



Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg

Machbarkeitsstudie

gefördert durch:

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



Impressum

Auftraggeber: Kommunalunternehmen der Stadt Warburg

Auftragnehmer: **Grontmij GmbH**

Postfach 30 01 06
50771 Köln

Graeffstraße 5
50823 Köln

Bearbeitung: Dr.-Ing. Heinrich Herbst
Dipl.-Ing. Christian Maus, M.Sc.

Laboranalytik: **Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)**

Bliersheimer Straße 58 - 60
47229 Duisburg

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

Stand: September 2013

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	III	
Abbildungsverzeichnis	V	
Tabellenverzeichnis	VI	
1	Veranlassung	1
2	Screening des Kläranlagenablaufs auf Spurenstoffe	3
3	Mikroschadstoffentfernung mittels großtechnischer Anlagen (Stand der Technik)	5
3.1	Diskussion von Grenzwerten bei der Abwasserbehandlung	5
3.2	Überblick möglicher Verfahrenstechniken	6
3.3	Aktivkohleadsorption mit pulverisierter Aktivkohle (PAK)	8
3.3.1	Pulveraktivkohledosierung im Ablauf der Nachklärung in separaten Kontaktbecken mit nachgeschalteter Filtration	8
3.3.2	ACTIFLO® Adsorptionsstufe	11
3.3.3	Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum)	12
3.4	Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle	13
3.5	Ozonierung	14
4	Abwasserbehandlung der Kläranlage Warburg	17
4.1	Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlung der Kläranlage Warburg	17
4.2	Behandlung des Abwassers der Zuckerfabrik	18
4.3	Nachklärung der Kläranlage Warburg	18
4.4	Nachbemessung der Kläranlage Warburg	19
4.5	Ablaufmengen der Kläranlage Warburg und Zulauf der Anlage zur Mikroschadstoffelimination	22
5	Varianten	24
5.1	Variante 1: Ozonierung - biologische Nachbehandlung	25
5.2	Variante 2a: PAK-Dosierung im Reaktionsraum - Sedimentation - Raumfiltration	30
5.3	Variante 2b: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration	37
5.4	Variante 2c: PAK Dosierung im Reaktionsraum - Abscheidung im ACTIFLO® Abscheider – Tuchfiltration	42
5.5	Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)	49
6	Verfahrensempfehlung	54

6.1	Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten	54
6.2	Bewertung der Varianten und Verfahrensempfehlung	55
7	Literaturverzeichnis	60
8	Anhang	65

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Untersuchungsumfang des Screenings des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Warburg.	3
Abbildung 3.1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination [24]	7
Abbildung 3.2: Verfahrenstechnische Einbindung der Adsorptionsstufe in den Klärprozess; modifiziert nach [38], [46]	8
Abbildung 3.3: Verfahrensschema Sedimentationseinheit ACTIFLO®	11
Abbildung 3.4: Dosierung von PAK und Flockungsmittel in den Flockungsraum des Sandfilters (Prinzip der Flockungsfiltration) aus [18]	12
Abbildung 3.5: GAK-Filtration Ablauf Nachklärung [46]	13
Abbildung 3.6: Schematische Darstellung der Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung auf der Kläranlage Schwerte (aus [24] verändert nach [40])	15
Abbildung 4.1: Luftbild der Kläranlage Warburg (Google Maps)	17
Abbildung 4.2: Verfahrensfließbild der Kläranlage Warburg (ISA, 2007)	18
Abbildung 4.3: Stickstofffracht im Zulauf der Kläranlage Warburg für unterschiedliche Belastungszustände	21
Abbildung 4.4: BSB ₅ -Fracht im Zulauf der Kläranlage Warburg für unterschiedliche Belastungszustände	21
Abbildung 4.5: Tägliche mittlere Ablaufmengen der KA Warburg in 2012	23
Abbildung 4.6: Täglicher Trockenwetterabfluss der KA Warburg in 2012	23
Abbildung 5.1: Verfahrensfließbild der Ozonierung (verändert nach Herbst et al. [27])	26
Abbildung 5.2: Übersichtsplan Ozonierung	27
Abbildung 5.3: PAK Dosierung im Reaktionsraum - Sedimentation - Raumfiltration	30
Abbildung 5.4: Lageplan Variante 2a: PAK Dosierung im neuen Kontaktbecken	32
Abbildung 5.5: PAK-Dosierung im Reaktionsraum - Tuchfiltration	37
Abbildung 5.6: Lageplan Variante 2b: PAK Reaktionsraum und Nachklärung im Kombibauwerk	39
Abbildung 5.7: PAK Dosierung in neuem Reaktionsraum – Actiflo® - Tuchfiltration	43
Abbildung 5.8: Lageplan PAK Dosierung im Kontaktraum ACTIFLO®Abscheider und Tuchfiltration	44
Abbildung 5.9: GAK-Filtration	50
Abbildung 5.10: Lageplan GAK-Filteranlage auf der Kläranlage Warburg	51
Abbildung 6.1: Kostenvergleich mit spezifischen Jahreskosten (abwasserbezogen) für die PAK Dosierung (ohne Filteranlage) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerten [46]	55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Darstellung der ermittelten Mittelwerte einiger Leitparameter aus den Bereichen Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und Basisparameter aus drei 24-Stunden Mischproben des Ablaufs der Kläranlage Warburg im Vergleich mit Werten weiterer kommunaler Kläranlagen.	4
Tabelle 3.1:	Zusammenstellung unterschiedlicher Veröffentlichungen hinsichtlich des Energiebedarfs von Techniken zur Spurenstoffelimination (verändert nach [24])	7
Tabelle 3.2:	Zusammenstellung der technischen Daten der PAK-Anlage Klärwerk Ulm-Steinhäule	9
Tabelle 3.3:	Zusammenstellung der technischen Daten der Ozonierung auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden (aus [33])	16
Tabelle 4.1:	Kenndaten der Nachklärung Warburg	19
Tabelle 4.2:	Ergebnisse der klärtechnischen Berechnung	22
Tabelle 5.1:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten bei Ozonierung (netto)	29
Tabelle 5.2:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten mit PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Sedimentation - Raumfiltration (netto)	36
Tabelle 5.3:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration (netto)	41
Tabelle 5.4:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten (netto) bei PAK-Dosierung und Abscheidung mit Actiflo und Tuchfilter	48
Tabelle 5.5:	Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für einen neuen GAK-Filter	53
Tabelle 6.1:	Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Schmutzwassermenge der betrachteten Varianten	54
Tabelle 6.2:	Bewertung der Varianten	57

1 Veranlassung

Viele Stoffe des täglichen Gebrauchs sind geeignet, bei Kontakt mit Wasser dessen Eigenschaften nachhaltig und auch nachteilig zu verändern. Spurenstoffe lassen sich ubiquitär in der aquatischen Umwelt nachweisen. Neben Stoffen wie beispielsweise Industriechemikalien und Flammschutzmitteln, sind in den vergangenen Jahren die pharmazeutischen Wirkstoffe in den Fokus der Wissenschaft sowie der Öffentlichkeit gerückt. Humanpharmaka werden entweder unverändert oder nach Umbau im menschlichen Organismus als Konjugate bzw. Metaboliten ausgeschieden und gelangen so ins kommunale Abwasser. Die Spurenschadstoffproblematik liegt darin begründet, dass persistente Arzneimittel, organische Spurenstoffe und Industriechemikalien nur in begrenztem Maße während der biologischen Behandlung im Abwasserreinigungsprozess nach dem Stand der Technik eliminiert werden können und deshalb im Ablauf der Kläranlagen nach dem Stand der Technik noch nachweisbar sind. Ein gezielter Rückhalt dieser Stoffe ist mit kommunalen Kläranlagen nicht möglich. Daher gelangen Humanpharmaka und ihre Metaboliten über den Kläranlagenablauf in Oberflächengewässer.

Veterinärpharmaka werden mit der Gülle auf die Felder ausgebracht und gelangen überwiegend durch Abschwemmungen in die Oberflächengewässer. Bislang wurden weit über 100 Arzneimittelwirkstoffe teilweise in relevanten Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen im aquatischen Kreislauf nachgewiesen.

Humanpharmaka werden insbesondere vor dem Hintergrund des demographischen Wandels, der steigenden individuellen Lebenserwartung und des damit verknüpften steigenden Arzneimittelkonsums, in Zukunft in noch größerer Anzahl und Menge über die kommunale Abwasserentsorgung in die Umwelt eingebracht werden. In den letzten Jahren konnte die Ökotoxizität einer Vielzahl von Mikroverunreinigungen in der Umwelt nachgewiesen werden. Aufgrund der Persistenz, des Bioakkumulationspotenzials und der Toxizität von Spurenstoffen sind zur langfristigen Sicherung einer hohen Wasserqualität breit gefächerte Maßnahmen unerlässlich, den Eintrag von Spurenstoffen in die Kanalisation bzw. in die Gewässer zu minimieren.

Im Infrastruktursystem der Wasserver- und Abwasserentsorgung kann die Entfernung der Mikroschadstoffe an unterschiedlichen Stellen und mittels verschiedenster Verfahren realisiert werden. Hierbei kann zwischen der dezentralen Mikroschadstoffelimination am Anfallort (z.B. Industriebetriebe, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen) und zentralen in der kommunalen Kläranlage oder bei der zentralen Trinkwasseraufbereitung unterschieden werden.

NRW setzt bei dem Thema der Spurenstoffelimination auf einen ganzheitlichen Ansatz auf unterschiedlichen Ebenen. So sollen Spurenstoffe, wenn möglich, direkt an der Quelle eliminiert werden. Aber auch Kläranlagen werden ausgebaut und die Trinkwasseraufbereitungstechnik modernisiert. Das Umweltministerium des Landes NRW fördert derzeit dazu durch das Investitionsprogramm Abwasser NRW u.a. großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination.

Aktuell wird die Erweiterung von Kläranlagen um eine weitere Reinigungsstufe sowie die Ertüchtigung von Wasserwerken zur Mikroschadstoffentfernung verstärkt diskutiert (siehe z.B. Vorhaben „Reine Ruhr“ bzw. [41] und [17]). Für die Entfernung der Mikroschadstoffe stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung, deren Effizienz in zahlreichen nationalen wie internationalen Forschungsvorhaben untersucht wurde bzw. wird. Mögliche Verfahren basieren auf folgenden Ansätzen:

- die Nanofiltration,
- die Umkehrosmose,
- die Ozonierung einschließlich AOPs (Advanced Oxidation Processes) und
- die Aktivkohleadsorption.

Eine weitgehende Verbesserung der Ablaufqualität bzw. Elimination der Mikroschadstoffe in Abläufen von kommunalen Kläranlagen ist durch weitergehende (additive) Maßnahmen realisierbar. Hierzu haben sich bisher die Techniken der Ozonung und der Aktivkohleadsorption zurzeit als umsetzbare Techniken herauskristallisiert.

Das Abwasser der Kläranlage Warburg setzt sich in wesentlichen Teilen aus dem kommunalen Anteil, den Abwässern der Südzucker AG (SZ), einer Brauerei und einem Krankenhaus zusammen. Die Kläranlage wurde ursprünglich für 70.000 EW bemessen. Durch Schließung eines Unternehmens sind ca. 30.000 EW weggefallen, sodass aktuell ca. 30.000 – 40.000 EW angeschlossen sind. Zudem sollen zukünftig die Abwässer der Zuckerfabrik (Erdtransportwasser) anaerob statt aerob behandelt werden. Daher liegt die Schlussfolgerung nahe, dass nicht alle Anlagenkapazitäten voll genutzt und somit einer anderen Nutzung zugeführt werden könnten, um z.B. Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Warburg zu ermöglichen. Im Rahmen dieser Studie wird unter Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen geprüft, welche Anlagenkonfigurationen im Hinblick auf die Spurenstoffelimination und die Wirtschaftlichkeit für die großtechnische Umsetzung eingesetzt werden kann.

Im Zuge der Machbarkeitsstudie werden die Ergebnisse des Screenings des Abwassers der Kläranlage Warburg vorgestellt. Das Screening wurde vom Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) durchgeführt.

2 Screening des Kläranlagenablaufs auf Spurenstoffe

Zur Ermittlung von potentiellen Leitparametern wurde in Phase 1 der Machbarkeitsstudie ein dreitägiges Screening des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Warburg durchgeführt. Das Screening erfolgt durch das Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) in Duisburg. Eine Vorauswahl der zu untersuchenden Gruppen von Spurenstoffen wurde anhand bekannter Haupteinleiter und Ergebnissen aus weiteren Untersuchungen zur Konzentration von Spurenstoffen im Ablauf kommunaler Kläranlagen vorgenommen. Nachfolgend sind aus dem umfangreichen Untersuchungsprogramm die in Absprache mit der Bezirksregierung Detmold ausgewählten Hauptkomponenten aufgeführt.

Tabelle 2.1: Im Vorfeld der Untersuchungen abgestimmter Untersuchungsumfang des Screenings des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Warburg.

Arzneimittel:	Atenolol, Bezafibrat, Bisoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Naproxen, Oxazepam, Phenazon, Sotalol und Sulfamethoxazol
Röntgenkontrastmittel:	Amidotrizoesäure, Iomeprol, Iopromid und Iopamidol
Hormone:	17-alpha-Ethinylestradiol, 17-betaEstradiol und Estron
Phenole:	Bisphenol A und Nonylphenol
Sonstige Parameter:	Benzotriazol, DEHP, Diuron, Isoproturon und Terbytryn
Süßstoffe und Zucker:	Acesulfam, Sucralose und Saccharose

Im Screening wurden insgesamt 104 Substanzen und Summenparameter betrachtet und ausgewertet. Des Weiteren erfolgte ein Pestizid-Screening auf 73 Substanzen. Auch die Vorläufersubstanz Bromid des bei der Ozonung entstehenden potentiellen kanzerogenen Bromats wurde analysiert, um das Bromatbildungspotential des Kläranlagenablaufs abschätzen zu können. Die unterschiedlichen Probenahmetage waren der 11.12.2012, 12.12.2012 und der 13.12.2012.

In Tabelle 2.2 sind die Ergebnisse ausgewählter Parameter im Vergleich zu drei weiteren kommunalen Kläranlagen dargestellt. Die Kläranlagen wurden bereits im Rahmen des Investitionsprogramms Abwasser NRW mit Ozonanlagen zur Untersuchung der besseren Eliminierung der Spurenstoffe ausgerüstet [21]. Bei den Kläranlagen handelt es sich um die Kläranlagen Schwerte (Ruhrverband), Bad Sassendorf (Lippeverband) sowie die Kläranlage Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR). Eine genaue Auflistung der Analysenwerte befindet sich im Anhang.

Im zusätzlich erfolgten Pestizid-Screening konnten nur sieben der 73 untersuchten Substanzen gefunden werden. Diese Substanzen waren die Fungizide:

- Epoxiconazole
- Fenpropimorph
- Metconazol
- Quinoxifen

sowie die Herbizide:

- Chloridazon,
- Linuron
- Mecoprop-P.

Im Bereich der Arzneimittelwirkstoffe konnten keine signifikanten Unterschiede zu anderen Kläranlagen aufgezeigt werden. Ein Vergleich der ermittelten Werte mit Literaturdaten zeigt eine normale Belastung des Kläranlagenablaufs mit Arzneimittelwirkstoffen auf. So wurden auch von Bergmann et al. [12] in einer aktuellen Zusammenstellung von Monitoringdaten Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und die Röntgenkontrastmittel als Stoffe mit erwarteten hohen Konzentrationen im Kläranlagenablauf identifiziert. Als nicht relevante Stoffe für die weiteren Untersuchungen wurden Naproxen, Phenazon, Atenolol und Diuron identifiziert.

Tabelle 2.2: Darstellung der ermittelten Mittelwerte einiger Leitparameter aus den Bereichen Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und Basisparameter aus drei 24-Stunden Mischproben des Abflusses der Kläranlage Warburg im Vergleich mit Werten weiterer kommunaler Kläranlagen.

		KA Warburg *	KA S**	KA BS**	KA DV**
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamazepin	940	1.100	1.300	1.800
	Diclofenac	1.100	3.000	4.900	1.271
	Sulfamethoxazol	700	1.000	710	649
	Amidotriozoesäure	600	8.800	450	800
	Iopromid	800	450	1.100	200
	Iomeprol	780	1.800	380	800
	Iopamidol	1.800	200	1.500	< BG
Industriechemikalien	Benzotriazol	2.300	2.600	2.100	1.400
	Bisphenol A	100	97	91	29
Basisparameter	Gelöster organischer Kohlenstoff	7 mg/l	6,4 mg/l	6,6 mg/l	5,9 mg/l
	Bromid	130 µg/l	90 µg/l	130 µg/l	90 µg/l

* Darstellung von Mittelwerten (n = 3)

** Darstellung von Mittelwerten (n = 7)

Durch Bromid kann es bei der Ozonierung des Kläranlagenablaufs möglicherweise zur Bildung des Transformationsproduktes Bromat kommen. Ob dies zu Überschreitungen des Trinkwassergrenzwertes von 10 µg/l führt, sollte im Rahmen von Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und zum Bromatbildungspotential überprüft werden. Diese waren nicht Gegenstand der Phase 1.

Aus jetziger Sicht ist eine Überschreitung des Grenzwertes für Bromat bei einer Ozonierung des Ablaufes der KA Warburg unwahrscheinlich, so dass sowohl eine adsorptive als auch oxidative Behandlung vermutlich möglich ist. Versuche zur Ozonzehrung sollen in einer möglichen zweiten Phase durchgeführt werden.

3 Mikroschadstoffentfernung mittels großtechnischer Anlagen (Stand der Technik)

3.1 Diskussion von Grenzwerten bei der Abwasserbehandlung

Aufgrund einer fortschreitenden Leistungssteigerung der Wasseranalytik werden immer mehr Stoffe anthropogenen Ursprungs an verschiedenen Stellen des Wasserkreislaufs gefunden. Diese anorganischen und organischen Mikroschadstoffe liegen im Konzentrationsbereich unter 100 µg/L oft bis in den ng/L-Bereich vor.

Zur Gruppe der Mikroschadstoffe zählen z.B. Hormone, Arzneimittel, Personal-Care-Produkte, Pestizide und anderwärtig eingesetzte Substanzen. Für eine Vielzahl der Schadstoffe gibt es derzeit noch keine rechtliche Regelung in Form eines Grenzwerts für die Gewässereinleitung, obwohl einigen Stoffen schon heute eine hohe Umweltrelevanz nachgewiesen werden kann. [47]

Auszug aus [41] Gutachten (s16 ff): „Wasserversorgungsunternehmen mit einer Rohwassergewinnung über Uferfiltration oder künstlicher Grundwasseranreicherung haben das Ziel, Trinkwasser möglichst mit natürlichen bzw. naturnahen Aufbereitungsverfahren bereitzustellen. Voraussetzung ist, dass die Wasserressourcen eine Qualität aufweisen, die die Zielerreichung ermöglicht. Vor diesem Hintergrund ergibt sich Handlungsbedarf für die Wasserversorgungswirtschaft, Zielvorstellungen für die Beschaffenheit von Oberflächenwasser als Ressource der Trinkwasserversorgung zu formulieren. Die Zielvorstellungen sollen geeignet sein, eine sichere Trinkwasserversorgung aus oberirdischen Gewässern dauerhaft zu gewährleisten.“

Die Verbände ARW (Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e. V.), ATT (Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.), AWBR (Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein), AWWR (Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr), DVGW (Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.) und DWA (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) stellten im November 2007 einen Entwurf zu den „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung“ vor. In diesem Positionspapier sind Zielwerte formuliert, deren Einhaltung im Oberflächengewässer den sicheren Einsatz von einfachen, naturnahen Aufbereitungsverfahren erlaubt. Im Folgenden werden auszugsweise die Definition, Festlegung, Umsetzung und Anwendung der Zielwerte gemäß der Forderungen des Positionspapiers erläutert:

Definition

- *Zielwerte sind Zahlenwerte für Parameter der Wasserbeschaffenheit. Sie sind als Konzentrationen zu verstehen, die nicht überschritten werden sollen und einem vorausschauenden Trinkwasserressourcenschutz entsprechen.*
- *Zielwerte gelten für Oberflächengewässer, die als Ressource zur Trinkwassergewinnung, einschließlich Uferfiltrat und künstlicher Grundwasseranreicherung, genutzt werden.*

Festlegung der Zielwerte

- *Zielwerte gelten an der Entnahmestelle.*
- *Mittelwertbildung aus Gründen der Nivellierung von Extremwerten sowie das Auffüllen der Oberflächengewässer bis zu den Zielwerten werden abgelehnt.*
- *Zielwertüberschreitungen stellen keine Ausschlusskriterien für die Verwendung eines Rohwassers für die Trinkwassergewinnung dar.*

Umsetzung und Anwendung der Zielwerte

- Erreichung und Überwachung der Zielwerte wird als Aufgabe der staatlichen Gewässerbewirtschaftung verstanden.
- Bei Überschreiten der Zielwerte sind die zuständigen staatlichen Stellen gefordert, die Situation ggf. gemeinsam mit den betroffenen Wasserversorgern und anderen Gewässernutzern zu bewerten und Maßnahmen zum Erreichen der Zielwerte in den Gewässern oder Gewässerabschnitten zu realisieren.

In der Tabelle 4.2 (des Gutachtens) sind die Zielwerte für ausgewählte anthropogene organische Wasserinhaltsstoffe aufgeführt, die von den Verbänden im Entwurf „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung – Stand: 16.11.2007“ vorgeschlagen werden.

Tabelle 4.2 Zielwerte für ausgewählte organische Inhaltstoffe (Auszug aus dem Entwurf „Forderungen zum Schutz von Oberflächenwasser zur Sicherung der Trinkwasserversorgung – Stand: 16.11.2007“)

C Organische Inhaltstoffe	Einheit	Zielwerte+	Leitsubstanzen	
C.5	Arzneimittelrückstände*	µg/l	0,1	Carbamazepin
C.6	Röntgenkontrastmittel*	µg/l	1	Amidotrizoensäure
C.7	PFT und übrige organ. Halogenverbindungen*	µg/l	0,1	PFOA, PFOS, TCPP
C.8	sonstige schwer abbaubare Stoffe*	µg/l	1	
C.9	Synthetische Komplexbildner*	µg/l	5	EDTA, DTPA

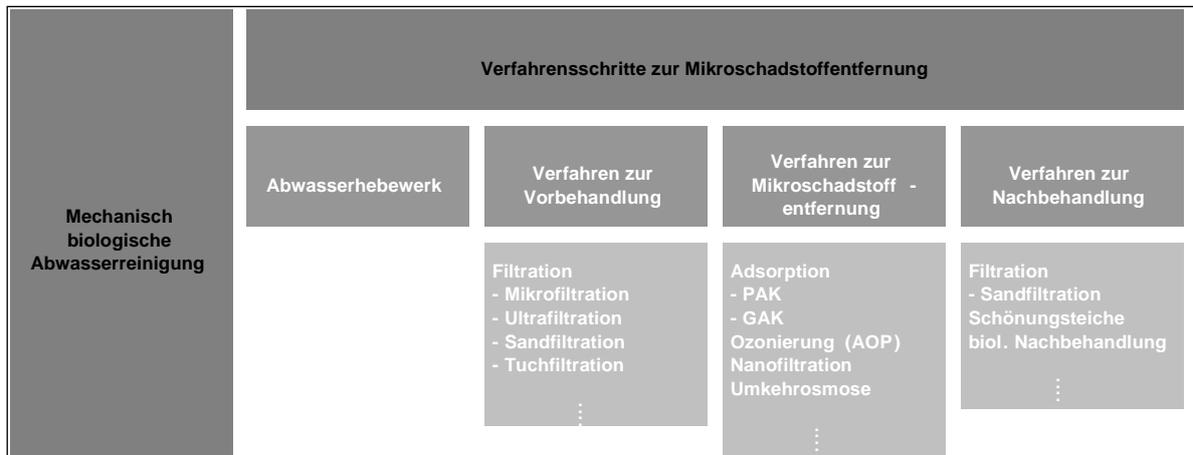
+ Es sei denn, dass toxikologische Erkenntnisse einen niedrigeren Wert erfordern.
* je Einzelstoff

(Zitat Ende)“ [41]

Das Umweltbundesamt hat für die Anwesenheit nicht oder nur teilbewertbarer Stoffe im Trinkwasser „einen pragmatischen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW; Konzentrationsobergrenze)“ in Höhe von GOW = 0,1 µg/l im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung angesetzt [47]. Dieser Wert wird derzeit auch als Zielwert für die Anlagen zur Spurenstoffelimination herangezogen. Überwachungs- oder gar Grenzwerte für Kläranlagenabläufe existieren derzeit noch nicht, werden aber auf europäischer Ebene diskutiert.

3.2 Überblick möglicher Verfahrenstechniken

Der Einsatz der Techniken zur Mikroschadstoffentfernung führt dazu, dass der mechanisch biologischen Kläranlage, die in der Regel als letzte Stufe die Nachklärung oder eine Abwasserfiltration aufweist, noch weitere Verfahrensschritte zur eigentlichen Mikroschadstoffelimination nachgeschaltet werden müssen. Die nachfolgende Abbildung gibt einen Überblick über diese Verfahrensschritte.


Abbildung 3.1: Verfahrensschritte zur Mikroschadstoffelimination [24]

Neben den spezifischen Dosiermengen z.B. an Ozon oder Pulveraktivkohle (PAK) sind die Energiebedarfe dieser Technologien von Bedeutung. Im Rahmen von Studien, Forschungsberichten und Veröffentlichungen sind für einzelne Verfahren der Mikroschadstoffelimination Energiebedarfe publiziert. Die nachfolgende Tabelle 3.1 soll hierzu einen Überblick geben. Dabei wurden zu den Energieverbräuchen auch die PAK- bzw. Ozonkonzentration der jeweiligen Anlagen angegeben, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen.

Tabelle 3.1: Zusammenstellung unterschiedlicher Veröffentlichungen hinsichtlich des Energiebedarfs von Techniken zur Spurenstoffelimination (verändert nach [24])

Quelle	[41]	[20]	[11]	[10]	[43]	[1]
Verfahren	[kWh/m ³]	[kWh/m ³]	[kWh/m ³]	[kWh/m ³]	[kWh/m ³]	[kWh/m ³]
Vorbehandlung/ Nachbehandlung						
Mikrofiltration/ Ultrafiltration	0,6					
Sandfiltration	0,04	0,01***				0,05
Mikroschadstoffentfernung						
Aktivkohlefilter (Granuliert)	0,02	0,01				
Pulverisierte Aktivkohle	0,004 (10 mg PAK/l)		0,05 (10–20 mg PAK/l)			<0,005 (10–20 mg PAK/l)
Ozon	0,1 (5-10 mg O ₃ /l)	0,15 (8 mg O ₃ /l)	0,1 - 0,2*	0,12 – 0,25** (6-12 mg O ₃ /l)	0,24 ** (12 mg O ₃ /l)	0,05 – 0,15 (3-10 mg O ₃ /l)
* inkl. Sandfiltration						
** Sauerstofferzeugung mittels PSA						
*** kontinuierlich gespülter Sandfilter						

Dieser zusätzliche Energiebedarf der neuen Verfahrensstufe ist dem Energiebedarf der mechanisch biologischen Abwasserreinigung, der mit rd. 35 kWh/(E*a) angegeben werden kann, hinzu zu rechnen [23].

Derzeit werden in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen errichtet. Die eingesetzten Verfahrenstechniken sind die Ozonierung, die nachgeschaltete Pulver-Aktivkohle(PAK)-Dosierung und die granulierten Aktivkohlefiltration.

3.3 Aktivkohleadsorption mit pulverisierter Aktivkohle (PAK)

3.3.1 Pulveraktivkohledosierung im Ablauf der Nachklärung in separaten Kontaktbecken mit nachgeschalteter Filtration

Eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Mikroschadstoffe besteht grundsätzlich aus zwei Prozessstufen: einem Kontaktraum für die Adsorption der Pulveraktivkohle und einer Ab-scheideeinheit zur Abtrennung der beladenen Aktivkohle.

Metzger und Kapp haben die Adsorptionsstufe in [38] beschrieben. Die Adsorptionsstufe besteht aus einem Kontaktreaktor und einem Sedimentationsbecken. Der Kontaktreaktor gliedert sich in mehrere Kaskaden. Um im nachgeschalteten Sedimentationsbecken die Pulveraktivkohle besser abtrennen zu können, wird vor dem Kontaktreaktor dem zufließenden Abwasser Fällmittel zum Aufbau einer abtrennbaren Flocke zugegeben. Die frische PAK wird direkt in den Kontaktreaktor dosiert. Um eine verbesserte Abtrennung des feinen Kohlenstaubes zu erreichen, wird dem Kohle-Schlamm-Gemisch nach dem Kontaktreaktor Flockungshilfsmittel zugegeben. Der im Sedimentationsbecken abgesetzte Kohle-Schlamm wird zur Mehrfachbeladung als Rücklaufkohle wieder in die erste Kaskade des Kontaktreaktors zurückgeführt. Die Entnahme des Kohle-Schlamm-Gemisches aus der Adsorptionsstufe erfolgt als Überschussschlamme [38].

Die Adsorptionsstufe wird der biologischen Reinigung nachgeschaltet, um die Pulveraktivkohle primär mit biologisch nicht entfernbaren organischen Substanzen zu beladen. Die Überschussschlamme wird aus der Adsorptionsstufe abgezogen und zur besseren Ausnutzung in die Belebungsbecken zurückgeführt. Sie wird in den Belebtschlamm eingebaut und dient in gewisser Weise als Aufwuchskörper für die Nitrifikation.

Ohne die Eindickung des Sedimentationsbeckens, ist das Entnahmevermögen der Überschussschlamme größer als der wenn es aus der Rücklaufkohle entnommen würde, allerdings wirkt sich die geringere PAK-Konzentration positiv auf das Abrasionsverhalten des Fördermediums und damit auf die Standzeit der Rohrleitungen und Förderaggregate aus. Bei einem kompletten Neubau und beständig gegen Abrasion ausgelegten Überschussschlammentnahmesystem, ist eine Entnahme aus der Rücklaufkohle möglich. Sollte die Überschussschlamme über die vorhandene Schlammwasserrückführung wie dies z.B. auf der KA Warburg möglich wäre, zurückgeführt werden, ist eine Entnahme aus der Adsorptionsstufe sinnvoll.

Mit dem Abzug des Überschussschlammes aus der Belebung erfolgt auch die Ausschleusung der mit Spurenstoffen beladenen Aktivkohle über den Klärschlamm.

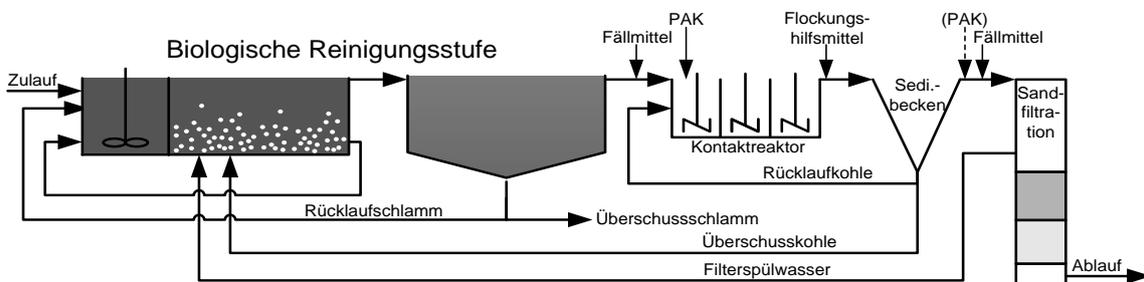


Abbildung 3.2: Verfahrenstechnische Einbindung der Adsorptionsstufe in den Klärprozess; modifiziert nach [38], [46]

Für die Adsorptionsstufe sind folgende technische Einrichtungen erforderlich. Die Vorrichtung für die Zudosierung von pulverisierter Aktivkohle (PAK) beinhaltet eine Dosierstation bestehend aus einem Silo

zur Produktbevorratung, einem Zwischentrichter, der der Suspensionsbereitungsanlage vorgeschaltet ist, eine Suspensionseinrichtung und einer Dosiervorrichtung. Weiterhin werden entsprechende Rührwerke im Kontaktreaktor, um das Schlamm-Wasser-Gemisch mit einem hohen Anteil an Aktivkohle in Schwebelage zu halten sowie Pumpen zur Förderung der Rücklaufkohle benötigt. Zum Abzug der PAK sind Absetzbecken erforderlich mit entsprechenden Schlammräumer- und -abzugsvorrichtungen. Der Rückhalt der danach verbleibenden PAK-Feststoffe kann mittels einer Abwasserfiltration erfolgen.

Der Adsorptionsstufe soll weiterhin eine Raumfiltration nachgeschaltet werden, um die aus dem Sedimentationsbecken abtreibenden feinsten und ungebundenen Kohlepartikel nicht in das Gewässer zu lassen. Zur besseren Abscheidung ist dem adsorptiv gereinigten Abwasser vor dem Filter noch Fällmittel nach dem Prinzip der Flockungsfiltration zuzugeben. Das Filterspülwasser und damit auch die zurückgehaltene Aktivkohle werden ebenfalls der biologischen Reinigungsstufe zugeführt. Insbesondere bei Anlagen ohne vorhandener Raumfiltration, wie dies bei der Kläranlage Warburg der Fall ist, können ggf. auch alternative Abscheideverfahren eingesetzt werden. Im Forschungsvorhaben MIKROFlock [16] und bei Untersuchungen der EAWAG [51] zeigte insbesondere die Tuchfiltration mit Polstoffen im halotechnischen Maßstab vielversprechende Resultate. Die erste großtechnische Tuchfiltration zum PAK-Rückhalt befindet sich zurzeit auf der KA Lahr im Bau.

Eine der ersten Anlagen war die Pilotanlage auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule. Die Kenndaten dieser Pilotanlage sind in der Tabelle 3.2 zusammengestellt [28]. Die Anlage ist für die gesamt zu behandelnde Abwassermenge der Kläranlage, d.h. inkl. Regenwetterzufluss, ausgelegt. Das Sedimentationsbecken ist als Rundbecken konzipiert.

Der im Sedimentationsbecken abgesetzte Kohle-Schlamm wird zur besseren Ausnutzung der Aktivkohle vergleichbar zum Rücklaufschlamm eines biologischen Reaktors zurück in das Kontaktbecken geführt. Hierdurch kann in der gesamten Adsorptionsstufe ein Kohlealter von bis zu 10 d bzw. eine Kohleschlammkonzentration von ca. 5 g/l eingestellt werden. In [2] wird ein Kohlealter von 1 bis 2 d empfohlen, da eine weitere Erhöhung des Schlammalters nach bisherigen Erfahrungen keinen Effekt hat.

Tabelle 3.2: Zusammenstellung der technischen Daten der PAK-Anlage Klärwerk Ulm-Steinhäule

Abwassermenge		
Trockenwetter	Q_{TW}	5.000 m ³ /h
Regenwetter	Q_{MW}	9.400 m ³ /h
Kontaktreaktor		
Volumen	$V_{Kontakt}$	6540 m ³
Anzahl der Becken	Stück	6
Abmessungen	L x B x H	16,5 m * 16,5 m * 4 m
Aufenthaltszeit	t_{TW} / t_{MW}	75 min. / 40 min.
Sedimentationsbecken		
Durchmesser	D	60 m
Oberfläche	$A_{o, ges}$	5.560 m ²
Volumen	V_{ges}	22.940 m ³
Oberflächenbeschickung	q_A	bei TW 0,92 m/h, bei RW 1,74 m/h
Aufenthaltszeit	t_{TW} / t_{MW}	4,41 h / 2,34 h

Nach Metzger [36] ist der Kontaktreaktor bei maximalem Zufluss auf 30 Minuten Aufenthaltszeit auszu-legen. Im nachfolgenden Sedimentationsbecken sollte eine Aufenthaltszeit von 2 Stunden nicht unter-schritten und eine Oberflächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden.

Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem („klassisch“) horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken auch Flotationsanlagen und Absetzbecken, die mit lamellen- und kastenförmigen Durch-flussprofilen ausgerüstet werden, auch als Parallelplattenabscheider oder Lamellenseparatoren ge-nannt, zur Verfügung [6][44].

Für die nachgeschaltete Filtration geben Metzger und Kapp [38] folgende Empfehlungen:

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

Bei einer Zugabe von ca. 10 mg/l PAK und DOC Konzentrationen in einer ähnlichen Größenordnung und damit vergleichbarem CSB von 35 mg/l kann der CSB Schwellenwert von 20 mg/l unterschritten werden [37]. Hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen ist mit der zuvor genannten Dosierung eine Elimination von Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol in einer Größenordnung von 80 % bis 90 % mög-lich [38]. Eine weitere Erhöhung der Dosierung, z.B. auf 20 mg/l PAK, erbrachte keine signifikante Stei-gerung der Eliminationsleistung [38].

Zur Umsetzung der Verfahrenstechnik in den technischen Maßstab wurden folgende Dimensionierungs-parameter von Metzger und Kapp veröffentlicht [1]:

Kontaktreaktor	Aufenthaltszeit	30 min.
Sedimentationsbecken	Oberflächenbeschickung	2,0 bis 2,5 m/h
	Aufenthaltszeit	2,0 bis 2,5 h
Raumfiltration	max. Filtergeschwindigkeit	12 m/h
	Bewährter Filteraufbau	75 cm Sandschicht 0,71 – 1,25 mm und 75 cm Hydroanthrazit 1,4 – 2,5 mm

Die Dosierstoffe und –mengen sind letztlich im Rahmen von Vorversuchen oder in der Inbetriebnahme und Betriebsoptimierungsphase in Abhängigkeit von den Spurenstoffen und der gewählten Kohle zu erproben.

In unterschiedlichen Veröffentlichungen, in [24] zusammengestellt, wurden Dosiermengen von 10 – 20 mg PAK/l pulverisierter Aktivkohle aus Forschungsvorhaben angegeben. Die Dosiermengen bei großtechnischen Anlagen betragen 5 - 20 mg PAK/l [2]. Mit 10 mg PAK/l werden nach [41] Eliminations-raten von > 90 % erreicht. In [42] werden Dosiermengen für den Ersteinsatz der Adsorptionsstufe der KA Kressbronn für PAK 10 mg PAK/l (Kontaktbecken), Flockungshilfsmittel von 0,3 mg Fe/mg PAK und 5,6 mg Fe/l sowie Fällmittel (FM) als Fe[III]chloridsulfat von 0,25 mg WS/l im Ablauf des Kontaktbeckens und Fe[III]chloridsulfat von 0,25 mg WS/l im Ablauf des Sedimentationsbeckens vorgesehen.

Weitere Beispiele großtechnischer Anlagen mit einer Adsorptionsstufe im Ablauf der Nachklärung und Informationen zu den Investitionskosten, Anlagengröße und spezifische Verbräuche an Aktivkohle kön-nen z.B. aus [46] und [33] entnommen werden

3.3.2 ACTIFLO® Adsorptionsstufe

Eine Kombination der Flockung und Sedimentation bietet das Kompaktverfahren ACTIFLO® bzw. (siehe Abbildung 3.3), das einen geringeren Platzbedarf aufweist. Dieses Verfahren, ein kombiniertes Flockungs- und Sedimentationsverfahren in einem Kompaktbauwerk, kommt schon lange in der Trinkwasseraufbereitung zum Einsatz und ist auch für die Spurenstoffelimination einsetzbar. Erste halbertechnische Untersuchungen zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen wurden hierzu auf der ARA Schönau, Schweiz durchgeführt [13].

Das ACTIFLO®-Verfahren ist im Grundsatz ein herkömmliches Wasseraufbereitungsverfahren mit Koagulation, Flockung und Sedimentation. Im Gegensatz zu herkömmlichen Aufbereitungsverfahren unterscheidet sich das ACTIFLO®-Verfahren jedoch durch die Zugabe von Mikrosand, der als „Keim“ und Ballast zur Bildung von sehr dichten Flocken dient. Die Mikrosand-Flocken weisen besondere Eigenschaften und Absetzfähigkeiten auf, die sich durch kurze Flockungszeiten und Oberflächenbeschickungen auszeichnen. Durch Kombination von beschwerendem Sand und Lamellenabscheidern sind Oberflächenbeschickungen von mehr als 50 m/h möglich.

Eine Weiterentwicklung zur Aktivkohle-Adsorptionsstufe ist mit dem ACTIFLO® CARB-Verfahren erfolgt. Hier wird der Sedimentationsstufe ein Reaktionsbecken vorgeschaltet. In den Zulauf des Reaktionsbeckens wird Aktivkohle zugegeben. Der in der Sedimentation abgeschiedene „Kohleschlamm“ wird nach Trennung vom Mikrosand in einem Zyklon wieder dem Reaktionsbecken zurückgeführt. Die Pulveraktivkohle bleibt somit länger im Adsorptions-System und wird besser ausgenutzt. Der Mikrosand wird im Kreislauf gefahren. Lizenzträger von ACTIFLO® und ACTIFLO® CARB ist die Fa. Krüger WABAG in der Veolia Water Solutions Deutschland GmbH.

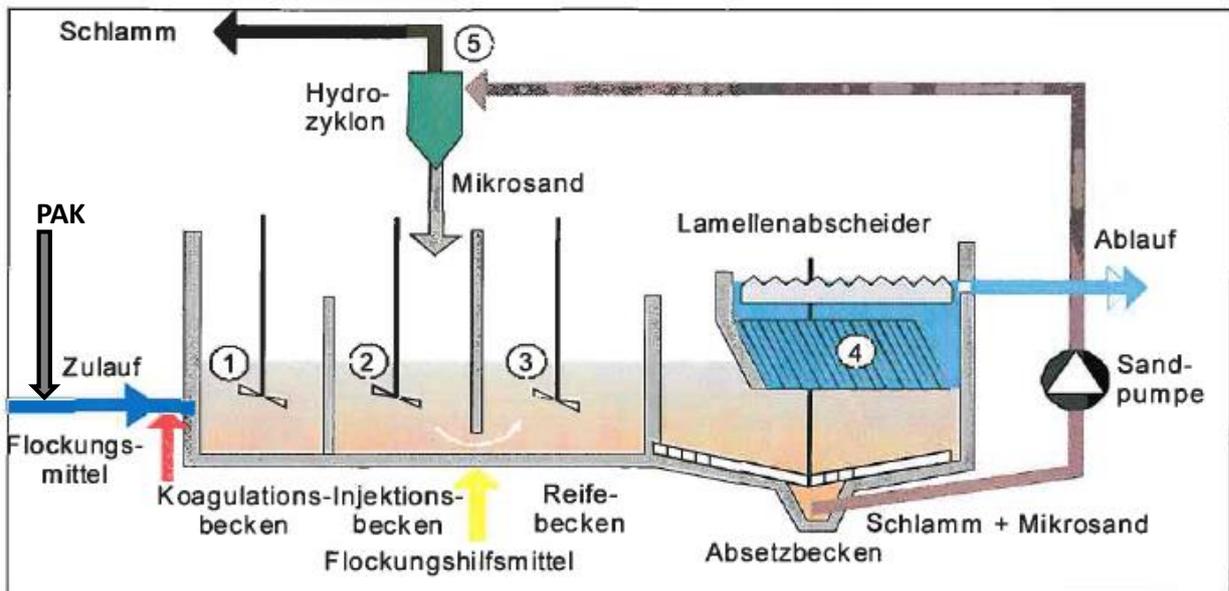


Abbildung 3.3: Verfahrensschema Sedimentationseinheit ACTIFLO®

Die wesentlichen Vorteile dieses Verfahrens können wie folgt zusammengefasst werden:

- geringer Flächenbedarf,
- Kombination von Adsorption und Sedimentation des A-Kohle-Schlammes in einem Bauwerk
- die Feststoffbelastung des Filters durch PAK-Schlamm wird nicht erhöht

- geringer PAK-Verbrauch aufgrund eines hohen „Schlammalters“ und damit einer große Ausnutzung der Adsorptionsleistung der Pulveraktivkohle

Die Nachteile dieses Verfahrens sind wie folgt zusammenzufassen:

- zusätzliche Hilfsstoffe Flockungshilfsmittel und Mikrosand
- höherer Energiebedarf für Umwälzung, Rückführung und Waschung

Diese Verfahrenskombination wird i.d.R. im Anschluss an die biologische Abwasserbehandlung installiert.

3.3.3 Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Filtration mit separatem Kontaktbecken (Flockungsraum)

Eine weitere Möglichkeit der Mikroschadstoffelimination mit Pulveraktivkohle wurde bei Anlagen mit bestehendem Raumfilter in der Schweiz erprobt. Die verfahrenstechnisch einfachste Integration einer Pulverkohleadsorption stellt die Zugabe von PAK und Flockungshilfsmittel in einem vorgeschalteten Flockungsraum mit anschließender Raumfiltration dar. Der Anlagenaufbau wird in [18] von der EAWAG beschrieben und wurde in einem großtechnischen Versuch auf der Schweizer Kläranlage Kloten/Opfikon 60.000 EW erforscht. Die zusätzliche Sedimentation nach einem Adsorptionsreaktor entfällt und der Kontaktreaktor (Flockungsraum) ist vergleichsweise klein mit einer hydraulischen Aufenthaltszeit von 15 – 30 min.

Erfahrungen aus der Wasseraufbereitung nach [49] zeigen, dass innerhalb von 10 – 15 min. das Adsorptionsgleichgewicht bei fein vermahlener Aktivkohle und den im Wasser vorliegenden Schadstoffkonzentration weitgehend erreicht ist. Eine geringe Überdosierung wird als wirtschaftlicher erachtet als eine Verlängerung der Kontaktzeit und damit vollständige Ausnutzung der Aktivkohle. Die auf der KA Kloten / Optikon auf Grund der vorhandenen baulichen Situation gewählte hydraulische Aufenthaltszeit, beinhaltet somit noch Reserven. Durch die Rückführung der Kohle über das Spülwasser des Filters in die Biologie erfolgt eine weitere Adsorption.

Dieses Verfahren bietet sich besonders bei Kläranlagen an, die bereits mit einer Flockungsfiltration ausgestattet sind, da so bis auf die Infrastruktur für die PAK- und Fällmitteldosierung und Lagerung keine weiteren Investitionen erforderlich wären. In Abbildung 3.4 ist das Prinzip aus [18] entnommen dargestellt.

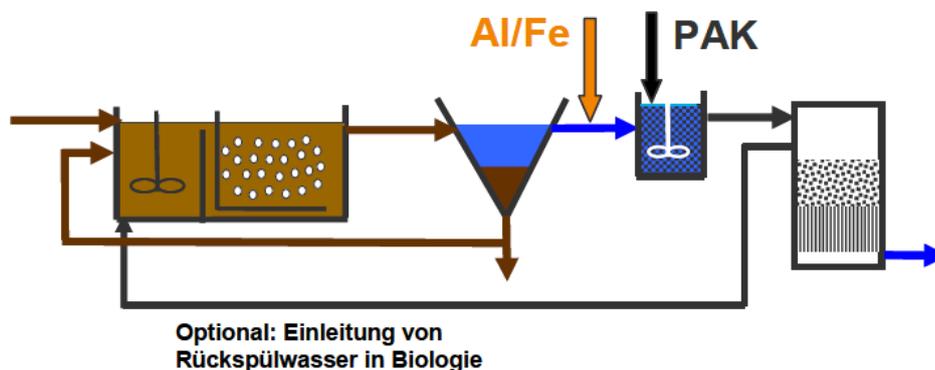


Abbildung 3.4: Dosierung von PAK und Flockungsmittel in den Flockungsraum des Sandfilters (Prinzip der Flockungsfiltration) aus [18]

Die Filtrationsstufen werden mit einer höheren Feststofffracht (Anteil der Aktivkohle) belastet, was einen Einfluss auf das Filterspülregime hat, d.h. die Filter werden häufiger zurückgespült. Im Vergleich zu den

Anlagen mit zusätzlichem Sedimentationsbecken wird die Kontaktzeit des Aktivkohleschlammes von klassisch 2 bis 4 Tagen reduziert auf den Zeitraum zwischen 2 Filterspülungen [18] und damit ca. 24 Stunden bei Trockenwetter. Durch die Rückführung des Filterspülabwassers in die biologische Stufe, wird dieser Nachteil zum Teil ausgeglichen, da durch die weitere Beladung der A-Kohle in der Biologie die Spurenstofffracht zum Filter reduziert wird.

Dieses Verfahren wird aufgrund der Kompromisse im Hinblick auf die PAK-Beladung und der häufigen Filterrückspülung für die KA Warburg nicht weiter betrachtet. Insbesondere kann in Warburg kein bestehender Raumfilter genutzt werden, so dass nicht von einer deutlichen Kostenersparnis gegenüber einer klassischen Adsorptionsstufe mit Sedimentationseinheit auszugehen ist.

3.4 Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle

Die Aktivkohleadsorption mittels granulierter Aktivkohle wird seit längerem bei der Trinkwasseraufbereitung, Industrieabwasser- und Deponiesickerwasserbehandlung sowie bei der Altlastensanierung angewendet. Erste Erfahrungen liegen zur Spurenstoffelimination in kommunalen Kläranlagen vor, bei denen in einer vorhandenen Flockungsfilteranlage das Filtermaterial gegen granulierte Aktivkohle ausgetauscht wurde. Dabei kann weitestgehend die vorhandene Bausubstanz genutzt werden. Grundsätzlich ist aber auch der Neubau einer GAK-Filteranlage möglich. In diesen Filtern werden durch den Filtrationsprozess Feststoffe zurückgehalten und Mikroschadstoffe sowie weitere gelöste Stoffe adsorbiert. Hier liegt gleichzeitig eine wesentliche Beschränkung des Einsatzes dieses Verfahrens. Liegt ein hoher adsorbierbarer gelöster CSB im Abwasser vor, wird dieser von der granulierten Aktivkohle zurückgehalten und somit können nur bedingt Spurenstoffe zurückgehalten werden. In Abbildung 3.5 ist das Verfahrensschema für die Einbindung der GAK-Filtration in die Abwasserbehandlung dargestellt.

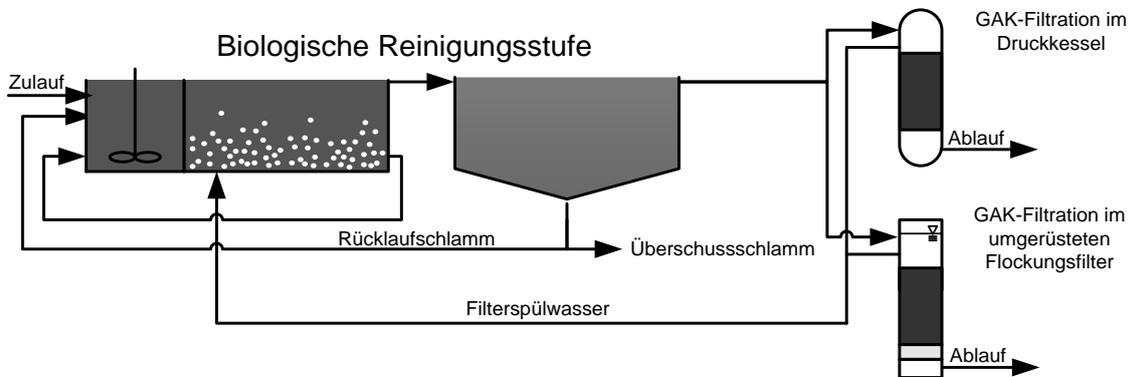


Abbildung 3.5: GAK-Filtration Ablauf Nachklärung [46]

Der verfahrenstechnisch grundsätzliche Unterschied zur PAK-Adsorption ist, dass die granulierte Aktivkohle (GAK) recycelt werden kann. Dazu wird das beladene Filterbett aus dem Filter ausgebaut und einer thermischen Aufbereitung unterzogen. Weiterhin kann die GAK neben der Adsorption auch als Filterkorn zur Feststoffabscheidung genutzt werden.

Bislang werden in NRW auf der Kläranlage Obere Lutter (Abwasserverband Obere Lutter (AOL)) und der Kläranlage Düren-Merken (Wasserverband Eifel-Rur, (WVER) umgerüstete Filterkammern mit granulierter Aktivkohle betrieben [33]. Auf der Kläranlage Obere Lutter wurde in 3 der 10 vorhandenen Filterkammern GAK eingebaut. Die Filtergeschwindigkeit beträgt 2 – 8 m/h. Nach einer Filterlaufzeit von 14 Monaten bei einer Filtergeschwindigkeit von 2 m/h kam es bei dieser Anlage zum fast vollständigen Durchbruch des CSB.

Auf der Kläranlage Düren-Merken wurde eine von 12 Filterzellen zur Untersuchung mit verschiedener GAK gefüllt. Zurzeit laufen Versuche mit der insgesamt dritten GAK. Die spezifische Adsorptionskapazität für CSB war bei der ersten GAK nach 4.000 und bei der zweiten GAK nach 7.000 Bettvolumina¹ erschöpft. Die Filtergeschwindigkeit betrug ca. 6,5 m/h.

Die Abwasserzusammensetzung hat einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartenden Eliminationsleistung und damit auf die Standzeit des Adsorptionsbettes. Vor einer endgültigen Dimensionierung sind daher Versuche mit der vorliegenden Abwassermatrix notwendig.

3.5 Ozonierung

Die Mikroschadstoffelimination mit Ozon erfolgt in einem separaten Reaktionsbecken nach der biologischen Abwasserreinigung. Das sehr reaktive Ozon reagiert entweder direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen. Dabei werden sehr selektiv bestimmte Bindungen wie z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen, Aminogruppen aufgelöst. Oder das Ozon reagiert indirekt, wobei es in Gegenwart von organischen Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH⁻) in Hydroxyl-Radikale (OH) zerfällt. Diese Radikale reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen. Dazu gehört neben den Mikroschadstoffen auch die unbedenkliche organische Hintergrundmatrix.

In der Ozonung kommen prinzipiell zwei Eintragsverfahren zum Einsatz. Einmal kann das Ozon durch einen Diffusor am Beckenboden als feine Gasbläschen in das Reaktorbecken eingebracht werden. Alternativ kann das Ozon über ein Pumpe-Injektor-System (statischen Mischer) in der Zulaufleitung zum Reaktionsbecken eingebracht werden, was einen geringeren bautechnischen Aufwand bedeutet. Alternativ gibt es noch die Möglichkeit der Ozonierung im Rohrreaktor mit vermindertem Bromatbildungspotential, die jedoch bis jetzt noch nicht großtechnisch untersucht wurde. Eine Reduzierung des Bildungspotentials von gesundheitsbedenklichen Substanzen durch die Ozonung im Rohrreaktor kann in einem weiteren begleitenden Forschungsprojekt untersucht werden. Die festgestellten Bromidkonzentrationen des Screenings mit max. 140 µg/L lassen jedoch bisher den Schluss zu, dass für die Kläranlage Warburg alle Eintragsverfahren in Frage kommen.

I. d. R. werden Konzentrationen von 2 - 10 mg O₃/L in Abhängigkeit des DOC angestrebt, um so eine maximale Elimination zu gewährleisten. Die dabei erforderliche Kontaktzeit sollte 30 min. nicht überschreiten. Diese oxidative Behandlung kann zu einer besseren Bioverfügbarkeit der Spurenstoffe führen. Aus diesem Grund ist es bei einer weitergehenden Planung sinnvoll, die Erfordernis einer biologische Nachbehandlung im Ablauf des Reaktorbeckens zu prüfen.

Zurzeit werden in NRW drei Anlagen in Bad Sassendorf (Lippeverband), Duisburg - Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR) und Schwerte (Ruhrverband) zur Mikroschadstoffentfernung mittels Ozon betrieben. Die Anlage in Schwerte nimmt hierbei eine Sonderstellung ein, da bei dieser großtechnischen Versuchsanlage sowohl Ozon als auch Aktivkohle zugegeben werden kann.

Das Fließschema der Kläranlage Schwerte und insbesondere der Aufbau der Kombination Ozon und Aktivkohle ist in Abbildung 3.6 dargestellt.

¹ Das Bettvolumen gibt die Anzahl der ausgetauschten Wasservolumina, die das Filterbett durchflossen haben, bis zum Erreichen der maximalen Beladung an.

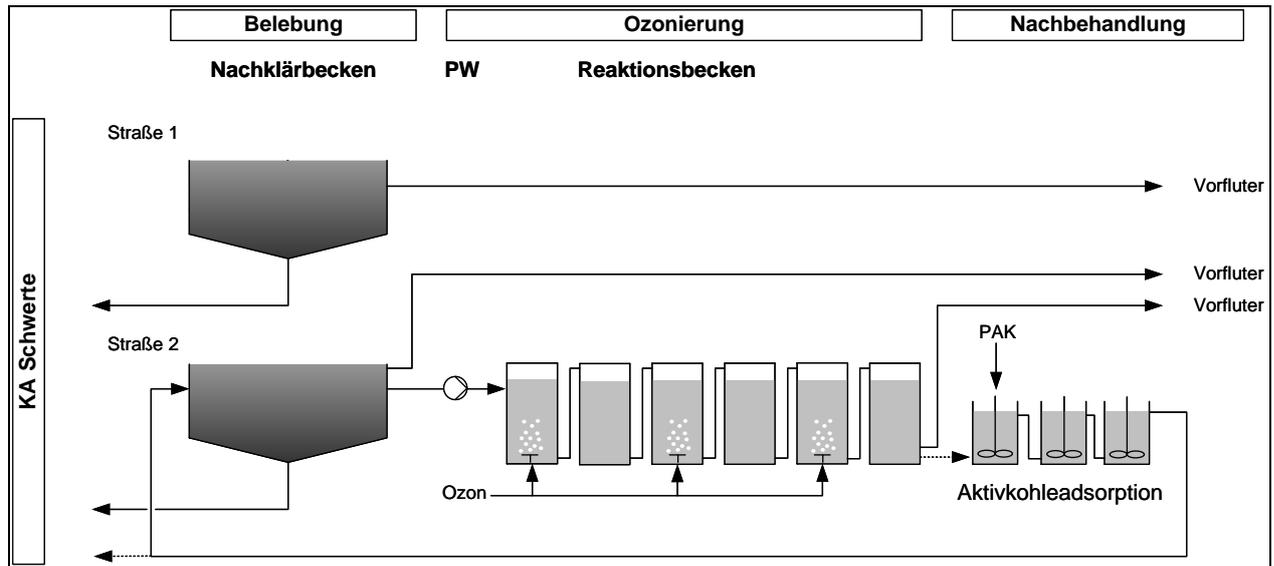


Abbildung 3.6: Schematische Darstellung der Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung auf der Kläranlage Schwerte (aus [24] verändert nach [40])

Auf dieser Anlage wird der Ablauf der Nachklärung der Straße 2 maximal in Höhe des Trockenwetterzuflusses auf die PAK Anlage gefördert. Dadurch kann bei Trockenwetter die Nachklärung mit ihrer maximal zulässigen Wassermenge beschickt werden. Bei einem einsetzenden Regenereignis wird die Abwassermenge, die zur PAK Anlage gefördert wird, derart gedrosselt, dass die maximale Zulaufmenge zur Nachklärung (= Regenwettermenge) nicht überschritten wird. Im Regenwetterfall wird somit die Wassermenge zur PAK-Anlage reduziert. So wird das Nachklärbecken sowohl im Regenwetterfall wie auch im Trockenwetterfall mit konstanter maximal zulässiger Wassermenge beschickt. Dem zu behandelnden Wasser (maximal 1.152 m³/h) wird PAK in unterschiedlichen Mengen zwischen 5 bis 10 mg/l zudosiert. Das zu behandelnde Wasser durchfließt die Reaktoren mit jeweils einem Volumen von 6 * 25 m³ und einer mittleren Aufenthaltszeit von ca. 10 min. Die Anlage ermöglicht die Betriebsweisen:

- Nur PAK Dosierung
- PAK und Ozondosierung
- Nur Ozondosierung

Die Ozonbehandlung auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden weist mit einer Ausbaugröße von 30.000 EW vergleichbare Randbedingungen wie die Kläranlage Warburg auf. Die technischen Daten können Tabelle 3.3 entnommen werden. Die Ozonanlage ist zweistraßig aufgebaut, um unterschiedliche O₃-Eintragungssysteme zu testen. Die theoretische Aufenthaltszeit im O₃-Reaktor beim Bemessungsvolumenstrom beträgt 30 min. Der Ozonbehandlung ist eine biologische Nachbehandlung nachgeschaltet.

Die Ozonierung ist ein energetisch aufwändiges Verfahren. So kann die Ozonerzeugung mit ca. 15 kWh/kg O₃ abgeschätzt werden. Für die Anlage in Duisburg-Vierlinden kann ein Bedarf von ca. 0,15 kWh/m³ behandeltes Abwasser inkl. Abwasserhebewerk (bei einer spezifischen Dosiertrate von $Z_{\text{spezifisch}}^2 = 1,25 \text{ g O}_3/\text{g DOC}$, DOC = 5,8 mg/l) für einen Hochlastbetrieb angesetzt werden [27].

² $Z_{\text{spezifisch}}$ gibt die auf den DOC bezogene Ozondosierung an. Der DOC stellt hierbei die Leitgröße dar.

Tabelle 3.3: Zusammenstellung der technischen Daten der Ozonierung auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden (aus [33])

Zulauf Ozonanlage		
CSB _{mittel (max)}	C	24 (90) mg/l
DOC	C	4-12 mg/l
Bemessungsvolumenstrom	Q _{TW}	400 m ³ /h
Behandlungswassermenge	Q _{TW median, Betrieb}	130 m ³ /h
Behandlungsvolumen		
Reaktionsvolumen	V _{Kontakt}	2 x 100 m ³
Anzahl der Becken	Stück	2
O ₃ -Aufenthaltszeit	t _{TW}	30 min
O ₃ -Produktion		ca. 2 x 1-2 kg O ₃ /h
angewandte Technologien		
Behandlungsstraße 1		Pumpe-Injektor-System
Behandlungsstraße 2		Diffusoren
Ozongenerator	Typ	2 x SMO 400 X
Hersteller		Xylem (Wedeco)

4 Abwasserbehandlung der Kläranlage Warburg

4.1 Kurzbeschreibung der Abwasserbehandlung der Kläranlage Warburg

Die Kläranlage Warburg wurde 1974 in Betrieb genommen und Ende der 1980er-Jahre erweitert. Die aerobe Abwasserbehandlung der Kläranlage Warburg ist derzeit für 70.000 EW ausgelegt. An der Kläranlage sind zurzeit etwa 25.000 Einwohner angeschlossen. Insbesondere durch den Kampagnebetrieb der Zuckerfabrik Warburg steigt der Einwohnerwert zeitweilig auf 30.000 bis 40.000 EW an.



Abbildung 4.1: Luftbild der Kläranlage Warburg (Google Maps)

Die Stickstoffelimination erfolgt durch eine simultane Denitrifikation. Die Phosphorelimination wird durch eine Simultanfällung erreicht. Die Verfahrenstechnik, die in Abbildung 4.2 dargestellt ist, ist wie folgt ausgeführt:

- Rechenanlage Stababstand ca. 8 mm
- Sandfang belüfteter Sand- und Fettfang, L = 25 m
- Vorklärung Rundbecken, V = 1.740 m³
- Regenüberlaufbecken Rundbecken, V = 1.442 m³, D = 29,6 m (Nutzung als Havariebecken)
- Zwischenpumpwerk
- Belebung 2 Rundbecken, V_{ges} = 9.160 m³
- Nachklärung 2 Rundbecken, A_{ges} = 1924 m², T = 2,18 m
 1 Rundbecken, A = 819 m², T = 1,98 m

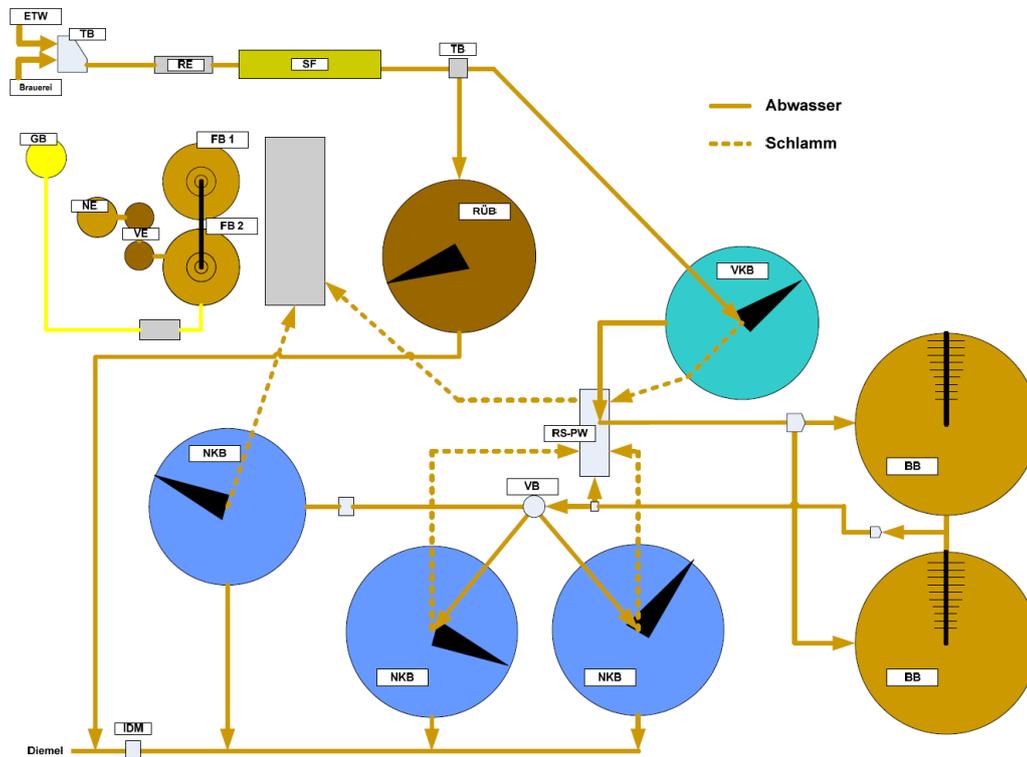


Abbildung 4.2: Verfahrensfliessbild der Kläranlage Warburg (ISA, 2007)

4.2 Behandlung des Abwassers der Zuckerfabrik

Der Zulauf der Kläranlage Warburg ist zeitweilig deutlich von den Einleitungen der örtlichen Zuckerfabrik der Südzucker AG geprägt. Die Zuckerproduktion ist ein Kampagnebetrieb bei dem zwei bedeutende Abwasserteilströme anfallen. Der erste Teilstrom, das Fallwasser/Überschusskondensat ist durch hohe Ammoniumstickstoffkonzentrationen geprägt. Die mittlere Tagesfracht zur Kläranlage beträgt während der Kampagne von etwa September bis Dezember ca. 160 kg N_{ges} /d. Der zweite Teilstrom fällt bei der Rübenreinigung an. Das sogenannte Erdtransportwasser weist hohe CSB-Konzentrationen von über 20.000 mg/l auf. Zurzeit wird das Erdtransportwasser in Stapelteichen zwischengespeichert. Dabei findet bereits ein teilweiser Abbau der Kohlenstoffverbindungen statt. Aus den Stapelteichen wird das Erdtransportwasser über das Jahr verteilt dosiert in den Zulauf der Kläranlage zugegeben. Im Winter findet aber in der Regel keine Behandlung von Erdtransportwasser statt.

Die Behandlung des Erdtransportwassers wird jedoch zukünftig auf eine anaerobe Behandlung gemeinsam mit dem kommunalen Klärschlamm umgestellt, so dass die Belastung der biologischen Stufe der Kläranlage sich ändern wird. In Kapitel 4.4 wird daher eine Nachbemessung der Kläranlage vorgenommen, um zu bewerten, ob vorhandene Becken für die Mikroschadstoffelimination eingesetzt werden können.

4.3 Nachklärung der Kläranlage Warburg

Auf der Kläranlage Warburg werden drei runde horizontal durchströmte Nachklärbecken betrieben. Die Nachklärbecken werden im freien Gefälle über einen Quelltopf beschickt. Vom zentralen Mittelbauwerk fließt das Abwasser einer einseitig angeströmten Klärüberlaufrinne zu. Die Abläufe sind hydraulisch voneinander entkoppelt. Die Becken verfügen über ein Räumschild. Das Rücklaufverhältnis beträgt

RV = 0,75. Die Kenndaten der Becken sind in Tabelle 4.1 aufgeführt. Dabei ist anzumerken, dass insbesondere das ältere Nachklärbecken eine geringe Tiefe aufweist, die nicht mehr den Regeln der Technik entspricht.

Im Ablauf liegen die Werte für den TOC in einer Bandbreite von 4,2 bis 12,6 mg/l, der Mittelwert liegt bei etwa 6,4 mg/l. Für den CSB werden in der Regel Ablaufwerte von unter 35 mg/l erzielt. Die Trübung liegt konstant unter 5 FNU.

Tabelle 4.1: Kenndaten der Nachklärung Warburg

Abmessungen:	neue Becken	altes Becken
Durchmesser:	35 m	32,3 m
Wassertiefe:	2,18 m	1,98 m
Oberfläche	962 m ²	819 m ²
Anzahl der Becken	2	1
Gesamtfläche:	2.743 m ²	

4.4 Nachbemessung der Kläranlage Warburg

Die Kläranlage Warburg weist zurzeit freie Kapazitäten auf, die zukünftig durch die geänderte Behandlung des Erdtransportwassers der Zuckerfabrik noch ansteigen. Um bewerten zu können, ob zukünftig vorhandene Becken für die Mikroschadstoffelimination genutzt werden können, wurde eine Nachbemessung für die zukünftige Anlagenbelastung durchgeführt. Bei der Nachbemessung wurde das alte, mit einer Wassertiefe von < 2 m sehr flache Nachklärbecken nicht berücksichtigt.

In einer Machbarkeitsstudie des ISA [31] zur Mitbehandlung von industriellem Abwasser der örtlichen Zuckerfabrik wurden die Auslegungsdaten für die Kläranlage Warburg für ein Basisszenario ohne Einfluss der Abwässer der Zuckerfabrik zusammengestellt. Die Daten berücksichtigen bereits Reserven zur Pufferung von Spitzen und eventuell zusätzliche Anschlüsse neuer Siedlungen. Aufbauend auf diese Auswertung wurden folgende Werte für die Nachbemessung der Kläranlage angenommen:

- Anschlussgröße 30.000 EW
- Temperatur 10 °C (13 °C bei Mitbehandlung von Fallwasser der Zuckerfabrik)
- Trockenwetterzufluss 663 m³/h
- Mischwasserzufluss 1.328 m³/h
- Tageszufluss 9.367 m³/d
- BSB im Zulauf 1.800 kg/d
- TS im Zulauf 2.100 kg/d
- NH₄-N im Zulauf 210 kg/d
- N_{org.} im Zulauf 100 kg/d
- P_{ges} im Zulauf 54 kg/d
- ISV 120 ml/g
- Vorklärung abweichend vom bestehenden Becken wird eine Aufenthaltszeit von 1 Stunde angesetzt

Die Kläranlage Warburg wurde für verschiedene Belastungszustände infolge des Kampagnebetriebs der Zuckerfabrik und der Annahme von Fremdschlämmen mit dem Programm Design2Treat Ver. 5.17 nach dem BSB-Ansatz des ATV-DVWK-A 131 (2000) nachgerechnet. In einer weitergehenden Studie der Grontmij GmbH [26] zur Abwasser- und Schlammbehandlung der Kläranlage Warburg wurden folgende relevante Belastungszustände ermittelt:

- Zustand 2
Kläranlage Warburg außerhalb der Kampagne und zusätzliche Belastung durch Prozesswasser aus der Behandlung von Fremdschlämmen (Februar – Mitte September)
- Zustand 3
Kläranlage Warburg mit Annahme von Fremdschlämmen und Behandlung des Ablauf der anaeroben ETW-Behandlung, Betriebszustand nach Beendigung der Kampagne bei Entleerung der Stapelteiche (Ende Dezember bis ca. Februar)
- Zustand 4
Kläranlage Warburg mit Annahme von Fremdschlämmen und Behandlung des Ablauf der anaeroben ETW-Behandlung sowie der Behandlung von Fallwasser/Kondensat, Betriebszustand während der Kampagne (Mitte September – Ende Dezember)

Neben der kommunalen Belastung aus dem Einzugsgebiet der Kläranlage Warburg ergeben sich demnach diese zusätzlichen Belastungen.

Die Stickstoffrückbelastung aus dem anlageneigenen Überschussschlamm wird mit dem Faktor $rX = 0,5$ berücksichtigt. Eine zusätzliche Stickstoffbelastung durch die Annahme von Fremdschlämmen ist neben der normalen internen Rückbelastung aus der Schlammentwässerung zu beachten. Die zusätzliche Stickstofffracht wird mit $38 \text{ kg N}_{\text{ges}}/\text{d}$ angesetzt.

Der Ablauf der anaeroben ETW-Behandlung weist verfahrensbedingt noch eine erhebliche Restbelastung hinsichtlich der Parameter BSB_5 und Stickstoff auf. Die BSB_5 -Konzentration beträgt im Ablauf der anaeroben Belebung ca. 500 mg/l BSB_5 . Stickstoff wird bei der anaeroben Behandlung des ETW nur zum geringen Teil in die anaerobe Biomasse dauerhaft inkorporiert und mit dem Schlamm entfernt. Die Stickstoffkonzentration im Ablauf kann für das ETW mit ca. $45 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$ abgeschätzt werden. Die ETW-Menge beträgt ca. $581 \text{ m}^3/\text{d}$. Die Zulauffrachten zur aeroben Belebung betragen folglich ca. $290 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$ und ca. $26 \text{ kg N}_{\text{ges}}/\text{d}$.

Des Weiteren fällt während der Kampagne im Werk Warburg der Südzucker AG heißes, stark stickstoffhaltiges Fallwasser und Kondensat an. Dieses Abwasser wird direkt zur Kläranlage Warburg geleitet und dort aerob behandelt. Während der Kampagne erhöhen sich die Zulauffrachten durch diesen Abwasserstrom um $160 \text{ kg N}_{\text{ges}}/\text{d}$ und $500 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$. Die Abwassertemperatur steigt ferner im Zulauf zur Belebung auf bis zu 25 °C an und liegt sicher über 13 °C .

In Abbildung 4.3 ist der zeitliche Verlauf der unterschiedlichen Belastungszustände hinsichtlich der Stickstofffracht und in Abbildung 4.4 der Verlauf der BSB_5 -Fracht im Zulauf der Kläranlage Warburg dargestellt.

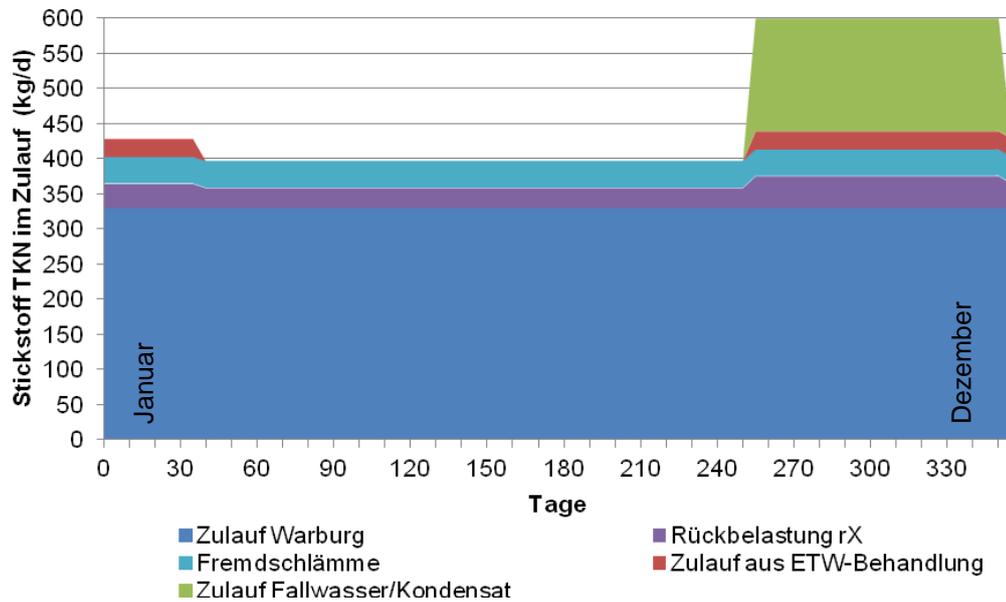


Abbildung 4.3: Stickstofffracht im Zulauf der Kläranlage Warburg für unterschiedliche Belastungszustände

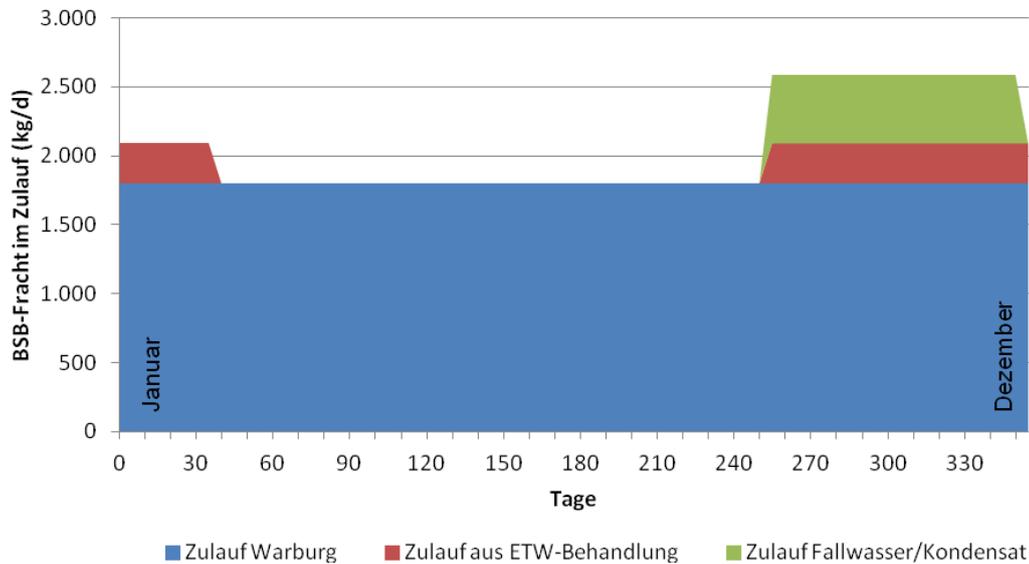


Abbildung 4.4: BSB₅-Fracht im Zulauf der Kläranlage Warburg für unterschiedliche Belastungszustände

Die Ergebnisse der klärtechnischen Berechnung der unterschiedlichen Belastungszustände sind in Tabelle 4.2 zusammengefasst. Für die Belastungszustände 2 und 3 ist ein sicherer Betrieb der Kläranlage Warburg und Einhaltung der Überwachungswerte gewährleistet. Durch die Behandlung des stickstoffhaltigen Fallwassers/Kondensats der Zuckerfabrik während der Kampagne zeigt der Belastungszustand 4 ein ungünstiges Verhältnis von zu denitrifizierenden Nitratstickstoff und zugeführten BSB auf. Durch die Zugabe von Kohlenstoff kann dies ausgeglichen werden. Auf der Kläranlage Warburg kann dazu das kohlenstoffhaltige ETW verwendet werden. Die erforderlichen 148 kg CSB/d entsprechen einer ETW-Menge von 7,6 m³/d mit 19.475 mg CSB/l.

Tabelle 4.2: Ergebnisse der klärtechnischen Berechnung

	Einheit	Zustand 2	Zustand 3	Zustand 4
Dauer	d	222	43	100
zusätzlich Bd,BSB	kg/d	0	290	790
zusätzlich Bd,Nges	kg/d	38	64	224
KN Rückbelastung aus rX	kg/d	28,8	34,9	45,6
Kohlenstoff extern (CSB aus ETW)	kg/d	0	0	148
$T_{\text{Bemessung}}$	°C	10	10	13
erf. Belebungsbeckenvolumen	m ³	7.983	8.136	7.973
$V_{\text{Deni}}/V_{\text{BB}}$	-	0,44	0,406	0,49
Schlammalter	d	17,8	16,8	14,8
QPS + QÜS	kg TS/d	2.246	2.342	2.472

Festzuhalten ist, dass beide Belebungsbecken mit einem Gesamtvolumen von 9.160 m³ für den Betrieb der Kläranlage benötigt werden. Das alte Nachklärbecken ist nach den Ergebnissen der klärtechnischen Berechnung nicht erforderlich und kann grundsätzlich für die Spurenstoffelimination genutzt werden. Es wird empfohlen, den Betrieb mit nur zwei Nachklärbecken vor einer abschließenden Bewertung zu testen.

4.5 Ablaufmengen der Kläranlage Warburg und Zulauf der Anlage zur Mikroschadstoffelimination

In Abbildung 4.5 sind die täglichen Ablaufmengen der KA Warburg für das Jahr 2012 aus dem Betriebs-tagebuch dargestellt. Die Werte berücksichtigen die Abwassermengen der Zuckerfabrik. In Abbildung 4.6 ist der tägliche Trockenwetterablauf sowie der minimale und maximale tägliche Ablauf der KA dargestellt. Es zeigt sich, dass der in Kapitel 4.4 angenommene Trockenwetterzufluss von 663 m³/h bzw. 184 l/s in der Regel unterschritten wird. Einzelne Ausreißer im Winter sind vermutlich auf Tauwettertage zurückzuführen.

Bei einem angenommenen maximal behandelbaren Zufluss der Anlage zur Mikroschadstoffelimination von 184 l/s können pro Jahr ca. 3,17 Mio. m³ behandelt werden. Die durchschnittliche behandelte Abwassermenge beträgt 100 l/s. Bei einer Jahresabwassermenge von 3,44 Mio. m³ können ca. 92 % des Kläranlagenablaufs behandelt werden.

Im Falle einer konkreten Planung ist der Zulauf zur Anlage gemäß DWA-Arbeitsblatt A 198 zu ermitteln und die Bemessungswassermenge der Anlage zur Spurenstoffelimination in Absprache mit den Genehmigungsbehörden festzulegen.

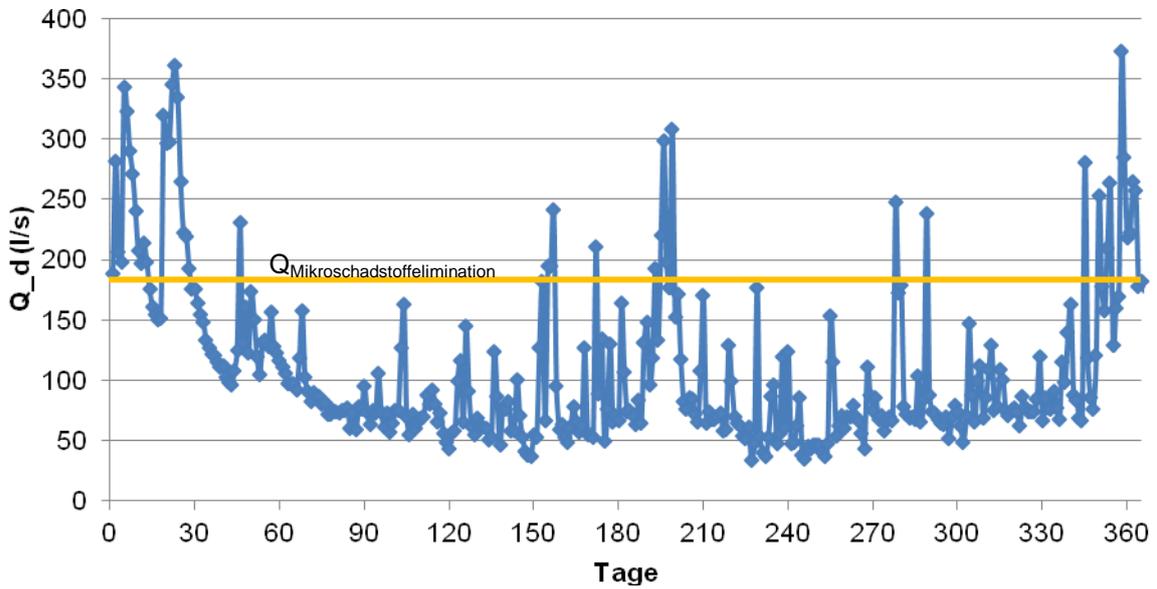


Abbildung 4.5: Tägliche mittlere Ablaufmenge der KA Warburg in 2012

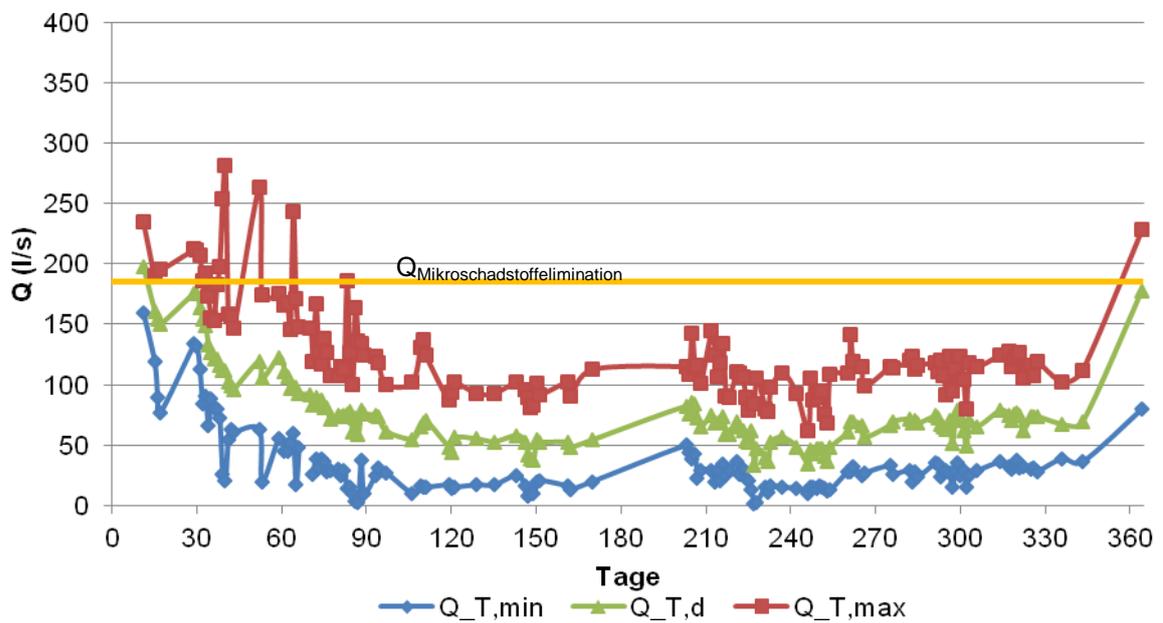


Abbildung 4.6: Täglicher Trockenwetterabfluss der KA Warburg in 2012

5 Varianten

In der nachfolgenden Variantenbetrachtung werden die in Kapitel 3 „Mikroschadstoffentfernung mittels großtechnischer Anlagen (Stand der Technik)“ dargestellten Verfahrenstechniken auf die Einsatzmöglichkeit auf der Kläranlage Warburg hin untersucht.

Bei der Ozonierung reduziert eine hohe organische Hintergrundmatrix die Effizienz der Mikroschadstoffelimination (siehe Kapitel 3.5). In der Praxis wird die O₃-Dosierung in Abhängigkeit vom DOC-Wert gewählt. Daher sollten möglichst wenig organische Stoffe vorhanden sein. Die bei der Ozonierung gebildeten Metabolite können durch eine biologische Nachbehandlung teilweise abgebaut werden. Infolgedessen wurde in dieser Studie die Ozonierung des Ablaufs der Kläranlage Warburg mit nachgeschalteter biologischer Behandlung untersucht.

Wie bereits beschrieben und wie in [41] hervorgehoben wird, ist eine Schwierigkeit bei der Pulveraktivkohle-Zugabe, dass sich die Aktivkohle bei den Stoffen, die sie adsorbiert, nicht selektiv verhält. Besonders beim Einsatz von Aktivkohle im Belebungsbecken können sich hieraus Leistungsminderungen bezogen auf die Spurenstoffelimination ergeben. Aus diesem Grund wurde der Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK) in einem dem Kläranlagenablauf nachgeschalteten Becken untersucht. Die Investitionskosten einer solchen Maßnahme sind zwar höher als bei der Pulveraktivkohledosierung in das Belebungsbecken, die zu erwartende Eliminationsleistung in einem nachgeschalteten Becken sollte aufgrund des nahezu feststofffreien Kläranlagenablaufs aber merklich höher und die resultierenden Betriebskosten niedriger sein. Über den Einfluss der abfiltrierbaren Stoffe auf die Spurenstoffeliminationsleistung besteht noch Forschungsbedarf.

Der Einsatz eines Filters mit granulierter Aktivkohle wird wie in Kapitel 3.4 erläutert maßgeblich von den erzielbaren Bettvolumina beeinflusst. Hohe Frachten an adsorbierbarem CSB im Zulauf eines GAK-Filters verursachen eine rasche Ausschöpfung der Sorptionskapazität, so dass nur bedingt Spurenstoffe im Adsorptionsbett zurückgehalten werden können.

Die Abwasserzusammensetzung hat damit bei allen Varianten einen maßgeblichen Einfluss auf die zu erwartenden Eliminationsleistung bzw. auf die Dosierung von Betriebsstoffen oder Standzeit des Adsorptionsbettes. Die Dosierstoffe und -mengen sind letztlich im Rahmen von Vorversuchen in Abhängigkeit von den Spurenstoffen und des gewählten Verfahrens zu erproben und später in der Inbetriebnahme- und Betriebsoptimierungsphase zu verifizieren.

Die in dieser Studie untersuchten Varianten mittels Ozonierung, Pulveraktivkohle und granulierter Aktivkohle wurden unter Berücksichtigung der aktuellen Forschungsergebnisse erarbeitet. Die Untersuchung der Varianten geht insbesondere auf die Möglichkeit der verfahrenstechnischen und konstruktiven Umsetzung auf der Kläranlage Warburg ein. Alle Varianten beinhalten eine maximale Beschickung der Stufe zur Mikroschadstoffelimination von 184 l/s. Bei Überschreiten dieser Wassermenge im Regenwetterfall wird das übrige Abwasser über einen Bypass abgeführt. Trotz dieser Teilstrombehandlung können über 90 % der Jahresabwassermenge behandelt werden.

Die Variantentitel beschreiben den Abwasserweg bei Trockenwetter bzw. das wesentliche verfahrenstechnische Merkmal

1. Variante 1: Ozonierung - biologische Nachbehandlung
2. Variante 2a: PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Sedimentation - Raumfiltration
3. Variante 2b: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration
4. Variante 2c: PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Abscheidung im ACTIFLO® - Tuchfiltration
5. Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Die Investitionskosten und Betriebskosten werden für jede Variante abgeschätzt und tabellarisch zusammengestellt. Die Ermittlung der Jahreskosten erfolgt nach den Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen LAWA [34] mit einem realen Zinssatz von $i = 3,0\%$ und Nutzungsdauern von 30 Jahren für Bautechnik und 15 Jahren für die eingesetzte Maschinen- und EMSR-Technik über einen Nutzungszeitraum von $n = 30$ Jahren.

5.1 Variante 1: Ozonierung - biologische Nachbehandlung

Beschreibung der Variante

Die Ozonierung wird der biologischen Abwasserbehandlung nachgeschaltet und maximal mit dem Trockenwetterabfluss beschickt. Höhere Abflüsse werden im Bypass um die Anlage geleitet. Das Ozon wird durch Ozonerzeuger aus technischem Sauerstoff mittels stiller elektrischer Entladung hergestellt. Die Ozonerzeugung benötigt relativ viel elektrische Energie. Die Lagerung des Sauerstoffs erfolgt in einem Flüssiggastank. Die erforderliche Produktionskapazität der Ozonerzeuger richtet sich nach der maximal benötigten Ozonmenge, die vom Abwasseranfall und der Abwasserqualität, wie z.B. DOC und Nitrit, abhängt. Vom Schweizerischen Bundesamt für Umwelt [2] wird angegeben, dass eine Ozondosis von 0,7-0,9 gO_3/gDOC für die Elimination der meisten Spurenstoffe ausreichend ist. Messdaten zum DOC im Ablauf der Kläranlage Warburg liegen bisher nicht vor. Für eine erste Abschätzung können vergleichsweise vorliegende TOC-Werte herangezogen werden, die in einer Bandbreite von 4,2 bis 12,6 mg/l schwankt. Der Mittelwert des TOC liegt bei etwa 6,4 mg/l . Die mittlere Ozondosis kann mit ca. 5 mg/l O_3 und die maximale Dosis mit ca. 10 mg/l O_3 abgeschätzt werden. Für den Betrieb der Anlage ist eine Regelung der Ozondosis in Abhängigkeit von der DOC-Fracht vorzusehen. Notwendig sind hierfür eine DOC-Onlinemessung und eine Durchflussmessung.

Die Ozonierung ist in zwei Beckenbereiche unterteilt. Zuerst finden im Ozonreaktor der Eintrag und die Mischung von Ozon in das Abwasser statt. Das Ozon reagiert dabei mit den Abwasserinhaltsstoffen. CFD-Simulationen von Herbst et al. [27] zeigten, dass auf eine aufwändige Unterteilung des Reaktorvolumens in Kompartimente verzichtet werden kann. Kurzschlussströmungen im Reaktor sind jedoch zu vermeiden. Aus Gründen der Arbeitssicherheit ist das Reaktionsbecken mit einer gasdichten Abdeckung zu versehen. Ozonhaltige Abluftströme werden über einen katalytischen Restozonvernichter geleitet. Die Abluft der Anlage und die Räume in denen potenziell Ozon austreten könnte sind mit Ozonwarngeräten auszustatten.

Es kommen grundsätzlich zwei O_3 -Eintragungssysteme, zum einen Injektoren und zum anderen Diffusoren, in Frage. Die bisherigen Monitoringergebnisse [27] der Ozonierung auf der Kläranlage Duisburg Vierlinden zeigten keinen signifikanten Unterschied der Verfahren bezüglich der Mikroschadstoffelimination. Für die Kläranlage Warburg wird die bautechnisch einfachere Ausführung des Injektorsystems angenommen. Offen ist, ob ggf. alternativ ein Rohrreaktor als Reaktionsraum genutzt werden könnte. Beim Injektorsystem wird mittels Kreispumpen ein Teilstrom auf den notwendigen Treibwasserdruck gebracht. Im Injektor findet die Vermischung des Ozons mit dem Teilstrom statt. Nachgeschaltet wird durch einen statischen Mischer der ozonierte Teilstrom mit dem Hauptabwasserstrom vermischt. Eine endgültige Festlegung des Ozoneintragungssystems sollte jedoch nach Untersuchungen zur Bromatbildung getroffen werden.

Im zweiten Beckenbereich findet eine biologische Nachbehandlung des ozonierten Wassers statt. Die in [2] zitierten Pilotversuche aus der Schweiz und Deutschland zeigten, dass durch eine biologische Nachbehandlung die organische Restfracht und ggf. Reaktionsprodukte verringert werden können. Als biologische Nachbehandlung wird analog zur Anlage in Duisburg Vierlinden ein Wirbelbett mit PP-Schwebbett-Füllkörpern gewählt. Das Wirbelbett wird mit einer energiesparenden Spezialumwälzpumpe in Schwebelage gehalten.

Die Aufenthaltszeit der gesamten Ozonierung mit Nachbehandlung soll für den maximalen Zulauf zur Anlage nach Herbst et al. [27] ca. 30 min. betragen. Das letzte Drittel wird für die biologische Nachbehandlung durch eine Tauchwand vom Ozonreaktor abgetrennt. Die Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor beträgt folglich mindestens 20 min. Für die Dimensionierung des Ozonreaktors geht das BAFU [2] für den Trockenwetterfall ebenfalls von 20 min Aufenthaltszeit aus. Präzise Aussagen zur Aufenthaltszeit und Beckengröße können nach Ozonzehrungsversuchen für das Abwasser in Warburg getroffen werden.

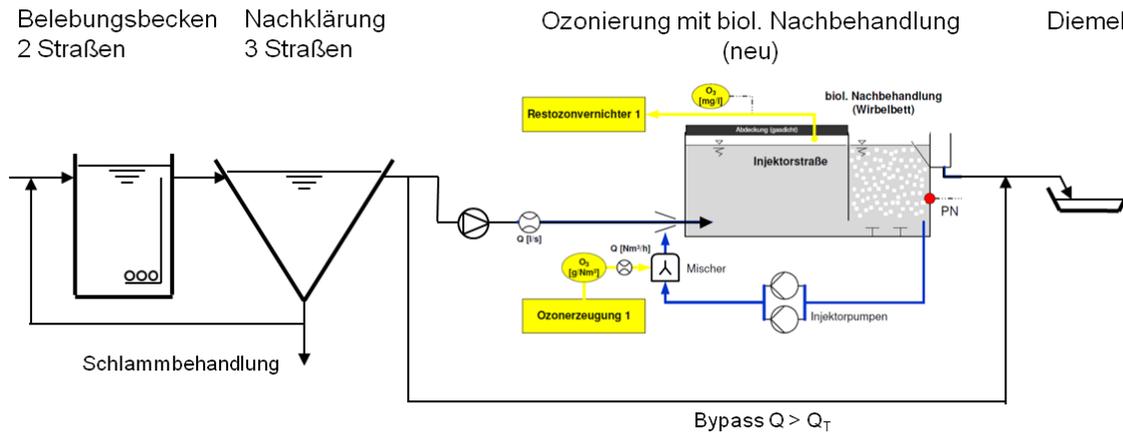


Abbildung 5.1: Verfahrensfließbild der Ozonierung (verändert nach Herbst et al. [27])

Integration auf der KA Warburg

Die Ozonanlage kann auf der Freifläche südlich des Ablaufgerinnes der Kläranlage Warburg errichtet werden. Im Ablaufgerinne muss ein neues Trennbauwerk eingefügt werden. Bis zum maximalen Anlagenzufluss von 663 m³/h wird das Abwasser der Ozonanlage zugeleitet. Höhere Abflüsse fließen über eine Trennschwelle im Bypass direkt zur Diemel. Die Ozonanlage wird mittels frequenzgeregelten Pumpen über eine Druckleitung beschickt. Die Pumpen sorgen für die Begrenzung des Anlagenzuflusses. Die notwendige Förderhöhe wird mit 1 m abgeschätzt. In die Druckleitung erfolgt über einen statischen Mischer die Einleitung des ozonierten Injektorstroms. Das ozoniert und nachbehandelte Wasser wird anschließend in das Ablaufgerinne der Kläranlage geleitet.

Der Flüssigsauerstofftank und die Ozongeneratoren werden neben dem Becken aufgestellt. Die Ozongeneratoren können mit der erforderlichen Anlagentechnik in einem fertigen Containermodul geliefert und aufgestellt werden. Für das Aufstellen des Tanks und des Containers sind entsprechende Fundamente vorzusehen und der Bereich ist zu befestigen.

Alternativ zum Beckenneubau könnte ggf. das alte vorhandene Nachklärbecken zum Ozonreaktor und zur biologischen Nachbehandlung umgebaut werden. Eine zumindest teilweise Aufstockung des Beckens für den Ozonreaktor ist hierfür verfahrenstechnisch erforderlich, um eine ausreichende Eintrags-tiefe des Ozons sicherzustellen. Die bautechnische Umsetzbarkeit der Beckenaufstockung wurde im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie nicht untersucht. Eine detaillierte Betrachtung dieser Umbauvariante mit Abschätzung der Kosten kann in einer zweiten Projektphase erfolgen.

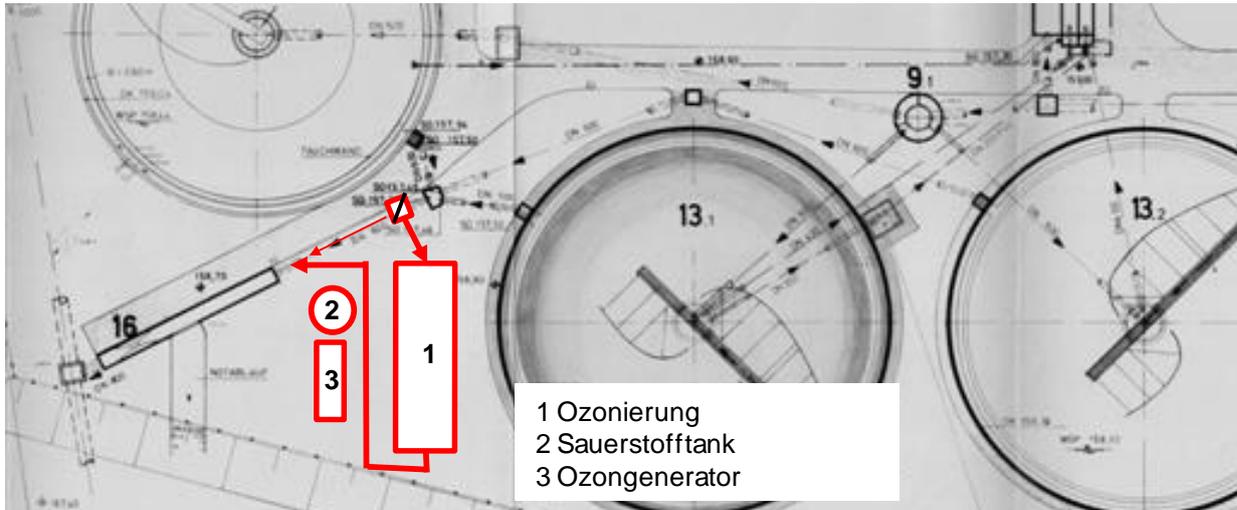


Abbildung 5.2: Übersichtplan Ozonierung

Bemessung der Variante

Kontaktreaktor:

Für die Ozonierung mit Ozonreaktor und Nachbehandlung sind unter Annahme einer Aufenthaltszeit von 0,5 Stunden bei einer hydraulischen Beaufschlagung von maximal dem Trockenwetterzufluss von $Q_T = 663 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen erforderlich:

- Volumen $V = 663 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 332 \text{ m}^3$
- Grundfläche $A = 332 \text{ m}^3 / 5 \text{ m} = 66 \text{ m}^2$ (gewählte Wassertiefe 5 m)

Die Ozonierung wird mit einer Tauchwand in zwei Bereiche unterteilt.

- Ozonreaktor $A = 66 \text{ m}^2 \cdot 2/3 = 44 \text{ m}^2$
- Nachbehandlung $A = 66 \text{ m}^2 \cdot 1/3 = 22 \text{ m}^2$

Ozon-Produktion

Für die Ozonierung wird von einer mittleren Dosierung von $5 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ O}_3$ ausgegangen. Die durchschnittliche behandelte Abwassermenge beträgt gemäß den Auswertung in Kapitel 4.5 ca. $360 \text{ m}^3/\text{h}$ und der angenommene Maximalzufluss zur Ozonierung $663 \text{ m}^3/\text{h}$.

- mittlere Erzeugung: $5 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ O}_3 \cdot 360 \text{ m}^3/\text{h} = 1.800 \text{ g}/\text{h} \text{ O}_3$
- maximale Erzeugung: $5 \text{ g}/\text{m}^3 \text{ O}_3 \cdot 663 \text{ m}^3/\text{h} = 3.315 \text{ g}/\text{h} \text{ O}_3$

Kostenabschätzung

Betriebskosten

Die Kostenabschätzung erfolgt auf Grundlage der Auswertung von Türk et al. [46]. Maßgebliche Kostenblöcke der Betriebskosten sind demnach die Energiekosten zur Erzeugung des Ozons und die Kosten für den Reinsauerstoff. Für die Kostenabschätzung wurde eine Ozon-Dosierung von 5 mg/l O₃ und Kosten für den Reinsauerstoff inkl. Anlagentechnik von 0,14 €/kg O₂ angesetzt. Die Stromkosten wurden mit 0,15 €/kWh angenommen. Ferner fallen u.a. Personalkosten an.

Die Betriebskosten hängen wesentlich von der behandelten Abwassermenge ab. Im zitierten Forschungsbericht wird nachfolgende Kostenfunktion für die Gesamtbetriebskosten einer Ozonung bezogen auf die Jahresabwassermenge in m³ angegeben:

- $y = 0,0147 * x + 46.081$ [y = €/a]
- x = Jahresabwassermenge 3,17 Mio. m³
- $0,0147 * 3.170.000 \text{ m}^3 + 46.081 = 92.680 \text{ €/a}$

Investitionskosten

Zur Abschätzung der Investitionskosten einer Anlage zur Ozonung werden die ebenfalls von Türk et al. [46] ermittelten Kostenfunktionen verwendet. Die Kostenfunktion berücksichtigt die Netto-Investitionskosten für die Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik sowie die Nebenkosten.

- $y = 2.152,3 * x^{0,4468}$, y in [€]
- x = Jahresabwassermenge 3,17 Mio. m³
- $2.152,3 * 3.170.000^{0,4468} = 1.728.000 \text{ €}$

Jahreskosten

Die Investitionskosten lassen sich gemäß der LAWA-Richtlinie zur Kostenvergleichsrechnung [34] in Jahreskosten umrechnen. Die Unterteilung der Investitionskosten in Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik erfolgte nach den Ansätzen von [46]. Die Nebenkosten wurden bereits in den Kostenblöcken berücksichtigt. Für die Maschinen und EMSR-Technik wird eine Nutzungsdauer von 15 Jahre und für die Bautechnik von 30 Jahren angesetzt.

Tabelle 5.1: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten bei Ozonierung (netto)

Investitionskosten	Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Jahreskosten
Variante 1:							
		Jahre			Jahren		
Bautechnik	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	29.093 €
Maschinentechnik	30	MT	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	60.794 €
Elektro- und MSR-Technik	30	ET	15	3,0%	0,051019	15 0,641862	36.187 €
		LAWA Leitlinie					
Summe Investitionskosten	1.728.000 €						126.075 €
Summe Betriebskosten							92.680 €
Jahreskosten Variante 1:	3.170.000 m³/a			0,069 €/m³			218.755 €

Fazit

Die Ergebnisse des Screenings (vgl. Kapitel 2) zeigen, dass grundsätzlich die Ozonierung des Ablaufs der Kläranlage Warburg eine mögliche Behandlungsoption zur Spurenstoffelimination ist. Eine abschließende Bewertung sollte jedoch nach Durchführung von Laboruntersuchungen zur Charakterisierung der Ozonzehrung und der Bildung von Transformationsprodukten wie Bromat erfolgen.

Die verfahrenstechnische Einbindung einer Ozonierung auf der Kläranlage Warburg ist auf einfache Weise möglich. In Variante 1 wurde für die Schaffung von optimalen Betriebsbedingungen der Neubau eines Ozonierungs- und Nachbehandlungsbeckens vorgesehen. Die bisherige Abwasser- und Schlammbehandlung auf der Kläranlage Warburg wird dadurch nicht tangiert. Durch die Begrenzung des Anlagenzuflusses der Ozonierung auf den Trockenwetterzufluss ist das erforderliche Beckenvolumen mit 332 m³ relativ klein, trotzdem ist es möglich, über 90% der Jahresabwassermenge zu behandeln.

Der zusätzliche betriebliche Aufwand für die vorgestellte Variante ist überschaubar und besteht im Wesentlichen in dem Betrieb der Ozongeneratoren, der Ozonierung und des Wirbelbettes der biologischen Nachbehandlung.

Der CSB-Ablaufwert der Kläranlage Warburg wird durch die zusätzliche Ozonierung und biologische Nachbehandlung reduziert; eine Verrechnung mit der Abwasserabgabe ist bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nicht erfolgt, da die Größenordnung erst auf Basis von Versuchen oder im Betrieb ermittelt werden kann.

Die abgeschätzten Investitionskosten für die Variante 1: „Ozonierung – biologische Nachbehandlung“ sind in Anbetracht der kompletten Neuinvestition gering und liegen bei ca. 1.728.000 € netto.

Bei der Betrachtung der Jahreskosten liegen die Kapitalkosten mit 126.000 €/a leicht über den Betriebskosten mit 93.000 €/a. Betriebskosten fallen im Wesentlichen durch die Kosten für Reinsauerstoff und dem Strombedarf für die Ozonerzeugung an. Zur Absicherung der Betriebskosten sind Versuche zur erforderlichen Ozondosis auf der Kläranlage Warburg anzuraten.

Die abgeschätzten spezifischen Kosten für die Spurenstoffbehandlung bezogen auf die Jahresabwassermenge betragen ohne Ansatz von Fördermitteln für die Ozonierung 0,07 €/m³ (siehe Tabelle 5.1).

5.2 Variante 2a: PAK-Dosierung im Reaktionsraum - Sedimentation - Raumfiltration

Beschreibung der Variante

Wie in Kapitel 3.3.1 ausgeführt besteht eine klassische Adsorptionsstufe zur Elimination von organischen Restverschmutzungen grundsätzlich aus zwei Prozessstufen: einem Kontaktraum für die Adsorption der Pulveraktivkohle und einer Abscheideeinheit zur Abtrennung der beladenen Aktivkohle. In der Regel wird der Abscheideeinheit vor Einleitung in ein Gewässer noch eine Filtrationsstufe zum Rückhalt feindisperser PAK nachgeschaltet. In Abbildung 5.3 ist die Einbindung dieser Variante auf der Kläranlage Warburg schematisch dargestellt.

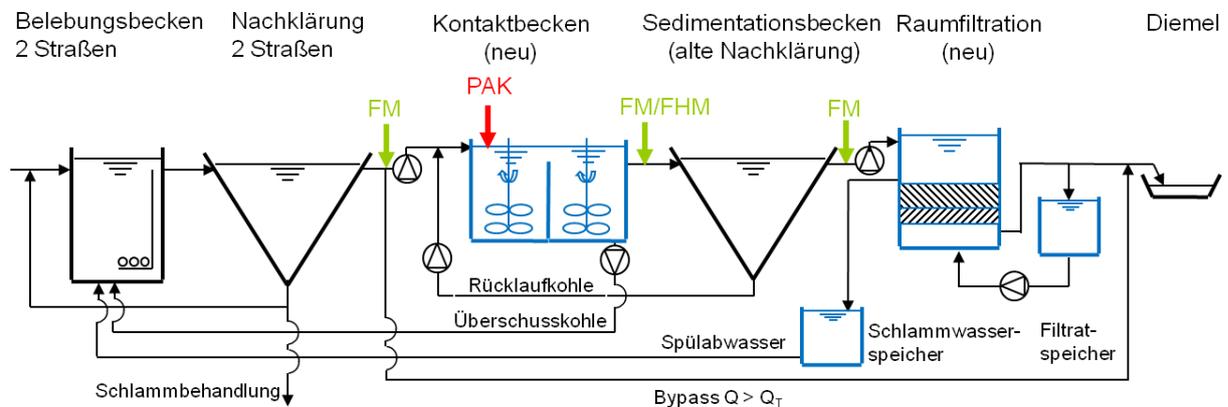


Abbildung 5.3: PAK Dosierung im Reaktionsraum - Sedimentation - Raumfiltration

In den unterschiedlichen Veröffentlichungen [24], [42] werden Dosiermengen von 10 -20 mg PAK/l Abwasser angegeben. In großtechnischen Anlagen werden Dosiermengen in Versuchen zwischen 5 – 20 mg PAK/L [24] eingesetzt. Erste Ergebnisse zeigen, dass mit 10 mg PAK/L nach [41] Eliminationsraten von > 90 % erreicht werden. Typische Betriebsparameter für die Fällmitteldosierung mit Eisen(III)chlorid sind 4 mg Fe/l vor dem Sedimentationsbecken bzw. Kontaktbecken und 1 mg Fe/l vor der Filtration sowie eine Polymerdosierung von 0,3 mg/l vor dem Sedimentationsbecken [35]. Diese Werte werden bei den weiteren Berechnungen für die Kläranlage Warburg angesetzt. Die Dosiermenge von 10 mg PAK/L sollte jedoch für weitere Betrachtungen im Labor noch verifiziert werden.

Die Reihenfolge der Dosierung der Stoffe wurde in verschiedenen Forschungsvorhaben untersucht, wobei jedoch aus den Ergebnissen keine klare Empfehlung abgeleitet werden kann [13]. Durch die Reduzierung der Fällmitteldosierung für die Simultanfällung kann die insgesamt eingesetzte Fällmittelmenge auf der Kläranlage optimiert werden, so dass die Fällmittelmenge ggf. nur geringfügig erhöht werden muss.

Integration auf der KA Warburg

Die neu zu errichtende Anlage zur Spurenstoffelimination wird auf der Freifläche nördlich der neueren Nachklärbecken geplant (Abbildung 5.4). Bei den Tiefbauarbeiten ist zu beachten, dass sich unter der jetzigen Rasenfläche ein altes, nur oberirdisch abgebrochenes Becken befindet und somit zusätzlicher Aufwand für Abbrucharbeiten berücksichtigt werden muss. Die zurzeit an dieser Stelle befindliche Gara-

ge ist zu versetzen. Der Vorteil dieser Fläche sind die vergleichsweise geringen zusätzlichen Verrohrungen und die einfache Anbindung an die bestehende Anlagentechnik.

Aus dem Kläranlagenablauf wird zuerst das Kontaktbecken beschickt. Im jetzigen Ablaufgerinne ist ein neues Trennbauwerk zu planen. Über eine neue Leitung wird mit frequenzgeregelten Rohrpropellerpumpen das Wasser bis zum Bemessungszufluss der Anlage zur Spurenstoffelimination dem Kontaktbecken zugeleitet. Die Förderhöhe wird mit 1 m abgeschätzt. Durch die Förderleistung der Pumpe wird zugleich der Zulauf zur Spurenstoffelimination geregelt. Wird die Behandlungswassermenge überschritten, kann das restliche Wasser über die Trennschwelle im Bypass um die Anlage geführt werden. Das Kontaktbecken wird in zwei Kaskaden unterteilt. In jeder Kaskade wird zur energieoptimalen Umwälzung ein Hyperboloid-Rührer am Beckenboden montiert.

Im Zulauf zum Kontaktbecken bzw. ins Kontaktbecken werden die PAK und das Fällmittel dosiert. Bei dieser Variante werden die Lager- und Dosieranlagen für die Pulveraktivkohle und für das Fällmittel ortsnah neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Pulveraktivkohle wird volumenstromabhängig zudosiert. Pulveraktivkohle lässt sich nur schwer befeuchten und staubt. Um eine homogene Vermischung der Kohle ohne Staumentwicklung zu gewährleisten, wird die Kohle über einen Schneckenförderer aus dem Silo in einen speziellen Ansetzbehälter gefördert. Die Kohle wird in eine Vorlage mit einem getauchten Rohrdispersiergerät hinein staubfrei dispergiert. Die Kohle-Suspension wird dann mit einer Wasserstrahlpumpe verdünnt und zur Dosierstelle gefördert. Das Treibwasser wird aus dem Spülwasserbehälter der Filtration entnommen. Die PAK-Dosieranlage wird im unteren Bereich der Zarge des PAK-Silos angeordnet.

Aus dem Kontaktbecken fließt das mit PAK beladene Wasser im Freigefälle dem bestehenden alten Nachklärbecken zu. Zur Bildung von gut absetzbaren Makroflocken wird in dem Zulaufstrom ein Flockungshilfsmittel dosiert. Im Becken sedimentiert der PAK-Schlamm und wird als Rücklaufkohle zurück in das Kontaktbecken gefördert. Die vorhandene Rücklaufschlammleitung kann, ggf. nach einer Sanierung, größtenteils weiter genutzt werden. Da PAK abrasiv ist, muss das Rücklaufschlammumpferwerk mit entsprechend verschleißfesten Pumpen erneuert werden. Die überschüssige Kohle wird mittels Pumpe aus dem Kontaktbecken in den Zulauf zur Belebung gefördert. Es wird ein Kohlealter von ca. 2 Tage in der Anlage zur Spurenstoffelimination angestrebt. Die beladene PAK wird anschließend mit dem Überschussschlamm aus der Belebung der Schlammbehandlung zugeführt.

Die Klarphase aus dem Nachklärbecken wird noch feindisperse PAK-Partikel aufweisen. Daher wird der Ablauf des Nachklärbeckens zu einem neu zu errichtenden Raumfiltration gepumpt. Die Filteranlage wird direkt neben dem Kontaktbecken angeordnet. Die Volumenfilter werden abwärts durchströmt. Nach Metzger und Kapp [38] wird ein zweischichtiger Filteraufbau mit einer oberen 75 cm starken Anthrazitschicht (1,4 – 2,5 mm) und einer unteren 75 cm starken Sandschicht (0,71 – 1,25 mm) gewählt. Zum besseren Rückhalt der restlichen PAK wird in den Zulauf zur Filtration Fällungsmittel dosiert. Das gereinigte Wasser wird anschließend im Freigefälle zur Diemel geleitet. Die abfiltrierten PAK-Flocken werden regelmäßig durch eine Rückspülung des Filters entfernt. Die Rückspülung erfolgt mit Filtrat. Für die Rückspülung werden jeweils ein Filtrat- und ein Schlammwasserspeicher neben der Filteranlage benötigt. Das Spülwasser wird dosiert in den Zulauf zur Belebung geleitet.

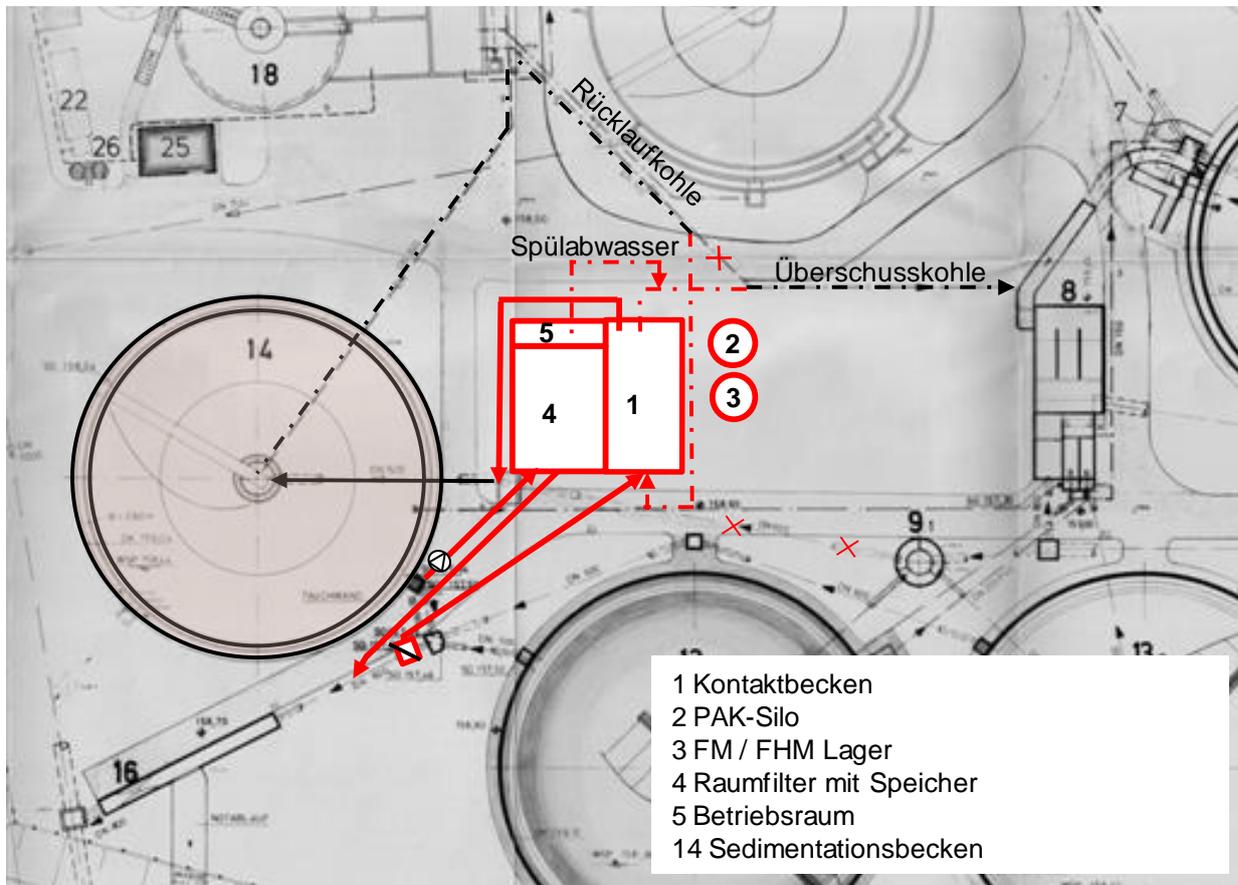


Abbildung 5.4: Lageplan Variante 2a: PAK Dosierung im neuen Kontaktbecken

Bemessung der Variante

Kontaktreaktor:

Nach den Bemessungsempfehlungen und Hinweisen von Metzger und Kapp [1] ergeben sich für den Kontaktreaktor bei einer hydraulischen Beaufschlagung von maximal dem Trockenwetterzufluss von $Q_t = 663 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen:

- Volumen $V = 663 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 332 \text{ m}^3$
- Grundfläche (gewählte Wassertiefe 4 m) $A = 332 \text{ m} / 4 \text{ m} = 83 \text{ m}^2$

Das Kontaktbecken wird als Kaskade mit zwei Bereichen geplant. Jede Kaskade wird mit einem Rührwerk ausgerüstet, um die notwendige Turbulenz für das in Schwebelage Halten der PAK zu gewährleisten

Sedimentationsbecken:

Für den Rückhalt der beladenen PAK kann wie in Kapitel 4.4 dargelegt, das vorhandene alte Nachklärbecken genutzt werden. Nachfolgend werden die Hauptabmessungen mit den Bemessungsempfehlungen für ein Sedimentationsbecken zur PAK-Abtrennung aus Kapitel 3.3.1 überprüft.

- Oberflächenbeschickung $q_A = 663 \text{ m}^3/\text{h} / 819 \text{ m}^2 = 0,81 \text{ m/h} < 2 \text{ m/h}$
- Aufenthaltszeit $t = 819 \text{ m}^2 * 1,98 \text{ m} / 663 \text{ m}^3/\text{h} = 2,5 \text{ h} > 2,0 \text{ h}$

Das vorhandene alte Nachklärbecken weist demnach eine ausreichende Oberfläche und Volumen aus.

Raumfiltration:

Zur Vermeidung der Einleitung von feinsten ungebundenen Kohlepartikeln in die Diemel wird eine Raumfiltration nachgeschaltet. Für die von Metzger und Kapp [38] empfohlene Filtergeschwindigkeit ergibt sich folgende Grundfläche und Aufbau.

- erf. Filterfläche: $663 \text{ m}^3/\text{h} / 12 \text{ m/h} = 55 \text{ m}^2$
- gewählt: 6 Einheiten je 12 m^2
 - 1 Filterschicht 75 cm Sandschicht mit $\varnothing 0,71 - 1,25 \text{ mm}$
 - 2 Filterschicht 75 cm Hydroanthrazitschicht mit $\varnothing 1,4 - 2,5 \text{ mm}$
- Nachweis Filterfläche bei Spülung einer Filtereinheit: $5 * 12 \text{ m}^2 = 60 \text{ m}^2 > 55 \text{ m}^2$

Zusätzlich sind für die Raumfiltration Speicher für das Spülwasser und für das Rückspülwasser erforderlich.

Nachweis ausreichender Spülwassermenge

- Annahme: Nachzufluss 20 l/s
- Maximalbedarf Klassierung Filtermedien: $80 \text{ m/h} * 12 \text{ m}^2 = 960 \text{ m}^3/\text{h} = 266 \text{ l/s} > 20 \text{ l/s}$
- Spülung Feststoffaustrag: $60 \text{ m/h} * 12 \text{ m}^2 = 720 \text{ m}^3/\text{h} = 200 \text{ l/s}$
- Filtratspeicher: $(266 - 20) \text{ l/s} * 120 \text{ s} + (200 - 20) \text{ l/s} * 300 \text{ s} = 84 \text{ m}^3$

Schlammwasserspeicher

- Annahme: Spülwassermenge für Feststoffaustrag und Klassierung sowie 2 m Filterüberstau
- $V_{\text{Speicher}}: 266 \text{ l/s} * 120 \text{ s} + 200 \text{ l/s} * 300 \text{ s} + 2.000 \text{ l/m}^2 * 12 \text{ m}^2 = 116 \text{ m}^3$

Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage:

Die Pulveraktivkohle wird in einem Silo gelagert, das auch für diese Variante auf eine Mindestvorhaltung von 20 Tagen konzipiert wird. Das erfordert eine Vorhaltevolumen von

- $0,01 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} * 663 \text{ m}^3/\text{h} \text{ Abwasser} * 24 \text{ h/d} = 159 \text{ kg PAK/d}$
- $20 \text{ d} * 159 \text{ kgPAK/d} / 500 \text{ kg/m}^3 = 6,4 \text{ m}^3$

Die Befüllung des Silos erfolgt pneumatisch über ein Silofahrzeug mit einer Kapazität von 40 m^3 . Bei einer Schüttdichte von ca. 500 kg/m^3 , können mit einem Silofahrzeug 20.000 kg angeliefert werden. Durch die pneumatische Förderung wird im Silo zunächst eine geringere Lagerungsdichte von ca. 420 kg/m^3 erreicht. Die Entladung eines Silofahrzeuges erfordert ein freies Silovolumen von

- $20.000 \text{ kg} / 420 \text{ kg/m}^3 = 48 \text{ m}^3$
- Erforderliche Silokapazität = $54,4 \text{ m}^3$

Fällmitteldosierung:

Für die Dosierung der Fällmittel ist ebenfalls eine Lager- und Dosiereinrichtung erforderlich. Zur Simultanfällung ist auf der Kläranlage Warburg eine Lager- und Dosieranlage bereits vorhanden die prinzipiell auch für die PAK-Adsorption genutzt werden kann. Die Lagerkapazität beträgt 20 m³ und wird zurzeit für die Simultanfällung mit Aluminat genutzt. Im Rahmen dieser Studie wird davon ausgegangen, dass eine zusätzliche Ausrüstung installiert wird, um ggf. auch das Fällmittel anzupassen.

Das Fällmittel Fe(III)Cl₃ wird mit einem Tankwagen angeliefert und in einem Tank gelagert, der auf eine Vorhaltung von 20 Tagen dimensioniert wird. Eisen(III)-chlorid hat eine Wirksubstanz von ca. 0,138 kg Fe/kg FM und eine Dichte von 1.410 kg/m³. Das erforderliche Vorhaltevolumen beträgt demnach:

- $0,005 \text{ kg Fe/m}^3 / 0,138 \text{ kgFe/kgFM} * 663 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 577 \text{ kg/d FM}$
- $20 \text{ d} * 577 \text{ kg/d} / 1.410 \text{ kg/m}^3 = 8,2 \text{ m}^3$
- Die Anlieferung erfolgt mit einem 20 m³ Fahrzeug = 20 m³
- Erforderliche Lagerkapazität = 28,2 m³

Das Fällmittel wird volumenproportional zugegeben. Um die Fällmitteleinmischung in kürzester Zeit zur Bildung von Mikrofloccen zu gewährleisten wird das Fällmittel in einer Zone/Reaktor mit einer hohen Energiedichte eingetragen. Angenommen wird eine Zugabe direkt vor dem Zulaufpumpwerk des Kontaktreaktors und vor dem Pumpwerk zur Filterbeschickung, so dass auf zusätzliche Rührwerke verzichtet werden kann.

Flockungshilfsmittel:

Die polymeren Flockungshilfsmittel werden in Fässern/Containern angeliefert. Der tägliche FHM-Bedarf beim Bemessungszufluss ergibt sich wie folgt

- $0,3 \text{ g/m}^3 \text{ FHM} * 663 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} = 4,8 \text{ kg /d FHM}$

Kostenabschätzung

Betriebskosten

Die Kostenabschätzung erfolgt auf Grundlage der Auswertung von [46]. Maßgebliche Kostenblöcke der Betriebskosten sind die Kosten für die Beschaffung der Pulveraktivkohle und die Energiekosten. Für die Kostenabschätzung der PAK wurde eine Dosierung von 10 mg PAK/l und Produktkosten von 1.100 €/Mg angesetzt. Bei einer angenommenen Abwassermenge von 3,17 Mio. m³ ergeben sich PAK-Produktkosten folglich in Höhe von 34.870 €/a. Die Stromkosten wurden mit 0,15 €/kWh angenommen. Weitere berücksichtigte Kosten fallen ferner durch Personal, Wartung/Unterhalt und der Entsorgung von PAK- und Fällschlamm an.

Die Betriebskosten hängen wesentlich von der behandelten Abwassermenge ab. In dem Forschungsbericht wird nachfolgende Kostenfunktion für die Gesamtbetriebskosten einer Aktivkohlebehandlung mit PAK (ohne Raumfiltration) bezogen auf die Jahresabwassermenge in m³ angegeben:

- $y = 0,036 * x + 27.729$, y in [€/a]
- $x = \text{Jahresabwassermenge } 3,17 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$
- $0,036 * 3.170.000 \text{ m}^3 + 27.729 = 142.000 \text{ €/a}$

Zusätzlich müssen die Betriebskosten für die neue Raumfiltration berücksichtigt werden. Diese werden nach [50] mit $0,025 \text{ €/m}^3$ abgeschätzt.

- $0,025 \text{ €/m}^3 * 3.170.000 \text{ m}^3/\text{a} = \underline{79.250 \text{ €/a}}$
- Betriebskosten gesamt 221.250 €/a

Investitionskosten

Die Investitionskosten für Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle, Fällmittel und Flockungshilfsmittel wurden in Anlehnung an die Studie für die Spurenstoffelimination der Kläranlage Neuss-Ost [25] ermittelt. Die Kosten für das Kontaktbecken und die Sanierung der Nachklärung wurde anhand von spezifischen Kostenangaben abgeschätzt. Die Investitionskosten der Raumfilteranlage für Bau- und Maschinentechnik wurden anhand den Auswertungen von [22] unter Berücksichtigung der Preisänderungen mit einem flächenspezifischen Ansatz von 23.300 €/m^2 Filterfläche abgeschätzt.

PAK-, FM-, FHM-Lager und Dosierung	420.000 €
Kontaktbecken mit Rührwerk, Pumpen und Verrohrung	500.000 €
Oberflächenbeschichtung Nachklärbecken	150.000 €
Raumfilteranlage $23.300 \text{ €/m}^2 * 60 \text{ m}^2 =$	1.400.000 €
Elektro- und MSR-Technik	<u>350.000 €</u>
Summe Investitionskosten	2.820.000 €

Jahreskosten

Die Investitionskosten lassen sich gemäß der LAWA-Richtlinie zur Kostenvergleichsrechnung in Jahreskosten umrechnen. Für die Maschinen und EMSR-Technik wird eine Nutzungsdauer von 15 Jahre und für die Bautechnik von 30 Jahren angesetzt. Im Rahmen der durchgeführten Grobkonzeption wird angenommen, dass sich die Investitionskosten nach Abzug der EMSR-Technik jeweils zu 50 % auf die Bautechnik und Maschinentechnik verteilen.

Tabelle 5.2: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten mit PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Sedimentation - Raumfiltration (netto)

Investitionskosten		Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Jahreskosten
Variante 2a:								
			Jahre			Jahren		
Bautechnik	1.235.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	63.009 €
Maschinentechnik	1.235.000 €	30	MT	15	LAWA Leitlinie	3,0%	0,051019	15 0,641862
Elektro- und MSR-Technik	350.000 €	30	ET	15		3,0%	0,051019	15 0,641862
Summe Investitionskosten	2.820.000 €							195.779 €
Summe Betriebskosten								221.250 €
Jahreskosten		3.170.000 m³/a			0,132 €/m³		417.029 €	
Variante 2a:								

Fazit

In Variante 2a wurde die Umsetzung einer klassischen PAK-Adsorptionsstufe nach [24] betrachtet. Dieses Verfahren hat sich bereits auf einigen Kläranlagen wie z.B. dem Klärwerk Ulm-Steinhäule bewährt. Das Verfahren eignet sich insbesondere für Kläranlagen mit bestehender Raumfiltration. Dies ist jedoch bei der Kläranlage Warburg nicht der Fall. Trotzdem wird dieses etablierte Verfahren als Referenzverfahren für die PAK-Adsorption herangezogen.

Das Verfahren besteht im Wesentlichen aus einer Adsorptions-, Sedimentations- und Filtrationsstufe. Auf der Kläranlage Warburg kann gemäß der klärtechnischen Nachbemessung (vgl. Kapitel 4.4) das alte, mit ca. 2 m sehr flache Nachklärbecken für die Sedimentation des relativ gut absetzbaren PAK-Schlammes genutzt werden. Es wird empfohlen, im Vorfeld den Betrieb mit den zwei verbleibenden Nachklärbecken auf der Kläranlage zu testen. Sollte wider Erwarten das dritte Nachklärbecken für die biologische Behandlung erforderlich sein, wird empfohlen eine neue Nachklärung nach Stand der Technik für das Belebungsverfahren zu bauen und das alte Nachklärbecken für die Spurenstoffelimination zu nutzen. Die Investitionskosten würden in diesem Fall für die Variante jedoch erheblich steigen.

Die Umsetzung dieser Maßnahme erfordert ein neues Kontaktbecken und eine neue Raumfiltration. Für die Beschickung des Kontaktbeckens und der Filteranlage ist aufgrund der Höhenverhältnisse jeweils ein Pumpwerk erforderlich. Für die Einbindung der Anlage zur Spurenstoffelimination kann teilweise auf bestehende Rohrleitungen und das Rücklaufschlammumpwerk zurückgegriffen werden. Diese müssen ggf. vor dem Einsatz der abrasiv wirkende PAK ertüchtigt werden.

Aufgrund der günstigen Kontaktzeit der PAK mit dem Abwasser sowie der Rezirkulation der PAK wird von einer optimalen Ausnutzung der Adsorptionskapazität der PAK ausgegangen. Es wird daher von einer mittleren Dosierung von 10 mg PAK/L ausgegangen. Die Kosten für die PAK tragen maßgeblich zu den Betriebskosten bei. Die genaue Dosiermenge sollte im Zuge weiterer Voruntersuchungen im Labor ermittelt werden. Für eine endgültige Schätzung der Betriebskosten werden daher Laborversuche zum Einfluss der mit den Spurenstoffen konkurrierenden DOC-Hintergrundmatrix im Ablauf der Kläranlage Warburg auf die Adsorptionskapazität empfohlen.

Insgesamt werden die Betriebskosten mit ca. 196.000 €/a abgeschätzt. Zu beachten ist, dass sich durch die PAK-Dosierung die zu entsorgende Schlammmenge der Kläranlage erhöht und diese nicht mehr wie bisher landwirtschaftlich verwertet werden darf. Das PAK-Klärschlamm-Gemisch ist einer Verbrennung zuzuführen, so dass mit höheren Entsorgungskosten gerechnet werden kann.

Die Investitionskosten für die Variante 2a sind mit 2.820.000 € netto sehr hoch. Dies ist auf den berücksichtigten Neubau der Raumfiltration zurückzuführen, der mit abgeschätzten 1.400.000 € etwa 50 % der gesamten Investitionskosten ausmacht.

Die abgeschätzten spezifischen Jahreskosten bezogen auf die Jahresabwassermenge belaufen sich auf ca. 0,132 €/m³ (netto) behandeltes Abwasser. Kosteneinsparungen durch Investitionsförderung und Einsparungen bei der Abwasserabgabe sind dabei nicht berücksichtigt.

5.3 Variante 2b: PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration

Beschreibung der Variante

Die in Variante 2a betrachtete klassische Adsorptionsstufe eignet sich insbesondere für Kläranlagen mit bestehender Raumfiltration, da der Neubau dieser Anlagenkomponente mit erheblichen Kosten verbunden ist. In Variante 2b wird als alternative Filterstufe eine Tuchfiltration betrachtet. Zurzeit findet die erste großtechnische Umsetzung der Tuchfiltration mit einem Polstofffiltertuch auf der Kläranlage Lahr (100.000 EW) statt. Vielversprechende halbtechnische Untersuchungen zum Rückhalt von PAK liegen von [51] und [16] vor. Die Tuchfiltration kann als Scheibenfilteranlage in einem relativ kleinen Becken installiert werden. Aufgrund des kontinuierlichen Betriebs sind Filtrat- und Schlammwasserspeicher nicht erforderlich. Der geringe Druckverlust infolge des Polstofffilters ermöglicht in der Regel eine pumpenfreie Anlagenbeschickung und senkt den Energiebedarf gegenüber einer Raumfiltration. Ferner wird in Variante 2b eine Integration des Kontaktbeckens in die bestehende alte Nachklärung geplant. In Abbildung 5.5 ist die Einbindung dieser Variante auf der Kläranlage Warburg schematisch dargestellt.

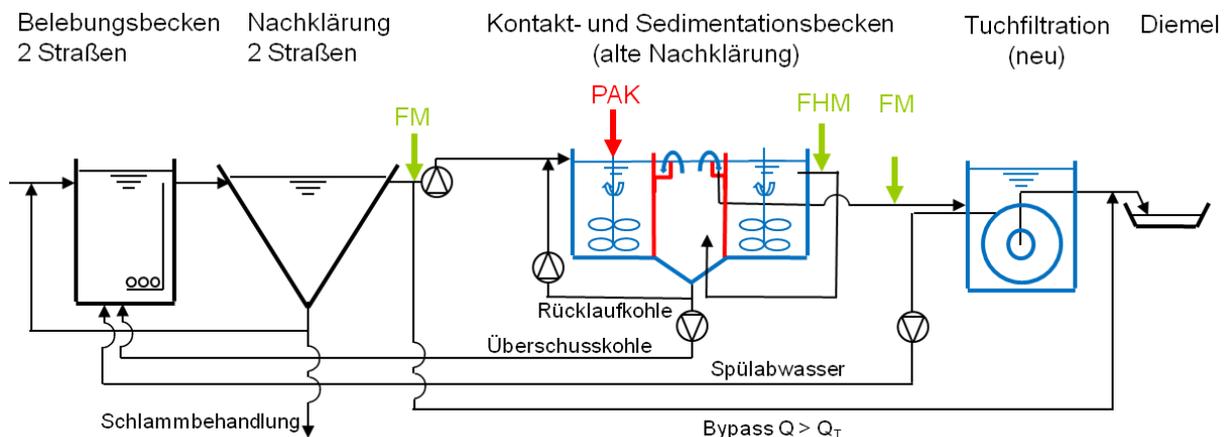


Abbildung 5.5: PAK-Dosierung im Reaktionsraum - Tuchfiltration

Integration auf der KA Warburg

Für den neuen Kontaktreaktor wird in der alten Nachklärung der KA Warburg eine innere ringförmige Trennwand eingebaut. Der äußere Ring wird als Kontaktbecken genutzt. Das so entstandene Umlaufbecken wird mit Rührwerken ausgerüstet, um die notwendige Turbulenz für das in Schwebelage Halten der PAK zu gewährleisten. Aufgrund der langgezogenen Geometrie des Kontaktreaktors und der nährungs-

weise anzunehmenden Pfropfenströmung ist eine Unterteilung in verschiedene Reaktionsräume nicht erforderlich.

Die Beschickung der Anlage erfolgt analog zu Variante 2a aus dem Ablaufgerinne der Kläranlage Warburg. Dazu sind ein Trennbauwerk im Ablaufgerinne und eine frequenzgeregelte Rohrpropellerpumpe zur Beschickung des Kontaktreaktors bis zum Bemessungszufluss zu planen. Wird die Behandlungswassermenge überschritten, kann das restliche Wasser über die Trennschwelle im Bypass um die Anlage geleitet werden. Im Zuge des neuen Zulaufpumpwerks wird eine Wasserspiegelanhebung im Becken von ca. 15 cm vorgesehen, um zum einen das erforderliche Kontaktbeckenvolumen herzustellen und zum anderen die klärtechnische Leistung des verbleibenden Nachklärbeckens zu steigern.

Im Zulauf zum Kontaktbecken werden wie zuvor die PAK und das Fällmittel in einen Bereich mit hoher Turbulenz dosiert. Ggf. ist ein zusätzliches Rührwerk zur Einmischung des Fällmittels vorzusehen. Die Lager- und Dosieranlagen für die Pulveraktivkohle und für das Fällmittel werden ortsnah neben der Dosierstelle aufgestellt. Die Pulveraktivkohle wird volumenstromabhängig zudosiert.

Nach Durchfließen des Kontaktbeckens wird das PAK-beladene Wasser wieder nach außen geleitet. Durch eine kurze Leitung wird das Wasser zu einem vorhandenen Schacht geführt von dem aus das PAK-haltige Wasser zum bestehenden Mittelbauwerk der Nachklärung geleitet wird. Die Nachklärung wird anschließend radial durchströmt. Das geklärte Wasser fließt über eine neue beidseitig angeströmte Klarwasserüberlaufschwelle der neu zubauenden Scheibenfilteranlage zu. Im Zulauf zur Filteranlage wird eine Dosierung von Fällmitteln vorgesehen.

Das Räumschild der Nachklärung muss entsprechend des nun geringeren Durchmessers gekürzt werden. Die abgesetzte Pulveraktivkohle wird über die bestehende Rücklaufschlammleitung zum Betriebsgebäude geführt. Über eine bestehende Leitung wird die Überschussschleife der Belebung zugeführt. Die Rücklaufkohle wird über eine neue Leitung zurück in den Zulaufbereich des Kontaktbeckens gepumpt. Die bestehenden Rohrleitungen sind ggf. im Hinblick auf die abrasiv wirkende PAK zu ertüchtigen. Die Pumpen für die Rücklauf- und Überschussschleife sind durch verschleißfeste Pumpen zu erneuern.

Die Scheibenfilteranlage wird in einem neuen, kompakten Betonbecken eingebaut. Als Standort bietet sich die Freifläche östlich der alten Nachklärung an (siehe Abbildung 5.6). Die Scheibenfilteranlage wird im Freigefälle beschickt. Der maximale Druckverlust des Scheibenfilters beträgt ca. 0,25 m. Das Filtertuch ist auf scheibenförmigen Segmenten montiert. Mehrere Filterscheiben werden auf einem Zentralrohr zu einer drehbaren Scheibenfiltereinheit zusammengestellt. Das Wasser strömt von außen durch das Filtertuch in die Filtersegmente und durch ein Zentralrohr, den Steigschacht und einen Überlauf in den Ablauf der Kläranlage. Bei der Filterreinigung legen sich die Absaugeinrichtungen seitlich an die Scheiben an. Bei einer Druckdifferenz von 0,25 m wird die Filterreinigung ausgelöst. Die Filterscheiben werden langsam gedreht und die abgelagerten Feststoffe werden über die Absaugeinrichtung entfernt, ohne dass der Filtrationsprozess unterbrochen wird. Das abgesaugte Schlammwasser wird in die Belebung zurückgeführt. Entsprechend werden die im Filterbehälter sedimentierenden Feststoffe mit der Bodenschlammpumpe zeitgesteuert zurückgeführt.

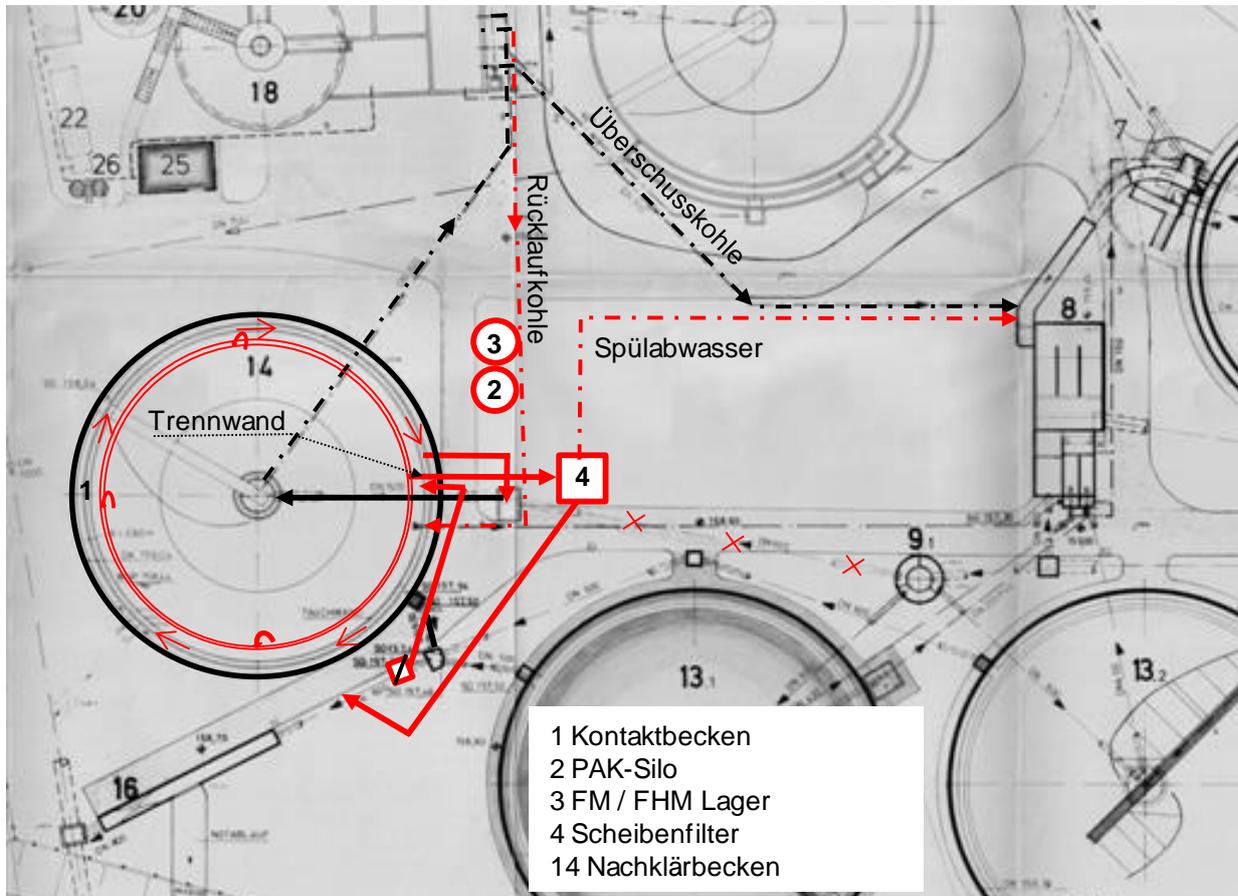


Abbildung 5.6: Lageplan Variante 2b: PAK Reaktionsraum und Nachklärung im Kombibauwerk

Bemessung der Variante

Nachfolgend wird die Bemessung der Anlagenkomponenten durchgeführt. Die Berechnungen des PAK-Silos, des Fällmittel- und Flockungshilfsmittellagers bleiben gegenüber Variante 2a unverändert und sind nicht mehr aufgeführt.

Sedimentationsbecken:

Für den Rückhalt der beladenen PAK kann wie in Kapitel 4.4 dargelegt, das vorhandene alte Nachklärbecken genutzt werden. Nachfolgend werden die Hauptabmessungen mit den Bemessungsempfehlungen für ein Sedimentationsbecken zur PAK-Abtrennung aus Kapitel 3.3.1 überprüft.

- gewählt max. Oberflächenbeschickung $q_A =$ 1 m/h
- Oberfläche $A = 663 \text{ m}^3/\text{h} / 1 \text{ m/h} =$ 663 m^2
- Durchmesser $D =$ 29,1 m
- Aufenthaltszeit mit Anhebung WSP (siehe Kontaktbecken)
 $t = 663 \text{ m}^2 * 2,13 \text{ m} / 663 \text{ m}^3/\text{h} =$ 2,13 h > 2 h

Das vorhandene alte Nachklärbecken weist demnach eine ausreichende Oberfläche und Volumen aus.

Kontaktreaktor:

Nach diesen Bemessungsempfehlungen und Hinweisen ergeben sich für den Kontaktreaktor bei einer hydraulischen Beaufschlagung von maximal dem Trockenwetterzufluss von $Q_T = 663 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen:

- Volumen erforderlich $V = 663 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 332 \text{ m}^3$
- Oberfläche vorhanden $A = (819 - 663) \text{ m}^2 = 156 \text{ m}^2$
- Tiefe erforderlich $T = 332 \text{ m}^3 / 156 \text{ m}^2 = 2,13 \text{ m} > \text{vorh. } 1,98 \text{ m}$
- Anhebung des WSP $\Delta h = 2,13 \text{ m} - 1,98 \text{ m} = 0,15 \text{ m}$

Das Kontaktbecken wird als außer Ring im alten Nachklärbecken geplant. Die Nachklärung weist mit bisher 1,98 m eine zu geringe Beckentiefe für das Kontaktbecken auf. Im Rahmen des neu zu errichtenden Zulaufpumpwerks und einer neuen Klarwasserablaufschwelle wird der Wasserspiegel um 0,15 m angehoben. Der verbleibende Freibord beträgt 0,45 m.

Lager für PAK, Flockungs- und Flockungshilfsmittel:

Die erforderlichen Lager- und Dosierkapazitäten für die Betriebsstoffe bleiben gegenüber Variante 2a unverändert.

Scheibenfilter:

Der Scheibenfilter wird auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ausgelegt.

- Filterfläche erforderlich $A = 663 \text{ m}^3/\text{h} / 10 \text{ m/h} = 66 \text{ m}^2$
- gewählt 2 Filtereinheit mit 8 Scheiben á $5 \text{ m}^2 = 80 \text{ m}^2$
- gewählte Beckenabmessung Breite = $2 * 1,8 \text{ m}$, Länge = $3,5 \text{ m}$; Tiefe = $2,5 \text{ m}$

Kostenabschätzung

Betriebskosten

Analog zu Variante 2a wurden die Betriebskosten der Aktivkohlebehandlung mit PAK abgeschätzt. Aus der Kostenfunktion von [46] ergeben sich

- Betriebskosten der PAK-Anlage in Höhe von 142.000 €/a.

Die Tuchfiltration benötigt aufgrund ihrer Beschickung im Freigefälle deutlich weniger Energie im Vergleich zur Raumfiltration. Die Filtertücher müssen ca. jährlich einer Intensivreinigung unterzogen werden und sind nach einigen Jahren Betrieb auszutauschen. Erfahrungen für den Wartungsaufwand aus dem großtechnischen Dauerbetrieb zur Rückhaltung von PAK liegen jedoch noch nicht vor. Die Betriebskosten für die Tuchfiltration werden mit $0,015 \text{ €/m}^3$ insgesamt geringer abgeschätzt als für die Raumfiltration in Variante 2a

- $0,015 \text{ €/m}^3 * 3.170.000 \text{ m}^3/\text{a} = \underline{47.550 \text{ €/a}}$
- Betriebskosten gesamt 189.550 €/a

Investitionskosten

Die Investitionskosten für Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle, Fällmittel und Flockungshilfsmittel wurden in Anlehnung an die Studie für die Spurenstoffelimination der Kläranlage Neuss-Ost [25] ermittelt. Die Kostenabschätzung für den Umbau des Nachklärbeckens berücksichtigt den Einbau einer Trennwand für das Kontaktbecken, Aufbringen einer Oberflächenbeschichtung für das alte Becken, Umbau des Räumers und Einbau einer neuen Klarwasserablauftrinne sowie die notwendigen Rührwerke, Pumpen und Verrohrungen für das integrierte PAK-Kontaktbecken und die Kohlerückführung. Die Kosten werden dabei um 50.000 € geringer als für die Sanierung der Nachklärung und den Neubau eines Kontaktbeckens in Variante 2a abgeschätzt. Die Kosten für die Tuchfiltration wurden anhand der Angaben von [22] und [16] abgeschätzt. Aufgrund des deutlich kleineren Baukörpers für die Filteranlage, der Wegfall der Speicherbecken und weniger Pumpentechnik und Verrohrung liegen die Investitionskosten deutlich unter dem Niveau einer Raumfiltration.

PAK-, FM-, FHM-Lager und Dosierung	420.000 €
Umbau Nachklärbecken zum Kombibauwerke Kontakt- und Sedimentationsbecken	600.000 €
Tuchfilteranlage	340.000 €
Elektro- und MSR-Technik	<u>250.000 €</u>
Summe Investitionskosten	1.610.000 €

Jahreskosten

Die Investitionskosten werden gemäß der LAWA-Richtlinie zur Kostenvergleichsrechnung in Jahreskosten umrechnen. Für die Maschinen und EMSR-Technik wird eine Nutzungsdauer von 15 Jahre und für die Bautechnik von 30 Jahren angesetzt. Im Rahmen der durchgeführten Grobkonzeption wird angenommen, dass sich die Investitionskosten nach Abzug der EMSR-Technik jeweils zu 50 % auf die Bautechnik und Maschinenteknik verteilen.

Tabelle 5.3: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration (netto)

Investitionskosten Variante 2b:	Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Jahreskosten	
		Jahre			Jahren			
Bautechnik 680.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	34.693 €	
Maschinenteknik 680.000 €	30	MT	15	LAWA Leitlinie	3,0%	0,051019	15	56.961 €
Elektro- und MSR-Technik 250.000 €	30	ET	15		3,0%	0,051019	15	20.942 €
Summe Investitionskosten 1.610.000 €							112.596 €	
Summe Betriebskosten							189.550 €	
Jahreskosten Variante 2a:	3.170.000 m³/a				0,095 €/m³		302.146 €	

Fazit

Gegenüber Variante 2a können in Variante 2b durch die konsequente Nutzung des vorhandenen Beckenvolumens der alten Nachklärung der Kläranlage Warburg und durch den Einsatz einer Tuchfilteranlage anstatt einer Raumfilteranlage die Investitionskosten deutlich um 1.200.000 € netto reduziert werden.

Die Nutzung des alten Nachklärbeckens sollte, wie in Variante 2a beschrieben, vorbehaltlich der Ergebnisse eines großtechnischen Probetriebs der Kläranlage Warburg mit nur zwei Nachklärbecken erfolgen.

Durch die Anhebung des Wasserspiegels in der alten Nachklärung ist es möglich sowohl eine ausreichende Kontaktzeit der PAK sicherzustellen als auch die Sedimentationsleistung des Beckens durch die größere Tiefe zu verbessern. Es wird daher von der gleichen PAK-Dosierleistung und Leistung der Spurenstoffelimination wie in Variante 2a ausgegangen.

Bisher liegen wenige Erfahrungen für den Einsatz der Tuchfiltration für den Rückhalt von PAK vor. In halbtechnischen Versuchen wurde dem Verfahren eine gute Rückhalteleistung attestiert. Die Tuchfiltration wird zurzeit großtechnisch beim Bau der Spurenstoffelimination der Kläranlage Lahr (Baden-Württemberg) erstmalig umgesetzt. Großtechnische Betriebserfahrungen liegen daher noch nicht vor. Die Betriebskosten werden für die Tuchfiltration aufgrund der einfachen, kompakten Anlagentechnik und der Beschickung der Filtrationsstufe im Freigefälle als geringer eingeschätzt. Der Einsatz dieses Verfahrens ist jedoch mit größeren Unwägbarkeiten behaftet.

Infolge der PAK-Dosierung wäre zukünftig eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht mehr möglich. Der Klärschlamm muss dann zusammen mit der PAK einer Verbrennung zugeführt werden.

Die abgeschätzten spezifischen Jahreskosten bezogen auf die Jahresabwassermenge belaufen sich auf ca. 0,10 €/m³ (netto) behandeltes Abwasser (siehe Tabelle 5.3). Kosteneinsparungen durch Investitionsförderung und Einsparungen bei der Abwasserabgabe sind dabei nicht berücksichtigt.

5.4 Variante 2c: PAK Dosierung im Reaktionsraum - Abscheidung im ACTIFLO® Abscheider – Tuchfiltration

Beschreibung der Variante

In Variante 2c wird von der Integration vorhandener Becken der KA Warburg abgesehen und stattdessen eine neue kompakte PAK-Adsorptionsstufe vorgesehen.

Für die Sedimentationseinheit stehen neben dem („klassisch“) horizontal oder vertikal durchströmten Absetzbecken alternativ Lamellenabscheider zur Verfügung. Lamellenabscheider zeichnen sich durch ihren geringeren Flächenbedarf gegenüber klassischen Sedimentationsbecken aus. Durch das in Kapitel 3.3.2 beschriebene kombinierte Flockungs- und Sedimentationsverfahren ACTIFLO® der Fa. Krüger WABAG, das schon lange in der Trinkwasseraufbereitung zum Einsatz kommt, ist eine weitere Erhöhung der Oberflächenbeschickung auf bis zu 50 m/h möglich. Im Vergleich zur Bemessungsempfehlung von [1] mit $q_A < 2,5$ m/h ergibt sich hieraus eine ca. 20-fach geringere erforderliche absetzwirksame Oberfläche. Dieses Verfahren eignet sich daher insbesondere bei beengten Platzverhältnissen und Neubaumaßnahmen. In Abbildung 5.7 ist die gesamte Verfahrensstufe schematisch dargestellt. Um die Kontaktzeit der PAK zu erreichen, wurde der Anlage ein klassisches PAK-Kontaktbecken analog zu Variante 2a vorgeschaltet. Die PAK-Abtrennung erfolgt anschließend unter Zugabe von Flockungs- und Flockungshilfsmitteln sowie Mikrosand zur Bildung gut absetzbarer Flocken in der ACTIFLO®-Anlage. Zur besseren Ausnutzung der PAK wird ein Teil der abgetrennten PAK wieder in das Kontaktbecken

gefördert. Großtechnische Versuche auf der ARA Schönau, CH [13] zeigten, dass der Ablauf des ACTIFLO-CARB in der Regel keine nachgeschaltete Filtration zum weitergehenden Rückhalt der PAK erfordert. Laut Hersteller beträgt die maximale Konzentration der AFS im Ablauf der Anlage jedoch 10 - 20 mg/l. Für den sicheren Rückhalt feindisperser PAK wird daher der Anlage eine Tuchfiltration nachgeschaltet.

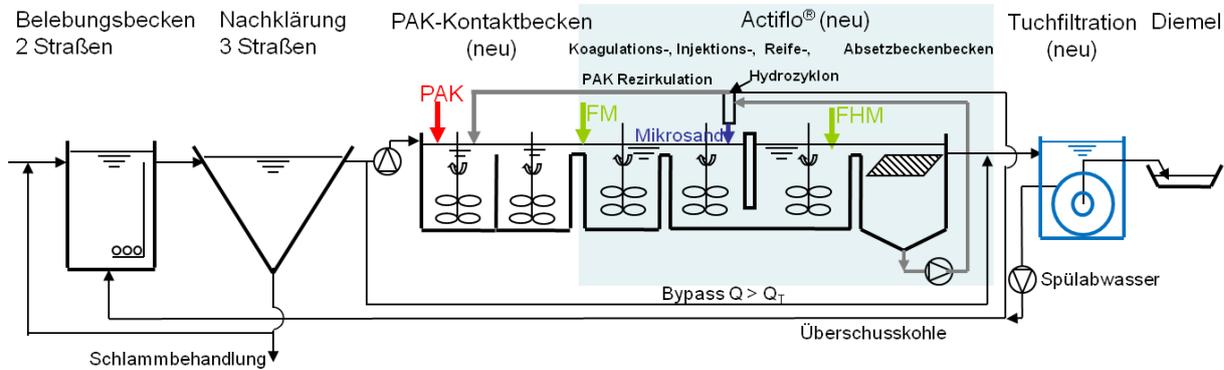


Abbildung 5.7: PAK Dosierung in neuem Reaktionsraum – Actiflo® - Tuchfiltration

Integration auf der KA Warburg

Die Anordnung des Verfahrens der Variante 2c auf der Kläranlage Warburg ist in Abbildung 5.8 skizziert. Alle Anlagenteile werden soweit möglich in einem kompakten Bauwerk zusammengeführt. Aus dem Ablauf der Nachklärung wird das gereinigte Abwasser zuerst dem PAK-Kontaktbecken zugeleitet, der wie bereits beschrieben, auf eine Aufenthaltszeit von insgesamt 0,5 h bei Trockenwetter dimensioniert wird. Die Bemessung auf den Trockenwetterfall erfolgt analog zu den anderen hier betrachteten Varianten.

Aufgrund der hydraulischen Verhältnisse wird ein Rohrpropellerpumpwerk zwischen Nachklärung und Adsorptionsstufe erforderlich. Durch die Förderleistung der Rohrpropellerpumpe wird zudem die Teilstrommenge auf den Trockenwetterzufluss begrenzt. Über eine neue Trennschwelle im Ablaufkanal können höhere Abflüsse der Kläranlage um die Anlage im Bypass geführt werden.

Die Pulveraktivkohle wird in den Förderstrom der Rohrpropumpen mengenproportional dosiert. Das Reaktionsraumvolumen wird in zwei Kaskaden gegliedert, die mit einem Rührwerk umgewälzt werden. Der Reaktionsraum wird neben der ACTIFLO®-Anlage angeordnet.

Vor dem Koagulationsbecken werden Flockungsmittel zur Flockenbildung zugegeben. Das Koagulationsbecken wird mit einem Rührwerk mit konstanter Drehzahl umgewälzt. In dem nachfolgenden Injektionsbecken wird Mikrosand zugegeben, um die Flocken zu beschweren. Der Mikrosand wird mit einem Hydrozyklon zurückgewonnen und somit im Kreislauf gefahren. Das Injektionsbecken wird ebenfalls mit einem Rührwerk mit konstanter Drehzahl umgewälzt (siehe Abbildung 3.3). Das ablaufende Wasser aus dem Injektionsbecken besteht aus einer Suspension von Mikrosand, Pulveraktivkohle und Mikrofloccen aus nicht stabilisierten kolloidalen Partikeln. Am Einlauf zum Reifebecken wird ein Polymer-Flockungshilfsmittel zudosiert, das den Mikrosand und die Mikrofloccen in große und dichte Flocken zusammenbindet. Das Reifebecken ist mit einem drehzahlgeregelten Rührwerk ausgerüstet, das optimale Mischbedingungen für die Flockung sicherstellt.

Die Polymer-, die Flockungsmittellager, die Dosierstation und das PAK-Silo sowie die PAK-Dosierstation werden ortsnah direkt neben der Anlage positioniert. Das aus dem Reifebecken ablaufende Wasser gelangt in das Absetzbecken, wo die mit Mikrosand unterstützten Flocken sehr schnell sedimentieren.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit der Mikrosandflocken ist ca. 10-mal so schnell, wie die von nicht beschwerten Flocken. Das Absetzbecken ist mit Lamellen aus PVC ausgerüstet, die 60° zur Horizontalen geneigt sind. Der Abzug des geklärten Abwassers wird oberhalb der Lamellen in rechteckigen Ablaufrinnen gesammelt und der Filteranlage im Freigefälle zugeleitet.

Das Mikrosand-/PAK-Schlammgemisch wird mittels Krählwerk in den Schlammsumpf in der Beckenmitte geführt, von dem es kontinuierlich mittels Kreiselpumpen zu dem Hydrozyklon gepumpt wird. Die Pumpenergie wird im Hydrozyklon in Zentrifugalkraft umgesetzt, wobei der leichtere Schlamm (PAK und Belebtschlamm) vom schweren Mikrosand getrennt wird. Der gereinigte Mikrosand tritt aus der Unterlaufdüse des Hydrozyklons aus und wird in das Injektionsbecken zurückgeführt. Das leichtere PAK-Schlammgemisch wird in das Kontaktbecken zurückgeführt. Der Hydrozyklon wird aufgrund der hohen TS-Konzentration des Kreislaufstromes mit einer zusätzlichen Waschausrüstung ausgerüstet. Der Verlust an Mikrosand ist aufgrund der 99,9%igen Abscheidung im Hydrozyklon gering und wird durch diskontinuierliche Zugabe in das Injektionsbecken ausgeglichen.

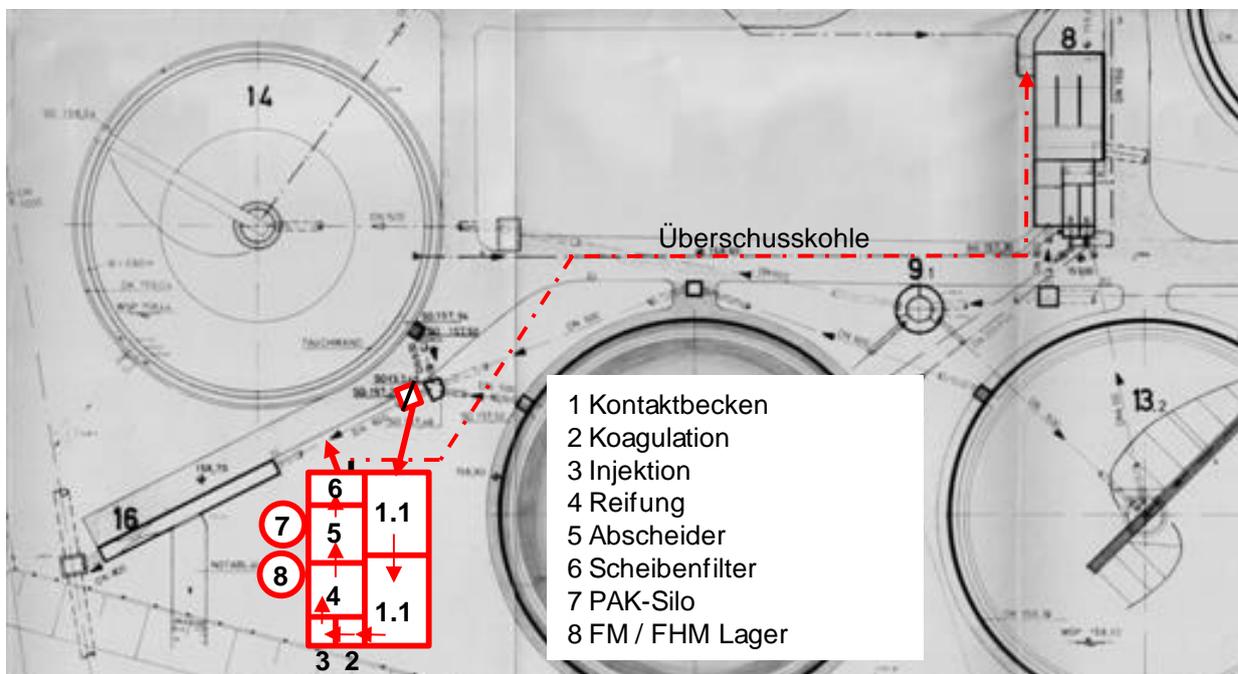


Abbildung 5.8: Lageplan PAK Dosierung im Kontaktraum ACTIFLO® Abscheider und Tuchfiltration

Alternativ zur beschriebenen Anordnung könnte das PAK-Kontaktbecken, der ACTIFLO® Abscheider und die Tuchfiltration in das alte Nachklärbecken durch Abtrennen einzelner Kompartimente integriert werden.

Bemessung der Variante

Kontaktbecken

Analog zu Variante 2a wird die von Metzger und Kapp [1] empfohlene Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor von 0,5 h angenommen. Bei der Ermittlung der hydraulischen Aufenthaltszeit des Kontaktbeckens werden die Volumina des nachfolgend dimensionierten Koagulations-, Injektions- und Reifebeckens des ACTIFLO-Abscheiders auf die hydraulische Aufenthaltszeit nicht angerechnet. Sie tragen jedoch zu einem zusätzlichen Kontakt der PAK mit dem zu behandelnden Abwasser bei.

Für den maximal den maximal angenommenen Zufluss von 663 m³/h ergeben sich folgende Hauptabmessungen:

- Volumen $V = 663 \text{ m}^3/\text{h} * 0,5 \text{ h} = 332 \text{ m}^3$
- Fläche $A = 332 \text{ m}^3 / 3,5 \text{ m} = 95 \text{ m}^2$

Das Kontaktbecken wird als Kaskade mit zwei Bereichen geplant. Jede Kaskade wird mit einem Rührwerk ausgerüstet, um die notwendige Turbulenz für das in Schwebelage halten der PAK zu gewährleisten

In dem Kontaktbecken wird eine TS-Konzentration von ca. 3 g PAK/l eingestellt. Durch die konzentrierte Kohlesuspension ist eine hohe Ausnutzung der Pulveraktivkohle zu erwarten. Die Dosierung der frischen Kohle wird deshalb mit 10 mg PAK/l angenommen. Es ergibt sich daraus ein Kohlealter von ca. 6 Tagen im Kontaktbecken.

ACTIFLO®-Anlage

Hydraulisch wird die Actiflo-Anlage mit einem Kreislaufstrom für die Rücklaufkohle von 10% ausgelegt. Die Bemessungswassermenge für das Koagulations-, Injektions-, Reife- und Lamellenabsetzbecken beträgt somit

- $663 \text{ m}^3/\text{h} * (1 + 10\%) = 729 \text{ m}^3/\text{h}$

Die wesentlichen Daten der Sedimentationseinheit sind nach den Angaben des Lizenzträgers hinsichtlich Aufenthaltszeit und Energieeintrag nachfolgend zusammengestellt. Die Anlage wird einstraßig ausgelegt.

Koagulationsbecken

Das Koagulationsbecken wird auf eine Aufenthaltszeit von ca. 1,8 min. ausgelegt. Damit ergibt sich ein Volumen von

- $1,8 \text{ min.} * 729 \text{ m}^3/\text{h} / 60 \text{ min./h} = 22 \text{ m}^3$
- Rührwerke zur Umwälzung 4 kW

Für die Dosierung des Fällmittels ist eine Lager- und Dosierstation vorzusehen.

Injektionsbecken

Das Injektionsbecken wird auf eine Aufenthaltszeit von ca. 1,7 min. ausgelegt. Damit ergibt sich ein Volumen von:

- $1,7 \text{ min.} * 729 \text{ m}^3/\text{h} / 60 \text{ min./h} = 21 \text{ m}^3$
- Rührwerke zur Umwälzung 4 kW

Reifebecken

Das Reifebecken wird auf eine Aufenthaltszeit von ca. 7,8 min. ausgelegt; das Volumen ergibt:

- $7,8 \text{ min.} \cdot 729 \text{ m}^3/\text{h} / 60 \text{ min./h} = 95 \text{ m}^3$
- $\text{Fläche } A = 95 \text{ m}^3 / 3,5 \text{ m} = 27 \text{ m}^2$
- Rührwerke zur Umwälzung 7,5 kW

Für die Dosierung der Flockungshilfsmittel in das Reifebecken ist eine FHM-Polymerdosierstation erforderlich.

Lamellenklärer

Das eigentliche Sedimentationsbecken, der Lamellenklärer wird auf eine Oberflächenbeschickung von max. $40 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ausgelegt.

- Flächenbeschickung $729 \text{ m}^3/\text{h} / 40 \text{ m/h} = 18 \text{ m}^2$
- Fläche des Beckens = ca. 25 m²
- Krählwerk zur Schlammräumung 0,37 kW

Der Kohleschlamm wird rezirkuliert. Die Rückführung wird zu 10% bezogen auf die max. Bemessungswassermenge, entsprechend dem max. Trockenwetterzufluss der Kläranlage Warburg ausgelegt.

- Rücklaufkohleschlammförderleistung $663 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 10\% = 66 \text{ m}^3/\text{h}$

Pulveraktivkohlelager- und Dosieranlage

Die PAK-Dosierung im Zulauf des Kontaktbeckens beträgt 10 mg PAK/l. Die Pulveraktivkohle wird in einem Silo gelagert, das auch für diese Variante auf eine Mindestvorhaltung von 20 Tagen konzipiert wird. Das erfordert ein Vorhaltevolumen von

- $0,01 \text{ kg PAK/m}^3 \text{ Abwasser} \cdot 663 \text{ m}^3/\text{h} \text{ Abwasser} \cdot 24 \text{ h/d} = 159 \text{ kg PAK/d}$
- $20 \text{ d} \cdot 159 \text{ kgPAK/d} / 500 \text{ kg/m}^3 = 6,4 \text{ m}^3$

Die Befüllung des Silos erfolgt pneumatisch über ein Silofahrzeug mit einer Kapazität von 40 m^3 . Bei einer Schüttdichte von ca. 500 kg/m^3 , können mit einem Silofahrzeug 20.000 kg angeliefert werden. Durch die pneumatische Förderung wird im Silo zunächst eine geringere Lagerungsdichte von ca. 420 kg/m^3 erreicht. Die Entladung eines Silofahrzeuges erfordert ein freies Silovolumen von

- $20.000 \text{ kg} / 420 \text{ kg/m}^3 = 48 \text{ m}^3$
- Erforderliche Silokapazität = 54,4 m³

Flockungsmitteldosierung

Die Flockungsmitteldosierung mit Eisen(III)Chlorid wird mit 0,2 g Fe/g PAK gewählt (der Lizenzträger gibt eine Flockungsmittelmenge als Fe von 1,0 bis 3,0 mg/l an). Dies entspricht einem Verhältnis von 0,1 bis 0,3 g Fe/g PAK bei einer Dosierung von 10 mg PAK/l.

$$\blacksquare \quad 159 \text{ kg PAK/d} * 0,2 \text{ kg Fe/kg PAK} \quad = \quad 32 \text{ kg Fe/d}$$

Für die Dosierung der Fällmittel ist eine Lager- und Dosiereinrichtung erforderlich. Das Fällmittel Fe(III)Cl_3 wird mit einem Tankwagen angeliefert und in einem Tank gelagert, der auf eine Vorhaltung von 20 Tagen dimensioniert wird. Eisen(III)-chlorid hat eine übliche Wirksubstanz von 0,138 kg Fe/kg WS und Dichte von 1.410 kg/m³. Das erforderliche Vorhaltevolumen beträgt

$$\blacksquare \quad 20 \text{ d} * 32 \text{ kg Fe/d} / 0,138 \text{ kg Fe/kg WS} / 1.410 \text{ kg/m}^3 \quad = \quad 3,3 \text{ m}^3$$

$$\blacksquare \quad \text{Die Anlieferung erfolgt mit einem } 20 \text{ m}^3 \text{ Fahrzeug} \quad = \quad \underline{20 \text{ m}^3}$$

$$\blacksquare \quad \text{Erforderliche Lagerkapazität} \quad = \quad 23,3 \text{ m}^3$$

Flockungshilfsmittel

Das pulverförmige FHM-Polymer wird in einer automatischen Polymerstation mit Trinkwasser angesetzt, gereift und als flüssige Lösung vorbereitet. Die Dosierung erfolgt volumenproportional. Die Dosierrate beträgt zwischen 0,5 und 0,8 mg/l, gewählt werden 0,6 mg/l

$$\blacksquare \quad 0,6 \text{ g FHM/m}^3 * 663 \text{ m}^3/\text{h} * 24 \text{ h/d} \quad = \quad 9,5 \text{ kg/d}$$

Scheibenfilter:

Der Scheibenfilter wird wie zuvor in Variante 2b auf eine maximale Filtergeschwindigkeit von 10 m/h ausgelegt.

$$\bullet \quad \text{Filterfläche erforderlich } A = 663 \text{ m}^3/\text{h} / 10 \text{ m/h} = \quad 66 \text{ m}^2$$

$$\bullet \quad \text{gewählt 2 Filtereinheit mit 8 Scheiben á } 5 \text{ m}^2 = \quad 80 \text{ m}^2$$

$$\bullet \quad \text{gewählte Beckenabmessung} \\ \text{Breite} = 2 * 1,8 \text{ m, Länge} = 3,5 \text{ m, Tiefe} = 2,2 \text{ m}$$

$$\bullet \quad \text{Volumen} = \quad 28 \text{ m}^3$$

Kostenabschätzung

Betriebskosten

Die Betriebskosten der Variante 2c werden im Rahmen dieser Grobabschätzung mit 189.550 € gleich hoch wie die der Variante 2b abgeschätzt. Die Unterschiede ergeben sich zwischen diesen Varianten lediglich durch die Konstruktion der Abscheiderstufe für die PAK. Zwar ist der Actiflo[®] Abscheider insge-

samt mit aufwändigerer Maschinen- und EMSR-Technik ausgerüstet, es wird aber erwartet, dass der Wartungsaufwand und die Instandhaltungskosten aufgrund der ausschließlichen Nutzung von Neuinvestitionen in Variante 2c nicht höher sein wird. Die angenommenen Dosiermengen sollten in weiteren Laborversuchen verifiziert werden

Investitionskosten

Die Investitionskosten für Lagerung und Dosierung der Pulveraktivkohle, Fällmittel und Flockungshilfsmittel wurden in Anlehnung an die Studie für die Spurenstoffelimination der Kläranlage Neuss-Ost [25] abgeschätzt. Die Investitionskosten für das Kontaktbecken wurden analog zu Variante 2a mit 500.000 € abgeschätzt. Für die Maschinentechnik der Actiflo-Anlage wurde als Basis ein Richtpreisangebot des Anlagenherstellers genutzt. Die Kosten für die Tuchfiltration wurden anhand der Angaben von [22] und [16] abgeschätzt.

PAK-, FM-, FHM-Lager und Dosierung	420.000 €
Kontaktbecken mit Rührwerk, Pumpen und Verrohrung	500.000 €
Actiflo [®] -Anlage, Maschinentechnik	240.000 €
Actiflo [®] -Anlage, Bautechnik	500.000 €
Tuchfilteranlage	340.000 €
Elektro- und MSR-Technik	<u>350.000 €</u>
Summe Investitionskosten	2.350.000 €

Jahreskosten

Die Investitionskosten lassen sich gemäß der LAWA-Richtlinie zur Kostenvergleichsrechnung in Jahreskosten umrechnen. Für die Maschinen und EMSR-Technik wird eine Nutzungsdauer von 15 Jahre und für die Bautechnik von 30 Jahren angesetzt. Im Rahmen der durchgeführten Grobkonzeption wird angenommen, dass sich die Investitionskosten nach Abzug der EMSR-Technik jeweils zu 50 % auf die Bautechnik und Maschinentechnik verteilen.

Tabelle 5.4: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten (netto) bei PAK-Dosierung und Abscheidung mit Actiflo und Tuchfilter

Investitionskosten		Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Reinvest nach	DFAKE (i;n)	Jahreskosten
Variante 2c:			Jahre			Jahren		
Bautechnik	1.000.000 €	30	BT	30	3,0% 0,051019	0		51.019 €
Maschinentechnik	1.000.000 €	30	MT	15	LAWA Leitlinie 3,0% 0,051019	15	0,641862	83.767 €
Elektro- und MSR-Technik	350.000 €	30	ET	15	3,0% 0,051019	15	0,641862	29.318 €
Summe Investitionskosten	2.350.000 €							164.104 €
Summe Betriebskosten								189.550 €
Jahreskosten								
Variante 2c:		3.170.000 m³/a				0,112 €/m³		353.654 €

Fazit

In Variante 2c wurde analog zur Variante 1 „Ozonierung“ vollständig auf die Nutzung vorhandener Bau-substanz der Kläranlage Warburg verzichtet, so dass alle Nachklärbecken wie bisher betrieben werden können. Der bisherige Anlagenbetrieb wird nur durch die Einleitung der Überschussschleim in die Belebungs- und der geänderten Schlammbehandlung beeinflusst. Grundsätzlich wäre aber auch ein Umbau des alten Nachklärbeckens für die in dieser Variante beschriebenen Anlagenkomponenten möglich.

Durch den Neubau des PAK-Kontaktbeckens können optimale Bedingungen für die Adsorption der Spurenstoffe geschaffen werden, so dass wie bei Variante 2a und 2b von einer Dosierleistung von 10 mg PAK/l ausgegangen werden kann. Wie bereits bei den Varianten 2a und 2b ist auch bei der Variante 2c eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung bei der Nutzung von PAK nicht mehr möglich und eine Verbrennung erforderlich.

Durch den Einsatz des kompakten ACTIFLO[®]-Verfahrens ist eine Minimierung des erforderlichen Beckenvolumens für die PAK-Abscheidung erfolgt. Die Maschinen- und EMSR-Technik des ACTIFLO[®]-Verfahrens mit Mikrosanddosierung ist etwas aufwändiger als die eines klassischen Sedimentationsbeckens. Insgesamt werden für die PAK-Abscheidung mit dem ACTIFLO[®]-Verfahren jedoch geringere Jahreskosten erwartet als für Variante 2a. Ferner kann das ACTIFLO[®]-Verfahren auf dem bisherigen Gelände der Kläranlage Warburg umgesetzt werden. Für ein klassisches Sedimentationsbecken wäre eine Erweiterung des Geländes erforderlich.

Wie in Variante 2b wird eine nachgeschaltete Tuchfiltration vorgesehen, um den Rückhalt von feindisperser Aktivkohle vor der Einleitung in die Diemel sicherzustellen.

Die Betriebskosten werden mit 189.550 € netto gleich hoch wie die der Variante 2b abgeschätzt. Die Investitionskosten sind mit Variante 2a und 2b nicht direkt vergleichbar, da bei dieser Variante das alte Nachklärbecken nicht benötigt wird. Mit 2.350.000 € liegen die Investitionskosten der Variante 2c jedoch noch unterhalb der Kosten für Variante 2a.

Die spezifischen Behandlungskosten bezogen auf die Jahresabwassermenge betragen 0,11 €/m³ behandeltes Abwasser. Die Berücksichtigung von Fördermitteln und auch die Verrechnung der Abwasserabgabe sind hierin nicht berücksichtigt. Sie haben aber auf die Erst-Investitionen und die zu erwartende CSB-spezifischen Reduzierung der Abwasserabgabe einen erheblichen Einfluss.

5.5 Variante 3: Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

Beschreibung der Variante

Granulierte Aktivkohle wurde bisher, wie in Kapitel 3.4 beschrieben, zur Ertüchtigung bestehender Filter zur Mikroschadstoffelimination eingesetzt. Dabei fand ein Austausch des Filtermaterials gegen Aktivkohle statt. Grundsätzlich kann dieses Verfahren auch in neu zu errichtenden Raumfiltern verwendet werden. Günstige Voraussetzung sind hierbei ein möglichst feststofffreier Zulauf und eine niedrige CSB Belastung, damit die Adsorptionskapazität der A-Kohle für die Spurenstoffentnahme genutzt werden kann. Die granulierte Aktivkohle wird, in Abhängigkeit vom Reinigungsziel, vor Erreichen der max. Belastungskapazität durch neue oder regenerierte GAK ersetzt. Ein in Reihe schalten der Filter wird nach [2] aufgrund des höheren bautechnischen Aufwands als nicht wirtschaftlich angesehen. Sofern teilweise höhere Ablaufkonzentrationen einzelner Filtereinheiten geduldet werden, ist es möglich, die Sorptionskapazität der einzelnen Filter weitestgehend auszuschöpfen und somit die Filterstandzeit zu verlängern.

In Abbildung 5.9 ist das Verfahren schematisch dargestellt. Die Filteranlage wird mit dem Ablauf der Nachklärung beschickt. Da der Kläranlagenablauf nicht vollständig feststofffrei ist, ist eine Rückspüle-

richtung zu berücksichtigen. Für die Filterspülung sind ein Filtrat- und ein Schlammwasserspeicher vorzusehen. Eine Zugabe von Fällmittel im Zulauf zum Filter wird nicht vorgesehen, da eine Flockungsfiltration für die Spurenstoffelimination nicht effizienter ist. Grundsätzlich kann eine Dosierung in die Filtration integriert werden, wenn weitere Anforderungen an die Ablaufqualität, z.B. im Hinblick auf die P-Elimination, gestellt werden.

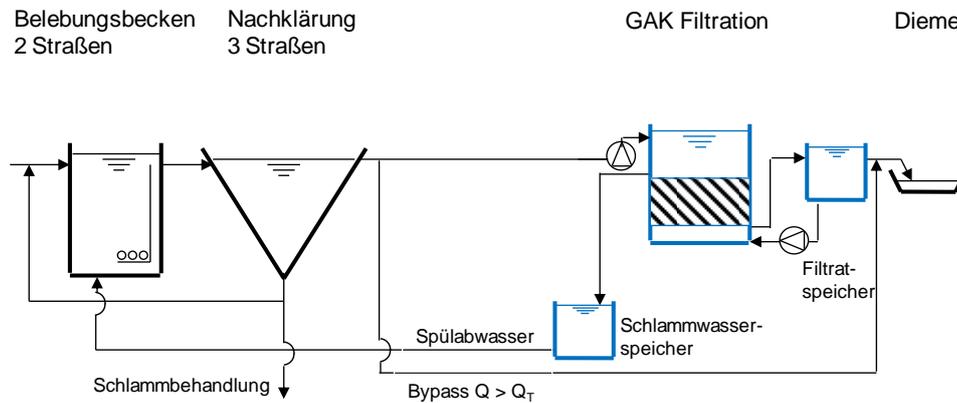


Abbildung 5.9: GAK-Filtration

Integration auf der KA Warburg

Die neue GAK-Filteranlage kann auf der zentralen Freifläche des Kläranlagengeländes errichtet werden. Die Lage ist in Abbildung 5.10 skizziert. Bei der Nutzung dieser Fläche ist mit höheren Kosten für die Gründung zu rechnen, da sich unter dieser Fläche ein altes, nur teilweise abgebrochenes Becken befindet. Die Filteranlage wird aus dem Ablauf der Nachklärbecken beschickt. Wie bei den anderen Varianten ist ein neues Trennbauwerk im Ablaufgerinne zu errichten. Über eine Trennschelle können höhere Abflüsse als die Behandlungsmenge der Spurenstoffeliminationsanlage im Bypass direkt in die Diemel geleitet werden. Die Filteranlage wird mit einem Zulaufpumpwerk ausgerüstet. Die Filter werden abwärts durchströmt. Die körnige Kohle mit typischen Korngrößen zwischen 0,4 und 3,0 mm liegt auf einer Stützkonstruktion als Festbett auf. Das Filtrat wird anschließend in die Diemel geleitet.

Bei nachlassender Filterdurchlässigkeit werden die Filter mit Luft und Filtrat gespült. Um eine ausreichende Filtratmenge bereitzustellen, ist ein Filtratspeicher vorzusehen. Das anfallende Spülabwasser wird über einen Schlammwasserspeicher vergleichmäßig in den Zulauf zur Belebung geleitet. Das Filterbett wird bei der Spülung fluidisiert und soll sich dabei um ca. 25% ausdehnen. Die max. Spülgeschwindigkeit ist in Abhängigkeit von der Dichte und Körnung der verwendeten Kohle zu wählen, um ein Austrag der GAK zu vermeiden. Im Trinkwasserbereich reichen Filtergeschwindigkeiten von 25 bis 35 m/h aus. Auf der Kläranlage Obere Lutter wurde durch Versuche eine Spülgeschwindigkeit von 27 m/h ermittelt, um zu vermeiden, dass Aktivkohle bei der Spülung aus dem Filter ausgetragen wird [42]. Zur Minimierung der Abrasion der GAK muss nach Erfahrungen aus der Schweiz [14] ferner ein möglichst schonendes Spülprogramm gewählt werden.

Eine weitere wesentliche Betriebsgröße kann derzeit nur grob eingegrenzt werden und zwar die Filterstandzeit, die bezogen auf Spurenstoffe mit ca. 20.000 Filterbettvolumina diskutiert wird, aber noch nicht ausreichend belegt ist. In weiteren Versuche wäre, wenn diese Technologie in Frage kommt, die Anzahl der Filterbettvolumina zunächst in Laborversuchen zu verifizieren. Der Einfluss der Hintergrundbelastung ist für die Standzeit noch nicht hinreichend geklärt.

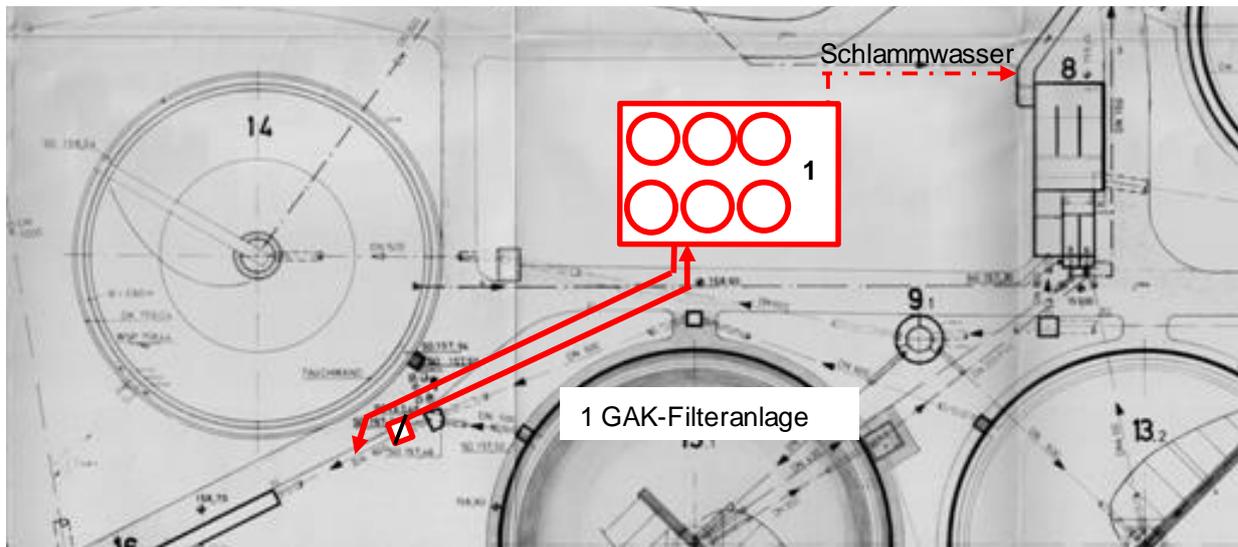


Abbildung 5.10: Lageplan GAK-Filteranlage auf der Kläranlage Warburg

Bemessung der Variante

Nach Angaben von [2] werden GAK-Filter mit einer Leerbettkontaktzeit (EBCT = empty bed contact time) von 5 - 30 min und einer Filtergeschwindigkeit von 5 – 15 m/h ausgelegt. Die Filterbetthöhe beträgt demnach ca. 2 bis 4 m. Zuzüglich zum Filterbett ist die erforderliche Überstauhöhe zum Rückspülen des Filters zu beachten. Diese Werte werden als erste Abschätzung für die Machbarkeit dieser Variante angenommen. Die Annahmen sind durch halbtechnische Versuche auf der Kläranlage Warburg zu verifizieren.

Vorgesehen wird für die Kläranlage Warburg ein einstufig abwärts durchströmter Schwerkraftfilter. Eine Druckfiltration ist aufgrund der erforderlichen Kontaktzeit für die Spurenstoffelimination und den daraus resultierenden geringen Filtergeschwindigkeiten nicht vorteilhaft. Für die Bemessung wurde eine Filtergeschwindigkeit von 7 m/h zugrunde gelegt. Angesichts der geringen Dichte von GAK wird zur Vermeidung von Filterdurchbrüchen ein abwärts durchströmter Filteraufbau gewählt.

- erf. Filterfläche: $663 \text{ m}^3/\text{h} / 7 \text{ m/h} = 95 \text{ m}^2$
- Filterbetthöhe für 20 min Kontaktzeit: $7 \text{ m/h} * (20 \text{ min} / 60 \text{ min/h}) = 2,33 \text{ m}$
- gewählt: 6 Einheiten je 16 m^2
- Nachweis Filtergeschwindigkeit bei Spülung einer Filtereinheit:
 $663 \text{ m}^3/\text{h} / ((6 - 1) * 16 \text{ m}^2) = 8,3 \text{ m/h} < 15 \text{ m/h}$

Die gewählte Filtergröße und Filteranzahl ermöglicht zudem die Außerbetriebnahme eines zusätzlichen Filterelements für den Austausch der beladenen Aktivkohle, ohne dass die zulässige Filtergeschwindigkeit von 15 m/h überschritten wird.

Zusätzlich sind für die Raumfiltration Speicher für das Spülwasser und für das Rückspülwasser erforderlich.

Nachweis ausreichender Spülwassermenge

- Annahme: minimaler Nachtzufluss 20 l/s

- Spülung Feststoffaustrag: $35 \text{ m/h} * 16 \text{ m}^2 = 560 \text{ m}^3/\text{h} =$ 156 l/s
- Filtratspeicher: $(156 - 20) \text{ l/s} * 360 \text{ s} =$ 49 m³

Schlammwasserspeicher

- Annahme: Spülwassermenge für Feststoffaustrag sowie 2 m Filterüberstau
- $V_{\text{Speicher}}: 156 \text{ l/s} * 360 \text{ s} + 2.000 \text{ l/m}^2 * 16 \text{ m}^2 =$ 88 m³

Mit der Annahme von 20.000 Filterbettvolumina und einer Jahreswassermenge von 3,17 Mio. m³ ergibt sich eine Laufzeit/Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von

- $6 * 16 \text{ m}^2 * 2,33 \text{ m} * 20.000\text{-fach} / 3.170.000 \text{ m}^3/\text{a} =$ 1,41 Jahre.

Für die Kläranlage Warburg wird ohne vorherige Laboruntersuchungen von einer gewählten Laufzeit und Nutzungsdauer der granulierten Aktivkohle von 1,25 Jahren ausgegangen. Nach dieser Zeit wäre die beladene Aktivkohle zu reaktivieren oder gegen neue auszutauschen. Mit einer spez. Masse von 0,5 Mg/m³ ergibt sich folgender jährlicher GAK-Bedarf an neuer bzw. regenerierter GAK:

- $(6 * 16 \text{ m}^2 * 2,33 \text{ m}) * 0,5 \text{ Mg/m}^3 / 1,25 \text{ a} =$ 90 Mg GAK/a

Kostenabschätzung

Betriebskosten

Eine wesentliche Kostenposition bei den Betriebskosten stellt der regelmäßige Austausch der GAK dar. Die Kosten für reaktivierte GAK liegen dabei in der Regel unter der von PAK, die Kosten für neue GAK etwas über denen von PAK. Im Rahmen dieser Studie werden durchschnittliche Kosten von 1.100 €/Mg angenommen. Durch die Reaktivierung der GAK entstehen keine zusätzlichen Entsorgungskosten. Es ergeben sich folgende Kosten für die GAK:

- 90 Mg GAK/a * 1.100 €/Mg GAK 99.000 €/a

Die weiteren Betriebskosten für z.B. Energie, Personal, Instandhaltung werden pauschal nach [50] mit 0,03 €/m³ abgeschätzt.

- $0,03 \text{ €/m}^3 * 3.170.000 \text{ m}^3/\text{a} =$ 95.100 €/a
- Betriebskosten gesamt 194.100 €/a

Investitionskosten

Die Investitionskosten berücksichtigen den Neubau eines GAK-Filters inklusiv Erstbefüllung. Die Investitionskosten liegen dabei schätzungsweise in derselben Größenordnung wie die einer klassischen Raumfilteranlage. Die Investitionskosten wurden daher auf Grundlage der Auswertungen von [22] mit 20.000 €/m² Filterfläche unter Berücksichtigung der Preisänderungen abgeschätzt.

GAK-Filteranlage	$20.000 \text{ €/m}^2 * 95 \text{ m}^2 =$	1.900.000 €
Elektro- und MSR-Technik		<u>285.000 €</u>
Summe Investitionskosten		2.185.000 €

Jahreskosten

Die Investitionskosten und Betriebskosten der Variante 3 können der Tabelle 5.5 entnommen werden. Ferner wurde eine Abschätzung auf Grundlage der LAWA-Richtlinie zur Kostenvergleichsrechnung vorgenommen.

Tabelle 5.5: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für einen neuen GAK-Filter

Investitionskosten		Betrachtungszeitraum	Nutzungsdauer n	Zinssatz i	KFAKR (i;n)	Re-invest nach	DFAKE (i;n)	Jahreskosten
Variante 3:								
			Jahre			Jahren		
Bautechnik	1.000.000 €	30	BT	30	3,0%	0,051019	0	51.019 €
Maschinentechnik	900.000 €	30	MT	15	LAWA Leitlinie	3,0%	0,051019	15 0,641862
Elektro- und MSR-Technik	285.000 €	30	ET	15		3,0%	0,051019	15 0,641862
Summe Investitionskosten	2.185.000 €							150.283 €
Summe Betriebskosten								194.100 €
Jahreskosten Variante 3:		3.170.000 m³/a			0,109 €/m³			344.383 €

Fazit

Die Variante 3: „Adsorption mit granulierter Aktivkohle (GAK)“ besteht bei vorhandener Filteranlage durch den geringen bautechnischen Aufwand, der nur durch Anpassungsarbeiten infolge des Austausches der Filtermaterialien verursacht wird. Für die Kläranlage Warburg kann jedoch keine vorhandene Filteranlage genutzt werden, so dass eine neue Filteranlage gebaut werden muss. Somit geht der größte Vorteil dieser Variante für die Umsetzung auf der Kläranlage Warburg verloren. Die Investitionskosten für den Neubau einer GAK-Filteranlage werden mit 2.185.000 € abgeschätzt.

Die grundsätzliche Leistungsfähigkeit von GAK-Filtern ist aus der Trinkwasseraufbereitung bekannt, der Einsatz in der Abwasserreinigung ist bisher noch nicht umfassend erfolgt. Aufgrund der partikulären Restbelastung im Ablauf der Kläranlage Warburg sind rückspülbare GAK-Filter erforderlich, so dass mit aufwändiger Technik für die Filterspülung gerechnet werden muss. Die Erfahrungen über Standzeit und die Nutzungsdauer in der Abwasserreinigung sind punktuell und können (noch) nicht von Anlage zu Anlage bzw. Kohle zu Kohle übertragen werden.

Die Betriebskosten der GAK-Filtration werden durch den erforderlichen Austausch der beladenen Kohle dominiert. Eine Varianz in der Standzeit hat damit erheblichen Einfluss auf die spezifischen Kosten der Spurenstoffelimination.

Die ermittelten spezifischen Jahreskosten von 0,11 €/m³ sind somit mit höheren Unsicherheiten behaftet als bei den anderen untersuchten Varianten. Eine Reduzierung der Standzeit von 1,25 Jahren auf ein dreiviertel Jahr würde die Betriebskosten um ca. 66.000 €/a steigen lassen und diese Variante zur teuersten machen. Falls diese Variante weiter verfolgt werden sollte, müssen die einsetzbaren Kohlen in Vorversuchen bestimmt werden und anschließend ggf. die Kostenabschätzungen korrigiert werden.

6 Verfahrensempfehlung

6.1 Gegenüberstellung der Kostenabschätzungen der Varianten

In der nachfolgenden Tabelle sind die abgeschätzten Kosten für die einzelnen im Vorfeld beschriebenen Varianten gegenübergestellt. Dabei wurden keine Fördermittel für den Anlagenumbau/-erweiterung und Reduzierungen aus der Abwasserabgabe berücksichtigt.

Tabelle 6.1: Gegenüberstellung der Investitions-, Betriebs- Kapital- und Jahreskosten sowie spezifische Jahreskosten bezogen auf die behandelte Schmutzwassermenge der betrachteten Varianten

Variante	V 1 Ozonierung - biologische Nachbehandlung	V 2a PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Sedimentation - Raumfiltration	V 2b PAK-Reaktionsraum und Sedimentation im Kombibauwerk - Tuchfiltration	V 2c PAK-Dosierung im Reaktionsraum – Abscheidung im ACTIFLO® - Tuchfiltration	V 3 Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)
Investitionskosten (netto)	1.728.000 € <small>107%</small>	2.820.000 € <small>175%</small>	1.610.000 € <small>100%</small>	2.350.000 € <small>146%</small>	2.185.000 € <small>136%</small>
Kapitalkosten	126.075 € <small>58%</small>	195.779 € <small>47%</small>	112.596 € <small>37%</small>	164.104 € <small>46%</small>	150.283 € <small>44%</small>
Betriebskosten	92.680 € <small>42%</small>	221.250 € <small>53%</small>	189.550 € <small>63%</small>	189.550 € <small>54%</small>	194.100 € <small>56%</small>
Jahreskosten (netto)	218.755 € <small>100%</small>	417.029 € <small>191%</small>	302.146 € <small>138%</small>	353.654 € <small>162%</small>	344.383 € <small>157%</small>
spezifische Jahreskosten (Jahresabwassermenge 3,17 Mio m³)	0,069 €/m³	0,132 €/m³	0,095 €/m³	0,112 €/m³	0,109 €/m³
(Wasserverbrauch 1,29 Mio. m³)	0,170 €/m³	0,323 €/m³	0,234 €/m³	0,274 €/m³	0,267 €/m³

Bei der Ermittlung der spezifischen Kosten wurde als Bezugsgröße die zu behandelnde Abwassermenge in Höhe von ca. 3,17 Mio. m³/a und zum anderen die Frischwassermenge (1,29 Mio. m³/a, Stand 2012) angesetzt, die einen Rückschluss auf eine Anpassung der Abwassergebühren ermöglicht.

Es ergeben sich für die unterschiedlichen Verfahren Mehrkosten der zusätzlichen Verfahrensstufe in Höhe von 0,069 bis 0,132 € je m³ behandeltes Abwasser bzw. 0,17 bis 0,323 € je m³ Frischwasser.

Zum Vergleich sind in Abbildung 6.1 aus [46] veröffentlichte Kosten für derartige Anlagen zusammengestellt und daraus abgeleitete Kostenfunktionen für Ozon- und PAK-Anlagen dargestellt. Die Bandbreite dieser Zusammenstellung für eine mit Warburg vergleichbare Kläranlage mit etwa 30.000 EW liegt bei ca. 0,06 bis 0,14 €/m³ behandeltes Abwasser. Es zeigt sich, dass die in der Machbarkeitsstudie abgeschätzten Jahreskosten innerhalb dieser Bandbreite liegen.

Die veröffentlichten Kostenfunktionen weisen die Ozonierung günstiger als eine PAK-Anlage aus. In dieser Studie ergaben sich für die Ozonierung (Variante 1) ebenfalls die geringsten Jahreskosten. Die Kosten für die Variante 2a mit 0,132 €/m³, die den Neubau einer Raumfiltration berücksichtigt, liegen sogar noch deutlich über den Wert der Kostenfunktion mit ca. 0,10 €/m³, da bei der Ermittlung der Kostenfunktion für PAK-Anlagen von einer vorhandenen Raumfiltration ausgegangen wurde. In Variante 2b kann durch die Nutzung der alten Nachklärung und den Einsatz einer Tuch- statt einer Raumfiltration der Wert der Kostenfunktion unterschritten werden.

Der in Variante 3 erforderliche Neubau einer Filteranlage verursacht ebenfalls relativ hohe Kosten für die GAK-Adsorption sowie die höchsten Betriebskosten aufgrund des regelmäßigen GAK-Austauschs.

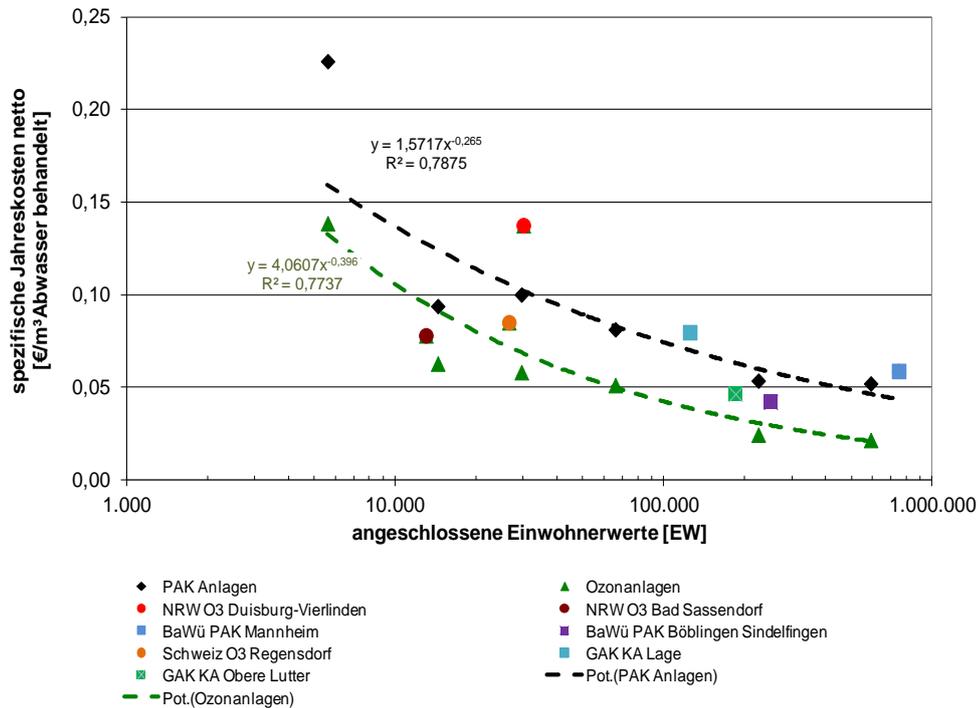


Abbildung 6.1: Kostenvergleich mit spezifischen Jahreskosten (abwasserbezogen) für die PAK Dosierung (ohne Filteranlage) und Ozonung in Abhängigkeit der angeschlossenen Einwohnerwerten [46]

6.2 Bewertung der Varianten und Verfahrensempfehlung

Zunächst sind einige Grundvoraussetzungen zur Anlagenerrichtung darzustellen, die unabhängig von den Varianten zu sehen sind:

1. Die Anlagen werden auf den maximalen Trockenwetterzufluss ausgelegt, d.h. bei Regenwetter wird die Wassermenge, die den Bemessungsfluss übersteigt, im Bypass abgeleitet.
2. Nach heutigem Kenntnisstand sind insbesondere Ozon und die Aktivkohleadsorption für die Spurenstoffelimination geeignet. Beide Verfahren können eine große Bandbreite von Mikroverunreinigungen aus Kläranlagenabläufen entfernen. Keines der Verfahren ist jedoch in der Lage alle Spurenstoffe mit vertretbarem Aufwand zu eliminieren.
3. Die Aufwendungen für die Betriebsstoffe beeinflussen maßgeblich die Jahreskosten der Anlagen. Diese sind im Wesentlichen Strom und Reinsauerstoff für die Ozonierung, Pulveraktivkohle oder granuliert Aktivkohle. Die Kosten sind abhängig von der notwendigen Dosierung oder erzielbaren Standzeit des GAK-Filters, welche wiederum von den Konkurrenzstoffen, wie z.B. CSB und AFS abhängen.
4. Aufgrund der Kosten für die Betriebsstoffe sollte der Zulauf zur Spurenstoffelimination möglichst wenige Konkurrenzstoffe aufweisen, so dass eine optimale biologische Abwasserbehandlung mit einer gut funktionierenden Nachklärung Grundvoraussetzung ist.
5. Für die mit der Herstellung einer Spurenstoffeliminationsanlage anfallenden Kosten inkl. der Aufwendungen einer erforderlichen Anlagenoptimierung nach Bauabschluss sind derzeit Fördermittel von bis zu 70 % beim Land NRW bis Ende 2013 und danach 60 % zu erhalten.

6. Für die Umsetzung der Varianten mit PAK ist eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht mehr möglich, da der PAK-Schlamm über die Schlammbehandlung entsorgt wird.
7. Für eine genaue Anlagenauslegung sind insbesondere hinsichtlich der Ozonzehung, der PAK-Dosierung und GAK-Standzeit entsprechende Laboruntersuchungen (Ozonzehungversuche, PAK-Dosiersuche und GAK-Filterbettversuche) erforderlich.

Auf Basis der Kostenabschätzung sowie betrieblicher und baulicher Aspekte wurden die unterschiedlichen Verfahren bewertet. Bei der Ermittlung der Investitionskosten wurden zunächst keine Förderungen des Landes eingerechnet. Ebenso wurden Kostenreduzierungen der Abwasserabgabe z.B. durch eine weitergehende Reduzierung der CSB- und Phosphor-Konzentration im Kläranlagenablauf nicht berücksichtigt.

Von großer Bedeutung sind die Kosten (hier in Form von Kapital- und Betriebskosten, die in Summe die Jahreskosten ausmachen), die zu erwartenden Eliminationsleistungen der Spurenstoffe wie auch der CSB-Reduzierung. Die monetären und die betrieblich/baulichen Aspekte wurden zu jeweils 50% gewichtet.

Hinsichtlich der Investitionskosten und Betriebskosten sind die Betriebskosten von größerer Bedeutung für die Jahreskosten, da in der Technik der Abwasserbehandlung lange Nutzungszeiträume und Abschreibungszeiträume die Regel sind und somit die kapitalisierten Investitionskosten oft geringer sind. Daher wurde eine Gewichtung von 30 % Kapitalkosten und 70 % Betriebskosten gewählt. Dies ergibt bei einer Gewichtung von 50 % für monetäre Aspekte die prozentuale Gewichtung in Tabelle 6.2. Dabei wurden 15 Punkte jeweils für die niedrigsten Kapitalkosten und Betriebskosten vergeben. Die Kosten zwischen dem niedrigsten Betrag und dem höchsten Betrag wurden punktmäßig linear bewertet.

An betrieblichen und baulichen Aspekten wurden bewertet:

- Eliminationsleistung Spurenstoffe
- Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, P_{ges})
- Betriebs- und Wartungsaufwand infolge der Integrierung der Verfahrenstechnik und den zusätzlichen Aggregaten
- Stand der Technik – Wissenschaft (Umsetzung vergleichbarer Referenzlage bzw. Erfahrungen in unterschiedlichen Pilotprojekten oder Forschungsanlagen mit den vorgestellten Techniken)
- Integration in die KA Warburg (Beeinflussung der vorhandenen Abwasserbehandlung, verfahrenstechnische Anbindung und räumliche Anordnung auf der KA Warburg)

Für die Bewertungsparameter der technischen Aspekte wurde ein Bewertungssystem in Anlehnung an Schulnoten vergeben und dieses mit Punkten belegt. Zudem wurde eine verbale Bewertung in der Tabelle 6.2 vorgenommen. Die Note 1 entspricht 15 Punkten, die Note 2 entsprechend 10 Punkten und die Note 3 entspricht 5 Punkten. Die kleinste Teilung sind Halbnotenschritte (2,5 Punkte). Die einzelnen Bewertungskriterien wurden gewichtet.

Für die technischen Aspekte (Wichtung in 5%-Schritten) hat die Elimination der Spurenstoffe die größte Bedeutung, daher eine Wichtung von 20 %. Direkt im Ranking dahinter wird eine mit der Behandlung gesehene Verbesserung der sonstigen Überwachungsparameter gesehen (Wichtung 10 %). Gleichrangig gewichtet wurde der Betriebs- / Wartungsaufwand. Die verbleibenden Aspekte (Stand der Technik-Wissenschaft, Integration in die KA Warburg) wurden mit 5 % gewichtet. Die einzelne Wertung eines Aspektes ergibt sich aus der Multiplikation von Wichtung [%] * Punkte [Zahl].

In der nachfolgenden Tabelle 6.2 werden die unterschiedlichen Varianten relativ zu einander bewertet. Je höher die Punktzahl ist, umso „besser“ ist die Bewertung der Variante.

Tabelle 6.2: Bewertung der Varianten

Variante	Wichtung [%]	V 1		V 2a		V 2b		V 2c		V 3	
		Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung	Punkte	Wertung
Investitionskosten		1.728.000 €		2.820.000 €		1.610.000 €		2.350.000 €		2.185.000 €	
Rest-Investitionskosten bei 60% Förderung		691.200 €		1.128.000 €		644.000 €		940.000 €		874.000 €	
Kapitalkosten	15%	126.075 €	13,4 2,0	195.779 €	8,6 1,3	112.596 €	15,0 2,3	164.104 €	10,3 1,5	150.283 €	11,2 1,7
Betriebskosten	35%	92.680 €	15,0 5,3	221.250 €	6,3 2,2	189.550 €	7,3 2,6	189.550 €	7,3 2,6	194.100 €	7,2 2,5
Wertungspunkte Monetär (gerundet)	50%		7,3		3,5		4,8		4,1		4,2
Eliminationsleistung Spurenstoffe (Schulnoten 1 (15 PKT) bis 3 (5 Pkt))	20%	gut	10,0 2,0	gut	10,0 2,0	gut	10,0 2,0	gut	10,0 2,0	noch gut	7,5 1,5
Verbesserung der Reinigungsleistung (CSB, AFS, Pges (Schulnoten 1 (15 PKT) bis 3 (5 Pkt)))	10%	mittel	5,0 0,5	sehr gut	15,0 1,5	noch sehr gut	12,5 1,3	noch sehr gut	12,5 1,3	gut	10,0 1,0
Betriebs- und Wartungsaufwand (Schulnoten 1 (15 Pkt) bis 3 (5 Pkt))	10%	noch gering	12,5 1,3	noch mittel	7,5 0,8	mittel	10,0 1,0	mittel	10,0 1,0	mittel	10,0 1,0
Stand der Technik - Wissenschaft Referenzlage (Schulnoten 1 (15 PKT) bis 3 (5 PKT))	5%	großtechnisch erprobt	15,0 0,8	großtechnisch erprobt	15,0 0,8	teilw. großtechnisch erprobt	12,5 0,6	teilw. großtechnisch erprobt	12,5 0,6	in Versuchen erprobt	7,5 0,4
Integration in die KA Warburg (Schulnoten 1 (15 PKT) bis 3 (5 PKT))	5%	sehr gut	15,0 0,8	noch gut	7,5 0,4	gut	10,0 0,5	sehr gut	12,5 0,6	sehr gut	15,0 0,8
Wertungspunkte Technik (gerundet)	50%		5,3		5,4		5,4		5,5		4,6
Gesamtpunkte (gerundet)	100%		12,5		8,9		10,2		9,6		8,8

Die Variante 1 – Ozonierung und biologische Nachbehandlung des Kläranlagenablaufs – zeichnet sich durch relativ geringe Kapitalkosten und den geringsten Betriebskosten aus. Ggf. könnten die Kapitalkosten sogar noch durch die Umrüstung des alten Nachklärbeckens weiter gesenkt werden. Die Eliminationsleistung für Spurenstoffe wird insgesamt gleich gut wie die der PAK-Behandlung eingeschätzt. Eine abschließende Bewertung ist jedoch erst nach Versuchen zur Ozonzehrung bzw. PAK-Adsorption möglich. Durch die Ozonierung werden organische Stoffe aufgespalten und in weiten Teilen anschließend mineralisiert. Im Gegensatz zu den anderen Varianten 2 bis 3 mit einer zusätzlichen Filtration geht von der Ozonierung kein positiver Effekt für den Rückhalt von Suspensa und somit auf die Konzentration der AFS und Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) aus. Die Ozonierung ist ein vergleichsweise wartungsarmes Verfahren. Der wesentliche Aufwand ist auf die Wartung der erforderlichen Mess- und Maschinenteknik zurückzuführen. Die großtechnisch erprobte Ozonierung kann auf der Kläranlage Warburg sehr gut integriert werden. Im Ablaufbereich ist eine geeignete Freifläche vorhanden und die Errichtung der Anlage hat keine Beeinflussung auf die bisherige Behandlung.

Die Varianten 2a, 2b und 2c, bei denen die Spurenstoffelimination mittels PAK erfolgt, unterscheiden sich auf monetärer Seite maßgeblich durch die Wahl der erforderlichen Filterstufe und die Nutzung bestehender Becken. Die Variante 2b weist durch die Nutzung des alten Nachklärbeckens in Kombination mit einer nachgeschalteten Tuchfiltration die geringsten Investitionskosten aller Varianten auf. Die Variante 2a ist durch den Neubau einer Raumfiltration die insgesamt teuerste Variante und stellt hier nur eine Referenz dar. Aufgrund der gleichen realisierbaren Kontaktzeit der PAK und der Rezirkulation des Kohleschlammes wird die Spurenstoffelimination der drei Untervarianten gleich hoch bewertet. Die Verbesserung der Reinigungsleistung für CSB, AFS und P_{ges} ist durch die PAK-Adsorption und Filtration bei allen Untervarianten sehr gut. Der Raumfiltration wird dabei eine besonders effektive Wirkung zugesprochen. Die Variante 2a ist großtechnisch erprobt. Für die Varianten 2b und 2c liegen großtechnische Erfahrungen mit der Tuchfiltration noch nicht vor. Das ACTIFLO[®]-Verfahren ist im Trink- und Abwasserbereich erprobt. Grundsätzlich können alle drei Untervarianten auf der Kläranlage Warburg mit vertretbarem Aufwand integriert werden. Vorteilhaft wird der geringe Platzbedarf der Tuchfiltration in Variante 2b und 2c sowie in Variante 2c der Verzicht auf die Umnutzung des alten Nachklärbeckens gewertet. Grundsätzlich könnte jedoch auch das ACTIFLO[®]-Verfahren der Variante 2c in das bestehende Nachklärbecken integriert werden, falls das Nachklärbecken zukünftig nicht mehr weiter betrieben wird. Allen PAK-Varianten ist zudem gemein, dass durch die PAK im Klärschlamm dieser nicht mehr landwirtschaftlich verwertet und thermisch entsorgt werden muss.

Die Variante 3 hat infolge des erforderlichen Neubaus einer Filteranlage ebenfalls relativ hohe Kapitalkosten. Oftmals wird die GAK-Adsorption auf Kläranlage mit bestehender Sandfiltration als Lösungsvariante diskutiert, bei denen mit geringem baulichem Aufwand nur das Filtermaterial gegen GAK ausgetauscht werden muss. Dieser Verfahrensvorteil der GAK kann auf der Kläranlage Warburg nicht genutzt werden. Durch die begrenzte Standzeit der GAK sind zudem die Betriebskosten relativ hoch. Die erreichbare Standzeit kann nur mit größeren Unsicherheiten abgeschätzt werden, da bisher nur einige wenige, begrenzt übertragbare großtechnische Versuche zur Standzeit vorliegen. Insbesondere sollen jedoch ein hoher AFS und DOC im Zulauf zum Filter die erzielbaren Bettvolumina reduzieren. Für eine abschließende Festlegung der Standzeit werden daher zwingend Säulenversuche empfohlen. Durch die gewählte einstufige Verfahrensweise der GAK-Filtration mit weitestgehender Ausnutzung der Adsorptionskapazität des Filterbetts muss teilweise ein Ansteigen der Ablaufkonzentration der Spurenstoffe und der gelösten Hintergrundbelastung geduldet werden. Die Reinigungsleistung wird mit Ausnahme der partikulären Stoffe als etwas geringer als bei der Ozonierung und der PAK-Behandlung angesehen. Analog zur Variante 1 kann auch in Variante 3 das alte Nachklärbecken wie bisher betrieben werden und es ist keine Umstellung der Schlammensorgung notwendig.

Als Ergebnis der Ausführungen der Machbarkeitsstudie und damit als Empfehlung wird gegeben, eine Anlage entsprechend der Variante V1, V2b oder V2c weiter zu verfolgen. Die endgültige Verfahrenswahl sollte durch Laboruntersuchungen zur Ozonzehrung und erforderlichen PAK-Dosierung sowie PAK-Produkten getroffen werden.

Aus heutiger Sicht ist die Variante 1 – Ozonierung – die insgesamt vorteilhafteste Lösung. Sollte sich bei den Laboruntersuchungen die PAK-Behandlung als deutlich effektiver als die Ozonierung herausstellen, wird Variante 2b empfohlen, sofern der Verzicht auf das alte Nachklärbecken betrieblich möglich ist. Alternativ bietet die Variante 2c eine Alternative ohne die Nutzung von vorhandener Bausubstanz.

Als weiteres Vorgehen wird vorgeschlagen, die Studie weiter zu vertiefen. Dazu sind Laborversuche zur Ozonzehrung und zur PAK-Dosierung mit unterschiedlichen Pulveraktivkohlen erforderlich. Anhand der Versuchsergebnisse sind ggf. die Annahmen zur Abschätzung der Betriebskosten anzupassen. Ferner wird empfohlen für die Variante 1 und 2c zu prüfen, inwiefern das vorhandene Nachklärbecken für die Ozonierung oder das ACTIFLO[®]-Verfahren umgebaut werden kann und ob hierdurch Kosten eingespart werden können. Im Rahmen einer weitergehenden Betrachtung der Variante 1 sollte ferner vor Ort geprüft, inwiefern ggf. eine Ozonanlage im Freigefälle beschickt werden könnte.

7 Literaturverzeichnis

[1]	Abegglen, C., (2009), „Spurenstoffe eliminieren: Kläranlagentechnik“, In: EAWAG News 67d/Juni 2009, S. 25-27
[2]	Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012), Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214. 210 S.
[3]	Alt, K.; Barnscheidt, I.; Gans, N., (2011), „Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen“ Fachgespräch Spurenstoffe April 2011, Düsseldorf organisiert MKULNV NRW und ISA RWTH Aachen
[4]	Alt, K.; Mauritz, A., (2010), Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorptionsstufe – Klärwerk Mannheim, In: DWA Landesverband Baden-Württemberg (Hrsg.): Aktivkohle in der Abwasserreinigung- Vom Versuch zum technischen Maßstab. Tagungsband zum Symposium Aktivkohle vom 23. bis 24.07, Mannheim
[5]	ARGE TP6 (Grünebaum, T., et al.), (2011), Abschlussbericht zum MKULNV Forschungsvorhaben „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren“, Schlussbericht Phase 1 „Teilprojekt 6 - Elimination von Arzneimittelnrückständen in kommunalen Kläranlagen“, Düsseldorf
[6]	ATV, (1997), ATV-Handbuch „Mechanische Abwasserreinigung“, 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Hennef, ISBN 3-433-01-461-2
[7]	ATV-A 203, Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung (1995)
[8]	ATV-A202, Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser (1992)
[9]	ATV-DVWK - M 271, (1998), Merkblatt ATV - DVWK - M 271 „Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen“, ATV - DVWK - Regelwerk, Hrsg.: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, ISBN 3-927729-52-3
[10]	Bahr, C.; Ernst, M.; Jekel, M.; Heinzmann, B.; Luck, F.; Ried, A., (2007), „PILOTOX – Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren. Und Wirkstoffen und zur Desinfektion“, Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 1.2004 ff., Band 5. Hrsg.: B. Weigert.
[11]	Beier, S.; Palmowski, L.; Veltmann, K.; Pinnekamp, J., (2010), Energieverbrauch von Verfahren zur weitestgehenden Abwasserreinigung. DWA-Seminar „Energieoptimierung auf Kläranlagen“ am 1. Juli 2010, Osnabrück
[12]	Bergmann, A., et al., (2011), Abschlussbericht zum Umweltbundesamt Forschungsvorhaben „Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln“
[13]	Böhler, M., Brocker, S., Kobler, S., Le Goaziou, Y., Moser, R., Rettby, R. und Rigault, M., (2012), Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

	mittels PAK in einem Actiflo®Carb und durch Ozon auf der ARA Schönau, Cham (GVRZ), Technologieförderungsprojekt des Bundesamtes für Umwelt (Bafu), Bern, Herausgeber: Alpha Umwelttechnik AG, Nidau
[14]	Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Mc Ardell, C., Longrée, P., Beck, P. und Siegrist, H. (2013), Berichterstattung - Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut, Bafu, Bern
[15]	Bornemann et al., (2011), MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Fachgespräch Spurenstoffe, April 2011, Düsseldorf, organisiert vom MKULNV NRW und ISA RWTH Aachen
[16]	Bornemann et al., (2012), MIKROFLOCK: „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle“, Abschlussbericht an das MKULNV, AZ IV-7-042 600 001E
[17]	DWA, DVGW und Wasserchemische Gesellschaft, (2009), politisches Konzeptpapier: Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Forderungen an Politik, Hersteller, Anwender, Verbraucher sowie Ver- und Entsorger; http://www.dwa.de/portale/dwa_master/dwa_master.nsf/home?readform&objectid=BD581F382C894D33C125758600378921 (Download 17.08.2010)
[18]	EAWAG, (2009), 3. Zwischenbericht „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“, Bearbeiter Zwickenpflug, B.; Böhler, M., Dübendorf,
[19]	EAWAG, (2011), Zwischenbericht „Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon“, Bearbeiter Böhler, M.; Joss, A.
[20]	Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Launer, M., (2008), Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
[21]	Grünebaum, T., et al., Abschlussbericht zum MKULNV Forschungsvorhaben Elimination von ArzneimitteIn und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren, Schlussbericht Phase 1 „Teilprojekt 6 - Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“, 2011.
[22]	Günthert, F. W. (2001), Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg-Industrieverlage. ISBN 3-486-26507-5
[23]	Haberkern, M.; Maier, W.; Schneider, U., (2008), Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Text 11/08. Hrsg.: Umweltbundesamt, ISSN 1862-4804
[24]	Herbst, H.; Ante, S., (2010), „Energiebedarf von Anlagen zur Mikroschadstoffentfernung“, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum des 28. Bochumer Workshops, Bd. 61, S. 113-126, Hrsg.: Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum e.V., ISSN 0178-0980
[25]	Herbst, H.; Hilbig, R. (2012), Machbarkeitsstudie - Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss-Ost
[26]	Herbst, H.; Höhler, N.; Ingenhaag, S.; Maus, C. (2013),

	Abwasserbeseitigungskonzept für das kommunale Abwasser der Stadt Warburg und das Industrieabwasser der Südzucker AG - Studie der Abwasser- und Schlammbehandlung
[27]	Herbst, H.; Kauffmann, M.; Türk, J.; Launer, M., (2011), Abwasserazonierung der Kläranlage Duisburg-Vierlinden, Karlsruher Flockungstage 2011 KIT Karlsruher Institut für Technologie, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW Band 151, Karlsruhe
[28]	Hiller G., (2011), Abwasserreinigung mit dem Ziel der Spurenstoffentnahme und der Unterschreitung der abgaberelevanten Schwellenwerte für CSB und P in Ulm/Neu-Ulm, Karlsruher Flockungstage 2011 KIT Karlsruher Institut für Technologie, Verlag Siedlungs- wasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW Bd. 151, Karlsruhe 2011
[29]	Hiller, G., (2010), Vorstellung aktueller Projekte zum Ausbau von kommunalen Klärwerken mit einer Adsorp- tionsstufe – Klärwerk Steinhäule, Neu-Ulm, In: DWA Landesverband Baden-Württemberg Hrsg. DWA Hennef: Aktivkohle in der Abwasserreinigung- Vom Versuch zum technischen Maßstab. Tagungsband zum Symposium Aktivkohle vom 23. bis 24.07.2010, Mannheim
[30]	Hiller, G., (2011), „Einsatz von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Steinhäule“, Schriftenreihe Gewässer- schutz-Wasser-Abwasser, Bd. 223, S. 27/1-27/10, Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Sied- lungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-29-4
[31]	ISA (2007), Machbarkeitsstudie "Innovatives Betriebs- und Verfahrenskonzept zur energetischen Nut- zung von kommunalem und industriellem Abwasser im Verbund" [AZ IV-9-042 IC3]
[32]	IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser, (2011), CSB- und Spurenstoffadsorption am Aktivkohlefestbett (AOL Abwasserverband Obere Lutter), Abschlussbericht FuE-Projekt gefördert durch MKULNV NRW
[33]	Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, (2013), Projektsteckbriefe zur Mikroschadstoffelimination. www.masterplan- wasser.nrw.de/index.php?/dokumente/projektsteckbriefe-downloads.html
[34]	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – LAWA, (2005), Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 7. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, ISBN 3-88961-240-7
[35]	Metzger, S. (2012), Mikroschadstoffelimination mit Pulveraktivkohle in Baden-Württemberg, Kompetenzzent- rum Spurenstoffe BW, Vortrag am 21.6.2012
[36]	Metzger, S., (2008), „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwas- ser“, Dissertationsschrift TU Berlin, Oldenburg Industrieverlag München
[37]	Metzger, S.; Kapp, H., (2005), „Aktivkohlebehandlung von biologisch gereinigtem Abwasser im Klärwerk Steinhäule“, Vortrag bei der DWA Landesverbandstagung Baden-Württemberg 06/07.10.2005 Fried- richshafen, Veröffentlichung im Tagungsband
[38]	Metzger, S.; Kapp, H., (2008), „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen“, VSA- Fachtagung 28. Oktober 2008

[39]	<p>Pinnekamp, J.; Keyzers, C., (2011), „Möglichkeiten zur Erweiterung bestehender Kläranlagen zur Spurenstoffelimination“, Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Bd.15, S. 16/1-16/14, (12.Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium), Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen</p>
[40]	<p>Pinnekamp, J.; Keyzers, C.; Montag, D.; Veltmann, K., (2010), „Elimination von Mikroschadstoffen - Stand der Wissenschaft“, Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 28/1-28/21, 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 17.3.-19.3.2010 in Essen. Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-26-3</p>
[41]	<p>Pinnekamp, J.; Merkel, W., (2008), Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen – Güte- und Kostenbetrachtungen“, Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. MUNLV (2008), Bearbeiter: Tacke; Herbst; Köster; Beier; Bergmann, Mälzer</p>
[42]	<p>Rölle, R.; Kuch, B., (2011), „Die Aktivkohlebehandlungsstufe auf der Kläranlage Kressbronn“, In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall (58), Nr. 11, S. 1038 ff., Hrsg.: GFA – Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., Hennef, ISSN 1866-0029</p>
[43]	<p>Schumacher, J., (2006), „Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe“, Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaft</p>
[44]	<p>Schwentner, G., et al.,(2010), „Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen“, Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 220, S. 35/1-35/8, Hrsg.: J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, ISBN 978-3-938996-26-3</p>
[45]	<p>Türk et al., (2011), „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Vorstellung der NRW-Projekte und erste Ergebnisse“; 86. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 13.10.2011; Neue Verfahren und Betriebsstrategien in der Abwasserbehandlung Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart (FEI), Stuttgart</p>
[46]	<p>Türk, J., Dazio, M., Dinkel, F., Ebben, T., Herbst, H., Hochstrat, R., Madzielewski, V., Matheja, A., Montag, D., Remmler, F., Schaefer, S., Schramm, E., Türk, J., Vogt, M., Werbeck, N., Wermter, P., Wintgens, T. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001I, Vergabenummer 08/0581.</p>
[47]	<p>Umweltbundesamt, (2003), „Bewertung der Anwesenheit teil- oder nichtbewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsblatt“ - Gesundheitsforschung -Gesundheitsschutz 2003 46:249–251, DOI 10.1007/s00103-002-0576-7</p>
[48]	<p>VA TECH WABAG Deutschland GmbH&Co.KG</p>

	Service Bayreuth, Funktionsbeschreibung, Spülprogramm und Filtermanagement für Floccungfiltration Klärwerk Neuss Ost, Stand 2004
[49]	VEOLIA, (2010), Verfahrenstechnologien der Aufbereitung Handbuch Wasser (10. Aufl. 2010), Vulkan-Verlag-GmbH, Essen, ISBN 978-3-8027-2539-5
[50]	Wagner, W. (2001), Abwassertechnik und Gewässerschutz. Betriebskosten von Abwasserreinigungsanlagen, Verlag C. F. Müller
[51]	Zwickenpflug, B.; Böhler, M.; Sterkele, B.; Joss, A.; Siegrist, H.; Traber, J.; Gujer, W.; Behl, M.; Dorusch, F.; Hollender, J. (2010) Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Abschlussbericht. EAWAG. Dübendorf

8 Anhang

Untersuchungsergebnisse des Screening des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Warburg

IUTA-Bez.	M121214/13 24h Probe	M121214/14 24h Probe	M121214/15 24h Probe	M121217/155 Erdtransport- wasser	
Kunden-Bez.	10.-11.12.12	11.-12.12.12	12.-13.12.12		
	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]		
Arzneimittelwirkstoff	Metoprolol	610	750	930	n.b.
	Carbamazepin	970	860	1000	n.b.
	Diclofenac	1100	1000	1300	n.b.
	Sulfamethoxazol	1100	610	490	n.b.
	Sotalol	104	92	130	n.b.
	Bisoprolol	94	88	110	n.b.
	Bezafibrat	300	600	890	n.b.
	Oxazepam	150	130	150	n.b.
	Naproxen	< 10	< 10	< 10	n.b.
	Clarithromycin	420	230	230	n.b.
	Phenazon	40	33	37	n.b.
	Atenolol	41	44	73	n.b.
	RKM	Amidotrizoesäure	665	499	645
Iopromid		244	1672	486	n.b.
Iopamidol		2986	1248	1116	n.b.
Iomeprol		13	18	2307*	n.b.
Hormone	17-alpha-Ethinylestradiol	< 2,5	< 2,5	< 2,5	n.b.
	17-beta-Estradiol	< 0,5	< 0,5	< 0,5	n.b.
	Estron	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.b.

IUTA-Bez.		M121214/13	M121214/14	M121214/15	M121217/155
Kunden-Bez.		24h Probe, 10.-11.12.12	24h Probe 11.-12.12.12	24h Probe 12.-13.12.12	Erdtransport- wasser
		[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	
Phenole	Bisphenol A	120	80	110	n.b.
	Nonylphenol	< 50	< 50	420	n.b.
	Octylphenol	< 10	< 10	60	n.b.
Süßstoffe	Acesulfam	220	970	2200	n.b.
	Sucralose	130	110	120	n.b.
	Saccharose	n.b.	n.b.	n.b.	< 2,5 [g/L]
sonstige Stoffe	DEHP	< 100	410	3600	n.b.
	Terbutryn	130	110	160	< 1
	Isoproturon	73	97	71	70
	Diuron	11	15	11	< 1
	Benzotriazol	2000	2000	2800	n.b.
	gelöster Kohlenstoffanteil (DOC)	8 mg/L	6,6 mg/L	7,1 mg/L	n.b.
	Bromid	110 µg/L	130 µg/L	140 µg/L	n.b.
	Pestizid-Screening positiv	Fenpropimorph, Epoxiconazole, Chloridazon, Linuron, Mecoprop-P, Metconacol	Fenpropimorph, Chloridazon, Linuron, Mecoprop-P, Metconacol	Fenpropimorph, Chloridazon, Linuron, Mecoprop-P, Metconacol	Fenpropimorph, Chloridazon, Mecoprop-P, Quinoxifen, Fenpropidin

* Iomeprol: analytisch o.k. --> vermutliche Anwendung in Krankenhaus oder Röntgenpraxis Mo/Di

Substanzliste des Pestizid-Screenings :

Cypermethrin	Propaquizafop	Pendimethalin
Azoxystrobin	Propiconazole	Prosulfocarb
Cyfluthrin	Pyraclostrobin	Prothioconazole
Clethodim	Quinmerac	Metolachlor
Clopyralid	Tefluthrin	Spiroxamine
Clothianidin	Tepraloxydim	Tebuconazole
Cycloxydim	Tetraconazole	Terbutylazin
Deltamethrin	Thiamethoxam	Terbutryn
Desmedipham	Thiophanat-methyl	Carbetamid
Difenoconazole	Trifloxystrobin	Quinoxifen
Diemethenamide	Triflusalforon-methyl	Chloridazon
Dimethoate	Lenacil	Metconazol
Epoxiconazole	Alachlor	Chlorbromuron
Ethofumesate	Atrazin	Monuron
Fenpropidin	Chlorfenvinphos	Picoxystrobin
Flusilazole	Simazine	Metobromuron
Glufosinate	Aclonifen	Metformin
Haloxyfop	Bifenox	Linuron
Imidacloprid	Dichlorvos	Fenofibrat
Kresoxim-methyl	Boscalid	Dapson
lambda-Cyhalothrin	Fenpropimorph	Diazinon
Metamitron	Flufenacet	Isoproturon
Phenmedipham	Folpet	
Primicarb	Mepiquat	
Prochloraz	Metazachlor	