

Abschlussbericht
zum Forschungsvorhaben
„Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von
Verfahren mit UV-Behandlung“

„Mikrolight“
Phase 2 Ergänzung

Vergabenummer: 08/0581

Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen:
Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen
Reinigungsverfahren

gerichtet an das

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



Aachen, den 30.08.2017
Bevollmächtigter Vertreter
der Arbeitsgemeinschaft und Projektleiter:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp
Direktor des Instituts für
Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen

Projektpartner

Projektleiter		Bearbeiter
	Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen Univ.-Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp Mies-van-der-Rohe-Str. 1 52074 Aachen Tel.: 0241 80 25207 Fax: 0241 80 22285 E-Mail: isa@isa.rwth-aachen.de www.isa.rwth-aachen.de	Kassandra Klaer, M.Sc. Dipl.-Ing. Michael Reinders Dr.-Ing. Laurence Palmowski Dr.-Ing. D. Montag Regina Dolny, M.Sc. Dr.-Ing. Wilhelm Gebhardt
Partner		Bearbeiter
 Institut für Arbeitsmedizin und Sozialmedizin	Institut für Arbeitsmedizin und Sozialmedizin der RWTH Aachen Univ.-Prof. Dr. med. Thomas Kraus Pauwelsstraße 30, 52074 Aachen Tel: 0241 80-88881 Fax: 0241 80-82587 E-Mail: arbeitsmedizin@ukaachen.de www.arbeitsmedizin.ukaachen.de	Dr. rer. nat. M. Möller Dr. rer. nat. Heike Ehrlichmann

Abschlussdatum:

31.07.2017

Zitiervorschlag:

PINNEKAMP, J.; KLAER, K; REINDERS, M., MONTAG, D.; DOLNY, R., GEBHARDT, W., EHRLICHMANN, H., MÖLLER, M.: (2017): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung (Mikrolight) - Phase 2 Ergänzung“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Projektziele	1
2	Stand der Technik	3
2.1	Mikrobiologische Belastung kommunaler Abwässer	3
2.1.1	Mikroorganismen.....	3
2.1.2	Elimination	5
2.2	Einsatz der Ozonung in der kommunalen Abwasserreinigung.....	7
2.2.1	Grundlagen	7
2.2.2	Spurenstoffelimination.....	8
2.2.3	Desinfektion	10
3	Material und Methoden.....	19
3.1	Versuchsprogramm	19
3.1.1	Pilotanlage	19
3.1.2	Versuchsabwasser	21
3.1.3	Ermittlung des Reaktorverhaltens der Anlage.....	22
3.1.4	Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit.....	24
3.1.5	Ermittlung des Einflusses der Ozondosis	26
3.1.6	Vergleich der optimalen Einstellungen zur Spurenstoffelimination und zur Desinfektion	27
3.2	Analytik	29
3.2.1	Standardparameter	29
3.2.2	Spurenstoffe.....	30
3.2.3	Bakterien.....	31
3.2.4	Viren	32
3.2.5	Ökotoxikologische Tests	34

4	Untersuchungen der Ozonung zur Desinfektion von Abwasser	36
4.1	Einfluss der Reaktionszeit auf die Desinfektion	36
4.1.1	Vorversuche	36
4.1.2	Reduktion der Bakterien	37
4.1.3	Einfluss der Abwasserqualität auf die Desinfektionsleistung	41
4.2	Einfluss der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung	43
4.2.1	Charakterisierung des eingesetzten Abwassers	43
4.2.2	Reduktion der Bakterien	45
4.3	Untersuchung des erweiterten Keimspektrums	56
4.3.1	Reduktion der Bakterien	56
4.3.2	Reduktion der Viren	64
4.4	Desinfektionsleistung einer Ozonanlage zur Elimination von Spurenstoffen	65
4.4.1	Spurenstoffelimination vs. Desinfektion auf zwei kommunalen Kläranlagen	65
4.4.2	Bromatbildung	69
4.4.3	Ökotoxikologische Tests	70
5	Legionellen in kommunalen Kläranlagen	71
5.1	Untersuchungsumfang	71
5.2	Allgemeines zu Legionellen	71
5.3	Vorkommen von Legionellen in Kläranlagen	73
5.4	Ozon zur Reduktion der Legionellenkonzentration	80
5.5	Ozonung zur Reduktion von Legionellen in Abwässern	83
6	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	85
6.1	Bisherige Ergebnisse zur Wirtschaftlichkeit einer Ozonung	85
6.2	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Ozonung am Beispiel der Modellkläranlagen	88
6.3	Wirtschaftlicher Vergleich weiterer Verfahren zur Spurenstoffelimination und Desinfektion	92

Verzeichnisse

7 Zusammenfassung..... 94

8 Literatur..... 97

Anhang..... 110

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Konzentration coliformer Bakterien in Kläranlagen (DWA-M 205, 2013).....	7
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Pilotanlage zur Ozonung von Abwasser im Gegenstrom	20
Abbildung 3:	Verweilzeitversuche mit Metylenblau (Eine gleichmäßige Durchmischung im ersten Reaktor R1 (links) und die Ausbildung einer Pfropfenströmung im zweiten Reaktor R2 (rechts)).....	23
Abbildung 4:	Verweilzeitverteilung in der Pilotanlage (R1+R2) zur Ozonung des Abwassers für drei verschiedene Beschickungsvolumenströme	24
Abbildung 5:	Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten (KBE) mit einer Ozondosis von 6 mgO ₃ /l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h	38
Abbildung 6:	Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der gesamten coliformen Bakterien mit einer Ozondosis von 6 mgO ₃ /l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h	39
Abbildung 7:	Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der E.coli mit einer Ozondosis von 6 mg/l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h	40
Abbildung 8:	Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion von Clostridium perfringens mit einer Ozondosis von 6 mg/l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h	40
Abbildung 9:	SAK-Abnahme infolge der Ozonung während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Ozondosis	44
Abbildung 10:	Durchschnittliche Konzentration der Kolonie bildenden Einheiten (KBE) vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min	45
Abbildung 11:	Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min an den verschiedenen Tagen.	46
Abbildung 12:	Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis für eine Aufenthaltszeit von 25 min.....	47

Abbildung 13: Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK254-Abnahme und eine Aufenthaltszeit von 25 min.	48
Abbildung 14: Durchschnittliche Konzentration der gesamten coliformen Bakterien vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und einer Aufenthaltszeit von 25 min.	49
Abbildung 15: Errechnete log-Reduktion der coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min.	50
Abbildung 16: Errechnete log-Reduktion der coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis und eine Aufenthaltszeit von 25 min.	51
Abbildung 17: Errechnete log-Reduktion der gesamten coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK254-Abnahme für eine Aufenthaltszeit von 25 min.	51
Abbildung 18: Durchschnittliche Konzentration der E.coli vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min.	52
Abbildung 19: Errechnete log-Reduktion der E.coli der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und einer Aufenthaltszeit von 25 min.	53
Abbildung 20: Errechnete log-Reduktion der E.coli der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis für eine Aufenthaltszeit von 25 min.	53
Abbildung 21: Errechnete log-Reduktion der E. coli der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK254-Abnahme für eine Aufenthaltszeit von 25 min.	54
Abbildung 22: Durchschnittliche Konzentration von Clostridium perfringens vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min.	55

Abbildung 23:	Durchschnittliche Konzentration der gesamten coliformen Bakterien vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe.	58
Abbildung 24:	Konzentration der gesamten coliformen Bakterien im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts).....	58
Abbildung 25:	Durchschnittliche Konzentration der E. coli vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe	59
Abbildung 26:	Konzentration der E. coli im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts).....	60
Abbildung 27:	Konzentration der E. coli im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe.....	60
Abbildung 28:	Durchschnittliche Konzentration der Enterokokken vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe .	61
Abbildung 29:	Konzentration der Enterokokken im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts).....	62
Abbildung 30:	Durchschnittliche Konzentration der Clostridien vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe	62
Abbildung 31:	Konzentration der Enterokokken im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts).....	63
Abbildung 32:	Mittlere Spurenstoffelimination (sowie Minimum und Maximum; dargestellt durch die Whisker) der untersuchten Substanzen infolge der Ozonung mit 4 mgO ₃ /l und 6 mgO ₃ /l Ozon.	66

Abbildung 33: Spurenstoffelimination in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für Benzotriazol (BTZ), Metoprolol (MET) und Diclofenac (DCF). 67

Abbildung 34: Reduktion der untersuchten Keime für verschiedene Ozondosierungen und Abwässer zweier Kläranlagen..... 68

Abbildung 35: Bromid- bzw. Bromatkonzentration im Zulauf bzw. Ablauf der Ozonanlage. 70

Abbildung 36: Überwachungsergebnisse der Parameter Legionella spp., Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Wert für den Zeitraum Juli 2015 bis Januar 2017 für die KA 12 77

Abbildung 37: Überwachungsergebnisse der Parameter Legionella spp., Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Wert für den Zeitraum Januar 2015 bis Dezember 2016 für die KA 22..... 78

Abbildung 38: Gemessene Legionella spp.–Konzentration in Abhängigkeit der Wassertemperatur..... 79

Abbildung 39: Übersicht der erforderlichen Ct- bzw. It (UV-Strahlung)-Werte zur Inaktivierung von 99 % der dargestellten Mikroorganismen 82

Abbildung 40: Spezifische Kosten pro m³ behandeltem Abwasser (links) und pro angeschlossenenem Einwohnerwert (rechts) für die Ertüchtigung der KA Aachen-Soers mit einer Ozonung..... 91

Abbildung 41: Spezifische Kosten pro m³ behandeltem Abwasser (links) und pro angeschlossenenem Einwohner(rechts) für die Ertüchtigung der KA Essen-Süd mit einer Ozonung..... 92

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit auf die Desinfektionsleistung der Ozonung	25
Tabelle 2:	Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung	25
Tabelle 3:	Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung.....	26
Tabelle 4:	Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Ozondosierung auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung	27
Tabelle 5:	Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ozonung mit erweitertem Analysespektrum und simultane Spurenstoffelimination und Keimreduktion	28
Tabelle 6:	Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ozonung mit erweitertem Analysespektrum und simultane Spurenstoffelimination und Keimreduktion	29
Tabelle 7:	Analyse der Standardparameter	29
Tabelle 8:	Primer/Sonden für die Real-Time PCR	Fehler! Textmarke nicht definiert. 33
Tabelle 9:	Ozonkonzentrationen im Abwasser im Ablauf des 1. Reaktors (R1) und des 2. Reaktors (R2) für verschiedene Ozondosierungen und einen Beschickungsvolumenstrom von 90 l/h	37
Tabelle 10:	Ozonkonzentrationen im Abwasser im Ablauf des 1. Reaktors (R1) und des 2. Reaktors (R2) für verschiedene Ozondosierungen und einen Beschickungsvolumenstrom von 70 l/h	37
Tabelle 11:	Durchschnittliche Konzentration der Standardparameter (n = 2) der verwendeten Abwässer der Kläranlage Aachen Soers im Rahmen der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit	41
Tabelle 12:	SAK-Abnahme infolge der Ozonung während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit für eine Ozondosis von 6 mg _{O₃} /l	42
Tabelle 13:	Ozonkonzentration im Abwasser während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit für eine Ozondosis von 6 mg _{O₃} /l	42

Tabelle 14: Durchschnittliche Konzentration der Standardparameter (*n = 2 oder n = 3) der verwendeten Abwasserproben der Kläranlage Aachen Soers im Rahmen der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Ozondosis 43

Tabelle 15: Ozonkonzentration im Abwasser während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit 44

Tabelle 16: Beispiele für Legionellen Arten, Serogruppen und ihre Verbindung mit menschlichen Erkrankungen..... 72

Tabelle 17: Übersicht des LANUV NRW über die Untersuchungsergebnisse zu Legionellen in kommunalen Kläranlagen - Auszug der KA mit ≥ 10 Messungen 76

Tabelle 18: Übersicht der Investitions- (in T€), Betriebs- (in €/a) und Jahreskosten (€/a) für eine Ozonung zur Spurenstoffelimination am Beispiel von betrachteten Kläranlagen in NRW 86

Tabelle 19: Basisdaten der Kläranlagen Aachen Soers und Essen-Süd..... 88

1 Veranlassung und Projektziele

Die Ozonung zur Behandlung von Kläranlagenabläufen ist ein Verfahren, das derzeit für die Elimination organischer Spurenstoffe intensiv untersucht wird. Zahlreiche Projekte zur Eliminationsleistung und der Umsetzung der Ozonung wurden bereits mit Pilotanlagen und großtechnische Anlagen in Deutschland, der Schweiz und Österreich durchgeführt (z. B. ABEGGLEN et al., 2009; KREUZINGER UND SCHAAR, 2011; ARGE, 2014; JEKEL et al., 2016).

Die Ozonung wird im Bereich der Trinkwasseraufbereitung als Verfahren zur Desinfektion eingesetzt. Dementsprechend kann die Ozonung, neben der Spurenstoffelimination, grundsätzlich eine Desinfektion des Kläranlagenablaufs bewirken. Dies ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn der Vorfluter zu Freizeitziwecken oder zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. Der Erfolg einer Abwasserazonung zur Desinfektion der verschiedenen Mikroorganismen ist jedoch noch nicht abschließend geklärt. Zu den offenen Fragestellungen zählen unter anderem die notwendigen verfahrenstechnischen Einstellungen, die für eine weitreichende Keimreduktion mittels der Ozonung von Abwasser gewählt werden müssen.

Erste Untersuchungen zur Keimreduktion im Rahmen der Spurenstoffelimination zeigten bereits für vergleichsweise geringe Ozondosierungen eine Reduktion der untersuchten Parameter an. So wurden beispielsweise an der Pilotanlage in Regensdorf Escherichia (E.) Coli durch die Behandlung von biologisch gereinigtem Abwasser mit einer spezifischen Ozondosis von nur 0,36 g_{O₃}/g_{DOC} um 1,5 log-Stufen reduziert (ABEGGLEN et al., 2009). Innerhalb des Projektes Pilotox wurde mit einer spezifischen Ozondosis von 0,4 g_{O₃}/g_{DOC} eine Reduktion der Konzentration an coliformen Bakterien von 2 log-Stufen festgestellt, wobei mit geringeren spezifischen Ozonkonzentrationen, wie z.B. 0,3 g_{O₃}/g_{DOC}, kein Effekt auf die coliforme Bakterien beobachtet werden konnte (BAHR et al., 2007).

Eine Dosis-Wirkungsbeziehung zur Keimreduktion mittels Ozon in kommunalem Abwasser wurde bisher noch nicht ausreichend erarbeitet. Das ist auf den häufig nicht feststellbaren Zusammenhang zwischen Bakterien- bzw. Virenreduktion und spezifischer Ozondosis zurückzuführen (ZIMMERMANN et al., 2011; GAMAGE et al., 2013). Auch die Auswertung von für die Ozonung relevanten und leicht zu messenden Parametern, wie dem SAK₂₅₄ oder die Ozonkonzentration im Off-Gas, ergaben in den bislang durchgeführten vereinzelt Versuchen keine ausreichenden Korrelationen mit der Keimreduktion (GERRITY et al., 2012; GAMAGE et al., 2013) Insbesondere der SAK₂₅₄ ist jedoch im Bereich der Spurenstoffelimination von besonderem Interesse, da er als Parameter zur Steuerung und Regelung der Ozondosis diskutiert wird (z.B. WITTMER et al., 2013; JEKEL et al., 2016).

Generell werden für die großtechnische Umsetzung der Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen zwei Verfahrenstechniken als besonders relevant angesehen: die Ozo-

nung und die Behandlung mit Aktivkohle. Die zusätzliche Desinfektion neben der Spurenstoffelimination durch die Ozonung wird häufig als zusätzlicher positiver Aspekt für die Ozonung genannt. Die Keimreduktion durch den Einsatz von Ozon unter den Randbedingungen zur Spurenstoffelimination ist jedoch nicht ausreichend geklärt. Durch die innerhalb dieses Projekts geplanten Versuche wird ein hoher Erkenntnisgewinn in Bezug auf diese Frage erwartet. Zudem sollen erste Einschätzungen für die optimale Betriebsweise einer Ozonung mit dem gleichzeitigen Ziel der Desinfektion und Spurenstoffelimination erhalten werden. Ziel des Projekts ist weiterhin die Auslegung und Ermittlung der Leistungsfähigkeit einer Ozonung zur gleichzeitigen Spurenstoff- und Keimreduktion in Abläufen kommunaler Kläranlagen. Dabei werden sowohl die Praxistauglichkeit als auch die Wirtschaftlichkeit einer entsprechend ausgelegten Ozonung betrachtet. Die entsprechenden Ergebnisse sollen anhand einer Pilotanlage und systematischer Versuchseinstellungen für eine kommunale Kläranlage ermittelt werden.

Als zusätzlicher Aspekt wird ein weiteres relevantes Bakterium, die Legionellen, betrachtet. Im Sommer 2013 kam es zur Verbreitung von Legionellen im Raum Warstein, welche das Thema erneut in den Fokus von Behörden und Bevölkerung rückte. Die Beprobungen weiterer Kläranlagen in NRW durch das LANUV ergaben, dass Legionellen bei der überwiegenden Anzahl der Proben nicht im Abwasser gefunden wurden. Eine zuverlässige Vorhersage der Wirkung von Ozon auf die Konzentration von Legionellen im Abwasser setzt jedoch ein regelmäßiges Auftreten dieser in einem Kläranlagenablauf voraus. Dementsprechend sind gezielte Versuche durch die Ozonung von kommunalem, Legionellen haltigem Abwasser nicht umsetzbar. Dennoch ist es von Interesse, an den betroffenen Anlagen Maßnahmen zu entwickeln, durch die das Risiko für Personal und Öffentlichkeit möglichst minimiert wird. Daher werden das Vorkommen und die Reaktion von Legionellen bei der Behandlung von Abwasser mit Ozon im Rahmen einer Literaturstudie untersucht.

Die prioritären Auslegungsparameter, welche durch die Versuche mit Abwasser einer kommunalen Kläranlage ermittelt werden sollen, sind die zu applizierende Ozonmenge und die Kontaktzeit. Die ermittelten Auslegungsgrößen werden dadurch überprüft, dass Abwasser einer weiteren Kläranlage behandelt wird und der Parameterumfang um weitere Keime aber auch Spurenstoffe und Ökotoxizitätstests erweitert wird. Die Kenntnis dieser Auslegungsgrößen führt in der Praxis dazu, dass Anlagen zur Ozonung dimensioniert werden können. Anhand einer theoretischen Dimensionierung und des notwendigen Energiebedarfs bei der ermittelten Dosiermenge, können die Kosten des Verfahrens berechnet werden. Dadurch kann ein Vergleich mit Verfahren zur alleinigen Spurenstoffelimination bzw. Desinfektion gezogen werden und ermittelt werden, ob eine zur simultanen Spurenstoff- und Keimelimination ausgelegte Ozonung wirtschaftlicher ist als eine Kombination entsprechender separater Verfahrensstufen.

2 Stand der Technik

2.1 Mikrobiologische Belastung kommunaler Abwässer

2.1.1 Mikroorganismen

Abwässer kommunaler Kläranlagen enthalten generell Mikroorganismen, wie Bakterien, Viren und Protozoen. Viele Bakterien, darunter zählen auch *Escherichia (E.) coli* oder Intestinale Enterokokken, welche als Indikatorsubstanzen für die Badegewässerrichtlinie fungieren, liegen kontinuierlich im Abwasser vor. Andere Keime, wie z.B. Viren, werden dagegen vermehrt während vorliegender Epidemien im Abwasser vorgefunden.

Im Rahmen dieses Projekts wurden verschiedene Mikroorganismen im Ablauf der Kläranlage Aachen Soers und der Kläranlage Essen-Süd untersucht. Im Folgenden werden für diese Parameter übliche Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen aus der Literatur zusammengetragen.

Bakterien

Alle im Abwasser vorhandenen kultivierbaren Bakterien werden unter dem Parameter Gesamtkoloniezahl zusammengefasst. Üblicherweise findet eine Analyse dieses Parameters nach Inkubation bei fester Temperatur (in der Trinkwasserverordnung bei $20 \pm 2^\circ\text{C}$ bzw. 36°C) statt. In der Literatur (KISTEMANN et al., 2001; RECHENBURG, 2008; MOULIN et al., 2010) werden für die Belastung von Kläranlagenabläufen für die Gesamtkoloniezahl 20°C im Median Werte von $3,1 \cdot 10^2 - 7,3 \cdot 10^5$ KBE/100 ml und für die Gesamtkoloniezahl 36°C Werte von $6,3 \cdot 10^2 - 2,7 \cdot 10^6$ KBE/100 ml angegeben. Die oberen genannten Werte wurden auf der Kläranlage Saint Amont in Frankreich gemessen (MOULIN et al., 2010). In Deutschland lagen die nachgewiesenen Konzentrationen für die Gesamtkoloniezahl 20°C bzw. 36°C bei maximal $3,18 \cdot 10^3$ bzw. $1,2 \cdot 10^4$ KBE/100 ml (KISTEMANN et al., 2001; RECHENBURG, 2008).

Die Bestimmung der coliformen Bakterien ist ebenfalls in der Trinkwasserverordnung geregelt. Coliforme Bakterien werden sowohl über menschliche als auch tierische Ausscheidungen ins Abwasser eingetragen. Darüber hinaus kommen sie auch natürlicherweise in der Umwelt vor (MERKEL et al., 2016). Für die coliformen Bakterien werden im Kläranlagenablauf Werte von $5 \cdot 10^3$ bis $2,5 \cdot 10^5$ KBE/100 ml genannt (KISTEMANN et al., 2001; KOIVUNNEN et al., 2003; KOCH, 2004; HUBER und POPP, 2005; MANDILARA et al., 2006; RECHENBURG, 2008; FRANCY et al., 2011) Auf einer Kläranlage in Helsinki, auf der auch eine Denitrifikation betrieben wird, konnten im Durchschnitt noch höhere Konzentrationen von $1,4 \cdot 10^6$ KBE/100 ml gemessen werden. Diese Werte können auf die besonders hohe Belastung des Rohabwassers zurückgeführt werden, da die Reduktionsleistung der Kläranlage mit 2 log-Stufen im Bereich der üblichen Werte lag (KOIVUNNEN et al., 2003).

Escherichia coli gehören zur Gruppe der coliformen Bakterien und sind sowohl in der Trinkwasserverordnung als auch in der Badegewässerverordnung als Indiakorparameter aufgeführt. Die Trinkwasserverordnung regelt den zulässigen Grenzwert für Enterokokken und gibt ein entsprechendes Analyseverfahren vor. Die Konzentration von *E. coli* liegt entsprechend der Literaturangaben im Kläranlagenablauf generell bei 10^3 bis 10^4 MPN/100 ml (KISTEMANN et al., 2001; MANDILARA et al., 2006; GASSE, 2008; GROETTEKER, 2008; RECHENBURG, 2008; MOULIN et al., 2010; FRANCY et al., 2011) In Abhängigkeit der Verfahrenstechnik können davon abweichende Konzentrationen vorgefunden werden. Für Kläranlagen mit nachgeschalteten Abwasserteichen konnten GROETTEKER et al. (2008) besonders niedrige Ablaufwerte von $10 - 10^3$ MPN/100 ml beobachten. In einer Studie aus Irland und auf der Kläranlage Niederkassel wurden dagegen im Median *E. coli*-Konzentrationen von mehr als 10^5 MPN/100 ml im Ablauf von konventionellen Kläranlagen nachgewiesen (KOCH, 2004 und FLANNERY et al., 2012)

Intestinale Enterokokken sind neben *E. coli* der entscheidende Parameter in der Badegewässerverordnung und zeigen durch ihr hohes Vorkommen im tierischen Verdauungstrakt generell fäkale Verunreinigungen durch tierische Einträge an. Die Konzentration der Intestinalen Enterokokken im Ablauf von Kläranlagen beläuft sich auf $15 \cdot 10^1$ bis $2,1 \cdot 10^4$ KBE/100 ml. (KISTEMANN et al., 2001; KOCH, 2004; MANDILARA et al., 2006; GASSE, 2008; GROETTEKER, 2008; RECHENBURG, 2008; FRANCY et al., 2011) Eine Ausnahme ist der Ablauf der Kläranlage Saint Mont in Frankreich, in dem Werte von durchschnittlich $7,4 \cdot 10^5$ KBE/100 ml festgehalten wurden (MOULIN et al., 2010).

Clostridium perfringens, welche zur Gruppe der Clostridien gehören, können nicht nur im Darm von Menschen und Tieren nachgewiesen werden, sondern auch in anderen Umweltsektoren wie z.B. im Boden, im Wasser, im Staub etc. und dient ebenfalls als Indikatorparameter der Trinkwasserverordnung (MERKEL et al., 2016). *C. perfringens* liegen mit Konzentrationen von $65 \cdot 10^1$ bis $1,58 \cdot 10^4$ KBE/100 ml im gereinigten Abwasser vor (KISTEMANN et al., 2001; KOCH, 2004; HUBER und POPP, 2005; RECHENBURG, 2008).

Die Auswirkungen von Niederschlag auf die Belastung des Kläranlagenablaufs sind von den einzelnen Kläranlagen und ihren Auslastungen abhängig (GASSE, 2009). GROETTEKER et al. (2008) beobachteten für die von Ihnen untersuchten Parameter *E. coli* und Intestinale Enterokokken einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Höhe des Niederschlages und der Belastung des Kläranlagenablaufs. Die *E. coli*-Konzentration und die Konzentration der Intestinalen Enterokokken im Ablauf der untersuchten Kläranlagen stiegen während eines beobachteten Niederschlagsereignisses um mehr als eine log-Stufe an. Auch GASSE (2009) konnte in ihren Messungen nachweisen, dass die Konzentration der *E.coli* im Ablauf der drei untersuchten Kläranlagen im Regenwetterfall im Mittel um ca. eine Zehnerpotenz erhöht war. Dies wurde an zwei der drei Kläranlagen auch für die Intestinalen Enterokokken beobachtet.

AUERBACH et al. (2009) konnten dagegen keinen Einfluss des Niederschlags auf die Keimkonzentration im Kläranlagenablauf nachweisen. Die durch die Kläranlage in den Vorfluter eingetragene Fracht erhöhte sich infolge eines größeren Volumenstroms, jedoch zeigte die Konzentration keine Korrelation zum Niederschlagsereignis (AUERBACH et al., 2009).

Viren

Die Informationsdichte zum Vorkommen von Viren im Ablauf von Kläranlagen ist deutlich geringer als für Bakterien. Ihr Vorkommen ist oft sporadisch und nicht kontinuierlich. Adenoviren sind vergleichsweise häufig im Ablauf von Kläranlagen zu finden. In der Literatur werden Konzentrationen von 0 bis $1,6 \cdot 10^5$ CG/l angegeben (BOFILL-MAS et al., 2006; FONG et al., 2010; SIMMONS et al., 2011; SIMMONS und XAGORARAKI, 2011; FRANCY et al., 2012; HEWITT et al., 2013). Dabei wird mit den üblichen Bestimmungsverfahren generell nur die Anzahl der im Abwasser befindlichen Viren analysiert, nicht jedoch ihre Infektiosität. SIMMONS und XAGORARAKI (2011) stellten bei Untersuchungen an fünf Kläranlagen in Michigan fest, dass bei Vorhandensein von den durchschnittlich $8,7 \cdot 10^3$ CG/l Adenoviren nur insgesamt 12,6 infektiöse Viren vorlagen.

Enteroviren sind in der Regel im Rohabwasser im Zulauf der Kläranlagen zu finden. Im Anschluss an die Abwasserbehandlung sind jedoch, mit Ausnahme der Untersuchungen von SIMMONS et al. (2011) bei denen jede Probe Enteroviren enthielt, weniger als 50 % der Proben mit Enteroviren belastet. Die durchschnittlich gemessene Konzentration im gereinigten Abwasser beträgt 0,63 bis $2,9 \cdot 10^2$ CG/l, wobei in einzelnen Proben Konzentrationen von bis zu $3 \cdot 10^4$ CG/l nachgewiesen wurden (OTTOSSON et al., 2006; MOULIN et al., 2010; SIMMONS et al., 2011; SIMMONS und XAGORARAKI, 2011).

Noroviren treten epidemiebedingt im Winter häufiger im Abwasser auf als im Sommer (OTTOSSON et al., 2006). SIMMONS und XAGORARAKI (2011) konnten keine Noroviren im Ablauf der Kläranlagen in Michigan messen. Dagegen fanden FRANCY et al. (2011) und OTTOSSON et al. (2006) Noroviren vereinzelt im Ablauf von Kläranlagen in den USA bzw. Schweden und FLANNERY et al. (2012) und HEWITT et al. (2013) wiesen Noroviren regelmäßig im Ablauf der von ihnen untersuchten Kläranlagen nach. Die durchschnittliche Konzentration lag bei 34 bis $2 \cdot 10^5$ CG/l (OTTOSSON et al., 2006; FLANNERY et al., 2012; HEWITT et al., 2013)

2.1.2 Elimination

Die Abwasserverordnung sieht keine Grenzwerte für die Qualität der Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen hinsichtlich pathogener Keime vor. Anstelle dessen ist das Ziel der Abwasserreinigung ohne weitergehende Anforderungen an den Kläranlagenablauf die Reduktion des Nährstoffeintrags in die Gewässer. Dennoch führen die Prozesse auf den Klär-

anlagen dazu, dass auch die Konzentrationen der Mikroorganismen im Abwasser reduziert werden. Dabei ist kein Zusammenhang zwischen einem zuverlässigem Erreichen der Nährstoffelimination und der Reinigungsleistung in Bezug auf pathogene Keime ersichtlich (GROETTEKER et al., 2008).

Nachfolgend werden Angaben aus der Literatur bezüglich der Reinigungsleistung von Kläranlagen ohne Desinfektionseinheiten für die im Rahmen dieses Projekts untersuchten Mikroorganismen zusammengefasst.

Für Kläranlagen die eine mechanischen und eine biologische Reinigungsstufe sowie teilweise eine zusätzliche Filtrationseinheit umfassen, konnten in Abhängigkeit des Ausbaugrades Reduktionen für die Konzentration der *E. coli* im Abwasser von 2 bis 4 log-Stufen erreicht werden. Die Konzentration der coliformen Bakterien und *C. perfringens* konnten ebenfalls um 1,5 bis 3 log-Stufen verringert werden. Für die Intestinalen Enterokokken wurden Reduktionsleistungen von 1 bis 3,5 log-Stufen verzeichnet (KISTEMANN et al., 2001; MANDILARA et al., 2006; OTTOSSON et al., 2006; RECHENBURG, 2008; ORTH und SCHMIDTLEIN, 2010). Neben den Bakterien wird auch die Konzentration der Viren während des Reinigungsprozesses auf der Kläranlage reduziert. Für Adenoviren, Papyloviren, Enteroviren und Noroviren wurden Reduktionsleistungen von 1 bis 2 log-Stufen verzeichnet (BOFILL-MAS et al., 2006; OTTOSSON et al., 2006; FONG et al., 2010; MOULIN et al., 2010; FLANNERY et al., 2012; FRANCY et al., 2012; HEWITT et al., 2013).

Im Allgemeinen werden die Mikroorganismen hauptsächlich während der biologischen Reinigung reduziert. LUCENA et al. (2004) verglichen die Reduktionsleistung verschiedener Kläranlagen mit dem Fokus auf Pathogene. Es wurde festgestellt, dass die untersuchten Parameter coliforme Bakterien, Enterokokken und Clostridien in der mechanischen Reinigungsstufe um ca. 0,5 log-Stufen verringert wurden. Während der biologischen Reinigung wurden die Konzentrationen um eine weitere log-Stufe verringert (LUCENA et al., 2004). Auf einer Kläranlage in Athen konnten ebenfalls nur geringe Reduktionen von 0,1 log-Stufen für *E. coli*, gesamte coliforme Bakterien und Intestinalen Enterokokken während der mechanischen Reinigung beobachtet werden. Infolge der biologische Behandlung wurden die Konzentrationen dagegen um weitere 2 bis 3 log-Stufen verringert werden (MANDILARA et al., 2006) Die Untersuchungen von FONG et al. (2010) und LI et al. (2011) zeigten, dass auch Viren, hier Adenoviren und Rotaviren, hauptsächlich während der biologischen Reinigung reduziert werden. Für Rotaviren wurde postuliert, dass diese am belebten Schlamm adsorbieren und während der Nachklärung abgetrennt sowie inaktiviert werden (FONG et al., 2010).

Der Einsatz einer nachgeschalteten Filterstufe führt zu einer erhöhten Reduktionsleistung der Kläranlagen (GASSE, 2009; KISTEMANN et al., 2009). Der relevante Mechanismus zur

Keimreduktion ist nach ersten Untersuchungen auch bei der Sandfiltration der biologische Abbau. Durch das reine Abtrennen der abfiltrierbaren Substanzen in einem Schnellsandfilter konnten beispielsweise ORTH und SCHMIDTLEIN (2010) eine nur geringe Reduktion der Belastung des Abwassers mit *E. coli* und intestinalen Enterokokken beobachten. Bei erhöhten Feststoffkonzentrationen im Zulauf zur Filtereinheit kann die Reduktionsleistung jedoch dadurch verbessert werden, dass an den Feststoffen adsorbierte Mikroorganismen ebenfalls durch die Filtration abgetrennt werden. Der Einsatz eines Langsandsandfilters und die Ausbildung einer biologisch aktiven Schicht führten während der Untersuchungen insgesamt zu deutlich besseren Eliminationsleistungen von bis zu vier Log-Stufen (ORTH und SCHMIDTLEIN, 2010).

Abbildung 1 zeigt eine graphische Darstellung der Konzentrationsniveaus der coliformen Bakterien in den einzelnen Verfahrensstufen der Kläranlage. Wie zuvor beschrieben wird in der biologischen Stufe und durch eine nachgeschaltete Sandfiltration ein großer Teil der Mikroorganismen reduziert. Die mechanische Reinigung hat nur einen geringen Einfluss auf die Reduktion der coliformen Bakterien. Weiterführende Reinigungsstufen, wie z.B. die UV-Bestrahlung (in Abbildung 1 dargestellt), die Chlorung oder die Ozonung werden mit dem Ziel der Keimreduktion eingesetzt und können die Konzentration der Mikroorganismen im Ablauf der Kläranlage deutlich stärker reduzieren, als die konventionelle Abwasserreinigung (DWA-M 205, 2013).

Abbildung 1: Konzentration coliformer Bakterien in Kläranlagen (DWA-M 205, 2013)

2.2 Einsatz der Ozonung in der kommunalen Abwasserreinigung

2.2.1 Grundlagen

Die Ozonung ist ein oxidatives Abwasserreinigungsverfahren, bei dem ozonhaltige Luft, ozonhaltiger Sauerstoff oder ein hochkonzentrierter Ozon-Teilwasserstrom in das Abwasser eingetragen wird. Sie wird auf Kläranlagen für die Reduktion von Spurenstoffen untersucht und in wenigen Demonstrationsanlagen bereits großtechnisch eingesetzt. (ARGE, 2014)

Die Oxidation von Ozonmolekülen mit organischen bzw. anorganischen Substanzen erfolgt nach zwei sich überlagernden Reaktionstypen:

- der direkten Oxidation durch Ozon und
- der indirekten Oxidation durch Hydroxylradikale.

Die direkte Oxidation ist eine Reaktion von Ozon mit den Wasserinhaltsstoffen, welche bevorzugt nach dem Criegee-Mechanismus abläuft. Während der Reaktion werden bevorzugt elektronenreiche Verbindungen oxidiert (NÖTHE et al., 2009). In Wasser gelöstes Ozon ist äußerst instabil, weshalb es rasch zerfällt. Der Zerfall von Ozon führt zur Entstehung von Hydroxylradikalen (VON GUNTEN, 2003). Im Gegensatz zu Ozon reagieren Hydroxylradikale

Stand der Technik

schnell und unselektiv mit nahezu allen Abwasserinhaltsstoffen. Verfahren, die gezielt eine Entstehung von Hydroxylradikalen fokussieren, Advanced Oxidation Processes (AOP), waren Inhalt der Phasen 1 und 2 dieses Projekts. In Abhängigkeit der Milieubedingungen, z.B. Temperatur, pH-Wert oder chemische Wassermatrix, überwiegt einer der beiden vorgestellten Reaktionswege. Im basischen Milieu, $\text{pH} > 10$, findet in erster Linie die indirekte Reaktion statt, wohingegen im sauren pH-Bereich, $\text{pH} < 4$, vorrangig die direkte Ozonung vorliegt (BACHMANN, 1996; GOTTSCHALK et al., 2000). Eine Ozonung im basischen Milieu kann entsprechend ebenfalls zu den AOP gezählt werden.

Je nach eingetragener Ozondosis bzw. Konzentration im Zugas (Feed-Gas) wird ein Teil des Ozons über den Ablauf der Ozonanlage bzw. das Abgas (Off-Gas) wieder aus dem System ausgetragen und nimmt nicht an der Reaktion teil. Im Trinkwasserbereich wird als Vergleichsparameter unterschiedlicher Studien häufig die Ozondosis gewählt, da davon ausgegangen wird, dass nur wenig Ozon aus der Reaktionskammer ausgetragen wird und das Wasser kaum organische Belastungen aufweist, welche in Konkurrenz zu den zu behandelnden Zielsubstanzen stehen. Im Abwasserbereich ist es dagegen üblich, den Ozoneintrag auf die gelöste Organik (DOC) im Zulauf der Ozonungsstufe zu beziehen. Hierzu wird die spezifische Ozondosis als theoretischer Parameter eingesetzt [$\text{g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$], um so die Ozonbehandlung zwischen verschiedenen Kläranlagen oder Behandlungstagen vergleichen zu können. (SCHAAR, 2011)

2.2.2 Spurenstoffelimination

Die Ozonung wird im Bereich der Abwasserbehandlung generell als Verfahren zur Spurenstoffelimination eingesetzt (ABEGGLEN et al., 2009, SCHAAR et al., 2013, ARGE, 2014).

Zahlreiche Autoren berichteten über die Leistungsfähigkeit der Ozonung mit dem Ziel der Spurenstoffelimination (z.B. ANTONIOU et al. 2013; LEE et al., 2013; ARGE, 2014). Der Erfolg der Ozonung hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie dem Ozoneintrag, der Abwassermatrix, der Reaktionszeit, dem pH-Wert, der Temperatur und den Reaktionseigenschaften der Mikroorganismen bzw. der Spurenstoffe. Generell wird durch die Erhöhung des Ozoneintrags ein verbesserter Abbau von Spurenstoffen erreicht. Die Bemessung von Anlagen zur Ozonung von Abwasser erfolgt daher maßgeblich durch die Wahl der nachfolgenden zwei Größen: der Ozondosis (C_{O_3}) und der Aufenthaltszeit bzw. Reaktionszeit (t), über welche das erforderliche Volumen der Anlage berechnet wird (z. B. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016).

Die benötigte Ozondosis muss für den Einzelfall entsprechend der Belastung des Abwassers und des Reinigungsziels individuell ermittelt werden. Im Rahmen der BMBF-

Fördermaßnahme RiskWa (Förderkennzeichen: 02WRS1271) wurde ein Leitfaden zu Indikatormaterialien für die weitergehende Reinigung von Abwasser erstellt (JECKEL UND DOTT, 2013). Für die Elimination von Carbamazepin und Diclofenac wird hier eine spezifische Ozondosis von $0,3 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ angegeben, wohingegen für Benzotriazol, Atenolol, Metoprolol und Sotalol, welche als mäßig eliminierbare Substanzen eingestuft sind, eine spezifische Ozondosis von ca. $0,7 - 0,8 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ eingesetzt werden muss. ANTONIOU ET AL. (2013) untersuchten beispielsweise sechs unterschiedliche Kläranlagenabläufe. Für eine 90 %ige Carbamazepin-Reduktion wurde je nach Kläranlage eine Mindestdosis von 2,2 bis 10,8 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ ermittelt, entsprechend eine spezifische Ozondosis von 0,42 bis $0,84 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$. Für Metoprolol mussten sogar Ozondosen zwischen 3,8 bis 18,2 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ bzw. 0,73 bis $1,33 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ für eine 90 %ige Elimination eingesetzt werden. In Regensdorf wurde mit einer spezifischen Ozondosis von ca. $0,6 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ das vorgegebene Reinigungsziel einer durchschnittlichen Spurenstoffelimination von 80 % eingehalten. (ABEGGLEN et al., 2009). Im Rahmen der Untersuchungen der ARGE (2014) wurde beobachtet, dass Carbamazepin und Diclofenac bereits für eine Ozondosis von nur 2 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ nennenswert reduziert wurden. Ab einer spezifischen Ozondosis von $0,7 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ wurden auf der KA Duisburg Vierlinden für leicht eliminierbare Substanzen wie Diclofenac zuverlässig Reduktionsleistungen von $> 90 \%$ eingehalten. Für moderat eliminierbare Substanzen wie Benzotriazol schwankten die Eliminationsgrade jedoch, sodass teilweise über 90 % eliminiert wurden, an anderen Tagen dagegen nur Eliminationsgrade von 50 % erreicht wurden. Nach Herunternutzen der eingetragenen Ozondosis auf $0,2 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ konnten auch für Diclofenac keine konstanten Eliminationsgrade gehalten werden, sondern die Elimination schwankte zwischen ca. 60 und 80 %. ABEGGLEN UND SIEGRIST (2012) geben im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche an, dass eine spezifische Ozondosis von $0,7 - 0,9 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ für viele Stoffe eine ausreichende Abbauleistung ergibt. Auf der Kläranlage Aachen Soers wird nach Voruntersuchungen im Projekt DemO₃-AC eine Ozondosis von 4 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ bzw. von ca. $0,5 - 0,7 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ für eine effiziente Spurenstoffelimination angesetzt. (KLAER et al., 2017)

Die Angaben zur eingesetzten Kontaktzeit variieren zwischen 5 Minuten (ABEGGLEN et al., 2009) und 30 Minuten (HERBST et al., 2011). Die kurze Kontaktzeit von 5 Minuten wurde im Rahmen eines Projekts auf der Kläranlage Regensdorf aufgrund der vorhandenen Bausubstanz eingesetzt (ABEGGLEN et al., 2009). Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden wurde der Ozonreaktor dagegen mit einer Aufenthaltszeit von 30 Minuten bemessen. Die vor Errichtung der Anlage Duisburg-Vierlinden stattgefundenen Überlegungen beinhalten, dass die Reaktion von Ozon mit den Spurenstoffen nach 15 bis 20 Minuten beendet und das restliche Beckenvolumen für

Stand der Technik

den Abbau des verbleibenden Ozons und der gebildeten Transformationsprodukte zur Verfügung steht (HERBST et al., 2011). Eine vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW herausgegebene Broschüre zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination (Stand September 2016) empfiehlt bei mittlerem Trockenwetterzufluss eine Aufenthaltszeit von 15 - 30 Minuten im Ozonreaktor, wobei diese für sehr stark zehrendes Abwasser auf bis zu 10 Minuten verkürzt werden kann.

Ein Nachteil der Ozonung ist, dass die Substanzen im Abwasser in der Regel nicht vollständig abgebaut werden, sondern teilweise nur zu weiteren Abbauprodukten, sogenannten Transformationsprodukten, reagieren. Hierbei können unerwünschte Nebenprodukte, wie z.B. das kanzerogene Bromat entstehen (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012). Die Reaktions- und Zwischenprodukte der Spurenstoffe sowie der weiteren oxidierten Substanzen können nicht endgültig vorhergesagt werden, da die Entstehung sehr komplex und vielfältig ist (BACHMANN, 1996). Daher ist auch die Toxizität der Transformationsprodukte derzeit noch nicht vollständig geklärt. Bekannte Abbauprodukte sind das kanzerogene Bromat und die ebenfalls kanzerogenen N-Nitrosamine. Bromat wird während der Ozonung aus Bromid gebildet. Der Grenzwert von Bromat in der Trinkwasserverordnung liegt bei 10 µg/l. Obwohl dieser Grenzwert für die Ozonung von Kläranlagenabläufen nicht bindend ist, sollte die Einleitung von Bromat in Gewässer möglichst gering gehalten werden (SCHUMACHER, 2006). Um die entstandenen biologisch abbaubaren Reaktionsprodukte sowie unerwünschte Nebenprodukte zurückzuhalten, hat es sich zudem bewährt, eine weitere Reinigungsstufe, wie einen Sandfilter oder weitere biologisch wirksame Verfahren, nachzuschalten (ARGE, 2014; ABEGGLEN et al., 2009). Insgesamt scheint die Ozonung jedoch nicht zu toxischen Effekten des Abwassers auf biologische Systeme zu führen. Des Weiteren sind viele der durch die Ozonung entstehenden Abbauprodukte leichter biologisch verfügbar als ihre Ausgangsprodukte, weshalb sie in einer nachgeschalteten biologischen Stufe abgebaut werden können (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012).

2.2.3 Desinfektion

Die Ozonung wurde in der Wasseraufbereitung ursprünglich aufgrund ihrer desinfizierenden Wirkung für eine Vielzahl von Mikroorganismen eingesetzt. Die Inbetriebnahme der ersten Ozonung zur Trinkwasserbehandlung erfolgte 1893 in Oudshoorn in den Niederlanden (US EPA 1986, OBERG, 1995). In Deutschland wurde die Ozonung in den vergangenen Jahren vermehrt mit dem Ziel der Spurenstoffelimination auf Kläranlagen eingesetzt. Dennoch bleibt die Desinfektion ein positiver Nebeneffekt des Verfahrens, der nicht abschließend untersucht ist (GAMAGE et al., 2013). Ein Fazit der ARGE (2014), welche die Spurenstoffelimination und

Stand der Technik

Keimreduktion an großtechnischen Anlagen zur Ozonung untersuchte, ist, dass keine wesentliche Keimreduktion durch die Ozonung stattfindet. ABEGGLEN et al. (2009) berichten dagegen von einer guten Keimreduktion infolge der Ozonung mit dem Ziel der Spurenstoffelimination. Im Folgenden soll die Desinfektion im Rahmen der Abwasserbehandlung genauer beleuchtet werden.

Ozon wird aufgrund seiner oxidativen Eigenschaften als schnelles und sehr effizientes Desinfektionsmittel eingesetzt. Als solches werden Ozon folgende Eigenschaften und Inaktivierungsmechanismen zugeschrieben: (USEPA, 1999; ROJAS-VALENCIA, 2011; BISCHOFF, 2013)

- Oxidation von Komponenten der Zellmembran und Schädigung des Protoplasmas,
- Deaktivierung von Bakterien-, Virus- und Protozoenzellen,
- Störung der Enzymaktivität und Beschädigung der Nukleinsäuren sowie der Proteinhüllen,
- Angriff auf ungesättigte Fettsäuren, Glykoproteinen, Glykolipide, Aminosäuren und Sulfhydrylgruppen von bestimmten Enzymen.

Der Wirkmechanismus der Desinfektion infolge der Ozonung ist bislang jedoch nicht vollständig bekannt, da eine Vielzahl von Reaktionen des Ozons mit den unterschiedlichen Zellbestandteilen der Mikroorganismen gemeinsam ablaufen. Es finden sowohl Reaktionen des Ozons mit Molekülen der Zellwand oder den Enzymen statt, als auch die Oxidation von Bestandteilen der DNA (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002; VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012). Hierbei werden zunächst die ungesättigten Fettsäuren und Proteine der Zellwand zerstört. Parallel dazu kann Ozon durch die Zellwand in die Mikroorganismen diffundieren und so zu einer Schädigung der Enzyme und dadurch zur Inaktivierung von Mikroorganismen führen (OBERG, 1995). Die Reaktion von Ozon mit den Zellbestandteilen der Mikroorganismen erfolgt, analog zur Reaktion von Ozon mit weiteren Abwasserinhaltsstoffen, sowohl über die direkte Oxidation mit Ozon als auch über die indirekte Reaktion durch Hydroxylradikalen. Für die Reduktion der Mikroorganismen ist es wichtig, dass diese ausreichend geschädigt sind, damit keine Reparaturmechanismen der Zelle greifen können. (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012)

Reduktion verschiedener Mikroorganismen

Der Erfolg der Keimreduktion während der Ozonung ist stark von den einzelnen Mikroorganismen und deren Resistenz gegenüber der Ozonung abhängig (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012). XU et al. (2002) konnten im Rahmen ihrer Untersuchungen mit Abwasser beobachten, dass eine Ozondosis von 4,8 mg_{O₃}/l ausreichte, um Enteroviren vollständig zu inaktivieren. Clostridien erwiesen sich dagegen als resistenter und konnten während der

Ozonung nur für sehr hohe Ozondosen, von 25 – 30 mg_{O₃}/l, um 1,2 – 1,7 log-Stufen eliminiert werden. Die Belastung des Abwassers mit coliformen Bakterien konnte mit derselben hohen Ozondosis dagegen um bis zu 4,4 log-Stufen und Enterokokken um bis zu 3,6 log-Stufen vermindert werden. (XU et al., 2002) Innerhalb der Untersuchungen der ARGE (2014) wurde festgestellt, dass an zwei großtechnischen Versuchsanlagen zur Ozonung von Abwasser mit dem Ziel der Spurenstoffelimination *E. coli* im Mittel um 1 – 1,5 log-Stufen und Enterokokken um 1,4 – 1,7 log-Stufen reduziert wurden. Adenoviren wurden dagegen nicht reduziert. TYRRELL et al. (1995) untersuchten die Desinfektionsleistung der Ozonung für unterschiedliche Kläranlagenabläufe. Die Konzentration der coliformen Bakterien konnte, mit einer gelösten Ozondosis von 0,3 ppm im Abwasser und einer Kontaktzeit von 2 Minuten, um 1,1 – 1,5 log-Stufen verringert werden. Für die gleichen Einstellungen konnten Enterokokken um 1 – 1,2 log-Stufen und *C. perfringens* um 0,1 – 0,2 log-Stufen reduziert werden. (TYRRELL et al., 1995). TERNES et al. (2003) führten Versuche zur Spurenstoffelimination durch, wobei ebenfalls die Reduktionsleistung der Ozonung hinsichtlich Keimen untersucht wurden. Der Einsatz von 5 mg_{O₃}/l Ozon führte dazu, dass die Konzentration der Kolonie bildenden Einheiten um etwa 1,2 log-Stufen und die Konzentration der *E. coli* um 2,7 log-Stufen reduziert werden konnten. Für *C. perfringens* konnte keine Abnahme der Konzentration infolge der Ozonung festgestellt werden. Durch eine Erhöhung der Ozondosis auf 10 mg_{O₃}/l konnte der Reduktionsgrad für die Kolonie bildenden Einheiten auf 1,9 log-Stufen sowie für die *E. coli* auf 3,7 log-Stufen gesteigert werden. Mit der erhöhten Ozondosis wurden auch *C. perfringens* um 0,8 log-Stufen reduziert. (TERNES et al., 2003)

Einfluss der Ozondosierung

Die keimreduzierende Wirkung der Ozonung ist entsprechend maßgeblich von der Ozondosierung abhängig. Eine Erhöhung der Ozondosis führt im Allgemeinen dazu, dass eine verbesserte Keimreduktion erreicht wird. Jedoch hängt die Reduktionsleistung der Ozonung unter anderem von der Beschaffenheit des Abwassers und des Zehrungspotenzials des Abwassers ab (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002). Ein steigender Feststoffgehalt und eine steigende organische Hintergrundbelastung des Abwassers wirken sich negativ auf die Desinfektionsleistung aus (US EPA 1999). Die Entfernung der Feststoffe aus dem Abwasser ist eine wichtige Voraussetzung für eine gute Desinfektionsleistung, da in den Feststoffen eingelagerte Mikroorganismen teilweise nicht durch das Ozon inaktiviert werden können (SCHUMACHER, 2006).

Die im Abwasser vorliegenden Stoffe werden durch das eingeleitete Ozon oxidiert, wodurch sich ein Ozonbedarf des Abwassers ergibt. Mit steigender organischer Verschmutzung des Abwassers steigt auch der Ozonbedarf an. Nach Untersuchungen von XU et al. (2002) konn-

te der Ozonbedarf des Abwassers allerdings auch durch eine Filtration nicht verringert werden. Die Filtration des Ablaufs einer Kläranlage in Indianapolis führte zwar zu einer Verbesserung der Ablaufqualität um eine log-Stufe für coliforme Bakterien, jedoch zu keiner Veränderung des Ozonbedarfs. Dies führt zu dem Schluss, dass Feststoffe nur einen geringen Einfluss auf den Ozonbedarf haben, wohingegen gelöste organische Substanzen ausschlaggebend für die benötigte Ozondosis zur Desinfektion sind (XU et al., 2002).

Die im Abwasser vorliegenden Substanzen werden, ebenso wie die Mikroorganismen, durch das eingeleitete Ozon oxidiert, woraus sich eine Konkurrenzreaktion ergibt. Zunächst werden die leicht oxidierbaren Substanzen umgesetzt und erst im Anschluss liegt gelöstes Ozon im Abwasser vor. Die zur Desinfektion erforderliche Ozondosis sollte daher für das jeweilige Abwasser überprüft werden. (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002)

Die DOC- bzw. die TOC-Konzentration besitzt nach JANEX et al. (2000) den größten Einfluss aller Abwasserparameter auf die Keimreduktion. Zum Vergleich verschiedener Abwässer wird die eingesetzte Ozondosis auf die im Abwasser vorhandene DOC-Konzentration bezogen (spezifische Ozondosis [g_{O_3}/g_{DOC}]) und so die Abwasserqualität mit berücksichtigt. Hier zeigt sich ebenfalls, dass eine steigende spezifische Ozondosis tendenziell zu einer Verbesserung der Reduktionsleistung führt. So wurden während der von BAHR et al. (2007) durchgeführten Pilotversuche am Ablauf der Berliner Kläranlage Ruhleben spezifische Ozondosen in einem Bereich von 0,2 – 1 g_{O_3}/g_{DOC} untersucht. Ab spezifischen Ozondosen von 0,4 g_{O_3}/g_{DOC} konnte eine deutliche Reduktion der gesamten mikrobiellen Belastung des Abwassers beobachtet werden. Die Konzentration der gesamten coliformen Bakterien wurde um ca. 1,5 log-Stufen reduziert, die Konzentration der Fäkalcoliforme Bakterien um ca. 2 log-Stufen und die Konzentration der Darmenterokokken um ca. 1,3 log-Stufen. Eine Erhöhung der spezifischen Ozondosis auf 0,8 g_{O_3}/g_{DOC} führte zu einer höheren Reduktionsrate von ca. 2,7 log-Stufen für die gesamten coliformen Bakterien und 2,5 log-Stufen für die Fäkalcoliformen. Jedoch folgte durch eine weitere Steigerung der spezifischen Ozondosis auf 1 g_{O_3}/g_{DOC} keine Verbesserung der Reduktionsleistung. (BAHR et al., 2007) ABEGGLEN et al. (2009) beobachteten in Regensdorf eine gute Reduktion der Gesamtkeimzahl durch die Ozonung. Die Reduktionsleistung korrelierte in der kontinuierlich betriebenen Pilotanlage jedoch stärker mit der hydraulischen Belastung als mit der Ozondosis. Für eine Verringerung der E.coli um mehr als 2 log-Stufen musste eine Mindestozondosis von 0,41 g_{O_3}/g_{DOC} eingesetzt werden. Eine vollständige Elimination der *E. coli* im Abwasser konnte mit einer spezifischen Ozondosis von 1,2 g_{O_3}/g_{DOC} erreicht werden. (ABEGGLEN et al., 2009) Funktionelle, übertragbare Dosis-Wirkungsbeziehungen der Desinfektion von Abwasser mittels Ozon konnten bisher weder für Bakterien noch für Viren aufgestellt werden, da der Zusammenhang zwischen der spezifi-

schen Ozondosis und der Bakterienreduktion oft nur schwach vorhanden ist (SAVOYE et al., 2001; ZIMMERMANN et al., 2011; GAMAGE et al., 2013). So wird zwar ein qualitativer Zusammenhang zwischen einer zunehmenden spezifischen Ozondosierung und einer vermehrten Keimreduktion für *E. coli* beobachtet, ein funktioneller Zusammenhang ist jedoch nicht zu beobachten. Insbesondere für die unterschiedlichen untersuchten Kläranlagen variierten die Ergebnisse stark, obwohl der Bezug auf den DOC oder den TOC zu einer vergleichbaren Ozondosierung für unterschiedliche Abwässer führen sollte. Eine spezifische Ozondosis von $0,25 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ hatte somit z.B. für unterschiedlichen Abwässer Reduktionen der *E. coli*-Konzentration von sowohl 0,6 als auch 4,5 log-Stufen zur Folge (GAMAGE et al., 2013).

Die benötigten spezifischen Ozondosen werden, entsprechend dem Merkblatt der DWA „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ (DWA-M 205, 2013), mit 0,5 bis $1 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ angegeben. Damit liegen die Vorschläge zur Dimensionierung einer Anlage zur Ozonung mit dem Ziel der Desinfektion nah an denen mit dem Ziel der Spurenstoffeliminaton.

SCHAAR et al. (2013) beobachteten keine Zunahme der Reduktionsleistung für *E.coli* und Intestinale Enterokokken durch eine Erhöhung der spezifischen Ozondosis in einem Bereich von $0,6 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$ auf $0,9 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{DOC}}$. Dies ist auf den sogenannten Tailing-Effekt zurückzuführen, der infolge der Behandlung von Abwasser mit Ozon bei der Keimreduktion beobachtet wird. Dieser entsteht unter anderem dadurch, dass Zellbestandteile bereits inaktivierter Mikroorganismen Schutz vor den Ozonmolekülen liefern und eine Verminderung der Inaktivierung noch vitaler Mikroorganismen zur Folge haben (OBERG, 1995; BISCHOFF, 2013) Aber auch im Abwasser vorhandene Feststoffe oder gelöste Stoffe können eine Ursache für den Tailing-Effekt darstellen. In den Feststoffen eingelagerte Mikroorganismen werden teilweise nicht durch das Ozon inaktiviert. Dieses Phänomen wird als Shielding bezeichnet, da die Mikroorganismen aufgrund der Schlammflocken bzw. anderer Feststoffe abgeschirmt werden. Daher bildet die Entfernung der Feststoffe aus dem Abwasser eine wichtige Voraussetzung für eine gute Desinfektionsleistung. (SAVOYE et al., 2001; SCHUMACHER, 2006)

Einfluss der Kontaktzeit

Der Einfluss der Kontaktzeit auf die Effizienz der Keimreduktion ist als gering einzuschätzen. Versuche zur Reaktionszeit ergaben, dass die Desinfektion hauptsächlich innerhalb der ersten Minuten bzw. Sekunden erfolgte und eine Änderung dieser keinen Einfluss auf die Desinfektion hatte (FINCH UND SMITH, 1989; TYRRELL et al., 1995; SAVOYE et al., 2001; XU et al., 2002). Im Rahmen von Untersuchungen im Pilotmaßstab konnte nur im begasten Kompartiment eine Reduktion der Mikroorganismen beobachtet werden, wohingegen in den darauf

folgenden Reaktionsbehältern keine weitere Verringerung der Keimbelastung erfolgte (ABEGGLEN et al., 2009; SCHAAR et al., 2013). Auch die Gegenwart von gelöstem Ozon im Reaktionsreaktor führte bei Untersuchungen von ABEGGLEN et al. (2009) zu keiner weiteren Verringerung der Keimbelastung. Diese Beobachtung lässt sich durch die Arbeiten von XU et al. (2002) erklären, die zeigen, dass die hauptsächliche Desinfektion im Rahmen der unmittelbaren Zehrung bzw. noch vor Erreichen einer Konzentration von freiem Ozon im Abwasser stattfindet (XU et al., 2002).

TYRRELL et al. (1995) stellten fest, dass die Desinfektionsleistung infolge der Ozonung für Abwasser durch die Erhöhung der Reaktionszeit ohne weitere Ozonzugabe keine Verbesserung zur Folge hatte (TYRRELL et al., 1995). HEß UND GALLERT (2015) führten Laboruntersuchungen zur notwendigen Reaktionszeit von Ozon zur Desinfektion durch. Im Batch-Maßstab wurde *E. coli* und Enterokokken enthaltendes Wasser mit einer Ozonkonzentration von 4 mg_{O₃}/l beaufschlagt. Innerhalb der ersten 40 Sekunden fand eine Reduktion der Bakterien um 3 – 4 log-Stufen statt. Im Anschluss daran konnte keine weitere Reduktion der Bakterienkonzentration beobachtet werden, obwohl noch eine ausreichende Restozonkonzentration von 2 mg_{O₃}/l im Abwasser nachgewiesen werden konnte. (HEß UND GALLERT, 2015) Im Merkblatt der DWA M 205 wird eine Mindestkontaktzeit von 5-10 Minuten genannt. Weitere ausgewerteten Literaturquellen scheinen ebenfalls eine Kontaktzeit in Höhe der für die Spurenstoffelimination üblichen Kontaktzeit von 15 – 30 Minuten als ausreichend anzusehen. Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass keine Kurzschlussströmung im Reaktor vorliegt, da diese zu einer starken Beeinflussung des Reduktionsgrades führen kann (US EPA, 1986; VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012).

Betriebsstrategien

Für den großtechnischen Betrieb einer Anlage zur Ozonung ist es relevant, geeignete Betriebs- und Überwachungsstrategien zu nutzen, die eine Abschätzung der Wirksamkeit der Anlage ermöglichen.

Als mögliche Steuerungs- oder Regelungsmechanismen der Ozondosierung sind z.B. die volumenproportionale Dosierung, die Dosierung proportional zum DOC, die Dosierung in Abhängigkeit der Restozon-Konzentration oder eine Regelung über die relative SAK₂₅₄-Abnahme möglich. Für die volumenproportionale Dosierung wird eine feste Ozondosis vorgesehen und die Feed-Gas-Fracht so angepasst, dass diese Dosis kontinuierlich und unabhängig vom zufließenden Volumenstrom dem Abwasser zugeführt wird. Die volumenproportionale Ozondosierung ist die einfachste Variante, birgt jedoch auch große Unsicherheiten, da die Abwasserzusammensetzung nicht in Betracht gezogen wird. Sinnvoll ist diese Dosie-

Stand der Technik

rungsart bei kleinen Anlagen mit relativ konstanter Abwasserzusammensetzung. (US EPA, 1986; ABEGGLEN UND SIEGRIST, 2012)

Der Dosierung des Ozoneintrags proportional zur DOC Konzentration unterliegt die Annahme, dass die DOC-Konzentration als Maß für die organische Verschmutzung des Abwassers und somit potenzieller Konkurrenzreaktionen geeignet ist. Allerdings ist die online-Messung des DOC vergleichsweise aufwendig und der Zusammenhang zwischen der spezifischen Ozondosis und der Reduktion der Mikroorganismen nicht funktionell abbildbar (z.B. GAMAGE et al., 2013).

Die Dosierung des Ozons in Abhängigkeit der im Wasser gemessenen Ozonkonzentration wird in der Trinkwasseraufbereitung angewendet, da hier ein Zusammenhang zwischen der freien Ozonkonzentration im Wasser und der Desinfektion besteht (US EPA, 1986). Die DVGW legte als Parameter für die sichere Desinfektion mit Ozon eine Restozonkonzentration von 0,4 mg_{O₃}/l nach einer Kontaktzeit von 10 min fest (DVGW, 1987). FINCH UND SMITH (1991) zeigten, dass die Reduktion der *E. coli* von der nach den Experimenten verbliebenen Ozonkonzentration abhängt. Hierzu nutzten Sie im Abwasser gelöste Ozonkonzentrationen, die bis zu 2,7 mg_{O₃}/l betragen (FINCH UND SMITH, 1991). Die Ozondosis wird bei diesem Verfahren in Abhängigkeit der gemessenen Ozonkonzentration angepasst. Es muss allerdings sichergestellt werden, dass eine Mindestozonkonzentration im Reaktor vorliegt, woraus je nach Messort eine Überdosierung resultieren kann (ABEGGLEN UND SIEGRIST, 2012). Ein Vorteil dieser Methode ist, dass das Zehrungsverhalten des Wassers mit berücksichtigt wird. Jedoch ist diese Dosierung nicht für geringe Ozondosen geeignet, da dann kein Ozon mehr in der flüssigen Phase gemessen werden kann. (GAMAGE et al., 2013)

Im Bereich der Spurenstoffelimination wird die Regelung mittels SAK₂₅₄-Abnahme intensiv untersucht (z.B. LEE et al., 2013; ALTMANN et al., 2014; ARGE, 2014). Viele durch Ozon oxidierbaren Verbindungen adsorbieren Licht mit einer Wellenlänge von 254 nm. Durch Ozon werden diese aromatischen Systeme oder Doppelbindungen gespalten, weshalb es zu einer Reduktion des SAK kommt (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002). Dadurch kann nicht nur die Ozondosierung geregelt werden, sondern auch der Umsatz der Abwasserinhaltsstoffe durch Ozon überprüft werden. (ABEGGLEN UND SIEGRIST, 2012) Ein Vorteil dieser Regelung ist die Möglichkeit einer Online-Überwachung (GAMAGE et al., 2013). Untersuchungen über die Prognosemöglichkeit der *E. coli*-Reduktion mit Hilfe der Abnahme des SAK₂₅₄ zeigten jedoch, dass hierdurch eine deutliche Überschätzung der Keimreduktion in einer großtechnischen Anlage von 2,7 log-Stufen auftrat. Anstelle der berechneten Reduktion der *E. coli*-Konzentration um 5,2 log-Stufen wurde eine Reduktion um 2,5 log-Stufen gemessen. (GERRITY et al., 2012) Auch in Untersuchungen von GAMAGE et al. (2013) wurde hierbei ausschließlich eine qualitative Verbesserung der Reduktion von *E. coli* durch eine zunehmende

SAK₂₅₄-Reduktion beobachtet. Ein funktionaler Zusammenhang der Bakterienreduktion mit den jeweiligen Parametern war dagegen nicht erfassbar (GAMAGE et al., 2013).

ct-Konzept

In der Trinkwasseraufbereitung wird das ct-Konzept als Strategie zur Überwachung der Desinfektion durch die Ozonung eingesetzt. Dieses basiert auf der Annahme, dass die Desinfektionsleistung von der Ozonexposition abhängt. Entsprechend der Gleichung nach Chick-Watson hängt die logarithmische Reduktion der Mikroorganismen von der Konzentration an freiem Ozon im Abwasser am Ablauf der Ozonanlage (c_{O_3}) und der Einwirkzeit (t) ab (vgl. Formel 1). Als weitere Einflussparameter sind die Geschwindigkeitskonstanten (k) der Reaktion von Ozon mit den entsprechenden Mikroorganismen und der Faktor n , falls es sich um keine Reaktion erster Ordnung handelt, zu nennen (z.B. PARASKEVA UND GRAHAM, 2002; VON GUNTEN, 2003)

$$\log(N/N_0) = -k \cdot c^n \cdot t \quad (1)$$

Verglichen mit den Geschwindigkeitskonstanten für Spurenstoffe, ist der für *E. coli* bei 20°C angegebene Wert; $k_{O_3}=1,04 \times 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (HUNT UND MARINAS, 1997), ähnlich der Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten für Metoprolol, $k_{O_3}=8,6 \times 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ (HUBER ET AL., 2003). Anders als im Bereich der Trinkwasserbehandlung liegt im Abwasser jedoch eine hohe organische Belastung vor, die einen Einfluss auf die Desinfektion hat. Typischerweise ist der Ozonabbau im Abwasser so schnell, dass kein freies Ozon am Ablauf der Ozonanlage vorliegt (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012). Im Rahmen der Untersuchungen von Xu et al. (2002) wurde bereits bei der Zugabe einer Ozondosis, die dem Ozonbedarf des Abwassers entsprach und somit zu keinem freien Ozon führte, eine Reduktion der Fäkalcoliformen in der Größenordnung von 1 - 3 log Stufen festgestellt. Die Konzentration der Clostridien wurde durch den Eintrag des unmittelbaren Ozonbedarfs des Abwassers um 0,5 log-Stufen reduziert (XU et al., 2002). Diese Beobachtung machten auch JANEX et al. (2000) während der Untersuchungen an zwei verschiedenen Kläranlagen. Eine Reduktion der Fäkalcoliforme Bakterien von mindestens 2,5 log-Stufen fand bereits vor Erreichen des unmittelbaren Ozonbedarfs im Abwasser statt. Eine mögliche Erklärung hierfür ist, dass auch die Bakterien einen Anteil am Ozonbedarf ausmachen und daher bereits vor dem Vorliegen von freiem Ozon inaktiviert werden. Daraus resultiert jedoch auch, dass das Prinzip des ct-Werts in dieser Form nicht auf die Desinfektion von Abwasser übertragen werden kann (JANEX et al., 2000; XU et al., 2002; VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012).

Bei einem Versuch über die entsprechenden kinetischen Grundlagen und hydraulischen Bedingungen die erreichbare log-Reduktion der *E. coli* in einem Reaktor zur Abwasserdesinfektion zu errechnen, lag der analytisch bestimmte Wert zudem deutlich unterhalb des erwarteten

Stand der Technik

ten Reduktionsgrades. Dieser Unterschied wird durch das zuvor bereits erläuterte Shielding infolge von Schlammflocken erklärt, durch welche Mikroorganismen eingebettet und vor weiterer Oxidation durch Ozon geschützt werden. (ZIMMERMANN et al., 2011) GAMAGE et al. (2013) beobachteten ebenfalls, dass durch Anwendung des ct-Konzeptes im Abwasser eine Überschätzung der Reduktion von *E. coli* erfolgte. Die gemessene *E. coli*-Reduktion lag niedriger als infolge des Modells erwartet (GAMAGE et al., 2013).

3 Material und Methoden

3.1 Versuchsprogramm

3.1.1 Pilotanlage

Die Untersuchungen zur Desinfektion von Abwasser mittels Ozon wurden an einer Pilotanlage des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft auf dem Standort der Kläranlage Aachen Soers durchgeführt.

Die Pilotanlage wurde mit Abwasser aus der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers (Untersuchungen zu Kapitel 4.1, 4.2 und 4.3) oder der Kläranlage Essen-Süd (Untersuchungen zu Kapitel 4.3) beschickt. Hierzu wurde auf der Kläranlage Aachen Soers Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung in einen 300 l Vorratsbehälter gefüllt und dieser zur Pilotanlage transportiert. Dies konnte aufgrund der Nähe zum Versuchscontainer am Tag der Versuchsdurchführung erfolgen. Das Abwasser der Kläranlage Essen-Süd wurde, aufgrund des zeitlichen Aufwands des Transports von Essen nach Aachen, bereits einen Tag vor der Versuchsdurchführung geliefert. Dafür wurde ca. 600 l des Ablaufs der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd in einem 1 m³ Bulk-Container abgefüllt und nach Aachen transportiert. Dieses Abwasser wurde am darauf folgenden Tag für die Untersuchungen verwendet.

Die eingesetzte Pilotanlage ist in Abbildung 2 schematisch dargestellt. Die Anlage besteht aus zwei Glasreaktoren mit einem Innendurchmesser von jeweils 10 cm und einer gesamten Höhe von 150 cm. Insgesamt weisen beide Reaktoren ein gesamtes durchflossenes Volumen von 21 Liter auf. Das Abwasser wird dem ersten Reaktor (R1) über eine Schlauchpumpe mit einem Beschickungsvolumenstrom von 50 bzw. 90 l/h zugeführt. Im ersten Reaktor wird der ozonhaltige Sauerstoffstrom im Gegenstrom in das Abwasser eingetragen. Der Eintrag des ozonhaltigen Gases erfolgt über Diffusoren am Boden des ersten Reaktors, welche eine Porenweite von 160 µm aufweisen. Der zweite Reaktor (R2) dient als zusätzlicher Raum für die Reaktion der Abwasserinhaltsstoffe mit dem im Abwasser gelösten Ozon. Demzufolge findet im zweiten Reaktor kein weiterer Gaseintrag statt; das Abwasser durchfließt den Reaktor aufwärts.

Zur Überwachung des Prozesses sind Messeinrichtungen zur Bestimmung des Abwasservolumenstroms (MID), des Feed-Gas-Volumenstroms und der Ozonkonzentrationsmessung im Feed-Gas installiert. Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff mit einem Ozongenerator nach dem Prinzip der stillen elektrischen Entladung. Der Gasstrom wird nach Durchlaufen des Ozongenerators auf eine Druckmessung, einen Gas-Analysator (Zustrom) und den Reaktor aufgeteilt. Die Einstellung des Gasvolumenstroms erfolgt über Durchflussmesser und

Nadelventile. Um ein Freisetzen von Ozon in die Umwelt zu vermeiden, wird das Off-Gas des Reaktors durch einen Restozonvernichter geleitet.

Ozonanlage – Gegenstrom

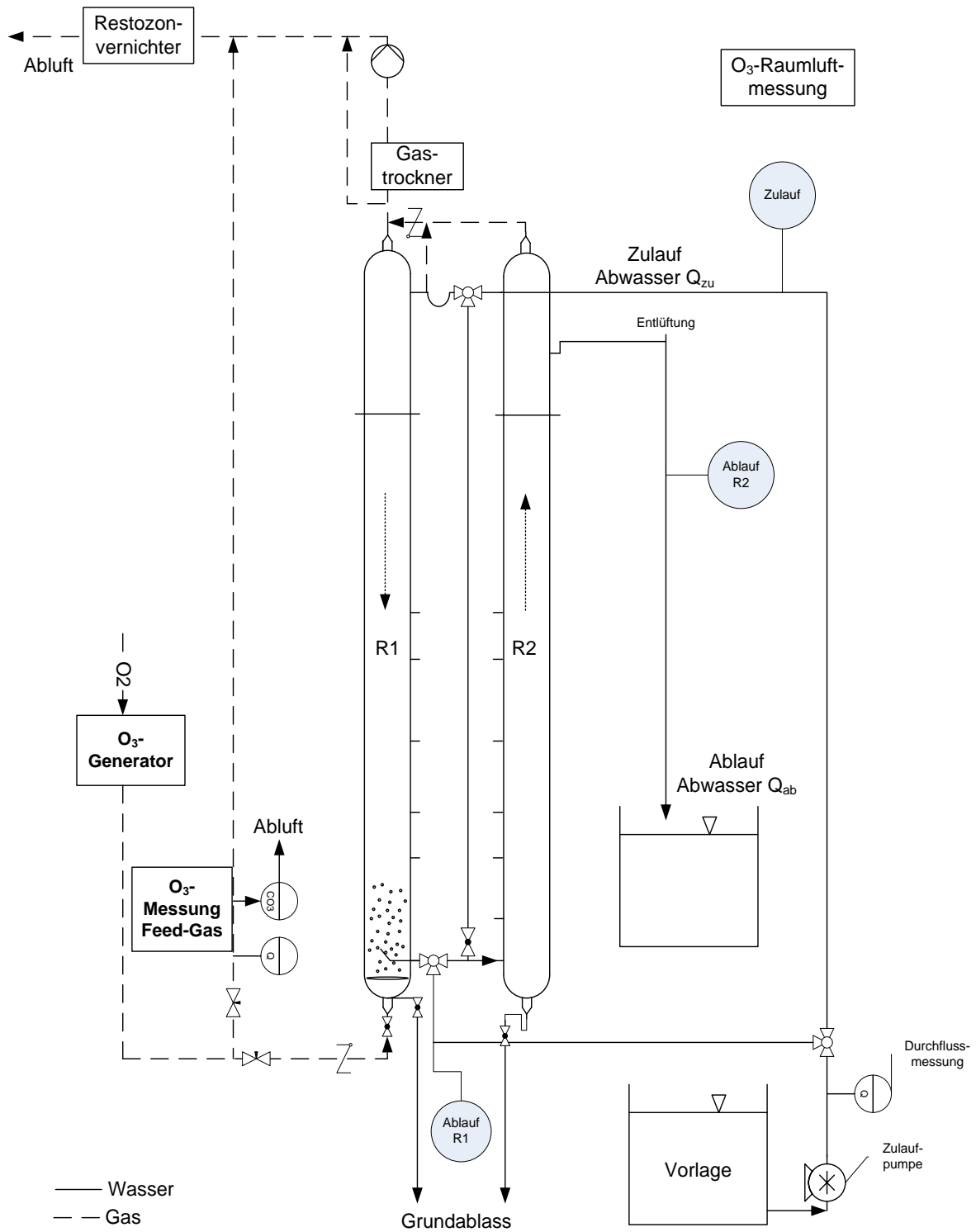


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Pilotanlage zur Ozonung von Abwasser im Gegenstrom

Entsprechend der erforderlichen Versuchseinstellungen wurde der Abwasservolumenstrom auf 50 l/h bzw. 90 l/h eingestellt. Der Gasvolumenstrom des ozonhaltigen Feed-Gases wurde fest auf 25 l/h eingestellt und eine Änderung der Ozondosierung über die Änderung der Ozonkonzentration im Feed-Gas gewährleistet. Die Einstellung der geeigneten Feed-Gas-Konzentration erfolgte durch die Änderung der im Ozongenerator angelegten Spannung. Das Erreichen der richtigen Gaskonzentration wurde mit Hilfe der Ozonmessung des Feed-Gases überprüft.

Die Proben für die Versuche wurden an den im Schema eingezeichneten Stellen „Zulauf“, „Ablauf R1“ und „Ablauf R2“ entnommen. Die Beprobung der einzelnen Probenahmestellen erfolgt in folgender Reihenfolge: 1. „Ablauf R2“; 2. „Ablauf R1“ (nur für die Versuche zur Ermittlung der optimalen Reaktionszeit), 3. „Zulauf“. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, um den Einfluss der Probenahme auf die Versuchsergebnisse gering zu halten. Während der Beprobung wurden pro Probenahmestelle 3 l Abwasser bzw. für die Versuche zum Vergleich der Spurenstoffelimination mit der Desinfektion bis zu 14 l Abwasser entnommen. Während der Entnahmezeit floss kein Abwasser durch die Anlage, da der gesamte Volumenstrom für die Probe entnommen wurde. Dies würde bei einer Entnahme in Fließrichtung des Abwassers dazu führen, dass sich die Aufenthaltszeiten in den Reaktoren änderten, da kein weiteres Abwasser in die Reaktoren zugeführt würde. Eine beginnende Entnahme an Probenahmepunkt „Zulauf“ hätte somit zur Folge, dass sich die Aufenthaltszeit und damit auch die zugefügte Ozondosis im begasten Reaktor (R1), sowie die Aufenthaltszeit im unbegasten Reaktor (R2), verlängert. Da die Pilotanlage während der Versuche mit Abwasser aus einem Vorlagebehälter beschickt wurde, ist davon auszugehen und durch die Untersuchungen auch bestätigt, dass sich die Abwasserzusammensetzung über die Zeit der Probenahme nicht relevant verändert und die gewählte Probenahmehereihenfolge belastbare Ergebnisse liefert.

3.1.2 Versuchsabwasser

Das Abwasser zur Beschickung der Pilotanlage wurde aus dem Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers entnommen und in einem Sammelbehälter zur Ozonanlage transportiert. Zusätzlich wurde an drei Tagen Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd entnommen und behandelt.

KA Aachen Soers

Die KA Aachen Soers ist auf 458.000 E ausgelegt. Das eingeleitete Abwasser setzt sich zu ca. 50 % jeweils aus Industrieabwässern, insbesondere der Süßwarenindustrie, und Abwässern aus privaten Haushalten zusammen. Der maximale Trockenwetter-Zufluss $Q_{T,max}$ liegt bei ca. 1,3 m³/s, wohingegen der maximale Mischwasser-Zufluss Q_M bei 3 m³/s liegt.

Das Abwasser durchfließt zunächst die mechanische Reinigungsstufe, bestehend aus einem Rechen, einem Sand- und Fettfang sowie einer Vorklärung. Die biologische Stufe wird als vorgeschaltete Denitrifikation betrieben. Im Anschluss an die Nachklärung wird das Abwasser einer Nachnitritifikation, besteht aus zwei feinblasig belüfteten Rundbecken mit Aufwuchskörpern, zugeführt. Als abschließende Reinigungsstufe findet eine Filtration des Abwassers statt, bevor dieses in den Vorfluter, die Wurm, geleitet wird.

Die Entnahme des Abwassers erfolgte im Anschluss an die Nachklärung und vor Einleitung des Abwassers in die Nachnitritifikation. Diese Entnahmestelle wurde deshalb gewählt, weil derzeit auf der Kläranlage Aachen Soers eine großtechnische Ozonung errichtet wird, die ebenfalls mit dem Ablauf der Nachklärung beschickt wird. Die sich anschließenden Reinigungsstufen Nachnitritifikation und Filtration werden zukünftig zur Nachbehandlung des ozonierten Abwassers betrieben. Des Weiteren verfügt die Mehrzahl der Kläranlagen über keine weiteren Behandlungsstufen nach der Nachklärung; insofern ist eine Übertragbarkeit der Ergebnisse durch die gewählte Entnahmestelle „Ablauf Nachklärung“ am besten gegeben.

KA Essen-Süd

Die Kläranlage Essen-Süd ist auf eine Anschlussgröße von 135.000 Einwohnerwerten ausgelegt. Im Trockenwetterfall werden 0,675 m³/s behandelt; der maximale Mischwasser-Zulauf Q_M liegt bei 1,5 m³/s.

Die mechanische Reinigungsstufe besteht aus einer Rechenanlage, einem unbelüfteten Langsandfang sowie einer Vorklärung. Die biologische Stufe wird in Form einer Kaskadenbiologie betrieben. Im Anschluss an die Nachklärung wird das Abwasser in nachgeschaltete Schönungsteiche und anschließend in die Ruhr geleitet.

Das Abwasser für die Untersuchungen innerhalb dieses Projekts wurde aus dem Ablauf der Nachklärung und vor Einleitung in den Schönungsteich entnommen. Im Rahmen des Projekts „Sichere Ruhr“ (Fördernummer 02WRS1283, Verbundprojekt der BMBF-Förderinitiative RiSKWa) wurde das Potenzial zur Einrichtung einer Badestelle im Baldeney-See bzw. an weiteren Stellen der Ruhr geprüft. Die Badestelle Baldeneysee wurde im Jahr 2017 wiedereröffnet und befindet sich unterhalb der Kläranlage Essen-Süd. Daher ist es von besonderem Interesse, die Ozonung als mögliches Verfahren zur Desinfektion des Abwassers der Kläranlage Essen-Süd zu untersuchen.

3.1.3 Ermittlung des Reaktorverhaltens der Anlage

In einem ersten Schritt sollte das Strömungsverhalten des verwendeten Reaktorsystems ermittelt werden, um die erforderliche minimale Versuchsdauer abschätzen zu können.

Material und Methoden

Da die Versuche zur Ozonung mit verschiedenen Volumenströmen, die in verschiedenen Aufenthaltszeiten resultierten, durchgeführt wurden, wurden beide Volumenströme (50 l/h und 90 l/h) sowie zusätzlich ein mittlerer Volumenstrom (70 l/h) beprobt. Die erforderlichen Ozondosierungen wurden allein durch die Änderung der Ozonkonzentration im Feed-Gas erreicht. Daher wurde für alle Versuche der Gasvolumenstrom zum Eintrag des ozonhaltigen Gases konstant auf 25 l/h gehalten. Diese Einstellung wurde auch für die Tracer-Versuche gewählt.

Für die Bestimmung der Verweilzeit – der Zeit, die benötigt wird, um das gesamte Wasser einmal auszutauschen – wurde die Anlage zunächst mit Trinkwasser befüllt. Nach Befüllung der Anlage wurde ein mit Methylenblau versetztes Abwasser für 1 min mit dem zu untersuchenden Beschickungsvolumenstrom in die Anlage gepumpt. Die Durchmischung durch das Einleiten von Gas in den Ozonreaktor wurde mit Hilfe von Reinsauerstoff abgebildet, um eine Umwandlung des Farbstoffes zu verhindern.

In Abbildung 3 ist ein Foto des Reaktors während der Durchführung der Verweilzeitbestimmung mit Methylenblau dargestellt. Der erste Reaktor weist infolge des Gaseintrags eine schnelle Durchmischung des gesamten Abwassers mit Ozon auf. Im zweiten Reaktor kann dagegen eine deutliche Pfropfenströmung des Reaktors in Strömungsrichtung festgestellt werden.

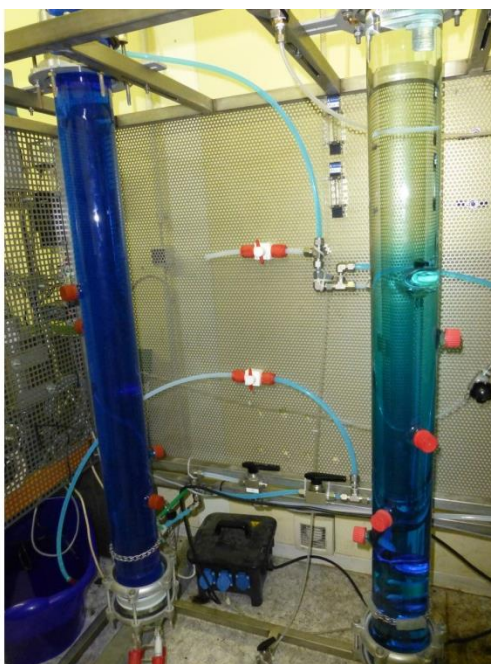


Abbildung 3: Verweilzeitversuche mit Methylenblau (Eine gleichmäßige Durchmischung im ersten Reaktor R1 (links) und die Ausbildung einer Pfropfenströmung im zweiten Reaktor R2 (rechts))

Die Ablaufproben wurden in regelmäßigen Zeitintervallen (1 – 2 min) entnommen und die Färbung im Photometer bei 600 nm gemessen. Die Ergebnisse der Strömungsanalyse sind in Abbildung 4 dargestellt. Für einen Beschickungsvolumenstrom von 90 l/h und einer

Sauerstoffdosierung von 25 l/h in den ersten Reaktor dauert es ca. 40 min bis der gesamte Farbstoff (> 99,9 %) die Anlage verlassen hat. Bei einem Beschickungsvolumenstrom von nur 50 l/h und dabei identischer Sauerstoffdosierung verbleibt der Farbstoff 57 min in der Anlage.

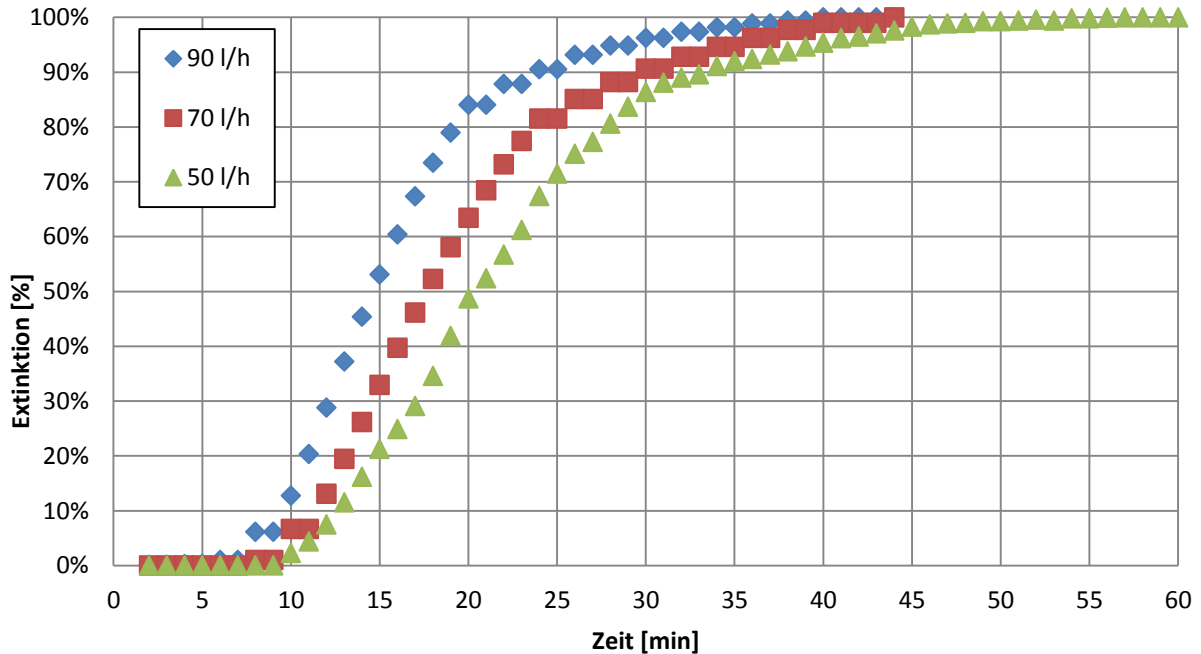


Abbildung 4: Verweilzeitverteilung in der Pilotanlage (R1+R2) zur Ozonung des Abwassers für drei verschiedene Beschickungsvolumenströme

Für die Laufzeit der der Ozonanlage vor Entnahme der Proben wurde eine Mindestlaufzeit von 1,5 Mal der Verweilzeit angenommen. Dies bedeutet, dass die Ozonanlage für die Versuche mit einem Beschickungsvolumenstrom von 90 l/h mindestens 1 h und für die Versuche mit 50 l/h mindestens 1,5 h vor der ersten Probenahme betrieben wurde.

3.1.4 Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit

Die benötigte Reaktionszeit bestimmt maßgeblich die Auslegung einer Anlage zur Ozonung von Abwasser. Daher ist es von besonderer Relevanz, die Reaktionszeit nicht unverhältnismäßig groß anzunehmen, sondern den Einfluss der Reaktionszeit auf die Desinfektionswirkung darzustellen. XU ET AL. 2002 stellten dar, dass die Reduktion von Keimen im Abwasser insbesondere in den ersten Sekunden der Ozonung stattfindet. Im Bereich der Trinkwasserdesinfektion wird dagegen das ct-Konzept angewendet, welches die im Wasser vorliegende gelöste Ozonkonzentration c und die hydraulische Aufenthaltszeit t als maßgebliche Parameter zur Bemessung von Ozonanlagen mit dem Ziel der Desinfektion aufführt (VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012). Daher wurde im Rahmen dieses Projekts zunächst der Einfluss der Verweilzeit auf die Desinfektionsleistung untersucht. Hierzu wurden Versuche mit gleicher

Ozondosierung aber variierenden Verweilzeiten durchgeführt und die erreichte Desinfektionsleistung bestimmt. Zur Absicherung der Ergebnisse wurden die Versuche insgesamt an drei Tagen mit Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers durchgeführt. Eine Beeinflussung der Bakterienkonzentration infolge von im Abwasser gelöstem Ozon der Probe R1 im Anschluss an die Probenahme wird dadurch verhindert, dass Nitrit zum Quenchen in den Probenahmegefäßen vorgelegt wird. Die gewählte Ozondosis lag bei 6 mg_{O₃}/l und die Pilotanlage wurde mit 50 l/h (HRT = 25 min) bzw. 90 l/h (HRT = 15 min) beschickt. Die Einstellungen und die Probenahmestellen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit auf die Desinfektionsleistung der Ozonung

Einstellung		Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
c(O ₃) = 6 mg _{O₃} /l	HRT = 25 min	Zulauf O3	x	x	x
		Ablauf R1	x	x	x
		Ablauf R2	x	x	x
	HRT = 15 min	Zulauf O3	x	x	x
		Ablauf R1	x	x	x
		Ablauf R2	x	x	x

Der Analyseumfang der Proben an den einzelnen Probenahmestellen ist in Tabelle 2 dargestellt. Neben den Analysen zur Keimbelastung des Abwassers vor und nach der Ozonung wurde das Abwasser mit Hilfe von gängigen chemischen Parametern im Zulauf der Ozonanlage (Zulauf O3) charakterisiert, um eventuell auftretende Unterschiede an den einzelnen Probenahmetagen erläutern zu können. Im Ablauf der beiden Reaktionsräume R1 und R2 wurde die im Abwasser vorhandene Ozonkonzentration gemessen. Anhand der Ozonkonzentration im Ablauf des ersten Reaktors konnte die Wirksamkeit der noch vorhandenen Ozonkonzentration zur Desinfektion abgeschätzt werden.

Tabelle 2: Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Reaktionszeit auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung

	Zulauf O3	Ablauf R1	Ablauf R2
Keime	Gesamte KBE, coliforme Bakterien, <i>E. coli</i> , Clostridien		
Chemische Parameter	DOC, CSB, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH, AFS, NO ₂ ⁻ -N	O ₃ – Konzentration im Abwasser, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH	O ₃ – Konzentration im Abwasser, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH

Das Ziel dieser Untersuchungen war zu überprüfen, ob die Dimensionierung einer Ozonung im Bereich einer zur Spurenstoffelimination typischen hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 – 25 min (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, 2016) einen entscheidenden Einfluss

auf die Desinfektionsleistung hat. Hierzu wurden die zuvor aufgelisteten Keime als Indikatorkeime herangezogen.

3.1.5 Ermittlung des Einflusses der Ozondosis

Die eingesetzte Ozondosis ist die maßgebliche Einflussgröße bei der Desinfektion von Abwasser (JANEX ET AL., 2000). Im Vergleich zum Trinkwasser befindet sich im Abwasser eine ungleich höhere Konzentration an Substanzen, die in Konkurrenz zur Reaktion des im Abwasser vorhandenen Ozons mit den Mikroorganismen stehen. Im Rahmen dieses Projekts wurden fünf unterschiedliche Ozondosierungen (2 mg_{O₃}/l, 4 mg_{O₃}/l, 6 mg_{O₃}/l, 8 mg_{O₃}/l und 10 mg_{O₃}/l) bei gleich bleibender hydraulischer Aufenthaltszeit eingesetzt, um die Abhängigkeit des Desinfektionserfolgs von der Ozondosis zu ermitteln. Das Ziel dieser Untersuchungen war es, Dosis-Wirkungsbeziehungen für die untersuchten Keime am Beispiel der Kläranlage Aachen Soers zu ermitteln. Für die Versuche wurden die maximale hydraulische Aufenthaltszeit von 25 min bzw. ein Beschickungsvolumenstrom von 50 l/h eingestellt, um einen Austrag von im Abwasser gelöstem Ozon zu verhindern und damit die vollständige Reaktion von Ozon mit den verschiedenen Abwasserinhaltsstoffen auch bei maximaler Ozondosis zu ermöglichen. Jede Einstellung wurde insgesamt an drei Tagen durchgeführt, um Einflüsse der Abwasserzusammensetzung und Messunsicherheiten berücksichtigen zu können. Die Versuchseinstellungen dieser Untersuchungen sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3: Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung

Ozondosis [mg _{O₃} /l]	Versuchseinstellung (HRT = 25 min)					
	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
2	x		x		x	
4	x			x		x
6	x		x			x
8		x		x	x	
10		x	x		x	

Im Rahmen dieser Versuche wurden der Zulauf zum ersten Reaktor und der Ablauf der Ozonung (R2) beprobt. Der Analyseumfang der hier vorgestellten Untersuchungen ist in Tabelle 4 aufgelistet. Neben den Parametern zur Bestimmung der Keimbelastung wurden auch die Abwasserparameter zur Bewertung der Abwasserqualität überprüft.

Tabelle 4: Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses der Ozondosierung auf die Desinfektionsleistung einer Ozonung

	Zulauf O3	Ablauf R2
Keime	Gesamte KBE, coliforme Bakterien, E. coli, Clostridien	
Chemische Parameter	DOC, CSB, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH, AFS, NO ₂ ⁻ -N	O ₃ – Konzentration Abwasser, Temperatur, SAK ₂₅₄ , pH

Die in Kapitel 3.1.4 und Kapitel 3.1.5 vorgestellten Untersuchungen sollen somit die grundlegenden Größen Ozondosis und hydraulische Aufenthaltszeit für die Dimensionierung einer Ozonung zur Desinfektion liefern.

3.1.6 Vergleich der optimalen Einstellungen zur Spurenstoffelimination und zur Desinfektion

Die optimalen Einstellungen für die Keimreduktion mittels Ozonung in kommunalen Abwässern, die in den bisher beschriebenen Versuchen ermittelt wurden, wurden innerhalb der folgenden Versuche mit einem erweiterten Analysenumfang, u.a. Spurenstoffanalysen, überprüft.

Innerhalb dieser Versuche fand zudem ein Vergleich des Leistungserfolgs der Keimreduktion für die Einstellungen statt, die für die Spurenstoffelimination üblicherweise eingesetzt werden, und die Einstellungen, die innerhalb dieses Projekts für die Desinfektion ermittelt wurden. Somit sollte die optimale Betriebsweise einer Ozonung zur simultanen Elimination von Keimen und Spurenstoffen ermittelt werden. Eine Ozondosierung von 4 mg_{O₃}/l wurde als übliche Einstellung für die Spurenstoffelimination gewählt, sowie 6 mg_{O₃}/l als Einstellung für die Keimreduktion.

Neben dem Abwasser der Kläranlage Aachen-Soers wurde das Abwasser der Kläranlage Essen-Süd zur Pilotanlage transportiert und behandelt. Für diese Versuche wurde eine hydraulische Aufenthaltszeit von 25 min bzw. ein Beschickungsvolumenstrom von 50 l/h gewählt, um dem eingetragenen Ozon genügend Reaktionszeit zu bieten. Die Versuche wurden je Einstellung und Kläranlage jeweils dreimal wiederholt, um die variierende Abwasserqualität zu berücksichtigen. Als Probenahmestellen fungierten bei diesen Untersuchungen der Zulauf zu R1 und der Ablauf der Ozonanlage. Sämtliche Versuchsdurchführungen und Einstellungen sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Versuchseinstellung für die Untersuchungen zur Ozonung mit erweitertem Analysespektrum und simultane Spurenstoffelimination und Keimreduktion

Ozondosis [mg _{O3} /l]	Versuchseinstellung (HRT = 25 min)					
	Abwasser KA Aachen Soers			Abwasser KA Essen-Süd		
	30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
4	x	x	x	x	x	x
6	x	x	x	x	x	x

Intestinale Enterokokken werden neben *E. coli* als mikrobiologische Überwachungsparameter in der Badegewässerrichtlinie (EU-Richtlinie 2006/7/EG) angesetzt und eignen sich zur Beurteilung der fäkalen Belastung eines Wassers. Viren können, im Vergleich zu anderen Mikroorganismen, bereits infolge weniger Partikel Infektionen auslösen (LINDESMITH et al., 2003). Daher wurde für die gewählten Versuchseinstellungen die Eliminationsleistung der Ozonung in Bezug auf die virale Kontamination des Abwassers mittels quantitative real time polymerase chain reaction (qRT-PCR) untersucht.

Für die Spurenstoffe wurden vier Substanzen ausgewählt, die entsprechend den Erfahrungen aus vorangegangenen Forschungsprojekten (z.B. ARGE, 2014; PINNEKAMP ET AL., 2015) und aus der Literatur (JEKEL ET AL., 2015) als sehr gut (Diclofenac [$k_{O_3}=10^6 M^{-1} s^{-1}$, HUBER ET AL., 2003]), gut (Metoprolol [$k_{O_3}=8,6 \times 10^5 M^{-1} s^{-1}$, HUBER ET AL., 2003]), mäßig (Benzotriazol [$k_{O_3}=35 M^{-1} s^{-1}$, VON SONNTAG UND VON GUNTEN, 2012]) und schlecht (Diazepam [$k_{O_3}=0,75 M^{-1} s^{-1}$, HUBER ET AL., 2003]) oxidierbar durch Ozon einzustufen sind.

Die Entstehung von Transformationsprodukten während der Ozonung wurde bislang nicht ausreichend geklärt. Daher wurden bei diesen Untersuchungen ökotoxikologisch relevante Parameter sowie Bromat betrachtet. Die ökotoxikologische Biotestbatterie umfasste dabei verschiedene Trophiestufen, um eine mögliche Ökotoxizität erkennen zu können. Alle untersuchten Parameter sind in Tabelle 6 aufgelistet.

Tabelle 6: Analysenumfang für die Untersuchungen zur Ozonung mit erweitertem Analysespektrum und simultane Spurenstoffelimination und Keimreduktion

	Zulauf O3	Ablauf R2
Keime	coliforme Bakterien, <i>E. coli</i> , Enterokokken, Clostridien	
Viren	Adenoviren, Polyomaviren, Enteroviren, Noroviren	
Chemische Parameter	DOC, CSB, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH, AFS, Bromid	O ₃ – Konzentration Abwasser, DOC, CSB, SAK ₂₅₄ , Temperatur, pH, AFS, Bromat
Spurenstoffe	Diclofenac, Metoprolol, Benzotriazol, Diazepam	
Ökotoxikologische Testsysteme	Daphnien-Immobilisationstest, Algen-Wachstumshemmtest, Leuchtbakterientest	

3.2 Analytik

Im folgenden Kapitel werden die Vorgehensweisen zur Analyse der Proben beschrieben. Die Spurenstoffuntersuchungen, die chemischen Standardparameter und die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden im umweltanalytischen Laboratorium des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA) durchgeführt. Die mikrobiellen Untersuchungen wurden durch das Institut für Hygiene und Umweltmedizin der RWTH Aachen (IHU), das während der Projektlaufzeit in das Institut für Arbeitsmedizin und Sozialmedizin eingegliedert wurde, bearbeitet.

3.2.1 Standardparameter

Die Analyse der Standardparameter erfolgte gemäß den in Tabelle 7 aufgeführten gängigen DIN-Vorschriften.

Tabelle 7: Analyse der Standardparameter

Parameter	Analysemethode
DOC	DIN EN 1484 (1997-08-00): Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484-1997
CSB:	DIN ISO 15705 (2003-01-00): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) - Küvettentest (ISO 15705:2002)

SAK₂₅₄	DIN EN ISO 7887 (2012-04-00): Wasserbeschaffenheit - Untersuchung und Bestimmung der Färbung (ISO 7887:2011); Deutsche Fassung EN ISO 7887:2011
pH	DIN EN ISO 10523 (2012-04-00) Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des pH-Werts (ISO 10523:2008); Deutsche Fassung EN ISO 10523:2012
AFS	DIN EN 872 (2005-04-00): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe - Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter; Deutsche Fassung EN 872:2005
NO₂-, Bromid	DIN EN ISO 10304-1 (2009-07-00): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009

Die Analyse der Bromat-Konzentration in Proben vom Ablauf der Ozonung erfolgte durch das Labor der Firma Eurofins entsprechend der DIN EN ISO 15061 (JT-JT001 /f). Die Temperatur, der pH-Wert und der SAK₂₅₄ wurden von den Versuchsdurchführenden unmittelbar erfasst.

3.2.2 Spurenstoffe

Die Pharmaka Diclofenac, Metoprolol, Diazepam und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol wurden mittels Festphasenextraktion (solid phase extraction - SPE) aus der Abwasser-matrix extrahiert und angereichert. Nach Elution der SPE-Kartuschen wurden die Substanzen über Hochleistungsflüssigkeitschromatographie getrennt und massenspektrometrisch detektiert (HPLC-MS).

Folgende Geräte kamen zum Einsatz:

- Autotrace SPE Workstation (ThermoFisher)
- TurboVap LV (Biotage)
- LC/MS-System (Orbitrap, ThermoFisher) – Steuerung und Auswertung mittels Xcalibur Software
- Oasis HLB-SPE-Kartuschen 60 mg, Waters, N-Vinylpyrrolidon-Divinylbenzol-Copolymer
- HPLC-Säule: Hypersil Gold aQ 150 x 2.1 mm 5µ (Thermo Electron)

Die Anreicherung der Analyten auf eine SPE Kartusche erfolgte mit einer Autotrace SPE Workstation. Um ein Verstopfen des Gerätes zu vermeiden, wurden die Proben vor der Anreicherung durch einen Membranfilter (0,45 µm Porendurchmesser) filtriert. Die SPE erfolgte mittels N-Vinylpyrrolidone-Divinylbenzol-Copolymer SPE-Kartuschen (Oasis HLB 60 mg). Die Konditionierung erfolgte bei einer Fließgeschwindigkeit von 2 ml/min zuerst mittels Zugabe von 5 ml Methanol und dann mit 5 ml MilliQ Wasser. Das anzureichernde Probenvolumen ist vom TOC-Gehalt der Probe abhängig. Bis zu einer TOC-Konzentration von 200 mgC/l können 100 ml Probenvolumen angereichert werden (Anreicherungsfaktor 100:1). Nach Anreicherung der Proben bei einem Fluss von 5 ml/min, wurden die SPE Kartuschen im Stickstoffstrom für 30 min getrocknet. Die Analyten wurden mit einem Fluss von 2 ml/min mit jeweils 2 ml Methanol, 2 ml Methanol mit 5 mM Ammoniumacetat und nochmals 2 ml Methanol wieder eluiert. Dieses Eluat wurde dann bei 60°C im Stickstoffstrom bis zur Trockne eingengt und anschließend wieder mit 0,5 ml Methanol und 0,5 ml Wasser rekonditioniert. Die Kartuschen wurden verworfen.

Als Eluenten bei der chromatographischen Trennung dienten Methanol mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure und Wasser mit 2 mM Ammoniumacetat und 0,1 % Essigsäure. Das Injektionsvolumen betrug 10 µl. Die chromatographische Trennung erfolgte mit einer Hypersil Gold aQ Trennsäule.

Die Quantifizierung mit dem Massenspektrometer erfolgte im HR-SIM Modus, wobei die entsprechenden Massenspektren mit einer Toleranz von 10 mmu (micro mass unit) aus dem Totalionenstrom extrahiert wurden. Die Identifizierung der Wirkstoffe erfolgte über die parallele Aufnahme der MS/MS-Spektren. Die Auswertung erfolgte über die Quantifizierungsmassen. Durch Vergleich der Peakflächen von Standard und Probe sowie unter Berücksichtigung der Verdünnungsfaktoren wurde der Gehalt in der Probe automatisch mit Hilfe der Software Xcalibur berechnet.

Die Nachweisgrenze der Stoffe lag bei 0,01 µg/l.

3.2.3 Bakterien

Alle mikrobiologischen Untersuchungen wurden in Anlehnung an die gültige Trinkwasserverordnung (TVO 2001) durchgeführt.

Die **bakteriologische Testbatterie** umfasste die Bestimmung aller in den Proben vorhandenen Kolonien bildenden Einheiten (KBE), die Kolonie bildenden Einheiten für *Escherichia coli* beziehungsweise coliforme Bakterien Bakterien und für *Clostridium spp.* einem sulfitreduzierenden, anaeroben Sporenbildner. Die Auszählung spezifischer Kolonien erfolgte nach DIN EN ISO 8199(2008), in der Regel über die unverdünnte Probe. Die Erfassung von *E. coli* bzw. coliformer Bakterien erfolgt nach DIN EN ISO 9308-1 (2009) durch

Kultivierung auf Tergitol-7-Agar mit 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC) nach Filtration über einen Membranfilter (Porengröße 0,45 µm). Clostridien wurden nach den Vorgaben der Trinkwasserverordnung (Anl. 5 Teil 1 Abs. 1 lit. E TrinkwV) bestimmt. Nach Membranfiltration (Porengröße 0,2 µm) erfolgte die Bebrütung auf mCP-Agar bei 44°C für zwei Tage unter anaeroben Bedingungen. Dunkelgelbe Kolonien, die nach einer Bedampfung mit Ammoniumhydroxid über eine Dauer von 20 bis 30 Sekunden rosafarben oder rot werden, wurden als Clostridien gezählt. Im Rahmen der Untersuchungen zum erweiterten Spektrum erfolgte darüber hinaus die Quantifizierung der Enterokokken wurde nach DIN EN ISO 7899-2(2000) in zwei Stufen. Nach Membranfiltration (Porengröße 0,45 µm) erfolgte eine Kultivierung auf einem Natriumazid und 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid-haltigen Agar (Typ Slanetz und Bartley) für zwei Tage bei 36°C und dann auf einem Galle-Äsculin-Azid-Agar für vier Stunden bei 44°C. Rote beziehungsweise rosafarbene Kolonien, welche auf dem gallehaltigen Medium innerhalb von zwei Stunden eine gelbbraune bis schwarze Färbung zeigen, wurden als Enterokokken gezählt.

Für die vorliegenden Proben wurden im Rahmen der Bakterienuntersuchungen je nach Probe bis zu drei Konzentrationsbereiche untersucht, um die Bakterienzahlen sicher zu erfassen und die Notwendigkeit von Nachuntersuchungen auszuschließen. Zu diesen verschiedenen Methoden zählen:

1. Filtration: für den Nachweis mikrobiologischen Belastungen kleiner 10^1 KBE/ml
2. Untersuchung von 1 ml der unverdünnten Abwasserprobe: für die Erfassung einer bakteriellen Belastung im Bereich von $0,1 \times 10^1$ - 1×10^3 KBE/ml
3. Untersuchung einer verdünnten Abwasserprobe: zur Erfassung von mikrobiologischer Belastungen größer 10^2 KBE/ml.

3.2.4 Viren

Die Virenanalyse wurde durch die Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin der Universität Bochum durchgeführt. Die Analyse der Viren in den Abwasserproben wurden mit Hilfe der der virus adsorption elution (VIRADEL) Methode aufkonzentriert (HAMZA et al. 2009). Die Viren binden aufgrund ihrer spezifischen Oberflächenladung an einen negativ geladenen Membranfilter. Dadurch wurde das Volumen von 10 l auf 5 ml reduziert. Nach der Konzentrierung der Wasserproben wurden die viralen Nukleinsäuren mit Hilfe eines kommerziellen Kits aus 200 µl konzentrierter Probe extrahiert. Spezifische Primer und Sonden (Tabelle 8) der jeweiligen enteralen humanpathogenen Viren wurden für die quantitative Untersuchung mittels quantitative real time polymerase chain reaction (qRT-PCR) der Abwasserproben eingesetzt.

Die Nachweisgrenzen der qRT-PCR zur Quantifizierung der Viren sind wie folgt:

- humane Adenoviren (Nachweisgrenze: 5 gen. equ./Ansatz)
- humane Polyomaviren (Nachweisgrenze: 5 gen. equ./Ansatz)
- Enteroviren (Nachweisgrenze: $5,0 \times 10^1$ gen. equ./Ansatz)
- Noroviren (Nachweisgrenze 12,5 gen. equ./Ansatz)

Tabelle 8 gibt einen Überblick über die Primer/Sonden, die für die qRT-PCR eingesetzt wurden.

Tabelle 8: Primer/Sonden für die Real-Time PCR

Virus	Zielgen	Primer bzw. Sonde	Sequenz 5´-3´
humane Adenoviren	Hexon	AQ1 AQ2 Ad- Sonde	Primer: GCCACGGTGGGGTTTCTAACTTG CCCCAGTGGTCTTACATGCACAT C Sonde: [Hex]TGCACCAGACCCGGGCTCAGGTACTIONCCGA[BHQ1]
Rotaviren	VP1	PV- TMFOR PV- BACK PV- Sonde	TCT ATT ACT AAA CAC AGC TTG ACT GGT GCC AAC CTA TGG AAC AG tgg aaa gtc ttt agg gtc ttc tac ctt
Entero- viren	5´ UTR	EV2 460 EV2 619 EV- Sonde	Primer: CCTCCGGCCCCCTGAATG ACCGGATGGCCAATCCAA Sonde: [FAM]ACGGACACCCAAAGTAGTCGGTTCCG[BHQ1]
Norovirus GII	ORF1- RF2 junction	JJV2F COG2R RING2- TP Sonde	CAA GAG TCA ATG TTT AGG TGG ATG AG TCG ACG CCA TCT TCA TTC ACA Tgg gag ggc gat cgc aat ct

Bei der verwendeten Analyse­methode ist zu beachten, dass mittels qRT-PCR keine Aussage zur Infektiosität der Viren möglich ist, da nur DNS gemessen wird. Demnach kann auch von Viren, deren Virenkapsid geschädigt ist, und die somit nicht infektiös sind, die DNS gemessen werden, da diese intakt bleibt.

3.2.5 Ökotoxikologische Tests

Das ökotoxikologischen Potentials einer Abwasserprobe abzuschätzen ist alleine aufgrund eines Toxizitätstest an einem einzelnen Organismus nicht möglich. Daher wird häufig eine Kombination mehrerer Biotests, eine sogenannte Biotestbatterie, eingesetzt. Im Rahmen dieses Projekts wurden die Abwasserproben innerhalb der Untersuchungen des erweiterten Spektrums mittels folgender Testsysteme auf ihr ökotoxikologisches Potenzial untersucht: der Algen-Wachstumshemmtest, der Daphnien Immobilisationstest und der Leuchtbakterientest.

Der Algen-Wachstumshemmtest wurde nach DIN EN ISO 8692 (2012) und DIN 38412-33 (1991) zur Untersuchung der Toxizität mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* Chodat (Primärproduzent) durchgeführt. Der Test dauert 72 h und betrachtet somit nicht nur den Organismus selbst, sondern auch die Vermehrungsfähigkeit, so dass dieser als chronischer Test einzustufen ist. Der Test wurde in 24-Well Mikrotiterplatten durchgeführt. Der Testorganismus wird in Form einer exponentiell wachsenden Kultur verschiedenen Abwasserkonzentrationen ausgesetzt. Für die Kontrollen werden 6 Replikate, für die jeweilige Verdünnungsstufe 3 Replikate getestet. Zusätzlich wird eine Hintergrundprobe mit inkubiert (nur Probe), um auszuschließen, dass in der Probe bereits vorhandene Algen das Ergebnis beeinflussen. Es wird die Wachstumshemmung anhand der in-vivo-Chlorophyll-Fluoreszenz über einen Zeitraum von 72 h in einem Messintervall von 24 h aufgezeichnet. Im Vergleich zur Kontrolle wird der Effekt der einzelnen Ansätze berechnet. Ab einer Hemmung von 5 % wird von einer Algentoxizität gesprochen. Als Ergebnis wird die höchste Verdünnungsstufe (G-Wert G_A) angegeben, bei der die Hemmung das erste Mal unter 5 % liegt.

Der akute Daphnien Immobilisationstest wurde nach DIN EN ISO 6341 (2013) durchgeführt. Für diesen Test werden Süßwasserkrebse der Art *Daphnia magna* Straus (Primärkonsument) eingesetzt, die aus einer drei bis vier Wochen alten Zucht stammen. Als Maß für die Toxizität wird die Schwimmfähigkeit des Wasserfloh nach 24-stündiger Exposition bestimmt. Pro Ansatz und Kontrolle werden 4 Replikate mit je 5 Tieren getestet. Als Ergebnis wird die höchste Verdünnungsstufe (G-Wert G_D) angegeben, bei der die Hemmung das erste Mal ≤ 90 % liegt.

Beim akuten Leuchtbakterientest wird die Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission des lumineszierenden Bakteriums *Aliivibrio fischeri* (Destruent) nach DIN EN ISO 11348-1 (2009) bestimmt. Maßgebliches Testkriterium ist die Abnahme der Lumineszenz nach einer Expositionsdauer von 30 min. Für alle Ansätze und die mitgeführten Positiv- und Negativkontrollen wurde eine Doppelbestimmung durchgeführt. Die Hemmung oder Förderung wird durch den Bezug der Probe auf die Kontrollen berechnet. Von Toxizität oder Effekt wird ab einer Hemmung von 20 % gesprochen. Als Ergebnis wird die höchste

Material und Methoden

Verdünnungsstufe (G-Wert G_L) angegeben, bei der die Hemmung das erste Mal unter 20 % liegt.

4 Untersuchungen der Ozonung zur Desinfektion von Abwasser

4.1 Einfluss der Reaktionszeit auf die Desinfektion

4.1.1 Vorversuche

Die Reaktionszeit ist einer der beiden entscheidenden Faktoren im ct-Konzept, welches für die Desinfektion von Trinkwasser Anwendung findet (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002; VON GUNTEN, 2003). Wie bereits im Rahmen der Literaturstudie (Kapitel 2.2.3) erläutert, ist eine direkte Übertragung dieses Konzepts auf eine Desinfektion von Abwasser mittels Ozon nicht möglich. Des Weiteren wurde bereits von einigen Autoren berichtet, dass die Reaktionszeit nur einen untergeordneten Einfluss auf den Wirkungsgrad der Ozonung von Abwasser ausübt (FINCH UND SMITH, 1989; XU et al., 2002, SCHAAR et al., 2013). Für die Auslegung einer Ozonung mit dem Ziel der Desinfektion ist die benötigte Reaktionszeit dennoch eine relevante Information, da in Abhängigkeit des zu behandelnden Volumenstromes hierüber das minimale Volumen des Ozonreaktors festgelegt wird. Daher ist die Relevanz der Reaktionszeit auf den Desinfektionserfolg zu überprüfen und optimal anzupassen.

Der unbegaste Teil des Reaktors wird zur Reaktion des ins Abwasser eingetragenen und gelösten Ozons mit den Abwasserinhaltsstoffen genutzt. Eine zu kleine Dimensionierung des Ozonreaktors kann somit nicht nur potenziell einen Einfluss auf das Desinfektionsergebnis haben, sondern auch dazu führen, dass ozonhaltiges Abwasser den Reaktor verlässt. Dies sollte vermieden werden und ist durch entsprechende Versuche im Vorfeld zu klären.

Die im Rahmen von orientierenden Vorversuchen durchgeführten Messungen der Ozonkonzentration im Abwasser zeigen entsprechend der Erwartungen, dass nach der ersten Säule R1 immer Ozon im Abwasser gemessen werden konnte und die Ozonkonzentration in der zweiten Säule deutlich abnahm. Die Ergebnisse hierzu sind in Tabelle 9 und Tabelle 10 für verschiedene Beschickungsvolumenströme zusammengefasst. In den Vorversuchen an Tag 1 und Tag 2 wurden im Ablauf der ersten Säule (begaste Säule; R1) auch bei hohen Ozondosierungen von 9 mg_{O₃}/l maximale Ozonkonzentrationen von 0,35 mg_{O₃}/l und im Ablauf der zweiten Säule (unbegaste Säule; R2) max. 0,1 mg_{O₃}/l gemessen. Die Abwasserqualität für die Versuche mit einem Beschickungsvolumen von 90 l/h war an beiden Tagen vergleichbar, wobei an Versuchstag 2 deutlich höhere Temperaturen im Abwasser vorlagen als an Tag 1 (Tag 1: 20,6°C; Tag 2: 24,9°C). Dies könnte zu den etwas geringeren Ozonkonzentrationen nach dem ersten Reaktor geführt haben, nach Reaktor 2 lag die Ozonkonzentration jedoch für beide Versuchstage in einem ähnlichen Bereich.

Tabelle 9: Ozonkonzentrationen im Abwasser im Ablauf des 1. Reaktors (R1) und des 2. Reaktors (R2) für verschiedene Ozondosierungen und einen Beschickungsvolumenstrom von 90 l/h

			6 mg _{O₃} /l	7 mg _{O₃} /l	8 mg _{O₃} /l	9 mg _{O₃} /l	DOC
HRT = 14 min	C(O ₃) Ablauf R1	1. Versuch	0,22		0,274	0,348	7,8
		2. Versuch		0,135	0,230	0,284	7,9
	C(O ₃) Ablauf R2	1. Versuch	0,07		0,090	0,094	7,8
		2. Versuch		0,087	0,097	0,100	7,9

Vorversuch 3 zeigt (vgl. Tabelle 10), dass die Ozonkonzentration im Abwasser im Anschluss an den Reaktionsreaktor (R2) für geringere Beschickungsvolumenströme tendenziell geringer ist als bei höheren Volumenströmen. Die Ergebnisse für Vorversuch 4 zeigen dagegen deutlich höhere Konzentrationen an freiem Ozon an der Stelle R1 als für die anderen Versuche, was durch den relativ geringen DOC der Abwasserprobe (Tag 3: 8,2 mg/l; Tag 4: 6,3 mg/l) erklärt werden kann. Diese hohen Ozonkonzentrationen werden in der 2. Säule jedoch ebenfalls wieder auf max. 0,1 mg/l reduziert.

Tabelle 10: Ozonkonzentrationen im Abwasser im Ablauf des 1. Reaktors (R1) und des 2. Reaktors (R2) für verschiedene Ozondosierungen und einen Beschickungsvolumenstrom von 70 l/h

			6 mg _{O₃} /l	7 mg _{O₃} /l	8 mg _{O₃} /l	9 mg _{O₃} /l	DOC
HRT = 18	C(O ₃) Ablauf R1	3. Versuch		0,119	0,131	0,172	8,2
		4. Versuch		0,430	0,564	0,644	6,3
	C(O ₃) Ablauf R2	3. Versuch		< 0,050	0,056	0,064	8,2
		4. Versuch		0,071	0,073	0,094	6,3

Aufgrund der geringen Ozonkonzentrationen am Ablauf der Ozonanlage (R2) kann festgehalten werden, dass in der vorliegenden Ozonanlage eine ausreichende Kontaktzeit für die Reaktion des Ozons mit dem Abwasser vorhanden ist.

4.1.2 Reduktion der Bakterien

Die Untersuchungen zum Einfluss der Reaktionsdauer auf die Wirksamkeit der Ozonung ergaben analog zu den Angaben aus der Literatur, dass die Keimreduktion für die betrachteten Bakterien von den angewendeten Reaktionszeiten unabhängig ist. Die Auswertung der Versuchsdaten für die Kolonie bildenden Einheiten (KBE) als Übersicht des gesamten kultivierbaren Bakterienanteils im Abwasser sowie für coliforme Bakterien, *Escherichia coli*, ein Indikatororganismus für fäkale Verunreinigungen und Überwachungsparameter der Badegewässerverordnung, und *Clostridium perfringens*, ein Indikatorparameter der Trinkwasserverordnung und vergleichsweise resistent gegenüber Desinfektionsmittel, wird im Folgenden einzeln vorgestellt.

Im Zulauf der Ozonanlage wurde während der Untersuchungen eine Belastung mit **Kolonie bildenden Einheiten** von $1 \cdot 10^4 - 1,17 \cdot 10^5$ KBE/ml gemessen. Die variierte Durchflusszeit

hatte keinen Einfluss auf die Reduktionsleistung. Im Mittel wurde die Konzentration der Kolonie bildenden Einheiten im Ablauf des zweiten Reaktors für einen Beschickungsvolumenstrom von 50 l/h (HRT = 25 min) auf $9,4 \cdot 10^2$ KBE/ml und für einen Beschickungsvolumenstrom von 90 l/h (HRT = 15 min) auf $1,6 \cdot 10^3$ KBE/ml reduziert. Bezogen auf die mittleren Anfangskonzentrationen im Zulauf der Pilotanlage (HRT = 25 min: $3,1 \cdot 10^4$ KBE/ml und HRT = 14 min: $6,5 \cdot 10^4$ KBE/ml) ergab sich eine mittlere Gesamtreduktion der Kolonie bildenden Einheiten von 1,5 (50 l/h) bzw. 1,6 log-Stufen (90 l/h). Die gemessenen Konzentrationen der Kolonie bildenden Einheiten sind in Abbildung 5 dargestellt. Die Balken markieren die mittlere Konzentration; die Whisker geben den minimalen und den maximalen gemessenen Wert an.

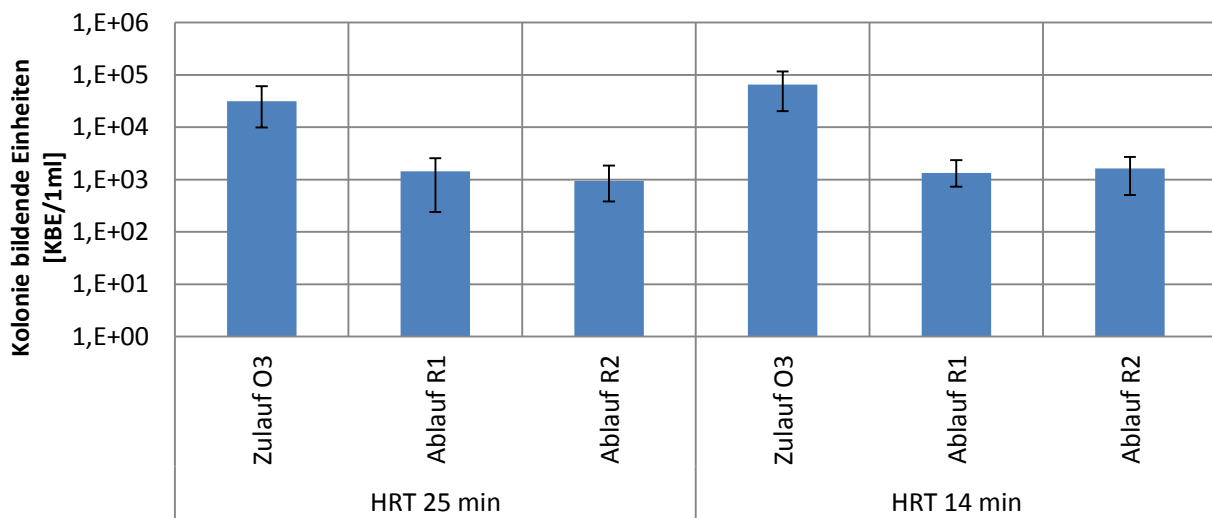


Abbildung 5: Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten (KBE) mit einer Ozondosis von $6 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h (jeweils $n = 3$).

Neben der Beobachtung, dass die Reaktionszeit im untersuchten Intervall keinen Einfluss auf den Reduktionsgrad hat, konnte auch festgestellt werden, dass die Reduktion der Bakterienkonzentration nur im ersten Reaktor stattfand. Bei Betrachtung der Versuchsergebnisse sind keine Konzentrationsunterschiede zwischen den Ablaufproben R1 und R2 feststellbar, obwohl nach R1 noch freies Ozon im Abwasser gemessen wurde und dadurch eine weitere Wirkung erwartet werden könnte.

Die gesamten **coliformen Bakterien** lagen im Abwasser im Zulauf der Ozonanlage an den Versuchstagen mit Konzentrationen von $3,2 \cdot 10^2 - 1,7 \cdot 10^3$ KBE/ml vor (Abbildung 6). Durch die Ozonung wurden die Bakterienkonzentrationen so weit reduziert, dass maximal $1,2 \cdot 10^1$ KBE/ml gemessen werden konnten. Wie auch bei den übrigen Mikroorganismen konnte für die Reduktionsleistung keine signifikante Abhängigkeit von der Reaktionszeit festgestellt werden. Leichte Zunahmen oder Abnahmen vom Ablauf des ersten Reaktors zum Ablauf des zweiten Reaktors sind auf Messunsicherheiten zurückzuführen. Die mittlere log-Reduktion für die coliformen Bakterien lag bei den durchgeführten Versuchen bei 2,1 bzw. 2,4 für Be-

schickungsvolumenströme von 50 l/h bzw. 90 l/h. Auch in diesem Fall wurde im Zulauf zur Pilotanlage durchschnittlich in für die Einstellung HRT = 25 min ($9,1 \cdot 10^2$ KBE/ml) etwas geringere Konzentrationen gemessen als für die Einstellung HRT = 14 min ($9,6 \cdot 10^2$ KBE/ml)

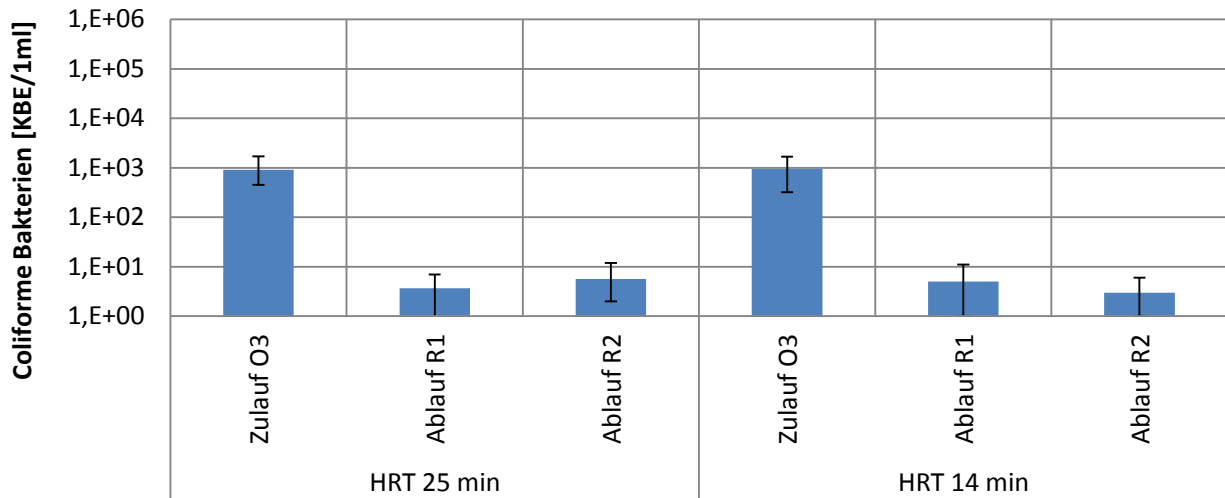


Abbildung 6: Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der gesamten coliformen Bakterien mit einer Ozondosis von 6 mg_{O3}/l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h (jeweils n = 3).

Escherichia. coli gehört zur Gruppe der coliformen Bakterien und wird auch als ein Teil des Parameters gesamte coliforme Bakterien mit erfasst. *E. coli* wird sowohl in der Badegewässerrichtlinie als auch in der Trinkwasserverordnung als zu untersuchender Parameter aufgeführt, da *E. coli* auf eine Verschmutzung fäkalen Ursprungs zurückzuführen ist. Die Konzentration der *E. coli* im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers lag während des Versuchszeitraums bei $1 \cdot 10^2 - 6,6 \cdot 10^2$ KBE/ml und wurde durch die Ozonung auf < 2 KBE/ml reduziert. In nahezu allen untersuchten Proben konnte im Anschluss an die Ozonung keine *E. coli* mehr nachgewiesen werden. Die Konzentrationen sind in Abbildung 7 dargestellt. Bei Unterschreitung der Bestimmungsgrenze wird anstelle der Reduktion die Mindestreduktion der *E. coli* bestimmt und angegeben. Für *E. coli* können Reduktionen von durchschnittlich mindestens 2,6 bzw. 2,7 log-Stufen für einen Durchfluss von 50 l/h bzw. 90 l/h erreicht werden. Die Belastung des Kläranlagenablaufs mit *E. coli* und die Höhe der Reduktion gleichen in der Literatur angegebenen Werten (siehe KISTEMANN et al., 2001; TERNES et al., 2003; ABEGGLEN et al., 2009), oder liegen höher als in vorangegangenen Projekten (AR-GE, 2014).

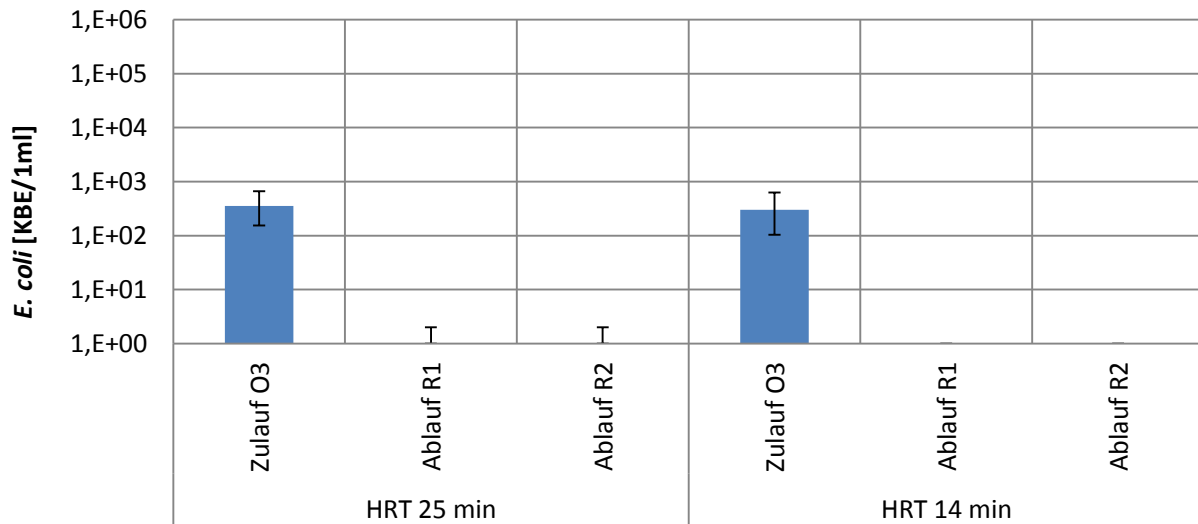


Abbildung 7: Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der *E.coli* mit einer Ozondosis von 6 mg/l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h (jeweils, n = 3).

Clostridium perfringens sind in geringen Konzentrationen von max. 8 KBE/ml im Ablauf der Kläranlage Aachen Soers vorzufinden, weshalb eine eindeutige Aussage bezüglich der Reduktionsleistung nur eingeschränkt möglich ist. Bei Betrachtung der Analyseergebnisse kann jedoch ebenfalls ein Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion der Mikroorganismen infolge der Ozonung ausgeschlossen werden, vgl. Abbildung 8. Leichte Unterschiede der Bakterien-Konzentrationen im Ablauf R1 und R2 sind ebenfalls Messunsicherheiten zuzuordnen. Die Analyseergebnisse schwanken in den niedrigen Konzentrationsbereichen zwar stark, dennoch kann eine tendenzielle Reduktion der Konzentration an Clostridien festgestellt werden.

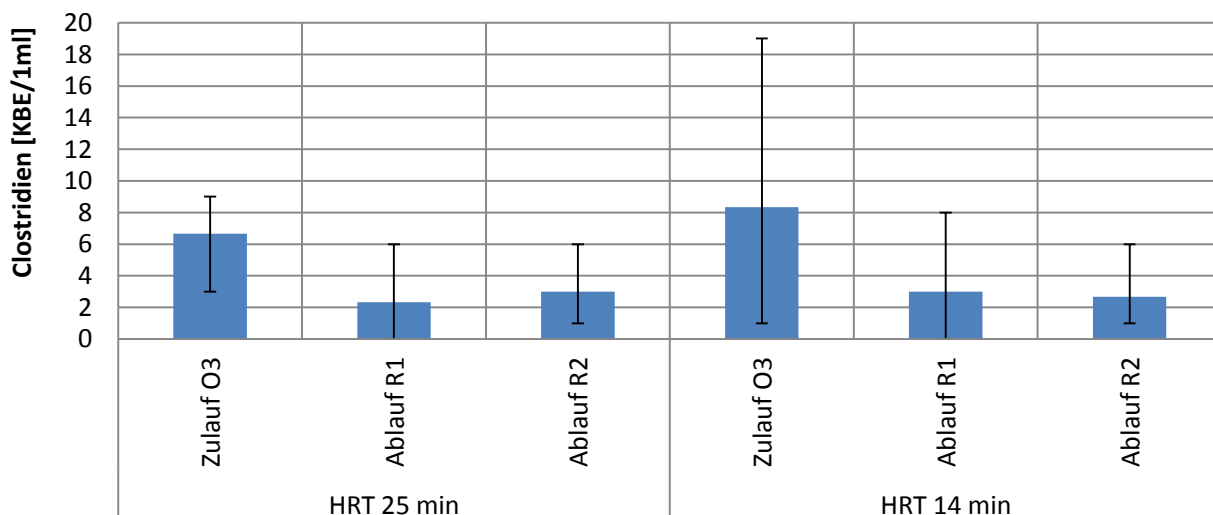


Abbildung 8: Einfluss der Reaktionszeit auf die Reduktion von *Clostridium perfringens* mit einer Ozondosis von 6 mg/l und Durchflusszeiten von 50 l/h bzw. 90 l/h (jeweils n = 3).

Aus den Beobachtungen zu den Untersuchungen des Einflusses der Reaktionszeit auf die Desinfektionsleistung kann sowohl im Vergleich der beiden untersuchten Reaktionszeiten, als auch im Vergleich der beiden Probenahmestellen R1 und R2 für das verwendete Abwasser mit der genutzten Ozonanlage geschlossen werden, dass die Reaktionszeit während der Ozonung von Abwasser, sofern sie im Rahmen der hier untersuchten 15 – 25 Minuten Gesamtaufenthaltszeit liegt, keinen Einfluss auf die Desinfektionsleistung hat. Die spezifische Größe des Ozonreaktors hängt somit primär von der Zehrung des zu behandelnden Abwassers ab, da im Regelfall kein Rest-Ozon im Ablauf der Ozonung vorhanden sein sollte.

4.1.3 Einfluss der Abwasserqualität auf die Desinfektionsleistung

Die Qualität des Abwassers beeinflusst nicht nur die gelöste Ozonkonzentration, sondern ist auch ein entscheidender Parameter zur Beurteilung der Desinfektionsleistung. Daher wurden alle Proben auf eine Auswahl gängiger Standardparameter untersucht. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zur Charakterisierung der Abwässer ist in Tabelle 11 dargestellt. Alle Rohergebnisse sind im Anhang zu finden. Der DOC, CSB und der AFS eignen sich als Parameter zur Abschätzung des Zehrungsverhaltens bzw. der Hintergrundbelastung des Abwassers. Das Abwasser wies hinsichtlich der untersuchten Parameter an allen Tagen eine ähnliche Zusammensetzung auf. Am 27.07.2016 wurde in einer der zwei analysierten Proben ein AFS von 18 mg/l gemessen. Dieser Wert konnte durch die zweite Messung jedoch nicht bestätigt werden (< 5,6 mg/l). Die übrigen Parameter CSB und DOC zeigten am 27.07.2016 keine auffälligen Werte. Die Bakterienkonzentration im Zulauf zur Ozonanlage lag an dem Tag höher, als an den anderen Tagen, jedoch wurde diese an dem Tag so reduziert, dass im Ablauf der beiden Ozonsäulen ähnliche oder sogar geringere Bakterienkonzentrationen vorlagen, als an den anderen Tagen. Ein Einfluss der untersuchten Parameter auf die Desinfektionsleistung ist somit nicht zu erkennen. Nitrit reagiert sehr schnell mit Ozon, weshalb ein Teil der Ozondosis ($3,43 \text{ g}_{\text{O}_3}/\text{g}_{\text{NO}_2^-}$) durch vorhandenes Nitrit gezehrt wird (JEKEL et al., 2016). Dadurch steht dem Prozess insgesamt weniger Ozon zur Verfügung. Im untersuchten Abwasser ist dieser Einfluss jedoch aufgrund geringer Nitrit-Stickstoffkonzentrationen nicht ausschlaggebend.

Tabelle 11: Durchschnittliche Konzentration der Standardparameter (n = 2) der verwendeten Abwässer der Kläranlage Aachen Soers im Rahmen der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit

	DOC [mg/l]	CSB [mg/l]	NO ₂ ⁻ -N [mg/l]	SAK ₂₅₄ [m ⁻¹]	pH [-]	T [°C]	AFS [mg/l]
25.07.16	7,1	18,5	0,041	11,2	7,0	21,0	< BG
27.07.16	7,4	24,0	0,013	11,4	7,6	21,0	< 11,8
01.08.16	7,9	19,0	0,038	10,5	7,2	19,1	< BG

Der SAK₂₅₄ wird bereits im Rahmen der Spurenstoffelimination als Parameter zur Prozesskontrolle diskutiert, da dieser in Abhängigkeit der Ozondosis verändert wird und mit der spe-

zifischen Ozondosis sowie der Spurenstoffelimination korreliert (z.B. ABEGGLEN UND SIEGRIST, 2012; JEKEL et al., 2016). Im Rahmen der durchgeführten Versuche fiel auf, dass die prozentuale Abnahme des SAK₂₅₄ nicht von der Reaktionsdauer abhängt. Durch eine längere Reaktionszeit wurde nur eine geringfügige Verbesserung der relativen SAK₂₅₄-Reduktion erreicht. Auch im Vergleich der verschiedenen Versuchstage sind die relativen SAK₂₅₄-Abnahmen ähnlich. Die Ergebnisse der prozentualen SAK-Abnahme (Δ SAK) infolge der Ozonung sind in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: SAK-Abnahme infolge der Ozonung während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit für eine Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l

Einstellung	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2017
Δ SAK ₂₅₄ HRT 25 min	62,8 %	64,3 %	65,7 %
Δ SAK ₂₅₄ HRT 14 min	59,5 %	63,5 %	64,5 %

Die Ozonkonzentration wurde an allen Tagen während der Versuchsdurchführung im Ablauf R1 und im Ablauf R2 gemessen, um sicherzugehen, dass genügend Ozon in das Abwasser eingetragen wurde, bzw. auch freies Ozon im Abwasser vorlag. Die Ergebnisse der Ozonmessung sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Tabelle 13: Ozonkonzentration im Abwasser während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit für eine Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l

Einstellung	PN-Stelle	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2017
C(O ₃) HRT 25 min	Ablauf R1	0,102	0,076	0,096
	Ablauf R2	0,060	0,051	0,054
C(O ₃) HRT 14 min	Ablauf R1	0,214	0,155	0,135
	Ablauf R2	0,083	0,056	0,063

Eine geringere Aufenthaltszeit führte generell zu einer erhöhten Ozonkonzentration im Abwasser im Ablauf der belüfteten Säule R1. Im Ablauf der unbegasteten Säule R2 sind dagegen geringere Konzentrationsunterschiede infolge der unterschiedlichen Beschickungsvolumenströme erkennbar. Einen Einfluss auf die Reduktion der Bakterien hat die im Abwasser gelöst vorliegende Ozonkonzentration dagegen nicht. Trotz höherer Ozonkonzentrationen im Ablauf R1 wurde keine weitere Reduktion der Bakterienkonzentration innerhalb der zweiten Säule für kurze Aufenthaltszeiten festgestellt. Ebenso sind auch die Bakterienkonzentrationen, die im Ablauf R1 gemessen werden für die verschiedenen Aufenthaltszeiten vergleichbar. Dies deckt sich mit Aussagen von ZIMMERMANN et al. (2011), welche ebenfalls keinen Einfluss von gelöst vorliegendem Ozon auf die Reduktion von Bakterien während der Abwasserdesinfektion erkennen konnten.

4.2 Einfluss der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung

4.2.1 Charakterisierung des eingesetzten Abwassers

Die Qualität des eingesetzten Abwassers ist für die Einordnung und die Vergleichbarkeit der erzielten Reduktionsergebnisse an den verschiedenen Versuchstagen von Interesse. Im folgenden Kapitel wird die gemessene Reduktionsleistung sowohl auf die spezifische Ozondosis als auch auf die relative SAK_{254} -Reduktion bezogen. Daher werden diese Größen bzw. Veränderungen infolge der Ozonung hier vorgestellt. Des Weiteren werden die nach den Versuchen im Abwasser vorliegenden Restozonkonzentrationen zusammengestellt. Alle Rohdaten sind auch im Anhang zu finden.

Die Bestimmung des Einflusses der Ozondosis auf den Erfolg der Keimreduktion wurde an sechs verschiedenen Tagen mit Abwasser aus der Kläranlage Aachen Soers durchgeführt. Das eingesetzte Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung wies sowohl eine relativ geringe als auch gleichmäßige DOC-Belastung (4,6 mg/l bis 5,6 mg/l) auf. Auch die weiteren untersuchten Parameter (Tabelle 14) weisen nur geringe Unterschiede zwischen den verschiedenen Versuchstagen auf, weshalb die Unterschiede in der Reduktionsleistung nicht auf die untersuchten Parameter zurückzuführen sind. AFS wurden an keinem Versuchstag in den Proben nachgewiesen.

Tabelle 14: Durchschnittliche Konzentration der Standardparameter (*n = 2 oder n = 3) der verwendeten Abwasserproben der Kläranlage Aachen Soers im Rahmen der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Ozondosis

	DOC [mg/l]	CSB [mg/l]	NO_2^- [mg/l]	SAK_{254} [m^{-1}]	pH [-]	T [°C]	AFS [mg/l]
09.08.2016	4,8	16,3	0,014	13,2	7,7	19,1	< BG
*17.08.2016	5,4	19,0	0,019	14,9	7,7	20,3	< BG
22.08.2016	5,1	19,0	0,014	15,8	7,2	19,4	< BG
*24.08.2016	5,5	18,5	0,015	13,9	7,5	22,2	< BG
29.08.2016	4,6	18,0	0,026	11,9	7,1	22,5	< BG
*31.08.2016	5,6	17,5	0,016	13,6	7,6	20,6	< BG

Die relative SAK_{254} -Abnahme infolge der Ozonung zeigt einen klaren Zusammenhang zwischen der Ozondosis und der SAK_{254} -Abnahme. Mit zunehmender Ozondosis steigt auch die relative Abnahme des SAK_{254} . In Abbildung 9 sind die errechneten Werte aufgetragen, die während der Ozonversuche zur Bestimmung des Einflusses der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung analysiert wurden. Für Ozondosierungen von 2 mg_{O_3}/l wurde eine relative SAK_{254} -Abnahme von 11,4 % – 24,8 % erreicht. Für hohe Ozondosen von bis zu 10 mg_{O_3}/l stieg die relative Abnahme auf bis zu 68,1 % an. Da der SAK online gemessen werden kann, bietet dieser eine gute Möglichkeit zur Überwachung der Ozonung.

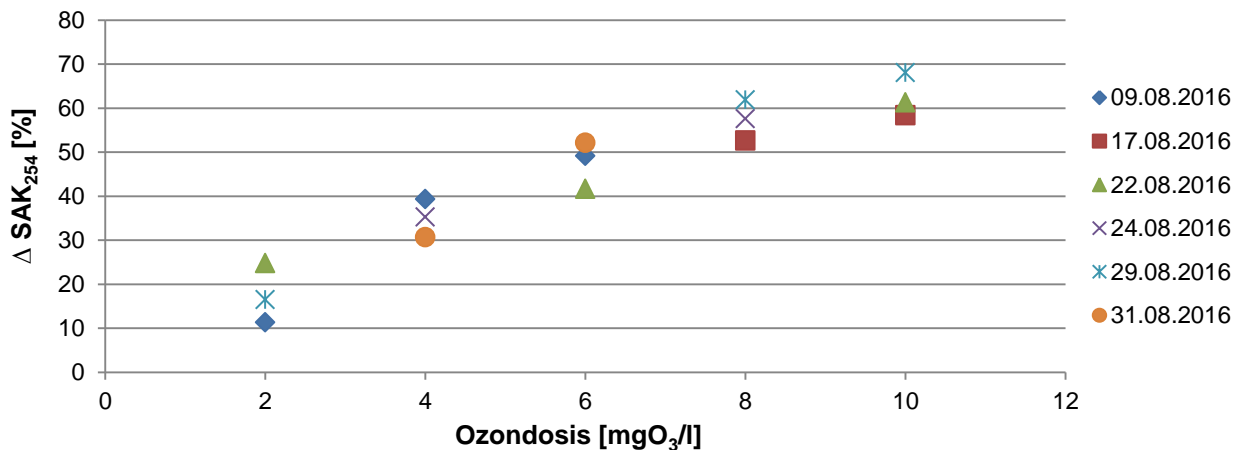


Abbildung 9: SAK-Abnahme infolge der Ozonung während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Ozondosis

Im Ablauf des Ozonreaktors „R2“ wurden erwartungsgemäß für die hohen Ozondosierungen auch höhere Restozonkonzentrationen gemessen. Die Restozonkonzentrationen im Ablauf der Ozonanlage sind in Tabelle 15 tabellarisch zusammengefasst. Die höchste gemessene Ozon-Konzentration im Ablauf der Ozonanlage lag bei 0,155 mg/l für eine Ozondosierung von 10 mg_{O₃}/l und einer Reaktionszeit von 25 min. Da innerhalb dieser Versuchsreihe vergleichsweise hohe Ozondosierungen erprobt wurden, wurde die Aufenthaltszeit für diese Versuche auf 25 min bzw. der Beschickungsvolumenstrom auf 50 l/h eingestellt, um genügend Zeit für die Reaktion von Ozon mit den Abwasserinhaltsstoffen zu gewährleisten. Entsprechend der Ergebnisse aus Kapitel 4.1.2 sollte dies keinen Einfluss auf die Desinfektionsleistung haben, sondern ausschließlich der sicheren Versuchsdurchführung dienen.

Tabelle 15: Ozonkonzentration im Abwasser während der Versuche zur Untersuchung des Einflusses der Reaktionszeit

Ozondosis [mgO ₃ /l]	Ozonkonzentration im Abwasser im Ablauf R2 [mg/l]					
	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
2	< 0,05		< 0,05		0,071	
4	0,056			0,052		0,067
6	0,065		0,071			0,113
8		0,172		0,072	0,102	
10		0,155	0,103		0,13	

Die Restozonkonzentration ist bei gleichen Einstellungen von Reaktionszeit und Ozondosis unter anderem vom Zehrungspotenzial der Abwasserprobe abhängig. Hier ist insbesondere der organische, gelöste Kohlenstoff DOC relevant (BUFFLE ET AL., 2006). Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass der Ozonzerfall temperaturabhängig ist und Ozon somit in kälteren Proben länger nachgewiesen werden kann, als dies bei höheren Temperaturen der Fall wäre (z.B. GARDONI et al., 2012). Ein eindeutiger Zusammenhang der Ozonkonzentrationen im

Ablauf der Ozonanlage und dem DOC oder der Temperatur in der Abwasserprobe ist hier jedoch nicht ersichtlich.

4.2.2 Reduktion der Bakterien

4.2.2.1 Kolonie bildenden Einheiten

Infolge der Literaturlauswertung war zu erwarten, dass die Dosierung von Ozon sowohl für die Spurenstoffelimination als auch für die Desinfektion ein entscheidendes Kriterium darstellt, das also über den Erfolg der Keimreduktion entscheidet (PARASKEVA UND GRAHAM, 2002; TERNES et al., 2003; ABEGGLEN et al., 2009).

Die Reduktion der Keime, welche durch die Ozonung erreicht werden kann, hängt stark von der Ausgangskonzentration und der Sensitivität der entsprechenden Mikroorganismen gegenüber Ozon ab. Daher werden im Folgenden für alle untersuchten Mikroorganismen sowohl die durchschnittliche Konzentration der Bakterien im Abwasser vor und nach der Ozonung als auch die Reduktion der Mikroorganismen, ausgedrückt in log-Reduktion, graphisch dargestellt. In Abbildung 10 sind die entsprechenden Werte für die **Kolonie bildenden Einheiten** in Abhängigkeit der eingesetzten Ozondosis aufgezeigt. Die Whisker geben die jeweils maximale bzw. minimale gemessene Konzentration oder berechnete log-Reduktion an, die Symbole die Mittelwerte.

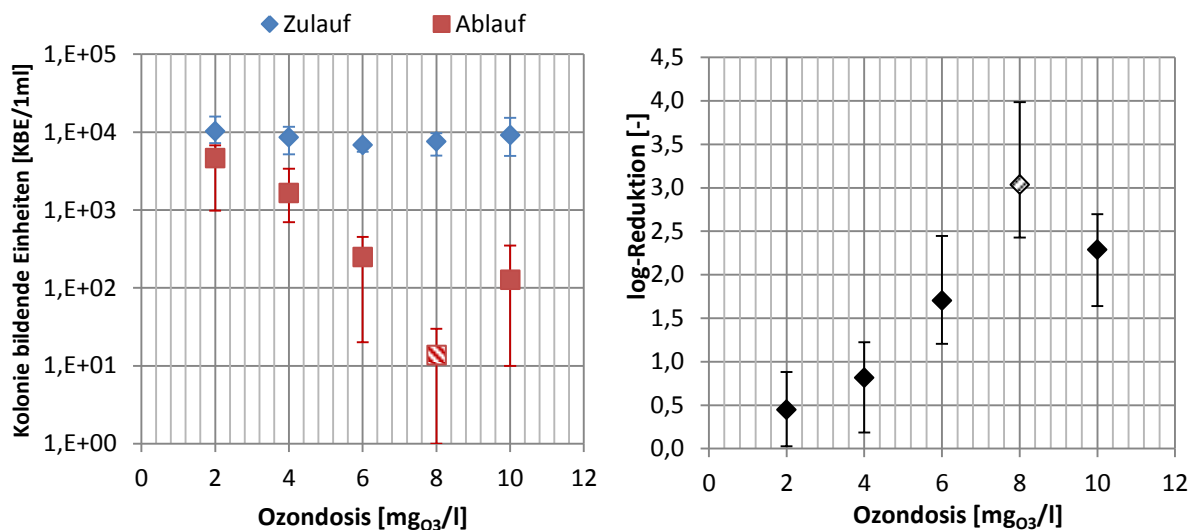


Abbildung 10: Durchschnittliche Konzentration der Kolonie bildenden Einheiten (KBE) vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min (n = 3). Ein gestrichelt gefülltes Quadrat gibt eine Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze im Datenumfang an bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Die Zulaufkonzentration zur Ozonanlage, welche auch der Ablaufkonzentration der Nachklärung entsprach lag für die verschiedenen Versuchstage im Bereich von $5 \cdot 10^3 - 1,6 \cdot 10^4$ KBE/ml. Damit lagen die Werte in einem ähnlichen Bereich, wie die in Kapitel 4.1.2 vorgestellten Konzentrationen. Die Konzentration der Kolonie bildenden Einheiten nahm durch die

Ozonung für alle getesteten Ozondosierungen ab. Eine Ozonkonzentration von 2 mg_{O3}/l führte dazu, dass die Konzentration im Ablauf durchschnittlich auf $4,6 \cdot 10^3$ KBE/ml sank, was einer Reduktion von ca. 0,4 log-Stufen entsprach. Eine Ozondosis von 6 mg_{O3}/l führte dagegen bereits zu einer Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten um durchschnittlich 1,7 log-Stufen auf $2,5 \cdot 10^2$ KBE/ml. Eine weitere Reduktion auf $1,3 \cdot 10^2$ KBE/ml, entsprechend insgesamt 2,3 log-Stufen, wurde durch die Erhöhung der Ozondosis auf 10 mg_{O3}/l erreicht. Auffällig ist, dass für eine Ozondosis von 8 mg_{O3}/l im Mittel eine höhere Reduktion der Keimkonzentration als für 10 mg_{O3}/l beobachtet wurde, nämlich 3 log-Stufen.

Bei Betrachtung der einzelnen Versuchstage zeigte sich, dass die Ergebnisse der log-Reduktionen an den verschiedenen Tagen deutliche Unterschiede für die jeweiligen Ozondosierungen aufwiesen, z.B. zwischen 1,2 und 2,4 log-Stufen für eine Ozondosis von 6 mg_{O3}/l. In Abbildung 11 sind die errechneten Eliminationen für die einzelnen Versuchstage aufgeführt. Bei Betrachtung der einzelnen Tage fällt auf, dass bis zu einer Ozondosis von 8 mg_{O3}/l an den einzelnen Tagen immer ein Zusammenhang zwischen höherer Ozondosis und verbesserter Reduktion vorlag. So wurde beispielsweise für die Versuche am 09.08.2016 eine gleichmäßige Zunahme der Keimreduktion infolge steigender Ozondosierungen ersichtlich. Ebenso wurde am 22.08.2016 eine Zunahme der log-Reduktion durch steigende Ozondosierungen beobachtet. Die Zunahme der log-Reduktion war jedoch am 22.08. weniger stark ausgeprägt, als am 09.08.2016. Für den 17.08.2016 und den 29.08.2016 konnten keine Verbesserungen der Keimreduktion durch einen Anstieg der Ozondosis von 8 auf 10 mg_{O3}/l festgestellt werden.

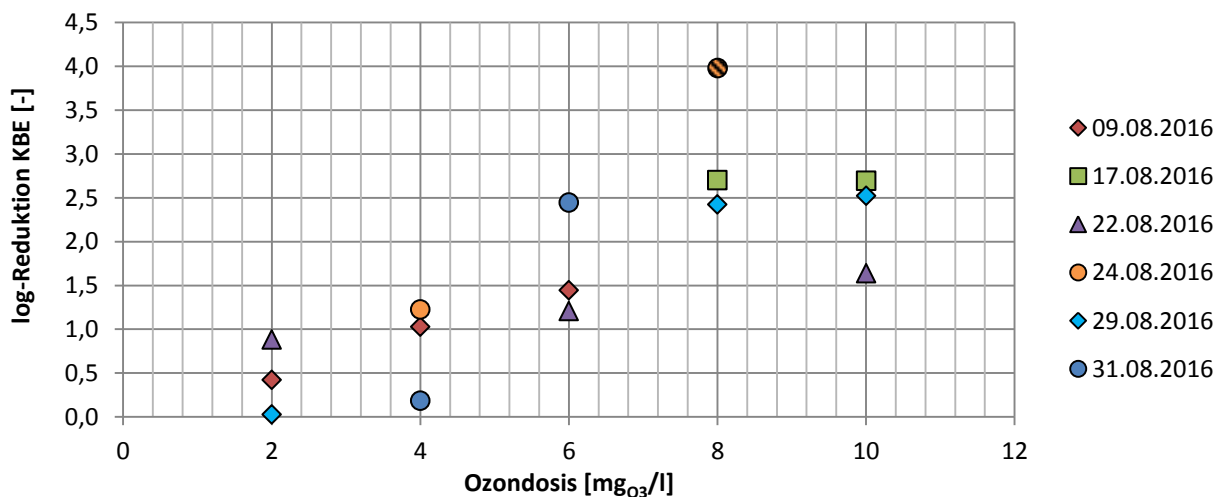


Abbildung 11: Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min an den verschiedenen Tagen. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Die großen Unterschiede bei der Elimination der Keime trotz identischer Versuchseinstellungen an den verschiedenen Tagen lassen den Schluss zu, dass neben der Ozondosierung

auch weitere Parameter wie die Abwasserqualität einen Einfluss auf die Desinfektion haben. Im Rahmen der Diskussionen zur Spurenstoffelimination werden die mit unterschiedlichen Abwässern erzielten Ergebnisse dadurch verglichen, dass die eingesetzte Ozondosis auf die im Abwasser vorliegende DOC-Konzentration bezogen wird und somit die spezifische Ozondosis gebildet wird. So wird der Tatsache Rechnung getragen, dass jedes Abwasser ein anderes Zehrungsverhalten und somit Konkurrenzreaktionen auf die Elimination der Spurenstoffe aufweist (ANTONIOU et al., 2013; JECKEL UND DOTT, 2013). In Abbildung 12 sind daher die log-Reduktionen in Abhängigkeit der jeweiligen spezifischen Ozondosis dargestellt. Die Darstellung lässt erkennen, dass ein Zusammenhang zwischen der Reduktion der Mikroorganismen und der spezifischen Ozondosis bestand – mit zunehmender spezifischer Ozondosis nimmt auch die log-Reduktion der Mikroorganismen zu. Eine mathematische Funktion zur Beschreibung dieses Zusammenhanges kann jedoch nicht angegeben werden. Insofern ist der DOC, welcher als Surrogat für die Summe der im Abwasser vorhandenen zehrenden Substanzen steht, kein Parameter, der die Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten maßgeblich beeinflusste.

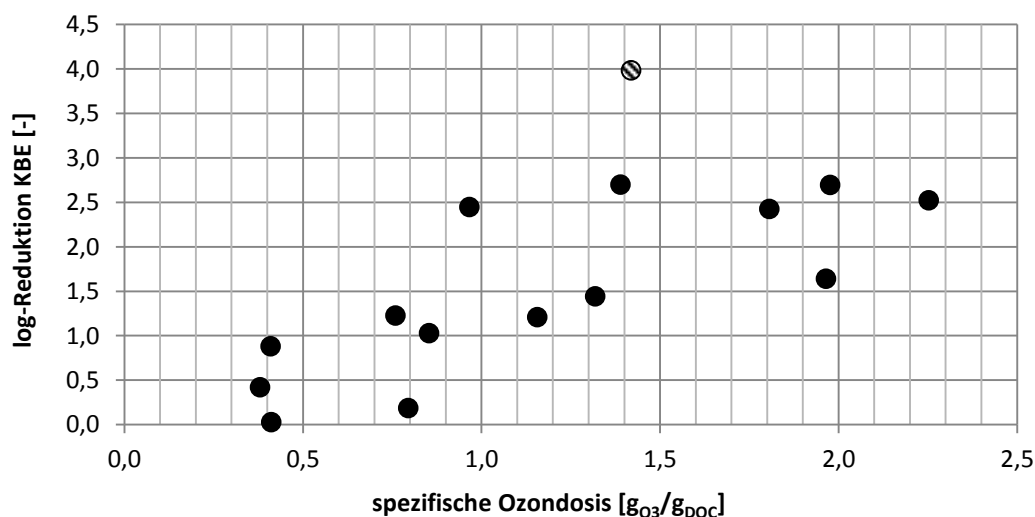


Abbildung 12: Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis für eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindesteliminaton.

Die Kontrolle des Desinfektionserfolgs ist von entscheidender Bedeutung im laufenden Betrieb, da so die Betriebseinstellungen nach Bedarf angepasst werden können. Die Analysen zur Bestimmung der Konzentration der Mikroorganismen benötigen jedoch Zeit, weshalb keine unmittelbare Anpassung der Einstellung an die gegebenen Randbedingungen erfolgen kann. Daher werden weitere Ersatzparameter gesucht, die sowohl online messbar sind als auch eine Erfolgskontrolle des Reinigungsziels gewährleisten. Im Rahmen der Spurenstoffelimination wird der SAK₂₅₄ als ein solcher Parameter eingesetzt, da durch diesen nicht nur

die Überwachung des Prozesses ermöglicht wird, sondern sogar eine Regelung der Ozonung mit Hilfe des SAK möglich ist, vgl. Kapitel 2.2.3 und Kapitel 4.1.3. Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung eines alternativen Prozesskontrollparameters zur Desinfektion werden in GAMAGE et al., (2013) beschrieben. Die innerhalb dieser Untersuchungen ermittelten log-Reduktionen der koloniebildenden Einheiten sind in Abbildung 13 in Abhängigkeit der gemessenen relativen SAK₂₅₄-Abnahme, generell auch als Delta SAK₂₅₄ bezeichnet, dargestellt.

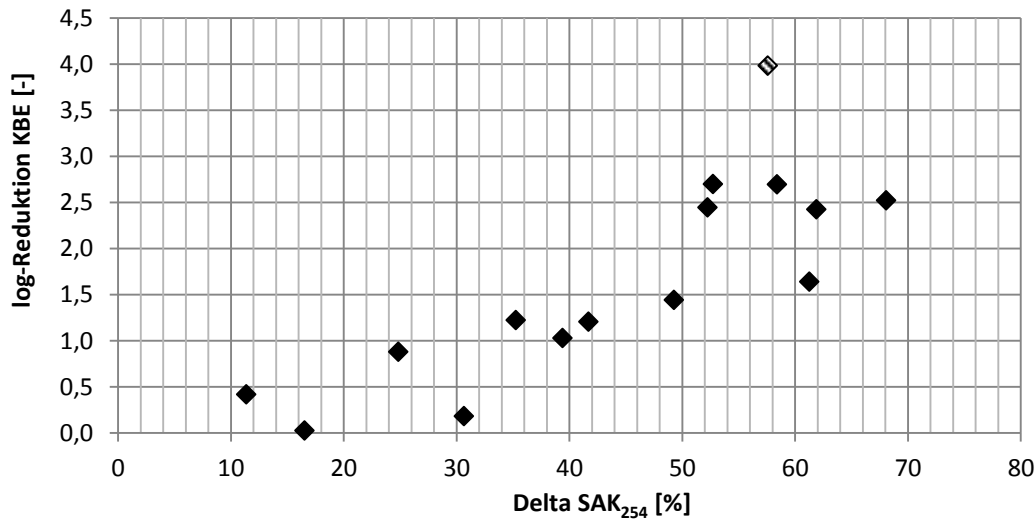


Abbildung 13: Errechnete log-Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK₂₅₄-Abnahme und eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Die abgebildeten Ergebnisse zeigen, dass die prozentuale Abnahme des SAK₂₅₄ (Δ SAK₂₅₄) infolge der Ozonung in einem positiven Zusammenhang zur Reduktion der Mikroorganismen steht, jedoch kann auch dieser Zusammenhang nicht ausreichend durch eine mathematische Funktion abgebildet werden. So wurde beispielsweise an einem Tag für eine SAK₂₅₄-Reduktion von 61,3 % eine Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten von 1,6 log Stufen erreicht, an einem anderen Tag wurde für eine nahezu identische Reduktion des SAK₂₅₄ von 61,9 % eine Reduktion der Kolonie bildenden Einheiten um 2,4 log-Stufen beobachtet. Diese Variationen sind zu hoch, um den Parameter SAK₂₅₄-Reduktion für eine zuverlässige Überwachung des Desinfektionsprozesses einsetzen zu können. Dennoch zeigt die relative SAK₂₅₄-Reduktion einen grundsätzlichen Zusammenhang mit der erzielten Reduktionsleistung der KBE. Um diesen zu festigen und genauere Aussagen tätigen zu können werden weitere Analysen benötigt.

4.2.2.2 Coliforme Bakterien

Im Folgenden wird die Reduktionsleistung von Ozon auf die Konzentration der gesamten **coliformen Bakterien** betrachtet. Im Zulauf der Ozonanlage lag die Konzentration der

coliformen Bakterien während der Untersuchungen zwischen $5 \cdot 10^1$ und $4,4 \cdot 10^2$ KBE/ml (Abbildung 14). Für eine Ozondosis von $2 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ wurde eine sehr geringe Reduktion der Keimzahlen infolge der Ozonung festgestellt (durchschnittlich 0,25 log-Stufen). Eine Ozondosis von $4 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ zeigte dagegen mit einer durchschnittlichen Reduktion der Konzentration der coliformen Bakterien um 1,7 log-Stufen bereits einen deutlichen Einfluss auf die Keimbelastung im Abwasser. Ozondosierungen von $6 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ und höher führten dazu, dass keine coliformen Bakterien mehr im Ablauf der Ozonanlage nachgewiesen wurden. Für diese Einstellungen wurden log-Reduktionen von im Mittel mindestens 2,2 log-Stufen erreicht.

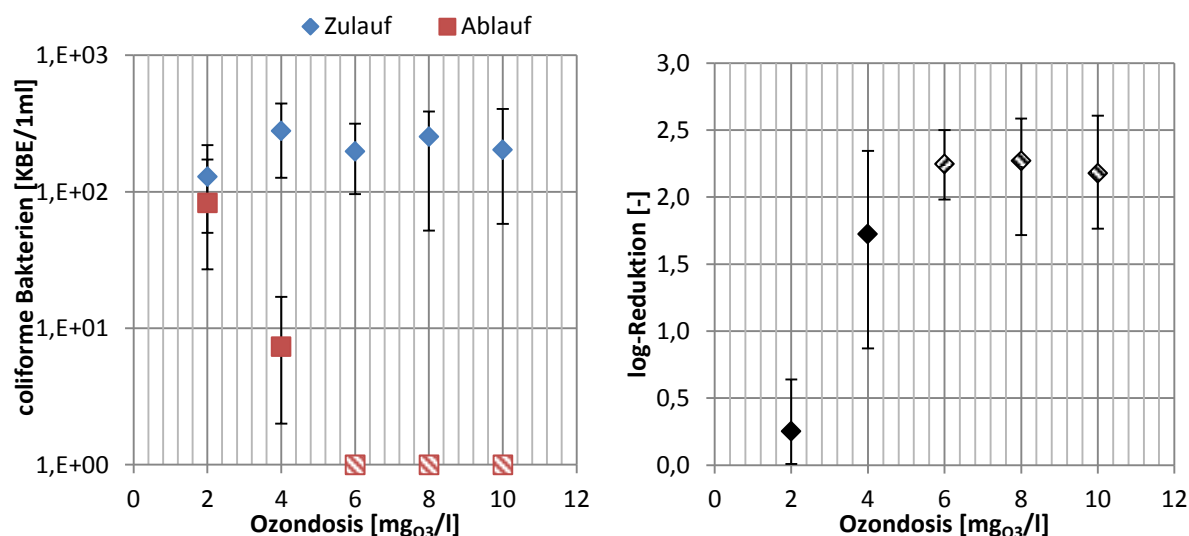


Abbildung 14: Durchschnittliche Konzentration der gesamten coliformen Bakterien vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und einer Aufenthaltszeit von 25 min ($n = 3$). Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Die einzelnen log-Reduktionen der verschiedenen Tage sind in Abbildung 15 in Abhängigkeit der Ozondosis wiedergegeben. Für Ozondosierungen von $6 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ und höher sind die Mindesteliminationen angegeben. Ähnlich zu den für die gesamten Kolonie bildenden Einheiten berechneten Reduktionen sind auch hier teilweise starke Schwankungen der Reduktionsleistung erkennbar. Eine Ozondosis von $4 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ führte an unterschiedlichen Tagen zu einer Reduktion der gesamten coliformen Bakterien von 0,9 – 2,3 log-Stufen.

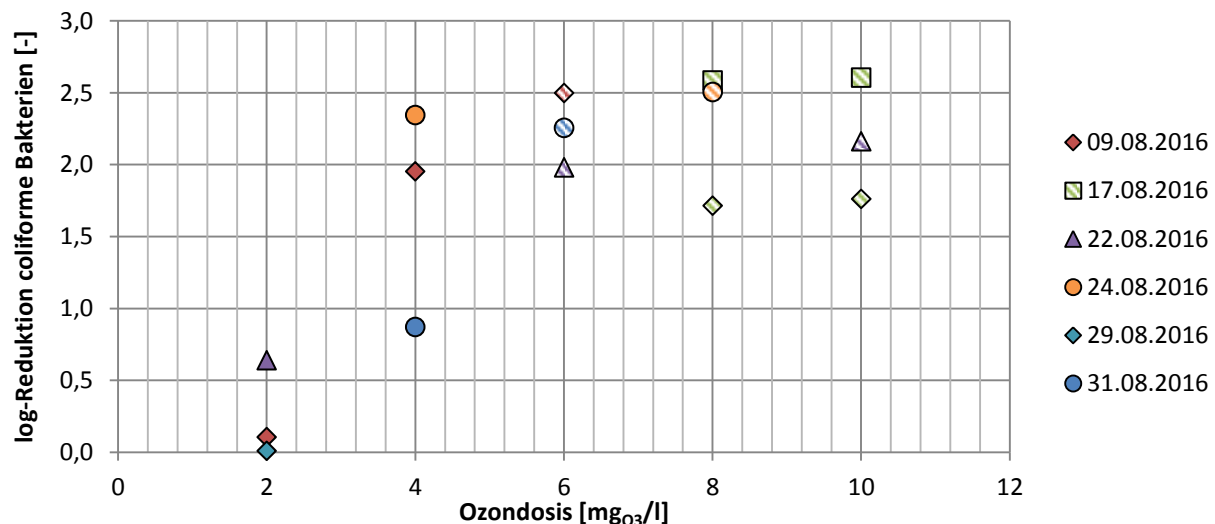


Abbildung 15: Errechnete log-Reduktion der coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Eine Überprüfung der Abwasserqualitätsparameter für alle Versuchstage mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l, vgl. Kapitel 4.2.1, zeigt jedoch keine weit gestreuten Werte für die untersuchten Parameter. Die DOC-Konzentration lag für diese drei Tage zwischen 4,8 und 5,6 mg/l, die CSB-Konzentration zwischen 16,3 und 18,5 mg/l und auch die Nitrit-Konzentration, der pH-Wert und die Temperatur lagen jeweils in einem ähnlichen Bereich. Die gemessene Ozonkonzentration im Ablauf der Versuchsanlage gibt ebenfalls keinen Hinweis darauf, weshalb die Reduktionsleistung für den 31.08.2016 in einem verminderten Maß vorlag.

Die Auftragung der log-Reduktion der coliforme Bakterien in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (Abbildung 16) bestätigt die zuvor getätigte Beobachtung, dass der DOC hier kein geeigneter Parameter ist, um Unterschiede in der Reduktionsleistung zu erklären. Da die Unterschiede der DOC-Konzentration an den verschiedenen Versuchstagen nur gering ausfielen, sind, analog zur Auftragung über die Ozondosis, auch die Differenzen zwischen verschiedenen ermittelten Reduktionsleistungen für vergleichbare spezifische Ozondosierungen deutlich. Für eine spezifische Ozondosis von ca. 0,8 g_{O₃}/g_{DOC} wurde die Konzentration der coliformen Bakterien, analog zu der Reduktion der Keime bei 4 mg_{O₃}/l, um 0,9 – 2,3 log-Stufen reduziert. Die Werte, für die eine konkrete log-Reduktion errechnet werden konnten, zeigen die Tendenz, dass eine Erhöhung der spezifischen Ozondosis mit einer höheren Reduktion der coliforme Bakterien einhergeht. Ein eindeutiger mathematischer Zusammenhang ist jedoch nicht ersichtlich. Inwiefern eine weitere Steigerung der Reduktion bei höheren Ozondosierungen möglich ist, konnte aufgrund der Reduktion bis unter die Bestimmungsgrenze nicht beurteilt werden.

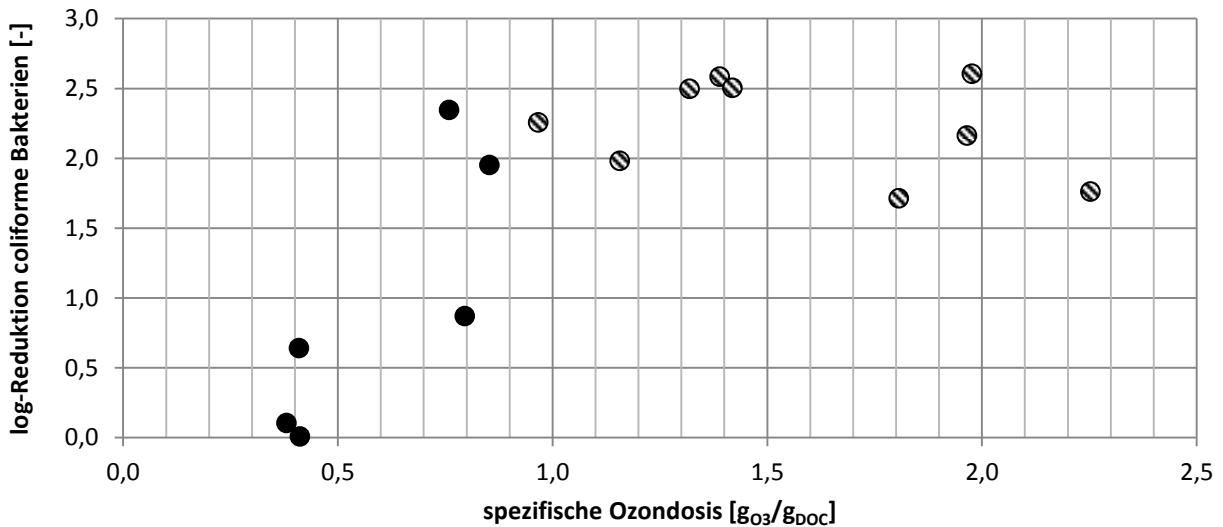


Abbildung 16: Errechnete log-Reduktion der coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis und eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Im Gegensatz dazu besteht ein deutlicherer Zusammenhang zwischen der relativen Abnahme des SAK₂₅₄ und der Reduktion der coliformen Bakterien. In Abbildung 17 sind die errechneten Reduktionen gegen den errechneten Delta SAK₂₅₄ aufgetragen. Für eine Zunahme des Delta SAK₂₅₄ wurde auch eine Zunahme der log-Reduktion beobachtet. Da in nur sechs Versuchen eine Konzentration an coliformen Bakterien > BG im Ablauf der Ozonanlage vorlag, gilt diese Aussage ausschließlich für die entsprechenden Proben. Die für die anderen Proben dargestellten Reduktionen implizieren, dass die Konzentration um mindestens die dargestellten Werte reduziert wird.

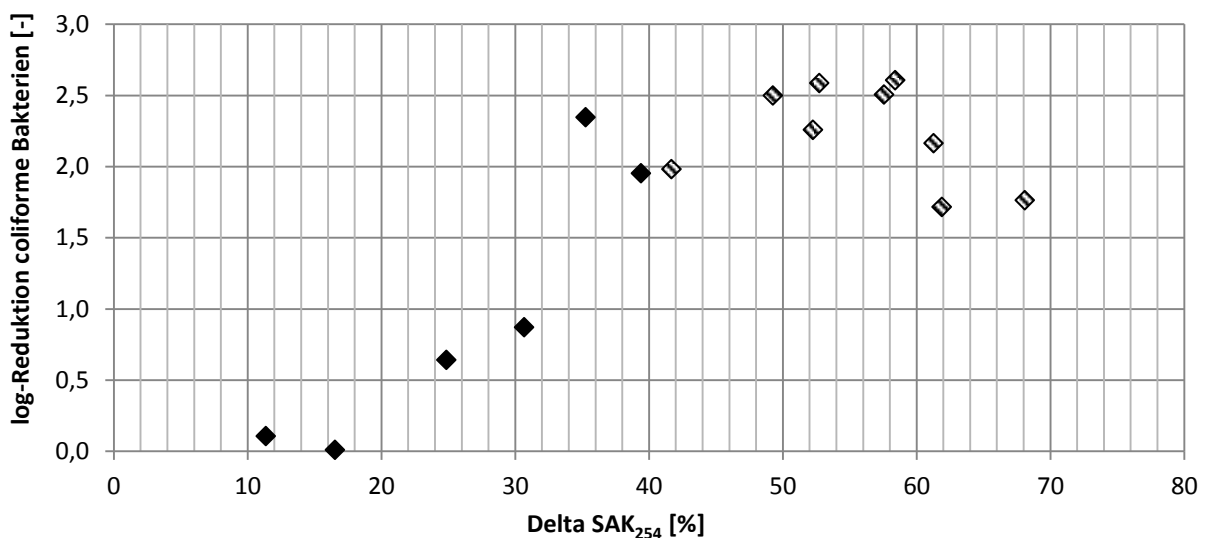


Abbildung 17: Errechnete log-Reduktion der gesamten coliformen Bakterien der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK₂₅₄-Abnahme für eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

4.2.2.3 *E. coli*

Die Ergebnisse zu den Versuchen zum Einfluss der Ozondosis auf die Desinfektionsleistung für die *E. coli* sind in Abbildung 18 dargestellt.

Die im Ablauf der Kläranlage Aachen Soers während dieser Versuche gefundenen *E. coli* - Konzentrationen lagen zwischen $1,6 \cdot 10^1$ und $2,1 \cdot 10^2$ KBE/ml. Die Behandlung des Abwassers mit Ozon führte für Ozondosen $\geq 4 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ dazu, dass eine Reduktion der Keimbelastung von mindestens 1,7 log-Stufen auftrat. Für eine Ozondosis von $\geq 6 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ wurde *E. coli* im Ablauf R2 bis unter die Bestimmungsgrenze in Höhe von 1 KBE/ml reduziert.

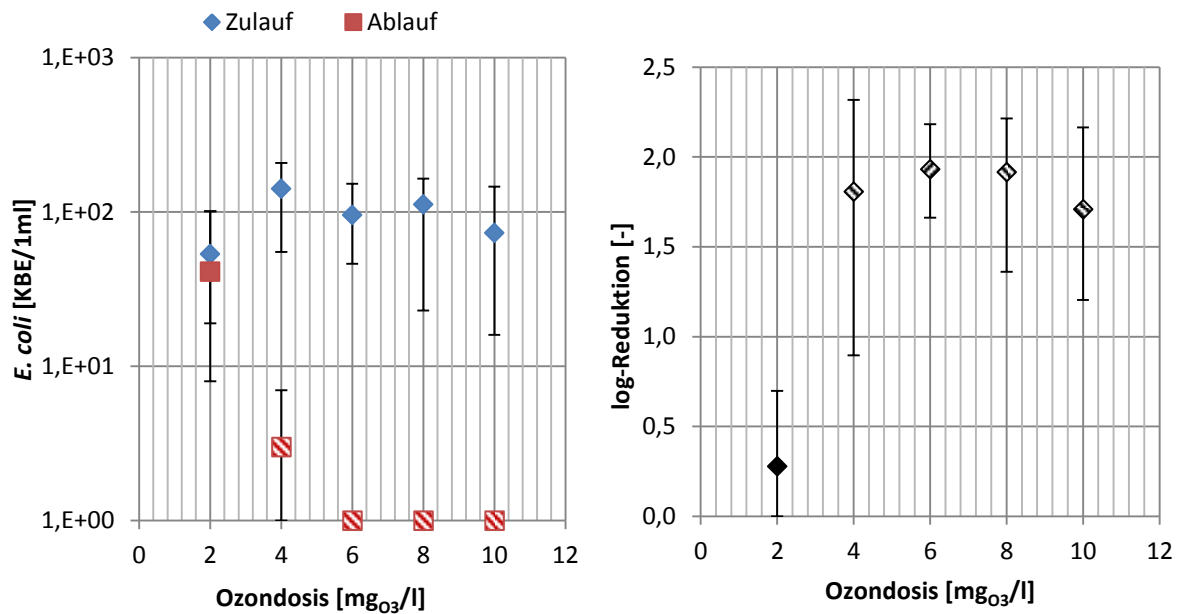


Abbildung 18: Durchschnittliche Konzentration der *E.coli* vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min (n = 3). Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Eine konkrete Berechnung der Reduktion der *E. coli* – Konzentration erfolgte für fünf Versuchseinstellungen, vgl. Abbildung 19, für die anderen Einstellungen wurde die Mindestelimination berechnet. Analog zu den zuvor beschriebenen Ergebnissen der coliformen Bakterien und der gesamten Kolonie bildenden Einheiten sind teilweise große Unterschiede für die Reduktion der Keimzahl durch die Ozonung mit gleicher Ozondosis an den verschiedenen Tagen erkennbar. Die Konzentration der *E. coli* wurde am 31.08.2016 mit einer Ozondosis von $4 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ um nur 0,9 log-Stufen reduziert; dagegen lag am 09.08.2016 eine Reduktion der *E. coli* um ca. 2,2 log-Stufen vor. Die vergleichsweise schlechte Reinigungsleistung durch die Ozonung am 31.08.2016 wurde auch für die anderen mikrobiologischen Parameter beobachtet; wie bereits für die Kolonie bildenden Einheiten diskutiert. Ein Zusammenhang zwischen den abwassertechnischen Parametern und der Reduktionsleistung ist dennoch nicht erkenn-

bar. Für die Ozonung zur Spurenstoffelimination relevante Parameter, wie der DOC oder Nitrit, lagen an den verschiedenen Tagen in einem jeweils ähnlichen Bereich vor.

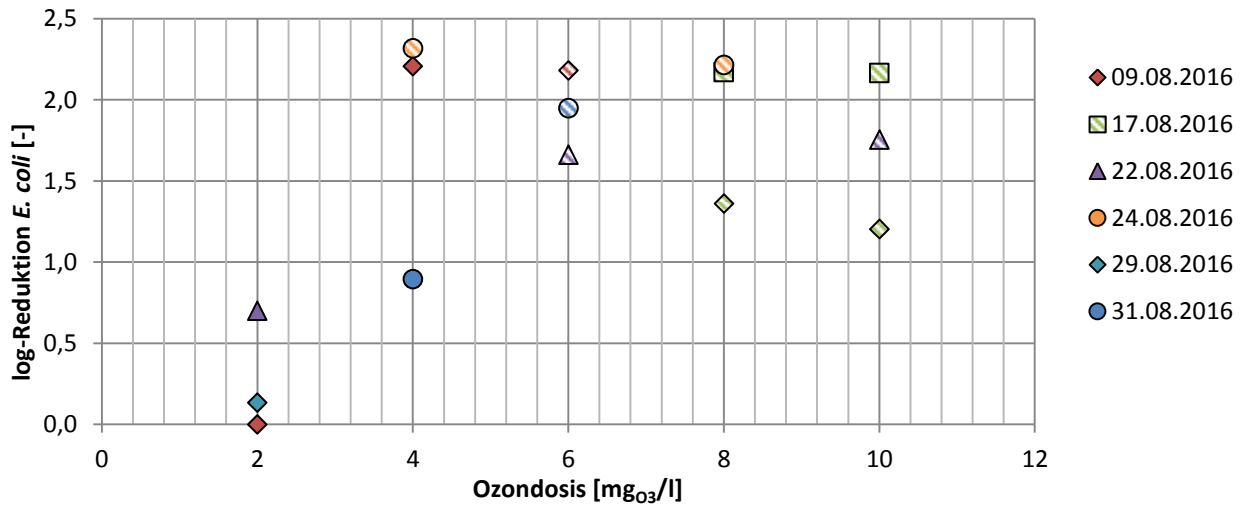


Abbildung 19: Errechnete log-Reduktion der *E.coli* der einzelnen Versuchsdurchführungen für verschiedene Ozondosierungen und einer Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Zwischen der Reduktion der *E. coli* und der spezifischen Ozondosis lässt sich für diese Daten keine Korrelation finden. Dies weist ebenfalls darauf hin, dass die Reduktionsleistung der Ozonung im Hinblick auf *E. coli* in diesen Versuchen nicht von der DOC-Konzentration abhängt (Abbildung 20). Die Reduktion der *E. coli* weist vergleichbare Ergebnisse zu der Reduktion der Konzentration der gesamten coliformen Bakterien, z. B. Abbildung 16, auf.

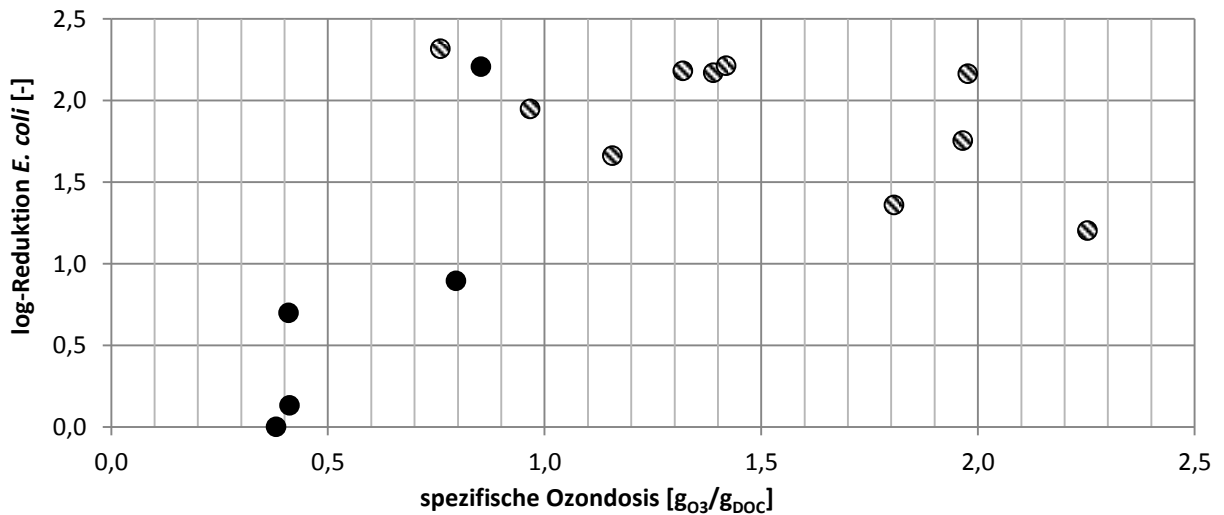


Abbildung 20: Errechnete log-Reduktion der *E.coli* der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die spezifische Ozondosis für eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Analog zu den Ergebnissen der gesamten coliformen Bakterien kann auch für *E. coli* ein deutlich besserer Zusammenhang zwischen der SAK₂₅₄-Abnahme und der Reduktion der *E.*

coli gefunden werden. Dargestellt ist die Auswertung dieser Daten in Abbildung 21. Für die fünf konkret berechenbaren Reduktionen ergibt sich ein guter Zusammenhang zwischen einem zunehmenden Delta SAK₂₅₄ und der zunehmenden Reduktion der Konzentration der *E.coli*.

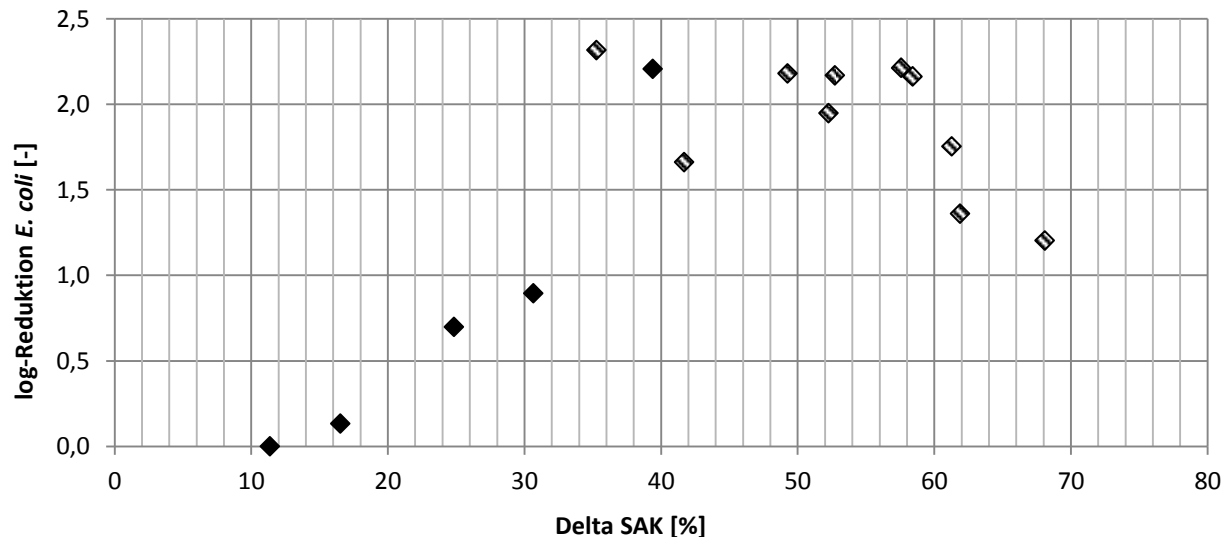


Abbildung 21: Errechnete log-Reduktion der *E. coli* der einzelnen Versuchsdurchführungen bezogen auf die relative SAK₂₅₄-Abnahme für eine Aufenthaltszeit von 25 min. Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

4.2.2.4 *Clostridium perfringens*

Die Untersuchungen zur Reduktion von *Clostridium perfringens* zeigten, dass an den betrachteten Tagen im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers nur geringe Konzentrationen von 0 – 6 KBE/ml vorlagen. Die gemessenen Konzentrationen sind in Abbildung 22 wiedergegeben. Zeitweise wurden bereits im Zulauf der Ozonanlage keine *Clostridien* vorgefunden. Im Allgemeinen konnte keine log-Reduktion der *Clostridien* durch die Ozonung beobachtet werden. Dies ist jedoch insbesondere für die höheren Ozondosierungen auf die geringe Belastung des Abwassers im Zulauf zur Ozonanlage zurückzuführen. Für Ozondosen von $\geq 4 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ führte die Ozonung dazu, dass im Ablauf der Ozonung teilweise keine *C. perfringens* mehr nachgewiesen wurden.

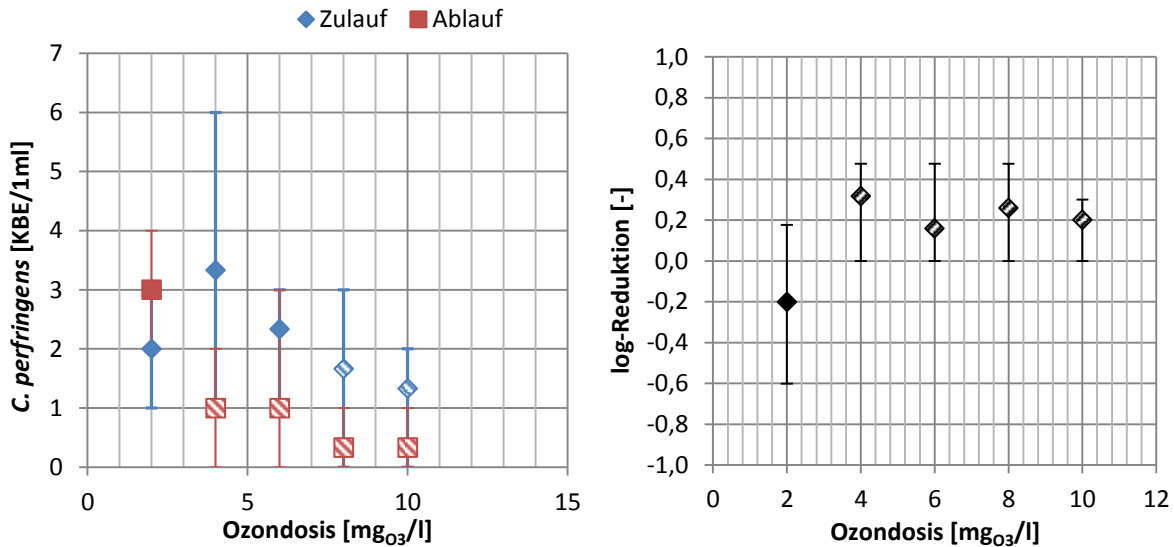


Abbildung 22: Durchschnittliche Konzentration von *Clostridium perfringens* vor und nach der Ozonung (links) sowie die durchschnittliche errechnete log-Reduktion (rechts) für verschiedene Ozondosierungen und eine Aufenthaltszeit von 25 min (n = 3). Eine gestrichelt gefüllte Markierung gibt an, dass die Konzentration im Ablauf der Ozonanlage unterhalb der Bestimmungsgrenze lag bzw. die daraus resultierende Mindestelimination.

Die vorliegenden Konzentrationen der Clostridien sind für diese Untersuchungen zu gering, um die Daten diesbezüglich auszuwerten.

4.2.2.5 Fazit

Zusammenfassend kann aus den dargestellten Dosis-Wirkungsbeziehungen die Zunahme der Eliminationsleistung infolge einer zunehmenden Ozondosis festgestellt werden. Die log-Reduktion für feste Ozondosen unterscheidet sich an den einzelnen Versuchstagen jedoch teilweise stark. Für den Parameter *E. coli* wird beispielsweise an den drei verschiedenen Versuchstagen für eine Ozondosis von immer 4 mg_{O3}/l einmal eine Elimination von 2,2 log-Stufen, am zweiten Tag von mindestens 2,3 log-Stufen und am dritten Tag von 0,9 log-Stufen beobachtet. Ähnliche Abweichungen in der Eliminationsleistung trotz identischer Einstellungen ergeben sich auch für die KBE und die coliformen Bakterien. Der Einfluss der Ozondosis in Hinblick auf die Reduktion von Clostridien kann aufgrund der sehr geringen Ausgangskonzentration in diesem Rahmen nicht beurteilt werden.

Die großen Unterschiede der Eliminationsraten, trotz identischer Versuchseinstellungen an den verschiedenen Tagen, lassen den Schluss zu, dass neben der Ozondosierung auch weitere Parameter wie die Abwasserqualität oder das Vorkommen der Bakterien, z. B. in Agglomeraten, die einen gewissen Schutz bieten, oder frei schwimmend einen Einfluss auf die Desinfektion haben. Ein Abgleich der Ergebnisse zeigt jedoch, dass die spezifische Ozondosis keine geeignete Größe darstellt, um die Abweichungen innerhalb der festgelegten Einstellungen zu erklären. Die Darstellungen lassen erkennen, dass ein Zusammenhang zwischen der Reduktion der Mikroorganismen und der spezifischen Ozondosis tendenziell be-

steht – mit zunehmender spezifischer Ozondosis nimmt auch die log-Reduktion der Mikroorganismen zu – eine Funktion, welche diesen Zusammenhang beschreibt, kann jedoch nicht definiert werden. Insofern ist der DOC, welcher für die Summe der im Abwasser vorhandenen zehrenden organischen Substanzen steht, kein Faktor, der einen maßgeblichen Einfluss auf die Reduktion der Mikroorganismen hat.

Eine Kontrolle und Steuerung des Desinfektionserfolgs kann nicht über Analysen zur Bestimmung der Konzentration der Mikroorganismen erfolgen. Daher werden Surrogate gesucht, die sowohl online messbar sind als auch eine Erfolgskontrolle des Reinigungsziels gewährleisten, wie beispielsweise das ct-Konzept in der Trinkwasseraufbereitung oder der ΔSAK_{254} bei der Spurenstoffelimination (vgl. Kapitel 2.2). GAMAGE et al., 2013) untersuchten die prozentuale Abnahme des SAK_{254} (ΔSAK_{254}) infolge der Ozonung und fanden einen positiven Zusammenhang zwischen der Reduktion der Mikroorganismen und einer Zunahme des ΔSAK_{254} für den Parameter *E. coli*. Dieser Zusammenhang stellte sich in den hier vorliegenden Untersuchungen für die Reduktion von *E. coli* und den coliformen Bakterien deutlicher dar, als der Zusammenhang zwischen der Reduktion der Mikroorganismen und der auf den DOC bezogenen Ozondosis. Jedoch konnte dieser Zusammenhang, ähnlich wie von GAMAGE et al., 2013, auch in diesem Projekt nicht durch eine Funktion abgebildet werden.

4.3 Untersuchung des erweiterten Keimspektrums

4.3.1 Reduktion der Bakterien

Die Untersuchungen zur Reduktion weiterer Keime wurden sowohl mit Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers als auch mit Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd durchgeführt. Entsprechend wird während der Diskussion der aufgenommenen Daten darauf geachtet, inwiefern sich Unterschiede bei der Reduktion der Mikroorganismen der Abwässer der beiden Kläranlagen sind.

Für die Ozonung wurde sowohl eine Ozondosis von 6 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ und 50 l/h Volumenstrom (HRT = 25 min) als optimale Einstellung für die Desinfektion als auch eine Ozondosis von 4 $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{l}$ und 50 l/h Volumenstrom als Einstellung für die Spurenstoffelimination gewählt. In den vorangegangenen Versuchen konnte gezeigt werden, dass die Reaktionszeit keinen nachweisbaren Einfluss auf die Eliminationsleistung hat. Es wurde daher diesbezüglich nicht mehr variiert, sondern ein Volumenstrom von 50 l/h gewählt, um einen Austrag freien Ozons zu vermeiden. Die Betriebsdaten der Anlage sind im Anhang dargestellt. Hier fällt auf, dass die Ozonkonzentration im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd im Anschluss an die Ozonung mit ca. 0,3 – 0,6 mg/l außergewöhnlich hoch liegt, ohne dass Ozon bei der Probenahme wahrgenommen werden kann. Die Proben des Ablaufs der Kläranlage Essen-Süd wei-

sen nach der Ozonung eine deutliche rot/braune Färbung auf, die vermutlich auf oxidiertes Eisen zurückgeführt werden kann. Da der Test zur Konzentration von Ozon im Ablauf der Ozonanlage nach einem photometrischen Verfahren durchgeführt wird, kann dies eine Beeinträchtigung der Messergebnisse zur Folge haben. Durch eine erhöhte UV-Absorption des Wassers werden zu hohe Ozonkonzentrationen angezeigt. Die untersuchten Standardparameter zeigten, dass die Abwasserqualität der Kläranlagen vergleichbar ist. Alle gemessenen Parameter sind im Anhang zusammengefasst.

Im Rahmen der Untersuchungen werden die Konzentrationen der coliformen Bakterien, der *E. coli*, der *Clostridien* und der Enterokokken erfasst und auf ihre Reduktionsgrade während der Ozonung ausgewertet. Abbildung 23 zeigt die vorliegenden Konzentrationen der **gesamten coliformen Bakterien** im Zulauf und im Ablauf der Ozonanlage für die beiden eingestellten Ozondosen. Es fällt auf, dass der Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Essen-Süd im Mittel ca. 1 log-Stufe geringer belastet war ($7,4 \cdot 10^1 - 1,6 \cdot 10^2$ KBE/ml) als der Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers ($7,9 \cdot 10^2 - 1,1 \cdot 10^3$ KBE/ml). Dies war insofern nicht zu erwarten, da das Abwasser der Kläranlage Essen-Süd bereits einen Tag vor der Versuchsdurchführung gesammelt und nach Aachen transportiert wurde. Hier wäre eine deutlich höhere Belastung infolge der relativ warmen Temperaturen im Vorlagebehälter von ca. 20°C erwartet worden. Die im Ablauf Essen-Süd vorgefundenen Konzentrationen liegen im unteren Bereich der im Projekt „Sichere Ruhr“ gemessenen Konzentrationen für diese Kläranlage (Merkel et al., 2016). Auf der Kläranlage Aachen Soers wurden, im Gegensatz zu den vorangegangenen beschriebenen Untersuchungen, leicht erhöhte Konzentrationen (ca. 0,5 log-Stufen höher) für alle Parameter vorgefunden. `

Die Ozonung führte für beide Abwässer mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l zu einer Reduktion der coliformen Bakterien auf ca. 10¹ KBE/ml. Im Ablauf der Ozonung mit einer Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l wurde im Abwasser der KA Aachen Soers jeweils 1 KBE/ml und im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd einmal 1 KBE/ml bzw. an zwei Tagen keine coliformen Bakterien mehr gefunden. Dies entspricht den Erwartungen gemäß der Ergebnisse aus Kapitel 4.2.2.

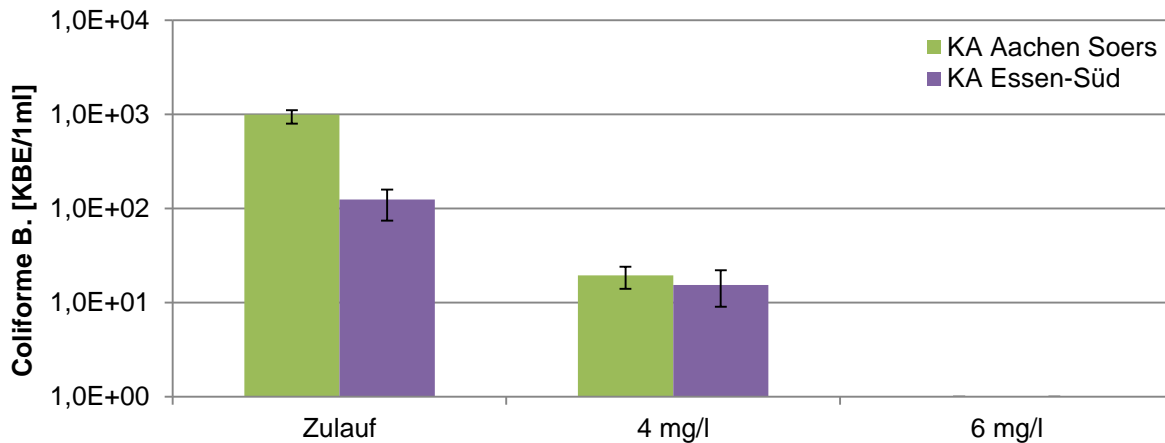


Abbildung 23: Durchschnittliche Konzentration der gesamten coliformen Bakterien vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (Zulauf: n = 6; 4 mg_{O₃}/l und 6 mg_{O₃}/l: n = 3); die Whisker zeigen jeweils den maximalen und minimalen Messwert.

Auch wenn die spezifische Ozondosis keinen funktionellen Zusammenhang bezogen auf die Keimreduktion liefert (vgl. Kapitel 4.2.2), bietet diese dennoch die Möglichkeit, die Abwasserbelastung zu erfassen und zwei Abwässer miteinander zu vergleichen. In Abbildung 24 ist der Zusammenhang zwischen der spezifischen Ozondosis und der verbleibenden Konzentration der coliformen Bakterien (links) bzw. der erreichten log-Reduktion der coliformen Bakterien aufgetragen. Ab einer spezifischen Ozondosis von 0,7 g_{O₃}/g_{DOC} konnten in den untersuchten Abwässern nur noch geringe Konzentrationen an coliformen Bakterien gefunden werden. Hierbei handelt es sich um die Proben, die bei Ozondosierungen von 6 mg_{O₃}/l entnommen wurden. Bei Betrachtung der log-Reduktion fällt auf, dass diese mit steigender spezifischer Ozondosis zunahm und etwas höher lag, als die während der vorangegangenen Versuchsphase ermittelte log-Reduktion.

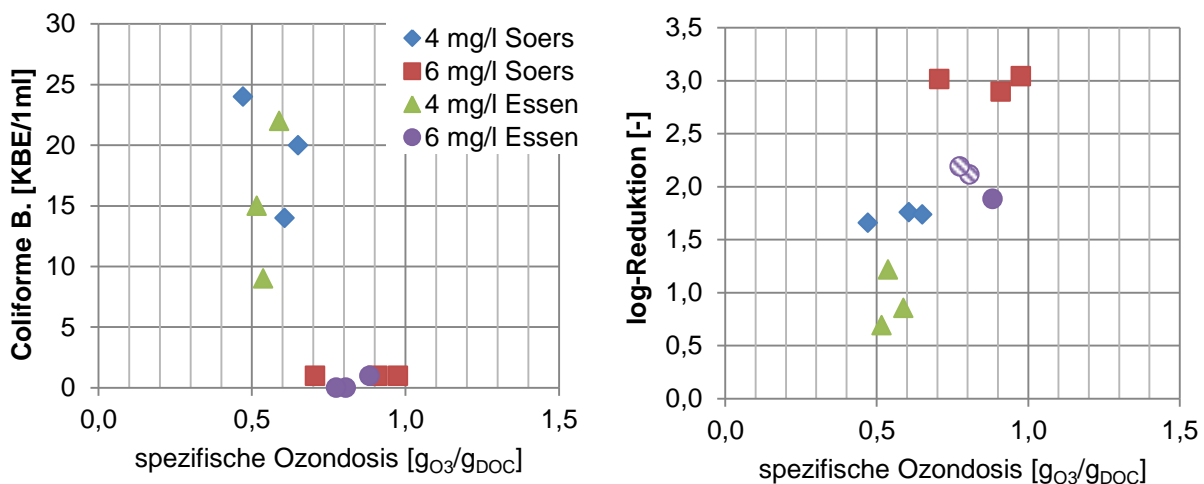


Abbildung 24: Konzentration der gesamten coliformen Bakterien im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts)

Die Betrachtung der log-Reduktion zeigt zudem, dass bei ähnlicher spezifischer Ozondosis die Bakterienkonzentration im Abwasser der Kläranlage Aachen Soers stärker reduziert wurde, als im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd.

Für die Gruppe der *E. coli* kann in Anlehnung an die Untersuchungen in Kapitel 4.2.2 ebenfalls festgestellt werden, dass mit einer Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l eine vollständige Reduktion der Konzentration im Ablauf der Ozonung bis unter die Bestimmungsgrenze erreicht wurde. Die Anfangskonzentration im Abwasser der KA Aachen Soers lag auch für die *E. coli* mit $2,3 \cdot 10^2 - 6,4 \cdot 10^2$ KBE/ml um ca. eine log-Stufe höher als im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd mit $1,2 \cdot 10^1 - 2,6 \cdot 10^1$ KBE/ml. Die Ozonung führte jedoch für beide Abwässer bereits mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l zu einer Reduktion der Konzentration, sodass im Ablauf der Ozonanlage weniger als 10¹ KBE/ml vorlagen.

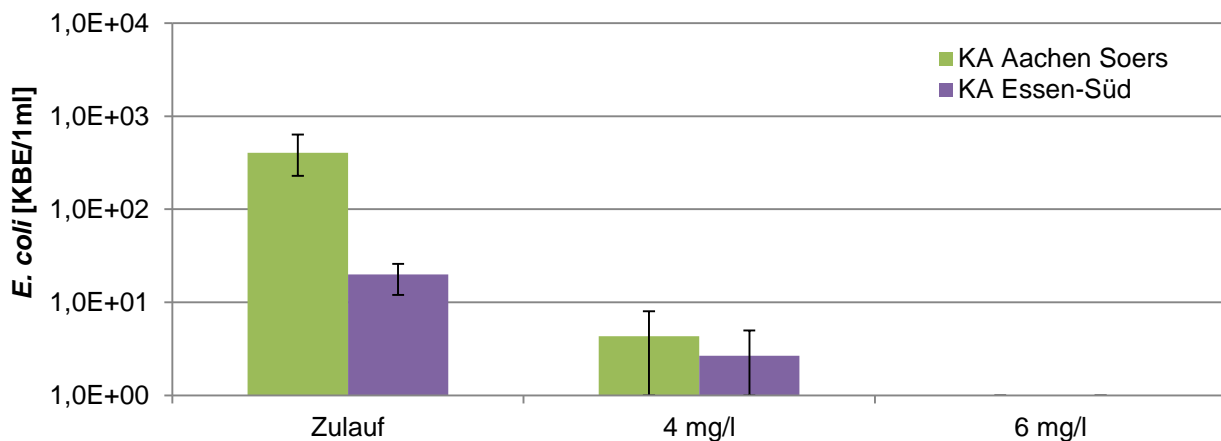


Abbildung 25: Durchschnittliche Konzentration der *E. coli* vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (Zulauf: n = 6; 4 mg_{O₃}/l und 6 mg_{O₃}/l: n = 3)

Die Konzentration der *E. coli* im Ablauf der Ozonanlage sowie die erzielte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis ist in Abbildung 26 dargestellt. Ab einer spezifischen Ozondosis von 0,7 g_{O₃}/g_{DOC} wurden in nahezu allen Versuchen (bis auf den 13.06.2017, 1 KBE/ml im Ablauf der Ozonung) mit dem standardmäßig angewendeten Analyseverfahren keine *E. coli* im Ablauf der Ozonung gefunden. Die hier dargestellten Ergebnisse liegen im Bereich der zuvor ermittelten Reduktionsgrade. Entsprechend wird die errechnete log-Reduktion regelmäßig dadurch limitiert, dass nur die Mindestelimination bis zur Bestimmungsgrenze berechnet werden kann.

Bei der Bestimmung der *E. coli* wurde zusätzlich ein Analyseverfahren mit Filtration zur Aufkonzentrierung der Proben eingesetzt, welches eine tiefere Bestimmungsgrenze ermöglichte. Durch die Nutzung dieser Ergebnisse kann für weitere Versuchstage der Zusammenhang zwischen verbleibender Bakterienkonzentration und spezifischer Ozondosis festgestellt werden. Es zeigte sich, dass die Konzentration der *E. coli* in den Ablaufproben mit steigender

spezifischer Ozondosis sank (Abbildung 27). Da für die Bestimmung der *E. coli* - Konzentration in geringen Konzentrationsbereichen (in den Ablaufproben) ein anderes Analyseverfahren eingesetzt wurde als für die Bestimmung der *E. coli* - Konzentration in den Ausgangsproben, kann hier keine zuverlässige log - Reduktion der *E. coli* mit den angegebenen Ablaufwerten berechnet werden.

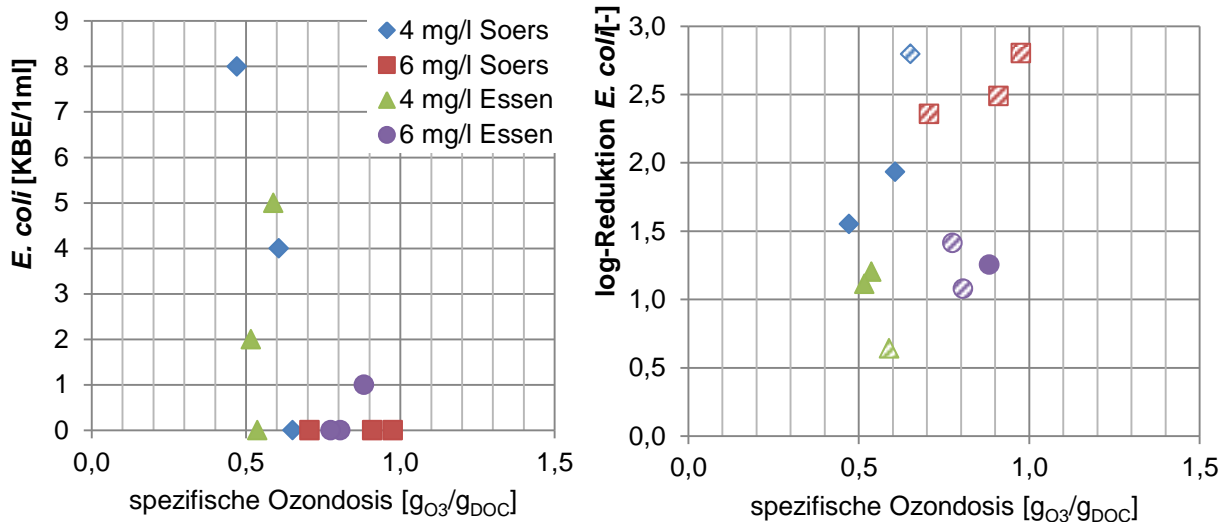


Abbildung 26: Konzentration der *E. coli* im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts)

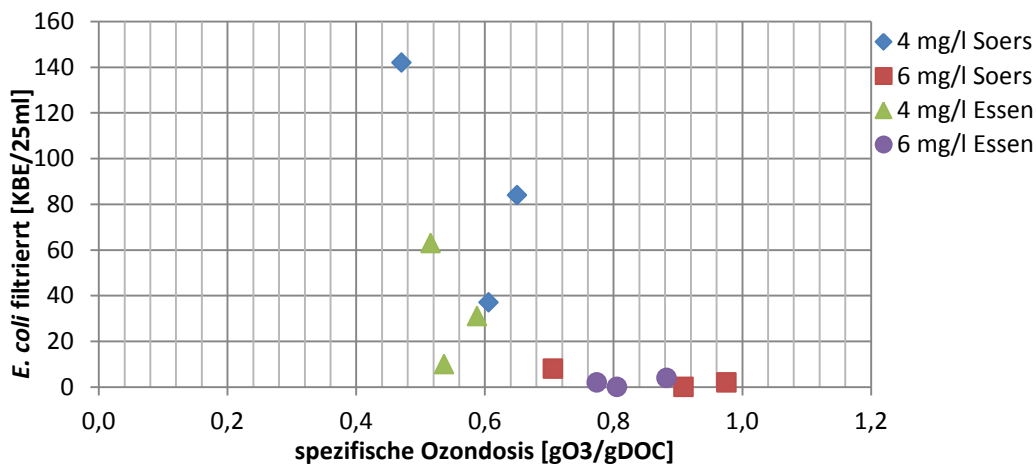


Abbildung 27: Konzentration der *E. coli* im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe. Das angewendete Analyseverfahren beinhaltet eine Filtration zur Aufkonzentrierung der Bakterien-Konzentrationen.

Als Erweiterung des Keimspektrums im Rahmen der Bakterien wurde zusätzlich die Konzentration der **Enterokokken** in den Zulauf- und Ablauf-Proben der Ozonung bestimmt. Für die Konzentration der Enterokokken, bestimmt mit dem Standard-Verfahren nach DIN EN ISO 7899-2 (2000), zeigt sich ebenfalls, dass diese auf der Kläranlage Aachen Soers in deutlich höheren Konzentrationen (ca. $3 \cdot 10^1$ KBE/ml) im Ablauf der Nachklärung vorlagen

als im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd mit ca. $5 \cdot 10^0$ KBE/ml. Der Einsatz von Ozon führte für beide eingesetzten Ozondosen und für die Abwässer beider Kläranlagen dazu, dass die Konzentration auf \leq BG reduziert wurde. Die entsprechenden Konzentrationen im sind in Abbildung 28 dargestellt.

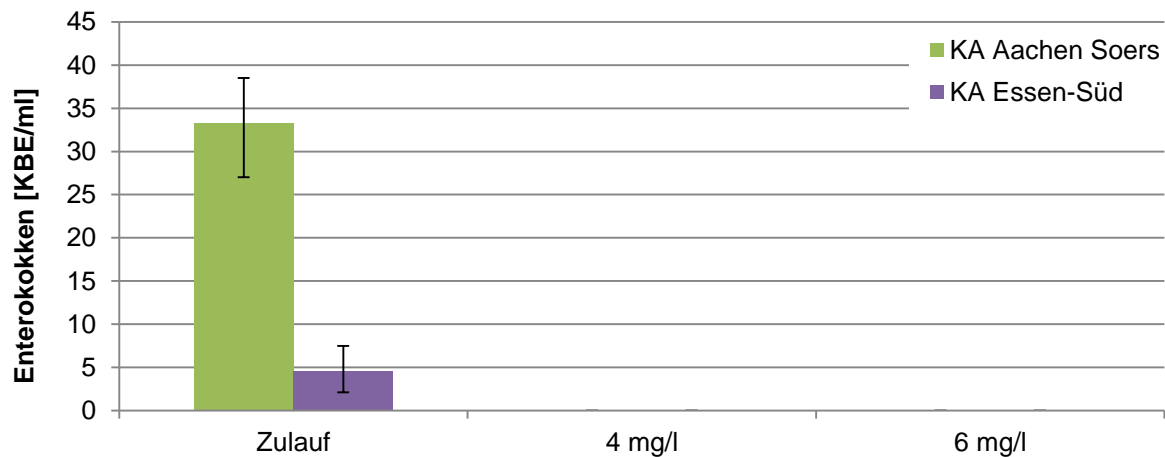


Abbildung 28: Durchschnittliche Konzentration der Enterokokken vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (Zulauf: n = 6; 4 mg_{O₃}/l und 6 mg_{O₃}/l: n = 3)

Die Reduktion der Enterokokken sowie die Konzentrationen in den mit Ozon behandelten Abläufen sind in Abbildung 29 gegen die spezifische Ozondosierung aufgetragen. Im Ablauf der Ozonanlage konnte mit der Standardmethode keine Enterokokken mehr nachgewiesen werden. Daher wurde hier ebenfalls auf die Analysemethode, der zunächst eine Aufkonzentrierung der Abwasserprobe durch Filtration vorhergeht, zur Bewertung der Wirksamkeit der Ozonung zurückgegriffen. Die Aufkonzentrierung wurde sowohl für Proben des Zulaufs und des Ablaufs durchgeführt, weshalb in diesem Fall log-Reduktionen berechnet werden konnten.

Die Auswertung zeigt, dass eine qualitative Abhängigkeit der verbleibenden Enterokokken-Konzentration von der spezifischen Ozondosis erkennbar war. Die Reduktion der Enterokokken infolge der Ozonung lag für die Versuche, an denen im Ablauf der Ozonung noch genügend Enterokokken zur Berechnung einer konkreten log-Reduktion vorhanden sind, bei > 1 log-Stufe.

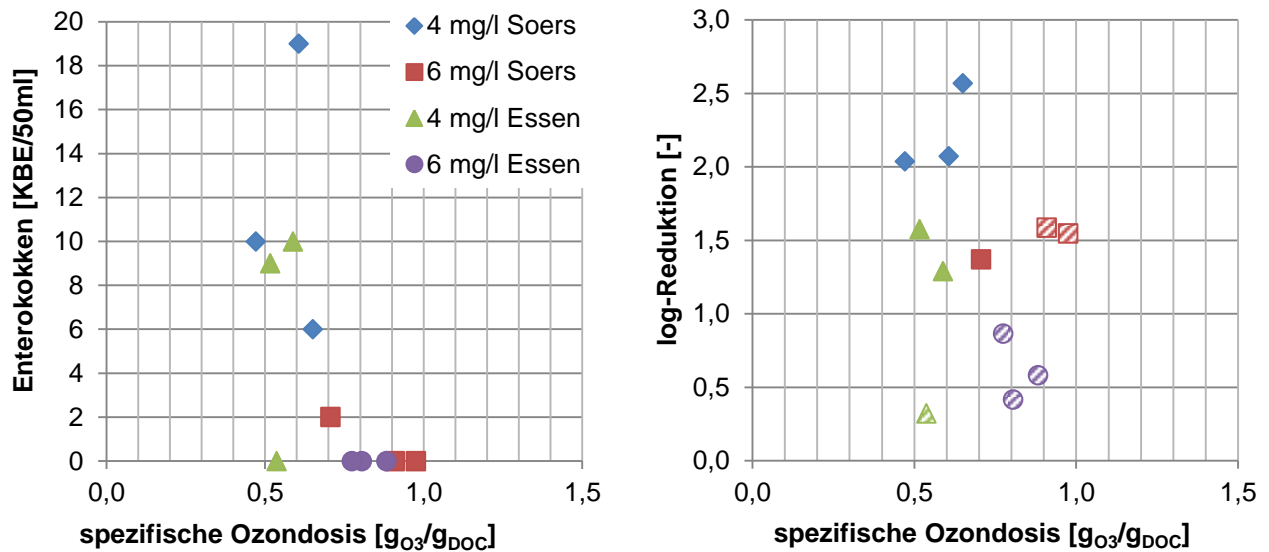


Abbildung 29: Konzentration der Enterokokken im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts). Das angewendete Analyseverfahren beinhaltet eine Filtration zur Aufkonzentrierung der Bakterien-Konzentrationen.

Clostridien lagen bereits während der ersten Untersuchungen zur Reaktionszeit und zur benötigten Ozondosis in sehr geringen Konzentrationen im Abwasser vor. Daher wird hier nur auf die Ergebnisse, welche mit Hilfe des Analyseverfahrens inklusive der Filtration gewonnen wurden, eingegangen. In Abbildung 30 ist entsprechend die Konzentration der *Clostridien* in KBE pro 10 ml angegeben. In den Abwässern beider Kläranlagen kann eine vergleichbare Belastung des Abwassers verzeichnet werden.

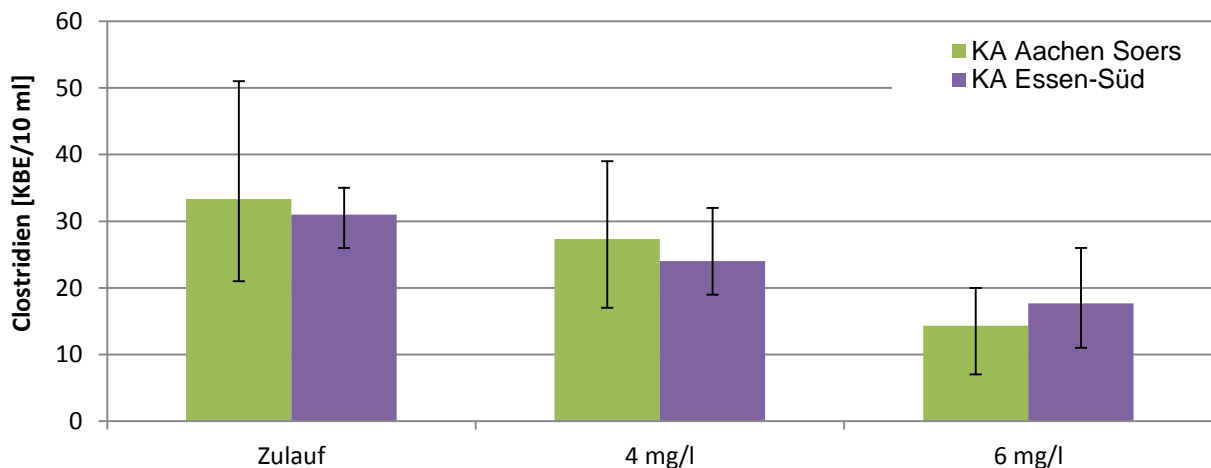


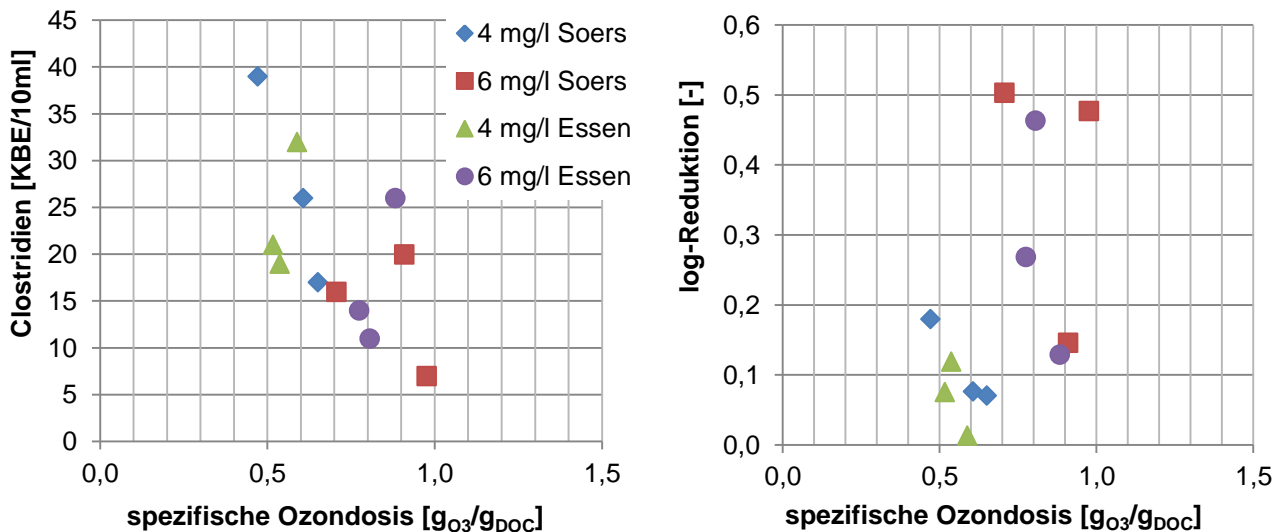
Abbildung 30: Durchschnittliche Konzentration der Clostridien vor und nach der Ozonung für zwei verschiedene Ozondosen für zwei verschiedene Kläranlagenabläufe (Zulauf: n = 6; 4 mg_{O3}/l und 6 mg_{O3}/l: n = 3)

Clostridien sind vergleichsweise resistente Mikroorganismen (vgl. auch TYRELL et al., 1995; TERNES et al., 2003). Dies kann durch die hier durchgeführten Untersuchungen bestätigt werden. Die Konzentration der *Clostridien* wurde durch den Einsatz der Ozonung nur gering-

fällig reduziert. Im Zulauf der Ozonanlage lagen *Clostridien*-Konzentrationen von 20 – 59 KBE/10 ml vor. Diese wurden durch die Ozonung mit einer Ozondosis von 4 mg_{O3}/l auf 17 – 39 KBE/10 ml reduziert und mit einer Ozondosis von 6 mg_{O3}/l auf 7 – 20 KBE/10 ml. Folglich fand durch eine Zunahme der Ozondosis eine verbesserte Reduktion der *Clostridien* statt. Dennoch sind *Clostridien* sehr resistent und werden auch mit einer Ozondosis von 6 mg_{O3}/l nur mäßig reduziert.

Die in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis ermittelten log-Reduktionen zeigen, dass an keinem Tag eine Reduktion der *Clostridien* von mehr als 0,5 log-Stufen beobachtet wurde. Es konnte ein Zusammenhang zwischen der Zunahme der spezifischen Ozondosis und einer Abnahme der Konzentration der *Clostridien* im Ablauf der Ozonanlage erkannt werden, jedoch fehlt dieser Zusammenhang mit Blick auf die log-Reduktion und die spezifische Ozondosis, vgl.

Abbildung 31. Die Reduktion infolge der Ozonung ist im Rahmen dieser Versuche und mit diesem Analyseverfahren an keinem Versuchstag ausreichend, um eine Reduktion der *Clostridien* bis unter die Bestimmungsgrenze des Filtrationsverfahrens zu erreichen. Für die Konzentration und die Reduktion der *Clostridien* kann kein Unterschied zwischen der Behandlung des Abwassers der Kläranlage Essen-Süd oder der Kläranlage Aachen Soers festge-



stellt werden.

Abbildung 31: Konzentration der Enterokokken im Anschluss an die Ozonung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für zwei verschiedene Ozondosen und für zwei verschiedene Kläranlagenläufe (links) und die erreichte log-Reduktion in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (rechts). Das angewendete Analyseverfahren beinhaltet eine Filtration zur Aufkonzentrierung der Bakterien-Konzentrationen.

Bei Betrachtung des breiten Spektrums an Keimen fällt insgesamt auf, dass für beide Kläranlagen ähnliche Reduktionsgrade erzielt werden können. Unterschiede zwischen den Kläranlagen und auch den Mikroorganismen gibt es im Hinblick auf die Konzentrationen im Zulauf

der Ozonanlage bzw. im Ablauf der jeweiligen Nachklärung. Für alle Mikroorganismen zeigte der Zusammenhang zwischen spezifischer Ozondosis und verbleibender Konzentration an Mikroorganismen im Abwasser einen deutlichen Zusammenhang. Dieser Zusammenhang konnte jedoch, analog zu den in Kapitel 4.2.2 Ergebnissen, nicht für den Zusammenhang zwischen spezifischer Ozondosis und resultierender log-Reduktion. Mit Ausnahme der *Clostridien* scheint eine Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l bzw. eine spezifische Ozondosis von 0,7 g_{O₃}/g_{DOC} auf den Kläranlagen Essen-Süd und Aachen Soers zu einer Reduktion der Keime bis unter die Bestimmungsgrenze zu führen.

4.3.2 Reduktion der Viren

Die Analyse des Abwassers auf Viren zeigte, dass diese nicht oder nur sporadisch im Abwasser nachgewiesen werden konnten. Entsprechend ist eine allgemeine Aussage zur Wirksamkeit der Ozonung hinsichtlich der Reduktion von Viren nicht möglich. Im Folgenden sind die erhaltenen Ergebnisse vorgestellt, die auch im Anhang des Berichts aufgeführt sind.

An keinem der untersuchten Tage und der untersuchten Kläranlagen konnten Noro- oder Rotaviren im Abwasser gefunden werden. Für die Enteroviren und Adenoviren lag häufig eine Inhibition der Messung infolge von Abwasserinhaltsstoffen vor. Eine Inhibition bedeutet, dass im Abwasser Substanzen enthalten sind, in der Regel sind das Huminstoffe, die die molekularbiologische Quantifizierung stören. Diese Stoffe kommen sowohl im Abwasser als auch im Oberflächenwasser vor. Bislang ist es nicht gelungen, diese Substanzen oder die von ihnen ausgehende Inhibition zu reduzieren.

Auf der Kläranlage Aachen Soers konnten an keinem Tag Adenoviren im Zulauf zur Ozonanlage nachgewiesen werden, da hier eine Inhibition vorlag. Lediglich am 07.06. konnten im Ablauf der Ozonung mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l festgestellt werden, dass tatsächlich keine Adenoviren im Abwasser vorlagen (0 GEC/l). An den anderen Tagen kann auch im Ablauf der Kläranlage eine Inhibition nicht ausgeschlossen werden. Auf der Kläranlage Essen Süd wurden am 13.06. Adenoviren im Zulauf der Kläranlage festgestellt. Die Konzentration in den beiden Zulaufproben lag bei $3,7 \cdot 10^5$ GEC/l und bei $3,5 \cdot 10^5$ GEC/l. Im Ablauf wurde an demselben Tag mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l eine Konzentration von $1,5 \cdot 10^3$ KBE/l nachgewiesen. Für alle anderen Proben konnte die Konzentration der Adenoviren nicht ermittelt werden, da eine zu starke Inhibition vorlag.

Als weiterer Parameter wurden die Enteroviren untersucht. Diese wurden auf der Kläranlage Aachen Soers am 07.06. im Zulauf zur Ozonanlage mit $4,0 \cdot 10^4$ GEC/l und bei $5,2 \cdot 10^4$ GEC/l nachgewiesen. Für alle anderen Proben traten inhibitorische Effekte auf, die eine Bestimmung der vorliegenden Virenkonzentration nicht zuließen. Für das Abwasser der Kläranlage Essen Süd wurden an einem Tag, dem 20.06., in einer Zulaufprobe zur Ozonanlage Enteroviren mit einer Konzentration von $2,0 \cdot 10^4$ GEC/l nachgewiesen. Am 13.06. wur-

den im mit Ozon behandelten Abwasser (Ozondosis: 6 mg_{O₃}/l) keine Enteroviren mehr nachgewiesen. An allen anderen Tagen führten inhibitorische Effekte dazu, dass keine Aussage über die Konzentration der Enteroviren gemacht werden konnte.

4.4 Desinfektionsleistung einer Ozonanlage zur Elimination von Spurenstoffen

4.4.1 Spurenstoffelimination vs. Desinfektion auf zwei kommunalen Kläranlagen

Ein zentrales Einsatzgebiet der Ozonung auf kommunalen Kläranlagen ist die Spurenstoffelimination (SCHAAR et al., 2011; LEE et al., 2013; ARGE, 2014). Im Rahmen der Untersuchungen zur Spurenstoffelimination werden Konzepte und Betriebsstrategien gesucht, um die Ozondosierung im Sinne der Wirtschaftlichkeit und der geringen Transformationsproduktbildung so niedrig wie möglich zu halten. Gleichzeitig wird eine gute Eliminationsleistung infolge der Ozonung angestrebt, welche durch eine zunehmende Ozondosis generell erhöht wird. Im Rahmen der Desinfektion werden weitere Zielparameter vorgegeben, die eine angepasste Ozondosis benötigen. Daher wird in diesem Kapitel die Keimreduktion im Rahmen der Spurenstoffelimination untersucht und die Wirksamkeit der Ozonung mit Blick auf die Reduktion von Mikroorganismen und Spurenstoffen für zwei Abwässer ausgewertet. Deshalb wurden zwei Versuchseinstellungen untersucht: 4 mg_{O₃}/l als repräsentive Einstellung für eine Spurenstoffelimination sowie 6 mg_{O₃}/l als typische Einstellung zur Keimreduktion.

Die Analyse der Spurenstoffe im Rahmen dieses Projekts zeigt (Abbildung 32), dass erwartungsgemäß eine Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l höhere Eliminationsleistungen zur Folge hat als eine Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l. Benzotriazol wird von den untersuchten Substanzen am wenigsten abgebaut. Für Benzotriazol lagen die Eliminationsleistungen in Abhängigkeit der Ozondosis und der Kläranlage zwischen 30 und 80 %. Auf der Kläranlage Aachen Soers wird tendenziell eine 15 bis 20 %-Punkte höhere Eliminationsleistung erreicht als auf der Kläranlage Essen-Süd. Für Metoprolol ist der Unterschied der Eliminationsleistung zwischen den beiden Kläranlagen noch deutlicher ausgeprägt: Auf der Kläranlage Aachen Soers wird Metoprolol mit einer Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l im Mittel zu > 70 % abgebaut; mit einer Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l wird im Mittel eine Reduktion der Spurenstoffkonzentration um > 90 % erreicht. Für das Abwasser der Kläranlage Essen-Süd wird die Metoprolol-Konzentration dagegen für 4 mg_{O₃}/l im Mittel um 43 % und für 6 mg_{O₃}/l um 78 % verringert. Diclofenac wird im Abwasser beider Kläranlagen und mit beiden Ozondosierungen bis unter die Bestimmungsgrenze eliminiert. Die Ergebnisse für Diazepam sind hier nicht dargestellt, da diese bereits vor und nach der Ozonung immer unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

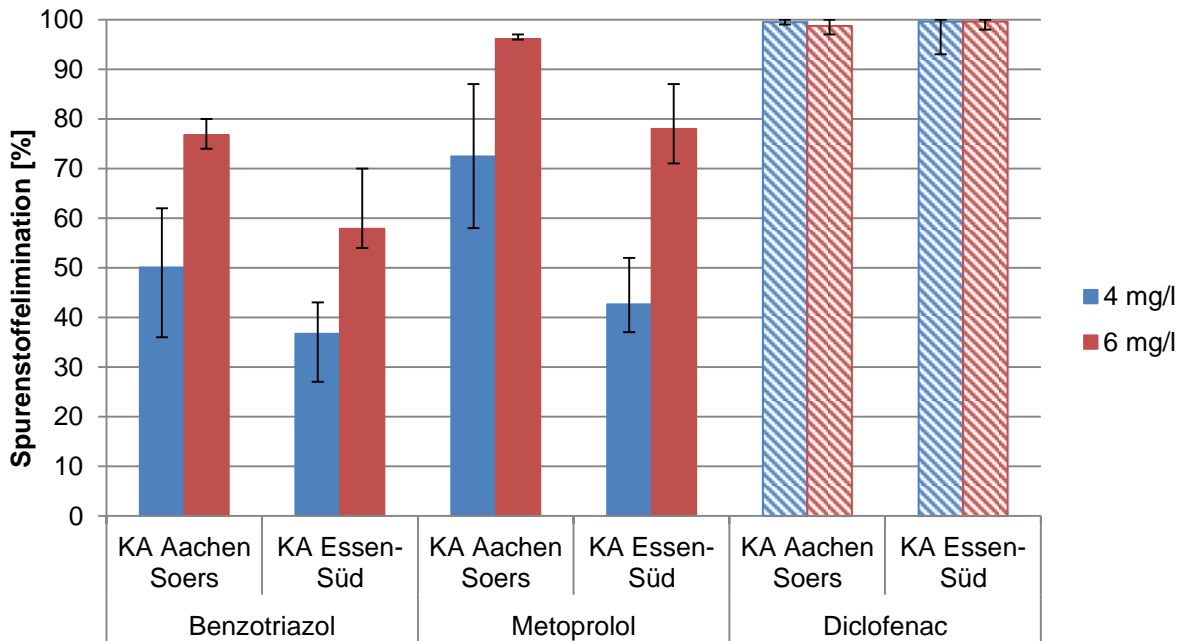


Abbildung 32: Mittlere Spurenstoffelimination (sowie Minimum und Maximum; dargestellt durch die Whisker) der untersuchten Substanzen infolge der Ozonung mit 4 mg_{O3}/l und 6 mg_{O3}/l Ozon. Gestreifte Balken bedeuten, dass hier die Mindestelimination angegeben wird, da mindestens eine Ablaufkonzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. (n = 3 je Balken)

In der Gewässerschutzverordnung der Schweiz wurde festgelegt, dass eine Reduktion der Spurenstoffe von Ablauf der Vorklärung bis Ablauf Ozonung von im Mittel 80 % erfolgen muss. Hierfür wurden insgesamt 12 Substanzen als Leitsubstanzen bestimmt, von denen mindestens sechs gemessen werden müssen und der Eliminationsgrad bestimmt wird. Angelehnt an diese Regelung zeigen die erhaltenen Ergebnisse, dass für die Kläranlage Essen-Süd eine Ozondosis von 6 mg_{O3}/l benötigt wird, um im Mittel 78 % der Spurenstoffe zu reduzieren. Mit einer Ozondosis von 4 mg_{O3}/l wurde eine Spurenstoffreduktion von im Mittel nur 43 % erreicht. Es sei darauf hingewiesen, dass während dieser Untersuchungen mit Benzotriazol und Metoprolol Substanzen analysiert wurden, die nur mäßig durch Ozon umgesetzt werden (vgl. JEKEL UND DOTT, 2013). Auf der Kläranlage Aachen Soers führt bereits eine geringere Ozondosis von 4 mg_{O3}/l zu einer Spurenstoffelimination von im Mittel 74 % und für 6 mg_{O3}/l zu 91 %. In vorangegangenen Untersuchungen mit einem größeren Analysenspektrum wurde ebenfalls eine Ozondosis von 4 mg_{O3}/l als ausreichend angesehen, um im Mittel eine 80%ige Reduktion zu erreichen (KLAER et al., 2017).

Die aus den Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse der Spurenstoffelimination wurden für beide Kläranlagen gegen die spezifische Dosis aufgetragen. Hier zeigt sich, dass auch in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosierung die Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Aachen Soers erfolgreicher verläuft als auf der Kläranlage Essen-Süd. Dies ist insbesondere für die Substanzen Metoprolol und Benzotriazol zu beobachten. Eine Vermutung ist, dass die zuvor beschriebene rot-/braune Färbung des Essener Abwassers eine Folge der Bildung von

Eisenoxid aus Eisensalzen und Ozon ist und dadurch Ozon gezehrt wird. Dieses Ozon steht dann nicht mehr zur Spurenstoffelimination zur Verfügung.

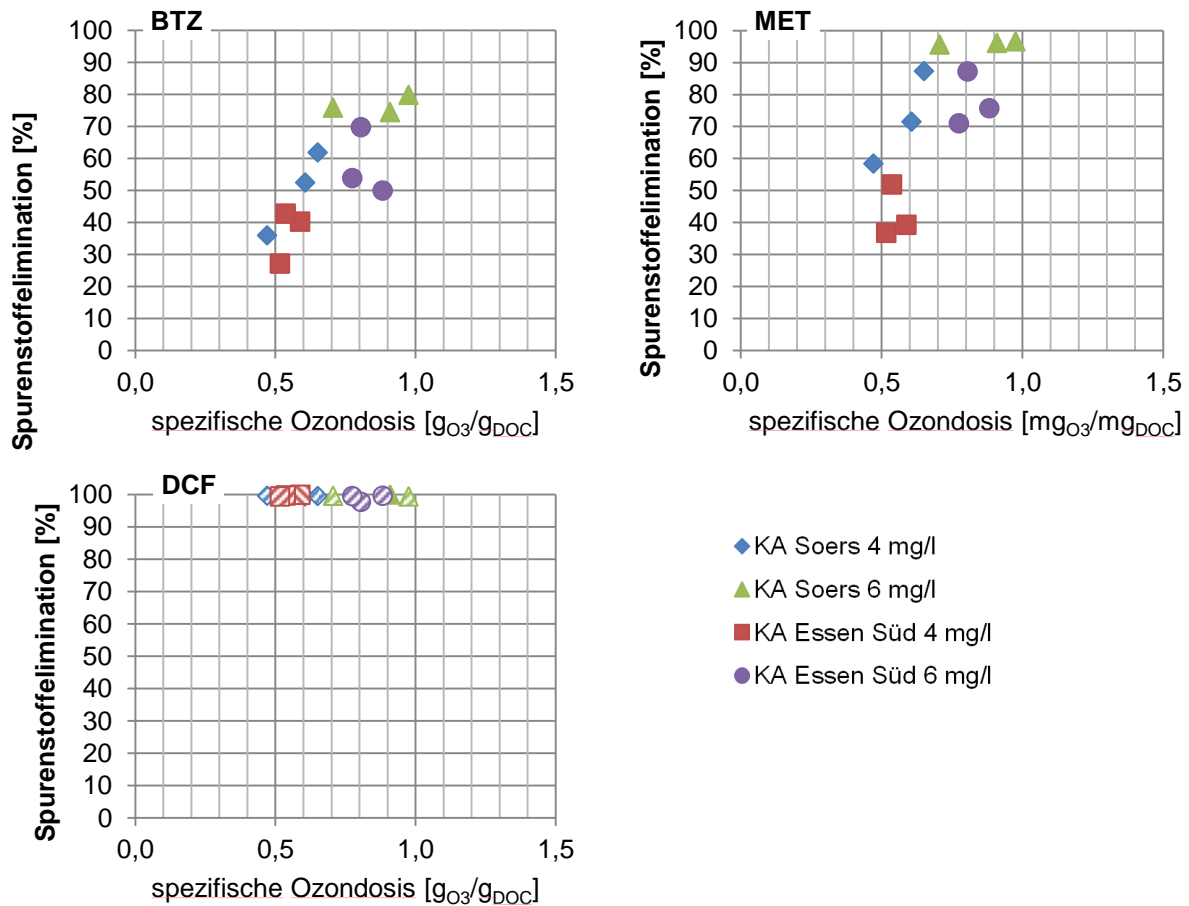


Abbildung 33: Spurenstoffelimination in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis für Benzotriazol (BTZ), Metoprolol (MET) und Diclofenac (DCF). Gestreifte Symbole geben die Mindestelimination an, da mindestens eine Ablaufkonzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. (n = 3 je Balken)

Im Abwasser der Kläranlage Aachen Soers wird mit einer spezifischen Ozondosierung von 0,7 g_{O_3}/g_{DOC} eine quasi-vollständige Reduktion von Diclofenac, eine > 90 %-ige Reduktion von Metoprolol und eine ca. 75 %-ige Reduktion von Benzotriazol erreicht. Im Gegensatz dazu liegen die Eliminationsgrade im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd für Benzotriazol und Metoprolol bei derselben spezifischen Ozondosis bei ca. 70 % bzw. 50 %. Um im Abwasser der Kläranlage Essen-Süd eine vergleichbare Eliminationsleistung wie auf der Kläranlage Aachen Soers zu erreichen, müssten spezifische Ozondosierungen von > 0,9 g_{O_3}/g_{DOC} eingesetzt werden. Die beobachteten Eliminationsgrade liegen in Bereichen, die auch in der Literatur beschrieben werden (vgl. ANTONIOU et al., 2013; ALTMANN et al., 2014; ARGE, 2014)

Für die Abwässer beider Kläranlagen kann eine **Keimreduktion** für die Versuchseinstellungen mit dem Ziel der Spurenstoffelimination (4 mg_{O_3}/l) bzw. der Desinfektion (6 mg_{O_3}/l) beobachtet werden. Die mittleren Keimreduktionen in den Abwässern beider Kläranlagen sind

für die Bakterien in Abbildung 34 dargestellt und wurden bereits in Kapitel 4.3.1 ausführlicher erläutert. Es fällt auf, dass die Reduktion der Bakterien auf der Kläranlage Essen-Süd für viele Parameter bis unter die Bestimmungsgrenze erfolgt. Für den Parameter Clostridien wurden ähnliche Ergebnisse für die Abwässer der Kläranlage Aachen Soers und Essen-Süd gefunden.

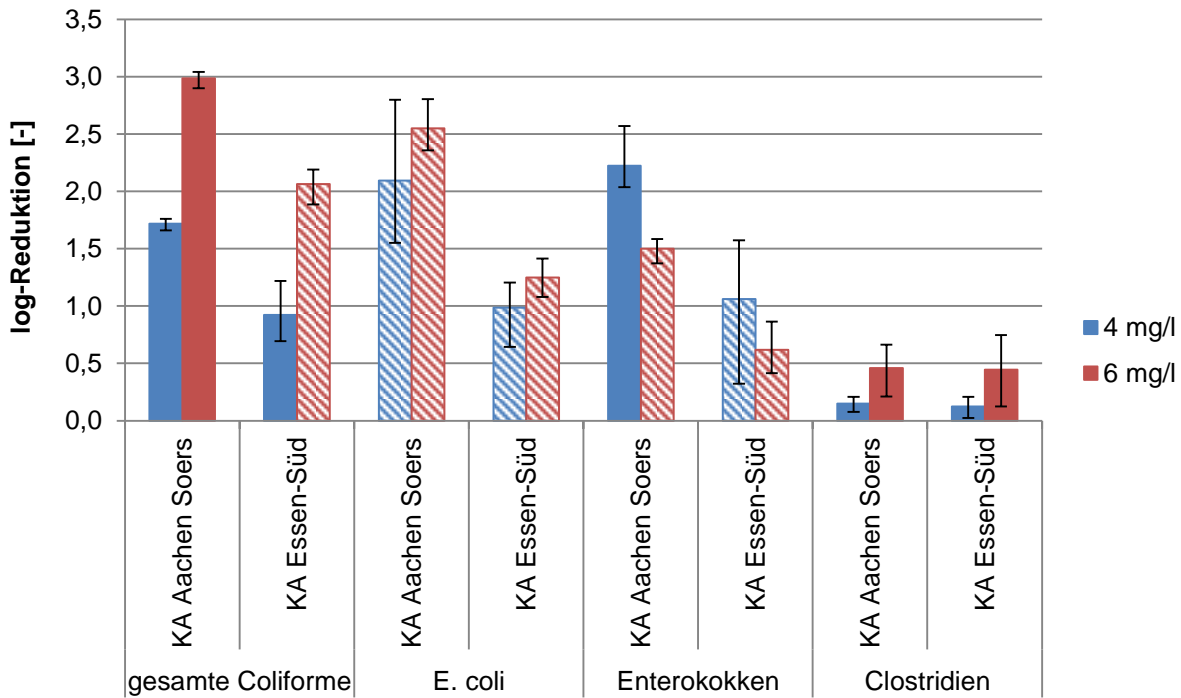


Abbildung 34: Reduktion der untersuchten Keime für verschiedene Ozondosierungen und Abwässer zweier Kläranlagen. Gestreifte Balken bedeuten, dass hier die Mindestelimination angegeben wird, da mindestens eine Ablaufkonzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. (n = 3 je Balken)

Die für die Spurenstoffelimination eingesetzten Ozondosierungen, auf der KA Aachen Soers ca. 4 mg_{O3}/l und auf der Kläranlage Essen-Süd 6 mg_{O3}/l, führten zu einer Keimreduktion, wodurch die Konzentration für fast alle Bakterien im Ablauf der Ozonung unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Auf der Kläranlage Aachen Soers reichte die für die Spurenstoffelimination einzusetzende Dosis jedoch nicht aus, um die Mikroorganismen zuverlässig bis unter die Bestimmungsgrenze zu reduzieren. Die gesamten coliformen Bakterien wurden infolge einer Ozondosis von 4 mg_{O3}/l um 1,5 log-Stufen reduziert; die Gruppe der Clostridien nur um durchschnittlich 0,15 log-Stufen. Eine Erhöhung der Ozondosis auf 6 mg_{O3}/l führte hier zu einer Verbesserung der Keimreduktion auf 3 log-Stufen für die gesamten coliformen Bakterien und knapp 0,5 log-Stufen für die Clostridien. Der Parameter der Enterokokken wurde infolge der Erhöhung der Ozondosis bis unter die Bestimmungsgrenze verringert.

Auf der Kläranlage Essen-Süd wurden *E. coli* und Enterokokken im Anschluss an die Ozonung mit einer Ozondosis von 4 mg_{O3}/l bereits unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Versuche zeigten jedoch, dass auf der Kläranlage Essen-Süd der Einsatz einer Ozondosis von 6

mg_{O₃}/l für die Ozonung zur Spurenstoffelimination empfohlen wird. Für diese Ozondosis wurden in den durchgeführten Versuchen auch die gesamten Kolonie-bildenden Einheiten zeitweise bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert. Daher führt diese zur Spurenstoffelimination empfohlene Ozondosis für die untersuchten Bakterien, mit Ausnahme der Clostridien, für die untersuchten Tage zu einer Reduktion der Konzentration bis unter die Bestimmungsgrenze.

Insgesamt wurden für die Spurenstoffelimination und für die Desinfektion im Rahmen dieses Projekts nur geringe Unterschiede bezüglich der optimalen Einstellungen gefunden. Für die Reaktionszeit von Ozon mit dem Abwasser wurde für diese Desinfektionsversuche eine Dauer von maximal 15 min als ausreichend ermittelt. Dies liegt im Bereich der für die Spurenstoffelimination vorgegebenen Reaktionszeiten (Kapitel 2.2.3). Die optimale Ozondosierung zur Desinfektion lag auf der Kläranlage Aachen Soers mit 6 mg_{O₃}/l höher als für die Spurenstoffelimination einzusetzen ist (4 mg_{O₃}/l). Für die Behandlung des Abwassers der Kläranlage Essen-Süd wurde sowohl für die Spurenstoffelimination als auch für die Desinfektion eine benötigte Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l ermittelt. Entsprechend der Untersuchungen dieses Projektes sind für die simultane Desinfektion bei Ozonungsanlagen mit angestrebter Spurenstoffelimination eventuell höhere Ozondosierungen nötig, ein größerer Reaktionsraum wird dagegen nicht benötigt. Eine Vergrößerung des Reaktionsraumes würde dann erforderlich werden, wenn während der höheren Ozondosierungen dauerhaft gelöstes Ozon ausgezogen wird, da die Zehrung des Ozons im Abwasser nicht ausreichend erfolgt. Dies ist jedoch in den einzelnen Anwendungsfällen zu testen.

4.4.2 Bromatbildung

Die Bromatbildung wurde für alle Proben der zuvor vorgestellten Untersuchungen zum Vergleich der Abwässer der Kläranlage Aachen Soers und Essen-Süd ermittelt. Es zeigte sich, dass im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Aachen Soers eine höhere Bromidkonzentration vorlag als in den Abwässern der Kläranlage Essen-Süd. Bei der Kläranlage Essen-Süd lag die Bromatkonzentration im Ablauf der Ozonanlage immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Kläranlage Aachen Soers wurde an einem Tag im Ablauf der Ozonung mit einer Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l eine Bromat-Konzentration von 0,05 mg/l gemessen. An dem entsprechenden Tag lag eine spezifische Ozondosis von ca. 1 g_{O₃}/g_{DOC} vor, welche bereits in vergleichbaren Projekten an Pilotanlagen zur Bildung von Bromat geführt hatte (z. B. BAHN et al., 2007; SCHINDLER WILDHABER et al., 2015). Im Zulauf der Ozonanlage wurde am selben Versuchstag mit ca. 0,3 mg/l die höchste im Projektverlauf beobachtete Bromidkonzentration gemessen. Die Ergebnisse der Analysen sind in Abbildung 35 dargestellt.

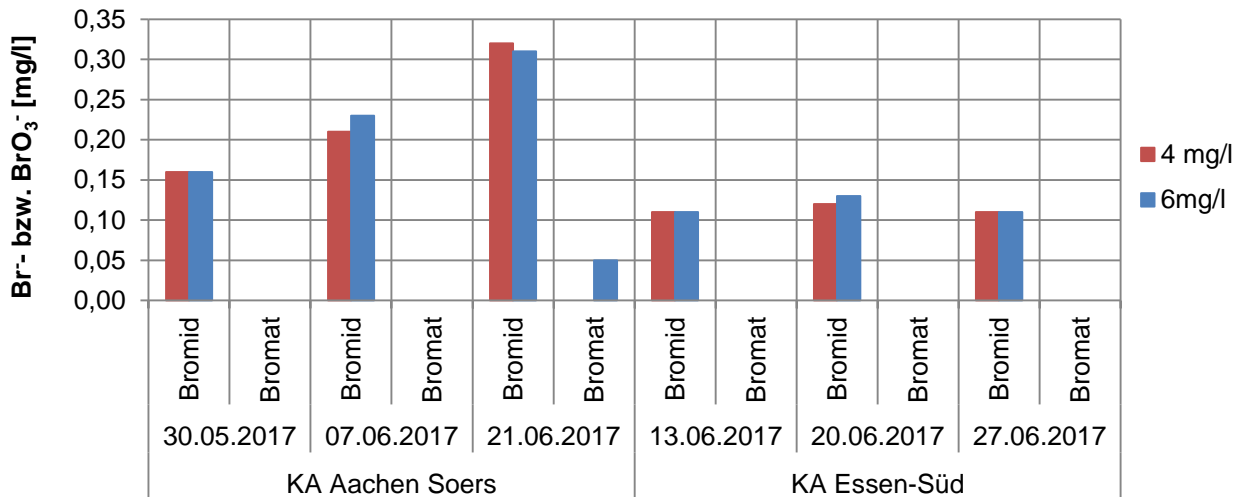


Abbildung 35: Bromid- bzw. Bromatkonzentration im Zulauf bzw. Ablauf der Ozonanlage.

Damit lässt sich für die eingesetzten Ozondosen und die getesteten Abwässer keine Restriktion hinsichtlich der Ozondosis durch eine zu hohe Bromatbildung angeben.

4.4.3 Ökotoxikologische Tests

Der Algentest, und der akute Leuchtbakterientest, zeigten keine Effekte für die behandelten und unbehandelten Abwasserproben. Für die Daphnien konnte am 27.06. einmalig eine leichte Erhöhung (G2) des ökotoxikologischen Potenzials im Zulauf der Ozonanlage beobachtet werden. Dieser Effekt konnte durch die Ozonung reduziert werden, sodass die mit Ozon behandelte Abwasserprobe keinen Effekt mehr aufzeigte. Somit konnten für die Algen und die Leuchtbakterien weder vor der Ozonung noch im Anschluss an die Ozonung eine Toxizität im Abwasser nachgewiesen werden. Für die Daphnien wurden generell ebenfalls keine Effekte aufgezeigt; einmalig kam es jedoch zu einer Reduktion der Toxizität infolge der Ozonung. Für die ausgewählten Testorganismen können folglich keine negativen Effekte infolge der Ozonung beobachtet werden.

5 Legionellen in kommunalen Kläranlagen

5.1 Untersuchungsumfang

Im Rahmen der Untersuchungen zur Eliminationsleistung einer Ozonung mit Blick auf Keime und Spurenstoffe (Kapitel 4.3 und 4.4) wurde ein erweitertes Parameterspektrum analysiert. Bei der Auswahl der Keime wurde beachtet, dass diese generell im gereinigten Abwasser vorliegen, sodass Aussagen zu den Eliminationsleistungen getroffen werden können.

Ein Parameter des potenziell relevanten Keimspektrums stellen Legionellen, zur Domäne der Bakterien gehörend, dar. Ziel der Untersuchungen für den Parameter Legionellen ist die Bewertung der Eignung der Ozonung zur Reduktion der Legionellen. Bei der Versuchsplanung wurde in Kooperation mit dem Landesamt für Umwelt und Naturschutz NRW eine Prüfung des Vorliegens von kommunalen Abwässern, die Legionellen enthalten, durchgeführt. Des Weiteren wurde die Möglichkeit des Animpfens kommunaler Abwässer mit Legionellen, einem Legionellenstamm der Risikogruppe I, in Absprache mit dem LANUV NRW, der Bezirksregierung Köln und dem Gesundheitsamt Aachen bewertet. Die Ergebnisse dieser weitreichenden Prüfung waren, dass

- a. keine Abwässer kommunaler Kläranlagen in NRW im Betrachtungszeitraum Legionellen enthalten
- b. eine Animpfung kommunaler Abwässer mit einem Legionellenstamm unter Beachtung der örtlichen Gegebenheiten nicht zielführend und ergebnisorientiert durchgeführt werden kann.

Daher wurde die Desinfektionsleistung im Rahmen einer Literaturstudie anhand publizierter wissenschaftlicher Ergebnisse zur Desinfektionsleistung hinsichtlich des Parameters Legionellen untersucht. Die Eigenschaften der Ozonung als Verfahren zur Desinfektion und das Vorkommen und Verhalten von Legionellen in Wasser und in Biofilmen bilden eine Basis für eine theoretische Betrachtung und Beurteilung der Ozonung zur Reduzierung der Legionellen-Konzentration in Abwasser.

5.2 Allgemeines zu Legionellen

Legionellen treten hauptsächlich in der aquatischen Umgebungen auf, vermehren sich in warmen Wässern sowie an warmen und feuchten Orten, wie z.B. Kühltürmen. Legionellen stellen eine Bakterienspezies dar, die sich an stark wechselnde Umweltbedingungen anpassen kann. Der Ausbruch einer Legionellose kann unterschieden werden nach dem Ursprung des Ausbruchs, ob dieser gesellschaftlicher oder häuslicher Natur ist, oder der Gesundheitspflege/ Krankenhäusern entstammt. Legionellen werden über Aerosole, die beim Versprühen des Wassers entstehen, verbreitet. Der Übertragungsweg zum Menschen basiert in der Re-

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

gel auf der Benutzung von technischen Anlagen in denen Wasser versprüht wird, wie z.B. Kühltürme, Rückkühlwerke, Whirlpools, Duschen, Klimaanlage oder Kühltürmen.

Legionellen werden in 54 charakteristische Arten (*Legionella* spp. – Bezeichnung aller Legionellenarten) mit ca. 70 Serogruppen unterschieden (vgl. Tabelle 16). Ihre Verbreitung ist ubiquitär. Die optimalen Lebensbedingungen für Legionellen finden sich in Süß- und Salzwasser sowie Stagnationswasser. In einem aeroben Milieu ($\geq 0,3 \text{ mg}_{\text{O}_2}/\text{l}$) und bei Temperaturen von 25 bis 50°C ist eine plötzliche und starke Vermehrung möglich. (EVERS, 2015, SCHNEIDER et al. 2015)

Rückwirkend lassen sich Legionellen als Grund für Ausbrüche der Legionellose bis ins Jahr 1947 datieren (TERRANOVA ET AL., 1978; MCDADE ET AL., 1979). Insgesamt stehen 25 Legionellenarten im Verdacht, die Ursache menschlicher Erkrankungen zu sein (DIEDERREN, 2008). *Legionella pneumophila* Serogruppe 1 (*L. pneumophila* SG1) ist eine humanpathogene Legionellen Art mit 15 Serogruppen und wird als Haupterreger der Legionellose, die durch die Inhalation von Aerosolen verursacht wird, gesehen. YU et al. (2002) beziffern den Anteil des Bakteriums *L. pneumophila* auf ungefähr 91 % aller gesellschaftlicher und häuslicher Fälle eines Ausbruchs der Legionellose. Bei den bestätigten Fällen in ihrem Betrachtungsspektrum ist zu ca. 84 % das Bakterium *L. pneumophila* SG1 verantwortlich für den Ausbruch. JOSEPH (2002) bezieht sich auf Infektionsfälle in Europa und trifft die Aussage, dass ca. 70 % der Legionelloseinfektionen durch *L. pneumophila* SG1 verursacht werden, 20 bis 30 % durch andere Serogruppen von *L. pneumophila* und ca. 5 bis 10 % durch andere Spezies als einer pneumophila Spezies. Auf Basis aktueller Untersuchungen von PERCIVAL UND WILLIAMS (2014) wird der Anteil der Infektionen, die durch *L. pneumophila* SG1 verursacht werden, auf 50 % der Gesamtfektionen geschätzt.

Tabelle 16 bietet einen Überblick über die Einordnung von Legionellen Arten hinsichtlich ihrer Anzahl an Serogruppen und der Pathogenität für den Menschen. Eine Gesamtüberblick über die Einstufung der Legionellenarten nach den Vorgaben der Weltgesundheitsorganisation (HORNEI et al., 2007) befindet sich im Anhang.

Tabelle 16: Beispiele für Legionellen Arten, Serogruppen und ihre Verbindung mit menschlichen Erkrankungen (DROZANSKI, 1991; ADELEKE et al., 1996; HOOKEY et al., 1996; FRY UND HARRISON, 1998; RIFFARD et al., 1998; HORNEI et al., 2007)

Legionellen Arten	Serogruppe	Pathogenität für Menschen
<i>L. anisa</i>		+
<i>L. bozemanii</i>	2	+
<i>L. erythra</i>	2	

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

Legionellen Arten	Serogruppe	Pathogenität für Menschen
<i>L. lansingensis</i>		
<i>L. pneumophila</i>	15	+

Die Auflistung zeigt, dass noch weitere Legionellen Arten entdeckt wurden, da im Jahr 2015 von 54 Legionellen Arten ausgegangen wird. Die Betrachtungen der WHO gehen lediglich von 48 Arten aus (vgl. auch FIELD, 1996, BORELLA et al., 2005). Die Legionellenart *Legionella lonidiniensis* (*L. lonidiniensis*), die nicht in der WHO-Liste geführt wird, ist ein Beispiel für eine Art die mit Kläranlagen in Verbindung gebracht wird. SCHNEIDER et al. (2015) wiesen in ihren Untersuchungen auf der Kläranlage Warstein *L. lonidiniensis* im belebten Schlamm dieser Anlage nach. Vermutlich ist diese Art nicht humanpathogen.

5.3 Vorkommen von Legionellen in Kläranlagen

In Deutschland wurden wenige Einzelfälle im Zusammenhang mit Kläranlagen und Infektionen infolge von Legionellen beschrieben. Die Ausbrüche mit Bezug zu Kläranlagen lassen sich in den meisten Fällen auf Industriekläranlagen aus dem Bereich der Papierherstellung, einer Raffinerie oder eines Lebensmittelverarbeitenden Betriebs zurückführen (siehe z.B. GREGERSEN et al. 1999; NGUYEN et al. 2006; KUSNETSOV et al. 2010; SCHNEIDER et al. 2015). Mit dem Ausbruch der Legionellen-Infektion in Warstein im Jahr 2013 wurde Untersuchungen gefördert, um Maßnahmen zu erarbeiten und Konzepte aufzustellen, welche die Auswirkungen und Vermehrung von Legionellen und die Ausbrüche von Legionellen-Infektionen schon in ihrer Entstehung vermindern sollen. Als Faktoren für die Verbreitung der Legionellen durch Kläranlagen wurden das Versprühen von legionellenhaltigem Abwasser bei der Belüftung oder aufgrund von Leckagen sowie die Nutzung von Kühltürmen zur Abkühlung des Abwassers vor der weiteren Behandlung genannt. (SCHNEIDER et al. 2015) Legionellen können in Kläranlagen insbesondere im Bereich der belüfteten Belebungsbecken und im belebten Schlamm nachgewiesen werden. Während Untersuchungen von KUSNETSOV et al. (2010) lagen die Höchstwerte der gemessenen Konzentrationen bei $8,0 \cdot 10^8$ KBE/100 ml. Zum Vergleich, in Warstein lagen Legionellen-Konzentrationen von bis zu $10^6 - 5 \cdot 10^7$ KBE/100 ml vor (SCHNEIDER et al., 2015). Da Legionellenausbrüche und das Auftreten von Legionellen lediglich in Einzelfällen vorkommen, sind die Ursachen und Vermeidungsstrategien für Kläranlagen nur in Teilen wissenschaftlich untersucht.

Ausschlaggebend für weitergehende Forschungsarbeiten zu den Ursachen von Legionellen-Ausbrüchen auf Kläranlagen war in Nordrhein-Westfalen insbesondere der Vorfall in Warstein im August 2013. Der Ruhrverband initiierte das Projekt „Entwicklung von Maßnahmen

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

zur Reduzierung von Legionellen in belebtem Schlamm“, gefördert durch das MKULNV NRW. Das Untersuchungsspektrum bildeten z.B. die kommunale Kläranlage Warstein (Betreiber: Ruhrverband), Kanäle und der Vorfluter (Wäster). Die Ergebnisse des Projektes wiesen auf eine unterschiedliche Reaktion von *Legionella* spp. und *L. pneumophila* hinsichtlich der Temperatur und von Substrateinflüssen hin. *L. pneumophila* zeigte bei hohen Temperaturen und einer ausreichenden Substratversorgung einen signifikanten Wachstumsvorteil gegenüber *Legionella* spp.. Die Versuche gaben keinen Aufschluss über den Mechanismus, der diesen Wachstumsvorteil beeinflusst, und die genauen Temperaturbereiche, in denen spontanes Wachstum von *L. pneumophila* begünstigt wird. Auch bei niedrigeren Temperaturen wurde ein Wachstum von *Legionella* spp. nachgewiesen, weshalb im belebten Schlamm kältetolerante Legionellen vermehrungsfähig sind. Deren Auswirkungen auf den Menschen sind bisher nicht bekannt. Ein Stamm, der bei den Untersuchungen im belebten Schlamm nachgewiesen wurde, ist *L. Ionidiniensis*. Eine Möglichkeit das Wachstum von *L. pneumophila* negativ zu beeinflussen, wäre die Bedingungen zu schaffen, die *L. Ionidiniensis* gegenüber *L. pneumophila* begünstigen. ROSENWINKEL et al. (2015) sehen in diesem Vorgehen eine mögliche Unterdrückungsmaßnahme für *L. pneumophila*. Generell sind die Auswirkungen anderer Bakterien und Eukaryonten, die das Wachstum von *L. pneumophila* und deren Reduzierung/ Elimination positiv beeinflussen, ein wichtiger Faktor.

Des Weiteren beauftragte das MKULNV für den Zeitraum April 2014 bis April 2015 eine Expertenkommission, Empfehlung und Maßnahmen zum Thema Legionellen und Kläranlagen zu erarbeiten. Durch die Untersuchungen im Fall Warstein wurde offengelegt, dass Kläranlagen potentielle Vermehrungsquellen von Legionellen darstellen können (Expertenkommission Legionellen). Die Expertenkommission bewertete folgende Industriebranchen auf Basis der Industrieemissionsrichtlinien (Directive on Industrial Emissions, IED, 2010/75/EU), und den Anlagen entsprechend folgenden BVT-Merkblätter (englisches Kürzel: BREF), als relevant für das Vorkommen von Legionellen:

- Lebensmittel, Getränke- und Milchindustrie,
- Papierindustrie,
- Schlachtereien und Tierverarbeitung sowie
- Holzverarbeitung.

Relevanz besteht bei Kläranlagen, die Abwässer aus den genannten Branchen reinigen. Auf diesen Kläranlagen soll eine quartalsweise Probenahme und Untersuchung auf Legionellen im Rahmen der Selbstüberwachung durchgeführt werden. Sind die Untersuchungen negativ wird mindestens 1x jährlich eine Analyse empfohlen. Als Übersichtsparameter der Untersu-

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

chungen eignet sich *Legionella* spp.. Bei Nachweis hoher Konzentrationen ist die Untersuchung der Konzentrationen von *L. pneumophila* und deren Serogruppe durchzuführen.

Empfehlungen für technische Maßnahmewerte im Ablauf einer Kläranlage nach Expertenkommission Legionellen (2015) sind:

- < 1.000 KBE Legionellen/100 ml: Kein Handlungsbedarf.
- ≥ 1.000 bis < 10.000 KBE Legionellen/100 ml: Information der Betreiber und Nutzer sowie Bestimmung der Spezies und Serogruppe; es muss eine weitergehende Untersuchung der einzelnen Aufbereitungsstufen innerhalb der Kläranlage sowie der Zuflüsse zur Kläranlage durchgeführt werden.
- ≥ 10.000 KBE Legionellen/100 ml: Maßnahmen zur Minderung und Überprüfung der Konzentration im Gewässer, ggf. Entnahmeverbot.

Das Landesamt für Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW) führte in den vergangenen Jahren eine Messkampagne hinsichtlich der *Legionella* Konzentrationen in der Abwasserwirtschaft durch. Dabei wurde im Zeitraum von Januar 2015 bis Januar 2017 der Ablauf von 32 kommunalen Abwassereinigungsanlagen hinsichtlich ihrer *Legionella* Konzentrationen untersucht.

Tabelle 17 gibt einen Überblick über die Kläranlagen in NRW, bei denen im Betrachtungszeitraum ≥ 10 Probenahmen und Analysen zur *Legionella* Konzentration durchgeführt wurden. Für die jeweiligen Kläranlage werden die angeschlossenen Einwohnerwerte, der Anteil EGW, die Art des Verfahrens zur biologischen Behandlung sowie die Anzahl der Probenahmen und Messung und der Konzentrationsbereich, in dem die Messergebnisse hinsichtlich ihrer Maßnahmenrelevanz eingeordnet werden können, aufgezeigt.

Die Konzentration des Großteils der analysierten Proben liegt in einem Bereich von < 1.000 KBE/100 ml. Für vereinzelte Messergebnisse, z.B. für die KA 12 zwei Messergebnisse und für die KA 22 drei Messergebnisse, liegen die Konzentrationen des Parameters *Legionella* spp. in einem Konzentrationsbereich von > 10.000 KBE/100 ml. Einzelne Messwerte weisen sogar Werte im Bereich von > 100.000 KBE/100 ml auf. In diesem Messwertebereich sind sofortige Maßnahmen zu treffen. Viele der analysierten Proben belegen zwar das Vorkommen von Legionellen in Kläranlagen; die gemessenen Konzentrationen erfordern jedoch in der Regel keine Maßnahmen (vgl. Expertenkommission Legionellen, 2015). Einzelfälle belegen das Vorkommen von *L. pneumophila* und deren Serogruppen im Abwasser der untersuchten Kläranlage. Hierzu wurden jedoch keine Konzentrationswerte angegeben.

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

Tabelle 17: Übersicht des LANUV NRW über die Untersuchungsergebnisse zu Legionellen in kommunalen Kläranlagen - Auszug der KA mit ≥ 10 Messungen (MKULNV NRW, 2017) [¹ Werte aus dem Jahr 2015]

KA	Angeschl. Einwohnerwerte ¹⁾	Anteil EGW ¹⁾	Verfahren	Untersuchungsparameter	Anzahl Messungen	Anzahl positive Befunde	Anzahl der Messergebnisse		
							< 1.000	≥ 1.000 bis 10.000	≥ 10.000
	[EW]	[EGW]	[-]	[n]	[n]	[n]	[KBE/ 100mL]	[KBE/ 100mL]	[KBE/ 100mL]
KA 1	323.107	90.111	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 6	74.836	33.248	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Intermittierende DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 9	115.000	48.676	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 10	74.073	54.309	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	8	2	-
KA 11	356.772	485.696	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	8	2	-
KA 12	59.344	10.000	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	23	23	19	2	2
KA 14	89.128	43.249	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung/ Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	8	2	-
KA 15	142.011	62.011	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 17	36.196	1.603	Übergabe an Industrielle Anlage	<i>Legionella</i> spp.	16	16	15	1	-
KA 18	144.760	71.890	Festbettverfahren (Biofilter)	<i>Legionella</i> spp.	10	10	9	1	-
KA 22	100.222	75.856	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	<i>Legionella</i> spp.	42	42	33	6	3
KA 24	122.181	83.528	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 26	81.707	31.752	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Intermittierende DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 29	38.550	16.085	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	<i>Legionella</i> spp.	10	10	10	-	-
KA 32	12.103	342	Belebungsanlage, Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	<i>Legionella</i> spp.	15	15	14	1	-

Abbildung 36 und Abbildung 37 zeigen die Messergebnisse der *Legionella* spp., die Wasser- und Lufttemperatur sowie den pH-Wert am Beispiel zweier Kläranlagen für den Betrachtungszeitraum. Die beiden ausgewählten Kläranlagen, KA 12 und KA 22, weisen mit 23 und 42 Messungen, die höchsten Anzahlen an Untersuchungen auf.

Für die Überwachungsergebnisse der KA 12 lässt sich keine direkte Relation zwischen der *Legionella* spp.-Konzentration und der Wasser- und Lufttemperatur sowie dem pH-Wert herstellen. Die Wassertemperatur liegt im Bereich von 10 bis 23°C, die Lufttemperatur im Bereich von -2 bis 25°C und der pH Wert im Bereich von 6,6 bis 7,3. Bei der KA 22 liegt die Wassertemperatur im Bereich von 9,6 bis 22,3°C, die Lufttemperatur im Bereich von -12 bis 25,5°C und der pH Wert im Bereich von 6,7 bis 7,7.

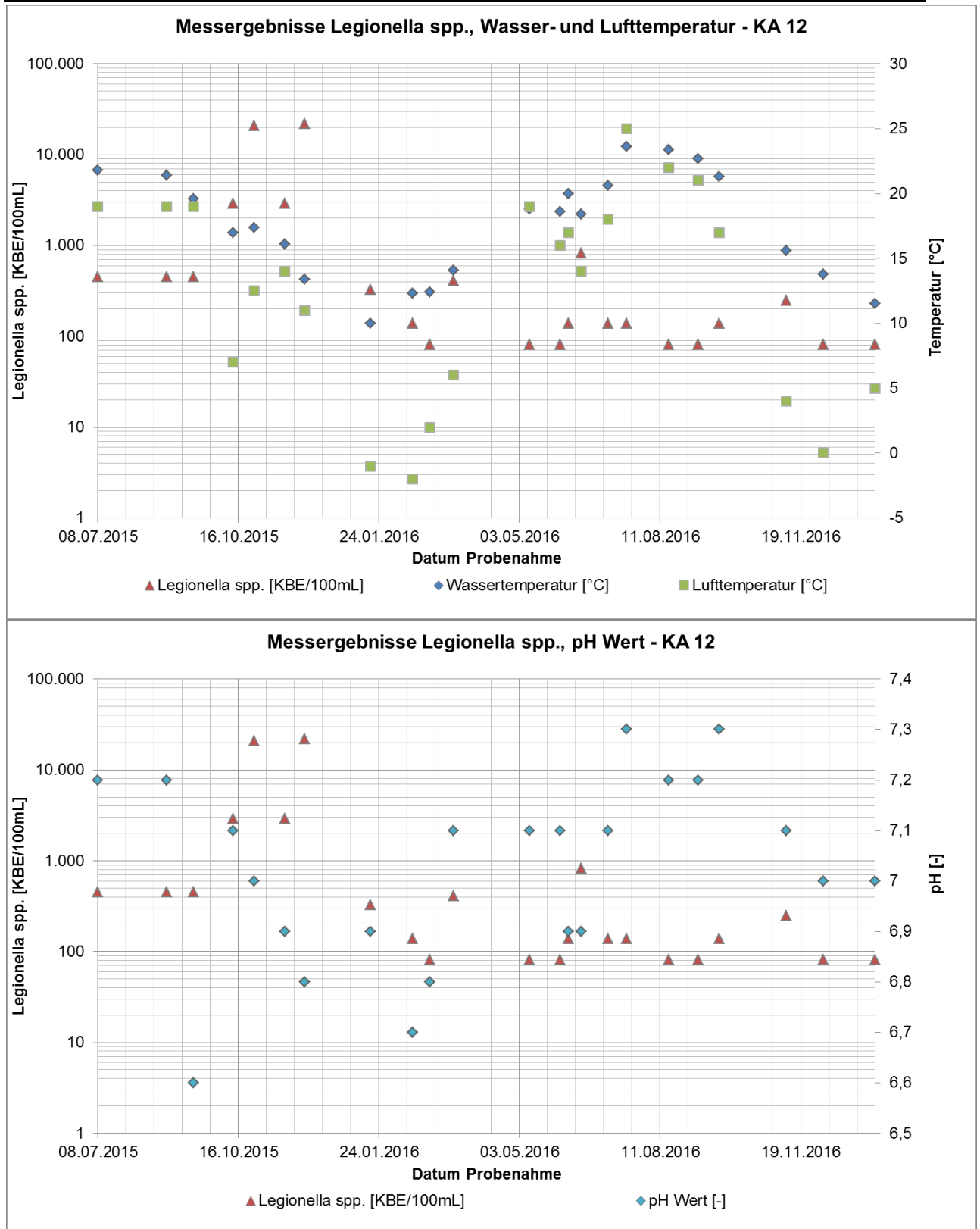


Abbildung 36: Überwachungsergebnisse der Parameter *Legionella* spp., Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Wert für den Zeitraum Juli 2015 bis Januar 2017 für die KA 12

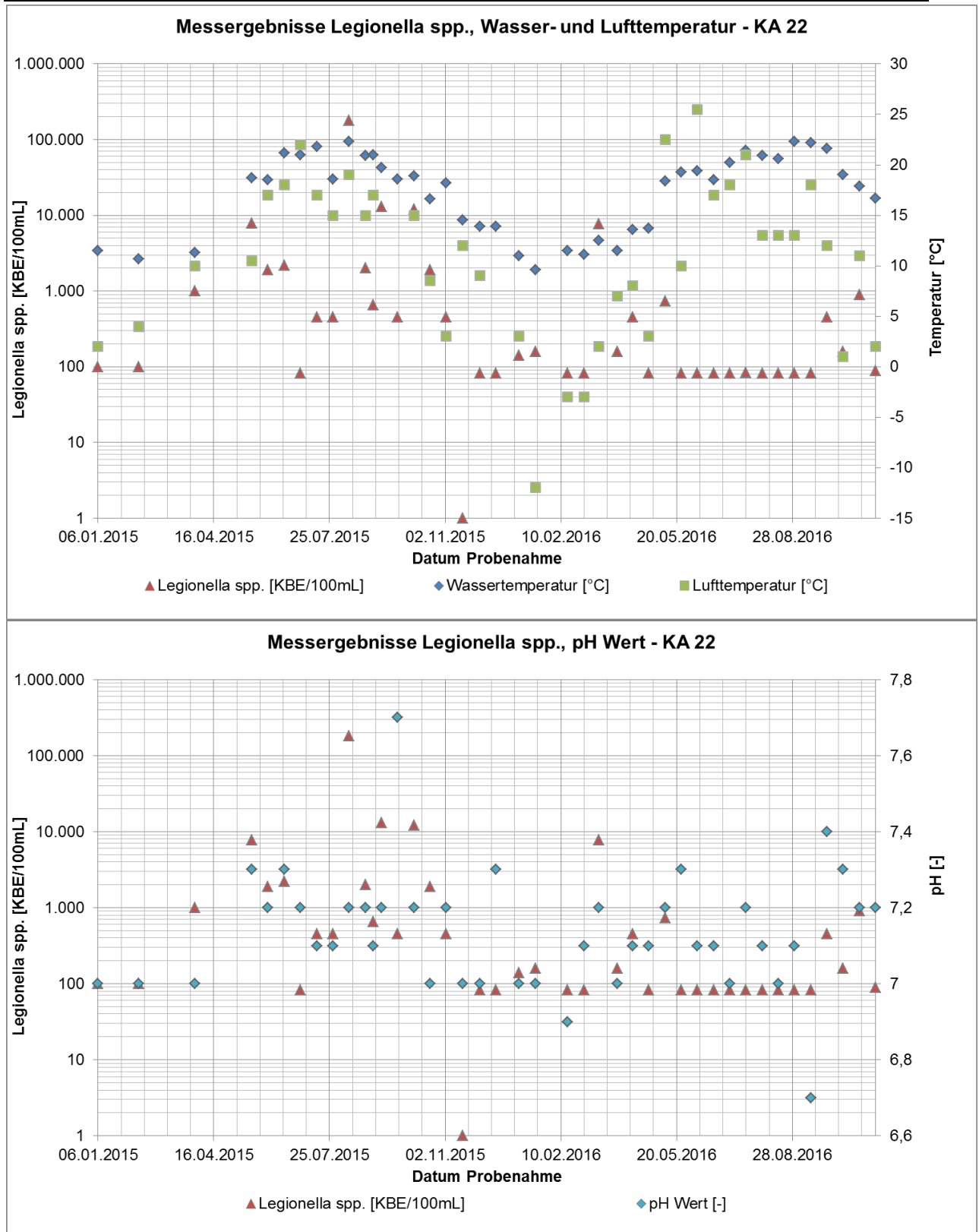


Abbildung 37: Überwachungsergebnisse der Parameter *Legionella* spp., Wasser- und Lufttemperatur sowie der pH Wert für den Zeitraum Januar 2015 bis Dezember 2016 für die KA 22

Die Überwachungsergebnisse der beiden Kläranlagen (KA 12 und KA 22) bestätigen tendenziell, dass Legionellen innerhalb ihrer bevorzugten Milieubedingungen die höchsten

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

Wachstumsraten aufweisen. Bei Wassertemperaturen $> 20^{\circ}\text{C}$ und einem pH Wert von ca. 7 konnten Konzentrationen im Bereich > 100.000 KBE/100 ml beobachtet werden, vgl. Abbildung 38. Für geringere Temperaturen um 15°C und bei einem ähnlichen pH-Wert, wurden ebenfalls Konzentrationen im Bereich von > 10.000 KBE/100 ml nachgewiesen. Diese Betrachtungen geben einen Hinweis auf die Anpassungsfähigkeit von Legionellen gegenüber ihrer Umwelt und das dadurch mögliche geringe Wachstum im Vergleich zu einer Umgebung mit bevorzugten Milieubedingungen, in der eine sehr starke Vermehrung möglich ist. Zur weitergehenden Bewertung von Legionellen im Abwasser von kommunalen Kläranlagen ist ein breiteres Datenspektrum notwendig, bei dem weitere Parameter, wie z. B. der Substratgehalt des Abwassers, die Sauerstoffkonzentration oder von Legionellen bevorzugte Mikroorganismen untersucht werden.

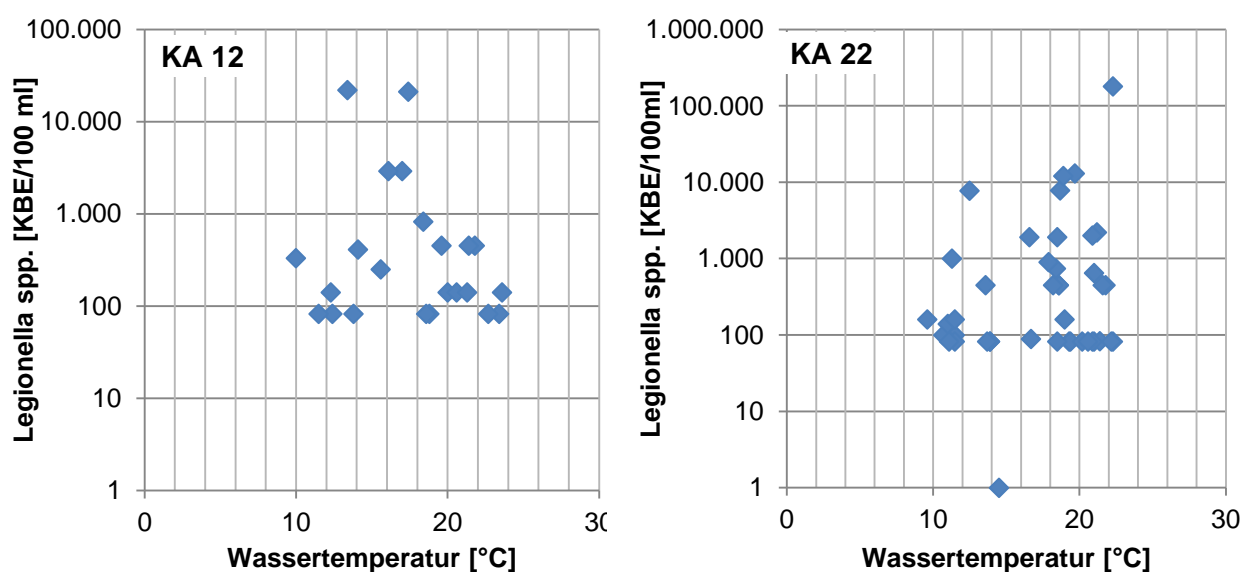


Abbildung 38: Gemessene Legionella spp.-Konzentration in Abhängigkeit der Wassertemperatur

Als mögliche Quellen für Legionellen im Abwasser kommunaler Kläranlagen kommen insbesondere industrielle Indirekteinleiter (industriell-gewerblich-landwirtschaftliche Einleiter, IGL) in Frage. Einem Großteil der untersuchten Kläranlagen fließt Industrieabwasser zu. Anhand der Überwachung relevanter Industriebranchen hinsichtlich ihrer *Legionella*-Konzentration (> 10.000 KBE/100 ml und > 100.000 KBE/100 ml in Einzelproben) im Abwasser lassen sich bestimmte Einleiter als potenzielle Quellen vermuten. Einzelfälle belegen das Vorkommen von *L. pneumophila* und deren Serogruppen im Abwasser der untersuchten IGL. Die Vielzahl der Überwachungsergebnisse zeigt jedoch eine sehr geringe Konzentration, die weit unterhalb von 1.000 KBE/100 ml liegt.

Die Ergebnisse der Überwachung sind Einzelwerte und geben keinen Aufschluss über die dauerhafte Belastungssituation. Für die Kläranlage Warstein liegt die größte Datenbasis bezüglich der Konzentration der Legionellen im Abwasser vor. In den letzten Jahren wurden an dieser Kläranlage jedoch weitreichende Maßnahmen getroffen, die zur Reduktion der Kon-

zentration der Legionellen führen (z.B. ROSENWINKEL et al., 2015). Aufgrund der bereits durchgeführten Forschungsarbeiten und der eingeführten Maßnahmen auf der Kläranlage Warstein werden die Messergebnisse hier nicht in den Fokus gestellt.

5.4 Ozon zur Reduktion der Legionellenkonzentration

Im Bereich der Abwasserreinigung gibt es nur vereinzelte Untersuchungen zur Wirksamkeit von Ozon gegenüber Legionellen. Eine Vielzahl der Studien fand im Zusammenhang mit Untersuchungen zur Kontrolle von Verunreinigungen in Kühlsystemen und wassertechnischen Anlagen der Hausinstallationen statt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf der Legionellenart *L. pneumophila*, da diese in den meisten Fällen für den Ausbruch einer Legionellose verantwortlich ist und im Gegensatz zu anderen Arten 15 Serogruppen aufweist. Untersuchungen zur Inaktivierung von *L. pneumophila* mittels Ozon starteten in den 1980er Jahren (JACANGELO et al., 2002). Die im Folgenden vorgestellten Studien zur Desinfektion von Legionellen wurden alle in Leitungswasser oder sterilen Wässern durchgeführt. Auch diese Ergebnisse können hilfreiche Informationen für den Einsatz von Ozon als Desinfektionsmittel in der Abwasserreinigung und zur Reduktion der Legionellen-Konzentration liefern. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien ist jedoch teilweise schwierig, da die Angabe von Begleitparametern, wie pH-Wert, Temperatur oder Restozonkonzentration in den untersuchten Wässern nicht für alle Studien gegeben ist.

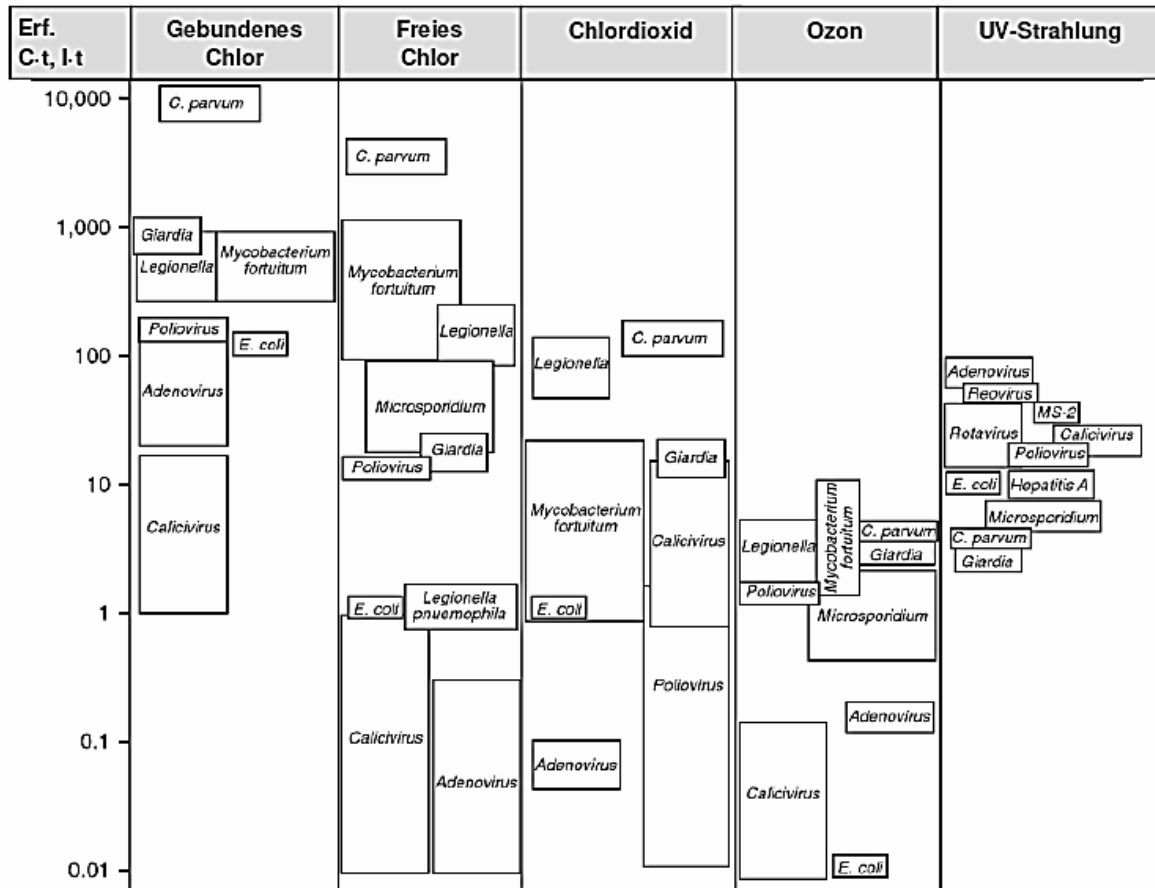
EDELSTEIN et al. (1982) führten erste Versuche zur Inaktivierung von *L. pneumophila* mittels Ozon in Trinkwasser mit Ozondosen von 0,1 bis 0,63 mg_{O₃}/l durch. Für eine Kontaktzeit von 20 min und eine Temperatur von 24°C erreichten sie eine Reduktion von 4,6 bis 5,2 log-Stufen. POPE et al. (1984) untersuchten den Effekt von Ozon auf *L. pneumophila* und andere bakterielle Populationen in Kühltürmen. Sie erzielten eine Reduzierung der Legionellen-Konzentration von ca. 0,4 – 0,8 log-Stufen. Die Konzentration der Legionellen reduzierte sich auf 1,8 x 10³ KBE/ ml (Minimum). DOMINGUE et al. (1988) untersuchten die Inaktivierung von *L. pneumophila* in destilliertem Wasser mit Phosphat-Puffer für Ozondosen im Bereich von 0,1 bis 0,3 mg_{O₃}/l bei einer Kontaktzeit von 5 min, einem pH Wert von 7,2 und einer Temperatur von 25°C. Sie konnten eine Reduktion der Legionellen-Konzentration von bis zu 2,0 log-Stufen beobachten. MURACA et al. (1988) verwendeten bei ihren Versuchen mit Trinkwasser Ozondosen im Bereich von 1,0 bis 2,0 mg_{O₃}/l bei einer Temperatur von 25°C. Für eine Kontaktzeit von 2 min wurde eine Reduktion der Legionellen um 2,0 log-Stufen und für eine Kontaktzeit von 15 bis 20 min von 4,0 log-Stufen beobachtet. Entsprechend führte eine Verlängerung der Kontaktzeit zu einer Verbesserung der Reduktionsleistung. JACANGELO et al. (2002) berichteten über eine Reduktion von *L. pneumophila* um 2 log-Stufen für einen ct-Wert von < 4 bis < 12 (mg_{O₃} · min)/l in destilliertem Wasser mit Phosphat-Puffer. BOTZENHART

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

et al. (1993) untersuchten in einem kontinuierlich betriebenen Reaktor die Inaktivierung von verschiedenen Bakterien und Coliphagen durch Ozon. Die Sensitivität der untersuchten Organismen gegenüber Ozon stellte sich wie folgt dar: *B. subtilis* < *L. pneumophila* < *Coliphages MS 2* < *PhiX 174* < *E. coli*. Ein erhöhter pH-Wert führte während dieser Untersuchungen zu einer schnelleren Reduktion der Konzentration der Mikroorganismen.

MCGRANE et al. (1995) wiesen anhand ihrer Untersuchungen mit einem Modell eine Kühlturns die höhere Effektivität von Ozon (0,1 mg_{O₃}/l) gegenüber Chlor (1 mg_{Cl}/l) für den Einsatz zur Reduktion von Legionellen nach. Im Gegensatz zu diesen Ergebnisse stellen THOMAS et al. (1999) mit ihren Untersuchungen fest, dass Ozon (0,1 – 0,2 mg_{O₃}/l) effektiv gegen *L. pneumophila* wirkt, Chlor jedoch mit einer eingesetzten Dosis von 1 - 4 mg_{Cl}/l bessere Reduktionsgrade erzielte. Ein in der Trinkwasserbehandlung häufig eingesetzter Parameter zur Überwachung des Desinfektionserfolgs ist die Kontrolle der Restkonzentration des Desinfektionsmittels im Wasser (vgl. Kapitel 2.2.3).

Mit der Betrachtung der versuchstechnisch ermittelten Ct-Werte für einzelne Desinfektionsverfahren zur Reduktion einer Mikroorganismenkonzentration um 2 log-Stufen zeigen sich die Unterschiede in der Effektivität einzelner Verfahren gegenüber verschiedenen Bakterien, Viren und Parasiten. (vgl. Abbildung 39). Legionellen gehören für die chemischen Desinfektionsverfahren mit Ozon und Chlor entsprechend dieser Abbildung zu den weniger sensitiv reagierenden Mikroorganismen.



Versuchsbedingungen: i.d.R. Labororganismen (nicht aggregiert oder partikelassoziiert), gepuffertes Wasser (pH 7) bei 20 bis 25 °C, ohne Wasserinhaltsstoffe mit deinfektionsmittelzehrender Wirkung

Abbildung 39: Übersicht der erforderlichen Ct- bzw. It (UV-Strahlung)-Werte zur Inaktivierung von 99 % der dargestellten Mikroorganismen (nach JACANGELO, 2002, in: CRITTENDEN et al., 2012)

Li et al. (2017) führten eine kinetische Analyse zur Inaktivierung von Legionellen mittels Ozon in Abwasser durch. Die Ergebnisse ihrer Untersuchungen wiesen auf eine Beziehung zwischen der Ozonkonzentration, der Keimkonzentration und dem CSB-Gehalt des Abwassers hin. Ozon reagiert schneller mit einem großen Teil des CSB als mit den Legionellen, da dieser Teil des CSB leichter oxidiert wird. Daher hat die Konzentration des CSB in einer Wasserprobe einen entscheidenden Einfluss auf die Inaktivierungsrate der Legionellen durch Ozon. Ein steigender CSB-Gehalt führt zu einer sinkenden Reduktion der Legionellen. In einem Wasser mit einer Anfangskonzentration des CSB von 0,75 mg/l und einer Legionellen-Konzentration von $3,91 \times 10^7$ KBE/ml wurde eine Reduktion der Legionellen von > 5 log-Stufen erzielt. Dagegen wurde die Konzentration der Legionellen in einem Wasser mit einem CSB-Gehalt von 3 mg/l um nur < 2 log-Stufen reduziert. In den Versuchen zeigte sich, dass die Anfangskonzentration des Ozons für den Grad der Reduktion einen entscheidenderen Einfluss hat, als die Kontaktzeit. Eine Abnahme der Konzentration und eine anstelle dessen vorliegende Verlängerung der Kontaktzeit, woraus der gleiche ct-Wert resultiert, führte zu

geringeren Reduktionsgraden, als sie mit einer höheren Anfangskonzentration erzielt werden konnten.

5.5 Ozonung zur Reduktion von Legionellen in Abwässern

Die Auswertung des Erkenntnisstandes im Bereich der Reduktion der *Legionellen*-Konzentrationen in Wasser und Abwasser zeigt, dass die Schwerpunkte der Untersuchungen insbesondere in der Wirksamkeit von Desinfektionsmitteln gegenüber Legionellen in technischen Anlagen der Wasser- und Trinkwasseraufbereitung liegen. Der sichere Betrieb und die Kontrolle der Legionellen-Konzentration in technischen Anlagen stehen dabei besonders im Fokus.

Aktuelle Forschungsergebnisse zur Thematik Legionellen in der kommunalen Abwasserreinigung lieferten in Deutschland insbesondere die Arbeiten rund um die Kläranlage Warstein. ROSENWINKEL et al. (2015) untersuchten chemische Eliminationsverfahren (Mikrosilber, Ozon, Wasserstoffperoxid, Chlordioxid, Alkalisierung) hinsichtlich ihrer Wirksamkeit als direktes Desinfektionsmittel. Die Wirkweise der Verfahren wurde als nicht spezifisch genug gegenüber Legionellen bewertet, da sie gleichzeitig schädigende Wirkungen auf die gesamte Biozönose des belebten Schlammes hatten. Eine weitere Maßnahme, die Abreicherung des Wirtes (z.B. der Nacktamöben) durch den Einsatz einer Teilstrombehandlung mittels Ozon, führte ebenfalls nicht zu einer langfristigen Reduzierung der *Legionellen*-Konzentration. COULON et al. (2010) berichten von der Resistenz der *Acanthamoeba* Zysten gegenüber Desinfektionsmitteln, die bei Einrichtungen des Gesundheitswesens Anwendung finden. Diese Zysten sind ein potenzieller Organismus in und an dem Legionellen sich ansiedeln und vermehren.

Ozon wurde in verschiedenen Untersuchungen als Desinfektionsmittel für Legionellen im Trinkwasser betrachtet, wobei zumeist ein Vergleich mit weiteren Desinfektionsmitteln (z.B. Chlor oder UV) durchgeführt wurde. Hinsichtlich der Desinfektion von Abwasser mit dem Ziel der Reduktion von Legionellen gibt es dagegen nur einzelne Studien. Die Eigenschaften von Ozon als Desinfektionsmittel (vgl. Kap 2.2.3) legen die Vermutung nahe, dass Ozon effektiv zur Reduktion von Legionellen, möglichen Wirten und Biofilmen einsetzbar ist.

LI et al. (2017) weisen eine Reduktion von *Legionella* spp. und *L. pneumophila* und zum Teil von assoziierten Amöben durch Ozon anhand von Versuchen nach. Offene Fragestellungen für die Kontrolle von Legionellen in Abwasser sind jedoch insbesondere der Einfluss von Ozon auf die Parameter, die ein Überleben von Legionellen im Rahmen einer Desinfektion begünstigen. Hierzu zählen unter anderem assoziierte Mikroorganismen, die Legionellen

Legionellen in kommunalen Kläranlagen

Schutz bieten, wie z.B. Amöben, aber auch Biofilme, die Temperatur und organische Hintergrundbelastung.

Die Wirkung von Ozon auf die Konzentration der Legionellen im Abwasser ist bislang in nur wenigen Studien vertieft untersucht worden. Im Rahmen der Literaturstudie wurde ersichtlich, dass die (Ab)Wasserqualität jedoch einen entscheidenden Einfluss auf die Wirksamkeit der Ozonung als Mittel zur Reduktion der Legionellen-Konzentration hat. Daher ist es ohne Versuche nicht möglich, Prognosen über eine mögliche Reduktionsleistung der Ozonung gegenüber Legionellen für die in diesem Projekt untersuchten Abwässer aufzustellen.

6 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Auf Grundlage der in Kapitel 4 durchgeführten Untersuchungen hinsichtlich der optimalen Auslegung einer Anlage zur Desinfektion bzw. Spurenstoffelimination findet die abschließende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung statt.

Die wirtschaftliche Umsetzung eines Verfahrens ist ausschlaggebend für seine Eignung als großtechnische Behandlungsmaßnahme in der Abwasserreinigung. Die aufzuwendenden Kosten setzen sich aus Investitions- und den Betriebskosten zusammen. In Anlehnung an andere Forschungsprojekte (ABEGGLEN UND SIEGRIST, 2012; TÜRK et al., 2013; ARGE, 2014) werden die hier ermittelten Ozondosierungen zur gleichzeitigen Elimination von Spurenstoffen und Keimen monetär bewertet. Darüber hinaus wird anhand von Literaturwerten ein Vergleich zur Aktivkohleadsorption als Verfahren zur Spurenstoffentfernung sowie zu UV-Bestrahlung als Verfahren zur Desinfektion gezogen.

6.1 Bisherige Ergebnisse zur Wirtschaftlichkeit einer Ozonung

In den letzten Jahren wurden viele Machbarkeitsstudien oder Forschungsprojekte zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination durchgeführt. TÜRK et al. (2013) betrachteten in unterschiedlichen Szenarien den volkswirtschaftlichen Nutzen verschiedener Verfahren zur Spurenstoffelimination. Für diese Betrachtungen wurden Kosten definiert und Kostenfunktionen aufgestellt, sowie Literaturwerte zu Kosten zusammengefasst. Im Forschungsprojekt „*Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren*“ (ARGE, 2014) bestanden die Untersuchungen aus großtechnischen Versuchen auf drei Kläranlagen für den Einsatz der Ozonung bzw. einer dynamischen Rezirkulation bestehend aus einer Ozonung und einer PAK-Behandlung. Diese ausgewählten Verfahrenstechniken wurden auf Basis der Versuchsanlagenkosten monetär bewertet und durch potenzielle Kostenreduktionen realen Kosten angenähert. JEKEL et al. (2016) untersuchten die „*Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätzen der 4. Reinigungsstufe*“. Der Fokus der Untersuchungen lag auf verschiedenen Verfahrenskombinationen von Aktivkohle und Ozonung und einer monetären Bewertung mittels einer Kostenvergleichsrechnung in Anlehnung an die Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (DWA, 2012). Anhand der genannten und weiteren Forschungsergebnisse wurde die hier angewendete Methodik entwickelt und die Basisdaten für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen bestimmt.

Im Folgenden werden Ergebnisse der ermittelten Kosten bisheriger Forschungsvorhaben und Machbarkeitsstudien in Nordrhein-Westfalen zusammengefasst (**Tabelle 18**), um einen Überblick über die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen der Ozonung als Verfahren der vierten Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen zu geben. Die Auslegungsdaten und grundsätzlichen Annahmen zu den Kläranlagen sind im Anhang zusammengefasst.

Tabelle 18: Übersicht der Investitions- (in T€), Betriebs- (in €/a) und Jahreskosten (€/a) für eine Ozonung zur Spurenstoffelimination am Beispiel von betrachteten Kläranlagen in NRW

Kläranlage	Investitionskosten [T€]			Betriebskosten [T€/ a]				Jahreskosten (netto) [€/ a]
	Bautechnik	Maschinenteknik	EMSR-Technik	Energie	Betriebsmittel	Personal	Wartung/Versicherung	
Bad Oeynhaus ⁹⁾	368	438	225	96	77	7,5	18	279.471
Duisburg-Hochfeld ^{18),a,*}	1.263	1.020	270	63	23	20	32	413.395
Emmerich ^{17),b}	1.030	1.020	418	95**		127**		446.679
Emmerich ^{17),c}	1.732	1.344	682	127**		128**		593.053
Espelkamp ⁶⁾	368	322	207	25	17	20		166.147
Greven ¹³⁾	1.420	1.019	190	225				376.466
Grundsteinheim ³⁾	83	279	208	20	3	10	16	107.843
Harsewinkel ¹⁰⁾	256	379	212	39	19	7,5	17	155.186
Herford ¹⁹⁾	458	455	40	290	270	10	14	1.102.700
Legden ¹⁾	368	554	222	40**		56**		198.885
Löhne ¹¹⁾	308	362	165	54	53	8,8	16	206.270
Lübbecke ¹²⁾	580	314	151	59	56	12	17	226.624

Kläranlage	Investitionskosten [T€]			Betriebskosten [T€/ a]				Jahreskosten (netto) [€/ a]
	Bautechnik	Maschinenteknik	EMSR-Technik	Energie	Betriebsmittel	Personal	Wartung/Versicherung	
Neuenkirchen/ Wettringen ⁵⁾	-	-	-	-	-	-	-	265.414
Ochtrup ⁴⁾	256	612	215	58**		32**		182.422
Paderborn-Sande ⁷⁾	1.914	772	590	297	204	30	62	824.000
Rheda-Wiedenbrück ²⁾	2.519	1.320		122	71	35	65	570.321
Rheine-Nord ¹⁶⁾	-	-	-	-	-	-	-	645.947
Rietberg ¹⁴⁾	1.189			22	19	12	18	155.244
Warburg ⁸⁾	570	726	432	93***				218.755
Wesel ^{15), b)}	759	1.288	512	200**		123**		549.420
Wesel ^{15), c)}	1.238	1.735	868	228**		159**		724.326

-: keine Angabe; * Berücksichtigung Investitionskostenförderung von z.B. 70 %; ** Energie und Chemikalien stellen verbrauchsgebundene Kosten und Personal und Wartung/Versicherung stellen betriebsgebundene Kosten dar; *** Verwendung einer Kostenfunktion für Betriebskosten der Ozonung nach Türk et al. 2013

a: Variante Ozonung und Nachbehandlung im Wirbelbett, b: Ozon mit Sandfilter, c: Ozon mit biologisch aktiviertem Aktivkohlefilter

Literaturquellen: 1) Alda et al. 2015; 2) Aqua Consult Ingenieure 2013a; 3) Bartnik und Metzner 2014; 4) Biebersdorf und Kaub 2013; 5) Biebersdorf und Kaub 2014; 6) Christ, O und Mitsdoerffer, R 2013; 7) Dahlem Ingenieure 2013; 8) Herbst et al. 2013; 9) Hydro-Ingenieure 2012a; 10) Hydro-Ingenieure 2012b; 11) Hydro-Ingenieure 2013; 12) Hydro-Ingenieure 2014; 13) Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH 2014; 14) Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH 2013; 15) Kaub und Biebersdorf 2014; 16) Kaub et al. 2015; 17) Kaub et al. 2014; 18) Maus et al. 2014; 19) Pöyry 2013

Die betrachteten Kläranlagen, welche um eine Ozonung erweitert werden sollen, sind hauptsächlich solche der Größenklassen IV und V, die für Einwohnerwerte > 10.000 EW ausgelegt sind. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass Verfahren zur weitergehenden Reinigung von Abwasser in der Regel für eine Teilstrombehandlung ausgelegt werden.

Die Investitionskosten setzen sich den Kostenkategorien Bautechnik, Maschinenteknik und EMSR-Technik zusammen. Als weitere Kategorie sind Baunebenkosten zu berücksichtigen, welche sich aus Kostenpositionen wie z.B. Planungskosten, Prüfgebühren und ggf. einer

Kostenposition Sonstiges, mit der etwaige Mehrkosten ausgeglichen werden können, zusammensetzen.

Die Aufteilung der Betriebskosten kann in die beiden Kostenkategorien verbrauchsgebundene Kosten und betriebsgebundene Kosten erfolgen. Zu den verbrauchsgebundenen Kosten zählen unter anderem der Energieverbrauch und Betriebsmittel; betriebsgebundene Kosten sind Personalkosten, Wartung und Instandhaltung. Die Instandhaltung wird in der Regel mit den üblichen Prozentsätzen für Maschinen-, Bau- und EMSR-Technik als Jahreskosten [€/a] kalkuliert (1 % für Bautechnik, 3 % für Maschinen und EMSR-Technik).

6.2 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Ozonung am Beispiel der Modellkläranlagen

Die Grundlage für die Berechnungen hinsichtlich der Auslegung, Dimensionierung und dem Betrieb einer Ozonung bilden die Ergebnisse der durchgeführten Versuchsreihen. Im Rahmen des Projektes wurden Abwässer der Kläranlagen Aachen-Soers und Essen-Süd für die Untersuchungen eingesetzt. Am Beispiel dieser Kläranlagen und auf Basis der Versuchseinstellungen und -ergebnisse wurden die Kosten einer Großanlage zur Ozonung modellhaft für die Spurenstoffelimination und die Desinfektion berechnet.

Die Jahresabwassermengen der betrachteten Kläranlagen wurden als Grundlage herangezogen und der arithmetische Mittelwert aus den Jahren 2013 bis 2015 berechnet. Für die Spurenstoffelimination wird entsprechend aktueller Planungspraxis eine Teilstrombehandlung von 85 % der Jahresabwassermenge angenommen. Die Desinfektion erfordert eine Behandlung der gesamten Jahresabwassermenge, da bereits geringe Mengen nicht behandelten Abwassers einen starken Einfluss auf die Reduktionsleistung haben. Variierende Zulaufbelastungen der Kläranlagen im Hinblick auf Parameter wie den DOC oder den CSB werden hier nicht weiter betrachtet. Grundsätzliche Daten der Kläranlagen, welche für die Berechnung eingesetzt wurden, sind in Tabelle 19 aufgelistet.

Tabelle 19: Basisdaten der Kläranlagen Aachen Soers und Essen-Süd

Basisdaten	Kläranlage Aachen Soers	Kläranlage Essen-Süd
Angeschlossene EW [EW]	435.434	119.682
Jahresabwassermenge [m³/a]	25.395.500	14.268.500

Auf Basis der Versuchsergebnisse werden die Ozondosierungen 4 und 6 mg_{O₃}/l und eine Kontaktzeit von 20 min betrachtet. Wichtig ist hierbei der Einfluss einer möglichen Erhöhung der Ozondosis im Falle einer Desinfektion. Eine Kontaktzeit von 20 min ermöglichte während

Zusammenfassung

der Versuche und nach Auswertung von Literatur eine erfolgreiche Behandlung des Abwasserzuflusses Q_{Tmax} bzw. Q_{max} zur Spurenstoffelimination bzw. zur Desinfektion.

Die Betriebsdaten beziehen sich auf Literaturangaben und Kalkulationen der relevanten Kategorien der Investitions- und Betriebskosten. Anhand der Untersuchungen und Berechnungen für einzelne Kläranlagen, (vgl. Tabelle 18) wurden spezifische Werte für Betriebsmittel und Kosten ermittelt, welche die Grundlage der Berechnungen liefert. Zu den Betriebsmitteln zählen der Energieverbrauch (für Ozongenerator, Messtechnik, Speichertank, Dosierung, ggf. ein Pumpwerk), die Verbrauchsmengen an Sauerstoff sowie Personal und Wartung und Instandhaltung. Ein Pumpwerk wurde in den Betrachtungen nicht berücksichtigt. Für den Energieverbrauch wurde im Mittel 0,11 bis 0,13 kWh_{el}/ m³ angenommen (PINNEKAMP et al. 2014). Der kalkulierte Sauerstoffbedarf beruht auf Ergebnissen aus z. B. TÜRK et al. (2013). Der Mehraufwand hinsichtlich des Personals wird auf 300 h/a für das Betriebspersonal und 50 h/a für die Betriebsleitung angesetzt (TÜRK et al. 2013). Die Wartung und Instandhaltung wird mit den Prozentsätzen für Maschinen-, Bau- und EMSR-Technik als Jahreskosten angesetzt (1 % für Bautechnik, 3 % für Maschinentechnik und EMSR-Technik).

Die Investitionskosten werden in die Kostenkategorien Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik sowie Baunebenkosten aufgeteilt. Die Baunebenkosten, welche die Kosten für Planung, Genehmigung etc. beinhalten, werden pauschal mit 25 % der Investitionskosten angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass auf den betrachteten Kläranlagen ausreichend Platz für die Errichtung der Ozonung vorhanden ist, sodass keine Erschwerniszuschläge entstehen. Die eventuell anfallenden Investitionskosten für Verfahren zur Nachbehandlung des Ablaufs der Ozonung werden vernachlässigt.

Die Jahreskosten wurden unter Berücksichtigung der nachfolgenden Randbedingungen ermittelt:

- Betrachtungszeitraum 30 Jahre,
- Nutzungsdauer Bau 30 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinentechnik 12 Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre.

Für die Investitionskosten werden ermittelte Mittelwerte spezifischer Kosten pro m³ behandeltem Abwasser anhand der in **Tabelle 18** dargestellten Ergebnisse verwendet. Die Betriebskosten, Stromkosten, Kosten für Flüssigsauerstoff wurden analog ermittelt.

Die Wirtschaftlichkeit der beiden Verfahrensstufen wird anhand von zwei Szenarien untersucht:

- A) Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ohne Investitionsförderung
- B) Wirtschaftlichkeitsbetrachtung mit Investitionsförderung

In Nordrhein Westfalen werden z.B. Investitionen im Bereich der Abwasserbeseitigung finanziell gefördert, weshalb dieser Aspekt Teil der Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen ist. Die Richtlinie *Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II (ResA II)* des MULNV NRW beschreibt das aktuelle Förderprogramm in diesem Bereich. Folgende Themengebiete werden gefördert:

- a) Machbarkeitsstudien zur Entfernung von Mikroschadstoffen,
- b) Maßnahmen zur Reduzierung von Schadstoffen oder
- c) Maßnahmen zur Hygienisierung des Abwassers.

Es werden Zuschüsse abhängig vom Themengebiet gewährt, wobei für a) 80 %, b) 70 % und c) 50 % der Investitionskosten gefördert werden können. Die durchgeführten Untersuchungen zum Einsatz der Ozonung zur Spurenstoffelimination und gleichzeitigen Desinfektion von Abwasser fallen unter die Punkte b) und c), weshalb die Investitionsförderung der Richtlinie *ResA II* mit einem Fördersatz von 70 % der förderungsfähigen Kosten berücksichtigt wird. Für Kläranlagenbetreiber ist somit eine erhebliche Kostenreduzierung möglich. Eine Verringerung der Abwasserabgabe durch eine reduzierte CSB-Ablaufkonzentration (nach § 4 (5) AbwAG) wurde nicht berücksichtigt, da diese nur in einem geringen Maße reduziert wird.

Die folgenden Fälle sind Bestandteil der Betrachtungen und die Ergebnisse sind in im Folgenden dargestellt

- A) ohne Investitionsförderung; Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l
- B) ohne Investitionsförderung; Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l; Vollstrombehandlung
- C) mit Investitionsförderung; Ozondosis von 4 mg_{O₃}/l
- D) mit Investitionsförderung; Ozondosis von 6 mg_{O₃}/l; Vollstrombehandlung

Anhand der Betrachtungen der Varianten A bis D werden die Kosten der Ozonung zur Spurenstoffelimination (Varianten A und C) sowie der Ozonung zur gleichzeitigen Spurenstoffelimination und Desinfektion betrachtet (Varianten B und D). Aufgrund der Ozonzehrung des Abwassers und der zu reduzierenden Parameter mittels einer Ozonung sind unterschiedliche Ozondosierungen notwendig. Eine Dosis von 4 mg_{O₃}/l wird für das Ziel einer Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Aachen Soers angesetzt. Eine Dosiermenge von 6 mg_{O₃}/l ermöglicht neben der Spurenstoffelimination auch eine Reduktion vieler Keime bis unter die Bestimmungsgrenze.

Eine erhöhte Dosierung beeinflusst die Kosten durch die eingesetzten Betriebsmittel und die erhöhten Energieverbräuche. Eine Vergrößerung des zu behandelnden Abwasservolumenstroms geht mit einer Erhöhung der Investitionskosten sowie der Betriebskosten einher. Für den Vergleich der Varianten werden die spezifischen Investitions- und Betriebskosten pro behandeltem Kubikmeter Abwasser und pro angeschlossenen Einwohnerwerten betrachtet. Abbildung 40 zeigt die Ergebnisse der Varianten A bis D für die Kläranlage Aachen-Soers.

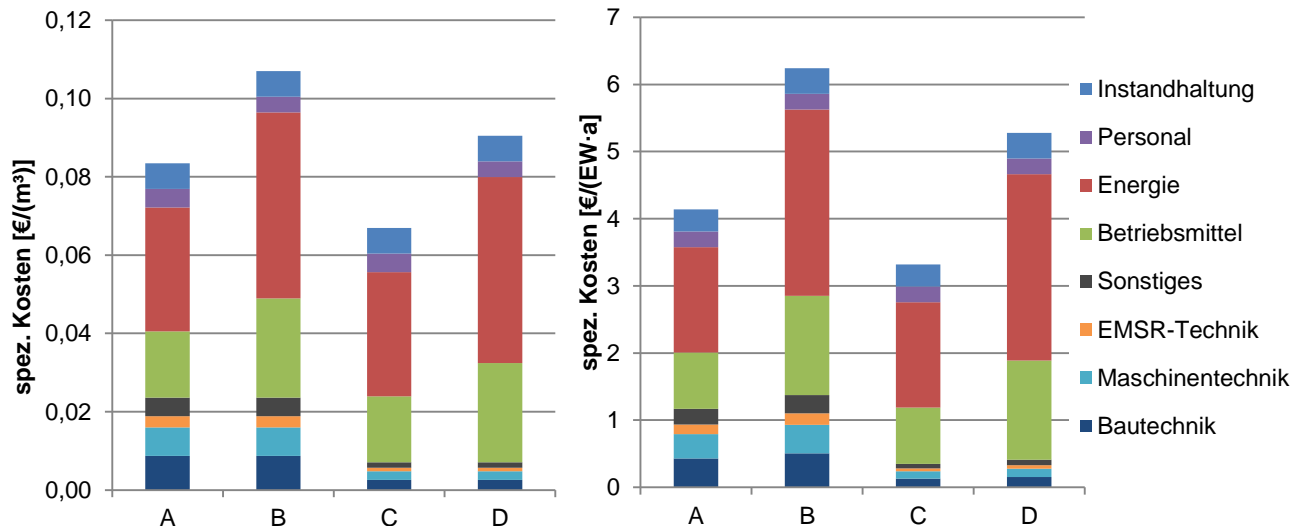


Abbildung 40: Spezifische Kosten pro m³ behandeltem Abwasser (links) und pro angeschlossenem Einwohnerwert (rechts) für die Ertüchtigung der KA Aachen-Soers mit einer Ozonung

Für die reine Spurenstoffelimination ohne Investitionsförderung (Variante A) berechnen sich die Mehrkosten pro Kubikmeter Abwasser zu ca. 0,08 €/m³ und mit Investitionsförderung (Variante C) zu ca. 0,07 €/m³. Die Auslegung der Ozonung für Spurenstoffelimination und Desinfektion verursachen Mehrkosten von ca. 0,11 €/m³ ohne Investitionsförderung (Variante B) und ca. 0,09 €/m³ mit Investitionsförderung (Variante D) und somit, ohne Betrachtung der Fördermöglichkeiten, eine Kostensteigerung gegenüber der alleinigen Spurenstoffelimination von ca. 0,025 €/m³. Diese Erhöhung der Kosten kommt für die betrachtete Kläranlage durch den erhöhten Bedarf an Betriebsmitteln und Energie zustande. Die Kostensteigerung infolge größerer behandelter Volumenströme wird bei der Betrachtung der spezifischen Kosten nicht ersichtlich. Diese sind jedoch für bei der Betrachtung der spezifischen Kosten pro angeschlossene Einwohnerwerte erkennbar, da die pro Einwohnerwert behandelte Abwassermenge von 85 % auf 100 % ansteigt. Die Kosten der Variante A werden mit ca. 4,14 €/EW·a) und der Variante C zu ca. 3,32 €/EW·a) abgeschätzt. Für die Variante B betragen die Kosten ca. 6,25 €/EW·a) und für die Variante D ca. 5,28 €/EW·a). Auch hier ist der größte Einflussfaktor, der zu einer deutlichen Erhöhung der einwohnerspezifischen Kosten führt, die Erhöhung der Ozondosierung.

Für die Kläranlage Essen-Süd hat sich aus den Untersuchungen in Kapitel 4 ergeben, dass sowohl für die Spurenstoffelimination als auch für die Ozonung mit dem Ziel der Keimreduktion eine Ozondosierung von ca. 6 mg_{O₃}/l angenommen wird. Der Unterschied zwischen Variante A (Spurenstoffelimination) und Variante B (Keimreduktion und Spurenstoffelimination) besteht bei gleicher Dosierung somit darin, dass nicht nur eine Teilstrom-, sondern eine Vollstrombehandlung erfolgt. Abbildung 41 zeigt die spezifischen Investitions- und Betriebskosten pro behandeltem Kubikmeter Abwasser und pro angeschlossene Einwohnerwerte der Varianten A bis D für die Kläranlage Essen-Süd.

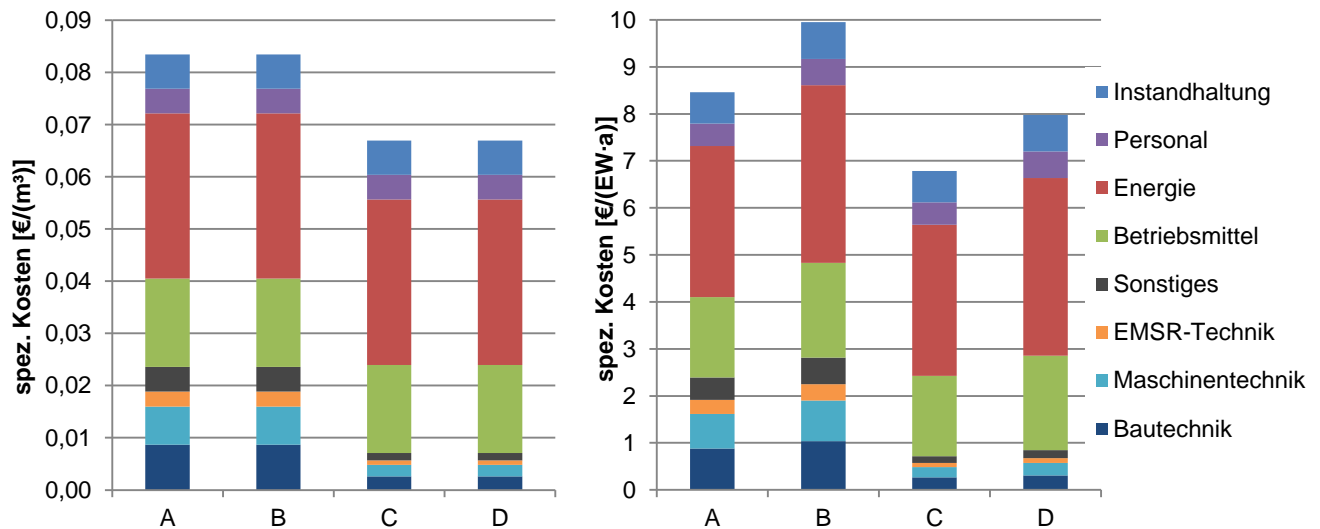


Abbildung 41: Spezifische Kosten pro m³ behandeltem Abwasser (links) und pro angeschlossenen Einwohner(rechts) für die Ertüchtigung der KA Essen-Süd mit einer Ozonung

Für die reine Spurenstoffelimination ohne Investitionsförderung (Variante A) berechnen sich die Mehrkosten pro Kubikmeter Abwasser zu ca. 0,08 €/m³ und mit Investitionsförderung (Variante C) zu ca. 0,07 €/m³. Die Spurenstoffelimination und Desinfektion verursachen ebenfalls Mehrkosten von ca. 0,08 €/m³ ohne Investitionsförderung (Variante B) und ca. 0,07 €/m³ mit Investitionsförderung (Variante D), da die Investitionskosten im Rahmen der vorliegenden Berechnung proportional zum Volumenstrom ermittelt wurden. Bei der Betrachtung der spezifischen Kosten pro angeschlossene Einwohnerwerte ergeben sich die Kosten der Spurenstoffelimination für die Variante A zu ca. 8,46 €/EW·a und der Variante C zu ca. 6,78 €/EW·a. Für das Ziel der Keimreduktion ergeben sich Kosten die für die Variante B ca. 9,95 €/EW·a und die Variante D ca. 7,98 €/EW·a betragen. Die höheren einwohnerspezifischen Kosten auf der KA Essen-Süd ergeben sich daraus, dass weniger Einwohnerwerte an diese Anlage angeschlossen sind.

6.3 Wirtschaftlicher Vergleich weiterer Verfahren zur Spurenstoffelimination und Desinfektion

Die ausgewerteten Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen unterschiedlicher Kläranlagen in NRW geben einen Überblick über die Anwendung und Bewertung der Verfahren zur Spurenstoffelimination. In einer Vielzahl der Betrachtungen werden die Ozonung und PAK- und GAK-Filtration in unterschiedlichen Verfahrensausführungen miteinander verglichen. Die Betrachtungen sind auf einzelne Kläranlagen ausgerichtet und berücksichtigen die Besonderheiten dieser Kläranlage. So werden jeweils verschieden Verfahrensausführungen und ggf. notwendige Nachbehandlungsverfahren untersucht. Die Ozonung zur Spurenstoffelimination wird in der Regel als Verfahrensvariante betrachtet. Es ergeben sich spezifische Jahreskos-

ten (Mehrkosten) pro Kubikmeter behandelten Abwassers für die Ozonung im Bereich von ca. 0,08 bis 0,19 €/m³. Die Untersuchungen legen Jahreskosten für Verfahren der PAK-Filtration im Bereich von 0,09 bis 0,19 €/m³ an. Bei der GAK Filtration ergeben sich Bereiche der spez. Kosten im Bereich von 0,12 bis 0,17 €/m³. Eine Zusammenfassung der ermittelten Kosten zahlreicher Machbarkeitsstudien durch ANTAKYALI (2016) zeigt, dass die Ozonung und die PAK-Filtration wirtschaftlich betrachtet eine vergleichbare Lösung darstellen. Der große Umfang der Einflussfaktoren auf die Kosten, wie z. B. die geforderte Eliminationsleistung, die Abwassermatrix, vorhandene Infrastruktur etc., zeigt, wie schwierig ein Kostenvergleich für Verfahren der Spurenstoffelimination auf Basis von Literaturdaten ist. Dies erklärt die z. T. erheblichen Abweichungen der genannten spezifischen Kosten. Für die Ozonung lässt sich festhalten, dass diese an Kläranlagenstandorten eine wirtschaftliche Verfahrensvariante gegenüber Aktivkohle-Verfahren zur Spurenstoffelimination darstellt.

Im Vergleich zu den Aktivkohleverfahren wird im Rahmen der UV-Bestrahlung eine Desinfektion erreicht. Kosten für die Keimreduktion mittels UV-Bestrahlung werden unter anderem im Merkblatt der DWA M 205 (2013) je nach Größe der Kläranlage zwischen 0,03 und 0,1 €/m³ für einen halbjährlichen und zwischen 0,02 und 0,06 €/m³ hochgerechnet auf einen ganzjährigen Betrieb angegeben (MÜLLER et al., 2009). Damit liegen die geschätzten Kosten der UV-Bestrahlung etwas unterhalb der Kosten der Verfahren für die Spurenstoffelimination.

Die Ozonung weist gegenüber dem Einsatz von Aktivkohle den Vorteil auf, dass neben der Spurenstoffelimination auch eine Keimreduktion erzielt werden kann. Zur Erfüllung der gleichen Zielstellung sind beispielsweise Kombinationen der Aktivkohleverfahren und der UV-Bestrahlung notwendig. Entsprechend der Literatur liegen z.B. PAK-Verfahren mit dem Ziel der Spurenstoffelimination in einem ähnlichen Kostenbereichen wie die Ozonung. Somit muss im Einzelfall abgeschätzt werden, ob die Kosten eines weiteren Verfahrens, z.B. der UV-Bestrahlung zur Desinfektion günstiger sind, als die Umrüstung der Ozonung. Für die untersuchten Abwässer ergeben sich jedoch Unterschiede der zusätzlich aufzuwendenden Kosten für eine Desinfektion mittels Ozon (vgl. Kapitel 6.2), die mit max. 0,03 €/m³ geringer sind als die Installation einer zusätzlichen Desinfektionseinheit. Für weitere Anlagen ist diese Option im Bedarfsfall zu prüfen.

Bei Erfordernis einer weitergehenden Reinigungsstufe mit dem Ziel zur Desinfektion sind somit im Vorfeld orientierende Untersuchungen mit dem jeweiligen Abwasser durchzuführen und die Kosten entsprechend abzuschätzen. Bei der Ermittlung der notwendigen Ozondosis darf die Transformationsproduktbildung nicht außer Acht gelassen werden. Diese muss ebenfalls mit untersucht werden, da erhöhte Ozondosierungen nicht nur erhöhte Kosten, sondern auch eine erhöhte Bildung von Transformationsprodukten zur Folge haben (vgl. BAHR et al. 2004).

7 Zusammenfassung

Die Ozonung wird derzeit zur Elimination von Spurenstoffen auf Kläranlagen erforscht und eingesetzt. In der Trinkwasseraufbereitung wird die Ozonung dagegen seit vielen Jahren erfolgreich zur Desinfektion von Trinkwasser eingesetzt. Demzufolge stellt sich die Frage, welche Desinfektionsleistung bzw. Keimreduktion infolge der Ozonung im Rahmen der Abwasserbehandlung zu erwarten ist bzw. welche Unterschiede die optimalen Betriebsbedingungen einer Ozonung mit dem Ziel der Spurenstoffelimination oder dem Ziel der Keimreduktion aufweisen.

Bislang wurden Untersuchungen zur Keimreduktion durch die Ozonung von Abwasser vorrangig als Begleituntersuchungen zur Spurenstoffelimination durchgeführt (vgl. SCHAAR et al., 2011; ARGE, 2014, ABEGGLEN et al., 2009). Diese ergaben, dass eine Reduktion der Keime um ca. 1 bis 2 log-Stufen infolge der Spurenstoffelimination erfolgt; jedoch wurde keine Optimierung der Ozonung mit dem Ziel der Keimreduktion vorgenommen. Die Auswertung von Literaturdaten zeigt, dass eine Übertragung der Ergebnisse aus dem Trinkwasserbereich auf den Abwasserbereich nicht zielführend ist. Im Gegensatz zur Trinkwasseraufbereitung kann beispielsweise das Überwachungskonzept, das ct-Konzept, in der Abwasserreinigung nicht angewendet werden. Daher wurden in diesem Projekt Untersuchungen durchgeführt, die dazu dienen, optimale Einstellungen für die Ozonung von Abwasser mit dem Ziel der Keimreduktion sowie dem Ziel der simultanen Spurenstoffelimination und Keimreduktion zu ermitteln.

Innerhalb des Projekts wurden sowohl systematische Versuche zum Einfluss der Reaktionszeit als auch zum Einfluss der Ozondosis auf die Keimreduktion durchgeführt. Es lässt sich festhalten, dass die Reaktionszeit einen nur untergeordneten Einfluss hat. Für die hier gewählten Ozondosierungen und die Aufenthaltszeiten von ca. 7 min (nach der ersten Säule und einem Volumenstrom von 90 l/h) bis ca. 25 min (nach der zweiten Säule und einem Volumenstrom von 50 l/h) konnte keine Abhängigkeit der Keimreduktion von der Reaktionszeit festgestellt werden. Die maximale Keimreduktion wurde bereits nach 7 min erreicht. Gleichzeitig wurde beobachtet, dass das Vorliegen von freiem Ozon in geringen Konzentrationen keine weitere Keimreduktion hervorrief. Obwohl im Anschluss an den ersten Reaktor Ozon im Abwasser vorlag (bis zu 0,214 mg/l) wurde keine weitere Keimreduktion beobachtet. Diese Beobachtungen konnten auch durch Daten aus der Literatur bestätigt werden. Die notwendige Aufenthaltszeit hängt somit insbesondere vom Zehrungspotenzial des Abwassers ab, da der Austrag von im Abwasser gelösten Ozon in die Umwelt vermieden werden sollte, jedoch nicht von der notwendigen Reaktionszeit zur Reaktion von Mikroorganismen mit Ozon.

Zusammenfassung

Als weiterer Verfahrensparameter wurden Versuche zum Einfluss der Ozondosis angestellt. Hier zeigte sich, dass für alle untersuchten Bakterien ein Zusammenhang zwischen der Ozondosierung und der Reduktion der Keimkonzentration besteht. Eine Erhöhung der Ozondosis führt zu einer vermehrten Keimreduktion. Die Konzentrationen der coliformen Bakterien und der *E. coli* im Abwasser wurden mit Ozondosierungen von 6 mg_{O₃}/l und mehr bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert. Clostridien erwiesen sich als sehr persistente Bakterien, wengleich eine klare Aussage bezüglich des Reduktionsgrades dadurch erschwert wurde, dass Clostridien bereits im Zulauf der Ozonung in sehr geringen Konzentrationen vorhanden waren.

Hinsichtlich der Keimreduktion konnten aufgrund teilweise starker Schwankungen der Eliminationsleistung an den verschiedenen Tagen keine funktionellen Dosis-Wirkungsbeziehungen aufgestellt werden. Durch den Bezug der Keimreduktion auf die spezifische Ozondosis oder die relative SAK₂₅₄-Abnahme (ΔSAK_{254}) wurde für beispielsweise *E. coli* und die coliformen Bakterien ein deutlich stärkerer Zusammenhang gefunden. Jedoch konnte innerhalb dieser Untersuchungen kein funktioneller Zusammenhang berechnet werden. Generell weist eine zunehmende spezifische Ozondosis bzw. ein zunehmender ΔSAK_{254} auf eine stärkere Keimreduktion hin. Die Analyse des Abwasser auf Viren zeigte, dass diese nicht oder nur sporadisch im Abwasser nachgewiesen werden konnten. Entsprechend ist eine allgemeine Aussage zur Wirksamkeit der Ozonung hinsichtlich der Reduktion von Viren nicht möglich. Das Vorkommen und Verhalten von Legionellen in Abwasser wurde mittels einer Literaturrecherche erfasst und Reduktionsergebnisse aus dem Trinkwasserbereich angebracht. Die Reduktion von Legionellen durch den Einsatz einer Ozonung im Bereich der Abwasserreinigung konnte jedoch mit diesen Ergebnissen innerhalb dieses Projekts nicht abgeschätzt werden.

Beim Vergleich der Ozonung mit dem Ziel der Desinfektion und dem Ziel der Spurenstoffelimination ist diesen Untersuchungen zufolge keine Anpassung der Reaktionszeit erforderlich. Jedoch sollte die Ozonung mit dem Ziel der Keimreduktion auf eine Vollstrombehandlung ausgelegt werden, wohingegen die Ozonung mit dem Ziel der Spurenstoffelimination häufig auf $Q_{T,\text{max}}$ oder eine Behandlung von 80 % der mittleren Jahreswassermenge ausgelegt wird. Dadurch ergeben sich Änderungen der Gesamtinvestitionen bzw. der spezifischen Investkosten pro Einwohner(wert). Inwiefern eine Anpassung der Ozondosis für die Keimreduktion von Abwasser erfolgt, muss im Einzelfall anhand der jeweils relevanten Parameter festgestellt werden. Eine Erhöhung der Ozondosis hat einen Anstieg der Betriebsmittelkosten und der Energiekosten zur Folge, weshalb die Kosten stark von der notwendigen Ozondosis abhängen. Daher muss im Einzelfall geprüft werden, ob die Ozonung zur Desinfektion oder eine Verfahrenskombination aus einem separaten Verfahren zur Spurenstoffelimination und einem Verfahren zur Desinfektion wirtschaftlicher sind. Im Rahmen dieses Projekts wurden

Zusammenfassung

keine ökotoxikologischen Potenziale infolge kritischer Nebenprodukte im behandelten Abwasser gefunden. Bromat wurde einmalig mit einer Konzentration von 5 µg/l im Ablauf der Ozonung nachgewiesen. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass in Abhängigkeit der Abwasserzusammensetzung infolge einer für das Ziel der Keimreduktion erhöhten Ozondosis die Konzentration des gebildeten Bromats ansteigen kann und dies als limitierender Faktor, neben der Wirtschaftlichkeit, für eine Entscheidung des Verfahrens in Betracht gezogen werden muss.

8 Literatur

ABEGGLEN, C., ESCHER, B., HOLLENDER, J., KOEPKE, S., ORT, C., PETER, A., SIEGRIST, H., VON GUNTEN, U., ZIMMERMANN, S., KOCH, M., NIEDERHAUSER, P., SCHÄRER, M., BRAUN, C., GÄLLI, R., JUNGHANS, M., BROCKER, S., MOSER, R. UND RENSCH, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU und des AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich.

ABEGGLEN C., SIEGRIST H. 2012 (Hrsg.) (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. BUNDESAMT FÜR UMWELT. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214).

ADELEKE A et al. (1996): Legionella-like amebal pathogens—phylogenetic status and possible role in respiratory disease. *Emerging Infectious Diseases*, 2: 225–230.

ARGE (2014): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht zur Phase 2 der "Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6" (Arge)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Vergabenummer 08/0581.1.

ALDA, J.; KAUB, J. M.; URUETA, F. (2015): Kläranlage Legden – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbh. Gemeindewerke Legden.

ALTMANN, J.; RUHL, A.S., ZIETZSCHMANN, F., JEKEL, M. (2014): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. In: *Water Research*, Volume 55, S. 185 – 193.

ANTAKYALI, D. (2016): Sanierung und gleichzeitige Ertüchtigung zur Mikroschadstoffelimination – Betriebswirtschaftliche Bewertung. Vortrag auf der Tagung „Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern“ - Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation. 20.09.2016 in Düsseldorf.

ANTONIOU, M. G., HEY, G., RODRÍGUEZ VEGA, S., SPILIOPOULOU, A., FICK, J., TYSKLIND, M. ET AL. (2013): Required ozone doses for removing pharmaceuticals from wastewater effluents. *Science of the Total Environment*. 456-457, S. 42–49. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.072.

AQUA CONSULT INGENIEUR GMBH (2013A): Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück – Machbarkeitsstudie, im Auftrag der Stadt Rheda-Wiedenbrück.

AQUA CONSULT INGENIEUR GMBH (2013B): Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten der Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen – Kläranlage Rheda-Wiedenbrück. Edited by Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

AUERBACH, B., GÜDE, H., MILLER, G., WURM, K. (2009): Schussenprogramm 2008 – Erfolgskontrolle und Maßnahmenoptimierung. Abschlussbericht. Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

BACHMANN, I. (1996): Zum Abbauverhalten chlorierter organischer Verbindungen in wässriger Lösung bei der UV/Oxidationsmittelbehandlung. Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, 1996.

BAHR, C., ERNST, M., JEKEL, M., HEINZMANN, B. UND RIED, F., LUCK, A. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion - PILOTOX. Berlin: Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin Band 5.

BARTNIK, P.; METZNER, K. (2014): Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Grundsteinheim. Edited by AWP GmbH. Stadtwerke Lichtenau GmbH. Paderborn.

BERG, J. D., HOFF, J.C., ROBERTS, P. V., MATIN, A. (1985): Disinfection Resistance of Legionella pneumophila, Escherichia coli Grown in Continuous and Batch Culture. In Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects. Edited by Jolley, R., Chelsea, MI: Lewis Publishers.

BIEBERSDORF, N.; KAUB, J.M. (2013): Kläranlage Ochtrup – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Studie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbH. Stadtwerke Ochtrup – Abwasserwerk.

BIEBERSDORF, N.; KAUB, J.M.; URUETA, F.; SCHRÖDER, M. (2014): Wirtschaftlicher Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK), granulierter Aktivkohle (GAK) und Ozonung für kleine und mittelgroße Modellkläranlagen. Vergleichende Gegenüberstellung und Diskussionsbeitrag. In Korrespondenz Abwasser 61 (10) pp. 894-901.

BISCHOFF, A. (2013): Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren Dissertation, IWAR TU Darmstadt.

BOFILL-MAS, S., ALBINANA-GIMENEZ, N., CLEMENTE-CASARES, P., HUNDESA, A., RODRIGUEZ-MANZANO, J., ALLARD, A. ET AL. (2006): Quantification and Stability of Human Adenoviruses and Polyomavirus JCPyV in Wastewater Matrices. Applied and Environmental Microbiology. 72 (12), S. 7894–7896. DOI: 10.1128/AEM.00965-06.

BORELLA, P., GUERRIERI, E., MARCHESI, I., BONDI, M., MESSI, P. (2005): Water ecology of Legionella and protozoan: environmental and public health perspectives, *Biotechnology Annual Review*, Vol. 11, 355-380.

BOTZENHART, K., TARCSON, G. M., OSTRUSCHKA, M. (1993): Inactivation of bacteria and coliphages by ozone and chlorine dioxide in a continuous flow reactor, *Water Science and Technology*, Vol.27, No. 3-4, 363-370.

BUFFLE, M.-O., SCHUMACHER, J., MEYLAN, S. (2006): Ozonation and Advanced Oxidation of Wastewater: Effect of O₃ Dose, pH, DOM and HO[•]-Scavengers on Ozone Decomposition and HO[•] Generation.

CHEN, Y. S., LIN, Y. S., LIU, Y.C., HUANG, W. K., SHIH, H. Y., WANN, S. R., LEE, S. S., TSAI, H. C., LI, C. H., CHAO, H. L., KE, C. M., LU, H. H., CHANG, C. L. (2008): Efficacy of point-of-entry copper-silver ionisation system in eradicating Legionella pneumophila in a tropical tertiary care hospital: implications for hospitals contaminated with Legionella in both hot and cold water, *Journal of Hospital Infection*, 68, 152-158.

CHRIST, O.; MITSDOERFFER, R. (2013): Weitergehende Reduzierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Espelkamp. Edited by GFM GmbH Beratende Ingenieure. Stadtwerke Espelkamp.

COULON, C., COLLIGNON, A., MCDONNELL, G., THOMAS, V. (2010); Resistance of Acanthamoeba Cysts to Disinfection Treatments Used in Health Care Settings, *Journal of Clinical Microbiology*, Vol.48, No. 8, 2689-2697.

CRITTENDEN, J. C., TRUSELL, R. R., HAND, D. W., HOWE, K. J., TCHOBANOGLOUS, G. (2012): *Water Treatment: Principles and Design*, John Wiley & Sons, New York, USA.

DAHLEM BERATENDE INGENIEURE GMBH & CO. WASSERWIRTSCHAFT KG (2013): Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk Paderborn-Sande. Edited by DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG. Stadtentwässerungsbetrieb Paderborn.

DIEDERREN, B.M.V. (2008): Legionella spp. And Legionnaires' disease. *Journal of Infection*, 56 (1), 1-12.

DOMINGUE, E. L., TUNDALL, R. L., MAYBERRY, W. R., PANCORBO, O. C. (1988): Effects of three oxidizing biocides on Legionella pneumophila Serogroup 1. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54:3:741-747.

DROZANSKI W (1991): Sarcobium lyticum gen. nov., sp. nov., an obligate intracellular parasite of small free-living amoebae. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 41:82-87.

DVGW (1987) Ozon in der Wasseraufbereitung; Begriffe, Reaktionen, Anwendungsmöglichkeiten. Technische Mitteilungen Merkblatt W 225.

DWA-M 205 (2013): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Hennef.

EDELSTEIN, P., WHITTAKER, R., KREILING, R., HOWELL, C. (1982): Efficacy of ozone in eradication of *Legionella pneumophila* from hospital plumbing fixtures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 44:6:1330-1334.

EU-Richtlinie 2006/7/EG: RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG.

EVERS, P. (2015): Kooperatives Krisenmanagement am Beispiel Legionellen Warstein, 14. Ruhrverbandsforum, 27. Mai 2015.

EXPERTENKOMMISSION LEGIONELLEN (2015): Bericht der Expertenkommission Legionellen. Edited by MKULNV NRW - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz NRW. Düsseldorf.

FINCH, G. R., UND SMITH, D. (1990): Evaluation of Empirical Process Design Relationships for Ozone Disinfection of Water and Wastewater. *Ozone Science and Engineering* (12), S. 157–175, Zugriff am: 17.02.2015.

FLANNERY, J., KEAVENEY, S., RAJKO-NENOW, P., O'FLAHERTY, V., DORE, W. (2012): Concentration of Norovirus during Wastewater Treatment and Its Impact on Oyster Contamination. *Applied and Environmental Microbiology*. 78 (9), S. 3400–3406. DOI: 10.1128/AEM.07569-11.

FONG, T.-T., PHANIKUMAR, M. S., XAGORARAKI, I., ROSE, J. B. (2010): Quantitative Detection of Human Adenoviruses in Wastewater and Combined Sewer Overflows Influencing a Michigan River. *Applied and Environmental Microbiology*. 76 (3), S. 715–723. DOI: 10.1128/AEM.01316-09.

FRANCY, D. S., STELZER, E. A., BUSHON, R. N., BRADY, A. M., WILLISTON, A. G., RIDDELL, K. R. ET AL. (2012): Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters. *Water Research*. 46 (13), S. 4164–4178. DOI: 10.1016/j.watres.2012.04.044.

GAMAGE S., GERRITY, D., PISARENKO, A.N., WERT, E.C., SNYDER, A.S. (2013): Evaluation of Process Control Alternatives for the Inactivation of *Escherichia Coli*, MS2 Bacterio-

phage, and *Bacillus subtilis* Spores during Wastewater Ozonation. *Ozone Science and Engineering* (35), S. 501–513, Zugriff am: 02.01.2015.

FRY, N. K., HARRISON, T. G. (1998): An evaluation of intergenic rRNA gene sequence length polymorphism analysis for the identification of *Legionella* species. *Journal of Medical Microbiology*, 47:667–678.

GARDONI, D, VAILATI, A., CANZIANI, R. (2012): Decay of Ozone in Water: A Review. In: *Ozone, Science and Engineering*. Volume 34. S. 233 – 242.

GASSE, J. (2009): Quantifizierung der Emissionen aus Abwasseranlagen und deren Auswirkungen auf die hygienische Qualität von Fließgewässern. Dissertation Stuttgart.

GERRITY, D., GAMAGE, S., JONES, D., KORSHIN, G. V., LEE, Y., PISARENKO, A. ET AL. (2012): Development of surrogate correlation models to predict trace organic contaminant oxidation and microbial inactivation during ozonation. *Water Research*. 46 (19), S. 6257–6272. DOI: 10.1016/j.watres.2012.08.037.

GOTTSCHALK, C., LIBRA, J. A., SAUPE, A. (2000) *Ozonation of water and waste water*. Weinheim: Wiley - VCH Verlag GmbH.

GREGERSES, P., GRUNNET, K., ULDM, S. A., ANDERSEN, B. H., MADSEN, H. (1999): Pontiac fever at a sewage treatment plant in the food industry. *Scand J work Environ Health*, 25 (3), 291-295.

GROETTKER, M.; HOLZAPFEL, I.; KRAUSE, N. UND STRESIUS, I. (2008): Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde. INTERREG IIIA. Lübeck.

HAMZA, I.A.; JURZIK, L.; STANG, A.; SURE, K.; ÜBERLA, K. UND WILHELM, M. (2009): Detection of human viruses in rivers of a densely-populated area in Germany using a virus adsorption elution method optimized for PCR analyses. *Water Research*, 43, 2657-2668.

HERBST, H.; KAUFFMANN, M.; TÜRK, J., LAUNER, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden - Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse. In: *Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage*. Karlsruhe: Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe.

HERBST, H.; MAUS, C.; TÜRK, J.; BÖRGERS, A. (2013): *Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg. Machbarkeitsstudie*. Edited by Grontmij GmbH und IUTA e.V. Kommunale Unternehmen der Stadt Warburg, Anstalt des öffentlichen Rechts.

HEß, S., GALLERT, C. (2015): Sensitivity of antibiotic resistant and antibiotic susceptible *Escherichia coli*, *Enterococcus* and *Staphylococcus* strains against ozone. *Journal of Water and Health* 13 (4) 1020-1028; DOI: 10.2166/wh.2015.291.

HEWITT, J., LEONARD, M., GREENING, G. E., LEWIS, G. D. (2011): Influence of wastewater treatment process and the population size on human virus profiles in wastewater. *Water Research*. 45 (18), S. 6267–6276. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.029.

HEWITT, J., GREENING, G. E., LEONARD, M., LEWIS, G. D. (2013): Evaluation of human adenovirus and human polyomavirus as indicators of human sewage contamination in the aquatic environment. *Water Research*. 47 (17), S. 6750–6761. DOI: 10.1016/j.watres.2013.09.001.

HOOKEY, J. V. et al. (1996): Phylogeny of Legionellaceae on small-subunit ribosomal DNA sequences and proposal of *Legionella lytica* comb. nov. for *Legionella*-like amoebal pathogens. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 46:526–531.

HORNEI, B., EWIG, S., EXNER, M., TARTAKOVSKY, I., LAJOIE, L., DANGENDORF, F., SURMAN-LEE, S., FIELDS, B. (2007): *Legionella* and the prevention of Legionellosis – Chapter 1 Legionellosis, WHO - World Health Organisation, 1-27.

HUBER, M. M.; CANONICA, S.; PARK, G.-Y.; VON GUNTEN, U. (2003): Oxidation of pharmaceuticals during ozonation and advanced oxidation processes. *Environmental Science & Technology*, 37(5):1016–1024.

HUBER UND POPP (Hrsg.) (2005): Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Hg. v. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT.

HUNT, N. K., MARIÑAS, B. J. (1997): Kinetics of *Escherichia coli* inactivation with ozone. *Water Research*. 31 (6), S. 1355–1362. DOI: 10.1016/S0043-1354(96)00394-6.

HYDRO-INGENIEURE PLANUNGSGESELLSCHAFT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT MBH (2012a): Kläranlage Bad Oeynhausen – Einsatz von Aktivkohle/ alternativen Verfahrenstechniken. Vorplanung. Edi-ted by Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH. Stadtwerke Bad Oeynhausen. Düsseldorf.

HYDRO-INGENIEURE PLANUNGSGESELLSCHAFT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT MBH (2012b): Kläranlage Harsewinkel – Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination. Edited by Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH. Stadt Harsewinkel. Düsseldorf.

HYDRO-INGENIEURE PLANUNGSGESELLSCHAFT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT MBH (2013): Kläranlage Löhne – Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination. Edited by Hydro-Ingenieure Planungs-gesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH. Wirtschaftsbetriebe Löhne. Düsseldorf.

HYDRO-INGENIEURE PLANUNGSGESELLSCHAFT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT MBH (2014): Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Lübbecke. Edited by Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH. Stadt Lübbecke. Düsseldorf

JACANGELO, J. G., PATANIA, N. L., TRUSELL, R. R. (2002): Inactivation of waterborne emerging pathogens by selected disinfectants. American Water Works Association (AWWA), Denver, USA.

JANEX, M.L; SAVOYE, P.; ROUSTAN, M.; DO-QUANG, Z.; LAINÉ, J.M; LAZAROVA, V. (2000): Wastewater Disinfection by Ozone: Influence of Water Quality and Kinetics Modeling. Ozone: Science & Engineering, 22(2), 113-121.

JEKEL, M. und DOTT, W. (2013): „Leitfaden Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf; RISKWA: Ergebnisse des Querschnittsthemas „Indikatorsubstanzen“.

JEKEL, M.; DOTT, W.; BERGMANN, A.; DÜNNBIER, U.; GNIRß, R.; HAIST-GULDE, B.; HAMSCHER, G.; LETZEL, M.; LICHA, T.; LYKO, S.; MIEHE, U.; SACHER, F.; SCHEURER, M.; SCHMIDT, C. K.; REEMTSMA, T.; RUHL, A. S. (2015): Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. Chemosphere 125, 155-167.

JEKEL, M., ALTMANN, J., RUHL, A., S., SPERLICH, A., SCHALLER, J., GNIRSS, R., MIEHE, U., STAPF, M., REMY, C., MUTZ, D. (2016): Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Abschlussbericht. Projektnummer: 11325UEPII/2.

JOSEPH, C (2002a): Surveillance of Legionnaires disease in Europe. In: Marre R et al., eds. Legionella, Washington DC, ASM Press, 311–320.

KAUB, J. M.; BIEBERSDORF, N. (2014a): Kläranlage Neuenkirchen/Wettringen – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbh. Gemeinde Neuenkirchen.

KAUB, J.M.; BIEBERSDORF, N. (2014b): Kläranlage Wesel – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbh. Stadtwerke Wesel GmbH.

KAUB, J. M.; BIEBERSDORF, N.; URUETA, F. (2014): Kläranlage Emmerich – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurgesellschaft mbh. Kommunalbetriebe Emmerich am Rhein

- KAUB, J. M.; BIEBERSDORF, N., URUETA, F. (2015): Kläranlage Rheine-Nord – 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen. Machbarkeitsstudie. Edited by Tuttahs & Meyer Ingenieurge-sellschaft mbh. Technische Betriebe Rheine AöR
- KISTEMANN, T., KOCH, C., HERBST, S., RECHENBURG, A., EXNER, M. (2001): Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen am Beispiel der Swist („Swist I“). Abschlussbericht, MUNLV NRW.
- KISTEMANN, T., KOCH, C., HERBST, S., RECHENBURG, A., EXNER, M. (2009): Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge. Abschlussbericht, MUNLV NRW.
- KLAER, K., BRÜCKNER, I., DOLNY, R., GEBHARDT, W., HOLLERT, H., KIRCHNER, K., MÜLLER, Y., ROSENBAUM, M., SCHIWY, S., STEPKES, H., WENDT, L., PINNEKAMP, J. (2017): Pilotierung einer Ozonung zur Realisierung der großtechnischen Demonstrationsanlage Aachen-Soers. GWA Band 245, 50. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- KNOLLMANN, J.; HÜBNER, H. (2013): Ertüchtigung der Zentralklänanlage Rietberg zur Elimination von Spurenstoffen. Variantenbetrachtung, Machbarkeitsstudie. Edited by Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH. Stadt Rietberg – Abwasserbetrieb.
- KOCH, K. (2004): Vergleichende Untersuchungen der Belastung von Fließgewässern mit *Cryptosporidium* sp. und *Giardia lamblia* in vier Einzugsgebieten mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung und menschlicher Nutzung. Dissertation Universität Bonn.
- KOIVUNEN, J., SIITONEN, A., HEINONEN-TANSKI, H. (2003): Elimination of enteric bacteria in biological–chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research*. 37 (3), S. 690–698. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00305-6.
- KOMPETENZZENTRUM MIKROSCHADSTOFFE.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2. überarbeitete Auflage.
- KUSNETSOV, J., NEUVONEN, L. K., KORPIO, T., ULDUM, S. A., MENTULA, S., PUTUS, T., TRAN MINH, N. N., MARTIMO, K. P. (2010): Two Legionnaires’ disease cases associated with industrial waste water treatment plants: a case report. *BMC Infect Dis*, 10 343.
- LEE, Y., GERRITY, D., LEE, M., BOGEAT, A. E., SALHI, E., GAMAGE, S. ET AL. (2013): Prediction of Micropollutant Elimination during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: Use of Kinetic and Water Specific Information. *Environmental Science & Technology*. 47 (11), S. 5872–5881. DOI: 10.1021/es400781r.
- LI, D., GU, A. Z., ZENG, S.-Y., YANG, W., HE, M., SHI, H.-C. (2011): Monitoring and evaluation of infectious rotaviruses in various wastewater effluents and receiving waters revealed

correlation and seasonal pattern of occurrences. *Journal of Applied Microbiology*. 110 (5), S. 1129–1137. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2011.04954.x.

LI, J., LI, K., ZHOU, Y., LI, X., TAO, T. (2017): Kinetic analysis of *Legionella* inactivation using ozone in wastewater, *Chemosphere* 168, 630-637.

LINDESMITH, L., MOE, C., MARIONNEAU, S., RUVOEN, N., JIANG, X., LINDBLAD, L., STEWART, P., LEPENDU, J., BARIC, R. (2003): Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection. *Nat Med* 9, 548-553.

LUCENA, F., DURAN, A. E., MORON, A., CALDERON, E., CAMPOS, C., GANTZER, C. ET AL. (2004): Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal of Applied Microbiology*. 97 (5), S. 1069–1076. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2004.02397.x.

MANDILARA, G. D., SMETI, E. M., MAVRIDOU, A. T., LAMBIRI, M. P., VATOPOULOS, A. C., RIGAS, F. P. (2006): Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. *FEMS Microbiology Letters*. 263 (1), S. 119–126. DOI: 10.1111/j.1574-6968.2006.00414.x.

MAUS, C.; HERBST, H. HILBIG, R.; TÜRK, J.; BÖRGERS, A. (2014): Einsatz einer Anlage zur Spurenstoffelimination unter Berücksichtigung vorhandener technischer Analgenressourcen auf der Kläranlage Duisburg-Hochfeld. Machbarkeitsstudie. Edited by Grontmij GmbH und IUTA e.V. Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR.

MCDADE JE, BRENNER DJ, BOZEMAN FM (1979): Legionnaires' disease bacterium isolated in 1947. *Annals of Internal Medicine*, 90:659–661.

MCGRANE WK. et al. (1995): Ozone, a study of the effects of biocides on *Legionella pneumophila*. *Ind Water Treatment* 1995,27: 28–32.

MERKEL, W., ET AL. (2016): Sichere Ruhr - Gemeinsamer Abschlussbericht aller Verbundprojektpartner. Gefördert vom BMBF.

MERTSCH, V.; HERBST, H.; ALT, K. (2013): Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. 46. Essener Tagung. Aachen. Pinnekamp, J. (Gewässer-Wasser-Abwasser, 232).

MKULNV NRW (2017): Fachinformationssystem ELWAS - Elektronischen wasserwirtschaftlichen Verbundsystems für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. Überwachungsergebnisse nach § 120 Landeswassergesetz (LWG). Edited by MKULNV NRW - Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz NRW. Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (IT.NRW). Düsseldorf. Available online at <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>, checked on 17/07/2017.

MOULIN, L., RICHARD, F., STEFANIA, S., GOULET, M., GOSSELIN, S., GONÇALVES, A. ET AL. (2010): Contribution of treated wastewater to the microbiological quality of Seine River in Paris. *Water Research*. 44 (18), S. 5222–5231. DOI: 10.1016/j.watres.2010.06.037.

MURACA, P., STOUT, J. E., YU V. L. (1987): Comparative assessment of chlorine heat, ozone and UV radiation light for killing *Legionella pneumophila* within a model plumbing system. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53:2:447-453.

NÖTHER, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dortmund: Shaker Verlag.

NGUYEN, T. M., ILEF, D., JARRAUD, S., ROULI, L., CAMPESE, C., CHE, D., HAEGHEBAERT, S., GANIAYRE, F., MARCEL, F., ETIENNE, J., DESENCLOS, J. C. (2006): A community-wide outbreak of legionnaires disease linked to industrial cooling towers – how far can contaminated aerosols spread? *J Infect Dis*. 193 (1), 102-111.

OBERG, C. (1995): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser mit UV-Licht und Ozon und ihre Nebenwirkungen. Dissertation. Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Witten/Herdecke.

ORTH, H. UND SCHMIDTLEIN, F. (Hrsg.) (2010): Einsatzbedingungen und Verfahrensketten zur Wiederverwendung von kommunalem Abwasser Abschlussbericht. Hg. v. KIT, RUB.

OTTOSON, J., HANSEN, A., BJÖRLENIUS, B., NORDER, H., STENSTRÖM, T. A. (2006): Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*. 40 (7), S. 1449–1457. DOI: 10.1016/j.watres.2006.01.039.

PARASKEVA, P., GRAHAM, N. J. D. (2002): Ozonation of municipal wastewater effluents. *Water Environmental Research*, 76(6), 569-581.

PERCIVAL, S. L. UND WILLIAMS, D. W. (2014): Chapter Eight – *Legionella*. In: *Microbiology of Waterborne Diseases (Second Edition)*, (ed.) Academic Press, London, pp. 155-175.

PINNEKAMP, J., MOUSEL, D., KREBBER, K., PALMOWSKI, L., BOLLE, F.-W., GREDIGKHOFFMANN, S., RISSE, H., KRÜGER, M., MAUER, C., ECKERS, S., SIMSHEUSER, C., SCHMITZ, U., JAGEMANN, P., THÖLE, D. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Phase I. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch das MKULNV.

PINNEKAMP, J.; SCHULZE-HENNINGS, U.; HEUER, N.; MONTAG, D.; MÖLLER, M.; DOTT, W.; STEPKES, H.; NIESEN, M.; HERR, J.; YÜCE, S.; JARDIN, N. (2014): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz von Verfahren mit UV-Behandlung (Mikrolight) - Phase 2“, gerichtet an das Ministeri-

um für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001H, Vergabenummer 08/0581.

PINNEKAMP, J., MOUSEL, D., KREBBER, K., PALMOWSKI, L., BOLLE, F.-W., GREDIGK-HOFFMANN, S., GENZOWSKY, K., MIETHIG, S., KRÜGER, M., ECKERS, S., SIMSHEUSER, C., LYKO, S., THÖLE, D. (2015): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Phase II. Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch das MKULNV.

PÖYRY DEUTSCHLAND GMBH (2013): Machbarkeitsstudie zur Elimination von Spurenstoffen/ CSB bei der Kläranlage Herford, im Auftrag der Herforder Abwasser GmbH.

RUMMLER, M., HARMJANSSEN, K. (2014): Möglichkeiten der Elimination prioritärer Stoffe in der Kläranlage Greven, im Auftrag der Technischen Betriebe Greven, gefördert durch Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).

POPE, D. H., EICHLER, L. W., COATES, T. F., KRAMER, J. F., SORACCO, R. J. (1984): The Effect of Ozone on Legionella pneumophila and Other Bacterial Populations in Cooling Towers, *Current Microbiology*, Vol. 10, 89-94.

RECHENBURG, A. (2008): Vorkommen von Campylobacter spp. in Oberflächengewässern – Eintragspfade, Nutzungskonflikte und Gesundheitsgefährdung –. Dissertation. Bonn.

RIFFARD, S. et al. (1998): Species identification of Legionella via intergenic 16S–23S ribosomal spacer PCR analysis. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 48:723–730.

ROJAS-VALENCIA, M.N. (2011): Research on Ozone Application as Disinfectant and Actions Mechanisms on Wastewater Microorganisms. *Science against Microbial Pathogens: Communicating Current Research and Technological Advance. Microbiology Book Series-Number 3, Vol. 1, FORMATEX (A. Mendez-Vilas Edit)*, pp. 263-271.

ROSENWINKEL, K.-H., NOGUEIRA, R., SCHNEIDER, K., EXNER, M., STRAGIER, L., VAN WAMBEKE, M., MATASSA, S., VERSTRATE, W., SUCHENWIRTH, R., LASS, J. (2014): Abschlussbericht Ruhrverband/ MKUNLV NRW „Entwicklung von Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen in belebtem Schlamm“.

SAVOYE, P., JANEX, M. L., LAZAROVA, V. (2001): Wastewater disinfection by low-pressure UV and ozone: a design approach based on water quality. *Water Science & Technology* (43.10), S. 163–171, Zugriff am: 04.03.2015.

SCHAAR, H., KREUZINGER, N., KNASMÜLLER, S., FERK, F., MIŠIK, M., SOMMER, R., SCHÜRHAGL, R., GRILLITSCH, B., ALTMANN, D., MÖSTL, E., BARTEL, C. (2011): Endbericht zum Forschungsvorhaben "KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung

einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser. Heranführung an den Stand der Technik.“. Herausgegeben vom Lebensministerium, Projektnummer A601819.

SCHAAR, H., SOMMER, R., SCHÜRHAGEL, R., YILLIA, P. AND KREUZINGER, N. (2013): Microorganism inactivation by an ozonation step optimized for micropollutant removal from tertiary effluent. *Water Science & Technology* (68.2), S. 311–318, Zugriff am: 17.02.2015.

SCHNEIDER, K., NOGUERIA, R., ROSENWINKEL, K.-H. (2015): Legionellenbelastung im Abwasser - Vorkommen und Maßnahmen zur Reduzierung, 48. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 15.04. – 17.04.2015, Aachen.

SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin.

SIMMONS, F. J., KUO, D. H.-W., XAGORARAKI, I. (2011): Removal of human enteric viruses by a full-scale membrane bioreactor during municipal wastewater processing. *Water Research*. 45 (9), S. 2739–2750. DOI: 10.1016/j.watres.2011.02.001.

SIMMONS, F. J., XAGORARAKI, I. (2011): Release of infectious human enteric viruses by full-scale wastewater utilities. *Water Research*. 45 (12), S. 3590–3598. DOI: 10.1016/j.watres.2011.04.001.

Technische Regel - Arbeitsblatt W 551, März 2004: Trinkwassererwärmungs- und Trinkwasserleitungsanlagen, Technische Maßnahmen zur Verminderung des Legionellenwachstums, Planung, Errichtung, Betrieb und Sanierung von Trinkwasserinstallationen.

TERNES T.A., STUBER J., HERRMANN J., MCDOWELL D., RIED A., KAMPMANN M., TEISER B. (2003): Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research* 37, 1976–1982.

TERRANOVA, W., COHEN, ML., FRASER, DW. (1978): 1974 outbreak of Legionnaires' disease diagnosed in 1977. Clinical and epidemiological features. *Lancet*, 2:122–124.

THOMAS, W. M., ECCLES J, FRICKER C. (2010): Laboratory observations of biocide efficiency against *Legionella* in model cooling tower systems. *ASHRAE Trans* 1999,105:SE-99-3-4.

TYRRELL, S., RIPPEY, S.R. AND WATKINS, W.D. (1995): Inactivation of bacterial and viral indicators in secondary sewage effluents, using chlorine and ozone. *Water Research*. 29 (11), S. 2483–2490. DOI: 10.1016/0043-1354(95)00103-R.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1986. Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection. EPA Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio. EPA/625/1-86/021.

U.S. Environmental Protection Agency (1999): Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual, USEPA, Office of Water, Washington DC, USA.

VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research*, 37, 1469-1487.

VON SONNTAG, C., VON GUNTEN, U. (2012): Chemistry of ozone in water and wastewater treatment. IWA publishing. London, New York.

WITTMER A., THOMANN M., BLUNSCHI M., ABEGGLEN C., SCHACHTLER M., SIEGRIST H. (2013): Elimination von Mikroschadstoffen, Keimen und Bakterien in kommunalen Kläranlagen - Konzept Kläranlage Neugut, Dübendorf. 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe.NRW.

XU, P., JANEX, M.-L., SAVOYE, P., COCKX, A., LAZAROVA, V. (2002): Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Research*. 36 (4), S. 1043–1055. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00298-6.

YEE, R. B., WADOWSKY, R. M. (1983): Multiplication of *Legionella pneumophila* in unsterilized tap water. *Applied and Environmental Microbiology*, 43:1330–1334.

ZIMMERMANN, S. G., WITTENWILER, M., HOLLENDER, J., KRAUSS, M., ORT, C., SIEGRIST, H., GUNTEN, U. v. (2011): Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: Micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Research*. 45 (2), S. 605–617. DOI: 10.1016/j.watres.2010.07.080.

Anhang

Zu Kapitel 4.1

Vorversuche:

	Durchfluss [l/h]	DOC [mg/l]	Nitrit [mg/l]	T [°C]	pH	Ozondosis [mg/l]	C _{O3,Feed} -Gas [mg/l]	C _{O3,R1} Abwasser [mg/l]	C _{O3,R2} Abwasser [mg/l]	SAK ₂₅₄ [1/m]
15.07.	90	7,8	0,02	20,6	7,4	0	0,0	-	-	0,171
				20,5		6	21,6	0,222	0,074	0,101
				20,7		8	28,8	0,274	0,090	0,097
				20,6		9	32,4	0,348	0,094	0,091
18.07.	70	8,2	0,03	23,8	7,4	0	0,0	-	-	0,203
				24,5		7	19,6	0,119	< 0,050	0,112
				23,6		8	22,4	0,131	0,056	0,101
				23,4		9	25,2	0,172	0,064	0,095
19.07.	90	7,9	0,02	24,9	8,7	0	0,0	-	-	0,211
				25,6		7	25,2	0,135	0,087	0,123
				24,6		8	28,8	0,230	0,097	0,103
				24,4		9	32,4	0,284	0,100	0,097
29.07.	70	6,3	0,01	21,6	-	0	0,0	-	-	0,111
				21,3		7	19,6	0,430	0,071	0,033
				21,8		8	22,4	0,564	0,073	0,03
				21,7		9	25,2	0,644	0,094	0,028

Standard-Abwasserparameter

	Temperatur [°C]			Temperatur Ablauf		
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	21,2	20,5	19,6	20,9	20,8	19,9
HRT 14 min	20,8	21,5	18,5	20,8	21,3	19,0
Mittelwert	21,0	21,0	19,1	20,9	21,1	19,5
	pH Zulauf [-]			pH Ablauf		
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	7,0	7,6	7,1	7,1	7,5	7,2
HRT 14 min	6,9	7,6	7,3	6,9	7,4	7,3
Mittelwert	7,0	7,6	7,2	7,0	7,5	7,3

	SAK Zulauf [1/m]			SAK Ablauf		
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	11,3	11,2	10,2	4,2	4	3,5
HRT 14 min	11,1	11,5	10,7	4,5	4,2	3,8
Mittelwert	11,2	11,4	10,5			
AFS [mg/l]						
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016			
HRT 25 min	< 2,5	< 5,6	< 3,9			
HRT 14 min	< 2,5	18	< 4			
Mittelwert	-	-	-			
CSB [mg/l]						
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016			
HRT 25 min	19,0	23,0	18,0			
HRT 14 min	18,0	25,0	20,0			
Mittelwert	18,5	24,0	19,0			
DOC [mg/l]						
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016			
HRT 25 min	7,0	7,3	8,4			
HRT 14 min	7,2	7,5	7,3			
Mittelwert	7,1	7,4	7,9			
Nitrit [mg/l]						
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016			
HRT 25 min	0,038	0,011	0,046			
HRT 14 min	0,043	0,014	0,029			
Mittelwert	0,041	0,013	0,038			
AFS [mg/l]						
Datum	25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016			
HRT 25 min	< 2,5	< 5,6	< 3,9			
HRT 14 min	< 2,5	18	< 4			

Mikrobielle Analysen

Gesamte Kolonie bildende Einheiten [KBE/1ml]				
Datum		25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	Zulauf O3	1,0E+04	6,1E+04	2,4E+04
	Ablauf R1	1,5E+03	2,4E+02	2,6E+03
	Ablauf R2	1,8E+03	6,1E+02	3,8E+02
HRT 14 min	Zulauf O3	5,9E+04	1,2E+05	2,0E+04
	Ablauf R1	2,4E+03	9,5E+02	7,3E+02
	Ablauf R2	2,7E+03	5,1E+02	1,7E+03

Gesamte coliforme Bakterien [KBE/1ml]				
Datum		25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	Zulauf O3	4,5E+02	1,7E+03	5,6E+02
	Ablauf R1	7,0E+00	0,0E+00	4,0E+00
	Ablauf R2	1,2E+01	3,0E+00	2,0E+00
HRT 14 min	Zulauf O3	3,2E+02	1,7E+03	8,7E+02
	Ablauf R1	1,1E+01	0,0E+00	4,0E+00
	Ablauf R2	0,0E+00	3,0E+00	6,0E+00

<i>E. coli</i> [KBE/1ml]				
Datum		25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	Zulauf O3	2,5E+02	6,6E+02	1,6E+02
	Ablauf R1	2,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ablauf R2	2,0E+00	1,0E+00	0,0E+00
HRT 14 min	Zulauf O3	1,0E+02	6,3E+02	1,7E+02
	Ablauf R1	0,0E+00	0,0E+00	1,0E+00
	Ablauf R2	0,0E+00	1,0E+00	1,0E+00

Clostridien [KBE/1ml]				
Datum		25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	Zulauf O3	3,0E+00	8,0E+00	9,0E+00
	Ablauf R1	0,0E+00	1,0E+00	6,0E+00
	Ablauf R2	2,0E+00	1,0E+00	6,0E+00
HRT 14 min	Zulauf O3	1,0E+00	5,0E+00	1,9E+01
	Ablauf R1	0,0E+00	1,0E+00	8,0E+00
	Ablauf R2	1,0E+00	1,0E+00	6,0E+00

Versuchseinstellung/ Überwachung:

$Q_{\text{Abwasser}} = 50 \text{ l/h}$ für HRT 25 min; $Q_{\text{Abwasser}} = 90 \text{ l/h}$ für HRT 14 min

$\dot{V}_{\text{Feed-Gas}} = 25 \text{ l/h}$; $c(\text{O}_3\text{-Feed}) = 12 \text{ g/m}^3_{\text{N}}$ für HRT = 25 min und $c(\text{O}_3\text{-Feed}) = 21,5 \text{ g/m}^3_{\text{N}}$ für HRT = 14 min

Ozonkonzentration im Ablauf [mg/l]				
Datum		25.07.2016	27.07.2016	01.08.2016
HRT 25 min	Zulauf O3	-	-	-
	Ablauf R1	0,102	0,076	0,096
	Ablauf R2	0,06	0,051	0,054
HRT 14 min	Zulauf O3	-	-	-
	Ablauf R1	0,214	0,155	0,135
	Ablauf R2	0,083	0,056	0,063

Anhang zu Kapitel 4.2

Standard-Abwasserparameter

Temperatur [°C]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	19,2		19,2		22,5	
Ablauf		19,5		19,4		22,3	
Zulauf	4	19,3			21,9		20,1
Ablauf		19,5			21,6		20,7
Zulauf	6	18,8		19,4			21,1
Ablauf		19,2		19,7			21,4
Zulauf	8		20		22,4	22,5	
Ablauf			20,1		21,9	22,4	
Zulauf	10		20,6	19,5		22,6	
Ablauf			20,3	19,7		22,3	

pH [-]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	7,6		7,2		7,2	
Ablauf		7,6		7,3		7,1	
Zulauf	4	7,7			7,4		7,5
Ablauf		7,8			7,3		7,8
Zulauf	6	7,7		7,1			7,7
Ablauf		7,7		7,4			7,9
Zulauf	8		7,6		7,6	7,1	
Ablauf			7,9		7,4	7	
Zulauf	10		7,8	7,3		7,1	
Ablauf			7,7	7,1		7,2	

SAK [1/m]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	0,13		0,16		0,12	
Ablauf		0,12		0,12		0,10	
Zulauf	4	0,13			0,14		0,14
Ablauf		0,08			0,09		0,10
Zulauf	6	0,13		0,16			0,13
Ablauf		0,07		0,09			0,06
Zulauf	8		0,15		0,14	0,12	
Ablauf			0,07		0,06	0,05	
Zulauf	10		0,15	0,16		0,12	
Ablauf			0,06	0,06		0,04	

CSB [mg/l]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	18		18		19	
Zulauf	4	15			17		18
Zulauf	6	16		18			17
Zulauf	8		19		20	18	
Zulauf	10		19	21		17	
Mittelwert		16,3	19,0	19,0	18,5	18,0	17,5

DOC [mg/l]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	5,26		4,89		4,86	
Zulauf	4	4,69			5,27		5,03
Zulauf	6	4,55		5,19			6,21
Zulauf	8		5,76		5,64	4,43	
Zulauf	10		5,06	5,09		4,44	
Mittelwert		4,8	5,4	5,1	5,5	4,6	5,6

Nitrit [mg/l]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	0,017		0,012		0,025	
Zulauf	4	0,012			0,015		0,016
Zulauf	6	0,012		0,019			0,016
Zulauf	8		0,02		0,015	0,024	
Zulauf	10		0,017	0,012		0,028	
Mittelwert		0,014	0,019	0,014	0,015	0,026	0,016

AFS [mg/l]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	< 2,3		< 2,6		< 4,3	
Zulauf	4	< 2,6			< 5,2		< 4,4
Zulauf	6	< 3,1		< 2,5			< 3
Zulauf	8		< 3,5		< 7	< 4,6	
Zulauf	10		< 2,6	< 2,6		< 4,3	

Mikrobielle Analysen

Gesamte Kolonie bildende Einheiten [KBE/ml]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	1,6E+04		7,5E+03		7,2E+03	
Ablauf		6,0E+03		9,9E+02		6,8E+03	
Zulauf	4	8,6E+03			1,2E+04		5,2E+03
Ablauf		8,1E+02			7,0E+02		3,4E+03
Zulauf	6	7,5E+03		7,3E+03			5,6E+03
Ablauf		2,7E+02		4,5E+02			2,0E+01
Zulauf	8		5,0E+03		9,7E+03	8,0E+03	
Ablauf			1,0E+01		0,0E+00	3,0E+01	
Zulauf	10		5,0E+03	1,5E+04		7,0E+03	
Ablauf			1,0E+01	3,5E+02		2,1E+01	

Gesamte coliforme Bakterien [KBE/ml]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	2,2E+02		1,2E+02		5,0E+01	
Ablauf		1,7E+02		2,7E+01		4,9E+01	
Zulauf	4	2,7E+02			4,4E+02		1,3E+02
Ablauf		3,0E+00			2,0E+00		1,7E+01
Zulauf	6	3,2E+02		9,6E+01			1,8E+02
Ablauf		0,0E+00		0,0E+00			0,0E+00
Zulauf	8		3,9E+02		3,2E+02	5,2E+01	
Ablauf			0,0E+00		0,0E+00	0,0E+00	
Zulauf	10		4,0E+02	1,5E+02		5,8E+01	
Ablauf			0,0E+00	0,0E+00		0,0E+00	

<i>E. coli</i> [KBE/ml]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	1,0E+02		4,0E+01		1,9E+01	
Ablauf		1,0E+02		8,0E+00		1,4E+01	
Zulauf	4	1,6E+02			2,1E+02		5,5E+01
Ablauf		1,0E+00			0,0E+00		7,0E+00
Zulauf	6	1,5E+02		4,6E+01			8,9E+01
Ablauf		0,0E+00		0,0E+00			0,0E+00
Zulauf	8		1,5E+02		1,6E+02	2,3E+01	
Ablauf			0,0E+00		0,0E+00	0,0E+00	
Zulauf	10		1,5E+02	5,7E+01		1,6E+01	
Ablauf			0,0E+00	0,0E+00		0,0E+00	

Clostridium perfringens [1/ml]							
	Ozondosis [mg _{O3} /l]	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
Zulauf	2	1		3		2	
Ablauf		4		2		3	
Zulauf	4	3			1		6
Ablauf		1			0		2
Zulauf	6	3		1			3
Ablauf		0		0			3
Zulauf	8		3		2	0	
Ablauf			1		0	0	
Zulauf	10		2	0		2	
Ablauf			0	1		0	

Versuchseinstellung/ Überwachung:

$Q_{\text{Abwasser}} = 50 \text{ l/h}$

$\dot{V}_{\text{Feed-Gas}} = 25 \text{ l/h}$

	O3-Konz. Feed-Gas [mg/l]					
Ozondosis	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
2	4,2		3,8		4,2	
4	7,7			7,8		8,1
6	12,8		12,2			12,1
8		17,5		16,1	15,9	
10		20,4	20		20,5	

	O3-Konz. Ablauf [mg/l]					
Ozondosis	09.08.2016	17.08.2016	22.08.2016	24.08.2016	29.08.2016	31.08.2016
2	< 0,05		< 0,05		0,071	
4	0,056			0,052		0,067
6	0,065		0,071			0,113
8		0,172		0,072	0,102	
10		0,155	0,103		0,13	

Anhang zu Kapitel 4.3 und 4.4

Standard-Abwasserparameter:

		Temperatur [°C]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	21,9	21,8	23,2	18,3	22,2	19,9
Ablauf		21,8	21,7	23,1	18,4	22,4	20,1
Zulauf	6 mg/l	22,1	22,0	22,9	18,3	22,1	20,2
Ablauf		22,3	21,9	23,1	18,5	21,9	20,4

		pH-Wert [-]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	7,7	6,9	7,8	6,6	6,8	7,1
Ablauf		7,7	7,2	7,9	7,1	6,9	7,5
Zulauf	6 mg/l	7,6	7,0	7,8	6,7	6,8	7,4
Ablauf		7,8	6,9	8,0	6,9	7,0	7,6

		SAK [1/m]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	48,6	16,6	14,1	15,0	16,7	18,9
Ablauf		16,6	10,7	8,6	11,0	15,1	13,2
Zulauf	6 mg/l	9,6	8,2	14,0	15,0	16,4	18,6
Ablauf		15,0	15,9	7,1	9,1	12,4	10,7

		AFS [mg/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	< 1,9	< 2,0	2,0	< 2,0	< 1,7	1,3
Ablauf		< 2,2	< 2,2	2,0	< 2,3	1,6	2,0
Zulauf	6 mg/l	4,0	< 1,9	2,0	< 2,0	< 1,6	1,3
Ablauf		< 2,0	< 2,0	2,1	< 2,2	< 1,5	2,0

		CSB [mg/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	19	18	20	18	24	24
Ablauf		18	15	16	18	18	22
Zulauf	6 mg/l	17	15	18	20	21	24
Ablauf		18	17	17	18	17	20

		DOC [mg/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	9,8	7,0	6,2	6,9	7,8	7,7
Ablauf		7,3	6,6	6,4	6,8	7,7	7,4
Zulauf	6 mg/l	7,2	6,2	6,1	6,7	7,1	7,8
Ablauf		7,9	7,1	6,5	6,8	7,0	8,0

		Bromid [mg/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	0,16	0,21	0,32	0,11	0,12	0,11
Ablauf							
Zulauf	6 mg/l	0,16	0,23	0,31	0,11	0,13	0,11
Ablauf							

		Bromat [mg/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l						
Ablauf		< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Zulauf	6 mg/l						
Ablauf		< 0,025	< 0,025	0,05	< 0,025	< 0,025	< 0,025

Mikrobielle Analysen:

		Gesamte coliforme Bakterien [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	1,1E+03	8,1E+02	1,1E+03	2,2E+01	1,6E+01	2,6E+01
Ablauf		2,4E+01	1,4E+01	2,0E+01	5,0E+00	0,0E+00	2,0E+00
Zulauf	6 mg/l	1,0E+03	7,9E+02	1,1E+03	1,8E+01	1,2E+01	2,6E+01
Ablauf		1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

		<i>E. coli</i> [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	2,9E+02	3,4E+02	6,3E+02	2,2E+01	1,6E+01	2,6E+01
Ablauf		8,0E+00	4,0E+00	0,0E+00	5,0E+00	0,0E+00	2,0E+00
Zulauf	6 mg/l	2,3E+02	3,1E+02	6,4E+02	1,8E+01	1,2E+01	2,6E+01
Ablauf		0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

		Enterokokken [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	2,2E+01	3,5E+01	3,7E+01	3,9E+00	2,1E+00	7,5E+00
Ablauf		2,0E-01	3,0E-01	1,0E-01	2,0E-01	0,0E+00	2,0E-01
Zulauf	6 mg/l	2,4E+01	3,9E+01	3,5E+01	3,8E+00	2,6E+00	7,3E+00
Ablauf		0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

		Clostridien [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	5,0E+00	3,1E+00	2,1E+00	3,7E+00	2,5E+00	2,9E+00
Ablauf		3,4E+00	2,6E+00	1,3E+00	3,5E+00	1,8E+00	1,8E+00
Zulauf	6 mg/l	5,1E+00	2,6E+00	2,3E+00	3,6E+00	3,9E+00	2,9E+00
Ablauf		1,6E+00	1,6E+00	5,0E-01	2,7E+00	7,0E-01	1,0E+00

		Adenoviren [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	Inh.	Inh.	Inh.	3,71E+04	Inh.	Inh.
Ablauf		Inh.	0,00E+00	Inh.	1,46E+03	Inh.	Inh.
Zulauf	6 mg/l	Inh.	Inh.	Inh.	3,45E+05	Inh.	Inh.
Ablauf		Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.

		Enteroviren [KBE/ml]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.
Ablauf		Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.	Inh.
Zulauf	6 mg/l	Inh.	5,20E+04	Inh.	Inh.	2,00E+04.	Inh.
Ablauf		Inh.	4,00E+04	Inh.	0,00E+00	Inh.	Inh.

Keine positive Nachweise der Noroviren GII und der Enteroviren.

Spurenstoffe:

		Diclofenac [ng/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	2.380	1.830	1.960	3.370	3.570	1.750
Ablauf		<10	<10	<10	< 10	<10	<10
Zulauf	6 mg/l	2.550	1.810	1.620	2.750	3.440	1.960
Ablauf		<10	50	<10	<10	< 10	<10

		Metoprolol [ng/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	923	1.240	1.250	4.990	5.550	2.390
Ablauf		384	353	159	3.030	2.670	1.510
Zulauf	6 mg/l	982	1.100	1.020	4.450	5.480	2.500
Ablauf		43	43	35	1.080	699	726

		Diazepam [ng/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ablauf		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Zulauf	6 mg/l	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Ablauf		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

		Benzotriazol [ng/l]					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	5.840	6.750	7.780	10.500	10.000	4.270
Ablauf		3.740	3.210	2.970	6.270	5.730	3.110
Zulauf	6 mg/l	6.590	6.380	7.000	9.390	10.500	4.770
Ablauf		1.590	1.630	1.410	4.700	3.180	2.200

Ökotoxikologie:

		Daphnie					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G2
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1
Zulauf	6 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G1
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1

		Lumistox					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G2
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1
Zulauf	6 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G1
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1

		Alge					
		KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
		30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
Zulauf	4 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G1
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1
Zulauf	6 mg/l	G1	G1	G1	G1	G1	G1
Ablauf		G1	G1	G1	G1	G1	G1

Versuchseinstellung/ Überwachung:

$Q_{\text{Abwasser}} = 50 \text{ l/h}$

$\dot{V}_{\text{Feed-Gas}} = 25 \text{ l/h}$

	Ozonkonzentration Feed-Gas [g/m ³]					
	KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
	30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
4 mg/l	8,1	8,1	8,3	7,6	8,3	8,0
6 mg/l	12,3	12,2	12,4	12,6	12,3	12,1

	Ozonkonzentration Abwasser [mg/l]					
	KA Aachen Soers			KA Essen-Süd		
	30.05.2017	07.06.2017	21.06.2017	13.06.2017	20.06.2017	27.06.2017
4 mg/l	0,073	0,177	0,067	0,47	0,525	0,31
6 mg/l	0,089	0,141	0,103	0,61	0,611	0,42

Anhang zu Kapitel 5

Beispiele für Legionellenarten, Serogruppen und ihre Verbindung mit menschlichen Erkrankungen (Hornei et al. 2007- Drozanski, 1991; Adeleke et al., 1996; Hookey et al., 1996; Fry & Harrison, 1998; Riffard et al., 1998)

Legionellen Arten	Serogruppe	Pathogenität für Menschen
<i>L. adalaidensis</i>		
<i>L. anisa</i>		+
<i>L. birminghamensis</i>		+
<i>L. bozemanii</i>	2	+
<i>L. brunensis</i>		
<i>L. cherrii</i>		
<i>L. cincinnatiensis</i>		+
<i>L. donaldsonii</i> ^a		
<i>L. dumoffii</i>		+
<i>L. erythra</i>	2	
<i>L. fairfieldensis</i>		
<i>L. feeleii</i>	2	+
<i>L. gesstiana</i>		
<i>L. gormanii</i>		+
<i>L. gratiana</i>		
<i>L. hackeliae</i>	2	+
<i>L. israelensis</i>		+
<i>L. jamestowniensis</i>		
<i>L. jordanis</i>		+
<i>L. lansingensis</i>		
<i>L. longbeachae</i>	2	+
<i>L. lytica</i> ^b		
<i>L. maceachernii</i>		+

Legionellen Arten	Serogruppe	Pathogenität für Menschen
<i>L. micdadei</i>		+
<i>L. moravica</i>		
<i>L. nautarum</i>		
<i>L. oakridgensis</i>		+
<i>L. parisiensis</i> □		+
<i>L. pneumophila</i>	15	+
<i>L. quateirensis</i>		
<i>L. quinlivanii</i>	2	
<i>L. rubrilucens</i>		
<i>L. sainthelensi</i>	2	+
<i>L. santicrucis</i>		+
<i>L. shakespearei</i>		
<i>L. spiritensis</i>		
<i>L. steigerwaltii</i>		
<i>L. tucsonensis</i>		
<i>L. wadsworthii</i>		+
<i>L. waltersii</i> ^c		+
<i>L. worsleiensis</i>		

Übersicht über die Untersuchungsergebnisse zu Legionellen in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen des LANUV NRW (MKUNLV NRW, 2017) [1] Werte aus dem Jahr 2015]

KA	Angeschl. Einwohnerwerte ¹⁾ [EW]	Anteil EGW ¹⁾ [EGW]	Verfahren [-]	Untersuchungsparameter [n]	Anzahl Messungen [n]	Anzahl positive Befunde [n]	Anzahl der Messergebnisse		
							< 1.000	≥ 1.000 bis 10.000	≥ 10.000
							[KBE/ 100mL]	[KBE/ 100mL]	[KBE/ 100mL]
KA 1	323.107	90.111	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 2	190.000	80.719	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	Legionella spp.	8	8	8	-	-
KA 3	500.000	96.000	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	8	8	8	-	-
KA 4	441.233	357.687	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	2	2	2	-	-
KA 5	437.072	237.262	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	6	6	6	-	-
KA 6	74.836	33.248	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Intermittierende DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 7	79.743	15.312	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	1	1	1	-	-
KA 8	52.808	27.947	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI, Simultane DENI	Legionella spp.	6	6	6	-	-
KA 9	115.000	48.676	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 10	74.073	54.309	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	8	2	-
KA 11	356.772	485.696	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	8	2	-
KA 12	59.344	10.000	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	23	23	19	2	2
KA 13	82.194	52.111	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	5	5	5	-	-
KA 14	89.128	43.249	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung/ Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	8	2	-
KA 15	142.011	62.011	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 16	16.743	8.023	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung/ Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	3	3	3	-	-
KA 17	36.196	1.603	Übergabe an Industrielle Anlage	Legionella spp.	16	16	15	1	-
KA 18	144.760	71.890	Festbettverfahren (Biofilter)	Legionella spp.	10	10	9	1	-
KA 19	35.592	19.750	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	6	6	6	-	-
KA 20	k.A.	k.A.	Belebungsanlage, Intermittierende DENI	Legionella spp.	1	1	1	-	-
KA 21	1.203.091	371.008	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	9	9	8	1	-
KA 22	100.222	75.856	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	Legionella spp.	42	42	33	6	3
KA 23	13.451	805	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	4	4	4	-	-
KA 24	122.181	83.528	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 25	4.649	0	Festbettverfahren (Tropfkörper)	Legionella spp.	1	1	1	-	-
KA 26	81.707	31.752	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Intermittierende DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 27	40.079	10.318	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	6	6	6	-	-
KA 28	65.586	43.473	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	Legionella spp.	6	6	6	-	-
KA 29	38.550	16.085	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung, Simultane DENI	Legionella spp.	10	10	10	-	-
KA 30	51.333	39.812	Belebungsanlage, Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	7	7	7	-	-
KA 31	51.561	29.650	Belebungsanlage, Druckluftbelüftung/ Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	3	3	3	-	-
KA 32	12.103	342	Belebungsanlage, Oberflächenbelüftung, Vorgeschaltete DENI	Legionella spp.	15	15	14	1	-

Anhang zu Kapitel 6

Übersicht der Basis- und Auslegungsdaten für eine Ozonung zur Spurenstoffelimination am Beispiel von betrachteten Kläranlagen in NRW

Kläranlage	Verfahren	Ausbau- größe	Behandelte Abwasser- menge	DOC	Ozondosis		Kontakt- zeit*
		[EW]	[m ³ /h]	[mg/l]	[mg/l]	[g _{O₃} / g _{DOC}]	[min]
Bad Oeyn- hausen ⁹⁾	Ozonung, Filtration	78.500	547 (60 %)	-	8,0	-	20
Duisburg- Hochfeld ¹⁸⁾	Ozonung, biol. Nach- behandlung	92.000	1.350 (- %)	11,8	5,0	-	20
Emmerich ¹⁷⁾	A) Ozonung, Filtration B) Ozonung, biol. Nachbehandlung	195.000	800 (75 %)	10,2	7,0 (A) 4,0 (B)	0,62	25
Espelkamp ⁶⁾	Ozonung, Filtration	33.000	195 (100 %)	6,7	8,0	1,03	15-30
Greven ¹³⁾	Ozonung, Filtration	90.000	743 (- %)	-	5,0- 10,0	-	30
Grundstein- heim ³⁾	Ozonung, Schönungs- teich	7.500	130 (100 % ^{a)})	-	5,0	-	20
Harsewin- kel ¹⁰⁾	Ozonung, Filtration	57.000	216 (57 %)	-	5,0	-	20
Herford	Ozonung, Filtration	250.000	750 (85 %)	-	15-20	-	25-35
Legden ¹⁾	Sandfilter, Ozonung, Teich	18.000	200 (43 %)	-	7,0	-	25
Löhne ¹¹⁾	Ozonung, Re- zirkulation	88.000	374 (68 %)	-	8,0	-	20
Lübbecke ¹²⁾	Ozonung, Filtration	130.000	432 (62 %)	-	6,0	-	20
Neuenkir- chen/ Wett- ringen ⁵⁾	Ozonung, Schönungs- teich	44.500	310 (91 %)	-	7,0	-	15-30
Ochtrup ⁴⁾	Ozonung, Filtration	58.350	250 (83 %)	11	7,0	0,62	>26

Kläranlage	Verfahren	Ausbau- größe	Behandelte Abwasser- menge	DOC	Ozondosis		Kontakt- zeit*
		[EW]	[m ³ /h]	[mg/l]	[mg/l]	[g _{O₃} / g _{DOC}]	[min]
Paderborn- Sande ⁷⁾	Ozonung, Filtration	536.000	3.300 (85 %)	6,3	7,5- 10,0	1,0	30
Rheda- Wieden- brück ²⁾	A) Ozonung, biologi- sche Nachbehandlung, B) Ozonung, biol. Nachbehandlung, Re- zirkulation	94.000	1.000 (90 %)	15	9,0	0,6	>20
Rheine- Nord ¹⁶⁾	Ozonung, Filtration	251.000	1.600 (92 %)	-	7,0	-	25
Rietberg ¹⁴⁾	Ozonung, Filtration	60.000	227 (- %)	-	5,0	-	20
Warburg ⁸⁾	Ozonung, biol. Nach- behandlung	30.000	663 (92 %)	7,2	5,0- 10,0	-	30
Wesel ¹⁵⁾	A) Ozonung, Filtration B) Ozonung, biol. Nachbehandlung	98.000	1.200 (90 %)	8,1	7,0	0,62	15-30

EW: Einwohnerwert (Daten nach ELWAS WEB, Bezugsjahr 2015), DOC: dissolved organic carbon; -: keine Angabe; (x %) prozentualer Anteil an Gesamtabwassermenge, * Abhängig von der behandelten Abwassermenge – z.B. Trockenwetter- oder Mischwasserzufluss

Literaturquellen: 1) Alda et al. 2015; 2) Aqua Consult Ingenieure 2013a; 3) Bartnik und Metzner 2014; 4) Biebersdorf und Kaub 2013; 5) Biebersdorf und Kaub 2014; 6) Christ, O und Mitsdoerffer, R 2013; 7) Dahlem Ingenieure 2013; 8) Herbst et al. 2013 ; 9) Hydro-Ingenieure 2012a; 10) Hydro-Ingenieure 2012b; 11) Hydro-Ingenieure 2013; 12) Hydro-Ingenieure 2014; 13) Ingenieurbüro Rummier + Hartmann GmbH 2014; 14) Ingenieurgesellschaft Dr. Knollmann mbH 2013; 15) Kaub und Biebersdorf 2014; 16) Kaub et al. 2015; 17) Kaub et al. 2014; 18) Maus et al. 2014; 19) Pöyry 2013

a) $Q_M = 130 \text{ m}^3/\text{h} \rightarrow Q > Q_M$ Entlastung vor Ozonung in Schönungsteich;