierung der Mikroschadstoffproblematik ist zudem aufgrund des demographischen Wandels und industrieller Weiterentwicklungen zu erwarten. Beispielsweise werden Humanpharmaka insbesondere durch die steigende Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums künftig in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingetragen.

Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität der Mikroschadstoffe besteht zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in Gewässer.

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

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

Das Land NRW setzt bei der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Zum einen soll die Entstehung und Verbreitung von Mikroschadstoffen möglichst an der Quelle verhindert werden, indem beispielsweise gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen substituiert werden. Einen anderen Ansatz, aber ebenfalls einen Ansatz an der Quelle, verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS, 2015), in dem die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussteren Umgangs mit Arzneimitteln aufgeklärt und sensibilisiert wurde. Der ganzheitliche Ansatz umfasst jedoch auch zentrale Maßnahmen in Form des Ausbaus der Abwasserreinigungsanlagen sowie die Modernisierung der Trinkwasseraufbereitungstechnik (EUWID, 2010). Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert zu diesem Zweck durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. die Errichtung großtechnischer Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Ziel der vorliegenden Studie ist es, auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe, Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg zu untersuchen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Einbeziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung.

2 Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination

In Europa wird die Wasserpolitik vornehmlich durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegeben. Ziel der Richtlinie ist es, für die Gewässer in Europa einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu erreichen (Abbildung 2.1).

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

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

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

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

Zukünftig kann damit gerechnet werden, dass aus den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination abgeleitet werden. Diese könnten zum einen erforderlich werden, da ein Nichterreichen des guten ökologischen Zustands des Gewässers in das eingeleitet wird vielfach auf Überschreitungen der im Anhang D 4 des Leitfadens zur Gewässerüberwachung vorgegebenen Orientierungswerte für Mikroschadstoffe zurückgeführt wird. Zum anderen könnte zukünftig die Liste der prioritären Stoffe um Substanzen aus der Gruppe der Pharmaka ergänzt werden. Auch für die Bonner Kläranlagen können, aufgrund des derzeitigen Zustands des Rheins (siehe Kapitel 3.1), zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.

Aktuell wird auf Grundlage eines emissionsbasierten Ansatzes als Reinigungsziel eine Elimination von 80 % bezogen auf ausgewählte Indikatorsubstanzen in NRW angesetzt (KOM-M, 2016). Dieses Reinigungsziel ist gesetzlich jedoch nicht festgeschrieben.

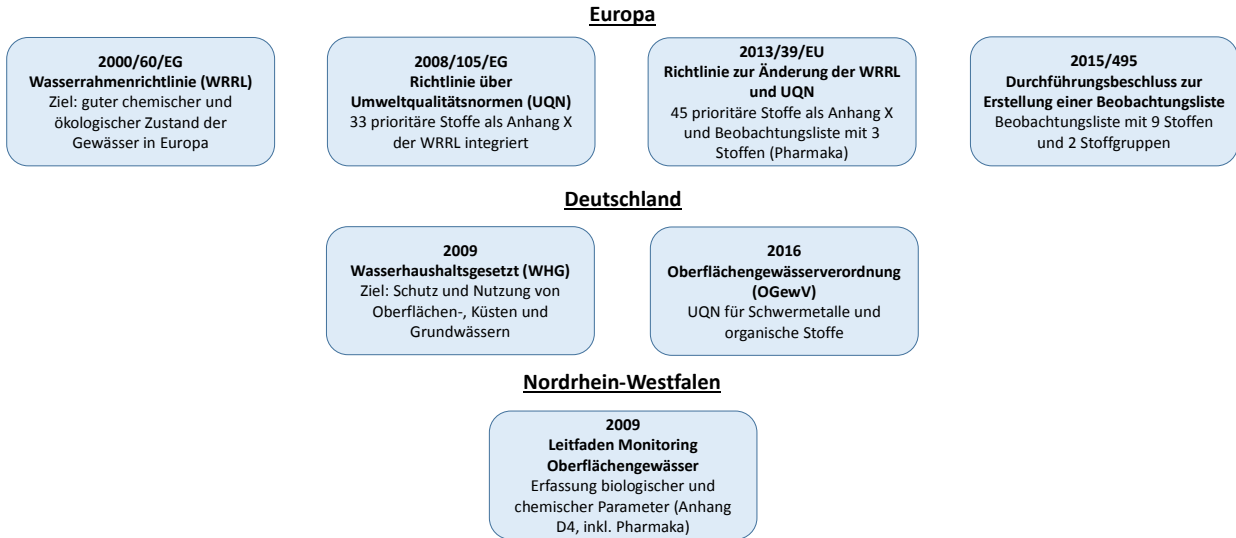


Abbildung 2.1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene

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

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

Bei Überschreitung des Zielwertes bzw. des GOW für Pharmaka können sich hieraus auch Maßnahmen auf Kläranlagen, nach Abstimmung mit den betroffenen Wasserversorgern, zum Erreichen der Zielwerte ergeben

3 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Bad Godesberg umfasst die Ortsteile Bad Godesberg, Friesdorf, Plittersdorf, Rügsdorf, Muffendorf, Heiderhof und Lannesdorf. Als Indirekteinleiter der Kläranlage können u.a. verschiedene Arztpraxen identifiziert werden.

Die Kläranlage leitet ihr gereinigtes Abwasser in den Rhein ein. In Klärwerksnähe gilt der Rhein als erheblich verändertes Gewässer und erhält eine „mäßige“ Bewertung für den ökologischen Zustand. Der chemische Zustand wird als „nicht gut“ eingestuft, wohingegen der chemische Zustand ohne ubiquitäre Stoffe als „gut“ beschrieben wird (ELWAS-WEB, 2016).

Von Götz et al. (2012) wurden die Konzentrationen für 7 ausgewählte Mikroschadstoffe für den IST-Zustand in den Gewässern in NRW modelliert. Die modellierten Konzentrationen unterhalb der Kläranlage Bonn Bad Godesberg sind in Tabelle 3-1 den Zielwerten gemäß der D4-Liste des MKULNV gegenübergestellt. Eine weitergehende Erläuterung der Zielwerte kann Kapitel 4.3 entnommen werden.

Demnach liegen die derzeitigen Konzentrationen der Stoffe Clarithromycin und Diclofenac unterhalb der Kläranlage Bonn Bad Godesberg im Rhein oberhalb der derzeitigen Zielwerte und deuten auf eine relevante stoffliche Belastung des Rheins hin.

Die Entwicklung der Konzentration von Diclofenac im Rhein entlang des Fließwegs kann Abbildung 3.1 entnommen werden. Demnach wird in ganz NRW der Zielwert für Diclofenac von 0,1 µg/l überschritten. Im Teilabschnitt des Rheins direkt unterhalb der Stadt Bonn wird der Zielwert für Diclofenac um bis das 2-fache überschritten. Im weiteren Verlauf stromabwärts steigert sich die Belastung auf bis das 10-fache des Zielwertes.

Tabelle 3-1: Modellierte Konzentrationen nach Götz et al. (2012) unterhalb der KA Bonn Bad Godesberg im Rhein bei MNQ und Zielwerte nach D4-Liste (MKULNV, 2015)

| Substanz | Konzentration Rhein unterhalb KA Bad Godesberg bei MNQ (µg/l) | Zielwert J-MW (µg/l) |
|-----------------|---|----------------------|
| 1H-Benzotriazol | 1,61 | 10 |
| Carbamazepin | 0,11 | 0,5 |
| Clarithromycin | 0,05 | 0,02 |
| Diclofenac | 0,13 | 0,1 |
| Metoprolol | 0,26 | 7,3 |
| Sotalol | 0,08 | 0,1 |
| Sulfamethoxazol | 0,10 | 0,15 |

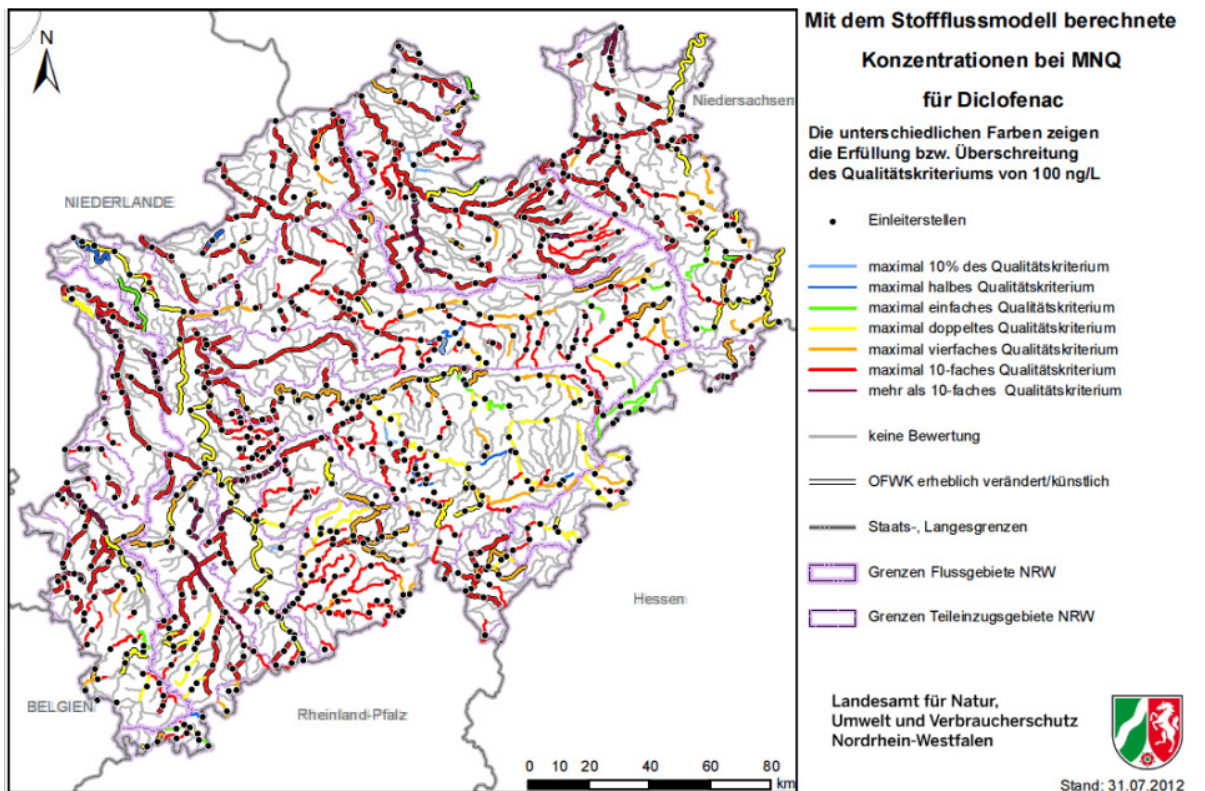


Abbildung 3.1: Risikoquotienten von Diclofenac extrapoliert auf die Oberflächenwasserkörper in Nordrhein-Westfalen nach Götz et al., 2012

3.2 Kläranlage Bonn Bad Godesberg

3.2.1 Ausbauzustand

Die Kläranlage Bonn Bad Godesberg ist zwischen 1974 und 1976 als mechanische Kläranlage errichtet worden. Der Ausbau um eine weitergehende Stickstoff- und Phosphorelimination stellt den heutigen Ausbauzustand dar. Die Anlage war in diesem Zustand für 110.000 Einwohnerwerte (EW) ausgebaut und erreicht im Jahre 2014 eine Auslastung von 108.115 EW, bestehend aus 25.659 Einwohnergleichwerten (EGW) und 82.456 Einwohnern (E) mit einer Jahresabwassermenge von 7.735.000 m³/a (ELWAS-WEB, 2015).

Aufgrund der demografischen Entwicklung der Stadt Bonn ist jedoch mit einem Bevölkerungswachstum zu rechnen, das gemäß Kolisch et al. (2012) bis zum Jahr 2020 ca. 5,9 % bezogen auf den Bevölkerungsstand von 2009 und bis zum Jahre 2030 etwa 10,8 % auf den Bevölkerungsstand von 2009 betragen soll. Daher sind gemäß den Darstellungen aus der Änderungsgenehmigungsplanung von Kolisch et al. (2012) zukünftig verschiedene Optimierungsmaßnahmen vorgesehen, die zu einer Erhöhung der Anschlussgröße von 110.000 auf 121.000 EW führen. Vorgesehene Maßnahmen sind unter anderem die Umstellung der Nitrifikation von einer kontinuierlichen zu einer intermittierenden Nitrifikation sowie die Regelung der internen Rezirkulation in Abhängigkeit der Denitrifikationskapazität.

3.2.2 Verfahrenstechnik

Unabhängig von den vorgesehenen Optimierungsmaßnahmen, erfolgt der Abwasserzulauf zur Kläranlage über ein Zulaufpumpwerk, das das Wasser zu einer Rechenanlage mit vier Filterstufenrechen fördert. Anschließend erfolgt in einem 29 m langen Sandfang die Abscheidung mineralischer Stoffe. Vom

Sandfang aus wird das Abwasser dem Vorklärbecken bzw. im Regenwetterfall zur Entlastung den Regenüberlaufbecken zugeführt. Insgesamt gibt es drei Regenüberlaufbecken, von denen eins oberirdisch und parallel zum Vorklärbecken angeordnet ist und zwei als unterirdische Längsbecken umgesetzt sind. Sobald alle Regenüberlaufbecken vollständig gefüllt sind, wird weiter anfallendes Wasser direkt in den Rhein eingeleitet. Im Anschluss an die mechanische Reinigung, zu der auch das Vorklärbecken und die Regenüberlaufbecken gehören, erfolgt die biologische Abwasserbehandlung in den Anaerob-, Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken sowie den vier Nachklärbecken. Von dort gelangt das Wasser zur Filtration, wo feinste Schwebstoffe abgeschieden werden. Zurzeit befindet sich die Filteranlage der Kläranlage Bad Godesberg aufgrund defekter Filterböden außer Betrieb. Der während des Reinigungsprozesses anfallende Schlamm wird über eine 7,1 km lange Druckleitung der Kläranlage Salierweg zur weiteren Schlammbehandlung zugeführt. Abbildung 3.2 zeigt das Fließbild der Kläranlage Bad Godesberg.

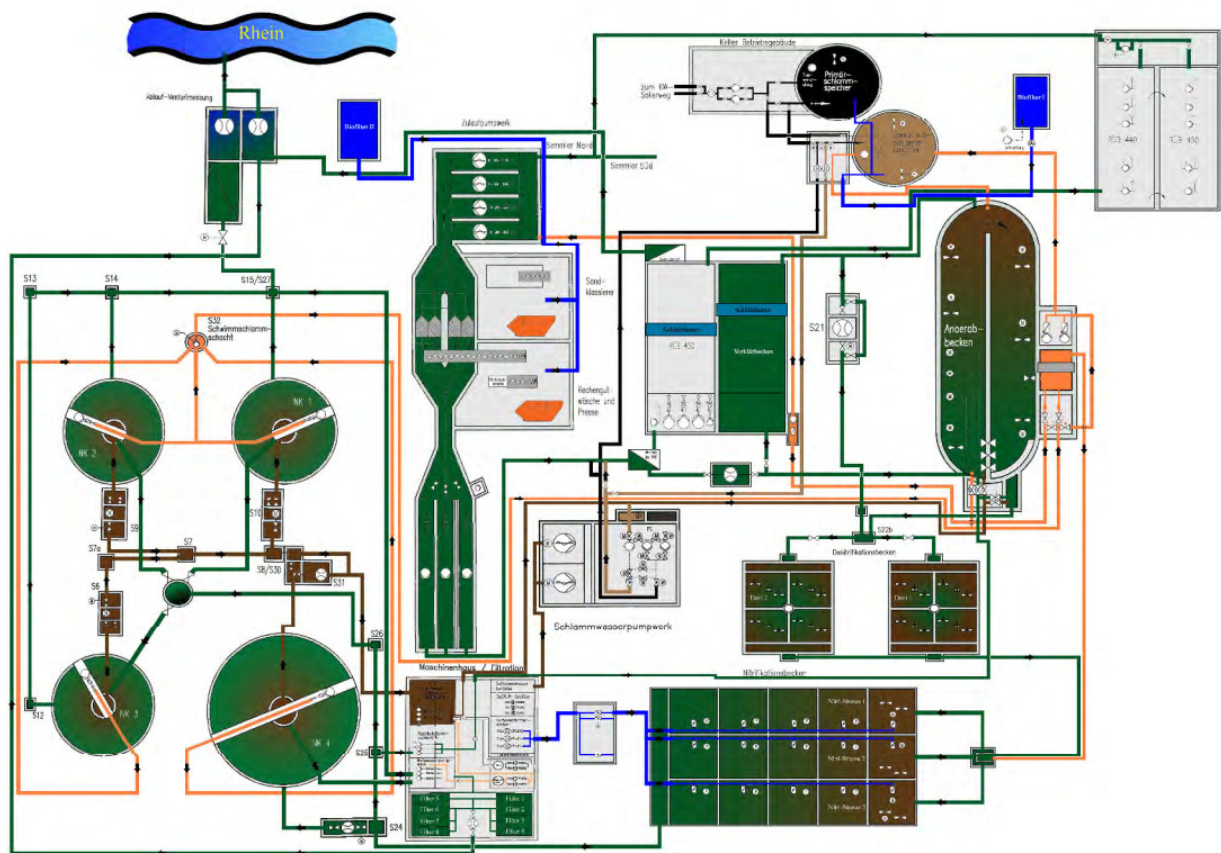


Abbildung 3.2: Gesamtließbild der Kläranlage Bad Godesberg (Stadt Bonn)

4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

4.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

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

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Hier liegen die Jahresmittelwerte für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Phosphor für das Jahr 2014 vor. Darüber hinaus wurden im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings die Konzentrationen für AFS und DOC ermittelt.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die zu untersuchenden Substanzen wurden vorab mit der Stadt Bonn und der Bezirksregierung abgestimmt. Die Probenahme erfolgte als 24h-Mischprobe im Ablauf der Kläranlagen jeweils an zwei Trockenwettertagen sowie an zwei Regenwettertagen. In Tabelle 4-1 sind die untersuchten Parameter sowie die entsprechende Analysenmethodik aufgeführt.

Tabelle 4-1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Umfang des Screenings und Analysenmethoden

| Stoffgruppe | Parameter | Analysenmethode |
|--------------------------|---|-----------------|
| Arzneimittelwirkstoffe | Carbamazepin, Ciprofloxacin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Sotalol und Ibuprofen | LC-MS/MS |
| Röntgenkontrastmittel | Iomeprol | LC-MS/MS |
| Pestizide | Mecoprop P und Terbutryn | LC-MS/MS |
| Korrosionsschutzmittel | 1H-Benzotriazol | LC-MS/MS |
| Kunstharze | Melamin | LC-MS/MS |
| Moschusduftstoffe | Galaxolid (HHCB) | GC-MS |
| Perfluorierte Substanzen | PFOA und PFOS | LC-MS/MS |
| Süßstoffe | Acesulfam K | LC-MS/MS |
| Hormonelle Wirkung | Estrogene Aktivität | A-YES |

4.2 Standardabwasserparameter

In Tabelle 4-2 sind die mittleren Jahreskonzentrationen für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, anorganischer Stickstoff, Gesamtstickstoff und Phosphor für das Jahr 2014 dargestellt. Die Daten entstammen dem Selbstüberwachungsbericht der Kläranlage Bad Godesberg aus dem Jahr 2014. Es handelt sich dabei um die Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage. Dargestellt sind zudem die Überwachungswerte, die gemäß der Abwasserverordnung für die Kläranlage Bad Godesberg gelten. Für die Parameter CSB und P_{ges} sind die erklärten Werte gemäß §4, Abs. 5 des Abwasserabgabengesetzes in Klammern angegeben.

Tabelle 4-2: Standardabwasserparameter im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Ort der Probenahme | Parameter | 2014 | Überwachungswert |
|--------------------|--------------------|--------|------------------|
| | | (mg/L) | (mg/L) |
| Ablauf KA | CSB | 18,7 | 50 (32) |
| | NH ₄ -N | 0,29 | 10 |
| | N _{anorg} | 8,26 | 13 |
| | N _{ges} | 9,11 | |
| | P _{ges} | 0,3 | 1 (0,8) |

Im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings wurden zudem die Konzentrationen für AFS und DOC im Ablauf der Kläranlage ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-3 dargestellt. Der DOC wird darauf basierend für die spätere Anlagenauslegung zu 6 mg DOC/L abgeschätzt.

Tabelle 4-3: Basisparameter ermittelt im Rahmen des Mikroschadstoffscreenings

| Substanz | Einheit | Ablauf | Ablauf | Ablauf | Ablauf |
|----------|---------|---------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| | | 23./24.11.2015 Trockenwetter | 06./07.11.2015 Trockenwetter | 24./25.11.2015 Regenwetter | 30.11/01.12.2015 Regenwetter |
| AFS | mg/L | 22,5 | 7,7 | 3,1 | 3,3 |
| DOC | mg/L | 3,8 | 5,9 | 4,1 | 3,6 |

Aus den so gemessenen Konzentrationen der verschiedenen Parameter, ergeben sich keine Einschränkungen für die spätere Verfahrenswahl für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer vierten Reinigungsstufe sollten die angenommenen Werte in jedem Fall durch zusätzliche separate Messungen verifiziert werden.

4.3 Mikroschadstoffe

4.3.1 Bewertungsmaßstab

Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. Dabei führt die Einleitung in einen schwachen Vorfluter zu einer stärkeren Beeinflussung des Ökosystems als bei einer starken Verdünnung in einem starken Vorfluter. Der Verdünnungsfaktor durch die Einleitung in ein Oberflächengewässer wurde in der Bewertung der gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse von Götz et al. (2012) zeigen jedoch, dass im Rhein unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Bonn Bad Godesberg durch die Vorbelastung und den zusätzlichen Stofffrachten aus der Kläranlage für zwei von sechs betrachteten Mikroschadstoffe (Diclofenac und Clarithromycin) bereits kritische Konzentrationen vorliegen und eine ausreichend Verdünnung für alle Stoffe nicht zu erwarten ist (vgl. Kapitel 3.1).

Die ermittelten Konzentrationen der Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlage sind den Orientierungswerten oder Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) zur Beurteilung des chemischen und biologischen Status der Oberflächengewässer nach Wasserrahmenrichtlinie gegenübergestellt worden. Eine Übersicht über die verschiedenen Substanzen mit Umweltqualitätsnormen und Vorsorgewerten ist in der sogenannten „D4-Liste“ zu finden (MKULNV, 2014, Tabelle 4-4). In der „D4-Liste“ finden sich zum einen 255 gesetzlich verbindlich geregelte Stoffe, die aus den Umweltqualitätsnormen (UQN), im speziellen aus Anlage 5 und 7 der OGewV hervorgehen. Zum anderen finden sich hier Vorschläge zu 385 weiteren Verbindungen, zu denen bisher aber keine gesetzlich verbindliche Regelung existiert.

Die aus der UQN hervorgehenden Werte werden als arithmetisches Mittel aller „zu unterschiedlichen Zeiten in einem Zeitraum von einem Jahr an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Oberflächengewässerkörper gemessenen Konzentration“ (nach OGewV) gebildet und dürfen nicht überschritten werden. Bei den Orientierungswerten (OW) handelt es sich um fachlich abgeleitete Beurteilungswerte, die jedoch nicht die gesetzliche Verbindlichkeit wie die UQN aufweisen. Im Falle der präventiven Vorsorgewerte handelt es sich um auf Konventionen beruhende Orientierungswerte, die fachlich nicht abgeleitet sind.

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

| Substanzgruppe | Substanz | Zielwert J-MW (µg/l) | Quelle (Erläuterung in Tabelle 4-5) |
|--------------------------------------|---|----------------------|-------------------------------------|
| Arzneimittelrückstände | Carbamazepin | 0,5 | OW (3, 7) |
| | Diclofenac | 0,1 | OW (3, 6, 7) |
| | Metoprolol | 7,3 | OW (4) |
| | Sulfamethoxazol | 0,15 | OW (4, 7) |
| | Ibuprofen | 0,01 | OW (4, 6) |
| Röntgenkontrastmittel (RKM) | Iopromid | 0,1 | PV |
| | Iomeprol | 0,1 | PV |
| | Iopamidol | 0,1 | OW (3) |
| Östrogene | Ethinylestradiol | 0,000 035 | OW (6) |
| Pestizide/ PSM-Wirkstoffe | Mecoprop (MCPD) | 0,1 | UQN (1) |
| | Isoproturon (Herbizid) | 0,3 | UQN (2) |
| | Terbutryn (Biozid) | 0,065 | OW (2, 6)/ UQN (3) |
| Biozide | m-Tolylsäurediethylamid (DEET) | 71,3 | OW (4) |
| Korrosionsschutzmittel | Benzotriazol | 10 | PV |
| | 4-Methylbenzotriazol | 10 | PV |
| | 5-Methylbenzotriazol | 10 | PV |
| | 5,6-Dimethylbenzotriazol | 10 | PV |
| Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe | Galaxolid (HHCB) | 7 | OW (2) |
| | Tonalid (AHTN) | 3,5 | OW (2) |
| Perfluorierte Tenside | Perfluorooctansäure (PFOA) | 0,1 | OW (5, 6), PV |
| | Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) | 0,000 65 | OW (5, 6)/ UQN (3) |
| | Perfluorbutansäure (PFBA) | 0,1 | OW (5, 6), PV |
| | Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS) | 0,1 | OW (5, 6), PV |
| Komplexbildner | Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA) | 240 | OW (3), PV |
| | Nitrilotriessigsäure (NTA) | 80 | OW (3), PV |
| | Diethylenetriaminpentaessigsäure (DTPA) | 10 | PV |

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

Die Erläuterungen und Quellen der in der vorangestellten Tabelle dargestellten Zielwerte sind der Tabelle 4-5 zu entnehmen.

Tabelle 4-5: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-4

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

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach folgendem Schema (Tabelle 4-6).

Tabelle 4-6: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg (ZW: Zielwert)

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

Die Bewertung der mittels wirkungsbezogener Analytik bestimmten östrogenen Aktivität der Wasserprobe wurde nach Kienle et al. (2015) durchgeführt. Dazu wird die ermittelte Konzentration an Estradiol Äquivalenten (EEQ) dabei mit dem „Trigger-Value“ von 0,4 ng_{EEQ}/L verglichen. Die Qualität der Oberflächengewässer unterhalb dieses Wertes wird dabei als „sehr gut bis gut“ bewertet. Bei östrogenen Effekten in der Wasserprobe zwischen 0,035 und 0,4 ng_{EEQ}/L kann jedoch nicht unterschieden werden, ob die Aktivität der Wasserprobe von einer Überschreitung der UQN für EE2 oder dem Vorhandensein anderer östrogen aktiver Substanzen herrührt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-13 zu finden.

4.3.2 Ergebnisse des Screenings und Monitorings auf Mikroschadstoffe auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

Durch ein jeweils zweitägiges Screening auf Mikroschadstoffe vom 23./24.11.2015 bzw. 06./07.12.2015 bei Trockenwetter (TW) und vom 24./25.11.2015 bzw. 30.11./01.12.2015 bei Regenwetter (RW) im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg wurden die Konzentrationen verschiedener Mikroschadstoffe ermittelt. Die untersuchten Mikroschadstoffe lassen sich den Gruppen Arzneimittelwirkstoffe, Korrosionsschutzmittel, Pestizide, Süßstoffe, Röntgenkontrastmittel, Moschusduftstoffe und perfluorierte Substanzen zuordnen. Darüber hinaus wurden das Kunstharz Melamin sowie die östrogene Aktivität untersucht. Die jeweils untersuchten Stoffe sind den nachfolgenden Tabellen (Tabelle 4-7 bis Tabelle 4-13) zu entnehmen. In der Spalte „Zielwert“ ist der Vorschlag der D4-Liste als Jahresmittel, die Orientierungswerte und präventiven Vorsorgewerte aufgeführt, sofern dieser vorhanden ist. Die farbliche Gestaltung erfolgt gemäß Tabelle 4-6.

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

Tabelle 4-7: Konzentrationen der Korrosionsschutzmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|-------------------------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| 1H-Benzotriazol* | ng/L | 10.000 | 4.800 | 5.200 | 6.400 | 3.900 |
| Σ 4 + 5-Methyl Benzotriazol * | ng/L | 10.000 | 360 | 1.400 | 1.200 | 480 |
| Dimethylbenzotriazol | ng/L | 10.000 | < 10 | < 10 | 19 | < 10 |

Tabelle 4-8: Konzentrationen der Pestizide im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|-------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Climbazol | ng/L | 100 | 130 | 75 | 110 | 96 |
| Diuron* | ng/L | 200 | 23 | 13 | 21 | 20 |
| Mecoprop P* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Metconazol | ng/L | 100 | < 20 | < 20 | < 20 | < 20 |
| Terbutryn* | ng/L | 65 | 120 | 82 | 94 | 86 |
| Quinoxifen | ng/L | 150 | 17 | < 10 | < 10 | < 10 |

Tabelle 4-9: Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|---------------------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| 4N-Acethyl-Sulfadiazin | ng/L | | 58 | 80 | 110 | 51 |
| 4N-Acethyl-Sulfamerazin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| 4N-Acetyl-sulfamethazin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| 4N-Acetyl-sulfamethoxazol | ng/L | | 21 | 21 | 42 | 19 |
| Amilorid | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Atorvastatin | ng/L | | 49 | 26 | 98 | 55 |
| Azithromycin | ng/L | | 960 | 840 | 1.000 | 430 |
| Bisoprolol | ng/L | 100 | 440 | 350 | 510 | 260 |
| Capecitabin | ng/L | | < 10 | < 10 | 10 | < 10 |
| Carbamazepin* | ng/L | 500 | 450 | 570 | 520 | 350 |
| Cefalexin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Cefazolin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Cefotaxim | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Cilastatin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Ciprofloxacin* | ng/L | 36 | 76 | 120 | 100 | 92 |
| Citalopram | ng/L | | 200 | 95 | 160 | 110 |
| Clarithromycin* | ng/L | 100 | 210 | 270 | 140 | 76 |

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|-----------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Clindamycin | ng/L | | 710 | 490 | 760 | 340 |
| Cyclophosphamid | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Diclofenac* | ng/L | 50 | 1.900 | 1.500 | 2.500 | 1.800 |
| Enalapril | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Erythromycin** | ng/L | 20 | 440 | 150 | 360 | 140 |
| Hydrocortison | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Ibuprofen* | ng/L | 10 | < 10 | < 10 | 95 | < 10 |
| Ifosfamid | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Losartan | ng/L | 100 | 160 | 87 | 230 | 130 |
| Metoprolol* | ng/L | 7.300 | 1100 | 2000 | 1700 | 1200 |
| Metronidazol | ng/L | | 99 | 120 | 150 | 93 |
| Paclitaxel | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Paracetamol* | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Phenazon | ng/L | 1.100 | 75 | 59 | 100 | 35 |
| Prednisolon | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Propyphenazon | ng/L | 800 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Ritalinsäure | ng/L | 100 | 43 | 72 | 96 | 43 |
| Roxithromycin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Simvastatin | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Sotalol | ng/L | 100 | 280 | 350 | 310 | 220 |
| Sulfadiazin | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Sulfadimethoxin | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Sulfamethazin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Sulfamethoxazol | ng/L | 600 | 660 | 740 | 720 | 400 |
| Sulfapyridin | ng/L | | 850 | 550 | 580 | 310 |
| Tramadol* | ng/L | | 1.200 | 1.100 | 1.200 | 640 |
| Trimethoprim | ng/L | 100 | 320 | 230 | 320 | 190 |
| Venlafaxin | ng/L | | 650 | 650 | 660 | 340 |
| Warfarin | ng/L | | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Zopiclon | ng/L | | 27 | < 10 | 25 | < 10 |

** gemessen als Dehydrato-Erythromycin

Tabelle 4-10: Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|------------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Amidotrizoesäure | ng/L | 100 | 3.800 | 8.400 | 13.000 | 3.300 |
| Iohexol | ng/L | 100 | 750 | 1.200 | 4.000 | 770 |
| Iomeprol | ng/L | 100 | 480 | 1.700 | 4.500 | 930 |
| Iopamidol | ng/L | 100 | 180 | 1.000 | 1.500 | 310 |
| Iopromide | ng/L | 100 | 180 | 1.300 | 2.700 | 460 |
| Ioversol | ng/L | 100 | < 50 | 120 | 710 | 190 |

Tabelle 4-11: Konzentrationen der Moschusduftstoffe im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|------------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Cashmeran | ng/L | | 21 | < 50 | 23 | < 50 |
| Celestolid | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Phantolid | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Moschus-Ambrette | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Galaxolid (HHCB) | ng/L | 7.000 | 450 | 560 | 420 | 470 |
| Moschus-Xylol | ng/L | 10.000 | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Tonalid (AHTN) | ng/L | 3.500 | 71 | 150 | 77 | 140 |
| Moschus-Mosken | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Moschus-Tibeten | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Moschus-Keton | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |
| Traseolid | ng/L | | < 20 | < 50 | < 20 | < 50 |

Tabelle 4-12: Konzentrationen der perfluorierten Substanzen im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|-----------------------------------|---------|----------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Perfluorbutansäure (PFBA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluorpentansäure (PFPeA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluorhexansäure (PFHxA)* | ng/L | 100 | 19 | 22 | 18 | 13 |
| Perfluorheptansäure (PFHpA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluoroctansäure (PFOA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluornonansäure (PFNA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluordekansäure (PFDA)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)* | ng/L | 100 | < 10 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)* | ng/L | 0,65 | 12 | 14 | 11 | < 10 |

Tabelle 4-13: Konzentrationen des Süßstoffs Acesulfam K sowie des Kunstharzes Melamin und des Summenparameters Estrogene Aktivität im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanz | Einheit | UQN | Ablauf 23./24.11.15 TW | Ablauf 06./07.12.15 TW | Ablauf 24./25.11.15 RW | Ablauf 30.11/01.12.15 RW |
|---------------------|----------------------|-----|------------------------------|------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Acesulfam K | ng/L | 100 | 450 | 611 | 835 | 661 |
| Melamin | ng/L | | 1.200 | 1.600 | 1.600 | 1.700 |
| Estrogene Aktivität | ng _{EEQ} /L | 0,4 | 0,049 | < 0,078 | 0,068 | 0,035 |

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt worden. Dabei liegen die Konzentrationen für das Analgetikum Diclofenac, das Antibiotikum Erythromycin und den Betablocker Bisoprolol in den meisten Proben um mehr als das Vierfache über dem Zielwert-Vorschlag. Der Betablocker Sotalol, die Antibiotika Trimethoprim, Clarithromycin und Sulfamethoxazol liegen bei Konzentrationen im für Oberflächengewässer geltenden mäßig bis unbefriedigenden (Zielwert – 4 Zielwert) Bereich. Das Schmerzmittel Ibuprofen überschreitet in einer Regenwetterprobe den UQN-

Vorschlag um mehr als das Vierfache. Ibuprofen wird bei einer ausreichenden Verweilzeit des Abwassers in der Regel biologisch abgebaut, kann jedoch bei Regenwetterzufluss teilweise im Kläranlagenablauf gemessen werden.

Für die analysierten Pestizide konnten nur leichte Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Climbazol und Terbutryn nachgewiesen werden. Die Proben des Trocken- und Regenwetterabflusses zeigen bei den vorliegenden Proben keine großen Unterschiede auf.

Die deutlichsten Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge laut D4-Liste wurden für die Röntgenkontrastmittel ermittelt. Allerdings handelt es sich bei dem Orientierungswert von 100 ng/L um einen präventiven Vorsorgewert. Dieser Vorsorgewert beruht auf einer Konvention und ist fachlich nicht abgeleitet.

Des Weiteren ist in 3 von 4 Proben eine Überschreitung des Zielwertes für die perfluorierte Substanz PFOS erkennbar. Die beiden weiteren Proben können nicht bewertet werden, da die derzeitige analytische Bestimmungsgrenze oberhalb des Zielwert-Vorschlags liegt.

Zur Datenverdichtung ist ein fünftägiges Monitoring mit reduziertem Parameterumfang anhand von 24-Stunden-Mischproben bei Trockenwetter durchgeführt worden. Die Substanzauswahl ist in Tabelle 4-14 dargestellt.

Tabelle 4-14: Vorschlag für Indikatorsubstanzen für das Monitoringprogramm auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

| Substanzgruppe | Substanzen |
|------------------------|--|
| Basisparameter | SAK ₂₅₄ , CSB, DOC und Bromid |
| Arzneimittelwirkstoffe | Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Metoprolol und Sulfamethoxazol |
| Korrosionsschutzmittel | 1H-Benzotriazol |
| Pestizide | Terbutryn |

Die Ergebnisse des Monitorings sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Insgesamt konnten die Ergebnisse des Screenings bestätigt werden. Überschreitungen der UQN-Vorschläge sind vor allem bei den Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin und dem Analgetikum Diclofenac zu finden.

Tabelle 4-15: Ergebnisse der Basisparameter und der ausgewählten Mikroschadstoffe im fünf-tägigen Monitoring vom 08.03. bis 13.03.2016

| Substanz | Einheit | Zielwert | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA |
|--------------------|---------|----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | | 08.-09.03. 2016 | 09.-10.03. 2016 | 10.-11.03. 2016 | 11.-12.03. 2016 | 12.-13.03. 2016 |
| SAK ₂₅₄ | 1/m | | 12,5 | 13,6 | 14,1 | 15,30 | 15,0 |
| CSB | mg/L | | 15 | 20 | 19 | 28 | 25 |
| DOC* | mg/L | | 5,5 | 5,6 | 5,8 | 6,1 | 6,2 |
| Bromid | mg/L | | 60 | 60 | 70 | 70 | 70 |
| 1H-Benzotriazol* | ng/L | 10.000 | 6.300 | 7.200 | 7.200 | 7.100 | 7.200 |
| Carbamazepin* | ng/L | 500 | 800 | 890 | 910 | 950 | 990 |
| Clarithromycin* | ng/L | 100 | 510 | 600 | 600 | 610 | 860 |
| Diclofenac* | ng/L | 50 | 2.600 | 3.000 | 3.100 | 3.200 | 3.600 |
| Erythromycin** | ng/L | 20 | 270 | 260 | 340 | 400 | 410 |
| Metoprolol* | ng/L | 7.300 | 1.500 | 1.600 | 1.700 | 1.800 | 2.000 |
| Sulfamethoxazol | ng/L | 600 | 510 | 520 | 590 | 660 | 640 |
| Terbutryn* | ng/L | 65 | 53 | 48 | 39 | 36 | 44 |

** gemessen als Dehydrato-Erythromycin

Tabelle 4-16 stellt die Konzentrationen verschiedener Mikroschadstoffe für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden dar. Die Daten entstammen den Machbarkeitsstudien zur Mikroschadstoffelimination auf den jeweiligen Kläranlagen, die auf den Internetseiten des LANUV veröffentlicht sind. Die Tabelle zeigt, dass die im Rahmen des Monitorings gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg keine bedeutenden Unterschiede zu den Abläufen der benannten Kläranlagen aufzeigen. Im Vergleich zeigen beispielsweise die Konzentrationen für die zwei Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin ein mittleres Konzentrationsniveau auf. Die Konzentrationen für Diclofenac liegen beim Vergleich eher im oberen Bereich.

Tabelle 4-16: Vergleich ausgewählter Mikroschadstoffe im Kläranlagenablauf für Trockenwetter im Rahmen der Machbarkeitsstudien für die Kläranlagen Münster Geist, Wesseling, Hürth, Neuss Ost und Duisburg Vierlinden

| Substanz | Einheit | KA Münster Geist | | KA Wesseling | | KA Hürth | | KA Neuss Ost | KA Dui-Vie |
|------------------|---------|------------------|------|--------------|------|----------|-------|--------------|------------|
| | | | | | | | | Mittelwert | Mittelwert |
| 1H-Benzotriazol* | ng/L | 8300 | 7400 | 5500 | 6400 | 5500 | 12000 | 4100 | 1400 |
| Terbutryn | ng/L | 170 | 190 | 15 | 22 | 76 | 95 | | |
| Carbamazepin | ng/L | 490 | 440 | 1700 | 1900 | 710 | 810 | 1400 | 1800 |
| Clarithromycin | ng/L | 980 | 1200 | 620 | 940 | 230 | 180 | | |
| Diclofenac | ng/L | 3300 | 3700 | 4900 | 4900 | 1800 | 2200 | 1100 | 1271 |
| Erythromycin | ng/L | | | 800 | 950 | 130 | 160 | | |
| Metoprolol | ng/L | 2400 | 2100 | 3000 | 3100 | 1200 | 1400 | | |
| Sulfamethoxazol | ng/L | 870 | 700 | 540 | 760 | 100 | 130 | 700 | 649 |

Als Zwischenfazit aus dem Screening und Monitoring ist festzuhalten, dass sowohl die Konzentration der Indikatorsubstanzen Diclofenac und Clarithromycin im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg als auch die von Götz et al. (2012) modellierten Konzentrationen dieser Stoffe unterhalb der Einleitstelle im Rhein die Zielwerte der D4-Liste des MKULNV zur Bewertung der Oberflächengewässer nach dem Monitoringprogramm gemäß EG-WRRL überschreiten. Vor dem Hintergrund, dass auch der ökologische Zustand des Rheins unterhalb der Einleitstelle nur als „mäßig“ bewertet wird, könnten zukünftig Maßnahmen zur Reduzierung der Mikroschadstoffe in den Maßnahmenprogrammen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden.

4.4 Bromidkonzentrationen

Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromid und die Bromat-Konzentrationen der beiden Trockenwetterproben des Screenings im Ablauf der Kläranlage ermittelt worden (siehe Tabelle 4-17).

Tabelle 4-17: Ermittelte Konzentrationen von Bromid und Bromat im Ablauf der Kläranlage Bad Godesberg

| | Bromid | Bromat |
|----------------------------------|--------|--------|
| | µg/L | µg/L |
| Ablauf Kläranlage 23.-24.11.2015 | 70 | < 1,0 |
| Ablauf Kläranlage 06.-07.12.2015 | 70 | < 1,0 |

4.5 Ozonzehrung und Bromatbildung

Für die Kläranlage Bonn Bad Godesberg wurden zur Ermittlung des Ozonzehrungsverhaltens und des Bromatbildungspotentials mit zwei Proben aus dem Ablauf der Kläranlage bei Trockenwetter Versuche mit einer Zugabe von 5 bzw. 10 mg O₃/L durchgeführt. Die Ergebnisse des Ozonzehrungsversuches sind der nachfolgenden Abbildung 4.1 zu entnehmen.

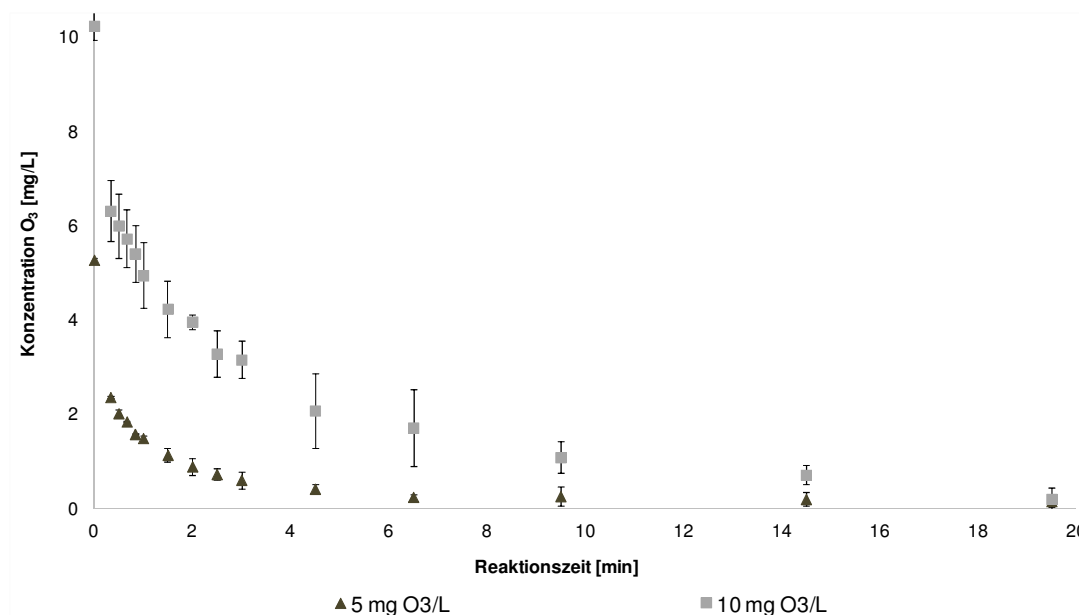


Abbildung 4.1: Ergebnis des Ozonzehrungsversuchs mit 5 und 10 mg O₃/L im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer Dosierung von 5 mg O₃/L nach ca. 6 Minuten kein gelöstes Ozon mehr in der Abwasserprobe detektiert werden kann. Bei einer Zugabe von 10 mg O₃/L kann erst nach einer Reaktionszeit von knapp 20 Minuten kein gelöstes Ozon mehr detektiert werden. Die Konzentration des gebildeten Bromates und der spezifischen Ozonzehrung sind in Tabelle 4-18 zu finden. Die hohen Konzentrationen an Bromat können durch die hohe spezifische Ozonzehrung von > 1 mg O₃/mg DOC erklärt werden. Bei üblichen Ozondosen von < 0,7 mg O₃/mg DOC ist mit keiner deutlichen Bromatbildung zu rechnen, die den Grenzwert für Bromat im Trinkwasser von 10 µg/L überschreitet. Eine Ozonung ist mit den gemessenen Bromidwerten von unter 100 µg/L grundsätzlich möglich.

Tabelle 4-18: Ermittelte Konzentrationen von DOC, Bromid und Bromat des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Bonn Bad Godesberg mit verschiedenen Zugaben von Ozon und der ermittelten spezifischen Ozonzehrung

| Probenbezeichnung | DOC mg/L | Zugabe Ozon mg/L | Bromid µg/L | Bromat µg/L | Z _{spez.} mg _{O₃} /mg _{DOC} |
|-------------------------------------|----------|------------------|-------------|-------------|---|
| Ablauf Kläranlage 23.-24.11.2015 | 3,8 | | 70 | < 1,0 | |
| | | 5 | 70 | 4,2 | 1,3 |
| | | 10 | 50 | 19 | 2,6 |
| Ablauf Kläranlage 06.-07.12.2015 | 5,9 | | 70 | < 1,0 | |
| | | 5 | 60 | 6 | 0,8 |
| | | 10 | 40 | 31 | 1,7 |

4.6 Abwassermenge

Eine einheitliche Regelung zur Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe gibt es zurzeit noch nicht. Theoretische Überlegungen zeigen jedoch, dass eine Vollstrombehandlung bis zum maximalen Mischwasserzufluss im Vergleich zur Behandlung des maximalen Trockenwetterzuflusses lediglich zu einer zusätzlichen Reinigungsleistung von ca. 7 % führt (Metzger, 2010). KOM-M.NRW (2015a) empfiehlt die Behandlungswassermenge in Abhängigkeit von der Sensibilität des Gewässers und dem Mikroschadstoffeintrag auszulegen. Für die Kläranlage Bonn Bad Godesberg ist diesbezüglich festzuhalten, dass die vorgeschlagenen Zielwerte, wie in Abschnitt 4.3 erläutert, zwar für manche Parameter überschritten werden, eine überdurchschnittliche Mikroschadstoffbelastung des Rheins an der Einleitstelle nach Götz et al. (2012) jedoch nicht festzustellen ist.

Zudem weist der Rhein ein großes Abflussvolumen auf und der Kläranlagenablauf macht nur einen geringen Anteil des Gesamtabflusses des Vorfluters aus. Am mittleren Niedrigwasserabfluss MNQ des Rheins am Bonner Pegel von 916 m³/s hat der Kläranlagenablauf lediglich einen Anteil von unter 1 %. Für diesen Fall empfiehlt KOM-M.NRW (2015a) die Stufe zur Mikroschadstoffelimination ggf. auf eine Teilstrombehandlung, aber mindestens auf den maximalen Trockenwetterabfluss auszulegen. Dadurch sei eine ressourceneffiziente Einbindung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination in den bestehenden Klärprozess möglich.

Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse und Empfehlungen wurde die Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe für die Kläranlage Bonn Bad Godesberg auf Grundlage der Ablaufwassermengen der Kläranlage von Mai 2014 bis Januar 2016 ermittelt. Abbildung 4.2 zeigt die Ablaufwassermengen

gen, getrennt nach Trockenwetter- und Regenwetterabflüssen sowie den maximalen stündlichen Trockenwetterabfluss in Höhe von $1.350 \text{ m}^3/\text{h}$ (rote Linie).

Um die Auslegungswassermenge der vierten Reinigungsstufe festzulegen, ist von besonderem Interesse, welcher Anteil der Jahresabwassermenge der Kläranlage in der vierten Stufe behandelt werden kann. Angestrebt wird dabei eine Behandlung von ca. 85 % der Jahresabwassermenge der Kläranlage. Zu diesem Zweck ist in Abbildung 4.3 der prozentuale Anteil der in der vierten Stufe behandelten Jahresabwassermenge in Abhängigkeit von der Behandlungswassermenge abgebildet. Die Grafik zeigt, dass bei einer Behandlungswassermenge in Höhe des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses von $1.350 \text{ m}^3/\text{h}$ ca. 86 % der Jahresabwassermenge in der vierten Reinigungsstufe behandelt werden kann, womit die Behandlung des Trockenwetterabflusses ausreicht, um die angestrebten 85 % der Jahresabwassermenge zu behandeln. Die hydraulische Kapazität wird daher bei der nachfolgenden Variantenauslegung in Abhängigkeit der verfügbaren Ressourcen (nutzbare Freifläche/Beckenvolumen) festgelegt, das heißt es wird variantenabhängig entschieden, ob eine Auslegung auf den Voll- oder den Teilstrom erfolgt.

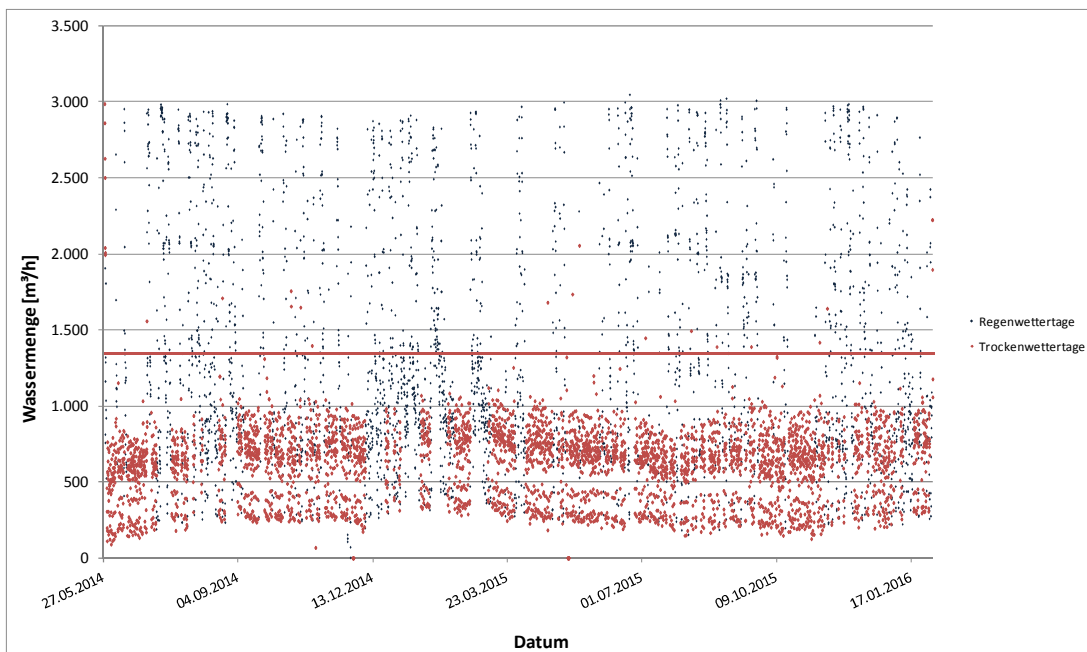


Abbildung 4.2: Ablaufwassermengen der Kläranlage Bonn Bad Godesberg (05/2014 bis 01/2016)

Bei einer Jahresabwassermenge in Höhe von $7.734.820 \text{ m}^3/\text{a}$ können bei Wahl des Trockenwetterabflusses als Bemessungswassermenge der vierten Stufe jährlich $6.651.945 \text{ m}^3/\text{a}$ Abwasser behandelt werden. Im Falle einer konkreten Planung ist die Bemessungswassermenge der Anlage zur Mikroschadstoffelimination in Absprache mit den Genehmigungsbehörden festzulegen.

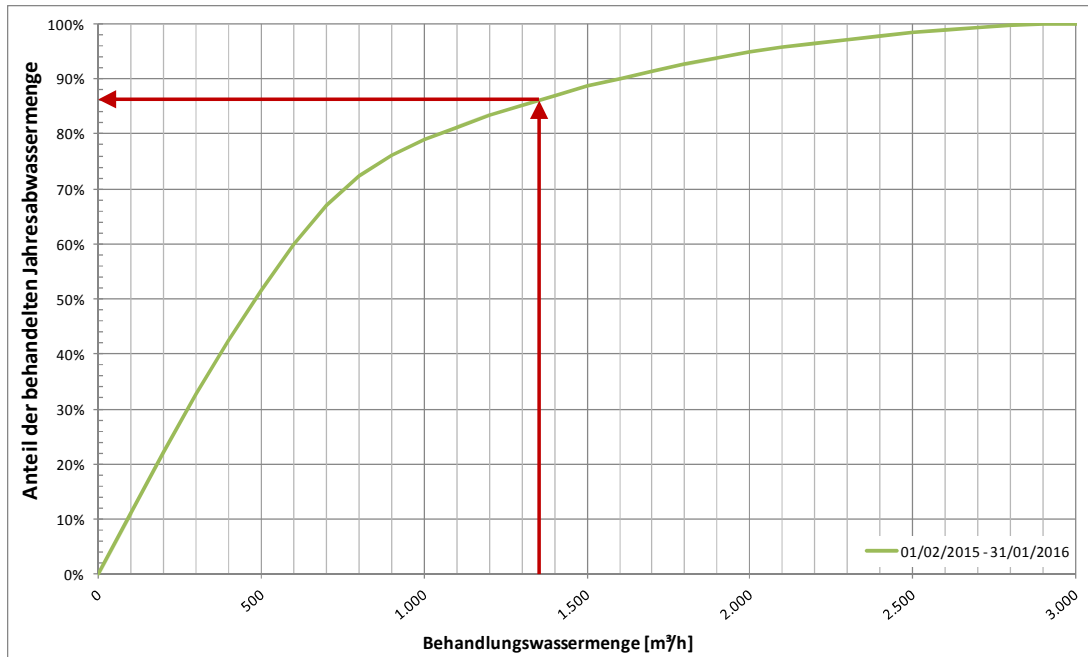


Abbildung 4.3: Anteil der behandelbaren Jahresabwassermenge mit der Behandlungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination

5 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

5.1 Übersicht

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

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



Abbildung 5.1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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

5.2 Oxidative Verfahren

5.2.1 Ozonung

Grundlagen

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren, bei dem im Wasser vorliegende, schwer abbaubare Mikroschadstoffverbindungen durch den Eintrag von Ozon zu leichter abbaubaren Verbindungen oxidiert werden. Das zur Oxidation verwendete Ozon stellt dabei ein sehr reaktives und instabiles Gas dar, wel-

ches an der Luft zu Sauerstoff (O₂) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

Bei der Oxidation der Mikroschadstoffe kann Ozon einerseits direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen reagieren, wobei sehr selektiv bestimmte Bindungen wie z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen oder Aminogruppen aufgelöst werden. Andererseits ist aber auch eine indirekte Reaktion des Ozons möglich. Hierbei zerfällt das Ozon in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH⁻) in Hydroxyl-Radikale (OH[·]), die anschließend sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen reagieren (Hoigné, 1988).

Anordnung im Kläranlagenablauf

Die Ozonung ist verfahrenstechnisch der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. In diesem Zusammenhang ist vor allem die Funktionsfähigkeit der Nachklärung zu prüfen, da für den effektiven Einsatz des Ozons eine niedrige organische Hintergrundbelastung erforderlich ist (KOM-M.NRW, 2015a).

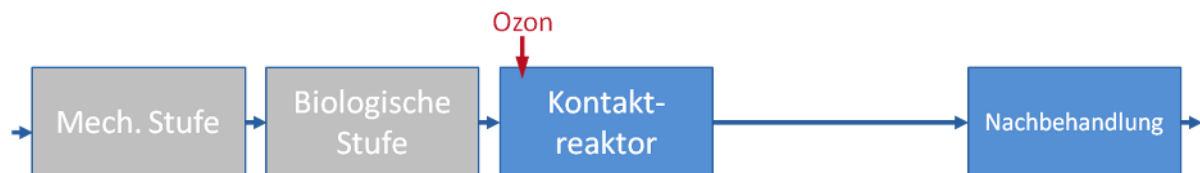


Abbildung 5.2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)

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

Ozonerzeugung

Ozon ist nicht transportierbar und muss daher vor Ort hergestellt werden. Hierzu werden Sauerstoff-Moleküle durch elektrische Entladung in Sauerstoff-Atome aufgespalten, die anschließend mit anderen Sauerstoff-Molekülen kollidieren und so das Ozonmolekül O₃ bilden. Dieser Vorgang findet im so genannten Ozongenerator statt, der im Betrieb, aufgrund der entstehenden Prozesswärme stets zu kühlen ist. Der für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoff kann entweder aus flüssigem Sauerstoff (LOX), komprimierter, getrockneter Luft oder Sauerstoff aus einer PSA-Anlage (Pressure Swing Adsorption) zur Verfügung gestellt werden. Als einfach und wirtschaftlich wird es angesehen, flüssigen Sauerstoff zu verwenden (KOM-M.NRW, 2015a).

Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeugung hängt von der Zuflusswassermenge sowie der zugeführten Ozonkonzentration ab (KOM-M.NRW, 2015a).

Ozondosierung und -eintrag

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

Regelstrategien untersucht, die sich an der Absorbanzabnahme vor und nach der Ozonung orientieren (Wittmer et al., 2013) und auch die Ozonkonzentrationen im Offgas und in der gelösten Phase können in das Regelungskonzept integriert werden (KOM-M.NRW, 2015a).

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

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

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



Abbildung 5.3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)

Reaktionsbecken

Im Reaktionsbecken findet der Eintrag des Ozons in das zu behandelnde Wasser sowie die anschließende Oxidation der Mikroschadstoffe statt. Im Rahmen einer Bemessung der Ozonanlage ist vor allem das Volumen des Kontaktbeckens zu bestimmen, das von der Aufenthaltszeit des Wassers im Becken abhängig ist. Diese wiederum wird maßgeblich von der Dauer bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Wasserinhaltsstoffe beeinflusst. Um die Ozonzehrung des Wassers zu ermitteln, sind im Vorfeld der Bemessung Batch-Versuche durchzuführen. Die Aufenthaltszeit des Wassers ist anschließend so festzulegen, dass eine vollständige Ozonzehrung ermöglicht wird (KOM-M.NRW, 2015a). Eine mittlere Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei nach KOM-M.NRW (2015a) bei einer schnellen Ozonzehrung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten bis zu 10 Minuten möglich sind.

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

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

Nachbehandlung

Durch die Ozonung können problematische Stoffe, sogenannte Transformationsprodukte, gebildet werden. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die nach der Oxidation mit Ozon eine bessere Bioverfügbarkeit aufweisen und gegebenenfalls eine toxische Wirkung auf die Umwelt haben können. Im Mittelpunkt stehen hierbei Transformationsprodukte, die aus gut wasserlöslichen und mäßig sorbierenden Mikroschadstoffen entstehen.

Die Zahl an Informationen und Studien zur Aufklärung der Oxidationswege von Transformationsprodukten von einzelnen organischen Schadstoffen unter Laborbedingungen wächst ständig. Die Bewertung der Problematik der Transformationsprodukte bzw. die ökotoxikologische Relevanz des ozonierten Abwassers erfolgt aber primär nicht anhand von einzelnen Transformationsprodukten bzw. anhand von Einzelstoffen sondern auf Basis von Ergebnissen ökotoxikologischer Wirkttests, die zur Erfassung summarischer ökotoxikologischer Effekte eingesetzt werden.

Die Studien u. a. von Abegglen et al. (2009), ARGE TP10 (2014) und Böhler et al. (2016) zeigen, dass die Ozonung von biologisch gereinigtem kommunalen Abwasser in der Regel zu einer signifikanten Verringerung der nichtspezifischen, wie auch der spezifischen Ökotoxizität führt. Für die Ozonung von kommunalem Abwasser liegen keine Hinweise auf durch diese induzierte stabile und toxische Reaktionsprodukte in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen vor.

Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können (Stalter et al., 2010a+b; Zimmermann, 2011; Abegglen und Siegrist, 2012), wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand aus Vorsorgegründen als empfehlenswert erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören Verfahren wie zum Beispiel die Sandfiltration, Wirbelbettreaktoren oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Positive Erfahrungen liegen zudem mit der Nutzung von Schönungsteichen zur Nachbehandlung vor.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP10, 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Um das Risiko der Bromatbildung beurteilen zu können, ist vor der Verfahrenswahl das Bromatbildungspotenzial zu bestimmen, wobei eine Bromatkonzentration kleiner 10 µg/L (Grenzwert Trinkwasser) im Abfluss der Ozonanlage als unbedenklich gilt (TrinkwV, 2001). Für Nitrosamine ist nach ARGE TP10 (2011) eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen. Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine. Der provisorische Trinkwassergrenzwert in Deutschland liegt bei 10 ng/L (Micropoll, 2013b).

5.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP sind weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung durch Oxidation zu verstehen. Sie basieren auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals (OH·), welches aufgrund seiner kurzen Lebensdauer vor Ort erzeugt werden muss. Zur Herstellung des Hydroxyl-Radikals werden verschiedene

Verfahren, wie beispielsweise die Kombinationen aus UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid, die Verbindung von UV-Strahlung und Titanoxid oder die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, herangezogen (Micropoll, 2012).

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

5.2.3 Ferrat

Als weiteres Oxidationsmittel zur Mikroschadstoffelimination kann Ferrat eingesetzt werden. Ferrat ist sechswertiges Eisen (Fe (VI)) und wird bei der Oxidation von Mikroschadstoffen und weiteren Abwasserbestandteilen zu Fe (III) reduziert. Das so entstandene Fe (III) wirkt nach der Oxidation der Mikroschadstoffe als Fällmittel und dient somit zudem der Elimination von Phosphat aus dem Abwasser (Micropoll, 2012).

Den großtechnischen Einsatz von Ferrat zur Mikroschadstoffelimination verhindert zurzeit noch die aufwändige Herstellung des Oxidationsmittels. Die Dosierung des Ferrats in das zu behandelnde Abwasser erfolgt in gelöster Form. Da Ferrat in wässriger Lösung jedoch instabil ist, kann die Anlieferung nicht in dieser Form erfolgen. Stattdessen ist Ferrat entweder pulverförmig anzuliefern und anschließend vor Ort anzurühren und zu dosieren oder die Produktion erfolgt elektrochemisch oder durch Trocken- oder Nassoxidation in-situ. Die Technologien hierzu sind noch nicht umfangreich untersucht worden (Micropoll, 2012).

Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten von Mikroschadstoffen gilt, dass mit Ferrat trotz deutlich langsameren Reaktionsgeschwindigkeiten aufgrund der höheren Stabilität des Ferrats im Wasser ähnliche Eliminationsraten wie bei der Ozonung erreichbar sind. Die Eliminationsrate schwankt jedoch in Abhängigkeit von der zu eliminierenden Substanz und Stoffe ohne elektronenreiche funktionelle Gruppen wie beispielsweise Röntgenkontrastmittel oder Ibuprofen, werden kaum eliminiert. Langsam reagierende Mikroverunreinigungen (bspw. Benzotriazol oder Röntgenkontrastmittel) lassen sich daher stärker mit Ozon als mit Ferrat oxidieren, da bei der Ozonung durch sekundär gebildete Hydroxylradikale eine zusätzliche Oxidation stattfindet, die eine höhere Eliminationsleistung erzielt (Micropoll, 2012).

5.3 Adsorptive Verfahren

5.3.1 Grundlage

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

Im Bereich der Abwasserreinigung erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle. Hierunter ist Kohle mit einer sehr porösen Struktur zu verstehen, die sich durch eine hohe spezifische Oberfläche (500-1500 m²/g) auszeichnet (Micropoll, 2012). Die Herstellung dieser porösen

Kohle kann aus verschiedenen Rohstoffen wie beispielsweise Holz, Kokosnussschalen, Torf oder Braun- und Steinkohle erfolgen (Herbst, 2014). Der Herstellungsprozess besteht dabei aus zwei Schritten, wobei zunächst im Rahmen der Karbonisierung der Rohstoff bei hohen Temperaturen (>1200°C) und unter Sauerstoffausschluss verbrannt wird. Anschließend erfolgt dann die Aktivierung, bei der durch die Behandlung der Kohle mit Wasserdampf, Luft, Sauerstoff oder Chemikalien die große spezifische Oberfläche in Form von Poren, Spalten und Rissen in der Kohle erzeugt wird (Donau Carbon, 2015)

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

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

5.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Anordnung im Kläranlagenprozess

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



Abbildung 5.4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW, 2015b)

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 5.4). So erfolgt im vorgeschalteten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interessant, wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus, 2013).

Wichtiger Entscheidungsfaktor bei der Wahl einer Alternative ist die organische Hintergrundbelastung des zugeleiteten Wassers aus dem Ablauf der Nachklärung. Der GAK-Filter sollte dabei mit einer möglichst geringen Feststoffkonzentration (<15 mg AFS/L) und organischen Hintergrundbelastung (d.h. weitestgehende BSB/CSB-Elimination) beschickt werden (KOM-M.NRW, 2015a).

Filteranlage

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

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Metcalf und Eddy (2003) geben diesbezüglich als Anhaltswerte eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h. Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeyenhausen sind zudem der Tabelle 5-1 zu entnehmen.

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

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

Auswahl der geeigneten Kohle

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

Austausch der granulierten Kohle

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

Beim Umgang mit der genutzten GAK sind dann grundsätzlich die beiden Optionen der Entsorgung sowie der Wiederverwendung in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wiederverwendung wird das bela-

dene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass durch die thermische Behandlung, das heißt die Reaktivierung, etwa 10 bis 20 % Verlust einzukalkulieren sind, die durch das Hinzufügen neuer Aktivkohle ausgeglichen werden müssen (KOM-M.NRW, 2015a).

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

5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

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

Nachfolgend sollen zunächst getrennt nach den Ausführungsalternativen die Einordnungen der Verfahren in den bestehenden Kläranlagenablauf sowie die zentralen Verfahrenskomponenten der jeweiligen Alternativen dargestellt werden. Anschließend werden dann die Verfahrenskomponenten vorgestellt, die für alle Ausführungsalternativen relevant sind und der Forschungsstand wird thematisiert.

PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Bei der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe erfolgt die Anordnung dieser Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigung (vgl. Abbildung 5.5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp, 2008).

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

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

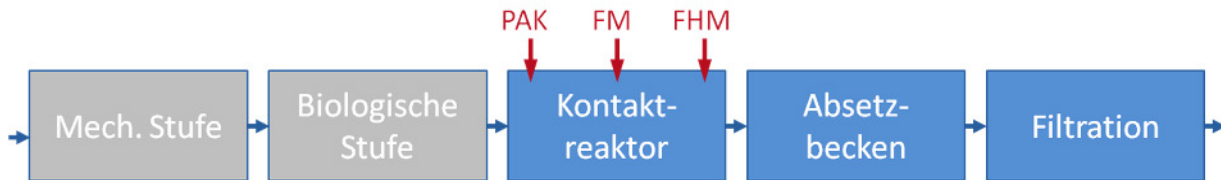


Abbildung 5.5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW, 2015b)

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

Im nachgeschalteten Sedimentationsbecken sollte laut Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von zwei Stunden nicht unterschritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken zur Verfügung, die mit lamellen- und kastenförmigen Durchflussprofilen ausgerüstet werden (auch Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren genannt) (ATV, 1997; Schwentner et al., 2010). KOM-M.NRW (2015a) zieht zudem den Einsatz einer Membranfiltration in Betracht. Um die Bildung gut absetzbarer Flocken im Sedimentationsbecken zu fördern, können zudem Eisen- und Aluminiumprodukte als Fäll- und Flockungshilfsmittel eingesetzt werden (KOM-M.NRW, 2015a).

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

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

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

PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration

Bei der PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration sind die beiden zuvor beschriebenen Adsorptionsstufen des Kontaktbeckens und der Abscheidung in einer Anlage vereint. Auch hier wird die Adsorptionsstufe der biologischen Reinigung nachgeschaltet, wobei die Pulveraktivkohle in den Abfluss der Nachklärung dosiert wird, der anschließend einer Flockungsfiltration zufließt (vgl. Abbildung 5.6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW, 2015a).

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



Abbildung 5.6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW, 2015b)

Um einen besseren Rückhalt der PAK im Filter zu erreichen, ist es zudem möglich, neben der Aktivkohle Fällmittel in den Filterüberstand zu geben, wobei sich laut Bornemann et al. (2012) ein Dosierverhältnis von 0,2 g Fe/g PAK bewährt hat.

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

PAK-Dosierung vor eine nachgeschaltete Membranstufe und Rückhalt in dieser

Zur Abscheidung der Aktivkohle können neben Filteranlagen auch Membranen eingesetzt werden. Ein weiteres Verfahren stellt daher die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer Membrananlage dar (vgl. Abbildung 5.7). Dabei kann die Membranstufe als Neubau konzipiert werden oder es ist möglich die Filterzellen eines bestehenden Filters zu entkernen und die Membranmodule in die entkernten Filterzellen einzusetzen.



Abbildung 5.7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule

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

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

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

Dem vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 5.8 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach

einem Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig, 2012).



Abbildung 5.8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) (nach Herbst und Hilbig, 2012)

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

Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 5.9).

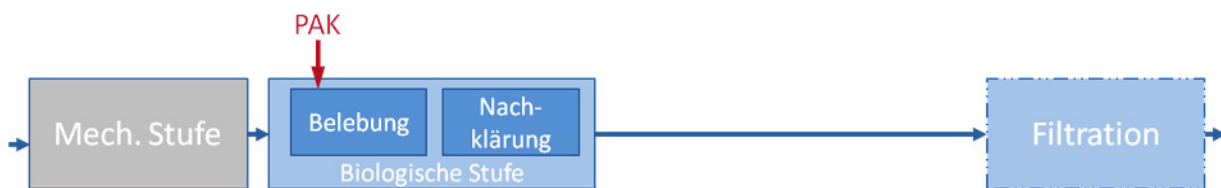


Abbildung 5.9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW, 2015b)

Die beladene Aktivkohle wird im Rahmen dieses Verfahrens direkt über den Überschussschlamm der biologischen Reinigung aus dem System entfernt bzw. zusammen mit dem Rücklaufschlamm erneut dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung muss die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erfolgen (KomS-BW, 2015c). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform der Wasserbehandlung mit pulverisierter Aktivkohle liegen laut KOM-M.NRW (2015a) bisher nur sehr eingeschränkt vor.

Anlieferung und Lagerung der Aktivkohle

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt (KOM-M.NRW, 2015a). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m^3 und 420 kg/m^3 schwanken (Herbst und Hilbig, 2012).

Kohledosierung und -eintrag

Die Kohledosierung sowie der Kohleeintrag erfolgen über eine Dosierstation, die aus dem Silo und einer volumetrischen bzw. gravimetrischen Dosiereinrichtung besteht. Die genaue Dosiermenge ist nach KOM-M.NRW (2015a) unter anderem abhängig von der Kohleart, der gewählten Dosierart sowie der gegebenenfalls geplanten Rezirkulation der Aktivkohle in das Kontaktbecken. Übliche Dosiermengen liegen bei einer separaten Adsorptionsstufe laut KOM-M.NRW (2015a) bei 10 bis 20 mg PAK/L. Hinsichtlich der erreichbaren Eliminationsraten macht Metzger (2010) in diesem Zusammenhang für eine Dosierung in Höhe von 10 mg PAK/L und 20 mg PAK/L nachfolgende Angaben für erzielbare Eliminationsraten bezogen auf den Zulauf zur Biologie.

Tabelle 5-2: Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger und Kapp, 2008; Metzger, 2010)

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

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

PAK-Entsorgung

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

Zur Behandlung des anfallenden Schlammes wird die Verbrennung empfohlen, da die Kohle einen hohen Verbrennungswert hat und eine landwirtschaftliche Nutzung aufgrund der Belastung mit Mikroschadstoffen ökologisch nicht zulässig ist (KOM-M.NRW, 2015a).

5.4 Physikalische Verfahren

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

sowie der ungeklärten Fragestellung hinsichtlich der Entsorgung des anfallenden Konzentrats begründet (Micropoll, 2012).

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

5.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

5.5.1 Ozonung

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

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

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

5.5.2 Adsorptive Verfahren

Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle

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

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

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

Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle

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

Wesentlich verbreiteter ist die Anwendung von PAK in Baden-Württemberg, wo insgesamt neun Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit PAK betrieben werden (Albstadt, Hechingen, Kressbronn, Lahr, Lautlingen, Ravensburg, Sindelfingen, Stockacher Aach und Ulm). Zudem befinden sich zwei Anlagen im Bau und drei weitere Anlagen in Planung (KomS-BW, 2015a). In der Schweiz ist im Juni 2015 die PAK-Anlage auf der Kläranlage Herisau in Betrieb genommen worden. Zudem haben großtechnische Untersuchungen zur Verwendung pulverisierter Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung in den Abwasserreinigungsanlagen Kloten/Opfikon, Flos und Lausanne stattgefunden (Micropoll, 2015a).

5.6 Eliminationsleistung

Aktuell wird für einen emissionsbasierten Ansatz als Reinigungsziel eine Elimination von 80 % bezogen auf ausgewählte Indikatorsubstanzen angesetzt (KOM-M, 2016). Das Eliminationsziel von 80 % ist im Mittel über die verschiedenen Indikatorsubstanzen als Jahresmittel zu erreichen. Berechnet wird die Gesamtelimination der Kläranlage einschließlich der Anlage zur gezielten Entfernung der Mikroschadstoffe. In Tabelle 5-3 ist die Entfernbarkeit der Indikatorsubstanzen für Verfahren auf Basis von Ozon und Aktivkohle vergleichend gegenübergestellt.

Tabelle 5-3: Bewertung der Reinigungsleistung von Indikatorsubstanzen nach KOM-M.NRW, 2016

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

Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den beschriebenen Varianten jeweils in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung und den verfahrenstechnischen Randbedingungen gewählt worden. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und -mengen im Rahmen von Vorversuchen und in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und dem gewählten Verfahren zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren. Nach aktuellem Kenntnisstand kann grundsätzlich bei entsprechender Dosierung bzw. Wahl der Standzeiten der GAK die angenommene Reinigungsleistung von im Mittel 80 % sowohl mittels Ozon wie auch mittels Aktivkohle erreicht werden.

6 Variantenuntersuchung

6.1 Verfügbare Flächen/Ressourcen und Variantenauswahl

Die Kläranlage Bad Godesberg zeichnet sich durch eine enge Bebauung und einen hohen Flächennutzungsgrad aus. Freiflächen stehen für die Errichtung der Anlage zur Mikroschadstoffelimination nicht zur Verfügung. Genutzt werden kann dagegen die bestehende Filteranlage, die zurzeit aufgrund defekter Filterböden außer Betrieb ist. Die Filteranlage kann im Rahmen der Mikroschadstoffelimination potentiell für die nachfolgenden Verfahrensvarianten genutzt werden:

- Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in die ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration
- PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammern)
- PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)
- GAK-Filtration durch Austausch des Filtermaterials gegen GAK



Abbildung 6.1: Verfügbare Flächen und Ressourcen auf der Kläranlage Bad Godesberg

Alle Varianten zeichnen sich durch eine Nutzung der vorhandenen Filterkammern aus. Die beiden zuerst genannten Varianten zeigen dabei eine Nutzung der vorhandenen Filterkammern ohne Ertüchtigung der alten Filteranlage auf. Die anderen Varianten erfordern die Wiederherstellung der alten Filteranlage.

Die Vorbemessung hat ergeben, dass grundsätzlich alle Verfahrensvarianten umsetzbar sind. Die GAK-Filtration weist gegenüber der PAK-Dosierung der Variante 3 jedoch geringere Anpassungsmöglichkeiten an die Eliminationsleistung für Mikroschadstoffe auf, da die Dosierrate der Aktivkohle nicht geregelt werden kann. Bei kurzen Standzeiten des GAK-Filterbetts ist dadurch mit einem erhöhten Aufwand für den Ausbau und die Wiederbefüllung mit frischer Aktivkohle zu rechnen. Der Dosierung von PAK wird daher gegenüber der GAK-Variante der Vorzug gegeben.

Für die Kläranlage Bonn Bad Godesberg sollen demzufolge die folgenden Varianten betrachtet werden:

- Variante 1:** Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration
- Variante 2:** PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammern)
- Variante 3:** PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)

Für die Berechnung der Bedarfsmengen an Betriebsmitteln für die einzelnen Varianten wird ein Lastfaktor herangezogen. Durch diesen wird bei der Berechnung des jährlichen Betriebsmittelbedarfs die über das Jahr mittlere Wassermenge angesetzt. Entsprechend der nachfolgenden Rechnung ergibt sich ein Lastfaktor von 31 %.

- Lastfaktor: $7.734.820 \text{ m}^3/\text{a} / (2.880 \text{ m}^3/\text{h} * 365 \text{ d/a} * 24 \text{ h/d}) = 0,31$

Für die Aggregate, die weitestgehend unabhängig von der Wassermenge arbeiten, wird pauschal ein Lastfaktor von 67 % angenommen.

6.2 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration

6.2.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg

Aufgrund der beengten Platzverhältnisse auf der Kläranlage Bad Godesberg wird die Anordnung einer Ozonanlage in den ehemaligen Filterzellen der Flockungsfiltration untersucht (vgl. Abbildung 6.2). Hierzu sind die Filterzellen zu entkernen und mit Vorrichtungen zur Ozondosierung etc. auszustatten.

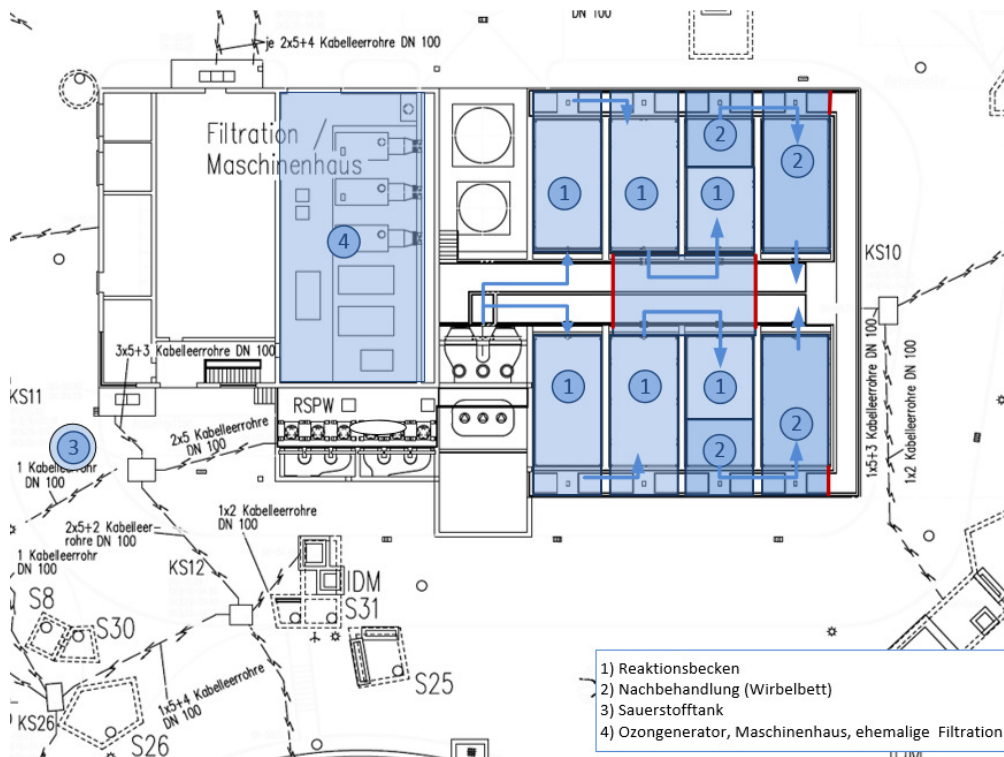


Abbildung 6.2: Lageplan der Variante 1

Die zusätzlich zum Kontaktreaktor erforderlichen Elemente einer Ozonanlage, wie Ozongeneratoren, Mess- und Steuerungstechnik werden im ehemaligen Filtrationsgebäude aufgestellt. Der Flüssigsauerstofftank wird im Außenbereich aufgestellt. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

Für die Beschickung der Ozonung kann das bestehende Pumpwerk der außer Betrieb genommenen Filteranlage genutzt werden. Änderungen der bestehenden Prozessabfolge auf der Kläranlage inklusive der Klärschlammverbrennung sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich. Im Anschluss an die Ozonung ist zudem eine biologische Nachbehandlung vorzusehen. Diese kann gegebenenfalls ebenfalls in den ehemaligen Filterzellen erfolgen. Sollte die Ozonung alle Filterzellen beanspruchen so ist eine separate Nachbehandlungsstufe vorzusehen. Eine Untersuchung dieser Fragestellung wird in Abschnitt 6.2.2 vorgenommen. Der Ablauf der Nachbehandlung wird wie bisher im freien Gefälle in den Rhein geleitet.

6.2.2 Kontaktreaktor

Grundlage für die Ermittlung des erforderlichen Beckenvolumens ist die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung, die auf Grundlage der Ozonzehrungsversuche (vgl. Abschnitt 4.5) für die Kläranlage Bad Godesberg mit 6 Minuten angesetzt wird. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Anlage zur Ozonung sollte diese Aussage mit weiteren Ozonzehrungsversuchen für verschiedene Ozondosieraten verifiziert werden. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor 1/0,35 multipliziert. Nachfolgend wird zunächst geprüft, ob die oxidative Behandlung des Mischwasserstroms in den Filterzellen der bestehenden Filteranlage möglich ist. Als Kontaktvolumen nutzbar ist dabei sowohl das Volumen der Filterzellen sowie das Volumen der Schlammwasserrinne (vgl. Abbildung 6.3).

Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich entsprechend der oben beschriebenen Dauer bis zur Ozonzehrung zu:

Aufenthaltszeit t = 6 min / 0,35 = 17,14 min ≈ **0,3 h**

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen zur Behandlung des Vollstroms in Höhe von 2.880 m³/h betragen:

Volumen V = 2.880 m³/h * 0,3 h = **864 m³**

Die Ozonung soll in Bad Godesberg in den umgebauten Becken der ehemaligen Filteranlage erfolgen. Die acht alten Filterkammern weisen dabei die Abmessungen 9,00 m x 4,00 m x 5,00 (L x B x H_{Kontakt}) auf. Die Ablaufrinne an der Kopfseite einer Filterzelle besitzt zudem die Abmessungen 4,00 m x 1,00 m x 5,00 m (L x B x H_{Kontakt}). Dies entspricht einem vorhandenen Kontaktvolumen in Höhe von:

Vorhandenes Kontaktvolumen = 9,00 m * 4,00 m * 5,00 m + 4,00 m * 1,00 m * 5,00 m = **200 m³**

Anzahl umzubauender Filterzellen n = 864 m³ / 200 m³ = **4,32 = 5 Filterzellen**

Das heißt, der Umbau von fünf Filterzellen reicht aus, um den Behandlungswasserstrom in Höhe von 2.880 m³/h im Rahmen der Ozonung oxidativ zu behandeln. Die tatsächliche Kontaktzeit des Abwassers mit Ozon ergibt sich damit zu:

Kontaktzeit t = 5 * 200 m³ / 2.880 m³/h = 0,35 h ≈ **21 Minuten**

Die anderen drei Filterkammern stehen somit zur Nachbehandlung des ozonierten Wassers zur Verfügung.

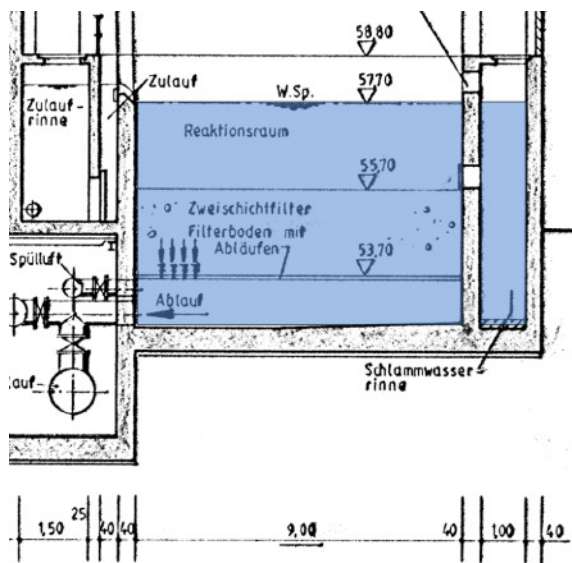


Abbildung 6.3: Ausschnitt eines Querschnitts der Filterzelle mit Markierung (blau) des Reaktionsraums für die Ozonung in der Ablaufrinne sowie der Filterzelle

Um den Eintrag des Ozons in die Luft oder den Ablauf der Anlage zu verhindern, sind verschiedene Sicherheitsvorkehrungen vorzusehen. Das Ozonbecken ist gasdicht abzudecken und der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt. Das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon wird über einen Restozonvernichter eliminiert und das Off-Gas anschließend in die Umgebungsluft abgegeben. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird die Ozonkonzentration gemessen und gegebenenfalls zur Begrenzung der Ozondosierung in das Abwasser in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der Ozondosierung hierüber erfolgt im Regelfall allerdings nicht. Zusätzlich wird im Ablauf der Ozonanlage eine Ozonsonde, z. B. eine Orbisphere, installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase erfasst.

6.2.3 Nachbehandlung

Zur Nachbehandlung können die drei ungenutzten Filterkammern verwendet werden. Vorgeschlagen wird der Bau eines Wirbelbettreaktors in den nicht für die Ozonung genutzten Filterzellen. Hierbei wird das Abwasser im Anschluss an die Ozonung einem Becken zugeführt, das mit Kunststoffaufwuchskörpern gefüllt ist. Die spezifische Oberfläche der Trägermaterialien beträgt ca. 700 - 1.000 m²/m³ und der Wirbelbettreaktor wird zu 30 % mit Trägermaterial befüllt. Auf dem Trägermaterial erfolgt in einem Biofilm der Abbau von assimilierbaren organischen Kohlenstoffverbindungen (AOC), die mehrheitlich in der Ozonung gebildet werden. Aufgrund der relativ geringen DOC-Frachten ist durch die Ozonung mit keinem relevanten Biofilmwachstum auf dem Filtermaterial zu rechnen. Ein zusätzlicher Rückhalt von Biofilmpartikeln (AFS) ist nicht erforderlich.

Die Umwälzung des Trägermaterials erfolgt mit einem langsam laufenden Rührwerk. Eine zusätzliche Belüftung der biologischen Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da das zuvor ozonierte Wasser aufgrund der Reinsauerstoff-Ozonbegasung mit Sauerstoff gesättigt ist. Der Ablauf der biologischen Nachbehandlung ist mit einem Lochblech zu versehen und mit einer Wehrkante auszuführen. Aus einem gemeinsamen Ablaufgerinne wird das Wasser dem Ablaufkanal zugeführt.

Dimensionierung Wirbelbett zur biologischen Nachbehandlung:

| | | |
|---|--|-------------------------------|
| Bemessungswassermenge | | 2.880 m³/h |
| Aufenthaltszeit | | 10 min |
| Volumen | $2.880 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 10 \text{ min} / 60 \text{ min/h}$ | = ~480 m³ |
| Volumen des Füllmaterials | $0,3 \cdot 480 \text{ m}^3$ | = 144 m³ |
| Volumen einer Filterzelle zzgl. Ablaufrinne: | | = 200 m³ |
| Anzahl umzubauender Filterzellen: | $480 \text{ m}^3 / 200 \text{ m}^3$ | = 2,4 = 3 Filterzellen |

Damit reicht das vorhandene Volumen für die Umsetzung eines Wirbelbettes zur Nachbehandlung des ozonierten Wassers aus. Für die Behandlung des ozonierten Wassers sind zusätzlich zu den fünf Filterzellen, die für die Ozonung umgebaut werden, drei Filterzellen zum Wirbelbettreaktor umzubauen. Damit ist nachgewiesen, dass die Behandlung des Vollstroms mittels Ozon unter Verwendung der vorhandenen Ressourcen umsetzbar ist.

Für den Betrieb der Anlage ist es erforderlich, dass die Becken für die Ozonung und für das Wirbelbett symmetrisch angeordnet werden. Daher werden jeweils zwei Zellen zur Hälfte als Reaktionsraum und zur Hälfte als Wirbelbett umgebaut (vgl. Abbildung 6.2). Zudem sind zur Umlenkung des Wassers im Zulaufgerinne und in der Schlammwasserrinne neue Trennwände zu erstellen. Der Ablauf kann über den hydraulisch angepassten Filtratablauf der zwei rechten Filterkammern erfolgen.

6.2.4 Ozonerzeugung

Für die Ozonerzeugung wird die Herstellung aus Reinsauerstoff vorgesehen, der in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zur Kläranlage Bad Godesberg angeliefert wird. Hierdurch erhöht sich das LKW-Verkehrsaufkommen, worauf später detailliert eingegangen wird. Um den flüssigen Sauerstoff bevorraten zu können, wird auf der Kläranlage ein LOX-Sauerstofftank angeordnet, der ein Fassungsvermögen von 25.000 kg Sauerstoff besitzen sollte, damit die Lieferung und Vorhaltung sichergestellt ist. Zur Ozonerzeugung wird der flüssige Sauerstoff zunächst über Kaltverdampfer verdampft und der so entstandene gasförmige Sauerstoff wird anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Als Betriebsgebäude wird das alte Maschinenhaus der Filtration genutzt und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon um

und sind während des Betriebs zu kühlen. Als Kühlmedium wird dabei der Abwasserstrom im Ozonreaktionsbecken genutzt. Hierzu werden in das neu zu erstellende Becken Abwasserwärmetauscher installiert, die über einen geschlossenen Kühlkreislauf inklusive Kühlwasserpumpe mit den Ozonerzeugern verbunden sind. Zusätzlich erfolgt direkt neben dem Betriebsraum der Ozonerzeuger die Anordnung eines E-Raums für die Schaltanlage und Energieversorgung der Ozonerzeuger.

Um die Arbeitssicherheit zu gewährleisten werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung eingerichtet. Im Betriebsgebäude wird zudem eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die Raumluftüberwachung im Maschinenhaus wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Darüber hinaus ist die Anlage mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten und zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox positioniert, die für den Fall eines Ozonalarms zur Personenrettung vorzuhalten sind. Das Tragen eines Atemschutzgeräts und ein entsprechender Nachweis der Eignung über einen G 26.3-Schein sind nicht erforderlich.

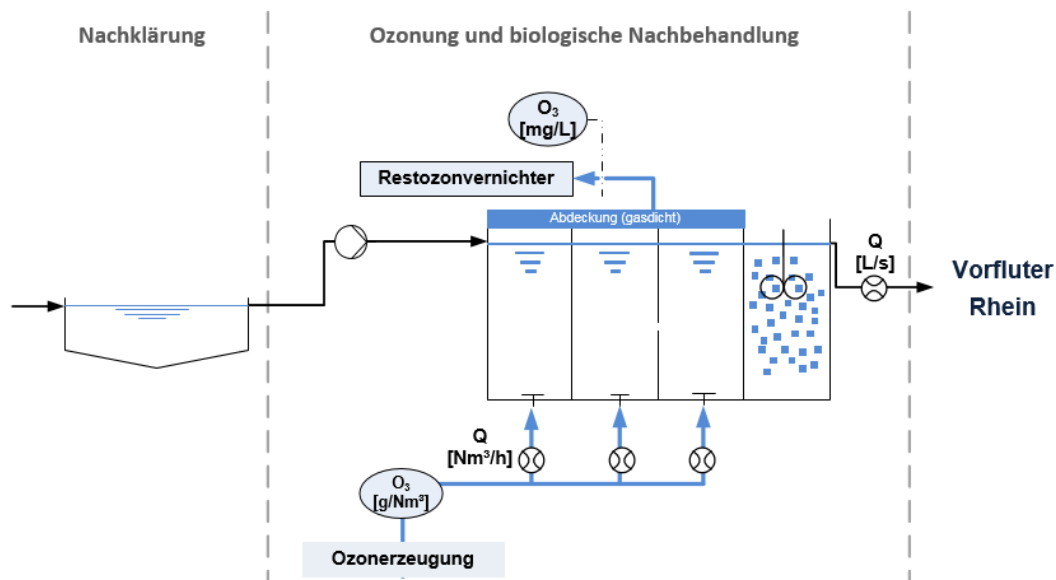


Abbildung 6.4: Schematische Darstellung der Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im Wirbelbett auf der Kläranlage Bad Godesberg

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg wird im Rahmen dieser Studie eine spezifische Ozondosis von 0,7 mg O_3 /mg DOC angesetzt. Auf Grundlage des angenommenen $Z_{spez.}$ von 0,7 mg O_3 /mg DOC und einem angenommenen DOC von 6 mg DOC/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration C_{O_3} zu:

$$\bullet \quad C_{O_3} = Z_{spez.} \cdot C_{DOC} = 0,7 \text{ mg } O_3 / \text{mg DOC} \cdot 6 \text{ mg DOC} / \text{L} \quad = 4,2 \text{ mg } O_3 / \text{L}$$

Mittels der Ozonkonzentration C_{O_3} und der Bemessungswassermenge $Q_{Bem} = 800 \text{ L/s}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

$$\bullet \quad B_{O_3} = Q_{Bem} \cdot C_{O_3} = 800 \text{ L/s} \cdot 4,2 \text{ mg } O_3 / \text{L} = 3.360 \text{ mg } O_3 / \text{s} \quad = 12,1 \text{ kg } O_3 / \text{h}$$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. 2 x 6,5 kg O_3 / h ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen.

Das zusätzliche LKW-Verkehrsaufkommen errechnet sich aus dem täglichen Ozon- bzw. Sauerstoffbedarf sowie dem Volumen des Flüssigsauerstofftanks. Der Lastfaktor für den Sauerstoffbedarf wird unter Berücksichtigung der Jahresabwassermenge zu 31 % angenommen, um die im Vergleich zur Bemessungswassermenge im Mittel geringere behandelte Wassermenge zu berücksichtigen.

| | |
|--|----------------------------------|
| Täglicher Sauerstoffbedarf: $12,1 \text{ kg O}_3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,31 / (0,1 \text{ g O}_3/\text{g O}_2)$ | ≈ 900 kg O₂/ d |
| Kapazität des LOX-Tanks: | 25.000 kg |
| Erforderliche Anzahl Tankfüllungen: | |
| $365 \text{ d/a} / (20.000 \text{ kg O}_2/\text{ Füllung} / 900 \text{ kg O}_2/\text{ d})$ | = 17 Füllungen/a |

Unter der Annahme, dass für jede Füllung ein Tanklastzug erforderlich ist, ergibt sich die Erhöhung des LKW-Aufkommens durch die Ozonung zu 17 LKW/a.

6.2.5 Ozoneintrag und Ozondosierung

Für den Ozoneintrag in das zu behandelnde Abwasser kommen grundsätzlich die zwei Eintragungssysteme Diffusor und Injektor in Frage. Untersuchungen zur Ozonung auf der Kläranlage Duisburg Vierlinden zeigten keinen signifikanten Unterschied der Verfahren hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination (Herbst et al., 2011).

Auf der Kläranlage Bad Godesberg wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt, welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m, die in Bad Godesberg in den ehemaligen Filterzellen erreichbar ist.

Die Ozondosierung erfolgt DOC-mengenproportional. Zu diesem Zweck ist die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen. Die Durchflussmessung erfolgt aufgrund der örtlichen Randbedingungen nachgeschaltet durch den Einbau von jeweils einem magnetisch-induktiven Durchflussmesser in der Ablaufleitung der zwei Behandlungsstraßen.

6.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)

6.3.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg

Unter Variante 2 werden der Umbau der bestehenden Filterzellen zu Membranbecken und die Dosierung von Pulveraktivkohle in diese Becken mit anschließender Abscheidung durch die Membranfiltration betrachtet. Hierzu sind die Filterzellen des bestehenden Filters zu entkernen und die Öffnungen für den Ablauf und die Rückspüleinrichtungen zu verschließen. Zum Schutz gegen Reinigungskemikalien sind die Betonkammern zu beschichten. Eine neue Krananlage ermöglicht das Herausheben einzelner Membrankassetten. Darüber hinaus sind Vorrichtungen für die Pulveraktivkohledosierung vorzusehen. Baulich sind für die Dosierung daher als Neuerung Vorrichtungen für die Lagerung der Pulveraktivkohle und eine Dosiereinrichtung für das Ansetzen der Pulveraktivkohle vorzusehen, die in die Zarge unterhalb des PAK-Silos untergebracht wird. Ferner ist ein Lager für Reinigungskemikalien erforderlich, das im bestehenden Betriebsgebäude untergebracht wird. Die Maschinenteknik der Membrananlage wird ebenfalls im alten Maschinenhaus der Filtration installiert. Erforderlich sind Pumpen zur Erzeugung des Unterdrucks in den Membranen, Gebläse zur Bereitstellung von Prozessluft zur Umwälzung der mit Aktivkohle beaufschlagten Becken und Gerinne und eine Dosieranlage für die Reinigungskemikalien.

Änderungen in der Prozessabfolge sowie eine Anpassung der Hydraulik sind für die Umsetzung dieser Variante nicht erforderlich. Die Beschickung der Membrananlage erfolgt aus den Nachklärbecken über

das bestehende Schneckenpumpwerk vor der jetzigen Filteranlage, die das zu behandelnde Wasser von 53,50 m ü. NN auf 58,20 m ü. NN hebt. Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in den Rhein eingeleitet, der einen Wasserspiegel von 53,60 m ü. NN HHW aufweist. Eine separate Stufe zur Nachbehandlung ist bei dieser Verfahrensvariante nicht vorzusehen, da durch die Membranen ein vollständiger Rückhalt der Aktivkohle möglich ist.

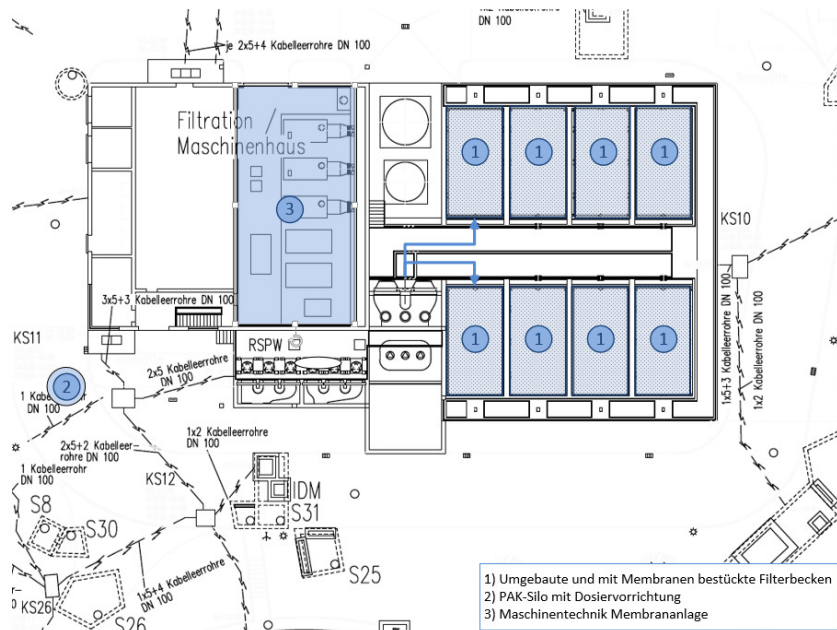


Abbildung 6.5: Lageplan der Variante 2

6.3.2 Abscheideeinheit

Zentrales Element der zweiten Verfahrensvarianten stellt die Vorrichtung zur Abscheidung der Pulveraktivkohle in Form der getauchten Membrane dar. Hierzu werden die Filterzellen des bestehenden Filters entkernt, indem die Filterschichten sowie der Düsenboden entfernt und die Öffnung für den Ablauf und die Rückspüleinrichtungen verschlossen werden. Im Anschluss an den Umbau der Filterzellen werden in diesen getauchte Membranmodule installiert, die mit Unterdruck betrieben werden und mit eigenem Belüftungs- und Abzugssystem ausgestattet sind.

Die Bemessung der erforderlichen Anzahl an Membranmodulen erfolgt über die erforderliche Membranfläche [m²] und den Bemessungsfluss [L/m²·h]. Exemplarisch wird nachfolgend eine Abschätzung für das ZeeWeed 500-System der Firma GE vorgenommen. Dieses System besteht aus Modulen, in denen die röhrenförmigen Membrane mit einem Durchmesser von 3 mm parallel zueinander zwischen zwei Kunststoffblöcken eingespannt sind (vgl. Abbildung 6.6, links). Diese Module werden dann in Kassetten (vgl. Abbildung 6.6, rechts) eingesetzt, die wiederum in die Filterzellen eingebaut werden.



Abbildung 6.6: Membranmodul (links) und Kasette mit Membranmodulen (rechts) des Systems ZeeWeed 500 (GE, 2016a; GE, 2106b)

Ein Modul des ZeeWeed 500-Systems besitzt die folgenden Eigenschaften:

- Breite: 0,844 m
- Länge: 2,198 m
- Höhe: 0,049 m
- Membranfläche: 31,6 m²

Für den vorliegenden Zweck der Mikroschadstoffelimination können in eine Kasette maximal 64 Module eingebaut werden. Die Kasette hat dann die folgenden Eigenschaften:

- Breite: 1,745 m
- Länge: 2,112 m
- Höhe: 2,546 m
- Membranfläche: 2.022,4 m²

Der Bemessungsfluss sollte bei Membranen zwischen 20 und maximal 30 L/m²·h betragen. Zur Bemessung wird vorliegend ein Fluss in Höhe von 25 L/m²·h angenommen. Die Bemessungswassermenge der Anlage ist aufgrund des Rückspülwassers, das beim Betrieb der Membranen anfällt und in den Zulauf zur Anlage zurückgepumpt wird, um 10 % zu erhöhen und beträgt demnach

$$\text{Zu behandelnder Volumenstrom: } 2.880 \text{ m}^3/\text{h} * 1,1 = 3.168 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Annahme zum Bemessungsfluss: } 25 \text{ L/ m}^2\cdot\text{h}$$

$$\text{Membranfläche einer Kasette: } A = 2.022 \text{ m}^2$$

$$\text{Erforderliche Membranfläche: } 3.168 \text{ m}^3/\text{h} / 0,025 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h} = 126.720 \text{ m}^2$$

$$\text{Erforderliche Anzahl an Kassetten: } 126.720 \text{ m}^2 / 2.022 \text{ m}^2 = 62,67 \text{ Kassetten} \Rightarrow 63 \text{ Kassetten}$$

Entsprechend Abbildung 6.7 können in einer Filterzelle acht Kassetten angeordnet werden. Daher sind alle acht Filterzellen zu entkernen und umzubauen, damit die erforderlichen Membrankassetten eingebaut werden können.

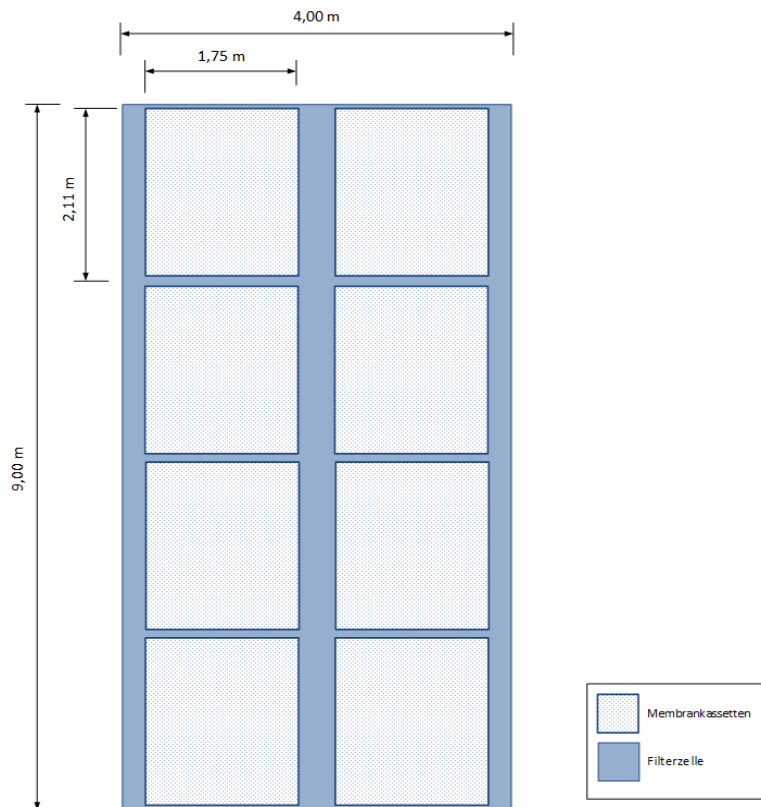


Abbildung 6.7: Mögliche Anordnung der Membrankassetten in der Filterzelle der Kläranlage Bad Godesberg

Nachzuweisen ist zudem, dass auch bei Außerbetriebnahme eines Membranbeckens à acht Membrankassetten, beispielsweise zu Reinigungszwecken, die Behandlung des Volumenstroms gewährleistet ist.

Vorhandene Membrankassetten: $n = (8 - 1) \text{ Becken} \cdot 8 \text{ Membrane/Becken} = 56 \text{ Kassetten}$

Membranfläche von 26 Kassetten: $56 \times 2.022 \text{ m}^2 = 113.232 \text{ m}^2$

Flux $3.168 \text{ m}^3/\text{h} / 113.232 \text{ m}^2 = 0,028 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$

Damit kann die Membrananlage bei Außerbetriebnahme eines Membranbeckens und gleichzeitiger Beschickung mit dem Vollstrom nicht mehr mit einem Flux von etwa $25 \text{ L}/\text{m}^2\cdot\text{h}$, sondern nur noch mit einem Flux in Höhe von $28 \text{ L}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ betrieben werden. Vor einer Umsetzung dieser Variante sollte der realisierbare Flux in Vorversuchen verifiziert werden.

6.3.3 Kontaktreaktor

Der Kontaktreaktor entspricht bei der Variante 2 dem Wasservolumen von der Dosierstelle der Pulveraktivkohle an bis zu den Membranen. Es umfasst daher das Volumen der Mischeinrichtung an der Dosierstelle, das Wasservolumen in der Verteilrinne zu den Filterzellen sowie das Wasservolumen, das in den ehemaligen Filterzellen die Membranmodule umgibt. Da das Volumen der Mischeinrichtung vergleichsweise gering ist, wird nachfolgend zur Bestimmung des vorhandenen Kontaktvolumens nur das Wasservolumen der Filterkammern abzüglich eines anteiligen Volumens der Membrankassetten sowie der Verteilrinne betrachtet.

Das vorhandene Kontaktvolumen beträgt damit:

$$V_{\text{Verteilrinne}} = 1,50 \text{ m} * 35,20 \text{ m} * 3,00 \text{ m} = 158,4 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{Filterzelle, entkernt}} = 4,00 \text{ m} * 9,00 \text{ m} * 5,00 \text{ m} = 180,0 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{Kassette}} = 1,75 \text{ m} * 2,11 \text{ m} * 2,55 \text{ m} = 9,42 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{Filterzellen, netto}} = 8 * 180,0 \text{ m}^3 - 64 * 0,1 * 9,42 \text{ m}^3 = 1.380 \text{ m}^3$$

Das Kontaktvolumen in den ehemaligen Filterzellen errechnet sich demnach zu:

$$V_{\text{Reaktion}} = 1.380 \text{ m}^3 + 158,4 \text{ m}^3 = 1.538 \text{ m}^3$$

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 5.3.3) ist für den Kontaktreaktor eine Mindestaufenthaltsdauer von 30 Minuten vorzusehen. Das mindestens erforderliche Volumen des Kontaktreaktors ergibt sich daher unter Berücksichtigung der hydraulischen Beaufschlagung mit der max. stündlichen Trockenwetterabfluss von 1.350 m³/h zu

$$\text{Erforderliches Volumen } V = 0,5 \text{ h} * 1.350 \text{ m}^3/\text{h} = 675 \text{ m}^3 < 1.538 \text{ m}^3$$

Das vorhandene Kontaktvolumen in den Filterzellen und der Verteilrinne reicht aus, um eine Kontaktzeit von 30 Minuten sicherzustellen. Durch das vorhandene Kontaktvolumen kann eine Kontaktzeit von 1.538 m³/ 1.350 m³/h = 1,14 Stunden = 68 Minuten erreicht werden.

Nachfolgend wird informativ die Kontaktzeit bei max. Mischwasserzufluss in Höhe von 3.168 m³/h betrachtet. Durch das vorhandene Kontaktvolumen kann eine Kontaktzeit von 1.538 m³/ 3.168 m³/h = 0,49 Stunden = 29 Minuten erreicht werden. Auch für den Mischwasserzufluss würde die Mindestaufenthaltszeit von 30 Minuten fast eingehalten.

6.3.4 Pulveraktivkohlelager und -dosiervorrichtung

Die Vorrichtungen für die Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle werden nahe der Dosierstelle für die Pulveraktivkohle neben der Filteranlage errichtet. Die gravimetrische Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumenstromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen Ansetzbehälter gefördert. Dort erfolgt die Dispersion der Kohle mit Hilfe eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Die dort entstehende Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das dafür benötigte Treibwasser wird aus dem Ablauf der Membrananlage entnommen.

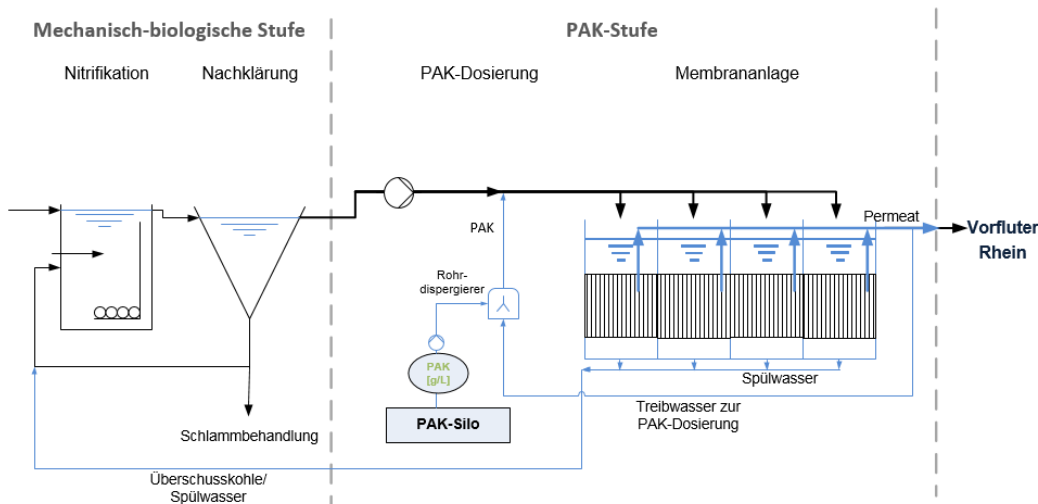


Abbildung 6.8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einen Kontaktraum (Membranbecken in ehemaligen Filterzellen) und Abscheidung mittels Membranen

KOM-M.NRW (2015e) gibt die Spannweite der PAK-Dosiermengen zu 10 bis 20 mg PAK/L an. Aufgrund der geringeren PAK-Konzentration und PAK-Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor im Vergleich zu einem System aus Kontaktreaktor und Abscheideeinheit mit Rückführung der Kohle, wird nachfolgend eine Dosiermenge von 15 mg PAK/L gewählt. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante, ist die Dosiermenge mittels Labortests zu verifizieren und an die vorhandene Abwassermatrix anzupassen.

Die Anlieferung der Pulveraktivkohle zur Kläranlage wird mithilfe von Silotransportfahrzeugen durchgeführt. Das Silo sollte aus diesem Grund mindestens so groß konzipiert sein, dass eine LKW-Ladung aufgenommen werden kann, wobei ein Silofahrzeug etwa eine Transportkapazität von 40 m³ besitzt. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die Schüttdichte der Aktivkohle beim Befüllen der Silos abnimmt, die Kohle sich also ausdehnt. So besitzt die Aktivkohle im Silofahrzeug eine Schüttdichte von ca. 500 kg/m³, während sie kurzzeitig nach der pneumatischen Förderung in das Silo nur noch eine Dichte von ca. 300 kg/m³ aufweist.

Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg PAK/m}^3 = 20.000 \text{ kg PAK}$

Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg PAK} / 300 \text{ kg PAK/m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Um eine ausreichende PAK-Mindestreserve vorzuhalten und zeitliche Flexibilität für die Befüllung des Silos zu erhalten, wird eine Mindestreserve für 5 Betriebstage angenommen. Der Lastfaktor für die Aktivkohledosierung wird mit 31 % angesetzt.

Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,015 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} * 2.880 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/h} * 24 \text{ h/d} = 1.037 \text{ kg PAK/d}$

Erforderliches Lagervolumen: $1.037 \text{ kg PAK/d} * 5 \text{ d} * 0,31 = 3,2 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 70 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Siloabluftfilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird daher ein Silo mit einem Lagervolumen von 85 m³ vorgesehen.

Aus der Anlieferung der Pulveraktivkohle resultiert eine Erhöhung des LKW-Aufkommens auf der Kläranlage Bad Godesberg. Unter Annahme eines Lastfaktors für die PAK-Dosierung in Höhe von 31 %, ergibt sich die Erhöhung des LKW-Aufkommens zu:

$$\text{PAK-Bedarf: } 1.037 \text{ kg PAK/d} * 0,31 = 321 \text{ kg PAK/ d}$$

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs:} = 20.000 \text{ kg PAK}$$

Erforderliche Anzahl Silofüllungen:

$$365 \text{ d/a} / (20.000 \text{ kg PAK/ LKW} / 321 \text{ kg PAK/ d}) = 5,9 = \mathbf{6 \text{ LKW /a}}$$

Für die erforderlichen Reinigungschemikalien für die Membranen (Natriumhypochlorid und Zitronensäure) werden zusätzlich 12 LKW pro Jahr erwartet.

Im Jahr sind durch die Anlieferung der Pulveraktivkohle und von Reinigungschemikalien somit **18 zusätzliche LKW** zu erwarten. Dies entspricht in etwa 1,5 LKW pro Monat.

6.4 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)

6.4.1 Integration auf der Kläranlage Bad Godesberg

Variante 3 beschreibt die Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Raumfiltration, die dafür ertüchtigt und wieder in Betrieb genommen werden muss. Die Dosierung der Pulveraktivkohle erfolgt in ein separates Kontaktbecken, welches dem Zulaufschneckenpumpwerk zur Filteranlage vorgeschaltet ist. Zur Abscheidung der dosierten Pulveraktivkohle dient das Filtermaterial des Raumfilters. Hierfür ist die Ertüchtigung der Filteranlagen durch den Einbau von neuen Filterböden in die Filterzellen erforderlich.

Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik werden bei dieser Variante durch den Bau des separaten Kontaktbeckens vor der Filteranlage erforderlich, da das Kontaktvolumen in den Filterzellen keine ausreichende Kontaktzeit der Aktivkohle im zu behandelnden Volumenstrom gewährleisten kann. Die Beschickung des separaten Kontaktbeckens erfolgt aus dem Ablauf der Nachklärbecken unter Nutzung der bestehenden Leitungen. Anschließend wird das mit PAK beladene Wasser mithilfe des Schneckenpumpwerks zur Filteranlage gefördert. Der Ablauf der Filterstufe wird dann wie bisher im freien Gefälle in den Rhein eingeleitet. Eine Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da die Pulveraktivkohle im Flockungsfilter direkt wieder abgeschieden wird. Zur Verbesserung der PAK-Abscheidung wird eine Fällmitteldosierung vorgesehen. Bei dieser Verfahrensvariante wird die Pulveraktivkohle über das Rückspülwasser in die biologische Stufe geführt, um die Verweilzeit der Aktivkohle im Reinigungsprozess zu erhöhen und die Beladung der Aktivkohle zu optimieren.

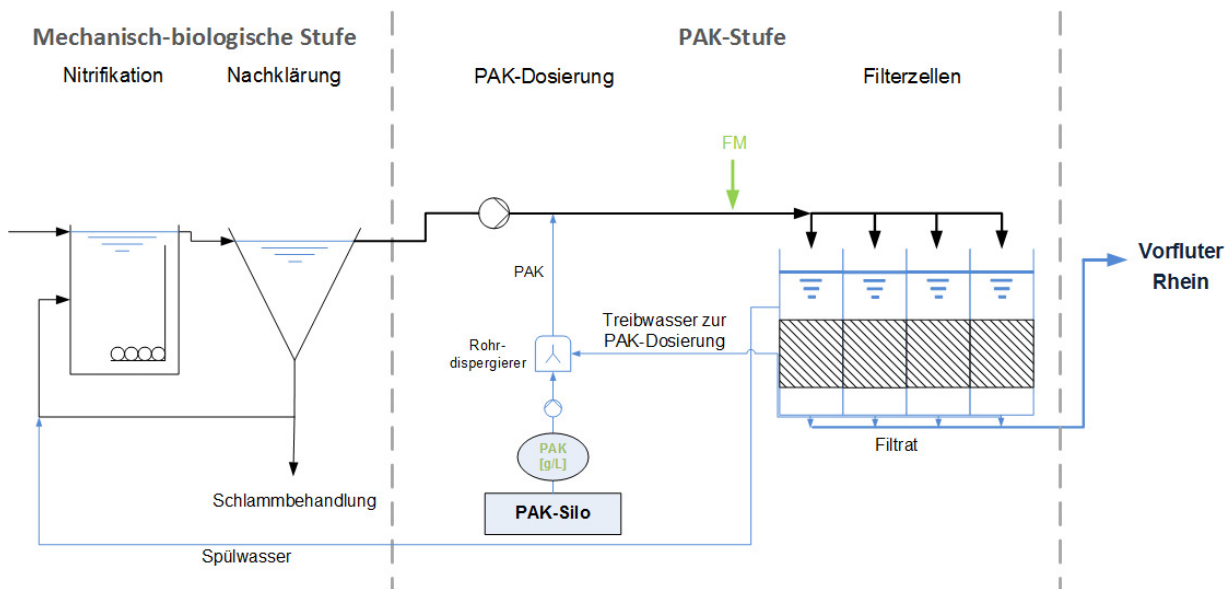


Abbildung 6.9: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Filterüberstand mit vorgeschaltetem separatem Kontaktbecken

Der Eintrag der Aktivkohle in den Behandlungswasserstrom erfolgt anders als in Variante 2 in das vorgeschaltete Kontaktbecken. Die Fällmittel werden mithilfe der bestehenden Fällmitteldosieranlage dem zu behandelnden Volumenstrom zudosiert. Baulich sind dadurch als Neuerung die Errichtung einer Lagervorrichtung für die Pulveraktivkohle, eine Dosiereinrichtung für den Eintrag der Pulveraktivkohle in den zu behandelnden Volumenstrom sowie das neue separate Kontaktbecken vorzusehen. Für das Aufstellen des Silos sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich, der in der Nähe der bestehenden Filtration vorzusehen ist, ist zu befestigen.

6.4.2 Kontaktreaktor und Abscheideeinheit

Wie in Abschnitt 5.3.3 erläutert, besteht eine Mikroschadstoffeliminationsstufe mit Pulveraktivkohle grundsätzlich aus zwei Einheiten. Zum einen gibt es den Kontaktreaktor, in dem die Pulveraktivkohle dem zu behandelnden Wasser zugeführt wird und die Abwasserinhaltsstoffe adsorbiert. Zum anderen gibt es eine Abscheideeinheit, in der die zudosierte Pulveraktivkohle dem Wasser wieder entnommen wird. Bei der vorliegenden Variante vereint die Filtrationsanlage beide Einheiten in sich.

Die Dosierung erfolgt im Bereich des Pumpwerks in den Zulauf zur Filtration. Wie in der vorherigen Variante stellt das gesamte Wasservolumen von der Dosierstelle bis zur Abscheideeinheit den Kontaktbereich für die Pulveraktivkohle dar. Vereinfachend wird für die Variante 3 nachfolgend zur Überprüfung eines ausreichenden Kontaktvolumens nur das Wasservolumen des Filterüberstands sowie der Verteilrinne betrachtet, da das Volumen der Mischeinrichtung vergleichsweise gering ist. Das vorhandene Kontaktvolumen beträgt unter der Annahme, dass sich eine Filterkammer in Rückspülung befindet damit:

$$\begin{aligned}
 V_{\text{Verteilrinne}} &= 1,50 \text{ m} * 35,20 \text{ m} * 3,00 \text{ m} && = 158,4 \text{ m}^3 \\
 V_{\text{Überstand}} &= (8-1) * 4,00 \text{ m} * 9,00 \text{ m} * 2,00 \text{ m} && = 504 \text{ m}^3 \\
 V_{\text{Kontakt}} &= && = 662,4 \text{ m}^3
 \end{aligned}$$

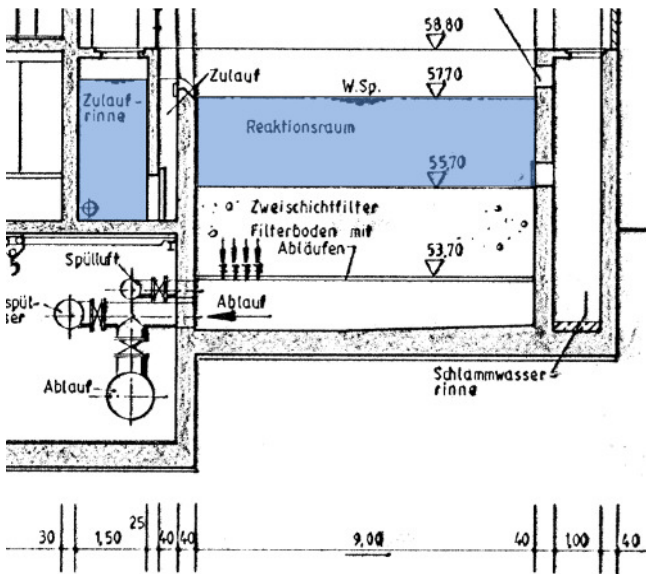


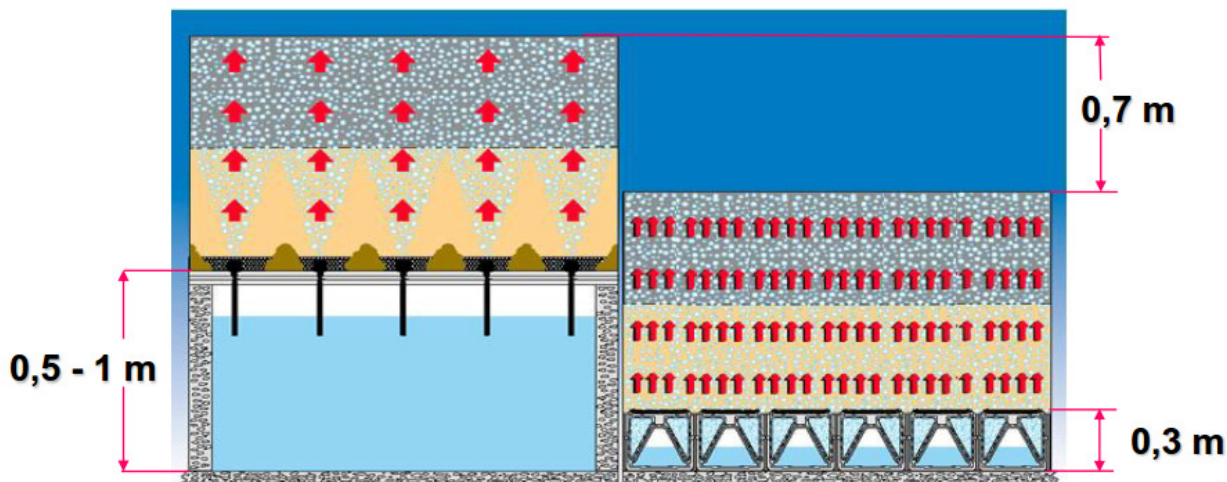
Abbildung 6.10: Ausschnitt eines Querschnitts der Filterzelle mit Markierung (blau) des Reaktionsraums für die Pulveraktivkohle in der Verteilrinne sowie im Filterüberstand

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger (2010) (vgl. auch Kapitel 5.3.3) ist für den Kontaktreaktor eine Mindestaufenthaltsdauer von 30 Minuten vorzusehen. Das mindestens erforderliche Volumen des Kontaktreaktors ergibt sich unter Berücksichtigung der hydraulischen Beaufschlagung in Höhe von 1.350 m³/h zu:

$$\text{Erforderliches Volumen } V = 0,5 \text{ h} * 1.350 \text{ m}^3/\text{h} = 675 \text{ m}^3$$

Die Mindestaufenthaltszeit würde bei dem vorhandenen Volumen nach einer Sanierung der Filterzellen ohne weitere Anpassungen knapp unterschritten.

Alternativ zur Instandsetzung der bisherigen Filterböden wird vorgeschlagen, einen kompakten Filterboden aus Kunststoffelementen zu nutzen. Der Vorteil besteht zum einen in einem besseren Schutz gegen ein Durchbrechen des Filterbodens und zum anderen in den mit ca. 30 cm deutlich flacheren Aufbau (Abbildung 6.11). Für die Nachrüstung in die bestehenden Filterkammern ist zusätzlich eine Auffüllung von ca. 15 cm zur Einbindung eines Verteilerkastens für die Filtrat- und Rückspüleleitung zu berücksichtigen (Abbildung 6.12).



konventioneller Düsenboden Leopold Segmentboden

Abbildung 6.11: Vergleich konventioneller Düsenboden und Segmentfilterboden (Firma Leopold/Xylem)

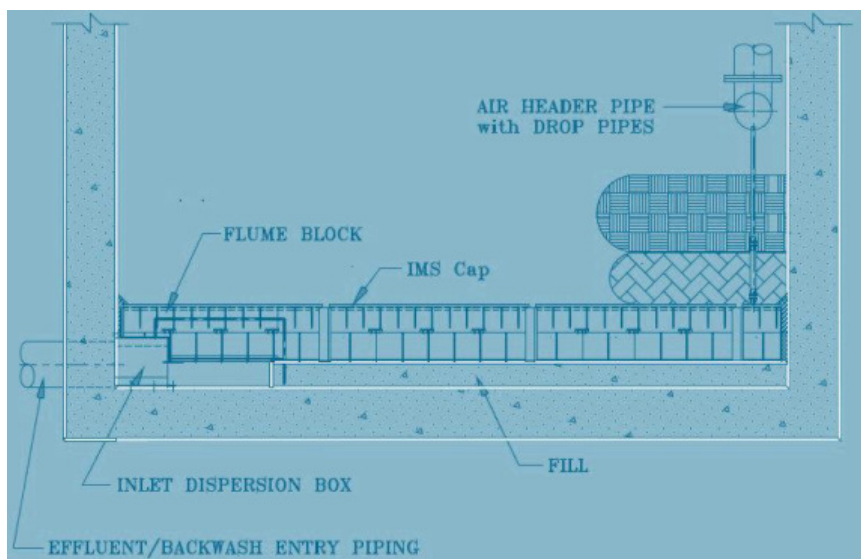


Abbildung 6.12: Nachrüstung einer bestehenden Filterzelle mit Verteilerkasten zur Einbindung der Filtrat- und Rückspüleleitung

Durch einen Segmentfilterboden kann der Filterüberstand um ca. 0,85 m erhöht werden. Das Kontaktvolumen vergrößert sich dadurch auf:

$$V_{\text{Kontakt,neu}} = 662,4 \text{ m}^3 + (8-1) * 4,00 \text{ m} * 9,00 \text{ m} * 0,85 \text{ m} = 876,6 \text{ m}^3$$

Das vorhandene Kontaktvolumen reicht damit aus, um eine Kontaktzeit von 30 Minuten sicherzustellen. Die Kontaktzeit beträgt bei einem Trockenwetterabfluss von 1.350 m³/h ca. 39 min.

Auslegungsziel ist die Behandlung des Trockenwetterabflusses. Nachfolgend wird informativ die Kontaktzeit bei max. Mischwasserzufluss betrachtet:

$$\text{minimale Kontaktzeit: } 876,6 \text{ m}^3 / 2.880 \text{ m}^3/\text{h} = 0,30 \text{ Stunden} = \mathbf{18,3 \text{ Minuten}}$$

Bei der Behandlung des gesamten Mischwasserabflusses mit Aktivkohle nimmt aufgrund der kürzeren Kontaktzeiten die Eliminationsleistung ab. Die Mikroschadstoffadsorption ist neben der Kontaktzeit auch von der eingesetzten Aktivkohle abhängig. Die Abnahme der Eliminationsleistung kann über Laborversuche zum Adsorptionsverhalten verschiedener Kohlen in Abhängigkeit von der Kontaktzeit untersucht werden.

Durch die Rückführung der Kohle in die biologische Stufe kann der negative Effekt durch die kürzere Kontaktzeit im Filterüberstau zum Teil kompensiert werden.

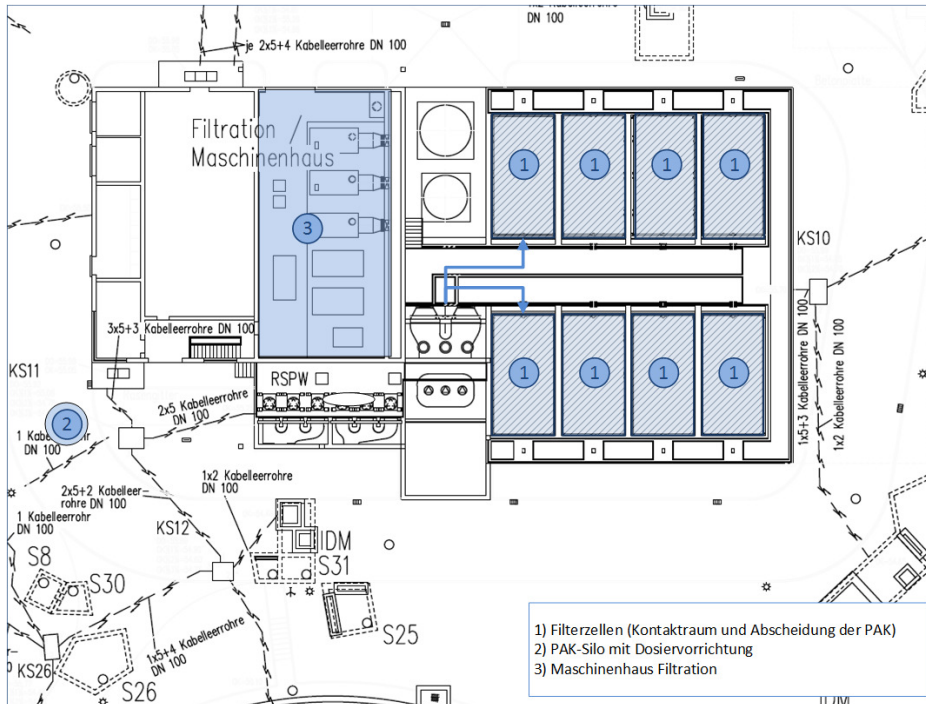


Abbildung 6.13: Lageplan der Variante 3

6.4.3 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Die Lager- und Dosieranlagen für die Pulveraktivkohle und für das Fällmittel werden neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Dosierung der Aktivkohle erfolgt volumenstromabhängig. Da sich Pulveraktivkohle nur schwer befeuchten lässt und staubt, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert. Dort erfolgt die staubfreie Dispersion der Kohle mit Hilfe eines getauchten Rohrdispersierers in eine Vorlage. Die dort entstehende Kohle-Suspension wird mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das dafür benötigte Treibwasser wird aus dem Spülwasserbehälter der Filtration entnommen. Die Anordnung der PAK-Dosieranlage erfolgt im unteren Bereich der Zarge des PAK-Silos.

KOM-M.NRW (2015e) gibt die Spannweite der PAK-Dosiermengen zu. 10 bis 20 mg_{PAK}/L an. Bei einer PAK-Dosierung in den Filterüberstand, wie es vorliegend geplant wird, sei jedoch eine vergleichsweise hohe PAK-Dosierung erforderlich, weshalb für die geplante Variante 3 im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine Pulveraktivkohledosierung in Höhe von 20 mg_{PAK}/L angenommen wird. Im Falle einer großtechnischen Umsetzung der Variante, ist die Dosiermenge mittels Labortests zu verifizieren und an die vorhandene Abwassermatrix anzupassen.

Zur Berechnung der erforderlichen Lagerkapazität gelten die gleichen Randbedingungen hinsichtlich Lagerungsdichte, Silokapazität etc. wie in der vorherigen Variante 2. Der tägliche Aktivkohlebedarf errechnet sich daher für die Variante 3 zu:

$$\text{Täglicher Aktivkohlebedarf: } 0,02 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} * 2.880 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/h} * 24 \text{ h/d} \\ = \mathbf{1.382,4 \text{ kg PAK/d}}$$

$$\text{Erforderliches Lagervolumen: } 1.382,4 \text{ kg PAK/d} * 5 \text{ d} / 500 \text{ kg PAK/m}^3 * 0,31 = \mathbf{4,3 \text{ m}^3}$$

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs: } 40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg PAK/m}^3 = 20.000 \text{ kg PAK}$$

$$\text{Min. Silovolumen zur Löschung der Anlieferung: } 20.000 \text{ kg PAK} / 300 \text{ kg PAK} / \text{m}^3 = \mathbf{66,7 \text{ m}^3}$$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von ca. 71 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Silobluffilters zu vermeiden. Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von 85 m³ vorgesehen.

Auch bei der Variante 3 erhöht sich durch die Anlieferung der Pulveraktivkohle das LKW-Aufkommen auf der Kläranlage Bad Godesberg. Unter Annahme eines Lastfaktors für die PAK-Dosierung in Höhe von 31 %, ergibt sich die Erhöhung des LKW-Aufkommens zu:

$$\text{PAK-Bedarf: } 1.382,4 \text{ kg PAK/d} * 0,31 \approx 429 \text{ kg PAK/d}$$

$$\text{Transportkapazität des Silofahrzeugs: } = 20.000 \text{ kg PAK}$$

Erforderliche Anzahl Tankfüllungen:

$$365 \text{ d/a} / (20.000 \text{ kg PAK/LKW} / 429 \text{ kg PAK/d}) = 7,8 \text{ LKW/a} = \mathbf{8 \text{ LKW/a}}$$

Im Jahr sind durch die Anlieferung der Pulveraktivkohle somit **8 zusätzliche LKW** zu erwarten.

6.4.4 Fällmitteldosierung

Die Dosierung der Fällmittel soll wie bisher am oberen Ende des Schneckenpumpwerks in den Zulauf zur Filtration erfolgen. Als Fällmittel kommen Metallsalze zum Einsatz. Die Dosierrate wird mit 0,20 mg Fe/mg PAK abgeschätzt und es wird die für Eisen(III)-Chlorid übliche Wirksubstanz von 0,138 kg Fe/kg FM und eine Dichte von 1.410 kg/m³ angesetzt. Der Lastfaktor beträgt 31 %.

Hieraus ergibt sich das erforderliche Vorhaltevolumen für die Fällmittel für eine Vorhaltedauer von 5 Tagen zu:

$$\text{FM-Bedarf: } 0,20 \text{ mg Fe/mg PAK} * 0,02 \text{ kg PAK/m}^3 / 0,138 \text{ kg Fe/kg FM} * 2.880 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} * 0,31 \\ = 621,1 \approx 625 \text{ kg FM/d}$$

$$\text{FM-Lagervolumen: } 5 \text{ d} * 625 \text{ kg FM/d} / 1.410 \text{ kg FM/m}^3 = 2,2 \text{ m}^3$$

Für die Fällmittellagerung werden die bestehenden Lagerbehälter neben der Filtration auf der Kläranlage Bad Godesberg genutzt.

Die Anlieferung erfolgt mit einem 15 m³ Fahrzeug. Um die Ladung zu löschen, ist eine Lagerkapazität von mindestens 15 m³ vorzusehen. Die erforderliche Lagerkapazität ergibt sich damit zu:

$$\text{Lagerkapazität: } 2,2 \text{ m}^3 + 15 \text{ m}^3 = \mathbf{17,2 \text{ m}^3 \text{ (gewählt: } 18 \text{ m}^3)}$$

Auch aus der Anlieferung der Fällmittel resultiert eine Erhöhung des LKW-Aufkommens auf der Kläranlage Bad Godesberg:

FM-Bedarf: = 625 kg FM/ d

Transportkapazität des Silofahrzeugs: $15 \text{ m}^3 * 1.410 \text{ kg FM/m}^3$ = 21.150 kg FM

Erforderliche Anzahl Tankfüllungen:

$365 \text{ d/a} / (21.150 \text{ kg FM/LKW} / 625 \text{ kg FM/d})$ = 11 LKW /a

Das LKW-Verkehrsaufkommen erhöht sich durch die Anlieferung der Fällmittel um 11 LKW jährlich. **Mit der Anlieferung der Pulveraktivkohle resultiert daraus ein zusätzliches LKW-Aufkommen von 19 LKW pro Jahr.**

6.5 Auswirkungen der Varianten auf die Klärschlammbehandlung

Die anfallenden Primär- und Sekundärschlämme werden auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg gemeinsam abgezogen und in einem Vorlagebehälter zwischengespeichert, bevor sie über eine 7,1 km lange Druckleitung zur weiteren Behandlung zur Kläranlage Salierweg geführt werden.

Während die Ozonung keine Auswirkungen auf die Prozesse der Klärschlammbehandlung hat, besitzt die Behandlung des Abwassers mit Pulveraktivkohle und die Abscheidung dieser mittels Membranen oder Filtern einen Einfluss auf die Klärschlammbehandlung einer Kläranlage.

Bei den Varianten 2 und 3 wird das Retentat der Membrane bzw. der Filtrerrückstand der Raumfiltration zunächst zur besseren Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken zurückgeführt. Dort erfolgt dann die weitere Beladung der Aktivkohle und die Entnahme aus dem Klärprozess bzw. die Rezirkulation der Aktivkohle über den Überschuss- bzw. den Rücklaufschlamm.

Durch die zusätzliche Abscheidung der Pulveraktivkohle über den Überschussschlamm erhöht sich das zwischenzuspeichernde und zu behandelnde Schlammvolumen auf der Kläranlage Bad Godesberg. Jedoch zeigte sich z. B. bei den Untersuchungen auf der Kläranlage Schwerte, dass sich die Absetzeigenschaften der PAK-Belebtschlamm Mischung gegenüber normalem Belebtschlamm verbessern und somit das Schlammvolumen nicht zwangsläufig zunimmt. Der höhere Anteil des biologisch nicht aktiven Anteils im Belebtschlamm infolge einer PAK-Dosierung kann zudem durch einen höheren erzielbaren TS-Gehalt in der biologischen Stufe ausgeglichen werden, sodass sich die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe nicht zwangsläufig negativ durch eine PAK-Dosierung verändert. Die tatsächlichen Auswirkungen sind jedoch stark von der Schlammstruktur auf der Kläranlage abhängig.

Durch die zusätzliche Abscheidung der Pulveraktivkohle über den Überschussschlamm erhöht sich die zu behandelnde Schlammmenge, die zur Kläranlage Salierweg gepumpt wird. Im Fall der Umsetzung der Variante 2 ist mit einer zusätzlichen Trockensubstanz aus der Aktivkohledosierung von 0,32 t TS/d bzw. 117 t TS/a zu rechnen. Für Variante 3 ist mit einer zusätzlichen Trockensubstanz aus der Aktivkohledosierung und Fällschlamm von 0,64 t TS/d bzw. 235 t TS/a zu rechnen. In der Schlammbehandlung der KA Salierweg wurden 2015 insgesamt 11.199 t TS/a behandelt (Abbildung 6.14). In Variante 2 würde die zu behandelnde Trockensubstanz um ca. 1 % und in Variante 3 um ca. 2 % steigen.

Mit einer Faulzeit von derzeit ca. 30 Tagen wäre die Verweilzeit des Klärschlammes auch bei einer PAK-Dosierung ausreichend.

Positiv auf die Wärmebilanz wirkt sich die Pulveraktivkohle in der Schlammverbrennung aus, da Aktivkohle einen hohen Heizwert von ca. 32.000 kJ/ kg TS besitzt. Üblicher Klärschlamm weist dagegen ei-

nen deutlich geringeren Heizwert auf. Durch die Einlagerung der Aktivkohle in den Klärschlamm kann der Heizwert des Schlammes erhöht werden.

Der Klärschlamm wird am Standort Salierweg mit Zentrifugen auf einen TR von 23 % entwässert. Der Klärschlamm hat ohne Pulveraktivkohle einen Heizwert von 1.029 kJ/kg (nass).

Trockene Aktivkohle hat je nach Ausgangsmaterial einen Heizwert von ca. 32.000 kJ/kg. Die Aktivkohle wird jedoch zusammen mit dem Klärschlamm mit einem relativ hohen Wassergehalt weiter behandelt, sodass ein deutlich niedriger Heizwert bezogen auf die feuchte Masse vorliegt. Nach der Entwässerung beträgt unter Berücksichtigung eines TR von 23 % der Heizwert der feuchten Kohle $32.000 \text{ kJ/kg} \cdot 0,23 = 7.360 \text{ kJ/kg}$

Veränderung Heizwert bei Variante 2

Nach der Entwässerung ergeben sich durch die Aktivkohledosierung folgende Schlammengen und Heizwerte der einzelnen Fraktionen (vgl. Tabelle 7-2):

- Klärschlamm: 6.087 t TS/a 1.029 kJ/kg
- Pulveraktivkohle: 321 kg/d * 365 d/a = 117 t TS/a 7.360 kJ/kg

Aus den Anteilen resultiert ein massengewichteter Heizwert von ca. 1.149 kJ/kg für den entwässerten Klärschlamm bei einer Umsetzung der PAK-Dosierung gemäß Variante 2. Dies entspricht einer Erhöhung des Heizwerts für den feuchten entwässerten Schlamm um ca. 120 kJ/kg bzw. ca. 12 %. In der Faulung wird der Pulveraktivkohleschlamm nicht abgebaut. Der Anteil der PAK erhöht sich im Faulschlamm auf rund 2 %.

Eine selbstgängige Verbrennung von Klärschlamm ist in Abhängigkeit von der Verbrennungslufttemperatur ab ca. 3-4 MJ/kg möglich. Zurzeit wird die Klärschlammverbrennungsanlage am Salierweg mit einer Unterstütsungsfeuerung betrieben. Als Energieträger wird Faulgas aus der Schlammbehandlung genutzt. Durch die PAK-Zugabe erhöht sich der Heizwert des Schlammes, sodass zukünftig weniger Faulgas für die Unterstütsungsfeuerung benötigt wird.

Durch die Erhöhung des Heizwertes von ca. 120 kJ/kg für den Schlamm reduziert sich die jährliche Wärmemenge zur Stützfeuerung für die bisherige Klärschlammmenge entsprechend:

- $6.087 \text{ t TS/a} / 0,23 \cdot 120 \text{ MJ/t} = 3.168.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 880.000 \text{ kWh/a}$

Jedoch ergibt sich im Gegenzug eine Erhöhung der Schlammmenge durch die PAK-Dosierung. Unter der Annahme, dass für die Verbrennung zusätzlich 2.000 kJ/kg Wärme für die Stützfeuerung erforderlich werden, ergibt sich eine zusätzlich erforderliche Wärmemenge von:

- $117 \text{ t/a} / 0,23 \cdot 2.000 \text{ MJ/t} = 1.020.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 283.000 \text{ kWh/a}$

Aus der Erhöhung des Heizwertes und der Schlammmenge ergibt sich eine Reduzierung der erforderlichen Wärmemenge für die Stützfeuerung von ca. 600.000 kWh/a. Die für die Stützfeuerung nicht mehr benötigte Faulgasmenge könnte dem vorhandenen BHKW (elektrische Leistung 150 KW) zugeführt werden. Bei einem Wirkungsgrad von 35 % kann somit rund 210.000 kWh/a Strom produziert werden.

Veränderung Heizwert bei Variante 3

Nach der Entwässerung ergeben sich durch die Aktivkohledosierung folgende Schlammengen und Heizwerte der einzelnen Fraktionen (vgl. Tabelle 7-3):

- Klärschlamm: 6.087 t TS/a 1.029 kJ/kg
- Fällschlamm aus PAK-Verfahren: 214 kg/d * 365 d/a = 78 t TS/a 0 kJ/kg
- Pulveraktivkohle: 429 kg/d * 365 d/a = 156 t TS/a 7.360 kJ/kg

Aus den Anteilen resultiert ein massengewichteter Heizwert von ca. 1.173 kJ/kg für den entwässerten Klärschlamm bei einer Umsetzung der PAK-Dosierung gemäß Variante 3. Der Heizwert für den feuchten entwässerten Schlamm erhöht sich um ca. 144 kJ/kg bzw. ca. 14 %. In der Faulung wird der Fäll- und Pulveraktivkohleschlamm nicht abgebaut. Der Anteil dieser Schlämme erhöht sich im Faulschlamm auf rund 4 %.

Durch die Erhöhung des Heizwertes von ca. 144 kJ/kg für den Schlamm reduziert sich die jährliche Wärmemenge zur Stützfeuerung für die bisherige Klärschlammmenge entsprechend:

- $6.087 \text{ t TS/a} / 0,23 * 144 \text{ MJ/t} = 3.809.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 1.058.000 \text{ kWh/a}$

Jedoch ergibt sich im Gegenzug eine Erhöhung der Schlammmenge durch die PAK-Dosierung. Unter der Annahme, dass für die Verbrennung zusätzlich 2.000 kJ/kg Wärme für die Stützfeuerung erforderlich werden, ergibt sich eine zusätzlich erforderliche Wärmemenge von:

- $(78 \text{ t/a} + 156 \text{ t/a}) / 0,23 * 2.000 \text{ MJ/t} = 2.040.000 \text{ MJ/a} \rightarrow 567.000 \text{ kWh/a}$

Aus der Erhöhung des Heizwertes und der Schlammmenge ergibt sich eine Reduzierung der erforderlichen Wärmemenge für die Stützfeuerung von ca. 500.000 kWh/a. Die für die Stützfeuerung nicht mehr benötigte Faulgasmenge könnte dem vorhandenen BHKW (elektrische Leistung 150 KW) zugeführt werden. Bei einem Wirkungsgrad von 35 % kann somit rund 175.000 kWh/a Strom produziert werden.

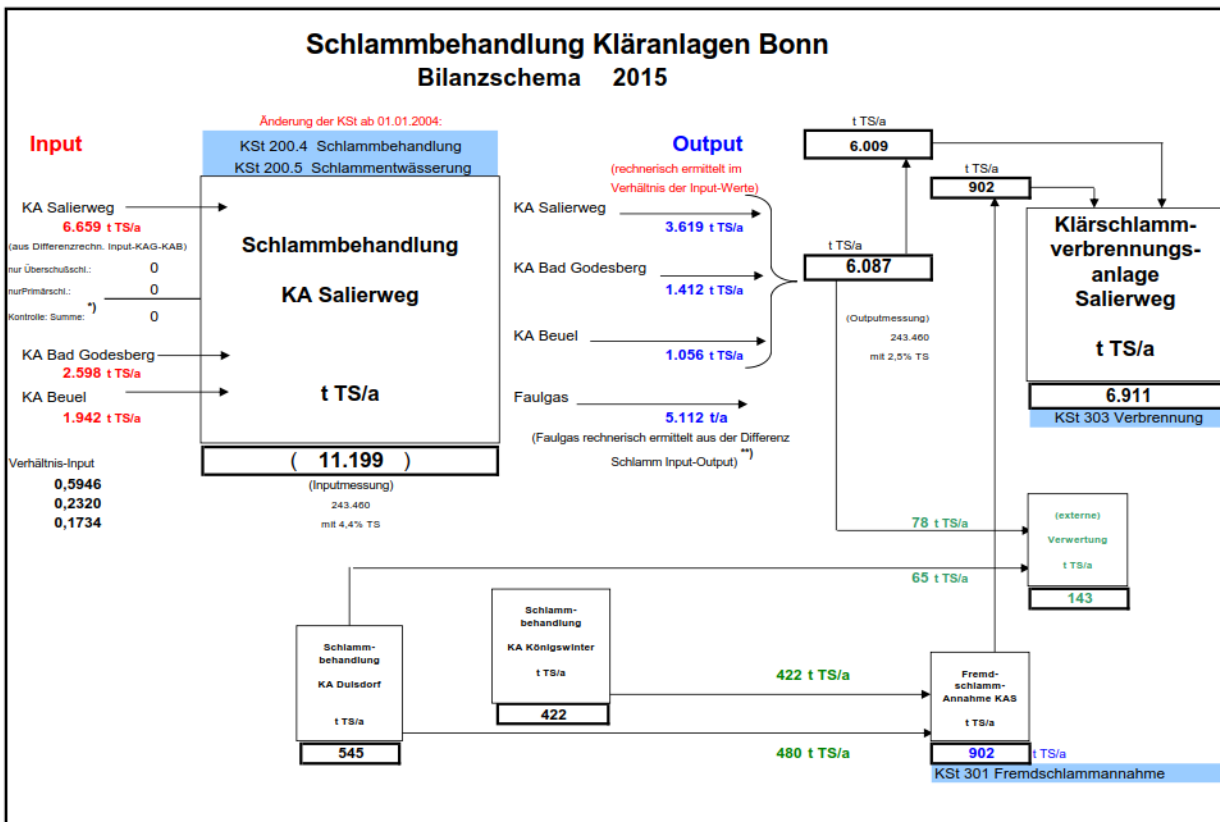


Abbildung 6.14: Jahresübersicht 2015 der Schlammbehandlung Kläranlagen Bonn

7 Kostenabschätzung

7.1 Grundlagen

7.1.1 Berechnungsmethode

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

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

Für Baumaßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung wird in den KVR-Leitlinien ein Untersuchungszeitraum von 30 Jahren empfohlen. In diesem Zeitraum fallen zunächst zum Zeitpunkt $t = 0$ Investitionskosten (€) an und des Weiteren entstehen unterjährig Betriebskosten (€/a) resultierend aus dem Betrieb der Anlage. Darüber hinaus sind Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Diese resultieren daraus, dass verschiedene Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern besitzen, weshalb nach einiger Zeit Reparaturen oder der Austausch von Anlagenelementen erforderlich sind. Hinsichtlich dieser Reinvestitionskosten werden die nachfolgenden Lebensdauern/Abschreibungszeiträume entsprechend der Vorgabe der Broschüre „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ des MKULNVs angenommen:

| | |
|---------------------------------|------|
| Bautechnik (BT), Baunebenkosten | 30 a |
| Maschinentechnik (MT) | 15 a |
| Elektrotechnik (ET) | 10 a |
| Membrane | 10 a |

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

7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenermittlung

Die Annahmen hinsichtlich der spezifischen Kosten der Betriebskosten (netto) sind der nachfolgenden Aufzählung zu entnehmen.

- Strom/Energie (netto) 0,17 €/kWh
- Sauerstoff 0,14 €/kg O₂
- PAK 1,8 €/kg PAK
- FM 0,15 €/kg FM
- Schlamm Entsorgung 9,68 €/m³ (netto)
 - 24 % TS
 - 2,5 kg TS/kg Fe
- Personalkosten 40 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,25% BT + 3% (ET+MT)

7.2 Kostenberechnung

7.2.1 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration

Die Kosten der Variante 1 sind in Tabelle 7-1 dargestellt. Die Investitionskosten betragen demnach 2.808.000 € und die Betriebskosten berechnen sich zu 190.372 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von 397.340 €/a bzw. spezifische Kosten in Höhe von 0,051 €/m³ behandeltes Abwasser.

Tabelle 7-1: Kosten für Variante 1 „Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration“

| Investitionskosten | | | Betrachtungszeitraum | Nutzungsdauer n | Zinssatz i | KFAKR (i;n) | Re-invest nach | DFAKE (i;n) | Re-invest nach | DFAKE (i;n) | Investiver Anteil der Jahreskosten | |
|--|--------|--------------------|----------------------|-----------------|------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|------------------------------------|------------|
| Variante 1: Ozonung in Filterzellen mit NB | | | | | | | | | | | | Jahre |
| Ozonung | | | | | | | | | | | | |
| Umbau von 5 Filterzellen zu Kontaktraum | KG 300 | 250.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 12.755 €/a | |
| Anpassung Betriebsgebäude | KG 300 | 140.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 7.143 €/a | |
| Technische Anlagen Ozonung (O ₂ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Diffusorsystem, Kühlung etc.) | KG 400 | 1.150.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 96.332 €/a | |
| Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung | KG 400 | 50.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 4.188 €/a | |
| Messgeräte | KG 400 | 104.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 8.712 €/a | |
| Nachbehandlung Wirbelbett | | | | | | | | | | | | |
| Umbau von 3 Filterzellen zu Wirbelbett | KG 300 | 90.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 4.592 €/a | |
| Aufwuchskörper für Wirbelbett | KG 400 | 173.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 14.492 €/a | |
| Technische Anlagen Wirbelbett (Rührwerke, Lochblech, sonstige Einbauten) | KG 400 | 64.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 5.361 €/a | |
| Gründung LOX-Tank | KG 300 | 15.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 765 €/a | |
| Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc. | KG 500 | 10.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 510 €/a | |
| E/ MSR-Technik | KG 400 | 200.000 € | 30 | ET | 10 | 3,0% | 0,0510 | 10 | 0,7441 | 20 | 0,5537 | 23.446 €/a |
| Baunebenkosten | KG 700 | 562.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 28.673 €/a | |
| Summe | | 2.808.000 € | | | | | | | | | 206.968 €/a | |

| laufende Kosten | Kennwerte | Betriebsmittelbedarf bei | | | | spezifische Kosten | Kosten pro Tag | Betriebskosten 7.734.820 m ³ /a |
|---|------------------------------------|-----------------------------|-------------------|------------------------|-------|--------------------|----------------|--|
| | | Wassermenge 2880 pro Stunde | pro TW-Tag 24 h/d | mit Lastfaktor pro Tag | | | | |
| Sauerstoff (z=0,7; DOC = 6 g/m ³ , Ozon 10%wt) | 42 g/m ³ | 121,0 kg/h | 2.903,0 kg/d | 31% | 899,9 | 0,14 €/kg | 126 € | 45.987 €/a |
| Miete Sauerstofftank | | | | | | | | 6.000 €/a |
| Energie Ozonerzeugung (z=0,7; DOC = 6 g/m ³) | 10 kWh/kg _{O₃} | 121,0 kWh/h | 2.903,0 kWh/d | 31% | 899,9 | 0,17 €/kWh | 153 € | 55.841 €/a |
| Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET | 10 kWh | 10,0 kWh/h | 240,0 kWh/d | 67% | 160,8 | 0,17 €/kWh | 27 € | 9.978 €/a |
| Energie Umwälzung Wirbelbett | 2 kWh | 2,0 kWh/h | 48,0 kWh/d | 67% | 32,2 | 0,17 €/kWh | 5 € | 1.996 €/a |
| Restozonvernichter | 0,4 kWh/kg O ₃ | 4,8 kWh/h | 116,1 kWh/d | 67% | 77,8 | 0,17 €/kWh | 13 € | 4.828 €/a |
| Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET) | | | | | | | | 58.543 €/a |
| Personalkosten | 15 h/Monat | | | | | 40 €/h | 29 € | 7.200 €/a |
| Summe | | | | | | | 354 € | 190.372 €/a |

| Jahreskosten (netto) | 7.734.820 m ³ /a behandelte Wassermenge | 0,051 € pro m ³ | 397.340 €/a |
|----------------------|--|----------------------------|-------------|
| Variante 1 | | | |

Wesentlicher Kostenfaktor der ersten Verfahrensvariante stellen die Kosten der Ozonerzeugung dar, die die Kosten für das Betriebsmittel „Sauerstoff“ sowie die Energiekosten für die Ozonerzeugung umfassen. Die Ozonerzeugung wurde hierbei mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtes Sauerstoffgas angenommen. Die Kosten für den Sauerstoff wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,14 €/kg O₂ berechnet. Die Kosten für den Sauerstoff und die Ozonerzeugung machen ca. 53 % der Betriebskosten und ca. 25 % der Jahreskosten aus.

7.2.2 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)

Die zweite Variante beschreibt die PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage. Die Investitionskosten dieser Variante 2 betragen 8.969.018 € und die Betriebskosten berechnen sich zu 626.223 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von 1.440.268 €/a und spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,186 €/m³.

Tabelle 7-2: Kosten der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)“

| Investitionskosten Variante 2: PAK + Membranen | | | Betrach- tungs- zeitraum | Nutzungs- dauer n | Zinssatz i | KFAKR (i;n) | Re-invest nach | DFAKE (i;n) | Re- invest nach | DFAKE (i;n) | Investiver Anteil der Jahreskosten | |
|---|--------|--------------------|--------------------------------|----------------------|------------|-------------|-------------------|----------------|-----------------------|----------------|---------------------------------------|--------------------|
| | | | Jahre | | | Jahren | | | Jahren | | | |
| Membrananlage inkl. Umbau am Filter und Verrohrung | | | | | | | | | | | | |
| Baukonstruktion (Beschichtung, Umbau) | KG 300 | 910.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 46.428 €/a | |
| Membranen | KG 400 | 4.265.018 € | 30 | MT | 10 | 3,0% | 0,0510 | 10 | 0,7441 | 20 | 499.990 €/a | |
| Krananlage, Gebläse, Dosierung für Reinigung, Verrohrung | KG 400 | 1.340.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 112.247 €/a | |
| PAK Lager- & Dosiereinrichtung | | | | | | | | | | | | |
| Technische Anlagen | KG 400 | 315.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 26.386 €/a | |
| Gründung | KG 300 | 25.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 1.275 €/a | |
| E / MSR - Technik | KG 400 | 300.000 € | 30 | ET | 10 | 3,0% | 0,0510 | 10 | 0,7441 | 20 | 35.169 €/a | |
| Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc. | KG 500 | 20.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 1.020 €/a | |
| Baunebenkosten | KG 700 | 1.794.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 91.529 €/a | |
| Summe | | 8.969.018 € | | | | | | | | | | 814.045 €/a |

| Betriebsmittelkosten | Kennwerte | Betriebsmittelbedarf bei | | | spezifische Kosten | Kosten pro Tag | Betriebskosten 7.734.820 m³/a | |
|--|----------------|--|------------------------------|------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------------------------|-------------|
| | | Wassermenge 2880 m³/h pro Stunde | pro Tag 24 h/d pro Tag | mit Lastfaktor pro Tag | | | | |
| PAK | 15 g PAK/m³ | 43,2 kg/h | 1.036,8 kg/d | 31% | 321,4 | 1,8 €/kg | 579 € | 211.165 €/a |
| Lösewasser | 0,05 m³/kg PAK | 2,2 m³/h | 51,8 km³/d | 31% | 16,1 | 1 €/m³ | 16 € | 5.866 €/a |
| Chemikalien zur Reinigung der Membranen | | | | | | | | |
| NaClO (12,5%) | 126 m³/a | | | | | 750 €/m³ | | 94.500 €/a |
| Zitronensäure (50%) | 33 m³/a | | | | | 750 €/m³ | | 24.750 €/a |
| Energie PAK-Dosierung | 1 kWh | 1,0 kWh/h | 24,0 kW/d | 67% | 16,1 | 0,17 €/kWh | 3 € | 998 €/a |
| Energie Überschusshohleabzug | 2 kWh | 2,0 kWh/h | 48,0 kW/d | 31% | 14,9 | 0,17 €/kWh | 3 € | 923 €/a |
| Energie Membrananlage | 0,11 kWh/m³ | 316,8 kWh/h | 7.603,2 kW/d | 31% | 2.357,0 | 0,17 €/kWh | 401 € | 146.251 €/a |
| Schlammabfuhr | | | | | | | | |
| Pulveraktivkohle | 24 %TS | 0,18 m³/h | 4,3 m³/d | | 1,3 | 9,68 €/m³ | 13 € | 4.732 €/a |
| Instandhaltung (1,25 % BT, 3% MT/ET) | 100 % von PAK | 43,2 kg/h | 1.036,8 kg/d | 31% | 321,4 | | | 158.338 €/a |
| Personalkosten | 30 h/Monat | | | | | 40 €/h | 57 € | 14.400 €/a |
| Steigerung Stromerzeugung BHKW | 210000 kWh | bei 15 g PAK/m³ | | | -575,3 | -0,17 €/kWh | -98 € | -35.700 €/a |
| Summe | | | | | | 973 € | 626.223 €/a | |

| Jahreskosten Variante 2 | 7.734.820 m³/a | 0,186 € pro m³ | 1.440.268 €/a |
|----------------------------|----------------|----------------|---------------|
|----------------------------|----------------|----------------|---------------|

Als wesentlicher Kostenfaktor sind die Kosten für die Pulveraktivkohle sowie der Energiebedarf der Membran zu nennen. Bei einer Dosiermenge von 15 g PAK/ m³ Abwasser ergibt sich ein täglicher Aktivkohlebedarf in Höhe von 321 kg PAK/d. Unter der Annahme, dass ein Kilo Pulveraktivkohle für 1.800 € erworben werden kann, ergeben sich die jährlichen Kosten der Pulveraktivkohle zu 211.165 €/a. Dies entspricht ca. 34% der Betriebskosten und etwa 15 % der Jahreskosten. Kostenmindernd wurde der hohe Heizwert der PAK berücksichtigt, wodurch mehr Faulgas anstatt zur Stützfeuerung in der KVA am Standort Salierweg zur Verstromung im BHKW genutzt werden kann.

7.2.3 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)

Die Kosten der Variante 3 sind in Tabelle 7-3 dargestellt. Die Investitionskosten für die Verfahrensvariante, bei der die Filterzellen saniert werden sollen, um dann die Mikroschadstoffelimination mittels der Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Filteranlage durchzuführen, betragen 2.856.000 €. Die Betriebskosten berechnen sich zu 417.210 €/a. Hieraus resultieren die Jahreskosten zu 621.227 €/a und die spezifischen Jahreskosten zu 0,08 €/m³.

Tabelle 7-3: Kosten der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)“

| Investitionskosten | | | Betrachtungszeltraum | Nutzungsdauer n | Zinssatz i | KFAKR (i;n) | Re-invest nach | DFAKE (i;n) | Re-invest nach | DFAKE (i;n) | Investiver Anteil der Jahreskosten |
|--|--------|-------------|----------------------|-----------------|------------|-------------|----------------|-------------|----------------|-------------|------------------------------------|
| Variante 3: PAK in den Filterüberstand | | | | Jahre | | | Jahren | | Jahren | | |
| Sanierung der Raumfilter und Kontaktreaktor | | | | | | | | | | | |
| Raumfilter | KG 300 | 480.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 24.489 €/a |
| Filterbefüllung | KG 400 | 130.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 10.890 €/a |
| TA (Verrohrung, Gebäse, Rührwerke) | KG 400 | 1.120.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 93.819 €/a |
| PAK Lager- & Dosiereinrichtung | | | | | | | | | | | |
| Technische Anlagen | KG 300 | 315.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | 0 | | | 16.071 €/a |
| Gründung | KG 400 | 25.000 € | 30 | MT | 15 | 3,0% | 0,0510 | 15 | 0,6419 | | 2.094 €/a |
| E / MSR - Technik | KG 400 | 250.000 € | 30 | ET | 10 | 3,0% | 0,0510 | 10 | 0,7441 | 20 | 29.308 €/a |
| Wegeanbindung/Außenanlagen etc. | KG 500 | 40.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | | | | 2.041 €/a |
| Baunebenkosten | KG 700 | 496.000 € | 30 | BT | 30 | 3,0% | 0,0510 | | | | 25.306 €/a |
| Summe | | | 2.856.000 € | | | | | | | | 204.017 €/a |

| laufende Kosten | Kennwerte | Betriebsmittelbedarf bei | | | | spezifische Kosten | Kosten pro Tag | Betriebskosten 7.734.820 m ³ /a |
|---|-----------------------------|---|-------------------------|----------------|---------|-----------------------|----------------|--|
| | | Wassermenge 2880 m ³ /h pro Stunde | pro TW-Tag 24 h/d | mit Lastfaktor | pro Tag | | | |
| PAK | 20 g PAK/m ³ | 57,6 kg/h | 1.382,4 kg/d | 31% | 428,5 | 1,8 €/kg | 771,4 € | 281.553 €/a |
| Lösewasser | 0,05 m ³ /kg PAK | 2,9 m ³ /h | 69,1 km ³ /d | 31% | 21,4 | 1 €/m ³ | 21,4 € | 7.821 €/a |
| Fällmittel (Wirksubstanz) (Fällmittelmenge) | 0,20 kgFe/kgPAK | 11,5 kg/h | 276,5 kg/d | 31% | 85,7 | | | |
| Energie PAK-Dosierung | 0,138 kgFe/kgFM | | | | 621,1 | 0,15 €/kg | 93,2 € | 34.004 €/a |
| Energie Rührwerk Kontaktvolumen | 1 kWh | 1,0 kWh/h | 24,0 kWh/d | 67% | 16,1 | 0,17 €/kWh | 2,7 € | 998 €/a |
| Energie Filteranlage | 2 kW | | 48,0 kWh/d | 100% | 48,0 | 0,17 €/kWh | 8,2 € | 2.978 €/a |
| Energie FM-Dosierung | 0,029 kWh/m ³ | 83,5 kWh/h | 2.004,5 kWh/d | 31% | 621,4 | 0,17 €/kWh | 105,6 € | 38.557 €/a |
| Schlammabfuhr | 1 kWh | 1,0 kWh/h | 24,0 kWh/d | 67% | 16,1 | 0,17 €/kWh | 2,7 € | 998 €/a |
| Pulveraktivkohle | 24 %TS | 0,00 m ³ /h | 0,1 m ³ /d | | 2,7 | 9,68 €/m ³ | 25,9 € | 9.463 €/a |
| Fällschlamm | 100 % von PAK | 57,6 kg/h | 1.382,4 kg/d | 31% | 428,5 | | | |
| Summe | 2,5 kgTS/kgFe | 28,8 kg/h | 691,2 kg/d | 31% | 214,3 | | | |
| Instandhaltung (1,25 % BT, 3 % MT/ET) | | 86,4 kg/h | 2.073,6 kg/d | | 642,8 | | | |
| Personalkosten | 30 h/Monat | | | | | 40 €/h | 57 € | 14.400 €/a |
| Steigerung Stromerzeugung BHKW | 175.000 kWh | bei 20 g PAK/m ³ | | | -479,5 | -0,17 €/kWh | -82 € | -29.750 €/a |
| Summe | | | | | | | 1.007 € | 417.210 €/a |

| Jahreskosten (netto) | 7.734.820 m ³ /a | behandelte Wassermenge | 0,080 € pro m ³ | 621.227 €/a |
|----------------------|-----------------------------|------------------------|----------------------------|-------------|
| Variante 3 | | | | |

Für die Variante 3 sind nur einige bauliche Maßnahmen erforderlich. Bauliche Maßnahmen, die erforderlich sind, sind die Erneuerung der defekten Filterböden, Erneuerung des Filtermaterials und die Errichtung einer Lager- und Dosieranlage für die Pulveraktivkohle. Daraus resultieren geringe Investitionskosten, die jedoch hohen Betriebsmittelkosten für die Pulveraktivkohle gegenüberstehen. Auch in dieser Variante wird kostenmindernd der hohe Heizwert der PAK berücksichtigt, wodurch mehr Faulgas zur Verstromung im BHKW am Standort Salierweg genutzt werden kann.

7.3 Sensitivitätsanalyse

Die laufenden (1,25 % BT, 3 % MT/ET) Kosten der einzelnen Varianten werden zum einen stark durch die Bezugskosten für die Betriebsstoffe wie Strom, Reinsauerstoff und Aktivkohle beeinflusst. Zum anderen ist die später erforderliche Dosierleistung des Ozons bzw. PAK von der zu behandelnden Abwassermatrix und der zu erzielenden Eliminationsleistung abhängig.

In Tabelle 7-4 sind die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse der wichtigsten Einflussfaktoren dargestellt. Die in der Kostenberechnung der Studie angesetzten Werte sind in der Tabelle unterstrichen dargestellt und die resultierenden Jahreskosten der Varianten aufgeführt. Der jeweilige Wert der Variante mit den niedrigsten Jahreskosten ist fett hervorgehoben.

Die Energiekosten beeinflussen im Wesentlichen die Wirtschaftlichkeit der Ozonung. Zu erkennen ist jedoch, dass selbst bei einem Strompreis von 0,28 €/kWh die Variante 1 noch deutliche wirtschaftliche Vorteile bietet.

Die Kosten für den Bezug für Reinsauerstoff wurde mit 0,14 €/kg O₂ konservativ angenommen. Bei aktuellen Ausschreibungen wurden Preise von bis zu 0,10 €/kg O₂ erzielt, sodass damit die Ozonung im Vergleich zu den beiden anderen Varianten noch wirtschaftlicher ist. Selbst bei einem Preisanstieg auf 0,18 €/kg O₂ ist die Variante 1 immer noch das wirtschaftlichste Verfahren.

Die spezifische Ozondosierung wurde mit 0,7 g O₃/g DOC ebenfalls konservativ eher hoch angesetzt. Nach heutigen Erkenntnissen kann nach einer Optimierungsphase die Ozondosierung auf bis ca. 0,4 g O₃/g DOC verringert werden. Dies würde bei einem DOC von 6 mg/L einer Ozondosierung von 2,4 mg O₃/L entsprechen.

Die Dosierrate der PAK ist stark von der eingesetzten Kohle, der Aufenthaltszeit der Kohle und der Abwassermatrix abhängig. Auch bei einer geringen PAK-Dosierung von 10 g/m³ stellt Variante 1 im Vergleich zu den beiden Varianten 2 und 3 mit PAK das wirtschaftlichste Verfahren dar. Der gewählte Ansatz für die erforderliche Dosierrate kann vorab durch zusätzliche Laborschüttelversuche weiter abgesichert werden.

Insgesamt zeigt sich, dass bei den untersuchten Schwankungsbereichen der Parameter die Variante 1 in allen Fällen die wirtschaftlichste Variante darstellt.

Tabelle 7-4: Sensitivitätsanalyse relevanter Parameter auf die Jahreskosten der Varianten

| Varianten | | V 1 | V 2 | V 3 |
|-----------------------------------|----------------------------------|--|--|--|
| Variable | | Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Membranen | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung- Filtration |
| (Alle Angaben sind netto-Angaben) | | | | |
| | | Jahreskosten | | |
| Energiekosten | €/kWh | | | |
| | 0,17 | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 0,20 | 410.159 €/a | 1.460.116 €/a | 623.659 €/a |
| | 0,24 | 427.251 €/a | 1.486.580 €/a | 626.902 €/a |
| | 0,28 | 444.343 €/a | 1.513.044 €/a | 630.144 €/a |
| Kosten Sauerstoff | €/kg O ₂ | | | |
| | 0,10 | 384.201 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 0,12 | 390.770 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 0,14 | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 0,16 | 403.909 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 0,18 | 410.479 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| Dosierung Ozon | g O ₃ /m ³ | | | |
| | 2,50 | 354.169 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 3,00 | 366.867 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 3,50 | 379.564 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 4,20 | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 5,00 | 417.655 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| Dosierrate PAK | g PAK /m ³ | | | |
| | 10 | 397.340 €/a | 1.378.247 €/a | 469.681 €/a |
| | 15 | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 545.454 €/a |
| | (Standard Var.3) 20 | 397.340 €/a | 1.502.289 €/a | 621.227 €/a |
| | 25 | 397.340 €/a | 1.564.310 €/a | 697.000 €/a |
| | 30 | 397.340 €/a | 1.626.330 €/a | 772.773 €/a |
| Kosten Aktivkohle (PAK) | Ansatz Kosten | | | |
| | Kostenansatz: | | | |
| | 75% | 397.340 €/a | 1.387.477 €/a | 550.839 €/a |
| | 100% | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| | 125% | 397.340 €/a | 1.493.059 €/a | 691.615 €/a |
| | 150% | 397.340 €/a | 1.545.850 €/a | 762.004 €/a |
| PAK (1.800 €/Mg) | | | | |
| | 175% | 397.340 €/a | 1.598.642 €/a | 832.392 €/a |
| | 200% | 397.340 €/a | 1.651.433 €/a | 902.780 €/a |
| | | | | |

7.4 Zusammenfassung

Tabelle 7-5 zeigt abschließend eine zusammenfassende Darstellung der Kosten für die Varianten 1 bis 3. Es zeigt sich, dass die spezifischen Kosten der Variante 1 mit 0,06 €/m³ am geringsten sind. Dies ist vor allem auf die Betriebsmittelkosten zurückzuführen, die einen starken Einfluss auf die Jahreskosten haben und für den Sauerstoff der Variante 1 deutlich geringer sind als für die Aktivkohle der Varianten 2 und 3. Die spezifischen Kosten der Variante 3 betragen 0,08 €/m³ und weisen damit eine ähnliche Größenordnung wie die Kosten der Variante 1 auf. Die Investitionskosten dieser Variante sind aufgrund des geringen baulichen Aufwands durch die Nutzung der vorhandenen Bausubstanz sehr gering. Zu den dennoch höheren spezifischen Kosten als für die Variante 1 führen die hohen laufenden Kosten, die vor allem durch das Betriebsmittel „Pulveraktivkohle“ hervorgerufen werden. Die spezifischen Kosten der Variante 2 sind im Vergleich mit 0,22 €/m³ deutlich höher. Dies ist einerseits auf die hohen Investitionskosten für den Einbau der Membranen und andererseits auf die hohen laufenden Kosten für die Betriebsmittel zurückzuführen.

Tabelle 7-5: Zusammenfassung der Kostendaten für die Varianten 1 bis 3

| Varianten | V 1 | V 2 | V 3 |
|---|--|--|---|
| Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small> | Ablauf Nachklärung – Ozonung – Wirbelbett | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Membranen | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Filtration |
| Investitionskosten Variante | 2.808.000 € | 8.969.018 € | 2.856.000 € |
| Investiver Anteil der Jahreskosten Variante | 206.968 €/a | 814.045 €/a | 204.017 €/a |
| Betriebskosten Variante | 190.372 €/a | 626.223 €/a | 417.210 €/a |
| Jahreskosten Variante | 397.340 €/a | 1.440.268 €/a | 621.227 €/a |
| Bezugswassermenge | 7.734.820 m ³ /a | 7.734.820 m ³ /a | 7.734.820 m ³ /a |
| Spezifische Jahreskosten Variante | 0,05 €/m ³ | 0,19 €/m ³ | 0,08 €/m ³ |

8 CO₂-Bilanzierung der Verfahrensvarianten

8.1 Einführung

Als zentrale Maßnahme zum Klimaschutz wird die massive Reduktion der Treibhausgase weltweit angesehen (Grießhammer und Hochfeld, 2009). Das Bundesministerium hat in diesem Zusammenhang die „Richtlinie zur Förderung von Klimaschutzprojekten in sozialen, kulturellen und öffentlichen Einrichtungen“ erlassen, mit der unter anderem Klimaschutz-Teilkonzepte zum Schwerpunkt „Klimafreundliche Abwasserbehandlung“ gefördert werden. Die Stadt Bonn hat in diesem Zusammenhang für die Kläranlage Bonn Salierweg im Jahr 2013 ein Klimaschutz-Teilkonzept durchführen lassen, in dessen Rahmen auch eine CO₂-Bilanz sämtlicher Verfahrensstufen der Abwasserbehandlung inklusive Schlammbehandlung, Klärgasnutzung und Schlammentsorgung angefertigt wurde. Nachfolgend soll auch für die verschiedenen Varianten der Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination für die Kläranlage Bonn Bad Godesberg eine CO₂-Bilanz erstellt werden, um die Einordnung dieser in die Gesamtbilanz einer Kläranlage für die Stadt Bonn zu ermöglichen. Weitere Ziele einer CO₂-Bilanz sind zudem (Grießhammer und Hochfeld, 2009):

- Identifizierung der Treibhausgasemissionen entlang der Wertschöpfungskette
- Identifizierung besonders emissionsreicher Phasen und Erkennen von Reduktionspotentialen
- Auswahl eines emissionsarmen Eliminationsverfahrens
- Erstellung einer Gesamtklimabilanz der Kläranlage

Die CO₂-Bilanz stellt einen eindimensionalen Ansatz der Ökobilanzierung dar, mit dem die CO₂-Emissionen eines Bilanzsystems, beispielsweise eines Produktes, einer Person, eines Landes, eines Prozesses etc., entlang der Wertschöpfungskette ermittelt werden (Gabler Wirtschaftslexikon, 2016). Die Bilanz beruht auf dem Konzept des ökologischen Fußabdrucks, das 1994 von Wackernagel und Rees vorgestellt wurde. Sie sehen die CO₂-Bilanz, die auch als CO₂-Fußabdruck bezeichnet wird, als Teil des ökologischen Fußabdrucks (Global Footprint Network, 2016). Eine einheitliche Definition für die Methode der CO₂-Bilanz gibt es zurzeit noch nicht.

Im Memorandum zum CO₂-Fußabdruck (engl.: Product Carbon Footprint, PCF) definieren das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, das Umweltbundesamt sowie das Öko-Institut e.V. die CO₂-Bilanz bzw. den PCF als (Grießhammer und Hochfeld, 2009)

„Bilanz der Treibhausgasemissionen entlang des gesamten Lebenszyklus eines Produkts in einer definierten Anwendung und bezogen auf eine definierte Nutzeinheit“

Ausgedrückt werden die CO₂-Emissionen im Rahmen des CO₂-Fußabdrucks meist in tCO₂/a, wobei jedoch nicht nur CO₂-Emissionen, sondern Emissionen aller Stoffe, für die vom Weltklimarat (IPCC) ein Koeffizient für das Treibhauspotential definiert wurde, berücksichtigt werden. Diese können über sogenannte CO₂-Äquivalente in CO₂-Emissionen umgerechnet werden. Zu berücksichtigen sind zudem alle Phasen des Lebenszyklus, das heißt die Phasen der Herstellung und des Transports der Rohstoffe und Vorprodukte, die Produktion, die Distribution, die Nutzung, die Nachnutzung und die Entsorgung. Der Begriff „Produkt“ beschränkt sich nicht nur auf produzierte Waren und Güter, sondern auch auf angebotene Dienstleistungen (Grießhammer und Hochfeld, 2009).

Vorliegend wird ein Prozess der Abwasserreinigung betrachtet, der als Dienstleistung anzusehen ist. Betrachtet werden soll dabei nicht der Bau der verschiedenen Anlagenteile, sondern der Betriebspro-

zess der Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Die Phasen der Wertschöpfungskette dieses Betriebsprozesses sind in Tabelle 8-1 für die zwei Betriebsmittel Ozon und Pulveraktivkohle dargestellt.

Tabelle 8-1: Phasen der Wertschöpfungskette für die zwei Betriebsmittel zur Mikroschadstoffelimination Ozon und PAK

| Phase | Ozon | Pulveraktivkohle |
|---|--|--|
| Herstellung und Transport der Rohstoffe und Vorprodukte | Herstellung und Transport des Flüssigsauerstoffs LOX | Herstellung und Transport der Rohstoffe (z. B. Holz, Torf, Nussschalen, Braun-, Steinkohle) für die Pulveraktivkohle |
| Produktion | Ozonerzeugung, Kühlung des Ozongenerators | PAK-Herstellung |
| Distribution | (Entfällt aufgrund der in-situ-Produktion des Ozons) | PAK-Lieferung zur Kläranlage |
| Nutzung | Ozon-Eintrag | Herstellung der PAK-Suspension und PAK-Dosierung, Schlammabzug |
| Nachnutzung | - | Rezirkulation der PAK in das Belebungsbecken |
| Entsorgung | Restozonvernichtung | Schlammverbrennung |

In den nachfolgenden drei Abschnitten werden die CO₂-Emissionen für die drei in dieser Machbarkeitsstudie betrachteten Verfahrensvarianten berechnet und zu einer CO₂-Bilanz der Varianten zusammengeführt. Betrachtet werden bei einer CO₂-Bilanz sowohl direkte als auch indirekte Emissionen (Gabler Wirtschaftslexikon, 2016). Indirekte Emissionen entstehen beim Herstellungsprozess der verwendeten Rohstoffe und Betriebsmaterialien sowie der benötigten und im Betrieb eingesetzten Energie. Direkte Emissionen entstehen dagegen im betrachteten Prozess selber, beispielsweise durch Ausgasen bestimmter Treibhausgase. Beim Betrieb einer Anlage mit PAK oder Ozon fallen jedoch keine direkten Emissionen an, weshalb nachfolgend nur indirekte Emissionen betrachtet werden.

Die Berechnung der indirekten CO₂-Emissionen, die beim Betrieb der Anlagen zur Mikroschadstoffelimination anfallen, werden für die oben geschilderten Lebensphasen über sogenannte CO₂-Äquivalente je Einheit eingesetzter Ressource errechnet. Die herangezogenen CO₂-Äquivalente, die in der nachfolgenden Bilanzierung angesetzt werden, sowie die jeweilige Literaturquelle sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Das CO₂-Äquivalent für die Kohleverbrennung errechnet sich aus der Steinkohleeinheit¹ der Steinkohle (1 kg Steinkohle = 1,016 kg SKE), dem Energieinhalt eines Kilogramms Steinkohle in Höhe von 29,7 MJ/kg Steinkohle = 8,14 kWh/kg Steinkohle und den CO₂-Emissionen bei vollständiger Verbrennung des Energieträgers Steinkohle (0,34 kg CO₂/kWh).

¹ Maßeinheit für die Wärmemenge, die aus einem Kilogramm Steinkohle mit einem Heizwert von 7000 kcal/kg gewonnen wird (Duden, 2016)

Tabelle 8-2: Angenommene CO₂-Äquivalente und zugehörige Literaturquellen

| Emissionsquelle | CO ₂ -Äquivalent | Literaturquelle |
|---|---|------------------------------------|
| Energie (gem. Strommix in Deutschland für 2012) | 0,584 kg CO _{2,Äq} / kWh | Umweltbundesamt, 2016 |
| LKW-Transport | 0,65 kg CO _{2,Äq} / km | Wöffen et al., 2013 |
| Eisenchlorid (Herstellung, Transport) | 1,15 kg CO _{2,Äq} / kg | Wöffen et al., 2013 |
| Flockungshilfsmittel (org. Chemikalien) | 1,81 kg CO _{2,Äq} / kg FHM | Wöffen et al., 2013 |
| Flüssigsauerstoff | 0,250 kg CO _{2,Äq} / kg O ₂ | Bolle et al., 2011 |
| GAK-Herstellung (regeneriert) | 9,870 kg CO _{2,Äq} / kg GAK | Bolle et al., 2011 |
| PAK-Herstellung | 20,907 kg CO _{2,Äq} / kg PAK | Bolle et al., 2011 |
| Steinkohle Verbrennung | 2,81 kg CO _{2,Äq} / kg | FFE, 2016; Böge und Plaßmann, 2013 |

Der nachfolgend jeweils angesetzte Tagesbedarf an Rohstoffen ist den Kostentabellen im Kapitel 7 zu entnehmen. Die dortige Berechnung beruht auf der Bemessung im Kapitel „Variantenauslegung“.

8.2 Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration

Abbildung 8.1 zeigt das Bilanzsystem der Variante 1. Es fallen demnach ausschließlich indirekte Emissionen bei der Herstellung der verwendeten Ressourcen an.

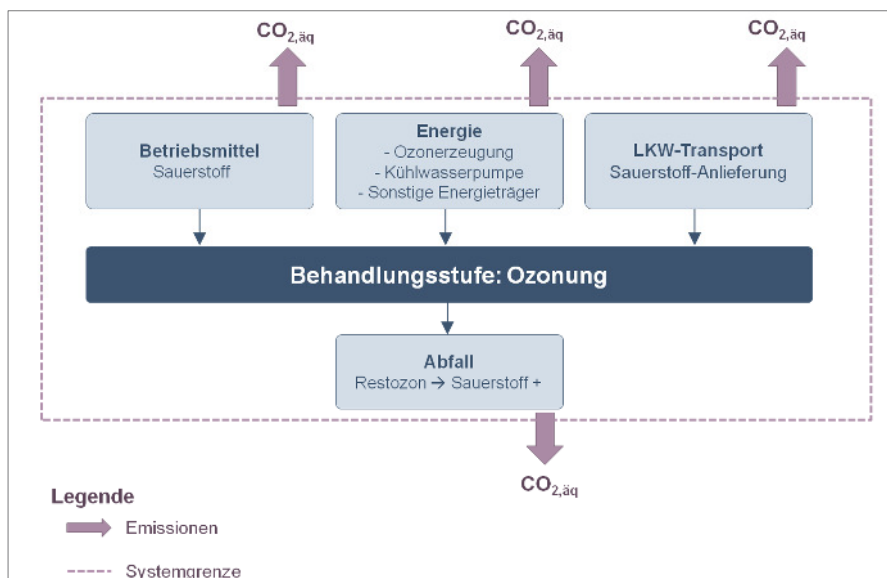


Abbildung 8.1: Bilanzsystem der Variante 1 „Bau einer Ozonung auf der Freifläche und Nachbehandlung im bestehenden Filter“

Die Berechnung der CO₂-Emissionen der einzelnen Lebenszyklusphasen ist in Tabelle 8-3 abgebildet. Der dort angegebene Tagesbedarf richtet sich nach den Berechnungen in den vorangegangenen Abschnitten 6.2 und 7.2.1 zur Auslegung der Ozonanlage. Die angesetzten CO₂-Äquivalente basieren auf den in Tabelle 8-2 aufgeführten Literaturquellen.

Der Anfahrtsweg für die Anlieferung des Flüssigsauerstoffs wurde zu 100 km angenommen. Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang sowohl die Hin- als auch die Rückfahrt (2 * 100 km). Bei 17 erforderlichen Anlieferungen ergibt sich die insgesamt zurückzulegende Strecke für die Anlieferungen zu 3.000 km/a.

Tabelle 8-3: CO₂-Bilanz der Variante 1 „Bau einer Ozonung mit Nachbehandlungsstufe in die bestehenden Filterzellen“

| Phase | Ozonung | Tagesbedarf | | CO ₂ -Äquivalent | | CO ₂ | |
|-----------------------|---|-------------|----------------------|-----------------------------|---|-----------------|---------------------------|
| Herstellung Rohstoffe | Herstellung Flüssigsauerstoff | 900 | kg O ₂ /d | 0,25 | kg CO _{2,Äq} / kg O ₂ | 82.045 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Transport Rohstoff | LKW-Transport des Flüssigsauerstoffs zur Kläranlage | 3.400 | km/a | 0,65 | kg CO _{2,Äq} / km | 2.210 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Produktion Ozon | Energie Ozonerzeugung | 1.071 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 228.294 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET | 161 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 34.276 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Energie Umwälzung Wirbelbett | 32 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 6.855 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Entsorgung | Energie Restozonvernichtung | 93 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 19.688 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Summe | | | | | | 373.369 | kg CO _{2,Äq} / a |
| | | | | | | 373 | Mg CO _{2,Äq} / a |

Die CO₂-Emissionen einer Ozonanlage auf der Kläranlage Bad Godesberg betragen demnach 373 Mg CO_{2,Äq} im Jahr.

8.3 Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)

Abbildung 8.2 zeigt das Bilanzsystem für die Variante 2 „PAK-Dosierung vor einer Membranstufe“.

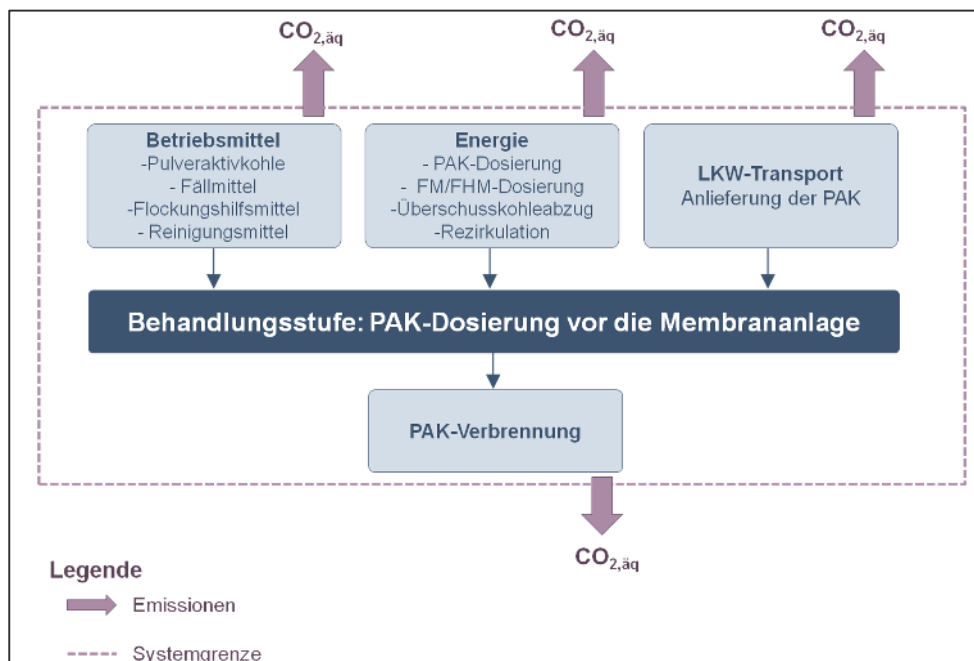


Abbildung 8.2: Bilanzsystem der Variante 2 „PAK-Dosierung vor einer Membranstufe“

Auch bei dieser Variante fallen ausschließlich indirekte Emissionen bei der Herstellung der Rohstoffe für den Anlagenbetrieb an.

Die Berechnung der CO₂-Emissionen erfolgt in Tabelle 8-4. Aufgrund der eingesetzten Betriebsmittel (Reinigungsmittel und Pulveraktivkohle) ist die Anzahl zu betrachtender Bilanzpositionen höher als bei der Ozonung. Der Anfahrtsweg für die Anlieferung der Pulveraktivkohle sowie die Reinigungsmittel wurde zu 100 km angenommen. Zu berücksichtigen sind dabei sowohl Hin- als auch Rückweg (2*100 km). Die Anzahl erforderlicher Lieferungen wurde in Kapitel 6.3 für die Anlieferung der Pulveraktivkohle zu 6 Lieferungen und für die Reinigungsmittel zu 12 Lieferungen pro Jahr bestimmt.

Für die Phase „Herstellung Rohstoff“, das heißt die Herstellung der Pulveraktivkohle, wurden keine CO₂-Emissionen angesetzt, da die Literaturdaten für die Produktion der Pulveraktivkohle die CO₂-Emissionen aus der Rohstoffherstellung bereits berücksichtigen. Durch die Pulveraktivkohle muss weniger Faulgas zur Stützfeuerung in der Klärschlammverbrennung eingesetzt werden. Hierdurch erfolgt eine Steigerung der Stromproduktion aus CO₂-neutralem Faulgas und somit eine Reduzierung der CO₂-Äquivalente für den Strombedarf.

Tabelle 8-4: CO₂-Bilanz der Variante 2 „PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der Filteranlage)“

| Phase | PAK und Membran | Tagesbedarf | | CO ₂ -Äquivalent | | CO ₂ | |
|----------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|----------|-----------------------------|--------------------------------|------------------|---------------------------------|
| | | | | | | | |
| Herstellung Rohstoff | In Produktion PAK enthalten | - | - | - | - | - | - |
| Produktion | PAK | 321,40 | kg PAK/d | 20,91 | kg CO _{2,Äq} / kg PAK | 2.452.645 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Transport | Transport PAK | 1.200,00 | km/a | 0,65 | kg CO _{2,Äq} / kg km | 780 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Transport | Transport Chemikalien zur Reinigung | 2.400,00 | km/a | 0,65 | kg CO _{2,Äq} / kg km | 1.560 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Energie PAK-Dosierung | 24,00 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 5.116 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Energie Überschusskohleabzug | 48,00 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 10.232 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Energie Reinigung | in "Energie Membrananlage" enthalten | | | | | |
| Nutzung | Energie Membrananlage | 7.603,20 | kWh/d | 0,25 | kg CO _{2,Äq} / kWh | 693.119 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Nutzung | Steigerung Stromerzeugung BHKW | -575,34 | kWh/d | 2,81 | kg CO _{2,Äq} / kWh | -590.568 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Entsorgung | Aktivkohle Verbrennung | 321,40 | kg/d | 2,81 | kg CO _{2,Äq} / kg | 329.905 | kg CO _{2,Äq} / a |
| Summe | | | | | | 2.902.788 | kg CO_{2,Äq} / a |
| | | | | | | 2.903 | Mg CO_{2,Äq} / a |

Die CO₂-Emissionen der Variante betragen demnach 2.903 CO_{2,Äq}/a.

8.4 Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)

Abbildung 8.3 zeigt das Bilanzsystem für die CO₂-Bilanzierung der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“. Das Bilanzsystem ähnelt dem System der Variante 2, wobei in Variante 3 keine CO₂-Emissionen resultierend aus der Membranfiltration und ihrer Reinigung anfallen.

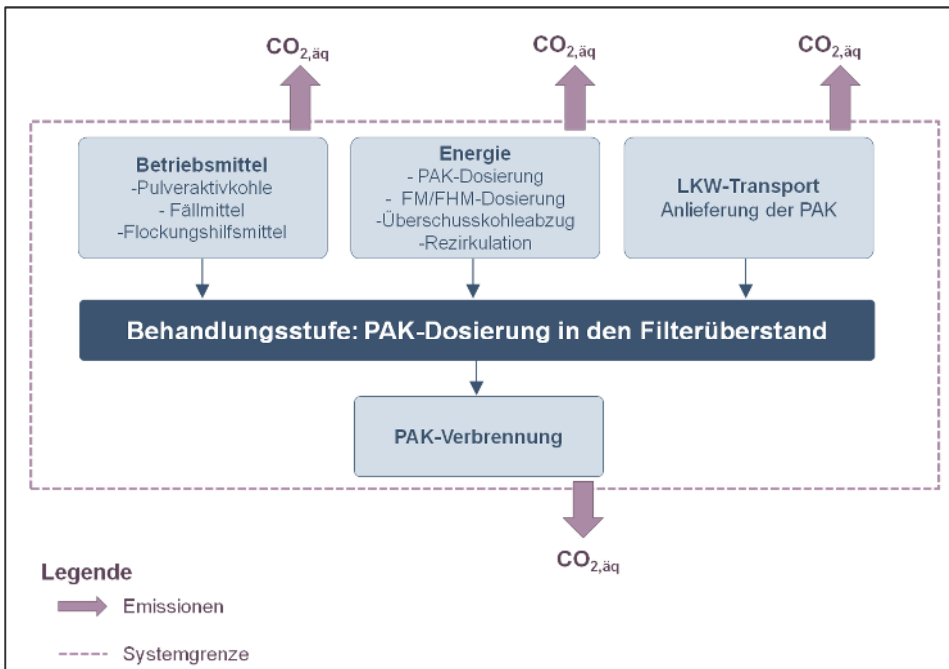


Abbildung 8.3: CO₂-Bilanz der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“

Die Berechnung der CO₂-Emissionen erfolgt in Tabelle 8-5. Der Anfahrtsweg für die Anlieferung der Pulveraktivkohle sowie die Fällmittel wurde zu 100 km angenommen. Zu berücksichtigen sind dabei sowohl Hin- als auch Rückweg (8 Lieferungen PAK, 11 Lieferungen FM).

Auch bei Variante 3 wurden für die Phase „Herstellung Rohstoff“, das heißt die Herstellung der Pulveraktivkohle, keine CO₂-Emissionen angesetzt, da die Literaturdaten für die Produktion der Pulveraktivkohle die CO₂-Emissionen aus der Rohstoffherstellung bereits berücksichtigen. Durch die Pulveraktivkohle muss weniger Faulgas zur Stützfeuerung in der Klärschlammverbrennung eingesetzt werden. Die Steigerung der Stromproduktion aus CO₂-neutralem Faulgas wurde daher berücksichtigt.

Tabelle 8-5: CO₂-Bilanz der Variante 3 „PAK-Dosierung in den Filterüberstand“

| Phase | PAK in den Filterüberstand | Tagesbedarf | | CO ₂ -Äquivalent | | CO ₂ | |
|----------------------|--------------------------------|-------------|----------|-----------------------------|-------------------------------|------------------|-------------------------------|
| Herstellung Rohstoff | In Produktion PAK enthalten | - | - | - | - | - | - |
| Produktion | PAK | 428,50 | kg PAK/d | 20,91 | kg CO _{2,Äq} /kg PAK | 3.269.938 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Produktion | Fällmittel | 621,10 | kg FM/d | 0,62 | kg CO _{2,Äq} /kg FM | 139.648 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Transport | Transport PAK | 1.600,00 | km/a | 0,65 | kg CO _{2,Äq} /kg FM | 1.040 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Transport | Transport Fällmittel | 2.200,00 | km/a | 0,65 | kg CO _{2,Äq} /kg FM | 1.430 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Nutzung | Energie Rührwerke | 48,00 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} /kWh | 10.232 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Nutzung | Energie Filteranlage | 2.004,50 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} /kWh | 427.279 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Nutzung | Fällmitteldosierung | 24,00 | kWh/d | 0,58 | kg CO _{2,Äq} /kWh | 5.116 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Nutzung | Steigerung Stromerzeugung BHKW | -479,45 | kWh/d | 2,81 | kg CO _{2,Äq} /kWh | -492.140 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Entsorgung | Aktivkohle Verbrennung | 428,50 | kg/d | 2,81 | kg CO _{2,Äq} /kg | 439.839 | kg CO _{2,Äq} /a |
| Summe | | | | | | 3.802.383 | kg CO_{2,Äq}/a |
| | | | | | | | 3.802 |
| | | | | | | | Mg CO_{2,Äq}/a |

Die CO₂-Emissionen der Variante betragen demnach 3.802 Mg CO_{2,Äq}/a.

8.5 Zusammenfassung

Tabelle 8-6 zeigt abschließend zusammengefasst die Ergebnisse der CO₂-Bilanzierung für die drei untersuchten Verfahrensvarianten zur Mikroschadstoffelimination. Die Tabelle gliedert dazu die CO₂-Emissionen aller Varianten nach den Phasen der Wertschöpfungskette, so dass die Phasen über die Varianten hinweg miteinander verglichen werden können.

Tabelle 8-6: Zusammenfassung der Ergebnisse der CO₂-Bilanzierung

| | Ozon [Mg CO _{2,Äq} /a] | PAK + Membran [Mg CO _{2,Äq} /a] | PAK in FÜ [Mg CO _{2,Äq} /a] |
|-------------------------|------------------------------------|---|---|
| Herstellung | 82,05 | - | - |
| Transport der Rohstoffe | 2,21 | - | - |
| Produktion | 228,29 | 2.452,64 | 3.409,59 |
| Distribution | - | 2,34 | 2,47 |
| Nutzung | 41,13 | 117,90 | -49,51 |
| Nachnutzung | - | - | - |
| Entsorgung | 19,69 | 329,91 | 439,84 |
| Summe | 373 | 2.903 | 3.802 |

Es zeigt sich, dass die Variante 1 mit 373 Mg CO_{2,Äq.} im Jahr mit Abstand die geringsten CO₂-Emissionen aufweist. Die Varianten 2 und 3 weisen dagegen deutlich höhere Emissionen auf, was auf die Produktion der eingesetzten Betriebsmittel zurückzuführen ist. In Variante 3 werden im Vergleich zu Variante 2 keine Reinigungsmittel zur Säuerung der Membranen eingesetzt, jedoch ist die PAK-Dosierung bei Variante 3 mit 20 mg PAK/L höher als bei Variante 2 (15 mg PAK/L), woraus die insgesamt höheren CO₂-Emissionen für Variante 3 resultieren. Die CO₂-Emissionen der Varianten 2 und 3 sind jedoch insgesamt ähnlich und heben sich deutlich von den Emissionen der ersten Variante ab.

9 Verfahrensbewertung

9.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

Die Verfahrensempfehlung wird aufgrund der Bewertung verschiedener monetärer, betrieblicher und baulicher Aspekte ausgesprochen. Im Rahmen der Bewertung der monetären Aspekte werden zunächst die Ergebnisse der Kostenbetrachtung (Kapitel 7) in Form der Investitionskosten bzw. dem daraus resultierenden investiven Anteil der Jahreskosten sowie der Betriebskosten herangezogen. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wird die Förderung des Landes NRW nicht mit einbezogen und Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphorkonzentration im Kläranlagenablauf werden zunächst nicht berücksichtigt.

Bei der Bewertung der betrieblichen und baulichen Aspekte werden die folgenden Faktoren in die Bewertung einbezogen:

- die Eliminationsleistung Mikroschadstoffe
- Risiken (Transformationsprodukte)
- die Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges})
- der Betriebs- und Wartungsaufwand
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken) sowie
- Zusätzliches LKW-Verkehrsaufkommen
- Klimaschutz, CO₂-Bilanz
- der Flächenbedarf der Varianten auf der Kläranlage Bonn-Bad Godesberg

Für jeden Bewertungsaspekt werden anschließend die Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Bewertungsaspekten unterschiedliche Bedeutung zumessen und in der Summe 100 % ergeben. Den monetären Bewertungsfaktoren wird dabei genauso viel Bedeutung zugemessen wie den baulichen und betrieblichen Aspekten, weshalb die Wichtungsfaktoren beider Bereiche in Summe jeweils 50 % ergeben.

Dabei wurden bei der monetären Bewertung 15 Punkte an die Variante mit den niedrigsten Jahreskosten vergeben. Die Punkte der anderen Varianten wurden durch Multiplikation der maximal möglichen Punktzahl mit dem Verhältniswert aus niedrigsten Jahreskosten zu den Jahreskosten der zu bewertenden Variante abgemindert. Die Punkte der Varianten ergeben sich dabei wie folgt:

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

Die eigentliche Bewertung der verschiedenen nicht monetären Aspekte erfolgt über die Vergabe von Punkten in Anlehnung an Schulnoten. Die Note 1 entspricht dabei 15 Punkten, die Note 2 entspricht 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Auch Halbnotenschritte in Höhe von 2,5 Punkten sind möglich. Die jeweils zugeteilten Punkte werden anschließend entsprechend der Wichtungsfaktoren der einzelnen Bewertungsaspekte gewichtet und aufaddiert und ergeben in Summe die Gesamtpunktzahl einer Variante.

Für die Bewertung der Eliminationsleistung bezüglich der Indikatorsubstanzen (siehe dazu auch Tabelle 5-3) ergibt sich weder für die ozonbasierten noch für die aktivkohlebasierten Verfahren ein Vorteil hinsichtlich der Eliminationsleistung, sodass sie jeweils eine gleiche Bewertung erhalten.

9.2 Bewertung der Verfahrensvarianten

In Tabelle 9-1 sind die Ergebnisse der Bewertung für die in der Kläranlage Bonn Bad Godesberg betrachteten Varianten dargestellt. Es gilt, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Tabelle 9-1: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3

| Variante | Wichtung [%] | Variante 1 | | | Variante 2 | | | Variante 3 | | |
|--|--------------|---|------------|-------------------|--|-------------------|------------|--|------|-----|
| | | Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration | | | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Abscheidung mittels Membranen | | | Ablauf Nachklärung - PAK-Dosierung - Abscheidung im Filterbett | | |
| | | Punkte | Wertung | Punkte | Wertung | Punkte | Wertung | | | |
| Investitionskosten (netto) | | 2.808.000 € | | 8.969.018 € | | 2.856.000 € | | | | |
| Jahreskosten (netto) | 50% | 397.340 €/a | 15,0 | 7,5 | 1.440.268 €/a | 4,1 | 2,1 | 621.227 €/a | 9,6 | 4,8 |
| Wertungspunkte Monetär (gerundet) | 50% | | 7,5 | | 2,1 | | 4,8 | | | |
| Eliminationsleistung Mikroschadstoffe | 5% | gut | 12,5 | 0,6 | gut | 12,5 | 0,6 | gut | 12,5 | 0,6 |
| Risiken (Transformationsprodukte) | 4% | mittel | 7,5 | 0,3 | gering | 15,0 | 0,6 | gering | 15,0 | 0,6 |
| Verbesserung der Reinigungsleistung CSB, AFS, Pges | 15% | mäßig | 5,0 | 0,8 | sehr hoch | 15,0 | 2,3 | mittel | 7,5 | 1,1 |
| Betriebs- und Wartungsaufwand | 5% | gering | 12,5 | 0,6 | hoch | 7,5 | 0,4 | hoch | 7,5 | 0,4 |
| Stand der Technik - Wissenschaft | 5% | bereits Anlagen in Betrieb | 15,0 | 0,8 | halbtechnisch untersucht | 10,0 | 0,5 | größentechnische Erfahrung | 12,5 | 0,6 |
| LKW-Aufkommen | 1% | gering | 12,5 | 0,1 | gerinig | 12,5 | 0,1 | gering | 12,5 | 0,1 |
| CO ₂ -Bilanz | 5% | sehr niedrig | 15,0 | 0,8 | mäßig bis hoch | 5,0 | 0,3 | hoch | 2,5 | 0,1 |
| Flächenbedarf | 10% | gering | 12,5 | 1,3 | gering | 12,5 | 1,3 | gering | 12,5 | 1,3 |
| Wertungspunkte Technik (gerundet) | 50% | | 5,2 | | 6,0 | | 4,9 | | | |
| Gesamtpunkte (gerundet) | 100% | 12,7 Punkte | | 8,0 Punkte | | 9,6 Punkte | | | | |

Ohne Berücksichtigung möglicher Fördermittel erhält die Variante 1 „Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration“ mit 12,7 Punkten die höchste Bewertung und stellt unter den gegebenen Bedingungen die Vorzugsvariante für den Bau einer möglichen Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg dar. Ausschlaggebend für die gute Bewertung sind die monetären Aspekte, da sich die Variante 1 hier deutlich in den Wertungspunkten von den übrigen Varianten abhebt. Im Wertungsbereich „Technik“ liegen die Varianten enger zusammen. Hier punktet insbesondere die Variante 2 durch die Verbesserung der Reinigungsleistung, die aufgrund der Membrantechnik zu erwarten sind. Die Variante 1 punktet gegenüber den adsorptiven Verfahren insbesondere durch ihre gute CO₂-Bilanz und den geringen Betrieb- und Wartungsaufwand. Am niedrigsten wird Vari-

ante 1 in Hinblick auf Risiken aus möglichen Transformationsprodukten und der Verbesserung der Reinigungsleistung bewertet.

Insgesamt ergibt sich das Ranking der betrachteten Varianten wie folgt:

1. Variante 1: Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration
2. Variante 3: PAK-Dosierung in den Filterüberstand und anschließende Raumfiltration (Ertüchtigung der Filteranlage)
3. Variante 2: PAK-Dosierung in den Zufluss zu einer Membrananlage (Nutzung der ehemaligen Filterkammer)

Das Ranking gilt unter der Voraussetzung, dass auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg auch zukünftig eine Filtration nicht erforderlich ist. Falls eine Filtration notwendig wird, bieten die Varianten 2 und 3 bereits eine ausreichende Reinigungsleistung, sodass hier keine weiteren Maßnahmen notwendig wären. Die Variante 1 müsste hingegen durch eine zusätzliche Filtrationsstufe ergänzt werden. Dies kann beispielsweise durch eine kompakte Tuchfiltration erfolgen. Die monetären wie auch wirtschaftlichen Vorteile der Variante 1 würden sich unter diesen Randbedingungen gegenüber Variante 2 und 3 verschlechtern, sodass sich ggf. eine andere Rangfolge ergeben könnte.

10 Empfehlung

10.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Anhaltspunkte für das Erfordernis zum Ausbau der Kläranlage Bonn Bad Godesberg ergeben sich aus dem Zustand des Vorfluters, der zurzeit einen mäßigen ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings und Monitorings wurden für mehrere Parameter Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge im Ablauf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg festgestellt (vgl. Kapitel 4.3.2). Die entsprechenden Parameter aus dem Monitoring und die Höhe der Überschreitung sind der Tabelle 10-1 zu entnehmen. Überschreitungen der Zielwerte sind vor allem bei den Antibiotika Clarithromycin, Erythromycin sowie dem Analgetikum Diclofenac zu finden.

Aufgrund der Belastung des Rheins ist nicht für alle eingeleiteten Stoffe eine ausreichende Verdünnung gegeben. Die von Götz et al. (2012) z. B. modellierten Konzentrationen der Stoffe Clarithromycin und Diclofenac unterhalb der Kläranlage Bonn Bad Godesberg im Rhein deuten auf eine relevante stoffliche Belastung des Rheins mit diesen Stoffen hin. Die derzeitigen Zielwerte gemäß der D4-Liste des MKULNV werden im Rhein überschritten, sodass der Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination ein sinnvoller Beitrag zur Reduktion darstellt.

Tabelle 10-1: Zusammenfassung der Zielwert-Überschreitungen aus dem Monitoring

| Substanz | | Zielwert | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA | Ablauf KA |
|-----------------|------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| | | | 08.-09.03 | 09.-10.03 | 10.-11.03 | 11.-12.03 | 12.-13.03. |
| Carbamazepin | ng/L | 500 | 800 | 890 | 910 | 950 | 990 |
| Clarithromycin | ng/L | 100 | 510 | 600 | 600 | 610 | 860 |
| Diclofenac | ng/L | 50 | 2.600 | 3.000 | 3.100 | 3.200 | 3.600 |
| Erythromycin | ng/L | 20 | 270 | 260 | 340 | 400 | 410 |
| Sulfamethoxazol | ng/L | 600 | 510 | 520 | 590 | 660 | 640 |

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

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht gesetzlich geregelt ist und auf freiwilliger Basis erfolgt. Eine gesetzliche Pflicht zum Ausbau kann für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden.

10.2 Verfahrensempfehlung

Auf Grundlage der monetären und nicht monetären Bewertung empfehlen wir für den Bau einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg die Umsetzung der Variante 1 sofern eine Filtration des Abwassers vor der Einleitung weiterhin nicht erforderlich bleibt. Die

Variante 1 hebt sich sowohl aus monetärer wie auch technischer Sicht von den Varianten mit Aktivkohledosierung ab.

Es wird empfohlen, bei einer Weiterverfolgung einer Ozonung zur Datenverdichtung und Absicherung der Auslegung die Bromidkonzentration und die DOC-Konzentration im Zulauf zur Filteranlage über mehrere Monate einmal wöchentlich zu messen. Der beprobte Wochentag sollte dabei durchgewechselt werden.

Bei einer Weiterverfolgung der PAK-Varianten werden zur Bestimmung der Adsorptionskapazität und -geschwindigkeit sowie zur Auswahl möglicher Kohlen PAK-Schüttelversuche empfohlen.

Tabelle 10-2 fasst abschließend alle technischen Aspekte sowie die Kosten der empfohlenen Variante 1 „Bau einer Ozonung und einer biologischen Nachbehandlung in den ehemaligen Filterkammern ohne Berücksichtigung einer neuen Filtration“ und vergleichend hierzu die Varianten 2 und 3 tabellarisch zusammen.

Tabelle 10-2: Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten

| Variante | Variante 1 Ozonung in den vorhandenen Filterzellen und Nachbehandlung mittels | Variante 2 PAK-Dosierung und Abscheidung mittels Membranen | Variante 3 PAK-Dosierung in den Filterüberstand |
|----------------------------|---|--|--|
| Schema | | | |
| Verfahrens-konfigurationen | <p>Q = 2.880 m³/h Dosierung Z_{spez.} = 0,7 mg O₃/mg DOC B_{O₃} = 12,1 kg O₃ / h Kontaktbecken t_{Kontakt} = 21 min = 0,35 h V_{Kontakt} = 1000 m³ 5 Filterzellen zzgl. Ablaufrinne</p> <p>LKW-Verkehrsaufkommen 17 LKW/a</p> | <p>Q = 2.880 m³/h Kontaktbereich t_{Kontakt} = 29 min Membrane Membranfluss: 25 L/m²·h Umbau von 8 Filterzellen 56 Membrankassetten PAK-Bedarf 321 kg PAK / d</p> <p>LKW-Verkehrsaufkommen 18 LKW/a</p> | <p>Q T = 1.350 m³/h, Q M = 2.880 m³/h Kontaktbereich V_{Filter} = 877 m³ t_{Kontakt} = 38 min (bei Q_T) t_{Kontakt} = 18 min (bei Q_M) PAK-Bedarf 429 kg PAK/d FM-Bedarf 1.760 kg FM/d</p> <p>LKW-Verkehrsaufkommen 8 + 11 = 19 LKW/a</p> |
| Vorteile | Geringe Kosten für Betrieb, kein Anfall zusätzlicher Schlammengen, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur) | Sehr gute Reinigungsleistung, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur) | Günstiger Umbau, zusätzliche Reinigungsleistung, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur) |
| Nachteile | geringe Verbesserung der Reinigungsleistung | Hohe Investitionskosten, teurer Betrieb und hoher Wartungsaufwand (PAK + Membran), zusätzliche Schlammengen | Zusätzliche Schlammengen |
| Bewertung | 12,7 Punkte | 8,0 Punkte | 9,6 Punkte |

Literaturverzeichnis

- ABEGGLEN, C. UND SIEGRIST, H. (2012):** „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214.
- ALT, K. ET AL. (2014):** „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk ‚Obere Lutter‘“, Korrespondenz Abwasser 61. Jahrgang Nr. 5, S. 408-426.
- ARGE TP 10 (2011):** „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben „Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon“. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Oktober 2011. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARGE TP 9 (2013):** „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (MKULNV), Juni 2013. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- ARW, AWR, AWBR, DVGW, ATT UND AWE (2010):** Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. November 2010. <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf> [Zugriff 17.12.2015].
- ATV (1997):** „ATV-Handbuch ‚Mechanische Abwasserreinigung‘“. 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef. ISBN 3-433-01-461-2.
- BARJENBRUCH, M.; FIRK, W. (2014):** „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall. 61. Jahrgang, Nr. 10, S. 861 – 875.
- BOLLE, F.-W.; PINNEKAMP, J. (2011):** „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I“. Abschlussbericht. Aktenzeichen IV-7-042 600 003 J.
- BORNEMANN ET AL. (2012):** MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Abschlussbericht an das MKULNV, AZ IV-7-042 600 001E
- DONAU CARBON (2015):** „Aktivkohle und ihre Anwendung“. Donau Carbon GmbH & Co. KG. <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- DSADS (2015):** „DSADS-Den Spurenstoffen auf der Spur“. Projekt des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des LIPPEVERBANDS. www.dsads.de [Letzter Zugriff: 17.12.2015].

- EAWAG (2009):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, 3. Zwischenbericht. Bearbeiter: Zwickenpflug, B.; Böhler, M. Dübendorf.
- ELWAS-WEB (2016):** Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf [Letzter Zugriff: 12.01.2016].
- EUWID (2010):** Europäischer Wirtschaftsdienst “Wasser und Abwasser”. Nr. 45, 9.11.2010 (2010).
- EG-WRRL (2000):** “Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“. Abl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000, S. 0001-0073.
- GE (2016A):** „Fact Sheet - ZeeWeed* 500D Cassette“. GE Power Water & Process Technologies. https://www.gewater.com/kcpguest/salesedge/documents/Fact%20Sheets_Cust/Americas/English/FSpw500D-CASS_EN.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- GE (2016B):** „Fact Sheet – ZeeWeed* 500D Module“. https://www.gewater.com/kcpguest/documents/Fact%20Sheets_Cust/Americas/English/FSpw500D-MOD_EN.pdf [Letzter Zugriff: 02.02.2016].
- GABLER WIRTSCHAFTSLEXIKON (2016):** „Definition » CO2-Fußabdruck «“. Gabler Wirtschaftslexikon. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/222017/co2-fussabdruck-v8.html> [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- GLOBAL FOOTPRINT NETWORK (2016):** “Footprint Basics“. Global Footprint Network. http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint_basics_overview/ [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- GRIESSHAMMER, R; HOCHFELD, C. (2009):** „Memorandum Product Carbon Footprint – Positionen zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung“. Öko-Institut e.V. im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin, Dezember 2009.
- GOOGLE (2016):** „Google Maps“. Kartendaten © 2016 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google. www.google.de/maps [Letzter Zugriff: 28.04.2016].
- GÖTZ, C; BERGMANN, S.; ORT, C.; SINGER, H.; UND KASE, R. (2012):** „Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen“. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV).
- HERBST, H. UND HILBIG, R. (2012):** „Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost“. http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf [Letzter Zugriff: 11.06.2015].
- HERBST, H.; KAUFFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011):** „Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. Tagungsband der 25. Karlsruher Flokkungstage 2011. Schriftenreihe SWW (Bd. 141). Hrsg.: E. Hoffmann, A. Blank. Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.

- HERBST, H.; MAUS, C. (2013):** „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg - Machbarkeitsstudie“. http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- HERTEL, M. ET AL. (2014):** „Auswahl und Überprüfung granulierter Aktivkohlen (GAK) für den Einsatz in kontinuierlich gespülten Filtern“. Wasser und Abfall, 16. Jahrgang, Heft 11, S. 40 – 45.
- HOIGNÉ, J. (1988):** „The Chemistry of Ozone in Water“. Process Technology for Water Treatment. Plenum Publ. Corp., S. 121-143.
- KIENLE, C.; VERMEIRSEN, E.; KUNZ, P.; WERNER, I. (2015):** „Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests“. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU). Oekotoxzentrum, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL. Dübendorf, Schweiz, 2015.
- KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; URBAN, I.; SCHWERTE, K. (2012):** „Kläranlage Bonn-Bad Godesberg Optimierung der biologischen Stufe – Änderungsgenehmigungsplanung nach §58 (2) LWG Erläuterungsbericht“. Im Auftrag des Tiefbauamtes der Bundesstadt Bonn. Wuppertal, Mai 2012.
- KOM-M.NRW (2015A):** Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.03.2015.
- KOM-M.NRW (2015B):** „Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015c):** „Projektsteckbriefe“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015D):** „Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/> [Letzter Zugriff: 17.12.2015].
- KOM-M.NRW (2015E):** „Mikroschadstoffelimination machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 20.10.2015.
- KOM-M.NRW (2016):** Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Hrsg.: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Stand: 01.09.2016.
- KOMS-BW (2015A):** „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).

- KOMS-BW (2015B):** „KOMS – Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW – Pulverisierte Aktivkohle“. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. <http://www.koms-bw.de/page35/page36/page42/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- KVR-LEITLINIEN (2012):** Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. 8. überarbeitete Auflage, Juli 2012).
- METCALF UND EDDY (2003):** „Wastewater Engineering – Treatment and Reuse“. Fourth Edition, McGraw Hill, New York.
- METZGER, S. (2010):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser“. Dissertationsschrift TU Berlin. Oldenbourg Industrieverlag München.
- METZGER, S.; KAPP, H. (2008):** „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA-Fachtagung 28. Oktober 2008.
- MICROPOLL (2012):** „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen“. Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweiz. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- MICROPOLL (2013A):** „Projektsteckbrief Ozonung_St_Pourcain“, VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MICROPOLL (2013B):** „Reaktionsprodukte der Ozonung“. Plattform Mikroverunreinigungen. http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/02_Faktenblaetter/Ozonung_Reaktionsprodukte.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- MICROPOLL (2015A):** „Schweiz - VSA Micropoll“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. <http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/schweiz/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MICROPOLL (2015B):** „Dichte Membranen“. VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ <http://www.micropoll.ch/verfahren/dichte-membranen/> (Letzter Zugriff: 11.06.2015).
- MKULNV (2014):** „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 – Flussgebiete NRW“. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/Leitfaden_Monitoring_Oberfl%C3%A4chengew%C3%A4sser_Teil_D/_/Anlage_4 (Letzter Zugriff: 17.12.2015).
- NAHRSTEDT, A. ET AL. (2013):** „Mikroschadstoffelimination mittels granulierter Aktivkohle im Ablauf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen“, Zwischenbericht. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold M-03/12 Gt.
- NAHRSTEDT, A. ET AL. (2015):** „Großtechnische Versuche zur Elimination von Spurenstoffen auf der Kläranlage Harsewinkel - Einsatz granulierter Aktivkohle“. IWW Mülheim an der Ruhr, Förderkennziffer Bez.-Reg. Detmold 01/13-HA.

- OGewV (2011):** „Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV)“. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429). Ausfertigungsdatum: 20.07.2011.
- PINNEKAMP, J.; MERKEL, W., (2008):** Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer
- SCHWENTNER G. ET AL. (2010):** „Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen“. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 35/1-35/8. Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 978-3-938996-26-3.
- STALTER D. ET AL. (2010A):** “Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery”. Wat.Res. 44(8), p. 2610–2620.
- STALTER D. ET AL. (2010B):** “Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout”. Wat.Res. 44, p. 439–448.
- UMWELTBUNDESAMT (2003):** Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsblatt. - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz 2003 46:249–251, DOI 10.1007/s00103-002-0576-7)
- UMWELTBUNDESAMT (2011):** Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Texte 66/2011. ISSN 1862-4804
- UMWELTBUNDESAMT (2016):** „Strom- und Wärmeversorgung in Zahlen | Umweltbundesamt“. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/energieversorgung/strom-waermeversorgung-in-zahlen> [Letzter Zugriff: 20.04.2016].
- TRINKwV (2001):** „Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001)“. Neugefasst durch Bek. v. 2.8.2013 I 2977, Zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 18.11.2015 I 2076.
- WABAG (2014):** „WABAG Filtration, Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung“. WABAG Wassertechnik AG. http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf (Letzter Zugriff: 12.06.2015).
- WITTMER, A. ET AL. (2013):** „UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung Labor- und halbtechnische Pilotversuche“. Eawag, im Auftrag des BAFU, Dübendorf, Schweiz.
- WÖFFEN, B.; GRAMLICH, E. ´; STEINKE, M. (2013):** „Klimaschutz-Teilkonzept Kläranlage Bonn Salierweg“. Erläuterungsbericht, Projektnummer: 0147 021. Aachen, April 2013.
- ZIMMERMANN, S. (2011):** “Enhanced wastewater treatment by ozone and ferrate: Kinetics, transformation products and full-scale ozonation“. Dissertation 19615, ETH Zürich.