

STADT HALLE (WESTFALEN)

STUDIE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION AUF DER KLÄRANLAGE BRANDHEIDE



ABSCHLUSSBERICHT

Essen, im Oktober 2016

INHALTSVERZEICHNIS

1	Vorbemerkungen	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Angaben zur Kläranlage	2
1.2.1	Kurzbeschreibung Abwasserreinigung	2
1.2.2	Kurzbeschreibung Bemessungswerte	6
1.3	Verwendete Unterlagen	7
2	Grundlagenfeststellung & Abwasseranalyse	8
2.1	Grundlagenfeststellung	8
2.1.1	Beschreibung Einzugsgebiet	8
2.1.2	Abwassermengen	9
2.1.2.1	Täglicher Abwasserabfluss	9
2.1.2.2	Spitzenabfluss	11
2.1.3	Ablaufwerte	13
2.1.4	Prognose zukünftiger Belastungen	13
2.2	Analyse Sondermessprogramm	14
3	Elimination von Mikroschadstoffen in grosstechnischen Anlagen	17
3.1	Anforderungen, Grenzwerte und Leitparameter	17
3.1.1	Beurteilung anhand der Trinkwasserrelevanz	17
3.1.2	Beurteilung anhand der Gewässerrelevanz	18
3.1.3	Beurteilung anhand der aktuellen Rechtsprechung	18
3.1.4	Zusammenfassung	19
3.2	Übersicht zur Elimination von Mikroschadstoffen	20
3.2.1	Eliminationsleistungen der kommunalen Abwasserreinigung	20
3.2.2	Mögliche Verfahrenstechniken	22
3.3	Elimination Mikroschadstoffe mit Aktivkohleverfahren	23
3.3.1	Grundlagen Adsorption	23
3.3.2	Verfahrensmöglichkeiten AktivkohleadSORPTION	25
3.3.3	AktivkohleadSORPTION mittels Pulveraktivkohle (PAK)	27
3.3.3.1	Allgemeines	27
3.3.3.2	Adsorptionsstufe, mit Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie anschließendem Filter	27
3.3.3.3	Adsorptionsstufe mit Kontaktbecken und anschließender Filtration bzw. direkter PAK-Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters	30
3.3.4	AktivkohleadSORPTION mittels granulierter Aktivkohle (GAK)	32
3.3.4.1	Allgemein	32
3.3.4.2	Beschreibung	32

3.4	Elimination von Mikroschadstoffe mit Ozon	34
3.4.1	Grundlagen Ozonierung	34
3.4.2	Verfahrensmöglichkeiten Ozonierung	34
4	Grundlagen weitergehende Reinigungsstufe	36
4.1	Bemessungsparamter	36
4.2	Mögliche Erweiterungsfläche	38
5	Varianten Kläranlage Halle-Brandheide	39
5.1	Variante 1: PAK-Dosierung in Kontaktbecken	39
5.1.1	Verfahrensmerkmale	39
5.1.2	Vordimensionierung	40
5.1.3	Bewertung	42
5.2	Variante 2: GAK-Filtration	43
5.2.1	Verfahrensmerkmale	43
5.2.2	Vordimensionierung	45
5.2.3	Bewertung	47
5.3	Variante 3: Ozonierung	48
5.3.1	Verfahrensmerkmale	48
5.3.2	Vordimensionierung	49
5.3.3	Bewertung	51
6	Vergleich & Empfehlung	52
6.1	Wirtschaftlicher Variantenvergleich	52
6.1.1	Investitionskosten	52
6.1.2	Betriebskosten	54
6.1.3	Kostenvergleichsrechnung	56
6.2	Technischer Variantenvergleich	57
6.3	Zusammenfassung und EMPFEHLUNG	58
6.3.1	Zusammenfassung	58
6.3.2	Empfehlung	59
7	Literatur	60

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1.1:	Schematischer Lageplan der Kläranlage Halle-Brandheide	3
Abbildung 1.2:	Fließbild der Kläranlage Halle-Brandheide	4
Abbildung 2.1:	Ganglinie Abwasserabflüsse KA Halle-Brandheide	9
Abbildung 2.2:	Summenhäufigkeit Trockenwetterabfluss KA Halle-Brandheide	10
Abbildung 2.3:	Ganglinie Spitzenabfluss	11
Abbildung 2.4:	Summenhäufigkeit Spitzenabfluss	11
Abbildung 2.5:	Max. stündliche Abwasserabflüsse	12
Abbildung 3.1:	Entfernung von Mikroverunreinigungen in heutigen Kläranlagen [7]	21
Abbildung 3.2:	Verfahrenstechniken zur Spurenstoffelimination	22
Abbildung 3.3:	Adsorptionsvorgänge	23
Abbildung 3.4:	Adsorptionsisotherme [nach 2]	24
Abbildung 3.5:	Verfahrensmöglichkeiten durch Aktivkohleadsorption	26
Abbildung 3.6:	Mikroschadstoffelimination mittels PAK-Adsorption durch separaten Kontaktreaktor mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration	28
Abbildung 3.7:	Mikroschadstoffelimination mittels PAK-Adsorption durch direkte Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters	30
Abbildung 3.8:	Mikroschadstoffelimination mittels GAK-Adsorption durch nachgeschaltete Filtration	32
Abbildung 3.9:	Mikroschadstoffelimination mittels Ozonierung	35
Abbildung 4.1:	Bemessungswassermenge	36
Abbildung 4.2:	Gesamtelimination Arzneimittel (hier Diclofenac)	37
Abbildung 4.3:	Erweiterungsflächen (rot und gelb markiert)	38
Abbildung 5.1:	Lageplan Variante 1: PAK-Dosierung in Kontaktbecken	41
Abbildung 5.2:	Fließbilder Varianten a und b (GAK Filtration)	44
Abbildung 5.3:	Lageplan Variante 2b: Neubau GAK-Filtration	46
Abbildung 5.4:	Lageplan Variante 3: Ozonierung	50
Abbildung 6.1:	Vergleich Investitionskosten (netto, gerundet)	53
Abbildung 6.2:	Vergleich Betriebskosten (netto, gerundet)	55

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1.1:	Bauwerke der Kläranlage Halle-Brandheide	5
Tabelle 1.2:	Überwachungswerte KA gemäß Erlaubnisbescheid vom 17.10.2001	6
Tabelle 2.1:	Abwasserabflüsse zum KA Halle-Brandheide 2012-2014	10
Tabelle 2.2	Spitzenabfluss KA Halle-Brandheide	12
Tabelle 2.3:	Einordnung der Ergebnisse SMP 2015 auf der KA Halle-Brandheide anhand von Referenzwerten	15
Tabelle 2.4:	Vergleich der gemessenen Werte aus dem 3. Monitoringzyklus mit den Orientierungswerten zur Bewertung des chemischen Zustandes des Laibaches	16
Tabelle 3.1:	Qualitätskriterien und Zielwerten für Mikroschadstoffe des LANUV	19
Tabelle 3.2:	Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei PAK-Zugabe in das Kontaktbecken [3], [4], [7], [9], [16].	29
Tabelle 3.3:	Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei PAK-Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters [3], [4], [7].	31
Tabelle 3.4:	Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei GAK-Filtration [3], [4], [7], [18].	33
Tabelle 3.5:	Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei Ozonierung [3], [4], [7], [9].	35
Tabelle 5.1:	Vordimensionierung Variante 1	40
Tabelle 5.2:	Vordimensionierung Variante 2a und 2 b	45
Tabelle 5.3:	Vordimensionierung Variante 3	49
Tabelle 6.1:	Vergleich Investitionskosten (netto, gerundet)	52
Tabelle 6.2:	Vergleich Betriebskosten (netto)	55
Tabelle 6.3:	Vergleich Kostenvergleichsrechnung (gerundet)	56
Tabelle 6.4:	Technischer Variantenvergleich	57

ANHANGVERZEICHNIS

Anhang A : KOSTENANNAHME

Anhang B : KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN

Anhang C : PRÜFBERICHTE ANALYTIK

Anhang D : ZEICHNUNGEN

ZEICHNUNGEN

Plan-Nr.	Bezeichnung	Maßstab
14015 / 01 V 01	Lageplan, Variante 1, Pulveraktivkohledosierung	1:200
14015 / 01 V 02	Lageplan, Variante 2, GAK-Filtration	1:200
14015 / 01 V 03	Lageplan, Variante 3, Ozonierung	1:200

1 VORBEMERKUNGEN

1.1 VERANLASSUNG

Kommunales Abwasser enthält neben Feststoffen, Sauerstoff zehrenden Verbindungen und Nährstoffen eine große Anzahl organischer Spurenstoffe (Mikroschadstoffe). Laut Deutscher Bundestag „subsumiert der Begriff anthropogene Spurenstoffe verschiedene Stoffe mit Umweltrelevanz, die ... neben den bereits bekannten prioritären Schadstoffen verstärkt als Mikroverunreinigungen in Kläranlagen und Fließgewässern nachgewiesen wurden. Es handelt sich hierbei vor allem um Humanarzneimittel- und Kosmetikrückstände, Waschmittelinhaltsstoffe, Rückstände von Pflanzenschutzmitteln und Dünger sowie Nanopartikel aller Art. Anthropogene Spurenstoffe gelangen vor allem über Abwässer in die Umwelt [...]“ [11].

Mikroverunreinigungen können dabei bereits in sehr niedrigen Konzentrationen (ng/L bis µg/L) nachteilige Wirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben und / oder die Gewinnung von Trinkwasser aus dem Rohwasser negativ beeinflussen.

Bei der Planung und dem Betrieb kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen besteht bis zum derzeitigen Zeitpunkt (Stand 07/2016) jedoch noch keine verbindliche Vorgabe zur gezielten Elimination definierter organischer Mikroschadstoffe.

Resultierend aus den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie an den Zustand europäischer Oberflächengewässer sowie der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) könnte in Zukunft jedoch eine gezielte Elimination vom Gesetzgeber gefordert werden.

Vor diesem Hintergrund beauftragte die Stadt Halle (Westfalen) Dahlem Beratende Ingenieure, mit einer Studie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Halle-Brandheide.

Diese Studie wird hiermit vorgelegt.

1.2 ANGABEN ZUR KLÄRANLAGE

1.2.1 Kurzbeschreibung Abwasserreinigung

Die Kläranlage umfasst die folgenden Stufen:

- Mechanische Reinigungsstufe mit Feinrechen, belüftetem Sandfang
- Biologische Reinigungsstufe mit zwei Schreiber-Klärwerken, einem separatem Nachklärbecken und drei Schönungsteichen. Die Schreiber-Klärwerke beinhalten eine Vorklärung, eine Tropfkörperanlage zum Kohlenstoffabbau und zur Nitrifikation, eine Nachklärung und einem Kalt-Faulraum zur Schlammstabilisierung.
- Chemische Reinigungsstufe mit Phosphatfällung im Zulauf des Sandfangs

Die nachfolgende Abbildung 1.1 zeigt den Lageplan und Abbildung 1.2 die Fließwege der Kläranlage Halle-Brandheide.

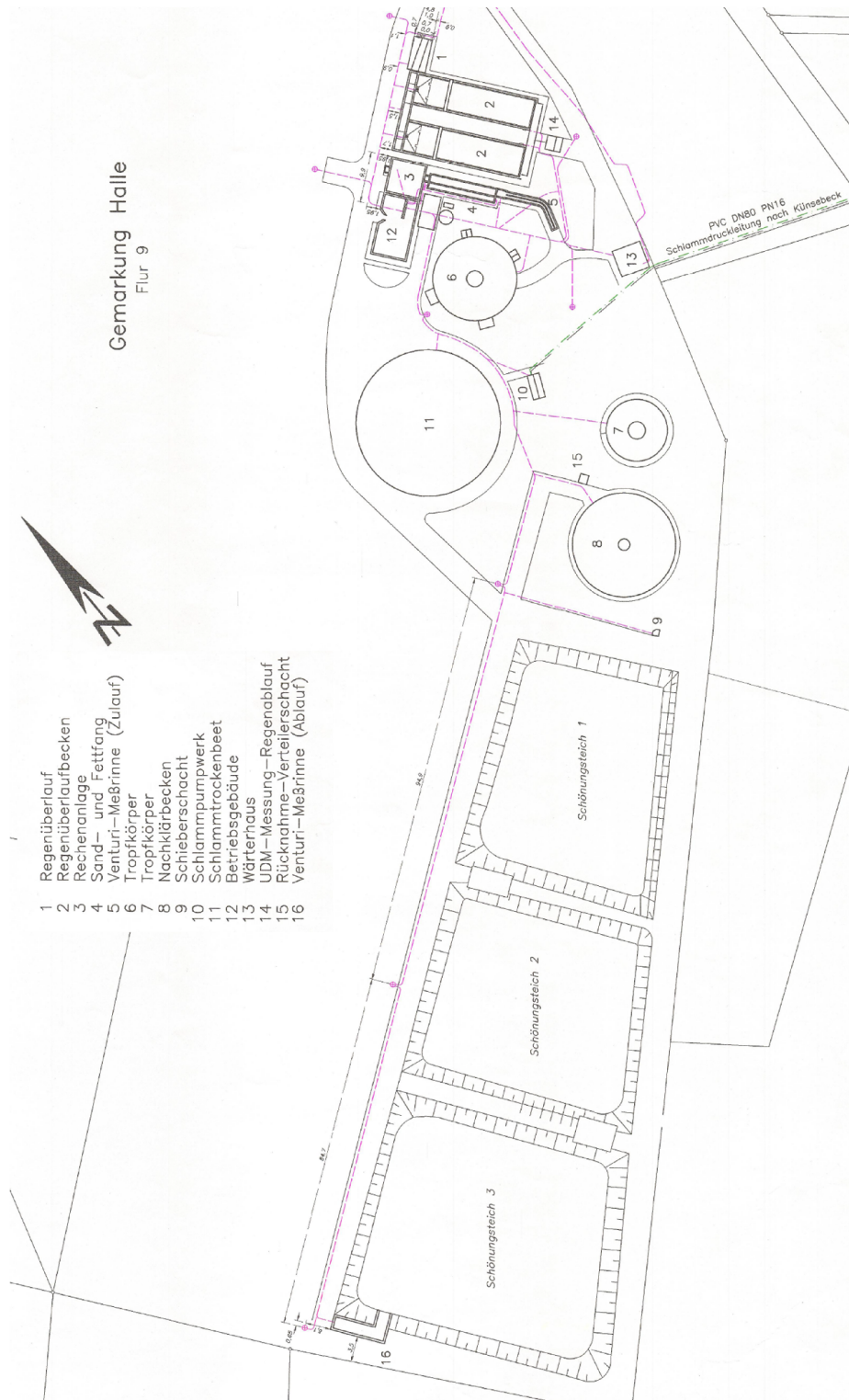


Abbildung 1.1: Schematischer Lageplan der Kläranlage Halle-Brandheide

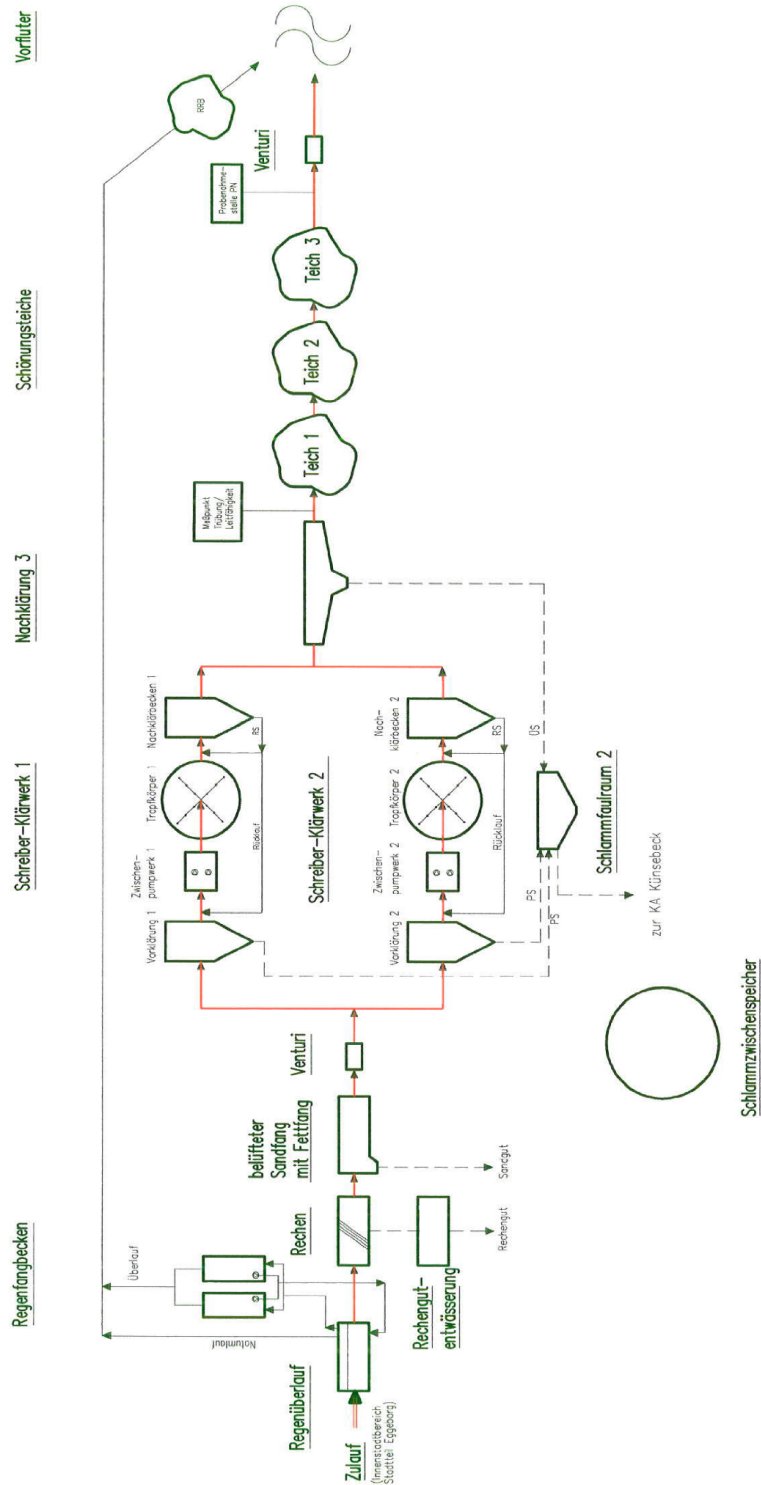


Abbildung 1.2: Fließbild der Kläranlage Halle-Brandheide

Die Kläranlage besteht im Wesentlichen aus den folgenden Bauwerken:

Tabelle 1.1: Bauwerke der Kläranlage Halle-Brandheide

BAUWERK	AUSFÜHRUNG UND DIMENSIONEN
Regenüberlauf und Regenüberlaufbecken	Vorgeschalteter Regenüberlauf + 2 Regenüberlaufbecken
Rechenanlage	
Sand- und Fettfang	Belüfteter Langsandfang mit seitlicher Fettfangkammer
Zulaufmengenmessung	2 Venturi-Gerinne
Tropfkörper	2 parallel angeordnete Schreiber-Kläranlagen mit Ausbaugrößen von 10.000 und 15.000 EW. Sie beinhalten Vorklärung, Tropfkörper und Nachklärung sowie TK-Pumpwerk 1 + 1 Pumpen und Schlammfaulraum
Nachklärung	1 Horizontal durchströmtes Rundbecken
Schlammumpwerk	Überschuß- und Primärschlammumpwerk zur weiteren Schlammbehandlung mittels Druckleitung zur Kläranlage Künsebeck
Ablaufmengenmessung	Venturi-Gerinne

1.2.2 Kurzbeschreibung Bemessungswerte

Die Kläranlage Halle Brandheide ist auf eine Wassermenge gemäß Erlaubnisantrag vom 24.04.2007 $Q_M = 468 \text{ m}^3/\text{h}$ sowie $Q_t = 198 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt.

Der Betriebsweise liegen Bemessungsparameter entsprechend der nachfolgenden Tabelle zugrunde:

Tabelle 1.2: Überwachungswerte KA gemäß Erlaubnisbescheid vom 17.10.2001

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) [mg/l]	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅) [mg/l]	Ammoniumstickstoff (NH₄-N) [mg/l]	Gesamtstickstoff, anorganisch (NH₄-N + NO₃-N) [mg/l]	Gesamt-Phosphor (P_{ges}) [mg/l]
40	14	7	17	1,2

1.3 VERWENDETE UNTERLAGEN

Folgende Entwurfsunterlagen für die bestehenden Anlagen, Bestandspläne und sonstige planerisch relevante Dokumentationen wurden für die Erarbeitung der vorliegenden Studie verwendet:

- Änderungsantrag zur kommunalen Abwassereinleitung aus der KA Halle-Brandheide, aqua consult Ingenieur GmbH, Hannover, April 2007
- Nitrifikations- und Denitrifikationsleistung eines Schreiber-Klärwerkes mit einstufigem, konventionellem Tropfkörper mit Kunststoff-Füllelementen, Diplomarbeit, Michael Voß, Fachhochschule Münster, April 1997
- Mikroschadstoffentfernung machbar?, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, April 2015
- Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, März 2015
- Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen, DWA, April 2015
- Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Umweltbundesamt, Januar 2015
- Diverse Verfahrensfließbilder und Übersichten
- Originaldaten bisheriger Sondermessprogramme
- Angaben der wichtigsten Indirekteinleiter
- Verfahrenstechnische Anlagedaten

2 GRUNDLAGENFESTSTELLUNG & ABWASSERANALYSE

2.1 GRUNDLAGENFESTSTELLUNG

Im Rahmen der Grundlagenfeststellung wurden die Betriebsdaten der Jahre 2013 - 2015 ausgewertet.

2.1.1 Beschreibung Einzugsgebiet

Die Stadt Halle (Westfalen) liegt im Einflussbereich des Ems-Oberlaufs. Die Topografie des Einzugsgebietes der Kläranlage Halle-Brandheide ist weitestgehend eben. Am östlichen Rand des Einzugsgebietes befinden sich die Ausläufer des Teutoburger Waldes.

In der Kläranlage Halle-Brandheide erfolgt die Behandlung des Abwassers von ca. 14.000 Einwohnern (Stand 2013). Das zugehörige Einzugsgebiet (EZG) erstreckt sich dabei über Oldendorf, Hesseln, Eggenberg und einen Teil der Innenstadt von Halle (Westfalen).

2.1.2 Abwassermengen

2.1.2.1 Täglicher Abwasserabfluss

Die Ganglinie der Tagesabwassermenge Q_d im Zulauf von Januar 2012 bis Dezember 2014 ist in Abbildung 2.1 dargestellt. Die Trockenwetterzuflüsse wurden ermittelt, indem Regentage (>0,3 mm Niederschlag) und jeweils ein Tag Regennachlauf ausgeschlossen wurden. Die Mittel-, Maximal- und 85%-Werte des Trockenwetterzuflusses sind in Tabelle 2.1 aufgeführt.

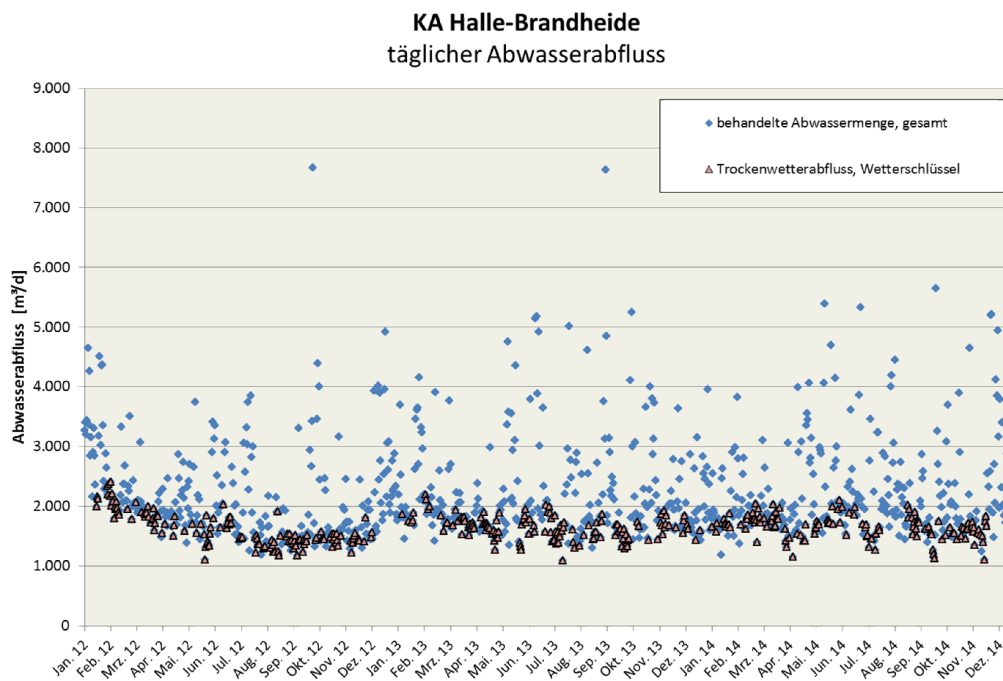


Abbildung 2.1: Ganglinie Abwasserabflüsse KA Halle-Brandheide

Die Tagesabwassermengen im Zufluss zur KA Halle-Brandheide schwanken kaum. Die im Wesentlichen flache Ganglinie ist aufgrund der überwiegenden Entwässerung des Einzugsgebietes im Trennsystem (nur der Stadtkern entwässert im Mischsystem) zu erklären. Außerdem sind der Kläranlage zwei Regenüberlaufbecken vorgeschaltet, die den Abwasserzufluss relativieren.

Tabelle 2.1: Abwasserabflüsse zum KA Halle-Brandheide 2012-2014

Paramter	Tages- mittelwert	Standard- abweichung	85 %- Wert	Maximal- Wert
	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]	[m ³ /d]
Gesamtabfluss	2.073	775	2.742	7.672
Trockenwetterabfluss	1.638	225	1.857	2.414

Abbildung 2.2 zeigt die Summenhäufigkeitsverteilung der Tagesabwassermenge bei Trockenwetter für die Jahre 2012 - 2014.

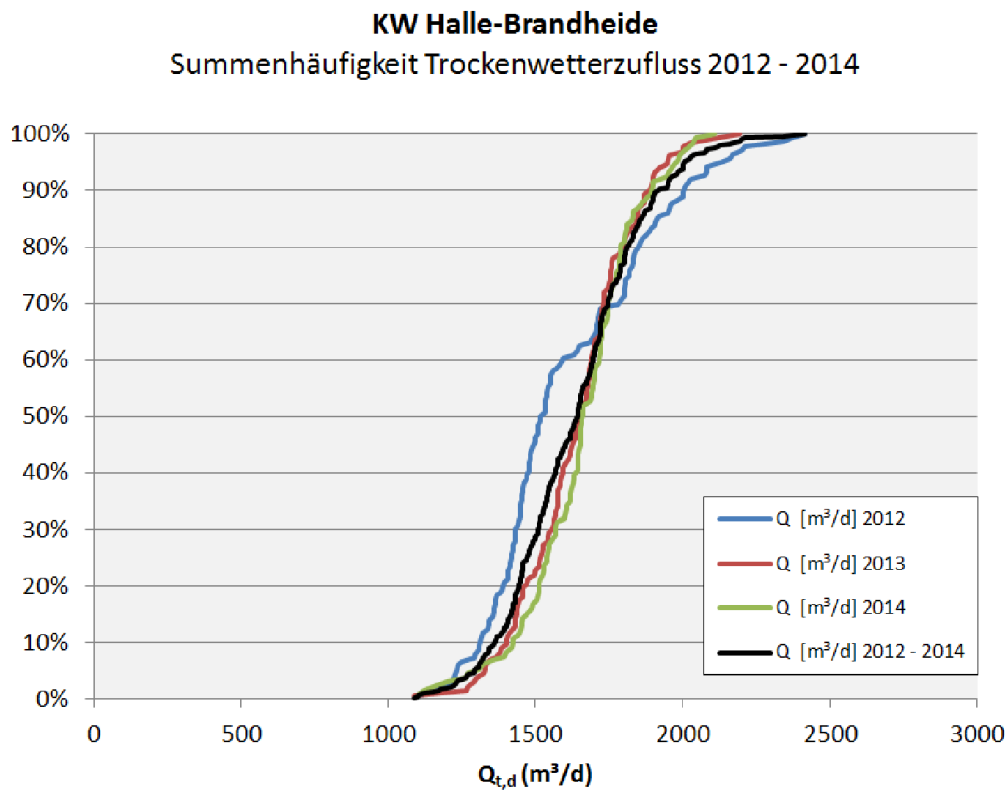


Abbildung 2.2: Summenhäufigkeit Trockenwetterabfluss KA Halle-Brandheide

Die Summenhäufigkeitslinien weisen einen ähnlichen Verlauf auf. Lediglich im Jahr 2012 liegt die Linie im Bereich der niedrigen Trockenwetterabflüsse oberhalb des Durchschnittes der Vergleichsjahre.

2.1.2.2 Spitzenabfluss

Wie in Abbildung 2.3 dargestellt ist, gibt es deutliche saisonale Spitzenabflüsse.

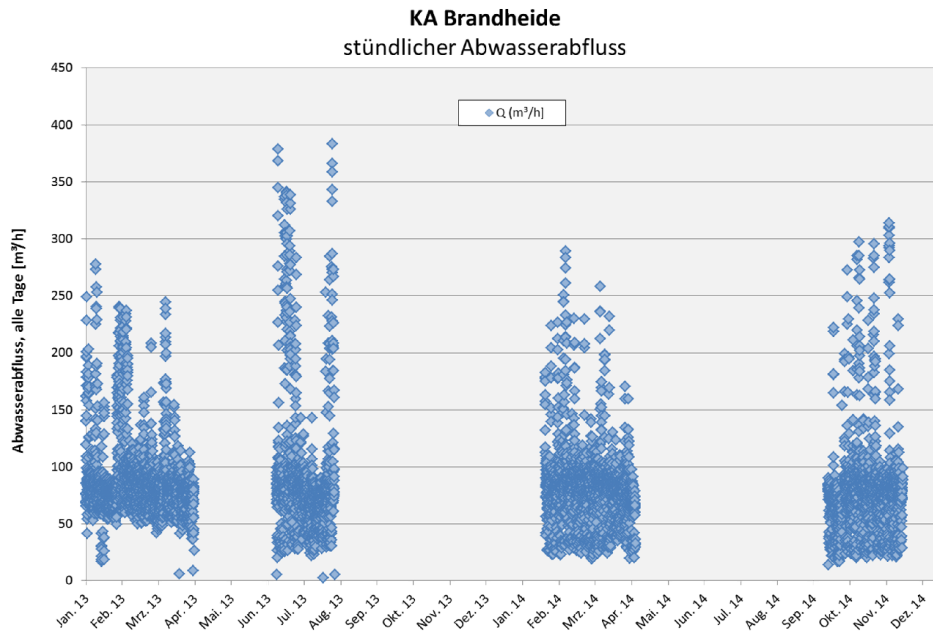


Abbildung 2.3: Ganglinie Spitzenabfluss

Aus Abbildung 2.4 ist zu erkennen, dass insbesondere die flache Steigung oberhalb des 85%til auf ausgeprägte Starkregenereignisse hinweist wobei der Trockenwetterzufluss von 300 m³/h die Zulaufwassermengen weitestgehend abdeckt.

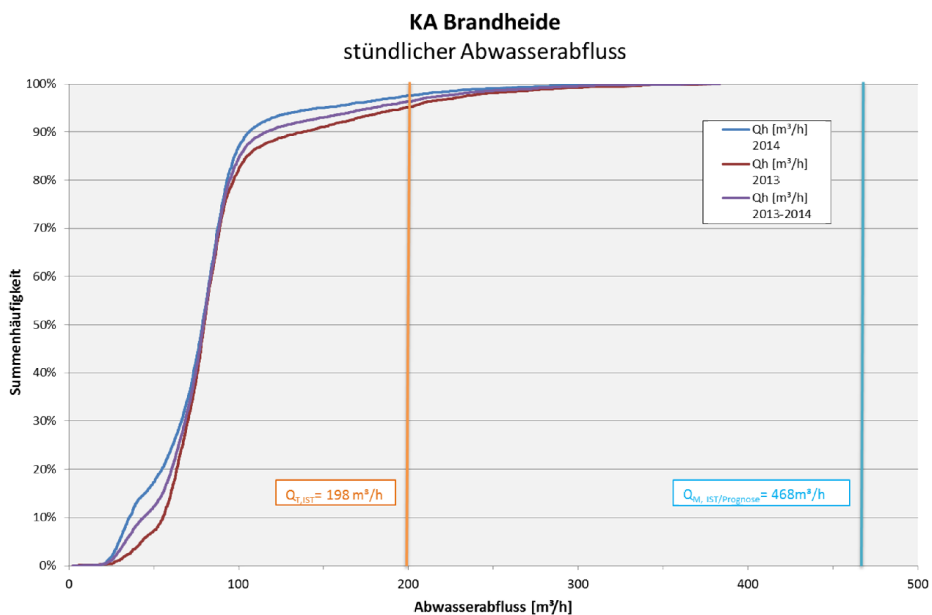


Abbildung 2.4: Summenhäufigkeit Spitzenabfluss

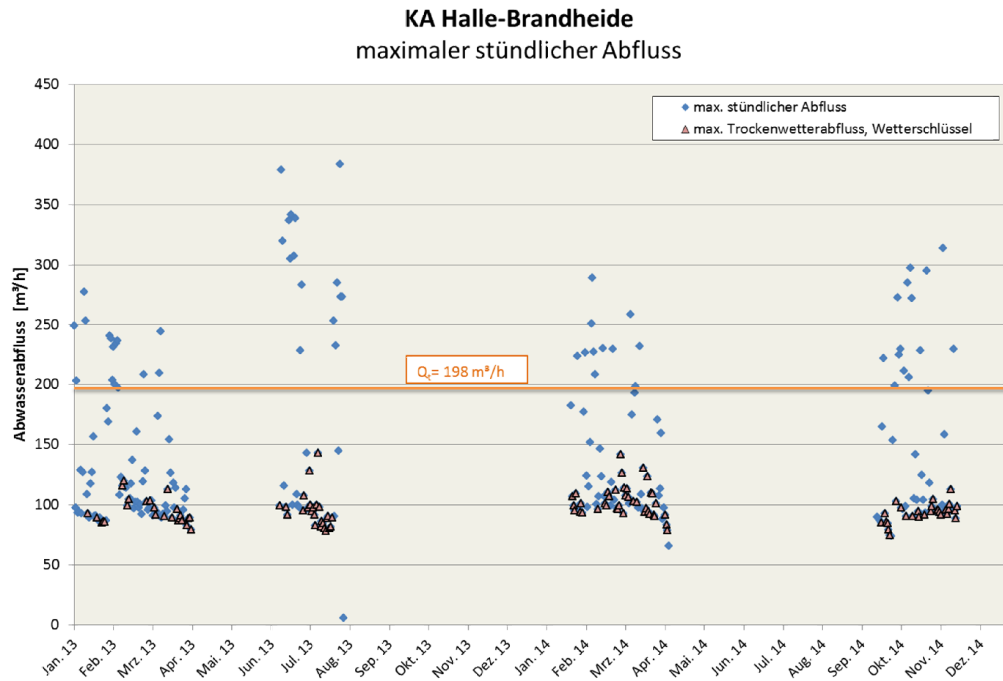


Abbildung 2.5: Max. stündliche Abwasserabflüsse

Wenn der tägliche Trockenwetterabfluss keinem ausgeprägten Jahresgang unterliegt, werden die Jahresmittel der maximalen und minimalen 2-Stunden- Mittel $Q_{T,2h,max,aM}$ und $Q_{T,2h,min,aM}$ in m^3/h aller Trockenwettertage gebildet. Nach Auswertung der Betriebsaufzeichnungen ergeben sich hieraus folgende Werte:

Tabelle 2.2 Spitzenabfluss KA Halle-Brandheide

Paramter		Menge	
		[m^3/h]	
Mischwasserabfluss	Q_m	468	Antrag 2007 (siehe 2.1.2.1)
max. Trockenwetterabfluss	Q_t	198	Antrag 2007 (siehe 2.1.2.1)

2.1.3 Ablaufwerte

Die Ablaufkonzentrationen von CSB, BSB₅, NH₄-N, NO₃-N, und P_{ges} werden aus durchflussproportionalen 24h-Mischproben bestimmt. Der CSB, NH₄-N, NO₃-N und P_{ges} werden täglich gemessen. Der anorganische Gesamtstickstoff wird als Summe aus NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N berechnet.

Die behördliche Überwachung ergab keine Grenzwertüberschreitung im betrachteten Zeitraum.

2.1.4 Prognose zukünftiger Belastungen

Im Hinblick auf die Auslegung einer Stufe zur Elimination von Mikroschadstoffen wird der Bevölkerungsanstieg als nicht bemessungsrelevant betrachtet, da hier der Spitzenzufluss relevant ist. Dieser ist jedoch im Wesentlichen abhängig von Steuerung und Betrieb der Kanalnetzbewirtschaftung, welche vor diesem Hintergrund als gleichbleibend angenommen wird.

2.2 ANALYSE SONDERMESSPROGRAMM

Im Rahmen eines Sondermessprogramms wurde der Ablauf der Kläranlage beprobt. Dies dient zur Bewertung der vorliegenden Mikroschadstoffe nach der biologischen Reinigung sowie zur Abschätzung weiterer Eliminationspotenziale durch zusätzliche Reinigungsschritte.

Hierzu wurden bereits vorliegende Messreihen der Stadt Halle des Jahres 2014 verwendet sowie ein neues Messprogramm zur Erhebung von aktuellen Messwerten im Jahr 2015 durchgeführt.

Die im Messprogramm 2015 untersuchten Parameter berücksichtigen ausgewählte Leitparameter, die nach derzeitigem Stand eine besondere Relevanz für die Spurenstoffelimination besitzen. Das Messprogramm wurde in Abstimmung mit der zuständigen Behörde (Bez. Regierung Detmold) aufgestellt.

Die Auswahl der Leitparameter erfolgte unter Berücksichtigung von gesetzlichen Grundlagen, dem Stand der Forschung sowie wirtschaftlichen Abwägungen. Hierbei wurde auf Basis einer Auswertung zahlreicher Studien seitens Dahlem B.I., eine Häufigkeitsliste von untersuchten Stoffen innerhalb aktueller Studien aufgestellt und die derzeitige Lage der rechtlichen Gesetzmäßigkeiten analysiert.

Zusätzlich wurden Entwürfe zur Aktualisierung und Anpassung der rechtlichen Rahmenbedingungen an die europaweiten Vorgaben durch die Umsetzung der WRRL analysiert. Nach umfassender Analyse der vorliegenden gesetzlichen Grundlagen, dem Stand der Forschung und den politischen Rahmenbedingungen konnten aus diesen Unterlagen die Relevanz bzw. der Handlungsbedarf für die diskutierten und zu überprüfenden Stoffe abgeleitet werden.

Als Leitparameter konnten demnach 10 Einzelstoffe aus den Stoffgruppen

- Arzneimittelrückstände
- Korrosionsschutzmittel
- Röntgenkontrastmittel

definiert werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die analysierten Einzelstoffe mit deren zusammengefassten Ergebnissen des Sondermessprogrammes 2015 (SMP 2015) aufgeführt.

Tabelle 2.3: Einordnung der Ergebnisse SMP 2015 auf der KA Halle-Brandheide anhand von Referenzwerten

Stoffgruppe/ Einzelstoff	Einheit	Konzentrationen	Referenzwerte [19]
Arzneimittel- Rückstände		18.-20.08.2015	
Diclofenac	µg/l	0,52	2,5
Sotalol	µg/l	0,16	n.v.
Carbamazepin	µg/l	0,25	1,1
Sulfamethoxazol	µg/l	0,13	0,64
Metoprolol	µg/l	0,91	1,6
Clarithromycin	µg/l	0,25	n.v.
Industriechemikalien			
Benzotriazol	µg/l	2,5	3,4
Röntgenkontrastmittel			
Iomeprol	µg/l	20	1,7
Amidotrizoesäure	µg/l	5,75	2,5
Bromid	mg/l	<0,1	n.v.

Legende zur Einordnung der Messwerte gegenüber Referenzwerten.

- Grün: unauffälliger Messwert, keine Bedenken; Wert liegt im Bereich der Vergleichswerte bzw. darunter
- Orange: leicht erhöhter Messwert, dennoch keine Bedenken; Wert liegt im Bereich von ca. 50 % oberhalb des Vergleichswertes
- Rot: auffällig hoher Messwert, gesonderte Betrachtung erforderlich; Wert liegt > 50 % der Literaturvergleichswerte
- n.n.: „nicht nachweisbar“ Wert nicht einordbar, kein Referenzwert vorhanden bzw. Bestimmungsgröße nicht klein genug
- n.v.: „nicht vorhanden“ es liegt kein Referenzwert vor

Um den spezifischen Handlungsbedarf für Stoffgruppen/ Einzelstoffe abschätzen und die Notwendigkeit einer weiteren Reinigungsstufe für die Kläranlage Halle Brandheide belegen zu können, ist eine Verifikation der gemessenen Werte erforderlich. Diese erfolgt durch eine Einordnung der gemessenen Werte anhand von Referenzwerten in Tabelle 2.3.

Die Referenzwerte beziehen sich auf Kläranlagenabläufe ohne Einfluss einer Stufe zur Elimination von Spurenstoffen. Dabei wurden 205 Kläranlagenabläufe untersucht.

In der Tabelle 2.3 erfolgt damit eine Gegenüberstellung ausgewählter Messwerte der Kläranlage Brandheide mit den beschriebenen Referenzwerten.

Aus der Tabelle lässt sich entnehmen, dass die Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und besonders Iomeprol im Ablauf des Teiches auf der Kläranlage oberhalb der Referenzwerte liegen. Insbesondere das Röntgenkontrastmittel Iomeprol liegt mit einer Konzentration von 20 µg/l ca. 12 mal höher als der Referenzwert der Vergleichskläranlagen.

Zur Einschätzung der Gewässerbelastung durch die Einleitung von Spurenstoffen in den Vorfluter Laibach wurde die Bewertung der GÜS Messstelle 725213 unterhalb der Einleitungsstelle genommen. In der Tabelle 2.4 erfolgt die Darstellung der Orientierungswerte für die Einordnung des chemischen Zustandes des Gewässers in der WRRL und die gemessenen Werte aus dem 3. Monitoringzyklus unterhalb der Einlaufstelle.

Tabelle 2.4: Vergleich gemessener Werte aus dem 3. Monitoringzyklus mit den Orientierungswerten zur Bewertung des chemischen Zustandes des Laibaches

Stoffgruppe/ Einzelstoff	Einheit	Ökotox. Qualitätskriterium Orientierungswerte [20]	Messstelle unterhalb der KA	
			24.02.14	04.03.15
Arzneimittel- Rückstände				
Diclofenac	µg/l	0,1	0,47	0,25
Sotalol	µg/l	0,1	0,1	0,046
Carbamazepin	µg/l	0,5	0,26	0,092
Sulfamethoxazol	µg/l	0,15	0,12	0,076
Metoprolol	µg/l	7,3	0,33	0,23
Clarithromycin	µg/l	0,02	0,15	0,12
Industriechemikalien				
Benzotriazol	µg/l	10	n.v.	n.v.
Röntgenkontrastmittel				
Iomeprol	µg/l	0,1	7,4	4,2
Amidotrizoesäure	µg/l	0,1	3,7	0,78
Bromid	mg/l	<0,1	n.v.	n.v.

	sehr gut	$MW \leq 0,1 \cdot OW$
	gut	$0,1 < MW \leq OW$
	mäßig	$OW < MW \leq 2 \cdot OW$
	unbefriedigend	$2 \cdot OW < MW \leq 10 \cdot OW$
	schlecht	$MW > 10 \cdot OW$
	keine Aussage	

Die Probenahme am 24.02.2014 erfolgte an einem Trockenwettertag, wohingegen die Probenahme am 04.03.2015 an einem Regenwettertag erfolgte. Man erkennt eine höhere Spurenstoffkonzentration an dem Trockenwettertag, da dort ein höherer Abwasseranteil aus der Kläranlage vorherrscht. An dem Regenwettertag wird das Abwasser aus der Kläranlage durch das Regenwasser verdünnt. Die erhöhten Konzentrationen der gemessenen Röntgenkontrastmittel lassen sich auf die Kläranlage zurückführen. Dort wurden auch erhöhte Konzentrationen im Ablauf gefunden. Erfahrungsgemäß haben Krankenhäuser einen erhöhten Ausstoß an Röntgenkontrastmitteln. Ein Großteil wird jedoch aufgrund ambulanter Behandlungen durch das häusliche Abwasser abgeführt.

Der Laibach ist kurz hinter der Quelle bei Halle ein leistungsschwacher Vorfluter. Punkteinleitungen, wie die des Abwassers aus der Kläranlage, sind als kritisch zu betrachten. Im Trockenwetterfall kann der Abwasseranteil einen Großteil des im Laibach geführten Wassers ausmachen.

3 ELIMINATION VON MIKROSCHADSTOFFEN IN GROSSTECHNISCHEN ANLAGEN

3.1 ANFORDERUNGEN, GRENZWERTE UND LEITPARAMETER

Zur Bewertung der rechtlichen Relevanz der vorliegenden Ergebnisse des Messprogramms zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Halle-Brandheide, ist der Abgleich mit rechtlichen Rahmenbedingungen erforderlich, die im Rahmen einer Spurenstoffelimination derzeit bzw. zukünftig einzuhalten sind. Erst damit lassen sich Zielvorstellungen und geforderte Reinigungsgrade ableiten, die es ggf. durch eine zukünftige Stufe zur Elimination von Mikroschadstoffen zu erreichen gilt.

Grundsätzlich bestehen derzeit keine konkreten Grenzwerte oder Leitparameter für die Einleitung von Mikroschadstoffen aus Kläranlagen.

Zur weiteren Beurteilung der ermittelten Messergebnisse, vor dem Hintergrund der bestehenden Rechtsprechung, wurden daher folgende Ansatzpunkte untersucht.

3.1.1 Beurteilung anhand der Trinkwasserrelevanz

In Bezug auf die Trinkwasserrelevanz bestehen folgende Anforderungen:

- Auflagen des Umwelt Bundesamtes (UBA) für den Trinkwasserbezug durch GOW- Werte (Gesundheitlicher Orientierungswert): Angaben u.a. auch Zielwert für die Elimination von Mikroschadstoffen.
- Angaben aus Entwürfen für zukünftige Verordnungen wie u.a. Zielwerte zum Schutz von Oberflächengewässern für die Trinkwasseraufbereitung

Im Rahmen des Bewertungskonzeptes „Reine Ruhr“ des Landes NRW (MKULNV 2012) wird derzeit u.a. die Bewertung von anthropogenen Stoffen im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen durch sogenannte pauschale Vorsorge-Werte erprobt. Hier nach „wird in NRW grundsätzlich ein pauschaler Vorsorge-Wert [...] von 0,1 µg/l (VW_a) angestrebt und ein Wert von 10 µg/l (VW_s) [...] in den Fällen toleriert, in denen kein Hinweis auf eine unterschwellige Relevanz vorliegt“. [12].

Bei Bewirtschaftungsfragen soll laut Empfehlung des Umweltbundesamtes (UBA) aus dem Jahr 2011 für Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel ebenfalls der allgemeine Vorsorgewert (VW_a) von 0,1 µg/l eingehalten werden. Die Einhaltung des VW_a soll sicherstellen, dass bereits im Rohwasser, einschließlich vorübergehend akzeptabler Überschreitungen, die Trinkwasserversorger auch hinsichtlich Humanarzneimittel den Umfang der Trinkwasseraufbereitung weiterhin gering halten oder ganz auf Aufbereitungsmaßnahmen zur Entfernung von Humanarzneimitteln verzichten können.

Aus den dargestellten Anforderungen bzw. Auflagen entstehen für die Kläranlage Halle-Brandheide derzeit keine Konsequenzen, da für den Ablauf bzw. in dessen unmittelbarer Umgebung momentan keine Trinkwasserrelevanz vorliegt.

3.1.2 Beurteilung anhand der Gewässerrelevanz

In Bezug auf die Gewässerrelevanz von Mikroschadstoffen sind die PNEC-Werte (**P**redicted**N**o**E**fficient**C**oncentration-Werte) der EU zu beachten. Hierbei handelt es sich um Angaben einer Konzentration von in der Regel eines umweltgefährlichen Stoffes, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen. Wird diese Konzentration also unterschritten, sollten sich keine negativen Effekte zeigen.

Im vorliegenden Fall resultieren aus den Messergebnissen keine Auflagen. Da die Messergebnisse weit unterhalb der PNEC-Werte liegen, handelt es sich hierbei für die untersuchten Leitparameter um unbedenkliche Werte.

3.1.3 Beurteilung anhand der aktuellen Rechtsprechung

Die Umsetzungen und Vorgaben der EU durch die **WRRL** RL 2000/60 EG und neuerer Auflagen, die bereits in der aktuell gültigen deutschen Oberflächengewässerverordnung (**OGewV**) von 2011 umgesetzt wurden, geben ebenso keinen weiteren Aufschluss für die Formulierung von Anforderungen an die Elimination von Mikroschadstoffen, da hierin ebenso keine eindeutige Festlegung von Grenzwerten erfolgt.

Wasserrahmenrichtlinie WRRL RL 2000/60 EG

Die EU/ EG bzw. das UBA macht durch die Wasserrahmenrichtlinie lediglich Angaben in Form einer Liste mit 33 prioritären Stoffen bzw. Stoffgruppen.

In den Entwürfen der EU von 2006 zur Formulierung von Qualitätszielen für Oberflächengewässer werden durch sogenannte Umweltqualitätsnormen (UQN) zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK) angegeben. Die Gewährleistung des Oberflächengewässerzustandes erfolgt dabei nach der Umweltqualitätsnorm mit Unterteilung in die Gewässerzustände guter ökologischer Zustand und guter chemischer Zustand. Auch hierbei erfolgt keine eindeutige Festlegung von Grenzwerten, die Auflagen zur Elimination von Mikroschadstoffen definieren.

Oberflächengewässerverordnung

Die Stofflisten der OGewV (2011) und diesbezüglich die Angaben in den UQN sind nicht abschließend und es gibt weitere Stoffe, die den ökologischen Zustand der Gewässer negativ beeinflussen können. Sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene sind regelmäßig Revisionen der Stofflisten vorgesehen. Die folgende Tabelle 3.1 stellt eine Auswahl von Qualitätskriterien und Zielwerten für Mikroschadstoffe des LANUV in Anlehnung an Arbeiten des LAWA, des UBA und des Ökotoxizitätsprogramms sowie der Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und MKULNV dar.

Tabelle 3.1: Qualitätskriterien und Zielwerten für Mikroschadstoffe des LANUV

Stoffgruppe/ Einzelstoff	Ein- heit	Ergebnisse Halle- Brandheide	Referenz- werte [19]	Ökotox. Quali- täts-kriterium Orientierungs- werte [20]	trinkwasser- spezifischer Zielwert (mit- telfristig) [22]
Arzneimittel- Rückstände					
Diclofenac	µg/l	0,52	2,5	0,1	0,3 (VW _a) [*]
Carbamazepin	µg/l	0,25	1,1	0,5	0,3 (VW _a) [*]
Sulfamethoxazol	µg/l	0,13	0,64	0,15	0,1 (VW _a) [*]
Metoprolol	µg/l	0,91	1,6	7,3	0,1 (VW _a) [*]
Clarithromycin	µg/l	0,25	n.v.	0,02	0,1 (VW _a) [*]
Sotalol	µg/l	0,16	n.v.		0,1 (VW _a) [*]
Industriechemikalien					
Benzotriazol	µg/l	2,5	3,4	10	3 (GOW) [*]
Röntgenkontrastmittel					
Iomeprol	µg/l	20	1,7	0,1	1 (VW _a) [*]
Amidotrizoesäure	µg/l	5,75	2,5	0,1	1 (VW _a) [*]

* VW_a: Vorsorgewert (langfristiges Mindestqualitätsziel), Abkürzung gemäß Bewertungskonzept "Reine Ruhr" (MKUNLV 2012)

Bewirtschaftungsplan 2016 – 2021 (MKULNV)

Für das Erreichen der Ziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000/60/EG) wurde im Dezember 2015 der Bewirtschaftungsplan für die Gewässer Nordrhein-Westfalens für die Jahre 2016 bis 2021 veröffentlicht. In den Steckbriefen der einzelnen Teileinzugsgebiete werden genaue Maßnahmen für den angegebenen Zeitraum beschrieben, damit eine Verbesserung der Gewässergüte erreicht wird. Der Bewirtschaftungsplan sieht für die KA Halle Brandheide folgendes vor: „Technischer Ausbau 4. Reinigungsstufe nach Ergebnis Machbarkeitsstudie“ [21]

3.1.4 Zusammenfassung

Zurzeit gibt es weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland gesetzlich verbindliche Grenzwerte für Arzneimittelwirkstoffe in Oberflächen- und Grundwasser bzw. Trinkwasser.

Auf deutscher wie auch europäischer Ebene gab und gibt es jedoch Bestrebungen gesetzlich verbindliche Umweltqualitätsnormen (s.o.) für gewässer- und trinkwasserrelevante Arzneimittel wie z.B. Carbamazepin, Ibuprofen und Sulfamethoxazol abzuleiten und in entsprechende Gesetzeswerke aufzunehmen.

In Deutschland ist dies bzgl. der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) in 2011 gescheitert. Auf europäischer Ebene sind erstmals drei Pharmaka – Wirkstoffe, darunter Diclofenac, in die neu eingeführte „watch list“ aufgenommen worden. In der „watch list“ werden neu auftretende Schadstoffe aufgeführt, die eines Tages in die Prioritätenliste aufgenommen werden könnten, falls regelmäßige Bewertungen dies als notwendig erachten.

Demnach liegen derzeit noch keine Überwachungs- oder gar Grenzwerte für Kläranlagenabläufe vor.

3.2 ÜBERSICHT ZUR ELIMINATION VON MIKROSCHADSTOFFEN

3.2.1 Eliminationsleistungen der kommunalen Abwasserreinigung

Mithilfe der Literatur sowie von Messergebnissen im Kläranlagenverlauf (Abwasserweg auf der KA) lässt sich die Elimination der Mikroschadstoffe in der mechanisch biologischen Reinigungsstufe beschreiben und ermitteln.

Allgemein variieren die Eliminationsleistungen für Mikroschadstoffe, abhängig von der betrachteten Substanz, zwischen 0 und nahezu 100 %. Die wichtigsten Eliminationsprozesse für die Mikroschadstoffe in Kläranlagen ohne weitergehende Reinigungsstufe sind die Adsorption an Feststoffe durch Schlamm sowie der biologische Abbau. Es konnte weiterhin festgestellt werden, dass je nach Ausbaugrad der Kläranlagen Unterschiede bei der Eliminationsleistung der Mikroschadstoffe vorliegen.

Bei nitrifizierenden Kläranlagen (Schlammalter = ca. 10 Tage) liegt die durchschnittliche Eliminationsleistung von Mikroschadstoffen (Durchschnitt der Elimination aller gemessenen Substanzen) bei ca. 40 – 50 %, bei nicht-nitrifizierenden Anlagen (Schlammalter 1 – 4 d) bei ca. 20%.

Die durchschnittliche Eliminationsleistung für eine Auswahl von weit verbreiteten Mikroschadstoffen in kommunalen Kläranlagen ist in der nachfolgenden Abbildung 3.1 dargestellt

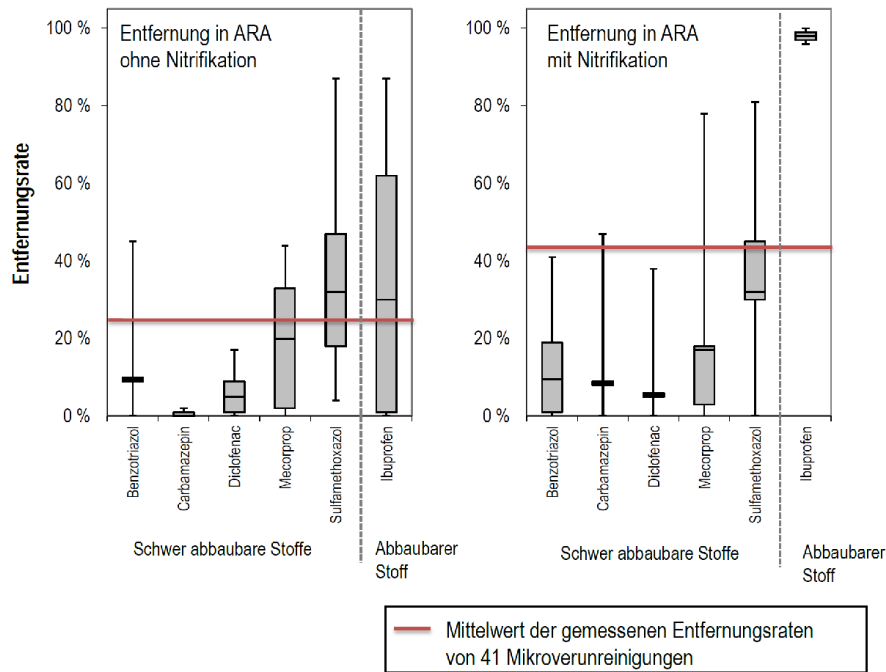


Abbildung 3.1: Entfernung von Mikroverunreinigungen in heutigen Kläranlagen [7]

Ausgehend von der obigen Betrachtung werden Mikroverunreinigungen in der heutigen Abwasserbehandlung nicht umfassend entfernt, sodass die KA Abläufe den bedeutendsten Pfad für den kontinuierlichen Eintrag verschiedener Mikroverunreinigungen in die Gewässer darstellen. Die Elimination von Mikroschadstoffen stellt dementsprechend eine zukünftige Aufgabe für die kommunalen Kläranlagen dar.

3.2.2 Mögliche Verfahrenstechniken

Zur effizienten Elimination von Mikroschadstoffen ist neben der mechanisch biologischen Reinigungsstufe eine zusätzliche Verfahrensstufe erforderlich. Grundlegend sind hierfür folgende drei verschiedene Verfahrenstechniken möglich (s. Abbildung 3.2).

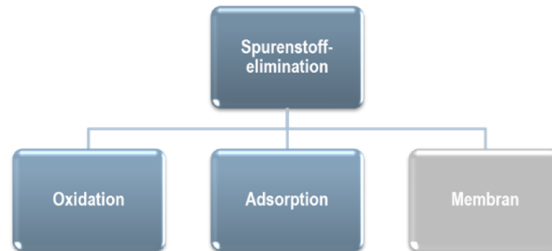


Abbildung 3.2: Verfahrenstechniken zur Spurenstoffelimination

Oxidation:

Nach Zugabe von Oxidationsmitteln in den Abwasserstrom erfolgt die Oxidation der Mikroschadstoffe, d.h. es erfolgt eine Veränderung ihrer chemischen Struktur. Hierdurch verlieren die Ausgangssubstanzen in der Regel ihre Wirkung, werden aber dadurch in meist unbekannte Transformationsprodukte umgewandelt. Während bei anderen Verfahren lediglich eine Abtrennung der Schadstoffe aus dem Wasserweg erfolgt, führen die oxidativen Verfahren zu einem Abbau der entsprechenden Stoffe. Diese werden durch den Umwandlungsprozess aus der Wasserphase entfernt, sodass unter Umständen zusätzliche Behandlungsschritte entfallen.

Adsorption:

Grundlegend wird das Abwasser mit einem Adsorbens mit großer Oberfläche in Kontakt gebracht. Dies kann entweder durch Zugabe des Adsorbens geschehen oder indem das Abwasser durch eine Adsorbenspackung geleitet wird. Nach Kontaktaufnahme lagern sich die Inhaltsstoffe an den Oberflächen des Adsorbens an. In Folge dessen muss das beladene Adsorbens periodisch ersetzt und weiter behandelt werden.

Membranfiltration:

Der Rückhalt von Mikrostoffen durch Mikro- und Ultrafiltration beruht auf dem Prinzip der Siebung durch selektiv permeable Membranen. Bei der Mikro- und Ultrafiltration, welche als wesentliche Membranverfahren der kommunalen Abwasserreinigung eingesetzt werden, zeigt sich in Summe eine geringere Eliminationsleistung gegenüber Mikroverunreinigungen, insbesondere bei endokrinen Stoffen oder Antibiotika. Daher liegen im Ablauf der Mikro- und Ultrafiltration immer noch deutlich nachweisbare Konzentrationen an organischen Mikroschadstoffen vor.

Aufgrund der verhältnismäßig geringen Eliminationsleistungen der Membrantechnik gegenüber den Adsorptions- und Oxidationsverfahren wird der Einsatz von Membrantechnik auf der Kläranlage Brandheide nicht weiter verfolgt.

3.3 ELIMINATION MIKROSCHADSTOFFE MIT AKTIVKOHLEVERFAHREN

3.3.1 Grundlagen Adsorption

Unter Adsorption (lat.: adsorbere: ansaugen) versteht man die Anlagerung von Teilchen (Atome, Moleküle, Ionen usw.) aus fluiden Phasen (Flüssigkeit oder Gas) an der Oberfläche eines Festkörpers. Dabei werden z.B. Moleküle aus der umgebenden Gas- oder Flüssigphase an der festen Oberfläche angelagert und dort durch Oberflächeneffekte gebunden.

Der adsorbierte Stoff wird, solange er sich in der fluiden Phase befindet, als Adsorptiv bezeichnet. Sobald er auf den Feststoff, das Adsorbens, gebunden ist, wird er Adsorbat genannt (siehe Abbildung 3.3).

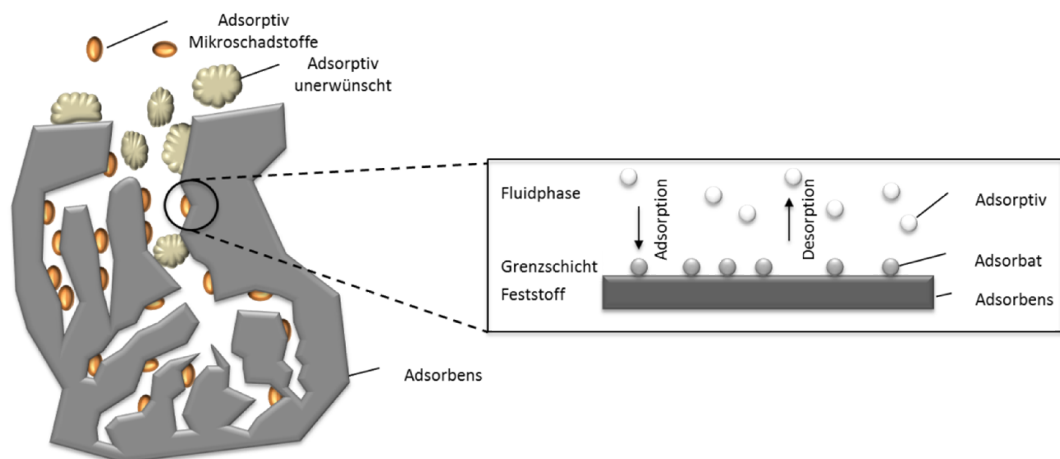


Abbildung 3.3: Adsorptionsvorgänge

Die Adsorption bezeichnet dabei den Vorgang, bei der eine Anlagerung von Abwasserinhaltsstoffen an den Oberflächen des Adsorbens erfolgt. Im Falle der Elimination von Mikroschadstoffen mit Aktivkohle handelt es sich beim Adsorbens um Aktivkohle. In Konkurrenz zur Adsorption steht die gleichzeitig stattfindende Desorption, d.h. die Abgabe von Stoffen von der Oberfläche des Adsorptionsmittels. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen physikalischer und chemischer Adsorption.

Bei der physikalischen Adsorption findet ein reversibler Prozess statt, bei dem hauptsächlich hydrophobe, unpolare Inhaltsstoffe am Adsorbens gebunden werden. Der Prozess ist durch statische Wechselwirkungen bedingt und ist damit maßgeblich für die Adsorption der Mikroschadstoffe aus dem Abwasser. Bei der chemischen Adsorption erfolgt hingegen durch chemische Reaktionen eine irreversibel Veränderung der Struktur des Abwasserinhaltsstoffes.

Isotherme

Bei genügend langer Kontaktzeit zwischen Abwasser und Adsorbens (hier Aktivkohle) stellt sich für jede Substanz in Abhängigkeit der Aktivkohle-Dosiermenge ein Sorptions-Gleichgewicht ein (siehe Abbildung 3.3). Das Ausmaß der Adsorption einer bestimmten Substanz hängt einerseits von den Eigenschaften der Substanz und des Abwassers, andererseits von der verwendeten Aktivkohle ab. Bei gleich bleibendem Abwasservolumen und gleicher Ausgangskonzentration ergibt sich für jede AK-Dosiermenge ein bestimmtes Adsorptionsgleichgewicht.

Die Lage der unterschiedlichen Gleichgewichte wird durch Adsorptionsisothermen beschrieben. Diese geben an, wie groß die Beladung bei einer bestimmten Restkonzentration in Lösung, bei konstanter Temperatur ist. Die Bestimmung von Isothermen erfolgt empirisch in Laborversuchen und dient der Abschätzung der Adsorptionskapazität der gewählten Kohle für bestimmte Stoffe in einem bestimmten Medium. Die mathematische Beschreibung von Isothermen erfolgt für wässrige Lösungen wie Abwasser oft nach dem Ansatz nach Freundlich:

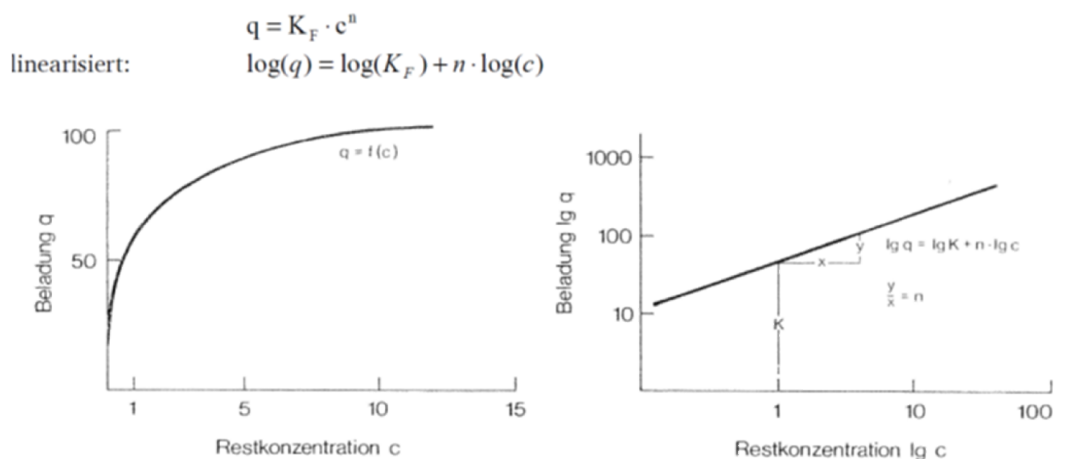


Abbildung 3.4: Adsorptionsisotherme [nach 2]

Die Parameter K_f (Freundlich-Konstante) und n (Reaktionskonstante) müssen für jeden Stoff in Laborversuchen ermittelt werden, gelten nur für die untersuchten Bedingungen und lassen keine direkten Schlüsse auf die großtechnische Umsetzung zu.

Die Aktivkohle unterscheidet sich somit je nach Aktivierungsgrad in niedrig, mittel oder hoch aktivierte Aktivkohle und weist damit unterschiedliche Ausprägungen der Porensysteme und damit Größen der Oberflächen auf.

Abhängig vom Aktivierungsgrad der Aktivkohle und der Abwasserbeschaffenheit ist nach einer gewissen Standzeit die Beladungskapazität des Adsorbens (Aktivkohle) erschöpft womit dieser ausgetauscht werden muss.

3.3.2 Verfahrensmöglichkeiten Aktivkohleadsorption

Aktivkohle hat aufgrund ihrer porösen Struktur eine sehr hohe spezifische Oberfläche ($> 1000 \text{ m}^2$ pro Gramm). An dieser großen Oberfläche lagern sich viele Stoffe aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften an. Aktivkohle wird seit Jahrzehnten in der Trinkwasseraufbereitung, in industriellen Reinigungsprozessen sowie in der Abwasserreinigung für die Entfernung von persistenten Stoffen (z.B. Farbstoffe, Geruchs-/Geschmacksstoffe, halogenorganische Verbindungen (AOX)) eingesetzt.

Für die Anwendung von Aktivkohle in der Abwasserreinigung existieren folgende prinzipielle Verfahrenstechniken:

PAK (Pulveraktivkohle) verfügt im Vergleich zu GAK über eine geringere Korngröße, jedoch eine größere spezifische Oberfläche. Prozesstechnisch erfolgt zuerst die Zugabe und Einmischung von PAK in den Abwasserstrom und anschließende Entfernung der PAK aus dem Abwasserstrom durch eine Separationsstufe. Eine Regenerierung der Kohle ist hier nicht möglich.

Eine Dosierung von Pulveraktivkohle weist jedoch deutlich flexiblere Regelungsmöglichkeiten, als die Anwendung von einem Aktivkohlefilter (GAK). Für die Elimination von Bedeutung, sind insbesondere die Eigenschaften der eingesetzten Kohle sowie die dosierte Menge.

Bei einer Dosierung von PAK in die biologische Stufe sind deutlich höhere Mengen notwendig.

GAK (granulierter Aktivkohle) oder auch Kornkohle zeichnet sich durch seine größere Korngröße aus als pulverisierte Aktivkohle (PAK) und wird als Filtermaterial zur Elimination von Mikroschadstoffen eingesetzt (Aktivkohlefiltration mittels granulierter Aktivkohle). Die Aktivkohle befindet sich in separaten Filteranlagen und kann nach Erreichen der Beladungskapazität regeneriert werden.

An der Aktivkohle lagern sich sowohl Mikroverunreinigungen (erwünscht) als auch natürliche organische Substanzen (unerwünscht) an.

Für die Mikroschadstoffentfernung durch Adsorption und Aktivkohle liegen folgende Verfahrensmöglichkeiten nach Abbildung 3.5 vor.

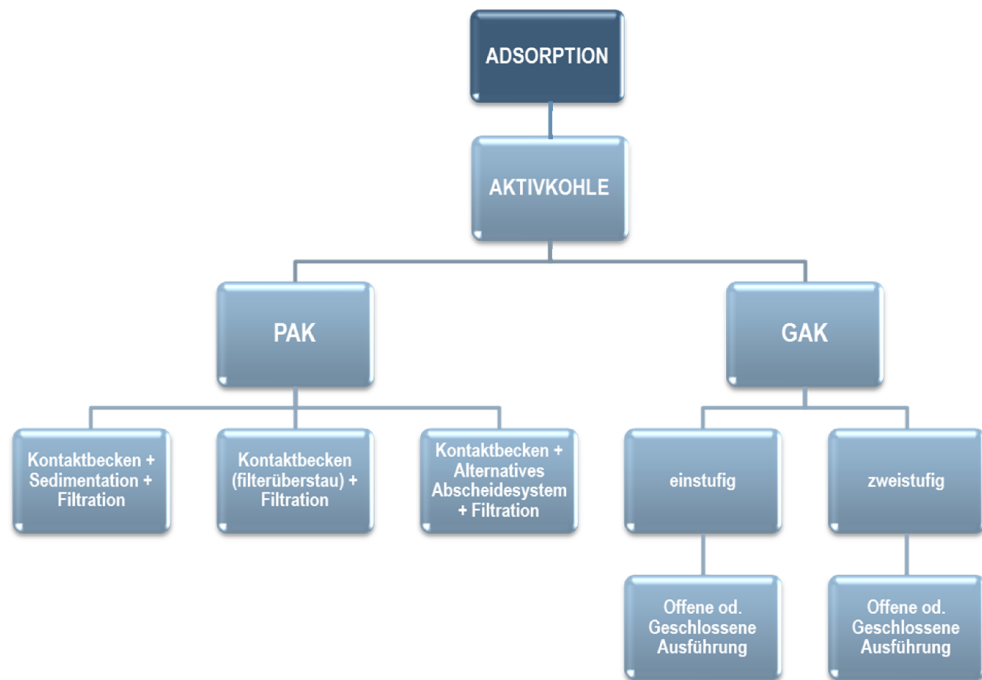


Abbildung 3.5: Verfahrensmöglichkeiten durch Aktivkohleadsorption

Für die Realisierung einer Adsorptionsstufe wurden folgende Verfahrensmöglichkeiten betrachtet:

- PAK Dosierung mit Kontakt- und Absetzbecken
- PAK Dosierung in die biologische Stufe
- GAK-Filtration

Wie nachfolgend erläutert wird, scheiden einige dieser Verfahren bereits im Vorfeld aus technischen bzw. wirtschaftlichen Gründen aus und werden daher nicht vertieft geplant.

3.3.3 Aktivkohleadsorption mittels Pulveraktivkohle (PAK)

3.3.3.1 Allgemeines

Die Zugabe der PAK kann vor, während und nach der biologischen Reinigung erfolgen. Bei Zugabe der Pulveraktivkohle vor und während der biologischen Reinigung kommt es jedoch zu Konkurrenzsituationen bei der Beladung der Aktivkohle durch die gut biologisch abbaubaren Substanzen, welche teilweise so groß sind, dass sie die gezielte Adsorption der Mikroschadstoffe beeinträchtigen. Somit sind sehr hohe Dosierungen an PAK erforderlich. Dies macht diese Verfahren unwirtschaftlich. Nachfolgend werden daher lediglich Varianten mit einer der biologischen Behandlung nachgeschalteten Adsorptionsstufe betrachtet. Diese Verfahrenstechnik stellt derzeit das am häufigsten eingesetzte Verfahren zur weitergehenden Abwasserreinigung mittels Pulveraktivkohle dar.

3.3.3.2 Adsorptionsstufe, mit Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie anschließendem Filter

3.3.3.2.1 Beschreibung

Die PAK Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Restverschmutzungen besteht hier grundsätzlich aus zwei Prozessstufen; einem Kontaktraum für die Adsorption mit Pulveraktivkohle und einer Trennstufe zur Abtrennung der beladenen Aktivkohle.

Die Zugabe der Pulveraktivkohle erfolgt zunächst in einem Kontaktreaktor, wodurch das Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung mit der PAK in Kontakt gebracht wird. Anschließend erfolgt die Abtrennung der Pulveraktivkohle nach einer vorgegebenen Aufenthaltszeit (Adsorptionszeit) aus dem Abwasser-PAK-Gemisch durch die nachfolgende Trennstufe.

Diese kann entweder durch eine Kombination aus Sedimentationsbecken und Filtration oder aber durch eine Membranfiltration realisiert werden. Für eine bessere Abtrennung der PAK, müssen Fäll- und Flockungshilfsmittel zugeführt werden.

Um die vollständige Adsorptionskapazität der Pulveraktivkohle auszunutzen, erfolgt eine Kreislaufführung. Demzufolge muss nur ein geringer Teil an frischer Kohle zu dosiert werden und die Kontaktzeit zwischen PAK und Abwasser kann unabhängig von der hydraulischen Aufenthaltszeit variiert werden.

Die Entfernung einer definierten Menge an Überschussskohle ist dennoch erforderlich. Entfernte Überschussskohle kann dabei entweder direkt der Entsorgung zugeführt werden oder mit dem Rückspülwasser der Filtrationseinheit in die biologische Stufe zurückgeführt werden. Dann erfolgt die Verwertung zusammen mit dem Überschussschlamm.

Im Fall der Rückführung der Kohle wird die restliche Adsorptionskapazität der Aktivkohle ausgenutzt und die Kohle mit dem Klärschlamm ausgeschleust. Folglich steigt der Schlammgehalt im Belebungsbecken an.

Nachfolgende Abbildung 3.6 verdeutlicht das Verfahrensschema der Elimination von Mikroschadstoffen durch PAK mit Kontaktreaktor und nachfolgender Trennstufe.

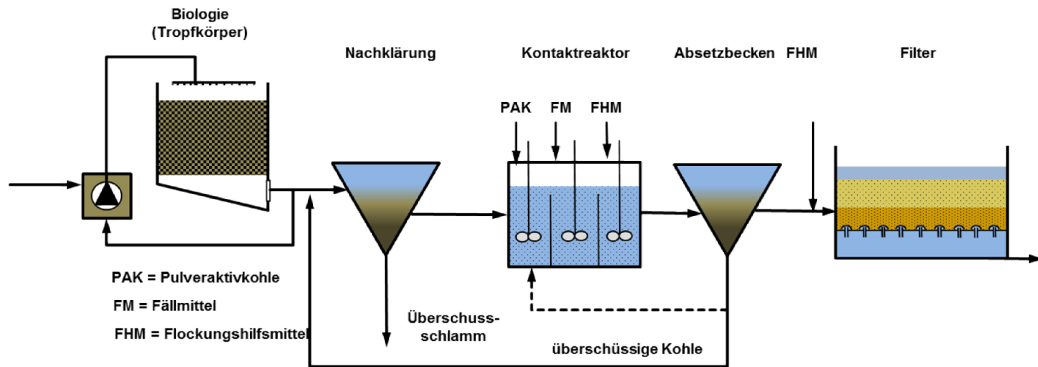


Abbildung 3.6: Mikroschadstoffelimination mittels PAK-Adsorption durch separaten Kontaktreaktor mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

Für die Realisierung einer Adsorptionsstufe mittels PAK in einem separaten Kontaktreaktor mit nachgeschalteter Trennstufe ist die Installation folgender Einheiten erforderlich:

- Beschickungspumpwerk
- Kontaktreaktor mit ausreichender Verweilzeit
- Rücklaufkohlepumpwerk
- Bei Trennstufe durch Kombination von Sedimentationsbecken und Filtration
 - Absetzbeckens (Sedimentationsbecken) als 1. Teil der Trennstufe
 - Filtereinheit als 2. Teil der Trennstufe
- Lager- und Dosierstationen für PAK, FHM und Fällmittel

Zusätzlich sind Mengenumessungen, Dosiereinrichtungen und Aggregate zur Prozesssteuerung vorzusehen.

3.3.3.2.2 Eliminationsleistung

In der nachfolgenden Tabelle sind die zu erwartenden Eliminationsleistungen der für die Kläranlage Halle-Brandheide relevanten Mikroschadstoffe durch eine Adsorptionsstufe mit PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken aufgeführt.

Tabelle 3.2: Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei PAK-Zugabe in das Kontaktbecken [3], [4], [7], [9], [16].

Mikroschadstoffe		PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken ¹
Pharmaka/ Arzneimittel- Rückstände	Carbamazepin	+ bis ++
	Clarithromycin	++
	Diclofenac	+ bis ++
	Metoprolol	++
	Sotalol	+ bis ++
	Sulfamethoxazol	+
Industriechemikalien	Benzotriazol	+ bis ++
Röntgenkontrastmittel	Iomeprol	0 bis +
	Amidotrizoesäure/ Diatrizoat	0 bis +

¹ -: bis 10 %; 0: 10 % bis 50 %; +: 50 % bis 90 %; ++ : > 90 %

Bewertung:

Wie in Tabelle 3.2 dargestellt wird, können bei der betrachteten Variante die gemessenen Mikroschadstoffe Metoprolol und Iomeprol gut, zu 50 bis 90 % eliminiert werden.

3.3.3.3 Adsorptionsstufe mit Kontaktbecken und anschließender Filtration bzw. direkter PAK-Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters

3.3.3.3.1 Beschreibung

Bei dieser Verfahrensvariante erfolgt die Zugabe der Pulveraktivkohle und der Flockungsmittel in den Zulauf zum Flockungsraum, auf den ein Sandfilter folgt. Beim Flockungsraum handelt es sich um einen separaten Kontaktreaktor.

Alternativ kann hierzu der Überstauraum eines abwärts durchströmten Filters verwendet werden, insofern dieser gut durchmischt, und bei entsprechender Größe eine ausreichende Aufenthaltszeit für den Adsorptionsprozess vorsieht.

Im Sandfilter erfolgt der Rückhalt der PAK, welche die Mikroschadstoffe aus dem vorbeiströmenden Abwasser adsorbiert. Wie im normalen Sandfilterbetrieb erfolgt in regelmäßigen Abständen die Rückspülung der Filter, wodurch so die beladene PAK aus dem Filter entfernt wird.

Die mittlere Verweilzeit der PAK entspricht demnach der Hälfte des Rückspülintervalls. Indem die Spülwässer in die biologische Stufe rückgeführt werden, kann die Verweilzeit der Kohle im System erhöht, und ein mögliches Restadsorptionspotential ausgenutzt werden.

Bei vorhandener Flockungsfiltration vereinfacht sich die Integration eines solchen Verfahrens.

Nachfolgende Abbildung 3.7 verdeutlicht das Verfahrensschema der Mikroschadstoffelimination durch PAK mit direkter Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters. Der Flockungsraum bezeichnet hierbei alle Bereiche, welche zur Reaktion genutzt werden können (d.h. Zulaufgerinne, Filterüberstand).

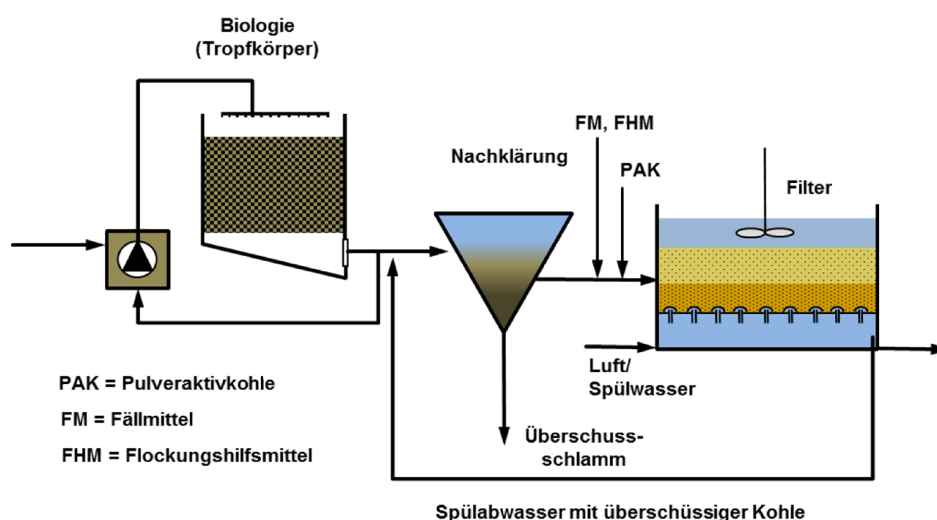


Abbildung 3.7: Mikroschadstoffelimination mittels PAK-Adsorption durch direkte Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters

3.3.3.2 Eliminationsleistung

In der nachfolgenden Tabelle sind die zu erwartenden Eliminationsleistungen der für die Kläranlage Halle-Brandheide relevanten Mikroschadstoffe durch eine Adsorptionsstufe mit PAK-Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters aufgeführt.

Tabelle 3.3: Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei PAK-Zugabe in den Flockungsraum eines Sandfilters [3], [4], [7].

Mikroschadstoffe		PAK-Zugabe in Flockungsraum Sandfilter
Pharmaka/ Arzneimittel- Rückstände	Carbamazepin	0 bis +
	Clarithromycin	k.A.
	Diclofenac	0 bis +
	Metoprolol	0 bis +
	Sotalol	k.A.
	Sulfamethoxazol	+ bis ++
Industriechemikalien	Benzotriazol	0 bis +
Röntgenkontrastmittel	Iomeprol	k.A.
	Amidotrizoesäure/ Diatrizoat	-

¹ -: bis 10 %; 0: 10 % bis 50 %; +: 50 % bis 90 %; ++ : > 90 %

Bewertung

Nach Aussagen der EAWAG [7] wurden durch die Zugabe von 10 mg/l PAK bei dieser Verfahrensvariante die Mikroschadstoffe generell nicht vermehrt entfernt. Erst bei Dosierungen von 15 und 20 mg/l wurde eine vermehrte Elimination ersichtlich. Als optimale Dosiermenge bezüglich der Mikroschadstoffelimination hat sich hierbei 20 mg PAK/l herausgestellt.

Versuche in NRW haben gezeigt, dass eine Dosierung von PAK in den Filterzulauf zu einem schnellen Anstieg der PAK-Feinstfraktion im Ablauf der Filter führt. Der erhöhte Einsatz von Flockungshilfsmittel im Filterraum kann zu Verklebungen im Filter führen.

Im Rahmen technischer Versuche kam es beim Einsatz von Flockungshilfsmitteln nach wenigen Betriebstagen zu einer Verblockung des Versuchsfilters, daher wurde in der großtechnischen Umsetzung auf einen entsprechenden Einsatz im Rahmen des Forschungsvorhabens verzichtet.

Vor dem Hintergrund dieser Forschungsergebnisse wird daher auf eine Berücksichtigung dieser Verfahrensoption im Variantenvergleich verzichtet.

3.3.4 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle (GAK)

3.3.4.1 Allgemein

Aus den Erfahrungen der Trinkwasserversorgung, in der schon seit langem GAK zur Anwendung gebracht wird, konnten die Anwendungsprinzipien für die Raumfiltration in der Abwasserreinigung übernommen werden. Für die Mikroschadstoffelimination kann damit durch den Einsatz von GAK die Filtrationsstufe direkt als „Aktivkohlefilter“ ausgeführt werden.

3.3.4.2 Beschreibung

Die Ausführung der Aktivkohleadsorption mittels GAK (granulierte Aktivkohle) erfolgt indem der biologischen Behandlung ein Festbettadsorber (Filterstufe) mit der körnigen Kohle als Filtermaterial nachgeschaltet wird.

Das zu reinigende Abwasser durchströmt den Filter und die Mikroschadstoffe adsorbieren an der Kohle. Das System kann dabei durch Schwerkraft oder durch Druck betrieben werden. Sind u.a. Sandfilter bereits vorhanden, ist die Umrüstung des existierenden Mehrschichtfilters möglich, indem beispielsweise Anthrazit durch GAK aufgrund ähnlicher Korngröße ausgetauscht wird.

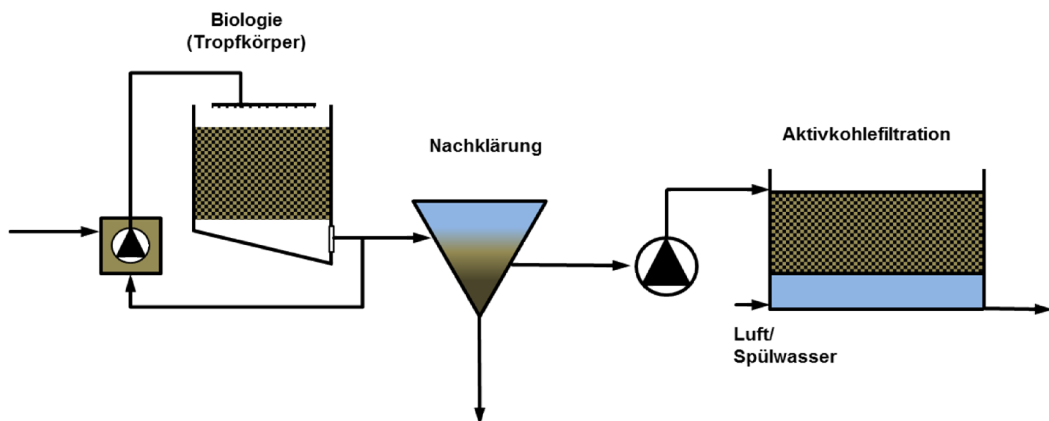


Abbildung 3.8: Mikroschadstoffelimination mittels GAK-Adsorption durch nachgeschaltete Filtration

Durch den Filtrationsprozess erfolgt somit der Rückhalt von Feststoffen und Mikroschadstoffen sowie des Weiteren die Adsorption von gelösten Stoffen.

Liegt ein hoher adsorbierbarer gelöster CSB im Abwasser vor, wird dieser ebenso von der granulierten Aktivkohle zurückgehalten, wodurch nur bedingt Mikroschadstoffe zurückgehalten werden.

Sobald die Adsorptionskapazität des Filterbettes erschöpft ist, muss der Filter außer Betrieb genommen werden, um die Kohle zu regenerieren bzw. auszutauschen. Um dem erhöhten Druckverlust durch die Anlagerungen von Stoffen entgegenzuwirken, sind die Aktivkohlefilter gleichermaßen wie Sandfilter mit Rückspüleinrichtungen zu versehen.

3.3.4.2.1 Eliminationsleistung

In der nachfolgenden Tabelle sind die zu erwartenden Eliminationsleistungen der für die Kläranlage Halle-Brandheide relevanten Mikroschadstoffe durch eine Adsorptionsstufe mittels GAK-Filtration aufgeführt.

Tabelle 3.4: Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei GAK-Filtration [3], [4], [7], [18].

Mikroschadstoffe		GAK Filtration ¹
Pharmaka/ Arzneimittel- Rückstände	Carbamazepin	++
	Clarithromycin	+ bis ++
	Diclofenac	+ bis ++
	Metoprolol	++
	Sulfamethoxazol	0 bis +
	Sotalol	0 bis +
Industriechemikalien	Benzotriazol	+ bis ++
Röntgenkontrastmittel	Iomeprol	- bis 0
	Amidotrizoesäure/ Diatrizoat	0

¹ -: bis 10 %; 0: 10 % bis 50 %; +: 50 % bis 90 %; ++ : > 90 %

Bewertung:

Wie in Tabelle 3.4 dargestellt wird, können mit dieser Verfahrenstechnik die gemessenen Mikroschadstoffe Iomeprol und Amidotrizoesäure nur teilweise eliminiert werden, während die Eliminationsleistung von Carbamazepin und Metoprolol über 90% liegen.

3.4 ELIMINATION VON MIKROSCHADSTOFFE MIT OZON

3.4.1 Grundlagen Ozonierung

Mit dem Einsatz von Ozon kann ein sehr breites Stoffspektrum weitgehend aus dem kommunalen Abwasser entfernt und die Toxizität des Abwassers für Wasserlebewesen deutlich reduziert werden. Ozon besteht aus drei Sauerstoffatomen und ist ein reaktives Gas. Es wirkt stark oxidierend und bildet im Kontakt mit Wasser Hydroxylradikale.

Die Reaktionsmechanismen des Ozons basieren darauf, dass selektiv Doppelbindungen und bestimmte funktionelle Gruppen in Molekülen angegriffen werden. Da sehr viele Mikroverunreinigungen solche Bindungen oder funktionelle Gruppen enthalten, werden sie durch Ozon oxidiert (umgewandelt).

Während Ozon nur gewisse Substanzen oxidiert, greifen hingegen die Hydroxylradikale eine breite Substanzpalette an. Bei der Ozonierung kommt es daher zu einem Aufbrechen verschiedener komplexer Bindungen, so dass Substanzen einem anschließenden biologischen Abbau sehr viel zugänglicher sind. Während dieses Vorgangs werden neben Schadstoffen auch Mikroorganismen zerstört.

Ozon wird seit Jahrzehnten für die Desinfektion und zur Elimination von organischen Inhaltsstoffen in der Trinkwasseraufbereitung, in der Aufbereitung von Badewasser und in der Behandlung von industriellen Abwässern eingesetzt.

Bei Raumtemperatur ist Ozon ein blaues, äußerst giftiges Gas mit charakteristisch stechendem Geruch. Ozon ist thermisch instabil und in allen Aggregatzuständen hochexplosiv.

3.4.2 Verfahrensmöglichkeiten Ozonierung

Bei der Ozonierung kommt es nicht zu einer Entnahme von Mikroschadstoffen, analog zur Adsorption, sondern vielmehr zu einer Umwandlung von Mikroschadstoffen.

Um reaktive Oxidationsprodukte im Ablauf der Kläranlage zu entfernen, sowie um sicherzustellen, dass kein gelöstes Ozon ausgetragen wird, wird nach der Ozonierung eine Stufe mit biologischer Aktivität (Filtration) empfohlen.

Direkt nach der Ozonierung kann es vereinzelt zu einer Zunahme der Toxizität kommen, die aber im nachgeschalteten Sandfilter wieder reduziert werden kann.

Weitere positive Effekte der Ozonierung sind eine weitgehende Desinfektion und Entfärbung des Abwassers.

Die Ozonierung kann in der Regel gut in der bestehenden Anlagentechnik integriert werden. Wie in der nachfolgenden Abbildung dargestellt, ist die Ozonierung dem vorhandenen Sandfilter vorgeschaltet.

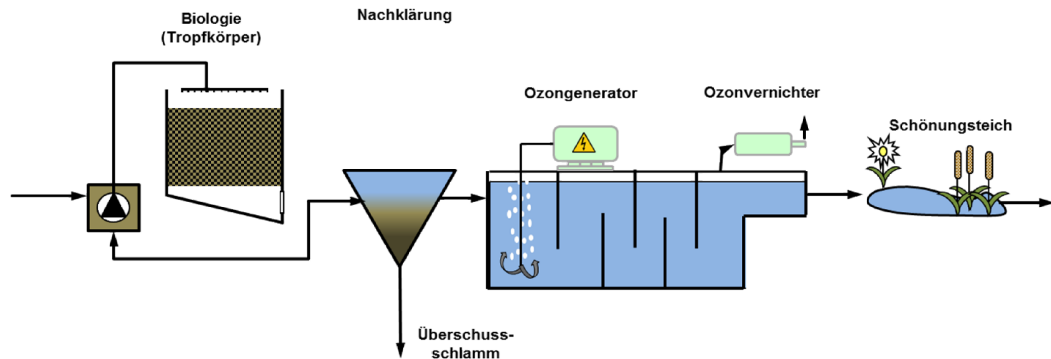


Abbildung 3.9: Mikroschadstoffelimination mittels Ozonierung

3.4.2.1.1 Eliminationsleistung

In der nachfolgenden Tabelle sind die Eliminationsleistungen der für die Kläranlage Halle-Brandheide relevanten Mikroschadstoffe durch eine nachgeschaltete Ozonierung dargestellt.

Tabelle 3.5: Eliminationsleistungen ausgewählter Mikroschadstoffe bei Ozonierung [3], [4], [7], [9].

Spurenstoffe		Ozonierung ¹
Pharmaka/ Arzneimittel- Rückstände	Carbamazepin	++
	Clarithromycin	++
	Diclofenac	++
	Metoprolol	++
	Sulfamethoxazol	++
	Sotalol	++
Industriechemikalien	Benzotriazol	+ bis ++
Röntgenkontrastmittel	Iomeprol	0
	Amidotrizoesäure/ Diatrizoat	0 bis +

¹ -: bis 10 %; 0: 10 % bis 50 %; +: 50 % bis 90 %; ++ : > 90 %

Bewertung:

Wie in Tabelle 3.5 dargestellt wird, können bei der betrachteten Variante die gemessenen Mikroschadstoffe Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol sehr gut, Benzotriazol gut eliminiert werden. Iomeprol und Amidotrizoesäure werden nur teilweise aber besser als bei der granulierten Aktivkohle eliminiert.

4 GRUNDLAGEN WEITERGEHENDE REINIGUNGSSTUFE

4.1 BEMESSUNGSPARAMETER

Aus wirtschaftlichen Gründen ist bei der Nachrüstung von Kläranlagen für eine weitergehende Reinigungsstufe zu überprüfen, ob eine Vollstrombehandlung erforderlich ist. Aus ökologischer Sicht ist es auch möglich, hohe Eliminationsgrade für Mikroschadstoffe durch eine Teilstrombehandlung zu erreichen.

Zur Ermittlung der Ausbaugröße der zusätzlichen Reinigungsstufe wird die Summenhäufigkeit der stündlichen Gesamtabflüsse der Jahre 2008 bis 2011 als ein Anteil des maximalen Gesamtabflusses ($x \cdot Q_{\max, \text{Zulauf_KA}} = Q_h / Q_{h, \max}$) in Abbildung 4.1 dargestellt.

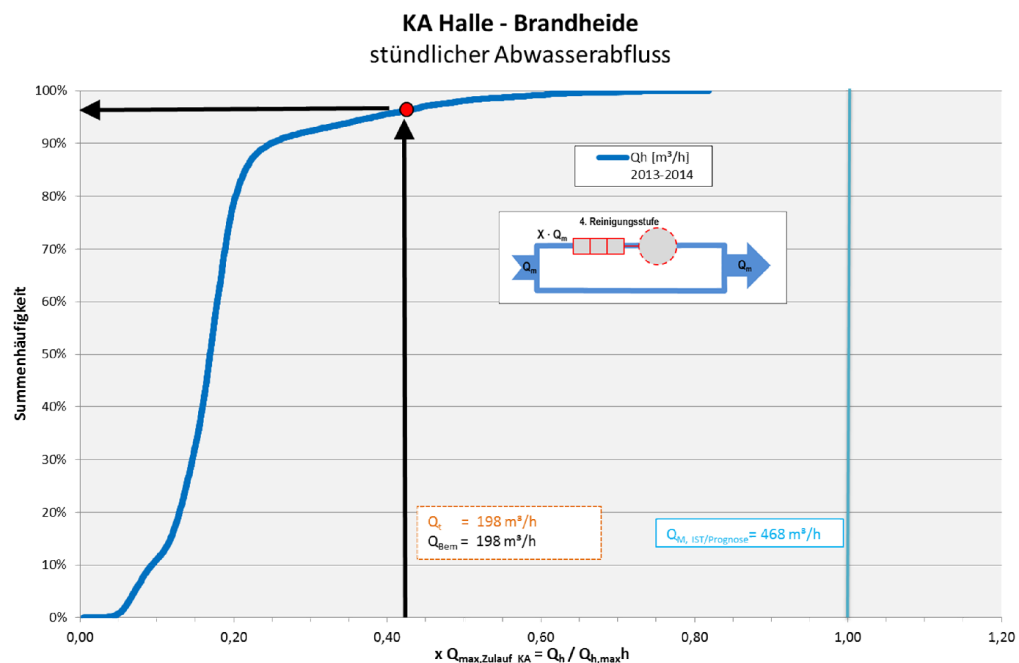


Abbildung 4.1: Bemessungswassermenge

Für eine Vollstrombehandlung ist eine Ausbaugröße für Q_m (= ca. $468 \text{ m}^3/\text{h}$) erforderlich. Andererseits lässt sich aus Abbildung 4.1 erkennen, dass für die **Behandlung von ca. 95%** des gesamten jährlichen Abflusses eine Ausbaugröße von nur ca. 40% von $Q_t = Q_{\text{Bem}} = 198 \text{ m}^3/\text{h}$ benötigt wird.

Um den Einfluss der Ausbaugröße der weiteren Reinigungsstufe auf die Entnahme von Mikroschadstoffen abzuschätzen, werden im Folgenden Stoffbilanzen am Beispiel von fiktiven Summenkonzentrationen an Arzneimitteln in Abhängigkeit vom behandelten Anteil des jährlichen Gesamtabflusses in Anlehnung an Abbildung 4.1 durchgeführt.

Folgende Annahmen wurden für die Bilanz getroffen:

- Arzneimittel werden im Laufe der üblichen Abwasserbehandlungsstrecke um 25% reduziert (zwischen Zulauf und Nachklärung)
- zusätzliche Entnahme von 80% der Arzneimittel zwischen Nachklärung und Gewässer durch weitergehende Abwasserreinigung (Adsorption bzw. Ozonierung).

Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.2 (exemplarisch Diclofenac) dargestellt.

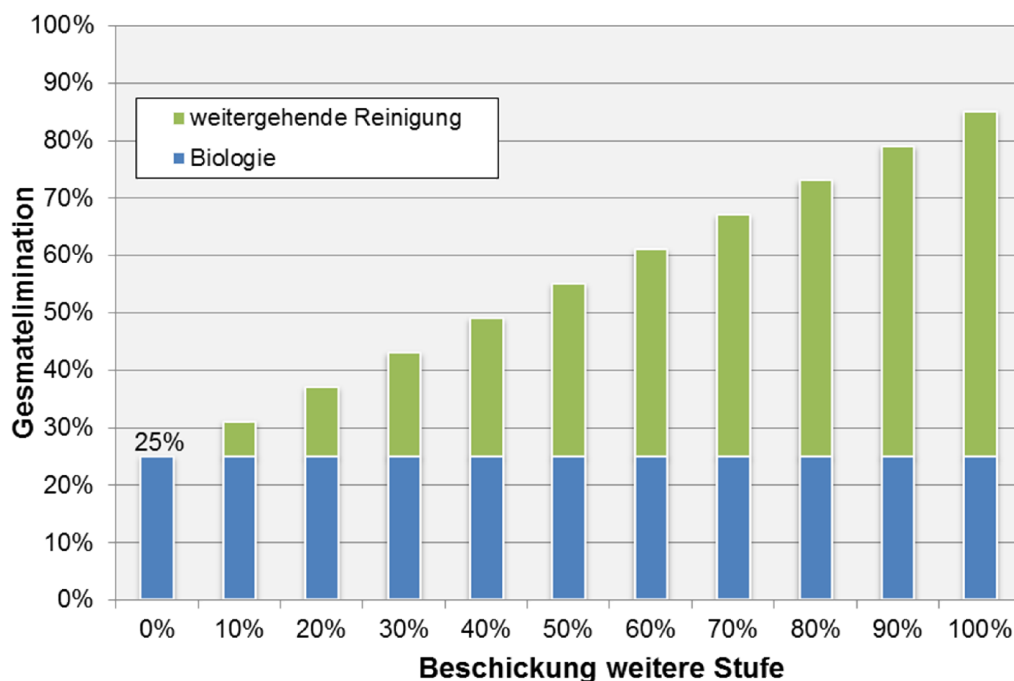


Abbildung 4.2: Gesamtelimination Arzneimittel (hier Diclofenac)

Durch die Vollstrombehandlung wird eine gesamte maximale Entnahme von Arzneimitteln von 85% erreicht. Dafür muss eine Adsorptionsanlage für ca. 468 m³/h ausgelegt werden.

Für einen behandelten Anteil von 90% des jährlichen Gesamtabflusses ist eine gesamte Entnahme von Arzneimitteln von 79% möglich.

Dafür ist eine Ausbaugröße von ca. 200 m³/h erforderlich, d.h. 60% kleiner als die Vollstrombehandlungsanlage. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass obwohl eine Teilstromanlage für 95% des jährlichen Gesamtabflusses 60% kleiner als die Vollstromanlage ist, dafür die Entnahme von Arzneimitteln nur 7% geringer ist. Dieser Ansatz ist analog übertragbar für die Elimination von Röntgenkontrastmitteln.

Die in diesem Kapitel getroffenen Annahmen beruhen auf Literaturangaben und aktuellen Angaben von laufenden Projekten. Für eine genaue Ermittlung der erreichbaren Entnahmeleistungen sind wissenschaftlich betreute Versuche mit dem Abwasser der Kläranlage Halle-Brandheide erforderlich.

Aus ökologischer und ökonomischer Sicht wird eine Teilstrombehandlungsanlage für 200 m³/h als geeignet betrachtet und weiter verfolgt.

4.2 MÖGLICHE ERWEITERUNGSFLÄCHE

Für den Bau der 4. Reinigungsstufe sind in Abhängigkeit der Verfahrensvarianten unterschiedlich große Bauflächen erforderlich. Eine sinnvolle Integration vorhandener Bausubstanz (z.B. leere Becken) ist nicht möglich.

Die rot gekennzeichnete Fläche (siehe Abbildung 4.3) wäre als Standort für eine 4. Reinigungsstufe denkbar. Die Freifläche von ca. 1.700 m² würde für die vorher beschriebenen Verfahren ausreichen.

Ein weiterer möglicher Standort für eine 4. Reinigungsstufe befindet sich auf der Freifläche westlich der roten Fläche. Die in Gelb dargestellte Fläche von ca. 8.000 m² (siehe Abbildung 4.3) wäre für die Umsetzung aller drei Varianten der Spurenstoffelimination denkbar.

Für die genannten Erweiterungsflächen wurde bisher noch kein projektbezogenes Bodengutachten erstellt.

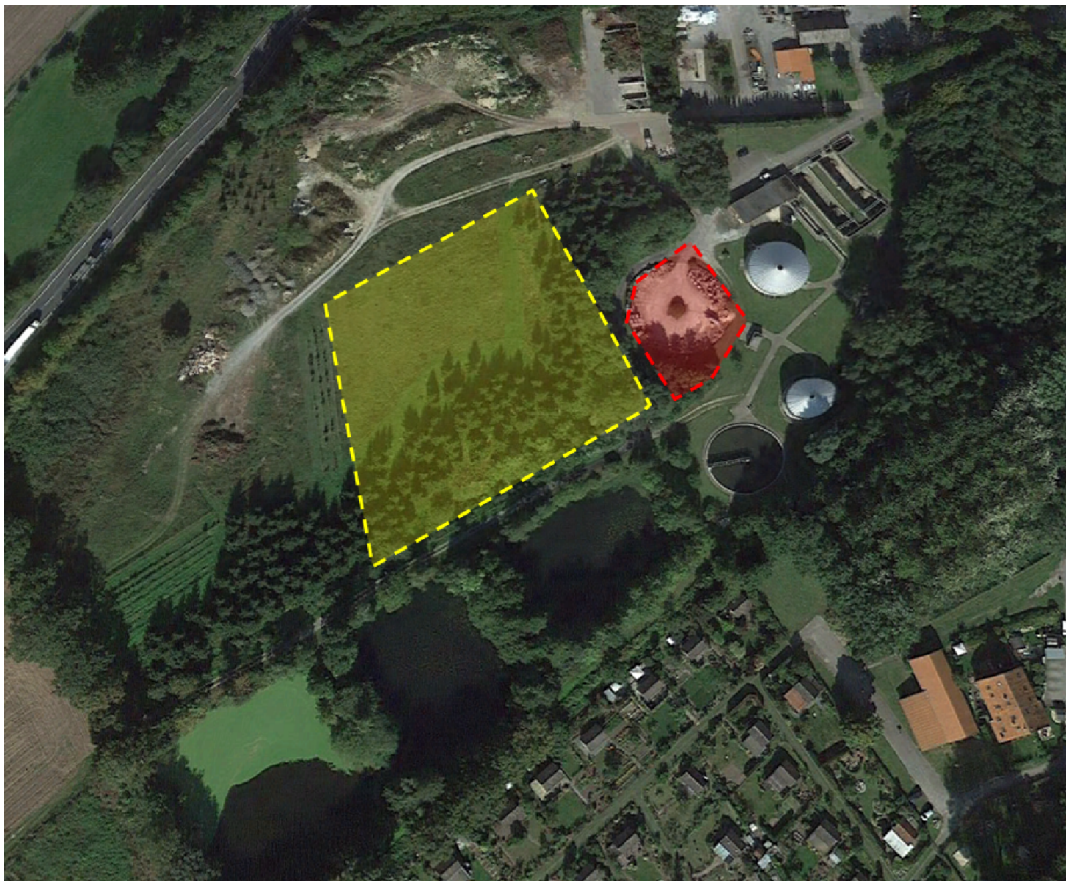


Abbildung 4.3: Erweiterungsflächen (rot und gelb markiert)

5 VARIANTEN KLÄRANLAGE HALLE-BRANDHEIDE

5.1 VARIANTE 1: PAK-DOSIERUNG IN KONTAKTBECKEN

5.1.1 Verfahrensmerkmale

Die Variante 1 umfasst die Zugabe von Pulveraktivkohle in einer vorgeschalteten Absorptionsstufe mit Abtrennung der Kohle in einem separaten Absetzbecken.

Der Teilstrom zur Aktivkohlebehandlung von 198 m³/h wird im Ablauf der Nachklärung abgetrennt.

Bei Regenwetter wird die Abwassermenge > 198 m³/h abgeschlagen. Sie fließt direkt in den Vorfluter.

Das neue Zulaufpumpwerk wird als funktionales Stahlbetonbauwerk mit Rohrschachtpumpen vorgesehen. Das gehobene Abwasser fließt anschließend den Kontaktbecken zu. Im Zulaufbereich der Kontaktbecken erfolgen die durchflussabhängige Zugabe der Pulveraktivkohle sowie die Zugabe der Rücklaufkohle aus dem Absetzbecken.

Das Kontaktbecken wird zweistraßig ausgeführt. Die Beckengeometrie ermöglicht eine Propfenströmung zur zielorientierten Anpassung der Dosierstellen.

Die Kontaktbecken werden zusätzlich mit Rührwerken ausgestattet, um eine ausreichende Durchmischung zu gewährleisten.

Der Absetzvorgang des Abwasser-Kohle-Gemisches in den nachfolgenden Sedimentationsbecken wird durch die Zugabe von Flockungsmittel (Metall-Salze) und Flockungshilfsmittel (Polymere) unterstützt.

Die Aktivkohledosierung erfolgt aus einem Silo mit nachgeschalteter Dosieranlage, in welcher die trocken gelagerte Aktivkohle mit Wasser versetzt und als Suspension dosiert wird. Die Dosieranlage der PAK-Zugabe ist direkt unterhalb des Silos angeordnet.

Durch eine Treibstrahlpumpe wird das Aktivkohle-Wasser-Gemisch zur Dosierstelle gefördert. Zum Anmischen der Aktivkohle sowie für den Betrieb der Treibstrahlpumpe wird Abwasser aus dem Ablauf der Filtration verwendet.

Das Silo hat ein Nutzvolumen von 5 m³. Um Verklumpungen im Silo zu vermeiden, wird in regelmäßigen Abständen Druckluft zur Auflockerung der Aktivkohle eingeblasen.

Die Pulveraktivkohle wird in den Zulauf zum Kontaktbecken dosiert. Das PAK-Silo einschließlich Dosierstation wird ebenfalls auf der Grünfläche westlich der Filtration errichtet. Fäll- und Flockungshilfsmittel werden zwischen dem Kontakt- und Absetzbecken dosiert.

Die Absetzbecken werden als Rundbecken mit Umlaufräumer ausgeführt. Der Ablauf des Absetzbeckens erfolgt über eine Überfallkante und fließt zur Flockungsfiltration.

Die abgesetzte Kohle wird über 2 Rezirkulationspumpen zurück in das Kontaktbecken gefördert. Das Rückführverhältnis beträgt maximal 70 %. Die Überschussskohle wird über eine Pumpe aus dem Kontaktbecken in die Belebung gefördert.

Zur Sicherstellung einer unabhängigen Auswahl des Fällmittels der bereits vorhandenen P-Elimination, wird im unmittelbaren Bereich der 4. Reinigungsstufe eine zusätzliche

Fällmittel Lager- und Dosierstation vorgesehen. Analog hierzu wird in einem neuen Hochbauteil eine Lager- und Ansetzanlage für Flockungshilfsmittel vorgesehen.

Damit trotz Absetzbecken keine beladene Aktivkohle in den Schönungsteich gelangt, werden kontinuierlich gespülte Sandfilter als letzter Schutzstufe hinter den Absetzbecken angeordnet.

5.1.2 Vordimensionierung

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten sowie die Ergebnisse der Vorbemessung aufgeführt.

Tabelle 5.1: Vordimensionierung Variante 1

Bemessungsparameter	
Bemessungswassermenge [m ³ /h]	198
jährliche Wassermenge, behandelt [m ³ /a]	732.405
Dosierung Pulveraktivkohle [mg/l]	10 (5 – 20)
Dosierung Fällmittel [mg/l]	bis 4
Dosierung Flockungshilfsmittel [mg/l]	0,1 – 0,3
Aufenthaltszeit Kontaktbecken [min]	30
Aufenthaltszeit Absetzbecken [min]	120
Oberflächenbeschickung Absetzbecken [m/h]	bis 2
Aufenthaltszeit Sandfilter [min]	10
Vordimensionierung Anlagenteile	
erf. Volumen Kontaktbecken [m ³]	100
erf. Volumen Absetzbecken [m ³]	400
erf. Oberfläche Absetzbecken [m ²]	100
gew. Volumen PAK Silo [m ³]	5
Sandfilteroberfläche [m ²]	20

Die nachfolgende Abbildung 5.1 zeigt eine Einbindung der vorgemessenen Module im Bestand. Der Plan ist als Anlage beigefügt.

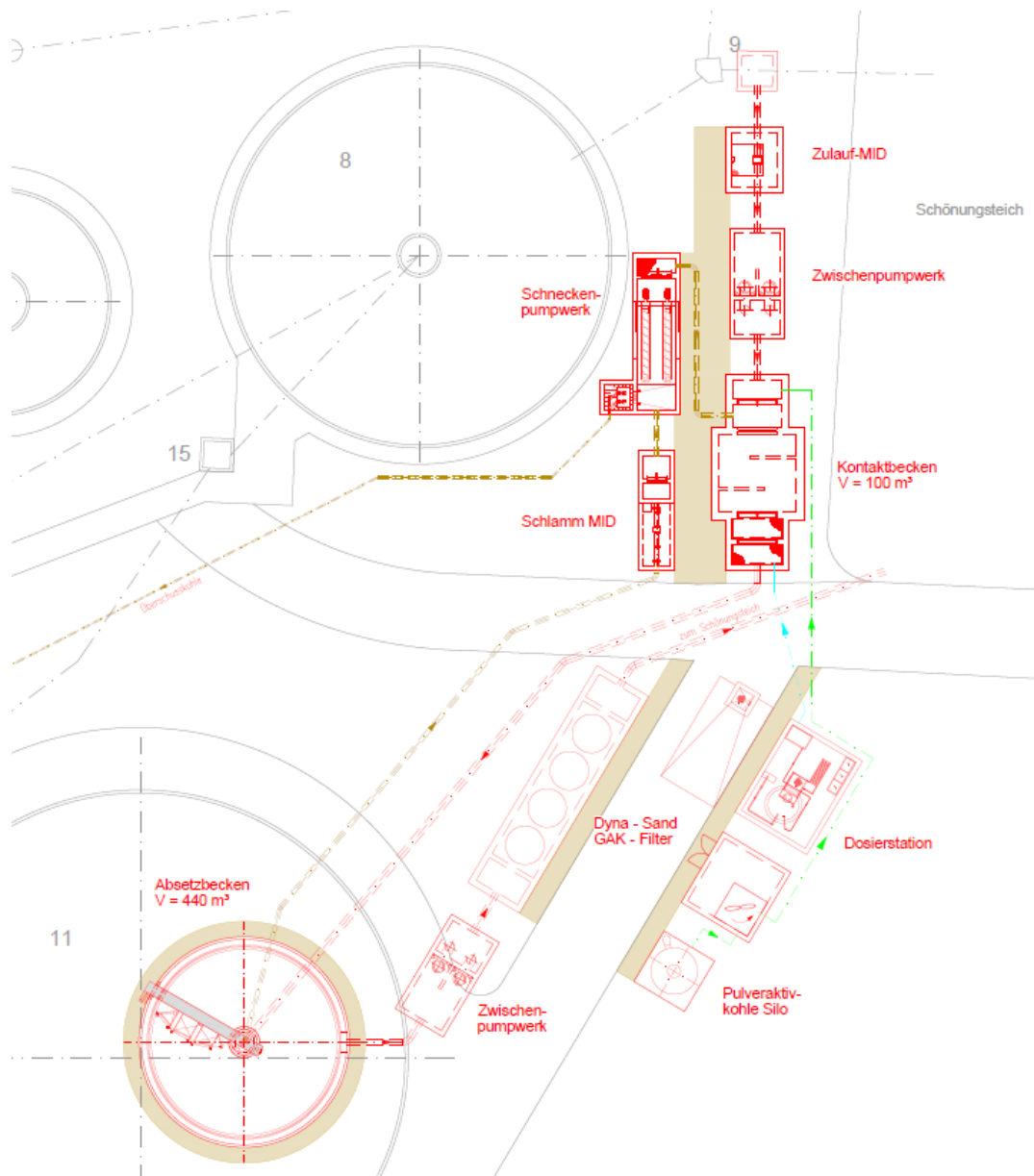


Abbildung 5.1: Lageplan Variante 1: PAK-Dosierung in Kontaktbecken

5.1.3 Bewertung

Im Fall der Umsetzung der Variante 1 sind die folgenden Punkte im Hinblick auf den Betrieb einer Mikroschadstoffelimination mittels PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken zu beachten:

- schnelle und effektive Adsorptionskinetik durch geringe Partikeldurchmesser
- Verfahren ist auch saisonal variabel einsetzbar, indem die Dosierung gesteigert oder abgemindert wird.
- Die Variante erfordert trotz geringer Maschinenteknik aufwändige und wartungsintensive Mess- und Regeltechnik.
- Minimierung der Betriebskosten durch Anpassung der Dosiermenge an Rohwasserbeschaffenheit und Ablaufziele möglich
- Umsetzung erfordert den Bau von zusätzlichem Beckenvolumen
- Anders als bei der Ozonierung findet hier eine Entnahme von Mikroschadstoffen aus dem Abwasserstrom statt.

Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass der Kohleschlamm einer Verbrennung zugeführt werden muss. Die Integration der Überschussschle in den Schlammkreislauf ist möglich, erfordert jedoch eine thermische Verwertung der gesamten Schlammmenge. Alternativ ist eine separate Schlammbehandlung für die Pulveraktivkohle möglich. Dies erfordert eine zusätzliche Schlammbehandlungsstraße und lässt den Vorteil einer weiteren Beladung der Kohle im Belebungsbecken ungenutzt.

5.2 VARIANTE 2: GAK-FILTRATION

5.2.1 Verfahrensmerkmale

GAK wird nach der biologischen Stufe eingesetzt, d. h. das Abwasser durchströmt einen Raumfilter, der mit granulierter Aktivkohle gefüllt ist. Aufgrund der Restverschmutzung im Ablauf der biologischen Reinigung entwickelt sich auf den Kornoberflächen ein Biofilm.

Aktivkohlefilter werden mit einer Kontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5–30 Minuten und einer Filtergeschwindigkeit von 5–15 m/h ausgelegt [5]. Die Filterbetthöhe bewegt sich in der Größenordnung von 2 – 4 m. Ein wirtschaftlicher Vorteil der granulierten Aktivkohle liegt in der Möglichkeit, diese begrenzt zu regenerieren und so weniger neue Kohle zu benötigen.

Da selbst gut gereinigtes Abwasser noch 5–15 mg TSS/l (total suspended solids/Liter) enthält, wird eine Vorfiltration und/oder bzw. eine erhöhte Rückspülung empfohlen, um Verstopfungen zu vermeiden [7].

Erhöhte Feststoffgehalte im Filterzulauf führen zu teilweise deutlich reduzierten Filtrationsintervallen von bis zu 6 h. Hierdurch sind viele Filteranlagen hydraulisch nicht mehr zu betreiben. Auf der einen Seite sind reine Wasserspülungen zur Filterregeneration nicht ausreichend. Auf der anderen Seite sind Luftspülungen zu minimieren um Abrasion zu vermeiden.

Die Filtrationswirkung der GAK Filtration bleibt auch bei relativ hohen AFS (abfiltrierbare Stoffe) von 20 – 30 mg/l bis zur Bestimmungsgrenze von ca. 3 – 4 mg/l erhalten [1].

Die gelösten Stoffe sorbieren im Filter einerseits an die Aktivkohleoberflächen, können aber auch biologisch abgebaut werden. Feststoffe werden im Filterbett ebenfalls zu einem großen Teil zurückgehalten. Bei der Beladung der Aktivkohle kommt es zu Konkurrenzsituationen zwischen verschiedenen Stoffen im Ablauf der Kläranlage.

Dies führt dazu, dass unproblematische Stoffe mit hoher Adsorbierbarkeit zur schnellen Belegung der Aktivkohle führen und diese nicht mehr zur Adsorption von Mikroschadstoffen zur Verfügung steht. Der Vorgang kann man nur begrenzt, durch selektiv wirksame Kornkohle entgegen wirken.

Ist die Standzeit zu gering, wird das Kosten-Nutzen-Verhältnis ungünstig. Es wird von einem wirtschaftlichen Betrieb Bettvolumina > 12.500 BTV bzw. Standzeiten > 12 Monaten ausgegangen.

Über die Standzeit, d. h. die Zeit, bis das Filtermaterial beladen ist und ausgetauscht werden muss, ist bisher wenig bekannt, hierzu sind Betriebserfahrungen nötig.

Es bestehen Abhängigkeiten zwischen Standzeit, Aktivkohle, Hintergrundverschmutzung, Konkurrenzreaktionen, Filtergeschwindigkeiten sowie weiteren Faktoren, welche im Rahmen dieser Studie nur ungenügend abgeschätzt werden können um einen belastbare Wirtschaftlichkeitsvergleich durchführen zu können.

Da die Standzeiten linear in die Betriebskosten der Variante eingehen, werden nachfolgend zwei Alternativen betrachtet, um den wirtschaftlichen Rahmen der Variante GAK-Filtration einzugrenzen.

Neubau GAK-Filtration

Hierbei wird der Neubau einer nachgeschalteten GAK-Filtration hinter den bestehenden Schönungsteich betrachtet. Es wird davon ausgegangen, dass Behandlung eines Teilstromes nach dem Schönungsteich eine geringere Feststofffracht aufweist, als der Ablauf der Nachklärung.

Da die Standzeiten ohne umfangreiche Voruntersuchungen nicht klar abschätzbar sind werden zwei Varianten betrachtet. Hierbei wird eine günstige, mit einer ungünstigen Standzeit verglichen.

1. Variante a: Standzeit Aktivkohle = 6 Monate
2. Variante b: Standzeit Aktivkohle = 12 Monate

Das erforderliche Filterbettvolumen ist in beiden Varianten gleich, da die Filtergeschwindigkeiten identisch sind.

Es ergeben sich unterschiedliche Betriebs- und Jahreskosten aufgrund der Standzeiten der Aktivkohle.

Beide Alternativen sind in Abbildung 5.2 dargestellt.

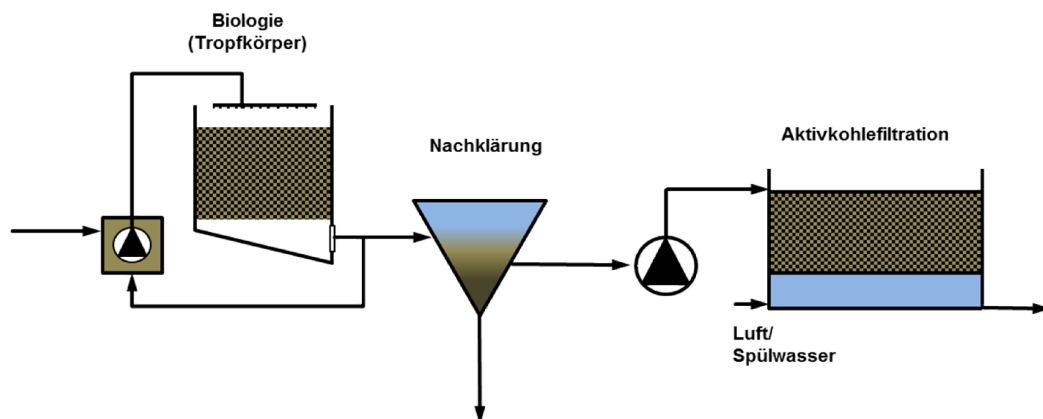


Abbildung 5.2: Fließbilder Varianten a und b (GAK Filtration)

5.2.2 Vordimensionierung

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten sowie die Ergebnisse der Vorbe-
messung aufgeführt.

Tabelle 5.2: Vordimensionierung Variante 2a und 2 b

Bemessungsparameter	
Bemessungswassermenge [m ³ /h]	216
jährliche Wassermenge, behandelt [m ³ /a]	732.405
Kontaktzeit Filter [min]	20
Max. Filtergeschwindigkeit, gew. (Q_t/Q_m) [m/h]	7,5 / 15
Vordimensionierung Anlagenteile Var. 2b	
erf. Bettvolumen [m ³]	60
erf. Fläche GAK-Filter [m ²]	30

Die nachfolgende Abbildung 5.3 zeigt eine Einbindung der Variante 2 vorbemessenen
Anlagenteile im Bestand.

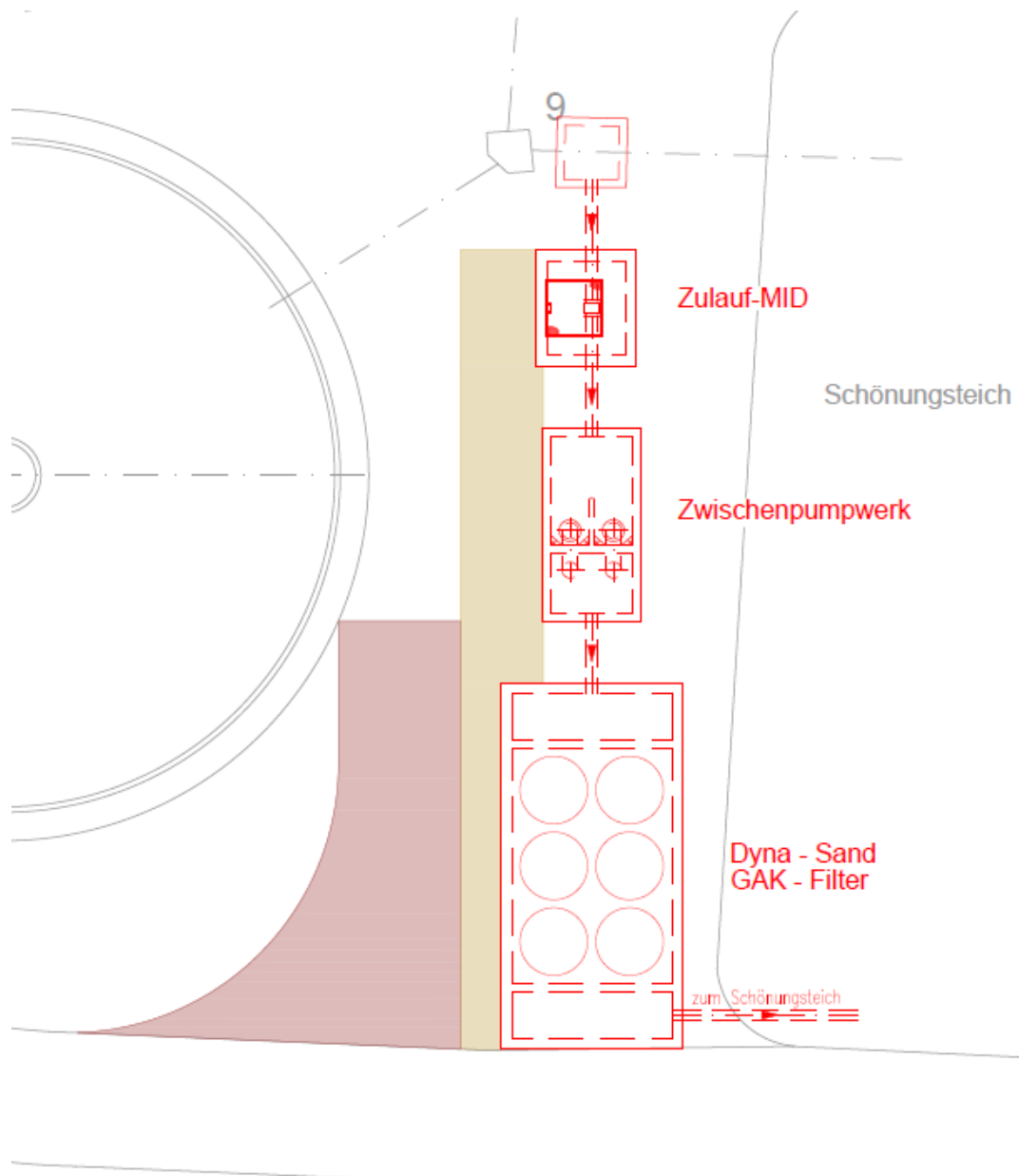


Abbildung 5.3: Lageplan Variante 2b: Neubau GAK-Filtration

5.2.3 Bewertung

Im Fall der Umsetzung der Variante 2 sind die folgenden Punkte im Hinblick auf den Betrieb einer Mikroschadstoffelimination zu beachten:

- Schwächere Adsorptionskinetik durch größere Partikeldurchmesser
- Variante erfordert trotz geringer Maschinenteknik aufwändige und wartungsintensive Mess- und Regeltechnik.
- Keine Minimierung der Betriebskosten durch Anpassung der Dosiermenge an Rohwasserbeschaffenheit und Ablaufziele möglich.
- Anders als bei der Ozonierung findet hier eine Entnahme von Mikroschadstoffen aus dem Abwasserstrom statt.
- Eingesetzte Kohle kann bis zu einem gewissen Grad regeneriert werden (Anlagen zur Kohleregeneration sind jedoch wenig verbreitet)

Die Kostensicherheit ist vorab sehr gering, da die entscheidende Frage, wann das Filtermaterial beladen ist und infolgedessen ausgetauscht werden muss, ohne Versuche nicht beantwortet werden kann.

5.3 VARIANTE 3: OZONIERUNG

5.3.1 Verfahrensmerkmale

Bei der Variante 3 wird eine Ozonierung des Ablaufs der Nachklärbecken betrachtet. Zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonierung sind folgende Anlagenkomponenten erforderlich:

- Beschickungspumpwerk
- Ozon-Kontaktbecken mit Entgasungszone
- Sauerstofftank
- Ozonerzeugungsanlagen einschl. Notkühlung
- Ozondosieranlage
- Restozonentfernung

Der Ablauf der Nachklärung wird, wie bisher auch, dem neuen Zulaufpumpwerk der neuen Stufe zugeleitet. Es besteht die Möglichkeit, die Stufe zukünftig zu umfahren.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wird analog zu den anderen Varianten mit 198 m³/h gewählt.

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell 2 Verfahrensweisen in Frage. Der Eintrag des ozonhaltigen Gases über Diffusoren direkt in den Ozonreaktor liefert vergleichbare Ergebnisse zu einer Ozonzugabe über einen Mischinjektor, bei der das ozonreiche Luft-Ozon-Gemisch dem Zulauf des Ozonreaktors zugeführt wird. Ein Ozoneintrag über ein Injektorsystem wird vorwiegend bei kleineren Anlagen vorgesehen.

Der Ozonerzeuger stellt Ozon aus Sauerstoff nach dem Prinzip der stillen elektrischen Entladung her. Das erforderliche Einsatzgas Sauerstoff bzw. getrocknete Luft wird am Eingang des Ozonerzeugers mittels eines Druckminderers auf den Gasbetriebsdruck des Ozonerzeugers reduziert.

Die Aufstellung des Ozonerzeugers wird im neuen Betriebsgebäude im unmittelbaren Bereich des Ozonreaktors vorgesehen. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb des Gebäudes aufgestellt. Die Fläche rund um den Flüssigsauerstofftank muss entsprechend befestigt werden und für Schwerverkehr zugänglich sein. Eine Nutzung von getrockneter Luft bzw. die Gewinnung von Reinsauerstoff mittels Druckwechsel-Adsorption (PSA) liegt bei Invest- und Betriebskosten deutlich oberhalb (> Faktor 2) der vorgeschlagenen Nutzung von Liefersauerstoff.

Die Kontaktbecken sind luftdicht abgedeckt, so dass, das im Bereich oberhalb des Wasserspiegels ansammelnde Ozon erfasst und über den Restozonentferner abgeleitet werden. Eine automatische Mess- und Regeltechnik überwacht indirekt den Behandlungserfolg über die kontinuierliche SAK Messung (Spektraler Absorptionskoeffizient Messung) und die Messung des überschüssigen Ozons im Abgas und regelt die Ozonerzeugung und -verteilung entsprechend dem aktuellen Bedarf.

Zusätzlich sind Plattenwärmetauscher zur Entkopplung des Ozonerzeugers vorgesehen, um den Ozonerzeuger indirekt mit dem behandelten Abwasser zu kühlen.

5.3.2 Vordimensionierung

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten sowie die Ergebnisse der Vorbe-messung aufgeführt.

Tabelle 5.3: Vordimensionierung Variante 3

Bemessungsparameter	
Bemessungswassermenge [m ³ /h]	198
jährliche Wassermenge, behandelt [m ³ /a]	732.405
Dosierung Ozon [mg/l]	4 - 7
Sauerstoffbedarf [mgO ₂ /mgO ₃]	10
Aufenthaltszeit Ozonreaktor [min]	15
Aufenthaltszeit Bereich Ausgasung [min]	5
Vordimensionierung Anlagenteile	
erf. Volumen Kontaktbecken [m ³]	50
erf. Volumen Bereich Ausgasung [m ³]	17

Die nachfolgende Abbildung zeigt eine Einbindung der vorbemessenen Module im Be-stand.

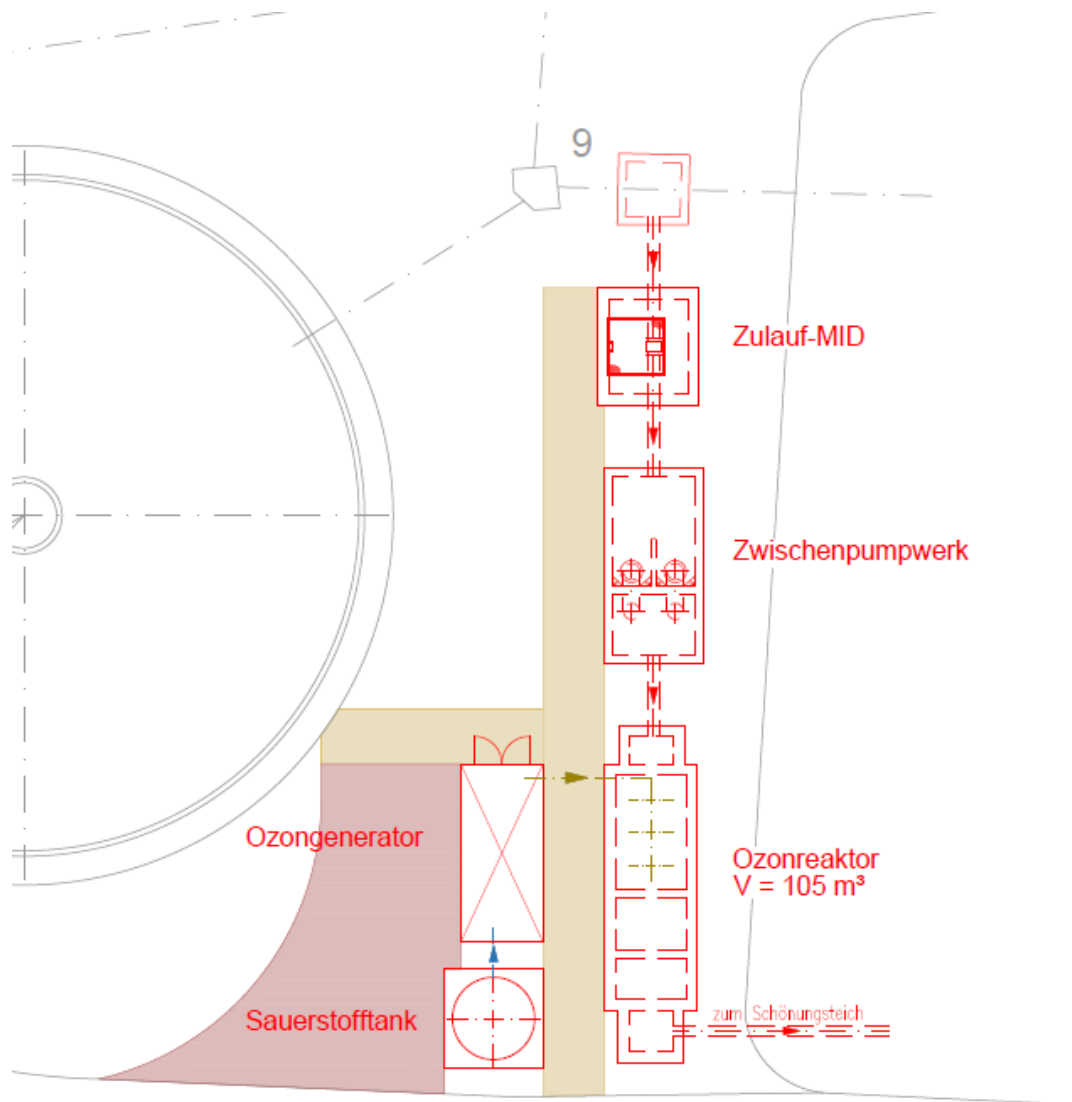


Abbildung 5.4: Lageplan Variante 3: Ozonierung

5.3.3 Bewertung

Im Fall der Umsetzung der Variante 3 sind die folgenden Punkte im Hinblick auf den Betrieb einer Mikroschadstoffelimination zu beachten:

- Große Bandbreite an Stoffen eliminierbar jedoch keinerlei Eliminationsleistung auf spezifische adsorbierbare Stoffe (z.B. PFT, PFOS u.ä.).
- Hoher zusätzlicher Energieaufwand erforderlich
- Verfahren ist auch saisonal variabel einsetzbar, indem die Dosierung gesteigert oder abgemindert wird.
- Die Variante erfordert durch anspruchsvolle Maschinenteknik aufwändige und wartungsintensive Mess- und Regeltechnik.
- Minimierung der Betriebskosten durch Anpassung der Dosiermenge an Rohwasserbeschaffenheit und Ablaufziele möglich.
- Umsetzung erfordert den Bau von zusätzlichem Beckenvolumen, jedoch geringer als bei PAK-Dosierung
- Anders als bei der Adsorption findet keine Entfernung von Stoffen aus dem Abwasserstrom sondern lediglich eine Stofftransformation statt.
- Öko- und humantoxikologische Auswirkungen von entstehenden Metaboliten und Transformationsprodukten, sind bisher noch nicht abschließend erforscht (nachgeschaltete Filtration empfohlen)
- Keine erhöhte Schlammmenge bzw. andere Entsorgungsprodukte
- mindestens teilweise Hygienisierung des Abwassers

6 VERGLEICH & EMPFEHLUNG

6.1 WIRTSCHAFTLICHER VARIANTENVERGLEICH

Die nachfolgend dargestellten Kosten sind ausschließlich Nettokosten und werden in Investitionskosten, Betriebskosten und Jahreskosten unterschieden.

6.1.1 Investitionskosten

Die Vorabschätzung der Kosten wurde anhand von Kostenvergleichswerten (z.B. €/m³ Kontaktbecken) sowie der Auswertung von Investitionskosten bereits realisierter Anlagen durchgeführt [9].

Investitionskosten sind die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig anfallenden Kosten. Diese setzen sich wie folgt zusammen:

- Kosten für die Bautechnik
- Kosten für die Maschinenteknik
- Kosten für EMSR-Technik (Elektro-Mess-Steuerungs-Regelungs-Technik)

Hieraus ergeben sich die folgenden Investitionskosten für die entsprechenden Varianten.

Tabelle 6.1: Vergleich Investitionskosten (netto, gerundet)

Investitionen	Variante 1 PAK-Dosierung	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 Ozonierung
Bautechnik [€]	725.000	530.000	252.000
Maschinenteknik [€]	751.000	99.000	410.000
EMSR Technik [€]	501.000	66.000	273.000
Baunebenkosten [€]	347.000	122.000	164.000
Gesamtkosten netto[€]	2.324.000	817.000	1.099.000
+ 19% MwSt. [€]	441.560	155.230	208.810
Gesamtkosten brutto [€]	2.765.560	972.230	1.307.810

Eine detaillierte Aufschlüsselung der Investitionen der betrachteten Varianten befindet sich im Anhang A .

Zum Vergleich der Investitionskosten sind diese nachfolgend in Abbildung 6.1 nochmals grafisch dargestellt.

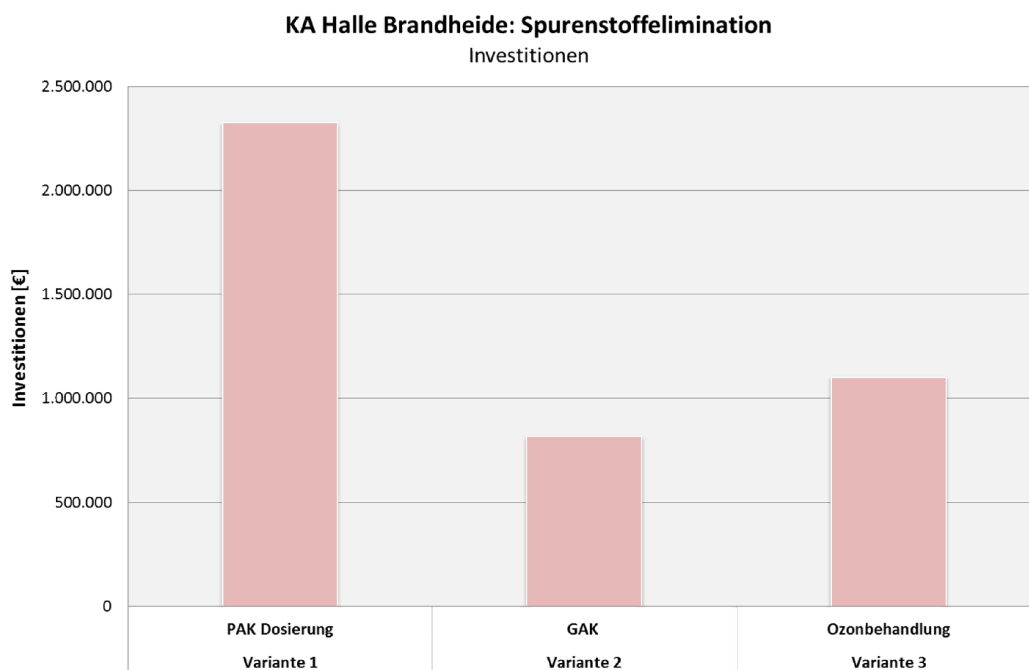


Abbildung 6.1: Vergleich Investitionskosten (netto, gerundet)

6.1.2 Betriebskosten

Für einen Vergleich der Varianten spielen bei einer weitergehenden Behandlungsstufe neben den Investitionskosten die Betriebskosten für Aktivkohleverbrauch, Ozonverbrauch und Stromverbrauch eine wesentliche Rolle.

Die Betriebskosten sind somit in der Betriebsphase regel- oder unregelmäßig wiederkehrende Aufwendungen. diese sind aufgeschlüsselt nach [9]:

- Personalkosten
- Energiekosten
- Wartungskosten / Unterhaltskosten
- Betriebsmittelkosten (z.B. O₂, Aktivkohle, Schlamm Entsorgung, Fällungs- und Flockungshilfsmittel)

Für die Ermittlung der Betriebskosten wurden weiterhin folgende Einzelkosten berücksichtigt:

- elektrische Energie (zu 0,2429 €/kWh)
- Personalkosten (60 h/Monat und 50.000 €/(Personen*a))
- Wartung/ Unterhalt als prozentualer Ansatz der Investitionskosten:
 - Baukosten mit 0,5%,
 - Maschinenteknik mit 1,5%,
 - Elektrotechnik mit 1%
- Betriebsmitteleinsatz:
 - Sauerstoff: 0,14 €/kgO₂, 10 mg O₃/l
 - PAK: 1.550 €/Mg, 10 mg PAK/l
 - GAK: 1.700 €/Mg (regenerierte Kohle)
1.100 €/Mg (frische Kohle zur Erstbefüllung)
- Flockungshilfsmittel: 1.300 €/Mg
- Fällmittel: 130 €/Mg

Der Betrieb einer weitergehenden Stufe erfordert spezielle Fachkenntnisse. Insgesamt ist von einem gesteigerten Personalaufwand auszugehen.

Die Energiekosten ergeben sich aus dem Stromverbrauch für Pumpen, Rührwerke und der Ozonerzeugung. Die Berechnung erfolgte für eine mittlere Belastung der Anlagen.

Hieraus ergeben sich die folgenden Betriebskosten für die entsprechenden Varianten, welche in Tabelle 6.2 und Abbildung 6.2 dargestellt sind. Eine detaillierte Aufschlüsselung befindet sich im Anhang A

Tabelle 6.2: Vergleich Betriebskosten (netto)

Investitionen	Variante 1 PAK- Dosierung	Variante 2a GAK-Filtration Standzeit 6 Monate	Variante 2b GAK-Filtration Standzeit 12 Monate	Variante 3 Ozonierung
Wartung & Instandhaltung [€/a]	20.000	5.000	5.000	10.000
Verbrauchsstoffe [€/a]	15.000	40.000	20.000	5.000
Energiebedarf [€/a]	12.000	8.000	8.000	12.000
Entsorgung [€/a]	16.000	15.000	7.000	0
Personalkosten [€/a]	20.000	27.000	27.000	27.000
Gesamtkosten [€/a]	83.000	95.000	67.000	54.000

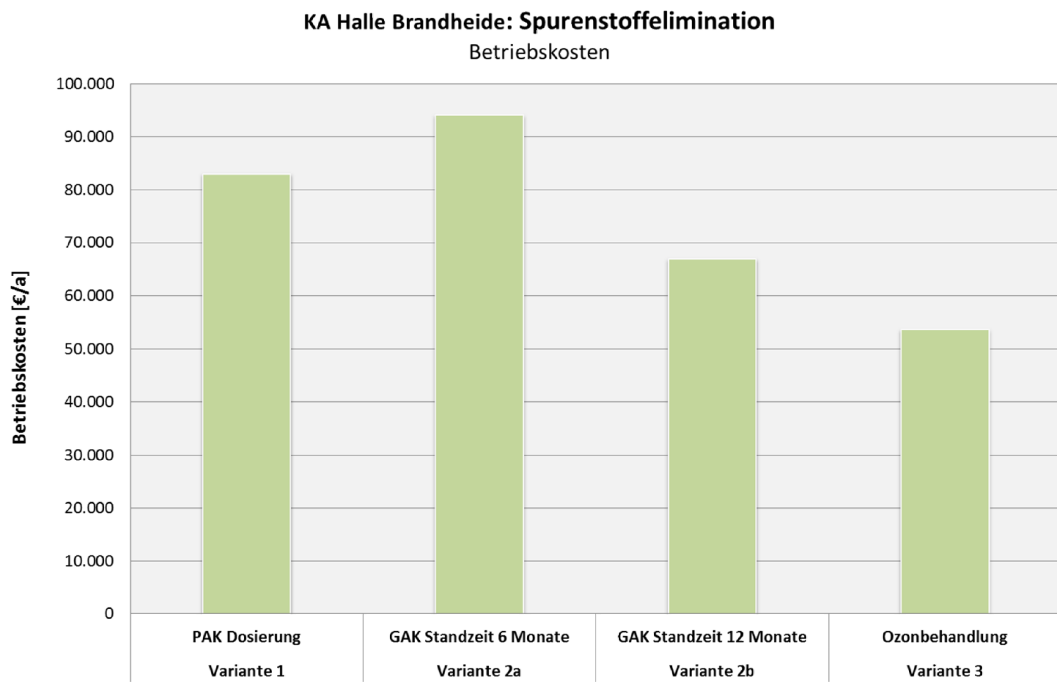


Abbildung 6.2: Vergleich Betriebskosten (netto, gerundet)

6.1.3 Kostenvergleichsrechnung

Für eine eindeutige Einordnung und eine Beurteilung der Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Varianten im Vergleich ist eine Kostengegenüberstellung notwendig. Diese wird anhand einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung nach [10] durchgeführt und dient als Hilfe bei der Entscheidungsfindung.

Das Ergebnis des Kostenvergleichs ist demnach unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Gesichtspunkte ein Vorschlag für die anstehende Entscheidungsfindung. Zur Durchführung der KVR werden die „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (KVR- Leitlinien) angewendet.

Zu Beginn der KVR sind zunächst feste zeitliche Bezugspunkte zu setzen. Hierzu zählen das Basisjahr (aktuelle Zeitpunkt), der Bezugszeitpunkt (meist Inbetriebnahme/ Nutzungsbeginn) und der Untersuchungszeitraum, demnach die Nutzungsdauer.

Für die Erweiterung der Kläranlage Halle-Brandheide wird als Bezugszeitpunkt ein beliebiger Zeitpunkt der Inbetriebnahme mit dem 01.01.2014 gewählt. Die Nutzungsdauer und damit der Betrachtungszeitraum von 30 Jahren werden vorgegeben.

Der Umfang der notwendigen Instandsetzungsmaßnahmen wird entsprechend so gewählt, dass auch die vorhandenen Anlagenteile diese Nutzungsdauer voraussichtlich erreichen. Die Investitionszeitpunkte werden realistisch mit Maßgabe eines möglichst späten Zeitpunktes gewählt. Sie müssen vor Nutzungsbeginn liegen und werden in diesem Fall auf das Jahr 2014 gelegt, da sich die ausgewiesenen Kosten auf den Kostenstand 2013 beziehen (s.o.).

Als langfristiger Realzins (inflationsbereinigt) wird $i = 3,0 \%$ gewählt. Von einer Preissteigerung wird ausgehend von den aktuellen Marktpreisen nicht ausgegangen wodurch r_{IK} und r_{IKR} mit 0% p.a. festgelegt wird.

Tabelle 6.3: Vergleich Kostenvergleichsrechnung (gerundet)

Summe der Jahreskosten aus:	Variante 1 PAK-Dosierung	Variante 2a GAK-Filtration Standzeit 6 Monate	Variante 2b GAK-Filtration Standzeit 12 Monate	Variante 3 Ozonierung
Investitionen [€/a]	119.000	42.000	42.000	56.000
Re- Investitionen [€/a]	68.000	9.000	9.000	37.000
laufenden Kosten [€/a]	139.000	175.000	112.000	75.000
Jahreskosten [€/a]	326.000	226.000	163.000	168.000

Bewertung:

Aus der Kostenvergleichsrechnung gehen die Varianten 2b (GAK) und 3 (Ozonierung) als wirtschaftlich vorteilhaftesten Varianten hervor.

Hierbei ist bei der Bewertung der GAK Filtration zu berücksichtigen, dass Variante 2b einen optimistischen Ansatz darstellt. Ein realistischer Ansatz zur Bewertung einer GAK-Filtration erfordert wissenschaftlich betreute Vorversuche.

6.2 TECHNISCHER VARIANTENVERGLEICH

Die vier ausgewählten Varianten werden im technischen Variantenvergleich mit einer Nutzwertanalyse untersucht und bewertet. Dabei handelt es sich eine Methode, die den Nutzwert verschiedener Entscheidungsalternativen im Vergleich zueinander liefert. Das Ergebnis der Analyse liefert für jede der Varianten eine Zahl, die den Nutzwert darstellt. Die „beste“ Lösung erhält dabei, im Vergleich zu den anderen Varianten, den höchsten Nutzwert.

Sie ist besonders gut geeignet, wenn „weiche“ oder „technische“- also in Geldwert oder Zahlen nicht darstellbare – Kriterien vorliegen, anhand derer zwischen verschiedenen Alternativen eine Entscheidung gefällt werden muss.

Da für die Wahl der Vorzugsvariante letztlich aber das Zusammenführen von monetären und nicht-monetären Bewertungskriterien notwendig ist, wurden auch die Ergebnisse aus der KVR in der Nutzwert-Analyse bewertet. Die Ergebnisse der KVR (monetäre Bewertungskriterien) wurden dabei in dimensionslose Kennwerte (Nutzenpunkte) übertragen.

Die Ziele werden, ihrer Hierarchie folgend gewichtet, da nicht alle Ziele gleich wichtig für das Gesamtziel sind. Die Summe aller Gewichte muss 100 ergeben, damit 100% Gesamtnutzen vorhanden ist.

Die einzelnen Bewertungskriterien erhalten Punkte hinsichtlich ihrer Zielerreichungsgrade. Die Verteilung erfolgt ganzzahlig mit einer Skala von 0 bis 1, wobei 0 das Versagen hinsichtlich des entsprechenden Zieles und 1 dessen vollständige Erfüllung bedeutet.

In der Tabelle 6.4 ist das Ergebnis der durchgeführten Nutzwert-Analyse dargestellt.

Tabelle 6.4: Technischer Variantenvergleich

		Variante 1		Variante 2a		Variante 2b		Variante 3	
		PAK Dosierung		GAK Filtration 6 M.		GAK Filtration 12 M.		Ozonbehandlung	
Kriterium	Gewichtung	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert
Jahreskosten	40%	0,50	0,20	0,72	0,29	1,00	0,40	0,97	0,39
Reinigungsleistung: Breitbandwirkung	10%	0,8	0,08	0,7	0,07	0,7	0,07	0,8	0,08
Reinigungsleistung: Adsorbierbare Stoffe (z.B. PFT)	10%	0,8	0,08	0,7	0,07	0,7	0,07	0,0	0,00
Reinigungsleistung: Desinfektion	10%	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,8	0,08
Betriebssicherheit/ Prozessstabilität	10%	0,8	0,08	0,5	0,05	0,5	0,05	0,8	0,08
Planungssicherheit / Referenzen	10%	0,8	0,08	0,5	0,05	0,5	0,05	0,5	0,05
Wartungs/ Betriebsaufwand	5%	0,8	0,04	0,6	0,03	0,6	0,03	0,5	0,03
Erweiterbarkeit	5%	0,5	0,03	0,8	0,04	0,8	0,04	0,9	0,05
Summe	100%		0,59		0,60		0,71		0,75
Ranking			4		3		2		1

Im Ergebnis der Kosten-Nutzwert-Analyse ist erkennbar, dass die Varianten 2b und 3 mit einem Nutzwert von 0,76 bzw. 0,71 als Vorzugsvarianten hervortreten. Die Variante zur PAK-Filtration ergibt einen deutlich niedrigeren Nutzwert.

6.3 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

6.3.1 Zusammenfassung

Die derzeit diskutierten Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen im Ablauf von Kläranlagen befinden sich an der Schwelle zwischen Versuchsanlagen in halbtechnischen Maßstab und Pilotanlagen im großtechnischen Maßstab.

Sowohl die Verwendung von Ozon als auch eine Adsorption an Aktivkohle ist auf kommunalen Kläranlagen noch nicht weit verbreitet. Insgesamt ist jedoch in den letzten Jahren eine stärkere Umsetzung von Behandlungsanlagen auf der Basis von AktivkohleadSORPTION zu beobachten.

Bundesweit besteht vor dem Hintergrund eines verbesserten Gewässerschutzes der Trend zur Förderung von Leuchtturmprojekten zur Elimination von Mikroschadstoffen im Ablauf von Kläranlagen. Diese Innovationsprogramme konzentrieren sich verstärkt auf die Förderung von Investitionen zur Installation weitergehender Reinigungsstufen.

Es ist zu erwarten, dass hier vorrangig Kläranlagen der folgenden Kategorie betrachtet werden:

- Kläranlagen größer 10.000 EW
- Kläranlagen mit Einleitung oberhalb TW-Gewinnungsanlagen
- Kläranlagen mit leistungsschwachen Vorflutern

Derzeit bestehen jedoch noch keine klar definierten Reinigungsziele bzw. eine Eingrenzung von Leitparameter, welche Voraussetzung für eine konkrete Auswahl eines Verfahrens zur weitergehenden Spurenstoffelimination sind.

Hier ist auf Parameter zu verweisen, welche in Bezug auf die Varianten Ausschlusskriterien darstellen können.

Dies wird insbesondere bei der Ozonierung deutlich, welche eine technisch und wirtschaftlich interessante Option darstellt, jedoch trotz weitgehender Reinigungsleistung (Arzneimittel, Desinfektion) zur Elimination einiger, gut adsorbierbarer Stoffe (z.B. PFT) ungeeignet ist.

Wie in Tabelle 3.5 dargestellt wird, können der im Ablauf der Kläranlage Halle Brandheide gemessene Mikroschadstoff Iomeprol und Amidotrizoesäure nur teilweise durch eine Ozonierung eliminiert werden, jedoch besser als bei einer granulierten Aktivkohlebehandlung.

Daher ist im Rahmen der weiteren Planung zu definieren, welche Varianten grundsätzlich verfolgt werden soll und welche enthaltenen Kostenrisiken durch weitergehende Untersuchungen zu einer Kostensicherheit beitragen können.

Hierzu ist eine Vorgabe von Zielparametern von behördlicher Seite erforderlich. Vor einer Installation von großtechnischen Anlagen werden zunächst halbtechnische Versuche empfohlen.

6.3.2 Empfehlung

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass für den Ausbau einer Kläranlage um eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination zurzeit noch keine gesetzlich vorgeschriebenen Ablaufgrenzwerte oder Eliminationsraten bestehen und der Ausbau auf freiwilliger Basis erfolgt.

Eine Verifizierung der gemessenen Konzentrationen kann durch ein mehrmonatiges Messprogramm erfolgen.

Bei einer Vorgabe von Zielparametern von behördlicher Seite aufgrund der Gewässersituation, könnte ein kurzfristiger Ausbau erforderlich werden.

Die Machbarkeit einer Mikroschadstoffelimination ist gegeben. Die durchgeführte Betrachtung zeigt, dass auf Grundlage der monetären und nicht monetären Bewertung Variante 3 (Ozonierung) Vorteile aufzeigt und bei weiteren Planungen bevorzugt berücksichtigt werden sollte.

Aufgrund der selektiven Eliminationsleistung der Verfahren (Bsp. Ozonierung - PFT) ist es erforderlich, eine großtechnische Umsetzung auf Basis zuvor definierter Eliminationsziele (z.B. Röntgenkontraststoffe, Arzneimittel, o.ä.) zu planen.

Für weitere Planungsschritte wird seitens Dahlem Beratende Ingenieure an dieser Stelle empfohlen, die entwickelten Varianten in einer weiteren Bearbeitungsphase durch wissenschaftlich betreute Vorversuche vertieft zu betrachten.

Essen, im Oktober 2016

DAHLEM Beratende Ingenieure
GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG

Bearbeitung:
Dipl. Ing. A. Voigt
Jens Bökmann M:Sc.

7 LITERATUR

- [1] „Mikroschadstoffentfernung machbar?“ Zusammenstellung wesentlicher Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015
- [1] Abschlussbericht MIKROFlock: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2012
- [2] DVGW (1987): Beurteilung von Aktivkohle für die Wasseraufbereitung. a. d. R.: DVGW [Hrsg.]: Merkblätter des DVGW, DVGW-Merkblatt W 240 (Stand Dez. 1987).
- [3] Abschlussbericht ENVELOSO: Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011
- [4] Abschlussbericht: Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen; Teil 1 & 2, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2003/2006
- [5] Metcalf & Eddy: Wastewater Engineering – Treatment and Reuse; Tchobanglous, G. Burton, F. Stensel, H. Metcalf & Eddy Inc., McGraw Hill, Boston, 2003
- [6] Abschlussbericht Mikropoll: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Umwelt BAFU, September 2010
- [7] Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt BAFU Bern, 2012
- [9] DWA-Themen (T3/2015): „Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen“, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2015
- [8] Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen"; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Mai 2000
- [9] Mertsch et al. (2013): Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlage“, GWA, Band 232, Tagungsband zur 46. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, Aachen 2013
- [10] "Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 8. überarbeitete Auflage "; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juli 2012

- [11] „Deutscher Bundestag (2012): Antwort der Bundesregierung auf Kleine Anfrage der Abgeordneten Dorothea Steiner et al. und der Fraktion BÜNDNIS90/ Die Grünen- Drucksache 17/10914, Berlin, - Anthropogene Spurenstoffe in der Umwelt
- [12] Vietoris (2013): „Vorkommen und Relevanz von Mikroverunreinigungen in Gewässern NRW's“, GWA, Band 232, Tagungsband zur 46. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, Aachen 2013
- [13] Abschlussbericht: „MIKROSCHADSTOFFE AUS KOMMUNALEM ABWASSER: Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen“, Abschlussbericht, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2012
- [16] UBA-Texte (85/2014): „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“, Umweltbundesamt, 2014
- [17] „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015
- [18] Abschlussbericht: „CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett“, Abschlussbericht, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, 2011
- [19] Zusammenstellung von Kläranlagenablaufwerten aus 205 Kläranlagen ohne 4. Reinigungsstufe in NRW, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2015
- [20] Quellen der Orientierungswerte aus der Tabelle D-4: Bewertungsgrundlagen für den zweiten Monitoringzyklus der WRRL
- LAWA: Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietsspezifische Stoffe, 2004
 - LAWA: Entwicklung von Qualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für flussgebietsspezifische Stoffe (II), 2007
 - LAWA: Entwicklung von Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe des Anhangs VIII WRRL, 2010
 - EU Draft EQS: 13th Meeting of the working group E on chemical aspects Identification of new priority substances, 2011
 - Vorschläge OGewV: 24 Stoffdatenblätter zum Referentenentwurf Kabinettsbeschluss, 2011
- [21] Bewirtschaftungsplan 2016 – 2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2015
- [22] Programm Reine Ruhr; Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2014

Anhang A : KOSTENANNAHME

Anhang B : KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN

Anhang C :
PRÜFBERICHTE ANALYTIK

**Anhang D :
ZEICHNUNGEN**