



## **Kläranlage Wegberg**

### **Machbarkeitsstudie 4. Reinigungsstufe**

**Stand 05 / 2021**



Ingenieurgesellschaft für Abwasserwirtschaft  
und technische Dienstleistungen mbH

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Veranlassung einschließlich Gewässerbelastung</b>	<b>4</b>
1.1	Aufgabenstellung	4
1.2	Ist-Zustand der Kläranlage	4
1.3	Ist-Zustand der Vorflut	6
1.4	Indirekteinleiter im Einzugsgebiet	12
1.5	Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen im Einzugsgebiet	12
<b>2</b>	<b>Abwassereigenschaften</b>	<b>14</b>
2.1	Darstellung der Ergebnisse	14
2.2	Konventionelle Abwasserparameter	16
2.2.1	CSB	16
2.2.2	Gesamt Phosphor	16
2.2.3	Nitrit	17
2.2.4	Nitrat	19
2.2.5	Ammonium	19
2.3	Screening auf Mikroschadstoffe	20
2.3.1	Monitoring KA Zu- und Ablauf	20
2.3.2	Monitoring ober- und unterhalb der Einleitstelle KA	27
2.3.3	Datenverdichtung	28
2.3.4	Bewertung	32
<b>3</b>	<b>Auslegungswerte der 4. Reinigungsstufe</b>	<b>36</b>
3.1	Hydraulisch	36
3.2	Eliminationsleistung	38
<b>4</b>	<b>Stand der Forschung und Technik</b>	<b>40</b>
4.1	Mikroschadstoffe	40
4.1.1	Vorkommen	40
4.1.2	Oxidative Entfernung mit Ozonung	41
4.1.3	Adsorptive Entfernung mit Aktivkohle	46
4.1.4	Hybridverfahren Biologisch aktivierte Kohle (BAK)	48
4.2	Mikroplastik	49
4.3	Antibiotikaresistente Bakterien	51
4.4	Ökobilanzielle Betrachtung	53
<b>5</b>	<b>Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten</b>	<b>56</b>
5.1	Spezifische Randbedingungen der KA Wegberg	56
5.1.1	Baufeld und Boden	56
5.1.2	Hydraulik	57
5.2	Vorauswahl der Verfahren	57
5.3	V1: Dosierung von PAK vor einen Sandfilter	61
5.4	V2: Dosierung von PAK ins Belebungsbecken	64
5.5	V3: GAK-Druckfilter	66

<b>5.6</b>	<b>V4: Ozonierung mit Sandfilter</b>	<b>69</b>
<b>5.7</b>	<b>UV-Behandlung zur Desinfektion (Optional)</b>	<b>72</b>
<b>6</b>	<b>Kostenermittlung</b>	<b>74</b>
<b>6.1</b>	<b>Grundlagen</b>	<b>74</b>
<b>6.2</b>	<b>Investitionskosten</b>	<b>74</b>
<b>6.3</b>	<b>Betriebskosten</b>	<b>75</b>
<b>6.4</b>	<b>Projektkostenbarwert</b>	<b>76</b>
<b>7</b>	<b>Kosten-/Nutzenanalyse</b>	<b>80</b>
<b>8</b>	<b>Fazit</b>	<b>82</b>
	<b>Literatur</b>	<b>84</b>

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung	Einheit
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
ARB	Antibiotikaresistente Bakterien	
ARG	Antibiotikaresistenzgen	
BB	Belebungsbecken	–
BGA	Biogasanlage	
BMGS	Bundesministeriums für Gesundheit und soziale Sicherheit	
CPB	Chemisch Physikalische Behandlungsanlage	
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (gemessen in der homogenisierten Probe)	mg/l
CSB <sub>filt</sub>	CSB gemessen in der filtrierten Probe	mg/l
DL	Druckleitung	
DOC	Dissolves Organic Carbon	mg/l
EBCT	Empty Bed Contact Time (Leerbett Kontakt Zeit)	h
FL	Freispegelleitung	
GAK	Granulierte Aktivkohle	–
GK	Größenklasse	–
GOK	Geländeoberkante	
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert	
KA	Kläranlage	
KW	Klärwerk	
LOX	Liquid Oxygen (Flüssiger Sauerstoff)	–
MKULNV	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen	
NK	Nachklärbecken	–
O <sub>2</sub>	Sauerstoff	mg/l
O <sub>3</sub>	Ozon	mg/l
P	Phosphor	mg/l
PAK	Pulveraktivkohle	–
PNEC	Predicted no effect concentration	
PSA	Pressure Swing Adsorption	
PW	Pumpwerk	–
RÜB	Regenüberlaufbecken	
RW	Regenwetter(tag)	
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient (meist bei 254 nm)	–
SF	Sandfilter	
ST	Schönungsteich	
TB	Trennbauwerk	–
TS	Trockensubstanz	g/l oder mg/l
TW	Trockenwetter(tag)	
UQN	Umweltqualitätsnorm	
UV	Ultraviolettes Licht	–
WB	Wirbelbett	–
WRRL	Wasser-Rahmen-Richtlinie der EU	
ZSF	Zwei-Schicht-Filter (z.B. Hydroanthrazit und Sand)	–

# 1 Veranlassung einschließlich Gewässerbelastung

## 1.1 Aufgabenstellung

In den letzten Jahren ist das Vorkommen von Mikroschadstoffen im Wasserkreislauf immer stärker in die Wahrnehmung des Bürgers gerückt. Unter Mikroschadstoffen (Spurenstoffe / Mikroverunreinigungen) versteht man organische, gelöste, chemische Verbindungen aus Produkten des täglichen Gebrauchs, Industriechemikalien und Medikamenten. Zudem treten die Schlagworte Mikroplastik und antibiotikaresistente Bakterien in letzter Zeit vermehrt in den Medien auf und werden oftmals mit den oben definierten Mikroschadstoffen verwechselt.

Im Zuge einer vorausschauenden Strategie sollen für die Stadt Wegberg als Betreiber der Kläranlage Wegberg die Möglichkeiten zum Bau einer 4. Reinigungsstufe zur Entfernung von Mikroschadstoffen dargestellt und unter Berücksichtigung verschiedener Kriterien bewertet werden. Dabei sollen die möglichen Verfahren hinsichtlich ihrer Eliminationsleistung von organischen Mikroschadstoffen, Mikroplastik und antibiotikaresistenten Bakterien betrachtet werden.

## 1.2 Ist-Zustand der Kläranlage

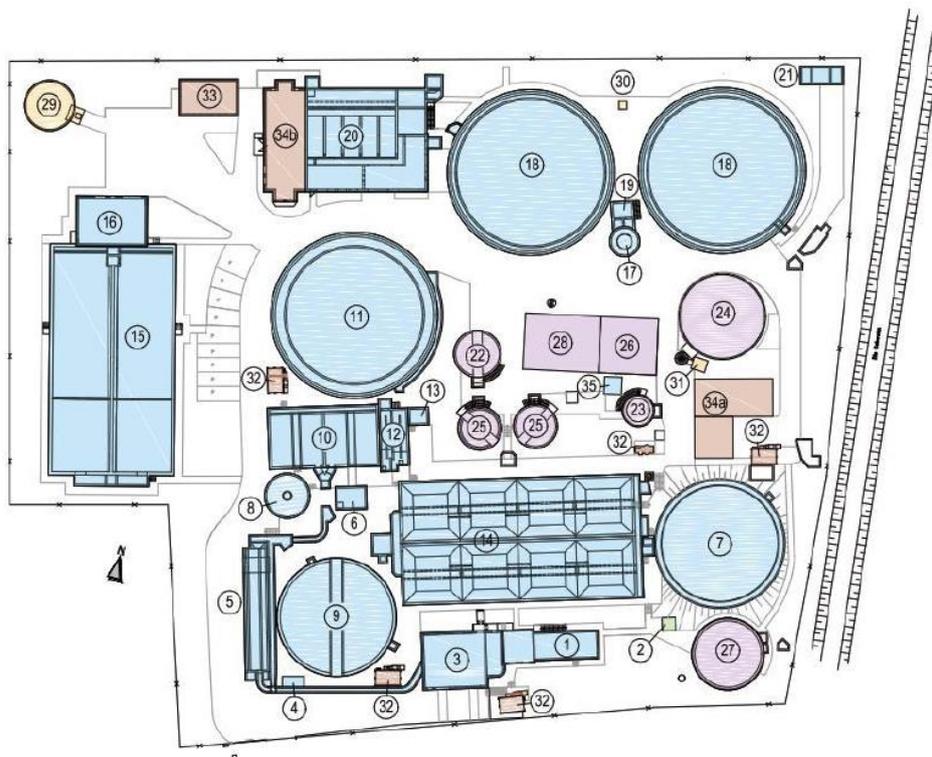
Die Kläranlage Wegberg wurde in den 1950er Jahren gebaut und 1990 zuletzt erweitert. Das Einzugsgebiet umfasst die Ortslagen Balkhoven, Berg, Busch, Bissen, Ellinghoven, Gripekoven, Holtum, Isengraben, Kehrbusch, Kipshoven, Klinkum, Mehlbusch, Merbeck, Moorshoven, Rath-Anhoven, Rickelrath, Schwaam, Schönhausen, Tetelrath, Tüschbroich, Uevkoven, Venn, Venheyde, Watern, und Wegberg (siehe Abbildung 1-1).



Abbildung 1-1: Einzugsgebiet der Kläranlage Wegberg

In der Kläranlage wird das Abwasser mechanisch und biologisch gereinigt und das durch die Faulung des Klärschlammes gewonnene Gas in einer BHKW-Anlage verwertet. Ausgelegt ist die Kläranlage für 47.000 EW mit einer Jahresschmutzwassermenge von 2.230.000 m<sup>3</sup>. Der Aufbau der Anlage ist in Abbildung 1-2 dargestellt.

## Kläranlage Wegberg



### Legende

- Abwasser
- Schlamm
- Gas
- Regenwasser
- Sonstige Bauwerke

- |   |  |
|---|--|
| ① Rohabwasserpumpwerk                         | ⑱ Rücklaufschlammumpwerk 2. Biologische Stufe    |
| ② Regenwasserpumpwerk                         | ⑳ Sandfilteranlage                               |
| ③ Rechengebäude                               | ㉑ Ablaufmessschacht                              |
| ④ Zulaufmessung                               | ㉒ Voreindicker                                   |
| ⑤ Sand- / Fettfang                            | ㉓ Vorlagebehälter Faulung                        |
| ⑥ RLS Messschacht, Kreideanlage               | ㉔ Faulbehälter                                   |
| ⑦ Pufferbecken                                | ㉕ Nacheindicker                                  |
| ⑧ Anox-Reaktor                                | ㉖ Schlammwässerung u. Schlammverdickung 2. Stufe |
| ⑨ Bio-P-Becken                                | ㉗ Prozesswasserbecken                            |
| ⑩ 1. Biologische Stufe (Hochlastbelebung)     | ㉘ Lagerhalle mit BHKW                            |
| ⑪ Zwischenklärbecken                          | ㉙ Gasbehälter                                    |
| ⑫ Rücklaufschlammumpwerk 1. Biologische Stufe | ㉚ Gasfackel                                      |
| ⑬ Zwischenpumpwerk                            | ㉛ Entschwefelungsanlage                          |
| ⑭ Denitrifikationsbecken                      | ㉜ Abluftbehandlung                               |
| ⑮ Nitrifikationsbecken                        | ㉝ Trafostation                                   |
| ⑯ Gebälsestation und Rezirkulationspumpwerk   | ㉞ Betriebsgebäude alt                            |
| ⑰ Verteilerbauwerk                            | ㉟ Betriebsgebäude neu                            |
| ⑱ Nachklärbecken                              | ㊱ FeCl <sub>3</sub> - Anlage                     |

Abbildung 1-2: Aufbau der Kläranlage Wegberg

Die mechanische Reinigung besteht aus einer eingehausten Feinrechenanlage und aus einem belüfteten Sand- und Fettfang. Im Pufferbecken können 1.045 m<sup>3</sup> Abwasser gespeichert werden, um eine Stoßbelastung durch Ammonium zu verhindern. Das Bio-P-Becken (1.261 m<sup>3</sup>) sowie das zugehörige Anox-Becken (206 m<sup>3</sup>) zur Phosphorelimination sind außer Betrieb bzw. werden teilweise als Zentralspeicher genutzt.

Die biologische Reinigung wurde als zweistufiges AB-Verfahren gebaut. Die 1. Stufe (Hochlastbelebung) besteht aus zwei Becken mit jeweils einem Volumen von 242 m<sup>3</sup> in denen durch Eintrag von Druckluft Kohlenstoff aerob abgebaut wird. Aus der Zwischenklärung, die der 1. Stufe nachgeschaltete ist, wird das Abwasser ins Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken der 2. biologischen Stufe (Schwachlast) gepumpt. Das zweistraßige Denitrifikationsbecken hat ein Gesamtvolumen von 2.800 m<sup>3</sup> und das ebenfalls zweistraßige Nitrifikationsbecken hat ein Volumen von 4.175 m<sup>3</sup>. Über eine Druckbelüftung werden 2/3 des Nitrifikationsbeckens permanent und 1/3 wahlweise belüftet. Aus dem Nitrifikationsbecken fließt das Wasser in die zwei Nachklärbecken in denen der Schlamm abgeschieden und über eine Rezirkulationspumpe in den Zulauf des Denitrifikationsbeckens zurück gepumpt wird. Die Nachklärbecken haben einen Durchmesser von 28 m und ein Volumen von 2.370 m<sup>3</sup> bzw. das Nachklärbecken 2 von 1.776 m<sup>3</sup>.

Zur weiteren Reinigung wurde eine zusätzliche Sandfiltration auf der Kläranlage installiert, die mit dem Wasser aus den Nachklärbecken über Pumpen beschickt wird. Das Wasser durchfließt zuerst ein Vorbelüftungsbecken und anschließend in die fünf Filterbecken mit einer Gesamtfilterfläche von 103 m<sup>2</sup>. Aus dem Sandfilter wird das gereinigte Abwasser dem Vorfluter Schwalm zugeführt.

Der Überschussschlamm aus den biologischen Stufen wird eingedickt und in einem Faulturm ausgefault. Nach der Faulung wird der Schlamm entwässert und der thermischen Verwertung zugeführt. Das anfallende Prozesswasser wird über das Prozesswasserbecken in den Zulauf der Kläranlage oder in den Zulauf der Hochlaststufe der Biologie eingeleitet. Das entstandene Faulgas aus dem Faulturm wird in einem BHKW zur Erzeugung von Strom genutzt und dieser anschließend in das Stromnetz der Kläranlage eingespeist.

Die vorgeschriebenen Qualitätsanforderungen an die Kläranlage Wegberg sind in Tabelle 1-1 zusammengefasst. Ab 2022 wurde eine Novellierung der Überwachungswerte angekündigt.

**Tabelle 1-1: Qualitätsanforderungen KA Wegberg**

CSB [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	N <sub>ges</sub> [mg/l]	P <sub>ges</sub> [mg/l]
50	10	3	18	0,8

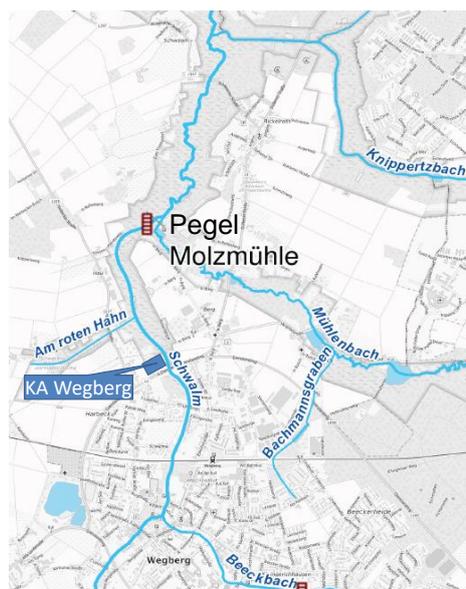
### 1.3 Ist-Zustand der Vorflut

Die Schwalm entspringt südlich von Wegberg und mündet nach 45 km Gewässerslänge in die Maas westlich von Brüggen. Die wichtigsten Nebengewässer der Schwalm sind der Elmpter Bach, der Kranenbach, der Knippertzbach, der Mühlentbach und der Beekbach. Große Teile des Unter- und Oberlaufs der Schwalm sind natürlich geprägt mit ausgedehnten Auen, weisen aber auch einige Veränderungen durch Abgrabungen oder Auffüllungen auf. (MKULNV NRW, 2015)

Die Gewässer der Schwalm verlaufen in dicht besiedelten oder stark landwirtschaftlich genutzten Bereichen. Der Oberlauf weist einige Querbauwerke und Stauanlagen auf. Die zusätzliche Grundwasserförderung und Entnahmestellen für Trink-

wasser in diesen Gebieten führen zu einer Abnahme der Wassermenge. Die Nebengewässer Mühlenbach und Knippertzbach werden durch die Einleitung von Sumpfungswasser aus dem Braunkohletagebau Garzweiler belastet, wodurch die Schwalm eine hydraulische und physikalisch-chemische Veränderung erfährt. (MKULNV NRW, 2015)

Die Einleitstelle der Kläranlage Wegberg liegt im Bereich Mühlenbach bis Beekbach (siehe Abbildung 1-3). Unterhalb dieses Bereiches liegen keine weiteren Trinkwasserentnahmestellen vor.



**Abbildung 1-3: Lage der KA Wegberg und des Pegels Molzmühle (ELWAS, 2020a)**

An der Pegelmessstelle Molzmühle, knapp 1 km flussabwärts von der Einleitstelle der Kläranlage (siehe Abbildung 1-3), wird der Pegel der Schwalm gemessen. Die Mittelwerte der Jahre 1985 bis 2018 sind in Tabelle 1-2 zusammengefasst.

**Tabelle 1-2: Abflussdaten der Schwalm am Pegel Molzmühle (ELWAS, 2020b)**

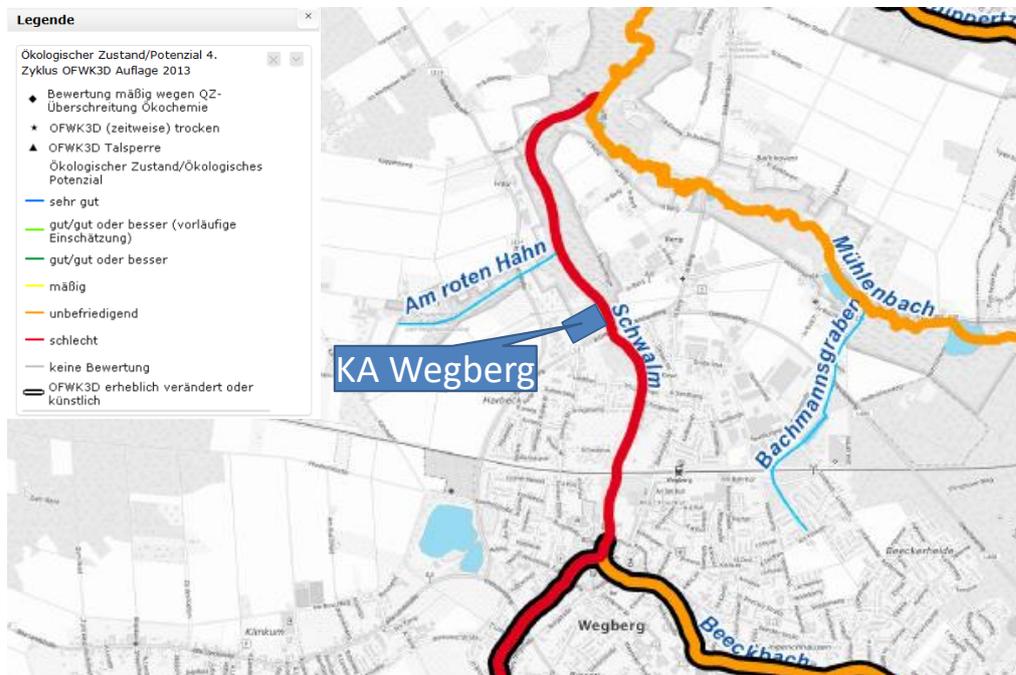
NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
0,168 m <sup>3</sup> /s	0,251 m <sup>3</sup> /s	0,415 m <sup>3</sup> /s	3,169 m <sup>3</sup> /s	5,624 m <sup>3</sup> /s

Der Abwasseranteil der Schwalm wird mit dem Mittleren-Niedrigwasserzufluss (=0,251 m<sup>3</sup>/h) und dem Trockenwetterabfluss der KA Wegberg (=0,163 m<sup>3</sup>/h) ermittelt. Dieser liegt bei 65 %, d.h. bei mehr als einem Drittel des Mittleren-Niedrigwasserzuflusses. Ein Abwasseranteil von größer 1/3 wird als hohes Verhältnis bezeichnet. (ELWAS, 2020b)

Der ökologische Zustand wird ermittelt, indem die im Wasser lebenden Organismen mit dem Bestand der natürlicherweise dort vorhanden sein sollte, verglichen werden. Die Bewertung unterteilt sich in die folgenden fünf Zustandsklassen: „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“. (UBA 2017)

Der ökologische Zustand des Gewässerabschnittes in dem die Einleitstelle der Kläranlage Wegberg liegt, wird als schlecht bewertet. Der Gewässerabschnitt der flussaufwärts liegt wird ebenfalls als schlecht bewertet. Flussabwärts, nach der Einleitstelle des Mühlenbachs in die Schwalm, verbessert sich die Bewertung des ökologischen Zustandes der Schwalm zu unbefriedigend (siehe Abbildung 1-4 und

Abbildung 1-5). Das zufließende Gewässer Beeckbach, flussaufwärts der Schwalm, wird ebenfalls mit unbefriedigend bewertet. (MKULNV NRW, 2020)



**Abbildung 1-4: Ökologischer Zustand der Schwalm und der Nebengewässer Mühlenbach und Beeckbach (ELWAS, 2020a)**

Der schlechte ökologische Zustand kommt einmal durch die mäßige bis schlechte Bewertung der allgemeinen Degradation zustande, was den Zustand der Gewässerstruktur, den Verlauf des Gewässerbettes sowie die Abweichung des Uferbewuchs vom ursprünglichen Zustand berücksichtigt.

Vor allem der Ober- und Mittellauf der Schwalm verläuft durch dicht besiedelte und stark landwirtschaftlich geprägte Gebiete. Durch die schlechte Passierbarkeit aufgrund von Querbauwerken und die stoffliche Belastung durch die Landwirtschaft und Einleitung von Kläranlagen und Sumpfungswässern wird der Parameter „Fisch“ als schlecht bewertet.

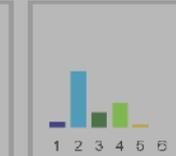
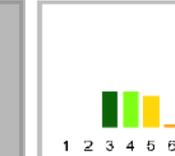
Die Bewertung des chemischen Zustandes eines Gewässers wird anhand der Überschreitung von Umweltqualitätsnormen für 45 Stoffe festgelegt. Wird einer der 45 Stoffe überschritten, wird der chemische Zustand als „nicht gut“ bewertet. (UBA 2018a)

In der gesamten Schwalm können eine große Anzahl an Rückständen folgender Medikamente nachgewiesen werden: Diclofenac, Iopamidol, Iomeprol, Gabapentin, Metformin, 4-Formylaminoantipyrin, 4-Acetamidoantipyrin, Carbamazepin, Candesartan, Valsartan, Lamotrigin, Ibuprofen, und Desvenlafaxin sowie das Kontrastmittel Amidotrizoesäure. Die große Anzahl an Medikamentenrückständen weist auf einen hohen Abwasseranteil in der Schwalm hin. Pestizidwirkstoffe wie Chlortoluron, Dimethenamid, Chloridazon-Metaboliten, Imidacloprid, Metazachlor und Metolachlor können ebenfalls nachgewiesen werden. (MKULNV NRW, 2020)

Im Gewässerabschnitt der Einleitstelle der Kläranlage wurden verschiedene Medikamentenrückstände aus den Medikamentengruppen der Röntgenkontrastmittel,

Antiepileptika oder Schmerzmittel sowie viele andere nachgewiesen. (MKULNV NRW, 2020)

Aufgrund der Überschreitung der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten wird der chemische Zustand der Schwalm als „nicht gut“ bewertet. (MKULNV NRW, 2020)

Planungseinheit	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400
Wasserkörper-ID	284_11934	284_19986	284_26525	284_36987
Gewässername	Schwalm	Schwalm	Schwalm	Schwalm
Wasserkörperbezeichnung	von Staatsgrenze bis Einmündung Elmpter Bach	von Einmündung Elmpter Bach bis Niederkrüchten-Brempt	Knippertzbach bis Mühlenbach	Mühlenbach bis Beekbach
LAWA-Fließgewässertyp	12	12	12	11
Trinkwassergewinnung	nein	nein	nein	nein
Wasserkörperausweisung	NWB	HMWB	NWB	NWB
HMWB-Fallgruppe		Kult - Landentwässerung und -bewässerung (Kulturstaue)		
Monitoringzyklus	4	4	4	4
Ökologischer Zustand	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht
MZB Saprobie	gut	gut	gut	gut
MZB Allg. Degradation	mäßig	sehr gut	gut	mäßig
MZB Versauerung	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
MZB Gesamt	mäßig	gut	gut	mäßig
Fische	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht
Makrophyten (NRW)	unbefriedigend		unbefriedigend	
Gewässerflora	gut	gut	mäßig	mäßig
Phytoplankton	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Ökologisches Potenzial	nicht relevant	unbefriedigend	nicht relevant	nicht relevant
MZB Allg. Degradation	nicht relevant	gut oder besser	nicht relevant	nicht relevant
MZB Gesamt	nicht relevant	gut oder besser	nicht relevant	nicht relevant
Fische	nicht relevant	unbefriedigend	nicht relevant	nicht relevant
Metalle (Anl. 6 OGewV)	gut	gut	mäßig	gut
PBSM (Anl. 6 OGewV)	mäßig		mäßig	
Sonst. Stoffe (Anl. 6 OGewV)	sehr gut			
ACP Ges. (Anl. 7 OGewV)	nicht eingehalten	nicht eingehalten	nicht eingehalten	nicht eingehalten
Gewässerstruktur				
Metalle ges. n. verb. (OW)	nicht eingehalten	nicht eingehalten	nicht eingehalten	nicht eingehalten
PBSM ges. n. verb. (OW)	nicht eingehalten		nicht eingehalten	
Sonst. St. ges. n. verb. (OW)	nicht eingehalten		eingehalten gut	nicht eingehalten
Chemischer Zustand	nicht gut	nicht gut	nicht gut	nicht gut
Ch. Zust. ohne ubiq. Stoffe	nicht gut	gut	gut	gut
Metalle (Anl. 8 OGewV)	nicht gut	gut	gut	gut
PBSM (Anl. 8 OGewV)	nicht gut		gut	
Sonst. Stoffe (Anl. 8 OGewV)	nicht gut	gut	gut	gut
Nitrat (Anl. 8 OGewV)	gut	gut	gut	gut

Planungseinheit	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400	PE_SWA_1400
Wasserkörper-ID	284_11934	284_19986	284_26525	284_36987
Gewässername	Schwalm	Schwalm	Schwalm	Schwalm
Wasserkörperbezeichnung	von Staatsgrenze bis Einmündung Elmpter Bach	von Einmündung Elmpter Bach bis Niederkrüchten-Brempt	Knippertzbach bis Mühlenbach	Mühlenbach bis Beekbach
ACP Ges. (Anl. 7 OGewV)	Gesamtposphat-Phosphor; Wassertemperatur	pH-Wert	Wassertemperatur	Wassertemperatur
<b>Stoffgruppen des ökologischen Zustands / Potenzials</b>				
Metalle (Anl. 6 OGewV)			Kupfer	
PBSM (Anl. 6 OGewV)	Imidacloprid		Chlortoluron; Imidacloprid	
Sonst. Stoffe (Anl. 6 OGewV)				
<b>Gesetzlich nicht verbindlich</b>				
Metalle ges. n. verb. (OW)	Cadmium; Kupfer; Mangan	Mangan	Kupfer; Mangan	Kobalt; Kupfer; Mangan
PBSM ges. n. verb. (OW)	Desphenyl-chloridazon; Metazachlor ESA; Methyl- desphenylchloridazon; Metolachlor ESA		Desphenyl-chloridazon; Dimethenamid; Metazachlor ESA; Methyl- desphenylchloridazon; Metolachlor ESA	
Sonst. St. ges. n. verb. (OW)	10,11-Dihydro-10,11- dihydroxycarb- amazepin; 4-Acetamidoantipyrin; 4-Formylamino- antipyrin; Amidotrizoesaeure; Benzo(a)anthracen; Candesartan; Desvenlafaxin; Dicl- ofenac; Gabapentin; Iomeprol; Iopamidol; Lamotrigin; Metformin; Metoprololsaeure; Pyren; Tributylzinn-Kation; Valsartan; Vals- artansaeure			4-Acetamidoantipyrin; 4-Formylamino- antipyrin; Amidotrizoesaeure; Candesartan; Diclofen- ac; Gabapentin; Ibuprofen; Iomeprol; Iopamidol; Iopromid; Lamotrigin; Pregabalin; Primidon; Sotalol; Tramadol; Valsartansaeure; Venlafaxin
<b>Stoffgruppen des chemischen Zustands</b>				
Metalle (Anl. 8 OGewV)	Quecksilber			
PBSM (Anl. 8 OGewV)	cis-Heptachlorepoxi d; Heptachlorepoxi d,cis und trans; Summe Heptachlor plus Heptachlorepoxi de			
Sonst. Stoffe (Anl. 8 OGewV)	2,2',4,4',5,5'-Hexa- brombiphenylether; 2,2',4,4',5,6'-Hexa- brombiphenylether; 2,2',4,4',5-Penta- brombiphenylether; 2,2',4,4',6-Penta- brombiphenylether; 2,2',4,4'-Tetra- brombiphenylether; Benzo(a)pyren; Fluoranthen; Perfluoroktansulfon- säure inkl. Isomere; Summe polybromierte Diphenylether			

Abbildung 1-5: Gewässerkörperdatenblatt der Schwalm (MKULNV NRW, 2020)

## 1.4 Indirekteinleiter im Einzugsgebiet

Mikroschadstoffe können ebenfalls durch Indirekteinleiter über die Kläranlage ins Gewässer gelangen. Die wesentlichen Indirekteinleiter im Einzugsgebiet der Kläranlage Wegberg sind in Tabelle 1-3 zusammengefasst. Dabei sind neben der Branche und den Stoffgruppen auch der potentiell relevante Anhang gem. Abwasserverordnung und mögliche potentielle Stoffe genannt, die emittiert werden könnten.

**Tabelle 1-3: Zusammenfassung der Indirekteinleiter**

Unternehmen	Branche	Wasserverbrauch 2018/2019 [m³/a]	Anhang AbwV	Potentielle weitere Stoffe
Barten GmbH	Partikelfilter	84		
Gebr. Bertrams GmbH & Co. KG	Fruchtsaft	9.653	5	
Fritz Driescher KG Spezialfabrik für Elektrizitätswerksbedarf GmbH & Co.	Elektrizitätswerksbedarf	1.698		
Lederfabrik Josef Heinen GmbH & Co. KG	Lederfabrik	62.993	25	Chlorid, Chrom, lipophile Stoffe
Matthias Heyer Asphalt- und Betonmischwerke Straßenbaustoffe GmbH	Beton	1.121	26	
Autowaschstrasse Saubermann	Waschstraße	3.593	49	
Siemens Mobility GmbH	Testcenter	2.835		

Aus verschiedenen Indirekteinleitern können potentiell Tenside oder tensidähnliche Stoffe in den Zulauf der Kläranlagen Wegberg emittiert werden. Dies betrifft z.B. Reinigungsmittel, die in der Produktion zur Spülung von Produktionsmaschinen, Tanks, Rohrleitungen und Flächen verwendet werden.

Der mit gut 60.000 m³/a mit Abstand größte Emittent aus der lederverarbeitenden Industrie hat seit Anfang des Jahres 2020 einen Teil seiner Produktion an einen anderen Standort verlegt, sodass die Fracht in den Zulauf der KA Wegberg deutlich reduziert wurde.

## 1.5 Krankenhäuser und Pflegeeinrichtungen im Einzugsgebiet

Seit Mitte 2017 ist der Betrieb des Sankt-Antonius-Krankenhaus in Wegberg eingestellt, erhalten geblieben sind noch die Bereiche der Senioren- und Tagesbetreuung.

Es sind keine weiteren Krankenhäuser im Einzugsgebiet der Kläranlage Wegberg vorhanden.

Neben dem Sankt Antonius Altenpflegeheim befinden sich folgende Seniorenresidenzen im Stadtgebiet Wegberg.

- Alten- und Pflegeheime St. Josef
- Tagespflege Haus Wegberg
- SZB Wegberg Altenpflegeheim GmbH & Co. KG
- Haus Janske Altenpflegeheim
- Palliativ-Care-Team Heinsberg
- Tagespflege Haus Margret

Eine Aussage über die von aus den Seniorenresidenzen emittierten Mikroschadstofffrachten lässt sich aufgrund der fehlenden Daten nicht treffen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass aufgrund der Altersstruktur und den anzunehmen Erkrankungen der Bewohner eine Vielzahl von Medikamenten verwendet werden müssen und sich diese entsprechend selbst oder deren Metaboliten im Abwasser wiederfinden.

## 2 Abwassereigenschaften

### 2.1 Darstellung der Ergebnisse

Zur statistischen Auswertung der Messdaten werden alle Parameter als Boxplots (Box-Whisker Diagramme) dargestellt. Diese Darstellung bietet den Vorteil, dass das Datenmaterial eindeutig hinsichtlich seiner Werteverteilung und der relevanten Mittelwerte (arithmetisches Mittel und Median) überblickt werden kann.

Als „Box“ wird dabei der graue Kasten zwischen dem 25% und dem 75% Perzentil bezeichnet. Das heißt, dass 75% der Messwerte kleiner als die obere und 25% der Messwerte kleiner als die untere Begrenzung der Box sind.

Das arithmetische Mittel (=Mittelwert) stellt die Summe aller Messwerte durch deren Anzahl dar. Der Nachteil des arithmetischen Mittelwerts liegt in seiner Empfindlichkeit für Ausreißer, also einzelne Messwerte, die weit außerhalb des Bereichs der übrigen Messwerte liegen. So kann bereits einer oder wenige Ausreißer den Mittelwert maßgeblich verändern.

Das 50%-Perzentil wird auch als Median bezeichnet und ist ebenfalls eine Art Mittelwert. Hierbei werden jedoch alle Messwerte ihrer Größe nach geordnet. Der Wert, der von der Hälfte aller Werte unterschritten wird (also bei z. B. 70 nach Größe geordneten Werten der 35. Wert) ist dann der Median. Der Median hat gegenüber dem Mittelwert den entscheidenden Vorteil, dass er sich gegenüber einzelnen Ausreißern vergleichsweise unempfindlich verhält.

Die minimalen und maximalen Werte finden sich am Ende der sogenannten „Whiskers“, also den der Box nach oben und unten angehängten Linien. Zudem findet sich über jedem Boxplot die Anzahl der Messwerte, die zur Erstellung des Diagramms ausgewertet wurden.

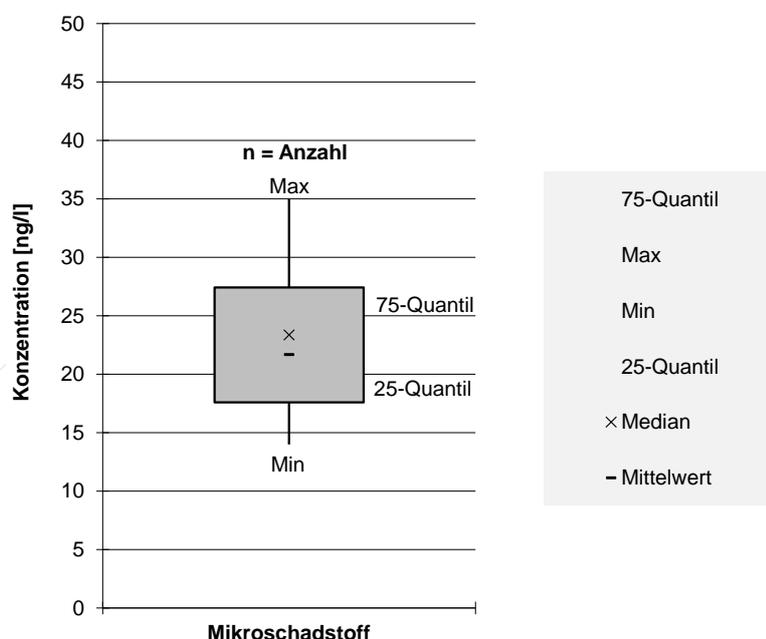


Abbildung 2-1: Erläuterung der Boxplots-Diagramme

Folgende Aussagen lassen sich im Wesentlichen aus einem Boxplot ablesen:

- eine vergleichsweise lange Box zeigt Messwerte mit hoher Streuung an,
- bei einer kurzen Box liegen die meisten Messwerte im engeren Bereich
- ein Mittelwert weit oberhalb des Medians zeigt einen oder mehrere Ausreißer nach oben an und
- ein Mittelwert weit unterhalb des Medians zeigt einen oder mehrere Ausreißer nach unten an.
- Wenn die Messwerte gleichmäßig über das gesamte Spektrum zwischen minimalem und maximalem Wert verteilt sind, ist das arithmetische Mittel gleich dem Median.

Bei der Darstellung der Standard-Abwasserparameter ist zudem – sofern angegeben – der Mittelwert deutscher Kläranlagen gem. DWA Leistungsvergleich dargestellt, um eine bessere Einordnung der Messwerte zu ermöglichen (DWA, 2018).

Aufgrund von Empfehlungen der Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (BLAK-LAWA, 2008), sollte für Frachtberechnungen – sofern 10 % oder mehr der analysierten Wasserproben einer Messstelle oberhalb der Bestimmungsgrenze des analysierten Parameters liegen – für Proben, die Ergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze aufweisen, die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt werden. Andernfalls (< 10% der Werte) soll für die Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, der Wert „0“ angesetzt werden. Damit soll erreicht werden, dass die Fehler, die durch Über- oder Unterschätzung der Messwerte entstehen, bestmöglich minimiert werden. Die Vorgehensweise der BLAK-LAWA (2008) wurde hier für alle analysierten Parameter angewendet.

Eine gute Ablaufqualität der Kläranlage ist eine Voraussetzung für eine effiziente Elimination von Mikroschadstoffen. Die Qualität des Kläranlagenablaufes wird anhand der Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtphosphor ( $P_{ges}$ ) und Nitrit ( $NO_2-N$ ) aus den letzten drei Jahren bewertet. Informativ finden sich in den folgenden Kapiteln auch die Nitrat ( $NO_3-N$ ) und Ammoniumkonzentrationen ( $NH_4-N$ ).

Die Standardabwasserparameter wurden mit Küvettenschnelltests bestimmt. Die Bestimmungsgrenzen der Küvettenschnelltests sind in Tabelle 2-1 zusammengefasst.

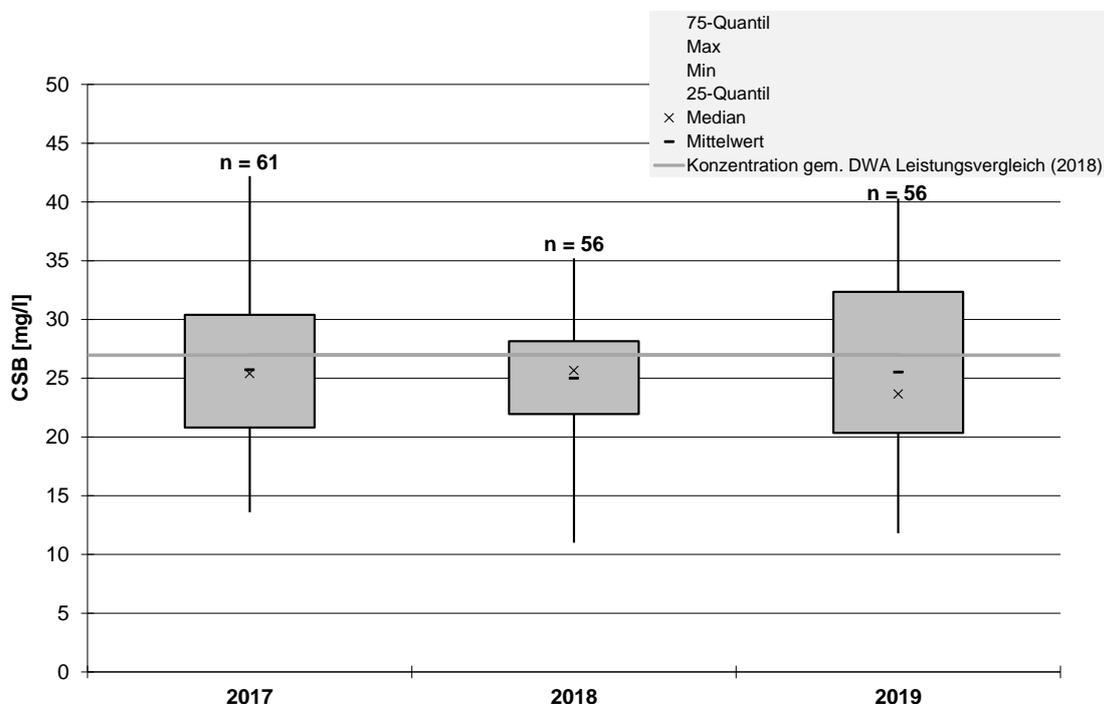
**Tabelle 2-1: Bestimmungsgrenzen der Küvettenschnelltests**

Parameter	Bestimmungsgrenze [mg/l]	
	Min	Max
CSB	5	60
$P_{ges}$	0,05	1,5
$NO_2-N$	0,015	0,6
$NO_3-N$	0,23	13,5
$NH_4-N$	0,015	2

## 2.2 Konventionelle Abwasserparameter

### 2.2.1 CSB

In Abbildung 2-2 sind die CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg von 2017 bis 2019 dargestellt. Die mittlere Ablaufkonzentration nach dem Leistungsvergleich der DWA von 2018 liegt bei 27 mg/L.



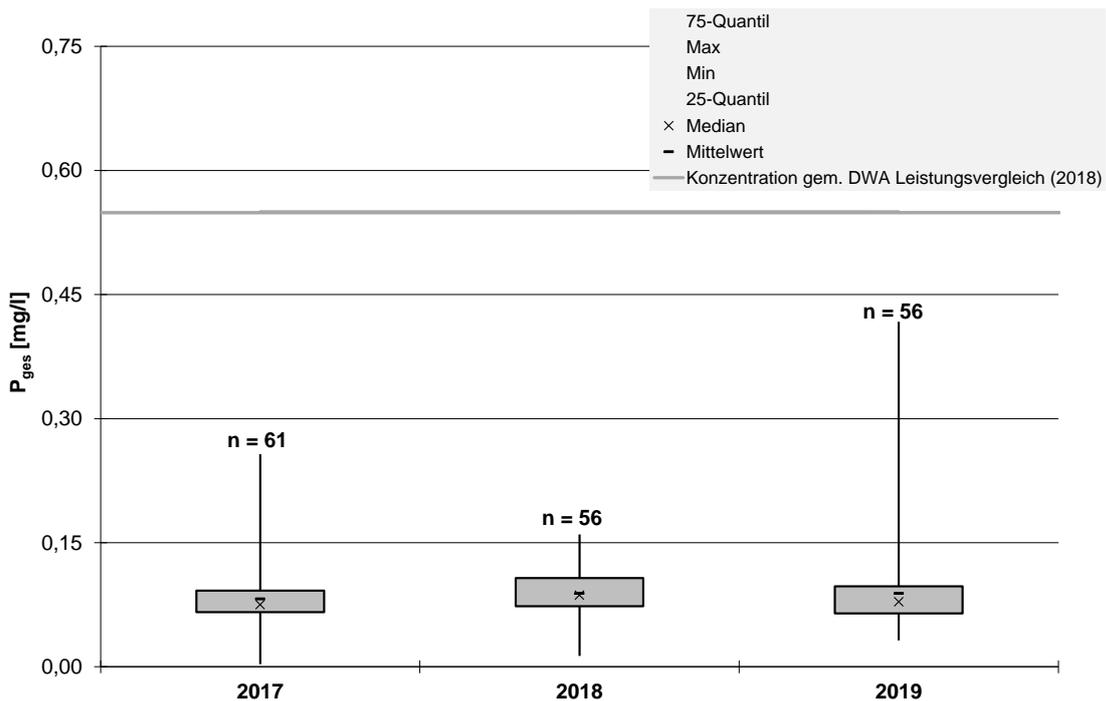
**Abbildung 2-2: CSB-Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg für die Jahre 2017–2019**

Der Median variiert von 25 mg/L im Jahr 2017 und 2018 und 24 mg/L im Jahr 2019. Die Werte der Kläranlage liegen eher unterhalb der von der DWA ermittelten mittleren Ablaufkonzentration des Leistungsvergleichs deutscher Kläranlagen.

Vergleichsweise hohe CSB Konzentrationen wirken sich ungünstig auf eine 4. Reinigungsstufe aus. Gelöster CSB führt bei den adsorptiven Verfahren der 4. Reinigungsstufe zu konkurrierender Adsorption (SONTHEIMER et al., 1988) und damit zu einer verminderten Adsorption der Mikroschadstoffe an die Aktivkohle. Bei der Ozonung ist eine höhere Dosis erforderlich, um die gleiche Reinigungsleistung zu erzielen, da Ozon mit dem gelösten CSB reagiert und dann nicht mehr für die Reaktion mit den Mikroschadstoffen zur Verfügung steht (NÖTHER, 2009).

### 2.2.2 Gesamt Phosphor

In Abbildung 2-3 sind die  $P_{\text{ges}}$ -Ablaufkonzentrationen der Jahre 2017 bis 2019 dargestellt. Die mittlere Ablaufkonzentration, die von der DWA beim Leistungsvergleich 2018 ermittelt wurde, liegt bei 0,56 mg/L.



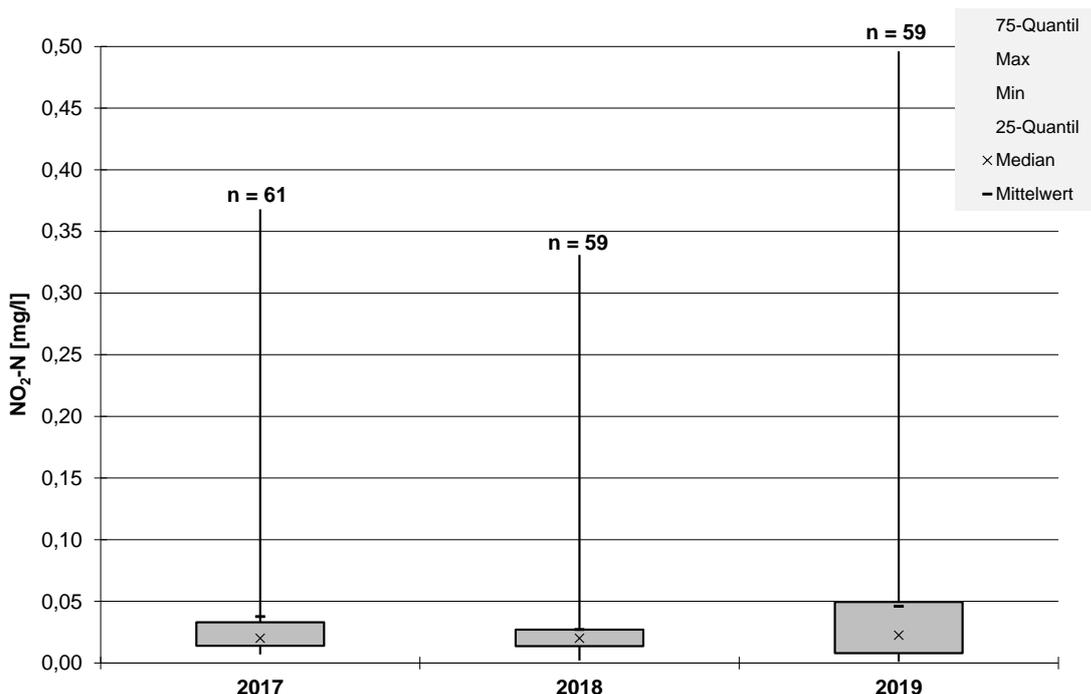
**Abbildung 2-3: P<sub>ges</sub>-Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg für die Jahre 2017–2019**

Die P<sub>ges</sub> Ablaufwerte der Kläranlage Wegberg liegen deutlich unter der von der DWA ermittelten mittleren Ablaufkonzentration des Leistungsvergleiches 2018.

Der hier gemessene Gesamtposphor setzt sich aus einer gelösten und einer ungelösten Fraktion zusammen. Der gelöste Phosphor hat keinen unmittelbaren Einfluss auf die Effizienz der 4. Reinigungsstufe. Der ungelöste Phosphor stellt einen Anteil des AFS dar.

### 2.2.3 Nitrit

Die NO<sub>2</sub>-N Ablaufkonzentrationen für die Jahre 2017 bis 2019 sind in Abbildung 2-4 dargestellt.



**Abbildung 2-4: NO<sub>2</sub>-N Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg für die Jahre 2017–2019**

Der Median der drei Jahre liegt bei 0,02 mg/l. Das Jahr 2019 weist die größten Abweichungen und die höchsten Maximalwert auf.

Die Überprüfung der NO<sub>2</sub>-Ablaufkonzentration ist wichtig, da bei dem Einsatz einer Ozonung durch hohe NO<sub>2</sub>-Werte ein erhöhter Ozon Bedarf verursacht wird. So wird Ozon im Verhältnis 3,43 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N gezehrt und steht dann nicht mehr für die gewünschte Elimination von Mikroschadstoffen zur Verfügung (KOM-M.NRW, 2016b).

### 2.2.4 Nitrat

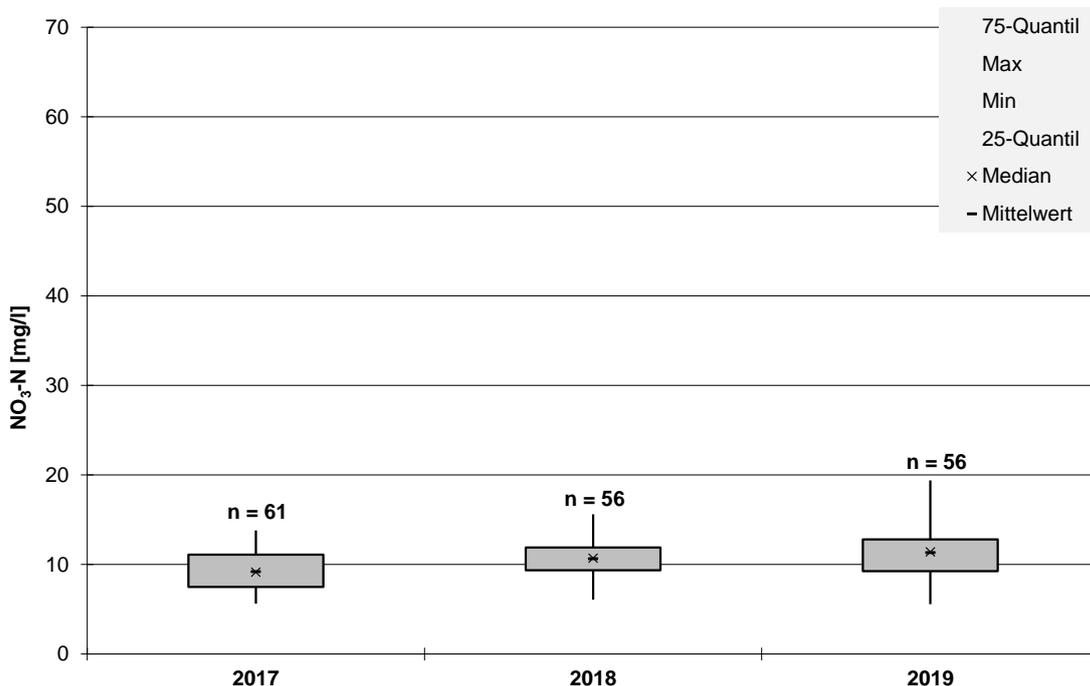


Abbildung 2-5: NO<sub>3</sub>-N Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg für die Jahre 2017–2019

### 2.2.5 Ammonium

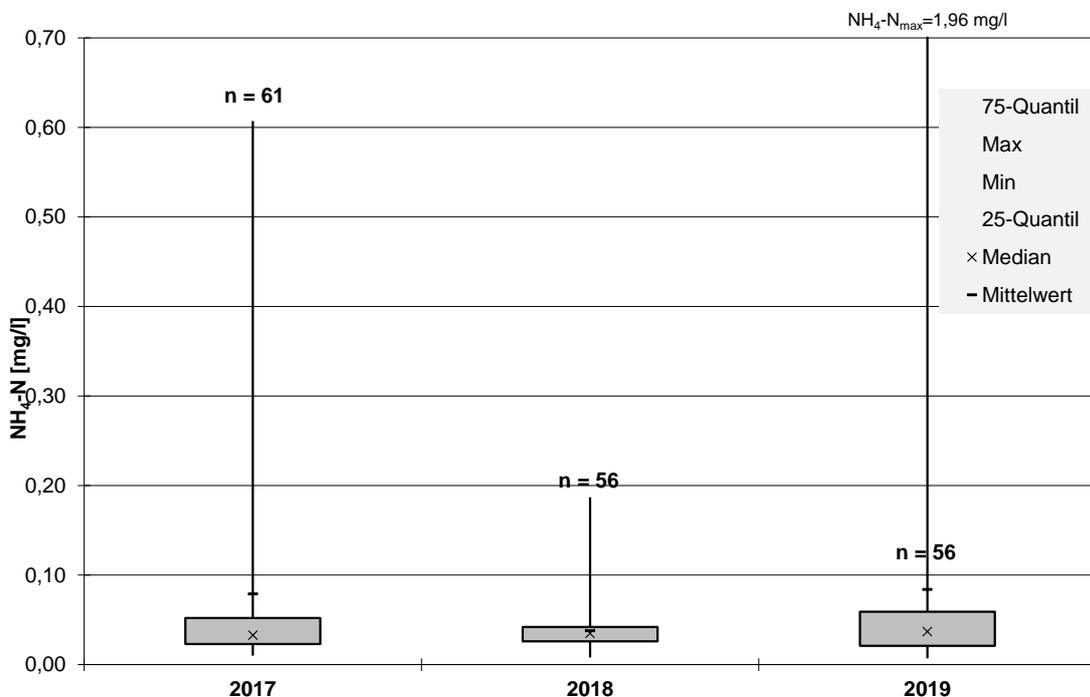


Abbildung 2-6: NH<sub>4</sub>-N Ablaufkonzentrationen der Kläranlage Wegberg für die Jahre 2017–2019

## 2.3 Screening auf Mikroschadstoffe

Das Screening auf Mikroschadstoffe der Kläranlage Wegberg besteht aus einem erweiterten Monitoring des Kläranlagenablaufs und einer Datenverdichtung, bei der mit einem reduzierten Parameterumfang die Zu- und Ablaufkonzentrationen untersucht werden. Die Zusammenstellung der untersuchten Parameter und die Auswahl und Häufigkeit der Beprobungen erfolgte in Anlehnung an KOM-M.NRW (2016a) und sind in Tabelle 2-2 und Tabelle 2-3 dargestellt.

**Tabelle 2-2: Entnommene Proben zur Analytik Mikroschadstoffe Monitoring**

Monitoring			
Anzahl Parameter	KA 24-h-MP (Zulauf Biologie und Ablauf KA)	Schwalm qual. Stichprobe (Ober-/ und unterhalb KA Ablauf)	TW/RW
29	20.-21.02.2020	21.02.2020	RW
29	04.-05.03.2020	04.03.2020	RW
29	30.-31.03.2020	31.03.2020	TW
29	04.-05.06.2020	05.06.2020	TW

**Tabelle 2-3: Entnommene Proben zur Analytik Mikroschadstoffe Datenverdichtung**

Datenverdichtung		
Anzahl Parameter	KA 24-h-MP (Zulauf Biologie und Ablauf KA)	TW/RW
10	18.-19.01.2021	TW
10	20.-21.01.2021	TW
10	17.-18.02.2021	TW
10	18.-19.02.2021	TW
10	24.-25.02.2021	TW

### 2.3.1 Monitoring KA Zu- und Ablauf

Das erweiterte Monitoring auf der Kläranlage Wegberg umfasst die Bestimmung von 29 Mikroschadstoffen im Zulauf der Biologie und im Ablauf der Kläranlage. Der Vorfluter Schwalm wurde ebenfalls ober- und unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage beprobt.

Die untersuchten Mikroschadstoffe gehören zu den Substanzgruppen der Arzneimittelwirkstoffe und deren Metaboliten, Pestizide, Korrosionsschutzmittel, Süßstoffe, Moschusduftstoffe und per- und polyfluorierte Chemikalien. Zudem wurden die Parameter Bromid und Bromat untersucht, da diese Stoffe entscheidend beim Verfahren der Ozonierung sind.

Zur Bestimmung wurde an vier Probennahmeterminen jeweils eine volumenproportionale 24-Stunden-Mischprobe des Zulaufs zur Biologie und eine im Ablauf der Kläranlage genommen. Die Probennahme in dem Vorfluter Schwalm wurde als qualitative Stichprobe ausgeführt. Die 24h-Mischproben vom 20.-21.02.2020 und vom 04.-05.03.2020 sind durch Niederschlag in der Nacht beeinflusst. Die restlichen Proben wurden während Trockenwetter entnommen.

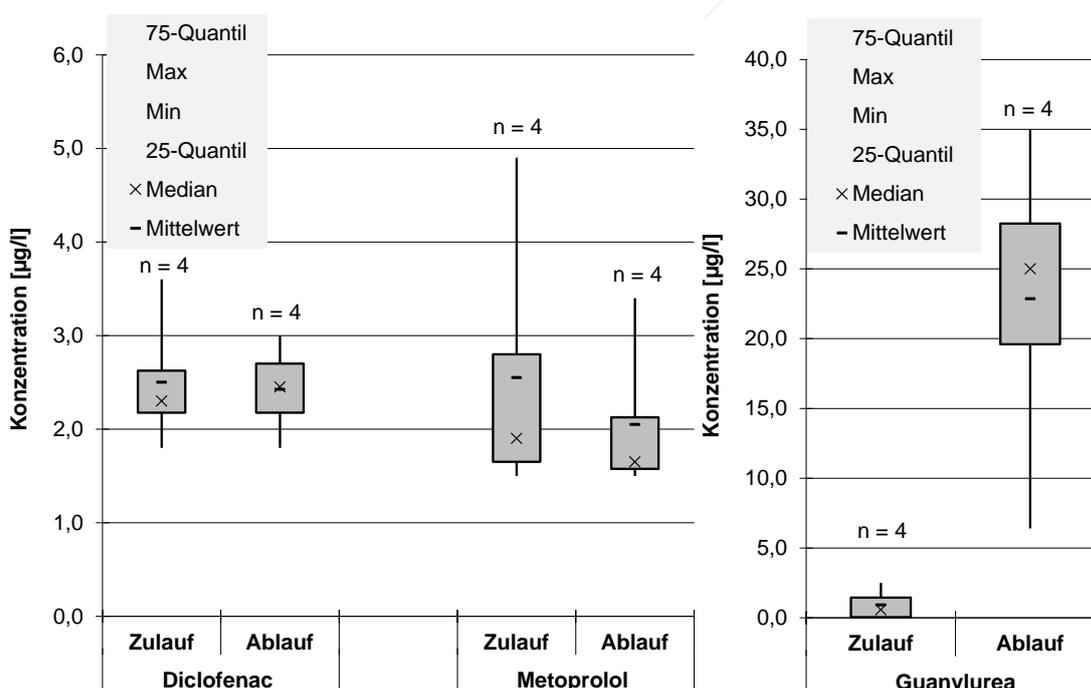
Die Ergebnisse der drei Proben des Zu- und Ablaufes der Kläranlage Wegberg sind in den Diagrammen in Abbildung 2-7 bis Abbildung 2-15 dargestellt.

Die Bestimmung der Parameter Bromid und Bromat wurde auf die Probe aus dem Ablauf der Kläranlage beschränkt.

Ein Teil des unschädlichen Bromids wird beim Einsatz eines Ozonverfahrens zu schädlichem Bromat umgewandelt. Daher sollte die Bromidkonzentration beim Einsatz einer Ozonung unter 0,1 mg/l liegen (KOM-M.NRW, 2018). Die Bromidkonzentrationen in den 24h-Mischproben des Ablaufs der Kläranlage Wegberg lagen alle unter der Bestimmungsgrenze des kundenseits beauftragen Labors von 0,5 mg/l. Sofern sich eine Variante mit Ozonung als Vorzugsvariante darstellt, ist es in jedem Fall anzuraten hier eine erneute Bestimmung der Bromidkonzentration mit einer Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l durchzuführen.

Die Bromatkonzentration im Ablauf der Kläranlage liegt erwartungsgemäß unterhalb der Bestimmungsgrenze des Verfahrens von 1 µg/l, da es sich um ein Transformationsprodukt handelt, das auf der Kläranlage nur mit dem Verfahren der Ozonierung erzeugt wird.

In der Abbildung 2-7 sind Messwerte aus der Substanzgruppe der Arzneimittelwirkstoffe dargestellt.



**Abbildung 2-7: Konzentration von Schmerzmitteln und blutdrucksenkenden Mitteln**

Die Auswertung des Schmerzmittel Diclofenac und dem blutdrucksenkenden Mittel Metoprolol zeigt, dass diese, wenn überhaupt, nur sehr gering in der Kläranlage abgebaut werden. Guanylurea ist ein Ausgangsstoff für pharmazeutische Wirkstoffe und Pflanzenschutzmittel. Dieser scheint sich in der Kläranlage aufzukonzentrieren.

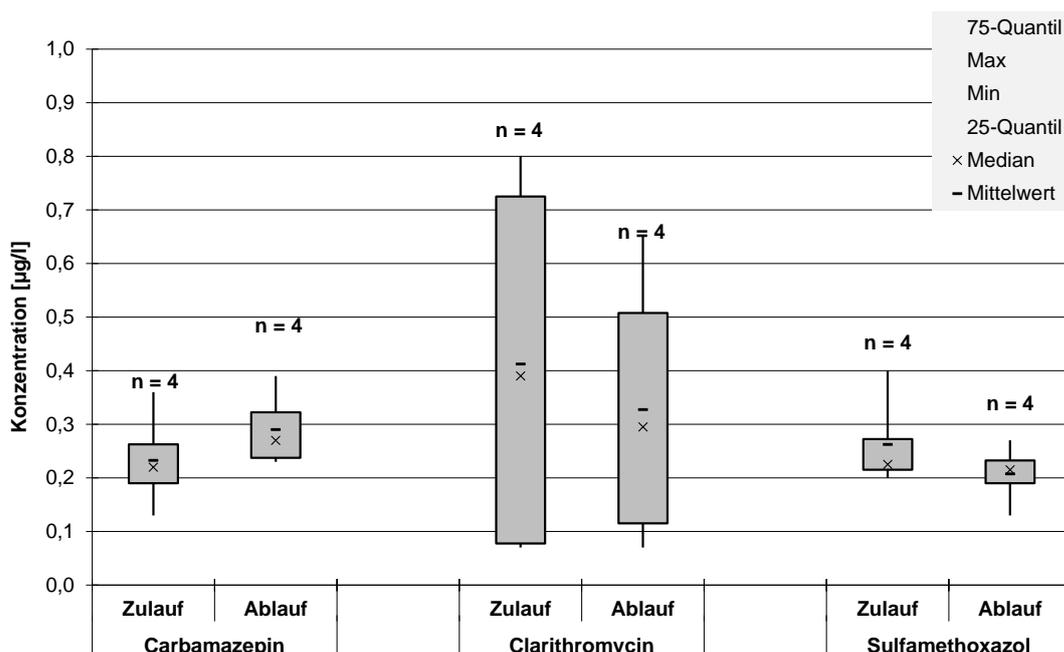


Abbildung 2-8: Konzentrationen von einem Antiepileptikum und Antibiotika

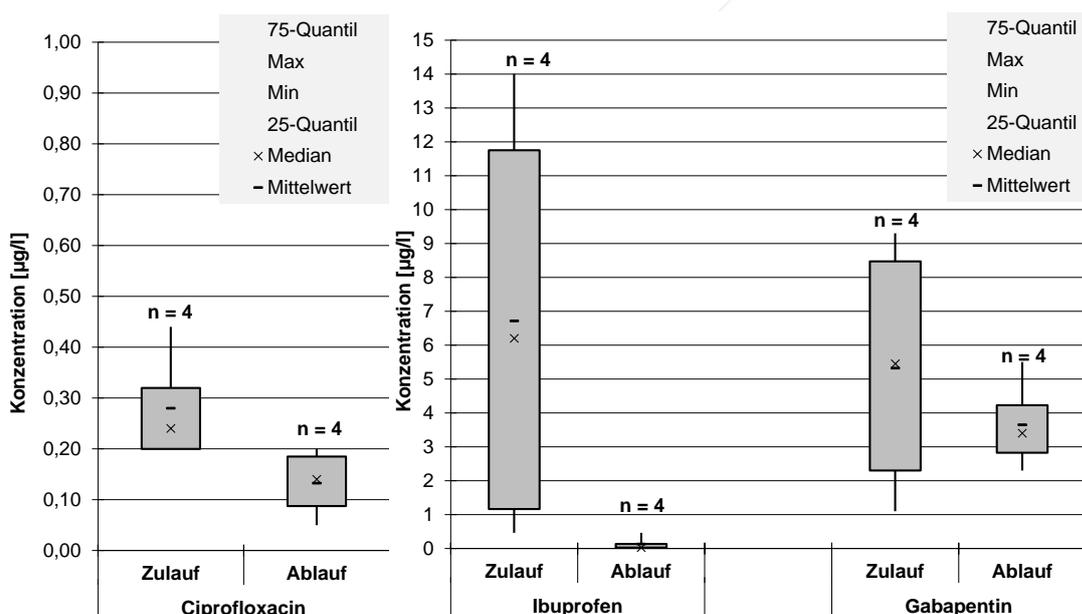


Abbildung 2-9: Konzentrationen von einem Antiepileptikum, einem Antibiotikum und einem Schmerzmittel

Die Messwerte des Schmerzmittels Ibuprofen und des Antibiotikums Clarithromycin liegen in einer großen Spreizung vor (siehe Abbildung 2-9). Beide scheinen teilweise in der biologischen Behandlung abgebaut zu werden. Bei den Ablaufmesswerten von Ibuprofen lagen drei der vier Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Die beiden Antibiotika Ciprofloxacin und Sulfamethoxazol und das Antikonvulsivum Gabapentin (siehe Abbildung 2-8 und Abbildung 2-9) werden ebenfalls durch die biologische Behandlung in der Kläranlage reduziert.

Die Konzentrationen der Arzneimittel aus der Gruppe der Sartane liegen mit großer Spreizung vor und werden teilweise in der biologischen Behandlung abgebaut (siehe Abbildung 2-10).

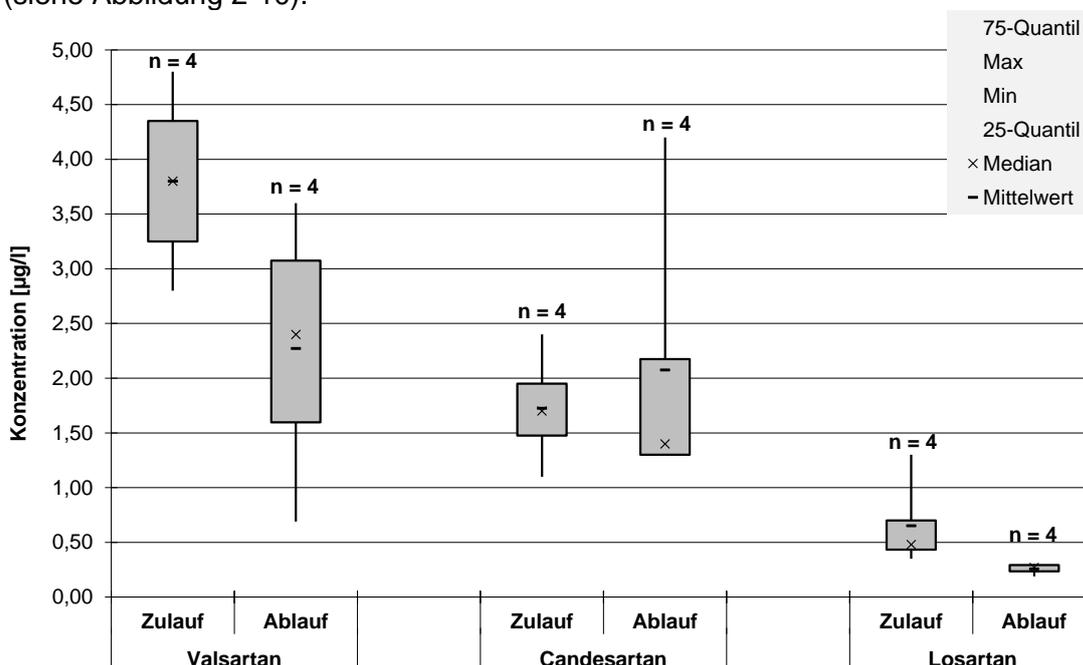


Abbildung 2-10: Konzentrationen von Arzneimittel aus der Gruppe der Sartane

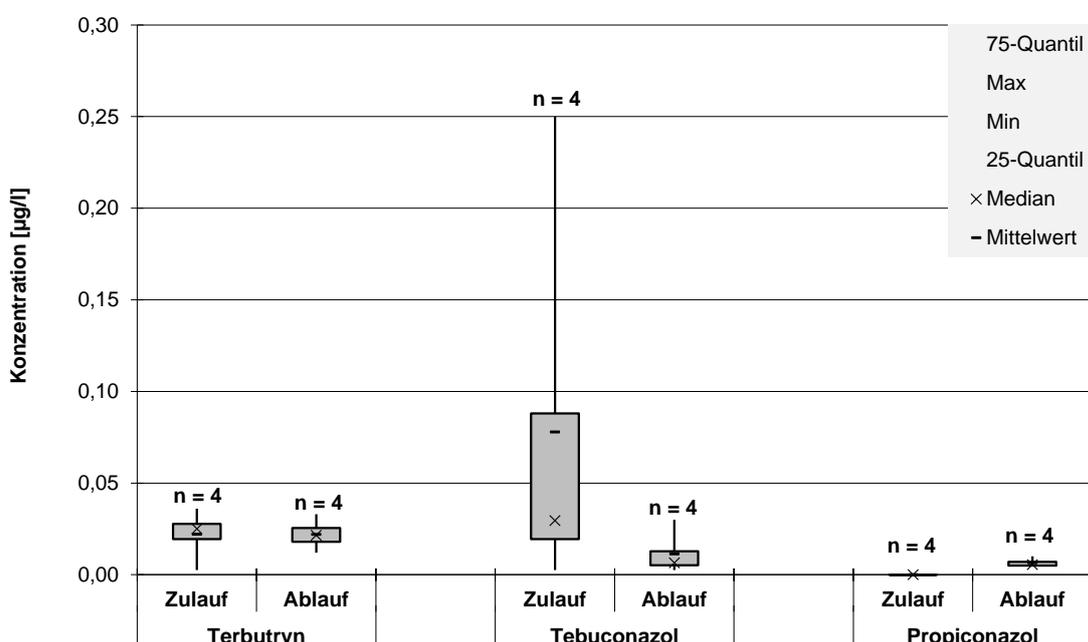
In Abbildung 2-11 und Abbildung 2-12 sind die Konzentrationen der Mikroschadstoffe aus der Substanzgruppe der Pflanzenschutzmittel und Biozide dargestellt.



Abbildung 2-11: Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln Flufenacet, Mecoprop P und Isoproturon

Beim Pflanzenschutzmittel Flufenacet liegen drei der vier Zulaufproben unter der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l. Diese wurden nach Empfehlungen der Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (BLAK-LAWA, 2008) als die Hälfte der Bestimmungsgrenze angesetzt (siehe Kap. 2.1). Dieses Vorgehen wurde ebenfalls bei den anderen Pflanzenschutzmitteln aus den Abbildung 2-11 und Abbildung 2-12 angewendet. Bei Mecoprop liegt nur ein Messwert der Zulaufwerte und zwei Messwerte der Ablaufwerte über der Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l.

Die Messwerte aus den Ablaufproben des Pflanzenschutzmittels Isoproturon werden als Null angenommen, da alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l liegen (siehe Kap. 2.1). Drei der vier Zulaufwerte liegen ebenfalls unter der Bestimmungsgrenze. Die geringen Mengen die im Zulauf vorhanden sind, scheinen in der Kläranlage abgebaut zu werden.



**Abbildung 2-12: Konzentrationen von Pflanzenschutzmittel Terbutryn, Tebuconazol und Propiconazol**

Die Zulaufwerte des Pflanzenschutzmittels Propiconazol werden ebenfalls mit Null angesetzt, da alle Messwerte der vier Proben unter der Bestimmungsgrenze liegen. Biozide zeigen i.d.R. einen starken jahreszeitlichen Einfluss, so dass es bei einem Teil der o.g. PSMs und Bioziden aufgrund der Probenahme im Winter und nur eine Probennahme im Sommer zu niedrigen Ergebnissen gekommen sein könnte. Ferner kann ein bedeutender Anteil dieser Stoffe nach Bodenpassage direkt dem Grundwasser oder der Vorflut zufließen und gelangt nicht in den Zulauf der Kläranlage.

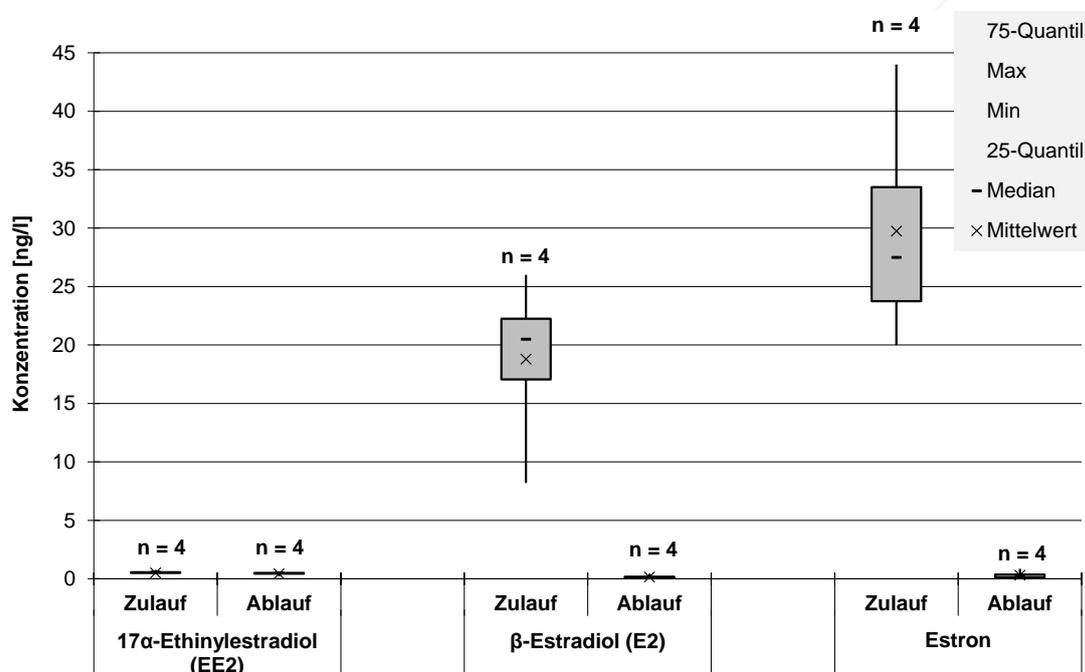
Hormone oder hormonähnliche Stoffe können bereits in sehr geringen Konzentrationen einen nachweisbaren Einfluss auf aquatische Lebewesen haben. Die gewöhnliche Quantifizierung mittels LC-MS reicht verfahrensbedingt nicht in diesen geringen Nachweisbereich. Deshalb erfolgt deren Nachweis über einen sogenannten Wirktest bei dem Zellen im Labor mit der Prüfsubstanz (hier das Abwasser) in Verbindung gebracht werden. Die Messergebnisse des sogenannten ER-Calux Tests werden dann in sogenannten Östradiol-Äquivalenten (EEQ) angegeben. Beim Östradiol

handelt es sich um ein Hormon, das beim ER-Calux als Referenzsubstanz mitgeführt wird und auf den der Messwert referenziert wird.

In konventionellen Kläranlagen kann die Östrogene Aktivität in der Regel effektiv eliminiert werden. Dies zeigen Untersuchungen zur Eliminationsleistung von Kläranlagen bei denen die Östrogene Aktivität in den Zuläufen zwischen 40–180 ng EEQ/l lag und Eliminationsleistungen von über 95 % erreicht werden können. (TRIEBSKORN, 2017)

Die Auswertung der Zulaufwerte der Kläranlage Wegberg zeigt, dass nur ein Messwert (Estron) über 40 ng EEQ/l liegt. Die Ablaufwerte in Abbildung 2-13 zeigen, dass die Eliminationsleistung der Kläranlage Wegberg für die Parameter  $\beta$ -Estradiol und Estron über 95 % liegen.

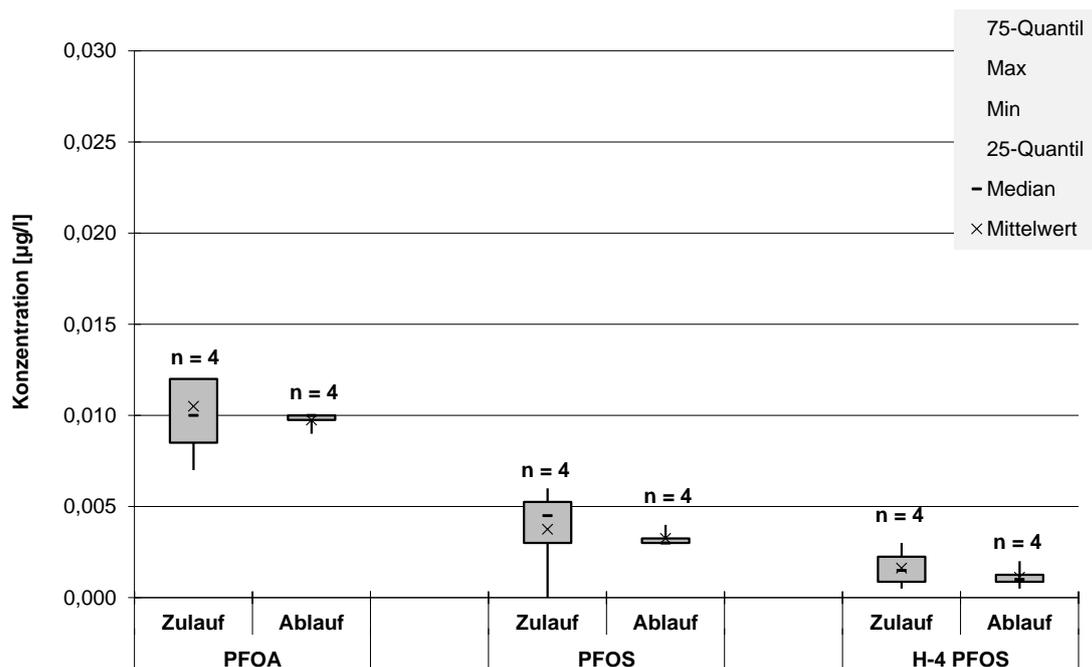
Bei der letzten Probennahme am 03.06.20 musste die Bestimmungsgrenze von  $17\alpha$ -Ethinylestradiol aufgrund von Matrixstörungen von 0,01 ng/l auf 0,5 ng/l und bei  $\beta$ -Estradiol auf 0,1 ng/l angehoben werden.



**Abbildung 2-13: Hormonelle Aktivität des Kläranlagenzulaufs und -ablaufs**

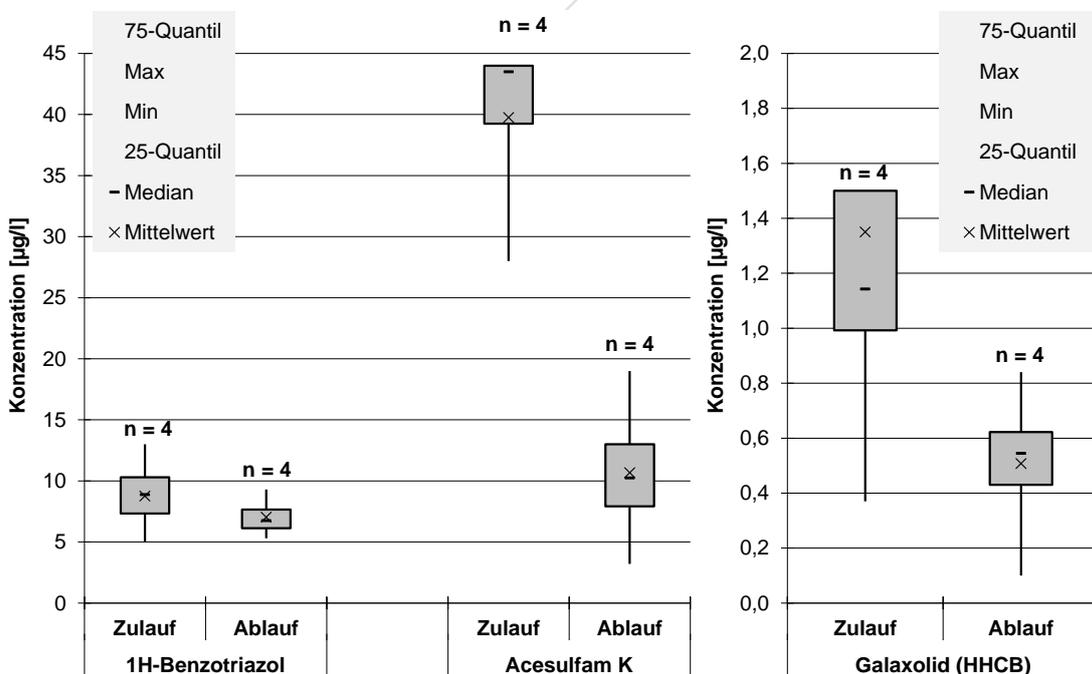
Die Messergebnisse der drei untersuchten per- und polyfluorierte Chemikalien sind in Abbildung 2-14 dargestellt.

Die höchste Konzentration der per- und polyfluorierten Chemikalien weist die Perfluorooctansäure (PFOA) mit einem Median von 0,01  $\mu$ g/l im Zu- und Ablauf auf. Die PFOA und die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) können durch die biologische Behandlung um ca. 20 % reduziert werden. Die H-4 PFOS liefert mit einem Median von 0,001  $\mu$ g/l im Zu- und Ablauf die geringsten Messwerte im Vergleich der per- und polyfluorierten Chemikalien. Die Zulauf- und Ablaufmesswerte am 31.03.20 lagen beide unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001  $\mu$ g/l.



**Abbildung 2-14: Konzentrationen Per- und Polyfluorierte Chemikalien**

In Abbildung 2-15 sind die Konzentrationen der Industriechemikalie 1H-Benzotriazol, dem Süßstoff Acesulfam K und dem Moschusduftstoff Galaxolid dargestellt. Dabei ist die unterschiedliche Skalierung der vertikalen Achse zu beachten.



**Abbildung 2-15: Konzentration einer Industriechemikalie, eines Süßstoffes und eines Duftstoffes**

Acesulfam wird ca. um 70 %, Galaxolid um 50% und 1H-Benzotriazol nur um 20% in der biologischen Behandlung abgebaut.

Die Konzentration von 1H-Benzotriazol liegt in einem für Abläufe kommunaler Kläranlagen üblichen Bereich. Bei diesem Stoff handelt es sich um einen Korrosionsinhibitor, der aus praktisch jeden Haushalt emittiert wird. So ist er beispielsweise in Geschirrspülmitteln enthalten, um die Korrosion von Besteck aus unterschiedlichen Legierungen zu minimieren.

### 2.3.2 Monitoring ober- und unterhalb der Einleitstelle KA

Das Monitoring des Vorfluters Schwalm wurde zeitgleich mit dem Monitoring des Kläranlagen Zu- und Ablaufs vorgenommen. Die Probenahme erfolgte als qualitative Stichprobe.

Die Messwerte sind als Mittelwert oberhalb des KA Ablaufes und unterhalb des Ka Ablaufes in der nachfolgenden Tabelle gegenübergestellt. Die prozentuale Änderung der Messwerte oberhalb zu unterhalb des KA Ablaufes ist in der letzten Spalte zusammengefasst. Der Großteil der Messwerte weist eine Erhöhung unterhalb des Kläranlagen Ablaufes auf.

**Tabelle 2-4: Monitoring Mikroschadstoffe ober- und unterhalb der Schwalm**

Parameter	Mittelwert		
	Oberhalb KA Ablauf [ $\mu\text{g/L}$ ]	Unterhalb KA Ablauf [ $\mu\text{g/L}$ ]	Änderung [%]
Carbamazepin	0,187	0,290	+55%
Clarithromycin	0,112	0,268	+140%
Ciprofloxacin	0,067	0,120	+80%
Diclofenac	0,553	1,367	+147%
Ibuprofen	0,070	0,138	+98%
Metoprolol	0,253	0,860	+239%
Sulfamethoxazol	0,057	0,127	+124%
Valsartan	0,763	1,220	+60%
Losartan	0,063	0,127	+100%
Candesartan	0,627	1,010	+61%
Gabapentin	0,230	1,933	+741%
17 $\alpha$ -Ethinylestradiol (EE2)	0,00050	0,00035	-29%
$\beta$ -Estradiol (E2)	0,00040	0,00021	-48%
Estron	0,00040	0,00021	-48%
Terbutryn	0,006	0,011	+78%
Mecoprop P	0,015	0,015	0%

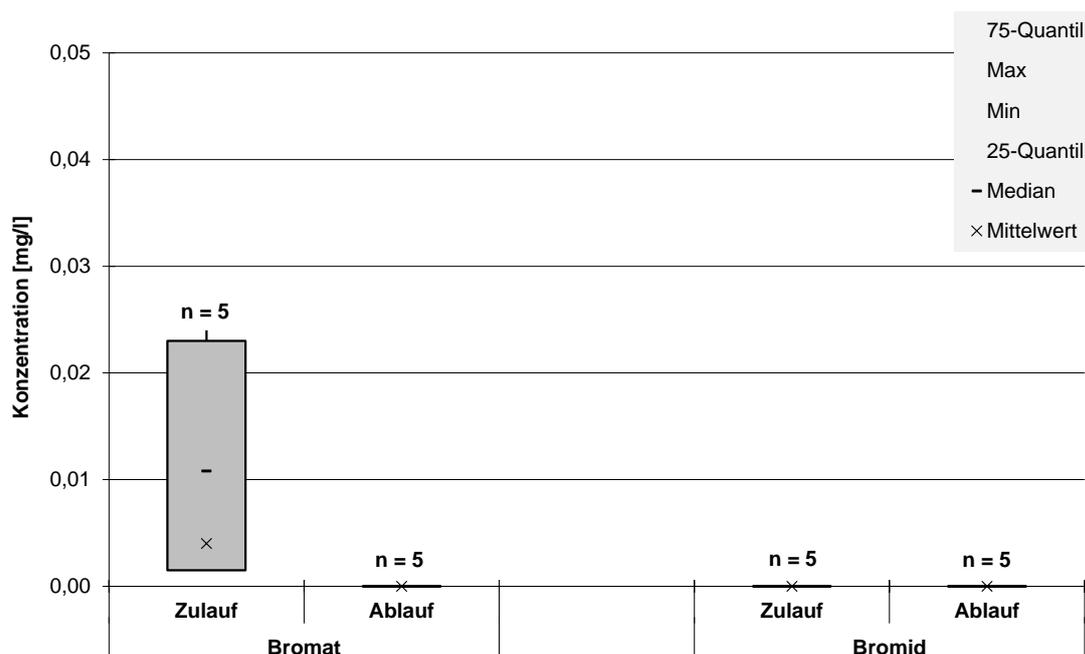
Parameter	Mittelwert		
	Oberhalb KA Ablauf [ $\mu\text{g/L}$ ]	Unterhalb KA Ablauf [ $\mu\text{g/L}$ ]	Änderung [%]
Isoproturon	0,003	0,003	0%
Flufenacet	0,005	0,004	-25%
Tebuconazol	0,003	0,003	0%
Propiconazol	0,003	0,003	+33%
1H-Benzotriazol	1,633	4,400	+169%
Acesulfam K	0,830	7,400	+792%
Galaxolid	0,247	0,420	+70%
Perfluorooctansäure (PFOA)	0,022	0,015	-32%
Perfluorooctansulfon- säure (PFOS)	0,005	0,004	-19%
H-4 PFOS	0,0005	0,0007	+33%

Die hormonellen Parameter zeigen eine Reduzierung nach der Einleitstelle der Kläranlage. Dies kann durch eine Messungengenauigkeit oder eine Verdünnung durch den Kläranlagen Ablauf erklärbar sein.

### 2.3.3 Datenverdichtung

Die Datenverdichtung erfolgt zur genaueren Betrachtung von zehn Parametern im Zulauf der Biologie und im Ablauf der Kläranlage Wegberg. Dazu wurden Bromid und Bromat, fünf Mikroschadstoffe aus der Substanzgruppe der Arzneimittelwirkstoffe und deren Metaboliten, das Pestizid Terbutryn und die Industriechemikalie 1H-Benzotriazol in fünf Probenahmen bestimmt.

In Abbildung 2-16 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen von Bromid und Bromat dargestellt. Die Auswertung des Monitoring zeigte bereits, dass wenn nur geringe Mengen an Bromid und Bromat vorliegen. Trotzdem liegen die Bromatkonzentrationen von zwei der fünf Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,008 mg/l. Die Ursachen hierfür sind ungeklärt. Die Bromidkonzentrationen liegen unter der Bestimmungsgrenze des kundenseits beauftragten Labors von 0,5 mg/l. Sofern sich eine Ozonung als Vorzugsvariante herausstellt, ist eine erneute Bestimmung des Bromids im Zulauf der Kläranlage Wegberg mit einer Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l dringend anzuraten, da bereits Bromidkonzentrationen von 0,1 mg/l eine vermehrte Bildung von Bromat bewirken können.



**Abbildung 2-16: Zu- und Ablaufkonzentrationen von Bromid und Bromat**

In Abbildung 2-17 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen von Carbamazepin, Clarithromycin und Sulfamethoxazol, in Abbildung 2-18 die Konzentrationen von Diclofenac und Metoprolol dargestellt.

Beim Antiepileptikum Carbamazepin liegen die mittleren Zulaufwerte der Kläranlage (Mittel: 0,256 µg/l) niedriger als die Ablaufwerte (Mittel: 0,292 µg/l). Beim Median verhält es sich ähnlich mit einer Zulaufkonzentration von 0,24 µg/l im Vergleich zu Ablaufkonzentration von 0,28 µg/l.

Dazu sind folgende Punkte bei der Interpretation der Daten zu bedenken:

- Carbamazepin ist praktisch nicht biologisch abbaubar, d.h. dass die Konzentration im Zulauf gleich oder sehr ähnlich zur Konzentration im Ablauf ist.
- Zur Analytik von Mikroschadstoffen müssen diese erst aufkonzentriert werden, damit sie einer Analytik zugänglich sind. Diese Aufkonzentration über eine sogenannte SPE-Kartusche (Solid-Phase-Extraktion) führt zu höheren Messfehlern, als man es bei der Analytik von Standardparametern im Abwasserbereich gewohnt ist.

Die Messwerte des Arzneistoffes Clarithromycin liegen meist knapp über der Bestimmungsgrenze mit einem Median im Zulauf von ca. 0,241 µg/L jedoch mit einem Ausreißer am 24.02.21. Die Konzentrationen im Ablauf liegen mit einem Median von ca. 0,107 µg/L in einem ähnlichen Bereich wie im Zulauf.

Das Antibiotikum Sulfamethoxazol kann durch die biologische Behandlung der Kläranlage reduziert werden. Auf Carbamazepin, Clarithromycin, das blutdrucksenkende Mittel Metoprolol und das Schmerzmittel Diclofenac hat die biologische Behandlung kaum bzw. keine eliminierende Wirkung. Beim Clarithromycin gilt die niedrige Konzentration zu bedenken, die tatsächliche Elimination in der biologischen Stufe sehr einschränkt.

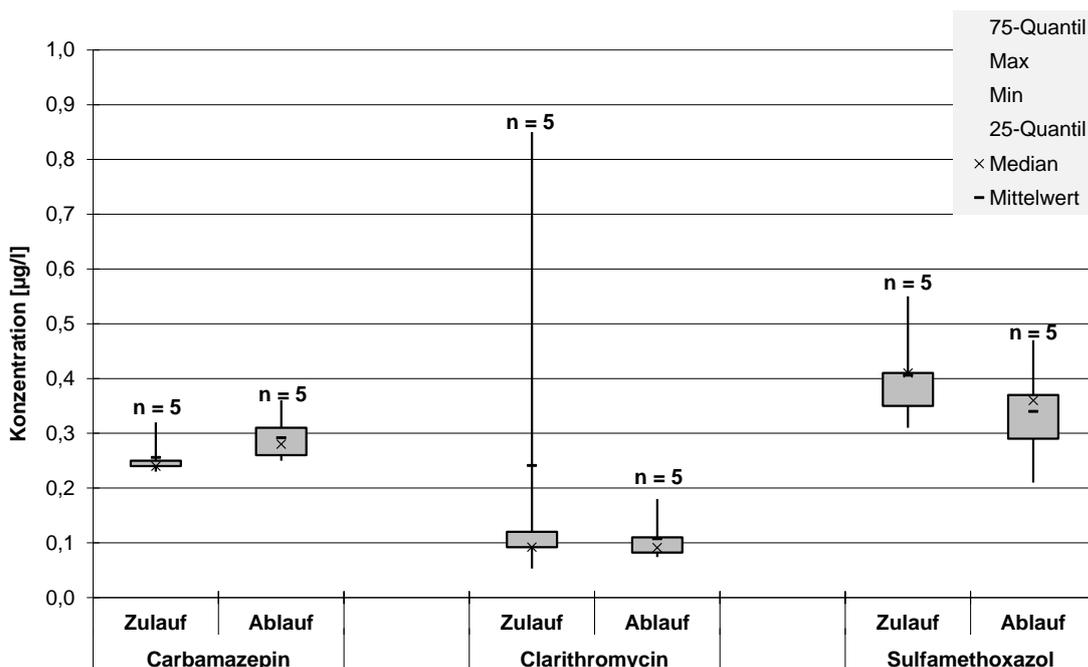


Abbildung 2-17: Zu- und Ablaufkonzentrationen von Carbamazepin, Clarithromycin und Sulfamethoxazol

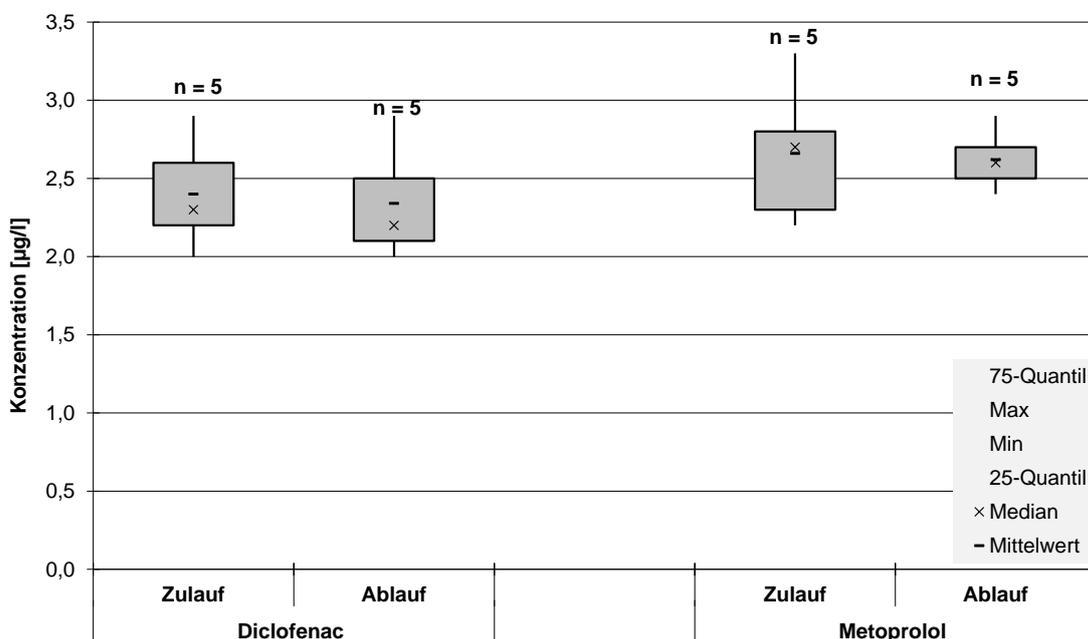
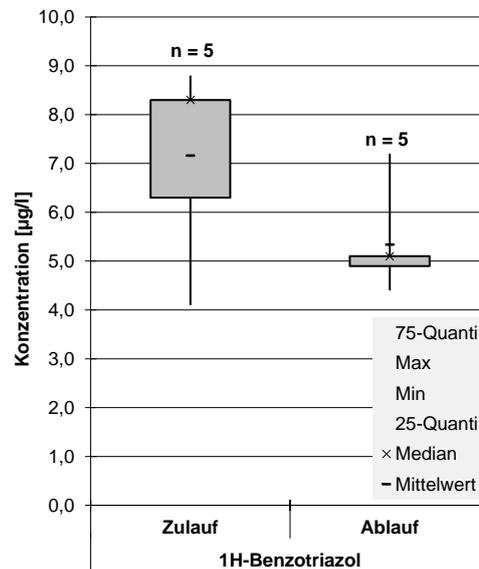


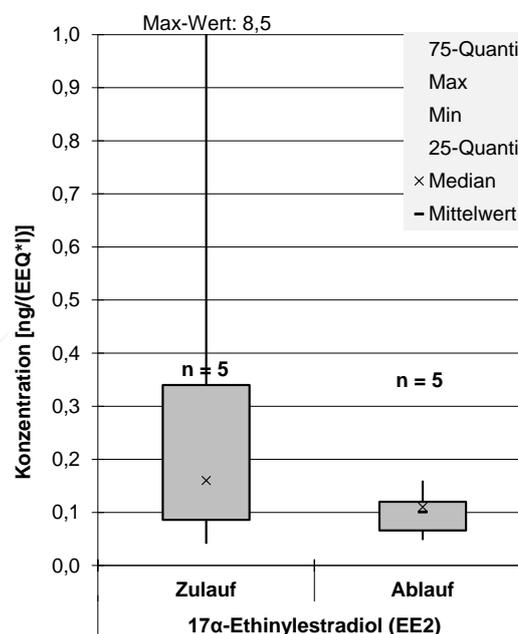
Abbildung 2-18: Zu- und Ablaufkonzentration von Diclofenac und Metoprolol

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen des Pestizids Terbutryn lagen bei allen fünf Proben unter der Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l und wird daher mit Null angenommen (vgl. Kap. 2.1).

Die Industriechemikalie 1H-Benzotriazol wird durch die biologische Behandlung der Kläranlage um ca. 25 % reduziert (siehe Abbildung 2-19).



**Abbildung 2-19: Zu- und Ablaufkonzentration der Industriechemikalie 1H-Benzotriazol**



**Abbildung 2-20: Hormonelle Aktivität des Kläranlagenzulaufs und -ablaufs**

Die Messwerte der hormonellen Aktivität durch den Parameter 17α-Ethinylestradiol liegt im Zulauf in einer großen Spreizung vor (siehe Abbildung 2-20). Im Vergleich zu den Messwerten im Ablauf ist eine Reduzierung durch die biologische Behandlung der Kläranlage zu erkennen.

### 2.3.4 Bewertung

In Tabelle 2-6 werden die mittleren Ablaufkonzentrationen des erweiterten Monitorings sowie die mittleren Ablaufkonzentrationen der Datenverdichtung anhand unterschiedlicher Kriterien gem. KOM-M NRW (2016a) bewertet. Die Bewertung der Messwerte erfolgt durch eine farbliche Markierung, die in Tabelle 2-5 erläutert ist.

Da bislang keine einheitliche Gesetzgebung hinsichtlich maximaler Konzentrationen von Mikroschadstoffen in Kläranlagenabläufen existieren, wurden verschiedene Bewertungskriterien angelegt, um die gemessenen Konzentrationen einzuordnen. Folgende Bewertungskriterien wurden angewendet:

- Gesundheitlicher Orientierungswert (GOW)
- Predicted no effect concentration (PNEC)
- Präventiver Vorsorgewert
- Umweltqualitätsnorm (UQN)

Der GOW dient als Bewertungshilfe eines nicht erfassten Stoffes im Trinkwasserschutz. Die Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit und soziale Sicherheit (BMGS) beim Umweltbundesamt empfiehlt als eine erste Bewertungsbasis einen GOW von 0,1 µg/l. Dieser Orientierungswert dient als Vorsorgewert für humantoxikologische, teil oder nicht bewertbare trinkwassergängige Stoffe im Trinkwasser. (UBA, 2003)

Der PNEC ist die Konzentration eines Stoffes ab der mit keinen negativen Einflüssen auf die Umwelt zu rechnen ist. Liegt ein Messwert unter dem PNEC sind keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten. Der PNEC wird über die Technical Guidance documents on Risk Assessment abgeschätzt und ist nicht rechtsverbindlich. (LIA, 2009)

Der präventive Vorsorgewert kann nach MKULNV NRW (2017) eingesetzt werden, wenn keine ökotoxikologisch abgeleiteten Konzentrationswerte zur Beurteilung vorliegen. Für Industriechemikalien wie 1H-Benzotriazol ist ein Wert von 10 µg/l und für biologisch aktive Substanzen wie Pflanzenschutzmittel, Arzneimittel/Röntgenkontrastmittel und deren Metaboliten ist ein Wert von 0,1 µg/L anzusetzen. Die Werte stammen aus dem Trinkwasserschutz und gelten für das Land NRW. (MKULNV NRW 2017)

Der Großteil der Pestizide und die PFOS werden nach der Umweltqualitätsnorm (UQN) bewertet. Definiert wird die UQN nach der Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 als „Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“ (Vgl. OGewV 2016, §2, S. 3). Die UQN gelten für Oberflächengewässer und sind in der Anlage 6 und Anlage 8, Tabelle 2 des OGewV 2016 festgelegt. Liegt die Bestimmungsgrenze unter der UQN gilt der Wert als eingehalten. Sollte die Bestimmungsgrenze oberhalb der UQN liegen und der Messwert unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird der Messwert für die Bewertung des Gewässerzustandes nicht berücksichtigt. (OGewV, 2016)

**Tabelle 2-5: Bewertungslegende**

Messwert < Bewertungskriterium
Messwert = Bewertungskriterium oder Bewertungskriterium < Bestimmungsgrenze
Messwert > Bewertungskriterium

**Tabelle 2-6: Bewertung der mittleren Ablaufwerte des Screenings**

Substanz- gruppe	Substanz	Bewertungs- krite- rium	Mittelwert		
			KA Ablauf		Unter- halb KA
			Monito- ring	Datenver- dichtung	Monito- ring Schwalm
[µg/L]					
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	0,5 <sup>1)</sup>	0,290	0,292	0,290
	Clarithromycin	0,1 <sup>1)</sup>	0,328	0,1074	0,268
	Ciprofloxacin	0,036 <sup>2)</sup>	0,133	--	0,120
	Diclofenac	0,05 <sup>1)</sup>	2,425	2,34	1,367
	Ibuprofen	0,01 <sup>1)</sup>	0,134	--	0,138
	Metoprolol	7,3 <sup>1)</sup>	2,050	2,62	0,860
	Sulfamethoxazol	0,6 <sup>1)</sup>	0,208	0,34	0,127
	Valsartan	0,1 <sup>3)</sup>	2,273	--	1,220
	Losartan	0,1 <sup>3)</sup>	0,258	--	0,127
	Candesartan	0,1 <sup>3)</sup>	2,075	--	1,010
	Gabapentin	0,1 <sup>3)</sup>	3,650	--	1,933
Östrogene	17α-Ethinylestradiol (EE2)	0,000035 <sup>1)</sup>	0,00043	0,0001008	0,00035
	β-Estradiol (E2)	0,0004 <sup>1)</sup>	0,00016	--	0,00021
	Estron	0,1 <sup>3)</sup>	0,00031	--	0,00021

Substanz- gruppe	Substanz	Bewer- tungskrite- rium	Mittelwert		
			KA Ablauf		Unter- halb KA
			Monito- ring	Datenver- dichtung	Monito- ring Schwalm
[µg/L]					
Pestizide	Terbutryn	0,065 <sup>4)</sup>	0,022	0,00	0,011
	Mecoprop P	0,1 <sup>4)</sup>	0,058	--	0,015
	Isoproturon	0,3 <sup>4)</sup>	0,000	--	0,003
	Flufenacet	0,04 <sup>4)</sup>	0,009	--	0,004
	Tebuconazol	1 <sup>1)</sup>	0,011	--	0,003
	Propiconazol	1 <sup>4)</sup>	0,007	--	0,003
Korrosions- schutzmittel	1H-Benzotriazol	10 <sup>3)</sup>	7,025	5,34	4,400
Süßstoffe	Acesulfam K	0,1 <sup>3)</sup>	10,675	--	7,400
Moschusduft- stoffe	Galaxolid	7 <sup>1)</sup>	0,508	--	0,420
Per- und po- lyfluorierte Che- mikalien	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1 <sup>3)</sup>	0,010	--	0,015
	Perfluorooctansulfon- säure (PFOS)	0,00065 <sup>4)</sup>	0,003	--	0,004
	H-4 PFOS	0,1 <sup>3)</sup>	0,001	--	0,001

1) Orientierungswert

3) Präventiver Vorsorgewert

2) PNEC

4) UQN nach OGewV-2016 vom 20.06.2016

In der Substanzgruppe der Arzneimittelwirkstoffe und Metaboliten überschreiten alle außer drei Mikroschadstoffen das jeweilige Bewertungskriterium. Die Arzneimittel Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol und Sulfamethoxazol werden mit einem GOW aus dem Trinkwasserschutz bewertet. Metoprolol und Sulfamethoxazol liegen teilweise deutlich unter ihrem GOW. Im Gegensatz dazu überschreiten Gabapentin und Ibuprofen ihre Bewertungskriterien deutlich und Diclofenac sogar um das 50-fache.

Für das Antibiotikum Ciprofloxacin ist eine PNEC vorhanden, die im Ablauf der Kläranlage ebenfalls deutlich überschritten wird. Die Mikroschadstoffe aus der Gruppe der Sartane und Gabapentin werden mit dem präventiven Vorsorgewert aus dem Trinkwasserschutz bewertet. Durch den Ansatz des strengen Grenzwertes von

0,1 µg/l überschreiten die gemessenen Konzentrationen das Bewertungskriterium um das 20- bzw. 40-fache.

Die Östrogene Aktivität, angegeben als µg<sub>EEQ</sub>/l, überschreitet zwei der drei vorgeschlagenen Bewertungskriterien.

Die Gruppe der Pestizide wird mit der UQN und dem GOW bewertet. Es liegt keine Überschreitung des Bewertungskriteriums vor. Ein möglicher Grund der geringen Pestizidkonzentrationen ist, dass die Probennahme größtenteils im Winter vorgenommen wurde.

Das Bewertungskriterium der Industriechemikalie 1H-Benzotriazol wird mit dem präventiven Vorsorgewert bewertet, welcher nicht überschritten wird.

Die Bestimmungsgrenze der PFOA liegt unter dem präventiven Vorsorgewert und daher wird der Messwert ebenfalls als eingehalten angesehen. Die Bestimmungsgrenze der PFOS liegt oberhalb des Bewertungskriteriums und wird nach OGeV (2016) nicht zur Bewertung herangezogen.

Bislang gibt es keine bundesweit einheitlichen Bewertungsstandards für Mikroschadstoffe aus Kläranlagenabläufen. Deswegen wurden hier unterschiedliche Bewertungskriterien herangezogen, die sich jedoch vorwiegend auf das Gewässer beziehen.

Viele Messwerte der Mikroschadstoffe aus Tabelle 2-6 überschreiten die gewählten Bewertungskriterien deutlich. Zusätzlich wird der chemische Zustand der Weser als „nicht gut“ und der ökologische als „schlecht“ bewertet. Weiterhin liegen flussabwärts weitere Einleitstellen von kommunalen Kläranlagen und Direkteinleitern. Die Zustandsbewertung und die Messwerte lassen darauf schließen, dass die Einführung einer 4. Reinigungsstufe zu einer Verbesserung der Qualität des Vorfluters beitragen würde.

## 3 Auslegungswerte der 4. Reinigungsstufe

### 3.1 Hydraulisch

Zur Auslegung der 4. Reinigungsstufe ist zunächst die Bemessungswassermenge festzulegen. Da es hierzu bislang keine einheitlichen gesetzlichen Regelungen gibt, sind grundsätzlich zwei verschiedene Optionen denkbar.

#### Option 1: Auslegung mit $Q_d = Q_{max}$

Die Bemessung erfolgt hierbei gem. der Auslegung der Gesamtanlage. Dies hat den Vorteil, dass tatsächlich die vollständige der Kläranlage zufließende Wassermenge behandelt wird. Damit können dann auch – je nach Verfahren – positive Sekundäreffekte der 4. Reinigungsstufe wie eine verbesserte Phosphorelimination oder eine Keimreduktion für die gesamte Abwassermenge in Ansatz gebracht werden. Der Nachteil besteht darin, dass die Größe und damit die Kosten der 4. Reinigungsstufe überproportional mit der Näherung von  $Q_d$  an  $Q_{max}$  ansteigen.

#### Option 2: Auslegung mit $Q_d < Q_{max}$

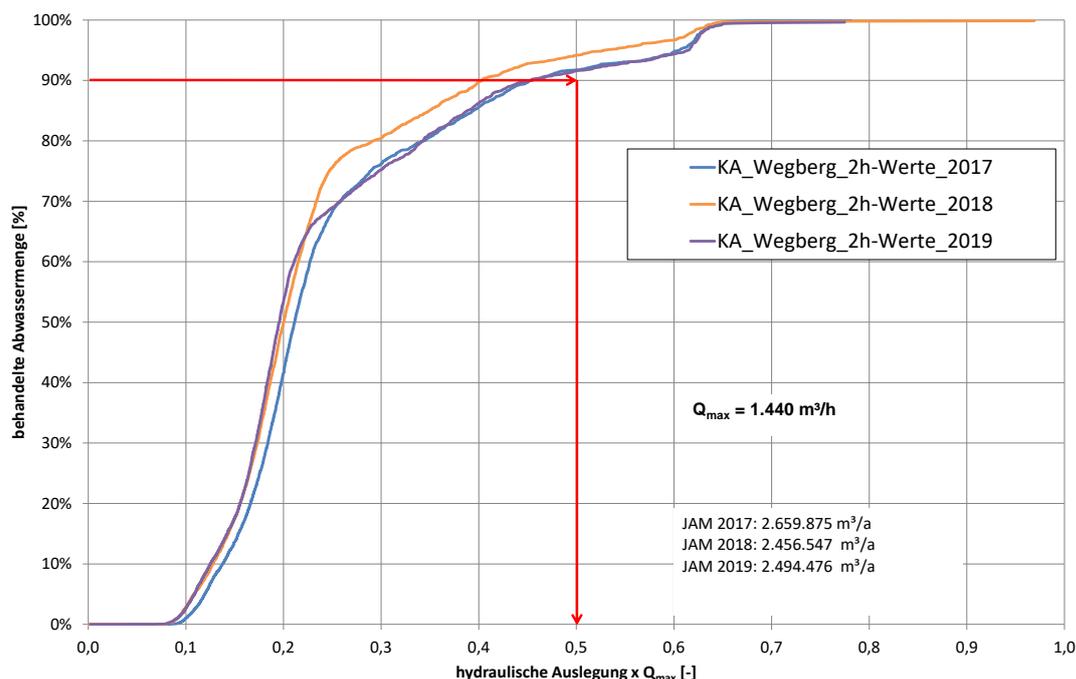
Die Auslegung der 4. Reinigungsstufe erfolgt hierbei auf einen Teilstrom der maximalen Wassermenge, auf die die Kläranlage ausgelegt ist. Damit bleibt ein Teil der über das Jahr in die Vorflut abgeleiteten Wassermenge hinsichtlich der gezielten Mikroschadstoffentfernung unbehandelt. Die Kostenreduktion die sich dadurch jedoch ergibt ist überproportional hoch.

Im Allgemeinen kann man zunächst davon ausgehen, dass nicht die gesamte Wassermenge einer 4. Reinigungsstufe zugeführt werden muss. Dies lässt sich dadurch begründen, dass es vor allem zu einer generellen „Entfrachtung“ der Gewässer mit Mikroschadstoffen kommen soll. Es gibt jedoch Randbedingungen aus verfahrenstechnischen Erwägungen oder durch die erforderliche behördliche Genehmigung, die dazu führen, dass die gesamte Wassermenge behandelt werden muss, u.a.:

- Sensible Vorflut, mit übermäßig hohem Anteil an behandeltem Abwasser
- Trinkwassergewinnung unterwasserseitig, unmittelbar aus der Vorflut
- Besondere Bestandssituation der Kläranlage
- Die 4. Reinigungsstufe enthält einen Verfahrensschritt (üblicherweise die Filtration), die auch gleichzeitig zur Einhaltung anderer Einleitungsanforderungen benötigt wird (üblicherweise Grenzwert P oder ortho-P).

In jedem Falle ist die zuständige Wasserbehörde schon in den ersten Leistungsphasen einzubinden, um die Bemessungswassermenge sicher festzulegen, da hierauf alle weiteren Auslegungen fußen.

In Abbildung 3-1 ist die hydraulische Auslegung der 4. Reinigungsstufe (als Anteil von  $Q_{max}$ ) gegen die prozentuale jährliche Abwassermenge der Kläranlage Wegberg aufgetragen.



**Abbildung 3-1: Festlegung der vorläufigen Bemessungswassermenge (Auswertung von 2h-Werten)**

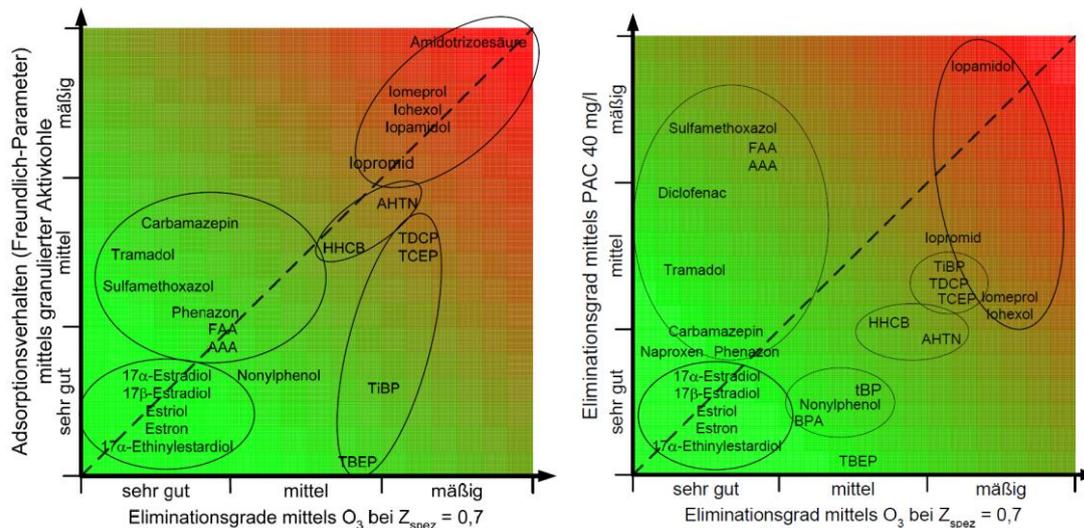
Bei einer hier gewählten hydraulischen Auslegung von  $0,5 Q_{\max}$  ( $=720 \text{ m}^3/\text{h}$ ) für die 4. Reinigungsstufe hätte in den Jahren 2017 bis 2019 mehr als 90 % der Jahresabwassermenge (JAM) hierdurch behandelt werden können.

Die Bemessungswassermenge  $Q_d$  für die 4. Reinigungsstufe wird hier zunächst vorläufig mit  $720 \text{ m}^3/\text{h}$  angenommen. Dies ist mit weiterer Planungstiefe zu prüfen und mit den Behörden abzustimmen. Die mittlere Wassermenge wurde mit der Annahme aus den 2h Werten der Jahre 2017 bis 2019 berechnet, dass alle Wassermengen größer  $720 \text{ m}^3/\text{h}$  nicht der 4. Reinigungsstufe zugeführt werden. D.h. für die Mittelwertbildung wurden alle Durchflüsse  $>720 \text{ m}^3/\text{h}$  gleich  $720 \text{ m}^3/\text{h}$  gesetzt und anschließend das arithmetische Mittel gebildet.

**Tabelle 3-1: Zusammenstellung der Bemessungsparameter für die 4. Reinigungsstufe**

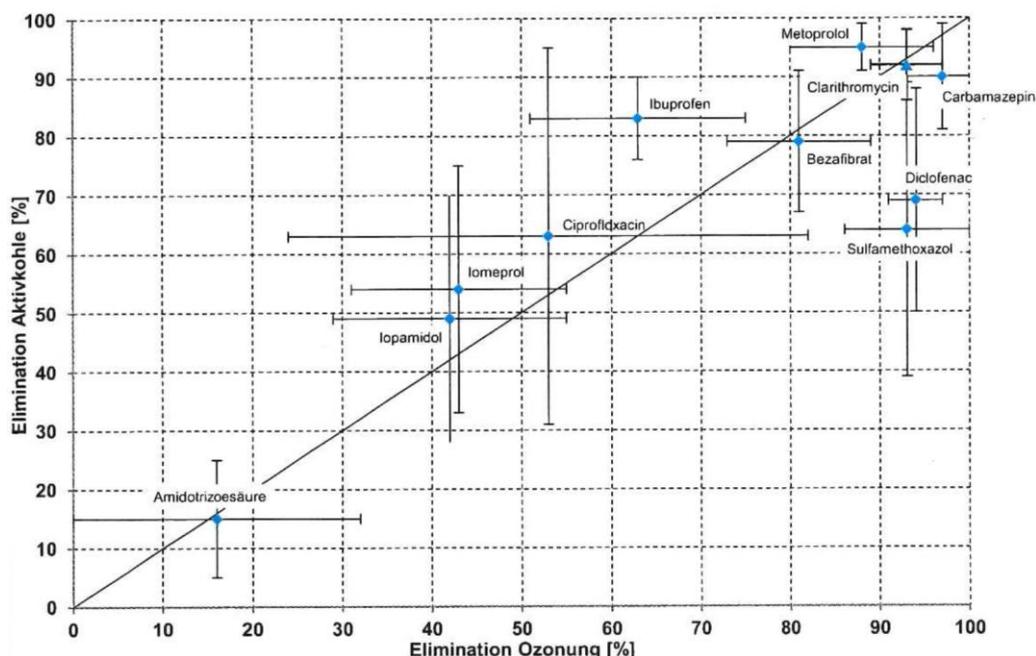
Parameter	Wert	Quelle
Min. Bemessungswassermenge	144 $\text{m}^3/\text{h}$	Datenauswertung
Mittlere Bemessungswassermenge	280 $\text{m}^3/\text{h}$	Datenauswertung
Max. Bemessungswassermenge (= 50% angenommenes $Q_{\max}$ )	720 $\text{m}^3/\text{h}$	Datenauswertung/Annahme

### 3.2 Eliminationsleistung



**Abbildung 3-2: Vergleich der Eliminationsleistung von Aktivkohleverfahren und Ozonverfahren (FAHLENKAMP et al., 2008)**

In Abbildung 3-2 wird die Eliminationsleistung des Adsorptionsverfahrens mit GAK (links) und mit PAK (rechts) mit der Eliminationsleistung beim Einsatz eines Ozonverfahrens verglichen. Mit allen drei Verfahren können fast alle Mikroschadstoffe eliminiert werden, nur Röntgenkontrastmittel wie Amidotrizoesäure, lopamidol etc. sind mit allen Verfahren nur schwer oder mit wirtschaftlichen Dosierungen gar nicht eliminerbar (FAHLENKAMP et al., 2008). Ein ähnliches Bild ergibt sich auch aus den Untersuchungen von MARGOT et al. (2013), die in KEYSERS (2016) aufgearbeitet dargestellt sind. Hier wurde die Elimination von verschiedenen Mikroschadstoffen mittels PAK und Ozon verglichen.



**Abbildung 3-3: Vergleich der Elimination mit Ozonung (0,4–1,8 g<sub>O3</sub>/g<sub>DOC</sub>) und PAK (10–20 mg<sub>PAK</sub>/l) aus biologisch gereinigtem Abwasser (c<sub>DOC</sub> = 4,9 mg/l)(KEYSERS, 2016)**

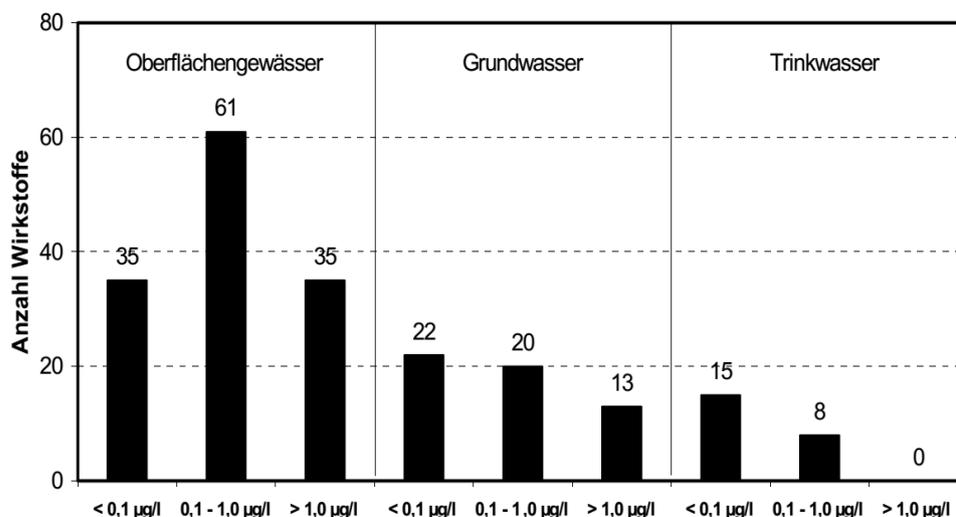
Derzeit sind die DWA Merkblätter für die Bemessung von vierten Reinigungsstufen mit Aktivkohle (GAK und PAK) und Ozon in den beiden DWA Arbeitsgruppen in der Erstellung. Diese Verfahren werden gleichermaßen als geeignet angesehen. Welches Verfahren auf der jeweiligen Kläranlage zum Einsatz kommen kann, hängt vor allem von den spezifischen Randbedingungen ab.

## 4 Stand der Forschung und Technik

### 4.1 Mikroschadstoffe

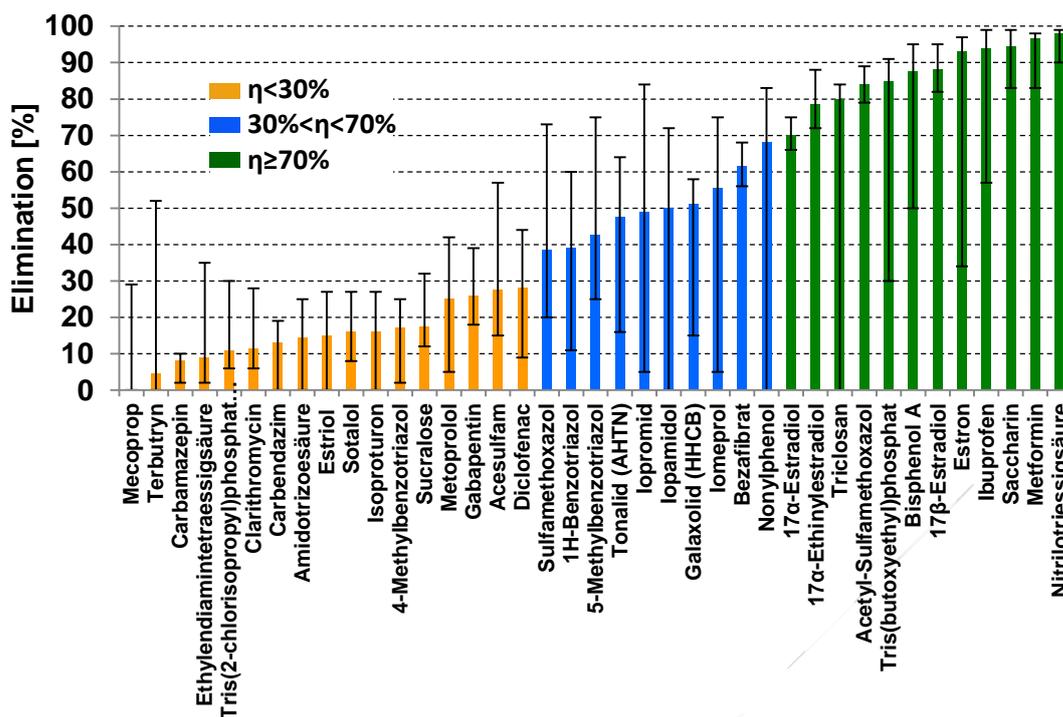
#### 4.1.1 Vorkommen

Mit dem steigenden Verbrauch von Arzneimitteln, Reinigungsprodukten aus dem häuslichen und gewerblichen Bereich und durch verbesserte, moderne Messtechnologien werden Mikroschadstoffbelastungen in Gewässern vermehrt nachgewiesen. (FAHLENKAMP et al., 2008) Die größte Anzahl an Mikroschadstoffen können in Oberflächengewässern gefunden werden, aber auch im Grund- und Trinkwasser sind Mikroschadstoffe schon nachweisbar (siehe Abbildung 4-1). Die meisten Mikroschadstoffe die in Grund- und Trinkwasser nachgewiesen werden können, liegen in Konzentrationen  $<1,0 \mu\text{g/l}$  vor.



**Abbildung 4-1: Vorkommen von Mikroschadstoffen im Wasserkreislauf (UBA, 2011)**

Eine Eintragsquelle von Mikroschadstoffen in Gewässer erfolgt unter anderem durch die Düngung in der Landwirtschaft mit Gülle, wobei z.B. Veterinärpharmaka eingetragen werden. Kläranlagen stellen bei der Emittierung von Mikroschadstoffen sogenannte Punktquellen dar, weil viele der Mikroschadstoffe nicht komplett durch eine biologische Reinigung eliminiert werden können. Die Eliminationsleistung der biologischen Behandlungsstufe einer Kläranlage liegt nur bei einem Drittel der in Abbildung 4-2 dargestellten Mikroschadstoffe bei über 70 %. Bei den restlichen Mikroschadstoffen liegt die Eliminationsleistung unter 70 % und teilweise sogar unter 30 %.



**Abbildung 4-2: Typische Eliminationen von verschiedenen Mikroschadstoffen in der biologischen Stufe kommunaler Kläranlagen (KEYSERS, 2016)**

Die ungenügende Eliminationsleistung der biologischen Behandlungsstufe der Kläranlagen und die Häufigkeit der Vorkommen von Mikroschadstoffen in Gewässern und Trinkwasser, zeigt die Notwendigkeit einer weiteren Stufe zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus biologisch behandelten Abwässern.

#### 4.1.2 Oxidative Entfernung mit Ozonung

Die Ozonung ist ein Oxidationsverfahren welches bisher vor allem in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt wird, es kann aber ebenfalls auch zur Elimination von Mikroschadstoffen auf Kläranlagen zur Anwendung kommen (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012). Durch das Einbringen von Ozon werden organische Mikroschadstoffe teilweise oxidiert. Wirksam ist die Ozonierung bei Phenolen, Aminen, elektro-nenreiche Olefinen und Aromaten, wozu z. B. Pharmaka zählen. (NÖTHER, 2009)

Ozon reagiert als direkte und indirekte Oxidation (siehe Abbildung 4-3). Bei der direkten Oxidation reagiert das Ozon schnell mit bestimmten anorganischen und organischen Substanzen, wie Mikroschadstoffen. Hierbei sind typischerweise die in den Zielmolekülen vorhandenen Doppelbindungen die entscheidende Reaktionsstelle. Bei der indirekten Oxidation zerfällt ein Teil des Ozons zunächst in Hydroxyl-Radikale, welche unspezifisch mit Mikroschadstoffen reagieren können. Dies kann dazu beitragen, dass auch langsam reagierende Mikroschadstoffe eliminiert werden. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

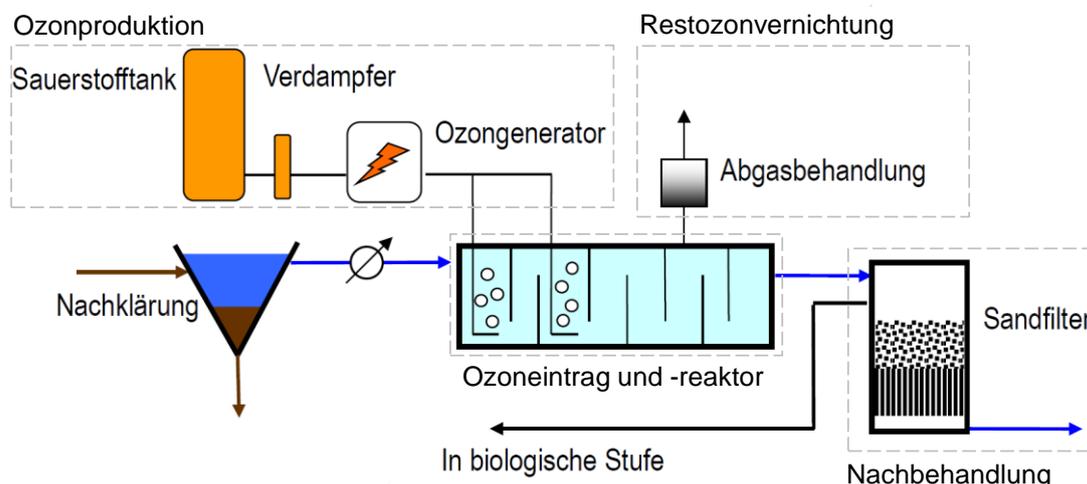
$$\frac{C}{C_0} = \exp \left( -K_{O_3} \int (O_3) dt - K_{OH} \int (OH) dt \right)$$

$O_3$  – Exposition [M\*s]
 $\cdot OH$  – Exposition [M\*s]

**Abbildung 4-3: Kinetische Reaktionsgleichung des Ozonungsprozesses (STAPF et al., 2017)**

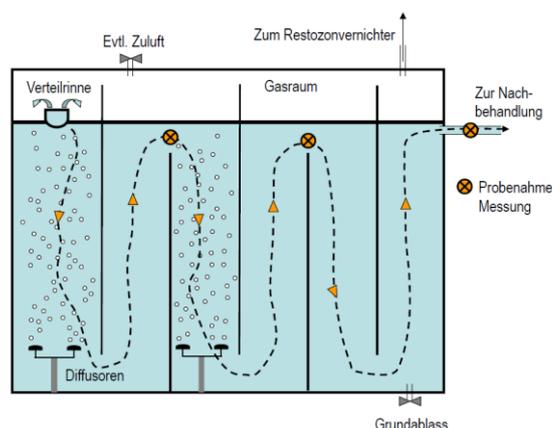
Mikroschadstoffe die sehr schnell mit Ozon reagieren sind z.B. Diclofenac, Carbamazepin und Ethinylestradiol. Im Gegensatz dazu reagieren z.B. Atrazin, Gabapentin oder iodierte Röntgenkontrastmittel nur sehr schwach mit Ozon und können, auch durch hohe Ozondosierungen, nur teilweise entfernt werden. (VSA, 2018)

Bislang wird das Ozonungsverfahren zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen nach der Nachklärung der biologischen Stufe angeordnet. Das Verfahren besteht aus einer Ozonproduktion, dem Ozoneintrag, der Restozonvernichtung und der Nachbehandlung (siehe Abbildung 4-4). (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)



**Abbildung 4-4: Typisches Fließschema einer Ozonung (nach ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)**

Da Ozongas sehr reaktiv ist und unter hohem Druck und Konzentration explosiv ist, kann es nur vor Ort hergestellt werden. Dafür wird flüssiger Sauerstoff (LOX) aus einem Tank, getrocknete Luft oder Sauerstoff aus einer Pressure Swing Adsorption (PSA)-Anlage (KOM-M NRW, 2016b) benötigt. Der Sauerstoff wird über einen Verdampfer in den Ozongenerator geleitet, indem durch eine elektrische Ladung Ozon hergestellt wird. Dieser Prozess ist sehr energieintensiv und es entsteht viel Abwärme. Anschließend muss das produzierte Ozon mit dem Wasser aus der Nachklärung in einem gasdichten Kontaktreaktor vermischt werden. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)



**Abbildung 4-5: Schematische Darstellung eines Ozonreaktors als Schlaufenreaktor (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)**

Dieser Kontaktreaktor kann als kaskadiertes Becken, als Schlaufenreaktor mit Leitwänden (siehe Abbildung 4-5) oder als Rohrreaktor ausgebildet sein. In Abbildung 4-5 wird der Abwasserweg als gestrichelte Linie dargestellt und zum Einbringen des Ozons werden Diffusoren eingesetzt. Die Probenahmestellen sind beispielhaft dargestellt und können verschieden angeordnet werden.

Beim Einsatz von Diffusoren muss die Gasmindestbeaufschlagung sowie eine Beckentiefe von mindestens 5 m beachtet werden, damit das Ozon bestmöglich mit dem Abwasser vermischt wird. Ein weiterer Eintragsweg ist die Einmischung des Ozons mit einem Pumpen-Injektorsystem in einen Teilstrom des Abwassers, der anschließend mit dem Hauptstrom gemischt wird. Dabei ist zu beachten, dass durch die Treibwasserpumpe zusätzliche Energie benötigt wird. (KOM-M NRW, 2016b)

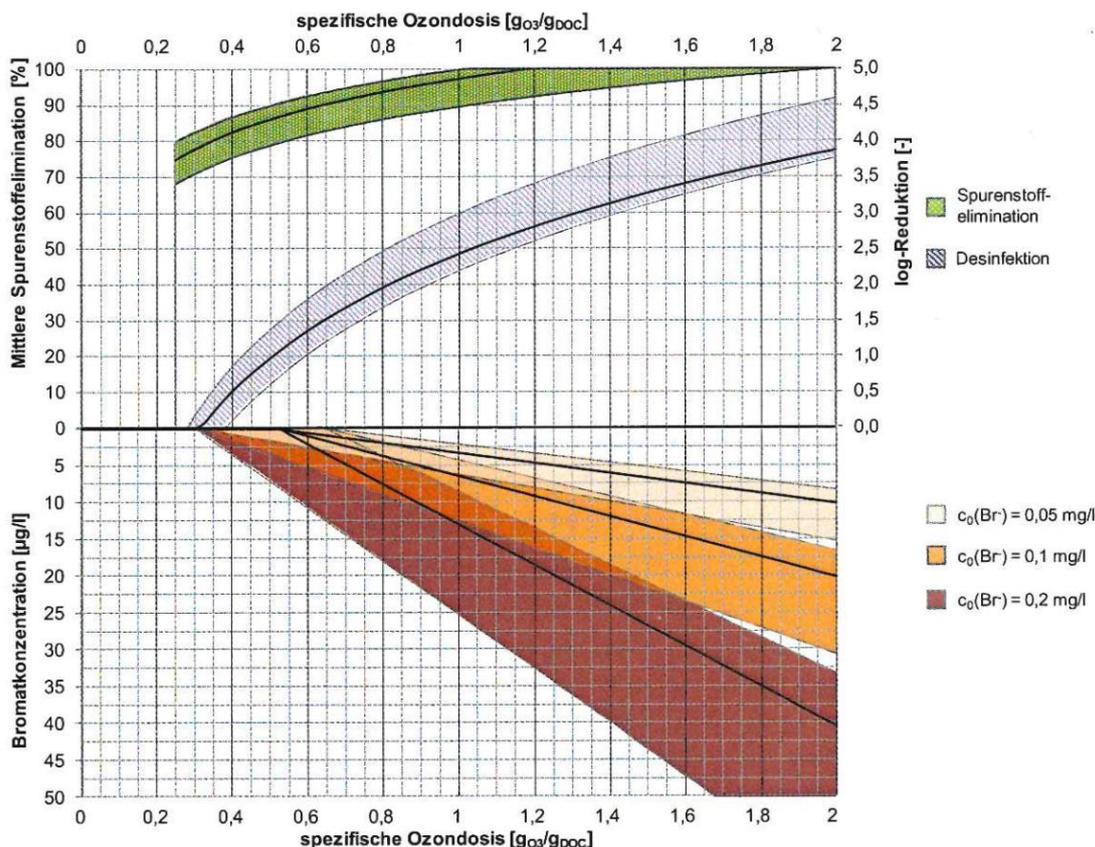
Das eingesetzte Material, welches für den Reaktor und die Ozoneinbringung verbaut wird, muss Ozon beständig sein, wie z.B. Edelstahl und Teflon. Das Volumen des Reaktors ist abhängig vom Durchfluss, der Abwasserzusammensetzung und der Ozon Dosiermenge. Im Gasraum des Reaktors sammelt sich Ozon, welches im Abwasser nicht verbraucht wurde. Das Restozon wird über eine Abluftanlage einem Restozonvernichter zugeführt und dort unschädlich gemacht. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

Neben der gewollten Oxidation der Mikroschadstoffe können sich unproblematische Transformationsprodukte bilden oder auch labile, toxische Reaktionsprodukte. In einer biologischen Nachbehandlung müssen diese Reaktionsprodukte entfernt werden. Zum Einsatz kommen z. B. Sandfilter (siehe Abbildung 4-4), Filter mit GAK, Wirbelbett- und Festbettsystem und weitere. Neben dem Abbau von Reaktionsprodukten kann die Nachbehandlung weitere positive Effekte auf den Ablauf haben, wie die Reduzierung der Kohlenstoff-, Phosphor- oder Nitritkonzentration, eine Desinfektion und/oder Entfärbung. (VSA, 2018)

Die Ozonanlage sollte anhand der maximal nötigen Ozonmenge ausgelegt werden und die Ozondosis [ $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$ ] in Abhängigkeit der DOC Konzentration (KOM-M NRW, 2016b). Der übliche Bereich der zugefügten Ozondosis liegt zwischen 0,4 bis 0,7  $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$  (KOM-M.NRW, 2018). Anschließend kann die Produktionskapazität, die von dem Ozonerzeuger benötigt wird, anhand der Auslegungswassermenge und der Ozonkonzentration bestimmt werden. (KOM-M NRW, 2016b)

In Abbildung 4-6 ist die Elimination von Mikroschadstoffen, die Desinfektion (Elimination von Bakterien) und die Bromatbildung (aus im Wasser vorhandenen Bromid) in Abhängigkeit der auf den DOC bezogenen spezifischen Ozondosis dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass bei Ozon-Dosierungen von 0,4 bis 0,7  $\text{mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$

lediglich mittlere Reduktionen von  $<2$  Log für die Desinfektion zu verzeichnen ist. Dies ist für eine Desinfektion nicht hinreichend, die in erster Näherung im Bereich 4 log anzusiedeln ist. Diese würde eine Ozondosierung von mehr als  $2 \text{ mg}_{\text{O}_3}/\text{mg}_{\text{DOC}}$  bedingen. Abgesehen von den sehr hohen energetischen Kosten, die bei einer Nutzung von Ozon zur Desinfektion biologische gereinigten Abwassers erforderlich wären, kommt es auch zu einer hohen Produktion des nicht-abbaubaren Transformationsprodukts Bromat (Abbildung 4-6). Eine Verwendung von Ozon zur vollständigen Desinfektion erscheint damit im Bereich des kommunalen Abwassers nicht wirtschaftlich und bei Gegenwart des Stoffes Bromid als Ausgangsstoff des Bromats auch verfahrenstechnisch nicht angebracht.



**Abbildung 4-6: Einfluss der Ozonung auf die Elimination von Mikroschadstoffen, Desinfektion und Bromatbildung in Abhängigkeit der spezifischen Ozondosis (KLAER, 2019)**

Das Reaktorvolumen wird in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge, der Aufenthaltszeit und einem Faktor, der die ungleichmäßige Durchströmung des Reaktors berücksichtigt, ermittelt. Im Reaktor sollte das eingetragene Ozon größtenteils verbraucht werden, um einen Austrag des Ozons aus dem Reaktor zu vermeiden. Mittlere Aufenthaltszeiten liegen zwischen 15 bis 30 Minuten und können bei schnellerer Ozonzehrung verkürzt werden, diese ist durch individuelle Ozonzehrungsversuche zu bestimmen. Da die Reaktorgeometrie einen Einfluss auf die Aufenthaltszeit des Wassers hat, empfiehlt das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016b) diese anhand von Erfahrungswerten oder einer numerischen Strömungssimulation der Wasser- und Gasphase (CFD) auszulegen. (KOM-M NRW, 2016b)

Die im Folgenden genannten Dosiermöglichkeiten, werden zurzeit am häufigsten in der Praxis eingesetzt. Die Regelung der Ozondosierung kann bei Anlagen  $<100.000$  EW proportional zur Zulaufmenge erfolgen. Da bei dieser Regelung Konzentrationsänderung nicht berücksichtigt werden, sollten die DOC-Konzentrationen nur sehr

geringe Schwankungen aufweisen. (KOM-M NRW, 2016b) Diese Regelung bietet keine Kontrolle der Eliminationsleistung und kann eine Ozonüber- oder Unterdosierung zur Folge haben. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

Eine Ozondosierung in Abhängigkeit der Konzentrationsänderungen der organischen Kohlenstoffverbindungen im Zulauf hat zum einen den Vorteil, dass gleichzeitig eine Aussage über die Effektivität der Ozonung erfolgt. Zum anderen ist es möglich, dass häufige, extreme Anstiege der Nitritkonzentrationen zu einer reduzierten Effektivität führen kann, dann sollte eine zusätzliche Nitritmessungen installiert werden. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

Eine weitere Dosiermöglichkeit, ist die Ozondosierung anhand der Ozonkonzentration im Ablauf des Reaktors. Hierbei ist die Ozondosierung gut an den Ozonbedarf angepasst, benötigt aber ggf. eine höhenvariable Ozonmessung am Ablauf in Abhängigkeit der Zuflussmenge. Die Dosierung nach der Differenz des SAK im Zu- und Ablauf des Ozonreaktors bietet gleichzeitig eine Überprüfung der Eliminationsleistung, benötigt aber ggf. Vortests. (ABEGGLEN und SIEGRIST, 2012)

Vor der Implementierung einer Ozonierung sollte im Vorfeld die Bromid- und die Nitritkonzentration im Ablauf der Kläranlage geprüft werden. Bromid kann durch geogene Quellen, Niederschläge oder chemische Industrie in das Abwasser eingetragen werden. (KOM-M NRW 2016b) Bei Bromidvorkommen kann sich durch den Eintrag von Ozon Bromat bilden, welches als kanzerogen eingestuft wird. Der Grenzwert nach der TrinkwV (2001) liegt für Bromat bei 10 µg/L.

Die Bildung von Bromat hängt von der vorliegenden Bromidkonzentration sowie von der Ozonmenge ab die eingetragen wird. Untersuchungen zeigten, dass vor allem Kläranlagen mit industriellen Einleitern erhöhte Bromidkonzentrationen aufweisen und dies kann durch den Betrieb einer Ozonungsanlage zu einer erhöhten Bromatkonzentration führen. Zur groben Orientierung sind Bromidgrenzwerte zur Einschätzung des Bromatbildungspotentials festgelegt worden. Bei Bromidwerten <100 µg/L ist keine Limitierung der Ozonzugabe bis 0,7 g<sub>O<sub>3</sub></sub>/g<sub>DOC</sub> notwendig. Liegt die Bromidkonzentration zwischen 100 µg/L und 150 µg/L sollte die Ozonzugabe 0,5 g<sub>O<sub>3</sub></sub>/g<sub>DOC</sub> nicht überschreiten und ab Bromidkonzentrationen >150 µg/L muss eine Einzelfallbewertung der Bromatbildung durchgeführt werden. Da die Bromatbildung aber von der individuellen Abwassermatrix abhängig ist, wird empfohlen bei Überlegung der Einführung einer Ozonungsanlage bei einer Kläranlage generell das Bromatbildungspotential zu ermitteln. (KOM-M.NRW, 2018)

Durch hohe Nitritkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage kann sich der Ozonbedarf durch die Oxidation von Nitrit zu Nitrat erhöhen. Erhöhte Nitritkonzentrationen können sich z.B. durch eine unvollständige Nitrifikation in der biologischen Stufe ergeben. Der spezifische Ozonverbrauch bei der Oxidation von Nitrit liegt bei 3,43 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N. Weitere negative Beeinflussung der Ozonung können sich durch erhöhte AFS Werte (>15-20 mg/L) ergeben, dann ist eine Verbesserung der Nachklärung sinnvoll. (KOM-M NRW 2016b)

In Tabelle 4-1 sind die Anlagendaten einiger Ozonungsanlagen in Deutschland zusammengefasst. Die Ozonherstellung erfolgt vorwiegend aus flüssigem Sauerstoff (LOX) und die Ozondosierung wird am häufigsten über den Durchfluss geregelt.

**Tabelle 4-1: Ozonungsanlagen in Deutschland (STAPF et al., 2017)**

Standort	Ausbau [1000 EW]	D <sub>DOC</sub> [mg <sub>O3</sub> /mg <sub>DOC</sub> ]	Ozon- eintrag	Reaktor- Typ	HRT [min]	Steuerung /Regelung	Nachbe- handlung
Aachen Soers	458	0,7 (TW) / 0,5 (MW)	D	Becken	12–30	Q-prop	WB+SF
Bad Sassen- dorf*	13	0,35	D	Schlaufe (4 Komp.)	12–40	Q-prop	ST
Duisburg- Vierlinden	30	0,3	I	Becken (1/3 NB)	> 30	Q-prop	WB
Espelkamp		0,4–0,6	k.A.	k.A.	k.A.	SAK-prop	ST
Lemgo	98	0,3–0,8	I	Schlaufe (3 Komp.)	> 19	Q-prop/ SAK-prop	SF
Schloß Holte- Stukenbrock	60	0,7	D	Schlaufe (6 Komp.)	30	SAK-prop/ DOC-prop	ST
Warburg	70	0,7	D	Schlaufe (3 Komp.)	> 20	Q-prop	WB

WB: Wirbelbett; SF: Sandfilter, ST: Schönungsteich

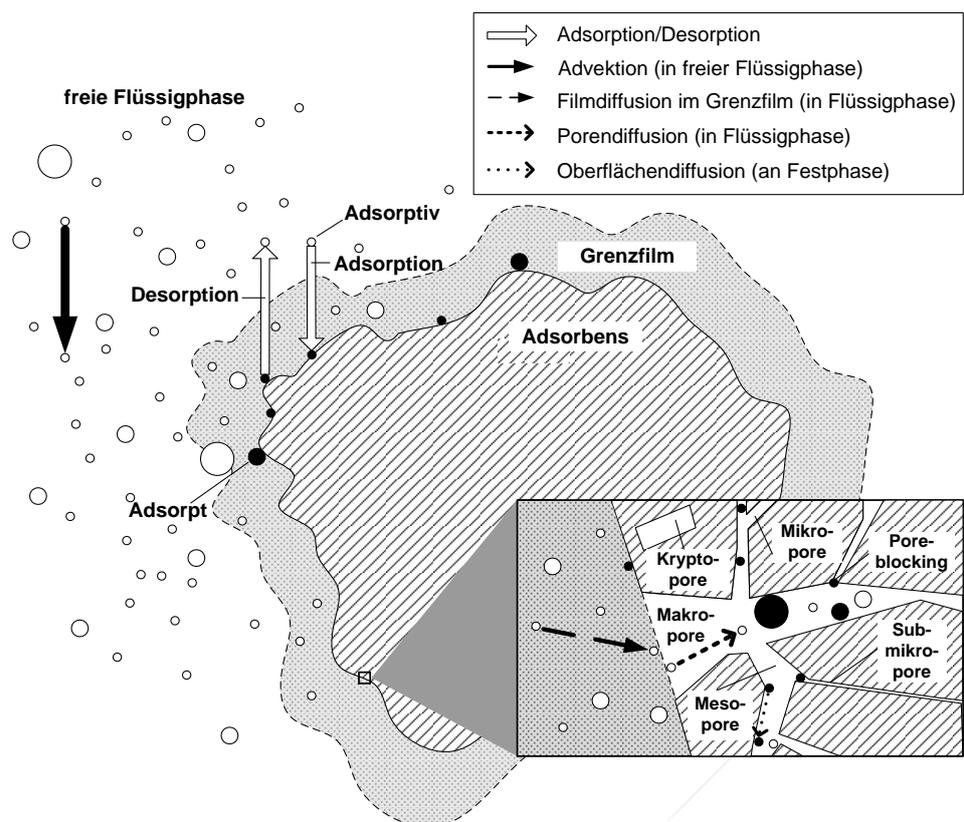
Die Investitionskosten einer Ozonanlage sind stark abhängig vom Bau des Ozonreaktors selbst und von der elektrischen Ausrüstung wie dem Ozongenerator oder der Lüftung. Die Betriebskosten werden vor allem von dem Ozonverbrauch geprägt. Die Hauptkosten sind dabei die Bereitstellung des Sauerstoffs und die Kosten für die Ozonproduktion aus dem Sauerstoff. (VSA, 2018)

#### 4.1.3 Adsorptive Entfernung mit Aktivkohle

Bei Aktivkohle handelt es sich um ein starkes, hoch-poröses Adsorptionsmittel auf Kohlenstoffbasis, das durch Aktivierung von verkoktem Ausgangsmaterial entsteht. Als Ausgangsmaterial eignet sich zunächst jedes stark kohlenstoffhaltige Material. Zumeist wird die Auswahl der zur Verfügung stehenden Materialien jedoch durch deren kostengünstige und verlässliche Verfügbarkeit auf dem Markt und deren spätere Eigenschaften als Aktivkohle bestimmt. Häufig verwendete Ausgangsmaterialien sind Stein- und Braunkohle, Kokosnussschalen, Holz und Torf. Die Ausgangsmaterialien müssen zunächst einen Verkokungsschritt durchlaufen, der die flüchtigen Bestandteile austreibt und den prozentualen Kohlenstoffgehalt erhöht. Die Verkokung erfolgt entweder durch Zugabe oxidierend wirkender Chemikalien oder durch Erhitzen unter Sauerstoffausschluss.

Das verkokte Material wird anschließend aktiviert. Durch die Aktivierung soll eine Vielzahl von Poren möglichst definierter Größe im bislang nur gering porösen Material entstehen. Dies wird durch Zugabe von Chemikalien oder – in den meisten Fällen – durch thermische Aktivierung erreicht. Bei der thermischen Aktivierung wird die Kohle auf ca. 800°C erhitzt und einem oxidierend wirkenden Aktivierungsgas (in der Regel Wasserdampf) ausgesetzt (KIENLE und BÄDER, 1980). Durch Verwendung eines bestimmten Ausgangsmaterials und durch Einstellung definierter Aktivierungsbedingungen (Zeit, Temperatur, Aktivierungsgasmenge etc.) erhält man hochporöse Aktivkohle definierter Qualität.

Unter dem Begriff Adsorption wird die Anreicherung von gasförmigen oder in Flüssigkeiten gelösten Stoffen an der Oberfläche von Festkörpern bezeichnet. Der adsorbierende Feststoff wird als Adsorptionsmittel oder Adsorbens, und die zu adsorbierende Komponente in der Wasserphase als Adsorptiv bezeichnet. In Abbildung 4-7 werden die Begriffe der Adsorption veranschaulicht.



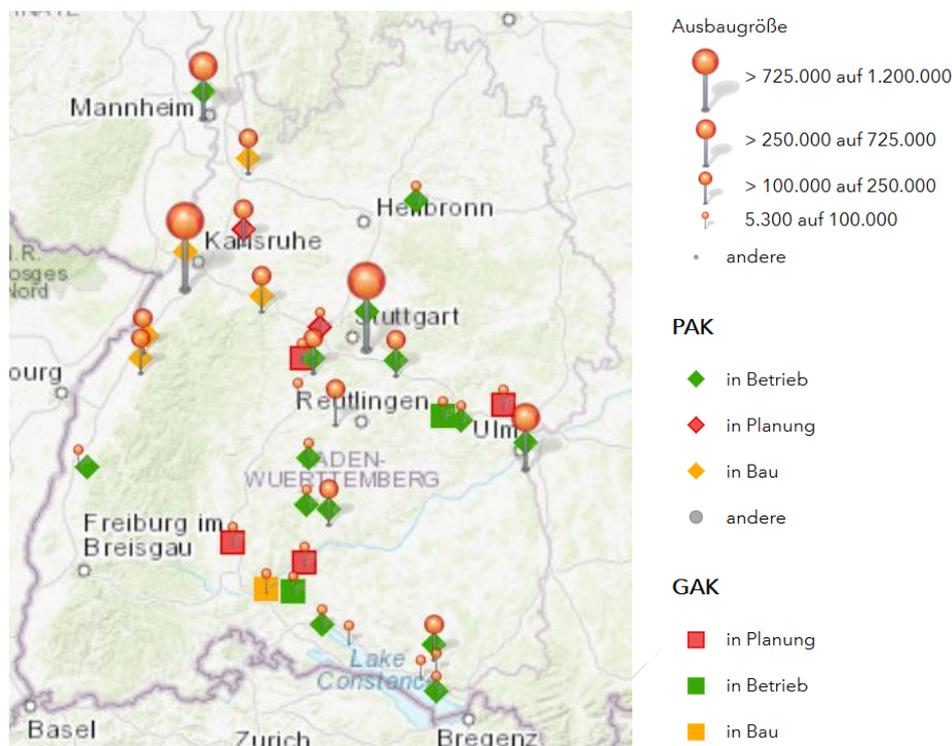
**Abbildung 4-7: Vorgänge am Aktivkohlekorn (Benstöm, 2017)**

Der Adsorptionsvorgang verläuft in vier Phasen: Die erste Phase besteht im turbulenten Transport des Adsorptivs in der freien Lösung durch Advektion und Konvektion. In der zweiten Phase geschieht der Transport durch den laminaren Grenzfilm des Kornes in die Makro-, Meso- und Mikroporen durch Filmdiffusion. Der Vorgang des Transportes in der Lösung kann durch Gewährleistung einer hohen Turbulenz stark beschleunigt werden, gleichzeitig wird die Dicke des laminaren Grenzfilmes kleiner, womit sich die Diffusionszeit verkürzt. Der weitere Transport innerhalb des Kohlekorns geschieht durch Oberflächen- und Porendiffusion. Die letzte Phase beschreibt die Anlagerung des Adsorptivs auf der freien Oberfläche, die eigentliche Adsorption. Im Laufe der Kontaktzeit stellt sich zwischen dem in Lösung befindlichen Adsorptiv und den bereits angelagerten Feststoffen ein Gleichgewicht ein. Dieser Zustand wird als Adsorptionsgleichgewicht bezeichnet. (BRENDEL, 1997)

Im Bereich der Trinkwasseraufbereitung wird Aktivkohle seit fast 100 Jahren eingesetzt. Früher diente die Aktivkohle in den Wasserwerken vorwiegend zur Entfernung von Stoffen, die die Färbung oder den Geschmack des Trinkwassers negativ beeinflusst hätten (SONTHEIMER, 1988). Seit einigen Jahren gewinnt sie jedoch mehr und mehr an Bedeutung zur Entfernung von organischen Mikroschadstoffen im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung (BENSTÖM, 2017).

Verfahrenstechnisch wird zwischen dem Einsatz pulverisierter Aktivkohle (PAK) und granulierter Aktivkohle (GAK) unterschieden. PAK wird in den zu behandelnden Abwasserstrom dosiert, gleichmäßig verteilt und nach erfolgter Adsorption mittels Phasenseparation aus der wässrigen Phase entfernt. Die GAK hingegen wird als adsorptiv wirkendes Filtermaterial in Gravitations- oder Druckfiltern eingesetzt (BENSTÖM und PINNEKAMP, 2012). Nach Beladung der GAK mit den Schadstoffen wird diese ausgebaut und in der Regel thermisch reaktiviert, um anschließend wieder als Filtermaterial eingesetzt zu werden.

In Abbildung 4-8 ist der aktuelle Stand des Ausbaus der 4. Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen am Beispiel der adsorptiven Verfahren für das Bundesland Baden-Württemberg dargestellt.



**Abbildung 4-8: Stand der Umrüstung von Kläranlagen auf die 4. Reinigungsstufe in Baden-Württemberg mit GAK und PAK (Koms, 2020)**

#### 4.1.4 Hybridverfahren Biologisch aktivierte Kohle (BAK)

Der biologisch aktive GAK-Filter (BAK) besteht aus einer GAK Schüttung als Raumfilter auf der sich ein Biofilm ansiedelt. Die granulierten Aktivkohle weist eine höhere Oberfläche auf, durch künstliche Spalten und Poren, im Vergleich zu konventionellen Filtermedien wie Sand oder Hydroanthrazit. Dadurch bietet die GAK eine gute Grundlage für das Wachstum von Mikroorganismen. Durch die Verbindung der Aktivkohle mit dem Biofilm ergeben sich zwei Abbaumechanismen, die Adsorption durch die Aktivkohle und den biologischen Abbau durch Bakterien. Folglich ergibt sich eine höhere Gesamteliminationsleistung der GAK, als durch reine Adsorption. (DWA, 2019)

Wichtige Einflussfaktoren für das Wachstum eines angepassten Biofilms sind die Temperatur, die Abwasserzusammensetzung, das Nährstoff- und Sauerstoffangebot sowie die Kontaktzeit. Das Einwachsen des Biofilms kann sich aufgrund der vielen, unterschiedlichen, oft schwer zu beeinflussenden Faktoren, über mehrere Monate erstrecken. (DWA, 2019)

Die biologische Aktivität kann durch Sauerstoffeintrag in den Zulauf unterstützt werden. Bei einer vorgeschalteten Ozonungsanlage wird das behandelte Wasser schon während der Ozonung mit Sauerstoff angereichert. Aufgrund der biologischen Aktivität kann der BAK als biologische Nachbehandlung in einem Ozonungsverfahren eingesetzt werden. Die Verbindung der vorgeschalteten Ozonung und einem BAK als

biologische Nachbehandlung (siehe Kapitel 4.1.2) wird bereits bei der Trinkwasseraufbereitung oder bei der Industrieabwasserreinigung eingesetzt. (DWA, 2019)

Stoffe die in der Ozonung nicht eliminiert wurden, werden teilweise durch den Einbau von Sauerstoff besser biologisch verfügbar und somit ist es möglich, dass diese im BAK biologisch abgebaut werden. Zudem führt die Ozonung zu einer Aufspaltung größerer Moleküle, die dann erst biologisch verfügbar werden und auf der BAK abgebaut werden können. Das führt auch zu einer dauerhaften Reduktion des DOC. (DWA, 2019)

Mit diesem Hybridverfahren wird Adsorptionskapazität der GAK eingespart und die Standzeit der GAK ggf. verlängert. Dennoch muss die GAK ausgetauscht werden, sollte die Adsorptionskapazität erschöpft sein, um sicherzustellen, dass die nicht biologisch abbaubaren Mikroschadstoffe, weiterhin durch die Aktivkohle adsorbiert werden. (DWA, 2019)

Generelle Vorteile des BAK sind die Robustheit, der einfache Aufbau und der niedrige Energiebedarf. Weitere Vorteile des BAK, z.B. in Verbindung mit einer Ozonung, sind der Rückhalt von Feststoffen, wie partikulärem CSB, Phosphor, Stickstoff oder Schwermetallen ebenso wie von Mikroschadstoffen die an Feststoffen adsorbiert sind. (DWA, 2019)

Die Kombination des Ozonungsverfahrens mit einem BAK als biologische Nachbehandlung zur Mikroschadstoffelimination in der Abwasserreinigung wurde schon vereinzelt in Pilotprojekten umgesetzt und wird weiterhin untersucht. (DWA 2019). Erste großtechnische Umsetzungen finden sich auf den Kläranlagen Paderborn (NRW), Weißenburg (Bayern) und Altenrhein (Schweiz). (DWA, 2019)

## 4.2 Mikroplastik

Kunststoffemissionen sind schon seit den 70er Jahren ein Thema im Umwelt- und Gewässerschutz. Der Kunststoffverbrauch in Deutschland liegt bei ca. 14,5 Mio. t/a und die daraus entstehenden Emissionen liegen bei 446.000 t/a. Die Kunststoffemissionen können in Makro- und Mikroplastik unterschieden werden, wobei 74 % der Kunststoffemissionen aus Mikroplastik und 26 % aus Makroplastik bestehen. (BERTLING et al., 2018) Mikroplastik wird dabei nach der NOAA (2020) als „kleine Plastikstücke, kleiner als 5 mm, welche schädlich für die Meere und das Leben im Wasser sind“ definiert.

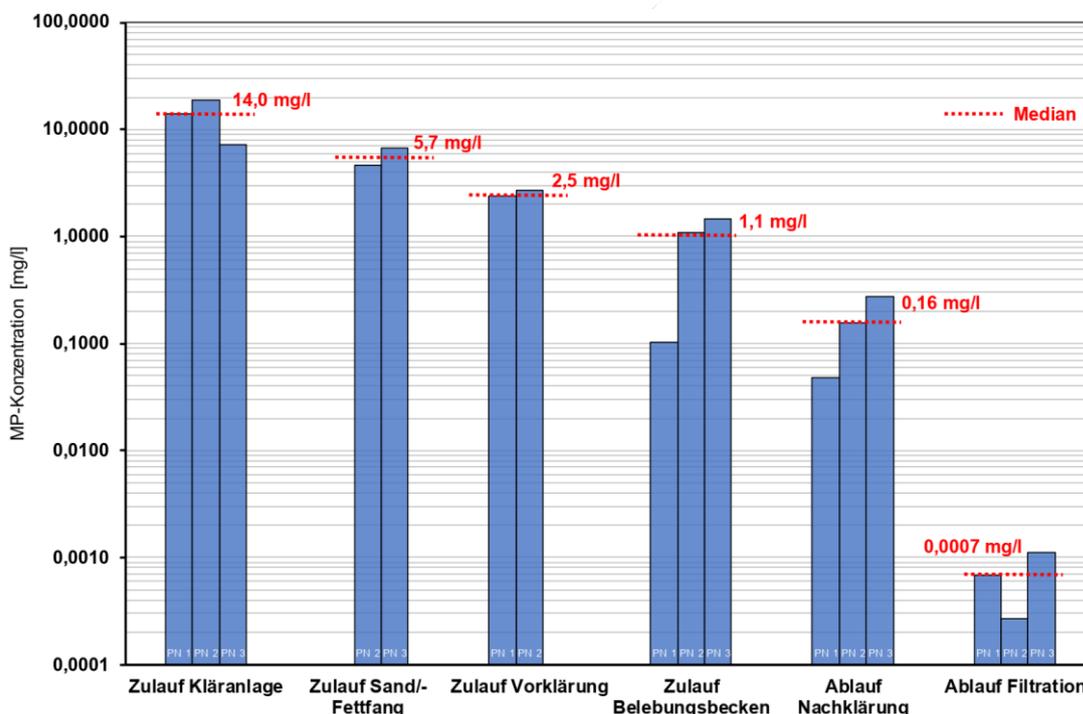
Mikroplastik kann anhand seiner Entstehung in primäres Mikroplastik oder sekundäres Mikroplastik unterteilt werden. Primäres Mikroplastik wird als direkt solches produziert z.B. für Kosmetik, Kunststoffpellets oder polymere Strahlmittel oder entsteht unausweichlich bei der Nutzung z.B. durch Abrieb von Reifen, Verwitterung von Farben oder beim Waschen von Synthetikfasern. Sekundäres Mikroplastik hingegen entsteht bei der Zersetzung von Makroplastik in der Umwelt z.B. durch die längere Einwirkung von UV-Licht aus der Sonnenstrahlung. Das Makroplastik wird vor allem durch wilde Müllablagerung in die Umwelt eingebracht. Anhand dieser Kategorisierung liegen die Entstehungsverantwortung von primärem Mikroplastik beim Hersteller und die von sekundärem Mikroplastik beim Verbraucher. Nach Schätzungen von BERTLING et al. (2018) liegen die Emissionen an primärem Mikroplastik bei 330.000 t/a.

Kunststoffen werden zum Schutz oder zur besseren Verarbeitung Additive zugegeben, die oftmals als gefährliche Stoffe definiert werden. Die Zugabe von Additiven wie Hitzestabilisatoren und Biozide dient z.B. dem Schutz vor Verwitterung. Weitere Additive sind z.B. Weichmacher, die vor allem bei PVC eingesetzt werden oder UV-

Stabilisatoren die oxidationsempfindliche Kunststoffe vor den Auswirkungen des Sonnenlichts schützen. Die Additive sind nicht chemisch an die Kunststoffe gebunden, können sich also aus den Kunststoffen auslösen und so gelangen große Mengen der Additive in die Umwelt. (BERTLING et al., 2018)

Die Eintragswege für Makro- und Mikroplastik ins Gewässer sind vielfältig und können in punktuelle und diffuse Quellen unterschieden werden. Punktuelle Eintragswege sind beispielsweise: Kläranlagenabläufe, Regenwasserkanäle oder Direkteinleiter und zu diffusen Eintragswegen zählen Verwehung durch Wind, Regen und Abschwemmungen. So kann Mikroplastik durch Niederschlagsereignisse von Oberflächen direkt in die Umwelt und die Gewässer abgeschwemmt werden. Nur ein Teil der Eintragswege sind aktiv beeinflussbar. Nach Schätzungen von BERTLING et al. (2018) können 71 % der Makroplastikemissionen durch Reinigungsmaßnahmen von Verkehrs- und Grünflächen zurückgehalten werden, eine Schätzung für Mikroplastik ist momentan noch nicht möglich. (BERTLING et al., 2018)

Das Mikroplastik, welches in die Kläranlage gelangt kann nach Schätzungen bis zu 95 % (BERTLING et al., 2018) aus dem Abwasser eliminiert werden. Dies bestätigen auch SPELTHAHN et al. (2019), die bei Untersuchungen herausfanden, dass bereits nach der mechanischen Reinigung 90 % des Mikroplastiks aus dem Abwasser entfernt wird. Das Rechen- und Sandfanggut wird meist thermisch verwertet, wohingegen die Stoffe die im Fettfang zurückgehalten werden der Klärschlammbehandlung zugeführt werden. Durch die biologische Behandlung kann, nach Untersuchungen einer Kläranlage von SPELTHAHN et al. (2019), die Eliminationsleistung für Mikroplastik mit >95 % angenommen werden (Abbildung 4-9).



**Abbildung 4-9: Mikroplastikkonzentrationen im Zu-/Ablauf der Reinigungsstufen der Kläranlage Aachen Soers (SPELTHAHN et al., 2019)**

Durch den Rückhalt in der Kläranlage sammelt sich das Mikroplastik größtenteils im Klärschlamm, der durch die Ausbringung als Dünger in der Landwirtschaft, wieder zur Weiterverteilung von Mikroplastik ins Gewässer beiträgt. Dabei wird nur ein Viertel des Klärschlammmanfalls in der Landwirtschaft genutzt, der Großteil wird thermisch verwertet. Eine Erhöhung des Mikroplastikanteils im Klärschlamm ist durch

die Zugabe von Co-Substraten in die Faulung möglich. (BERTLING et al., 2018) Weiterhin zeigten die Untersuchungen von SPELTHAHN et al. (2019), dass der Eintrag von Mikroplastik aus Regenüberlaufbecken, um ein vielfaches größer ist, als von Kläranlagenabläufen. So liegt die ins Gewässer eingetragene Menge Mikroplastik pro Jahr um mehr als den Faktor 15 höher (Tabelle 4-2). Daher bietet das Mischsystem auch einen besseren Rückhalt von Mikroplastik als das Trennsystem. Im Trennsystem wird nur das Schmutzwasser in der Kläranlage gereinigt und das Niederschlagswasser wird ggf. mit einer Vorreinigung ins Gewässer geleitet. (BERTLING et al., 2018)

**Tabelle 4-2: Frachtaberschätzung für die KA Aachen-Soers und das RÜB KA Aachen Soers (SPELTHAHN et al., 2019)**

Parameter	Einheit	Probenahmestelle	
		Ablauf Kläranlage (mit Filtration) bei TW	RÜB-Abschlag
Volumenstrom	[m <sup>3</sup> /a]	~ 24.000.000	~ 800.000
MP-Konzentration	[mg/l]	0,0006	0,29
MP-Fracht	[kg/a]	14,4	232

Wie lange Plastik benötigt um sich vollkommen zu zersetzen ist noch nicht abschließend untersucht. Die wenigen Untersuchungen die es zu den Abbauraten von Plastik gibt, lassen abhängig von der Plastikart auf Abbauraten von bis zu 2.000 Jahren schließen. Die Auswirkung des Mikroplastiks können zum einen physikalische Gefahren für Meereslebewesen, Seevögel und filtrierende Organismen durch die selektive Nahrungsaufnahme sein und zum anderen chemische Gefahren durch teilweise toxische Additive. Die Meereslebewesen und Seevögel nehmen das Mikroplastik und die darin enthaltenen Additive mit der Nahrung auf und bringen diese teilweise durch Ausscheidung wieder in die Umwelt ein. Die Additive können Auswirkungen auf das Immunsystem, die Fertilität und die Mortalität von Wasserorganismen haben. Wie bei den Meerestieren ist auch eine Aufnahme von Mikroplastik beim Menschen durch Nahrungsaufnahme oder Atmung möglich. Die zugesetzten Additive und absorbierten Schadstoffe könnten zu gesundheitlichen Schäden führen. (BERTLING et al., 2018)

Auch wenn bisher die wissenschaftlichen Erkenntnisse über ökologische Auswirkungen des Mikroplastiks noch weitgehend fehlen, sollten frühzeitig Maßnahmen zu Vermeidung der Akkumulation angestoßen werden. (LUWB 2018)

Bei Untersuchungen von süd- und westdeutschen Fließgewässern auf Mikroplastikvorkommen, wurden die Mikroplastikpartikel qualitative und quantitative analysiert. Die Partikelkonzentration, mit Partikelgrößen >5 mm–20µm, an den Messstellen lag zwischen 2,9 bis 214 Partikel pro m<sup>3</sup> und wies innerhalb eines Gewässers geringe Veränderungen auf. Der Großteil der untersuchten Partikel wurde in die Größenklasse 1 mm–20 µm eingeordnet. Durch den hohen Marktanteil von Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP) in der Kunststoffproduktion wurden diese beiden Kunststoffe am häufigsten nachgewiesen. Weiterhin konnte festgestellt werden, dass im Bereich von Ballungsgebieten nicht unbedingt ein Konzentrationsanstieg vorliegt, was auf eine ubiquitäre Präsenz von Mikroplastik in der Umwelt hindeutet. (LUWB 2018)

### 4.3 Antibiotikaresistente Bakterien

Antibiotikaresistente Bakterien (ARB) sind widerstandsfähig gegenüber einem Antibiotikum oder mehreren Antibiotika, d.h. es besteht keine Hemmung für das

Wachstum des Bakteriums. Nachgewiesen wird die Antibiotikaresistenz anhand von Antibiotikaresistenzgenen (ARG) welche die Information der Antibiotikaresistenz in der DNA enthalten. Die ARG werden durch molekularbiologische Methoden nachgewiesen und zeigen an, dass Resistenzgene aus Bakterien, von Krankheitserregern oder von freier DNA vorliegen. Die Antibiotikaresistenz ist ein Überbegriff für die ARB und die ARG. Die Behandlung einer Infektion die durch ARB ausgelöst wird, ist durch die Resistenz erschwert. Eine Resistenz kann natürlicherweise vorhanden sein oder erworben werden z.B. durch Mutation oder horizontalen Gentransfer von bereits resistenten Bakterien. (UBA 2018b)

Seit Antibiotika in der Medizin eingesetzt werden, sind die Resistenzen gegenüber Antibiotika zahlenmäßig signifikant gestiegen. Die Antibiotika Einsatzmenge in der Human- und Veterinärmedizin lag in Summe im Jahr 2016 bei 1.408 t. Abhängig vom Antibiotikum werden im menschlichen und tierischen Körper nur zwischen 10 und 90 % des Antibiotikumwirkstoffes verstoffwechselt. Der restliche Anteil des Wirkstoffes gelangt über den Kanal in die Kläranlage oder direkt in die Umwelt z.B. über Ausscheidungen von Tieren. Da die bisherigen Kläranlagen nicht über eine 4. Reinigungsstufe, zur Mikroschadstoffelimination verfügen, gelangen die Antibiotika teilweise mit dem geklärten Abwasser ins Gewässer. Antibiotika die im Klärschlamm angereichert werden, können auch durch die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm als Dünger in die Umwelt gelangen. (UBA 2018b)

Die Hauptentstehungsorte von ARB sind Kliniken und landwirtschaftliche Tierhaltung, da der hohe Einsatz von Antibiotika den ARB einen Überlebensvorteil bietet. Durch den Eintrag von Antibiotika in die Umwelt wird das Wachstum der ARB gefördert. Schon geringe Konzentrationen an Antibiotika in der Umwelt führen zu einem Selektionsvorteil der resistenten Bakterien. ARB können über die gleichen Eintragswege wie Antibiotika in die Umwelt eingetragen werden, vor allem wo fäkale Verunreinigungen vorkommen wie in Düngemedien (Gülle, Gärreste, Klärschlamm) und kommunalen Abwässern. Vermehrt treten ARB in Gebieten mit Abwassereinleitung oder landwirtschaftlicher Nutzung auf. Untersuchungen zeigten, dass durch die Nutzung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, ein signifikanter Anstieg der ARG im Boden zu verzeichnen war und die ARG noch lange Zeit nachweisbar waren. (UBA 2018b)

Der Klärschlamm, Gülle oder Gärreste bieten durch das gute Nährstoffangebot, die hohe Bakteriendichte, unterschiedliche darin enthaltene Antibiotika und Schwermetalle, die Resistenzen induzieren können, ideale Bedingungen zur Bildung von ARB. Durch horizontalen Gentransfer können Bakterien, die bisher keine Resistenz aufweisen, diese von bereits resistenten Bakterien erwerben. Die neuen resistenten Bakterien können dann durch die Ausbringung von Klärschlamm oder Gülle als Dünger in die Umwelt eingebracht werden. (UBA 2018b)

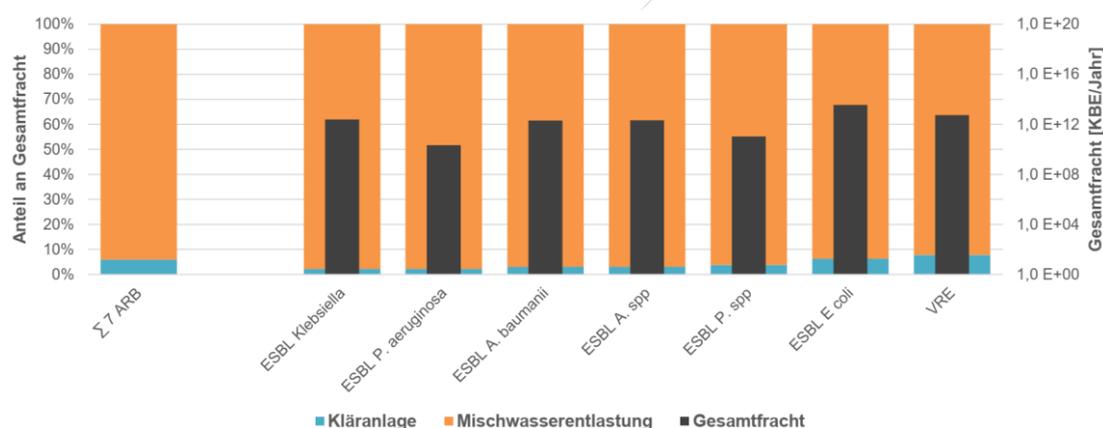
Eine Übertragung von ARB ist, von Mensch zu Mensch möglich vor allem in Krankenhäusern, von Tier zu Mensch in der Landwirtschaft oder durch Lebensmittel die mit aufbereitetem Abwasser bewässert werden. Auch in Oberflächengewässern wie Seen und Flüssen mit Abwassereinleitung oder landwirtschaftlicher Nutzung wurden ARB in erhöhter Konzentration nachgewiesen. Somit ist auch eine Übertragung von ARB aus der Umwelt durch Badegewässer auf Menschen möglich. (UBA 2018b)

Obwohl Antibiotikaresistenzen bereits in Oberflächengewässern und teilweise sogar im Grundwasser z.B. durch Verrieselung von Abwasser, zu finden sind, ist von einer Gefährdung durch das Trinkwasser nicht zu rechnen, wenn es mit den anerkannten Regeln der Technik gereinigt wird. (TIEHM UND STANGE, 2019)

Im BMBF-Forschungsvorhaben HyReKA wurden Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf in Abwässern und Gewässern untersucht. Ein Großteil der ARB wird in Kläranlagen reduziert (SCHREIBER, 2019), trotzdem spielen die kommunalen Kläranlagen eine der Hauptrollen in der Verbreitung von ARB, da sie ARG in einer hohen Bandbreite emittieren sowie multiresistente Bakterien in Kläranlagenabläufen gefunden wurden. (SCHWARTZ, 2019) Untersuchungen zeigten, dass Konzentrationen an ARB schon vor der Einleitstelle der Kläranlage im Gewässer nachgewiesen werden können und ansteigen, wenn der Anteil an Abwasserzuführung aus Kliniken und Siedlungen zunimmt. (SCHREIBER, 2019) Die Einleitung von Krankenhausabwasser zu beachten ist vor allem wichtig, da diese besonders kritische Antibiotikaresistenzen emittieren. (SCHWARTZ, 2019)

In Abbildung 4-10 sind die Frachten Antibiotikaresistenter Bakterien als Kolonienbildende Einheiten (KBE/Jahr) dargestellt, dabei wurde zwischen Frachten aus Kläranlagenabläufen und aus Abläufen aus Mischwasserentlastungen unterschieden. Die Untersuchungen fanden durch Probenahmen und anschließende Modellerierung im Projekt HyReKA statt.

Deutlich wird hier für das Modelleinzugsgebiet mit Mischkanalisation, dass für die 7 untersuchten Antibiotikaresistenten Bakterienstämme die Kläranlage im Vergleich zur Mischwasserentlastung für die emittierte Fracht nur eine untergeordnete Rolle spielt. Gleichzeitig ist aber an dieser Stelle anzumerken, dass – anders als bei gemessenen Stoffkonzentrationen – Bakterien vermehrungsfähig sind und damit antibiotikaresistente Gene weitergeben können.



**Abbildung 4-10: Mischwasserentlastung vs. Kläranlagenablauf: Gesamtfracht Antibiotikaresistenter Bakterien (PINNEKAMP et al., 2019)**

Für Antibiotikakonzentrationen in Oberflächengewässern liegen bisher nur Vorschläge für UQN vor und für ARB gibt es noch keine gesetzlichen Grenzwerte für z.B. Kläranlagenabläufe. (UBA 2018b)

#### 4.4 Ökobilanzielle Betrachtung

In Abbildung 4-11 sind unterschiedliche Verfahren zur Elimination von Mikro Schadstoffen hinsichtlich ihres kumulierten Energieverbrauchs miteinander verglichen. Dazu wurde eine Modellkläranlage der Größenklasse 5 mit Zweischicht-Filter (ZSF) und Desinfektion mittels UV-Behandlung im Rahmen einer Ökobilanz vom Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB) betrachtet.

Die Zielgrößen für den Kläranlagenablauf wurden dabei wie folgt festgelegt:

- 1) Phosphor: Gesamt-P < 100 µg/L

- 2) Desinfektion (saisonal): Gute Qualität gemäß EU-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG)
- 3) Mikroschadstoffe: unterschiedliche Dosierungen, da keine Vorgaben vorhanden

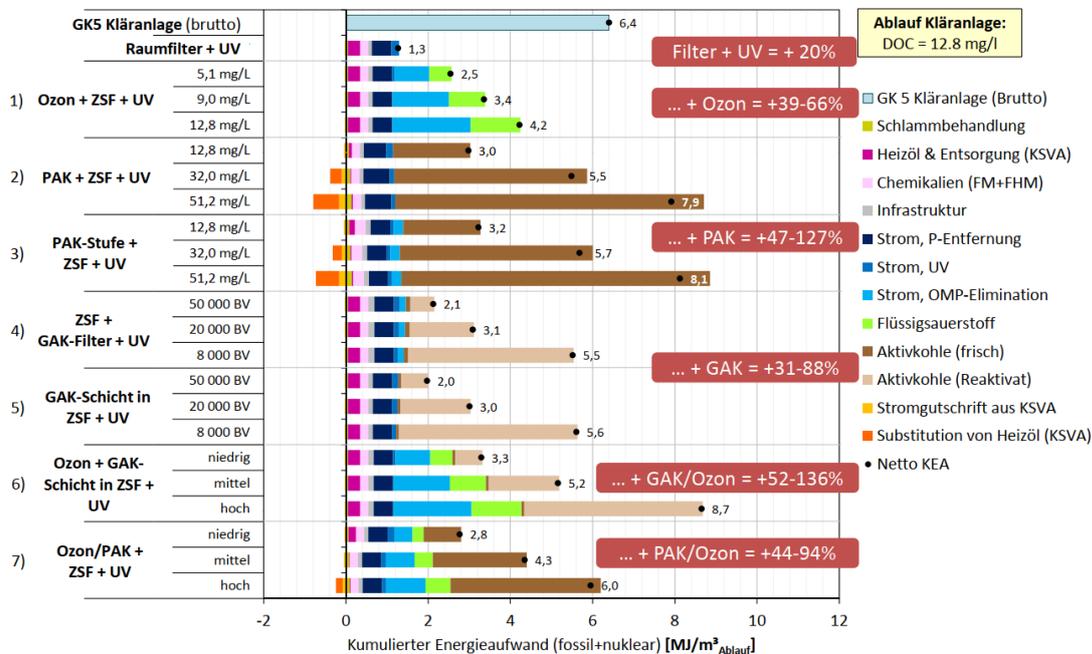


Abbildung 4-11: Energetischer Aufwand der 4. Reinigungsstufe für eine Modellkläranlage der GK5 (REMY et al., 2015)

Aus der ökobilanziellen Betrachtung lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Die Verfahren zeigen eine sehr große Spannweite des Energieaufwands (+31–136 %)
- Bei den adsorptiven Verfahren ist der Energieaufwand der PAK oder GAK dominierend. Diese Energie wird bei der Herstellung der PAK und GAK, i.d.R. in Asien aufgewendet. Bei der Reaktivierung der GAK (bei PAK nicht möglich) wird die Energie in Deutschland oder den umliegenden EU-Ländern aufgewendet. Da der Energieaufwand für die Reaktivierung im Vergleich zur Aktivierung deutlich geringer ist ergibt sich hier der Vorteil für die GAK (DWA, 2016).
- Bei der Ozonung ist der Energieaufwand für den Strom und den Flüssigsauerstoff (LOX) dominierend. Diese Energie wird in Deutschland oder den umliegenden EU Ländern aufgewendet (Stromerzeugung, LOX-Herstellung)
- Der Energieaufwand ist stark abhängig von der erforderlichen Dosiermenge (Ozon oder Aktivkohle)
- Am ungünstigsten zeigt sich die Dosierung von PAK, deren Energieverbrauch sogar den Energieverbrauch für das Hybridverfahren BAK (Ozon+GAK) übersteigt.
- Die UV-Behandlung zur Desinfektion benötigt im Vergleich zu den Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen nur einen geringen Energieaufwand,

der inkl. Raumfilter hier bei +20 % gegenüber der konventionellen Kläranlage liegt.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass alle Verfahren der 4. Reinigungsstufe einen wesentlichen zusätzlichen Aufwand an Energie bedeuten. Der Aufwand fällt dabei entweder vorwiegend lokal (Ozon) oder global (Aktivkohle) an.

## 5 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

### 5.1 Spezifische Randbedingungen der KA Wegberg

#### 5.1.1 Baufeld und Boden

In Abbildung 5-1 sind die prinzipiell zur Verfügung stehenden Baufelder für die 4. Reinigungsstufe der Kläranlage Wegberg schraffiert dargestellt. Bei den Baufeldern handelt es sich um zwei bereits außerbetrieb genommenen Behältern und der in Zukunft außerbetrieb genommenen A-Stufe. Weiterhin steht ein Grünstreifen entlang der Straße als Baufeld zur Verfügung (siehe Schraffur).

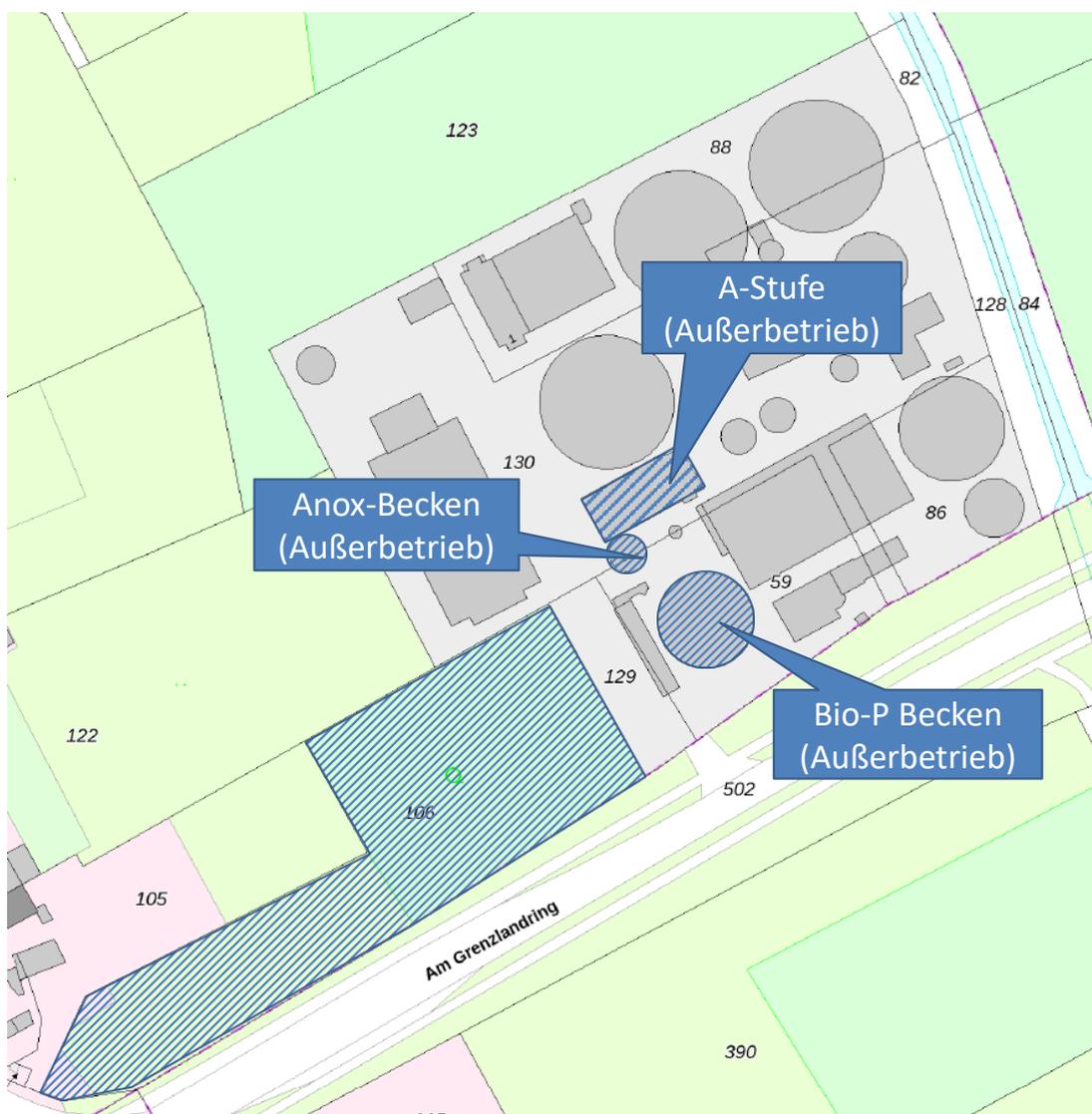


Abbildung 5-1: Potentielle Baufelder für die 4. Reinigungsstufe (Tim-Online, 2020)

Der größte der ungenutzten Behälter wurde für die biologischen Phosphorelimination (Bio-P) genutzt und hat ein Volumen von  $1.261 \text{ m}^3$  mit einer maximalen Wassertiefe von  $3,26 \text{ m}$  und einem Durchmesser von  $20 \text{ m}$ .

Der Anox-Behälter hat ein Volumen von  $206 \text{ m}^3$  mit einer maximalen Wassertiefe von  $4,4 \text{ m}$  und einem Durchmesser von  $7,30 \text{ m}$ .

Die 1. Biologische-Stufe (A-Stufe) wird in Zukunft außerbetrieb genommen, sodass diese Becken ebenfalls genutzt werden können. Das Volumen ergibt sich zu 2\*242 m<sup>3</sup> mit einem maximalen Wasserstand von 1,84 m.

Es wird aufgrund der bestehenden Erfahrungen davon ausgegangen, dass es sich um ungünstige Bodenverhältnisse handelt. Das Grundwasser steht unmittelbar unter GOK an.

### 5.1.2 Hydraulik

Der Ablauf der Nachklärungen wird über Pumpen in den Sandfilter gefördert, womit eine Möglichkeit der Beschickung für eine 4. Reinigungsstufe vorhanden ist. Es wird an dieser Stelle angenommen, dass die bestehenden Pumpen zur Beschickung des Sandfilters hinreichend dimensioniert wurden, um die verschiedenen Varianten zur gezielten Mikroschadstoffelimination zu beschicken.

## 5.2 Vorauswahl der Verfahren

In den folgenden Tabellen Tabelle 5-1 und Tabelle 5-2 sind die verschiedenen großtechnisch erprobten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination unter verschiedenen Aspekten vorbewertet.

In Tabelle 5-1 sind die adsorptiven Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen zusammengestellt, die bereits großtechnisch erprobt sind. Hierbei wurde zwischen pulverförmiger (PAK) und granulierter (GAK) Aktivkohle unterschieden. Dabei wurde eine Reihe von Aspekten zusammengetragen, die zur Abwägung zwischen den Verfahren dienen. In diesem ersten Schritt wird aus der Vielzahl der möglichen Verfahren eine begründete Auswahl getroffen, die dann im Folgenden für die KA Wegberg näher betrachtet wird.

Nicht aufgeführt sind hier die Verfahren mit gedrückten oder getauchten „dichten“ Membranen, da hier ein mit Mikroschadstoffen angereichertes Retentat entsteht, das nicht entsorgt werden kann. Weiterhin unberücksichtigt bleiben sogenannte „Advanced Oxidation Processes“, also die direkte Kombination von Ozon mit UV-Licht und/oder Wasserstoffperoxid. Diese AOP Verfahren finden ihre Berechtigung vorwiegend im industriellen Bereich mit Stoffströmen, die nur einzelne, spezielle Mikroschadstoffe und eine organische Hintergrundmatrix mit geringerer Konzentration aufweisen (SCHULZE-HENNINGS, 2016).

**Tabelle 5-1: Vorauswahl der adsorptiven Verfahren**

	PAK					GAK		
	in BB	AFSF	auf Filter	Klarwasser-membran	in MBR	Druck-filter	Gravitations-filter	Kontifilter
Treibhausgasemissionen	-	-	-	-	-	o	o	o
Mikroschadstoff-Elimination	+	+	+	+	+	+	+	+

	PAK					GAK		
	in BB	AFSF	auf Filter	Klarwas-ser-membran	in MBR	Druck-filter	Gravita-tions-fil-ter	Kontifil-ter
Feststoff-Elimina-tion	+	+	+	++	++	+	+	o
Flächenbedarf	+	-	+	+	+	+	+	+
P-Elimination (durch FM)	+	+	+	++	++	o	o	o
CSB/DOC-Elimi-nation	+	+	+	++	++	+	+	+
Transformations-produkte	+	+	+	+	+	+	+	+
Aktivkohleschlupf	-	-	-	+	+	o	o	o
Investkosten (o. Bestand)	o	-	o	-	-	o	o	o
Betriebskosten	-	+	-	-	-	o	o	o

Bei der PAK besteht die Möglichkeit diese in den Zulauf der Belebungsbecken zu geben. Dieses sehr einfache Verfahren hat den Nachteil, dass die Adsorptionskapazität der Aktivkohle nicht optimal genutzt werden kann, da die Adsorptionsplätze mit Stoffen belegt werden, die biologisch abbaubar wären. Dieses Verfahren wird aufgrund der einfachen Realisierung und den zuletzt sehr positiven Erfahrungen auf den KA Glanerland und Wetzikon in der Schweiz für die KA Wegberg detaillierter betrachtet.

Beim AFSF Verfahren wird eine separate Verfahrensstufe verwendet, die hinter der Nachklärung angeordnet wird. Diese Stufe beinhaltet die Schritte: Adsorption-Fällung-Sedimentation und Filtration. Es ist das verfahrenstechnisch aufwendigste Verfahren, ermöglicht aber die beste Ausnutzung der PAK, da hier ein separater PAK-Strom im System angereichert werden kann, der eine hohe Beladung ermöglicht. Für dieses Verfahren wäre ein Kontaktbecken, ein Sedimentationsbecken und ein Filter zu planen. Die vorhandenen Becken, Anox- und Bio-P-Becken sowie außer Betrieb befindliche A-Stufe, bieten zu geringe Volumina, um als Kontaktbecken bzw. Nachklärbecken genutzt zu werden. Der Neubau eines Nachklärbeckens erscheint als nicht wirtschaftlich.

Bei der Dosierung von PAK auf einen Filter wird in einem Kontaktreaktor die PAK zum biologisch gereinigten Wasser dosiert. Anschließend wird nach einer hinreichenden Kontaktzeit die PAK durch einen Filter abgetrennt. Die abgeschiedene PAK aus dem Filter wird dem Zulauf der biologischen Stufe zugeführt, um sie noch

weiter zu beladen. Dieses Verfahren wird aufgrund des vorhandenen Sandfilters als Verfahrensvariante für die Kläranlage Wegberg weiter betrachtet.

Die Verwendung von PAK im MBR ist möglich und bietet weitere Vorteile, wie einen praktisch keimfreien Ablauf, wie die aktuellen Ergebnisse auf der KA Nordkanal des Erftverbands zeigen. Da jedoch derzeit keine Erneuerung der biologischen Stufe auf der KA Wegberg geplant ist, wird die komplette Umrüstung auf einen MBR derzeit als nicht zielführend und unwirtschaftlich betrachtet.

GAK kann in diskontinuierlich gespülten Druckfiltern verwendet werden. Diese abwärts durchströmten Druckfilter (Druckkessel) sind seit vielen Jahrzehnten in der Trinkwassergewinnung zur GAK-Filtration in der Verwendung. Sie bieten den wesentlichen Vorteil, dass die GAK nach Beladung vollständig und automatisiert (d.h. ohne direkten Kontakt des Personals mit der GAK) aus den Druckfiltern zur Reaktivierung ausgebaut werden kann. Weiterhin kann aufgrund der Beschickung unter Druck bei möglichen Betriebsstörungen auch kurzfristig mit einem höheren Druck gefahren werden. Dieses sehr betriebsgerechte Verfahren soll weiter betrachtet werden.

GAK kann auch im Freispiegel beschickt werden, in dem sie in sogenannten Gravitations- oder Raumfiltern verbaut wird. Oftmals werden dazu bestehende Raumfilter verwendet, deren Filtermaterial wie Sand gegen GAK ausgetauscht wird. Dabei werden auf- und abwärtsdurchströmte Filter verwendet, die diskontinuierlich gespült werden. Dieses Verfahren soll für die Kläranlage Wegberg nicht weiter betrachtet werden, da die benötigte Höhe des GAK-Filterbettes in den bestehenden Sandfilterkammern nicht gewährleistet werden kann, ohne dass es zu Verlust von Filtermaterial kommt.

Als dritte Möglichkeit der GAK-Anwendung ist der Einbau in kontinuierlich gespülten Filtern möglich. Hierbei erfolgt die Spülung nicht diskontinuierlich mit Luft und Wasser, wie bei den zuvor erläuterten Filtern, sondern es handelt sich um eine besondere Filterkonstruktion, bei der das GAK-Bett durch den Filter wandert und gleichzeitig gespült wird. Dabei ist lediglich ein Kompressor erforderlich, denn die Förderung der GAK im Filter und deren Spülung erfolgt mit einer Mammutpumpe. Die anzusetzenden energetischen Kosten sind bei diesem Filter höher als bei diskontinuierlich gespülten Filtern, da Mammutpumpen prinzipbedingt einen schlechten Wirkungsgrad aufweisen. Weiterhin ist bislang noch nicht hinreichend belegt, ob sich das wandernde GAK-Bett nachteilig auf die erzielbare Adsorptionskapazität auswirkt. Dieses Verfahren soll für die KA Wegberg nicht weiter betrachtet werden.

In Tabelle 5-2 sind die oxidativen Verfahren mit Ozon zusammengestellt, die sich für eine 4. Reinigungsstufe eignen. Bei allen Verfahren unterscheidet sich die eigentliche Ozonung nicht. Lediglich die nach der Ozonung erforderliche Nachbehandlung zum Abbau temporärer Transformationsprodukte unterscheidet sich bei den verschiedenen Verfahren.

**Tabelle 5-2: Vorauswahl der oxidativen und Hybrid-Verfahren**

	Ozon			
	Sandfilter	Wirbelbett	Bodenfilter / Teich	BAK
Treibhausgasemissionen	o	o	o	o
Spurenstoff-Elimination	+	+	+	++
Feststoff-Elimination	+	o	o	+
Flächenbedarf	o	o	-	o
P-Elimination (durch FM)	o	-	-	o
CSB/DOC-Elimination	o	o	o	o
Transformationsprodukte	-	-	-	o
Aktivkohleschlupf	+	+	+	+
Investkosten (ohne Bestand)	-	o	-	-
Betriebskosten	o	+	+	?

Ein auf vielen Kläranlagen bereits vorhandener Sandfilter kann zum Abbau der Transformationsprodukte verwendet werden.

Ein Wirbelbett kann ebenso zur Nachbehandlung des ozonisierten Ablaufs verwendet werden. Im Vergleich zum Sandfilter ist dieser zwar deutlich günstiger und auf kleinere Fläche zu bauen, bietet aber keine zusätzlichen Vorteile, wie eine zusätzliche Feststoffentfernung, die bei strengen P-Grenzwerten erforderlich sein kann. Diese Variante wird für die Kläranlage Wegberg nicht betrachtet, da nach dem Wirbelbett erneut die Beschickung des Sandfilters nötig wäre und somit kein Vorteil im Vergleich zur Nutzung des Sandfilters als Nachbehandlung der Ozonung besteht.

Einen Sonderfall stellt dabei die Verwendung von BAK dar. Hierbei handelt es sich um ein Hybridverfahren, das die oxidative Wirkung von Ozon mit der adsorptiven Wirkung der GAK kombiniert. Hier ergibt sich die beste Eliminationswirkung der Mikroschadstoffe. Dieses Verfahren wird für die KA Wegberg im Weiteren nicht betrachtet, da dazu nicht auf den Bestand zurückgegriffen werden kann. Es wäre ein Ozonreaktor und zusätzlich ein GAK-Filter zu errichten.

Folgende Varianten sollen damit für die Kläranlage Wegberg im Detail betrachtet werden:

- V1: PAK vor Sandfilter
- V2: PAK in Belebung
- V3: GAK-Druckfilter
- V4: Ozon mit Sandfilter als biologische Nachbehandlung

### 5.3 V1: Dosierung von PAK vor einen Sandfilter

In Abbildung 5-2 ist die Dosierung von Pulveraktivkohle vor einen Sandfilter dargestellt. Die PAK und ein Fällmittel werden in einem Kontaktbecken zudosiert und auf den vorhandenen Sandfilter gegeben.

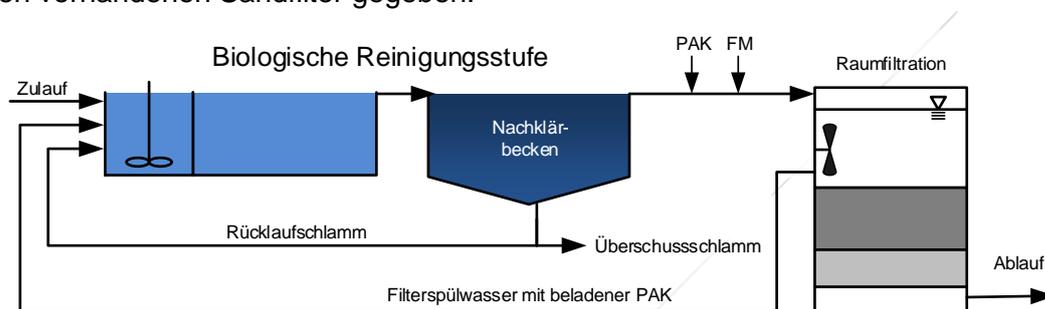


Abbildung 5-2: Verfahrensschema V1: Dosierung von PAK in einen Filter

Als Reaktionsraum dient dabei zum einen das Kontaktbecken und das Überstauvolumen des Raumfilters. Im Filterbett erfolgt eine Einlagerung der teilbeladenen Pulveraktivkohle und damit deren Abtrennung. Durch die Rückführung des Filterspülwassers wird die beladene PAK in die biologische Behandlung zurückgeführt, so dass eine hohe Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Kohle gegeben ist.

Zur Lagerung der PAK ist ein Silo vorzusehen, das die per Silofahrzeug angelieferte PAK sicher lagern kann. Hierzu ist das Silo so auszuführen, dass die Erfordernisse des Ex-Schutzes eingehalten werden können. Die Dosierung der PAK erfolgt dann über eine Verwiegeeinheit kontinuierlich in den Zulauf des Kontaktbeckens. Das Fällmittel wird in einem separaten Fällmitteltank vorgehalten und dann per Dosierpumpe dem Zulauf des Kontaktbeckens zugegeben. Bei der PAK und dem Fällmittel ist eine vollumfängliche und instantane Einmischung durch entsprechende konstruktive Ausbildung der Dosierstrecke sicherzustellen, um den Verbrauch zu minimieren und filtrierfähige Flocken zu generieren. Im Kontaktreaktor und dem Überstauvolumen der Filterkammern erfolgt durch eine entsprechende Kontaktzeit der PAK mit dem Abwasser die Adsorption und damit die Entfernung der Mikroschadstoffe aus dem Abwasser.

Ein Sandfilter ist auf der KA Wegberg bereits vorhanden und wurde als ein Baukörper mit seitlich liegendem Spülabwasserbecken und auf dem Dach des Filtergebäudes liegendem Spülwasserbehälter ausgebildet. Das Wasser durchströmt den Sandfilter in den parallel geschalteten Gravitationsfiltern von oben nach unten. Das Filtrat wird unter dem Düsenboden entnommen und in die Vorflut abgeleitet. Im Filterbett erfolgt eine Einlagerung der teilbeladenen Pulveraktivkohle und damit deren Abtrennung.

Die Sandfilter müssen in Abhängigkeit der Feststofffracht aus der Nachklärung sowie der Einlagerung der Pulveraktivkohle und dem damit einhergehenden Druckverlust gespült werden. Dazu wird der Zulauf des zu spülenden Filters automatisch abgesperrt und die Spülung durch Absenkung des Wasserspiegels gefolgt von einer Zuführung von Spülluft über das Spülluftgebläse eingeleitet. Anschließend erfolgt der Austrag der durch die Spülluft von dem Sand und der PAK getrennten Feststoffpartikel über einen Spülwasserstrom mittels Spülwasserpumpe. Das feststofffreie Spülwasser wird aus dem Ablauf des Filters in das über den Filterkammern liegende Spülwasserbecken gefördert. Das Spülabwasser wird in dem seitlich liegenden Spülabwasserbeckens gesammelt und langsam in den Zulauf der biologischen Stufe geleitet, um einen Konzentrations/-Hydraulikstoß zu vermeiden.

Durch die Rückführung der PAK mit dem Spülwasser reichert sie sich im Belebungsbecken an, wodurch der Anteil des inerten TS in der Biologie ansteigt. Durch die erhöhten TS-Gehalte muss ggf. die bestehende Nachklärung nachgewiesen werden.

In Tabelle 5-3 sind die wesentlichen Bemessungskennwerte für die Dosierung der PAK vor den Sandfilter zusammengestellt. Für den Kontaktreaktor wurde das bestehende Belüftungsbecken sowie der Überstau der Sandfilter verwendet.

Die Dosiermenge der PAK hängt von der Wasserqualität und den gesetzlich noch nicht festgeschriebenen Grenzwerten ab. Aus den bisherigen Erfahrungen ergibt sich die spezifische PAK-Dosiermenge, die sich mit der minimalen und maximalen Bemessungswassermenge in eine Dosiermenge von PAK je Stunde umrechnen lässt.

**Tabelle 5-3: Zusammenstellung Bemessungskennwerte V1: Dosierung von PAK vor einen Sandfilter**

Parameter	Wert	Quelle
<b>Kontaktbecken</b>		
Volumen Belüftungsbecken	119 m <sup>3</sup>	CAD-Plan
Überstauvolumen der 5 Filterbecken	5*52 m <sup>3</sup> =258 m <sup>3</sup>	CAD-Plan
Gesamtvolumen des PAK-Kontaktraums	377 m <sup>3</sup>	Berechnung
Kontaktzeit HRT	15 min (bei Q=1.440 m <sup>3</sup> /h) > 10 min	Berechnung, gefordert nach DWA M-285 (Entwurf 2021)
<b>Dosierung PAK</b>		
Spezifische Dosiermenge	15 mg <sub>PAK</sub> /l <sub>Abwasser</sub>	DWA M-285 (Entwurf 2021), Annahme DOC Ablauf NKB = 10 mg/l

<b>PAK Silo</b>		
Mittlere Dosiermenge PAK (mit 280 m <sup>3</sup> /h und 15 mg/l)	4,2 kg <sub>PAK</sub> /h = 101 kg <sub>PAK</sub> /d = 707 kg <sub>PAK</sub> /Woche	Berechnung
Dichte PAK	0,3 kg/m <sup>3</sup>	Annahme
Volumen Silo	85 m <sup>3</sup>	Annahme

**Tabelle 5-4: Zusammenstellung Bemessungskennwerte des bestehenden Sandfilters**

Parameter	Wert	Quelle
<b>Sandfilter (Bestand)</b>		
Filterbetthöhe	1,5 m	Bestandsdaten
Filterfläche je Filterzelle	20,6 m <sup>2</sup>	Bestandsdaten
Anzahl Filterzellen	5 Stck.	Bestandsdaten

Die Bemessung des PAK Silos ergibt sich aus dem Verbrauch, der angenommenen Dichte der PAK und aus dem Erfordernis stets volle Silofahrzeuge (Verhinderung Teilmengenzuschläge / Minimierung Transportkosten) zu verwenden. Zudem muss das Silo über hinreichend Volumen verfügen, um eine Befüllung innerhalb kurzer Zeit zu ermöglichen. Die PAK wird vom Silofahrzeug eingeblasen. Die Dichte ist entsprechend unmittelbar nach Einblasung zunächst deutlich geringer (und benötigt mehr Platz) als die PAK im Silo nach abgeschlossener Setzung.

In Abbildung 5-3 ist die bauliche Umsetzung der Variante V1 schematisch dargestellt.

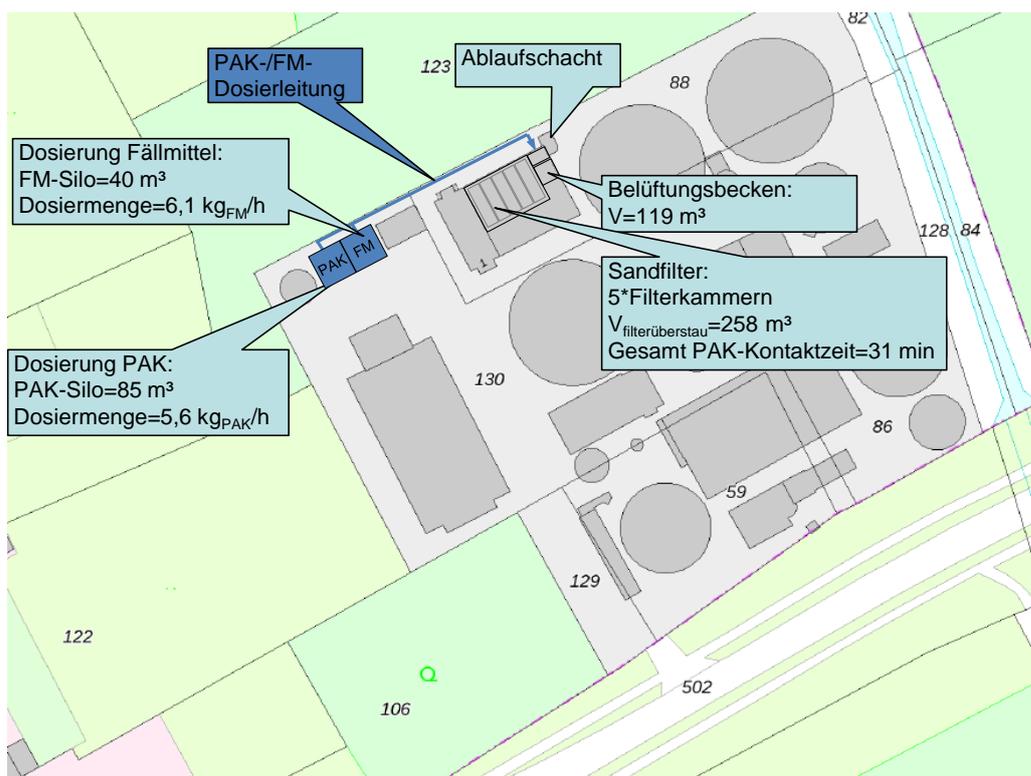


Abbildung 5-3: Lageplan Umsetzung V1 auf der Kläranlage Wegberg

#### 5.4 V2: Dosierung von PAK ins Belebungsbecken

In Abbildung 5-4 ist das Verfahrensschema der Dosierung von PAK in das Belebungsbecken dargestellt.

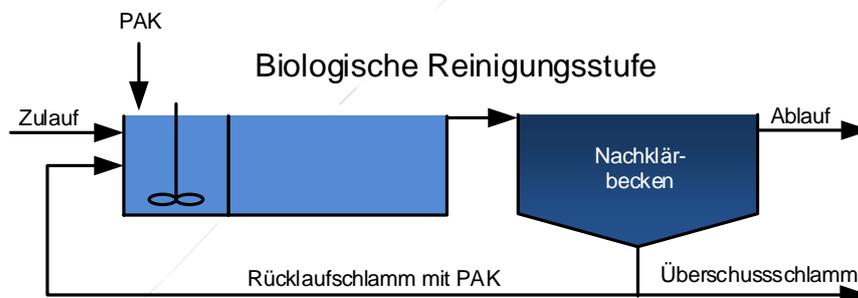


Abbildung 5-4: Verfahrensschema V2: Dosierung von PAK ins Belebungsbecken

Bei dem Verfahren der Dosierung von PAK in die Belebung wird die PAK direkt in eine Belebungsstufe dosiert. Die PAK wird in den belebten Schlamm eingebaut und verweilt entsprechend dem biologischen Schlammalter mehrere Tage in der biologischen Stufe. Die Ausschleusung der PAK aus dem Reinigungsprozess erfolgt zusammen mit dem Überschussschlamm.

Zur Beschreibung der Lagerung und Dosierung der PAK siehe Kapitel 5.3. Um die PAK möglichst effizient einzusetzen, ist sie bei diesem Verfahren vorzugsweise an einer Stelle zu dosieren, an der der biologische Kohlenstoffabbau weitestgehend vollzogen ist bzw. an der in etwa der gleiche DOC vorherrscht wie im Ablauf der Nachklärung.

Die PAK reichert sich im Belebungsbecken an, wodurch der Anteil des inerten TS in der Biologie ansteigt. Durch die erhöhten TS-Gehalte muss ggf. die bestehende Nachklärung nachgewiesen werden.

In Tabelle 5-5 sind die relevanten Bemessungswerte der Variante 2 zusammengestellt. Die Dosiermenge der PAK hängt von der Wasserqualität und den gesetzlich noch nicht festgeschriebenen Grenzwerten ab. Aus den bisherigen Erfahrungen ergibt sich die spezifische PAK-Dosiermenge, die sich mit der minimalen und maximalen Bemessungswassermenge in eine Dosiermenge von PAK je Stunde umrechnen lässt.

**Tabelle 5-5: Zusammenstellung Bemessungskennwerte V2: Dosierung von PAK ins Belebungsbecken**

Parameter	Wert	Quelle
<b>Dosierung PAK</b>		
Spezifische Dosiermenge	20 mg <sub>PAK</sub> /l <sub>Abwasser</sub>	DWA M-285 (Entwurf 2021), Annahme DOC Ablauf NKB = 10 mg/l
<b>PAK Silo</b>		
Mittlere Dosiermenge PAK (mit 280 m <sup>3</sup> /h und 20 mg/l)	5,6 kg <sub>PAK</sub> /h = 134 kg <sub>PAK</sub> /d = 941 kg <sub>PAK</sub> /Woche	Berechnung
Dichte PAK	0,3 kg/m <sup>3</sup>	Annahme
Volumen Silo	85 m <sup>3</sup>	Annahme

In Abbildung 5-5 ist die bauliche Umsetzung der Variante V2 schematisch dargestellt. Zunächst wird hierbei davon ausgegangen, dass die Nähe der Lagerung und Dosierung der PAK zum Gasbehälter unproblematisch ist. Dies ist jedoch im weiteren Planungsverlauf konkret zu prüfen, insbesondere die Lager / Einhaltung der Ex-Zonen.

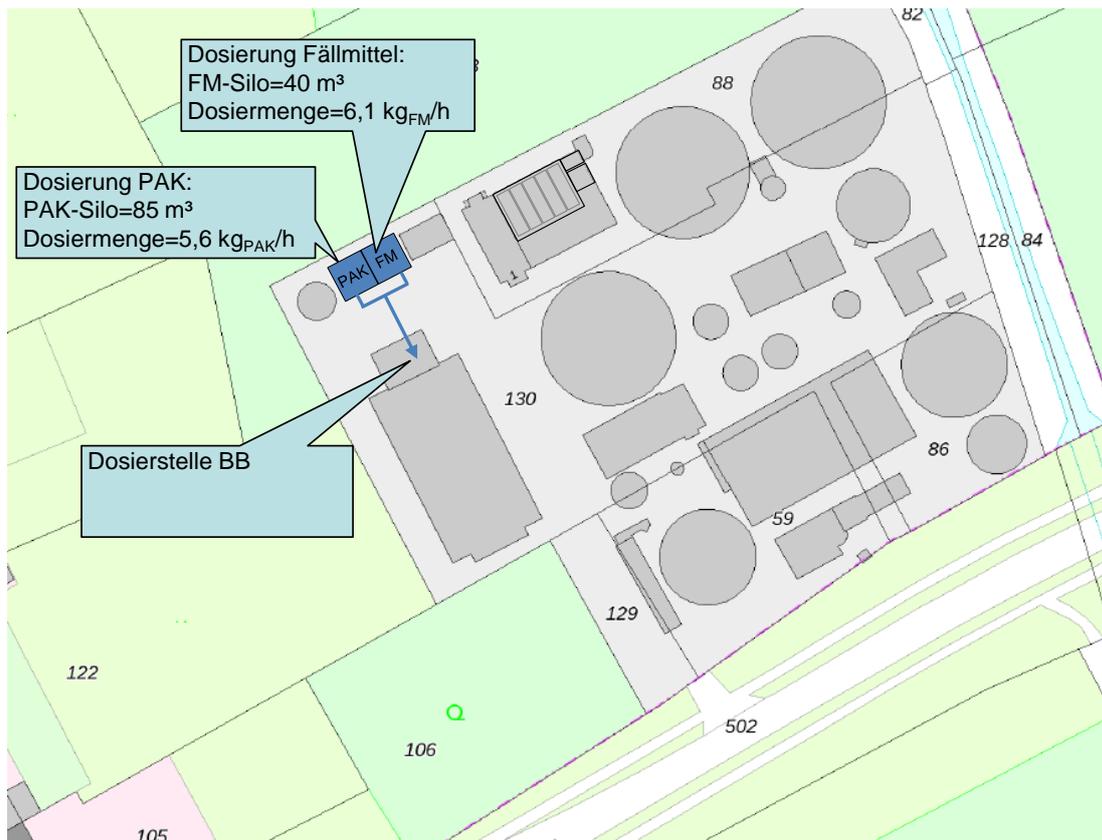


Abbildung 5-5: Lageplan Umsetzung V2 auf der Kläranlage Wegberg

### 5.5 V3: GAK-Druckfilter

In Abbildung 5-6 ist das Verfahrensschema der GAK-Druckfiltration dargestellt. Der bestehenden Nachklärung werden bei diesem Verfahren Druckfilter nachgeschaltet, die mit GAK befüllt sind.

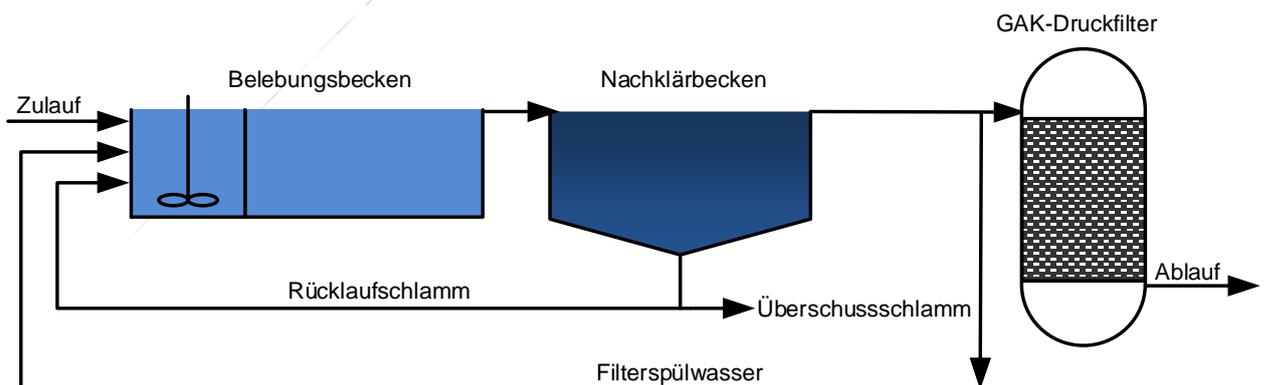


Abbildung 5-6: Verfahrensschema V3: GAK-Druckfiltration

Die GAK-Druckfilter werden in einer Halle mit Luftentfeuchter aufgestellt, so dass ein korrosions- und frostfreier Betrieb ohne gesonderte Maßnahmen möglich ist. Das Wasser durchströmt die GAK in den parallel geschalteten Druckfiltern von oben nach unten. Das Filtrat wird unter dem Düsenboden entnommen und in die Vorflut abgeleitet.

Die Druckfilter müssen in Abhängigkeit der Feststofffracht aus der Nachklärung und dem damit einhergehenden Druckverlust gespült werden. Dazu wird der Zulauf des zu spülenden Filters automatisch abgesperrt und die Spülung durch Absenkung des Wasserspiegels gefolgt von einer Zuführung von Spülluft über das Spülluftgebläse eingeleitet. Anschließend erfolgt der Austrag der durch die Spülluft von der GAK getrennten Feststoffpartikel über einen Spülwasserstrom mittels Spülwasserpumpe. Das feststofffreie Spülwasser wird einem Spülwasserspeicher entnommen, der dem GAK-Filter nachgeschaltet ist und das Filtrat sammelt. Das Spülabwasser wird in dem Spülabwasserbehälter des bestehenden Sandfilters gesammelt und langsam in den Zulauf der biologischen Stufe geleitet, um einen Konzentrations-/Hydraulikstoß zu vermeiden. Nach erfolgter Spülung erfolgt zunächst ein Abschlag des sogenannten Erstfiltrats in die Biologie, da die Filtratqualität bei beginnender Filtration noch nicht ausreichend ist.

Die Entfernung der Feststoffe kann wie oben beschrieben vollständig durch die Spülung erfolgen. Die an die GAK adsorbierten Mikroschadstoffe können jedoch nicht vor Ort von der GAK entfernt werden. Hierzu wird nach Erreichen eines zu definierenden Abbruchkriteriums hinsichtlich der Mikroschadstoffelimination der höchstbeladene Filter aus dem Filtrationsprozess genommen, entwässert und die GAK wird über einen zertifizierten Reaktivierungsbetrieb mittels Silofahrzeug ausgebaut und in DE, BE oder NL einer Reaktivierungsanlage zugeführt. Anschließend wird der GAK Filter erneut befüllt.

Der Austausch der GAK kann in Druckfiltern durch den Düsenboden durchgeführt werden, ohne dass das Betriebspersonal in Kontakt mit der GAK kommt. Hierzu ist für jeden Filter eine entsprechende Verrohrung vorzusehen, an die das Silofahrzeug anbinden kann.

In Tabelle 5-6 sind die wesentlichen Bemessungskennwerte für die GAK-Druckfiltration zusammengetragen.

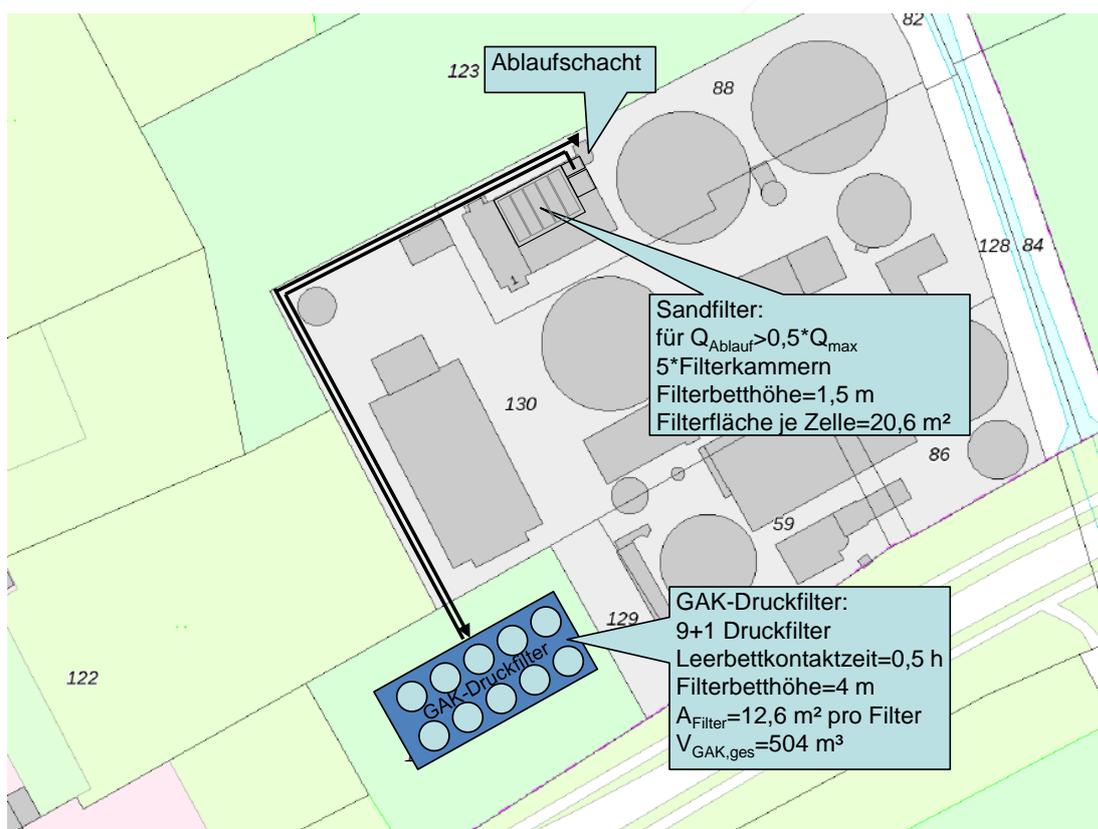
**Tabelle 5-6: Zusammenstellung Bemessungskennwerte V3: GAK-Druckfiltration**

Parameter	Wert	Quelle
Leerbettkontaktzeit EBCT	0,5 h	Benstöm 2017
Nettohöhe Filter (Höhe GAK-Bett)	4,0 m	Annahme
Durchmesser Filter	4,0 m	Annahme
Filterfläche je Filter	12,6 m <sup>2</sup>	Berechnung
GAK-Volumen je Filter	50,4 m <sup>3</sup>	Berechnung
Anzahl Filter	8 Stck. (+2 Stck. Wartung/Spülung)	Berechnung (+Annahme)
Gesamtanzahl Filter	10 Stck.	Berechnung

GAK-Volumen Gesamt	504 m <sup>3</sup>	Berechnung
--------------------	--------------------	------------

Aus der erforderlichen Kontaktzeit im Filterbett (Empty Bed Contact Time EBCT) ergeben sich mit dem gewählten Durchmesser und der Höhe des GAK-Bettes im einzelnen Filter, die Filterfläche und das GAK-Volumen je Filter. Um die Bemessungswassermenge mit einer EBCT von 0,5 h über die GAK zu filtrieren sind 8 St. Filter erforderlich. Es wird jedoch der ungünstigste Lastfall angesetzt, dass sich ein Filter in Spülung befindet, in einem Filter die GAK ausgebaut wird oder eine ungeplante Wartung erfolgen muss. Damit ergibt sich eine Gesamtanzahl von 10 Druckfiltern mit einem gesamten GAK-Volumen von 504 m<sup>3</sup>.

Beschickt werden die GAK-Druckfilter durch 2 Pumpen die im Pumpensumpf des Sandfilters zu installieren sind. Die 3. Pumpe im Pumpensumpf beschickt den Sandfilter mit dem Ablauf der 0,5 Q<sub>max</sub> überschreitet. Aufgrund der höheren Druckhöhe die zur Beschickung der GAK-Druckfilter benötigt wird, müssen 2 neue Pumpen einkalkuliert werden. Das Filtrat aus den GAK-Druckfiltern wird anschließend in den Ablaufschacht des Sandfilters geleitet. In Abbildung 5-7 ist die bauliche Umsetzung der Variante V3 schematisch dargestellt.



**Abbildung 5-7: Lageplan Umsetzung V3 auf der Kläranlage Wegberg**

## 5.6 V4: Ozonierung mit Sandfilter

In Abbildung 5-8 ist das Verfahrensschema Ozonierung mit einem Sandfilter als Nachbehandlung dargestellt.

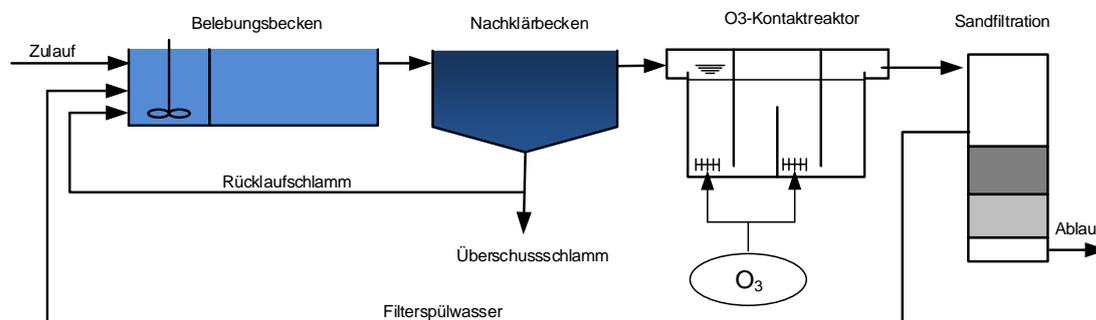


Abbildung 5-8: Verfahrensschema V4: Ozonung mit Sandfiltration

Dem Nachklärbecken wird ein Ozonreaktor nachgeschaltet. Hierbei handelt es sich um ein Becken, in dem das eingetragene Ozongas mit denen im Abwasser noch enthaltenen Mikroschadstoffen reagieren kann. Die Ausbildung des Beckens muss konstruktiv so erfolgen, dass Kurzschlussströmungen minimiert werden, um die Kontaktzeit zu maximieren. Gleichzeitig müssen entsprechende Sicherheiten vorhanden sein, um zu gewährleisten, dass sich in jedem Lastfall kein Ozon mehr in der Wasserphase im Ablauf des Reaktors befindet. Die Ausbildung erfolgt üblicherweise aufgrund der einfacheren Wartung als vertikaler oder horizontaler Schlaufenreaktor. Die konstruktive Ausbildung des Reaktors und insbesondere auch die Anordnung der Diffusoren (1, 2 oder 3 Diffusorenfelder sowie die Belegungsdichte) im Becken wird mit einer Strömungssimulation (CFD) beplant und optimiert. Im Kopfbereich des Reaktors fällt trotz erfolgter Optimierung stets eine geringe Menge sogenannten Off-Gases an. Dabei handelt es sich um Ozongas, das nicht in die Wasserphase übergegangen ist. Dieses Offgas muss abgesaugt und über einen (thermisch-katalytischen) Restozonvernichter unschädlich, d.h. in Sauerstoff umgewandelt werden. Dieser Sauerstoff kann ggf. über einen Injektor in die Belegung zur Belüftung eingespeist werden.

Das Ozongas wird in allen größeren Anlagen aus Reinsauerstoff hergestellt. Der Reinsauerstoff wird über einen festen Liefervertrag als sogenannter LOX (Liquid Oxygen) auf der Kläranlage angeliefert und in einem Tank neben dem Ozonreaktor in flüssiger Form gespeichert. Der Speicher wird für die Dauer des Belieferungsvertrags seitens des Lieferanten vermietet. Der Tank verfügt über eine automatische Fernüberwachung des Füllstandes, so dass die Belieferung mit LOX automatisiert durch den Lieferanten erfolgt. Der Sauerstoff wird über einen am Tank montierten Verdampfer unmittelbar vor Verbrauch vom flüssigen in den gasförmigen Zustand überführt und damit für den Ozongenerator nutzbar gemacht.

Der Ozongenerator wird mit dem gasförmigen Reinsauerstoff beaufschlagt. Durch die sogenannte „stille Entladung“, die in einem Hochspannungsfeld im Generator umgesetzt wird, wird ein Teil des Sauerstoffs in das hochreaktive Ozon umgewandelt. Der Anteil des Ozons am Sauerstoff liegt in der Größenordnung von 10 % und kann seitens der Steuerung des Reaktors an den aktuellen Betriebszustand angepasst werden. Um den Prozess der Ozongenerierung stabil zu betreiben sind stets sehr geringe Mengen an Stickstoff im Gas erforderlich. Da das angelieferte LOX eine zu hohe Reinheit aufweist, wird über einen Luftentfeuchter, einen Filter und einen Kompressor stets eine geringe Menge atmosphärische Luft (die den Stickstoff enthält) dem Ozongenerator zugeführt. Der Ozongenerator muss stetig gekühlt

werden, um energieeffizient zu arbeiten. Hierzu bietet sich der Ablauf der Kläranlage als Kühlwasser an. Über einen Wärmetauscher wird der interne, geschlossene Kühlkreislauf des Generators an das Kühlwasser angebunden.

Die Reaktion des Ozons mit den Inhaltsstoffen des Abwassers führt zur Bildung temporärer Transformationsprodukte, die über eine Nachbehandlung abgebaut werden müssen. Diese erfolgt im vorhandenen Sandfilter.

Beschickt wird der Ozonreaktor durch 2 neue Pumpen die im Pumpensumpf des Sandfilters vorhanden sind. Die 3. Bestandspumpe im Pumpensumpf beschickt den Sandfilter mit dem Ablauf der 0,5  $Q_{max}$  überschreitet. Aus dem Ozonreaktor wird das ozonierte Abwasser in den vorhandenen Sandfilter geleitet und fließt anschließend dem Vorfluter zu.

In Tabelle 5-7 sind die wesentlichen Bemessungskennwerte für den Ozonreaktor und den LOX-Tank zusammengetragen. Da die zu dosierende Menge Ozon wesentlich von der im Wasser gelösten organischen Fraktion abhängt, wird die zu dosierende Menge als auf den DOC bezogene spezifische Dosis angegeben. Aus vorliegenden Messungen des filtrieren CSB im Ablauf der KA Wegberg lässt sich über einen Faktor von 3 überschlägig auf den DOC rückschließen, da keine DOC Messungen vorliegen.

**Tabelle 5-7: Zusammenstellung Bemessungskennwerte V4: Ozonreaktor und LOX-Tank**

Parameter	Wert	Quelle
<b>Ozonreaktor</b>		
Spezifische Ozon-Dosis	0,6–0,8 $g_{O_3}/g_{DOC}$	Leitfaden Planung NRW (2016)
Mittlerer DOC	9 mg/l	Bestandsdaten
Ozon-Dosis	5,4–7,2 $g_{O_3}/m^3$	Berechnung
Ozonverbrauch	0,8–5,2 $kg_{O_3}/h$	Berechnung
Max. Kühlwassertemperatur (Ablauf KA)	25°C	Annahme
<b>LOX-Tank</b>		
Max. Ozonverbrauch je Woche	873,6 kg	Berechnung mit maximalen Q und maximaler Dosis
Mittlerer Ozonverbrauch je Woche	504 kg	Berechnung mit mittlerem Q und mittlerer Dosis

Mittlere O <sub>3</sub> Konzentration im O <sub>2</sub>	10 M-%	Annahme
Max. Sauerstoffbedarf je Woche	8.736 kg/Woche	Berechnung mit maximalen Q und maximaler Dosis
Mittlerer Sauerstoffbedarf je Woche	5.040 kg/Woche	Berechnung mit mittlerem Q und mittlerer Dosis
Befüllintervall LOX-Tank	2 Wochen	Annahme
Erforderlicher Mindestinhalt inkl. Reserve	20.000 kg LOX	Berechnung

Mit dem minimalen und maximalen Bemessungsdurchfluss ergibt sich die zu dosierende Ozonmenge bezogen auf einen Kubikmeter Abwasser sowie der Ozonverbrauch je Stunde. Die Annahme einer maximalen Kühlwassertemperatur (=Ablauf Kläranlage) ist zur Dimensionierung des Wärmetauschers zur Abführung der überschüssigen Wärme des Ozongenerators erforderlich.

Mit dem auf die Woche umgerechneten maximalen und mittleren Ozonverbrauch lässt sich mit dem zu erwartenden Gehalt des Ozons im Sauerstoffstrom der Verbrauch des LOX bemessen. Ebenfalls kann die Größe des erforderlichen LOX Drucktanks inkl. der erforderlichen Reserven, um auch den Ausfall einer geplanten Lieferung zu überbrücken aus den berechneten Werten abgeschätzt werden.

In Tabelle 5-8 sind die Bemessungskennwerte für den hinter der Ozonung angeordneten, bereits bestehenden, Sandfilter zusammengestellt.

**Tabelle 5-8: Zusammenstellung Bemessungskennwerte des bestehenden Sandfilters**

Parameter	Wert	Quelle
<b>Sandfilter</b>		
Filterbetthöhe	1,5 m	Bestandsdaten
Filterfläche je Filterzelle	20,6 m <sup>2</sup>	Bestandsdaten
Anzahl Filterzellen	5 Stck.	Bestandsdaten

In Abbildung 5-9 ist die bauliche Umsetzung der Variante V4 schematisch dargestellt.

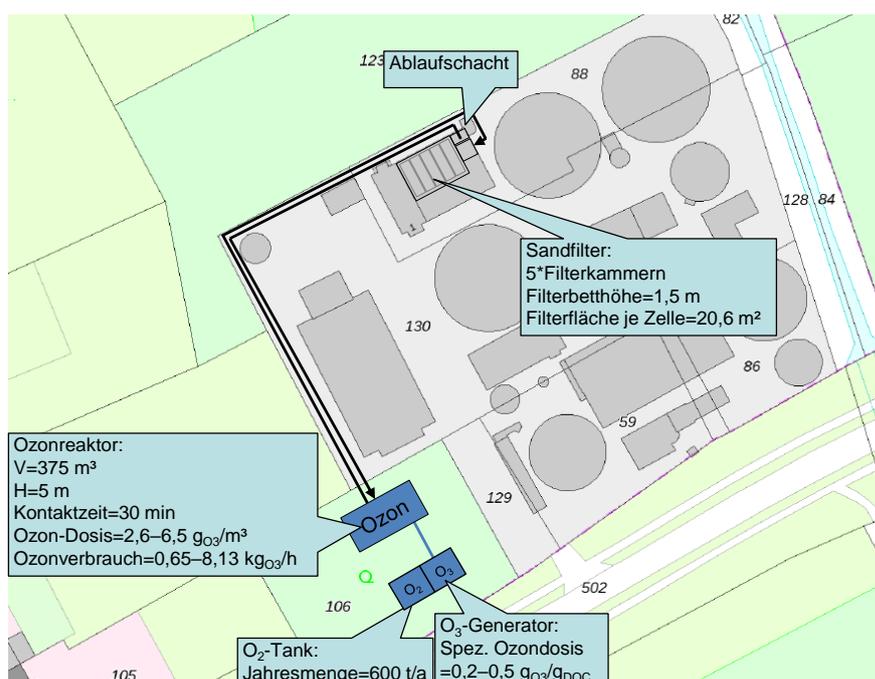


Abbildung 5-9: Lageplan Umsetzung V4 auf der Kläranlage Wegberg

## 5.7 UV-Behandlung zur Desinfektion (Optional)

Zur Elimination insbesondere antibiotikaresistenter Bakterien ist eine UV-Desinfektion optional vorgesehen. Die 4. Reinigungsstufe wurde zunächst auf einen Teilstrom bemessen, um eine wirtschaftliche Entfrachtung der Vorflut von Mikroschadstoffen zu ermöglichen (siehe Kapitel 3.1). Eine Desinfektion ist jedoch auf die maximale Wassermenge der Kläranlage auszulegen, da nicht die Entfrachtung, sondern die maximale Konzentration von Bakterien im Vordergrund steht. Bei den betrachteten Verfahren V1 bis V4 würde nur die Ozonung zu einer Teildesinfektion führen, die aber in der Regel nicht hinreichend ist bei einer geforderten Desinfektion des Kläranlagenablaufs und somit auch bei einer Ozonung eine UV-Anlage zu betreiben wäre (siehe Abbildung 4-6).

In Tabelle 5-9 sind die Bemessungskennwerte der UV-Anlage zusammengestellt. Aufgrund der bislang nicht vorliegenden Messungen wie Transmission und kolonienbildender Einheiten (KBE) im Ablauf der Kläranlage Wegberg und fehlenden gesetzlichen Regelungen erfolgte die Dimensionierung zunächst mit typischen Annahmen gem. DWA Merkblatt M205 (2013): "Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser". Weiterhin wäre in Abhängigkeit der zukünftigen gesetzlichen Randbedingungen ggf. ein saisonaler Betrieb denkbar, der allerdings an dieser Stelle zunächst noch nicht angenommen wurde.

Die erforderlichen Ablaufkonzentrationen wurden an die EU-Badegewässerrichtlinie (2006) für Übergangsgewässer mit ausgezeichneter Qualität angelehnt.

Tabelle 5-9: Zusammenstellung Bemessungskennwerte UV-Anlage

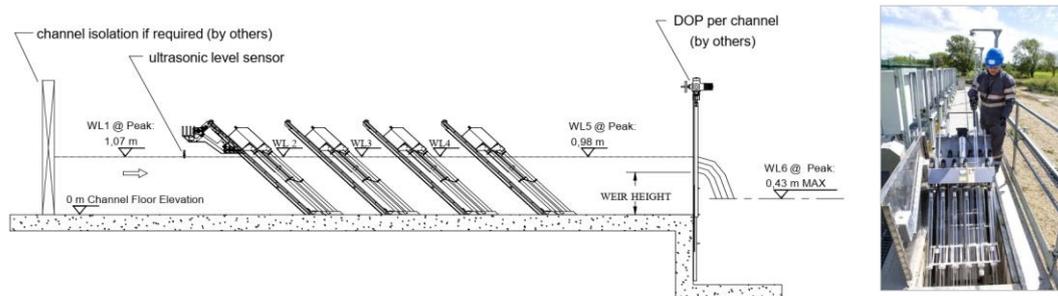
Parameter	Wert	Quelle
<b>Bemessungswerte</b>		

Max. Bemessungswassermenge	1.440 m <sup>3</sup> /h	Datenauswertung
Zulauf UV: AFS	5–10 mg/l	Annahme
Zulauf UV: Transmission	60 %/cm	Annahme
Ablauf UV: Konzentration Intestinale Enterokokken	100 KBE / 100 ml @ 90% Perzentil	Badegewässerrichtlinie (2006)
Ablauf UV: Konzentration	250 KBE / 100 ml @ 90% Perzentil	Badegewässerrichtlinie (2006)
<b>UV-Anlage</b>		
Anzahl UV-Bänke	3 Stck.	Angebot
Leistung	31 KW	Angebot

Die überschlägige Bemessung ergibt, dass dazu die UV-Lampen z. B. in 3 Bänken im 45° Winkel im Ablaufgerinne angeordnet werden können. Die erforderliche EMSR Technik kann in einem außen aufgestellten Schaltschrank untergebracht werden und hat nur einen sehr kleinen Raumbedarf.

Es werden Niederdruckstrahler verwendet, die aufgrund ihres Strahlungsbereichs eine höhere Energieeffizienz bei gleicher Desinfektionswirkung im Vergleich zu Mitteldruck aufweisen. Eine erste hydraulische Bemessung ergibt einen Druckverlust von < 10 cm für 3 UV-Bänke, so dass eine Integration in ein Gerinne im Anschluss des Filters ohne weitere Druckerhöhung möglich sein sollte.

In Abbildung 5-10 ist die mögliche Anordnung der UV-Bänke im Ablaufgerinne dargestellt. Die UV-Bänke verfügen zur automatischen Reinigung über ein Wischersystem und können auf einem Schienensystem zwecks Wartung (Kontrolle / Austausch der Strahler) aus dem Gerinne gefahren werden.



**Abbildung 5-10: Anordnung der UV-Bänke im Ablaufgerinne (l., Fa. Xylem) und Austausch einer UV-Lampe (r., Fa. Xylem)**

## 6 Kostenermittlung

### 6.1 Grundlagen

Die folgenden vier Varianten werden anhand der Investitions- und Betriebskosten miteinander verglichen:

- V1: PAK vor Sandfilter
- V2: PAK in Belebung
- V3: GAK-Druckfilter
- V4: Ozon mit Sandfilter als biologische Nachbehandlung

Die Kosten mit der optionalen UV-Behandlung werden getrennt betrachtet.

Die Nutzungsdauer der Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik sowie der Zinssatz werden nach der KVR-Leitlinie folgendermaßen zugrunde gelegt:

- Zinssatz: 3%
- Nutzungsdauer
  - Bautechnik 30 Jahre
  - Maschinentechnik 15 Jahre
  - EMSR-Technik 10 Jahre

Seit 2021 sind eine unerwartete Verknappung von Baumaterialien mit hoher Kostensteigerung bei den Baupreisindizes zu erkennen. Die hier verwendeten Kosten gehen noch von der üblichen Preissteigerungsrate aus.

### 6.2 Investitionskosten

Die Investitionskosten sind in Tabelle 6-1 zusammengestellt, aufgeteilt in Bautechnik, Maschinentechnik und Elektrotechnik. Bei der Berechnung der Kosten für die Elektrotechnik ist die Einbindung in das vorhandene Prozessleitsystem der Kläranlage Wegberg noch nicht beachtet. Die Baunebenkosten wurden mit 20 % der Investitionskosten angesetzt.

Beim Neubau von Gebäuden, wie dem Ozonreaktor oder die GAK-Gravitationsfilter werden die benötigten Flächen mit einem Sicherheitsaufschlag versehen. Weiterhin wurden Richtpreisangebote von Herstellern und Anlagenbauern eingeholt und falls nicht mit angeboten, die Lieferung und Montage kalkuliert.

**Tabelle 6-1: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 4**

	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter
Bautechnik	110.000,00 €	90.000,00 €	3.010.000,00 €	960.000,00 €
Maschinentechnik	550.000,00 €	550.000,00 €	1.920.000,00 €	610.000,00 €
Elektrotechnik	230.000,00 €	230.000,00 €	500.000,00 €	460.000,00 €
Summe Netto	890.000,00 €	870.000,00 €	5.430.000,00 €	2.030.000,00 €
Nebenkosten / Honorare	178.310,00 €	172.710,00 €	1.086.580,00 €	407.280,00 €
MwST	202.978,90 €	198.114,90 €	1.238.150,20 €	463.083,20 €
<b>Summe Brutto</b>	<b>1.271.289,00 €</b>	<b>1.240.825,00 €</b>	<b>7.754.730,00 €</b>	<b>2.900.363,00 €</b>

Die höchsten Investitionskosten ergeben sich bei Variante 3, da ein Neubau von GAK-Druckfiltern notwendig ist. Die geringsten Investitionskosten ergeben sich bei den Varianten 1 und 2, da im Vergleich zu den anderen Varianten hier nur kleine bautechnische Arbeiten anfallen.

Sollte die Wahl auf eine zusätzliche UV-Desinfektion fallen, erhöhen sich die Investitionskosten der Varianten, um die Kosten der UV-Anlage (siehe Tabelle 6-2).

**Tabelle 6-2: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 4 mit UV-Behandlung**

	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter
Bautechnik	170.000,00 €	140.000,00 €	3.070.000,00 €	1.020.000,00 €
Maschinentchnik	810.000,00 €	810.000,00 €	2.180.000,00 €	880.000,00 €
Elektrotechnik	260.000,00 €	260.000,00 €	530.000,00 €	490.000,00 €
Summe Netto	1.240.000,00 €	1.210.000,00 €	5.780.000,00 €	2.390.000,00 €
Nebenkosten / Honorare	248.110,00 €	241.710,00 €	1.156.380,00 €	477.080,00 €
MwST	282.740,90 €	275.824,90 €	1.317.912,20 €	544.745,20 €
<b>Summe Brutto</b>	<b>1.770.851,00 €</b>	<b>1.485.824,90 €</b>	<b>7.097.912,20 €</b>	<b>2.934.745,20 €</b>

### 6.3 Betriebskosten

Die Betriebskosten werden anhand der Personalkosten, des Stromverbrauchs, der Entsorgungskosten von Reststoffen und dem Einsatz von Hilfsmittel wie PAK und Fällmitteln ermittelt. Die angesetzten Kosten für Personal, Energie und Hilfsmittel sind im Folgenden zusammengefasst. Die Personalkosten werden als Personal-mehrkosten angegeben.

Personalkosten:	50 €/h
Stromkosten:	0,18 €/kWh
Entsorgungskosten Klärschlamm:	122,50 €/t
Hilfsmittel	
PAK:	1,80 €/kg
Fällmittel Eisen-III-Chlorid:	0,20 €/kg
GAK:	1,60 €/kg
Sauerstoff:	0,11 €/kg

Die Stromkosten und die Entsorgungskosten für den zusätzlich anfallenden Klärschlamm sind vom Auftraggeber vorgegeben. Die Kosten der PAK, der GAK und des Fällmittels werden in Anlehnung an den „DWA Themenband Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung“ angesetzt. Die Kosten für Sauerstoff werden vom Hersteller angegeben. Verschleißteilkosten wurden mit 0,5 % der Investitionskosten angesetzt.

**Tabelle 6-3: Betriebskosten der Varianten 1 bis 4**

	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter
Personal [€/a]	52.000,00	52.000,00	52.000,00	52.000,00
Strom [€/a]	38.090,54	38.090,54	43.733,01	139.726,12
Hilfsmittel [€/a]	95.557,00	117.238,00	70.080,00	52.669,50
Reststoffe [€/a]	6.773,94	8.987,21	0,00	0,00
Sonstiges [€/a]	9.450,00	9.300,00	32.150,00	31.275,00
<b>Summe [€/a]</b>	<b>201.871,48</b>	<b>225.615,75</b>	<b>197.963,01</b>	<b>275.670,62</b>

Bei Variante 4 sind die Betriebskosten im Vergleich zu den anderen Varianten am höchsten. Dies liegt an der stromintensiven Ozonerzeugung. Dafür benötigt die Ozonierung keine teuren Hilfsmittel wie PAK oder Fällmittel, die bei den Aktivkohlevarianten am Höchsten liegen.

Da bei Variante 2 eine höhere PAK-Dosis notwendig ist, liegen die Kosten der Hilfsmittel über den Kosten von Variante 1.

Durch den Einsatz von einer UV-Anlage erhöhen sich die Stromkosten sowie die Kosten für Ersatzlampen (siehe Tabelle 6-4).

**Tabelle 6-4: Betriebskosten der Varianten 1 bis 4 mit UV-Behandlung**

	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter
Personal [€/a]	52.000,00	52.000,00	52.000,00	52.000,00
Strom [€/a]	86.971,34	86.971,34	92.613,81	188.606,92
Hilfsmittel [€/a]	95.557,00	117.238,00	70.080,00	52.669,50
Reststoffe [€/a]	6.773,94	8.987,21	0,00	0,00
Sonstiges [€/a]	11.200,00	11.050,00	33.900,00	33.075,00
<b>Summe [€/a]</b>	<b>252.502,28</b>	<b>276.246,55</b>	<b>248.593,81</b>	<b>326.351,42</b>

## 6.4 Projektkostenbarwert

Der Projektkostenbarwert stellt die Summe aller anfallenden Investitionen und Betriebskosten abgezinst über einen festgelegten Betrachtungszeitraum dar. Bei einem Betrachtungszeitraum von 30 Jahren ergeben sich die folgende Anzahl an Reinvestitionen:

- Bautechnik            keine Reinvestition
- Maschinenteknik    1 x Reinvestition
- EMSR-Technik        2 x Reinvestition

Die Aufschlüsselung des Projektkostenbarwerts ist für die vier Varianten in Abbildung 6-1 und in Abbildung 6-2 mit einer zusätzlichen UV-Behandlung dargestellt.

Der Haupteinflussfaktor auf die Kosten der Varianten 1 und 2 ist der Einsatz von Pulveraktivkohle. Durch die geringeren Kosten der GAK fällt der Anteil der Kosten

für Hilfsstoffe bei Variante 3 geringer aus. Hier dominieren die Investitionskosten, durch den Neubau des Filtergebäudes mit Druckbehältern.

Bei der Ozonung (Variante 4) zeichnet sich der hohe Energieaufwand der Ozonerzeugung ab.

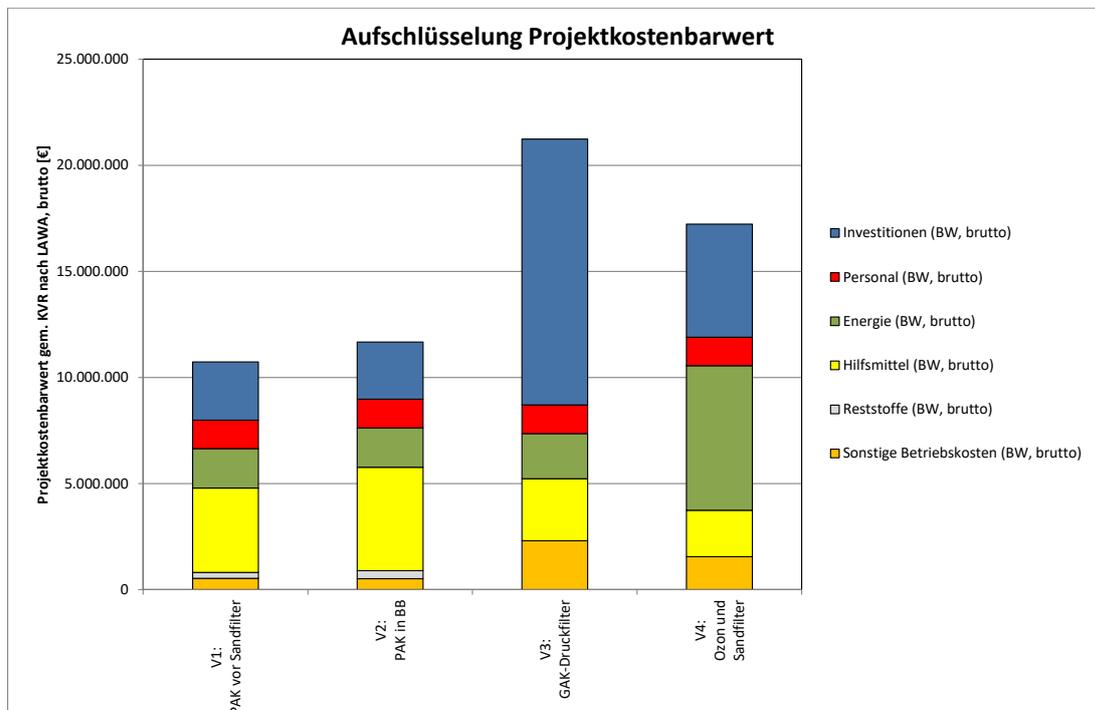
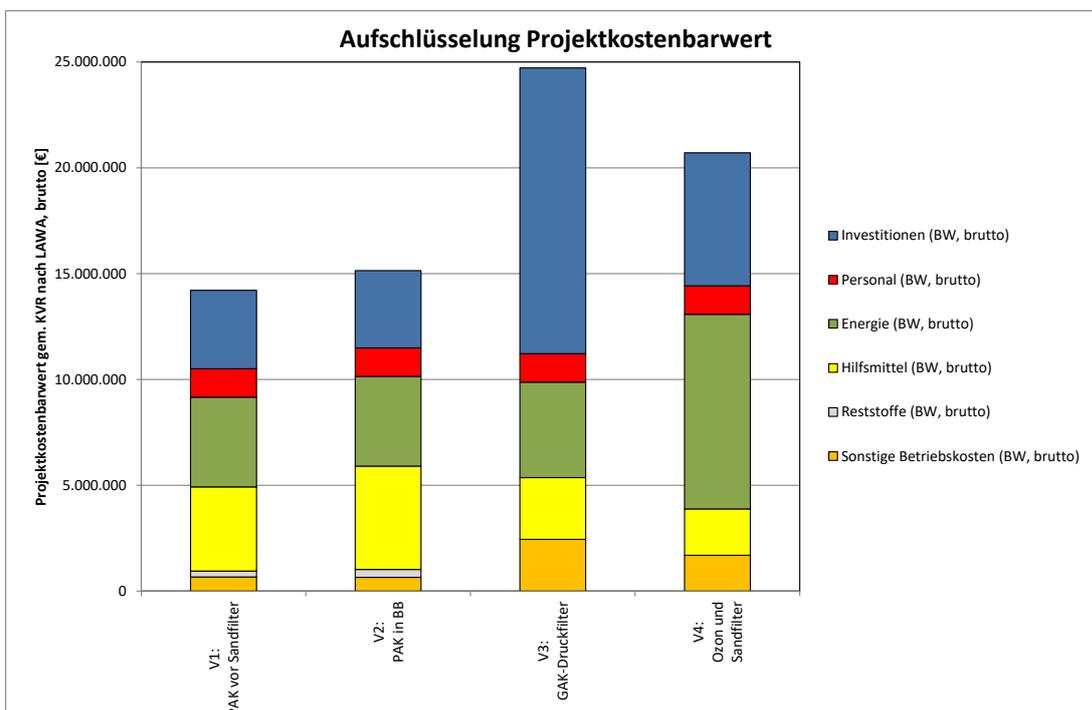


Abbildung 6-1: Aufschlüsselung des Projektkostenbarwert für die 4 Varianten

Der Einsatz einer zusätzlichen UV-Behandlung erhöht vor allem den Energieverbrauch aller Varianten.



**Abbildung 6-2: Aufschlüsselung des Projektkostenbarwert für die 4 Varianten mit UV-Behandlung**

Abbildung 6-3 und Abbildung 6-4 (mit UV-Behandlung) stellen den Verlauf des Projektkostenbarwerts über den Betrachtungszeitraum von 30 Jahren dar. Variante 3 hebt sich aufgrund der hohen Investitionskosten von Anfang an von den anderen Varianten ab.

Variante 1 und 2 beginnen bei einem ähnlichen Investitionsniveau. Im Jahresverlauf zeigen sich die höheren Betriebskosten der Variante 2 durch die höhere Dosierung der PAK bei Zugabe direkt in die Biologie.

Die Ozonung (Variante 4) liegt kostenmäßig in der Mitte zwischen den GAK-Filtern und den PAK-Varianten.

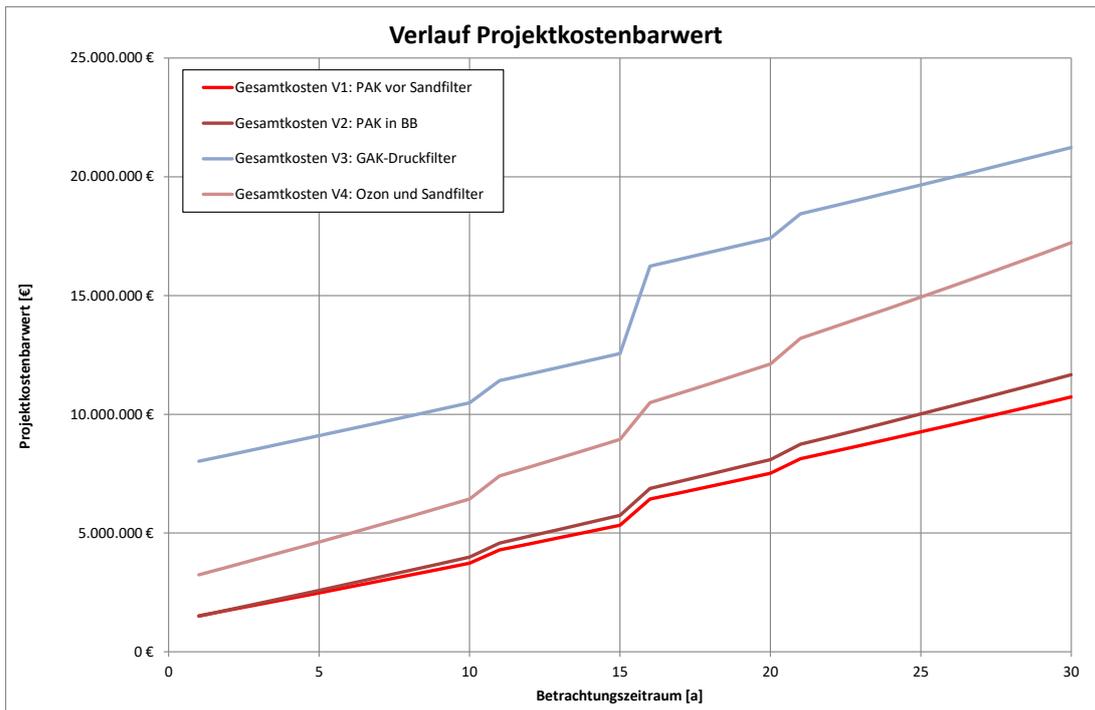


Abbildung 6-3: Verlauf des Projektkostenbarwertes über den Betrachtungszeitraum der 4 Varianten

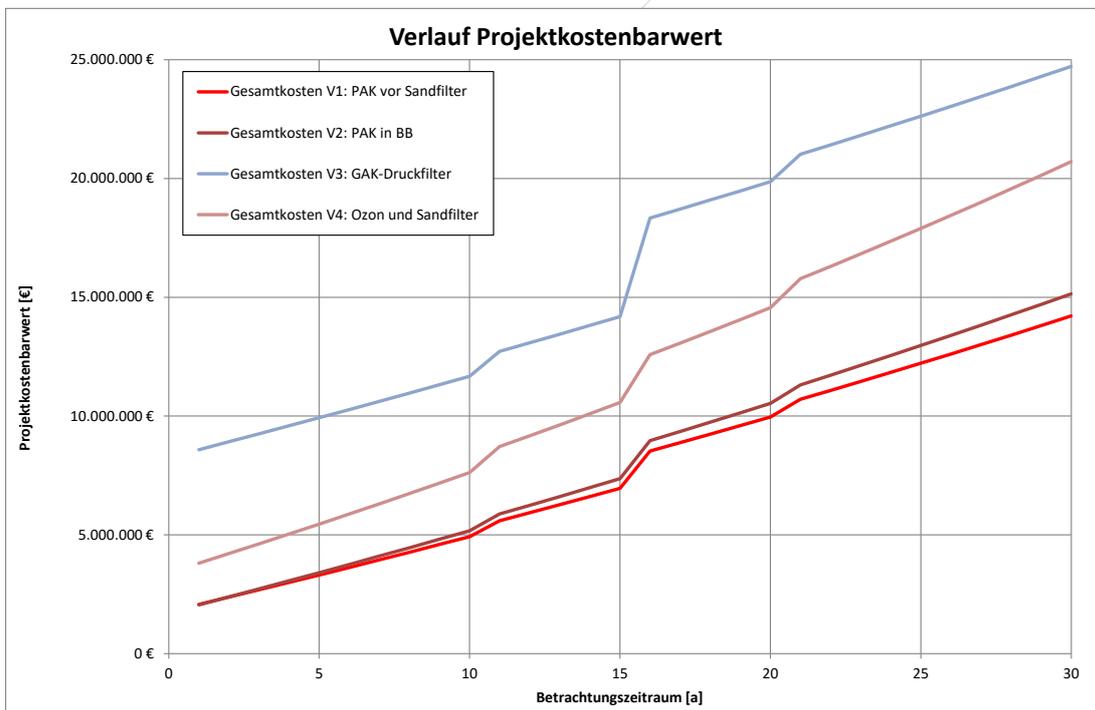


Abbildung 6-4: Verlauf des Projektkostenbarwertes über den Betrachtungszeitraum der 4 Varianten mit UV-Behandlung

## 7 Kosten-/Nutzenanalyse

In Tabelle 7-1 sind Bewertungskriterien zusammengestellt, die die Auswahl der Vorzugsvariante beeinflussen. Neben betrieblichen Aspekten wurden verfahrensspezifische Eigenschaften, Aspekte zum Bauablauf und zur Nachhaltigkeit betrachtet. Neben diesen Kriterien, die insgesamt mit 50% gewichtet werden, fließen die Kosten als Projektkostenbarwert (siehe vorheriges Kapitel) mit ebenfalls 50% ein.

Die Kriterien werden in der Spalte "Gewichtung" prozentual, d.h. relativ zueinander gewichtet. Für die einzelnen Kriterien wurden sodann Schulnoten von 1 bis 6 vergeben. Die Auswahl der Vorzugsvariante ergibt sich durch Multiplikation der Gewichtung als % mit der vergebenen Schulnote.

Die abschließende Summation zu einer Gesamtnote je betrachteter Variante erfolgt einmal ohne Kosten und einmal mit Kosten. Die Vorzugsvariante ist dabei in grün dargestellt in Abstufung zur ungünstigsten Variante in rot.

Betrachtet man nur die Kriterien ohne Beachtung der Kosten, stellt sich die Ozonung mit anschließender Behandlung im Sandfilter (V4) mit einer Schulnote von 1,06 am vorteilhaftesten dar. Dies liegt insbesondere in der guten Bewertung der geringen CO<sub>2</sub>-Emissionen, da die Ozonerzeugung mit CO<sub>2</sub> neutralem Strom möglich ist, wohingegen die Verfahren mit PAK und GAK Adsorbens benötigen. Der GAK-Filter (V3) stellt sich – zunächst ohne Berücksichtigung der Kosten – als die zweitbeste Variante mit einer Schulnote von 1,15 dar. Seine CO<sub>2</sub>-Emissionen sind geringer als bei der PAK, da eine Reaktivierung der GAK erfolgen kann. Entsprechend ist auch die Abhängigkeit vom Rohstoffmarkt geringer, lediglich die Reaktivierungsverluste von ca. 10 % müssen als sogenannte Make-Up GAK neu zugekauft werden. Die zwei Verfahren mit PAK (V1 und V2) wurden mit einer Schulnote von 1,26 gleich bewertet.

Betrachtet man zusätzlich die Kosten, die als Projektkostenbarwert bewertet wurden, so ergibt sich ein anderes Gesamtbild.

Hier stellen sich die Varianten mit der PAK (V1 und V2) mit Schulnoten von 1,76 respektive 2,12 als vorteilhaft dar. Ihr Vorteil liegt insbesondere in ihrer Einfachheit der Verfahrenstechnik sowie dem geringen Platzbedarf durch optimale Nutzung der vorhandenen Bausubstanz. Variante 1 stellt sich nach den bisherigen Erkenntnissen (DWA M-285, Entwurf 2021) etwas besser dar als Variante 2, was in der etwas geringeren PAK-Dosierung begründet liegt, die bei der direkten Dosierung vor den Sandfilter anzusetzen ist. Mit einem deutlichen Abstand folgt dann die Ozonung (V4) mit einer Schulnote von 4,06, was in der deutlich höheren Komplexität begründet liegt. Zudem fallen nicht unwesentliche Kosten zur Anbindung der Ozonanlage und zur Druckerhöhung des Wassers an, da aus Platzmangel die Ozonung nur auf einem neuen Baugrundstück angebunden werden kann. Auch die GAK-Filter (V3) könnten nur auf dem neuen Baugrundstück erstellt werden und erhalten insgesamt die schlechteste Schulnote von 4,15.

**Tabelle 7-1: Bewertungsmatrix**

Kriterium	Gewichtung	Varianten							
		V1: PAK vor Sandfilter		V2: PAK in Belebung		V3: GAK-Druckfilter		V4: Ozon + Sandfilter	
	[%]	Note	gewichtet	Note	gewichtet	Note	gewichtet	Note	gewichtet
<b>Betrieb / Handhabung</b>	<b>10,00</b>								
Zugänglichkeit / Wartungsfreundlichkeit	3,00	3,00	0,09	3,00	0,09	3,00	0,09	3,00	0,09
Arbeitssicherheit	2,00	2,00	0,04	2,00	0,04	1,00	0,02	4,00	0,08
		Brandschutz bei Lagerung		Brandschutz bei Lagerung				Möglicher Gasaustritt	
Störanfälligkeit	3,00	3,00	0,09	3,00	0,09	1,00	0,03	3,00	0,09
		Dosierung PAK		Dosierung PAK				Hohe Komplexität O3 Erzeugung	
Betriebliche Flexibilität	2,00	1,00	0,02	1,00	0,02	3,00	0,06	1,00	0,02
		Dosisanpassung nicht möglich							
<b>Verfahrensspezifische Eigenschaften</b>	<b>10,00</b>								
Elimination Mikroschadstoffe	1,00	2,00	0,02	2,00	0,02	2,00	0,02	2,00	0,02
Elimination Feststoffe	1,00	1,00	0,01	1,00	0,01	2,00	0,02	1,00	0,01
Entstehung von Transformationsprodukten	2,00	1,00	0,02	1,00	0,02	1,00	0,02	4,00	0,08
						geringer, da kein Fällmittel		Transformationsprodukte	
Abhängigkeit vom internationalen Rohstoffmarkt	1,00	4,00	0,04	4,00	0,04	3,00	0,03	1,00	0,01
		hohe Abhängigkeit		hohe Abhängigkeit		geringer wg. möglicher Reaktivierung			
Aktivkohleschlupf	2,00	4,00	0,08	4,00	0,08	2,00	0,04	1,00	0,02
		bei schlechtem Filterbetrieb		bei schlechtem Filterbetrieb		geringe Gefahr			
Zusätzliche P-Elimination	1,00	1,00	0,01	1,00	0,01	1,00	0,01	1,00	0,01
		durch Sandfilter gegeben		durch Sandfilter gegeben		durch Sandfilter gegeben		durch Sandfilter gegeben	
Reduktion CSB	1,00	1,00	0,01	1,00	0,01	2,00	0,02	2,00	0,02
						geringer als bei PAK		geringer als bei PAK	
Reduktion DOC	1,00	1,00	0,01	1,00	0,01	2,00	0,02	3,00	0,03
						geringer als bei PAK			
						keine Reduktion			
<b>Bemessung / Bauablauf</b>	<b>10,00</b>								
Planungssicherheit / Referenzen	3,34	2,00	0,07	2,00	0,07	2,00	0,07	2,00	0,07
Komplexität der Realisierung	3,33	2,00	0,07	2,00	0,07	3,00	0,10	3,00	0,10
						Aufwendige Spültechnik		Aufwendige Ozonerzeugung	
Auswirkungen Bauablauf auf sonstigen Betrieb	3,33	1,00	0,03	1,00	0,03	3,00	0,10	2,00	0,07
						Eingriff in Pumpen SandFilter, Spülwässer		Eingriff in Pumpen SandFilter	
<b>Nachhaltigkeit und Diverses</b>	<b>20,00</b>								
CO <sub>2</sub> -Emissionen / Energieeffizienz	15,00	4,00	0,60	4,00	0,60	2,00	0,30	1,00	0,15
		keine Reaktivierung möglich		keine Reaktivierung möglich		Reaktivierung möglich		Betrieb über CO2 neutralen Strom möglich	
Platzbedarf	5,00	1,00	0,05	1,00	0,05	4,00	0,20	4,00	0,20
<b>Bewertung ohne Kosten</b>	<b>50,00</b>		1,26		1,26		1,15		1,06
<b>Kosten</b>									
Projektkostenbarwert (informativ)		10.673.361 €		11.584.779 €		21.234.868 €		17.225.241 €	
		Die erste Variante, die 50 % teurer ist als die günstigste Variante (Schulnote 1) erhält die schlechteste Schulnote (Schulnote 6), alle besseren Varianten werden linear interpoliert							
Bewertung Projektkostenbarwert	50,00	1,00	0,50	1,72	0,86	6,00	3,00	6,00	3,00
<b>Bewertung nur Kosten</b>	<b>50,00</b>		0,50		0,86		3,00		3,00
<b>Gesamtbewertung mit Kosten</b>	<b>100,00</b>		1,76		2,12		4,15		4,06

Schulnote (Punktwertung):

1 = sehr gut // 2 = gut // 3 = befriedigend // 4 = ausreichend // 5 = schlecht // 6 = sehr schlecht

## 8 Fazit

Mikroschadstoffe werden in gewöhnlichen Kläranlagen nach dem Stand der Technik nur unzureichend eliminiert. Für die gezielte Elimination ist eine sogenannte 4. Reinigungsstufe erforderlich, die die Mikroschadstoffe entweder mittels Ozon oxidiert und zwecks Abbau der Transformationsprodukte biologisch nachbehandelt oder mittels Aktivkohle adsorptiv entfernt. Bei der Aktivkohle unterscheidet man dabei zwischen Pulveraktivkohle (PAK) und Granulierter Aktivkohle (GAK). Vierte Reinigungsstufen wurden und werden bereits in NRW, Baden-Württemberg, Berlin und Bayern auf diversen Kläranlagen umgesetzt, um die Vorfluter zu entlasten. Die Schweiz hat bundesweit eine Priorisierung der Kläranlagen vorgenommen, die in den nächsten Jahren umgebaut werden müssen. Bundeseinheitliche gesetzliche Regelungen in Deutschland bestehen derzeit für Abläufe kommunaler Kläranlagen nicht.

Vor diesem Hintergrund wurde durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMUB) ein Stakeholder-Dialog zur Erarbeitung einer Strategie zum Umgang mit Spurenstoffen in Gewässern auf Bundesebene gestartet. Inzwischen hat Anfang 2021 das „Bundeszentrum für Spurenstoffe“, das beim Umweltbundesamt in Leipzig angesiedelt ist, die Arbeit aufgenommen. Es wird u.a. die Länder bei der Umsetzung der 4. Reinigungsstufe beraten.

Bezüglich des Mikroplastiks und der antibiotikaresistenten Bakterien zeigen erste Untersuchungen, dass die Frachten aus Mischwasserabschlägen deutlich relevanter für die Vorfluter sind, als die Abläufe von Kläranlagen. Da es sich – anders als bei den o.g. Mikroschadstoffen – prinzipiell um Feststoffe handelt, die sich zu einem bedeutenden Anteil an Schlammflocken anlagern und damit dem Klarwasserablauf der Kläranlage entzogen werden. Hinsichtlich des Mikroplastiks und der antibiotikaresistenten Bakterien bestehen aktuell keine gesetzlichen Grenzwerte für die Abläufe von Kläranlagen.

Bei den antibiotikaresistenten Bakterien gilt aber zu bedenken, dass schon geringste Konzentrationen im Ablauf von Kläranlagen unerwünscht sind, da sich die Bakterien auch nach dem Ablauf der Kläranlage vermehren können und/oder ihre Resistenzgene an andere Bakterien weitergeben können.

Für die Betrachtung der vier Varianten wurde aus den oben erläuterten Gründen Verfahren ausgewählt, die in jedem Fall die Elimination von Mikroschadstoffen gesichert ermöglichen. Die Elimination antibiotikaresistenter Bakterien kann bei allen Verfahren optional als nachgeschaltete UV-Behandlung ausgebildet werden, um z.B. eine Ablaufqualität nach Badegewässerrichtlinie zu erreichen. Für die Elimination von Mikroplastik wurde hingegen keines der Verfahren gesondert dimensioniert, es kommt aber bei allen Verfahren, die eine Filtration enthalten naturgemäß zu einer erhöhten Feststoffabscheidung und damit auch zu einer erhöhten Abscheidung von Mikroplastik.

Auf der Kläranlagen Wegberg wurden neben den konventionellen Parametern auch die Konzentration der Mikroschadstoffe im Zu- und Ablauf im Rahmen eines Screenings untersucht. Hierbei zeigte sich, dass die Konzentration der Mikroschadstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage Wegberg im erwarteten Konzentrationsbereich von kommunalen Kläranlagen liegen. Dabei werden die detektierten Mikroschadstoffe entsprechend ihrer Stoffeigenschaften von sehr gut bis praktisch gar nicht in der Kläranlage eliminiert. Die ermittelten Konzentrationen wurden mit verschiedenen immissionsbasierten Kennwerten bewertet, die sich jedoch nicht spezifisch auf Kläranlagenabläufe, sondern auf Gewässer oder das Trinkwasser beziehen. Legt man diese – konservativen – Kennwerte, wie z.B. die Umweltqualitätsnormen (UQN)

oder den Gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) zu Grunde, werden diese für verschiedene Stoffe wie z.B. Carbamazepin, Diclofenac oder die Gruppe der Sartane z.T. deutlich überschritten. Beim Mikroschadstoffscreening im Gewässer oberhalb und unterhalb der Einleitstelle zeigt sich für verschiedene Stoffe eine deutliche Frachterhöhung durch die Einleitung der Kläranlage Wegberg.

Bei der Elimination von Mikroschadstoffen steht die Entfrachtung der Vorfluter im Vordergrund. Gleichzeitig ist mit nicht unerheblichen Mehrkosten hinsichtlich der Investitions- und Betriebskosten einer 4. Reinigungsstufe zu rechnen. Deshalb wurde – wie auf vielen Kläranlagen in NRW bereits geschehen – mittels der Auswertung von Abflussdaten der Kläranlage Wegberg davon ausgegangen, dass die 4. Reinigungsstufe nur auf 50 % der maximalen Wassermenge dimensioniert werden muss, um ca. 90 % der Jahresabwassermenge von Mikroschadstoffen zu entfrachten. Die tatsächliche Bemessungswassermenge wäre in den folgenden Planungsschritten mit den zuständigen Behörden abzustimmen.

Für die Kläranlage Wegberg wurden vier unterschiedliche Varianten zur Umrüstung auf die 4. Reinigungsstufe geplant, die sich unter den örtlichen Randbedingungen realisieren lassen:

- V1: PAK vor Sandfilter
- V2: PAK in Belebung
- V3: GAK-Druckfilter
- V4: Ozon mit Sandfilter als biologische Nachbehandlung

Bei allen vier Varianten ist die gleichzeitig oder zeitlich versetzte Umrüstung auf eine weitergehende Elimination antibiotikaresistente Bakterien mittels UV-Behandlung optional möglich.

Für die Umsetzung der 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Wegberg lässt sich aufgrund der Ergebnisse der Kosten-/Nutzenanalyse nach heutigem Wissensstand folgende Empfehlung ableiten:

- V1: PAK vor Sandfilter und V2: PAK in Belebung können für die Kläranlage Wegberg unter den spezifischen Randbedingungen empfohlen werden. Bis zur Planung/Ausführung sollten insbesondere die Erkenntnisse aus den aktuellen großtechnischen Projekten mit Dosierung vor Sandfilter und Dosierung in die Belebung ausgewertet werden, um die durch die erforderliche PAK-Dosierung geprägten Betriebskosten zu erhärten.
- V3: GAK-Filter und V4: Ozonung mit Sandfilter sind für die KA Wegberg aufgrund der örtlichen Verhältnisse wie insbesondere der beengte Platz im Bereich des Filters und ein Bestandsfilter, der nicht mit geringen Risiken zur GAK-Filtration umgerüstet werden kann, hingegen nicht zu empfehlen.

Aufgestellt:



.....  
i.A. Dr.-Ing. Frank Benstöm  
21-05-31 699\_1 Machbarkeitsstudie Spurenstoffe KA Wegberg



.....  
i.A. Stella Nern, M. Eng.

Ingenieurgesellschaft ATD  
Aachen, den 31.05.2021

## Literatur

ABEGGLEN, C. und SIEGRIST, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bern, Bundesamt für Umwelt (BAFU).

BENSTÖM, F.; PINNEKAMP, J. (2012): Übersicht über die verfahrenstechnischen Möglichkeiten der Anwendung von Aktivkohle auf kommunalen Kläranlagen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Aachener Schriften zur Stadtentwässerung. 13. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, 17.–18.10.2012, Köln. Band 16, ISBN: 978-3-938996-09-6.

BENSTÖM, F. (2017): Granulierte Aktivkohle zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Dissertation. RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

BRENDEL, U. (1997): Einsatz von Aktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft.

BERTLING, JÜRGEN; BERTLING, RALF; HAMANN, LEANDRA (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mirko- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen, Juni 2018

BLAK–LAWA (2008): Einheitliche Berechnungsmethode zur Frachtermittlung im Abwasser im Rahmen internationaler Berichtspflichten. Empfehlung des BLAK-Arbeitskreises „Internationale Berichtspflichten zu punktförmigen Abwassereinleitungen“. Bund-Länder-Arbeitskreis – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.).

DWA Merkblatt M205 (2013): "Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser".

DWA (2016): Alt, K.; Benstöm, F.; Biebersdorf, N.; Böhler, M.; Bornemann, C.; Hiller, C.; Jedele, K.; Jekel, M.; Lyko, S.; Metzger, S. (AG-sprecher); Nahrstedt, A.; Remy, C.; Wintgens, T. :Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung (Bericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.6 Korrespondenz Abwasser Abfall, 63. Jahrgang, Nr. 12, Dezember 2016, Hennef, ISSN: 1866-0029)

DWA (2018): 31. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen, DWA-Arbeitsgruppe BIZ-1.1 „Kläranlagen-Nachbarschaften“, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef

DWA (2019): Aktivkohleeinsatz auf kommunalen Kläranlagen zur Spurenstoffentfernung – Verfahrensvarianten, Reinigungsleistung und betriebliche Aspekte – Mai

2019, DWA-Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef, ISBN: 978-3-88721-797-6

ELWAS (2020a): Land NRW; dl-de/by-2-0 ([www.govdata.de/dl-de/by-2-0](http://www.govdata.de/dl-de/by-2-0))  
<https://www.elwasweb.nrw.de>, 2020; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie  
2020, Datenquellen: [http://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/Datenquellen\\_TopPlus\\_Open\\_01.10.2017.pdf](http://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open_01.10.2017.pdf); zuletzt geprüft am 20.05.2020

ELWAS (2020b): Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen  
(IT.NRW) <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#>; Stand: 28.01.2020;  
Copyright 2013-2020; zuletzt geprüft am 20.05.2020

FAHLENKAMP et al. (2008): Fahlenkamp ,Hans; Nöthe, Tobias; Nowotny, Norman;  
Launer, Martin; Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen  
Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3; Technische Universität Dortmund, Fa-  
kultät Bio- und Chemieingenieurwesen

KEYSERS, C. (2016): Entfernung organischer Mikroverunreinigungen aus kommu-  
nalem Abwasser mittels oxidativer und adsorptiver Verfahren im dynamischen Re-  
zirkulationsbetrieb, Dissertation RWTH Aachen.

KLAER, K. (2019): Dimensionierung und Betriebsoptimierung von Anlagen zur Ozo-  
nung kommunaler Abwässer zur Spurenstoffelimination und Desinfektion, Disserta-  
tion RWTH Aachen.

KOM-M NRW (2016a): Mikroschadstoffentfernung machbar?, Wesentliche Inhalte  
einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination ARGE Kompe-  
tenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, Köln, Stand 01.09.2016

KOM-M NRW (2016b): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen  
zur Mikroschadstoffelimination, ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW,  
Köln, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, Stand 01.09.2016

KOM-M.NRW (2018): Bromat als Nebenprodukt der Ozonung bei der Abwasserrei-  
nigung – was bei der Auslegung von Aufbereitungsprozessen und deren Betrieb zu  
beachten ist: Fachbrief Bromat (Stand September 2018), Kompetenzzentrum Mik-  
roschadstoffe NRW

KomS (2020): Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg, Interaktive  
GIS-Karte, Abruf: 27.04.2020, 11:30 Uhr, <https://koms-bw.de/klaeranlagen/uebersichtskarte/>

LIA (2009): Landesinstitut für Arbeitsgestaltung des Landes Nordrhein-Westfalen,  
KomNet-Wissensdatenbank - Wie sind DNEL und PNEC zu verstehen? - KomNet

Dialog 6198, Stand: 11.09.2009, [https://www.komnet.nrw.de/\\_sitetools/dialog/6198](https://www.komnet.nrw.de/_sitetools/dialog/6198),  
zuletzt geprüft am 03.04.2020

LUWB (2018): Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands Bundesländerübergreifende Untersuchungen in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz - Teil 1: Kunststoffpartikel in der oberflächennahen Wasserphase; LUBW, LfU, HLNUG, LANUV, LfU RLP. Maren Heß (LANUV), Dr. Peter Diehl (LfU RLP), Dr. Jens Mayer (HLNUG), Dr. Harald Rahm (LANUV), Dr. Werner Reifenhäuser (LfU), Jochen Stark (LUBW) und Dr. Julia Schwaiger (LfU). Karlsruhe, Augsburg, Wiesbaden, Recklinghausen, Mainz 2018

MARGOT, J.; KIENLE, C.; MAGNET, A.; WEIL, M.; ROSSI, L.; DE ALENCASTRO L.F.; ABEGGLEN, C.; THONNEY, D.; CHÈVRE, N.; SCHÄRER, M.; BARRY, D.A. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? Sci Total Environ. 2013 Sep 1;461-462:480-98. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.

MKULNV NRW (2020): Steckbrief der Planungseinheiten - in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas. Bewirtschaftungsplan 2022-2027. Hrsg. MKULNV NRW. Düsseldorf. Online verfügbar unter [https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb\\_2022-2027\\_maasnord\\_entwurf.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb_2022-2027_maasnord_entwurf.pdf), zuletzt geprüft am 12.05.2020.

NÖTHER, TOBIAS (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern, Fakultät Bio- und Chemieingenieurwesen der technischen Universität Dortmund, Dissertation

NOAA (2020): What are microplastics? – National Ocean Service – National Oceanic and Atmospheric Administration – U.S. Department of Commerce, Stand: 30.03.2020, <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>, zuletzt geprüft am: 15.04.2020

OGewV (2016): Bundesgesetzblatt, 20.06.2016, Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). OGewV. [http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv\\_2016/OGewV.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf), zuletzt geprüft am 02.04.2020.

PINNEKAMP, J.; FIRK, J.; SCHLEIFFER, P. (2019): Bewertung der urbanen Gewässereinträge und Möglichkeiten der Eintragsminderung, Abschlussveranstaltung des BMBF Projekts HyReKA, Dechema Frankfurt a. M.

REMY, C.; MUTZ, D.; SPERLICH, A.; SCHALLER, J.; WINDELBERG, G. (2015): Ökobilanz verschiedener Verfahrensoptionen zur Spurenstoffentfernung, Abschlussveranstaltung der Verbundprojekte ASKURIS und IST4R, 14. September 2015, TU Berlin

SCHREIBER, C. (2019): Oberflächengewässer; BMBF-Forschungsvorhaben zu Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf (HyReKA); IHPH/UKB, IMMIP/UKB, TZW Karlsruhe, Erftverband - Vortrag auf der Abschlussveranstaltung im April 2019

SCHWARTZ, THOMAS (2019): Kommunale Kläranlagen, Eliminationsverfahren - Bewertung unterschiedlicher Kläranlagen und Abwasserbehandlungsverfahren zur Entfernung fakultativ-pathogener Bakterien und Antibiotika-Resistenzen; BMBF-Forschungsvorhaben zu Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf (HyReKA); KIT, IFG; - Vortrag auf der Abschlussveranstaltung im April 2019

SEIDEL, U., ANTE, S., BÖRGERS, A., HERBST, H., MATHEJA, A., REMMLER, F., SAYDER, B., TÜRK, J. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Analyse der Eliminationsmöglichkeiten von Arzneimitteln in den Krankenhäusern in NRW (TP 3)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7 - 042 600 001C, Vergabenummer 08/0581

SONTHEIMER, H.; CRITTENDEN, J. C.; SUMMERS, R. S.; HUBELE, C. (1988): Activated carbon for water treatment. 2. Aufl., DVGW-Forschungsstelle, Karlsruhe, ISBN 3-922671-20-9

SPELTHAHN, V.; DOLNY, R.; GIESE, C.; GRIEBEL, K.; LECHTHALER, S.; PINNEKAMP, J.; LINNEMANN, V. (2019): Mikroplastik aus Mischsystemen, 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft - Wasser und Gesundheit, 20.-22. März 2019 im Eurogress Aachen/Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Hrsg. Pinnekamp, J.; bearb.: Kölling, V., Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der Rwth Aachen e.V., 2019. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (250), ISBN 978-3-938996-56-0

STAPF, M., MIEHE, U., SCHUMANN, P. (2017): Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon. Berlin, Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

TIEHM, ANDREAS; STANGE; CLAUDIA (2019): Oberflächengewässer, Grund- und Rohwasser; BMBF-Forschungsvorhaben zu Antibiotikaresistenzen im Wasserkreislauf (HyReKA); DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe - Vortrag auf der Abschlussveranstaltung im April 2019

Tim-Online, 2020: Land NRW (2020) <https://www.tim-online.nrw.de/tim-online2/> - Lizenz dl-de/zero-2-0; GeoBasis-DE / BKG 2020 / EuroGeographics / Bezirksregierung Köln Geobasis NRW; zuletzt geprüft am 19.05-2021.

TRIEBSKORN, RITA (2017): "Weitergehende Abwasserreinigung: Ein wirksames und bezahlbares Instrument zur Verminderung von Spurenstoffen und Keimen im

Wasserkreislauf." <https://publikationen.uni-tuebingen.de/xmlui/handle/10900/74316>,  
zuletzt geprüft am: 29.04.2020.

TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen  
Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV); Ausfertigungsdatum: 21.05.2001

UBA (2003): „Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im  
Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht – Empfehlung des Umweltbundesamtes  
nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. Bundesge-  
sundheitsblatt“ – Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz 2003 46:249–251, DOI  
10.1007/s00103-002-0576-7.

UBA(2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von  
Arzneimitteln. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau.

UBA (2017): Umweltbundesamt - Ökologischer Zustand der Fließgewässer – Stand:  
20.10.2017, [https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oeko-  
logischer-zustand-der-fliessgewaesser#methode](https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oeko-logischer-zustand-der-fliessgewaesser#methode), zuletzt geprüft am: 14.04.2020

UBA (2018a): Umweltbundesamt - Chemischer Zustand der Fließgewässer – Stand:  
14.11.2018, [https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/che-  
mischer-zustand-der-fliessgewaesser#umweltqualitatsnormen-fur-den-chemischen-  
zustand](https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/che-mischer-zustand-der-fliessgewaesser#umweltqualitatsnormen-fur-den-chemischen-zustand), zuletzt geprüft am: 14.04.2020

UBA (2018b): Umweltbundesamt - Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Um-  
welt- Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen. ISSN 2363-829X,  
[www.umweltbundesamt.de/publikationen](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen). Oktober 2018

VSA (2018): Verfahrensüberblick zur biologischen Nachbehandlung bei der Ozo-  
nung, Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“, Stand: April 2018 (Ver-  
sion 1)

## Anlagen

### Kostentabellen

4. Reinigungsstufe Wegberg									
Investitionen		V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter	Abschreibungs- zeitraum	Preis- steigerung	MwSt	
						% p.a.	%		
<b>1 Bautechnik</b>									
<b>1.1 Pumpwerk</b>						30,00 a	2,0%	19%	
1.1.1 Allgemeine BT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
<b>1.2 Behandlungsanlage</b>	[€]					30,00 a	2,0%	19%	
1.2.1 Allgemeine BT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	10.000,00 €	10.000,00 €	270.000,00 €	90.000,00 €				
1.2.2 Kleinfundamente	[€]	57.750,00 €	57.750,00 €	0,00 €	30.000,00 €				
1.2.3 Außenanlagen (Befestigung)	[€]	2.300,00 €	2.300,00 €	12.400,00 €	12.400,00 €				
1.2.4 erdverlegte Rohrleitungen/Armaturen	[€]	44.000,00 €	16.000,00 €	370.000,00 €	370.000,00 €				
1.2.5 Umbau Bio-P-Becken zum Kontaktbecken	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
1.2.8 Leichtbauhalle GAK-Druckfilter	[€]	0,00 €	0,00 €	280.000,00 €	0,00 €				
1.2.9 Bodenplatte Leichtbauhalle	[€]	0,00 €	0,00 €	192.000,00 €	0,00 €				
1.2.10 GAK-Druckfilter-Behälter + Oberflächenbehandlung +Lieferung/M	[€]	0,00 €	0,00 €	1.800.000,00 €	0,00 €				
1.2.11 GAK-Druckfilter Spülwasserbecken	[€]	0,00 €	0,00 €	90.000,00 €	0,00 €				
1.2.12 Ozonung Reaktor Neubau	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	240.000,00 €				
1.2.13 Ozonung Maschinenhaus	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	200.000,00 €				
1.2.14 CFD-Simulation	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
<b>Summe Bautechnik</b>	[€]	<b>110.000,00 €</b>	<b>90.000,00 €</b>	<b>3.010.000,00 €</b>	<b>960.000,00 €</b>				
<b>2 Maschinenteknik</b>									
<b>2.1 Pumpwerk</b>						15,00 a	3,0%	19%	
2.1.1 Allgemeine MT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	0,00 €	0,00 €	5.500,00 €	5.000,00 €				
2.1.2 Pumpe	[€]	0,00 €	0,00 €	25.000,00 €	20.000,00 €				
2.1.3 Umschluss Sandfilterpumpen und Rohrleitungen/Armaturen	[€]	0,00 €	0,00 €	15.000,00 €	15.000,00 €				
2.1.4 Sonstiges	[€]	0,00 €	0,00 €	15.000,00 €	15.000,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	60.500,00 €	55.000,00 €				
<b>2.2 Behandlungsanlage</b>						15,00 a	3,0%	19%	
2.2.1 Allgemeine MT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	50.000,00 €	50.000,00 €	170.000,00 €	50.000,00 €				
2.2.2 Steuerluftversorgung Kompressor/Verrohrung	[€]	20.000,00 €	20.000,00 €	50.000,00 €	20.000,00 €				
2.2.3 PAK Dosierung + Silo	[€]	380.000,00 €	380.000,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.4 FM Dosierung + Tank/Lager	[€]	97.500,00 €	97.500,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.5 Demontage Schlammräumer	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.6 Rührwerk separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.7 Rohrleitungen/Armaturen separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.8 Stahlbau separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.9 GAK Druckfilter (Aggregate, Verrohrung, Armaturen)	[€]	0,00 €	0,00 €	1.638.000,00 €	0,00 €				
2.2.10 TGA Maschinenhaus Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.11 Stahlbau Maschinenhaus Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.12 Rohrleitung/Armaturen Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.13 Stahlbau KB Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	25.000,00 €				
2.2.14 Ozongenerator (+Verdichter+Restozonvernichter+Diffusoren)	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	364.000,00 €				
2.2.15 O2-Tank	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	40.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	547.500,00 €	547.500,00 €	1.858.000,00 €	559.000,00 €				
<b>Summe Maschinenteknik</b>	[€]	<b>550.000,00 €</b>	<b>550.000,00 €</b>	<b>1.920.000,00 €</b>	<b>610.000,00 €</b>				
<b>3 Elektrotechnik</b>									
<b>3.1 Pumpwerk</b>						10,00 a	4,0%	19%	
3.1.1 Allgemeine ET-Kosten	[€]	0,00 €	0,00 €	10.000,00 €	10.000,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	10.000,00 €	10.000,00 €				
<b>3.2 Behandlungsanlage</b>						10,00 a	4,0%	19%	
3.2.1 Allgemeine ET-Kosten	[€]	230.000,00 €	230.000,00 €	490.000,00 €	450.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	230.000,00 €	230.000,00 €	490.000,00 €	450.000,00 €				
<b>Summe Elektrotechnik</b>	[€]	<b>230.000,00 €</b>	<b>230.000,00 €</b>	<b>500.000,00 €</b>	<b>460.000,00 €</b>				
<b>4 Summe</b>									
4.1 Summe Netto	[€]	890.000,00 €	870.000,00 €	5.430.000,00 €	2.030.000,00 €				
4.2 Summe MwSt	[€]	169.100,00 €	165.300,00 €	1.031.700,00 €	385.700,00 €				
4.3 Summe Brutto	[€]	1.059.100,00 €	1.035.300,00 €	6.461.700,00 €	2.415.700,00 €				

1 Personal		Einheit	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
1.1	Internes Personal Bereich 1	[h/Woche]					50,00 €/h	0,0%	2%
1.2		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.3	Internes Personal Bereich 2	[h/Woche]	20,00	20,00	20,00	20,00	50,00 €/h	0,0%	2%
1.4		[h/a]	1.040,00	1.040,00	1.040,00	1.040,00			
1.5	Internes Personal Bereich 3	[h/Woche]					50,00 €/h	0,0%	2%
1.6		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.7	Externes Personal	[h/Woche]					65,00 €/h	19,0%	2%
1.8		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.9	Sonstige Personalkosten	[h/Woche]	0,00				30,00 €/h	19,0%	2%
1.10		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.11	Summe Personal	[h/Woche]	20,00	20,00	20,00	20,00			
1.12		[h/a]	1.040,00	1.040,00	1.040,00	1.040,00			
2 Energie			V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
2.1	Stromproduktion	[kWh/d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,200 €/kWh	19,0%	5%
2.2		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.3	Stromverbrauch	[kWh/d]	579,76	579,76	665,65	2.126,73	0,180 €/kWh	19,0%	5%
2.4		[kWh/a]	211.614,12	211.614,12	242.961,18	776.256,24			
2.5	Stromüber- / Unterdeckung	[kWh/d]	579,76	579,76	665,65	2.126,73			
2.6		[kWh/a]	211.614,12	211.614,12	242.961,18	776.256,24			
2.7	Wärmeproduktion	[kWh/d]					0,040 €/kWh	19,0%	5%
2.8		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.9	Wärmeverbrauch	[kWh/d]					0,040 €/kWh	19,0%	5%
2.10		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.11	Wärmeüber- / Unterdeckung	[kWh/d]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.12		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
3 Hilfsmittel			V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
3.1	PAK	[kg/d]	101,00	134,00	0,00	0,00	1,80 €/kg	19,0%	4%
3.2		[kg/a]	36.865,00	48.910,00	0,00	0,00			
3.3	FM Fe	[kg/d]	400,00	400,00	0,00	0,00	0,20 €/kg	19,0%	4%
3.4		[kg/a]	146.000,00	146.000,00	0,00	0,00			
3.5	GAK	[kg/d]	0,00	0,00	120,00	0,00	1,60 €/kg	19,0%	4%
3.6		[kg/a]	0,00	0,00	43.800,00	0,00			
3.7	Sauerstoff	[kg/d]	0,00	0,00	0,00	1.300,00	0,11 €/kg	19,0%	4%
3.8		[kg/a]	0,00	0,00	0,00	474.500,00			
3.9	Kühlwasser	[m³/d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10 €/m³	19,0%	4%
3.10		[m³/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4 Reststoffe			Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
4.1	ÜSS aus PAK	[t TS/d]	0,15	0,20	0,00	0,00	122,50 €/t	19,0%	4%
4.2		[t/a]	55,30	73,37	0,00	0,00			
4.3	Reststoff 2	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.4		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.5	Reststoff 3	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.6		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.7	Reststoff 4	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.8		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.9	Reststoff 5	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.10		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
5 Sonstige Betriebskosten			Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
4.1	Verschleißteile Allgemein (0,5% der IVK)	[€/a]	4.450,00	4.350,00	27.150,00	10.150,00		19,0%	3,0%
4.2	Versicherung (% der Investitionen)	[%]	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%		19,0%	3,0%
4.3	O2-Tank Miete+Auf-/Abbau	[€/a]				16.125,00		19,0%	3,0%
4.4	Analytik Pauschale	[€/a]	5.000,00	5.000,00	5.000,00	5.000,00		19,0%	3,0%

4. Reinigungsstufe Wegberg mit UV-Anlage									
Investitionen		V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK-Druckfilter	V4: Ozon und Sandfilter	Abschreibungs- zeitraum	Preis- steigerung	MwSt	
<b>1 Bautechnik</b>							% p.a.	%	
<b>1.1 Pumpwerk</b>						30,00 a	2,0%	19%	
1.1.1 Allgemeine BT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
<b>1.2 Behandlungsanlage</b>	[€]					30,00 a	2,0%	19%	
1.2.1 Allgemeine BT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	10.000,00 €	10.000,00 €	270.000,00 €	90.000,00 €				
1.2.2 Kleinfundamente	[€]	57.750,00 €	57.750,00 €	0,00 €	30.000,00 €				
1.2.3 Außenanlagen (Befestigung)	[€]	2.300,00 €	2.300,00 €	12.400,00 €	12.400,00 €				
1.2.4 erdverlegte Rohrleitungen/Armaturen	[€]	44.000,00 €	12.000,00 €	370.000,00 €	370.000,00 €				
1.2.5 Umbau Bio-P-Becken zum Kontaktbecken	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
1.2.8 Leichtbauhalle GAK-Druckfilter	[€]	0,00 €	0,00 €	280.000,00 €	0,00 €				
1.2.9 Bodenplatte Leichtbauhalle	[€]	0,00 €	0,00 €	192.000,00 €	0,00 €				
1.2.10 GAK-Druckfilter-Behälter + Oberflächenbehandlung + Lieferung/M	[€]	0,00 €	0,00 €	1.800.000,00 €	0,00 €				
1.2.11 GAK-Druckfilter Spülwasserbecken	[€]	0,00 €	0,00 €	90.000,00 €	0,00 €				
1.2.12 Ozonung Reaktor Neubau	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	240.000,00 €				
1.2.13 Ozonung Maschinenhaus	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	200.000,00 €				
1.2.14 CFD-Simulation	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	114.050,00 €	82.050,00 €	3.014.400,00 €	962.400,00 €				
<b>1.3 Nachbehandlung</b>						30,00 a	2,0%	19%	
1.3.1 Allgemeine BT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	5.000,00 €	5.000,00 €	5.000,00 €	5.000,00 €				
1.3.2 Umbau Ablaufgerinne UV-Anlage	[€]	50.000,00 €	50.000,00 €	50.000,00 €	50.000,00 €				
Summe Nachbehandlung	[€]	55.000,00 €	55.000,00 €	55.000,00 €	55.000,00 €				
<b>Summe Bautechnik</b>	[€]	<b>170.000,00 €</b>	<b>140.000,00 €</b>	<b>3.070.000,00 €</b>	<b>1.020.000,00 €</b>				
<b>2 Maschinentechnik</b>									
<b>2.1 Pumpwerk</b>						15,00 a	3,0%	19%	
2.1.1 Allgemeine MT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	0,00 €	0,00 €	5.500,00 €	5.000,00 €				
2.1.2 Pumpe	[€]	0,00 €	0,00 €	25.000,00 €	20.000,00 €				
2.1.3 Umschluss Sandfilterpumpen und Rohrleitungen/Armaturen	[€]	0,00 €	0,00 €	15.000,00 €	15.000,00 €				
2.1.4 Sonstiges	[€]	0,00 €	0,00 €	15.000,00 €	15.000,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	60.500,00 €	55.000,00 €				
<b>2.2 Behandlungsanlage</b>						15,00 a	3,0%	19%	
2.2.1 Allgemeine MT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	50.000,00 €	50.000,00 €	170.000,00 €	50.000,00 €				
2.2.2 Steuerluftversorgung Kompressor/Verrohrung	[€]	20.000,00 €	20.000,00 €	50.000,00 €	20.000,00 €				
2.2.3 PAK Dosierung + Silo	[€]	380.000,00 €	380.000,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.4 FM Dosierung + Tank/Lager	[€]	97.500,00 €	97.500,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.5 Demontage Schlammräumer	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.6 Rührwerk separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.7 Rohrleitungen/Armaturen separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.8 Stahlbau separates KB	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	0,00 €				
2.2.9 GAK Druckfilter (Aggregate, Verrohrung, Armaturen)	[€]	0,00 €	0,00 €	1.638.000,00 €	0,00 €				
2.2.10 TGA Maschinenhaus Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.11 Stahlbau Maschinenhaus Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.12 Rohrleitung/Armaturen Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	20.000,00 €				
2.2.13 Stahlbau KB Ozon	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	25.000,00 €				
2.2.14 Ozongenerator (+Verdichter+Restozonvernichter+Diffusoren)	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	364.000,00 €				
2.2.15 O2-Tank	[€]	0,00 €	0,00 €	0,00 €	40.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	547.500,00 €	547.500,00 €	1.858.000,00 €	559.000,00 €				
<b>2.3 UV-Anlage</b>						15,00 a	3,0%	19%	
2.3.1 Allgemeine MT-Kosten (ca. 10% der Bauleistungen)	[€]	24.000,00 €	24.000,00 €	24.000,00 €	24.000,00 €				
2.3.2 UV-Anlage	[€]	240.000,00 €	240.000,00 €	240.000,00 €	240.000,00 €				
Summe Nachbehandlung	[€]	264.000,00 €	264.000,00 €	264.000,00 €	264.000,00 €				
<b>Summe Maschinentechnik</b>	[€]	<b>810.000,00 €</b>	<b>810.000,00 €</b>	<b>2.180.000,00 €</b>	<b>880.000,00 €</b>				
<b>3 Elektrotechnik</b>									
<b>3.1 Pumpwerk</b>						10,00 a	4,0%	19%	
3.1.1 Allgemeine ET-Kosten	[€]	0,00 €	0,00 €	10.000,00 €	10.000,00 €				
Summe Pumpwerk	[€]	0,00 €	0,00 €	10.000,00 €	10.000,00 €				
<b>3.2 Behandlungsanlage</b>						10,00 a	4,0%	19%	
3.2.1 Allgemeine ET-Kosten	[€]	230.000,00 €	230.000,00 €	490.000,00 €	450.000,00 €				
Summe Behandlungsanlage	[€]	230.000,00 €	230.000,00 €	490.000,00 €	450.000,00 €				
<b>3.3 Nachbehandlung</b>						10,00 a	4,0%	19%	
3.3.1 Allgemeine ET-Kosten	[€]	30.000,00 €	30.000,00 €	30.000,00 €	30.000,00 €				
3.3.11 Summe Nachbehandlung	[€]	30.000,00 €	30.000,00 €	30.000,00 €	30.000,00 €				
<b>Summe Elektrotechnik</b>	[€]	<b>260.000,00 €</b>	<b>260.000,00 €</b>	<b>530.000,00 €</b>	<b>490.000,00 €</b>				
<b>4 Summe</b>									
4.1 Summe Netto	[€]	1.240.000,00 €	1.210.000,00 €	5.780.000,00 €	2.390.000,00 €				
4.2 Summe MwSt	[€]	235.600,00 €	229.900,00 €	1.098.200,00 €	454.100,00 €				
4.3 Summe Brutto	[€]	1.475.600,00 €	1.439.900,00 €	6.878.200,00 €	2.844.100,00 €				

1 Personal		Einheit	V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
1.1	Internes Personal Bereich 1	[h/Woche]					50,00 €/h	0,0%	2%
1.2		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.3	Internes Personal Bereich 2	[h/Woche]	20,00	20,00	20,00	20,00	50,00 €/h	0,0%	2%
1.4		[h/a]	1.040,00	1.040,00	1.040,00	1.040,00			
1.5	Internes Personal Bereich 3	[h/Woche]					50,00 €/h	0,0%	2%
1.6		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.7	Externes Personal	[h/Woche]					65,00 €/h	19,0%	2%
1.8		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.9	Sonstige Personalkosten	[h/Woche]	0,00				30,00 €/h	19,0%	2%
1.10		[h/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
1.11	Summe Personal	[h/Woche]	20,00	20,00	20,00	20,00			
1.12		[h/a]	1.040,00	1.040,00	1.040,00	1.040,00			
2 Energie			V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
2.1	Stromproduktion	[kWh/d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,200 €/kWh	19,0%	5%
2.2		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.3	Stromverbrauch	[kWh/d]	1.323,76	1.323,76	1.409,65	2.870,73	0,180 €/kWh	19,0%	5%
2.4		[kWh/a]	483.174,12	483.174,12	514.521,18	1.047.816,24			
2.5	Stromüber- / Unterdeckung	[kWh/d]	1.323,76	1.323,76	1.409,65	2.870,73			
2.6		[kWh/a]	483.174,12	483.174,12	514.521,18	1.047.816,24			
2.7	Wärmeproduktion	[kWh/d]					0,040 €/kWh	19,0%	5%
2.8		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.9	Wärmeverbrauch	[kWh/d]					0,040 €/kWh	19,0%	5%
2.10		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.11	Wärmeüber- / Unterdeckung	[kWh/d]	0,00	0,00	0,00	0,00			
2.12		[kWh/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
3 Hilfsmittel			V1: PAK vor Sandfilter	V2: PAK in BB	V3: GAK- Druckfilter	V4: Ozon mit Sandfilter	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
3.1	PAK	[kg/d]	101,00	134,00	0,00	0,00	1,80 €/kg	19,0%	4%
3.2		[kg/a]	36.865,00	48.910,00	0,00	0,00			
3.3	FM Fe	[kg/d]	400,00	400,00	0,00	0,00	0,20 €/kg	19,0%	4%
3.4		[kg/a]	146.000,00	146.000,00	0,00	0,00			
3.5	GAK	[kg/d]	0,00	0,00	120,00	0,00	1,60 €/kg	19,0%	4%
3.6		[kg/a]	0,00	0,00	43.800,00	0,00			
3.7	Sauerstoff	[kg/d]	0,00	0,00	0,00	1.300,00	0,11 €/kg	19,0%	4%
3.8		[kg/a]	0,00	0,00	0,00	474.500,00			
3.9	Kühlwasser	[m³/d]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10 €/m³	19,0%	4%
3.10		[m³/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4 Reststoffe			Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4	spez. Kosten	MwSt	Preis- steigerung
4.1	ÜSS aus PAK	[t TS/d]	0,15	0,20	0,00	0,00	122,50 €/t	19,0%	4%
4.2		[t/a]	55,30	73,37	0,00	0,00			
4.3	Reststoff 2	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.4		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.5	Reststoff 3	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.6		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.7	Reststoff 4	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.8		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
4.9	Reststoff 5	[t/d]					0,00 €/t	19,0%	4%
4.10		[t/a]	0,00	0,00	0,00	0,00			
5 Sonstige Betriebskosten			Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4		MwSt	Preis- steigerung
4.1	Verschleißteile Allgemein (0,5% der IVK)	[€/a]	6.200,00	6.050,00	28.900,00	11.950,00		19,0%	3,0%
4.2	Versicherung (% der Investitionen)	[%]	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%		19,0%	3,0%
4.3	O2-Tank Miete+Auf-/Abbau	[€/a]				16.125,00		19,0%	3,0%
4.4	Analytik Pauschale	[€/a]	5.000,00	5.000,00	5.000,00	5.000,00		19,0%	3,0%