

**Machbarkeitsstudie
zur Mikroschadstoffelimination
auf dem Gruppenklärwerk Kessenich**

Abschlussbericht

Erftverband

Impressum

Auftraggeber: Erftverband

Auftragnehmer: **Sweco GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

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

Bearbeitungszeitraum: September 2016 - Januar 2018

		Seite
Inhaltsverzeichnis		
1	Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination	1
2	Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination	3
3	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik des GW Kessenich	5
3.1	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers	5
3.2	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage	6
4	Abwasseranalyse und Auslegungswerte	8
4.1	Übersicht zu Analysen und Methodik	8
4.2	Standardabwasserparameter	8
4.3	Mikroschadstoffe	9
4.3.1	Bewertungsmaßstab	9
4.3.2	Screening auf Mikroschadstoffe in Kessenich	12
4.4	Bromidkonzentrationen	13
4.5	Auslegungswassermenge	13
4.6	Eliminationsraten	15
5	Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination	17
5.1	Übersicht	17
5.2	Oxidative Verfahren	17
5.2.1	Ozonung	17
5.2.2	Advanced Oxidation Processes (AOP)	20
5.3	Adsorptive Verfahren	21
5.3.1	Grundlagen	21
5.3.2	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	21
5.3.3	Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)	23
5.4	Physikalische Verfahren	28
5.5	Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland	28
5.5.1	Ozonung	28
5.5.2	Adsorptive Verfahren	28
6	Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten	30
6.1	Auswahl der Varianten	30
6.1.1	Einleitung	30
6.1.2	Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Kessenich	30

6.1.3	Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften	32
6.1.4	Auswahl der zu betrachtenden Varianten	33
6.2	Variante 1a und 1b: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter	35
6.2.1	Integration auf dem Großklärwerk Kessenich	35
6.2.2	Ozonerzeugung	36
6.2.3	Ozoneintrag und Ozondosierung	38
6.2.4	Kontaktreaktor	39
6.2.5	Nachbehandlung	39
6.3	Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	40
6.3.1	Integration auf dem Großklärwerk Kessenich	40
6.3.2	Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage	43
6.3.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung	43
6.4	Variante 3: GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter	43
6.4.1	Integration auf dem Großklärwerk Kessenich	43
6.4.2	Vorhandener Filter	45
6.4.3	Auslegung der GAK-Filtration	45
6.4.4	Filterstandzeit und GAK-Bedarf	46
7	Kostenermittlung	47
7.1	Grundlagen	47
7.1.1	Berechnungsmethode	47
7.1.2	Annahmen zur Betriebskostenberechnung	47
7.2	Variante 1a: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Teilstrombehandlung)	48
7.3	Variante 1b: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Vollstrombehandlung)	49
7.4	Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	49
7.5	Variante 3: GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter	50
7.6	Zwischenfazit	51
7.7	Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	52
8	Variantenbewertung	54
8.1	Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung	54
8.2	Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	54
8.3	Verfahrensbewertung mit Berücksichtigung einer Förderung der Investitionskosten	56
9	Empfehlung	58
9.1	Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination	58
9.2	Verfahrensempfehlung	59

10	Anhang	61
10.1	Indirekteinleiter des GWK Kessenich	61
10.2	Ergebnisse des Spurenstoffmonitorings	64
11	Literaturverzeichnis	69

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene	3
Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand der Erft in der Gesamtbewertung (ELWAS-WEB 2016)	5
Abbildung 4-1: Wassermengen $Q_{T,h}$ und Q_h des Zeitraums 01/2013-06/2016	14
Abbildung 4-2: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge	15
Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination	17
Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW 2015c)	18
Abbildung 5-3: Ozon-Eintragssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)	19
Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (2015b)	22
Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW 2015c)	24
Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW 2015c)	25
Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodule	25
Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) nach (Herbst und Hilbig 2013)	26
Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW 2015c)	26
Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kessenich (ELWAS-WEB 2016)	31
Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf dem GWK Kessenich im Bereich Belebungsbecken - Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)	32
Abbildung 6-3: Anordnungsskizze der Variante 1 auf dem GWK Kessenich	36
Abbildung 6-4: Fließbild der Variante 1	38
Abbildung 6-5: Fließbild der Variante 2	41
Abbildung 6-6: Anordnungsskizze der Variante 2 auf dem GWK Kessenich	42
Abbildung 6-7: Anordnungsskizze der Variante 3 auf dem GWK Kessenich	44
Abbildung 6-8: Fließbild der Variante 3	45
Abbildung 6-9: DynaSand®-Filter wie er auf dem GWK Kessenich im Einsatz ist (Nordic Water GmbH 2016a)	45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Kenndaten des Großklärwerks Kessenich (lt. Genehmigung)	6
Tabelle 4-1: Standortspezifische Abwasserparameter (ANK - Ablauf Nachklärung; AKA - Ablauf Kläranlage)	8
Tabelle 4-2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV 2014)	10

Tabelle 4-3:	Quellenerläuterung zu Tabelle 4-2	11
Tabelle 4-4:	Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf des GW Kessenich (ZW: Zielwert)	11
Tabelle 4-5:	Konzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe im Ablauf des GW Kessenich	12
Tabelle 4-6:	Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter	16
Tabelle 5-1:	Werte für die Leerbettkontaktzeit und die Filterbettgeschwindigkeiten aus den größentechnischen Untersuchungen in NRW (KOM-M.NRW 2015e)	22
Tabelle 5-2:	Eliminationsraten für verschiedene Mikroschadstoffe bei einer PAK-Dosierung in Höhe von 10 und 20 mg PAK/L (Metzger 2010; Metzger und Kapp 2008)	27
Tabelle 6-1:	Übersicht über mögliche Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten	33
Tabelle 7-1:	Kosten für Variante 1a „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaSand®-Filter - Teilstrombehandlung“	48
Tabelle 7-2:	Kosten für Variante 1b „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaSand®-Filter - Vollstrombehandlung“	49
Tabelle 7-3:	Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken“	50
Tabelle 7-4:	Kosten für Variante 3 „GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter“	51
Tabelle 7-5:	Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten	51
Tabelle 7-6:	Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	53
Tabelle 8-1:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	55
Tabelle 8-2:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe	56
Tabelle 8-3:	Ranking der Varianten	56
Tabelle 8-4:	Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung auf die Investitionskosten der Ausbaumaßnahme	57
Tabelle 9-1:	Vergleich der Screening Ergebnisse aus Kessenich mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen	58
Tabelle 9-2:	Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten	59

1 **Veranlassung und Hintergründe der Mikroschadstoffelimination**

Der Begriff „Mikroschadstoffe“ ist in den vergangenen Jahren immer mehr in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Der Begriff beschreibt die Reste der zahlreichen komplexen Chemikalien, die nach dem Gebrauch entweder unverändert oder nach Umbau in Organismen als Konjugate bzw. Metaboliten in die Gewässer gelangen. Beispielsweise sind pharmazeutische Wirkstoffe, Flammschutzmittel, Biozide und weitere Industriechemikalien in dieser Gruppe zu nennen. Mikroschadstoffe liegen in der Regel in sehr niedrigen Konzentrationen vor, dennoch konnte in den letzten Jahren die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroschadstoffen in der Umwelt nachgewiesen werden bzw. von vielen Stoffen ist zukünftig aufgrund der steigenden Verbrauchsmengen ein hohes Gefährdungspotenzial zu erwarten (Umweltbundesamt 2011).

Vor dem Hintergrund des demographischen Wandels und der industriellen Weiterentwicklung kann die Mikroschadstoffproblematik in Zukunft drastischer werden. Beispielsweise werden Humanpharmaka insbesondere durch die steigende individuelle Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums künftig in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingebracht. Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität von Mikroschadstoffen besteht zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität grundsätzlich Handlungsbedarf zur Reduktion der Einträge von Mikroschadstoffen in Gewässer.

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

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

NRW setzt bei dem Thema der Mikroschadstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. Ein Ansatz ist es, Stoffe möglichst an der Quelle zu verhindern, z.B. durch die Substitution gefährlicher Stoffe durch ungefährlichere Alternativen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgte das Projekt „Den Spurenstoffen auf der Spur“ des Landes Nordrhein-Westfalen, der Stadt Dülmen und des Lippeverbands (DSADS 2016). Dieses hatte u.a. das Ziel, die Bevölkerung hinsichtlich eines bewussten Umgangs mit Arzneimitteln aufzuklären bzw. zu sensibilisieren. Zudem sollen aber auch die Abwasserreinigungsanlagen ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert werden. Das Umweltministerium des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“ u. a. großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination.

Vor diesem Hintergrund hat der Erftverband ein Monitoring-Programm gestartet, um die Belastung der Erft mit Mikroschadstoffen zu untersuchen. Neben Mikroschadstoffmessungen in der Erft werden für neun Kläranlagen entlang der Erft Machbarkeitsstudien durchgeführt, bei denen eine Erweiterung der Anlagen um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination untersucht wird. Durch das Monitoring und die Machbarkeitsstudien sollen die Mikroschadstoffbelastung der Erft analysiert werden und mögliche Handlungsoptionen für den Erftverband aufgezeigt werden. Ziel dieser Studie ist es, auf Basis eines Screenings des Kläranlagenablaufes auf Mikroschadstoffe, Möglichkeiten zur Einbindung einer Anlage zur Mikroschadstoffelimination auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Kessenich aufzuzeigen. Entwickelt werden sollen hierbei effiziente Anlagenkonfigurationen unter Einbeziehung der vorhandenen Anlagentechnik im Hinblick auf die Mikroschadstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung. Die erarbeiteten Ergebnisse sind dabei in ein Gesamtkonzept für den Erftverband zu integrieren.

2 Gesetzliche Hintergründe und Anforderungen an die Mikroschadstoffelimination

In Europa wird die Wasserpolitik vornehmlich durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgegeben. Ziel der Richtlinie ist es, für die Gewässer in Europa einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu erreichen. Neben der europäischen Ebene sind auch gesetzliche Anforderungen auf der nationalen bzw. Landesebene zu beachten. Abbildung 2-1 gibt hierzu eine Übersicht.

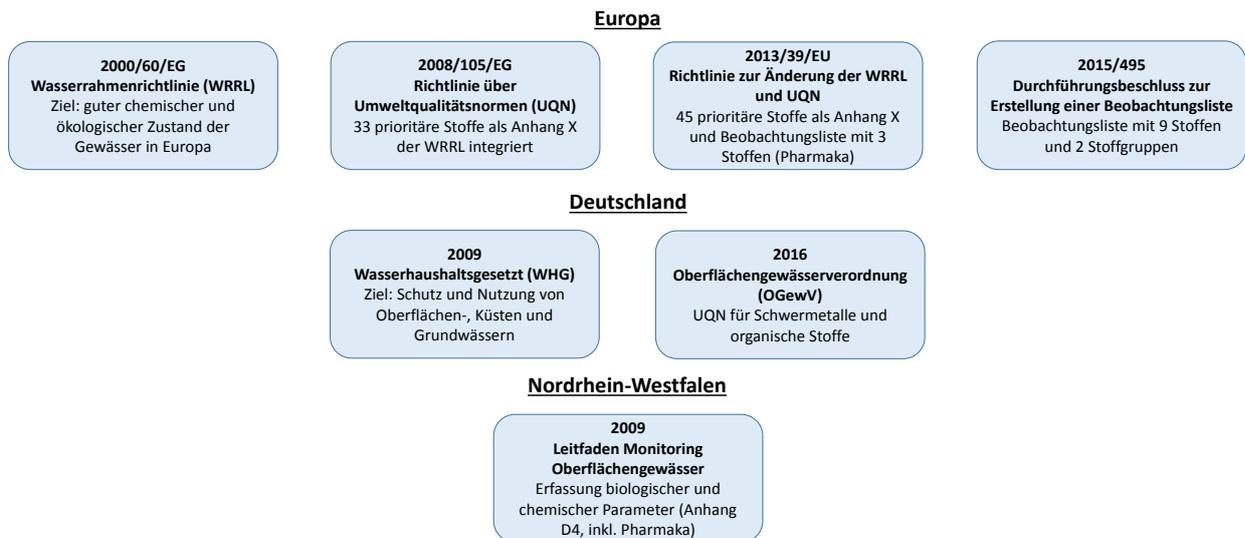


Abbildung 2-1: Übersicht der für die Mikroschadstoffentfernung relevanten gesetzlichen Anforderungen auf europäischer und nationaler Ebene

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

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

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

In Nordrhein-Westfalen (NRW) erfolgt die Gewässerüberwachung anhand eines vom Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

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

Zukünftig wäre denkbar, dass aus den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination abgeleitet werden. Zum einen wird zurzeit diskutiert, ob die Elimination von Mikroschadstoffen zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes beitragen kann. Zum anderen könnte zukünftig die Liste der prioritären Stoffe um Substanzen aus der Gruppe der Pharmaka ergänzt werden. Auch für das GWK Kessenich können, aufgrund des derzeitigen Zustands der Erft, zukünftig Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen gefordert werden.

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

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

3 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und der Verfahrenstechnik des GWK Kessenich

3.1 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes und des Gewässers

Das durch den Erftverband betriebene GWK Kessenich befindet sich etwa 1 km nördlich des Euskirchener Stadtteils Kessenich. Die Anlage behandelt die gesamten im Stadtgebiet anfallenden Abwässer, die über drei Sammler gefasst werden. Der Anlage sind zwei Regenüberlaufbecken vorgeschaltet und der Anteil an Fremdwasser kann im GWK bis zu 40 % betragen.

Als große Indirekteinleiter sind eine Zuckerfabrik und ein Windeln-produzierender Betrieb an das GWK angeschlossen. Des Weiteren wird Abwasser einer Papierfabrik per Druckleitung eingeleitet. Darüber hinaus werden zeitweise zuckerhaltige Produktionsabwässer per LKW angeliefert und behandelt. Eine Liste der Indirekteinleiter kann dem Anhang entnommen werden.

Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in die Erft. Der ökologische Zustand der Erft ist als schlecht einzuordnen (Abbildung 3-1). Der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) der Erft beträgt an der Einleitstelle 699 l/s. Bezogen auf das 5-Jahresmittel des Abflusses des GWK Kessenich ($9.163.099 \text{ m}^3/\text{a} / 365 \text{ d/a} / 24 \text{ h/d} * 1.000 \text{ l/m}^3 / 3.600 \text{ s/h} = 291 \text{ l/s}$) beträgt somit der Anteil des Abwassers aus dem GWK Kessenich ca. 42 % im Vorfluter.

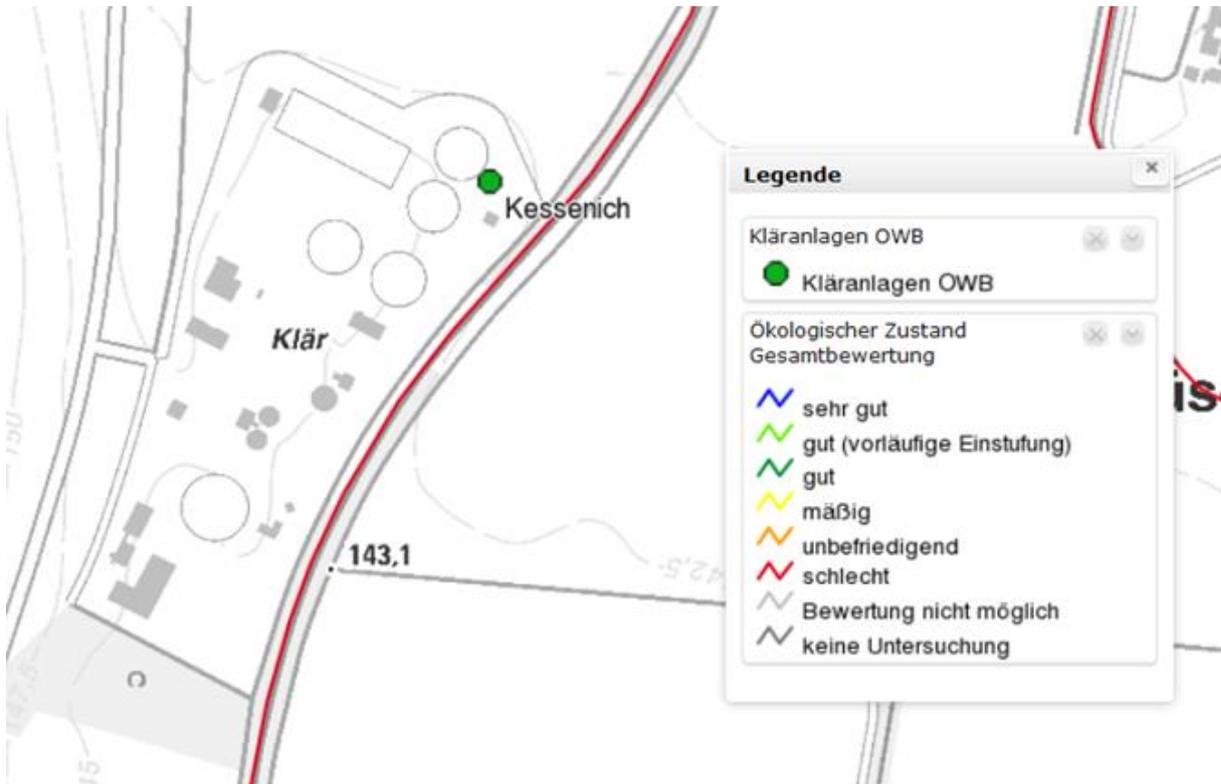


Abbildung 3-1: Ökologischer Zustand der Erft in der Gesamtbewertung (ELWAS-WEB 2016)

3.2 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlungsanlage

Das GWK Kessenich wurde 1999 umgebaut und erweitert. Die Abwasserbehandlung ist seitdem für 132.000 EW ausgelegt und in der Größenklasse 5 nach Abwasserverordnung (AbwV) einzuordnen. Sie ist auf eine Tagesabwassermenge von $Q_d = 33.000 \text{ m}^3/\text{d}$ bzw. Trockenwetterzufluss von $Q_t = 546 \text{ l/s}$ ausgelegt. Der maximale Zufluss bei Regenwetter kann mit $Q_m = 4.089,6 \text{ m}^3/\text{h}$ angegeben werden. Tabelle 1-2 fasst die wichtigsten Kenndaten zusammen.

Tabelle 3-1: Kenndaten des Großklärwerks Kessenich (lt. Genehmigung)

Kennwert	Einheit	Wert
Einwohnerwerte (Ausbaugröße)	EW	132.000
Größenklasse nach AbwV	-	5
Tagesabwassermenge Q_d	m^3/d	33.000
Trockenwetterzufluss Q_t	m^3/h	1.965,6
Regenwetterzufluss Q_m	m^3/h	4.089,6

Das Abwasser des Einzugsgebietes wird im GWK Kessenich zunächst in einer Rechenanlage, einem belüfteten Sandfang und einer Vorklärung mechanisch gereinigt. Die Verfahrenstechnik ist dabei wie folgt ausgeführt (Ertfverband 2009):

- Rechenanlage 2-stufige Feinrechenanlage
 Stababstand = 6 mm
- Sandfang 2 Kammern
 Länge = je 33 m
 Breite = je 2,9 m
 Volumen (bei Q_t) = je 302 m^3
- Fettfang 2 Kammern
 Länge = je 30 m
 Breite = je 2,0 m
 Oberfläche = je 60 m^2
- Vorklärung 4 Becken
 Volumen = je 460 m^3

Nach der mechanischen Reinigung wird das zu behandelnde Abwasser der biologischen Reinigungsstufe zugeführt, welche als Kaskadennitrifikation ausgeführt ist. Die Belebungsbecken sind dabei 2-straßig mit jeweils einer 3-stufigen Kaskade ausgeführt. Die chemische Reinigung erfolgt in Kessenich durch eine Simultanfällung mit Eisensalzen und einer biologischen Phosphorelimination in einem anaeroben Becken. Dem Belebungsbecken nachgeschaltet sind vier runde Nachklärbecken.

Die Stufe der biologischen Reinigung ist verfahrenstechnisch wie folgt ausgeführt (Ertfverband 2009):

- Belebung 2 Beckenstraßen
 Volumen = je 7.250 m^3
 Anzahl Rührwerke = 6
 Belüftung = Tellerbelüfter
- Bio-P-Becken 6 Becken
 Volumen = je 780 m^3

▪ Nachklärung	Anzahl Rührwerke	=	6
	4 Becken		
	Becken 1 & 2	=	je 1.130 m ³
	Becken 3 & 4	=	je 4.490 m ³

In einer Flockenfiltration mit kontinuierlichen DynaSand®-Filtern, die von dem Abwasser nach der Nachklärung durchflossen wird, werden Schlammflocken zurückgehalten und der Phosphorgehalt im Abwasser weiter gesenkt. Die Verfahrenstechnik der Filtration ist folgendermaßen aufgebaut (Ertverband 2009):

▪ Flockenfilter	5 Stück à 10 Zellen		
	Oberfläche		je 50 m ²
	Gesamtoberfläche Filter		250 m ²
	Ausführung		Kontinuierliche arbeitender Sandfilter

4 Abwasseranalyse und Auslegungswerte

4.1 Übersicht zu Analysen und Methodik

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

In der ersten Gruppe werden die Konzentrationen der Standardabwasserparameter berücksichtigt. Hier liegen die Daten für die Parameter CSB, Nitritstickstoff, TOC, AFS und die Trübung vor.

Die zweite Gruppe beinhaltet eine Auswahl an sogenannten Mikroschadstoffen. Die Auswahl wurde vom Erftverband im Rahmen des Monitorings der Erft getroffen und mit der Bezirksregierung Köln abgestimmt.

4.2 Standardabwasserparameter

In Tabelle 4-1 sind die mittleren Konzentrationen für die Parameter CSB, Nitritstickstoff, TOC, AFS und die Trübung dargestellt. Die Daten entstammen dem Betriebstagebuch des GWK Kessenich bzw. Laboruntersuchungen, die vom Erftverband durchgeführt wurden. Des Weiteren liegen zusätzliche Untersuchungen zum AFS vor.

Tabelle 4-1: Standortspezifische Abwasserparameter (ANK - Ablauf Nachklärung; AKA - Ablauf Kläranlage)

		CSB _{ANK}	CSB _{AKA}	NO ₂ -N _{AKA}	TOC _{ANK}	AFS _{ANK}	Trübung _{AKA}	TN _{b,AKA}	P _{ges,AKA}
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(Max TE/F)	(mg/L)	(mg/L)
Betriebstagebuch (2013-2016, 24h-MP)	Mittel	15,9	18,0	0,1	-	-	5,2	7,9	0,2
	T85	18	21,6	0,3	-	-	6,5	10,5	0,4
	Anzahl	25	1.054	266	-	-	966	179	1.077
Laboruntersuchungen (2011-2016, 2h-MP)	Mittel	-	24,6	<0,1	7,4	-	-	7,8	0,3
	T85	-	29,0	<0,1	8,9	-	-	12,8	0,4
	Anzahl	-	231	252	252	-	-	228	248
Zusätzliche Daten	Mittel	17,28	16,2	-	-	2,8	-	-	0,2
	T85	19,06	17,9	-	-	4	-	-	0,3
	Anzahl	5	5	-	-	5	-	-	5

Für den gelösten Kohlenstoff liegen keine Daten vor. Anhand des TOC wird der gelöste Kohlenstoff für die spätere Anlagenauslegung abgeschätzt. Dabei wird davon ausgegangen, dass 10 % des TOC partikulär vorliegen. Es ergibt sich somit ein Wert für das 85%-Perzentil von 8,1 mg_{DOC}/L, der für die Auslegung verwendet wird.

Aus den so gemessenen Konzentrationen der verschiedenen Parameter, ergeben sich keine Einschränkungen für die spätere Verfahrenswahl für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination. Im Fall einer groß-

technischen Realisierung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination sollten die angenommenen Werte jedoch durch zusätzliche separate Messungen verifiziert werden. Des Weiteren muss das Vorkommen von Bromid im Abwasser untersucht werden. Dieses wird in Kapitel 4.4 gesondert betrachtet.

4.3 Mikroschadstoffe

4.3.1 Bewertungsmaßstab

Durch fehlende Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen kann eine Bewertung der Kläranlagenabläufe nur über die vorliegenden Orientierungswerte für Mikroschadstoffe in Oberflächengewässern vorgenommen werden. Dabei führt die Einleitung in einen schwachen Vorfluter zu einer stärkeren Beeinflussung des Ökosystems als bei einer starken Verdünnung in einem starken Vorfluter. Der Verdünnungsfaktor durch die Einleitung in ein Oberflächengewässer wurde in der Bewertung der gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage nicht berücksichtigt.

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

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

Die Erläuterungen und Quellen der in Tabelle 4-2 dargestellten Zielwerte sind Tabelle 4-3 zu entnehmen. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte nach dem Schema in Tabelle 4-4.

Tabelle 4-2: Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltsstoffe (MKULNV 2014)

Substanzgruppe	Substanz	Zielwert J-MW (µg/l)	Quelle (Erläuterung in Tabelle 4-3)
Arzneimittelrückstände	Carbamazepin	0,5	OW (3, 7)
	Diclofenac	0,05	OW (3, 6, 7)
	Metoprolol	7,3	OW (4)
	Sulfamethoxazol	0,6	OW (4, 7)
	Ibuprofen	0,01	OW (4, 6)
Röntgenkontrastmittel (RKM)	Iopromid	0,1	PV
	Iomeprol	0,1	PV
	Iopamidol	0,1	OW (3)
Östrogene	Ethinylestradiol	0,000035	OW (6)
Pestizide/ PSM-Wirkstoffe	Mecoprop (MCP)	0,1	UQN (1)
	Isoproturon (Herbizid)	0,3	UQN (2)
	Terbutryn (Biozid)	0,065	OW (2, 6)/ UQN (3)
Biozide	m-Tolylsäurediethylamid (DEET)	71,3	OW (4)
Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	10	PV
	4-Methylbenzotriazol	10	PV
	5-Methylbenzotriazol	10	PV
	5,6-Dimethylbenzotriazol	10	PV
Moschusduftstoffe/ synth. Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	7	OW (2)
	Tonalid (AHTN)	3,5	OW (2)
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,00065	OW (5, 6)/ UQN (3)
	Perfluorbutansäure (PFBuA)	0,1	OW (5, 6), PV
	Perfluorbutansulfonsäure Isomeren (GPFBS)	0,1	OW (5, 6), PV
Komplexbildner	Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	240	OW (3), PV
	Nitritotriessigsäure (NTA)	80	OW (3), PV
	Diethylenetriaminpentaessigsäure (DTPA)	10	PV
Abkürzungen: UQN Umweltqualitätsnorm (gesetzlich verbindlich) OW Orientierungswert (keine gesetzliche Verbindlichkeit, fachlich abgeleitet) PV präventiver Vorsorgewert (Orientierungswert, fachlich nicht abgeleitet)			

Tabelle 4-3: Quellenerläuterung zu Tabelle 4-2

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

Tabelle 4-4: Bewertungsmaßstab der Mikroschadstoffkonzentrationen im Oberflächengewässer im Ablauf des GWK Kessenich (ZW: Zielwert)

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

4.3.2 Screening auf Mikroschadstoffe in Kessenich

Im Rahmen des Monitorings der Erft, wurden mengenproportionale Tagesmischproben im Ablauf des GWK Kessenich gezogen und analysiert. Tabelle 4-5 zeigt die ermittelten Konzentrationen für ausgewählte Mikroschadstoffe. Eine Liste mit allen gemessenen Mikroschadstoffen kann dem Anhang entnommen werden. Die farbliche Gestaltung erfolgte gemäß Tabelle 4-4.

Tabelle 4-5: Konzentrationen ausgewählter Mikroschadstoffe im Ablauf des GWK Kessenich

	Einheit	Zielwert	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	5.700	12.000	2.600	4.800	3.800	3.600	5.000	7.000
Carbamazepin	ng/L	500	660	570	290	370	580	350	480	680
Clarithromycin	ng/L	20	<20	310	<20	<20	270	280	<20	<20
Diclofenac	ng/L	100	2.000	1.600	770	1.200	1.700	1.100	1.500	1.800
Metoprolol	ng/L	7.300	1.200	2.000	680	1.100	1.100	780	1.300	2.400
Sulfamethoxazol	ng/L	150	270	<50	<50	<50	240	<50	770	240
Terbutryn	ng/L	65	<50	<60	<50	60	90	80	50	70

Für die gesetzlich noch nicht geregelten Substanzen aus der Gruppe der Arzneimittelwirkstoffe sind im Kläranlagenablauf Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Oberflächengewässer festgestellt worden. Dabei liegen die Konzentrationen für die Schmerzmittel Diclofenac und Ibuprofen, die Antibiotika Clarithromycin, Erythromycin, Sulfamethoxazol und den Betablocker Bisoprolol in den meisten Proben um mehr als das Vierfache über dem Vorschlag. Der Betablocker Sotalol und das Antibiotikum Trimethoprim liegen bei Konzentrationen im für Oberflächengewässer geltenden mäßigen (Zielwert – 2 Zielwert) Bereich.

Für die analysierten Pestizide konnten nur leichte Überschreitungen der Zielwert-Vorschläge für Terbutryn nachgewiesen werden.

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

Des Weiteren ist eine Überschreitung des Zielwerts für Triclosan erkennbar. Die Konzentrationen liegen in der Regel im unbefriedigenden Bereich (2 Zielwert – 4 Zielwert).

Als Zwischenfazit aus dem Monitoring ist festzuhalten, dass die Konzentration der Indikatorsubstanzen Diclofenac und Clarithromycin im Ablauf des GWK Kessenich die Zielwerte der D4-Liste des MKULNV zur Bewertung der Oberflächengewässer nach dem Monitoringprogramm gemäß EG-WRRL überschreiten und dass der ökologische Zustand der Erft unterhalb der Einleitstelle als „schlecht“ bewertet wird. Dabei ist allerdings zu beachten, dass sich die Zielwerte der D-4 Liste auf das Vorkommen von Stoffen im Gewässer beziehen, die Mikroschadstoffe aber im Kläranlagenablauf gemessen wurden.

4.4 Bromidkonzentrationen

Aus Bromid kann bei der Ozonung des Kläranlagenablaufs das Transformationsprodukt Bromat gebildet werden, welches als potentiell kanzerogen gilt. Aus diesem Grund sind vorab die Bromid-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage zu untersuchen. Bei der ersten Messung wurde ein Wert von 150 µg/L gemessen. Diese vergleichsweise hohe Bromidkonzentration konnte in weiteren Messungen jedoch nicht bestätigt werden. Auf Grundlage dieser Messungen ist die Ozonung für die Variantenbeurteilung nicht auszuschließen.

Dennoch sollten vor dem Hintergrund einer möglichen Implementierung einer Ozonung Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und zum Bromatbildungspotenzial durchgeführt werden. Zurzeit wird zur Beurteilung der Trinkwassergrenzwert für Bromat in Höhe von 10 µg/L (TrinkwV, 2011) herangezogen. Das Ökotoxzentrum der Schweiz hat zudem eine UQN-Konzentration in Höhe von 50 µg/L vorgeschlagen (Ökotoxzentrum, 2015). Der PNEC¹-Wert liegt bei 3 mg/L.

4.5 Auslegungswassermenge

Eine verbindliche Regelung zur Auslegungswassermenge der Stufe zur Mikroschadstoffelimination gibt es zurzeit noch nicht. In der im September 2016 veröffentlichten zweiten Auflage der Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW wird generell empfohlen, die Jahresschmutzwassermenge zu behandeln. Da diese Menge bei Misch- und Trennsystemen unterschiedliche Schmutzwasseranteile haben, wird zwischen einer Auslegung auf einen Teilstrom und Vollstrom unterschieden. Grundsätzlich gilt eine Vollstromauslegung bei reinen Trennsystemen. Bei Mischsystemen wird empfohlen basierend auf einem immissionsbasierten Ansatz zunächst die Gewässerseite zu betrachten. Dabei werden unterschiedliche Zustände wie z.B. das Verhältnis der Kläranlageneinleitung zum mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) des aufnehmenden Gewässers, die Sensibilität oder Nutzungsart des Gewässers unterhalb der Kläranlageneinleitung, der Belastungsgrad des Kläranlagenablaufs mit Mikroschadstoffen oder eine Beeinträchtigung der biologischen Qualitätskomponente überprüft. Sollten bei dieser Prüfung kritische Stände festgestellt werden, ist eine Einzelfallbetrachtung zur Bestimmung der Auslegungswassermenge notwendig. Andernfalls können die Anlagen auf den maximalen Trockenwetterabfluss ausgelegt werden. Die Auslegungswassermenge sollte mindestens dem nach ATV-DVWK A 198 bestimmten maximalen Trockenwetterabfluss $Q_{T,h,max}$ entsprechen. Weiterhin sind die Nachweise zu führen, dass mit der Auslegungswassermenge mindestens die gesamte Jahresschmutzwassermenge und 70 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können. In der Regel ist die Auslegungswassermenge immer mit der oberen Wasserbehörde abzustimmen (KOM-M.NRW 2016).

Das GWK Kessenich bekommt das Abwasser gesammelt über ein Mischsystem. Das Verhältnis von Kläranlageneinleitung zu MNQ liegt bei über 1/3 und ist somit relativ hoch. Bei einer Umsetzung ist zu prüfen, ob die Auslegungswassermenge nach einem immissionsbasierten Ansatz durch Einzelfallprüfung festgelegt werden muss. Dieses muss zwischen dem Erftverband und der Bezirksregierung geklärt werden. Für die Betrachtung in dieser Machbarkeitsstudie wurde auf Wunsch vom Erftverband ein emissionsbasierten Ansatz zur Festlegung der Auslegungswassermenge herangezogen.

Abbildung 4-1 zeigt die stündlichen Ablaufwassermengen des GWK Kessenich im Zeitraum zwischen Januar 2013 und Juni 2016. Aufgrund von Fehlern bei der Messung wurden in Absprache mit dem Erftverband an Trockenwettertagen alle Werte die größer als 2.000 m³/h sind, nicht als Trockenwetterab-

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

fluss definiert. Für den Zeitraum zwischen Mitte November 2014 und Ende März 2015 liegen aufgrund einer Systemumstellung keine Abflussmengenmessungen vor. Daher kann dieser Zeitraum nicht in die Bestimmung der Auslegungswassermenge mit einbezogen werden. Als horizontale rote Linie ist in Abbildung 4-1 das Maximum der nach ATV-DVWK A 198 ermittelten $Q_{T,h,max,mM}$ über die Jahre 2013 bis 2016 eingezeichnet.

Auf Grundlage dieses Wertes wird die Auslegungswassermenge, mit der die nachfolgende Erarbeitung technischer Anlagenkonzepte durchgeführt wird, in Abstimmung mit dem Erftverband auf $1.500 \text{ m}^3/\text{h}$ festgelegt.



Abbildung 4-1: Wassermengen $Q_{T,h}$ und Q_h des Zeitraums 01/2013-06/2016

Aus Abbildung 4-2 geht hervor, dass mit der Auslegungswassermenge zwischen 84 und 88 % der Jahresabwassermenge behandelt werden können. Damit ist der geforderte Nachweis einer Behandlung von mindestens 70 % der Jahresabwassermenge erbracht (KOM-M.NRW 2016).

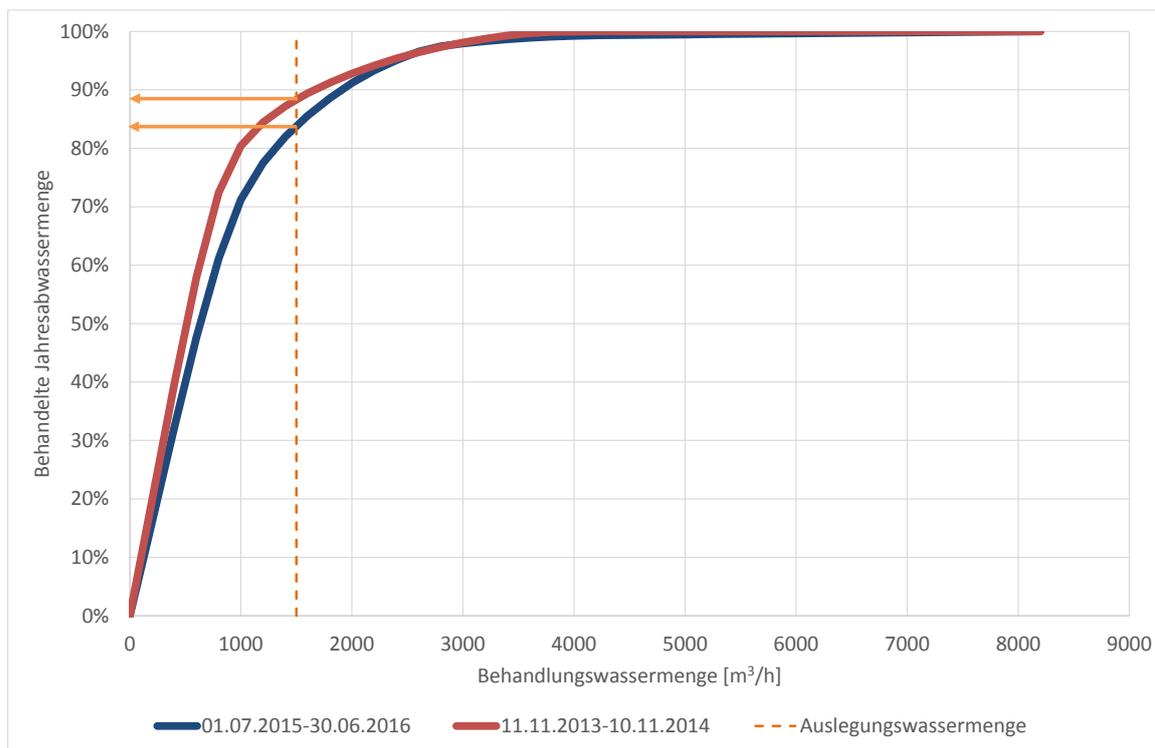


Abbildung 4-2: Auslegungswassermenge und damit behandelbare Jahresabwassermenge

Bei einer Jahresabwassermenge im Jahr 1 (01.07.2015-30.06.2016) in Höhe von 10.936.835 m³/a können in der Stufe zur Mikroschadstoffelimination jährlich 9.171.124 m³/a behandelt werden. In Jahr 2 (11.11.2013-10.11.2014) können von der Jahresabwassermenge in Höhe von 8.831.659 m³/a 7.802.618 m³/a behandelt werden.

Wie oben ausgeführt, ist im Falle einer konkreten Planung ist die Auslegungswassermenge der Anlage zur Mikroschadstoffelimination in Absprache mit den Genehmigungsbehörden festzulegen. Dabei könnte beispielsweise das Verhältnis des Kläranlagenablaufs am MNQ der Erft von über 1/3 dazu führen, dass eine immissionsbasierte Festlegung der Auslegungswassermenge geprüft werden soll.

Bei der Umsetzung von Maßnahmen an der bestehenden Filtration muss gewährleistet werden, dass auch bei Regenwetter ein effektiver Feststoffrückhalt gewährleistet wird. Daher wird bei Varianten, welche die Filtration beinhalten, anstelle der Auslegungswassermenge die Auslegung anhand des Regenwasserzuflusses (4.089,6 m³/h) durchgeführt.

4.6 Eliminationsraten

Die Auslegung der vierten Reinigungsstufe erfolgt derart, dass eine Elimination der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, 1H-Benzotriazol und Terbutryn zu 80 % sichergestellt wird. Die Elimination wird bestimmt durch Messungen im Zulauf zur biologischen Stufe und dem Ablauf der vierten Reinigungsstufe und bezieht sich auf die Summe der standortrelevanten Substanzen und der sensitiven Leitparameter (KOM-M.NRW 2015d).

Tabelle 4-6: Standortrelevante Substanzen und sensitive Leitparameter

Zusätzliche standortrelevante Substanzen	Sensitive Leitparameter (KOM-M.NRW 2015d)
Amidotrizoessäure, Bisoprolol, Clarithromycin, Erythromycin, Flufenacet, Ibuprofen, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid, Sotalol, Triclosan, Trimethoprim	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxacol, Terbutryn, 1H-Benzotriazol

Die zu erwartende Eliminationsrate bzw. die Dosierung von Betriebsstoffen oder die Standzeit des Adsorptionsbettes ist bei den in Kapitel 6 beschriebenen Varianten jeweils abhängig von der Abwasserzusammensetzung. Letztlich ist es erforderlich, die Dosierstoffe und -mengen im Rahmen von Vorversuchen und in Abhängigkeit von den Mikroschadstoffen und dem gewählten Verfahren zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren.

5 Stand der Technik im Bereich der Mikroschadstoffelimination

5.1 Übersicht

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

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



Abbildung 5-1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination

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

5.2 Oxidative Verfahren

5.2.1 Ozonung

Grundlagen

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren, bei dem im Wasser vorliegende, schwer abbaubare Mikroschadstoffverbindungen durch den Eintrag von Ozon zu leichter abbaubaren Verbindungen oxidiert werden. Das zur Oxidation verwendete Ozon stellt dabei ein sehr reaktives und instabiles Gas dar, welches an der Luft zu Sauerstoff (O₂) zerfällt und daher unmittelbar vor der Ozonung aus Trockenluft oder Sauerstoff gebildet werden muss.

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

Anordnung im Kläranlagenablauf

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



Abbildung 5-2: Schematische Darstellung der Einbindung einer Ozonung in den bestehenden Klärprozess (KOM-M.NRW 2015c)

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

Ozonerzeugung

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

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

Ozondosierung und -eintrag

Die Ozondosierung wird mit Hilfe der spezifischen Dosierung Z_{spez} ausgedrückt und stellt die maßgebliche Steuerungsgröße der Ozonung dar. Die Dosierung erfolgt in der Regel anhand der DOC-

Konzentration im Zulauf der Ozonanlage, kann aber auch proportional zur Zulaufabwassermenge erfolgen. Letzteres Verfahren wird vor allem als Standardverfahren für kleinere Anlagen unter 100.000 EW und ohne starke Schwankungen des DOC angesehen (KOM-M.NRW 2015a). Des Weiteren wurden Regelstrategien untersucht, die sich an der Absorbanzabnahme vor und nach der Ozonung orientieren (Wittmer et al. 2013) und auch die Ozonkonzentrationen im Offgas und in der gelösten Phase können in das Regelungskonzept integriert werden (KOM-M.NRW 2015a).

Als Richtwerte für die Ozondosierung anhand der DOC-Konzentrationen im Zulauf zur Ozonanlage gilt eine spezifische Dosierung von 0,6 - 0,8 mg O₃/mg DOC (Barjenbruch und Firk 2014). Das Schweizerische Bundesamt für Umwelt nennt zudem eine Ozondosis von 0,7 - 0,9 mg O₃/mg DOC als ausreichend für die Elimination der meisten Mikroschadstoffe (Abegglen und Siegrist 2012).

Der Eintrag des so dosierten Ozons erfolgt über das Ozoneintragungssystem, wobei primär zwei Arten von Eintragungssystemen unterschieden werden (Abbildung 5-3). So kann das Ozon einerseits in Form von feinen Gasbläschen durch einen Diffusor am Beckenboden in das Kontaktbecken eingebracht werden. Hierbei sollte die Beckentiefe mindestens 5 m betragen, um einen weitestgehenden Übergang des gasförmigen Ozons in die Wasserphase zu erreichen. Andererseits ist auch der Eintrag über ein Pumpe-Injektor-System möglich. Hier wird das Ozon in einen Abwasserteilstrom eingebracht, der anschließend mit dem Hauptstrom vermischt und so dem Kontaktbecken zugeführt wird (KOM-M.NRW 2015a). Als dritte Möglichkeit existiert der Eintrag im Rohrreaktor, der jedoch noch nicht großtechnisch untersucht ist (Herbst und Maus 2013).

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



Abbildung 5-3: Ozon-Eintragungssysteme, Injektor (links) und Diffusor (rechts)

Reaktionsbecken

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

re Aufenthaltszeit kann mit 15 bis 30 Minuten angegeben werden, wobei bei einer schnellen Ozonzehnung auch wesentlich kürzere Aufenthaltszeiten von bis zu 10 Minuten möglich sind (KOM-M.NRW 2015a).

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

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

Nachbehandlung

Durch die Ozonung können problematische Stoffe, sogenannte Transformationsprodukte, gebildet werden. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die nach der Oxidation mit Ozon eine bessere Bioverfügbarkeit aufweisen und gegebenenfalls eine toxische Wirkung auf die Umwelt haben können. Da verschiedene Studien zeigen, dass viele Reaktionsprodukte der Ozonung im Rahmen einer biologischen Nachbehandlung entfernt werden können (Stalter et al. 2010a; Stalter et al. 2010b; Zimmermann 2011; Abegglen und Siegrist 2012), wird die Nachbehandlung des ozonierten Wassers nach dem derzeitigen Wissensstand als empfehlenswert erachtet.

Zu den möglichen Verfahren der Nachbehandlung gehören biologische Verfahren wie z. B. biologische Sandfiltration, Wirbelbett und Festbett oder biologisch-adsorptive Verfahren wie beispielsweise GAK-Filter. Zudem können vorhandene biologisch wirksame Filteranlagen und Schönungsteiche eingesetzt werden.

Besonderes Augenmerk liegt im Zusammenhang mit den Transformationsprodukten auf den Leitparametern Bromat und Nitrosamine (ARGE TP 10 2011). Bromat wird als potenzielles Kanzerogen angesehen und entsteht durch die Oxidation von Bromid, welches natürlich oder anthropogen in die Gewässer eingetragen wird. Für Nitrosamine ist eindeutig eine krebserzeugende Wirkung nachgewiesen (ARGE TP 10 2011). Sie entstehen bei der Ozonung durch die Oxidation organischer Amine.

5.2.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP sind weitergehende Verfahren zur Abwasserbehandlung durch Oxidation zu verstehen. Sie basieren auf der Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals ($\text{OH}\cdot$), welches aufgrund seiner kurzen Lebensdauer vor Ort erzeugt werden muss. Zur Herstellung des Hydroxyl-Radikals werden verschiedene Verfahren, wie beispielsweise die Kombinationen aus UV-Strahlung und Wasserstoffperoxid, die Verbindung von UV-Strahlung und Titanoxid oder die kombinierte Anwendung von Ozon und Wasserstoffperoxid, herangezogen (Micropoll 2012).

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

5.3 Adsorptive Verfahren

5.3.1 Grundlagen

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

Im Bereich der Abwasserreinigung erfolgt die Adsorption der Mikroschadstoffe durch den Einsatz von Aktivkohle. Hierunter ist Kohle mit einer sehr porösen Struktur zu verstehen, die sich durch eine hohe spezifische Oberfläche (500-1500 m²/g) auszeichnet (Micropoll 2012). Die Herstellung dieser porösen Kohle kann aus verschiedenen Rohstoffen wie beispielsweise Holz, Kokosnussschalen, Torf oder Braun- und Steinkohle erfolgen. Der Herstellungsprozess besteht dabei aus zwei Schritten, wobei zunächst im Rahmen der Karbonisierung der Rohstoff bei hohen Temperaturen (>1200°C) und unter Sauerstoffausschluss verbrannt wird. Anschließend erfolgt dann die Aktivierung, bei der durch die Behandlung der Kohle mit Wasserdampf, Luft, Sauerstoff oder Chemikalien die große spezifische Oberfläche in Form von Poren, Spalten und Rissen in der Kohle erzeugt wird (Donau Carbon 2015).

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

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

5.3.2 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

Anordnung im Kläranlagenablauf

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

Zur Anordnung der Filtration bestehen zwei Ausführungsalternativen. Einerseits kann der GAK-Filter einer herkömmlichen Filtrationsstufe nachgeschaltet werden (vgl. Abbildung 5-4). So erfolgt im vorgeordneten Filter zunächst die Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe, bevor in der anschließenden GAK-Filtration die Elimination der Mikroschadstoffe stattfindet. Alternativ ist es möglich der biologischen Reinigung eine alleinige GAK-Filtration nachzuschalten. Dies ist vor allem dann wirtschaftlich interessant,

wenn aus Platzgründen kein Neubau einer zusätzlichen Filtration möglich ist und vorhandene Bausubstanz genutzt werden soll (Herbst und Maus 2013).



Abbildung 5-4: Schematische Darstellung der Einbindung einer GAK-Filtration in den bestehenden Klärprozess (2015b)

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

Filteranlage

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

Zur Auslegung der GAK-Filter sind die Leerbettkontaktzeit² sowie die Filterbettgeschwindigkeit festzulegen. Als Anhaltswerte werden eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten sowie eine Filterbettgeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h angegeben (Tchobanoglous et al. 2003). Die Leerbettkontaktzeiten und Filterbettgeschwindigkeiten der großtechnischen Untersuchungen in den Kläranlagen Düren-Merken, Obere Lutter, Gütersloh-Putzhagen und Bad Oeynhausen sind zudem der Tabelle 5-1 zu entnehmen.

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

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

Auswahl der geeigneten Kohle

Granulierte Aktivkohle besitzt einen Korndurchmesser von 0,5 bis 4,0 mm. Darüber hinaus ist eine Unterscheidung der Kohlen innerhalb dieser Größenklasse zum Beispiel anhand des verwendeten Rohma-

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

terials, des Herstellungsverfahrens und der Porenstruktur möglich (Donau Carbon 2015). Zur Auswahl der geeigneten Aktivkohle wird mit Hilfe von Säulenversuchen und Kleinfilterschnelltests das Adsorptionsverhalten für Mikroschadstoffe, DOC und CSB untersucht. Neben den spezifischen Eliminationsraten verschiedener Mikroschadstoffe sind bei der Auswahl jedoch auch die Kriterien der Betriebskosten für den regelmäßigen Kohleaustausch sowie die Kornhärte bzw. mechanische Stabilität zu berücksichtigen. Letzteres Kriterium ist vor allem in Zusammenhang mit dem Spülvorgang relevant, da die Luftspülung des Filtermaterials zur Abrasion der Aktivkohle führen kann (KOM-M.NRW 2015a).

Austausch der granulierten Aktivkohle

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

Beim Umgang mit der genutzten GAK sind dann grundsätzlich die beiden Optionen der Entsorgung sowie der Wiederverwendung in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wiederverwendung wird das beladene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass durch die thermische Behandlung, das heißt die Reaktivierung, etwa 10 bis 20 % Verlust einzukalkulieren sind, die durch das Hinzufügen neuer Aktivkohle ausgeglichen werden müssen (KOM-M.NRW 2015a).

Eine wichtige Größe hinsichtlich des Zeitpunktes für den Austausch bzw. die Reaktivierung der GAK ist das durchsetzbare Bettvolumen³. Hierunter ist die Menge Abwasser zu verstehen, die pro Filterbett granulierter Aktivkohle behandelt werden kann bis die entsprechende Aktivkohle ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss. Beruhend auf Erfahrungswerten wird ein erzielbares Bettvolumen für Einzelfilter von 3.000 bis 16.000 angegeben (KOM-M.NRW 2015a). Für einige Stoffe ist auch bei längeren Standzeiten noch eine Elimination festzustellen. Konkrete Werte für das Bettvolumen bei der Elimination von Diclufenac und Carbamazepin liegen zwischen 14.000 bis 16.000.

5.3.3 Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

Grundlagen der Mikroschadstoffelimination mittels PAK

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

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

PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe

Bei der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe erfolgt die Anordnung dieser Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigung (vgl. Abbildung 5-5), um die pulverisierte Aktivkohle primär mit

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

biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Adsorptionsstufe besteht hierzu aus einem Kontaktbecken sowie einem diesem nachgeschalteten Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp 2008).

Im Kontaktbecken finden die Dosierung der PAK und die Beladung der Aktivkohle mit Mikroschadstoffen statt. Im Anschluss wird das behandelte Wasser inklusive der beladenen Aktivkohle dem Sedimentationsbecken zugeführt, wo die Pulveraktivkohle abgetrennt wird. Um in diesem Zusammenhang den Aufbau einer abtrennbaren Flocke zu fördern, erfolgt die Zugabe von Fällmitteln in das Sedimentationsbecken (Metzger und Kapp 2008). Ein Teil des so anfallenden Kohleschlammes wird anschließend zum Zweck der Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle in das Kontaktbecken zurückgeführt. Der restliche Anteil des Kohle-Schlamm-Gemisches wird als Überschusskohle entnommen und der biologischen Reinigungsstufe bzw. der Schlammbehandlung zugeführt (ARGE TP 9 2013). Da das ablaufende Wasser aus dem Sedimentationsbecken noch PAK-Partikel enthält, wird es abschließend zudem einer Filtrationsanlage zugeleitet, in der die PAK-Rückstände beseitigt werden (ARGE TP 9 2013). Auch vor der Filtration kann dem Wasser erneut Fällmittel zugegeben werden, um die Reinigungsleistung zu erhöhen. Das bei der Spülung der Filter anfallende Spülwasser wird in die biologische Reinigung zurückgeführt, wo eine weitere Beladung der Aktivkohle stattfindet (Metzger 2010).

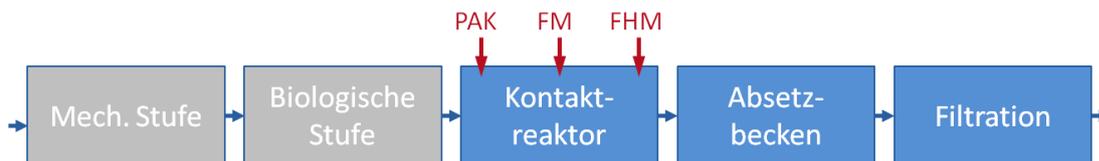


Abbildung 5-5: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in einer separaten Adsorptionsstufe (KOM-M.NRW 2015c)

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

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

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

- Filtergeschwindigkeit von maximal 12 m/h (nach DWA Arbeitsblatt A 203: 15 m/h)

- 1. Filterschicht 75 cm Sandschicht mit \varnothing 0,71 – 1,25 mm
- 2. Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit \varnothing 1,4 – 2,5 mm

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

PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration (Filterüberstand)

Bei der PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration sind die beiden zuvor beschriebenen Adsorptionsstufen des Kontaktbeckens und der Abscheidung in einer Anlage vereint. Auch hier wird die Adsorptionsstufe der biologischen Reinigung nachgeschaltet, wobei die Pulveraktivkohle in den Abfluss der Nachklärung dosiert wird, der anschließend einer Flockungsfiltration zufließt (vgl. Abbildung 5-6). Der Überstand der Flockungsfiltration wirkt somit als Kontaktbecken für die pulverisierte Aktivkohle und die anschließende Filtration stellt die Rückhalteeinrichtung dieser Ausführungsalternative dar (KOM-M.NRW 2015a).

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



Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor der abschließenden Abwasserfiltration (KOM-M.NRW 2015c)

Um einen besseren Rückhalt der PAK im Filter zu erreichen, ist es zudem möglich, neben der Aktivkohle Fällmittel in den Filterüberstand zu geben, wobei sich laut ARGE TP 5 (2012) ein Dosierverhältnis von 0,2 g Fe/g PAK bewährt hat.

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

PAK-Dosierung vor nachgeschaltete Membranstufe und dortiger Rückhalt

Zur Abscheidung der Aktivkohle können neben Filteranlagen auch Membranen eingesetzt werden. Ein weiteres Verfahren stellt daher die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer Membrananlage dar (vgl. Abbildung 5-7). Dabei kann die Membranstufe als Neubau konzipiert werden oder es ist möglich die Filterzellen eines bestehenden Filters zu entkernen und die Membranmodule in die entkernten Filterzellen einzusetzen.



Abbildung 5-7: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung vor Membranmodulen

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

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

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

Den vorangegangenen Verfahren sehr ähnlich ist die PAK-Dosierung in den Zulauf der Filtration mit separatem Kontaktbecken. Gemäß Abbildung 5-8 wird die pulverisierte Aktivkohle hierbei zusammen mit Flockungshilfsmitteln in einen dem Filter vorgeschalteten Flockungsraum gegeben. Anschließend wird das so behandelte Wasser dann der Filtration zugeführt, wodurch die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsbecken entfällt und das Kontaktbecken (Flockungsraum) mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 - 30 min vergleichsweise klein ist (Herbst und Hilbig 2013).



Abbildung 5-8: Schematische Darstellung der PAK-Dosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum) nach (Herbst und Hilbig 2013)

Das vorgestellte Verfahren bietet sich bei Kläranlagen an, die bereits mit einer Flockungsfiltration ausgestattet sind, da so bis auf die Infrastruktur für die PAK- und Fällmitteldosierung sowie Lagerung keine weiteren Investitionen erforderlich sind (Herbst und Hilbig 2013).

Simultane PAK-Dosierung im Belebungsbecken

Eine sehr einfache Möglichkeit des Eintrags der pulverisierten Aktivkohle in das zu behandelnde Wasser stellt die Dosierung in das Belebungsbecken dar. Hierbei dient das Belebungsbecken der biologischen Reinigungsstufe gleichzeitig auch als Kontaktraum der Aktivkohle mit dem zu behandelnden Wasser (vgl. Abbildung 5-9).

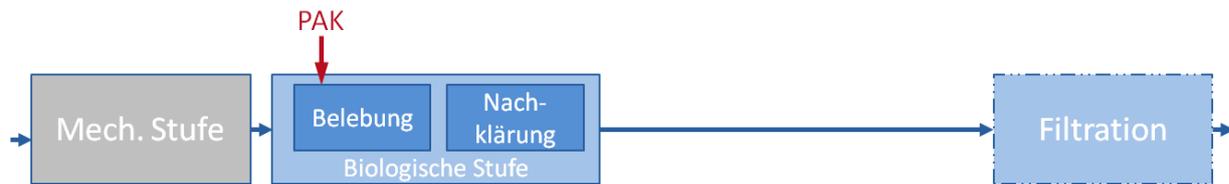


Abbildung 5-9: Schematische Darstellung der simultanen PAK-Dosierung im Belebungsbecken (KOM-M.NRW 2015c)

Die beladene Aktivkohle wird im Rahmen dieses Verfahrens direkt über den Überschussschlamm der biologischen Reinigung aus dem System entfernt bzw. zusammen mit dem Rücklaufschlamm erneut dem Belebungsbecken zugeführt. Bei unzureichendem Rückhalt der Aktivkohle in der Nachklärung muss die Anordnung einer Filtrationsanlage hinter der biologischen Reinigungsstufe erfolgen (KomS-BW 2015b). Erfahrungen zu dieser Anwendungsform zeigen aber, dass sich die Absetzeigenschaften des Schlammes durch die Zugabe von Aktivkohle verbessern (ARGE TP 6 2014).

Anlieferung und Lagerung

Die Anlieferung der pulverisierten Aktivkohle zur Kläranlage erfolgt mit Hilfe von Silotransportfahrzeugen. Dabei richtet sich die Menge der gelieferten Aktivkohle nach den Tagen, für die der Aktivkohlevorrat ausreichen soll. Dies hat wiederum Einfluss auf das Bemessungsvolumen des Silos der Kläranlage, in dem die Kohle in unmittelbarer Nähe zum Eintragsort der Aktivkohle gelagert werden soll. Das Volumen des Silos sollte dabei mindestens so groß sein, dass eine LKW-Ladung der Aktivkohle gespeichert werden kann. Zudem ist bei der Auslegung darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Aktivkohle sich beim Befüllen des Silos ausdehnt (KOM-M.NRW 2015a). So kann die Lagerungsdichte je nach Lagerung im Silofahrzeug und nach der Silobefüllung zwischen 500 kg/m³ und 420 kg/m³ schwanken (Herbst und Hilbig 2013).

Kohledosierung und -eintrag

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

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

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

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

PAK-Entsorgung

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

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

5.4 Physikalische Verfahren

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

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

5.5 Großtechnische Anlagen zur Mikroschadstoffelimination im In- und Ausland

5.5.1 Ozonung

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

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

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

5.5.2 Adsorptive Verfahren

Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

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

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

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

Aktivkohleadsorption mittels pulverisierter Aktivkohle (PAK)

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

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

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

6 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

6.1 Auswahl der Varianten

6.1.1 Einleitung

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 5 dargestellten Verfahrenstechniken auf ihre Einsatzmöglichkeit auf dem GWK Kessenich untersucht. Anhand verschiedener Randbedingungen kann zunächst eine Vorauswahl der möglichen Eliminationsverfahren für eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination getroffen werden. Anschließend erfolgt für technisch wirtschaftlich realisierbare Verfahrensvarianten die detailliertere Ausarbeitung.

6.1.2 Strukturelle Randbedingungen auf der Kläranlage Kessenich

Mögliche strukturelle Randbedingungen, die bei der Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zu berücksichtigen sind, sind die Nutzbarkeit vorhandener Bausubstanz, die Flächenverfügbarkeit für Neubauten und die Hydraulik der bestehenden Anlage.

Im GWK Kessenich kommt die Flockungsfiltration zur Einbindung in eine vierte Reinigungsstufe in Frage. Zum einen kann die Flockungsfiltration für eine Pulveraktivkohledosierung genutzt werden oder die Flockungsfiltration wird zu einem GAK-Filter oder zur Membranstufe umgebaut. Die Flockungsfiltration ist zudem auch als Nachbehandlung im Rahmen der Ozonung und bei der PAK-Dosierung in ein separates Kontaktbecken nutzbar.

Ergänzend zu der bestehenden Struktur sind zur Vorauswahl der zu betrachtenden Varianten zudem Freiflächen und mögliche weitere unnutzbare Flächen von Interesse, auf denen ein Neubau der Anlage zur Mikroschadstoffelimination möglich ist. Auf dem GWK Kessenich bietet sich zur Errichtung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination eine Freifläche nördlich der bestehenden Nachklärung an. Eine Veranschaulichung der möglichen Nutzungsflächen ist Abbildung 6-1 zu entnehmen.



Abbildung 6-1: Potentielle Fläche zum Bau einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kessenich (ELWAS-WEB 2016)

Als drittes Kriterium bei der Auswahl möglicher Varianten ist die Hydraulik der bestehenden Anlage heranzuziehen. Ziel der Betrachtung ist es, Varianten zu erkennen, die ohne oder mit geringem zusätzlichem Pumpaufwand umsetzbar sind. Eine schematische Darstellung des hydraulischen Längsschnittes des GWK Kessenich ist der Abbildung 6-2 zu entnehmen. Abgebildet ist der relevante Anlagenausschnitt von den Belebungsbecken bis zum Kläranlageauslauf in die Erft.

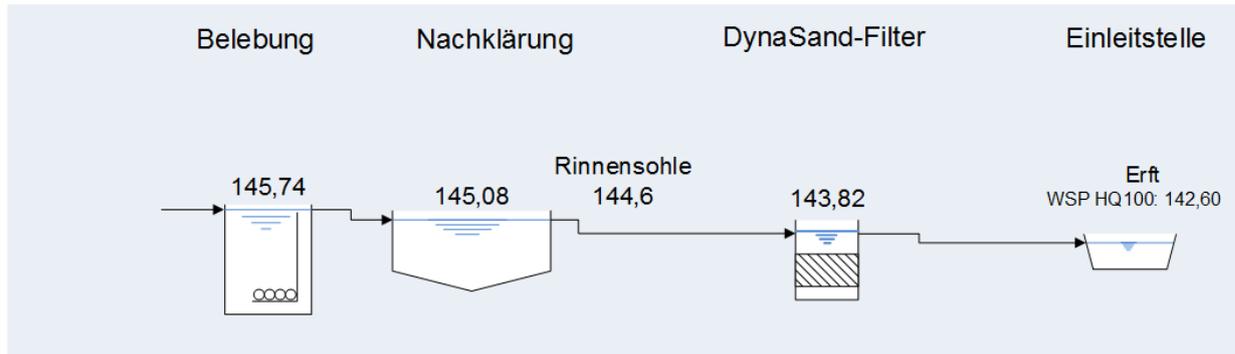


Abbildung 6-2: Wasserspiegellagen auf dem GWK Kessenich im Bereich Belebungsbecken - Ablauf Kläranlage (Angaben in m ü. NN)

Die Wasserspiegeldifferenz zwischen der Nachklärung und der Flockungsfiltration beträgt 126 cm. Diese Differenz ergibt sich aus der Höhe des Ablaufs des Nachklärbeckens (145,08 m ü. NN) und der Wasserspiegellage im Zulauf zu den Filtern (143,82 m ü. NN). Für die Ermittlung der relevanten Wasserspiegeldifferenz z.B. für die Beschickung einer Ozonanlage muss allerdings die Sohlhöhe des Ablaufs der Nachklärung (144 m ü. NN) und die Wasserspiegellage im Zulauf zu den Filtern herangezogen werden. Damit ergibt sich eine nutzbare Wasserhöhe von 0,78 m. Nach Abzug von pauschal 0,18 m für Rohrleitungsverluste bleibt eine nutzbare Wasserhöhe von 0,6 m.

6.1.3 Randbedingungen resultierend aus Abwassereigenschaften

Neben den beschriebenen strukturellen Randbedingungen können auch die Konzentrationen verschiedener Abwasserparameter Aufschluss darüber geben, ob eine bestimmte Verfahrensvariante in Frage kommt oder grundsätzlich auszuschließen ist. Ein relevanter Parameter ist hierbei zum einen die Bromidkonzentration im Abwasser, da im Rahmen der Ozonung aus Bromid kanzerogenes Bromat gebildet werden kann. In Kessenich wurde ein Bromidwert in Höhe von 150 µg/L gemessen. Zur Bestätigung dieses Wertes wurden anschließend noch weitere Messungen durchgeführt, dabei lagen die Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Der hohe Wert von 150 µg/L konnte demnach in den weiteren Messungen nicht bestätigt werden. Für das GWK Kessenich wird daher davon ausgegangen, dass die Bromidkonzentrationen üblicherweise niedriger liegen und es nur vereinzelt zu höheren Konzentrationen kommt.

Zum anderen stellen die Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe sowie die DOC-Konzentrationen eine wichtige Entscheidungshilfe dar. Zu hohe AFS- und DOC-Konzentrationen verringern die Effektivität der Ozonung wie auch der Aktivkohle hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination, da die abfiltrierbaren Stoffe bzw. der gelöste Kohlenstoff bei der Elimination aus dem Abwasser Konkurrenzstoffe für die Mikroschadstoffe darstellen. Die AFS- und TOC-Konzentrationen sind bereits in Kapitel 4.2 dargestellt. Da für den gelösten Kohlenstoff keine Daten vorliegen, wird davon ausgegangen, dass 10 % des TOC partikulär vorliegen. Es ergibt sich somit ein DOC-Wert als 85-Perzentil von 8,1 mgDOC/L, der für weitere Berechnungen verwendet wird. Der AFS beträgt im Mittel 2,8 mg/L. Hierbei ist allerdings zu erwähnen, dass der Mittelwert aus nur 5 Werten ermittelt werden konnte. Es wird hier davon ausgegangen, dass auch bei einer höheren Datenmenge eine ähnliche Konzentration resultieren würde.

Die Konzentrationen liegen im für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination unbedenklichen Bereich, so dass sich keine Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der zu betrachtenden Varianten ergeben. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination sollten die angenommenen Werte jedoch durch zusätzliche separate Messungen verifiziert werden.

6.1.4 Auswahl der zu betrachtenden Varianten

Auf Basis der oben geschilderten Randbedingungen, können aus der Liste der grundsätzlich umsetzbaren Varianten nun die für Kessenich sinnvollen und vielversprechenden Varianten ausgesucht werden. Die nachfolgende Tabelle 6-1 führt alle möglichen Kombinationen von Eliminations- und Nachbehandlungsverfahren auf, die in Kessenich grundsätzlich anwendbar sind und bewertet diese hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit. Unterschieden werden dabei:

- Varianten, die aufgrund oben beschriebener Randbedingungen nicht möglich und daher auszuschließen sind (rot) sowie
- Varianten, deren Umsetzung möglich ist und die im Rahmen der nachfolgenden Ausarbeitung betrachtet werden (grün).

Tabelle 6-1: Übersicht über mögliche Varianten und Auswahl der betrachteten Varianten

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
Ozonung (Neubau auf nördlicher Freifläche)	DynaSand®-Filter	Möglich und weiterhin betrachtet	
PAK-Dosierung in Zulauf des DynaSand®-Filters	DynaSand®-Filter	Noch keine ausreichend gesicherten Ergebnisse zur Leistungsfähigkeit des DynaSand®-Filters bzgl. Rückhalt der PAK und Eliminationsleistung im DynaSand®-Filter und kein Flockungsraum vorhanden.	
PAK-Dosierung in Belebungsbecken	DynaSand®-Filter	Möglich und weiterhin betrachtet	
PAK-Dosierung in separates Kontakt- und Sedimentationsbecken (Neubau auf nördlicher Freifläche)	DynaSand®-Filter	Aufgrund der erforderlichen zwei Becken (Kontakt- und Sedimentationsbecken) ist der Flächenbedarf und Investitionsbedarf verhältnismäßig hoch	
PAK-Dosierung in separates Kontaktbecken (Neubau auf nördlicher Freifläche)	DynaSand®-Filter	Aufgrund des erforderlichen Kontaktbeckens erhöhter Aufwand und noch keine ausreichend gesicherten Ergebnisse zum Rückhalt der PAK durch DynaSand®-Filter	
Umbau des bestehenden DynaSand®-Filters zum GAK-Filter	-	Möglich und weiterhin betrachtet	
PAK-Dosierung in Belebung mit anschließender Ozonung	DynaSand®-Filter	Mehraufwand durch Kombination; fehlende Erfahrungen bzgl. des Mehrwerts	
Ozonung mit anschließender GAK-Filtration (Umbau des DynaSand®-Filters zu GAK-Filter) - biologisch aktivierte Filtration-	-	Sowohl Umbau des DynaSand®-Filters als auch Neubau der Ozonung notwendig, daher Aufwand verhältnismäßig hoch	
Ozonung mit anschließender	DynaSand®-Filter	Noch keine ausreichend gesicher-	

Verfahren/Ort	Nachbehandlung	Bewertung	Fazit
PAK-Zugabe in DynaSand®-Filter		ten Ergebnisse zur Leistungsfähigkeit des DynaSand®-Filters bzgl. Rückhalt der PAK	

Bei der Auswahl der Varianten wurde jeweils eins der Verfahren (Pulveraktivkohle, granuliert Aktivkohle und Ozon) ausgewählt.

Die Betrachtung einer Ozonvariante auf dem GWK Kessenich ist generell empfehlenswert, nicht nur aufgrund der Flexibilität des Verfahrens bezüglich Dosierungen, sondern auch aufgrund eines bestehenden Filters, der zur Nachbehandlung eingesetzt werden kann. Zudem bieten sich die hydraulischen Gegebenheiten für eine Einbindung einer Ozonanlage ohne zusätzliches Anheben des Abwassers an.

Für die Anwendung der Pulveraktivkohle ist die Wahl auf die Pulveraktivkohledosierung in die Belebung gefallen, da für die PAK-Dosierung in den Filterzulauf eines DynaSand®-Filters noch nicht ausreichend Ergebnisse zur Leistungsfähigkeit bezüglich des Rückhalts und der Eliminationsleistung vorhanden sind. Weiterhin wird diese Variante nicht näher betrachtet, da kein Flockungsraum vorhanden ist. Die PAK-Varianten mit separatem Kontakt- und Sedimentationsraum bzw. mit separatem Kontaktbecken sind auch aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen worden. Grund dafür ist, dass keine nutzbare Bau-substanz für die benötigte Beckenkapazität zur Verfügung steht und demnach ein kostenintensiver Neubau dieser Becken notwendig wäre.

Bei der Umsetzung eines GAK-Verfahrens wurde der Umbau des bestehenden DynaSand-Filters gewählt. Nach Rücksprache mit dem Erftverband ist der Einsatz des GAK-Filters nur für einen Betrieb im Vollstrom zu betrachten.

In der Verfahrensauswahl sind zudem keine Kombinationsverfahren vertreten, da diese aufgrund der Notwendigkeit gleichzeitig zwei Verfahren zu implementieren, im Vergleich zu den einfachen Verfahren deutlich höhere Investitionskosten mit sich bringen können. Ein weiterer Grund für den Ausschluss der Verfahrenskombinationen ist zudem, dass hinsichtlich der Leistungsfähigkeit zur Mikroschadstoffelimination und den möglichen Vorteilen, die den Mehraufwand hinsichtlich der Investitionskosten begründen würden, noch keine gesicherten Ergebnisse vorliegen.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Varianten wird für die Variante 1 neben der zunächst vorgesehenen Teilstrombehandlung ebenfalls die Vollstrombehandlung betrachtet. Für die Kläranlage Kessenich werden somit folgende Anlagenkonzepte detailliert ausgearbeitet:

- Variante 1a: Neubau Ozonung auf nördlicher Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Teilstrombehandlung)
- Variante 1b: Neubau Ozonung auf nördlicher Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Vollstrombehandlung)
- Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken (Vollstrombehandlung)
- Variante 3: GAK-Filtration in bestehenden DynaSand®-Filter (Vollstrombehandlung)

6.2 Variante 1a und 1b: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter

6.2.1 Integration auf dem Großklärwerk Kessenich

Die Ozonung wird in der bestehenden Prozessfolge auf dem GWK Kessenich der Nachklärung nachgeschaltet. Das dort behandelte Abwasser wird anschließend dem DynaSand®-Filter zur Nachbehandlung zugeleitet und fließt von dort in die Erft. Die Konzeption der Ozonanlage erfolgt als Neubau, während für die Nachbehandlung der bestehende DynaSand®-Filter genutzt wird.

Das zu behandelnde Abwasser wird dem Vereinigungsbauwerk, in dem die Abwasserströme aus den Nachklärbecken zusammengeführt werden, entnommen. Die Ozonanlage wird neben der Filteranlage errichtet (Abbildung 6-3). Demnach ist die Verlegung einer Rohrleitung vom Vereinigungsbauwerk zur Ozonanlage notwendig. Im Anschluss an die Behandlung mit Ozon wird das Abwasser dem DynaSand®-Filter zur biologischen Nachbehandlung zugeführt. Die Planung sieht diesbezüglich vor, eine Rohrleitung von der Ozonanlage zum Verteilbauwerk der DynaSand®-Filter zu verlegen.

Die Beschickung der Ozonanlage soll im freien Gefälle erfolgen. Der Wasserspiegel des Ablaufs des Nachklärbeckens liegt bei 145,08 m ü. NN und der Wasserspiegellage im Zulauf zu den Filtern bei 143,82 m ü. NN. Für die Ermittlung der relevanten Wasserspiegeldifferenz für die Beschickung einer Ozonanlage wird die Differenz der Sohlhöhe des Ablaufs der Nachklärung (144 m ü. NN) und die Wasserspiegellage im Zulauf zu den Filtern herangezogen. Damit ergibt sich eine nutzbare Wasserhöhe von 0,78 m. Nach Abzug von pauschal 0,18 m für Rohrleitungsverluste bleibt eine nutzbare Wasserhöhe von 0,6 m. Für die vorliegende Ausarbeitung der technischen Anlagenkonzepte wird angenommen, dass unter diesen Umständen eine Umsetzung der Ozonanlage ohne die Errichtung eines neuen Pumpwerks möglich ist. Im Falle einer späteren Realisierung der Variante 1, sollte in der Vorplanung die Fragestellung der Hydraulik detaillierter betrachtet werden.

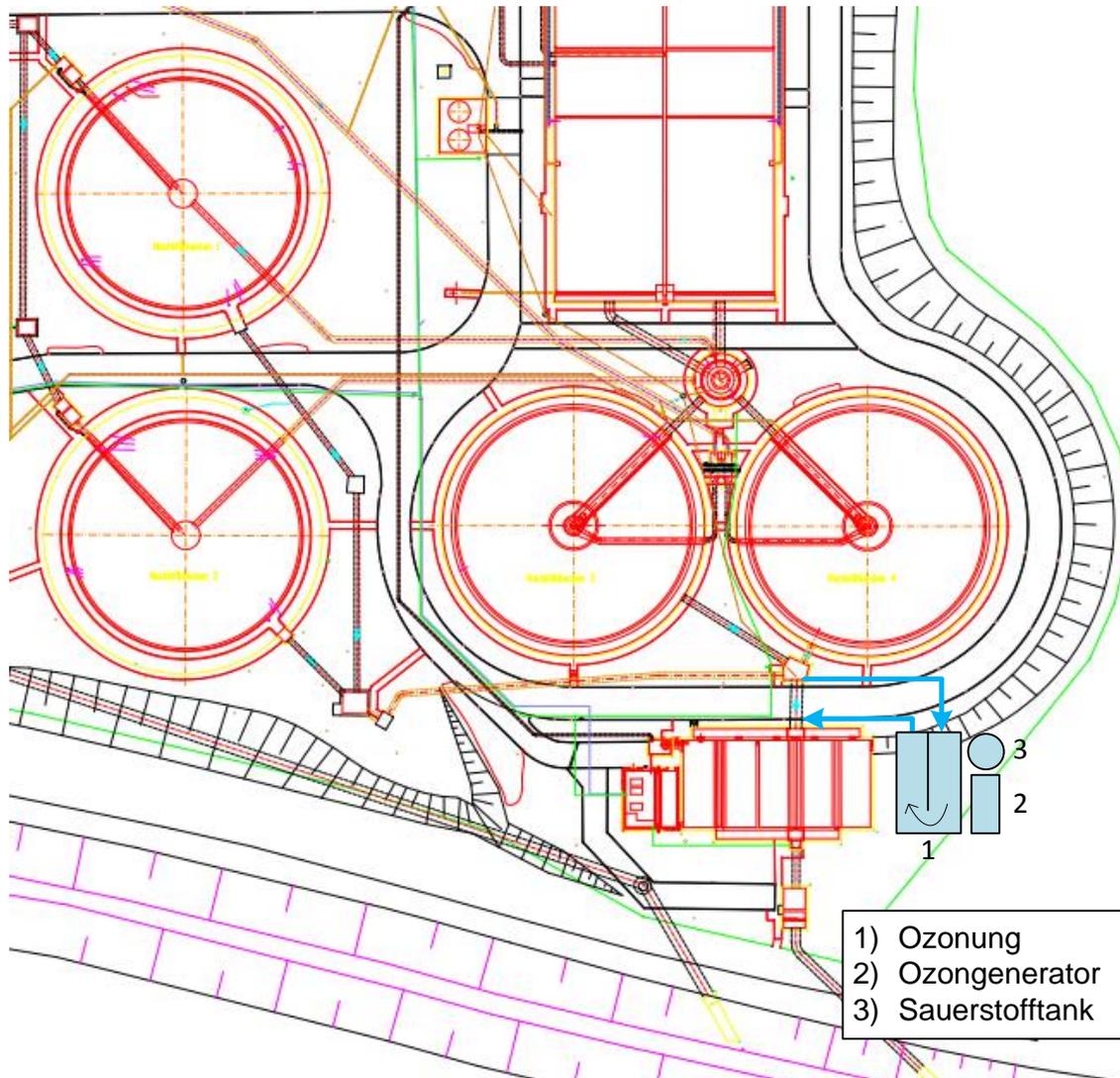


Abbildung 6-3: Anordnungsskizze der Variante 1 auf dem GWK Kessenich

Die zusätzlich zum Kontaktreaktor erforderlichen Elemente einer Ozonanlage, wie Flüssigsauerstofftank, Ozongeneratoren sowie Mess- und Steuerungstechnik werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodul geliefert und aufgestellt werden oder in einem massiven Betriebsgebäude untergebracht werden. Für das Aufstellen des Tanks sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

6.2.2 Ozonerzeugung

Die Ozonerzeugung erfolgt aus Reinsauerstoff, der in flüssiger Form mit speziellen Tankwagen zum GWK Kessenich angeliefert wird. Für die Bevorratung des Sauerstoffs erfolgt auf der Kläranlage die Anordnung eines LOX-Sauerstofftanks, der ein Fassungsvermögen von 20.000 kg Sauerstoff besitzen sollte, damit die Lieferung und Vorhaltung sichergestellt ist. Der flüssige Sauerstoff wird über Kaltverdampfer verdampft und der gasförmige Sauerstoff anschließend über eine Gasleitung zum Betriebsgebäude der Ozonerzeuger geleitet. Dieses wird direkt neben der Ozonanlage neu erbaut und mit zwei Ozonerzeugern ausgestattet. Die Ozonerzeuger wandeln 10 % des zugeführten Sauerstoffs in Ozon

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

Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Betriebsgebäude der Ozongeneratoren eine Ozon- und eine Sauerstoffmessung zur Raumluftüberwachung vorgesehen. Im Betriebsgebäude wird zudem eine Lüftungsanlage installiert, die einen dreifachen stündlichen Luftwechsel im Notfall sicherstellt. Die Raumluftüberwachung im Betriebsgebäude wird sicherheitstechnisch mit der Ozonerzeugung gekoppelt, so dass bei einem Austreten von Ozon die Anlage ausgeschaltet wird. Die Anlage ist mit einem von außen zugänglichen Notausschalter, einer Alarmleuchte und einem Signalhorn auszustatten. Zur Arbeitssicherheit werden zwei Atemschutzmasken vor dem Eingang in einer Aufbewahrungsbox angebracht.

Variante 1a (Teilstrombehandlung 1.500 m³/h)

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf dem GWK Kessenich wird im Rahmen dieser Studie eine spezifische Ozondosis (Z_{spez}) von 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC} angesetzt. Auf Grundlage des angenommenen Z_{spez} und einem angenommenen DOC von 8,1 mg_{DOC}/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration C_{O_3} zu:

$$C_{\text{O}_3} = Z_{\text{spez}} \cdot C_{\text{DOC}} = 0,7 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 8,1 \text{ mg DOC} / \text{L} = 5,67 \text{ mg O}_3 / \text{L}$$

Mittels der Ozonkonzentration C_{O_3} und der Auslegungswassermenge $Q_{\text{Auslegung}} = 417 \text{ L/s}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- $B_{\text{O}_3} = Q_{\text{Auslegung}} \cdot C_{\text{O}_3} = 417 \text{ L/s} \cdot 5,67 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 2.364 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 8,51 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration. Das 85 %-Perzentil der Nitrit-Konzentrationen im Ablauf des GWK Kessenich betragen für die Jahre 2013 bis 2016 0,3 mg/L. Daraus resultiert eine maximale Nitrit-Fracht von rd. 450 g NO₂-N/h. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von 3,43 g O₃ / g NO₂-N (KOM-M.NRW 2015a) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität um 1,54 kg O₃ / h auf:

- $B_{\text{O}_3} = 8,51 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N} \cdot 450 \text{ g NO}_2\text{-N/h} \approx 10 \text{ kg O}_3/\text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. 2 x 5 kg O₃ / h ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen und um Redundanzen zu gewährleisten.

Variante 1b (Vollstrombehandlung 4.090 m³/h)

Bei der Auslegung auf den Vollstrom wird eine spezifische Ozondosis (Z_{spez}) von 0,7 mg_{O₃}/mg_{DOC} aufgrund der geringeren Abwasserbelastung angesetzt. Auf Grundlage des angenommenen Z_{spez} und einem angenommenen DOC von 8,1 mg_{DOC}/L ergibt sich die zuzuführende Ozonkonzentration C_{O_3} zu:

$$C_{\text{O}_3} = Z_{\text{spez}} \cdot C_{\text{DOC}} = 0,7 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC} \cdot 8,1 \text{ mg DOC} / \text{L} = 5,67 \text{ mg O}_3 / \text{L}$$

Mittels der Ozonkonzentration C_{O_3} und der Auslegungswassermenge $Q_{\text{Auslegung}} = 1.136 \text{ L/s}$ errechnet sich die benötigte Produktionskapazität des Ozonerzeugers zu:

- $B_{\text{O}_3} = Q_{\text{Auslegung}} \cdot C_{\text{O}_3} = 1.136 \text{ L/s} \cdot 5,67 \text{ mg O}_3 / \text{L} = 6.441 \text{ mg O}_3 / \text{s} = 23,2 \text{ kg O}_3 / \text{h}$

Bei einer Ozonung wird neben den organischen Verbindungen, die über den DOC erfasst werden, auch Nitrit zu Nitrat oxidiert. Die erforderliche Ozonmenge ist daher abhängig von der Nitrit-Konzentration.

Das 85 %-Perzentil der Nitrit-Konzentrationen im Ablauf des GWK Kessenich betragen für die Jahre 2013 bis 2016 0,3 mg/L. Daraus resultiert eine maximale Nitrit-Fracht von rd. 1.227 g NO₂-N/h. Bei einem spezifischen Ozonbedarf von 3,43 g O₃ / g NO₂-N (KOM-M.NRW 2015a) erhöht sich die erforderliche Ozonproduktionskapazität um 4,21 kg O₃ / h auf:

- $B_{O_3} = 23,2 \text{ kg O}_3 / \text{h} + 3,43 \text{ g O}_3/\text{g NO}_2\text{-N} \cdot 1.227 \text{ g NO}_2\text{-N/h} \approx 27,4 \text{ kg O}_3/\text{h}$

Die Ozonerzeugung wird zweistraßig, d. h. 2 x 14 kg O₃ / h ausgerüstet, um schwankende Belastungen abzufangen.

6.2.3 Ozoneintrag und Ozondosierung

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

In Kessenich wird für den Ozoneintrag das Diffusorsystem gewählt (Abbildung 6-4), welches im Gegensatz zum Injektorsystem keine zusätzliche Energie benötigt und eine variable Ozondosierung erlaubt. Das erzeugte Ozon wird dabei über eine Gasleitung zu den Ozonreaktionsbecken geleitet und dort über die Diffusoren am Beckenboden in das Ozonreaktionsbecken eingetragen. Der Eintrag über Diffusoren erfordert eine Beckentiefe von ca. 5 m, die an dem vorgesehenen Standort realisierbar ist.

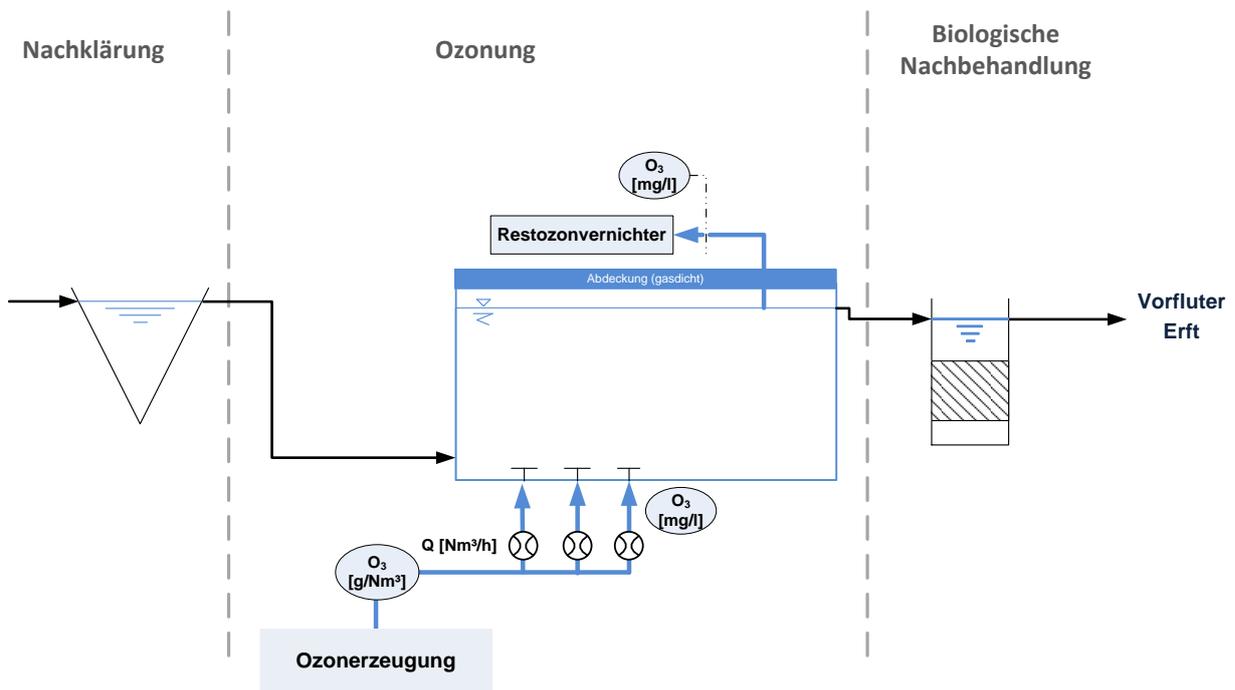


Abbildung 6-4: Fließbild der Variante 1

Die Ozondosierung erfolgt DOC-mengenproportional. Hierzu ist es erforderlich, zum einen den Zufluss zu jeder Straße mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmesser (MID) zu erfassen und zum anderen zusätzlich die DOC-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage mit einem DOC-Analysator zu messen.

6.2.4 Kontaktreaktor

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgebildet, wodurch das erforderliche Beckenvolumen in zwei getrennte Beckenstraßen aufgeteilt wird. Jede Straße wird mit einer Zulaufmengenmessung und einem Regelschieber ausgestattet, um den maximalen Volumenstrom zur Beckenanlage zu begrenzen. Eine Unterteilung des Beckenvolumens in Kompartimente ist mit einer CFD-Simulation im Zuge der Planung zu prüfen, um Kurzschlussströmungen im Becken zu vermeiden.

Das Ozonbecken wird zudem gasdicht abgedeckt und der Gasraum wird über ein Gebläse kontinuierlich abgesaugt. Das gegebenenfalls noch vorhandene Restozon wird über einen Restozonvernichter eliminiert und das Off-Gas anschließend in die Umgebungsluft abgegeben. Im Offgas vor der Restozonvernichtung wird die Ozonkonzentration gemessen und gegebenenfalls zur Begrenzung der Ozondosierung in das Abwasser in der Steuerung implementiert. Eine Regelung der Ozondosierung hierüber erfolgt im Regelfall allerdings nicht. Zusätzlich wird im Ablauf der Ozonanlage eine Ozonsonde, z.B. eine Orbisphere, installiert, die die gelöste Ozonkonzentration in der Wasserphase erfasst. Diese Messung dient der Kontrolle, dass kein gelöstes Ozon in den Ablauf der Kläranlage gelangt.

Die Ermittlung des erforderlichen Beckenvolumens erfolgt für eine angenommene Zeit in Höhe von 10 Minuten bis zur vollständigen Ozonzehrung. Im Fall einer großtechnischen Realisierung einer Anlage zur Ozonung ist diese Annahme mithilfe entsprechender Ozonzehrungsversuche für verschiedene Ozondosieraten zu überprüfen. Zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung im großtechnischen Ozonreaktionsbecken wird die Dauer bis zur vollständigen Ozonzehrung mit dem Faktor⁴ 1/0,35 multipliziert. Die Aufenthaltszeit des zu behandelnden Abwassers im Kontaktbecken ergibt sich damit zu:

- Aufenthaltszeit $t = 10 \text{ min} / 0,35 = 28,57 \text{ min} \approx 0,5 \text{ h}$

Variante 1a (Teilstrombehandlung 1.500 m³/h)

Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- Volumen $V = 1.500 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 750 \text{ m}^3$
- Grundfläche, netto $A = 750 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 150 \text{ m}^2 = 10 \text{ m} \times 15 \text{ m}$

Variante 1b (Vollstrombehandlung 4.090 m³/h)

Für die Vollstrombehandlung wird von einer Aufenthaltszeit von 30 Minuten ausgegangen. Das resultierende erforderliche Kontaktvolumen bzw. die Beckenabmessungen betragen:

- Volumen $V = 4.090 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 2.045 \text{ m}^3$
- Grundfläche, netto $A = 2.045 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 409 \text{ m}^2 \approx 15 \text{ m} \times 27,5 \text{ m}$

6.2.5 Nachbehandlung

Die biologische Nachbehandlung im Anschluss an die Ozonung erfolgt mithilfe des bestehenden Dyna-Sand®-Filters. Dies ist aufgrund des sauerstoffgesättigten Wassers im Ablauf der Ozonung möglich, ohne zusätzliche Belüftungsaggregate vorzusehen.

⁴ Verhältnis der Reaktionszeit aus dem Ozonzehrungsversuch $t_{\text{Ozonzehrung}}$ zur mittleren hydrodynamischen Verweilzeit t ; beträgt erfahrungsgemäß rund 0,35 (7 min / 20 min).

6.3 Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

6.3.1 Integration auf dem Großklärwerk Kessenich

Die zweite Möglichkeit zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kessenich stellt die simultane Dosierung von Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken dar. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich, da zusätzlich zu den bisherigen Abläufen, lediglich Pulveraktivkohle in die Belebungsbecken dosiert werden muss (Abbildung 6-5). Eine Nachbehandlung ist nicht erforderlich, da die Pulveraktivkohle in der Nachklärung und anschließend im DynaSand®-Filter zurückgehalten wird, die sich als wirksame Stufen zum Rückhalten der Pulveraktivkohle bei der simultanen Pulveraktivkohledosierung erwiesen haben (Stoll et al. 2015). Die Pulveraktivkohle wird über den Rücklaufschlamm aus der Nachklärung zurück in den Zulauf der biologischen Stufe geführt, um die Verweilzeit der Aktivkohle im Reinigungsprozess zu erhöhen und die Beladung der Aktivkohle zu optimieren. Die biologischen Prozesse und die simultane Phosphatfällung bleiben durch die Aktivkohle im Belebungsbecken unberührt (ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015).

Das Schlammalter bedingt, dass sich eine konstante Konzentration von Pulveraktivkohle im Belebungsbecken einstellt. Diese kann mit einer PAK-Konzentration von 20 mg/L, einem angenommenen Schlammalter von 14 Tagen und einem mittleren Zufluss von 700 m³/h folgendermaßen abgeschätzt werden.

$$\bullet \quad c_{\text{PAK}} = \frac{t_{\text{TS}} \cdot \dot{M}_{\text{PAK}}}{V_{\text{BB}}} = \frac{14 \text{ d} \cdot 700 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 20 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 24 \frac{\text{h}}{\text{d}}}{14.500 \text{ m}^3 \cdot 1.000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}} = 0,3 \frac{\text{g}}{\text{L}}$$

Somit würde bei einer TS-Konzentration von 3 g/L der TS-Gehalt im Belebungsbecken um ca. 10 % ansteigen. Die Aktivkohle wird in den Belebtschlamm eingebunden, wodurch sich die Absetzeigenschaften des Schlammes verbessern (Neef 2016; ARGE TP 6 2014; Stoll et al. 2015). Die Zugabestelle von Aktivkohle in das Belebungsbecken sollte möglichst am Ende des Belebungsbeckens erfolgen, da an dieser Stelle der DOC im Abwasser relativ gering ist. Somit konkurrieren weniger sonstige DOC-Bestandteile mit den Mikroschadstoffen um Adsorptionsplätze auf der Aktivkohle (Streicher et al. 2016). Zu prüfen bleibt, ob die durch die Dosierstelle bedingte relativ kurze Aufenthaltszeit der Kohle im Belebungsbecken ausreicht, um eine Integration der Aktivkohle in den Belebtschlamm zu bewirken. Erfolgt keine vollständige Integration in den Schlamm, kann Aktivkohle über die Nachklärung in den Zulauf zur Filtration gelangen. Um diesen Vorgang zu vermeiden kann, analog zur Pulveraktivkohleanwendung in einer separaten Behandlungsstufe, der Einsatz von Fäll- und Flockungshilfsmitteln nötig sein (Stoll et al. 2015). Allerdings liegen auch Ergebnisse vor, nach denen keine zusätzliche Dosierung von Fäll- und Flockungshilfsmitteln zur Abscheidung der PAK in der Nachklärung nötig sind (ARGE TP 6 2014). Eine abrasive Wirkung auf die mechanische Ausrüstung von Kläranlage ist derweil nicht zu erwarten (Stoll et al. 2015).

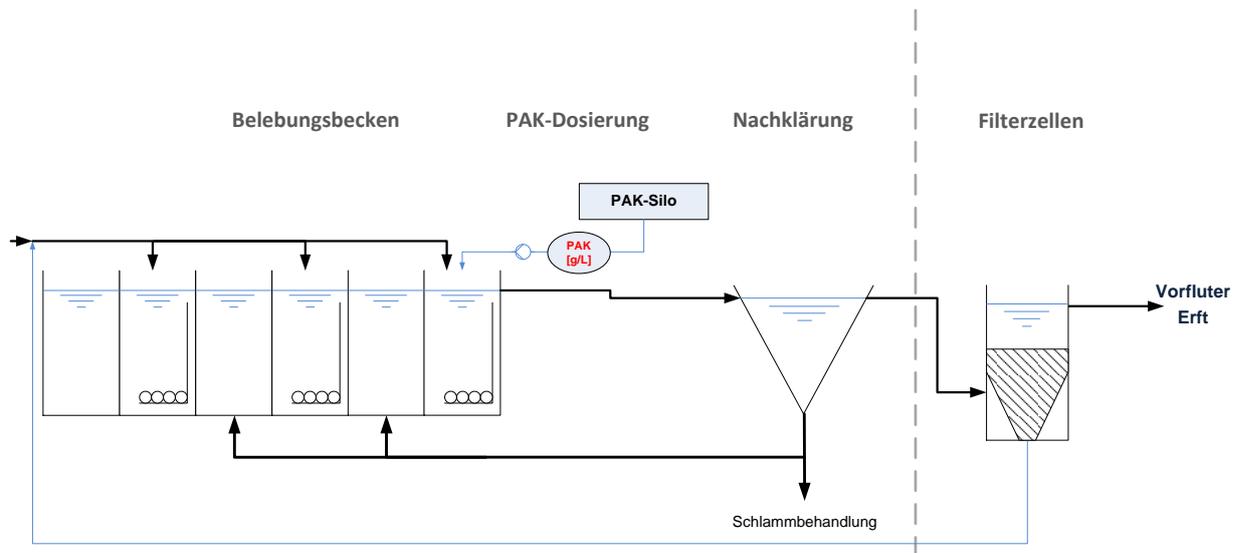


Abbildung 6-5: Fließbild der Variante 2

Durch die höhere TS-Konzentration erhöht sich der Brennwert, so dass die Energiemenge bei einer thermischen Verwertung des Schlammes gesteigert wird (Stoll et al. 2015). Da Klärschlamm der Pulveraktivkohle enthält nur thermisch und nicht landwirtschaftlich verwertet werden kann, ist der Einsatz von Pulveraktivkohle vorteilhaft für das GWK Kessenich, da deren entwässerter Klärschlamm thermisch verwertet wird.

Baulich sind als Neuerung lediglich die Lagerung der Pulveraktivkohle und eine Dosiereinrichtung für den Eintrag der Pulveraktivkohle in das Belebungsbecken vorzusehen (Abbildung 6-6). Die Pulveraktivkohle muss dabei zunächst befeuchtet und mit einem Teilwasserstrom vermisch werden, bevor dieser Teilwasserstrom mit dem Hauptstrom vermengt wird. Für das Aufstellen des Silos sind entsprechende Fundamente vorzusehen.

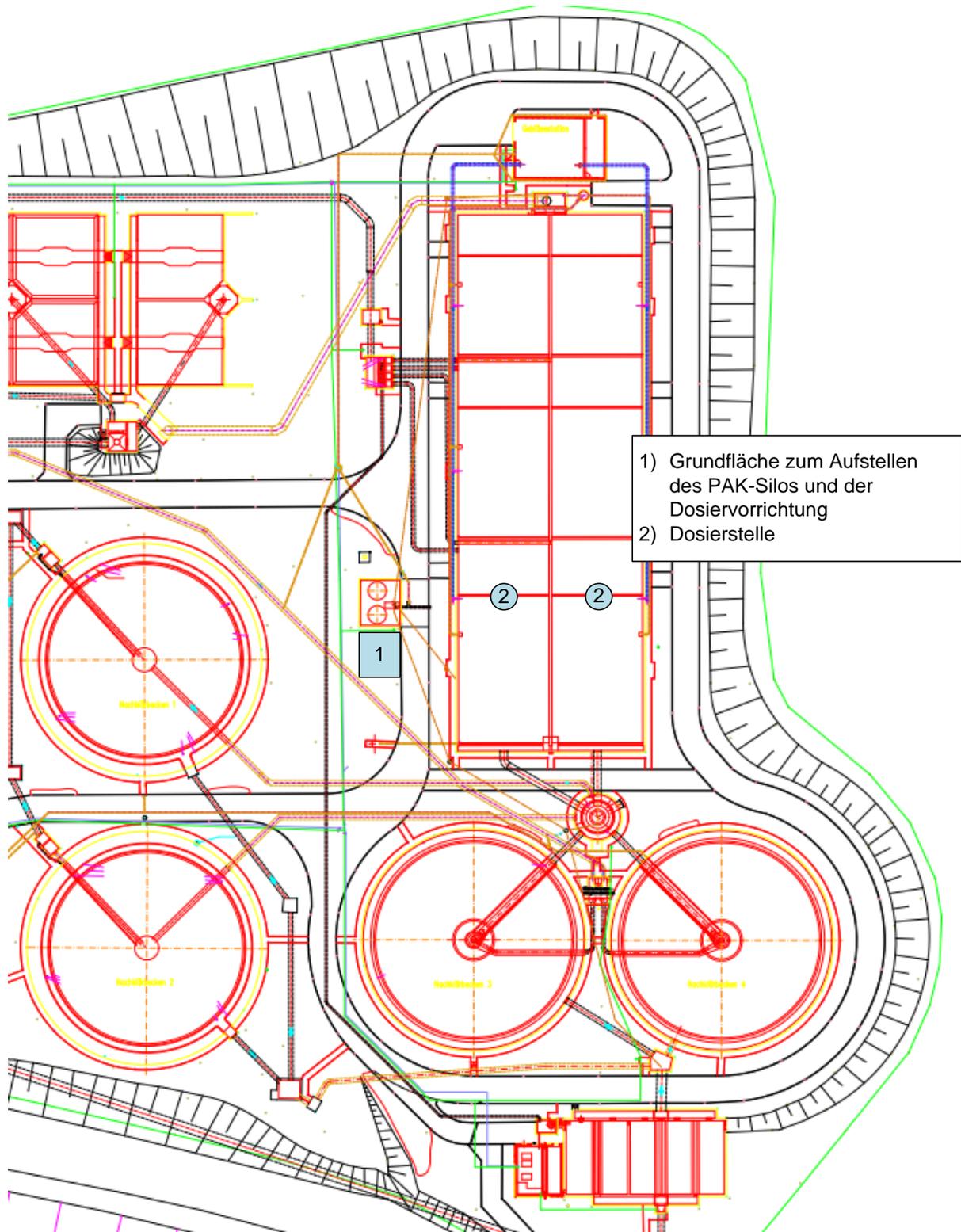


Abbildung 6-6: Anordnungsskizze der Variante 2 auf dem GWK Kessenich

6.3.2 Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Bei der Dosierung von Pulveraktivkohle in die Belebung ist davon auszugehen, dass aufgrund der höheren organischen Belastung im Belebungsbecken im Vergleich mit nachgeschalteten Varianten ein erhöhter Aktivkohlebedarf besteht. Bisherige Untersuchungen haben ergeben, dass eine Dosierung von bis zu 20 mg_{PAK}/L ausreicht (Stoll et al. 2015; Neef 2016). Für die Variante 2 wird daher eine PAK-Dosierung von 20 mg_{PAK}/L gewählt. Der tägliche Aktivkohlebedarf sowie der erforderliche Lieferumfang bzw. die erforderliche Silokapazität ergeben sich daher zu:

- Täglicher Aktivkohlebedarf: $0,02 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3_{\text{Abwasser}} * 1.500 \text{ m}^3_{\text{Abwasser}}/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 720 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d}$
- Erforderliches Lagervolumen: $720 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{d} * 20 \text{ d} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 48 \text{ m}^3$
- Transportkapazität des Silofahrzeugs: $40 \text{ m}^3 * 500 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}}$
- Mindestsilovolumen zur Löschung der Anlieferung: $20.000 \text{ kg}_{\text{PAK}} / 300 \text{ kg}_{\text{PAK}}/\text{m}^3 = 66,7 \text{ m}^3$

Zusammenfassend ergibt sich somit eine erforderliche Lagerkapazität für die Aktivkohle in Höhe von 114,7 m³. Zudem wird zur Entladung ein Freibord von ca. 15 % im Silo empfohlen, um Stillstände bei der Befüllung aufgrund von Regenerationszeiten des Silobluffilters zu vermeiden.

Für die Lagerung der Aktivkohle wird ein Silo mit einem Lagervolumen von 130 m³ vorgesehen.

6.3.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmitteldosierung

Neben der Dosierung von Pulveraktivkohle kann die Dosierung von Fällmitteln und/oder Flockungshilfsmitteln für Variante 2 nötig sein. Da bereits eine Fällmitteldosierung an der Dosierstelle für Pulveraktivkohle besteht, kann diese für eine Fällmitteldosierung genutzt werden. Die Dosierrate der bestehenden Fällmitteldosierung muss gegebenenfalls angepasst werden.

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel wird eine FHM-Polymerdosierstation eingeplant. Das pulverförmige FHM-Polymer wird in einer automatischen Polymerstation mit Trinkwasser angesetzt, gereift und als flüssige Lösung vorbereitet. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen 0,5 und 0,8 mg/L. Für die vorliegende Anlagenkonzeptionierung wird eine Dosierrate von 0,6 mg/L gewählt. Hieraus ergibt sich ein Flockungshilfsmittelbedarf von:

- FHM-Bedarf: $0,6 \text{ g FHM}/\text{m}^3 * 1.500 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 21,6 \text{ kg FHM/d}$

Die Anlieferung erfolgt in Fässern/Containern. Der tatsächliche Bedarf an Fäll- und Flockungsmitteln ist in großtechnischen Versuchen zu ermitteln.

6.4 Variante 3: GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter

6.4.1 Integration auf dem Großklärwerk Kessenich

Variante 3 umfasst den Umbau des bestehenden DynaSand®-Filters zu einem GAK-Filter, indem das Filtermaterial des bestehenden Filters gegen granuliert Aktivkohle ausgetauscht wird. Änderungen der Prozessabfolge auf der Kläranlage sowie Anpassungen der Hydraulik sind bei dieser Variante nicht erforderlich. Erweiterungsflächen zum Bau zusätzlicher Aktivkohlefilter stehen unmittelbar neben den bestehenden Filtern zur Verfügung (Abbildung 6-7). Somit kann eine relativ einfache Einbindung weiterer Filter in die Prozessfolge erfolgen.

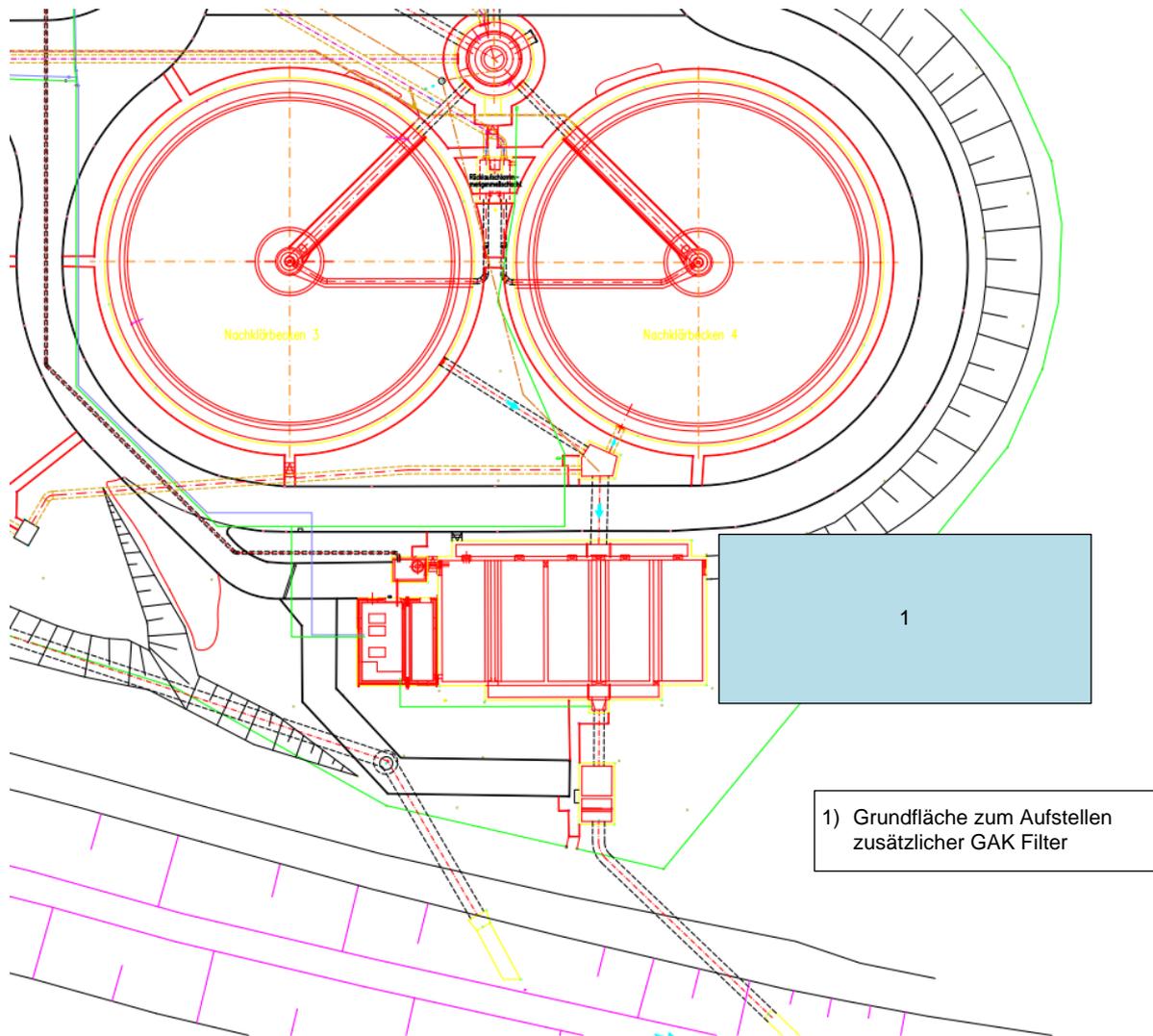


Abbildung 6-7: Anordnungsskizze der Variante 3 auf dem GWK Kessenich

Die Beschickung der Filterstufe erfolgt wie bisher aus der Nachklärung unter Nutzung der bestehenden Leitungen (Abbildung 6-8). Der Ablauf der Filterstufe wird wie bisher im freien Gefälle in die Erft eingeleitet, da bei der GAK-Filtration eine zusätzliche Nachbehandlung des behandelten Abwassers nicht erforderlich ist.

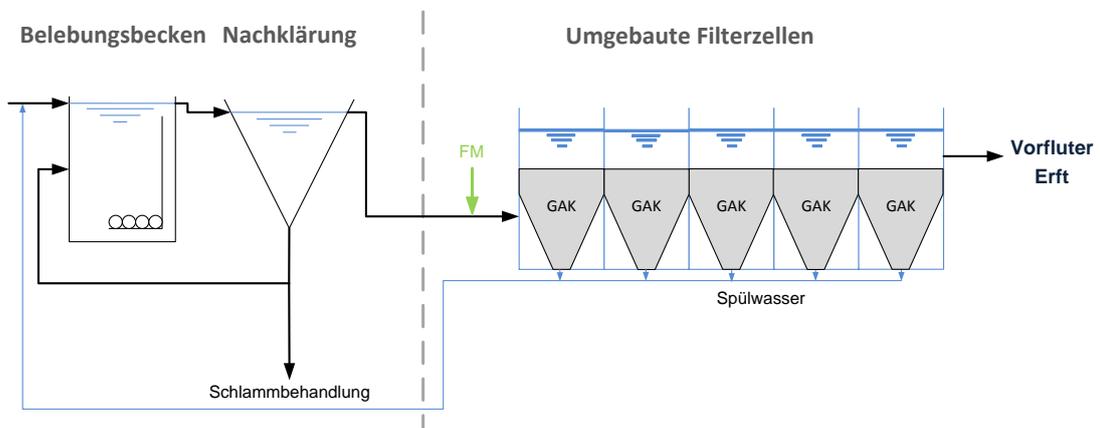


Abbildung 6-8: Fließbild der Variante 3

6.4.2 Vorhandener Filter

Die vorhandene Filteranlage besteht zurzeit aus fünf Becken mit je 10 Filterzellen, die aufwärts durchströmt werden. Die Oberfläche der Becken beträgt je 50 m², demnach stehen insgesamt 250 m² Filterfläche zur Verfügung. Abbildung 6-9 zeigt einen solchen DynaSand®-Filter.

Für die Errichtung einer GAK-Filtration auf dem GWK Kessenich ist der bestehende DynaSand®-Filter umzubauen, indem das Filtermaterial ausgetauscht wird. Die Verfahrenstechnik muss hinsichtlich des anderen Filtermaterials angepasst werden. Die Mammutpumpen, die Waschwassertöpfe und die Druckluftmesser müssen bei einem Umbau ersetzt werden. Vorteilhaft für den Wechsel von Sand auf GAK ist die bereits betriebene simultane Phosphatfällung im GWK Kessenich, daher ist hinsichtlich der Phosphatfällung kein Umbau bzw. Umrüstung notwendig.

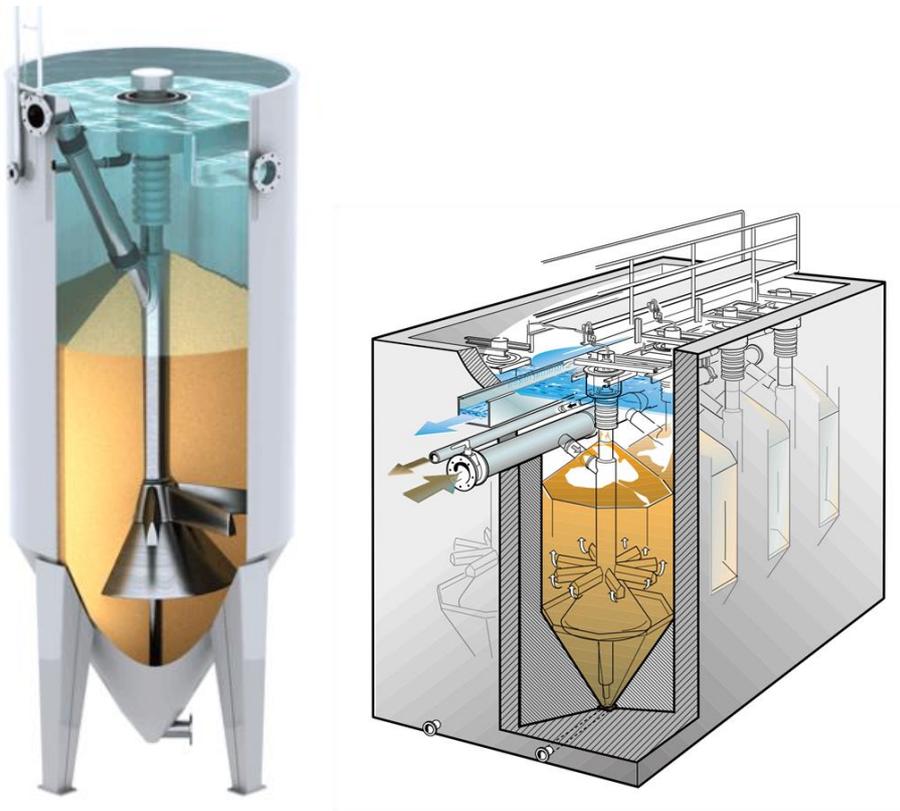


Abbildung 6-9: DynaSand®-Filter wie er auf dem GWK Kessenich im Einsatz ist (Nordic Water GmbH 2016a)

Beim Austausch des Filtermaterials wird der Sand entfernt und gegen GAK ausgetauscht. Die körnige Kohle besitzt dabei Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm. Eine Filterbetthöhe des neuen GAK-Filters in Höhe von 1,5 m kann realisiert werden. Hinsichtlich des Materials und damit Härte der ausgewählten Kohle besteht bezüglich der mechanischen Beanspruchung der Kohle durch das kontinuierliche Spülen keine Einschränkung.

6.4.3 Auslegung der GAK-Filtration

Auslegungsparameter Filtergröße, Filteranzahl, Filtergeschwindigkeit, Kontaktzeit

Die Auslegung des umgerüsteten GAK-Filters ist ähnlich der zu GAK-Festbettfiltern. Grundsätzlich sind bei der Bemessung eines GAK-Filters die Parameter Filterfläche, Filtergeschwindigkeit, Kontaktzeit und Filterbetthöhe zu bestimmen. In der Regel werden hierzu die Parameter Kontaktzeit und Filtergeschwindigkeit abgeschätzt, um anschließend die beiden anderen Parameter zu bestimmen. Hierbei gilt, dass GAK-Filter mit einer Leerbettkontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 -30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5 - 15 m/h ausgelegt werden (KOM-M.NRW 2015a).

Bisherige Untersuchungen deuten darauf hin, dass für den kontinuierlich gespülten DynaSand®-Filter mit GAK-Filtermaterial die Filtergeschwindigkeit auf maximal 7 bis 10 m/h festgelegt werden sollte (Nordic Water GmbH 2016b). Die geringere Filtergeschwindigkeit für granuliert Aktivkohle ist auf deren geringere Dichte im Vergleich zu Anthrazit zurückzuführen. Bei Filtergeschwindigkeiten bis zu 7 m/h ist sowohl ein Feststoffrückhalt, als auch eine Mikroschadstoffentfernung gewährleistet. Bei Filtergeschwindigkeiten bis zu 10 m/h expandiert das Aktivkohlebett im Filter, wodurch ein Feststoffrückhalt nicht mehr gewährleistet ist, eine Mikroschadstoffentfernung aber noch stattfindet.

Unter Zuhilfenahme der maximalen Filterbetthöhe (1,5 m) und der vorhandenen Filterfläche der Filterbecken (je 50 m²) ergeben sich die Hauptbemessungsparameter der GAK-Filtration bei Mischwasserzufluss zu:

- Erforderliche Filterfläche: $4.089,6 \text{ m}^3/\text{h} / 7 \text{ m/h} = 584 \text{ m}^2 \approx \mathbf{550 \text{ m}^2}$
- Leerbettkontaktzeit (EBCT) bei max. Filterbetthöhe $h_F = 1,5 \text{ m}$:
 $(1,5 \text{ m} / 7 \text{ m/h}) * 60 \text{ min/h} = \mathbf{13 \text{ min}}$
- Benötigte Becken: $550 \text{ m}^2 / 50 \text{ m}^2/\text{Becken} = \mathbf{11 \text{ Becken}}$

Die vorhandene Anlage muss demnach um 6 Filterbecken mit jeweils 10 Zellen erweitert werden. Die errechnete Kontaktzeit liegt mit 24 min innerhalb der vorgegebenen Grenzen von 5 bis 30 min. Entsprechend der vorangestellten Rechnung ist der Nachweis für die Auslegungswassermenge mit den gewählten Ansätzen erbracht.

Prinzipiell ist zu beachten, dass die GAK-Filtration in Absprache mit dem Erftverband auf Vollstrom ausgelegt wurde. Bei einer Teilstrombehandlung würden weniger Kammern auf GAK umgerüstet werden. Die verbleibenden Kammern mit Sand könnten dann zur Mischwasserbehandlung hinzugezogen werden, wodurch sich der Erweiterungsbedarf mit zusätzlichen Filterkammern verringern würde.

Aufgrund der noch geringen großtechnischen Erfahrung mit dieser Variante, sind zur Verifizierung der Auslegung vor einer Umsetzung dieser Variante großtechnische Versuche zu empfehlen. Hierfür kann zunächst ein einzelnes bestehendes Filterbecken umgebaut werden, um diese Variante auszulegen.

6.4.4 Filterstandzeit und GAK-Bedarf

Mit der Annahme von 10.000 Filterbettvolumina und einer Jahresabwassermenge von 10.936.835 m³ (Jahr 1) ergibt sich eine Laufzeit/Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von

- Filterstandzeit: $11 * 50 \text{ m}^2 * 1,5 \text{ m} * 10.000 / 10.936.835 \text{ m}^3/\text{a} = \mathbf{0,75 \text{ Jahre}}$

Für das GWK Kessenich wird ohne vorherige Laboruntersuchungen von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von 0,6 Jahren ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spezifischen Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

- GAK-Bedarf: $8 * 50 \text{ m}^2 * 1,5 \text{ m} * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 0,6 \text{ a} = \mathbf{688 \text{ Mg GAK/a}}$

7 Kostenermittlung

7.1 Grundlagen

7.1.1 Berechnungsmethode

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

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

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

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

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

7.1.2 Annahmen zur Betriebskostenberechnung

Die Annahmen hinsichtlich der spezifischen Kosten der Betriebskosten sind der nachfolgenden Aufzählung zu entnehmen. Sie sind in Abstimmung mit dem Erftverband an die örtlichen Bedingungen angepasst.

- Strom/Energie 0,21 €/kWh
- Sauerstoff 0,18 €/kg O₂
- PAK 1.600 €/Mg PAK
- GAK 1.700 €/Mg (neu)
1.200 €/Mg (regeneriert)
- FM 0,15 €/kg FM
- FHM 3,5 €/kg FHM
- Schlamm Entsorgung 60 €/m³
27 % TS
2,5 kg TS/kg Fe
- Personalkosten 34 €/h
- Wartung/Instandhaltung 1,5 % BT + 2,5 % (ET+MT)

7.2 Variante 1a: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Teilstrombehandlung)

Die Berechnung der Kosten für Variante 1a sind der Tabelle 7-1 zu entnehmen. Die Investitionskosten betragen 3.049.000 € und die Betriebskosten belaufen sich auf 271.417 €/a. Hieraus resultieren Jahreskosten in Höhe von ca. 490.281 €/a bzw. spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,05 €/m³ behandeltem Abwasser.

Tabelle 7-1: Kosten für Variante 1a „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaSand®-Filter - Teilstrombehandlung“

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
Variante 1a: Ozonung mit NB im Filter				Jahre			Jahren		Jahren		
Zu/Ablaufanbindung											
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.551 €/a
Ozonung											
Bauwerk Reaktor	KG 300	817.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			41.683 €/a
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			7.143 €/a
Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Injektorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	950.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		79.578 €/a
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a
Messgeräte	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		4.188 €/a
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			459 €/a
Erdarbeiten	KG 300	36.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.837 €/a
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	10.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			510 €/a
E/ MSR-Technik	KG 400	357.000 €	30	ET	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		48.119 €/a
Baunebenkosten	KG 700	610.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			31.122 €/a
Summe		3.049.000 €									218.865 €/a
Laufende Kosten			Betriebsmittelbedarf bei								
	Kennwerte	Wassermenge	pro TW-Tag		mit Lastfaktor		spezifische Kosten		Kosten	Betriebskosten	
		1500 m ³ /h	pro Stunde	24 h/d	pro Tag			pro Tag	pro Tag	9.171.124 m ³ /a	
Sauerstoff (C _{O3} =5,67 g/m ³ , Ozon 10%wt, Z _{spez} =0,7, C _{DOC} =8,1 g/m ³)	56,7 g/m ³	85,1 kg/h		2.041,2 kg/d	70%	1.428,8	0,18 €/kg	257 €		93.875 €/a	
Miete Sauerstofftank										6.000 €/a	
Energie Ozonerzeugung (C _{O3} =5,67 g/m ³)	10 kWh/kg _{O3}	75,0 kWh/h		1.800,0 kWh/d	70%	1.260,0	0,21 €/kWh	265 €		96.579 €/a	
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh/h		360,0 kWh/d	67%	241,2	0,21 €/kWh	51 €		18.488 €/a	
Instandhaltung (1,5 % BT, 2,5 % MT/ET)										50.355 €/a	
Personalkosten	15 h/Monat						34 €/h	24 €		6.120 €/a	
Summe								597 €		271.417 €/a	
Jahreskosten (netto)			9.171.124 m ³ /a behandelte Wassermenge				0,05 € pro m ³		490.281 €/a		
Variante 1a											

Wesentlicher Kostenfaktor sind die laufenden Betriebsmittelkosten für den Sauerstoff sowie die jährlichen Kosten der Ozonerzeugung. Die Ozonerzeugung wurde mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtes Sauerstoffgas angenommen. Die Kosten für den Sauerstoff wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,18 €/kg O₂ berechnet (vgl. Abschnitt 7.1.2).

7.3 Variante 1b: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Vollstrombehandlung)

Die Berechnung der Kosten für Variante 1b sind der Tabelle 7-1 zu entnehmen. Die Investitionskosten betragen ca. 5.096.000 € und die Betriebskosten belaufen sich auf 337.540 €/a. Hieraus resultieren spezifische Jahreskosten in Höhe von 0,06 €/m³ behandeltem Abwasser.

Tabelle 7-2: Kosten für Variante 1b „Ozonung mit Nachbehandlung im DynaSand®-Filter - Vollstrombehandlung“

Investitionskosten			Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
Variante 1b: Ozonung mit NB im Filter												
Zu/Abblaufanbindung												
Rohrleitungen/Betonarbeiten	KG 300	50.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.551 €/a	
Ozonung												
Bauwerk Reaktor	KG 300	2.191.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			111.783 €/a	
Bauwerk Betriebsgebäude	KG 300	140.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			7.143 €/a	
Technische Anlagen Ozonung (O ₃ -Generator, Restozonvernichtung, Raumluftüberwachung, Injektorsystem, Kühlung etc.)	KG 400	1.100.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		92.143 €/a	
Rohrleitungen/Armaturen/O ₂ -Versorgung	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a	
Messgeräte	KG 400	50.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		4.188 €/a	
Gründung LOX-Tank	KG 300	9.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			459 €/a	
Erdarbeiten	KG 300	97.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			4.949 €/a	
Wegeanbindung/Zufahrt/ Außenanlagen etc.	KG 500	10.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			510 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	410.000 €	30	ET	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		55.262 €/a	
Baunebenkosten	KG 700	1.019.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			51.989 €/a	
Summe		5.096.000 €										332.653 €/a
Laufende Kosten			Betriebsmittelbedarf bei									
	Kennwerte	Wassermenge	pro TW-Tag		mit Lastfaktor		spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten			
		4090 m ³ /h	24 h/d		pro Tag				10.936.835 m ³ /a			
Sauerstoff (c _{O3} =5,67 g/m ³ , Ozon 10%wt, z _{spez} =0,7, c _{DOC} =8,1 g/m ³)	56,7 g/m ³	231,9 kg/h	5.565,7 kg/d		31%		1.725,4	0,18 €/kg	311 €	113.356 €/a		
Miete Sauerstofftank										6.000 €/a		
Energie Ozonerzeugung (c _{O3} =5,67 g/m ³)	10 kWh/kg _{O3}	204,5 kWh/h	4.908,0 kWh/d		31%		1.521,5	0,21 €/kWh	320 €	116.621 €/a		
Energie Kühlwasserpumpe, sonstige ET	15 kWh	15,0 kWh	360,0 kWh/d		67%		241,2	0,21 €/kWh	51 €	18.488 €/a		
Instandhaltung (1,5 % BT, 2,5% MT/ET)										76.955 €/a		
Personalkosten	15 h/Monat							34 €/h	24 €	6.120 €/a		
Summe									705 €	337.540 €/a		
Jahreskosten (netto)			10.936.835 m ³ /a behandelte Wassermenge				0,06 € pro m ³		670.193 €/a			
Variante 1b												

Wesentlicher Kostenfaktor sind die laufenden Betriebsmittelkosten für den Sauerstoff sowie die jährlichen Kosten der Ozonerzeugung. Die Ozonerzeugung wurde mit zehn Gewichtsprozent Ozon je zugeführtes Sauerstoffgas angenommen. Die Kosten für den Sauerstoff wurden mithilfe des spezifischen Preises von 0,18 €/kg O₂ berechnet (vgl. Abschnitt 7.1.2).

7.4 Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken

Tabelle 7-3 stellt die Berechnung der Kosten für die Variante 2 dar. Diese Variante zeichnet sich durch nur geringfügige bauliche Eingriffe aus, da für die Stufe zur Mikroschadstoffelimination lediglich ein PAK-Lager und eine Dosierstation errichtet werden müssen. Weitere bauliche Änderungen sind nicht

erforderlich. Die Investitionskosten betragen somit ca. 725.500 €, was bei einer Nutzungsdauer von 30 Jahren einem investiven Anteil an den Jahreskosten von ca. 66.518 €/a entspricht. Die Betriebskosten der Variante 2 belaufen sich auf ca. 448.943 €/a. Hieraus spezifische Kosten in Höhe von 0,05 €/m³ behandeltem Abwasser.

Wesentlicher Kostenfaktor der vorliegenden Variante sind die Betriebsmittelkosten, für die Pulveraktivkohle, die etwa 79 % der Betriebskosten und 68 % der Jahreskosten ausmachen.

Tabelle 7-3: Kosten für Variante 2 „PAK-Dosierung in das Belebungsbecken“

Investitionskosten Variante 2: PAK in das Belebungsbecken				Betrach- tungs- zeitraum	Nutzungs- dauer n	Zinssatz i	KFAKR (i:n)	Re- invest nach	DFAKE (i:n)	Re-invest nach	DFAKE (i:n)	Investiver Anteil der Jahreskosten
					Jahre			Jahren		Jahren		
PAK Lager- & Dosiereinrichtung												
	Technische Anlagen	KG 400	352.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	0	1,0000		35.918 €/a
	Gründung	KG 300	27.500 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			1.403 €/a
Polymerstation Lager- & Dosiereinrichtung												
	Technische Anlagen	KG 400	20.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		1.675 €/a
	Gründung	KG 300	10.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			510 €/a
E-Raum												
	Baukonstruktion	KG 300	40.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			2.041 €/a
E / MSR - Technik												
		KG 400	130.000 €	30	ET	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		17.522 €/a
Wegeanbindung/Außenanlagen etc.												
		KG 500	20.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				1.020 €/a
Baunebenkosten												
		KG 700	126.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510				6.428 €/a
Summe			725.500 €									66.518 €/a

Laufende Kosten	Kennwerte	Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten	Kosten pro Tag	Betriebskosten 9.171.124 m ³ /a
		Wassermenge 4.090 m ³ /h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor pro Tag				
PAK	20 g PAK/m ³	81,8 kg/h	1.963,2 kg/d	31%	608,6	1,6 €/kg	973,7 €	355.418 €/a
Lösewasser	0,05 m ³ /kg PAK	4,1 m ³ /h	98,2 m ³ /d	31%	30,4	1 €/m ³	30,4 €	11.107 €/a
Polymerdosierung	0,6 gFHM/m ³	2,5 kg/h	58,9 kg/d	67%	39,5	3,5 €/kg	26,4 €	9.650 €/a
Energie PAK-Dosierung	1 kWh	1,0 kWh/h	24,0 kWh/d	67%	16,1	0,21 €/kWh	3,4 €	1.233 €/a
Schlammstorgung	27 %TS	0,00 m ³ /h	0,1 m ³ /d		2,3	60 €/m ³	135,2 €	49.364 €/a
	Pulveraktivkohle	81,8 kg/h	1.963,2 kg/d	31%	608,6			
Instandhaltung (1,5 % BT, 2,5% MT/ET)								14.013 €/a
Personalkosten	20 h/Monat					34 €/h	33 €	8.160 €/a
Summe							1.202 €	448.943 €/a

Jahreskosten (netto) Variante 2	10.936.835 m ³ /a	behandelte Wassermenge	0,05 € pro m ³	515.461 €/a
--	------------------------------	------------------------	---------------------------	--------------------

7.5 Variante 3: GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter

Für Variante 3 sind die Kosten in Tabelle 7-4 zusammengefasst. Zur Umsetzung dieser Variante ist zum einen die Umrüstung der vorhandenen Filteranlage nötig. Zum anderen ist die Erweiterung der bestehenden Filteranlage durch einen Neubau erforderlich. Durch den Bau neuer Filterkammern liegen die Investitionskosten bei ca. 4.783.000 €. Der investive Anteil der Jahreskosten beläuft sich auf 374.396 €/a.

Aufgrund der zu behandelnden Jahresabwassermenge liegen die Jahreskosten für den Betrieb der Filter bei ca. 794.000 €/a. Die Betriebskosten der GAK-Filtration werden durch den erforderlichen Austausch der beladenen Kohle dominiert. Eine Varianz in der Standzeit hat damit erheblichen Einfluss auf die spezifischen Kosten der Mikroschadstoffelimination.

Insgesamt liegen die Jahreskosten bei 1.168.145 €/a. Womit sich Kosten von 0,11 €/m³ behandeltem Abwasser ergeben. Die deutlich höheren Jahreskosten dieser Variante sind u.a. auf den Neubau von Filtern zurückzuführen.

Tabelle 7-4: Kosten für Variante 3 „GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter“

Investitionskosten Variante 3: GAK-Filtration			Betrachtungs- zeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re- invest nach	DFAKE (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Investiver Anteil der Jahreskosten	
				Jahre			Jahren		Jahren			
GAK-Filtration												
Bauwerk Filtration	KG 300	990.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			50.509 €/a	
Technische Anlagen GAK-Filter	KG 400	1.184.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		99.180 €/a	
Umrüstung bestehende Filtration	KG 400	216.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		18.094 €/a	
Erst-Befüllung GAK-Filter	KG 400	701.000 €	30	MT	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		58.720 €/a	
E/ MSR-Technik	KG 400	735.000 €	30	ET	15	3,0%	0,0510	15	0,6419		99.068 €/a	
Baunebenkosten	KG 700	957.000 €	30	BT	30	3,0%	0,0510	0			48.825 €/a	
Summe		4.783.000 €									374.396 €/a	
Laufende Kosten												
Kennwerte		Betriebsmittelbedarf bei				spezifische Kosten		Kosten pro Tag		Betriebskosten 10.936.835 m³/a		
		Wassermenge 4090 m³/h pro Stunde	pro TW-Tag 24 h/d	mit Lastfaktor								
						pro Tag						
nergie Filterspülung	22 kWh	22,0 kWh/h	528,0 kW/d	31%		163,7	0,21 €/kWh	34 €	12.546 €/a			
GAK												
Standzeit	0,75 Jahre							1200 €/Mg	660.000 €/a			
spezifisches Gewicht	0,5 Mg/m³											
GAK-Volumen je Filterzelle	75 m³/Filter											
Anzahl Filter	11 Filter							2000 €/Austausch	29.333 €/a			
Instandhaltung (1,5 % BT, 2,5% MT/ET)												
Personalkosten	15 h/Monat							34 €/h	24 €	6.120 €/a		
Summe										59 €	793.749 €/a	
Jahreskosten (netto)		10.936.835 m³/a behandelte Wassermenge				0,11 € pro m³		1.168.145 €/a				
Variante 3												

7.6 Zwischenfazit

In Tabelle 7-5 sind die geschätzten Erstinvestitions- und Betriebskosten sowie die daraus errechneten Jahreskosten und spezifischen Jahreskosten aller betrachteten Varianten zusammengestellt. Wie zuvor erläutert ist beim Vergleich der Investitions- und Betriebskosten sowie des investiven Anteils der Jahreskosten zu berücksichtigen, dass die Auslegungswassermenge der Variante 1 niedriger ist als die der anderen Varianten.

Tabelle 7-5: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten

Varianten	V 1a	V 1b	V 2	V 3
Kostenpositionen (Alle Angaben sind netto-Angaben)	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Teilstrombehandlung)	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Vollstrombehandlung)	PAK-Dosierung – Nachklärung – Filtration (Vollstrombehandlung)	Ablauf Nachklärung – GAK-Filtration (Vollstrombehandlung)
Investitionskosten Variante	3.049.000 €	5.096.000 €	725.500 €	4.783.000 €
Investiver Anteil der Jahreskosten Variante	218.865 €/a	332.653 €/a	66.518 €/a	374.396 €/a
Betriebskosten Variante	271.417 €/a	337.540 €/a	448.943 €/a	793.749 €/a
Jahreskosten Variante	490.281 €/a	670.193 €/a	515.461 €/a	1.168.145 €/a
Bezugswassermenge	9.171.124 m³/a	10.936.835 m³/a	10.936.835 m³/a	10.936.835 m³/a
Spezifische Jahreskosten Variante	0,05 €/m³	0,06 €/m³	0,05 €/m³	0,11 €/m³

Ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe ergibt die Kostenberechnung für die Variante 1a die geringsten Jahreskosten, zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass bei dieser Variante

nur eine Teilstrombehandlung vorgesehen ist. Variante 3 weist mit knapp 1,2 Mio. € die höchsten Jahreskosten auf. Dies liegt unter anderem daran, dass der Neubau von Filtern notwendig ist und die Betriebskosten für die GAK verhältnismäßig hoch sind. Bezogen auf die spezifischen Kosten pro m³ behandeltem Abwasser liegen die Varianten 1a und 2 mit 0,05 €/m³ gleich auf.

7.7 Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Durch den Einsatz von PAK und GAK, werden neben den Mikroschadstoffen auch weitere Schadstoffe wie CSB, Stickstoff und Phosphor reduziert. Aus der Reduzierung der Schadeinheiten im eingeleiteten Wasser, ergibt sich eine Minderung der Abwasserabgabe, die mit den Kosten der Stufe zur Mikroschadstoffelimination verrechnet werden kann.

Gemäß Umweltbundesamt (2015) konnte festgestellt werden, dass durch die Dosierung von Pulveraktivkohle die CSB-Konzentrationen im Ablauf der vierten Stufe um 30-70% gegenüber dem Ablauf der Nachklärung reduziert werden können. Ein Teil der Restorganik wurde in den entsprechenden Untersuchungen jedoch nur durch die bereits vorhandene Filtration eliminiert. Daher wird für die CSB-Elimination beruhend auf der PAK-Dosierung eine Reduzierung von pauschal 5 mg/L angenommen. Für die GAK-Filtration beschreibt Umweltbundesamt (2015) ebenfalls eine Reduktion der CSB-Konzentrationen im Ablauf der vierten Reinigungsstufe. Die Eliminationsrate liege für frische GAK bei 45%, für regenerierte GAK jedoch unter 45%. Nachfolgend wird für die GAK-Filtration ebenso wie für die PAK-Dosierung konservativ eine CSB-Elimination um weitere 5 mg/L angenommen. Während die adsorptiven Verfahren zu einer merklichen CSB-Reduktion führen, ist die Eliminationsrate des chemischen Sauerstoffbedarfs bei dem oxidativen Verfahren der Ozonung nur gering. Umweltbundesamt (2015) beschreibt eine Eliminationsrate von 10%, die jedoch auf die nachfolgende Filtration zurückzuführen ist. Für die spätere Berechnung im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie wird keine CSB-Elimination im Rahmen der Ozonung angesetzt, zumal hier nur der gelöste CSB betrachtet wird.

Neben den CSB-Konzentrationen können auch die P_{ges}- und N_{ges}-Konzentrationen infolge der vierten Reinigungsstufe verringert werden. Für die PAK-Adsorption gibt Umweltbundesamt (2015) dabei eine erreichbare P_{ges}-Konzentration von <0,1 mg/L an, was vorliegend bei P_{ges}-Konzentrationen in Höhe von 0,33 mg/L einer Eliminationsrate von knapp 70 % entspräche. Auch durch die GAK-Filtration sei eine Elimination des partikulär gebundenen Phosphors möglich. Die Ozonung dagegen führe zu keiner weiterführenden Elimination der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen. In der Betrachtung der Kostenreduzierung durch die Minderung der Abwasserabgabe, wird jedoch nachfolgend für die Phosphorelimination ebenso wie für die Stickstoffelimination für die adsorptiven Verfahren sowie für die oxidativen Verfahren keine weitere Elimination angenommen.

Tabelle 7-6 zeigt nachfolgend die Berechnung der Schadeinheiten, die infolge des Einsatzes von PAK und GAK nicht in den Vorfluter eingeleitet werden, sowie die daraus resultierende Summe der eingesparten Abwasserabgabe. Für die Berechnung der Abwasserabgabe wurde der halbe Abgabesatz in Höhe von 35,79 €/2 = 17,895 € angesetzt.

Tabelle 7-6: Zusammenfassende Darstellung der Kostenbetrachtung aller Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Varianten	V 1a	V 1b	V 2	V 4
Kostenpositionen <small>(Alle Angaben sind netto-Angaben)</small>	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Teilstrombehandlung)	Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Vollstrombehandlung)	PAK-Dosierung – Nachklärung - Filtration (Vollstrombehandlung)	Ablauf Nachklärung – GAK-Filtration (Vollstrombehandlung)
Jahreskosten vor Minderung der AbwA	490.281 €/a	670.193 €/a	515.461 €/a	1.168.145 €/a
Einsparung der Abwasserabgabe				
Δ CSB [mg/l]	0,00 mg/l	0,00 mg/l	5,00 mg/l	5,00 mg/l
1 SE = 50 kg [SE/a]	0 SE/a	0 SE/a	1.094 SE/a	1.094 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	0,00 €/a	19.571,47 €/a	19.571,47 €/a
Δ N _{ges} [mg/l]	0,00 mg/l	0,00 mg/l	0,00 mg/l	0,00 mg/l
1 SE = 25 kg [SE/a]	0 SE/a	0 SE/a	0 SE/a	0 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a
Δ P _{ges} [mg/l]	0,00 mg/l	0,00 mg/l	0,00 mg/l	0,00 mg/l
1 SE = 3 kg [SE/a]	0 SE/a	0 SE/a	0 SE/a	0 SE/a
Einsparung [€/a]	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a	0,00 €/a
Einsparung gesamt [€/a]	0,00 €/a	0,00 €/a	-19.571,47 €/a	-19.571,47 €/a
Jahreskosten nach Minderung der AbwA	490.281 €/a	670.193 €/a	495.890 €/a	1.148.574 €/a
spez. Jahreskosten nach Minderung der AbwA	0,05 €/m³	0,06 €/m³	0,05 €/m³	0,11 €/m³
<small>Bezugswassermenge</small>	<small>9.171.124 m³/a</small>	<small>10.936.835 m³/a</small>	<small>10.936.835 m³/a</small>	<small>10.936.835 m³/a</small>

8 Variantenbewertung

8.1 Vorgehensweise zur Verfahrensbewertung

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

Bei der Bewertung der betrieblichen und baulichen Aspekte werden die folgenden Faktoren in Abstimmung mit dem Erftverband in die Bewertung einbezogen:

- die Beeinflussung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges} , Transformationsprodukte)
- die Schlammeigenschaften wie Heizwert und Entwässerbarkeit
- die Betriebsstabilität
- der Flächenbedarf der Varianten sowie
- der Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken)

Für jeden Bewertungsaspekt werden anschließend Wichtungsfaktoren festgelegt, die den einzelnen Bewertungsaspekten unterschiedliche Bedeutung zumessen. Den monetären Bewertungsfaktoren wird dabei ebenso viel Bedeutung zugemessen wie den baulichen und betrieblichen Aspekten, weshalb die Wichtungsfaktoren beider Bereiche in Summe jeweils 50 % ergeben. Die eigentliche Bewertung der verschiedenen Aspekte erfolgt über die Vergabe von Punkten in Anlehnung an Schulnoten. Die Note 1 entspricht dabei 15 Punkten, die Note 2 entspricht 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Auch Halbnotenschritte in Höhe von 2,5 Punkten sind möglich. Die jeweils zugeteilten Punkte werden anschließend entsprechend der Wichtungsfaktoren der einzelnen Bewertungsaspekte multipliziert und aufaddiert und ergeben in Summe die Gesamtpunktzahl einer Variante.

8.2 Verfahrensbewertung mit und ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

In Tabelle 8-1 sind zunächst die Ergebnisse der Bewertung für die in Kessenich betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe dargestellt. Es gilt, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt.

Tabelle 8-1: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1a		Variante 1b		Variante 2		Variante 3		
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Teilstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Vollstrombehandlung)		PAK-Dosierung - Nachklärung - Filtration (Vollstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration (Vollstrombehandlung)		
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	
Investitionskosten (netto)		3.049.000 €		5.096.000 €		725.500 €		4.783.000 €		
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,02 €/m ³ a	3,8	0,03 €/m ³ a	3,0	0,01 €/m ³ a	15,0	0,03 €/m ³ a	2,7	
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,03 €/m ³ a	15,0	0,03 €/m ³ a	14,4	0,04 €/m ³ a	10,8	0,07 €/m ³ a	6,1	
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		5,8		5,5		6,0		2,5	
Beeinflussung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, Pges, Transformationsprodukte)	10%	Bildung von Transformationsprodukten	5,0	0,5	Bildung von Transformationsprodukten	5,0	0,5	Zusätzliche Entnahme von CSB	10,0	1,0
Schlammigenschaften (Heizwert, Entwässerbarkeit)	5%	kein Einfluss	5,0	0,3	kein Einfluss	5,0	0,3	Verbesserung Heizwert und Entwässerbarkeit	15,0	0,8
Betriebsstabilität	15%	hoch	15,0	2,3	hoch	15,0	2,3	keine separate Stufe, sondern implementiert in biol. Stufe	10,0	1,5
Flächenbedarf	5%	hoch	5,0	0,3	hoch	5,0	0,3	gering	15,0	0,8
Stand der Technik - Wissenschaft	15%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0	2,3	bereits Anlagen in Betrieb	15,0	2,3	geringe großtechnische Erfahrung	5,0	0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,5		5,5		4,8		4,5	
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		11,3 Punkte		11,0 Punkte		10,8 Punkte		7,0 Punkte	

Tabelle 8-2 zeigt ergänzend die Ergebnisse der Bewertung nach Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Minderung der Abwasserabgabe. Es gilt auch hier, dass die größte Punktzahl der besten Bewertung entspricht und umgekehrt. Berücksichtigt wurden dabei eine Reduzierung der CSB-Konzentration im Ablauf der Stufe zur Mikroschadstoffelimination im Vergleich zum Ablauf ohne zwischengeschaltete Stufe zur Mikroschadstoffelimination bei Variante 2 sowie Variante 3 um jeweils 5 mg/L (siehe dazu auch Kapitel 7.7). Für die Berechnung der Einsparung wurde dabei gemäß Abwasserabgabengesetz (AbwAG) mit 1 Schadeinheit entspricht 50 kg_{CSB} gerechnet. Es wurde angenommen, dass die Kläranlage die einzuhaltenden Überwachungswerte einhält und es wurde demnach ebenfalls gemäß AbwAG mit der Hälfte der je Schadeinheit zu entrichtenden Abgabesatzes, das heißt mit 35,79 €/2 gerechnet.

Sowohl bei der Betrachtung ohne als auch bei der Betrachtung mit Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe erhält die Variante 1 „Ozonung mit Nachbehandlung im Filter“ die höchste Bewertung. Dabei liegt die Variante 1a mit Teilstrombehandlung aufgrund der geringeren zu behandelnden Abwassermenge mit 11,3 Punkten leicht höher als die Variante 1b, bei der eine Vollstrombehandlung durchgeführt wird.

Die hohe Punktzahl der Variante 1a bzw. 1b beruht sowohl auf der hohen Punktzahl im Bereich der monetären Bewertung als auch auf den Punkten der technischen Bewertungsaspekte. Im Bereich der monetären Bewertung ist zwar die Variante 2 leicht besser bewertet, jedoch ist die Bewertung bei den technischen Kriterien für die Varianten 1a bzw. 1b deutlich besser. Dies liegt unter anderem begründet in der guten Bewertung im Bereich Stand der Technik. Zu erwähnen ist außerdem die gute Bewertung der Varianten mit Ozon und GAK im Bereich der Betriebsstabilität. Hier wurde die Implementierung dieser Variante in die bestehende biologische Stufe als eher schlecht für deren Betriebsstabilität bewertet. Die Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe hat nur einen geringen Einfluss auf die Bewertung und ändert die Rangfolge der Varianten nicht.

Tabelle 8-2: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe

Variante	Wichtung [%]	Variante 1a		Variante 1b		Variante 2		Variante 3	
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Teilstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Vollstrombehandlung)		PAK-Dosierung - Nachklärung - Filtration (Vollstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration (Vollstrombehandlung)	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten (netto)		3.049.000 €		5.096.000 €		725.500 €		4.783.000 €	
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,02 €/m³a	3,8 0,6	0,03 €/m³a	3,0 0,4	0,01 €/m³a	15,0 2,3	0,03 €/m³a	2,7 0,4
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,03 €/m³a	15,0 5,3	0,03 €/m³a	14,4 5,0	0,04 €/m³a	11,3 4,0	0,07 €/m³a	6,3 2,2
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		5,8		5,5		6,2		2,6
Beeinflussung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, Pges, Transformationsprodukte)	10%	Bildung von Transformationsprodukten	5,0 0,5	Bildung von Transformationsprodukten	5,0 0,5	Zusätzliche Entnahme von CSB	10,0 1,0	Zusätzliche Entnahme von CSB	10,0 1,0
Schlammigenschaften (Heizwert, Entwässerbarkeit)	5%	kein Einfluss	5,0 0,3	kein Einfluss	5,0 0,3	Verbesserung Heizwert und Entwässerbarkeit	15,0 0,8	kein Einfluss	5,0 0,3
Betriebsstabilität	15%	hoch	15,0 2,3	hoch	15,0 2,3	keine separate Stufe, sondern implementiert in	10,0 1,5	hoch	15,0 2,3
Flächenbedarf	5%	hoch	5,0 0,3	hoch	5,0 0,3	gering	15,0 0,8	hoch	5,0 0,3
Stand der Technik - Wissenschaft	15%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 2,3	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 2,3	geringe großtechnische Erfahrung	5,0 0,8	geringe großtechnische Erfahrung	5,0 0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,5		5,5		4,8		4,5
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		11,3 Punkte		11,0 Punkte		11,0 Punkte		7,1 Punkte

Insgesamt ergibt sich die Rangfolge der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung wie folgt:

Tabelle 8-3: Ranking der Varianten

Ranking	Variante
1. Empfehlung	Variante 1a: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Teilstrombehandlung)
2.	Variante 1b: Neubau Ozonung auf Freifläche und biologische Nachbehandlung im bestehenden DynaSand®-Filter (Vollstrombehandlung)
3.	Variante 2: PAK-Dosierung in das Belebungsbecken
4.	Variante 3: GAK-Filtration in bestehendem DynaSand®-Filter

8.3 Verfahrensbewertung mit Berücksichtigung einer Förderung der Investitionskosten

Für die Varianten mit höheren Investitionskosten hat eine mögliche Förderung dieser Investitionskosten einen Einfluss auf die monetäre Bewertung dieser Varianten. Daher wird im Folgenden eine Förderung bei der Bewertung berücksichtigt. Im Rahmen der neuen Förderrichtlinie „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung II NRW“ ist eine Förderung bis einschließlich Antragsjahr 2019 von bis zu 70 % und danach bis zu 50 % auf die Investitionskosten beim Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination möglich. Es wird demnach davon ausgegangen, dass eine Förderung von 70 % erfolgt. Die resultierenden jährlichen Kosten und die Bewertung sind aus Tabelle 8-4 zu entnehmen.

Tabelle 8-4: Bewertungstabelle der betrachteten Varianten unter Berücksichtigung einer 70%-igen Förderung auf die Investitionskosten der Ausbaumaßnahme

Variante	Wichtung [%]	Variante 1a		Variante 1b		Variante 2		Variante 3	
		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Teilstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung – Ozonung – Filtration (Vollstrombehandlung)		PAK-Dosierung - Nachklärung - Filtration (Vollstrombehandlung)		Ablauf Nachklärung - GAK-Filtration (Vollstrombehandlung)	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten (netto)		914.700 €		1.528.800 €		217.650 €		1.434.900 €	
Investiver Anteil der Jahreskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	15%	0,007 €/m ³ a	3,8 0,6	0,009 €/m ³ a	3,0 0,4	0,002 €/m ³ a	15,0 2,3	0,010 €/m ³ a	2,7 0,4
Betriebskosten, ausgedrückt als spezifische Kosten je m ³ behandeltes Wasser (netto)	35%	0,03 €/m ³ a	15,0 5,3	0,03 €/m ³ a	14,4 5,0	0,04 €/m ³ a	10,8 3,8	0,07 €/m ³ a	6,1 2,1
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		5,8		5,5		6,0		2,5
Beeinflussung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, Pges, Transformationsprodukten)	10%	Bildung von Transformationsprodukten	5,0 0,5	Bildung von Transformationsprodukten	5,0 0,5	Zusätzliche Entnahme von CSB	10,0 1,0	Zusätzliche Entnahme von CSB	10,0 1,0
Schlammigenschaften (Heizwert, Entwässerbarkeit)	5%	kein Einfluss	5,0 0,3	kein Einfluss	5,0 0,3	Verbesserung Heizwert und Entwässerbarkeit	15,0 0,8	kein Einfluss	5,0 0,3
Betriebsstabilität	15%	hoch	15,0 2,3	hoch	15,0 2,3	keine separate Stufe, sondern implementiert in biol. Stufe	10,0 1,5	hoch	15,0 2,3
Flächenbedarf	5%	hoch	5,0 0,3	hoch	5,0 0,3	gering	15,0 0,8	hoch	5,0 0,3
Stand der Technik - Wissenschaft	15%	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 2,3	bereits Anlagen in Betrieb	15,0 2,3	geringe großtechnische Erfahrung	5,0 0,8	geringe großtechnische Erfahrung	5,0 0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,5		5,5		4,8		4,5
Gesamtpunkte (gerundet)	100%	11,3 Punkte		11,0 Punkte		10,8 Punkte		7,0 Punkte	

Es zeigt sich dabei keine Veränderung der Gesamtpunkte durch die Berücksichtigung der Förderung der Investitionskosten im Vergleich zur Bewertung ohne Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe. Begründet ist dies dadurch, dass auch bei der Bewertung ohne die Berücksichtigung der Minderung der Abwasserabgabe bereits die Varianten mit vergleichsweise hohen Investitionskosten die höchste Punktzahl erreichen. Dadurch hat eine Minderung dieser Investitionskosten in Form einer Förderung keinen so großen Einfluss, als das sich dadurch die Reihenfolge der Bewertung der Varianten ändern würde.

9 Empfehlung

9.1 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination

Kläranlagenabläufe haben je nach Größe des aufnehmenden Gewässers einen signifikanten Einfluss auf das Oberflächengewässer. Anhaltspunkte für das Erfordernis zum Ausbau des GWK Kessenich ist zudem der Zustand der Erft, die das aufnehmende Gewässer der Kläranlage ist und zurzeit einen schlechten ökologischen Zustand aufweist. Im Rahmen des Screenings wurden für mehrere Parameterüberschreitungen der UQN-Vorschläge im Ablauf des GWK Kessenich festgestellt.

Ein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand und den ermittelten Ablaufkonzentrationen der Kläranlage kann aus den Ergebnissen nicht zweifelsfrei hergeleitet werden. Hierzu sind z. B. die weiteren Eintragspfade von relevanten Mikroschadstoffen und die sich nach der Kläranlageneinleitung ergebenden maßgebenden Konzentrationen im Gewässer und ihre Wirkungen auf das Gewässer zu berücksichtigen. Eine Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kessenich würde jedoch zu einer verbesserten Ablaufqualität führen und wäre als freiwillige Maßnahme aus Gewässersicht zu befürworten.

In Tabelle 9-1 sind die oben aufgeführten Parameterkonzentrationen zudem im Vergleich zu den Screening-Ergebnissen anderer Kläranlagen dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass das Abwasser aus Kessenich für die dargestellten Mikroschadstoffe im Schwankungsbereich der erhobenen Daten liegt.

Tabelle 9-1: Vergleich der Screening Ergebnisse aus Kessenich mit den Screening Ergebnissen anderer Kläranlagen

		GKW Kessenich	KA HS	KA BS	KA BB	KA WE	KA MG	KA WA
Stoffgruppe	Stoff	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Arzneimittel- wirkstoffe	Carbamazepin	500*	710, 810	640, 720	450, 570	1.700, 1.900	490, 410	970, 1.000
	Diclofenac	1500*	1.800, 2.200	610, 840	1.900, 1.500	4.900, 4.900	3.300, 3.700	1.100, 1.300
	Sulfamethoxazol	400*	100, 130	400, 410	660, 740	540, 760	870, 700	1.100, 610
Algizid	Terbutryn	50*	76, 95	130, 110	120, 82	15, 20	170, 190	130, 160

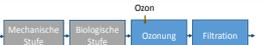
*Mittelwert vorhandener acht Messungen

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass der Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch nicht gesetzlich geregelt ist und auf freiwilliger Basis erfolgt. Aufgrund der oben geschilderten Anhaltspunkte, sollte der Ausbau des GWK Kessenich um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination jedoch in Betracht gezogen werden.

9.2 Verfahrensempfehlung

Für das GWK Kessenich wurden die nachfolgend tabellarisch aufgeführten Verfahren und Verfahrenskonfigurationen zur Mikroschadstoffelimination untersucht (Tabelle 9-2). Unabhängig davon, ob die Minderung der Abwasserabgabe infolge einer verbesserten Reinigungsleistung berücksichtigt wurde oder nicht, erhielt die **Variante 1a bzw. die Variante 1b** dabei aufgrund technischer und monetärer Bewertungsaspekte die beste Bewertung. Dies trifft auch zu, wenn eine Förderung der Ausbaumaßnahme von 70 % auf die Investitionskosten berücksichtigt wird.

Tabelle 9-2: Zusammenfassende Darstellung der betrachteten Varianten

Variante	Variante 1a Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter (Teilstrombehandlung)	Variante 1b Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter (Vollstrombehandlung)	Variante 2 PAK-Dosierung in das Belebungsbecken	Variante 4 GAK-Filtration
Schema				
Verfahrenskonfigurationen	<p>Q = 1.500 m³/h <u>Ozondosierung</u> Z_{spez} = 0,7 mg O₃/mg DOC B_{O₃} = 10 kg O₃ / h <u>Kontaktbecken</u> t_{Kontakt} = 30 min = 0,5 h V_{Kontakt} = 750 m³ H = 5 m A = 10m x 15m</p>	<p>Q = 4.090 m³/h <u>Ozondosierung</u> Z_{spez} = 0,7 mg O₃/mg DOC B_{O₃} = 27,4 kg O₃ / h <u>Kontaktbecken</u> t_{Kontakt} = 30 min = 0,5 h V_{Kontakt} = 2.045 m³ H = 5 m A = 15m x 27,5m</p>	<p>Q = 4.090 m³/h <u>PAK-Bedarf</u> 720 kg PAK / d <u>FM-Bedarf</u> 22 kg FHM / d</p>	<p>Q = 4.090 m³/h h_F = 1,5 m t_{Kontakt} = 13 min V_F = 7 m/h Filterstandzeit: 0,75 Jahre GAK-Bedarf: 688 Mg GAK / a</p>
Vorteile	Geringe Kosten für Betrieb, kein Anfall zusätzlicher Schlammengen	Geringe Kosten für Betrieb, kein Anfall zusätzlicher Schlammengen, Vollstrombehandlung	Günstiger Umbau, geringer Flächenbedarf (vorh. Infrastruktur), Vollstrombehandlung	Vollstrombehandlung
Nachteile	Höherer Flächenbedarf, höherer Bauaufwand, Teilstrombehandlung	Höherer Flächenbedarf, höherer Bauaufwand	Hohe Betriebskosten, Vorversuche erforderlich	Hohe Betriebskosten, hoher Investitionsbedarf, Vorversuche erforderlich
Bewertung	11,3 Punkte	11,0 Punkte	10,0 Punkte	7,0 Punkte

Im Rahmen dieser Studie wird für die großtechnische Umsetzung einer Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination auf dem GWK Kessenich empfohlen, die Ozonung mit biologischer Nachbehandlung im bestehenden Filter als Vorzugsvariante der vorliegenden Machbarkeitsstudie umzusetzen. Diese Variante weist im Vergleich zu den Aktivkohlevarianten zwar vergleichsweise hohe Investitionskosten auf, für die jedoch derzeit noch die Möglichkeit einer maximal 70 %-igen Förderung durch das Förderprogramm „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung II NRW“ besteht.

Die Ozonung ist ein Verfahren, das sich bereits vielfach in der großtechnischen Umsetzung als machbar und sinnvoll erwiesen hat. Zu erwähnen ist bei diesem Verfahren jedoch in Kombination mit erhöhten Bromidkonzentration die Möglichkeit einer Bildung von Bromat. Dies sollte im Rahmen von weitergehenden Untersuchungen zur Bromidkonzentration und dem Bromatbildungspotential für das Abwasser des GWK Kessenich untersucht werden, bevor eine großtechnische Umsetzung der Ozonung realisiert wird. Weiterhin sinnvoll zur Verifizierung der Auslegungswerte der Ozonung sind im Vorfeld durchzuführende Ozonzehrungsversuche, aus denen die benötigte Zeit bis zur vollständigen Zehrung des Ozons durch die Abwasserinhaltsstoffe ermittelt werden kann.

Die Ozonung bietet durch die unterschiedlichen Dosiereinstellungen eine relativ hohe Flexibilität bzgl. der Behandlungswassermenge. Voraussetzung dafür ist, dass der Zusammenhang zwischen Dosierkonzentration und Bromatbildung bei der Planung der Anlage bzw. Dosieraggregaten berücksichtigt wird.

Ein großer Vorteil der Ozonung sind die geringen laufenden Kosten, die im Vergleich z. B. zur Variante 4 mit GAK, weniger als die Hälfte der jährlichen Kosten betragen. Darüber hinaus kann durch diese Variante eine Einbindung des bestehenden Filters erfolgen. Hierdurch wird gewährleistet, dass die vorhandene Infrastruktur genutzt wird und eine sinnvolle Integration der vierten Reinigungsstufe auf dem GWK Kessenich stattfindet.

10 Anhang

10.1 Indirekteinleiter des GWK Kessenich

Firma/Name	Betriebsart
Verein Dt. Schäferhunde Euskirchen	abflußlose Grube
Autohaus Meier & Schopp GmbH	Autohaus
Heymann	Autoverwertung
Therme Euskirchen (Akte siehe Bebauungsplan 119)	Badeanstalt, Filterrückspülung - Badesaufbereitung.
Stadt Euskirchen Bauschuttdeponie	Bauschuttdeponie
S. Ren GmbH	Bauunternehmen
Procter & Gamble	Betrieb, Produktion
Kreissparkasse Euskirchen	Brennwertanlage > 25 kW
BFE W. Daufenbach	Brennwertanlage > 25 kW (337 kW), Lackierbetrieb
Heitag & Eifeler Maschinenbau	Brennwertanlagen > 100 KW
Einkaufszentrum ehem. Ingridhütte	Einkaufszentrum
Fa. Clermont für Grundstück Wabramstr. 42	Fassadenreinigung
Niederberger (für Procter & Gamble)	Fassadenreinigung
R. Feldermann	Gabelstaplerservice
HIWI-Schankanlagen GmbH	Galvanisierung
Haas EG, Nachfolger: Fa. Rheinkrone	Geflügelschlachtereie
W. Bastin	Kfz-Lackierbetrieb, Waschplatz
Ruland	Kfz-Werkstatt, Waschplatz
Reit- und Ausbildungszentrum ,Werner Baumeister, Biogasanlage	landwirtschaftl. Betrieb, Gaswerke
A. Oedekoven	Landwirtschaftl. Betrieb, Waschplatz
Chr. Schäfer	Lederfabrik
Imoba	Lederfabrik
M. Nock LKW Handel	LKW-Wartung, Waschhalle
Salgert	LKW-Waschplatz
Gabriele Jentges	LKW-Waschplatz
M. Bungart & Pelzer GbR	LKW-Waschplatz, LKW-Werkstatt
Elsen Entsorgungs GmbH	Niederschlagswasser Ingrid Glashütte
Halstrick KG	Papierfabrik, Waschplatz, Tankstelle
Spedition Daufenbach	Spedition
Spedition Vieth	Spedition, Waschplatz
SHELL-Station	Tankstelle
BP-Oil Deutschland GmbH	Tankstelle, Waschhalle
B. Werner	Tankstelle, Waschhalle
BP Nadenau	Tankstelle, Waschplatz

Firma/Name	Betriebsart
ARAL-Tankstelle	Tankstelle, Waschplatz
H.-P. Hilgers	Tankstelle, Waschplatz
FINA Tankstelle	Tankstelle, Waschstrasse, Waschplatz
R. Hehs GmbH, ARAL- Tankstelle	Tankstelle, Werkstatt, Waschplatz
Kalff & Co.	Verbandstoffe
Feuerwache Stadt Euskirchen	Waschhalle
M. Lewin	Waschhalle
Autohaus Fleischhauer GmbH & Co.KG	Waschhalle
H. J. Bürvenich	Waschplatz
H. J. Pick	Waschplatz
Staatl. Bauamt für JVA Euskirchen	Waschplatz
Koch-Müller	Waschplatz
Rolf Horn Autohaus	Waschplatz
Deutsches Rotes Kreuz, Kreisverband EU	Waschplatz
Klaus Mönikes	Waschplatz
Conoco Phillips Germany GmbH	Waschplatz
Rettungswach Euskirchen - Kreis Euskirchen	Waschplatz
Malteser Hilfsdienst	Waschplatz
IMO-Autowaschstraße / IMO-Autopflege GmbH	Waschplatz
Franz Möller	Waschplatz
JVA Erlenhof	Waschplatz
Theo Brauweiler	Waschplatz
TONA-Tonwerk Schmitz GmbH	Waschplatz
Metsä Tissue GmbH	Waschplatz
NEW Nordeifelwerkstätten	Waschplatz
Dirk Gläser	Waschplatz
MBSE Steinwarz GmbH	Waschplatz
Regionalverkehr Köln GmbH	Waschplatz, Tankstelle
Technischer Dienst Stadt Euskirchen	Waschplatz, Tankstelle
Kreispolizeibehörde Euskirchen	Waschplatz, Tankstelle
Gasversorgung Euskirchen GmbH	Waschplatz, Tankstelle
Nutzfahrzeuge Jacobsen	Waschplatz, Waschhalle
Miele	Waschplatz, Waschhalle
H.-S. Kim	Waschplatz, Waschstrasse
Autohaus A. Mertin GmbH	Waschplatz, Werkstatt
Lascke GmbH	Waschplatz, Werkstatt
H. Kremenz Wwe. f. Halbekann	Waschplatz, Werkstatt
K. H. Wollenweber	Waschplatz, Werkstatt, Tankstelle
Imostab	Waschstraße
R. Lawson	Waschstrasse
R. Koch	Waschstrasse
A. T. U. GmbH & Co. KG	Werkstatt
Regionalgas	Werkstatt

Firma/Name	Betriebsart
Rhein. Kraftwagen GmbH	Werkstatt und Waschhalle
BR-Wiluda-Autohaus	Werkstatt und Waschhalle
J. Schleif	Werkstatt, Tankstelle, Waschplatz
Sanitätsdepot Stadt Euskirchen	Werkstatt, Waschplatz
Spedition Kohnert	Werkstatt, Waschplatz
R. Barth & Sohn KG	Werkstatt, Waschplatz
Günay-Sevin	Werkstatt, Waschstrasse
Bungart u. Schobel	Zahnarzt
Dr. Ortner	Zahnarzt
Dr. Martelock	Zahnarzt
Dr. Zeimetz	Zahnarzt
Dr. Oschmann	Zahnarzt
Bundeswehr, Kaserne Euskirchen	Zahnarzt
Dr. Tummers	Zahnarzt
Dr. Tuch	Zahnarzt
Dr. Demary	Zahnarzt
Dr. Bartels	Zahnarzt
Dr. Leitaru	Zahnarzt
K. Milbert	Zahnarzt
Dr. H.-G. Schumacher	Zahnarzt
Dr. U. Glass	Zahnarzt
F. Marquardt	Zahnarzt
Dr. P. Hemmersbach	Zahnarzt
Dr. A. Gau	Zahnarzt
Dr. R. Bruhns	Zahnarzt
Dr. W. Boer	Zahnarzt
St. Eckern	Zahnarzt
H. Flesdorf	Zahnarzt
Dr. Padberg	Zahnarzt
Dr. Birgit + Jürgen Tuch	Zahnarzt
Dr. Bernhard Peter	Zahnarzt
Dr. Rasemka	Zahnarzt
Dr. Ursula Meyer	Zahnarzt
Dr. Guido Münchhalfen	Zahnarzt
Gemeinschaftspraxis Helmuth Flosdorf (Dr. Dygatz, Dr. Werner)	Zahnarzt
Mehdi Taghdisi	Zahnarzt
Bottenberg	Zahnarzt
Dr. Müller-Diesing	Zahnarzt
Dr. Pasternak	Zahnarzt
TOP-Markt GmbH	Zentrallager, Waschplatz, Tankstelle

10.2 Ergebnisse des Spurenstoffmonitorings

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
< 1/2 UQN	1/2 UQN - UQN	UQN - 2 UQN	2 UQN - 4 UQN	> 4 UQN

Stoff	Einheit	UQN Vorschlag D4	Ablauf							
		UQN Vorschlag (OGewV 2016)	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
TOC, homogenisiert	mg/L						7,36	4,71	7,14	9,97
Ammonium-Stickstoff	mg/L						1,10	1,20	0,90	1,00
Nitrit-Stickstoff	mg/L						0,12	0,11	<0,10	<0,10
Nitrat-Stickstoff	mg/L						3,33	2,97	4,36	4,12
Phosphor, gesamt	mg/L						0,26	0,22	0,37	0,23
Orthophosphat- Phosphor (gelöst)	mg/L						0,15	0,13	0,27	0,15
Sulfat	mg/L						98,5	69,8	112	110
Chlorid	mg/L						139	100	152	152
östrogen wirksame Stoffe	ng/L		0		0	0	0	0	0	0
1H-Benzotriazol	ng/L	10.000	5.700	12.000	2.600	4.800	3.800	3.600	5.000	7.000
1H-Benzotriazol-4- Methyl	ng/L			1.000	350	960	680	470	1.500	1.900
2,4,5-T	ng/L	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
2,4-D	ng/L	200	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
2,4-DB	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
2,4- Dichlorbenzoesäure	ng/L		320	90	820	40	90	170	530	50
2,6-Dichlorbenzamid	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
4-Hydroxy-diclofenac	ng/L		30	230	230	170	40	200	180	190
Acclonifen	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Acridin	ng/L		<50	60	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Alachlor	ng/L	300	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Ametryn	ng/L	500	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Amidotrizoensäure	ng/L	100	5.600	4.000	2.900	3.200	8.500	6.200	4.400	7.000
Atenolol	ng/L		150	140	80	130	140	100	80	80

Stoff	Einheit	UQN Vorschlag D4	Ablauf							
		UQN Vorschlag (OGewV 2016)	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
dichlorethan	ng/L	10.000	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Atrazin-2-hydroxy	ng/L	600	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Atrazin-desethyl-2-hydroxy	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Atrazin-desisopropyl-2-hydroxy	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Bentazon	ng/L	100	20	20	30	50	30	20	20	<20
Bezafibrat	ng/L		120	120	40	220	110	70	70	80
Bifenox	ng/L	12	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Bisoprolol	ng/L	100	690	680	250	370	490	310	250	400
Bisphenol A	ng/L	100	<20	20	50	40	<20	<20	<20	<20
Bromacil	ng/L	600			<50	<50	<50	<50	<50	<50
Bromoxynil	ng/L	500	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Buturon	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Carbamazepin	ng/L	500	660	570	290	370	580	350	480	680
Carbamazepin-dihydro-dihydroxy	ng/L		860	620	940	740	920	830	900	1.300
Carbetamid	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chloramben	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chlorfenvinphos	ng/L	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chloridazon (Pyrazon)	ng/L	100	<50	<50	270	<50	<50	<50	<50	<50
Chloridazon-Desphenyl	ng/L		1.400	570	390	470	410	370	200	540
Chloridazon-Desphenyl-Methyl	ng/L		230	230	130	180	270	170	210	250
Chloroxuron	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chlorpyrifos	ng/L	30	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chlorthal-dimethyl	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Chlortoluron	ng/L	400	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Clarithromycin	ng/L	20	<20	310	<20	<20	270	280	<20	<20
Clofibrinsäure	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Clomazon	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Clopyralid	ng/L		20	20	30	<20	30	20	20	20
Coffein	ng/L		900	880	430	1.400	1.500	3.200	900	11.000
CPA	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Cyanazin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Cybutryn (Irgarol)	ng/L	3	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50

Stoff	Einheit	UQN Vorschlag D4	Ablauf							
		UQN Vorschlag (OGewV 2016)	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
DEET	ng/L		100	50	80	60	300	430	520	420
Desethylatrazin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Desethylterbutylazin	ng/L		<50	<50	190	80	<50	<50	<50	<50
Desisopropylatrazin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Desmetryn	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Diazepam	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Diazinon	ng/L	10	150	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Dicamba	ng/L		<50	<50	<50	<20	<50	<50	<50	<50
Dichlobenil	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Dichlorprop	ng/L	100	<20	<20	<20	20	<20	<20	<20	<20
Dichlorvos	ng/L	1	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Diclofenac	ng/L	100	2.000	1.600	770	1.200	1.700	1.100	1.500	1.800
Diclofop-methyl	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Dimethenamid	ng/L		150	<50	80	<50	<50	<50	<50	<50
Dimethomorph	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Dimethylsulfamid	ng/L				<200	<200	<200	<200	<200	<200
Diuron	ng/L	200	50	<50	<50	<50	<50	<70	<50	<50
Epoxiconazol	ng/L	200	<50	<50	60	<50	<50	<50	60	<50
Erythromycin	ng/L	20	270	340	<200	<200	<200	<200	<200	<200
Ethidimuron	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Ethofumesat	ng/L		<20	<20	120	40	20	20	<20	<20
Fenbendazol	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fenoprofen	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fenoprop	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fenoxaprop-P	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fenpropidin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fenpropimorph	ng/L	20	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fluazifop-p-butyl	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Flubendazol	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Flufenacet	ng/L	40	260	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Fluroxypyr	ng/L		<50	60	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Flurtamon	ng/L	200	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Gabapentin	ng/L			6.000	2.200	4.000	3.400	3.100	4.100	6.500
Gemfibrozil	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Haloxypop	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50

Stoff	Einheit	UQN Vorschlag D4	Ablauf							
		UQN Vorschlag (OGewV 2016)	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
Hexazinon	ng/L	70	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
HHCb	ng/L		1.700	1.500	1.700	940	1.300	1.100	1.300	1.100
Ibuprofen	ng/L	10	920	370	250	210	180	390	620	60
Imidacloprid	ng/L	2	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Iminostilben	ng/L		100	790	770	1.300	300	160	940	280
Iohexol	ng/L	100	31.000	22.000	18.000	21.000	23.000	4.400	3.000	6.200
Iomeprol	ng/L	100	1.100	1.000	650	1.300	<200	<200	240	<200
Iopamidol	ng/L	100	<200	<200	<200	280	<200	<200	<200	<200
Iopromid	ng/L	100	3.000	4.900	2.100	3.700	3.400	620	<200	1.900
Ioxynil	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Isoproturon	ng/L	300	<50	170	<50	<50	<50	<50	<50	50
Lenacil	ng/L				<50	<50	<50	<50	<50	<50
Linuron	ng/L	100	<50		<50	<50	<50	<50	<50	<50
MCPA	ng/L	2.000	170	70	50	50	170	60	160	20
Mecoprop (=MCP)	ng/L	100	20	60	90	30	50	60	30	30
Metalaxyl	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metamitron	ng/L		<50	<50	380	60	<50	<50	<50	<50
Metazachlor	ng/L	400	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metconazol	ng/L	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metformin	ng/L				1.400	1.400	1.200	3.600	1.300	790
Methabenzthiazuron	ng/L	2.000	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metobromuron	ng/L		<50		<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metolachlor	ng/L	200	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metoprolol	ng/L	7.300	1.200	2.000	680	1.100	1.100	780	1.300	2.400
Metoxuron	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Metribuzin	ng/L	200	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Monolinuron	ng/L	200	<50		<50	<50	<50	<50	<50	<50
Monuron	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Napropamid	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Naproxen	ng/L		610	700	300	390	420	290	380	420
Nicosulfuron	ng/L	9	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Penconazol	ng/L			<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Pendimethalin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Pentoxifyllin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Phenacetin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50

Stoff	Einheit	UQN Vorschlag D4	Ablauf							
		UQN Vorschlag (OGewV 2016)	22.03.2016	13.04.2016	01.06.2016	22.06.2016	14.07.2016	25.07.2016	15.08.2016	01.09.2016
Phenazon	ng/L	1.100	730	790	170	430	220	110	230	1.000
Prometryn	ng/L	500	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Propazin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Propiconazol	ng/L	1.000	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Propranolol	ng/L	100	50	60	<50	<50	50	<50	<50	50
Prosulfocarb	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Quinclorac	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Quinmerac	ng/L		<50	<50	100	<20	<50	<50	<50	<50
Quinoxifen	ng/L	150	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Roxithromycin	ng/L		<200	<200	<200	<200	<200	250	<200	<200
Sebuthylazin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Simazin	ng/L	1.000	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Sotalol	ng/L	100	190	180	80	120	180	130	140	230
Sulcotrion	ng/L	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Sulfadiazin	ng/L	100								
Sulfadimidin	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Sulfamethoxazol	ng/L	150	270	<50	<50	<50	240	<50	770	240
TCEP	ng/L		90	60	50	150	170	120	60	120
TCP	ng/L		1.400	1.300	730	980	1.700	1.400	1.200	1.700
TDCPP	ng/L		120	170	150	150	190	170	120	160
Tebuconazol	ng/L	1.000	<50	<50	100	<50	<50	<50	<50	<50
Terbumeton	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Terbuthylazin	ng/L	500	<50	<50	70	70	<50	<50	<50	<50
Terbuthylazin-2-hydroxy	ng/L		<50	<50	<50	70	<50	50	<50	<50
Terbutryn	ng/L	65	<50	<60	<50	60	90	80	50	70
Tetracyclin	ng/L		<200	<200	<200	<200	<200	<200	<200	<200
Triclopyr	ng/L		<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Triclosan	ng/L	20	20	80	50	60	20	60	50	60
Trifluralin	ng/L	30	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Trimethoprim	ng/L	100	120	100	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Triphenylphosphinoxid	ng/L		220	310	100	340	270	150	60	320

11 Literaturverzeichnis

Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S. Bundesamt für Umwelt, Bern (Umwelt-Wissen, 1214). Online verfügbar unter http://www.sib.admin.ch/fileadmin/_migrated/content_uploads/UW-1214-D_Mikroverunreinigungen.pdf, zuletzt geprüft am 06.01.2015.

ARGE TP 10 (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht, Phase 1. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Metabolitenbildung.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

ARGE TP 5 (2012): MIKROFLOCK: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht. AZ IV-7-042 600 001E. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).

ARGE TP 6 (2014): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Schlussbericht, Phase 2. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), zuletzt geprüft am 28.04.2014.

ARGE TP 9 (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren. Abschlussbericht. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

ARW (2010): Memorandum mit Forderungen zum Schutz von Fließgewässern und Talsperren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. ARW, AWWR, AWBR, DVGW, ATT UND AWE. Online verfügbar unter <https://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/ressourcen/memorandum2011.pdf>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

ATV (1997): Mechanische Abwasserreinigung. 4. Aufl. Berlin: Ernst (ATV-Handbuch).

Barjenbruch, M.; Firk, W. (2014): Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 61 (10), S. 861–875.

Donau Carbon (2015): Aktivkohle und ihre Anwendung. Donau Carbon GmbH & Co. KG,. Online verfügbar unter <http://www.donau-carbon.com/Downloads/aktivkohle.aspx>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

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

EAWAG (2009): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. 3. Zwischenbericht. Dübendorf.

ELWAS-WEB (2016): Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung. Online verfügbar unter www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf.

Erftverband (2009): Betriebsanleitung für die Betriebsstelle Nr. 32. GW Kessenich.

Herbst, H.; Hilbig, R. (2013): Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_Machbarkeit.pdf, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M. (2011): Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden. Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse. In: E. Hoffmann (Hg.): Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage, Bd. 141.

Herbst, H.; Maus, C. (2013): Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg. Machbarkeitsstudie. Online verfügbar unter http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmkresearchprojects/Abschlussbericht_Spurenstoffe_Warburg.pdf, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

Hoigné, J. (1988): The Chemistry of Ozone in Water. In: Samuel Stucki (Hg.): Process Technologies for Water Treatment. Boston, MA: Springer (Earlier Brown Boveri Symposia), S. 121–141.

KOM-M.NRW (2015a): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KOM-M.NRW (2015b): Karten – Stand des Ausbaus von Kläranlagen zur Mikroschadstoffelimination. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karten/>, zuletzt geprüft am 320.10.2015.

KOM-M.NRW (2015c): Maßnahmen bei der Abwasserbehandlung. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

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

KOM-M.NRW (2015e): Projektsteckbriefe. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Online verfügbar unter <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/tatenbank/nrw/projektsteckbriefe/>, zuletzt geprüft am 17.12.2015.

KOM-M.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Hg. v. ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.

KomS-BW (2015a): Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufe. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/>, zuletzt geprüft am 11.06.2015.

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

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

Metzger, Steffen (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. [Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen]. München: Oldenbourg Industrieverl.

Metzger, Steffen; Kapp, H. (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Fachtagung, 28.10.2008.

Micropoll (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU. Schweiz. Online verfügbar unter http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/01_Allgemein/2012_Mikroverunreinigungen_aus_kommunalem_Abwasser.pdf, zuletzt geprüft am 12.06.2015.

Micropoll (2013): Projektsteckbrief Ozonung St. Pourcain. VSA-Plattform Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen. Online verfügbar unter

http://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Anlagen/Ozonung_St_Pourcain.pdf, zuletzt aktualisiert am 11.06.2015.

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

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

MKULNV (2014): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D / Anlage 4 - Flussgebiete NRW. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV).

Neef, J. (2016): Untersuchungen zur simultanen Anwendung von Pulveraktivkohle. KomS-Technologieforum Spurenstoffe. Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg. Lahr, 2016.

Nordic Water GmbH (2016a): DynaSand-Filter zur kontinuierlichen Filtration. Nordic Water GmbH. Online verfügbar unter <http://www.nordic-water.de/index.php/produkte/dynasand-filter>, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

Nordic Water GmbH (2016b): Auslegung von DynaSand Carbon-Filtern, 08.12.2016. Telefonat an Sweco GmbH.

Schwentner, G. (2010): Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfinden. In: Johannes Pinnekamp und Verena Kölling (Hg.): 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft "Perspektiven und Risiken". 17. bis 19. März 2010 in der Messe Essen Ost. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 220).

Stalter, Daniel; Magdeburg, Axel; Oehlmann, Jorg (2010a): Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. In: *Water research* 44 (8), S. 2610–2620. DOI: 10.1016/j.watres.2010.01.023.

Stalter, Daniel; Magdeburg, Axel; Weil, Mirco; Knacker, Thomas; Oehlmann, Jorg (2010b): Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. In: *Water research* 44 (2), S. 439–448. DOI: 10.1016/j.watres.2009.07.025.

Stoll, Jean-Marc; Frank, Kerstin; Arx, Deborah von; Thomann, Michael; Obrecht, Johanna; Sobaszkie-wicz, Markus et al. (2015): PAK im Belebtschlammbecken - Elimination von Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken. UMTEC Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik. Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/03_Aktivkohle/150218_Abschlussbericht_Mikro_Pak.pdf, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

Streicher, Judith; Ruhl, Aki Sebastian; Gnirss, Regina; Jekel, Martin (2016): Where to dose powdered activated carbon in a wastewater treatment plant for organic micro-pollutant removal. In: *Chemosphere* 156, S. 88–94. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.04.123.

Tchobanoglous, George; Burton, Franklin L.; Stensel, H. David (2003): Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4th ed. Boston: McGraw-Hill (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering).

Umweltbundesamt (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. ISSN 1862-4804. Dessau-Roßlau (Texte, 66).

Umweltbundesamt (2015): Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (Texte 26/2015). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/mikroverunreinigungen-abwasserabgabe>, zuletzt geprüft am 12.01.2017.

WABAG (2014): Filtration zur Wasser- und Abwasserreinigung. WABAG Wassertechnik AG. Online verfügbar unter http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2014/07/Filtration2014_DE_WEB.pdf, zuletzt geprüft am 12.06.2015.

Wittmer, A.; Ramisberger, M.; Böhler, M.; Heisele, A.; Siegrist, H.; Hollender, J. et al. (2013): UV-Messung zur Regelung der Ozondosis und Überwachung der Reinigungsleistung. Labor- und halbtechnische Pilotversuche. Schlussbericht. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU. EAWAG. Dübendorf (85341). Online verfügbar unter https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/02_Technische_Verfahren/02_Ozonung/2013_UV-Regelung_Ozonung.pdf, zuletzt geprüft am 09.12.2016.

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