

Gemeinde Heiden

Abschlussbericht

Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Heiden

gefördert durch:

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



 **Ingenieurbüro
Rummler + Hartmann
GmbH**

Havixbeck, im Oktober 2015

Auftraggeber: Gemeinde Heiden
Rathausplatz 1
46359 Heiden

.....
Unterschrift

Aufgestellt durch: Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH
Hohenholter Straße 14 a
48329 Havixbeck

Bearbeitung: Kai Harmjanßen B.Eng.
Dipl.-Ing. Manfred Rummler



.....
Dipl.-Ing. Manfred Rummler

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Projektkurzbeschreibung und Zielsetzung	2
3	Vorstellung der Kläranlage Heiden	3
4	Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik	4
5	Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	9
5.1	Membranverfahren	10
5.2	Ozonierung.....	10
5.3	Adsorption mittels Aktivkohle	18
5.3.1	GAK-Adsorption	19
5.3.2	PAK-Adsorption.....	22
5.3.2.1	Auswahl geeigneter Aktivkohle.....	24
5.3.2.2	Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption.....	25
5.3.2.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe	28
5.3.2.4	Systeme zur PAK-Abscheidung.....	31
5.3.2.4.1	AFSF-Verfahren	32
5.3.2.4.2	Sedimentation.....	34
5.3.2.4.3	Lamellenabscheider.....	35
5.3.2.4.4	Mikrosieb	36
5.3.2.4.5	Tuchfiltration	38
5.3.2.4.6	Druckentspannungsflotation	41
5.3.2.4.7	Zusammenfassende Gegenüberstellung der Systeme zur PAK- Abscheidung.....	42
5.4	Gegenüberstellung der optionalen Verfahren	43
6	Bewertung der Mikroschadstoffanalyse	47
7	Planungs- und Bemessungsgrundlagen	51

8 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen	54
8.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption und Sedimentation im umgebauten Nachklärbecken 1 mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken	55
8.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken	61
8.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Tuchfiltration	65
8.4 Variante 2: GAK-Adsorption im DynaCarbon-Filter mit vorgeschalteter DynaSand-Filtration	71
8.5 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen	77
8.6 Sensitivitätsanalyse	80
9 Verfahrensempfehlung	82
10 Zielsetzung	83
11 Zusammenfassung	84
12 Literaturverzeichnis	87

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1:	Luftbild der Kläranlage Heiden (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015)	3
Abbildung 4.1:	Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)	7
Abbildung 4.2:	Fluoreszenzmikroskopisches Bild eines Wasserfloh (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014)	8
Abbildung 5.1:	Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert und ergänzt nach Fahlenkamp et al., 2006)	11
Abbildung 5.2:	Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)	12
Abbildung 5.3:	Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)	13
Abbildung 5.4:	Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)	14
Abbildung 5.5:	Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009)	14
Abbildung 5.6:	Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)	15
Abbildung 5.7:	Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)	16
Abbildung 5.8:	CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)	17
Abbildung 5.9:	Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)	18
Abbildung 5.10:	Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle	19
Abbildung 5.11:	Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belegung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	21
Abbildung 5.12:	Adsorptive Eliminationsraten der PAK Carbopal AP für Sulfamethoxazol (SMX) und Benzotriazol (BTA) bezogen auf den Ablauf der KA Wuppertal-Buchenhofen bei realen sowie erhöhten Spurenstoffkonzentrationen (Pinnekamp, 2012)	25
Abbildung 5.13:	Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belegung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	26
Abbildung 5.14:	Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	27
Abbildung 5.15:	Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)	27
Abbildung 5.16:	Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)	28

Abbildung 5.17: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)	29
Abbildung 5.18: Vereinfachtes Fließbild der in den Kapiteln 5.3.2.4.2 bis 5.3.2.4.6 getesteten Verfahren zur PAK-Abscheidung (Pinnekamp, 2012)	32
Abbildung 5.19: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)	32
Abbildung 5.20: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014)	33
Abbildung 5.21: Sedimentationsreaktor (Pinnekamp, 2012)	34
Abbildung 5.22: Funktionsprinzip des Lamellen-abscheiders (Leiblein, 2013).....	35
Abbildung 5.23: Absetzverhalten der sedimentierfähigen Stoffe in	36
Abbildung 5.24: Funktionsweise des Mikrosiebs (Pinnekamp, 2012)	37
Abbildung 5.25: Mikrosiebanlage (verändert und ergänzt nach Pinnekamp, 2012).....	37
Abbildung 5.26: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)	39
Abbildung 5.27: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014).....	40
Abbildung 5.28: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m ³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)	46
Abbildung 6.1: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonierungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009)	50
Abbildung 7.1: Ausgewählte Fläche für die vierte Reinigungsstufe auf der Kläranlage Heiden (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015).....	51
Abbildung 7.2: Ablaufmengen der Kläranlage Heiden im Zeitraum vom 01.01.2012 bis 31.12.2013	53
Abbildung 8.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1	57
Abbildung 8.2: Fließschema zur Variante 1.1.....	57
Abbildung 8.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2	61
Abbildung 8.4: Fließschema der Variante 1.2	62
Abbildung 8.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3	66
Abbildung 8.6: Fließschema der Variante 1.3	67
Abbildung 8.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2	71
Abbildung 8.8: Fließschema der Variante 2	72
Abbildung 8.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013).....	79
Abbildung 8.10: Kostenangaben für Ozonierung (Günthert et al., 2013).....	80

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014).....	5
Tabelle 5.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006) ...	10
Tabelle 5.2: Angaben der untersuchten Pulveraktivkohlen laut Hersteller (Pinnekamp, 2012)	24
Tabelle 5.3: Mittlerer Abscheidegrad der Testanlagen beim Betrieb mit der Aktivkohle Donau Carbopal AP (Pinnekamp, 2012).....	42
Tabelle 5.4: Vorteile der Ozonierung, der GAK- und PAK-Adsorption.....	43
Tabelle 5.5: Nachteile der Ozonierung, der GAK- und PAK-Adsorption.....	44
Tabelle 5.6: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (verändert nach Günthert et al., 2013).....	45
Tabelle 6.1: Befund der Mikroschadstoffanalyse des Kläranlagenablaufes Heiden	48
Tabelle 7.1: Spezifische Daten zur Kläranlage Heiden	52
Tabelle 7.2: Gewählte Durchflussmengen	53
Tabelle 7.3: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Heiden.....	54
Tabelle 8.1: Investitionskosten Variante 1.1.....	59
Tabelle 8.2: Laufende Kosten der Variante 1.1.....	60
Tabelle 8.3: Investitionskosten Variante 1.2.....	64
Tabelle 8.4: Betriebskosten Variante 1.2	65
Tabelle 8.5: Investitionskosten Variante 1.3.....	69
Tabelle 8.6: Betriebskosten Variante 1.3	70
Tabelle 8.7: Investitionskosten Variante 2.....	75
Tabelle 8.8: Betriebskosten Variante 2	76
Tabelle 8.9: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 2 ohne Berücksichtigung von Fördermittel und Abwasserabgabereduktionen.....	77
Tabelle 8.10: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten.....	81

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Definition
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFSF	Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration
AOC	Assimilable organic carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)
AOP	Advanced Oxidation Process
BET-Methode	Brunauer-Emmett-Teller-Methode
β -Wert	Gibt das Molverhältnis des Fällmittels zum Phosphorgehalt an
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BV	Bed Volumes (durchgesetzte Bettvolumina)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DOC	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
D ₅₀	Durchmesser der Maschen bei einem Siebdurchsatz von 50 %
Eawag	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
EBTC	Empty Bed Contact Time (Lehrrohrkontaktzeit)
FeCl	Eisenchlorid
GAK	Granulierte Aktivkohle
ISV	Schlammvolumenindex
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
JSM	Jahresschmutzwassermenge
LFKW	Lehr- und Forschungsklärwerk
N _{Ges}	Gesamtstickstoff
NF	Nanofiltration
O ₃	Ozon
PAK	Pulverisierte Aktivkohle
PCB	Polychlorierte Biphenyle

PFT	Perfluorierte Tenside
P _{Ges}	Gesamtphosphor
PO ₄	Phosphat
PSM	Pflanzenschutzmittel
PV	Präventiver Vorsorgewert
OW	Orientierungswert
Q	Durchfluss
q _A	Flächenbeschickung
RV	Rücklaufverhältnis
RO	Reverse Osmosis (Umkehrosmose)
S-MPP	Small Microplastic-Particle
TOC	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UQN	Umweltqualitätsnorm
ÜSS	Überschussschlamm
UV	Ultraviolett
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Anthropogene Mikroschadstoffe sind aus der modernen Gesellschaft nicht mehr wegzudenken. Sie sind in vielerlei Hinsicht von großem Nutzen und werden in nahezu allen Bereichen der Gesellschaft eingesetzt. So finden sie Verwendung als Industriechemikalien oder Inhaltsstoffe aus Arzneimitteln, Röntgenkontrastmitteln, Östrogenen oder Herbiziden. Diese Stoffe passieren jeden Tag mehrheitlich unbehandelt die herkömmlichen kommunalen Kläranlagen und lassen sich in Oberflächengewässern, Böden und Grundwässern nachweisen (Abbildung 4.1). Ein großer Teil dieser Mikroverunreinigungen ist durch die biologische Behandlungsstufe auf den bestehenden Kläranlagen nicht abbaubar.

Dank verbesserter Analysemethoden lassen sich Mikroschadstoffe teilweise erst seit den letzten Jahren nachweisen und geraten immer mehr in den Blickpunkt der Medien, der Politik und der Öffentlichkeit. Welche Auswirkungen sie über kurz oder lang auf einzelne Organismen und die Umwelt haben können, ist weitestgehend unerforscht. Für eine Vielzahl der bisher bekannten Stoffe gibt es derzeit keine gesetzlich geregelten Grenzwerte. Doch auch die Stoffe, für die es bereits definierte Grenzwerte gibt, lassen sich oft in erhöhten Konzentrationen in der aquatischen Umwelt nachweisen. Hierdurch stellt sich immer mehr die Frage nach einer weitergehenden Abwasserreinigung in Form einer „vierten Reinigungsstufe“.

„Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fiel der Startschuss für eine grenzüberschreitende Gewässerreinigungspolitik in Europa. Ein wesentliches Ziel der Richtlinie ist es, eine ökologisch-nachhaltige Wasserwirtschaft auf hohem Standard zu etablieren. Für Oberflächengewässer bedeutet dieses, einen „guten chemischen Zustand“ und einen „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen“ (Fahlenkamp et al., 2008). Je mehr die Oberflächengewässer durch den Frachteintrag aus Kläranlagenabläufen negativ beeinträchtigt werden, desto sinnvoller wird es, Maßnahmen für eine weitergehende Abwasserreinigung zum Erreichen des „guten“ Zustandes umzusetzen.

Herkömmliche Kläranlagen sind nicht ausreichend dazu in der Lage die Mikroschadstoffe zu eliminieren. Diese Anlagen, deren Nutzen es ist, das Abwasser bestmöglich zu reinigen und somit eine Beeinträchtigung der aquatischen Umwelt zu vermeiden, sind also nicht geeignet die Akkumulation der Mikroverunreinigungen in der Umwelt zu verhindern.

Seit einigen Jahren werden repräsentativ Untersuchungen mittels Pilotanlagen und Forschungsarbeiten zur Elimination und Reduktion von Mikroschadstoffen vorgenommen und diskutiert. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert auf den öffentlichen Kläranlagen innovative Technologien zur Behandlung und Beseitigung dieser Stoffe.

Derzeit gibt es für den Ausbau von Kläranlagen um eine vierte Reinigungsstufe keine gesetzlich geregelten Vorgaben. Eine Erweiterung von Kläranlagen ist aktuell nicht vorgeschrieben.

Vorausschauenderweise hat die Gemeinde Heiden diese mit 80% geförderte Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben, um sich mit der Thematik der Mikroschadstoffelimination weiter auseinanderzusetzen. Wird die Gemeinde in Zukunft gesetzlich zur Kläranlagenerweiterung aufgefordert, wurde mit Betrachtung dieser Machbarkeitsstudie der erste Schritt zur weiteren Lösungsfindung in die Wege geleitet.

Die Betreiber der Kläranlage Heiden werden sich mit den Ergebnissen dieser Machbarkeitsstudie kritisch auseinandersetzen und den Sachverhalt in den politischen Gremien diskutieren.

Mit der Aufarbeitung der möglichen Maßnahmen zur Mikroschadstoffelimination und der Konzeptstudie einer vierten Reinigungsstufe wurde das Ingenieurbüro Rummler + Hartmann beauftragt.

2 Projektkurzbeschreibung und Zielsetzung

Zur Behandlung, Reduktion und Elimination von Mikroschadstoffen werden in der Literatur mehrere mögliche weitergehende Abwasserreinigungsstufen aufgeführt, welche zum Teil mit Erfolg getestet wurden und bereits in einigen kommunalen Kläranlagen eingesetzt werden (Zwickenpflug et al., 2010; Grünebaum, 2013). Hierbei erwiesen sich die Ozonierung und die Adsorption mittels Aktivkohle als die sinnvollsten und wirtschaftlichsten Verfahren. Ungeachtet dessen werden im Laufe der Machbarkeitsstudie alternative und kombinierte Verfahren vorgestellt und analysiert.

Ziel dieser Studie ist es, herauszufinden, mit welchen Mikroschadstoffen die Kläranlage Heiden beaufschlagt wird. Des Weiteren ist zu untersuchen, wie die Stoffe am effektivsten eliminiert und reduziert werden können. Dies vor dem Hintergrund, dass die Gemeinde einen lösbaren Weg einschlagen kann, wenn sie behördlicherseits verpflichtet wird, eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination im Kläranlagenbetrieb zu integrieren. Hierfür wird anhand der Abwasserproben ein Screening durchgeführt und auf Grundlage diverser Studien zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ ein für die Kläranlage Heiden maßgeschneidertes Konzept zur Behandlung der Mikroschadstoffe ausgearbeitet.

3 Vorstellung der Kläranlage Heiden

Die Kläranlage Heiden ist eine kommunale, einstufig betriebene, Abwasserreinigungsanlage. In Bezug auf das Jahr 2013 sind derzeit 12.700 Einwohnerwerte an die Kläranlage angeschlossen, wovon 5.167 gewerblichen Ursprungs sind.

Im Wesentlichen besteht die Kläranlage aus den in Abbildung 3.1 ersichtlichen und im Folgenden aufgelisteten Anlagenkomponenten:

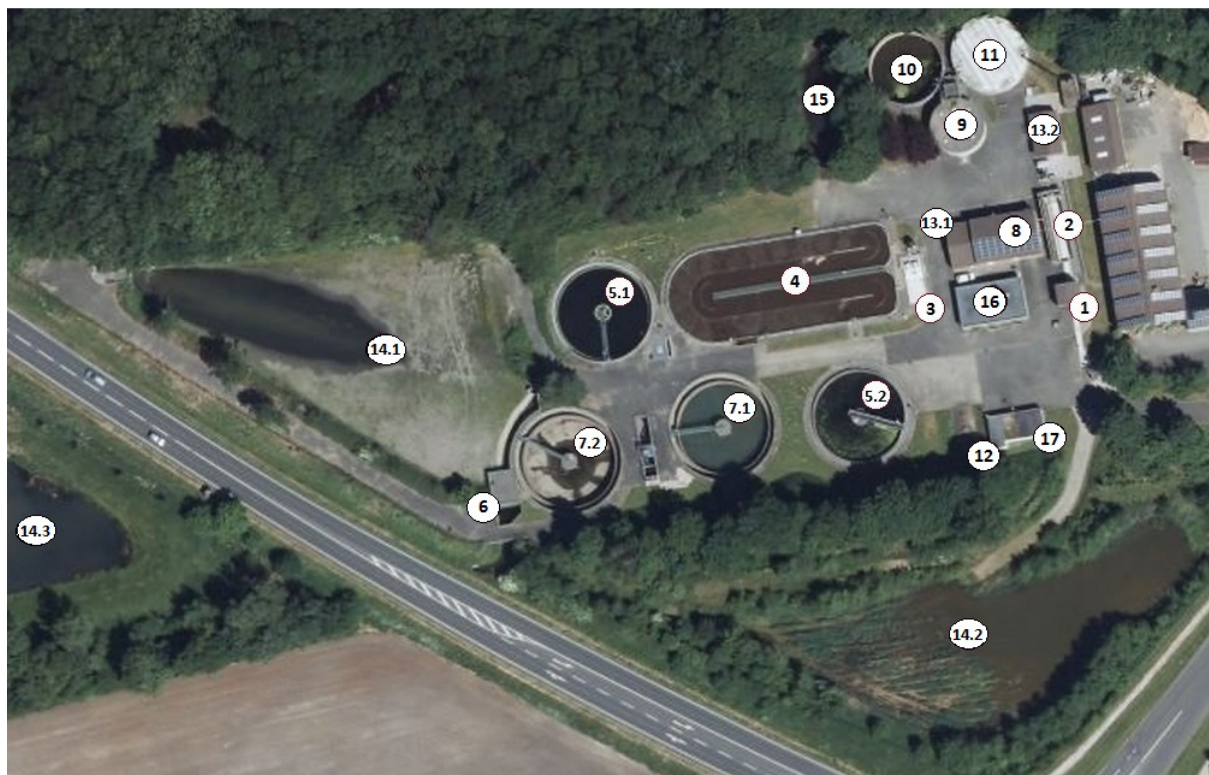


Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage Heiden (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015)

1. Rechengebäude
2. Sand- und Fettfang
3. Hebewerk
4. Belebungsbecken
5. Nachklärbecken
6. Ablaufbauwerk
7. Regenüberlaufbecken
8. Schlammwässerungsgebäude
9. Faulturm
10. Schlammsilo
11. Misch- und Ausgleichsbecken
12. Fällmitteldosierstation
13. Gebläseräume
14. Regenrückhaltebecken

- 15. Schlamm lagune
- 16. Betriebsgebäude
- 17. Garagen

Der Zulauf der Kläranlage führt in das Rechengebäude mit nachgeschaltetem Sand- und Fettfang. In diesen zwei ersten Behandlungsstufen findet die maschinelle Reinigung statt. Anschließend wird das Abwasser über das Hebewerk angehoben und gelangt zunächst in das Belebungsbecken, womit die biologische Abwasserreinigung beginnt. Diesem sind die beiden redundant ausgelegten Nachklärbecken nachgeschaltet, mit denen die biologische Abwasserreinigung abgeschlossen ist. Der Ablauf der Nachklärbecken ist gleichzeitig der Ablauf der aktuellen Abwasserreinigungsstufen der Kläranlage Heiden.

Kommt es auf der Kläranlage zu hydraulischen Spitzenbelastungen größer des zweifachen Trockenwetterzuflusses, so wird der Zulauf in die Regenüberlaufbecken abgeschlagen. Sobald die Regenüberlaufbecken voll gefüllt sind, wird das Wasser in die Regenrückhaltebecken abgeschlagen. Sind auch diese voll gefüllt, wird das restliche Wasser über dem Bemessungszufluss direkt in den anliegenden Dorfbach geleitet, womit die Regenwasserbehandlungsstufen der Kläranlage voll ausgelastet sind.

4 Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik

Mikroschadstoffe werden im Allgemeinen häufig auch als Spurenstoffe, prioritäre Stoffe, Mikroverunreinigungen oder Xenobiotika bezeichnet. Genauer betrachtet handelt es sich um mikroskopisch kleine, feste und gelöste, organische und anorganische Stoffverbindungen. Sie bewegen sich in Konzentrationsbereichen von unter 1 ng/l bis 100 µg/l.

Weltweit gibt es über 102.000.000 registrierte chemische Substanzen. Wie viele dieser Substanzen eine mögliche Umweltrelevanz aufzeigen ist schwer zu sagen, auch weil täglich mehrere Tausend neue Substanzen registriert werden. „Über 3.000 in der EU registrierte Chemikalien rangieren unter Klassifikationen von sehr giftig bis giftig mit langfristigen negativen Effekten“ (EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzrings, 2014). Am Beispiel der Gruppe der Humanarzneimittelwirkstoffe galten im Jahr 2012 1.200 als umweltrelevant. Von diesen 1.200 Stoffen wurden in Deutschland im selben Jahr etwa 8.120 Tonnen verbraucht. Das kommt im Vergleich zum Jahr 2002 einem Anstieg von über 20 % in zehn Jahren gleich (Ebert et al., 2014). Die Verbrauchsmengen nehmen also kontinuierlich zu, was ferner darauf zurückzuführen ist, dass stetig neue Medikamente auf den Markt kommen, auch dadurch mehr konsumiert wird und letztlich die Gesellschaft immer älter wird.

Viele der Mikroschadstoffe werden seit Beginn der neunziger Jahre vermehrt in Abwässern, Oberflächengewässern und Bodenproben nachgewiesen. Hierbei sagt die genaue Konzentration teilweise nichts über die Bedeutsamkeit in der Umwelt aus. So machten beispielweise endokrine Stoffe (Hormone) in den letzten Jahren durch unerwünschte Wirkung auf Wirbel-

lose und Fische auf sich aufmerksam (n-tv, 2009; Podjavorsek, 2013). Tabelle 4.1 präsentiert lediglich einen kleinen Teil dessen, was einige ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe in der Umwelt für Effekte bei untersuchten Nichtzielorganismen aufzeigen. Die Tabelle lässt erahnen, dass durch die Gesamtheit aller Mikroschadstoffe – und nicht nur die Arzneimittelwirkstoffe – die Umwelt und deren Lebewesen schwerwiegend negativ beeinträchtigt werden.

Bei einigen Mikroschadstoffen, beispielsweise PFTs besteht die Gefahr, dass sie von unterschiedlichen Lebewesen wie Fischen aufgenommen werden und sich in deren Organismus anreichern. Dies führt zwangsläufig dazu, dass die genannten Mikroschadstoffe in die Nahrungskette gelangen. Sind sie Bestandteil der Nahrungskette geworden, so stellen die Schadstoffe auch für den Menschen ein gesundheitliches Risiko dar.

Tabelle 4.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014)

Wirkstoff	Verwendung	Nichtzielorganismus	Effekt
Deltamethrin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Zuckmücke	Abtöten der Larven im Sediment
Diclofenac	Humanarzneimittel Schmerzmittel	Regenbogenforelle	Schädigung innerer Organe
Enrofloxacin, Ciprofloxacin	Tierarzneimittel Humanarzneimittel Antibiotikum	Grünalgen, Wasserlinsen, Cyanobakterien	Hemmung des Wachstums
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Dickkopfelritze	Populationszusammenbruch
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Dickkopfelritze	Hemmung der Reproduktion
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Karpfen	Weibliche Merkmale bei Männchen
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Zebraabräbling	Veränderung der männlichen Geschlechtsorgane
Fluoxetin	Humanarzneimittel Antidepressivum	Leopardfrosch	Störung der Kaulquappenentwicklung
Ivermectin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Dungskäfer und Dungfliege	Abtöten der Eier und Larven im Dung
Ivermectin	Tierarzneimittel Antiparasitikum	Benthische Meiofauna	Verschiebung der Artenzusammensetzung
Oxazepam	Humanarzneimittel Antidepressivum	Zackenbarsch	Gesteigerte Aktivität und verändertes Fraßverhalten
Sulfamethoxazol	Humanarzneimittel Tierarzneimittel Antibiotikum	Reispflanze Haferpflanze	Hemmung der Keimung
Sulfadiazin	Humanarzneimittel Antibiotikum	Maispflanze	Abtöten der Pflanze
Sulfadiazin	Humanarzneimittel Antibiotikum	Bodenbakterien	Änderung der Bakteriengemeinschaft

Nach Definition des Europäischen Parlaments sind prioritäre Stoffe Schadstoffe und Schadstoffgruppen auf Unionsebene, „die ein erhebliches Risiko für bzw. durch die aquatische Umwelt darstellen, einschließlich der entsprechenden Risiken für Gewässer, die zur Trinkwasserentnahme genutzt werden“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000). Die Schadstoffe und Schadstoffgruppen wurden erstmalig in der Wasserrahmenrichtlinie aufgelistet. Im Er-

scheinungsjahr 2000 fasste die Liste insgesamt 33 Stoffe und Stoffgruppen und unterteilte sich in acht prioritäre und 25 prioritär gefährliche Stoffe. Das Endziel der WRRL ist die sofortige oder schrittweise Eliminierung dieser Stoffe. Mit den Richtlinien 2008/105/EG, vom 16. Dezember 2008, und 2013/39/EU, vom 12. August 2013, wurde die Liste um zwölf weitere, auf insgesamt 45 Stoffe oder Stoffgruppen erweitert und geändert. Die überarbeitete Liste fasst nun 24 prioritäre und 21 prioritär gefährliche Stoffe und Stoffgruppen.

Ein Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist die Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Neben den prioritären Stoffen, deren Emission schrittweise eingestellt werden soll, werden in der Oberflächengewässerverordnung Umweltqualitätsnormen (UQN) für eine Vielzahl von Stoffen und Stoffgruppen benannt. Eine Umweltqualitätsnorm ist nach Definition der Wasserrahmenrichtlinie „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“ (Europäisches Parlament und Rat, 2000).

Neben den UQN der OGewV werden in der sogenannten D4-Liste (NRW-Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D/Anlage 4) die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Werte für den angewandten Bewertungsmaßstab in Nordrhein-Westfalen aufgeführt. In dieser Liste sind den dortigen Stoffen neben den Umweltqualitätsnormen zusätzlich Orientierungswerte (OW) und Präventive Vorsorgewerte (PV) zugeordnet. Die Präventiven Vorsorgewerte und Orientierungswerte dienen bei den Stoffen ohne UQN zur ersten Einstufung bis eine UQN für diese rechtlich eingeführt wird.

Laut Wasserrahmenrichtlinie ist der „gute chemische Zustand“ in Oberflächengewässern erreicht, wenn kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen vorkommt. Da eine Vielzahl der Stoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern die angestrebten Konzentrationen der UQN übersteigen, ist absehbar, dass in Zukunft einige Maßnahmen ergriffen werden, um die Wasserqualität weitergehend zu verbessern. Eine denkbare Maßnahme wäre der Ausbau kommunaler Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe, da diese, neben der Landwirtschaft, wesentlich zur Verschlechterung des chemischen Zustandes der Gewässer beitragen.

In Abbildung 4.1 sind beispielhaft Konzentrationen ausgewählter Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt aufgeführt. Die vier aufgezeigten Stoffe geben Grund zur Annahme, dass wesentlich mehr Mikroschadstoffe die Kläranlagen passieren und sich in bedenklichen Mengen in der Umwelt anlagern.

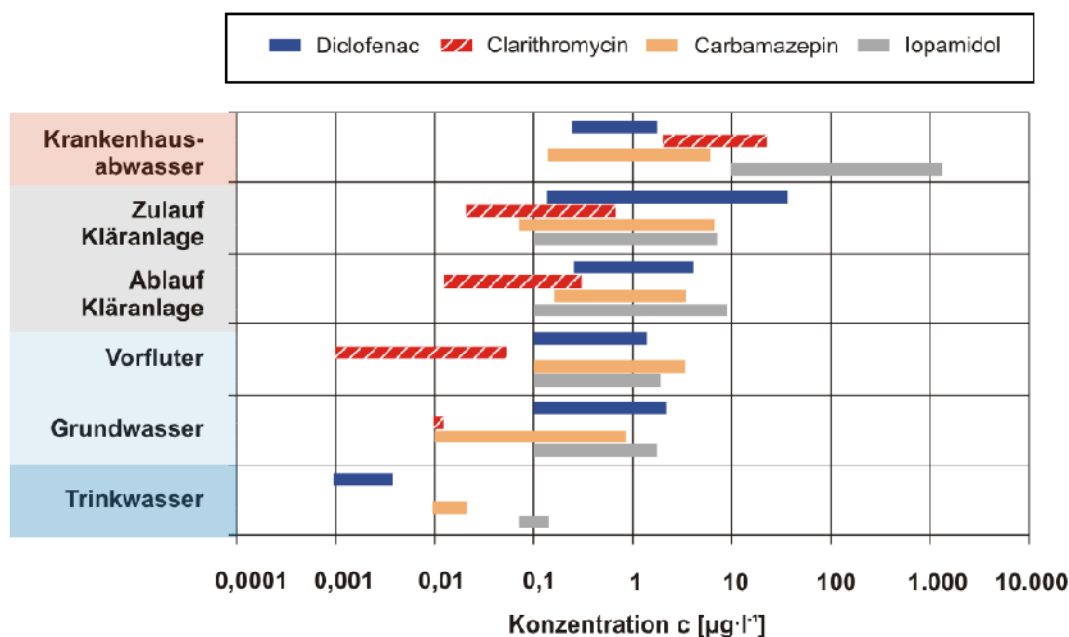


Abbildung 4.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)

Mit zu den Mikroverunreinigungen lassen sich auch die zuletzt häufig in den Medien diskutieren Mikrokunststoffe zählen (Häusler, 2014; Platz, 2014). Es handelt sich hierbei um kleinste feste Kunststoffteilchen, welche beispielweise in Kosmetik- und Pflegeprodukten wie Zahncremes, Duschpeelings und Kontaktlinsenreinigern enthalten sind. Ebenso bedeutende Emittenten von Mikroplastik sind Textilien, dessen ausgewaschene Kunststofffasern in die Kläranlage gelangen. „Bis zu 2.000 Kunststofffasern aus Fleece-Kleidungsstücken, einem Velourstoff, der meist aus Polyester oder Polyacryl besteht, gelangen pro Waschgang in das Abwasser“ (Hagspiel, 2014).

Die Größen der Mikrokunststoffe können je nach Verwendung sehr stark variieren. Die für Kläranlagen relevanten Kunststoffe sind die Small Microplastic-Particle (S-MPP), welche den Größenbereich kleiner 1 mm darstellt.

Mikrokunststoffe sind in ihrer chemischen Zusammensetzung meist sehr rein und toxisch unbedenklich. Ein Problem des Mikrokunststoffes ist, dass es die Eigenschaft besitzt, chemische Schadstoffe wie DDT, PCBs und Nonylphenole an seiner Oberfläche in hohen Konzentrationen anzulagern. Das wesentliche Problem besteht darin, dass einige Organismen das Mikroplastik mit Nahrung verwechseln, wodurch das Mikroplastik in die Nahrungskette gelangt. Einerseits kann es hierdurch zur Schädigung des Verdauungstraktes führen. Die Mägen der Organismen können verstopfen, was zum Verhungern führen kann. Andererseits kommt es unter bestimmten Umständen zur Anreicherung der genannten chemischen Schadstoffe im Körper der aufnehmenden Organismen, wodurch die Schadstoffe in die Nahrungskette gelangen. (Hagspiel, 2014; Regmann et al., 2014)

Anschaulich dargestellt ist die Akkumulation von Mikroplastik in Organismen in Abbildung 4.2. Links in der Abbildung ist ein Wasserfloh zu sehen, welcher ein wichtiger Teil der Nahrungskette ist und als Nahrungsquelle für andere Organismen, wie Fische, dient.

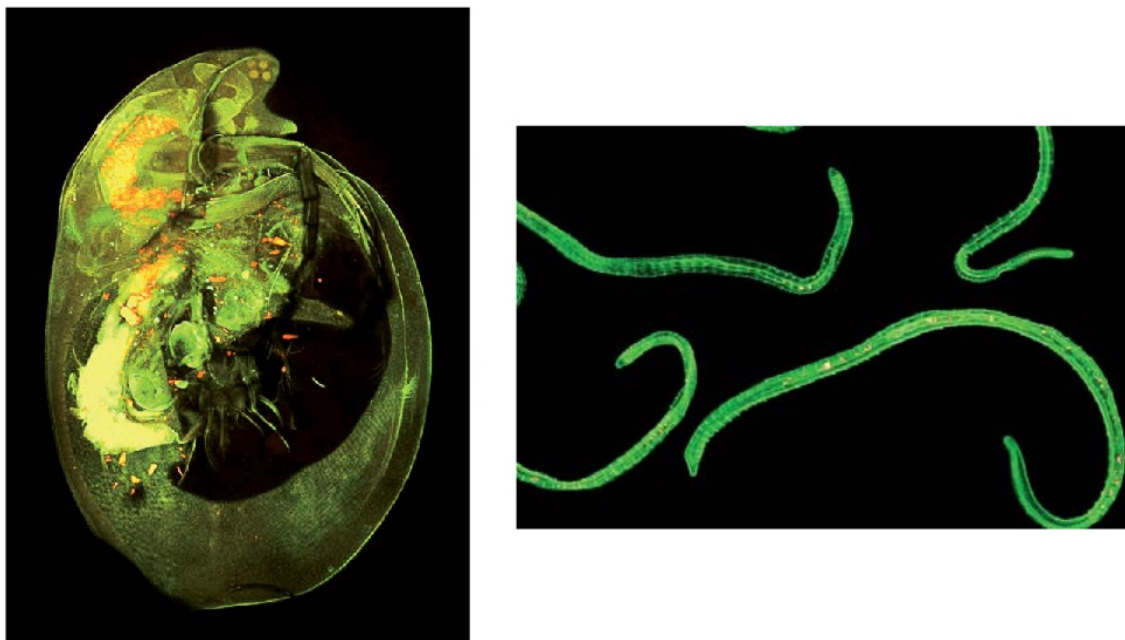


Abbildung 4.2: Fluoreszenzmikroskopisches Bild eines Wasserfloh (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014)

Eine herkömmliche kommunale Kläranlage ist derzeit nicht in der Lage die gesamten Frachten an Kunststoffen dem Abwasser zu entnehmen. Besonders die S-MPP durchlaufen aufgrund ihrer geringen Größe vor allem Anlagen ohne Filtrationsstufe. Auch wegen der an den Mikrokunststoffen angelagerten Schadstoffe spielt die Elimination der Mikrokunststoffe eine wichtige Rolle bei der Mikroschadstoffelimination. Wie weit und mit welchen Methoden Mikrokunststoffe aus dem Abwasser einer Kläranlage bestmöglich zurückgehalten werden können, ist derzeit noch nicht eingehend erforscht. Aktuell laufen zum Thema „Mikroplastik im Abwasser und Gewässer“ einige Studien.

Die genauen Auswirkungen der zugelassenen Mikroschadstoffe auf Mensch, Tier und die Umwelt sind nicht ausreichend erforscht. In der Vergangenheit hat sich mehrfach gezeigt, dass ein Inhaltsstoff aufgrund seiner zu spät erkannten Risiken als bedenklich oder gefährlich eingestuft wurde. Bestätigt wird dies durch die stetige Erweiterung der Liste der in der WRRL identifizierten prioritären Stoffe. Bei Einigen der derzeit erlaubten Stoffe wird vermutet, dass sie aufgrund ihrer geringen Konzentrationen eher chronische Langzeitwirkungen als akute Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme haben. Es ist also sinnvoll eine Akkumulation jeglicher Art nicht natürlicher Mikroverunreinigungen in der Umwelt zu vermeiden.

5 Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Für die weitergehende Abwasserreinigung wurden in der Vergangenheit mehrere Verfahren teilweise mehr, teilweise weniger intensiv getestet und bewertet. Unterscheiden lassen sich die Verfahren in der Art ihrer Behandlung von Mikroschadstoffen.

Eine Variante ist die **Adsorption**. Hier lagern sich die Mikroschadstoffe gezielt an den sogenannten Adsorbentien an, um in einem späteren Verfahren dem Adsorbens oder zusammen mit dem Adsorbens dem Abwasserkreislauf entnommen zu werden. Der umgekehrte Vorgang wird als Desorption bezeichnet.

Als Adsorbentien geeignete Materialien zeichnen sich am Beispiel der Aktivkohle durch ihre hohe spezifische Oberfläche aus, die auf ihre poröse Struktur zurückzuführen ist. Die Poren sind wie bei einem Schwamm miteinander verbunden (offenporig) und haben eine innere Oberfläche von 300 bis 2.000 m²/g.

Die Adsorption unterteilt sich in die physikalische und chemische Adsorption. Die physikalische Adsorption wird hauptsächlich durch die Van-der-Waals'schen-Kräfte verursacht. Dies sind elektrostatische Anziehungskräfte und führen zu einer Anlagerung von Mikroschadstoffen an die Aktivkohle. Die adsorbierte Substanz bleibt dabei chemisch unverändert. Allenfalls kann es hier zu einer Polarisierung kommen. Die chemische Adsorption hingegen weist eine starke Bindung zwischen Adsorbens und Adsorptiv auf. Hierbei kommt es zu einer Veränderung der chemischen Struktur. Im Bereich der Mikroschadstoffelimination im Abwasser spielt in erster Linie die physikalische Adsorption eine Rolle.

Eine zweite Variante ist der **chemische Abbau**, hier die Oxidation mittels Ozon. Bei der Oxidation wird mithilfe eines Oxidationsmittels eine chemische Reaktion ausgelöst, wodurch Stoffverbindungen aufgebrochen und verändert werden können. Zu einem kleinen Anteil können die Stoffverbindungen auch in elementare Verbindungen aufgespalten werden. Das Problem bei der Oxidation ist jedoch, dass die veränderten Stoffe, die sogenannten Metaboliten, ebenso eine negative Wirkung auf die Umwelt haben können. Eine eingehende Beurteilung in Bezug auf deren Verhalten in der Umwelt wurde bisher lediglich für einen Teil der bekannten Metaboliten präsentiert (Schmidt, 2011).

Eine dritte Variante ist der **biologische Abbau**. Hierbei werden die Mikroschadstoffe, ähnlich wie im herkömmlichen Belebungsbecken, durch Mikroorganismen umgewandelt oder in elementare Verbindungen aufgespalten. Auch hier besteht das Problem der weitgehend unbekanntem Metabolitenbildung. Da diese Variante bislang nicht ausreichend erforscht wurde, hat der biologische Abbau im Rahmen der Machbarkeitsstudie keine weitere Relevanz.

Unter Bezugnahme abgeschlossener Studien werden die unterschiedlichen Verfahren in den folgenden Kapiteln vorgestellt und betrachtet.

5.1 Membranverfahren

Eine Variante der Adsorption sind die Membranverfahren. Unterteilt werden diese in vier Gruppen. Die Tabelle 5.1 stellt die wichtigsten Informationen der einzelnen Verfahren dar.

Der Rückhalt von Mikroschadstoffen durch Mikro- und Ultrafiltration weist eine geringere Eliminationsrate auf als alternative Verfahren. In den Abläufen dieser Filtrationen lassen sich meist noch hohe Konzentrationen an Mikroschadstoffen nachweisen. Die Nanofiltration erzielte laut Technischer Universität Dortmund in Versuchsreihen von Agenson et al. (2003) und Sato (2004) bessere Ablaufwerte (Fahlenkamp et al., 2006).

Tabelle 5.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006)

Membrantyp	Betriebsdruck	Trenngrenze	Trennmechanismus
Mikrofiltration	0,1 - 3 bar (transmembran)	Feststoffe > 0,1 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Ultrafiltration	0,5 -1,0 bar (transmembran)	Kolloidal gelöste Stoffe: 20.000 -200.000 Dalton Feststoffe: > 0,005 µm	Siebung ggf. deckschichtkontrolliert
Nanofiltration	2 - 40 bar (transmembran)	gelöste Stoffe: 200 - 20.000 Dalton, Feststoffe > 0,001 µm	Löslichkeit / Diffusion / Ladung (Ionen- selektivität)
Umkehrosmose	5 – 70 in Sonderfällen 120 bar	gelöste Stoffe: < 200 Dalton	Löslichkeit / Diffusion

Die Umsetzung einer Nanofiltration oder Umkehrosmose scheidet aus. Diese Verfahren sind derzeit nicht wirtschaftlich, haben einen hohen Betriebsaufwand und außerdem stellt sich die Entsorgung der Filtrate problematisch dar. Diese Angaben werden durch die Studie der Universität der Bundeswehr München für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik bestätigt (Günthert und Rödel, 2013). So werden in der genannten Studie spezifische Kosten pro Kubikmeter Schmutzwasser (0,39 €/m³ - 0,72 €/m³) und Abwasser (0,20 €/m³ - 0,37 €/m³) genannt. Bei dem direkten Vergleich dieser spezifischen Kosten mit denen anderer Verfahren wird eine hohe Kostendifferenz deutlich. Zum Vergleich dient Abbildung 5.28. Aus den vorangegangenen Gründen werden diese Verfahren im Rahmen der Studie nicht weiter berücksichtigt.

5.2 Ozonierung

Ein in der Praxis erprobtes und auch in der Trinkwassergewinnung seit langem eingesetztes Verfahren ist die Ozonierung. Die Ozonierung ist eines der effektivsten und ökonomischsten Verfahren zur Reduktion und Elimination von bekannten Mikroschadstoffen im Abwasser. Bei diesem Reinigungsverfahren wird das Wasser mit Ozon(O₃)-Molekülen vermischt, was zu zwei Reaktionen führt (Vereinfachte Darstellung, Abbildung 5.1):

- **Direkte Oxidation:** Direkte Reaktion des Ozons mit den anorganischen und organischen Substanzen (+M) im Wasser. Hier werden bevorzugt bestimmte Verbindungen, wie Kohlenstoffdoppelbindungen, angegriffen. Dies hat die Folge, dass andere Verbindungen vernachlässigt werden können. Auch zeigen einige Stoffe persistente Eigenschaften gegenüber dem Ozon.

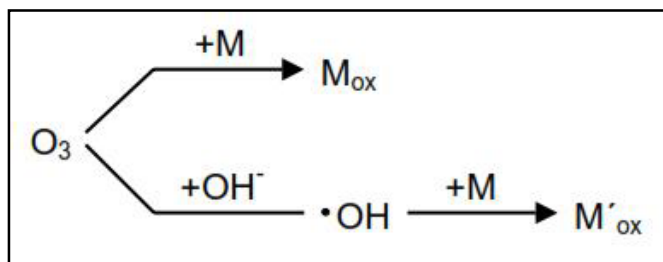


Abbildung 5.1: Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert und ergänzt nach Fahlenkamp et al., 2006)

- **Indirekte Oxidation:** Beschreibt den Zerfall des Ozons bei Kontakt mit Wasser zu Hydroxylradikalen (OH). Diese reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen (+M), wodurch sie zur Mikroschadstoffelimination beitragen können.

Neben der reinen Ozonierung gibt es auch die erweiterte Ozonierung, der sogenannte Advanced Oxidation Prozess (AOP). Beim AOP wird durch unterschiedliche Verfahren versucht die Entstehung von Hydroxylradikalen zu fördern. Dies geschieht mittels Zugabe von Oxidationsmitteln, durch Ultraviolett (UV)-Bestrahlung oder durch eine Kombination beider Verfahren. Die AOP-Verfahren „sollen oxidative Prozesse durch höhere Hydroxylradikalausbeuten ökonomisch effektiver gestalten und die Entfernung von Wasserinhaltsstoffen verbessern“ (Weiß, 2007). Vierte Reinigungsstufen nach dem AOP-Prinzip sind derzeit nicht umgesetzt. Es gibt lediglich einige Pilotversuche, um die Eliminationsleistung und die Kosten dieses Verfahrens abzuschätzen. Aufgrund der in Abbildung 5.28, S. 46, aufgeführten spezifischen Betriebskosten von < 0,05 bis 0,46 €/m³ und der unzureichenden großtechnischen Erfahrungswerte werden die AOP-Verfahren für den Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter betrachtet.

Für den Eintrag des Ozons im dafür benötigten Reaktionsbecken werden zwei Verfahren unterschieden:

- **Diffusion:** Das Ozon wird feinperlig über Diffusoren an mehreren Stellen in den Reaktor eingetragen. Für eine optimale Durchmischung des Ozons mit dem Substrat wurde über Trennwände nachgedacht. Hierfür wurden Simulationen zum Strömungsverhalten durch die Grontmij GmbH und zur Kinetik organischer Wasserinhaltsstoffe durch die Technische Universität Dortmund unternommen. Diese haben gezeigt, „dass eine Einteilung des Reaktionsbeckens in der Diffusorstraße durch Trennwände in Reaktions- und Entspannungseinheiten nicht erforderlich ist“ (Grünebaum, 2011).
- **Injektion:** Das Ozon wird direkt in den Zulaufstrom mittels Injektorpumpe injiziert. Aus diesem Grund muss nicht über weitere Vermischungsbemühungen nachgedacht werden.

Anhand der Untersuchungsergebnisse der Kläranlage Duisburg-Vierlinden kann abgeleitet werden, dass die Injektion eine höhere Eliminationsrate aufweist als die Diffusion (Abbildung 5.2). Außerdem zeigten die im Rahmen der Bauphase unternommenen Simulationen durch die Grontmij GmbH und Simulationen zur Kinetik der Stoffe für Carbamazepin und Metoprolol durch die Technische Universität Dortmund, dass ein Einbau von Trennwänden in den Kontaktbecken nicht erforderlich ist (Grünebaum, 2011). Bei einem Treffen mit Ozonanlagenherstellern der Firma Xylem (WEDECO) wurde jedoch darauf hingewiesen, dass in der Breite bessere Erfahrungen mit der Ozoninleitung durch Diffusoren, sowie mit dem Einbau von Trennwänden im Ozonreaktor, gemacht wurden.

In den Versuchsreihen an der Ozonierungsstufe der Kläranlage Duisburg-Vierlinden wurden über 30 Minuten verschiedene Ozonkonzentrationen auf deren Wirksamkeit getestet. Die Ergebnisse sind der Abbildung 5.2 zu entnehmen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass die Konzentration des Ozons zwischen 5 bis 10 mg/l gewählt werden sollte, um möglichst viele Mikroschadstoffe behandeln zu können. Eine weitere Bezugsgröße für die benötigten Ozonkonzentrationen ist der DOC. Hier schwanken die Werte unterschiedlicher Auslegungen und Versuche zwischen 0,4 bis 1,24 gO₃/gDOC (Günthert et al., 2013). Die Reaktionszeiten bei der Ozonierung liegen zwischen 15 und 30 Minuten.

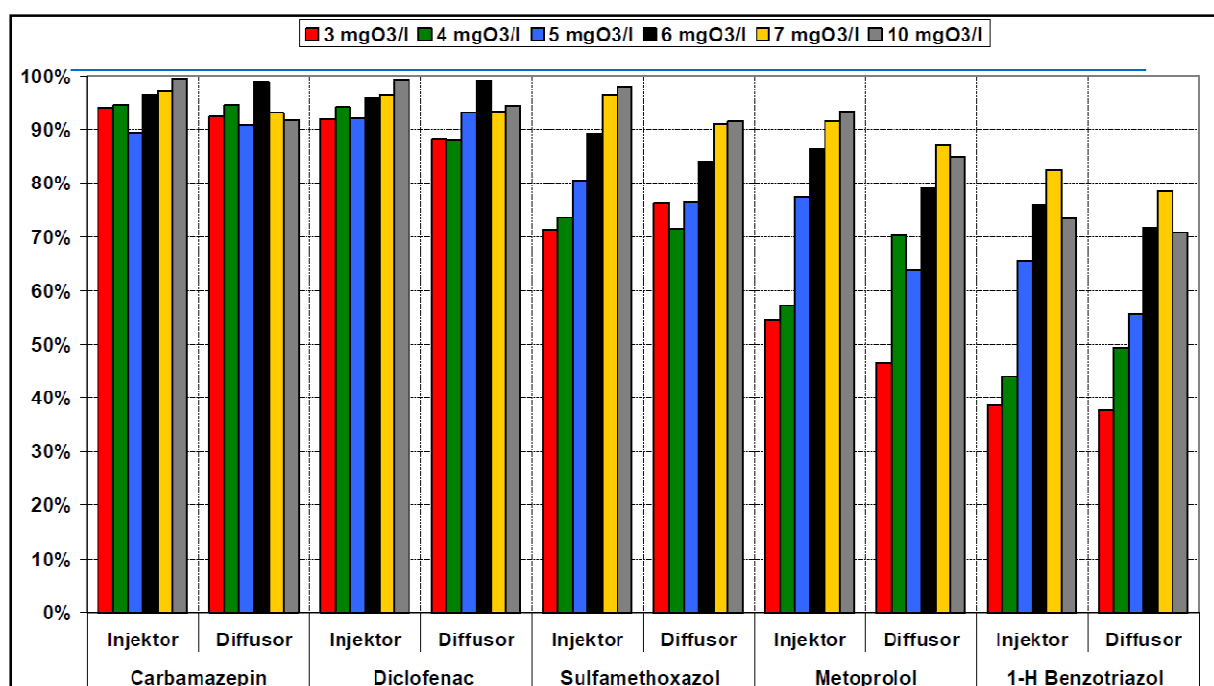


Abbildung 5.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)

Um das Innenleben eines Ozonreaktors zu veranschaulichen, folgt nun die Abbildung 5.3 der Firma Xylem. Die Reaktoren sollten laut Aussage der Mitarbeiter der Firma Xylem für eine Wasserhöhe von 6 m mit zusätzlich 0,5 m zur Reaktordecke ausgelegt sein.

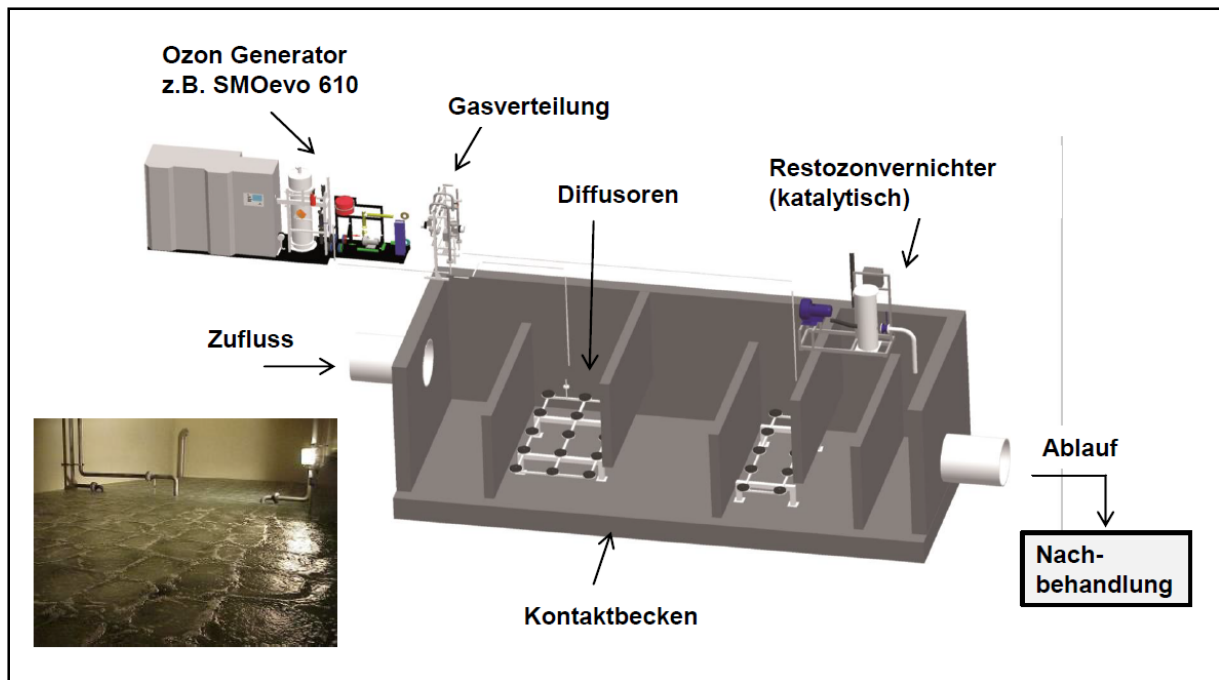


Abbildung 5.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)

Bei der Ozonierung gibt es einige denkbare Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der Eintragsmöglichkeiten des Ozons kann über nachgeschaltete Verfahren nachgedacht werden. Dies ist insofern sinnvoll, da beispielsweise hierdurch die Möglichkeit des Metabolitenabbaus durch eine biologisch aktivierte Verfahrensstufe geschaffen werden kann. Ebenso positiv wirken sich nachgeschaltete Verfahren auf mögliche Restkonzentrationen des Ozons im Wasser aus. Durch eine längere Aufenthaltszeit des Wassers in der Kläranlage können solche Restkonzentrationen weiter oxidieren, wodurch die Gefahr des Abtriebs von Ozon in das anliegende Gewässer minimiert wird.

Ausgewählte Verfahren werden im Folgenden vorgestellt.

- Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorptionsstufe

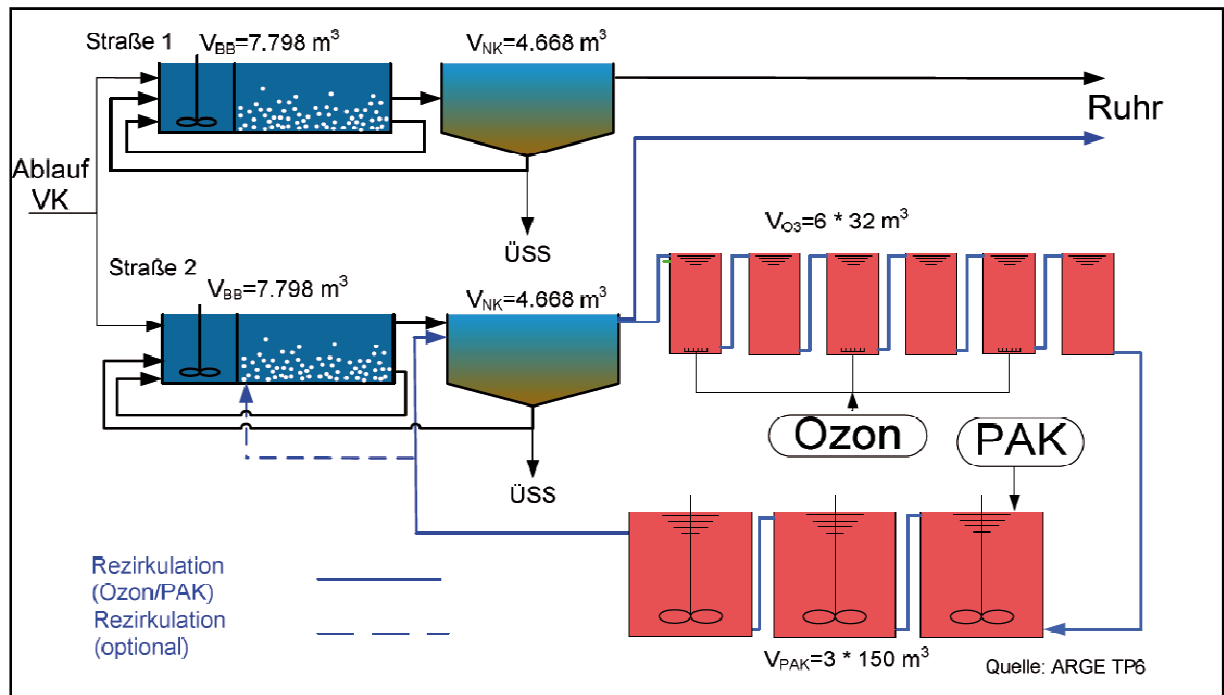


Abbildung 5.4: Ozonierung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)

Eine solche Anlage existiert bereits auf der Kläranlage Schwerte. Wesentlicher Bestandteil ist hier der Rezirkulationsstrom, welcher optional dem Belebungsbecken, dem Nachklärbecken oder dem Kläranlagenablauf zugeleitet werden kann. Insgesamt stellt diese Variante eine gute Lösung zur Metaboliteneleminierung dar. Die Investitions- und Betriebskosten für eine solche kombinierte Anlage sind hingegen sehr hoch und nicht wirtschaftlich.

- Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration

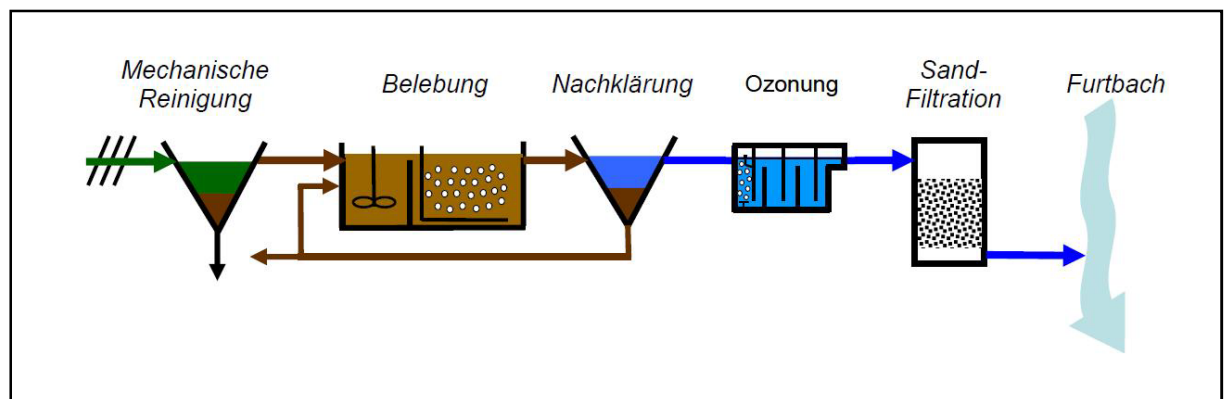


Abbildung 5.5: Ozonierung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009)

Eine solche Verfahrensstufe wurde auf der Kläranlage Regensdorf realisiert. Hier wurde auf die genaue Reinigungswirkung des Sandfilters, bezogen auf die Metabolite, nicht weiter ein-

gegangen. Er diene eher dazu die Ozon-Restkonzentration zu eliminieren und eine weitere biologische Reinigungswirkung hervorzurufen. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Sandfiltration einen positiven Effekt auf den DOC hatte. Jedoch wurde durch die Ozonierung mehr AOC, welcher einen Teil des DOC darstellt, gebildet. Dieser kann durch den biologischen Bewuchs im Sandfilter wieder abgebaut werden. Der AOC im Ablauf des Sandfilters war dagegen höher als im Ablauf der Nachklärung, was sich hinsichtlich der Sauerstoffzehrung eher nachteilig auf das Gewässer auswirkt.

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass die Sandfiltration nach der Ozonierung auch im Hinblick auf die Trübung eine positive Wirkung auf die Abwassermatrix hat.

- Ozonierung mit nachgeschalteter GAK-Adsorptionsstufe

Eine gute Alternative wäre anstatt der o.g. nachgeschalteten Sandfiltration eine nachgeschaltete GAK-Filtrationsstufe zu wählen. Das Fließschema bei diesem Verfahren gleicht dem des o.g. Verfahrens der Abbildung 5.5. Hierbei ergäbe sich der Vorteil einen Teil der Metabolite zu adsorbieren. Zusätzlich würde das Abwasser durch die Biologie weiter gereinigt werden. Die Befüllung mit GAK an Stelle von Sand ist hingegen kostenintensiver. Auch müsste die GAK häufig gewechselt werden, um eine annähernd konstante Reinigungswirkung, im Hinblick auf die Mikroschadstoffe und Metabolite, zu gewährleisten. Insgesamt sind die Betriebskosten wesentlich höher, im Vergleich mit der nachgeschalteten Sandfiltration.

- Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich

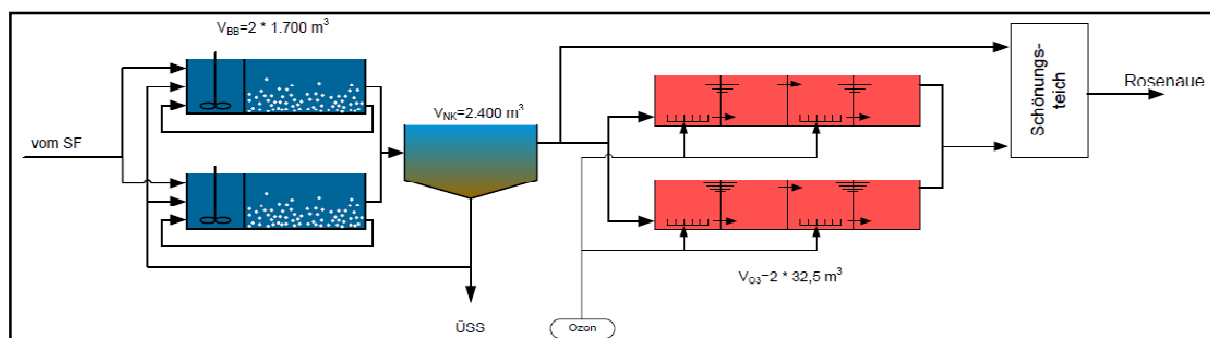


Abbildung 5.6: Ozonierung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)

Solch eine Anlage gibt es auf der Kläranlage Bad-Sassendorf. Schönungsteiche haben vor allem eine Wirkung auf die Eliminationsleistung gegenüber Bakterien und Viren. Dies konnte auch auf der Kläranlage Bad-Sassendorf bestätigt werden, wo bei bakteriellen Belastungen Eliminationswerte von bis zu 100 % erzielt wurden. Auch können sich Schönungsteiche durch den weiteren Abbau positiv auf die Mikroschadstoffreduktion, sowie dem DOC und dem CSB auswirken (Abbildung 5.8). Ein negativer Aspekt ist, dass eine Gefahr der Remobilisierung der im Sediment befindenden Stoffe besteht.

- Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

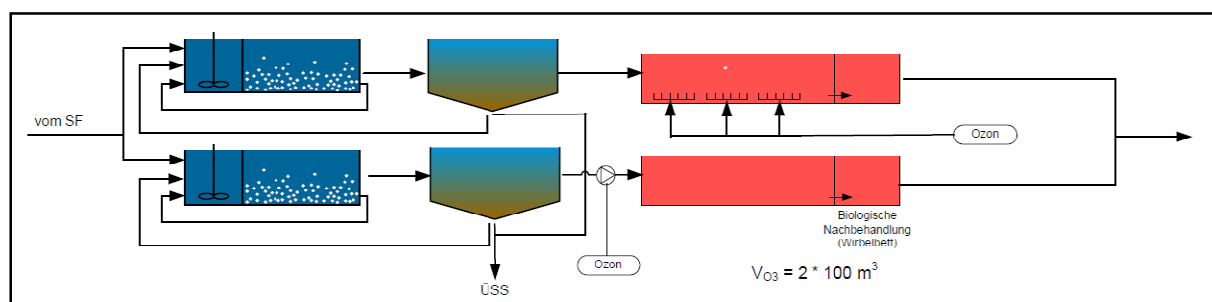


Abbildung 5.7: Ozonierung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden verfügt über eine zweistraßige Ozonierung. In die eine dieser Straßen wird das Ozon nach dem Injektionsprinzip vor dem Kontaktreaktor eingetragen. Eine Nachbehandlung erfolgt nicht. Bei der anderen Straße ist nach dem Kontaktreaktor mit Diffusoren ein Wirbelbett nachgeschaltet, in dem durch biologische Nachbehandlung die Eliminationsleistung erhöht werden soll. Untersuchungen haben gezeigt, dass dies im geringen Maße zutrifft. Genauere Untersuchungen hierzu laufen noch. So wird derzeit die Eliminationsleistung durch Zugabe von Schwebebett-Füllkörpern aus Kunststoff mit einer spezifischen Oberfläche von $750 \text{ m}^2/\text{m}^3$ bei einer Dichte von $1 \text{ kg}/\text{m}^3$ getestet.

- Ozonierung mit Rezirkulation in die Belebung

Eine solche Reinigungsstufe wurde hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Abbauleistung der Biozönose des belebten Schlammes durch die Technische Universität Dortmund untersucht (Fahlenkamp et al., 2006). Betrachtet wurde hierbei die vierte Reinigungsstufe der Kläranlage Schwerte (Abbildung 5.4) ohne PAK-Zugabe. Bei den Versuchen wurde von dem Fall ausgegangen, dass die gesamte Ozonmenge in die Belebung gelangt. Es zeigte sich, dass Ozon bis zu einer Restkonzentration von $3 \text{ mgO}_3/\text{gTS}$ als unbedenklich anzusehen ist. Diese würden bei einem üblichen TS-Gehalt der Belebung von $3 - 5 \text{ gTS}/\text{l}$ eine Ozonkonzentration von $9 - 15 \text{ mgO}_3/\text{l}$ ergeben. Da zur Ozonierung eine Ozon-Konzentration von $5 - 10 \text{ mg}/\text{l}$ empfohlen wird, kann davon ausgegangen werden, dass rezirkulierende Ozonfrachten eher eine untergeordnet schädigende Rolle spielen. Eine Abnahme der Schlammaktivität oder Verschlechterung der Absetzeigenschaften ist nicht zu erwarten.

Ein Vorteil der Ozonierung ist, dass ein Teil der höhermolekularen Wasserinhaltsstoffe zu kleineren, biologisch abbaubaren, Verbindungen oxidiert werden (Alaton und Balcioglu, 2001). Es wird also ein Teil des CSB, der sonst in der Kläranlage nicht weiter abgebaut wird, stückweise wieder für Bakterien verfügbar, wodurch der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) ansteigt. Versuche der Technischen Universität Wien haben gezeigt, dass bei einer spezifischen Ozonzehrung von $0,6$ bis $0,7 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$ der BSB_5 im Ablauf der Ozonierung im Mittel um 15% erhöht wurde (Kreuzinger, 2011).

Die BSB₅-Zunahme kann sich ebenso nachteilig auf den Kläranlagenbetrieb auswirken. Durch die Zunahme biologisch abbaubarer Stoffe nimmt die Sauerstoffzehrung im empfangenden Gewässer zu. Nach einer Ozonierungsstufe sollte also eine nachgeschaltete biologische Stufe bedacht werden, in der der BSB₅ und somit der CSB weiter reduziert wird.

Wie erwähnt führt die Ozonierung nicht maßgeblich zur Mineralisierung von Inhaltsstoffen. Es kommt Großteils zur Metabolitenbildung, von denen weitestgehend noch unklar ist, ob sie eine ökotoxikologische oder humantoxikologische Wirkung haben. So sind beispielhaft die Oxidationsprodukte Bromat und Nitrosamine zu nennen. Für diese Stoffgruppen wurden eindeutig toxische und kanzerogene Wirkungen nachgewiesen.

Ein weiteres zu berücksichtigendes Problem der Ozonierung kann die Reaktion des Ozons mit Nitrit sein. Diese beiden Stoffe reagieren sehr schnell miteinander, wodurch Nitrat entsteht. Somit führt ein hoher Nitritgehalt im Ablauf der Nachklärung zu einem erhöhten Ozonbedarf und damit auch zu einem höheren Energieverbrauch einer Kläranlage.

Wird über den Bau einer Ozonung nachgedacht, sollten die aktuellen Stoffströme im Ablauf der Kläranlage beurteilt werden. Ebenso muss berücksichtigt werden, dass sich die Stoffströme in Kläranlagen stetig verändern. Welche Stoffe in welchen Konzentrationen in Zukunft die Kläranlage durchlaufen und in die 4. Reinigungsstufe geleitet werden ist ungewiss. Ebenso ungewiss sind die zukünftigen Eigenschaften der neu entstehenden Reaktionsprodukte und deren Wirkung auf die Umwelt.

Zuletzt ist festzuhalten, dass bei der Ozonierung der CSB, sowie der DOC, lediglich in einem sehr geringen Maß verringert wird. Dies ist darin begründet, dass nur ein Teil der Inhaltsstoffe mineralisiert wird (Grünebaum, 2013). Belegt wird dies durch Versuche auf der Kläranlage Bad Sassendorf mit drei unterschiedlichen Dosiermengen des Ozons (Abbildung 5.8). Hierbei wurde der CSB und DOC vor der Ozonstufe, nach der Ozonstufe und im Ablauf des dort befindenden Schönungsteichs miteinander verglichen.

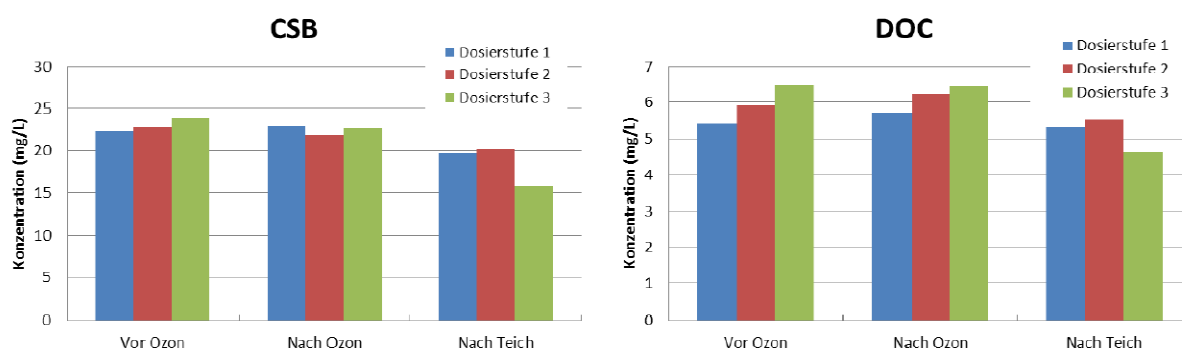


Abbildung 5.8: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)

5.3 Adsorption mittels Aktivkohle

Es gibt zwei Arten von Aktivkohle: Die granulierten Aktivkohle (GAK) und die pulverisierte Aktivkohle (PAK). Das Ausgangsmaterial von Aktivkohlen, die zum Einsatz in der Abwasserreinigung benutzt werden, bestehen hauptsächlich aus behandelten Kohlen, Hölzern und Kokosnussschalen. Die beiden Aktivkohlen unterscheiden sich im Wesentlichen in ihrer Herstellung, ihrer Porengröße, der Korngröße, sowie in ihren Anwendungsmöglichkeiten. Abbildung 5.9 zeigt den typischen Aufbau von Aktivkohle.

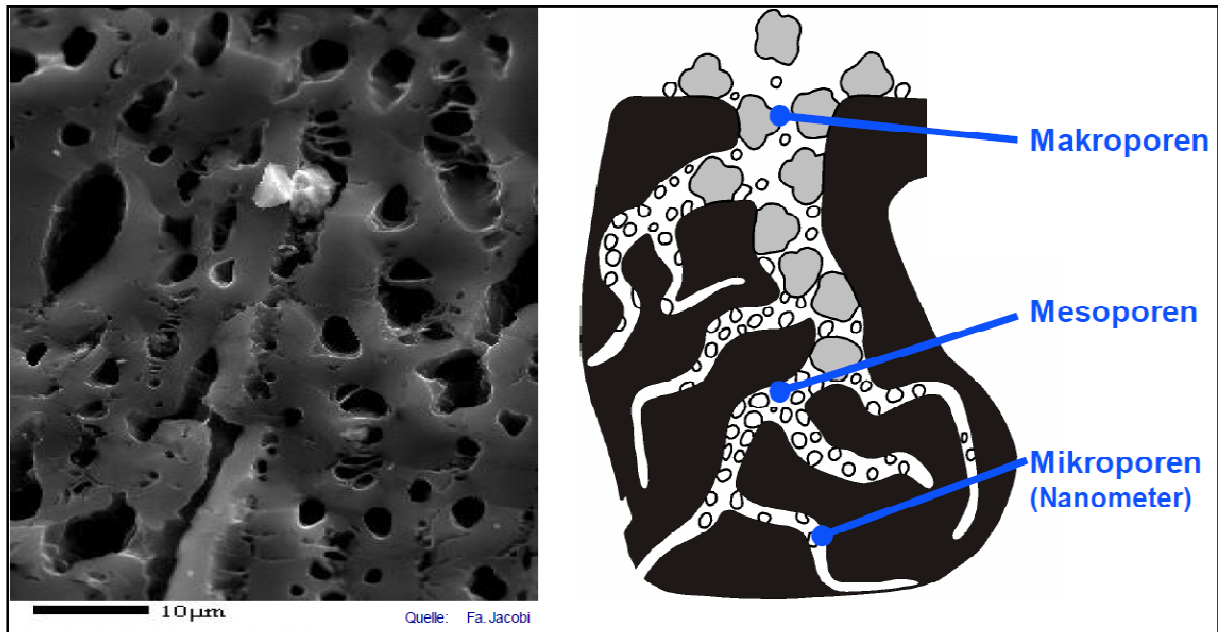


Abbildung 5.9: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)

Während die GAK in einem Filterbett verwendet wird, so wird die PAK mit dem Abwasser vermischt, um in einem späteren Verfahrensschritt wieder entnommen zu werden. In der Regel ist für den Einsatz von Aktivkohle im Abwasserbereich die Anwendung von PAK gegenüber der GAK vorzuziehen. Die aufgeführten Vor- und Nachteile der Tabelle 5.4, S. 43, und Tabelle 5.5, S. 44, bestätigen dies.

Bei der Adsorption mittels Aktivkohle muss die Aktivkohle mit dem Wasser in Kontakt gebracht werden. Bei diesem Vorgang lagern sich eine Vielzahl von Mikroschadstoffen an die Aktivkohle an, vereinfacht dargestellt in Abbildung 5.10.

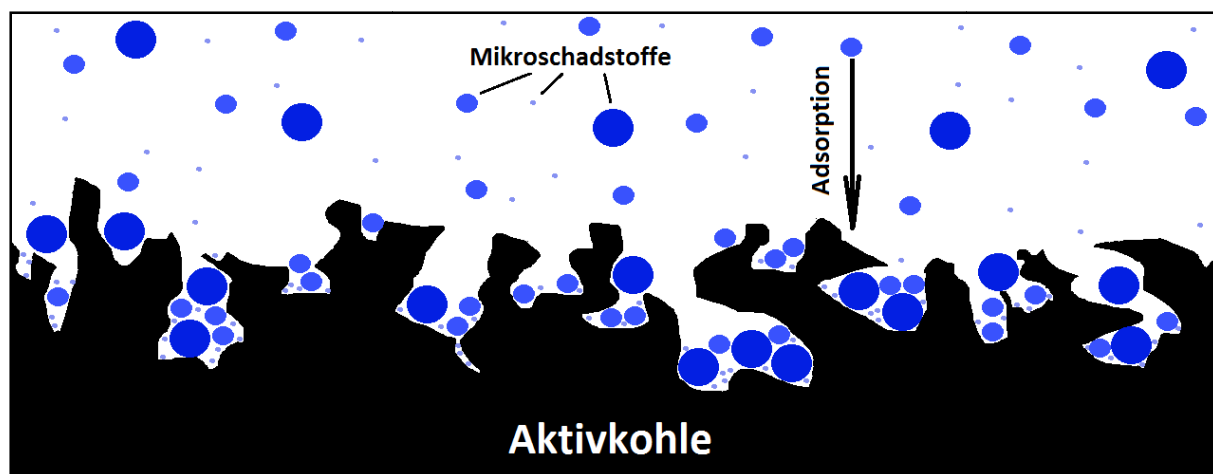


Abbildung 5.10: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle

Der hervorzuhebende Vorteil der Adsorption mittels Aktivkohle ist der, dass die Bildung von Metaboliten weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Dieser Vorteil kann der granulierten, wie auch der pulverisierten Aktivkohleadsorption zugesprochen werden.

5.3.1 GAK-Adsorption

Die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle wird bevorzugt bei Anlagen mit bestehender Sandfiltration eingesetzt, wobei das gesamte oder lediglich ein Teil des Sandbettes durch eine Aktivkohleschicht ersetzt wird. Ein wesentliches Merkmal der GAK ist, dass sie, im Gegensatz zur pulverisierten Aktivkohle, thermisch recycelt werden kann. Außerdem kann die Ausbildung eines biologischen Rasens eine weitere Reinigungswirkung hervorrufen. Für die Bemessung eines GAK-Filterbettes sind drei Kriterien von entscheidender Bedeutung:

- BV (Bed Volumes) = durchgesetzte Bettvolumina in $\text{m}^3_{\text{Wasser}}/\text{m}^3_{\text{GAK}}$

Die BV geben an, wie häufig das Volumen des Filterbettes vom gleichen Volumen des Wassers durchflossen wird.

- Korngröße der GAK und verwendetes Produkt

Die Korngröße und die verwendete Kohle sind aus zweierlei Sicht für die Bemessung eines GAK-Filterbettes von Bedeutung. Zum einen ist eine geringe Korngröße effektiver hinsichtlich ihrer adsorptiven Wirkung als eine gröbere. Zum anderen führen kolloidale und partikuläre Stoffe aus dem Abwasser zur Verblockung des Filters, wobei sich eine geringe Korngröße nachteilig auswirkt und zu häufigen Rückspülungen führt. Es ist also abzuwägen, mit welcher Aktivkohle gearbeitet wird.

- EBCT (Empty Bed Contact Time) = Leerrohrkontaktzeit in min

Die EBCT gibt an, wie lange ein Wasserteilchen rein rechnerisch im GAK-Bett verweilt. Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass eine lange EBCT angestrebt wird, um eine

gute Adsorption zu ermöglichen. Für das angestrebte Reinigungsziel und die spezifische Abwassermatrix optimale EBCT sollte mit Hilfe von Vorversuchen ermittelt werden.

Die Kläranlage Heiden verfügt zwar nicht über eine Sandfiltration. Trotzdem wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine solche Filtrationsstufe mit den anderen gängigen Verfahren verglichen und bewertet.

Die Mikroschadstoffelimination bei der GAK-Filtration ist abhängig von der Betriebsdauer der eingesetzten Aktivkohle. Die Eliminationsrate der Stoffe, die nicht kontinuierlich im Filter biologisch abgebaut werden, nimmt aufgrund der zunehmend besetzten Adsorptionsplätze stetig ab. Hierbei sind die unterschiedlichen Stoffe und Stoffgruppen nicht miteinander vergleichbar.

Im Rahmen der MIKROFlock-Studie der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ wurde anhand von zehn Mikroschadstoffen die Eliminationsraten der GAK-Adsorption bewertet. „Nach 4.600 BV Betriebszeit (entspricht etwa zwei Monaten) konnten Eliminationsraten für die untersuchten Spurenstoffe zwischen 31 % und 82 % gemessen werden. Nach 32.000 BV ergaben sich Eliminationsraten zwischen 0 % und 21 %“ (Pinnekamp, 2012).

Untersuchungsergebnisse der Eawag auf der Kläranlage Neugut haben gezeigt, dass die Eliminationsrate für eine Vielzahl von Mikroschadstoffen ab 4.000 BV bei ≤ 60 % liegt, wobei einige Stoffe wesentlich länger bzw. kürzer adsorbiert werden (Böhler et al., 2013).

Versuche durch Grontmij für die Kläranlage Neuss-Ost zeigen für den in die Beobachtungsliste der WRRL aufgenommenen Mikroschadstoff Diclofenac, dass nach max. 3.000 BV die Eliminationsrate von 80 % nicht mehr eingehalten werden kann (Herbst et al., 2013).

Die Eliminationsraten der chemischen Parameter CSB und P spielen für die Auslegung einer GAK-Adsorption keine Rolle. Im direkten Vergleich mit einer herkömmlichen Sandfiltration wurde auf der Kläranlage Düren-Merken Phosphor nicht weitergehend eliminiert. Eine zusätzliche Zugabe von Fällmitteln sollte zur weiteren P-Elimination beitragen. Der CSB wurde in der GAK-Filterzelle zunächst sehr gut zurückgehalten. Jedoch sank die Elimination innerhalb von 1.000 BV von 70 auf 10 % (Pinnekamp, 2012).

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden nun zu weiteren Berechnungen 4.000 BV für die GAK-Adsorption angesetzt. Für die Kosten der GAK werden 1,50 €/kg gewählt. Bei der Kostenannahme wird davon ausgegangen, dass die Filter stets mit frischer Aktivkohle befüllt werden, weil derzeit nicht klar ist, ob recycelte Aktivkohle in der Kosten-Nutzen-Betrachtung besser abschneidet, als frische Kohle. Recycelte Kohle ist mit ihrer ursprünglichen Kohle nicht vergleichbar. Die Adsorptionskapazität nimmt nach dem recyceln ab. Es können nicht alle Adsorptionsplätze wieder zur Verfügung gestellt werden, wodurch die Elimination eingeschränkt wird und die durchgesetzten BV abnehmen.

Um die benötigten Wechsel der GAK-Filter pro Jahr berechnen zu können, dient folgende Formel:

$$x = \frac{t \cdot Q_F}{BV \cdot V_F}$$

x benötigte Filterwechsel in Wechsel/a

t Zeit in 365 d/a

Q_F gewählter Durchfluss in m^3/d

BV gewählte Bettvolumina in m^3/m^3

V_F Volumen der Filterfüllung in m^3

Ein Vorteil der GAK-Adsorption ist, dass bei diesem Verfahren kaum Metabolite gebildet werden. Lediglich die Biologie im Filter bildet diese im geringen Maß. Ein weiterer Vorteil ist, dass dieses Verfahren verhältnismäßig wenig Platz benötigt, auch weil keine vor- oder nachgeschalteten Verfahren oder Becken erforderlich sind.

Der große Nachteil ist, dass die Eliminationsrate nicht konstant ist. Beim Bau einer GAK-Adsorptionsstufe muss zunächst ermittelt werden, welche Standzeiten bzw. BV benötigt werden, um eine gewünschte Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe nicht zu unterschreiten. Ein weiterer Nachteil ist, dass bei der Filterbettspülung viel Energie benötigt wird.

Abbildung 5.11 zeigt ein vereinfachtes Fließschema einer möglichen GAK-Adsorptionsstufe.

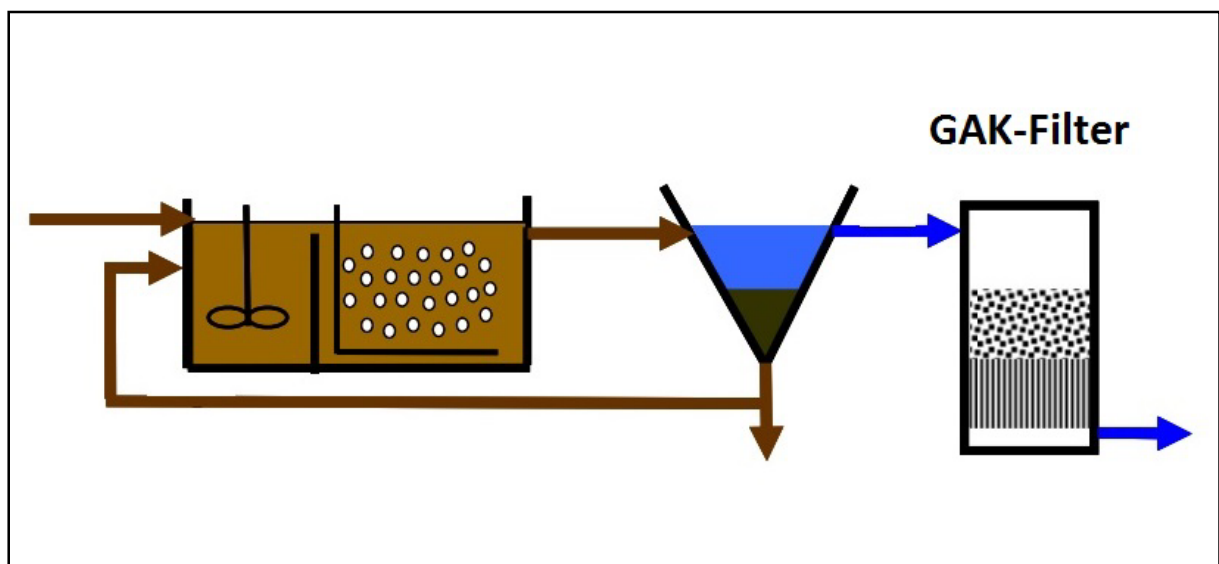


Abbildung 5.11: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Die vierte Reinigungsstufe in Form einer GAK-Adsorption fängt nach der herkömmlichen biologischen Reinigungsstufe an, dem Ablauf der Nachklärung. Dies würde ebenso auf der Kläranlage Heiden vorgesehen, sofern eine 4. Reinigungsstufe umgesetzt werden soll.

5.3.2 PAK-Adsorption

Die Adsorption mittels pulverisierter Aktivkohle wurde bei einer Vielzahl von Pilotanlagen getestet und wird bereits bei einigen Kläranlagen realisiert. Vor der Ozonierung ist sie mittlerweile die meist praktizierte Verfahrensstufe zur Mikroschadstoffelimination.

Für die Charakterisierung der PAK-Adsorptionseigenschaften sind im Wesentlichen folgende Begriffe von Bedeutung:

- Jodzahl in mg/g

Die Jodzahl gibt an, welche Menge an Jod bei einer definierten Jod-Restkonzentration in Lösung pro Gramm PAK adsorbiert wird. Bei Jod wird davon ausgegangen, dass sich genau ein Jodatome auf einen Adsorptionsplatz anlagert. Es werden also Zahlenwerte erreicht, welche hinsichtlich ihrer Tendenz als auch hinsichtlich der spezifischen Oberfläche (wird im Folgenden vorgestellt) der Aktivkohle in etwa übereinstimmen.

- Spezifische Oberfläche in m²/g

Die spezifische Oberfläche gibt an, wie groß die Fläche in einem Gramm Aktivkohle ist. Bestimmt wird diese experimentell mittels der BET-Methode, einem Analyseverfahren zu Größenbestimmung von Oberflächen durch Gasadsorption.

- Molassezahl in mg

Die Molassezahl gibt an, wie viel Aktivkohle benötigt wird, um eine standardisierte Melasselösung zu entfärben. Gute Aktivkohlen weisen einen Wert von maximal 300 mg auf. Je geringer die Molassezahl ausfällt, desto besser ist die Aktivkohle. Dies ist darin begründet, dass weniger Aktivkohle benötigt wird, um die Melasselösung zu entfärben. Die Molassezahl kann auch als Maß für den Gehalt an Makroporen gesehen werden, da Molasse aus verhältnismäßig großen Molekülen besteht.

- Korngröße hier im µm-Bereich betrachtet

Die Korngröße wird durch eine Siebanalyse bestimmt. Häufig wird auch der Parameter D₅₀ angegeben. Dieser gibt die Maschenweite bei einem Siebdurchsatz von 50 % an. Die üblichen Korngrößen bewegen sich laut unterschiedlicher Hersteller zwischen 0,5 und 300 µm, wobei sich die Hauptmengen in Bereichen zwischen 10 und 100 µm bewegen. Für die Abwasserbehandlung zur Elimination von Mikroverunreinigungen ist eine Aktivkohle mit hohem Feinkornanteil am besten geeignet.

- Dichte in kg/m³

Die Dichte wird anhand der Porösität und der Partikelgrößenverteilung bestimmt und sollte möglichst gering ausfallen.

In der Praxis hat sich gezeigt, dass eine Konzentration der PAK von 5 bis 20 mg/l ausreicht, um möglichst viele Mikroschadstoffe adsorbieren zu können. Die Reaktionszeiten im Kontaktreaktor sollten zwischen 20 und 30 Minuten gewählt werden. Die Kosten für pulverisierte Aktivkohle können stark variieren und liegen derzeit etwa bei 1,70 €/kgPAK.

Positiv ist die PAK-Adsorption insofern hervorzuheben, als dass diese neben der Metabolitenvermeidung ebenfalls eine zusätzliche Reinigungswirkung hinsichtlich des CSB, des AFS und des Gesamtphosphors aufweist (Pinnekamp, 2012). Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass die Pulveraktivkohle die Schlammeigenschaften verbessert. Untersuchungen der Eawag zeigen, dass der Schlammvolumenindex bei steigender PAK-Zugabe deutlich verringert wird (Zwickenpflug et al., 2010). Auch erwiesen die Ergebnisse der Technischen Universität Dortmund, dass durch die PAK-Zugabe eine Einsparung von Schlammkonditionierungsmitteln und eine Reduzierung der Klärschlammentsorgung um 20 % möglich sind (Fahlenkamp et al., 2008). Halbtechnische Versuche wurden hierzu nicht durchgeführt, weshalb lediglich auf eine mögliche Reduzierung hingewiesen wird. Zudem kann vermutet werden, dass die teilweise mit organischen Kohlenstoffverbindungen beladene PAK in der Faulung zu einem höheren Gasertrag und somit zu einer erhöhten Energieerzeugung führt. Belegt wurde, dass durch erhöhte Temperaturen und pH-Werte im Faulraum keine Desorption der Mikroschadstoffe zu erwarten ist. Im Gegenteil scheint es zu einer weiteren Beladung der PAK mit Mikroschadstoffen zu kommen, was zu einer Reduktion der rezyklierten Fracht aus dem Faulwasser führt (Zwickenpflug et al., 2010). Genauere Untersuchungen hierzu sind nicht bekannt.

Der Literatur ist zu entnehmen, dass die Rückführung der Aktivkohle ins Belebungsbecken oder in das Kontaktbecken positive Auswirkungen haben kann. So haben beispielweise Untersuchungen der Eawag gezeigt, dass sich bei Anwendung von 10 mg/l der DOC ohne Rückführung in die Belebung um 15 % verringern konnte. Mit Rückführung lag die Elimination bei rund 38 %. Ein Einfluss auf die Nitrifikationsleistung konnte nicht festgestellt werden. Ebenso auf die Mikroschadstoffe hat die Rückführung der PAK in die Belebungsbecken zu guten Ergebnissen geführt. „Gerade bei Stoffen, die bei der nachgeschalteten PAK-Behandlung ohne Rückführung nur schlecht bis unzureichend eliminiert werden konnten [...], wurde im 2 Pilotexperiment mit PAK-Rückführung teilweise eine starke Zunahme der Eliminationsleistung beobachtet“. (Zwickenpflug et al., 2010)

Ein Nachteil der Behandlung mit Pulveraktivkohle ist, dass bei Zuführung des PAK-Schlammes in die herkömmliche Schlammbehandlungsstraße der Schlamm nicht mehr in der Landwirtschaft genutzt werden kann. Grund dafür sind die von der PAK adsorbierten Mikroschadstoffe. Diese Stoffe werden bei der landwirtschaftlichen Nutzung wieder in die Umwelt abgegeben. Bei einer gewählten PAK-Adsorption als vierte Reinigungsstufe muss der behandelte Schlamm meist thermisch verwertet werden. Bei bestimmten Verfahrensvarianten bestände die Möglichkeit, dass der PAK-Schlamm in eine eigens hierfür errichtete Schlammbehandlungsstraße gefördert wird und somit nicht in Kontakt mit dem restlichen Schlämmen

der Kläranlage kommt. Bei diesen Varianten dürfte die PAK nicht in die Biologie zurückgefördert werden, was zu einer vergleichsweise schlechteren Eliminationsleistung führen wird.

5.3.2.1 Auswahl geeigneter Aktivkohle

Die Auswahl der PAK stützt sich in diesem Kapitel auf die Analyseergebnisse der in Tabelle 5.2 aufgezeigten und von der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock getesteten Aktivkohlen (Pinnekamp, 2012). Diese Aktivkohlen wurden hinsichtlich ihrer adsorptiven Eigenschaften mit identischen Wasserproben aus dem Ablauf der Kläranlage Schwerte getestet, die jeweils mit dem zu untersuchenden Mikroschadstoffen auf eine Ausgangskonzentration von 250 µg/l versetzt wurde. Die Versuche wurden mit PAK-Konzentrationen von 0, 5, 10, 25, 50, 100 und 200 mg/l durchgeführt. Zusätzlich wurden vergleichbare Versuche mit dem Rohwasserablauf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen durchgeführt, wobei die verwendeten PAK-Konzentrationen hier bei 10, 25 und 50 mg/l lagen.

Tabelle 5.2: Angaben der untersuchten Pulveraktivkohlen laut Hersteller (Pinnekamp, 2012)

Hersteller	Produkt	Rohstoff	Körnung	BET-Oberfl. [m ² /g]	Iodzahl [mg/g]
CarboTech	PAK C1000S	Steinkohle	85% < 100 µm	1000	> 950
CSC	HKP1050	Holzkohle	98% < 90 µm D ₅₀ = 25 µm	> 1050	> 1050
Donau Carbon	Carbopal AP	Braunkohle	70% < 40 µm	1300	1250
Jacobi	AquaSorb 5000 PAC-F	Braunkohle	90% < 45 µm D ₅₀ = 15 µm	1150	1100
Norit	SAE super	diverse, Torf u.a.	D ₅₀ = 15 µm	1300	1150

Da die Werte der Stoffkonzentrationen durch die Aufkonzentration zu 250 µg/l meist weit über den üblichen Zulaufkonzentrationen kommunaler Kläranlagen liegen, wurde außerdem die PAK Carbopal AP mit den PAK-Konzentrationen von 10, 25 und 50 mg/l ohne die Aufkonzentration von Mikroschadstoffen getestet. Diese Versuche haben gezeigt, dass durchgehend eine höhere Eliminationsrate bei realen Mikroschadstoffkonzentrationen im Wasser erreicht wurde, was durch Abbildung 5.12 wiedergespiegelt wird.

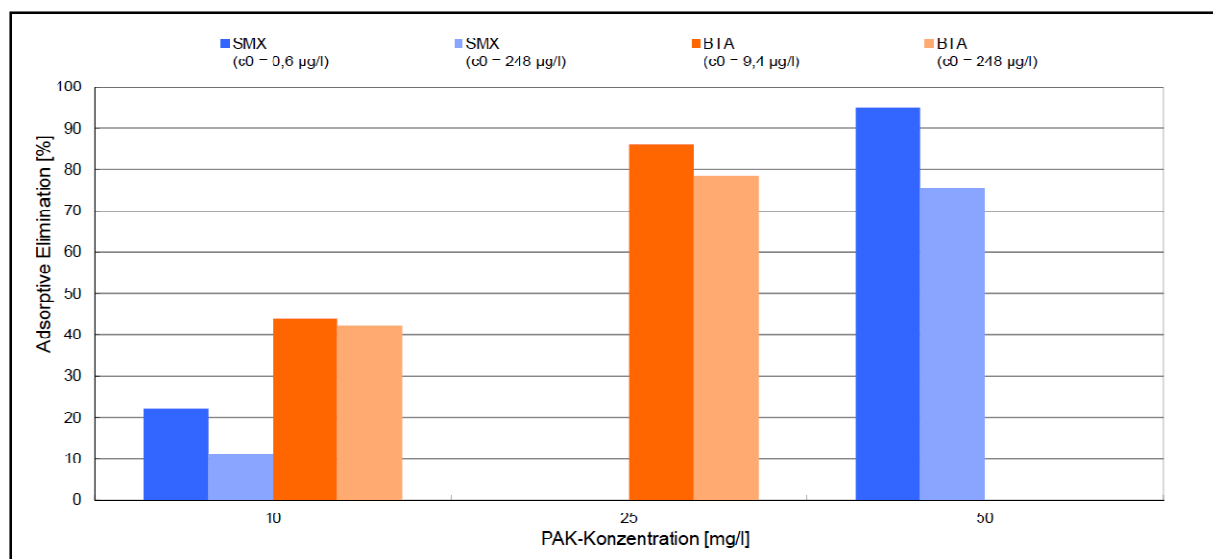


Abbildung 5.12: Adsorptive Eliminationsraten der PAK Carbopal AP für Sulfamethoxazol (SMX) und Benzotriazol (BTA) bezogen auf den Ablauf der KA Wuppertal-Buchenhofen bei realen sowie erhöhten Spurenstoffkonzentrationen (Pinnekamp, 2012)

Es kann festgehalten werden, dass die Versuche mit erhöhter Stoffkonzentration eine qualitative, jedoch nur eingeschränkt quantitative Aussage über die Eliminationsrate durch PAK aufzeigt.

Die besten Ergebnisse in den MIKROFlock-Untersuchungen erzielten die auf Braunkohle basierenden Aktivkohlen. Anbei muss erwähnt werden, dass das Rohwasser der Kläranlage Heiden zu anderen Ergebnissen führen kann. Insgesamt hat sich gezeigt, dass Kohlen mit einer großen spezifischen Oberfläche und vor allem deren Porengrößenverteilung für die Adsorptionsleistung von Mikroschadstoffen im Rohwasser die wichtigsten Parameter zur Bewertung sind.

5.3.2.2 Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption

Bei der PAK-Adsorption gibt es eine Vielzahl denkbarer Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der PAK-Eintragsstelle muss über nachgeschaltete Verfahren zur PAK-Abscheidung (Abschnitt 5.3.2.4) nachgedacht werden. Auch sollte über die Zugabe und den Ort der Zugabe von Fällmitteln und Flockungshilfsmittel nachgedacht werden, um eine optimale Abscheidung der Aktivkohle zu gewährleisten. Welche Möglichkeiten umgesetzt werden können, wird in diesem Kapitel kurz vorgestellt:

- PAK-Dosierung in die Belebungsbecken mit Nutzung der Nachklärbecken zur Sedimentation und abschließender Filtration

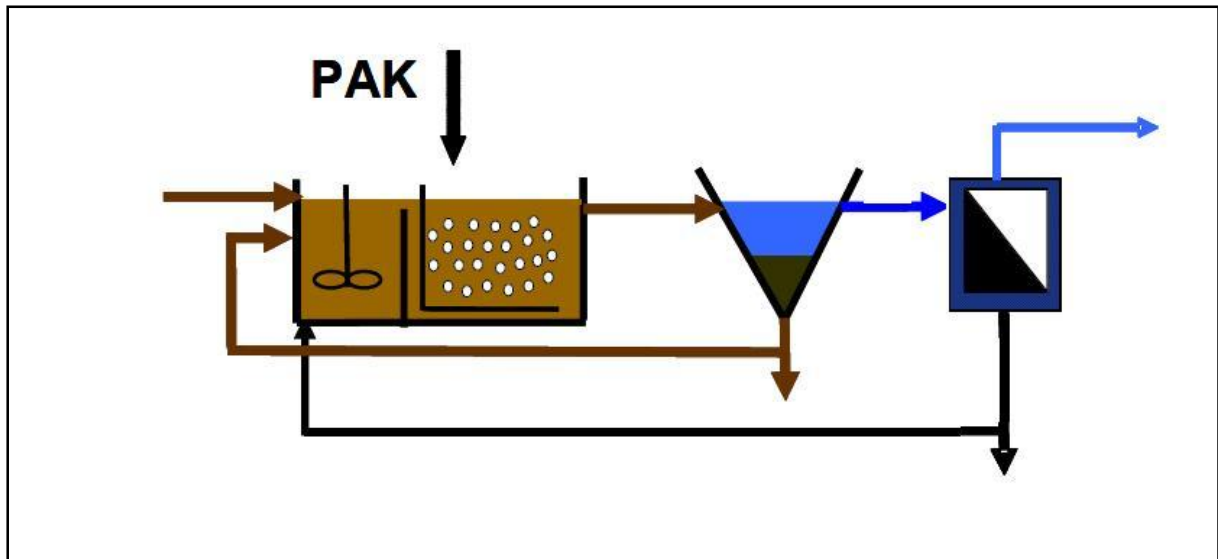


Abbildung 5.13: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine Variante ist die Zugabe direkt in die meist einstufige betriebene biologische Stufe (Abbildung 5.13). Getestet wurde ein solches Verfahren auf der halbtechnischen Anlage der Eawag mit Fällmittelzugabe vor der Belebung. Hierbei steht dem höheren Konzentrationsgradienten zwischen Adsorptiv und wässriger Phase eine höhere Konzentration an DOC gegenüber, welcher mit Mikroschadstoffen in Konkurrenz um die Adsorptionsplätze steht und sich somit hinderlich auf die Adsorption von Mikroschadstoffen auswirkt. Es wird also eine größere Menge an pulverisierter Aktivkohle benötigt. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei diesem Verfahren bei gleicher Eliminationsleistung etwa doppelt so viel PAK gebraucht wird, wie bei der Dosierung der PAK in ein separates Kontaktbecken (Zwickenpflug et al., 2010).

Diese Option kann bei Kläranlagen mit geringer Ausbaugröße oder schlechten Platzverhältnissen genauer betrachtet werden. Auf den Bau eines Kontaktbeckens und einer weiteren Sedimentation wird hierbei verzichtet. Eine nachgeschaltete Filtrationsstufe für die PAK-Abscheidung wird hingegen benötigt.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

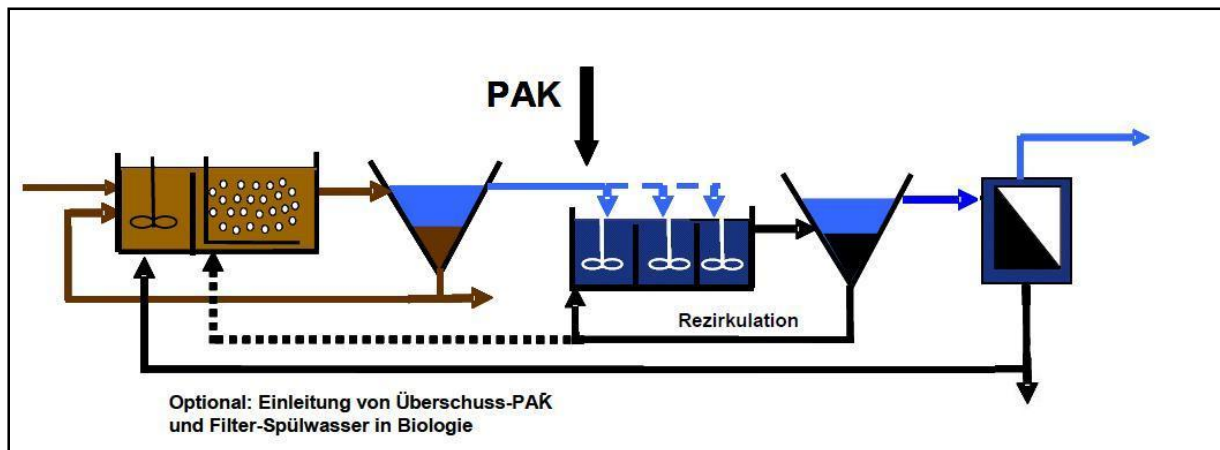


Abbildung 5.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere Möglichkeit ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit PAK vermischt und anschließend in einem Trennverfahren mit Sedimentation und anschließender Filtration abgeschieden wird (Abbildung 5.14). Auf mögliche Trennverfahren für die PAK wird in Kapitel 5.3.2.4 eingegangen. Eine halbertechnische Anlage wurde bereits auf der Kläranlage Ulm-Steinhäule mit einer Sandfiltration umgesetzt. Hierbei wurde Fällmittel vor dem Kontaktbecken und nach der Sedimentation zudosiert. Zusätzlich wurde Flockungshilfsmittel vor der Sedimentation zugegeben. Es bietet sich neben der einstufigen auch eine mehrstufige Anwendung an, bei der die Überschusskohle zurück in die Belebung oder in das Kontaktbecken geführt wird und eine bessere Ausnutzung der Adsorptionskapazität zur Folge hat.

- PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschalteter Filtration

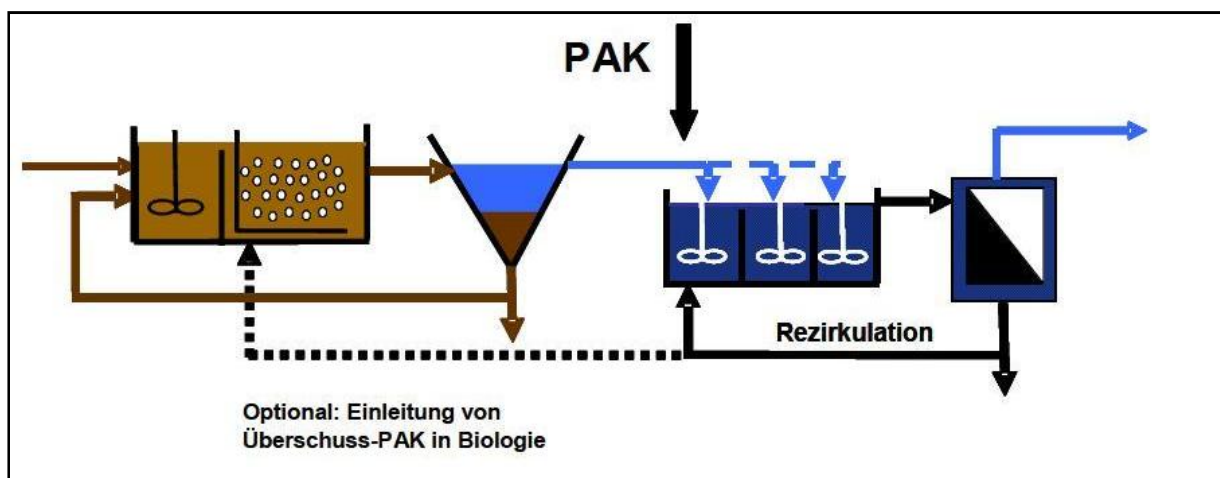


Abbildung 5.15: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Ein alternatives Verfahren ist eine nachgeschaltete Behandlungsstufe, bei der das Abwasser der Nachklärung in einem Kontaktbecken mit der Pulveraktivkohle vermischt und anschließend in einem Trennverfahren ohne vorhergehende Sedimentation mittels Filtration abgetrennt wird (Abbildung 5.15). Hier bietet sich ebenfalls neben der einstufigen auch eine mehrstufige Anwendung an, bei der die Überschussschicht zurück in die Belebung oder ins Kontaktbecken geführt wird und eine bessere Ausnutzung der Adsorptionskapazität zur Folge hat.

- PAK-Dosierung in einen Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration

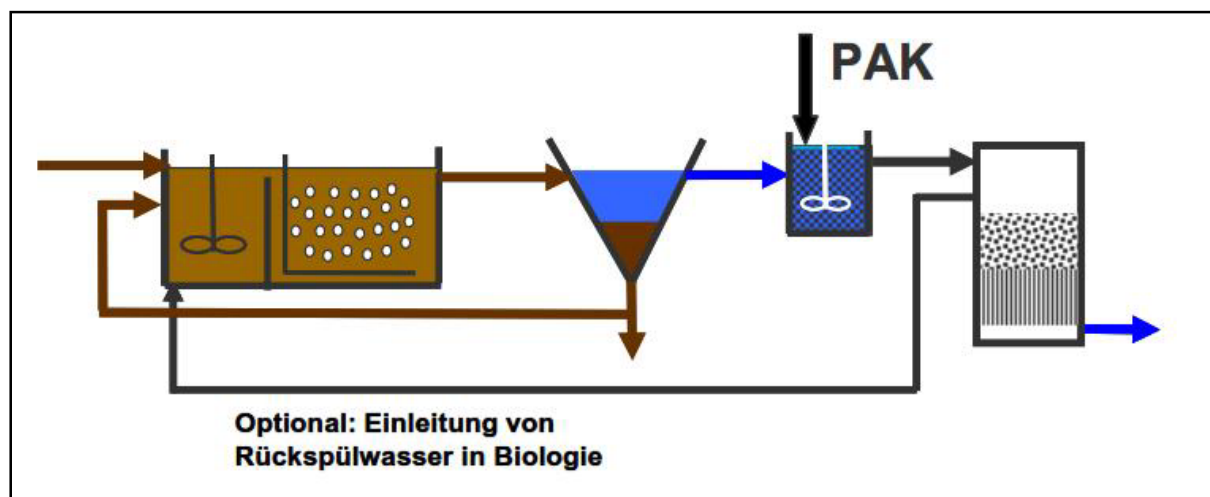


Abbildung 5.16: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere verfahrenstechnische Option stellt die Zugabe der PAK in einen vorgeschaltetes Kontaktbecken mit anschließender Flockungsfiltration dar (Abbildung 5.16). Umgesetzt wurde dieses Verfahren in einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Kloten/Opfikon in der Schweiz mit Fällmittelzugabe in das Kontaktbecken. Vorteil hierbei ist der zusätzliche biologische Abbau im Filterbett. Durch erhöhte Kolmation muss bei diesem Verfahren der Filter jedoch häufiger rückgespült werden. Auf eine Sedimentationsstufe wird verzichtet. Es kommt nicht zur kontinuierlichen Rückspülung der neu eingetragenen PAK, wodurch das PAK-Schlammalter im Flockungsfilter abhängig von den Rückspülintervallen ist. Mit der Einleitung des Spülwassers in die Biologie erhöht sich das PAK-Schlammalter im Gesamtsystem schließlich um das des Biologieschlammes.

5.3.2.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe

Eine Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe kann sich förderlich auf die Abscheidung der PAK-Fracht auswirken. An welcher Stelle diese Mittel in der vierten Reinigungsstufe zugegeben werden sollten ist ebenso nicht vorgeschrieben, wie die Dimensionierung der restlichen Anlagenkomponenten. Es ist außerdem abzuwägen, ob sich die Zugabe dieser Mittel über-

haupt förderlich auswirkt, ob der Eintrag möglicherweise zu Komplikationen führt und ob auf die Zudosierung verzichtet werden kann.

Laut Eawag nimmt der Einsatz von Fällmitteln keinen entscheidenden Einfluss auf die Elimination von Mikroschadstoffen. Zwar bewirkt die Fällmittelzugabe eine Bindung und Stabilisation der partikulären und kolloidalen Fraktionen im Abwasser, jedoch wirkt sich die Reduktion dieser Fraktion nicht entscheidend auf die Adsorption der Mikroschadstoffe aus (Zwickenpflug et al., 2010).

Versuche der Arge „Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass ein mit PAK veretztes Wassergemisch bei Fällmittelzugabe eine bessere Sedimentationsfähigkeit aufweist (Pinnekamp, 2012). Getestet wurde dies, indem 1 Liter Wasser aus der Nachklärung des Lehr- und Forschungsklärwertes (LFKW) der Universität Stuttgart mit einer definierten PAK-Menge 30 Minuten vermischt wurde. Zusätzlich wurde, je nach Versuchsreihe, Fällmittel mit einer Kontaktzeit von zehn Minuten und/oder Flockungshilfsmittel mit einer Kontaktzeit von 30 Minuten zugegeben. Anschließend wurden die Suspensa in einem Imhoff-Trichter eine Stunde lang abgesetzt. Der dekantierte Überstand dieser Suspensa wurde letztlich auf dessen AFS-Gehalt untersucht (Pinnekamp, 2012). Abbildung 5.17 zeigt die hierbei gemessenen AFS-Konzentrationen für die PAK-Dosierungen von 20 mg/l und 60 mg/l mit unterschiedlichen Fällmittelkonzentrationen. Als Referenz dient der rot markierte Balken, der die AFS des Überstaus ohne Fällmittelzugabe zeigt.

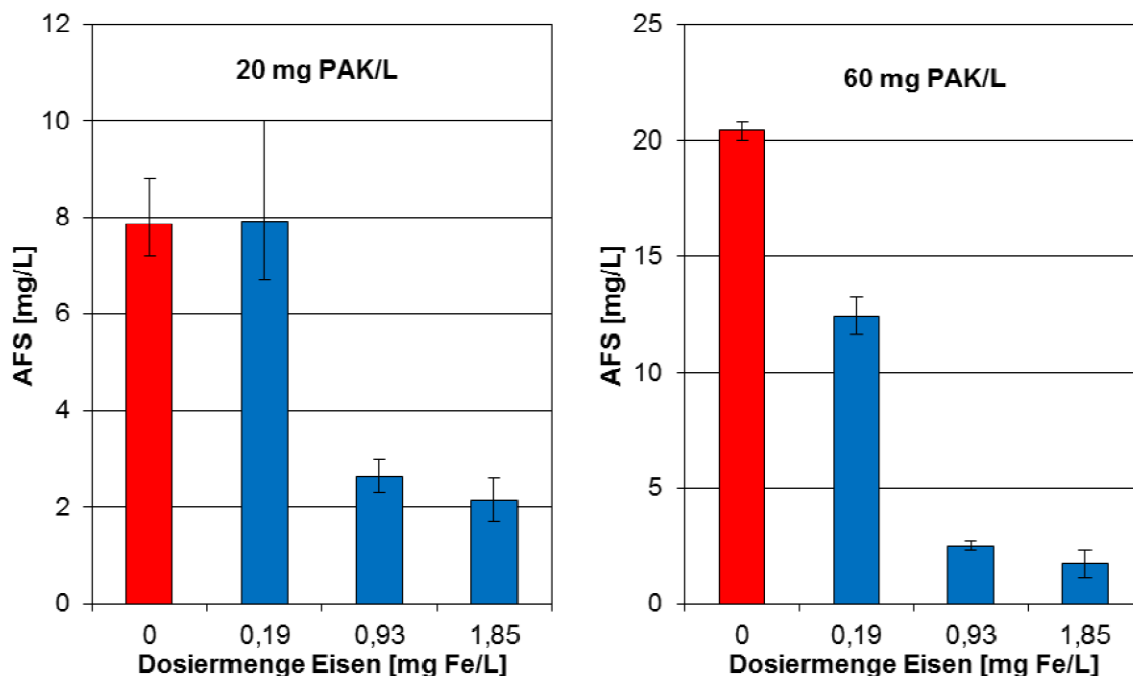


Abbildung 5.17: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzen der 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)

Es ist eindeutig zu erkennen, dass das Absetzverhalten der PAK bei Fällmittelzugabe deutlich zunimmt. In diesem Beispiel genügt eine Zugabe des Fällmittels Eisenchlorid (40 %) von 0,93 mg/l, um eine ausreichende Sedimentation der absetzbaren Stoffe zu bewirken. Nach der Arge ergibt sich bei 20 mg/l PAK und 0,93 mg/l FeCl ein AFS-Rückhalt von ca. 85 %. Bei 60 mg/l PAK und 0,93 mg/l FeCl ergaben sich ca. 95 % Rückhalt. Eine Angabe der AFS-Ausgangskonzentration der Nachklärung wurde nicht genannt, worauf zu schließen ist, dass der Rückhalt noch etwas höher ausfallen kann.

Ergebnisse der Eawag weisen ebenfalls auf einen besseren Rückhalt der PAK durch Fällmittelzugabe hin. Hierbei wurde der AFS-Gehalt im Ablauf der Nachklärung und nach der Flockungsfiltration gemessen. Bewertet wurden die Ablaufwerte in Versuchsreihen ohne PAK-Zugabe, mit PAK-Zugabe und letztlich mit PAK- und Fällmittel-Zugabe vor der Flockungsfiltration. Die besten Ablaufwerte bezüglich des AFS ergaben sich in der Versuchsreihe mit kombinierter PAK- und Fällmittelzugabe (Zwickenpflug et al., 2010).

Eine reine Flockungshilfsmittelzugabe wurde ebenfalls von der Arge getestet (Pinnekamp, 2012). Überprüft wurden in den Versuchen drei anionische und drei kationische Polymere des Herstellers „Reiflock“ auf deren Wirksamkeit hinsichtlich einer Verbesserung der Absetzeigenschaften der PAK. Es stellte sich heraus, dass eine alleinige Zugabe der getesteten Polymere keine nennenswerte Verbesserung herbeiführt.

Schließlich wurde von der Arge die Kombination aus Fällmittel und Polymer auf eine positive Absetzwirkung der PAK untersucht. Die Versuche zeigten, dass die Kombination aus Fällmittel und verwendeten Polymeren im Gegensatz zur alleinigen Fällmitteldosierung keine Verbesserung der Absetzeigenschaften hervorriefen.

Die Versuche der Arge deuteten zusammenfassend darauf hin, dass eine Flockungshilfsmittelzugabe in einer vierten Reinigungsstufe keine Verbesserung der Absetzeigenschaften der pulverisierten Aktivkohle hervorruft. Da lediglich die Polymere von Reiflock getestet wurden, wurden letztlich auch die Produkte anderer Hersteller bewertet. Die Polymere der anderen Hersteller wurden nicht so intensiv beprobt, wie es zuvor mit den Polymeren von Reiflock der Fall war. Sie wurden lediglich in Kombination mit Fällmittel getestet. Zusammenfassend führten die Versuche zu besseren Ergebnissen hinsichtlich der Absetzbarkeit der PAK, als die Versuche mit den Polymeren von Reiflock.

An welcher Stelle Fäll- und Flockungshilfsmittel zugegeben werden, ist nicht genau vorgegeben. Häufig werden diese Mittel nach der PAK-Zugabe eingetragen. Es gibt auch Beispiele, bei denen das Fällmittel vor und gegebenenfalls zusätzlich nach der PAK-Dosierung eingeleitet wurde. Welche Methode letztlich die Effektivste ist, wurde bisher nicht weiter ausgeführt. Wir empfehlen Fällmittel vor dem Ablauf in der letzten Kaskade des Kontaktreaktors oder in den Ablauf des Kontaktreaktors einzubringen, um eine gute Durchmischung mit dem Substrat und eine dadurch möglichst gute Flockenbildung zu gewährleisten. Hierdurch wird die Adsorption der Mikroverunreinigungen an die pulverisierte Aktivkohle in keiner Weise

beeinflusst. Falls über eine Flockungshilfsmittelzugabe nachgedacht wird, so empfehlen wir diese, aus denselben bereits aufgeführten Gründen, mit dem Fällmittel einzuleiten.

Ob der Bau eines Tanks für die Flockungshilfsmittel mit der dazugehörigen Maschinen-, EMSR-Technik und den laufenden Betriebskosten sinnvoll ist, sollte bei der Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe erneut überdacht werden. Wir würden vorschlagen, dies zunächst halbtechnisch auf der Kläranlage zu testen. Ebenso sollte dabei erprobt werden, an welcher Stelle die Fäll- und Flockungsmittelzugabe am zweckmäßigsten ist.

5.3.2.4 Systeme zur PAK-Abscheidung

Für den einwandfreien Betrieb einer PAK-Adsorptionsstufe muss die Aktivkohle nach dem Kontakt mit dem Ablaufwasser der Nachklärung wieder dem Wasserkreislauf der Kläranlage entnommen werden. Hierfür finden sich in der Literatur verschiedene Verfahren. In den meisten Fällen wird ein Sedimentationsbecken der PAK-Behandlung nachgeschaltet (Abbildung 5.14). Da dieses jedoch nicht ausreicht, muss eine nachgeschaltete Einheit den restlichen schlecht sedimentierfähigen Feinanteil der PAK abscheiden. Bei allen derzeit bestehenden Anlagen wurde hierfür die Sandfiltration genutzt.

Im Rahmen der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock wurden im Ablauf des LFKW Stuttgart verschiedene Verfahren zur PAK-Abscheidung getestet und bewertet, auf die sich dieses Kapitel unter anderem stützt (Pinnekamp, 2012). Bei den bewerteten Verfahren der Studie wurde die PAK teilweise zirkuliert. Außerdem wurde getestet, ob die Verfahren als alleinige Behandlungsstufe zur PAK-Abtrennung ausreichen und ob sich möglicherweise Fällungsmittel und Polymer einsparen oder reduzieren lassen. Ein vereinfachtes Fließbild der in den Abschnitten 5.3.2.4.2 bis 5.3.2.4.6 betrachteten Verfahren zu PAK-Abscheidung zeigt Abbildung 5.18.

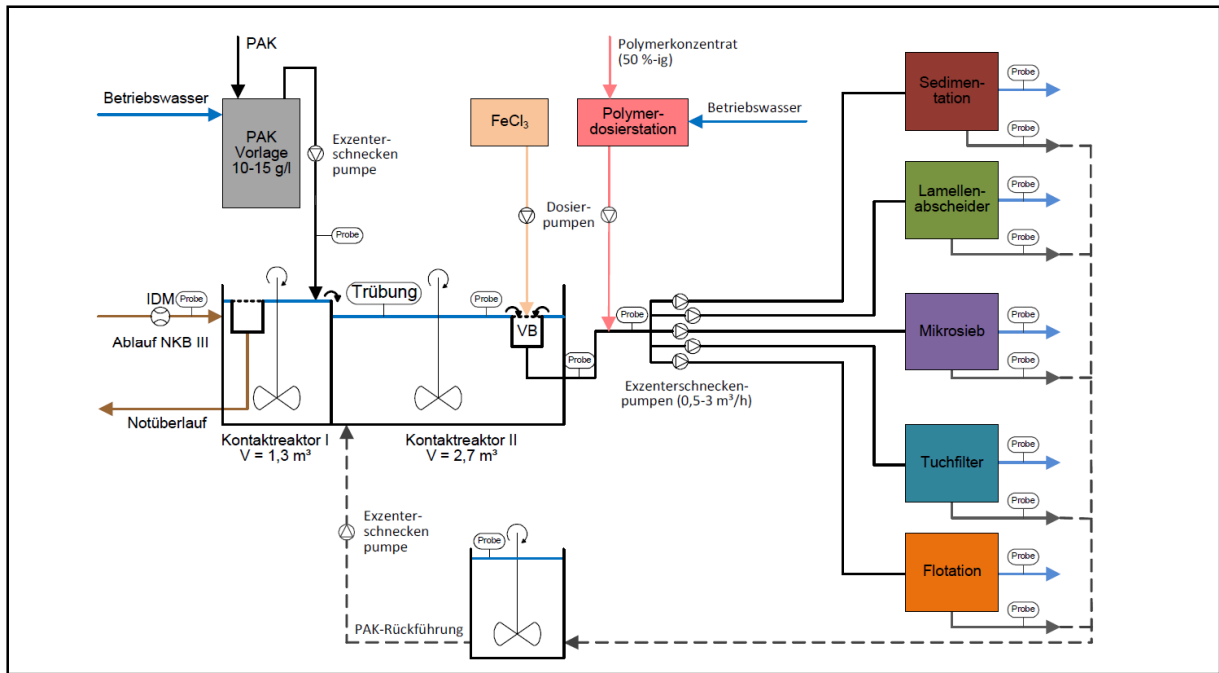


Abbildung 5.18: Vereinfachtes Fließbild der in den Kapiteln 5.3.2.4.2 bis 5.3.2.4.6 getesteten Verfahren zur PAK-Abscheidung (Pinnekamp, 2012)

5.3.2.4.1 AFSF-Verfahren

Die erste herkömmliche kommunale Kläranlage mit PAK-Adsorption wurde nach dem AFSF-Verfahren (Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration) 1990 auf der Kläranlage Albstadt-Eblingen realisiert, was vereinfacht in Abbildung 5.19 dargestellt ist.

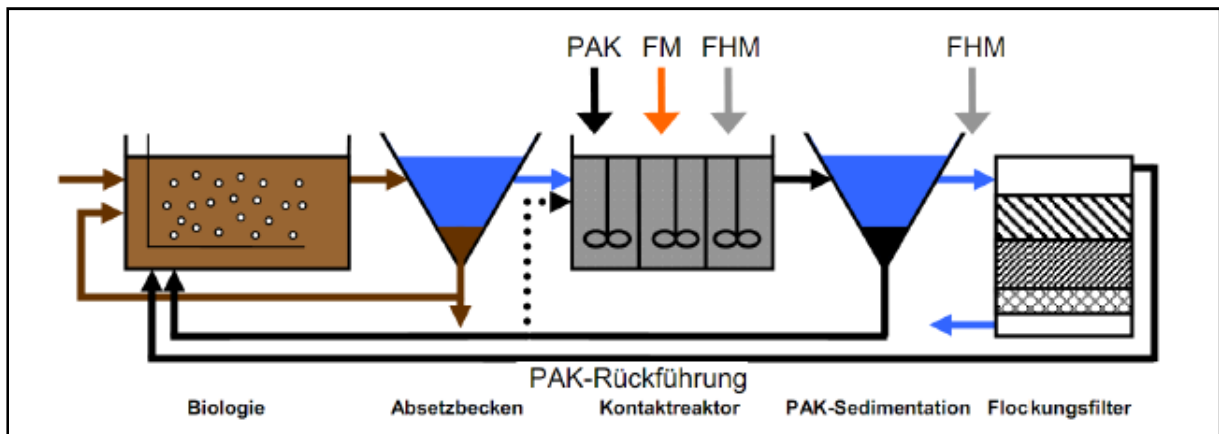


Abbildung 5.19: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)

Der Ablauf der Nachklärung wird hier zunächst in einem Kontaktreaktor mit der PAK 15 bis 30 Minuten vermischt. In einer zweiten Kammer des Reaktors wird Flockungsmittel zudosiert. Anschließend wird in einer dritten Kammer Flockunghilfsmittel eingetragen. Der Hauptteil des PAK-Schlamm-Gemisches wird durch ein Sedimentationsbecken abgesetzt. Für

die optimale Rücknahme der PAK kann abschließend weiteres Flockungshilfsmittel hinzudosiert werden. Die restlichen PAK-Flocken werden Großteils durch einen Flockungsfilter entnommen. Für eine optimale Adsorptionswirkung wird die PAK aus der Sedimentation und der Filtration in die Belebung oder, je nach Bedarf, in den Zulauf des Kontaktreaktors rezirkuliert.

Diese Kläranlage hatte zunächst den Nutzen die in dieser Region hohen Farbstofffrachten der anliegenden Textilveredelungsindustrie zu reduzieren. Da jedoch im Laufe der Zeit die Dichte der Textilunternehmen abnahm, wurde auch die PAK-Dosierung hier auf unter 10 mg/l heruntergefahren. Erst in letzter Zeit wurde diese Kläranlage hinsichtlich ihrer Mikroschadstoffreduzierung untersucht. Es wurde festgestellt, dass die hier erzielte Reinigungswirkung der Mikroschadstoffe bei 70 bis 80 % lag.

Bestehende 4. Reinigungsstufen in Form von PAK-Adsorptionsstufen sind derzeit alle mit einer Flockungsfiltration als Endfiltration vorgesehen. Diese haben ihre Effizienz hinsichtlich der PAK-Abscheidung bewiesen.

Kommt ein Neubau von Flockungsfilter in Frage, so bieten sich hierfür aufgrund der geringen Energiekosten und einfachen Verfahrenstechnik Filter an, die nach dem Prinzip der DynaSand-Filter der Firma Nordic Water arbeiten. Es handelt sich hierbei um kontinuierlich betriebene, aufwärts durchströmte Filter mit bewegtem Filterbett, ersichtlich in der linken Abbildung 5.20.

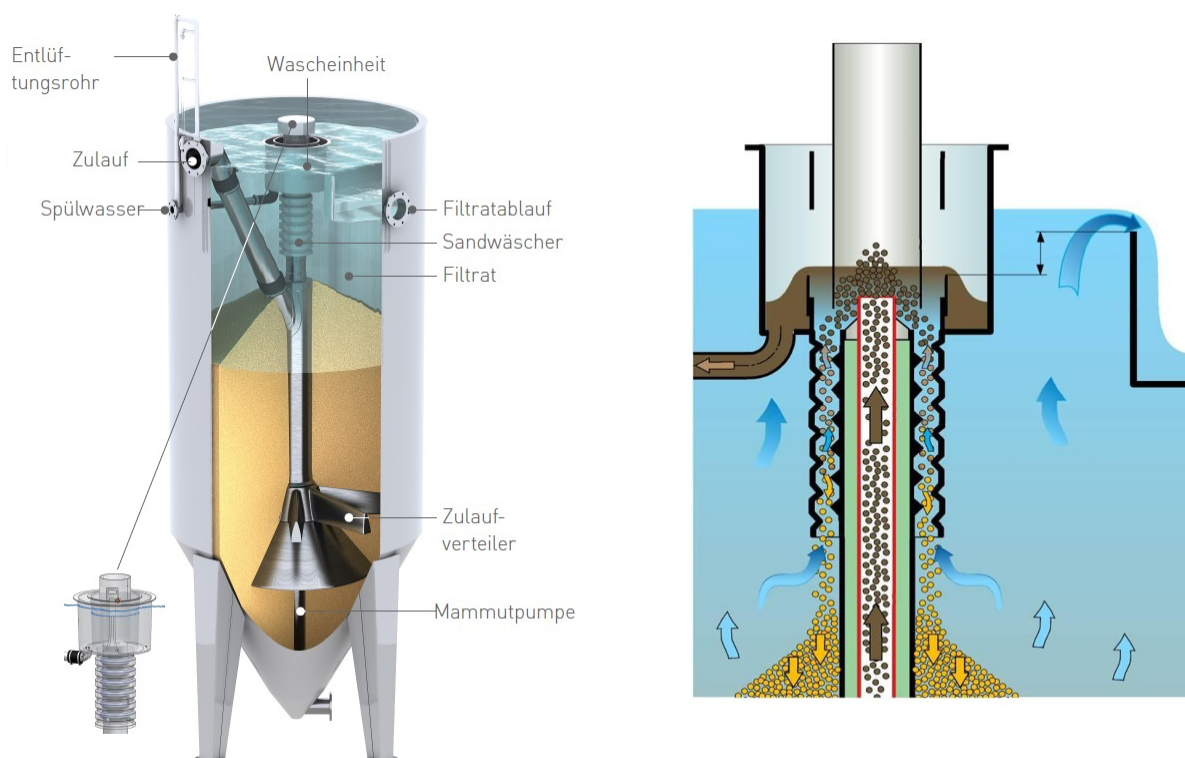


Abbildung 5.20: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014)

Bei diesen Filtersystemen wird das zu filternde Wasser vom Zentralrohr zum Zulaufverteiler im unteren Teil des Filters geleitet. Das Wasser durchströmt anschließend aufwärts das Sandbett und verlässt den Filter letztlich über ein Überlaufwehr. Die im Wasser enthaltenen Feststofffrachten werden bei diesem Prozess im Sandbett zurückgehalten. Im unteren Teil des Filters befördert eine Mammutpumpe den verschmutzten Sand mittels Druckluft in den oberen Bereich des Filters, in dem die ausfiltrierten Stoffe vom Sand ausgewaschen werden. Der gereinigte Sand fällt anschließend nach unten auf das Sandbett und dient wieder als Filtermaterial. Dieser Sandreinigungsprozess wird rechts in Abbildung 5.20 dargestellt. (Fa. Nordic Water, 2014)

5.3.2.4.2 Sedimentation

Als Referenzsystem wurde bei den Versuchen der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ die vertikal durchströmte Sedimentation (Abbildung 5.21) gewählt. Der hierfür gewählte Zyklon mit einer Oberfläche von 1 m² und einer Oberflächenbeschickung von 1 m/h wurde zur Vermeidung von Verstopfungen im Laufe der Versuchsreihe mit einer Schlammabzugpumpe ausgestattet. Die Schlammabzugpumpe wurde, bezogen auf den Zulauf, auf eine Abzugsleistung von 20 % eingestellt.

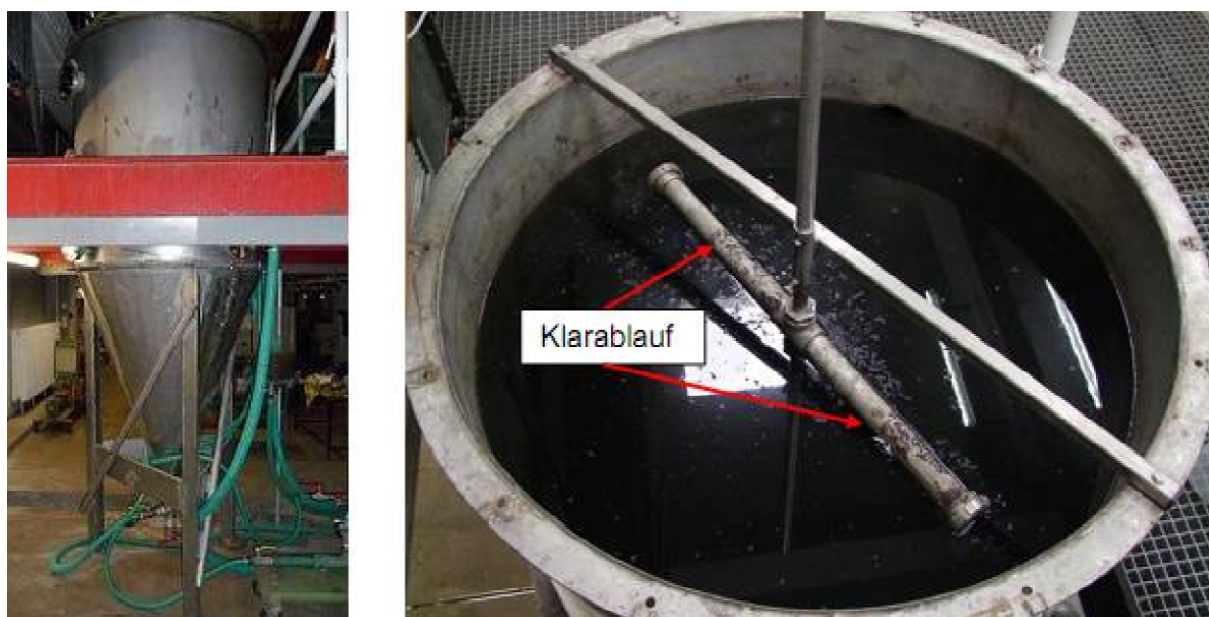


Abbildung 5.21: Sedimentationsreaktor (Pinnekamp, 2012)

Die Reinigungswirkung dieser Stufe fiel wie erwartet eher gering aus.

Insgesamt zeigte die Sedimentationsanlage im Versuchszeitraum keine größeren Betriebsprobleme. Nachteilig wirkte sich die geringe Baugröße der Versuchsanlage aus. Der PAK-Schlamm neigt besonders bei Fällungsmittel- und Polymerzugabe dazu, sich an Oberflächen

anzuhaften. Aufgrund des größeren Verhältnisses vom Volumenstrom zur Gesamtoberfläche fiel die Anlagerung des PAK-Schlammes sehr hoch aus. Es kann bei großtechnischen Anlagen davon ausgegangen werden, dass dieses Problem eher eine untergeordnete Rolle spielt.

5.3.2.4.3 Lamellenabscheider

Der Lamellenabscheider funktioniert nach dem Prinzip der Sedimentation. Dieser kommt meist dann zum Einsatz, wenn der Platz für ein herkömmliches Sedimentationsbecken nicht ausreicht. Das Funktionsprinzip wird durch die Abbildung 5.22 dargestellt.

Der mit dem PAK-Gemisch belastete Zulauf wird bei diesem Abscheider zunächst nach unten geleitet. Von dort aus wird er umgelenkt und nach oben durch die Lamellen geführt. Bei diesem Umlenkprozess werden bereits die ersten Feststoffe abgeschieden. Während das Wasser durch die Lamellen nach oben fließt, kommt es zum Absinken weiterer sedimentierfähiger Stoffe. Dieser Effekt wird dadurch begründet, dass die aus der Fließgeschwindigkeit und der Sinkgeschwindigkeit resultierende Absetzgeschwindigkeit die Stoffe in Richtung der

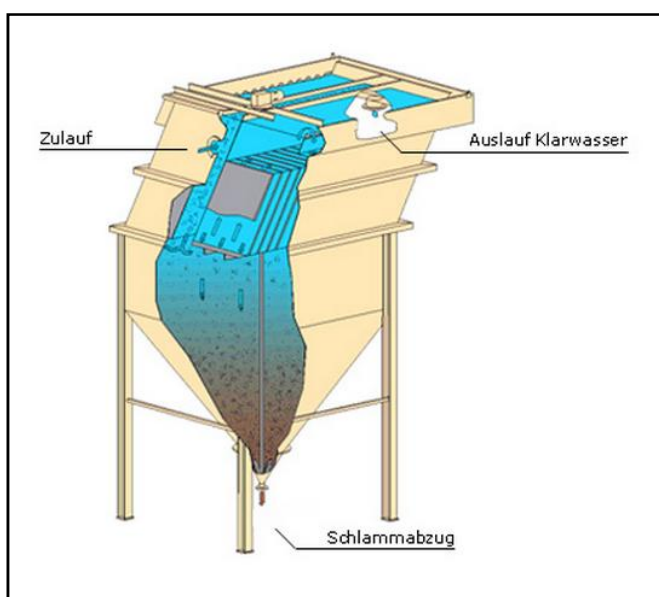


Abbildung 5.22: Funktionsprinzip des Lamellenabscheiders (Leiblein, 2013)

geschwindigkeit die Stoffe in Richtung der Lamellen lenkt, an denen sie heften bleiben und wegen der wesentlich geringeren Fließgeschwindigkeit an Oberflächen nach unten treibt. Deutlich wird dieser Effekt in Abbildung 5.23.



Abbildung 5.23: Absetzverhalten der sedimentierfähigen Stoffe in einem Lamellenabscheider (Leiblein, 2013)

Auch der Lamellenabscheider wurde in den Testreihen mit einer Oberfläche von 1 m^2 und einer Oberflächenbeschickung von 1 m/h ausgewählt, um diesen optimal mit dem Referenzsystem der herkömmlichen Sedimentation vergleichen zu können. Der Schlammabzug wurde ebenfalls auf 20% des Zulaufs eingestellt.

Ein bekanntes Problem bei dem Lamellenabscheider ist das Biofouling auf den Lamellen, wodurch es erforderlich wird, regelmäßig manuelle Spülungen durchzuführen.

Auch bei dem Lamellenabscheider zeigten sich im gesamten Versuchszeitraum keine größeren Betriebsprobleme. Jedoch musste das Lamellenpaket zuweilen gründlich gereinigt werden, da es zum Algenwachstum kam, an denen sich nur bedingt PAK-Schlamm anlagerte.

Nachteilig wirkte sich ebenso die geringe Baugröße der Versuchsanlage aus. Der PAK-Schlamm neigt auch hier besonders bei Fällungsmittel- und Polymerzugabe dazu, sich an Oberflächen anzuhaften. Da sich hier ein größeres Verhältnis vom Volumenstrom zur Gesamtoberfläche ergibt, fiel die Anlagerung und Verblockung des PAK-Schlammes sehr hoch aus. Es kann auch bei dem Lamellenabscheider bei großtechnischen Anlagen davon ausgegangen werden, dass dieses Problem eher eine untergeordnete Rolle spielt.

5.3.2.4.4 Mikrosieb

Mikrosiebe kommen in der Abwasserbehandlung kommunaler Kläranlagen häufig zur Reduzierung der AFS-Werte im Ablauf zum Einsatz. Üblicherweise werden hierfür Polyestersiebfolien mit Spaltweiten von $20 \mu\text{m}$ eingesetzt. Bei der Versuchsanlage wurde eine Spaltweite von $10 \mu\text{m}$ gewählt.

Bei der Mikrosiebung wird das zu filternde Wasser von innen nach außen durch die Siebtrommel geleitet, schematisch dargestellt in Abbildung 5.24.

Die Filtrerrückstände bleiben hierbei auf der Innenseite der Trommel haften und müssen regelmäßig abgespült werden. Dies geschieht mittels Reinigungsdüsen auf der Außenseite der Trommel (Abbildung 5.25).

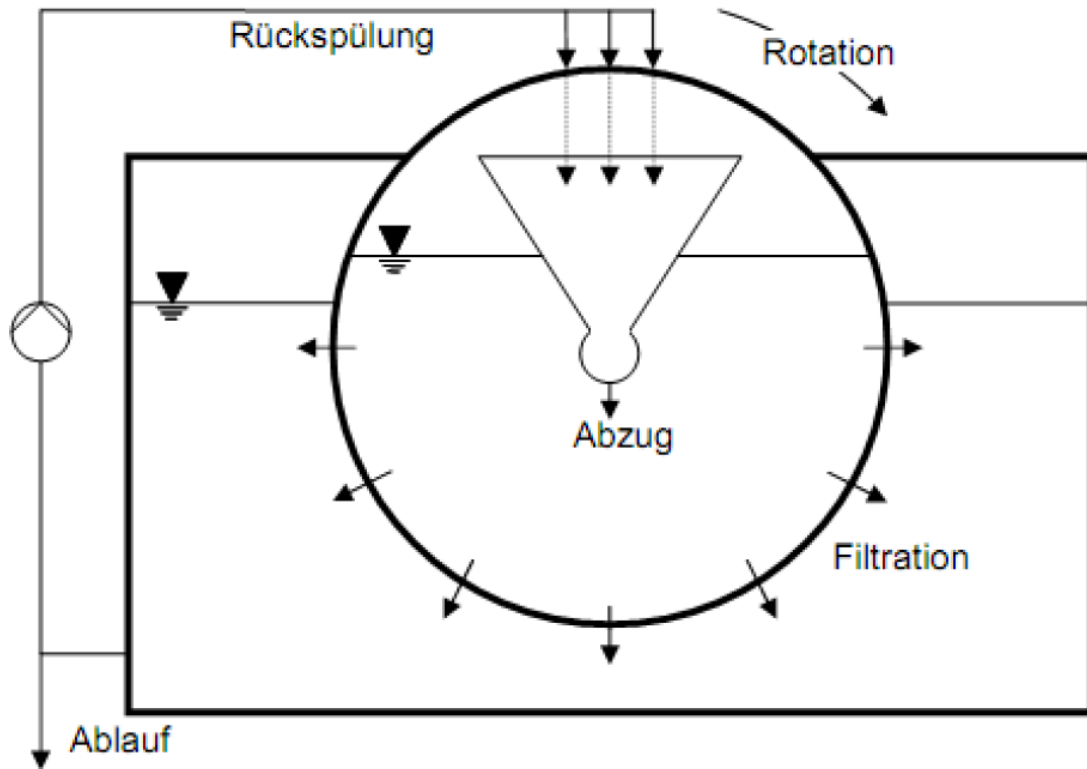


Abbildung 5.24: Funktionsweise des Mikrosiebs (Pinnekamp, 2012)



Abbildung 5.25: Mikrosiebanlage (verändert und ergänzt nach Pinnekamp, 2012)

Je nach Verschmutzungsgrad des Zulaufs muss der Filter auch häufiger gereinigt werden. Hierfür wird stetig der Füllstand gemessen. Wird eine zuvor definierte Füllstandhöhe erreicht, so werden die Reinigungsdüsen aktiviert. Beim Auftreten von Biofouling oder anderen Verblockungsprozessen muss zusätzlich über eine manuelle Reinigung mittels Reinigungsmitteln nachgedacht werden.

Das Mikrosieb hat eine Oberfläche von 0,4 m². Die nutzbare Oberfläche liegt, bedingt durch die Füllstandhöhe und der Stützstruktur, lediglich bei 0,18 m². Bei einem Durchfluss von 2 m³/h ergibt sich hier eine Oberflächenbeschickung von 11,11 m/h. Nach Inbetriebnahme stellte sich heraus, dass die Beschickung deutlich zu hoch angesetzt war. So wurde die Anlage nach anfänglichen Versuchen auf einen Durchfluss von 1,3 m³/h und einer daraus resultierenden Beschickung von 7,22 m/h reduziert.

Es besteht auch bei dem Mikrosieb die Gefahr des Biofouling. Auch kann es bei diesen Versuchsreihen, bedingt durch hohe PAK-Feststoffkonzentrationen, vermehrt zu Verstopfungen kommen.

Im Testlauf ohne PAK-Zugabe im Wasser lag die Filtrationszeit des Mikrosiebes bei >10 Minuten, bei einer Spüldauer von 1 Minute. Bei erhöhter PAK-Zugabe, sowie der Zugabe von Fällungsmittel, stieg die Filtrationszeit, sowie die Spüldauer des Mikrosiebes, teils erheblich an. Die Filtrationszeit lag bei einer PAK-Zugabe der Norit-SAE-Super-Kohle von 20 mg/l und einer Fällungsmittelzugabe von 2,5 mg/l Fe bei durchschnittlich 0,36 Minuten. Dies führte bei der Spülzeit von 1 Minute nicht zu einem zufriedenstellenden Betrieb, da die Spülwassermengen deutlich über den Maximalgrenzen lagen. Es hat sich außerdem gezeigt, dass die Zugabe von Salz keine empfehlenswerte Lösung darstellt, da sich das relative Rückhaltevermögen verschlechterte. Die Zugabe von einem zusätzlichen Polymer wurde hier erst gar nicht weiter untersucht.

„Anhand der Datenauswertung der AFS-Ablaufwerte und der AFS-Rückhalteraten stellte sich heraus, dass das Mikrosieb mit der 10 µm Siebfolie mit maximal 5 m/h beschickt werden sollte. Die maximale sinnvolle Feststoffkonzentration sollte unterhalb von 20-30 mg/l liegen. Die Zugabe von Fällungsmittel führt zu einer extremem Verkürzung der Filterstandzeit und wird daher, neben der Folge von schlechteren Ablaufwerten, nicht empfohlen.“

Wird die Partikelgrößenverteilung der getesteten Pulverkohlen betrachtet, so ist zu sehen, dass ein Anteil von ca. 25 % der Partikel beider getesteten PAK kleiner als 10 µm ist. Somit wird auch erwartet, dass dieser Anteil nicht zurückgehalten werden kann“ (Pinnekamp, 2012).

5.3.2.4.5 Tuchfiltration

Eine andere Möglichkeit der Filtration bietet der Tuchfilter. Bei dem hier gewählten Fabrikat strömt das Wasser von außen nach innen durch eine Filtertrommel. In den Testreihen wurde

ein Tuchfilter der Firma Mecana gewählt. Die Spaltweiten der Tuchfilter aus Polstoff können wegen ihrer ungleichmäßigen Struktur sehr stark variieren (Abbildung 5.26). So liegen diese in Bereichen von <5 bis $20\ \mu\text{m}$, vereinzelt bis $100\ \mu\text{m}$.

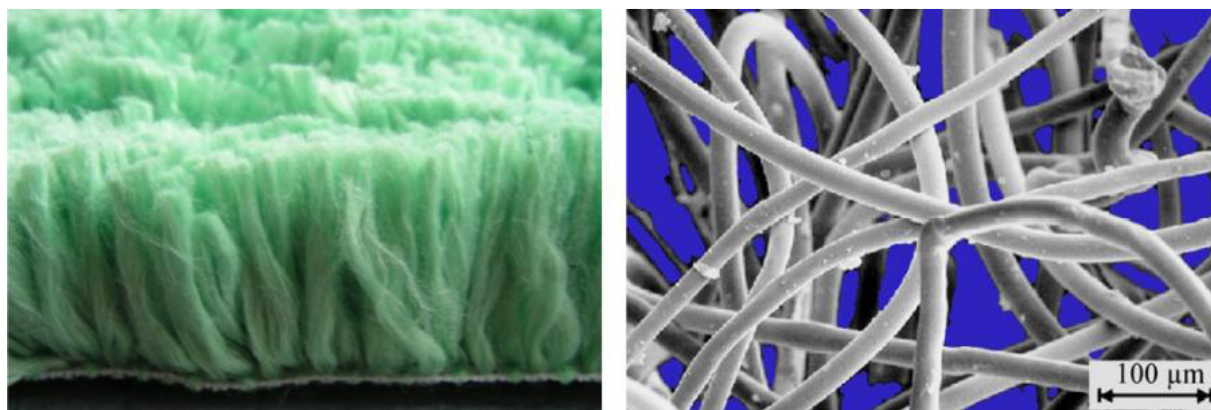


Abbildung 5.26: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)

Bei dem Filterprozess lagern sich die abfiltrierbaren Stoffe auf und in dem Filterbett des Tuchfilters ab. Dieser Prozess wirkt sich positiv auf die weitere Filtration aus, indem die Porosität abnimmt und hierdurch die angelagerten Stoffe eine noch bessere Reinigungswirkung auf feinste Feststoffe erzielen. Ist das Tuch voll beladen, nimmt der Filterwiderstand zu. Hierdurch steigt der Füllstand und erreicht mit der Zeit einen vordefinierten Wert, durch den die automatische Nassabsaugung ausgelöst wird. Im Becken des Tuchfilters kann es zusätzlich zur Ablagerung sedimentierfähiger Stoffe kommen. Diese werden mittels einer Bodenschlammpumpe abgesaugt und dem Kreislauf wieder zugeführt. Vorteil bei der Tuchfiltration ist, dass der Zulaufstrom nicht unterbrochen werden muss. Der Aufbau und der Absaugprozess ist in der Abbildung 5.27 dargestellt.

Der verwendete Tuchfilter hat eine Filteroberfläche von $0,38\ \text{m}^2$. Der Abwasservolumenstrom wurde hier mit $2,7\ \text{m}^3/\text{h}$ gewählt, woraus sich eine Oberflächenbeschickung von $7,1\ \text{m}^3/\text{h}$ ergibt. Pro Spülzyklus entstehen hierbei 8 bis 12 Liter Konzentrat mit einem Feststoffgehalt von ca. $2\ \text{g/l}$.

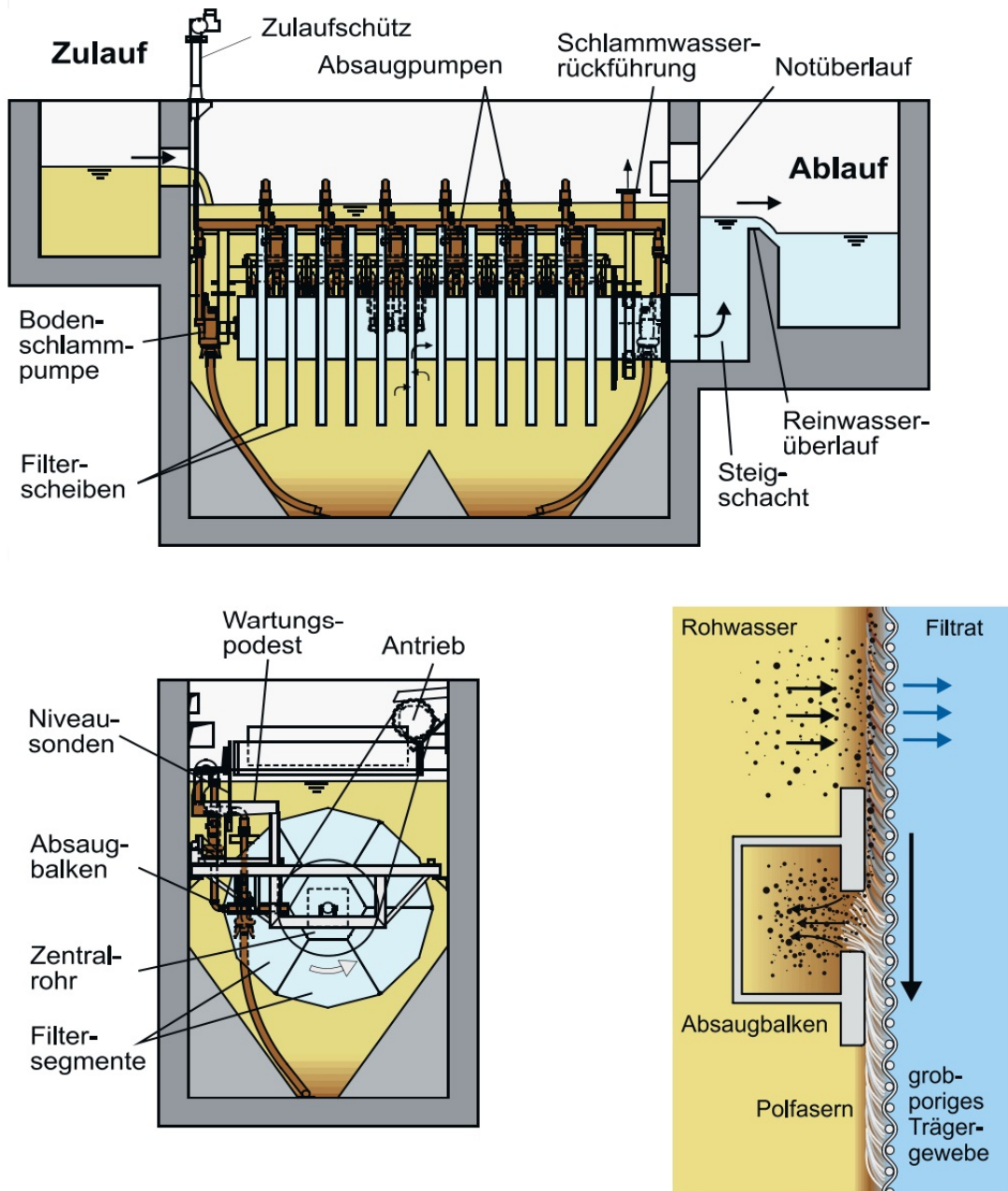


Abbildung 5.27: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014)

Im Testlauf ohne PAK-Zugabe im Wasser lag die Filtrationszeit des Tuchfilters bei >3 h bei einer Spüldauer von 13 Sekunden. Im Gegensatz zum Mikrosieb zeigten sich beim Tuchfilter trotz erhöhter PAK- und Fällmittelzugabe stabile Betriebszustände. Die Filtrationszeiten verringerten sich, lagen aber auch bei Polymerzugabe laut Hersteller immer noch in akzeptablen Bereichen von wenigen Minuten.

Zu Problemen kam es lediglich bei der Testphase mit Polymereinsatz. Hier setzten sich zunächst unbemerkt große Mengen des PAK-Schlammes am Boden des Beckens ab. Dies führte

zu einer starken Belastung des Filters. Vermieden kann dies durch regelmäßiges Absaugen des Schlamms.

Insgesamt zeigte die Tuchfiltration die zuverlässigsten und stabilsten Testergebnisse. Es stellte sich heraus, dass sich hier der Einsatz eines Polymers nicht als sinnvolle und wirtschaftliche Lösung erweist.

5.3.2.4.6 Druckentspannungsflotation

Die Druckentspannungsflotation ist das letzte derzeit bekannte alternative System zur PAK-Abscheidung. Bei diesem Verfahren lagern sich die Schmutzpartikel an hierbei erzeugten feinen Luftblasen in Bereichen von 30 bis 50 μm an und schwimmen aufgrund der geringeren Dichte auf. Diese werden in der Theorie letztlich bei dem hier verwendeten Verfahren durch einstellbare Spülstöße abgetragen, die das Flotat von unten anheben und austragen. Hierfür wird der Zulauf des Systems alle 2 Minuten für wenige Sekunden geschlossen.

Die Anlage der Firma IWAT wurde nach dem Recyclingprinzip betrieben. Ausgelegt war sie für einen Zulaufstrom von 2 m^3/h , bei einem Innenvolumen von 0,5 m^3 und einer Oberfläche von knapp 0,5 m^2 . Die Luftmenge sollte laut Hersteller zwischen 0,1 und 0,2 l/min liegen. Am Entspannungspunkt wurden etwa 5 bar erreicht. Die Blasengrößen dieser Anlage bewegten laut Hersteller im Bereich von 40 bis 60 μm .

Die Druckentspannungsflotation erzielte insgesamt keine guten Ergebnisse. Zwar kam es während der Versuchsphase zu einem Austausch einer Anlage durch eine modernere, jedoch lieferte auch diese keine passablen Ergebnisse. Dies mag daran gelegen haben, dass die empfohlene Dosierstelle für das Polymer nicht genau dort gewählt war, wo es laut Hersteller empfohlen wird. Auch das Polymer sollte auf die Flotation optimiert sein.

Sollte intensiv über eine Druckentspannungsflotation zur PAK-Abscheidung nachgedacht werden, so empfiehlt es sich weitere Untersuchungen anzustreben.

Grundsätzlich ist der Energieverbrauch der Flotation allgemein höher als bei der mit den besten Versuchsergebnissen vorgestellten Tuchfiltration. Deshalb wird für die PAK-Abscheidung an dieser Stelle nicht weiter über die Druckentspannungsflotation nachgedacht.

5.3.2.4.7 Zusammenfassende Gegenüberstellung der Systeme zur PAK-Abscheidung

Die besten Abscheideleistungen wies die Tuchfiltration auf. Gegenüber der bewährten Sandfiltration bietet sie sich als interessante Alternative zur PAK-Abscheidung an. Bei stabilem und zuverlässigem Dauerbetrieb über ein Jahr wies sie stets die besten Testergebnisse auf, bestätigt in Tabelle 5.3.

Eine weitere interessante Alternative zur PAK-Abscheidung ist das aufgrund der guten Ergebnisse getestete Mikrosieb.

Tabelle 5.3: Mittlerer Abscheidegrad der Testanlagen beim Betrieb mit der Aktivkohle Donau Carbopal AP (Pinnekamp, 2012)

Betriebsphase	Sedimentation	Lamellenabscheider	Mikrosieb	Tuchfilter	Flotation
10 mg/l PAK	47 %	54 %	83 %	91%	52 %*
20 mg/l PAK	53 %	66 %	87 %	93 %	-
10 mg/l PAK 2 mg/l Fe	48 %	46 %	62 %	90 %	23 %
20 mg/l PAK 2 mg/l Fe	46 %	53 %	79 %	96 %	30 %
10 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	65 %	69 %	-	92 %	48 %
20 mg/l PAK; 2 mg/l Fe; 0,5 mg/l Poly.	75 %	72 %	-	96 %	47 %

Insgesamt haben die Versuche gezeigt, dass der Betrieb einer vierten Reinigungsstufe mittels PAK-Adsorption ohne Sandfiltration möglich ist. Auch auf eine vorgeschaltete Sedimentation kann verzichtet werden.

Jüngste Erkenntnisse zum Thema „Mikroplastik“ (Stand November 2014) bestärken den Nutzen der Tuchfiltration. Forschungen weisen darauf hin, dass sich die Tuchfiltration gut zur Mikroplastikelimination aus dem Abwasser eignet. Die auf der Kläranlage Oldenburg verwendeten Tuchfilter konnten in einer Untersuchung etwa 97 % der Mikroplastikfracht zurückhalten (Mintening, 2014). Von Bedeutung ist hierbei, dass die Kläranlage Oldenburg nicht über eine PAK-Adsorptionsstufe verfügt. Eine vorgeschaltete PAK-Adsorption würde möglicherweise zu einer besseren Mikroplastikelimination führen. Ein weiterer Fakt ist, dass die in Oldenburg verwendeten Tuchfilter (Einzelfilament Durchmesser etwa 27,4 µm) nicht den Tuchfiltern entsprechen, die der Hersteller zur PAK-Abscheidung (Einzelfilament Durchmesser etwa 7,4 µm) auslegt (Süsser, 2014a). Die Filter zur PAK-Abscheidung sind in ihrer Beschaffenheit feiner und dichter (Süsser, 2014b), worauf zu schließen ist, dass diese ebenso zu einer weitergehenden Mikroplastikelimination führen.

5.4 Gegenüberstellung der optionalen Verfahren

Um die Verfahren übersichtlich vergleichen zu können, sind in diesem Kapitel die spezifischen Vor- und Nachteile der Ozonierung, GAK- und PAK-Adsorption in Tabelle 5.4 und Tabelle 5.5 aufgeführt.

Tabelle 5.4: Vorteile der Ozonierung, der GAK- und PAK-Adsorption

Vorteile		
Ozonierung	GAK-Adsorption	PAK-Adsorption
<ul style="list-style-type: none"> • Breitbandwirkung und gute Eliminationsleistung bei bestimmten Mikroschadstoffen • Desinfektionswirkung • Vergleichsweise niedrige Investitionskosten • Vergleichsweise geringe Betriebskosten, sofern kein kostenintensives Verfahren nachgeschaltet ist • Steigerung des BSB₅ bei gleichbleibendem CSB • Geschwindigkeit der Reaktion und Anteil der Oxidation eines Mikroschadstoffes über Ozon und Hydroxylradikale ist bekannt • Unkompliziertes Verfahren • Eine Ozonierungsstufe kann einfach in bestehende Anlagen integriert werden • Dosierung lässt sich leicht bis zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen 	<ul style="list-style-type: none"> • Kaum Metabolitenbildung (einzig durch Abbauprodukte der Biologie) • Geringer Platzbedarf • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Sehr gute Eliminationsleistung und vollständige Entfernung aus dem Abwasserstrom • Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes • Zusätzliche Reinigung durch Biologie im Filterbett • Vorhandene Sandfilterbecken können zur GAK-Adsorption umfunktioniert werden • Regeneration der GAK möglich • Keine nachgeschalteten Verfahren nötig • Einfache Anlagentechnik 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Metabolitenbildung • Deutlich geringere Kohlemengen als bei GAK werden benötigt • Energieverbrauch ist gering • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Sehr gute Eliminationsleistung und vollständige Entfernung aus dem Abwasserstrom • Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes • Förderliche Wirkung der Überschussschleife hinsichtlich der Schlammbehandlung und Schlammwässerung • Positive Wirkung auf den Heizwert des Klärschlammes • Verringerung des Schlammvolumenindex • PAK kann vorgehalten und gezielt in Abhängigkeit der Schmutzfracht dem Abwasser zudosiert werden • Dosierung lässt sich leicht bis zur maximalen Dosieranlagenleistung anpassen • Keine besonderen Materialanforderungen an die maschinelle Ausrüstung • Einfache Anlagentechnik

Tabelle 5.5: Nachteile der Ozonierung, der GAK- und PAK-Adsorption

Nachteile		
Ozonierung	GAK-Adsorption	PAK-Adsorption
<ul style="list-style-type: none"> • Metabolitenbildung • Reaktionsprodukte und –mechanismen großteils unbekannt (Toxizität) • Die sich ständig verändernde Zusammensetzung der Stoffe im Abwasser führt zu anderen Reaktionsprodukten → Künftige Reaktionsprodukte können unvorhersehbare Auswirkungen im Ablauf haben • Hoher Energieverbrauch und hohe Sicherheitsanforderungen bezüglich Arbeitsschutz • Hohe Betriebskosten • Kaum CSB-Reduktion, sofern keine Verfahren nachgeschaltet sind • Kaum DOC-Reduktion, sofern keine Verfahren nachgeschaltet sind • Hoher DOC führt zu höheren Ozonverbrauch • Hohe Anforderungen an die eingesetzten Materialien • Wartung der Anlagen benötigt spezialisiertes Personal oder Fremdfirmen • Bei bestimmten Inhaltsstoffen im belasteten Abwasser (z.B. Bromid) wird von der Anwendung der Ozonierung abgeraten • Ggf. zusätzliche biologisch aktive Stufe erforderlich um Oxidationsprodukte abzubauen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung 	<ul style="list-style-type: none"> • Sinkende Reinigungsleistung • Wesentlich mehr Kohlemengen als bei der PAK-Adsorption benötigt • Rücklösung und Auswaschung des unveränderten Mikroschadstoffes möglich • Sehr hohe Betriebsmittelkosten • AK wirkt nicht nur selektiv auf Mikroschadstoffe • Falls keine bestehende Sandfiltration vorhanden → Zusätzliche Bauwerke erforderlich • Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonierung • Reinigungsleistung bestimmter Stoffe und Stoffgruppen sinkt sehr stark schon nach wenigen Bettvolumina 	<ul style="list-style-type: none"> • Hoher DOC führt zur verminderter Adsorption von Mikroschadstoffen → Mehr Kohle wird benötigt • Keine landwirtschaftliche Nutzung des ÜSS mehr möglich • Sicherstellung des Rückhaltes der PAK notwendig • Zusätzliche Bauwerke erforderlich • Rücklösung des unveränderten Mikroschadstoffes und Rückbelastung der Kläranlage über Aktivkohleschlamm möglich • Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonierung • Größere Klärschlammengen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung • Nachgeschaltete Filtration erforderlich • Nasse AK kann zum Teil korrosiv und abrasiv auf Anlagenbestandteile wirken • Hohe Betriebsmittelkosten • AK wirkt nicht selektiv nur auf Mikroschadstoffe • Regeneration der PAK derzeit nicht möglich

Wie die einzelnen Vor- und Nachteile gewichtet werden, liegt im Sinne des Betrachters. Die Anzahl der spezifischen Vor- oder Nachteile sollte nicht als Anhaltspunkt für ein Urteil über die einzelnen Verfahren dienen. Die wesentlichen Faktoren sind die zu erwartende Eliminationsleistung und die entstehenden Investitions- und Jahreskosten.

Derzeit gibt es keine zuverlässigen Zeigerparameter, von denen die Gesamtelimination aller Mikroschadstoffe abgeleitet werden kann. Es gibt Stoffe und Stoffgruppen, die besser mittels Ozonierung behandelt werden können. Wiederum gibt es Stoffe und Stoffgruppen mit einer besseren Eliminationsleistung durch die Adsorption.

Allgemein wird davon ausgegangen, dass, unter bestimmten Bedingungen, alle drei Verfahren eine Eliminationsrate von über 80 % aufweisen (Türk, 2013). Diese kann, je nach Kläranlage und Auslegung einer vierten Reinigungsstufe, jedoch noch wesentlich höher ausfallen. In Tabelle 5.6 sind eine Auswahl von Spurenstoffen aus verschiedenen Anwendungsbereichen und deren geschätzte Elimination bei der Ozonierung und Aktivkohle-Adsorption aufgeführt.

Tabelle 5.6: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (verändert nach Günthert et al., 2013)
(Generalisierte Eliminationsleistung: -: bis 10%, 0: 10 bis 50%, +: 50 bis 90%, ++: > 90%)

Spurenstoffe		Verfahren	Ozonung	GAK-Filtration	PAK-Zugabe in ein Kontaktbecken	PAK-Zugabe in einen Flockungsraum	NF / RO
Pharmaka	Carbamazepin		++	+ bis ++	+ bis ++	0 bis +	++
	Diclofenac		++	++	+ bis ++	0 bis +	++
	Metoprolol		+ bis ++	k. A.	++	k. A.	k. A.
	Sulfamethoxazol		++	0	0 bis +	- bis 0	++
	Amidotrizoesäure/Diatrizoat		0 bis +	- bis +	0 bis +	-	++
Synth. Moschusverbindungen	AHTN (Tonalid)		+ bis ++	k. A.	++	k. A.	++
	HHCb (Galaxolid)		++	k. A.	++	k. A.	++
Industriechemikalien	Benzotriazol		+	k. A.	+ bis ++	0 bis +	k. A.
	Bisphenol A		0 bis ++	0	++	Ablaufwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze	+ bis ++
	Perfluorierte Tenside		-	+ bis ++	+	k. A.	+ bis ++
	TCPP		0	+	+ bis ++	k. A.	k. A.
	EDTA		0 bis +	-	k. A.	k. A.	k. A.

Abbildung 5.28 spiegelt die geschätzten spezifischen Kosten aller in der Machbarkeitsstudie aufgeführten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination wider. Dabei beziehen sich die spezifischen Kosten meist auf die mittleren Abwassermengen.

Die aufgeführten Kosten der einzelnen Verfahren sind von vielen Faktoren stark abhängig. Zum einen treiben kombinierte oder nachgeschaltete Verfahren die Kosten in die Höhe. Auch sind die angenommenen Betriebsmittel- und Energiekosten bei vielen Kostenschätzungen unterschiedlich. Ebenso spielen die Betriebsmittelmengen und -konzentrationen eine wichtige Rolle. Zum anderen ist nicht geklärt, für welche hydraulischen Belastungen eine vierte Reinigungsstufe ausgelegt werden soll. So sinken die spezifischen Kosten beim Bau einer verhältnismäßig kleinen vierten Reinigungsstufe. Wird hingegen für den Vollstrom dimensioniert, so steigen die spezifischen Kosten. Es muss bei jeder Kostenangabe genau hinterfragt werden, wie die Kosten zusammengekommen sind, um sie qualitativ mit anderen Kostenangaben vergleichen zu können.

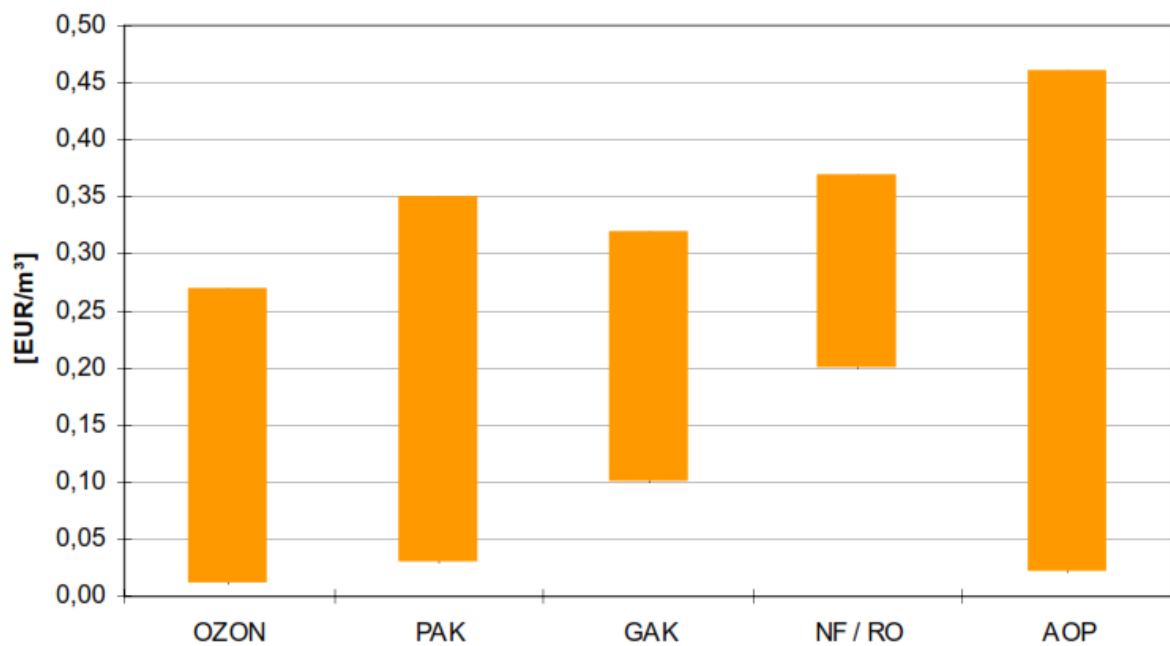


Abbildung 5.28: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)

6 Bewertung der Mikroschadstoffanalyse

Das Ablaufwasser aus der Nachklärung der Kläranlage Heiden wurde in zwei Intervallen auf 24 unterschiedliche Mikroschadstoffe untersucht. Die mehrtägigen Mischproben wurden bei der Probe 1 im Zeitraum zwischen dem 18.11.2014 und 21.11.2014, gezogen und im Labor bemessen. Bei der Probe 2 lag der Zeitraum zwischen dem 19.01.2015 und dem 22.01.2015. Der Befund dieser Analysen ergab, dass 18 der in der Tabelle 6.1 aufgeführten Stoffe nachgewiesen wurden.

Bei den betrachteten Stoffen handelt es sich laut Analyselabor (Stand April 2012) um einen Ausschnitt der im Jahr 2011 am häufigsten gefundenen Mikroschadstoffe, sowie einer Gruppe von Substanzen, die teilweise in der Liste der prioritären Stoffe der WRRL aufgeführt sind.

Neben den gemessenen Werten sind auch die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Konzentrationen der sogenannten D4-Liste aufgeführt. Zwar handelt es sich bei den genannten Stoffen zum Teil um die prognostizierten Konzentrationen, die in den nächsten Jahren in Oberflächengewässern zur Erreichung des guten chemischen Zustands eingehalten werden sollen, jedoch können diese Werte als Leitwerte für die Abläufe einer vierten Reinigungsstufe interpretiert werden. Wird Bezug auf diese Werte genommen, so wird deutlich, dass 11 der 24 gemessenen Stoffe über dem Schwellenwert zum guten chemischen Zustand liegen.

Insgesamt werden in der aktuellen D4-Liste 642 Stoffe aufgeführt (Stand April 2014). Es ist zu erwarten, dass deutlich mehr Stoffe im Ablauf der Kläranlage Heiden über den angewandten Konzentrationen der D4-Liste liegen, als die benannten 11 der Tabelle 6.1.

Neben den Werten aus der D4-Liste sind zusätzlich die Durchschnittswerte von anderen Kläranlagenabläufen aufgeführt.

Zusammengefasst verdeutlichen die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse, dass die Kläranlage Heiden von Mikroschadstoffen beaufschlagt wird und nicht dazu in der Lage ist, diese ausreichend aus dem Abwasser zu entfernen.

In Zukunft sollen alle Oberflächengewässer einen guten chemischen, sowie ökologischen Zustand erreichen. Die WRRL sieht vor, dass die Umweltqualitätsnormen für die bestehenden prioritären Stoffe bis 2021 und für neu benannte Stoffe bis 2027 eingehalten werden. Die ungenügende Elimination von Mikroschadstoffen in Kläranlagen kann dazu führen, dass zukünftig die Einleitungserlaubnis nicht verlängert wird und somit die Kläranlagenbetreiber dazu gedrängt werden, eine weitergehende Reinigungsstufe zu integrieren, um eine geringere Belastung der Gewässer zu gewährleisten.

Tabelle 6.1: Befund der Mikroschadstoffanalyse des Kläranlagenablaufes Heiden

Gruppe	Mikroschadstoff	Einheit	Probe 1	Probe 2	Angewandter Bewertungsmaßstab	Durchschnitt *
Halogenid	Bromid (Br)	µg /l	< 50	650	k. A.	80
Lipidsenker	Bezafibrat	ng/l	370	320	100	450
Schmerzmittel	Diclofenac	ng/l	1.400	2.200	100	2.030
Schmerzmittel	Naproxen	ng/l	230	100	100	290
Schmerzmittel	Phenazon	ng/l	< 50	< 50	1.100	200
Antiepileptikum	Carbamazepin	ng/l	290	820	500	930
Betablocker	Atenolol	ng/l	55	60	100	1.370
Betablocker	Bisoprolol	ng/l	210	210	100	490
Betablocker	Metoprolol	ng/l	1.500	790	7.300	1.970
Betablocker	Sotalol	ng/l	400	340	100	620
Antibiotikum	Clarithromycin	ng/l	110	190	20	470
Antibiotikum	Sulfamethoxazol	ng/l	400	430	150	590
Psychopharmakon	Oxazepam	ng/l	< 50	< 50	100	210
Kontrastmittel	Amidotrizoesäure	ng/l	4.600	1.400	100	4.730
Kontrastmittel	Iomeprol	ng/l	62	< 50	100	9.600
Kontrastmittel	Iopamidol	ng/l	17.000	17.000	100	5.290
Kontrastmittel	Iopromid	ng/l	580	< 50	100	1.180
PSM	Diuron	ng/l	120	61	200	130
PSM	Isoproturon	ng/l	< 50	< 50	300	190
PSM	Terbutryn	ng/l	< 50	< 50	65	k. A.
Korrosionsinhibitor	Benzotriazol	ng/l	4.800	3.000	10.000	6.190
Steroidhormon	17-alpha-Ethinylestradiol	ng/l	< 0,5	< 0,5	0,035	k. A.
Steroidhormon	17-beta-Estradiol	ng/l	< 0,5	< 0,5	0,4	30
Steroidhormon	Estron	ng/l	0,8	0,9	k. A.	50

*(verändert und ergänzt nach Götz et al., 2012)

Der Tabelle 6.1 ist zu entnehmen, dass in der zweiten Probe 650 µg/l Bromid nachgewiesen wurden. Bromide gehören zur Gruppe der Halogene. Es sind unterschiedliche chemische Verbindungen in Kombination mit Brom-Atomen. Genau betrachtet handelt es sich hierbei

um anorganische Salze, die Brom enthalten. Entgegen der IUPAC-Regeln werden häufig auch organische Brom-Verbindungen als Bromide bezeichnet. Organische Bromidverbindungen sind zum Beispiel Dibrommethan (natürliches Produkt von einigen arktischen Makroalgen) oder Acetylbromid (Reaktionsprodukt von dem anorganischen Phosphortribromid und Essigsäure). Als Beispiele für anorganische Brom-Verbindungen dienen Magnesium- oder Kaliumbromid. Diese sind Bestandteile des Meersalzes und damit auch des daraus gewonnenen Speisesalz. Natriumbromid ist eine weitere anorganische Bromid-Verbindung. Dieses wird zum Beispiel bei der Herstellung von Arznei- und Bleichmittel verwendet.

Wie in Kapitel 5.2 erwähnt, ist der kanzerogen wirkende Stoff Bromat ein Oxidationsprodukt bei der Ozonierung. Bromat entsteht bei der Oxidation von Bromid. Bei dieser Reaktion ist die Endkonzentration des Bromats von der Bromidkonzentration vor der Ozonierung, der Wassertemperatur und der zugeführten Ozonmenge abhängig (Schmidt, 2011). Aus diesem Grund kann bislang nicht genau vorhergesagt werden, welche Bromidkonzentration vor der Ozonierung zu welcher Bromatkonzentration nach der Ozonierung führt. Wird als Beispiel der Grenzwert aus der Trinkwasserverordnung für Bromat von 10 µg/l als künftiger Grenzwert für Kläranlagenabläufe gewählt, so kann dieser nicht garantiert eingehalten werden, es sei denn, die Ozonkonzentration zur Mikroschadstoffelimination wird durch die Zulaufkonzentration des Bromids geregelt. Durch diese Maßnahme würde wiederum die Eliminationsleistung auf die Mikroschadstoffe beeinträchtigt werden. Die Ozondosierung der Ozonierung müsste also kontinuierlich dem Zulaufwert des Bromids angepasst werden, wodurch der Wirkungsgrad auf die Mikroschadstoffelimination lediglich von diesem einem Stoff abhängig gemacht werden würde.

Abbildung 6.1 führt die Versuchsergebnisse zur Bromatbildung in der Ozonierungsstufe auf der Kläranlage Regensdorf auf. Auch wenn die in Regensdorf entstandenen Bromatkonzentrationen unter den aufgezeigten Betriebsbedingungen sich nicht auf jede Kläranlage übertragen lassen, so dient die Abbildung zu einer ersten Einschätzung.

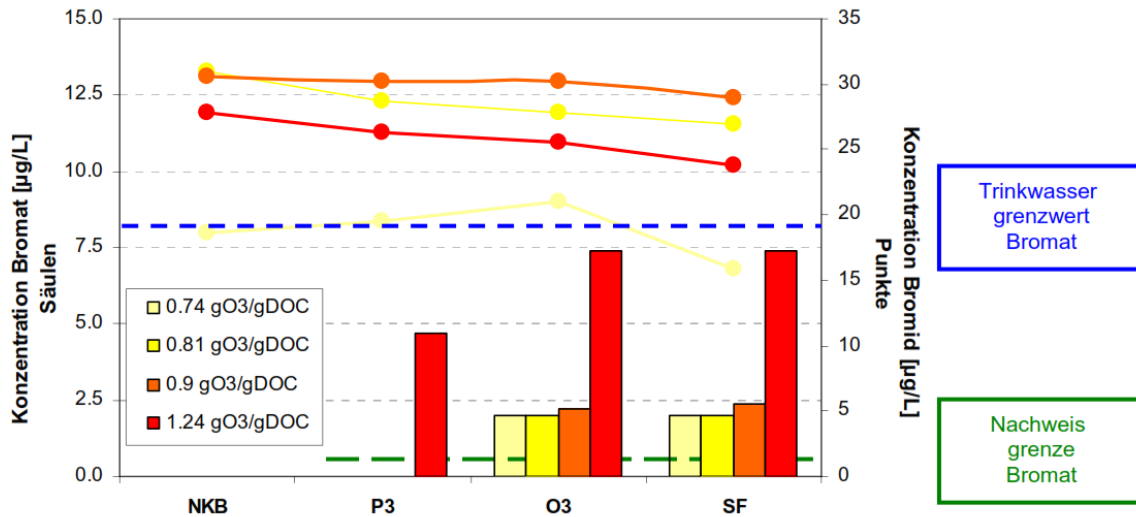


Abbildung 6.1: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonierungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009)

Ist davon auszugehen, dass der Ablauf der Kläranlage Heiden häufig mit den in Tabelle 6.1 ermittelten Bromidkonzentration von 650 µg/l belastet ist, so führt dies nach Betrachtung der Abbildung 6.1 unter Umständen zu Bromatkonzentrationen nach der Ozonierung, die deutlich über dem genannten Trinkwassergrenzwert von 10 µg/l liegen können.

Da wir eine Belastung der Gewässer vermeiden wollen, auch wenn nicht gegeben ist, dass der Trinkwassergrenzwert für Bromat künftig auch als Grenzwert für den Ablauf einer vierten Reinigungsstufe festgelegt wird, wird aufgrund der Bromidkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Heiden im Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter auf eine Ozonierungsstufe eingegangen.

7 Planungs- und Bemessungsgrundlagen

Nach Absprache mit den Verantwortlichen wurde entschieden, die möglichen Verfahren für eine vierte Reinigungsstufe westlich auf dem Gelände des Regenrückhaltebeckens 1 zu dimensionieren. Aufgrund des geringen Platzangebotes, des Anlagenbaus und der verfahrenstechnischen Abläufe ist die genannte Fläche an dieser Stelle am sinnvollsten. Ersichtlich ist die Fläche als rot markierte Fläche in Abbildung 7.1.



Abbildung 7.1: Ausgewählte Fläche für die vierte Reinigungsstufe auf der Kläranlage Heiden (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015)

Eine Vorgabe zur Auslegung einer vierten Reinigungsstufe gibt es derzeit nicht. Es muss für jede Kläranlage überlegt werden, für welche Zulaufmengen eine solche Reinigungsstufe ausgelegt wird. Die Bemessung erfolgt ausschließlich anhand der Durchflussmengen. Hierbei ist die Verhältnismäßigkeit zwischen stündlichen Spitzenzufluss (für die Bemessung maßgebend) und Tages- bzw. Jahresdurchflussmenge zu beachten. Als Anhaltspunkte können die in Tabelle 7.1 aufgeführten Parameter betrachtet werden.

Werden die täglichen Ablaufmengen (Abbildung 7.2, blaue Balken) betrachtet, so ist zu erkennen, dass sie starken Schwankungen unterliegen. Würde die vierte Reinigungsstufe nach der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge 2013 dimensioniert werden, so wäre die Reinigungsstufe nicht dazu in der Lage, ausreichend hydraulische Spitzenbelastungen behandeln zu können. Die Konsequenz wäre eine unzureichende Mikroschadstoffelimination.

Tabelle 7.1: Spezifische Daten zur Kläranlage Heiden

Parameter	Einheit	Größe
Einwohnerwerte	EW	12.700
Zweijährige Abflussmenge Q_{2a}^*	m^3	1.429.465
Zweijahresmittel: täglicher Abfluss $Q_{d,aM}^*$	m^3/d	1.955
Spitzenabfluss $Q_{2a,max}^*$	m^3/d	5.311
Perzentil 85 % *	m^3/d	9.627
Median	m^3/d	1.711
Jahresschmutzwassermenge JSM **	m^3/a bzw. m^3/d	498.893 bzw. 1.367
Maximaler Bemessungszufluss Q_{max}	l/s bzw. m^3/h	96 bzw. 346
* Bezogen auf den Bemessungszeitraum vom 01.01.2012 bis 31.12.2013		
** Bezogen auf den Bemessungszeitraum vom 01.01.2013 bis 31.12.2013		

Für den Rahmen der Machbarkeitsstudie haben wir uns letztlich bei der minimalen baulichen Auslegung für den Median von $1.711 m^3/d$ entschieden, wodurch im Mittel knapp 79 % des täglichen Ablaufs behandelt wird.

Abbildung 7.2 stellt die täglichen Ablaufmengen der Kläranlage Heiden im Bemessungszeitraum von Anfang 2012 bis Ende 2013 dar. Der rote Strich entspricht dem täglichen Ablauf von $1.711 m^3/d$. Es wird ersichtlich, dass die vierte Reinigungsstufe nicht kontinuierlich mit $1.711 m^3/d$ beschickt wird. Deshalb haben wir uns für die Betriebsmittelkostenrechnung auf einen Wert von $1.540 m^3/d$ geeinigt. Dieser Wert entspricht dem durchschnittlichen Ablauf, der an allen 731 Tagen mit einem Abfluss $\leq 1.711 m^3/d$ ermittelt wurde.

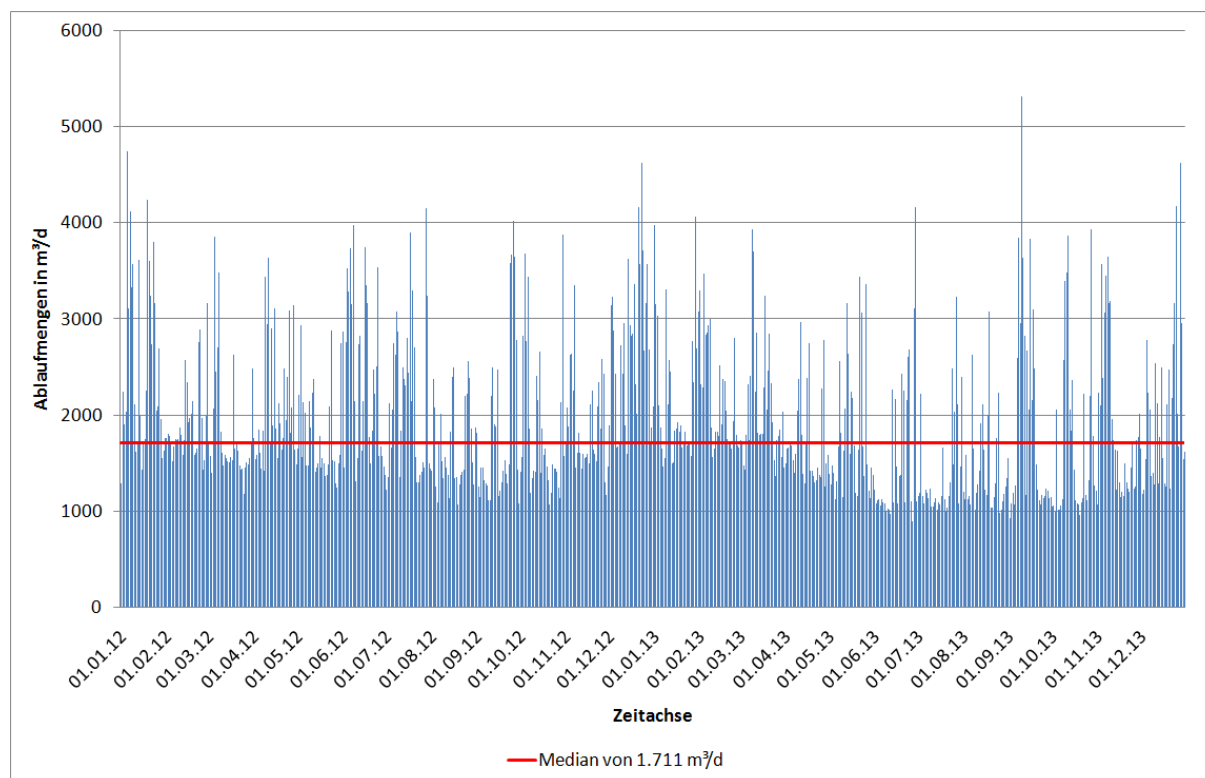


Abbildung 7.2: Ablaufmengen der Kläranlage Heiden im Zeitraum vom 01.01.2012 bis 31.12.2013

Die für die Machbarkeitsstudie gewählten Durchflussmengen zur Auslegung der Anlagenkomponenten und des Betriebsmittelbedarfs sind in Tabelle 7.2 aufgeführt.

Tabelle 7.2: Gewählte Durchflussmengen

Parameter	Einheit	Größe
1. Gewählte Durchflussmenge zur baulichen Auslegung	m ³ /d bzw. m ³ /h	1.711 bzw. 71,3
2. Gewählte Durchflussmenge zur baulichen Auslegung	l/s bzw. m ³ /h	96 bzw. 346
Gewählte Durchflussmenge zur Betriebsmittelauslegung	m ³ /d bzw. m ³ /h	1.540 bzw. 64,2

Die derzeitigen Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Ablauf der Kläranlage Heiden werden in Tabelle 7.3 aufgeführt. Die ermittelten Daten ergeben sich aus den gesamten Daten des Bezugszeitraums von Anfang 2008 bis Ende 2013.

Tabelle 7.3: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Heiden

Parameter	Einheit	Konzentration
chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/l	29,00
Maximum: chemischer Sauerstoffbedarf CSB _{max}	mg/l	41,00
Phosphorgehalt P _{Ges}	mg/l	0,74
Maximum: Phosphorgehalt P _{Ges,max}	mg/l	1,00
Stickstoffgehalt TN _{Ges}	mg/l	6,88
Maximum: Stickstoffgehalt TN _{Ges,max}	mg/l	13,00

Von entscheidender Bedeutung sind die entstehenden Investitions- und Betriebskosten der Verfahren, die im nächsten Kapitel vorgestellt werden.

8 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen

Angesichts der aktuellen Erkenntnisse zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ werden für die Kläranlage Heiden vier unterschiedliche Reinigungsverfahren vorgeschlagen.

Bis auf Variante 1.3 beginnt jedes der Verfahren mit dem Abschluss der herkömmlichen Abwasserreinigung der Kläranlage, also nach den Nachklärbecken.

In Bezug auf die in Kapitel 5.3.2.3 benannten Erkenntnisse wurde bei keiner der aufgeführten Varianten eine Flockungshilfsmitteldosierung berücksichtigt.

Zum einen wird intensiv auf eine PAK-Adsorption eingegangen. Hierfür gibt es eine Vielzahl von möglichen Kombinationen einzelner Verfahrensstufen. Die drei vorgeschlagenen Varianten sind die Verfahrenskombinationen mit dem meisten Potential. Zum anderen wird alternativ zur PAK-Adsorption eine Variante der GAK-Adsorption vorgestellt. Hier wird aufgrund der wenigen Verfahrensmöglichkeiten lediglich eine Variante betrachtet.

Die einzelnen Anlagenkomponenten der PAK-Adsorptionsvarianten sind unter Berücksichtigung einer Zunahme der hydraulischen Belastung ausgelegt. Bei den Kontaktzeiten in den Reaktoren haben wir uns auf 30 Minuten festgelegt. Nimmt die hydraulische Belastung zu, so kann die Kontaktzeit der bestehenden Becken verringert werden. Bei den angenommenen Mindestkontaktzeiten von 20 Minuten für die PAK-Adsorption sind somit auch hydraulische Schwankungen behandelbar. Die Eliminationsrate würde durch die kürzere Kontaktzeit geringer ausfallen. Dieser Nachteil könnte voraussichtlich durch erhöhte Betriebsmittelkonzentrationen ausgeglichen werden. Steigen die hydraulischen Durchflussmengen über die

Bemessungswassermengen der Kontaktbecken, so können auch diese Wassermengen bei geringerer Kontaktzeit die Kontaktbecken durchströmen und mit der Pulveraktivkohle vermischt werden. Auch hierdurch kann von einer geringeren Eliminationsrate ausgegangen werden. Diese wäre jedoch höher, als wenn vor der PAK-Adsorption abgeschlagen und somit das Wasser nicht mit der Pulveraktivkohle vermischt wird.

Es hat sich gezeigt, dass sich zur PAK-Abscheidung Sand- wie auch Tuchfilter eignen. Wir haben beide Filtertypen für den Anwendungsfall auf der Kläranlage Heiden auslegen lassen und anhand Herstellerangaben monetär miteinander verglichen. Für die Kläranlage Heiden empfehlen wir letztlich die DynaSand-Filtration, die sich aufgrund uns vorgelegter Kosten günstiger darstellt. Bei den Investitionskosten liegen die aus der Tuchfiltration resultierenden Kosten etwa 55.000 € über den Kosten der Sandfiltration. Bei den Betriebskosten sind die durch die Tuchfiltration entstehenden Kosten etwa 2.500 €/a kostspieliger als die der Sandfiltration. Trotz der monetären Nachteile werden die Tuchfilter in der PAK-Variante 1.3 vorgesehen, um beide möglichen Verfahren zur PAK-Abscheidung auf der Kläranlage Heiden vorzustellen.

Die in den einzelnen Varianten ermittelte Investitions- und Betriebskostenschätzung sollte als grober Anhaltspunkt bei der späteren Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe gesehen werden. Im Einzelnen kann, besonders was die Betriebsmittelkosten angeht, erst nach dem Bau und ersten Versuchen zum Rückhalt ermittelt werden, wie die gewählte Reinigungsstufe am zweckmäßigsten betrieben wird und welche Kosten entstehen.

8.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption und Sedimentation im umgebauten Nachklärbecken 1 mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken

Variante 1.1 ähnelt dem in Kapitel 5.3.2.4.1 beschriebenen AFSF-Verfahren. Bei der vorgeschlagenen Variante ist vorgesehen vorhandene Bausubstanz zu nutzen. Da die Nachklärbecken der Kläranlage Heiden redundant ausgelegt sind, wurde gemeinsam mit den Verantwortlichen der Kläranlage entschieden, dass das Nachklärbecken 1 für den Umbau in ein Kombinationsbecken für die 4. Reinigungsstufe genutzt werden kann, wenn es gebaut werden würde.

Die vorgeschlagene Variante unterscheidet sich außerdem in der derzeit häufig angewandten Endfiltration. Auf herkömmliche Flotationsfilter soll verzichtet werden. Zur PAK-Abscheidung werden DynaSand-Filter vorgesehen.

Mit dem Ablauf des Nachklärbecken 2 beginnt die Variante 1.1. Das Wasser wird in das umgebaute Nachklärbecken 1 geleitet. Dieses wird in zwei Verfahrensstufen unterteilt. Einem inneren Becken und einem Außenring. Beide Verfahrensstufen werden durch eine Becken-

wand räumlich getrennt. Das Wasser aus dem Nachklärbecken 2 wird zunächst in den äußeren Ring geleitet. Dieser wird als Kontaktbecken genutzt. Die pulverisierte Aktivkohle wird in den Kontaktbecken gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung 2 vermischt. Der Ablauf dieses Kontaktbeckens wird in das innere Becken geleitet. Dieses dient als Sedimentationsbecken und hat den gleichen Nutzen wie ein Nachklärbecken. Hier werden die wesentlichen Frachten des PAK-Schlamm-Gemisches abgeschieden. Es wird empfohlen, einen Teil dieses PAK-Schlamm-Gemisches als Rücklaufschlamm in den Zulauf des Belebungsbeckens zu führen. Welches Rücklaufverhältnis am sinnvollsten ist, kann in diesem Fall vor Ort getestet werden. Hierdurch wird eine optimale Ausnutzung der Adsorptionskapazität der PAK gewährleistet und eine höhere Eliminationsleistung hervorgerufen. Die PAK hat durch diese Maßnahme eine wesentlich längere Aufenthaltszeit im System, was sich positiv auf die Mikroschadstoffelimination, wie auch auf die Schlammeigenschaften des Klärschlammes auswirkt.

Für den Fall, dass das Nachklärbecken 2 bspw. zwecks Modernisierungsmaßnahmen außer Betrieb genommen wird, könnte das umgebaute Nachklärbecken 1 dessen Aufgabe nach ersten Einschätzungen übernehmen. Wird zu dieser Zeit die 4. Reinigungsstufe weiter betrieben, müsste für eine gleichbleibende Mikroschadstoffelimination mehr PAK eingetragen werden. Ob die PAK-Zugabe in diesem Fall weiter erfolgen soll, muss bei der möglichen Umsetzung geklärt werden.

Wird bei einer gewünschten Umsetzung der Variante 1.1 angestrebt einen neuen Kontaktreaktor und ein neues Sedimentationsbecken zu bauen, kommt es zu anderen Kostenannahmen. Die Mehrkosten der Investitionskosten würden bei etwa 90.000 € und der laufenden Jahreskosten bei etwa 6.000 €/a liegen. Von Bedeutung ist hierbei, dass die Kosten anhand einer angenommenen Teilstrombehandlung von 71,3 m³/h in den Becken ausgelegt wurden.

Um auch die schlecht sedimentierfähigen Feinfrachten der PAK dem Wasser weitestgehend zu entnehmen, muss der Ablauf des Sedimentationsbeckens gefiltert werden. Dem umgebauten Nachklärbecken 1 ist also ein Schneckenhebewerk nachgeschaltet, welches das Wasser in einen Sandfilter pumpt. Der hier gefilterte Restanteil der Aktivkohle wird als Rezirkulationskohle mit in die Belebungsbecken oder alternativ in die Schlammbehandlung geschickt.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.1 auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 8.1 deutlich.

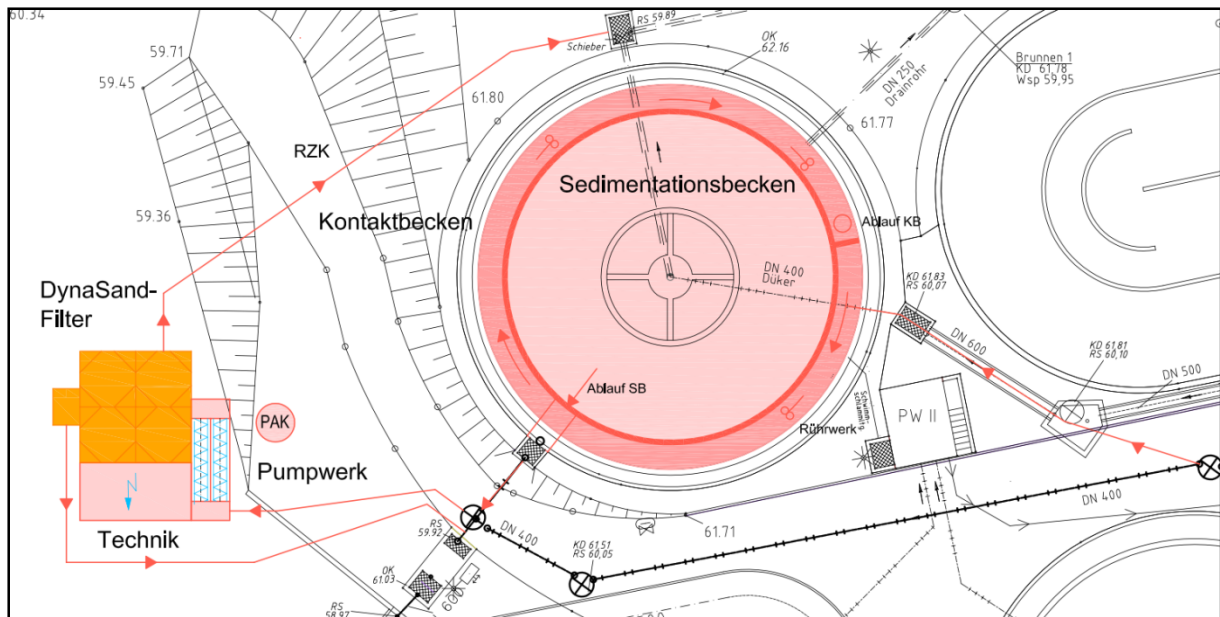


Abbildung 8.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1

Sollten in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft werden, so können bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden (Zehendner, 2014).

Die Abbildung 8.2 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.1.

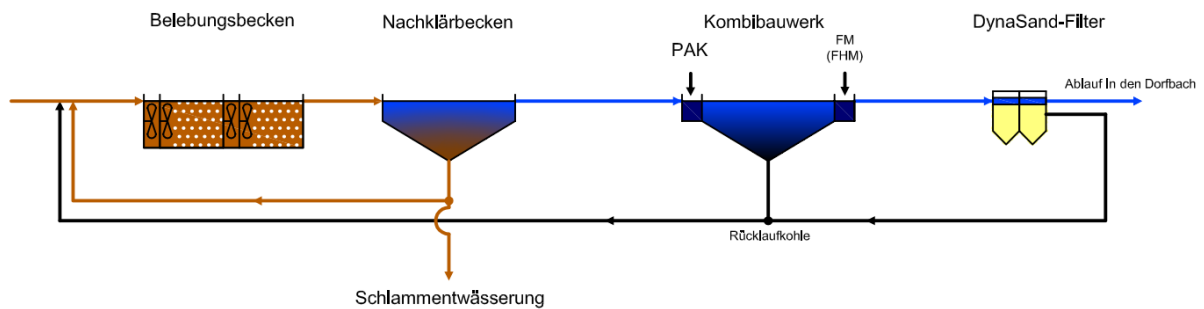


Abbildung 8.2: Fließschema zur Variante 1.1

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- Für die Bauwerke: 346 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 64,2 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm

- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74 \text{ l/s}$ je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken im Außenring:

- Kontaktzeit über 30 min
- Volumen etwa 190 m^3

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 5 mg/l:
 - 7,7 kgPAK/d bzw. 2.811 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 15,4 kgPAK/d bzw. 5.621 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
 - 23,1 kgPAK/d bzw. 8.432 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 30,8 kgPAK/d bzw. 11.242 kgPAK/a
- PAK-Kosten bei der Kostenannahme von 1,70 €/kgPAK:
 - 4.778 €/a bei einer Konzentration von 5 mgPAK/l
 - 9.556 €/a bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - 14.334 €/a bei einer Konzentration von 15 mgPAK/l
 - 19.111 €/a bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltren erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen:

- 2.248 kgFe/a

Speicherbecken als Sedimentationsbecken:

- Kontaktzeit über 1,5 h
- Volumen etwa 590 m^3
- Flächenbeschickung max. 1,5 m/h

Zusätzlicher Schlammfall:

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichem Schlamm:

- 8.432 kgPAK/a → 16.864 kgTS/a

DynaSand-Filter (laut Hersteller):

- Vier Filter
- Durchsatz: ca. 346 m³/h bei max. AFS 30 mg/l im Zulauf
 - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
 - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: $v \leq 14,4$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Ferner ist die Spülabwassermenge der DynaSand-Filter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 12 m³/h (1,7 – 3,5 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 20 m³/h (5,8 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.1 folgt nun in Tabelle 8.1 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.1: Investitionskosten Variante 1.1

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	336.621 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	295.300 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>185.000 €</u>
	Summe netto	816.921 €
	Baunebenkosten 20 %	<u>163.384 €</u>
		980.306 €
	+ 19 % MwSt.	<u>186.258 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.1	1.166.564 €

Die laufenden Kosten der Variante 1.1 werden in Tabelle 8.2 ersichtlich.

Tabelle 8.2: Laufende Kosten der Variante 1.1

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	480.695 €	421.688 €	264.180 €	1.166.564 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentech- nik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentech- nik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kos- ten	24.525 €/a	35.325 €/a	30.970 €/a	90.820 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamtkos- ten
Schneckenpumpwerk	8.008	kWh/a	0,180 €/kWh	1.441 €/a
Rührwerke	3.373	kWh/a	0,180 €/kWh	607 €/a
Pulveraktivkohle	8.432	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	14.334 €/a
PAK-Dosierstation	7.884	kWh/a	0,180 €/kWh	1.419 €/a
Fällmittel	2.248	kgFe/a	0,12 €/kgFe	270 €/a
Gesamtkosten: Sedimentations- becken	10.950	kWh/a	0,180 €/kWh	1.971 €/a
Sandfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			2.721 €/a
Schlammkosten	16,86	t/a	50 €/t	843 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				33.607 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.1				124.426 €/a

8.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken

Im Gegensatz zur Variante 1.1 wird bei der Variante 1.2 auf ein Sedimentationsbecken verzichtet. Eine solche großtechnische Anlage wurde derzeit nicht umgesetzt. Halbtechnische Versuche der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass eine solche Anlage zu guten Ergebnissen hinsichtlich der Adsorption von Mikroschadstoffen und der späteren PAK-Abscheidung führen kann (Kapitel 5.3.2.4).

Erster Verfahrensschritt ist hier das Schneckenpumpwerk. Dem Schneckenpumpwerk ist der Kontaktreaktor nachgeschaltet. Die pulverisierte Aktivkohle wird in den Kontaktreaktor gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung vermischt. Zur optimalen Ausnutzung von Adsorptionsplätzen in der PAK ist bei Variante 1.2 die Rezirkulation der vom Sandfilter ausgespülten PAK-Fracht in die Belebungsbecken vorgesehen. Hierdurch hat die PAK eine wesentlich längere Aufenthaltszeit im System, was sich positiv auf die Mikroschadstoffelimination, wie auch auf die Schlammeigenschaften des Klärschlammes, auswirkt. Aufgrund der geringen rezirkulierten Mengen bei der Absaugung haben wir bei der Variante 1.2 auf den Einfluss eines Rücklaufverhältnisses und somit auf eine Vergrößerung des Kontaktreaktors verzichtet.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.2 auf der Kläranlage annehmen, wird in der Abbildung 8.3 deutlich.

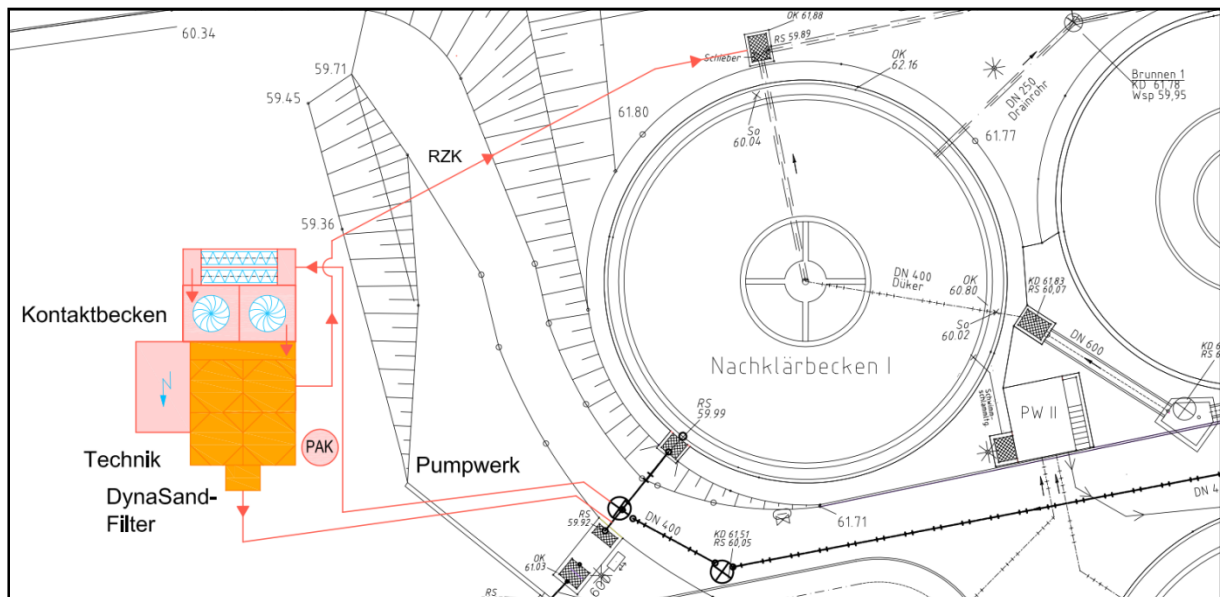


Abbildung 8.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2

Durch die Rezirkulation in die Belebung muss der gesamte Ablauf der Nachklärung filtriert werden, da hier die herkömmliche Sedimentation im Nachklärbecken nicht für die vollkommene PAK-Abscheidung ausreicht. Die Sandfilteranlage muss aus diesem Grund für den maximalen Zufluss von 346 m³/h dimensioniert werden. Der Bemessungszufluss für den Kon-

taktreaktor bleibt hingegen unverändert bei $71,3 \text{ m}^3/\text{h}$. Liegt der Ablauf der Nachklärung über dem Bemessungszufluss der Kontaktbecken, kann der Überstau direkt in die Sandfiltration abgeschlagen werden.

Sollten in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft werden, so können bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von $0,1 \text{ mg/l}$ erreicht werden (Zehendner, 2014).

Abbildung 8.4 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.2.

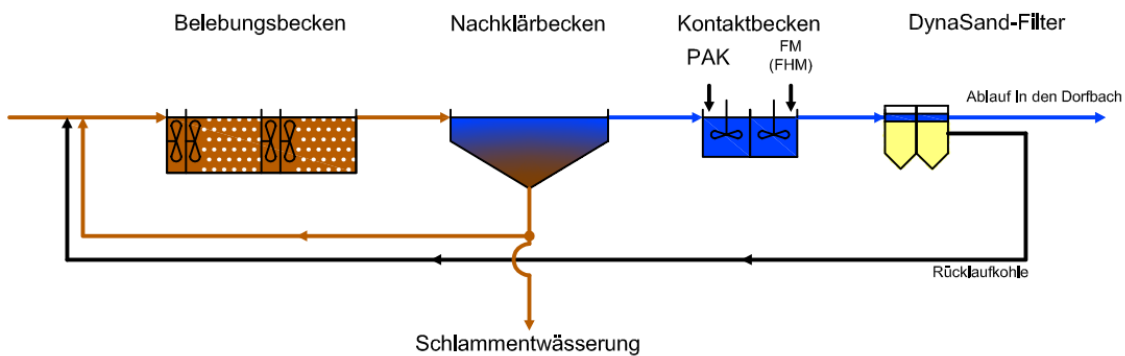


Abbildung 8.4: Fließschema der Variante 1.2

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- Für die Becken: $71,3 \text{ m}^3/\text{h}$
- Für Hebewerk und Filtration: max. $346 \text{ m}^3/\text{h}$
- Für die Betriebsmittelkosten: $64,2 \text{ m}^3/\text{h}$

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\text{max}} = 74 \text{ l/s}$ je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken:

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $71,3 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 35,65 \text{ m}^3$
 - gewähltes Volumen von $2 \cdot 18 \text{ m}^3$

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 5 mg/l:
 - 7,7 kgPAK/d bzw. 2.811 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 15,4 kgPAK/d bzw. 5.621 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
 - 23,1 kgPAK/d bzw. 8.432 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 30,8 kgPAK/d bzw. 11.242 kgPAK/a
- PAK-Kosten bei der Kostenannahme von 1,70 €/kgPAK:
 - 4.778 €/a bei einer Konzentration von 5 mgPAK/l
 - 9.556 €/a bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - 14.334 €/a bei einer Konzentration von 15 mgPAK/l
 - 19.111 €/a bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltern erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen:

- 2.248 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammfall:

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichem Schlamm:

- 8.432 kgPAK/a → 16.864 kgTS/a

DynaSand-Filter (laut Hersteller):

- Vier Filter
- Durchsatz: ca. 346 m³/h bei max. AFS 30 mg/l im Zulauf
 - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
 - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: $v \leq 14,4$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Ferner ist die Spülabwassermenge der DynaSand-Filter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 12 m³/h (1,7 – 3,5 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 20 m³/h (5,8 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.2 folgt in Tabelle 8.3 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.3: Investitionskosten Variante 1.2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	304.709 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	279.300 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>170.000 €</u>
	Summe netto	754.009 €
	Baunebenkosten 20 %	<u>150.802 €</u>
		904.811 €
	+ 19 % MwSt.	<u>171.914 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.2	1.076.725 €

Die laufenden Kosten der Variante 1.2 werden in Tabelle 8.4 ersichtlich.

Tabelle 8.4: Betriebskosten Variante 1.2

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	435.125 €	398.840 €	242.760 €	1.076.725 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentchnik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentchnik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	22.200 €/a	33.411 €/a	28.459 €/a	84.070 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	8.008	kWh/a	0,180 €/kWh	1.441 €/a
Rührwerke	3.373	kWh/a	0,180 €/kWh	607 €/a
Pulveraktivkohle	8.432	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	14.334 €/a
PAK-Dosierstation	7.884	kWh/a	0,180 €/kWh	1.419 €/a
Fällmittel	2.248	kgFe/a	0,12 €/kgFe	270 €/a
Sandfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			2.721 €/a
Schlammkosten	16,86	t/a	50 €/t	843 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				31.636 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.2				115.705 €/a

8.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Tuchfiltration

In Variante 1.3 wird auf den Bau eines Kontaktreaktors und eines Sedimentationsbeckens verzichtet. Anstatt der in Variante 1.1 und 1.2 vorgeschlagenen Sandfilter werden hier Tuchfilter als Endfiltration vorgeschlagen, um ein weiteres effizientes System zur PAK-Abscheidung zu präsentieren. Wie in Kapitel 8 beschrieben, liegen die Investitionskosten der

aus der Tuchfiltration resultierenden Kosten etwa 55.000 € über den Kosten der Sandfiltration. Bei den Betriebskosten sind die durch die Tuchfiltration entstehenden Kosten etwa 2.500€/a kostspieliger als die der Sandfiltration.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufen der Variante 1.3 auf der Kläranlage annehmen, wird in Abbildung 8.5 deutlich.

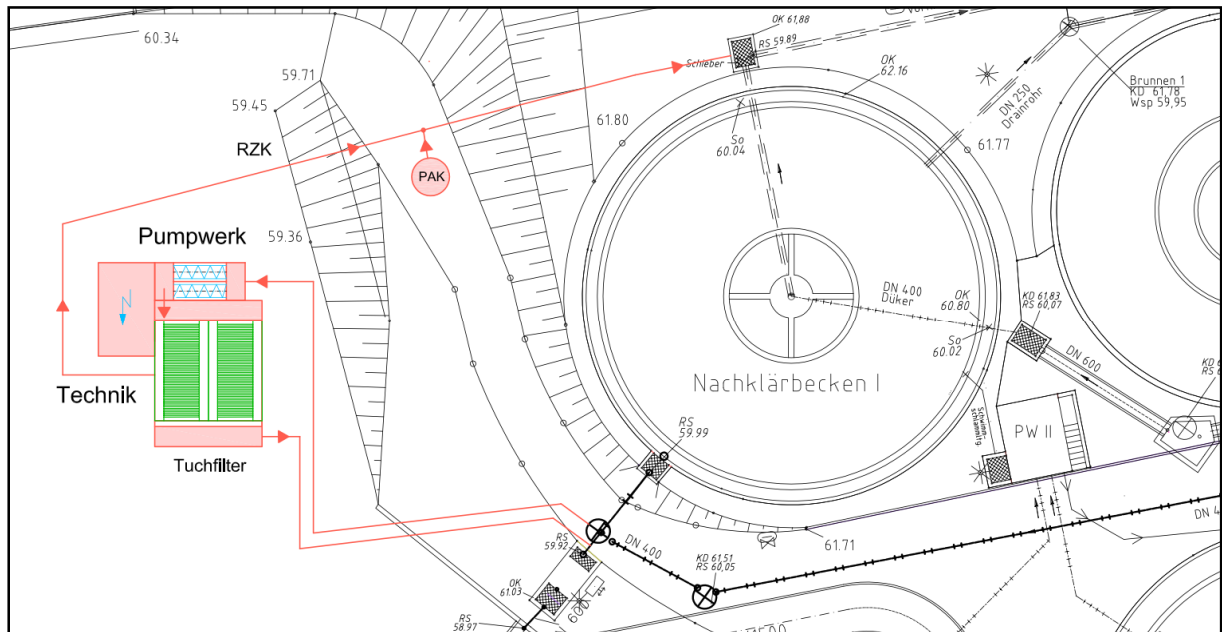


Abbildung 8.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3

Aufgrund der geringeren hydraulischen Verluste durch die Tuchfiltration wird ein kleineres Schneckenpumpwerk gewählt.

Die pulverisierte Aktivkohle wird bei Variante 1.3 direkt in den Zulauf der bestehenden Belebungsbecken eingetragen. Wie in Kapitel 5.3.2.2 beschrieben, sollte mit der etwa doppelten Menge an PAK bei der direkten Dosierung in die Belebung gerechnet werden. Diese Variante wurde bereits durch die Eawag auf einer halbtechnischen Anlage getestet und erwies sich als gute Alternative, besonders bei Anlagen mit begrenztem Platzangebot. Die hier gewählten Verfahrensstufen sind für den maximalen Bemessungszufluss der Kläranlage von 346 m³/h ausgelegt. Begründet ist dies durch den Direkteintrag der PAK in das Belebungsbecken.

Der PAK-Tank mit dazugehöriger PAK-Dosiereinrichtung ist in Abbildung 8.5 lediglich schematisch dargestellt. Diese sollten im Zulaufbereich der Belebungsbecken integriert werden um unnötig lange Förderleitungen zu vermeiden.

Vorteilhaft ist die Einsparung der Baukosten für Kontaktreaktor und Sedimentationsbecken. Dem gegenüber stehen die aus der doppelten PAK-Menge resultierenden höheren Betriebskosten.

Die in diesem Verfahrensschritt gefilterte Aktivkohle wird schließlich in die Schlammbehandlung geschickt.

Sollten in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft werden, so haben Versuche gezeigt, dass die für den Vollstrom ausgelegten Tuchfilter bei definierter Fällmittelzugabe in der Lage sind, Ablaufwerte im Bereich unter 0,1 mg/l einzuhalten (Fa. Mecana, 2014).

Abbildung 8.6 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 1.3.

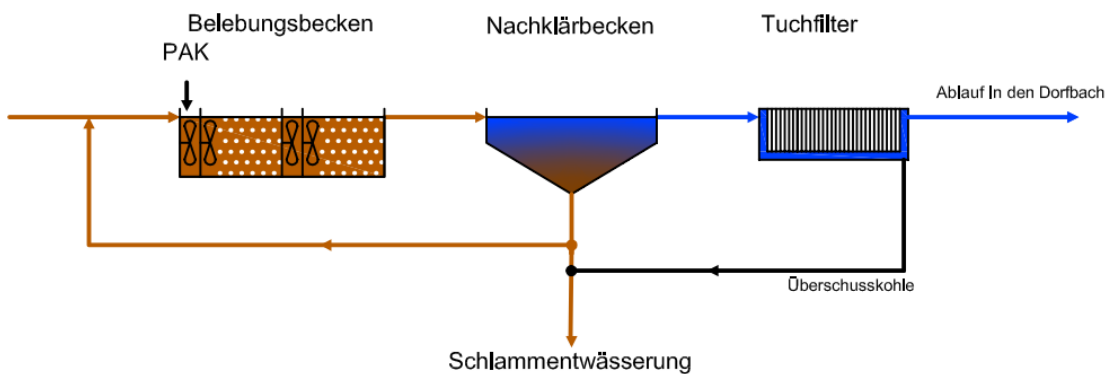


Abbildung 8.6: Fließschema der Variante 1.3

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- Für Hebewerk und Filtration: max. 346 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 64,2 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 1.000 mm

Daten zur pulverisierten Aktivkohle:

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 15,4 kgPAK/d bzw. 5.621 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 30,8 kgPAK/d bzw. 11.242 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 30 mg/l:
 - 46,2 kgPAK/d bzw. 16.863 kgPAK/a

- PAK-Menge bei einer Konzentration von 40 mg/l:
 - 61,6 kgPAK/d bzw. 22.484 kgPAK/a
- PAK-Kosten bei der Kostenannahme von 1,70 €/kgPAK:
 - 9.556 €/a bei einer Konzentration von 10 mgPAK/l
 - 19.111 €/a bei einer Konzentration von 20 mgPAK/l
 - 28.667 €/a bei einer Konzentration von 30 mgPAK/l
 - 38.223 €/a bei einer Konzentration von 40 mgPAK/l

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltren erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen:

- 2.248 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall:

Wird angenommen, dass aus 1 kg PAK genau 2 kg TS entstehen, so ergibt sich die folgende Menge an zusätzlichem Schlamm:

- 16.863 kgPAK/a → 33.726 kgTS/a

Tuchfilteranlage (laut Hersteller):

- Zwei Filter, Einbau im Betonbecken
- Stundendurchfluss: $Q_{TW} = 81,5 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 40 mg/l
- Maximaler Durchfluss: $Q_{max} = 346 \text{ m}^3/\text{h}$ bei einem maximalen AFS von 45 mg/l
- Zulässige Filtergeschwindigkeit: $v = 10 \text{ m/h}$
- Vorhandene Filterfläche: $2 \cdot 45 \text{ m}^2 = 90 \text{ m}^2$

Ferner ist die Spülabwassermenge der Tuchfilter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme (laut Hersteller):

- Mittlere Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 3,29 kg/h und einem mittleren Durchfluss von 81,5 m³/h: 2,9 m³/h bzw. 3,5 % (0,8 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge bei einer Feststofffracht von 15,57 kg/h und einem maximalen Durchfluss von 346 m³/h: 13,8 m³/h bzw. 4 %.

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 1.3 folgt nun in Tabelle 8.5 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.5: Investitionskosten Variante 1.3

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	199.305 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	355.800 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>160.000 €</u>
	Summe netto	715.105 €
	Baunebenkosten 20 %	<u>143.021 €</u>
		858.126 €
	+ 19 % MwSt.	<u>163.044 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.3	1.021.170 €

Die laufenden Kosten der Variante 1.3 werden in Tabelle 8.6 ersichtlich.

Tabelle 8.6: Betriebskosten Variante 1.3

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	284.608 €	508.082 €	228.480 €	1.021.170 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentchnik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentchnik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	14.521 €/a	42.562 €/a	26.785 €/a	83.867 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamtkosten
Schachtpumpwerk	4.004	kWh/a	0,180 €/kWh	721 €/a
Pulveraktivkohle	16.863	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	28.667 €/a
PAK-Dosierstation	7.884	kWh/a	0,180 €/kWh	1.419 €/a
Fällmittel	2.248	kgFe/a	0,12 €/kgFe	270 €/a
Tuchfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			5.572 €/a
Schlammkosten	33,73	t/a	50 €/t	1.686 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	50.000 €/MA	5.000 €/a
Summe Betriebskosten				43.336 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.3				127.203 €/a

8.4 Variante 2: GAK-Adsorption im DynaCarbon-Filter mit vorgeschalteter Dyna-Sand-Filtration

Ein alternatives Verfahren zur Mikroschadstoffelimination ist die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle. Bei der vorgeschlagenen Variante durchfließt das Wasser zunächst eine Sandfiltration. Wir haben uns bewusst für diese Maßnahme entschieden, um im Vergleich zu den Varianten 1.1 bis 1.3 vergleichbare Ablaufwerte am Ende der vierten Reinigungsstufe zu erhalten.

Der Sandfilter ist für den maximalen Bemessungszufluss von $346 \text{ m}^3/\text{h}$ ausgelegt. Hierdurch wird das gesamte Wasser der Kläranlage durch den Filter geschickt, was zu einer verbesserten Reinigung hinsichtlich der allgemeinen Ablaufwerte führt, ähnlich wie bei den genannten Verfahren zur PAK-Adsorption. Auch hier können bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von $0,1 \text{ mg/l}$ erreicht werden (Zehendner, 2014).

Im Anschluss an die Sandfiltration ist ein GAK-Filter (DynaCarbon-Filter) angliedert. Durch die Sandfiltration ist das Wasser weitergehend gereinigt. Dies hat den positiven Effekt, dass der nachgeschaltete GAK-Filter weniger belastet wird. Die Adsorptionskapazität der Aktivkohle im GAK-Filter wird also bestmöglich zur Mikroschadstoffelimination ausgenutzt. Aus diesem Grund haben wir, anders als in Kapitel 5.3.1 vorgeschlagen, mit 6.000 anstatt 4.000 durchgesetzten BV gerechnet.

Um das Wasser in die Behandlungsstufe zu leiten, ist auch in Variante 2 ein Schneckenpumpwerk vorgesehen. Nachdem das Wasser angehoben wurde, durchfließt es das Dyna-Sand-Filterbett und schließlich im Teilstrom das GAK-Filterbett. In diesem werden die Mikroschadstoffe von der Aktivkohle adsorbiert.

Welche Dimensionen die Verfahrensstufe der Variante 2 auf der Kläranlage annimmt, wird in Abbildung 8.7 deutlich.

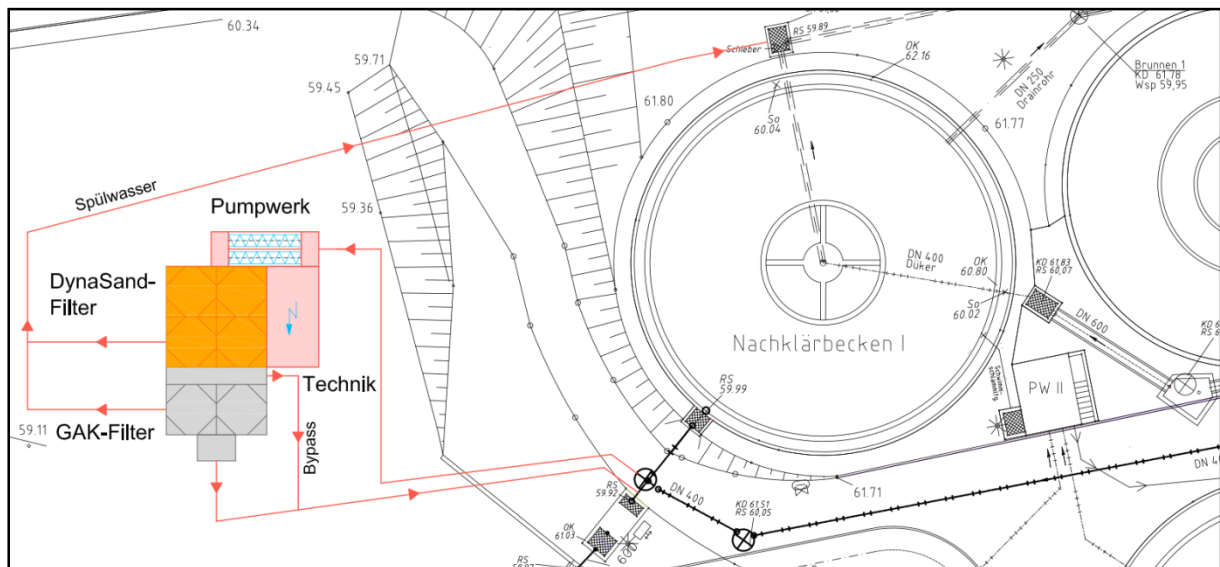


Abbildung 8.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2

Das anfallende Spülwasser der Filter wird dem Kläranlagenzulauf zugeführt. Der Ablauf der Filter führt letztlich in den Dorfbach.

Für den Fall, dass eine DynaSand-Filtration bei einer späteren Umsetzung nicht gewünscht wird, haben wir auch hierfür die Kosten ermittelt. Die Ersparnis bei den Investitionskosten würde sich auf etwa 310.000 €. Die laufenden Jahreskosten hingegen steigen etwa um 1.500 €/a. Dies hat den Grund, dass in diesem Fall wieder mit 4.000 BV gerechnet wurde, wodurch die Betriebskosten stark ansteigen. Zu berücksichtigen ist bei der alleinigen GAK-Filtration, dass durch die Teilstrombehandlung lediglich der Teil des Durchflusses (und somit der allgemeinen Ablaufwerte) weitergehend gereinigt wird, für den der Filter ausgelegt ist. Hierdurch fällt eine Reduktion der Abwasserabgabe wohlmöglich nicht so hoch aus, wie bei der Variante mit Sandfiltration. Werden außerdem in Zukunft die Anforderungen an die Ablaufwerte verschärft, wäre eine ausreichende Elimination allein durch den GAK-Filter möglicher Weise nicht gegeben.

Abbildung 8.4 zeigt zur Verdeutlichung der gesamten Verfahrensstufe das Fließschema der Variante 2.

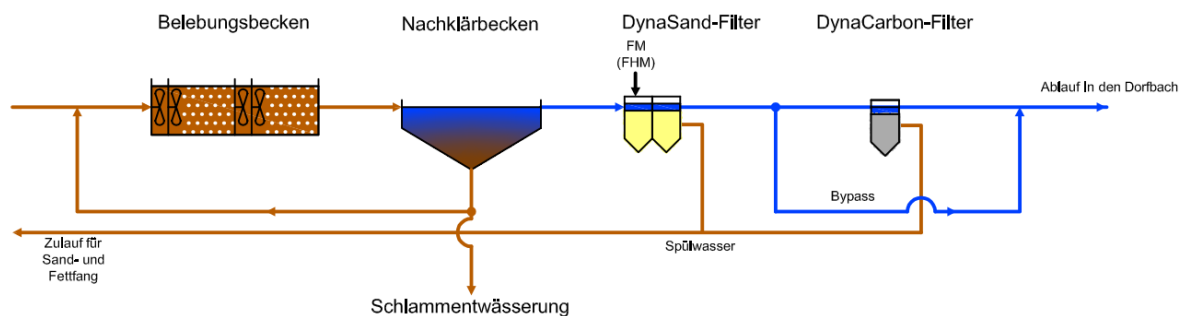


Abbildung 8.8: Fließschema der Variante 2

Es folgt ein Überblick über die einzelnen Verfahrensstufen und deren Parameter:

Zulauf:

- Für Hebewerk und DynaSand-Filtration: ca. 346 m³/h
- Für DynaCarbon-Filtration: ca. 114 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 64,2 m³/h

Schneckenhebewerk:

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Daten zur granulierten Aktivkohle:

- GAK-Menge bei angenommenen 9.500 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 26.626 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 6.000 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 42.158 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 2.500 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 101.178 kgGAK/a
- GAK-Kosten bei der Kostenannahme von 1,50 €/kgGAK:
 - 39.939 €/a bei 9.500 durchgesetzten Bettvolumina
 - 63.236 €/a bei 6.000 durchgesetzten Bettvolumina
 - 151.767 €/a bei 2.500 durchgesetzten Bettvolumina
- Es folgt die Berechnung der jährlich benötigten Filterbettwechsel bei 6.000 BV:

$$x = \frac{365 \text{ d/a} \cdot 1.540 \text{ m}^3/\text{d}}{6.000 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot 30 \text{ m}^3} = 3,1 \text{ Wechsel/a}$$

Pro Jahr sind also 3,1 Wechsel der granulierten Aktivkohle nötig. Demnach müsste das gesamte Filterbett mit einem Volumen von 30 m³ etwa alle vier Monate gewechselt werden.

DynaSand-Filter (laut Hersteller):

- Vier Filter
- Durchsatz: ca. 346 m³/h bei max. AFS 30 mg/l im Zulauf
 - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
 - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: $v \leq 14,4 \text{ m/h}$
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 24 m² Gesamtfläche

Ferner ist die Spülabwassermenge der DynaSand-Filter zu beachten. Diese kann bei bestimmten Mengen zu veränderten Zulaufwerten in den Belebungsbecken führen, wodurch die Biologie beeinträchtigt werden kann. Es folgt eine Spülabwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 12 m³/h (1,7 – 3,5 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 20 m³/h (5,8 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beeinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

DynaCarbon-Filter (laut Hersteller):

- Zwei Filter
- Durchsatz: max. 114 m³/h bei max. AFS 10 mg/l im Zulauf
 - AFS 5 - 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: < 10 m/h
- Filterbetthöhe: 2 m
- Filterhöhe: 5,95 m
- Filterfläche pro Filter: 6 m² → 12 m² Gesamtfläche

Es folgt eine Spülwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 4 - 6 m³/h (1,2 – 1,7 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 8 - 10 m³/h (2,3 – 2,9 % bei maximalem Durchfluss von 346 m³/h)

Da die Spülabwassermengen sehr gering ausfallen, wird nicht weiter über eine beinträchtigte Biologie und den damit verbundenen Maßnahmen nachgedacht.

Daten zur Fällmitteldosierung:

Für die Fällmitteldosierung wird das Fällmittel Eisen(III)Chlorid gewählt. Nach DWA-A 202 sollten bei Flockungsfiltern erfahrungsgemäß nicht mehr als 4 mg/l des Eisen(III)Chlorid zugegeben werden. Für einen ersten Ansatz wird dieser Wert bei allen Varianten angenommen. Es ergeben sich folgende Verbrauchsmengen:

- 2.248 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammanfall:

Wird angenommen, dass der AFS-Ablaufwert im Durchschnitt bei 20 mg/l liegt und durch die Endfiltration ein AFS-Ablaufwert von 5 mg/l erreicht wird, so kommt es zu folgendem zusätzlichen Schlammanfall:

- 8.432 kgAFS/a

Im Bezug auf die unterschiedlichen Verfahrensstufen der Variante 2 folgt nun in Tabelle 8.7 eine erste Kostenermittlung für die Investitions-, wie auch für die Betriebskosten. Diese sollte als eine grobe Einschätzung betrachtet werden und erste Anhaltspunkte für eine spätere Umsetzung geben.

Tabelle 8.7: Investitionskosten Variante 2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	332.188 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	235.500 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	<u>165.000 €</u>
	Summe netto	732.688 €
	Baunebenkosten 20 %	<u>146.538 €</u>
		879.225 €
	+ 19 % MwSt.	<u>167.053 €</u>
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2	1.046.278 €

Die laufenden Kosten der Variante 2 werden in Tabelle 8.8 ersichtlich.

Tabelle 8.8: Betriebskosten Variante 2

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	474.364 €	336.294 €	235.620 €	1.046.278 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentchnik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentchnik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	24.202 €/a	28.171 €/a	27.622 €/a	79.995 €/a
Betriebsmittelkosten				
Komponente	Menge/ Anzahl	Einheit	Kosten/ Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	8.008	kWh/a	0,180 €/kWh	1.441 €/a
Granulierte Aktivkohle	42.158	kgGAK/a	1,50 €/kgGAK	63.236 €/a
GAK- und Sandfilter	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			5.494 €/a
Fällmittel	2.248	kgFe/a	0,12 €/kgFe	270 €/a
Schlammkosten	8,43	t/a	50 €/t	422 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				80.863 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2				160.858 €/a

8.5 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen

Zur Darstellung der Wirtschaftlichkeit werden nun alle relevanten Kosten der gezeigten Variante miteinander verglichen. Tabelle 8.9 stellt die unterschiedlichen Kostenanteile gegenüber.

Der erste Vergleich bezieht sich auf die spezifischen Investitionskosten. Die Variante 1.3 ist hier die günstigste Variante mit 1.021.170 €. Die teuerste Variante ist die Variante 1.1 mit 1.166.564 €.

Bei den laufenden Kosten ist die Variante 1.2 die günstigste Variante mit 115.705 €/a. Die teuerste Variante ist hingegen die Variante 2. Mit 160.858 €/a liegt diese weit über den laufenden Kosten der zweit teuersten Variante 1.1. Grund dafür sind die beträchtlichen Betriebsmittelkosten. Bei den veranschlagten durchgesetzten Bettvolumina ergeben sich sehr hohe Bedarfskosten für die granulierten Aktivkohle.

Zusätzlich wird in Tabelle 8.9 auf die Energiekosten der unterschiedlichen Verfahren eingegangen. Berechnet wurden diese mit den Kosten von 18 Cent/kWh, den die Kläranlage Heiden zahlt (Stand Juli 2014). Der Energiebedarf der Variante 1.1 ist am größten. Mit etwa 34.000 kWh/a wird hier mehr als doppelt so viel Energie verbraucht, wie es in Variante 2 veranschlagt wird.

Neben der ökonomischen Betrachtung der Varianten sollten ebenso die ökologischen Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren herangezogen werden, bevor ein Urteil gefällt wird. Maßgebendes Kriterium für die Entscheidung sollte die Wirksamkeit hinsichtlich der Elimination von Mikroschadstoffen sein. Ein anderer wichtiger Punkt ist die Reduktion der für die Abwasserabgabe relevanten Parameter. Auch hierdurch können sich bei einzelnen Verfahren Kostenersparnisse bei den laufenden Jahreskosten ergeben. Durch eine Verbesserung der für die Abwasserabgabe relevanten Ablaufwerte können sich die Kosten für die Abwasserabgabe verringern oder fallen ganz weg.

Tabelle 8.9: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 2 ohne Berücksichtigung von Fördermitteln und Abwasserabgabereduktionen

Kosten	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2
Investitionskosten	1.166.564 €	1.076.725 €	1.021.170 €	1.046.278 €
Laufende Jahreskosten	124.426 €/a	115.705 €/a	127.203 €/a	160.858 €/a
<i>davon Betriebskosten</i>	<i>33.607 €/a</i>	<i>31.636 €/a</i>	<i>43.336 €/a</i>	<i>80.863 €/a</i>
<i>davon Energiekosten</i>	<i>6.160 €/a</i>	<i>4.189 €/a</i>	<i>2.663 €/a</i>	<i>2.524 €/a</i>
Spezifische Kosten *	0,344 €/m ³	0,320 €/m ³	0,351 €/m ³	0,444 €/m ³
Spezifische Kosten **	0,249 €/m ³	0,232 €/m ³	0,255 €/m ³	0,322 €/m ³
Spezifische Kosten ***	0,185 €/m ³	0,172 €/m ³	0,189 €/m ³	0,239 €/m ³

* Bezogen auf die Frischwassermenge von: 362.000 m³/a

** Bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge von: 498.893 m³/a

*** Bezogen auf die Jahresabwassermenge von: 672.075 m³/a

Bei den spezifischen Kosten wurde eine mögliche Reduktion der Abwasserabgabe zunächst nicht berücksichtigt. Die spezifischen Kosten wurden anhand der Frischwassermenge und der Jahresabwassermenge berechnet.

Wie stark die Betriebskosten der einzelnen Varianten variieren können, wird im folgenden Kapitel beschrieben.

Abbildung 8.9 und Abbildung 8.10 zeigen zum Vergleich die spezifischen Kostenspannen anderer Kläranlagen für Adsorptionsverfahren mit PAK und GAK, sowie für die Ozonierung. Aufgeführt sind einerseits tatsächliche Kosten von bestehenden vierten Reinigungsstufen auf unterschiedlichen Kläranlagen. Andererseits werden kalkulierte Kostenannahmen aus Studien und Literatur genannt. Bei den gezeigten spezifischen Kostenspannen ist nicht aufgeführt, wie diese Kosten kalkuliert wurden.

Bei der Berechnung der spezifischen Kosten können viele Parameter Einfluss nehmen. Bei den aufgeführten spezifischen Kosten wird als Bezugsgröße die Frischwassermenge, die Jahresschmutzwassermenge oder die Jahresabwassermenge genannt. Wie in Tabelle 8.9 zu sehen, ergeben sich, je nach Wahl der Bezugsgröße, erhebliche Kostenunterschiede. Ein anderer wichtiger Parameter ist die Reduktion der Abwasserabgabegebühren, die sich durch eine vierte Reinigungsstufe ergeben können. Auch diese können letztlich in die spezifischen Kosten mit einberechnet werden. Ebenso sind die Fördergelder zu nennen. Wurden die Investitionskosten für eine vierte Reinigungsstufe gefördert, so ergeben sich auch hierdurch geringere spezifische Kosten. Zuletzt sollte beachtet werden, ob sich die spezifischen Kosten aus einer Teilstrom- oder Vollstrombehandlung ergeben und aus welchen Verfahrensschritten die zugehörige vierte Reinigungsstufe im Einzelnen aufgebaut ist.

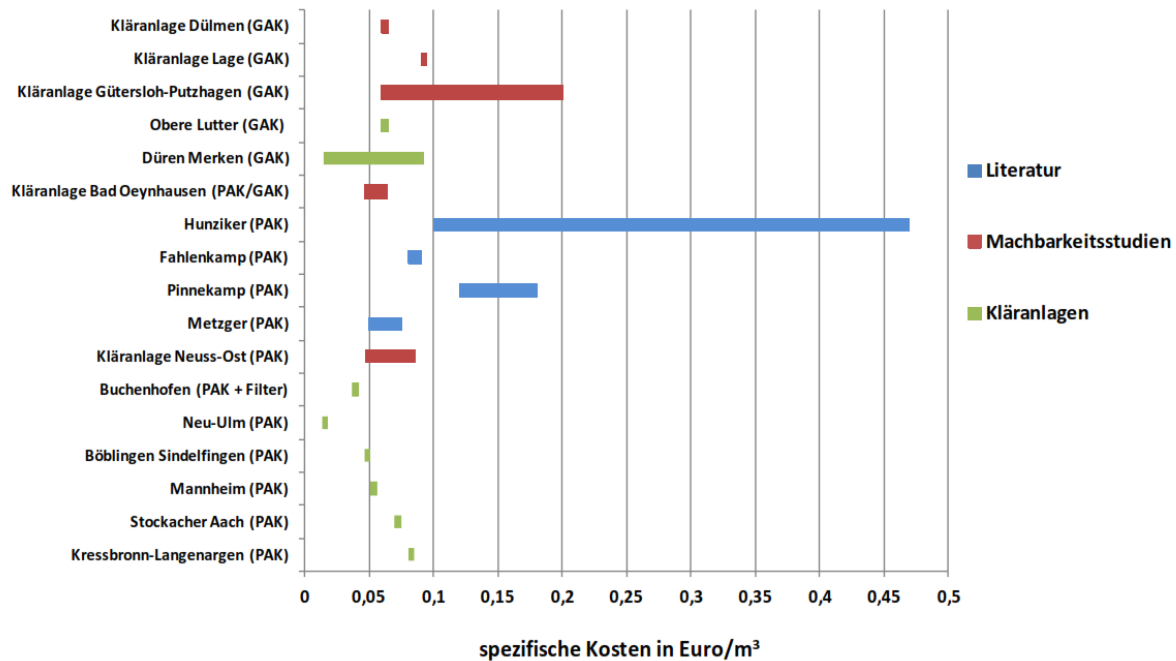


Abbildung 8.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)

Als Beispiel für die unterschiedlichen spezifischen Kostenspannen dient die Kostenkalkulation für die Kläranlage Steinhäule (Neu-Ulm). Der Kläranlage sind 440.000 EW angeschlossen. Die folgenden Kosten für die Mikroschadstoffelimination wurden für den Teilstrom ausgelegt. Wie in Abbildung 8.9 zu sehen, liegen die spezifischen Kosten bei 0,013 €/m³ (Günthert et al., 2013). Diese Kosten werden in einer anderen Literaturquelle anders aufgeführt. Dabei nahmen die o. g. Parameter Einfluss auf die Kostendarstellung. Wurde die Bezugsgröße „Schmutzwasser“ gewählt und werden die Ersparnisse durch Abwasserabgabereduktion und Förderung berücksichtigt, so ergeben sich spezifische Kosten von 0,02 €/m³. Ohne die Ersparnisse durch Abwasserabgabe und Förderung belaufen sich die spezifischen Kosten auf 0,08 €/m³. Ist die Bezugsgröße „Frischwasser“, inklusive der Ersparnisse aus Abwasserabgabereduktion und Förderung, so ergeben sich spezifische Kosten von 0,13 €/m³. Ohne die Ersparnisse aus Abwasserabgabe und Förderung werden 0,19 €/m³ genannt (Stand 06/2012) (Mertsch et al., 2013).

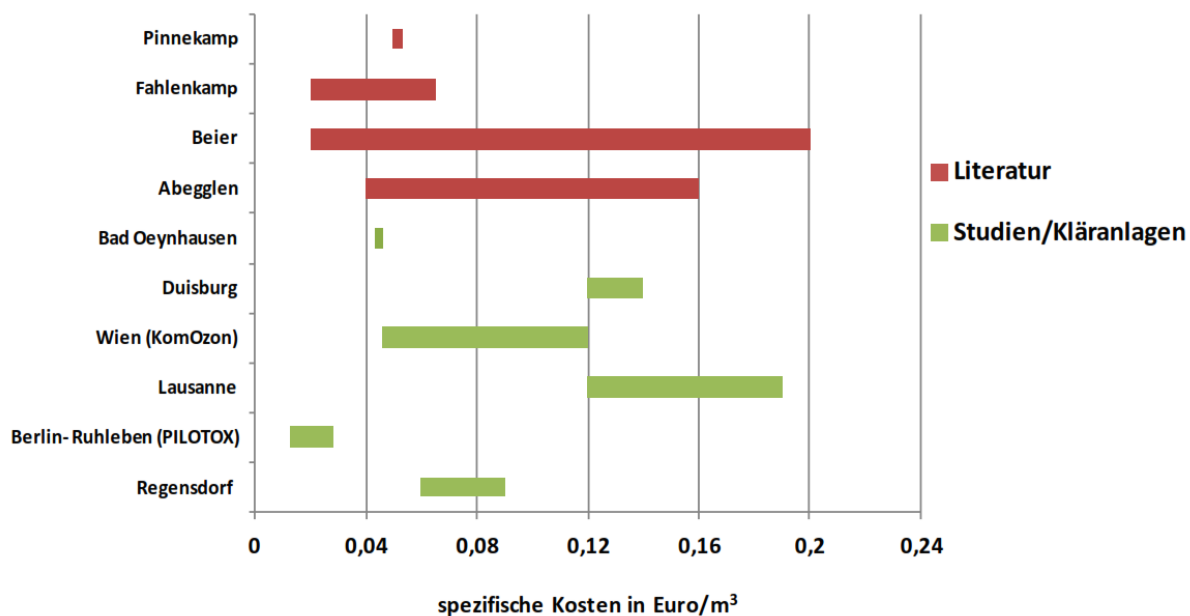


Abbildung 8.10: Kostenangaben für Ozonierung (Günthert et al., 2013)

Beim Vergleich der spezifischen Kosten unterschiedlicher Verfahren sollte stets genau darauf geachtet werden, wie sich diese zusammensetzen. Diese können irreführend sein und den Betrachter zu einem falschen Eindruck verleiten.

8.6 Sensitivitätsanalyse

Die bislang aufgeführten Betriebskosten sollten als grober Anhaltspunkt gesehen werden, damit zunächst verdeutlicht wird, welche Kosten sich am Ende der Jahreskostenrechnung ergeben können. Um sich ein Bild über die möglichen Kostenschwankungen zu machen, werden in Tabelle 8.10 die minimal und maximal anzunehmenden Betriebskosten für die einzelnen Varianten kalkuliert.

Die maßgeblichen Betriebskosten werden bei der PAK-Adsorption durch den Aktivkohleverbrauch verursacht. Hinzu kommt, dass die Kosten für unterschiedliche Kohlen stark schwanken können. Welche Kohle sich am besten für den Gebrauch auf der Kläranlage Heiden eignet, muss vor Ort bewertet werden.

Ähnlich verhält es sich mit den Betriebskosten bei der GAK-Adsorption. Auch hier macht der Aktivkohleverbrauch die wesentlichen Kosten aus. Ebenso können bei der granulierten Aktivkohle die Preise unterschiedlicher Kohlen stark schwanken.

Tabelle 8.10: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten

		Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2
	<i>durchschnittliche Betriebskosten pro Jahr</i>	33.607 €	31.636 €	43.336 €	80.863 €
	Annahme				
1.	c(PAK) = 5mg/l bzw. 9.500 BV	24.051 €	22.080 €	24.224 €	57.565 €
2.	c(PAK) = 20mg/l bzw. 2.500 BV	38.384 €	36.413 €	52.891 €	169.393 €
3.	1,20 €/kgPAK bzw. 1 €/kgGAK	29.391 €	27.420 €	34.904 €	59.784 €
4.	2,20 €/kgPAK bzw. 2 €/kgGAK	37.822 €	35.851 €	51.767 €	101.941 €
5.	16 Cent/kWh	32.922 €	31.170 €	43.040 €	80.582 €
6.	22 Cent/kWh	34.975 €	32.566 €	43.927 €	81.423 €
7.	Minimale Betriebskosten	21.961 €	20.209 €	21.118 €	43.972 €
8.	Maximale Betriebskosten	45.374 €	42.965 €	64.725 €	220.543 €
9.	Minimale Jahreskosten *	112.781 €	104.279 €	104.985 €	123.967 €
10.	Maximale Jahreskosten *	136.194 €	127.035 €	148.593 €	300.538 €
* Bei einem Zinssatz von 3% und folgenden Zinszeiträumen: 30 Jahre für Bautechnik 15 Jahre für Maschinenteknik 10 Jahre für EMSR-Technik					

Zeilen 1 und 2 spiegeln die Betriebskosten bei minimalen und maximalen PAK- und GAK-Mengenverbrauch wieder. In den Zeilen 3 und 4 werden unterschiedliche Kosten für die Betriebsmittel PAK und GAK angesetzt. Die Zeilen 5 und 6 verdeutlichen die Schwankungen der Betriebskosten durch unterschiedliche Energiekostenannahmen.

Werden unter Berücksichtigung der minimalen Konzentrationen aus Zeile 1 die minimalen Betriebsmittelkosten aus Zeile 3 mit den minimalen Energiekosten in Zeile 5 verrechnet, so ergeben sich die minimalen Gesamtbetriebskosten in Zeile 7. Zeile 8 zeigt im Gegenzug die maximalen Gesamtbetriebskosten. Diese werden jeweils mit den jährlichen Kapitalkosten addiert, wodurch die minimalen und maximalen Jahreskosten in den Zeilen 9 und 10 aufgeführt werden.

Zwischen den minimalen und maximalen Jahreskosten liegen bei allen Varianten hohe Differenzen. Bei den Varianten der PAK-Adsorption unterliegt die Variante 1.3 den größten Kostenschwankungen. Begründen lässt sich dies durch den verhältnismäßig hohen PAK-Verbrauch. Im Vergleich aller Varianten ergibt sich die größte Differenz bei der GAK-Adsorption (Variante 2). Diese liegt bei den minimalen, wie auch bei den maximalen Betriebskosten jeweils über den kalkulierten Kosten der anderen Varianten, was auf die hohen Betriebsmittelkosten zurückzuführen ist.

Welches Verfahren letztlich die meisten spezifischen Vorteile aufweist, wird in dem folgenden Kapitel beschrieben und empfohlen.

9 Verfahrensempfehlung

Da man bei allen vorgeschlagenen Varianten etwa von einer gleichen Eliminationsrate auf Mikroschadstoffe ausgehen kann, werden die Varianten bei einer ersten Gegenüberstellung monetär miteinander verglichen. Es wird deutlich, dass die Varianten der PAK-Adsorption näher betrachtet werden sollten. Die Variante 2 (GAK-Adsorption) wird aufgrund der verhältnismäßig hohen Betriebskosten nicht empfohlen.

Die Variante 1.3 ist bei Betrachtung der Investitionskosten die günstigste Variante, doch fällt beim Vergleich der Betriebskosten auf, dass die Varianten 1.1 und 1.2 deutlich günstiger sind als die restlichen Varianten. Wie in Kapitel 8 geschildert, wurde bei Variante 1.3 die Tuchfiltration als Endfiltration gewählt, um ein alternatives Filtrationsverfahren zu präsentieren. Wird nun bei dieser Variante eine Sand- anstatt einer Tuchfiltration gewählt, so wäre die Variante 1.3 durch diese kostengünstigere Maßnahme im Hinblick auf die jährlichen Kosten weiterhin deutlich im Nachteil gegenüber den anderen Varianten. Die ausgeprägten möglichen Kostenschwankungen lassen den Entschluss zu, dass Variante 1.3 nicht weiter betrachtet wird.

Werden die jährlichen Kosten miteinander verglichen, wird deutlich, dass Variante 1.2 gegenüber Variante 1.1 im Vorteil ist. Da durch die Umbaumaßnahmen bei Variante 1.1 eine komplette Vollstrombehandlung möglich ist und vergleichbare Anlagen in der Vergangenheit mehrfach zu guten Ergebnissen hinsichtlich ihrer Eliminationsleistung geführt haben, wird die **Variante 1.1** letztlich als Vorzugsvariante benannt. Außerdem liegen entsprechende Erfahrungswerte zum Betrieb einer solchen Anlage vor. Auch wenn die Variante 1.1 in Anbetracht der laufenden Jahreskosten etwas über der günstigeren Variante 1.2 liegt, so wird aufgrund der genannten Erfahrungswerte der sichere Betrieb dieser Anlage als Vorteil angesehen.

Wird bei einer angestrebten Umsetzung der Variante 1.1 entschieden, ein neues Sedimentationsbecken zu errichten, so sollte die Variante erneut aufgrund der hieraus entstehenden zusätzlichen Kosten mit den anderen Varianten verglichen werden.

Wird ein Umbau des Nachklärbeckens 1 nicht gewünscht, wird **Variante 1.2** als zweite Vorzugsvariante benannt. Auf ein Neu- oder Umbau eines Sedimentationsbeckens wird hierbei verzichtet. Auch wenn eine solche Anlage im großtechnischen Maßstab noch nicht existiert, so weisen alle im Laufe der Machbarkeitsstudie aufgeführten Erkenntnisse darauf hin, dass die Umsetzung der Variante 1.2 ein sinnvolles Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen ist. Wir empfehlen bei der Planung dieser Variante eine mögliche Erweiterung um ein Sedimentationsbecken zu berücksichtigen. Somit wäre der Umbau zum erprobten AFSF-Verfahren gewährleistet, falls die Variante 1.2 nicht zu einem zufriedenstellenden Betrieb führt.

Beide benannten Vorzugsvarianten sollten zu sehr guten Eliminationsraten für Mikroschadstoffe führen und sind dank der DynaSand-Filter zusätzlich dazu in der Lage, den CSB-, P- und N-Gehalt weitergehend zu reduzieren, sofern dieser gebunden vorliegt. Bei Fällmittelzugabe ist außerdem eine weitergehende Reduktion des P-Gehaltes auf Werte unter 0,1 mg/l zu erwarten. Da die Endfiltration bei beiden Varianten für den gesamten Bemessungszufluss ausgelegt ist, kommt es zu keinerlei Schlammabtrieb aus der Nachklärung in das anliegende Gewässer, wodurch ein konstanterer Kläranlagenbetrieb sichergestellt wird.

10 Zielsetzung

Die Gemeinde Heiden wird sich intensiv mit der Machbarkeitsstudie auseinandersetzen. Die Erkenntnisse aus der vom Land vorgeschlagenen Gewässeruntersuchung werden begleitend seitens der Gemeinde analysiert.

Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie werden dem Bau-, Planungs- und Umweltausschuss der Gemeinde vorgestellt. Die weitere Vorgehensweise wird anschließend in den politischen Gremien diskutiert. Wird entschieden, sich mit dem Thema der 4. Reinigungsstufe intensiver auseinanderzusetzen, so sollten die in der Studie genannten Ergebnisse zunächst verifiziert

werden. Bei der weiteren Vorgehensweise kann über Pilotversuche oder eine Vorplanung nachgedacht werden.

11 Zusammenfassung

Die örtlichen Umstände und die Erkenntnisse aus der Bearbeitung der Machbarkeitsstudie zur Elimination anthropogener Mikroschadstoffen haben ergeben, dass der Ausbau einer vierten Reinigungsstufe für die Kläranlage Heiden umsetzbar ist.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass die Gesetzgebung aktuell den Ausbau um eine vierte Reinigungsstufe nicht vorschreibt. Derzeit besteht also kein Handlungsbedarf weitere Schritte einzuleiten. Wird zukünftig vom Gesetzgeber eine vierte Reinigungsstufe vorgeschrieben, ist anzunehmen, dass die Inanspruchnahme aktuell in Aussicht gestellter Fördermittel unwahrscheinlich wird.

Im Rahmen der Studie wurde zunächst das Projekt kurz beschrieben. Nach der Vorstellung der Kläranlage Heiden wurde detailliert auf die Definition der Mikroschadstoffe eingegangen. Es ist deutlich geworden, dass nicht nur die in der WRRL definierten prioritären Stoffe ein Problem für Kläranlagen und die aquatische Welt darstellen. Eine Vielzahl weiterer Mikroverunreinigungen steht im Verdacht, der Grund für negative Auswirkungen in der Umwelt zu sein. Letztlich sollten alle Mikroschadstoffe, die grundsätzlich durch herkömmliche Reinigungsstufen einer Kläranlage nicht behandelt werden, durch eine weitergehende Reinigungsstufe aus den Kläranlagen und somit im Wesentlichen auch aus dem Wasserkreislauf entfernt werden.

Im Anschluss wurden alle relevanten und derzeit bekannten Verfahren zur Mikroschadstoffelimination aufgeführt und bewertet. Die derzeit gängigen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination sind die Ozonierung und die Adsorption mittels Aktivkohle. Auch andere Verfahren wurden erläutert und bewertet. Zunächst wurde auf mögliche Membranverfahren eingegangen. Aufgrund der hohen spezifischen Kosten dieser Verfahren und der Tatsache, dass die Mikroschadstoffelimination mittels Membranverfahren wenig erforscht ist, wurden die Membranverfahren nicht weiter berücksichtigt.

Nach den Membranverfahren wurde näher auf die Ozonierung eingegangen. Es fand eine Beurteilung möglicher Verfahrenskombinationen statt. Die meisten Vorteile ergaben sich bei der Kombination einer Ozonierungsstufe mit nachgeschalteter DynaSand-Filtration. Hierdurch besteht die Möglichkeit das ozonbehandelte Abwasser weitergehend zu reinigen. Neben dem geringfügigen Mikroschadstoffabbau ist der DynaSand-Filter dazu in der Lage, die für die Abwasserabgabe relevanten Parameter zu reduzieren. Dies ist insofern interessant, da die Ozonierung diese Parameter nur begrenzt verringert.

Im Anschluss wurde auf die Adsorption mittels Aktivkohle näher eingegangen. Zur Aktivkohle-Adsorption bieten sich zwei unterschiedliche Verfahren an, die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle und die Adsorption mittels Pulveraktivkohle. Neben der Vorstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen wurden alle wesentlichen Merkmale dieser Verfahren aufgezeigt und analysiert.

Bei der PAK-Adsorption erfolgte nach der Vorstellung verschiedener Pulveraktivkohlen die Darstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen. Auch auf die Frage, ob Fäll- sowie Flockungshilfsmittel verwendet werden sollten, wurde näher eingegangen. Es stellte sich heraus, dass die zusätzliche Zugabe von Flockungshilfsmitteln bei der PAK-Adsorption keinen großen Nutzen aufweist. Aus diesem Grund spielten die Flockungshilfsmittel für die weitere Bearbeitung der Machbarkeitsstudie keine Rolle mehr. Schließlich wurden die vorgeschlagenen Verfahren zur PAK-Abscheidung auf ihre Eignung überprüft. Es zeigte sich, dass sich neben der bewährten Sandfiltration ebenso eine Tuchfiltration sehr gut zur Abscheidung der PAK eignet.

Nach der Betrachtung der relevanten Reinigungsverfahren wurde eingehend auf die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse im Ablauf der Kläranlage eingegangen. Einige der bemessenen Mikroschadstoffe wiesen sehr hohe Ablaufkonzentrationen auf. Im Vergleich mit den in der D4-Liste genannten Konzentrationen lagen 11 der gemessenen 24 Stoffe teilweise deutlich über dem angewandten Bewertungsmaßstab. Besonders auffällig war in beiden Proben das Röntgenkontrastmittel Iopamidol. Jeweils wurden davon 17 µg/l nachgewiesen, was auch im Vergleich zu den Ablaufkonzentrationen anderer Kläranlagen verhältnismäßig hoch erscheint. Insgesamt verdeutlichen die Analyseergebnisse der gemessenen 24 Stoffe, dass die herkömmlichen Reinigungsstufen der Kläranlage Heiden nicht ausreichen, um Mikroschadstoffe zu eliminieren.

Hinsichtlich der Mikroschadstoffe kann über eine weitergehende Reinigungsstufe nachgedacht werden. Außerdem wird angestrebt die Zielwerte der WRRL für Oberflächengewässer in Zukunft einzuhalten. Es liegt nahe, dass einige Kläranlagenbetreiber tätig werden müssen, um ihre Ablaufwerte in naher Zukunft zu verbessern. Eine weitergehende Abwasserreinigung ist mit großer Wahrscheinlichkeit in absehbarer Zeit umzusetzen. Dies könnte mit Hilfe einer vierten Reinigungsstufe verwirklicht werden.

Im Rahmen der Studie wurden nun drei Verfahren der PAK-Adsorption und ein Verfahren der GAK-Adsorption vorgestellt und verglichen. Bis auf Variante 1.3 beginnt jedes der Verfahren mit dem Abschluss der herkömmlichen Abwasserreinigung der Kläranlage, also nach den Nachklärbecken.

Im Einzelnen handelt es sich um die folgenden Varianten:

- Variante 1.1: PAK-Adsorption und Sedimentation im umgebauten Nachklärbecken 1 mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken

- Variante 1.2: PAK-Adsorption im Kontaktbecken mit anschließender DynaSand-Filtration und Rezirkulation in die Belebungsbecken
- Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken mit anschließender Tuchfiltration
- Variante 2: GAK-Adsorption im DynaCarbon-Filter mit vorgeschalteter DynaSand-Filtration

Die Machbarkeits-, sowie Wirtschaftlichkeitsanalyse der unterschiedlichen Varianten ergab, dass die Varianten 1.1 und 1.2 eine optimale Lösung für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe darstellt.

Auf Basis der Machbarkeitsstudie wird empfohlen, eine PAK-Adsorption mit (Variante 1.1) oder ohne (Variante 1.2) anschließender Sedimentation zu realisieren. Als Endfiltration wird die DynaSand-Filter vorgeschlagen.

Mit dem Umdenken und der Aufklärung von Politik und Gesellschaft hinsichtlich der Umweltverschmutzung findet immer häufiger auch die Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ihre Beachtung. Der Nutzen einer vierten Reinigungsstufe wird immer deutlicher. Die Umsetzung würde der fortschreitenden Akkumulation von Mikroschadstoffen in der aquatischen Umwelt bedeutend entgegenwirken und somit in vielerlei Hinsicht zum Umweltschutz beitragen.

12 Literaturverzeichnis

Abegglen, C., Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann, S., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocker, S., Moser, R., Rensch, D. (2009) Ozonung von gereinigtem Abwasser. Dübendorf

Abegglen, C., Rosenstiel, R., Ort, C., Schärer, M. (2009) Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Korrespondenz Abwasser - Abfall. Juni 2009, S. 584-592

Alaton, A. und Balcioglu, I. A. (2001) Combined treatment of pharmaceutical wastewater by intermittent ozonation and biological activated sludge. IWA, World Water Congress 2001, Berlin

ATV (Hrsg.) (2000) Regelwerk für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 (GFA), Mai 2004, Hennef

Beier, S. (2010) Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. GWA-Band 222, Aachen

Bolle, F.-W. (2011) Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, RWTH Aachen, Aachen

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

DWA (Hrsg.) (2006) Regelwerk für die hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen. Arbeitsblatt DWA-A 118, März 2006, Hennef

DWA (Hrsg.) (2011) Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Arbeitsblatt DWA-A 202, Mai 2011, Hennef

Ebert, I., Conradi, S., Hein, A., Amato, R. (2014) Arzneimittel in der Umwelt – vermeiden, reduzieren, überwachen. Dessau-Roßlau

ELWAS-WEB (2014) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem. <http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/map-index.jsf?cid=1785>, besucht im Januar 2015

EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzbündnisses (2014) Globale Chemikalienpolitik: UNEP fordert größeren Einsatz. <http://www.eu-koordination.de/component/content/article/1680-globale-chemikalienpolitik-unep-fordert-groesseren-einsatz>, besucht im Juli 2014

Europäisches Parlament und Rat (2000) RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens

für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1. 2000

Fa. Mecana Umwelttechnik GmbH (2014) TUCHFILTRATION, Reichenburg

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Launer, M. (2008) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3. Technische Universität Dortmund, Dortmund

Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N., Ries, T., Hannich, C. B., Peulen, C., Kuhn-Joeressen, S., von Sonntag, C. (2006) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Teil 2. Universität Dortmund, Dortmund

Grabbe, U. (2013) Elimination von Mikroverunreinigungen. Präsentationsfolien Mecana Umwelttechnik GmbH, Reichenburg

Götz, C., Kase, R., Ort, C., Singer, H., Bergmann, S. (2012) Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser – Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Zofingen

Grünebaum, T. (2013) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen, Essen

Grünebaum, T. (2011) Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Phase 1, Essen

Günthert, F. W. und Rödel, S. (2013) Bewertung vorhandener Technologien für die Elimination anthropogener Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen. Universität der Bundeswehr München, Neubiberg

Hagspiel, B. (2014) Mikropartikel aus Kunststoff – Plastik in Abwasser und Gewässer, Nürnberg

Häusler, C. (2014) Die Welt.

<http://www.welt.de/wirtschaft/article124975554/Umweltschuetzer-warnen-vor-Mikroplastik-in-Kosmetik.html>, besucht am 18. Februar 2014

Herbst, H. (2013) Einsatz der Verfahrenstechnik Ozon. Workshop "Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung", 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Herbst, H. und Maus, C. (2013) Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost Phase II, Köln

Ingenieurkammer-Bau NRW (2013) Workshop Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung, 10.10.2013, Bezirksregierung, Münster

Kreuzinger, N. (2011) Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser Heranführung an den Stand der Technik. Technische Universität Wien, Wien

Leiblein (2013) <http://www.leiblein.de/de/prozesswasser/schraegklaerer.html>, besucht im Dezember 2013

Mecana Umwelttechnik GmbH (Hrsg.) (2014) Phosphorelimination in Kläranlagen, Leistungssteigerung von Polstofffiltern.

Mertsch, V., Herbst, H., Alt, K. (2013) Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. ISBN 978-3-938996-38-6

Mintening, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdts, G. (2014) Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Helgoland

Nau, R. (2014) <rnau@nordic-water.de> Re: Fragen zu Sandfiltern. Nordic Water GmbH. Persönliche E-Mail vom 25.08.2014

n-tv (2009) <http://www.n-tv.de/wissen/Immer-mehr-weibliche-Fische-article46898.html>, besucht am 04. Juni 2014

Pinnekamp, J. (2012) Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. RWTH Aachen, Aachen

Platz, B. (2014) DasErste.de. <http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/2012/plastik-100.html>, besucht am 31. Januar 2014

Podjavorsek, P. (2013) DasErste.de. <http://www.daserste.de/information/wissen-kultur/w-wie-wissen/sendung/2012/apotheke-110.html>, besucht am 04. Juni 2014

Regmann, S. und Heckhausen, A. (2014) Project Blue Sea e.V. <http://www.projectblueseas.de/media/files/downloads/Micro-Beads.pdf>, besucht am 27. Februar 2014

Rongen, R. (2013) WEDECO Ozon. Entfernung von Mikroschadstoffen. Präsentationsfolien Xylem Inc., Herford

Schmidt, T. (2011) Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim

Süsser, M. (2014a) <M.Suesser@mecana.ch> Mikroplastik Presseartikel. Mecana Umwelttechnik GmbH. Persönliche E-Mail vom 20.11.2014

Süsser, M. (2014b) Mecana Umwelttechnik GmbH. Persönliche Mitteilung im Telefonat vom 20.11.2014

Türk, J. (2013) Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP9). Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA), Duisburg

Weiß, S. (2007) Potential von Membranbioreaktoren zur Entfernung von polaren persistenten Spurenstoffen aus Kommunalabwasser. Dissertation, Technische Universität Berlin, Berlin

Zehender, M. (2014). <mzehendner@nordicwater.com> AW: Thema Spurenstoffelimination – Speziell zur Pilotierung der KA Rietberg. Nordic Water GmbH. Persönliche E-Mail vom 23.05.2014

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. Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf