Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination

auf der

Kläranlage Weilerswist

Gefördert von:

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen

Auftraggeber: Erftverband

Auftragnehmer: Erftverband aquatec GmbH
Am Erftverband 6
50126 Bergheim

Tel: 02271 / 88-0
Fax: 02271 / 88-1210

Bearbeitung: Luk Beyerle
Christoph Brepols
Niklas Wachendorf

Bearbeitungszeitraum: 2016 - 2018

Gefördert von:

Landesamt für Natur,
Umwelt und Verbraucherschutz
Nordrhein-Westfalen

Bildquelle Deckblatt: Digitale Orthophotos, www.tim-online.nrw.de, Land NRW 2018, Datenlizenz Deutschland -Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung 8
1.1 Untersuchung von Mikroschadstoffen in der Erft 8
1.2 Masterplan Abwassertechnik 2025 9
1.3 Effizienzstudien zur Mikroschadstoffentfernung im Erfteinzugsgebiet 14
2 Stand der Forschung und Technik zur Mikroschadstoffelimination 17
2.1 Herkunft und Verbreitung von Mikroschadstoffen 17
2.2 Vermeidung und Verminderung 23
2.3 Überblick technischer Maßnahmen in der Abwasserreinigung 25
2.4 Adsorptive Verfahren 26
2.4.1 Grundlagen der Adsoprtion 26
2.4.2 Aktivkohleadsporption von Abwasser 27
2.4.3 Pulveraktivkohle 33
2.4.4 Granulierte Aktivkohle 36
2.5 Oxidative Verfahren 39
2.5.1 Ozonung 39
2.5.2 Advanced Oxidation Processes (AOP) 42
2.6 Filtrationsverfahren 43
2.6.1 Nanofiltration 45
2.6.2 Umkehrosmose 45
2.7 Biologische Verfahren 45
2.7.1 Membranbelebungsverfahren 45
2.7.2 Bodenfilter 49
2.8 Kombinierte Verfahren 52
2.9 Stand der Erkenntnisse, großtechnische Umsetzungen 54
2.10 Unterschiede wesentlicher Verfahren 56
3 Einzugsgebiet der Kläranlage und Abwassereigenschaften 58
3.1 Beschreibung des Einzugsgebiets 58
3.1.1 Siedlungsstruktur und Flächennutzung 58
3.1.2 Altersstruktur der Bevölkerung 58
3.1.3 Pflegeeinrichtungen- und Krankenhäuser 59
3.1.4 Industrielle und gewerbliche Produktion 60
3.1.5 Sonstige Indirekteinleiter 60
3.2 Abwassermenge und Zuflußcharakteristik 60
3.3 Abwasserzusammensetzung 61

3.4 Screening auf Mikroschadstoffe 63
4 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten 66
4.1 Vorhandene Kläranlage 66
4.1.1 Vorgelagerte Betriebsstellen 67
4.1.2 Verfahrenstechnik 67
4.1.3 Aktuelle Reinigungsanforderungen 68
4.2 Bewertung der verfügbaren Verfahren zur Mikroschadstoffelimination 68
4.3 Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist 73
4.4 Auslegungswerte der 4. Reinigungsstufe 75
4.5 V1a/b: Neuerrichtung PAK-Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf 77
4.6 V2a/b: Neuerrichtung GAK-Filtration 83
4.7 V3a/b: Neuerrichtung Ozonbehandlung mit Nachbehandlung durch Sandfilter 87
5 Kostenermittlung 91
5.1 Kostenansätze 91
5.2 Kosten V1a/b: PAK mit separatem Schlammkreislauf 92
5.3 Kosten V2a/b: (Neuerrichtung) GAK-Filtration 94
5.4 Kosten V3a/b: Neuerrichtung Ozonbehandlung mit Nachbehandlung durch Sandfilter 96
6 Betrachtung des Gewässers und sonstiger Umweltwirkungen 99
6.1 Ökologische Betrachtung des Gewässers 99
6.2 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination aus ökologischer Sicht 100
7 Variantendiskussion und Verfahrensempfehlung 102
7.1 Variantenvergleich Vollstrombehandlung 103
7.2 Variantenvergleich Teilstrombehandlung 105
8 Fazit 109
9 Literaturverzeichnis 113

Anlagen:

Anlage 1: Mikroschadstoffkonzentrationen im Ablauf der KA / im Einleitgewässer

Anlage 2: Betrachtung des Gewässers und sonstiger Umweltwirkungen

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ziele, Methoden und Ergebnisse des Masterplans Abwasser 2025 10
Abbildung 2: Investitionskosten von Kläranlagen abhängig von der Ausbaugröße 11
Abbildung 3: Jährliche Betriebskosten von Kläranlagen abhängig von der Ausbaugröße 12
Abbildung 4: Kläranlagenstandorte und Größenklassen nach 2025.....13
Abbildung 5: Untersuchte Kläranlagenstandorte (blau) und Probenahmepunkte am Gewässer (rot).....15
Abbildung 6: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen in die Gewässer (Hillenbrand et al. 2014).....19
Abbildung 7: Eintragspfade anthropogener Spurenstoffen in die Gewässer 19
Abbildung 8: Verfahren der Spurenstoffentfernung aus Abwasser.....26
Abbildung 9: Aktivkohlepartikel (Culp und Culp 1974) 28
Abbildung 10: Elimination von Diclofenac, Bezafibrat und Ibuprofen 30
Abbildung 11: Elimination der Röntgenkontratsmittel Iopromid und Iopamidol.....31
Abbildung 12: PAK Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf, nachgeschalteter Sedimentation und Filtration 34
Abbildung 13: PAK Dosierung in Belebungsbecken.....35
Abbildung 14: Nachgeschaltete GAK Filtration (Mit Bypass zur Teilstrombehandlung).....37
Abbildung 15: Nachgeschaltete GAK-Filtration in bestehender Filtration (wenn P-ÜW auch ohne Filtration eingehalten werden, immer Teilstrombehandlung) 37
Abbildung 16: Serienschaltung von GAK-Adsorbern in verschiedenen Einsatzfeldern.....38
Abbildung 17: Parallelschaltung von GAK-Adsorbern in verschiedenen Einsatzfeldern.....39
Abbildung 18: Schema der Ozonanlage auf der ARA Neugut (CH), („ARA_Factsheet10_2.pdf“ o. J.) 40
Abbildung 19: Ozonung mit vorhandener Sandfiltration als Nachbehandlung.....42
Abbildung 20: Trenngrenzen von Filtrationsverfahren nach (https://www.hydrogroup.de).....43
Abbildung 21: Durchschnittliche Partikelzahl von Mikroplastik je Liter gereinigten Abwassers im Ablauf von konventionellen Kläranlagen (KKA), einer Anlage mit Flockungsfiltration und einer Membranbelebungsanlage (MBA), nach (Joost 2014) 47
Abbildung 22: Schematischer Aufbau eines Retentionsbodenfilters (Grotehusman et al. 2015) 50
Abbildung 23: Filteraufbau der halbtechnischen Versuchsanlage auf der KA Rheinbach 51
Abbildung 24: Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe in Bodenfiltern 51
Abbildung 25: Prozessschema zur Wasserwiedergewinnung in Cloudcroft (USA) nach (Leverenz, Tchobanoglous, und Asano 2011).....53
Abbildung 26: Vergleich der Eliminationsleistung von Ozon und Pulveraktivkohle auf der Kläranlage am Marienhospital Gelsenkirchen (Nafo 2017) 57
Abbildung 27: Einzugsgebiet der KA Weilerswist, KA-Standort mit Kreis markiert.....58
Abbildung 28: Alterszusammensetzung in den Städten und Gemeinden des Erftverbandsgebietes.....59
Abbildung 29: Pflegebetten pro 1000 Einwohner im Einzugsgebiet der betrachteten Kläranlagen 60
Abbildung 30: Niederschlagshöhen und Häufigkeitsverteilung der Tageszuflüsse für das Jahr 2015, KA Weilerswist.....61

Abbildung 31: Ablaufkonzentrationen der Standardparameter 62
Abbildung 32: Weilerswist, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter 64
Abbildung 33: Erweiterungsflächen für die 4. Reinigungsstufe 66
Abbildung 34: Gemessene Zulaufmengen der KA Weilerswist bei Teilstrom-behandlung behandeltem (blau) und nicht behandeltem Anteil (rot) 76
Abbildung 35: Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom) 78
Abbildung 36: Systemskizze PAK-Stufe 80
Abbildung 37: Lageskizze PAK-Stufe (Teilstrombehandlung) 83
Abbildung 38: Lageskizze GAK-Filtration (Vollstrom) 84
Abbildung 39: Bauwerksskizze GAK-Filtration 85
Abbildung 40: Lageskizze GAK-Filtration (Teilstrom) 86
Abbildung 41: Lageskizze Ozonbehandlung (Vollstromverfahren) 88
Abbildung 42: Prinzipskizze Ozon-Kontaktreaktor 88
Abbildung 43: Lageskizze Ozonbehandlung (Teilstrom) 90
Abbildung 44: Technische Bewertung der untersuchten Verfahren 102
Abbildung 45: Behandelte Wassermenge und Bypassmenge bei Teilstrombehandlung 106
Abbildung 46: Vergleich Diclofenac-Ablaufkonzentrationen Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung 107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kenngrößen der zehn betrachteten Kläranlagen im Erfteinzugsgebiet 16
Tabelle 2: Rechtliche Grundlagen für den Umgang mit Mikroverunreinigungen (nach UBA 2018) 20
Tabelle 3: Handelsformen und Einsatzgebiete von Aktivkohle 32
Tabelle 4: Vergleich der Leistungsfähigkeit: MBR-Verfahren und konventionelles Belebungsverfahren (mit und ohne Verfahrensschritte zur Filtration und Desinfektion) (DWA 2014) 46
Tabelle 5: Mögliche Verfahrensstufen von Multi-Barrieren-Systemen in der Abwasserwiederverwendung (Brepols 2018) 54
Tabelle 6: Technische Referenzen zu Verfahren der Mikroschadstoffentfernung 55
Tabelle 7: Auswertung der Ablaufkonzentrationen der KA Weilerswist 62
Tabelle 8: Konzentrationen der 7 Leitparameter in Zu- und Ablauf sowie im Gewässer 64
Tabelle 9: Vorgelagerte Betriebsstellen der KA Weilerswist 67
Tabelle 10: Bewertungsmatrix für ausgewählte Verfahren der Mikroschadstoffentfernung 72
Tabelle 11: Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist 73

Abkürzungsverzeichnis

AbwV	Abwasserverordnung	-
AFS	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l
AOP	Advanced Oxidation Process (fortschrittlicher Oxidationsprozess)	-
DOC	Dissolved Orcanic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)	mg/l
GAK	Granulierte Aktivkohle	-
GKW	Gruppenklärwerk	-
HazBREF	Projekt zu gefährlichen Industriechemikalien	-
KA	Kläranlage	-
MBA	Membranbelebungsanlage	-
MBR	Membranbioreaktor	-
MF	Mikrofiltration	-
MTZ	Massentransferzone	-
NF	Nanofiltration	-
PAK	Pulveraktivkohle	-
PBT	Persistente, bioakkumulierbare und toxische Stoffe	-
PS	Primärschlamm	-
PSM	Pflanzenschutzmittel	-
RBF	Retentionsbodenfilter	-
SdT	Stand der Technik	-
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)	mg/l
UF	Ultrafiltration	-
UO	Umkehrosmose	-
ÜS	Überschussschlamm	-
UV	Ultraviolette Strahlung	-
ÜW	Überwachungswerte	-
vPvB	Persistente, bioakkumulierbare Stoffe	-
WRM	Wasch- und Reinigungsmittel	-

1 Veranlassung

Der fachliche Diskurs zur Weiterentwicklung des Standards der Abwasserreinigung in Europa und Deutschland wird in den letzten zehn Jahren vielfach von der Diskussion um Mikroschadstoffe in den Gewässern bestimmt. Waren in der öffentlichen Wahrnehmung zunächst vor allem mögliche Auswirkungen von Arzneimittelrückständen oder östrogen wirksamem Substanzen auf Umwelt und menschliche Gesundheit ein Thema, mischen sich hierein vor allem in den vergangenen Monaten zunehmend auch Berichte zum Vorkommen von Mikroplastik (*Die Zeit* 2018; NDR o. J.; Rundschau o. J.) und antibiotikaresistenten Krankheitserregern in den Gewässern (tagesschau.de o. J.).

Der Erftverband hat in den vergangenen Jahrzehnten im Bereich der Modernisierung seiner Abwasseranlagen immer wieder Pionierarbeit geleistet: Sei es bei der Einführung, der großtechnischen Anwendung des Membranbelebungsverfahrens für die kommunale Abwasserreinigung im Jahre 1999 sowie der weiteren Anwendung, Erforschung und Verbesserung des Membranbelebungsverfahrens (Erftverband 2004; Brepols 2010; Brepols 2013; Drensla und Janot 2017), der Anwendung von Retentionsbodenfilter für die Niederschlagswasserbehandlung (Mertens et al. 2012) oder auch bei der Erkundung von Eintragspfaden und Minderungsmaßnahmen für Spurenstoffe und Keimbelastungen in Gewässern am Beispiel des Swistbaches (Christoffels et al. 2016; Brunsch et al. 2018; Schreiber 2015). Das Verbandsgebiet weist mit insgesamt 17 Filtrationsanlagen, wovon drei Membranbelebungsanlagen sind, bereits heute eine ungewöhnliche Dichte an Kläranlagen für die weitergehende Abwasserreinigung auf.

Leider lagen bislang keine ausreichenden Erkenntnisse zur Belastungssituation mit gelösten Mikroschadstoffen entlang des Gewässerverlaufs der Erft und ihrer Nebengewässer vor. Der Erftverband hat daher ein umfangreiches Analytik – und Untersuchungsprogramm in der Erft durchgeführt. Parallel dazu werden an insgesamt zehn Klärwerksstandorten die Bedingungen und die Wirksamkeit einer möglichen Spurenstoffelimination durch Errichtung einer 4. Reinigungstufe untersucht.

Die vorliegende Studie beinhaltet die Bedarfs- und Effizienzanalyse einer Abwasserbehandlungsstufe zur Mikroschadstoffentfernung auf der Kläranlage Weilerswist und schließt Aspekte zu ihrer ökologischen Notwendigkeit ein.

1.1 Untersuchung von Mikroschadstoffen in der Erft

Die Erft weist in ihrem Verlauf einige Besonderheiten auf. Sie entspringt in der nördlichen Eifel bei Bad Münstereifel. Aus dem Gebiet der Nordeifel erhält die Erft außerdem Zuläufe von Nebengewässern (insbesondere des Veybachs) die, aufgrund eines natürlichen, geologischen Hintergrundes und ehemaliger bergbaulicher Aktivitäten in der Region, eine hohe Belastung an Schwermetallen mit sich führen, die im weiteren Verlauf der Erft prägend wirkt. Die Erft durchfließt weiter die Landschaft der Zülpicher und Jülicher Börde, die sich, im südlichen Bereich im Stauschatten der Eifel gelegen, durch geringe jährliche Niederschlagshöhen auszeichnen. Grundwasserbürtige Zuläufe und Nebengewässer fehlen

hier oftmals. Südlich von Bergheim ist das Abflussgeschehen in der Erft dann im Wesentlichen geprägt durch massive Einleitungen von Sümpfungswässern, die aus den Tagebauen des rheinischen Braunkohlereviers stammen und die ein Vielfaches der natürlichen Wasserführung ausmachen. Durch die tagebaubedingten Grundwasser-absenkungen fehlt hier ebenfalls ein Kontakt zum Grundwasserleiter. Dies macht sich vor allem dadurch bemerkbar, dass einige Nebengewässer der Erft überwiegend durch Kühlwassereileitungen aus Braunkohlekraftwerken oder aber kommunale Abwasserbehandlungsanlagen gespeist werden. Des Weiteren ist das Einzugsgebiet der Erft sehr stark landwirtschaftlich geprägt. Mehr als 60% der Flächen im Einzugsgebiet sind landwirtschaftliche Nutzflächen in Form von Acker- oder Grünland, die in weiten Bereichen durch den intensiven Anbau von Feldfrüchten und insbesondere Zuckerrüben geprägt sind.

Im Rahmen der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde in den vergangenen Jahren ein flächendeckendes Gewässermonitoring zur Bestimmung des ökologischen Zustandes der Gewässer etabliert. In den drei bisherigen Monitoring Zyklen wurde für die Erft, wie für über 90% der Nordrhein-Westfälischen Gewässer, ein schlechter ökologischer und chemischer Zustand ermittelt. Auch für einige Mikroschadstoffe wurden dabei Überschreitungen der derzeitigen Orientierungswerte festgestellt. Dieses Ergebnis wurde für die Erft nur anhand einer sogenannten Überblicksmessstelle nahe der Mündung ermittelt. Daher sind nur sehr begrenzt Rückschlüsse auf die Quellen und die Belastungen im Verlauf der Erft und ihrer Nebengewässer möglich. Ohne genaue Kenntnis der Eintragspfade können jedoch keine zielgerichteten Maßnahmen ergriffen werden, um die Belastung zu verringern.

Aus diesem Grund hat sich der Erftverband entschlossen, ein detaillierteres Monitoring durchzuführen. Neben der analytischen Bestimmung von Mikroschadstoffkonzentrationen und Frachten an zahlreichen Messstellen im Verlauf der Erft und den größeren Nebengewässern werden auch die Zuläufe und Abläufe ausgewählter Kläranlagen erfasst und anhand von Stoffstrommodellen und Gewässergütesimulationen in den Gesamtzusammenhang des Flusseinzugsgebietes gestellt. Darüber hinaus werden insgesamt zehn große Kläranlagen unter dem Aspekt der technischen Realisierung möglicher Verfahrensstufen zur Mikroschadstoffeliminationen sowie deren Wirksamkeit und Effizienz betrachtet.

1.2 Masterplan Abwassertechnik 2025

Der Erftverband reinigt in seinem Gebiet das Abwasser von rund einer Million Einwohnern. Im Jahr 2012 hat der Erftverband einen Masterplan Abwassertechnik 2025 veröffentlicht, der eine längerfristige Perspektive für die zukünftige Abwasserreinigung in seinem Verbandsgebiet beinhaltet. Zu diesem Zeitpunkt hat der Erftverband, neben 120 Pumpstationen, 368 Bauwerke der Niederschlagswasserbehandlung und rund 660 Kilometer Verbindungs- und Ortskanälen insgesamt noch 40 Kläranlagen betrieben. Seitdem wurden sechs veraltete oder ineffiziente Kläranlagen stillgelegt und das Abwasser zu anderen Standorten übergeleitet, sieben weitere Projekte sind derzeit in der Umsetzung. Die Stilllegung von nochmals sieben weiteren Standorten ist für die Jahre 2020 bis 2025 vorgesehen.

Bauwerke und Anlagen der Abwassertechnik sind langfristige Investitionsgüter. Die wirtschaftliche Lebensdauer von Kläranlagen und Regenbecken beträgt rund 30 Jahre, die Lebensdauer von Kanälen sogar 60 Jahre und mehr. Alle technischen Anlagen und Maschinen des Verbandes stellen gegenwärtig ein Vermögen von rund 900 Millionen Euro dar. Der Wert dieser Anlagen für den Schutz von Natur und Umwelt, für die öffentliche Hygiene und Gesundheit und den Schutz von Gebäuden und Siedlungen ist jedoch weit höher einzuschätzen. Er liegt in hohen technischen Standards und einer hohen Qualität der Erfüllung der abwassertechnischen Aufgaben im Erftverband begründet. Diese materiellen und immateriellen Werte und Güter gilt es langfristig zu sichern, zu erhalten und weiter zu entwickeln.

Gleichzeitig steht der Erftverband vor, sich ändernden, Randbedingungen.

- Steigende Ansprüche an den Komfort der Siedlungsentwässerung
- Steigende Anforderungen an die Qualität der Abwasserreinigung
- Steigende Anforderungen an die Ressourceneffizienz
- Steigende Energiepreise
- Gleichbleibende oder sinkende Einwohnerzahlen
- Zurückgehende Schmutzwassermengen aus den Haushalten
- Zunehmendes Alter der vorhandenen technischen Infrastruktur

Diese Herausforderungen galt es mit einer langfristigen Perspektive der wirtschaftlichen und umweltschonenden Erledigung der Aufgaben des Erftverbandes in Einklang zu bringen (s. Abbildung 1).

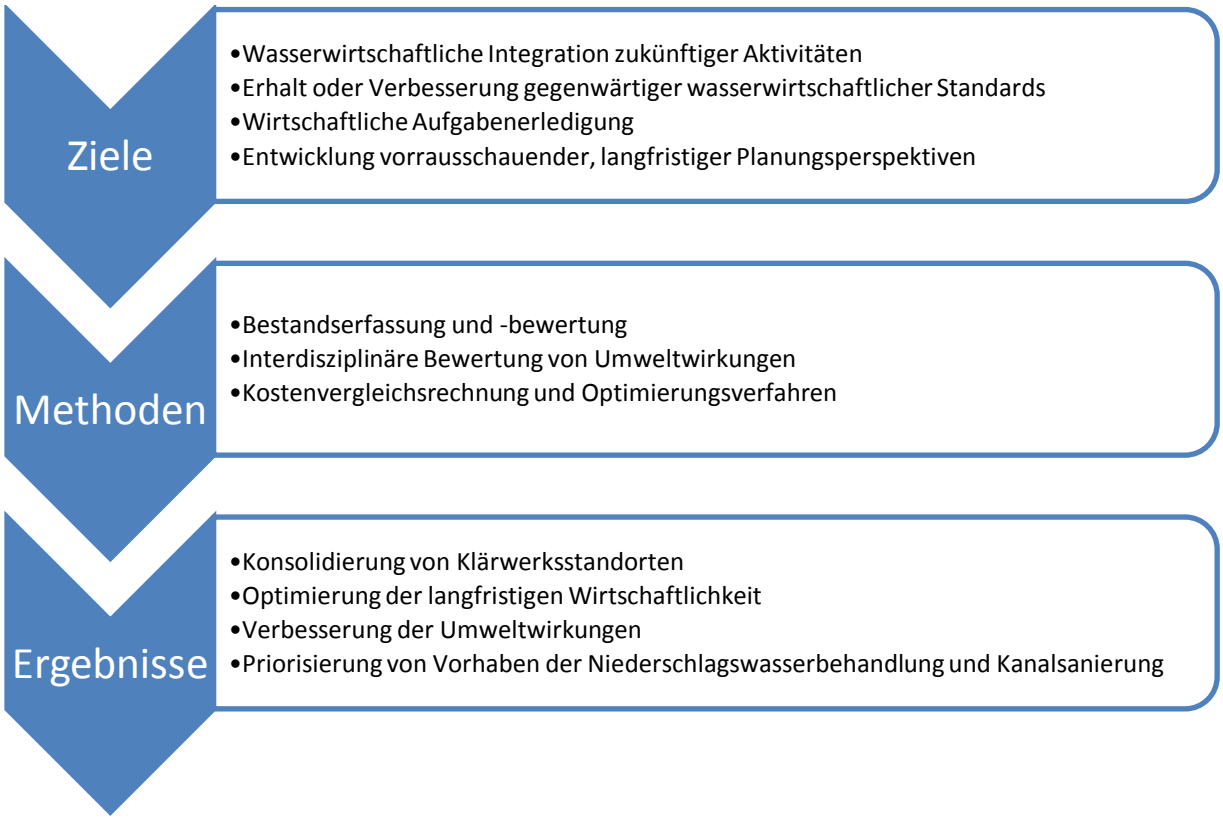


Abbildung 1: Ziele, Methoden und Ergebnisse des Masterplans Abwasser 2025

Der Masterplan gliedert sich in die drei Teilbereiche Abwasserbehandlung, Niederschlagswasserbehandlung und Kanalisation. Im Folgenden werden die Zielsetzungen und Auswirkungen auf die Abwasserreinigung im Verbandgebiet detailliert dargestellt:

Seit den 1990er Jahren hat der Erftverband alle seine Kläranlagen auf die weitergehende Nährstoffelimination umgerüstet. Ältere Anlagen wurden saniert und neue Kläranlagen errichtet. Anlagen, die nicht wirtschaftlich betrieben werden konnten, wurden stillgelegt. Nach mehr als 20 bis 30 Jahren Betrieb erreichen nun viele Kläranlagen in den kommenden Jahren das Ende ihrer technischen und wirtschaftlichen Lebensdauer. Gleichzeitig sind vielerorts Sanierungen zur Steigerung der Energieeffizienz der Kläranlagen sinnvoll.

Die Erfahrungen des Erftverbandes und vieler anderer Kläranlagenbetreiber zeigen, dass die spezifischen Kosten für die Abwasserreinigung mit zunehmender Größe der Kläranlagen teilweise erheblich sinken (s. Abbildung 2). Der Aufwand für den Erhalt und Betrieb kleiner Kläranlagen mit wenigen Hundert oder Tausend angeschlossenen Einwohnern oft überproportional hoch.

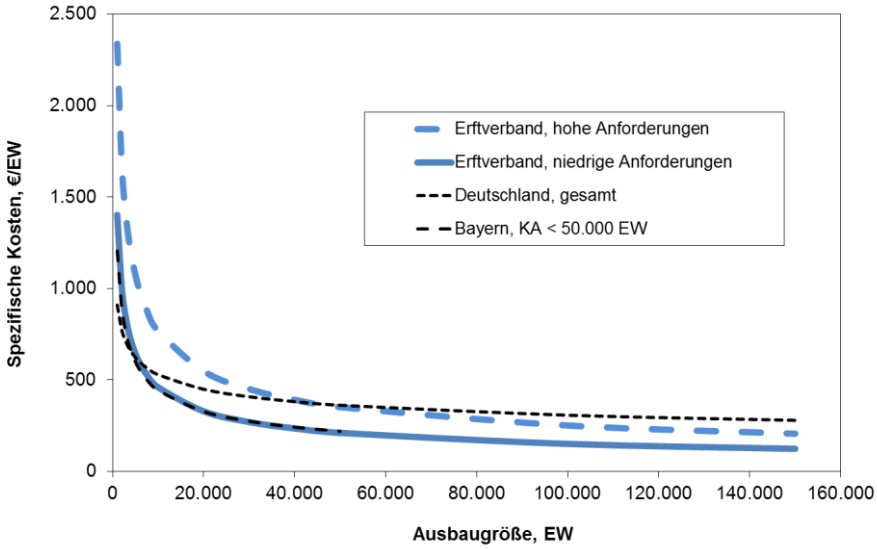


Abbildung 2: Investitionskosten von Kläranlagen abhängig von der Ausbaugröße

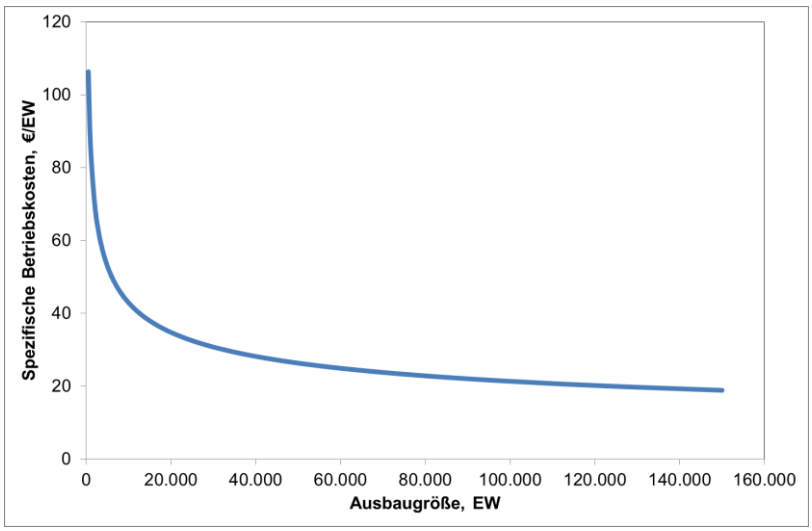


Abbildung 3: Jährliche Betriebskosten von Kläranlagen abhängig von der Ausbaugröße

Einige Kläranlagen sind wegen ihrer Größe sowie ihrer Bedeutung für die Siedlungsentwässerung und die Gewässer unbedingt zu erhalten. Bei anderen wiederum stellt sich die Frage, unter welchen Randbedingungen eine Sanierung der Kläranlage an ihrem derzeitigen Standort wirtschaftlicher ist als eine Stilllegung und die Überleitung des Abwassers zu einer benachbarten und größeren Kläranlage.

Der Erftverband hat aufgrund seiner eigenen Erfahrungen sowie anderer wissenschaftlicher und betriebswirtschaftlicher Auswertungen ein mathematisches Modell zur Bewertung der langfristigen Investitions- und Betriebskosten seiner Kläranlagen, Pumpwerke und Verbindungskanäle entwickelt. Mit diesem Modell wird für einzelne, geographisch abgegrenzte Teilgebiete die wirtschaftlich günstigste Variante für die zukünftigen Standorte ermittelt.

Zwischenergebnisse wurden mit den anderen Fachabteilungen des Erftverbandes diskutiert, um die Auswirkungen möglicher Kläranlagenstillegungen auf die Gewässer und Grundwassersituation abschätzen zu können. So wurden in der abschließenden Bewertung auch Aspekte berücksichtigt, die sich nicht unmittelbar an der Wirtschaftlichkeit orientieren.

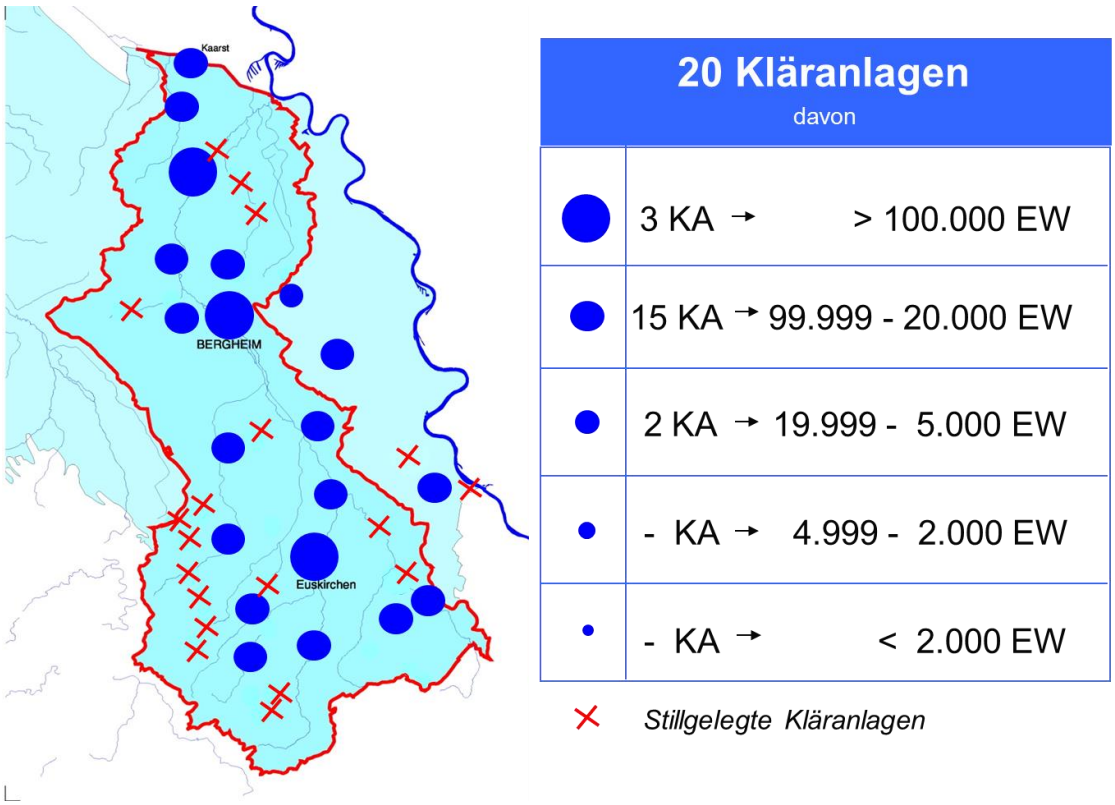


Abbildung 4: Kläranlagenstandorte und Größenklassen nach 2025

Mittels statistischer Sensitivitätsanalysen wurde außerdem ermittelt, ob die gefundenen Lösungen auch bei anderen wirtschaftlichen Grundbedingungen wie z.B. stärker steigenden Energiepreisen oder Investitionskosten weiterhin vorteilhaft sind.

Daraus ergibt sich, dass insgesamt bis zu 20 der ursprünglich 40 Kläranlagen des Verbandes unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten stillzulegen sind (s. Abbildung 3). Der bauliche Zustand der Anlagen, die wasserwirtschaftliche Situation im Einzugsgebiet und die Auswirkungen auf die Beitragsentwicklung geben den Zeitplan für die weitere Planung und die Ausführung der Stilllegungen vor. Die Detailplanungen für die Stilllegung und Zusammenlegung von Standorten werden danach Zug um Zug begonnen. Diese Detailplanungen dienen auch dazu, die Ergebnisse des Masterplans weiter auszuarbeiten, zu überprüfen und im Einzelfall auch zu verbessern. Für einzelne Standorte, deren Stilllegung heute noch nicht als wirtschaftlich und wasserwirtschaftlich sinnvoll erscheint, sind außerdem danach erneute Überprüfungen geplant.

Diese Stilllegungen haben außerdem weitergehende Auswirkungen auf die Klärschlammbehandlung und Entsorgung, die Energieeffizienz sowie die Potenziale für den Ausbau weitergehender Behandlungsstufen des Abwassers.

Schlammbehandlung und Klärschlammentsorgung

Von den verbleibenden 20 Kläranlagen verfügen bereits 14 Anlagen über eine Schlammfaulungsanlage. Infolge der Überleitung der Abwässer von Anlagen ohne anaerobe Schlammstabilisierung zu Standorten mit Faulung wird in Zukunft mehr Klärschlamm anaerob behandelt. Der Neubau moderner Blockheizkraftwerke sowie die Sanierung

bestehender Aggregate stellt sicher, dass das anfallende Klärgas energetisch optimal verwertet wird und die Quote der Eigenstromerzeugung auf den Kläranlagen steigt.
Für die sechs weiteren Kläranlagen, die bisher keine Schlammfaulung besitzen wurde die Machbarkeit der Nachrüstung einer Faulungsanlage bewertet. Trotz steigender Energiepreise und unter Einrechnung von finanziellen Fördermöglichkeiten erscheint die Nachrüstung zurzeit nur für die größte dieser Anlagen wirtschaftlich, das Gruppenklärwerk Nordkanal. Da dieser Standort als Membranbelebungsanlage über eine besonders weitgehende Reinigungstechnik verfügt, hat die Maßnahme auch hier Pilotcharakter und wird sowohl durch das Land Nordrhein-Westfalen wie auch den Bund finanziell gefördert. Die Bauarbeiten am Standort Nordkanal werden bis Ende 2018 abgeschlossen.
Durch die Zusammenlegung von Klärwerksstandorten und die Installation neuer Schlamm-entwässerungsaggregate verringern sich außerdem die planmäßigen Schlammtransporte zwischen den Klärwerkstandorten.

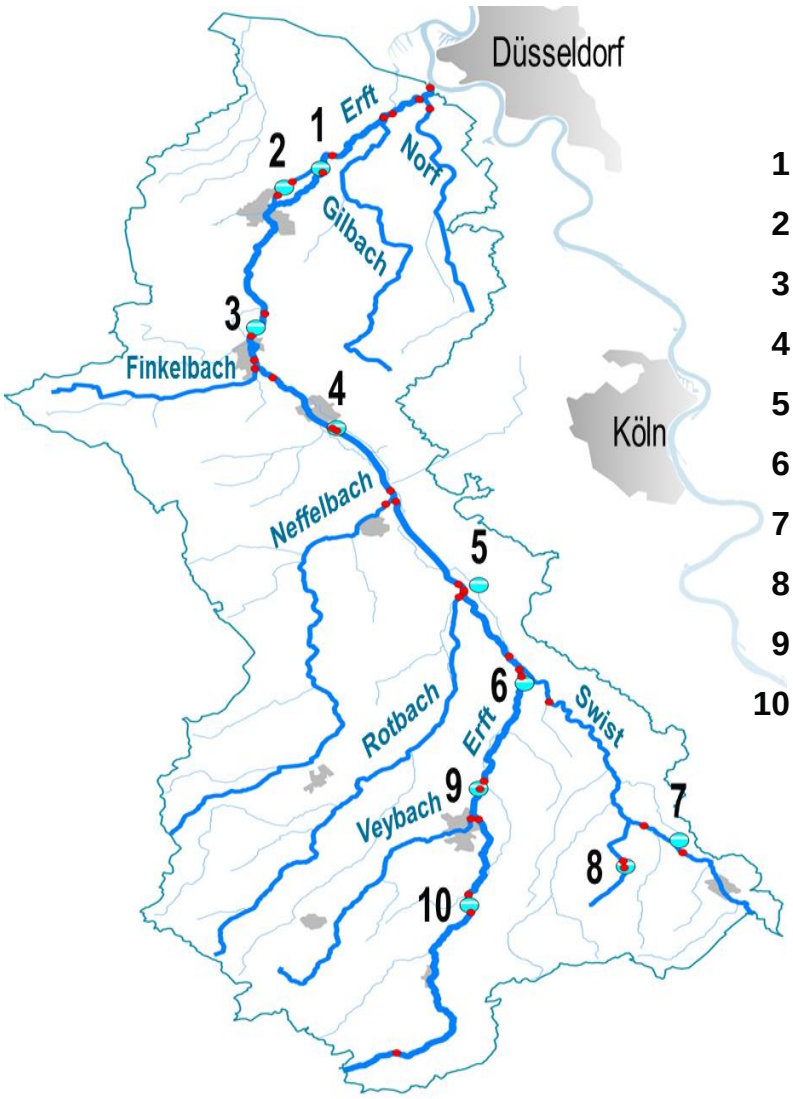
Energieeffizienz
Durch die Behandlung des Abwassers in größeren Kläranlagen sowie durch Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz reduziert sich insgesamt der Stromverbrauch für die Kläranlagen des Verbandes. Hinzu kommen Potentiale zur Eigenerzeugung von elektrischem Strom durch Kraft-Wärme Kopplung, Photovoltaik und Windenergie, die kontinuierlich ausgebaut werden sollen, wo immer Sie wirtschaftlich und technisch machbar sind. Damit unterstreicht der Erftverband seinen Anspruch auf nachhaltiges Handeln und seine Rolle als aktives Umweltunternehmen.

Weitergehende Reinigung
Die angestrebte Reduzierung der Kläranlagenstandorte erweist sich auch beim zukünftigen Einsatz weitergehender Technologien als günstig. Werden weitergehende Anforderungen wie z.B. Elimination von Krankheitserregern und Mikroschadstoffen oder Phosphorrückgewinnung gefordert, sind diese in größeren Kläranlagen wirtschaftlicher und effektiver umsetzbar.

1.3 Effizienzstudien zur Mikroschadstoffentfernung im Erfteinzugsgebiet

Der Erftverband betreibt derzeit in seinem Verbandsgebiet insgesamt noch 35 Kläranlagen mit Ausbaugrößen zwischen 1.500 und 132.000 Einwohnerwerten (Stand Januar 2018). Von diesen Kläranlagen leiten 30 unmittelbar in die Erft oder eines ihrer Nebengewässer ein, die fünf übrigen Kläranlagen gehören zum Einzugsgebiet des Rheingrabens.

Für insgesamt zehn große Kläranlagen im Einzugsgebiet (s. Abbildung) hat der Erftverband Studien durchgeführt, die die Wirksamkeit und Effizienz einer zusätzlichen Mikroschadstoffelimination bewerten. Hierbei soll zu einen ermittelt werden, mit welcher Technologie und zu welchen Kosten die jeweilige Anlage mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination ausgerüstet werden kann zum anderen soll eine qualitative Abschätzung der zu erwartenden Umweltwirkungen erfolgen.



Kläranlage	
1	Wevelinghoven
2	Grevenbroich
3	Kaster
4	Kenten
5	Köttingen
6	Weilerswist
7	Flerzheim
8	Rheinbach
9	Kessenich
10	Kirspenich

Abbildung 5: Untersuchte Kläranlagenstandorte (blau) und Probenahmepunkte am Gewässer (rot)

Die zehn Standorte wurden anhand Ihrer Kenngrößen, insbesondere der Ausbaugröße und des Anteils an der Wasserführung im Einleitgewässer, ausgewählt und im Hinblick auf die dort behandelten und eingeleiteten Mikroschadstoffe genauer untersucht. (s. Tabelle). Die übrigen Kläranlagen des Erftverbandes sind über die Einleitung der Nebengewässer in die Erft summarisch mit erfasst. Die zehn Kläranlagen besitzen insgesamt eine Ausbaugröße von 656.000 Einwohnerwerten und entsprechen damit rund 65% der beim Erftverband erfassten Einwohnerwerte. Bezogen auf die 30 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Erft reinigen die zehn ausgewählten Standorte das Abwasser von 78% der angeschlossenen Einwohner. Auf den zehn Standorten wurde im Jahre 2016 insgesamt eine Jahresschmutzwassermenge JSM von 30.402.842 m^3 gereinigt. Das entsprach 81% des gereinigten Schmutzwassers das über die Erft und ihre Nebengewässer abfließt. Die Jahresabwassermenge JAM betrug im gleichen Zeitraum 43.848.116 m^3 und damit 79% des auf allen Kläranlagenstandorten des Erftverbandes im Erfteinzugsgebiet gereinigten Abwassers.

Tabelle 1: Kenngrößen der zehn betrachteten Kläranlagen im Erfteinzugsgebiet

Kläranlage	Einleitgewässer, bei Station km	Ausbau-größe [EW]	Überwachungswerte N_{anorg}, NH_4, P_{ges}	Art vorhandenen der Filtration	Verhältnis $Q_{d,JAM}$ zu MNQ im Gewässer
Kirspenich	Erft, km 85,17	27.000	18, 3 (5°C), 1	Sandfilter	64,7 %
Kessenich	Erft, km 74,35	132.000	13, 3 (9°C), 1	Dynasand	40,6 %
Weilerswist	Erft, km 64,57	25.000	18, 5 (5°C), 1	Sandfilter	4,9 %
Rheinbach	Wallbach, km 4,86	27.000	18, 1 (9°C), 0,4	Sandfilter	6.111,4 %
Flerzheim	Swistbach, km 21,30	65.000 (gepl.)	18, 1,3 (5°C), 0,6	Sandfilter	16.006,6%
Köttingen	Erft, km 55,57	70.000	18, 4 (8°C), 2	keine	16,4%
Kenten	Erft, km 40,00	120.000	13, 5 (8°C), 1	Dynasand	35,6 %
Kaster	Erft, km 29,11	66.000	18, 5 (10°C), 2	Sandfilter	2,0 %
Grevenbroich	Wevelinghovener Entwässerungs-graben, km 3,34	97.000	18, 10 (12°C), 1	keine	73%
Wevelinghoven	Erft, km 12,23	27.000	18, 10 (12°C), 2	keine	1,1%

Die Kläranlagen Rheinbach und Flerzheim gehören beide zum Einzugsgebiet des Swistbaches, der bei km 63,17 unterhalb von Weilerswist in die Erft mündet. Der Wevelinghovener Entwässerungsgraben, in den die Kläranlage Grevenbroich einleitet mündet kurz unterhalb der Kläranlagen Wevelinghoven bei km 11,69 in die Erft.

2 Stand der Forschung und Technik zur Mikroschadstoffelimination

2.1 Herkunft und Verbreitung von Mikroschadstoffen

Durch den rasanten Fortschritt in der Analysentechnik in den letzten Jahrzehnten sind, neben den klassischen Kenngrößen zur Beschreibung der Wasserqualität wie Sauerstoffzehrung und Nährstoffkonzentrationen, auch Stoffe in den Fokus gerückt, die in der Umwelt als Spurenstoffe vorkommen (Ternes und Joss 2008).
Der Begriff Spurenstoffe fasst zunächst wertungsfrei alle Stoffe zusammen, die in kleinsten Konzentrationen von wenigen ng/l bis µg/l, d.h. in Spuren in der Umwelt vorkommen. Im Kontext der Wasserwirtschaft sind in der Regel Stoffe anthropogenen Ursprungs, einschließlich ihrer Transformations- und Abbauprodukte gemeint, die im Abwasser (sowohl gereinigt als auch ungereinigt) aber auch in Oberflächengewässern, im Grundwasser und im Trinkwasser gefunden werden.
Häufig wird dann auch von Mikroverunreinigungen oder Mikroschadstoffen gesprochen, um hervorzuheben, dass es sich hierbei in der Regel um Stoffe handelt, die im Gewässer oder im Trinkwasser unerwünscht sind und dort nicht natürlicher Weise vorkommen. Anorganika, Mikroplastik, Nährstoffe oder Krankheitserreger können zwar ebenfalls unerwünscht oder je nach Nutzung des Wassers schädlich sein, werden aber üblicherweise nicht unter dem Begriffe der Mikroschadstoffe mit zusammengefasst sondern als separate Stoffgruppen behandelt.

<u>Quellen der Mikroschadsstoffbelastung</u>
Anthropogene Spurenstoffe stammen aus verschiedensten Bereichen von Privathaushalten, Landwirtschaft und Industrie. Arzneimittel, Körperpflegeprodukte, Farben, Reinigungsmittel, Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft oder Industriechemikalien wie Flammschutzmittel und Weichmacher sind nur einige Beispiele. Entsprechend ihrer unterschiedlichen Herkunft und Stoffeigenschaften lassen sich Spurenstoffe nicht in eine einheitliche Substanzklasse einordnen und besitzen unterschiedlichste Stoffeigenschaften.

> *Besonders relevant für den Wasserkreislauf sind Stoffe mit humantoxischen oder ökotoxischen Eigenschaften sowie Stoffe, die persistent, bioakkumulierend, toxisch (PBT) oder sehr persistent und sehr bioakkumulierend (vPvB) oder endokrin wirksam sind. Darüber hinaus sind auch Stoffe, die persistent oder pseudopersistent, im Wasserkreislauf mobil und toxisch (PMT) sind, als sehr kritisch einzuschätzen. Unter anderem haben Stoffe mit diesen Eigenschaften das Potential, Rohwasser für die Trinkwasserherstellung zu verunreinigen. Eine Entfernung durch technische Verfahren der Trinkwasseraufbereitung ist schwer oder erhöht den Aufwand bei der Aufbereitung erheblich.*
> *Die ökotoxikologische Relevanz ausgewählter Arzneimittel wie Schmerzmittel, Hormone, Antibiotika, Antidepressiva und Beta-Blocker wurde in verschiedenen Labor- und Freilandstudien festgestellt. Vor allem Wirkstoffe mit hormonellen oder hormonähnlichen Wirkungen können schon in sehr niedrigen Konzentrationen negative Auswirkungen für aquatische Lebewesen haben, so können sie z. B. zur*

Verweiblichung männlicher Fische und Schnecken führen. Entsprechend der Stoffeigenschaften können Effekte auch verzögert und weit entfernt von der Kontaminationsquelle auftreten. Aber auch Stoffe, die nur für kurze Zeit und teils nur lokal in Gewässern auftreten und daher oft schwer zu detektieren sind, können wegen ihrer z. T. hohen akuten Toxizität ein hohes Risiko für Gewässerorganismen darstellen oder zu Problemen in der Weiternutzung des Wassers führen. Darüber hinaus bilden sich durch Abbauprozesse einiger Stoffe Transformationsprodukte und Metaboliten mit einem von der Ausgangssubstanz abweichenden Umweltverhalten mit z. T. hohen toxischen Potential. So werden Röntgenkontrastmittel (RKM) vielfach als toxikologisch ungefährlich angesehen, allerdings ist bekannt, dass aus manchen RKM Transformationsprodukte mit hohem toxischen Potential entstehen können (z. B. aus Iopamidol durch Chlorung). Dies ist vor allem vor dem Hintergrund von Funden von RKM im Trinkwasser relevant. (UBA 2018)

Die Eintragspfade von Spurenstoffen in die Gewässer können sehr vielfältig sein. Sie sind Abhängig von Herstellung, Verwendung und, dies gilt insbesondere für Metaboliten und Transformationsprodukte, auch vom Ort ihres Entstehens. Angetrieben von menschlichen Aktivitäten, dem Wassergebrauch in Siedlungen- und Produktionsprozessen sowie vom örtlichen Niederschlagsgeschehen werden die Stoffe frei gesetzt und transportiert und gelangen so schließlich in die Gewässer. Beim Eintrag in die Gewässer kann zwischen Punktquellen und diffusen Quellen unterschieden werden.

Aufgrund der Art Ihrer Herkunft und Verwendung als Arzneistoffe und Pflegemittel, als Inhaltsstoffe von Haushaltchemikalien und Hilfsstoffe in Gewerbe und Industrie (insbesondere bei kleinen und mittleren Betrieben sowie als biozide Zuschlagstoffe in Baustoffen, Anstrichen etc.) wird vielfach davon ausgegangen, dass der Eintrag in die Gewässer wesentlich durch den Austrag aus der Abwasserbehandlung bestimmt wird. Abläufe von Kläranlagen, Mischwasserentlastungen oder Direkteinleitern zählen zu den wichtigsten Punktquellen für anthropogene Spurenstoffe. Durch Oberflächenabflüsse oder oberflächennahen Abfluss können Spurenstoffe jedoch auch linienförmig, z.B. entlang eines mit Pflanzenschutzmitteln behandelten Feldes, in ein Gewässer gelangen. Einträge stammen dann aus landwirtschaftlichen, landbaulichen oder gärtnerischen Aktivitäten. Hinzu kommen flächenhafte Einträge durch atmosphärische Disposition.

Zu dieser Schlussfolgerung kommen auch die Autoren der durch das Umweltbundesamt in Jahre 2014 veröffentlichten Studie, die „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“ (Hillenbrand et al. 2014) untersucht und dabei die wesentlichen Eintragspfade ausgewählter Spurenstoffe nachzeichnet. Eintragspfade und –mengen verschiedener Mikroschadstoffe sind dort anhand von Massenbilanzen dargestellt. Die Massenbilanzen und der Eintrag von 12 ausgewählten Substanzen (Terbutryn, Triclosan, TBT, Diclofenac, Ibuprofen, Metoprolol, Iomeprol, Sulfmethoxazol, PAK, Nonylphenol, PFOS, HBCDD) in die Gewässer wurden anhand von Produktions- oder Abgabemengen der Stoffe, ihrer typischen Verwendung sowie bekannter und vermuteter Senken im Austragspfad aufgestellt.

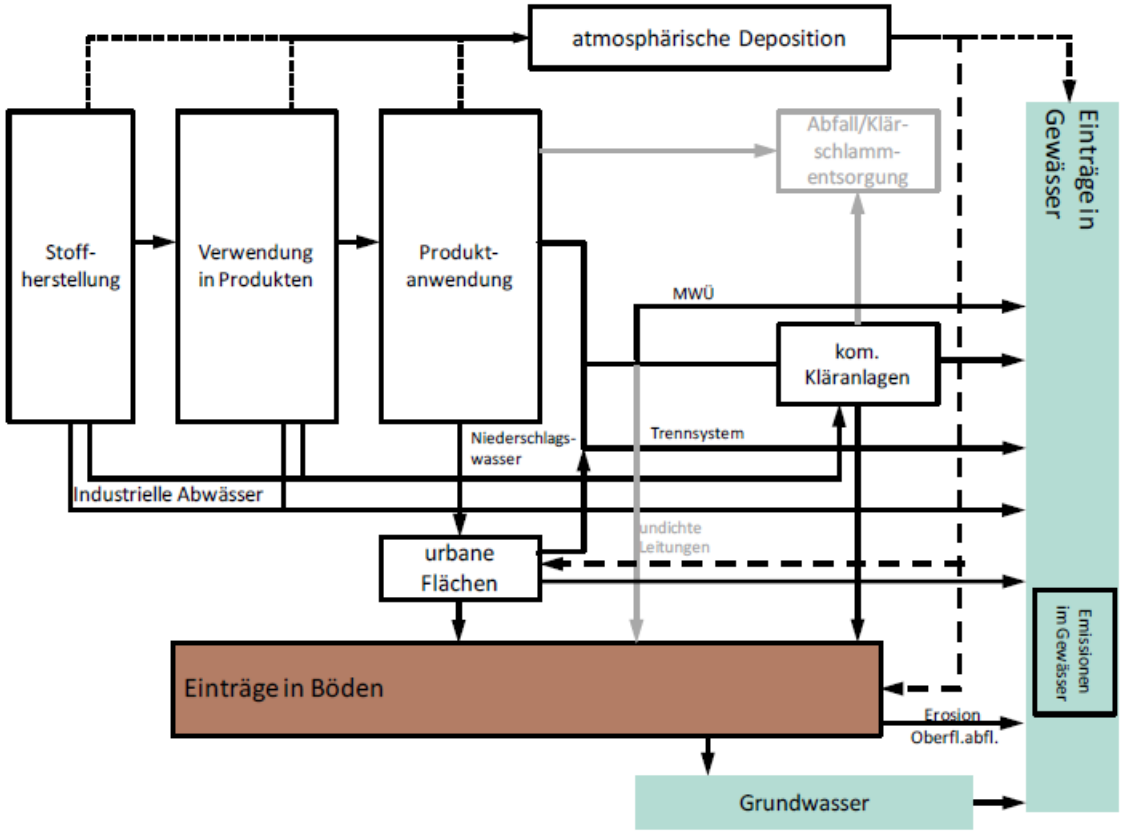


Abbildung 6: Eintragspfade von anthropogenen Spurenstoffen in die Gewässer (Hillenbrand et al. 2014)

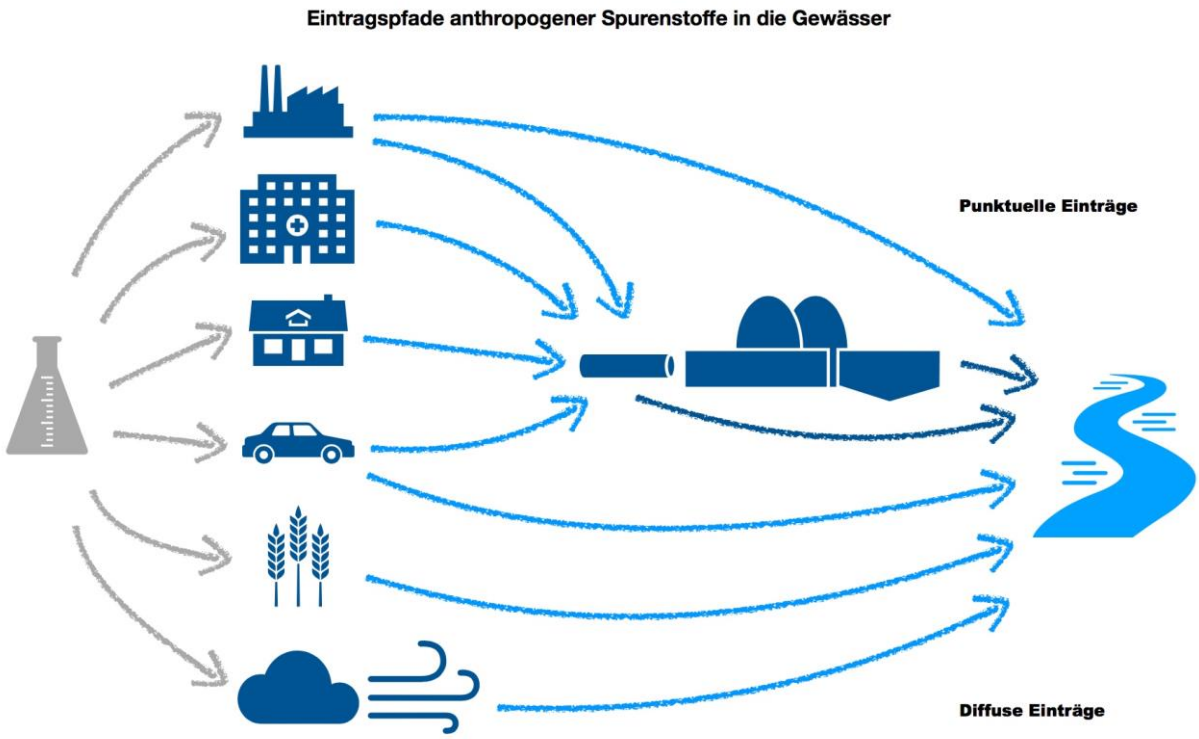


Abbildung 7: Eintragspfade anthropogener Spurenstoffen in die Gewässer

In der Zusammenfassung der in (Hillenbrand et al. 2014) aufgestellten Emissionsmuster stellt die kommunale Abwasserbeseitigung einen wesentlichen Angelpunkt der Verbreitung

der Spurenstoffe dar. Die Arbeit legt jedoch ihren Schwerpunkt auf die Stoffflüsse in urbanen Gebieten. Für das Erfteinzugsgebiet mit seinen zum großen Teil landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen sind auch Eintragspfade direkt auf landwirtschaftliche Flächen und darüber in Böden und Gewässer zu konstatieren, wie sie zum Beispiel für Pflanzenschutzmittel gelten.

Das Potenzial für die schädliche Wirkung von Spurenstoffen ist ebenso wie der Verbleib und das Aufspüren in Gewässern Gegenstand weiterer Erforschung (Hollert, Floehr, und Maletz 2013; Petrie, Barden, und Kasprzyk-Hordern 2015; Aymerich et al. 2017). Nicht für alle Stoffe, vor allem nicht für deren Transformations-/Abbauprodukte, liegen belastbare toxikologische und ökotoxikologische Vergleichswerte vor, anhand derer eindeutig bestimmt werden kann, ob der Stoff gefährlich für Mensch und Gewässer ist. Auch bei Substanzen, für die eine Umweltrisikobewertung durchgeführt wurde, bestehen teils weiterhin Unkenntnisse und Unsicherheiten über Kurz- und Langzeiteffekte sowie zu Interaktionen in Stoffgemischen (UBA 2018).

So erscheint zum Beispiel das Potential für unbeabsichtigte Umweltauswirkungen bei Arzneimitteln besonders naheliegend. Je nach Wirkstoff und Art der Anwendung wird ein nicht unerheblicher Teil unverändert vom Körper ausgeschieden und kann von der Kanalisation über die Kläranlagen ins Gewässer gelangen. Die Gewässerfauna, insbesondere Invertebraten aber auf Fische, reagieren auf viele Stoffe sehr empfindlich, wodurch sich auch Konzentrationen im Mikrogrammbereich negativ auswirken können. Die Wirkung dieser Stoffe in der Umwelt findet immer in einem multivariaten System statt, so dass es außerhalb von kontrollierten Laborbedingungen oft nicht möglich erscheint eindeutige Ursache-Wirkungsbeziehungen abzuleiten (Bundschuh et al. 2017; Zubrod et al. 2017).

Auch existiert kein einheitlicher Ordnungsrahmen zum Umgang mit Spurenstoffen, sowie zur Vermeidung und Verminderung von Einträgen in die Gewässer. Stattdessen wird eine Fülle von nationalen und überstaatlichen rechtlichen Regelungen auf den Umgang mit Mikroschadstoffen angewendet (UBA 2018).

Tabelle 2: Rechtliche Grundlagen für den Umgang mit Mikroverunreinigungen (nach UBA 2018)

EU Regelungen	
Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG	Ziel des Erreichens/Einhaltens des guten chemischen und ökologischen Gewässerzustands; Verschlechterungsverbot; Maßnahmen zur Reduktion relevanter Schadstoffe/Schadstoffgruppen (Anhang VIII der WRRL); *phasing out* Gebot für prioritär gefährliche Stoffe
Grundwasserrichtlinie (GWRL) 2006/118/EG	Vorgaben für den guten chemischen Grundwasserzustand; Trendumkehr von anhaltenden steigenden Schadstofftrends; Umweltqualitätsnormen (UQN) für Pestizide und Parameter für Schwellenwerte Maßnahmen zum Erreichen/Erhalten des guten Grundwasserzustands und zur Verhinderung oder Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen
Umweltqualitätsnormen-Richtlinie 2008/105/EG, geändert durch 2013/39/EU	Umweltqualitätsnormen (UQN) für sogenannte prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (Anhang X der WRRL), die den „guten chemischen Zustand“ für Oberflächengewässer definieren. Gegenwärtig sind für 45 Stoffe UQNs festgelegt; 12 Stoffe davon werden erst ab 2018 bei der Bewertung des chemischen Zustands berücksichtigt. Die Überarbeitung der Liste erfolgt im 6-Jahres-Turnus. Zur Unterstützung zukünftiger Priorisierungsverfahren wird eine Beobachtungsliste (watch list) erstellt.

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) 2008/56/EU	Ziel des Erreichens/Erhaltens eines guten Zustands der Meeresumwelt; Verschlechterungsverbot; Maßnahmen zur Reduktion relevanter Schadstoffe/Schadstoffgruppen
REACH Verordnung (Registration, Evaluation, Authorisation & Restriction of Chemicals) EG 1907/2006	Registrierung, Bewertung und Regulierung von chemischen Stoffen; durch behördliche Dossier- und Stoffbewertung wird sichergestellt, dass Informationen zu den Stoffen vorliegen. Über die Identifizierung von besonders besorgniserregenden Stoffen (SVHC) (aus Umweltsicht PBT-, vPvB-Stoffe sowie Stoffe mit endokriner Wirkung (ED)) und einer möglichen Zulassungspflicht sowie über Beschränkungen stehen behördliche Instrumente zum Risikomanagement zur Verfügung.
CLP-Verordnung (Classification, Labelling & Packaging) EG 1272/2008	Einstufungs- und Kennzeichnungsverzeichnis (Einstufung von circa 114.000 Stoffen als gefährlich)
Pflanzenschutzmittelverordnung (EG) Nr. 1107/2009	Zulassung, Inverkehrbringen, Verwendung und Kontrolle von Pflanzenschutzmitteln. Liste von in der EU genehmigten Wirkstoffe.
Richtlinie für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden 2009/128/EG	Bekenntnis zu einem nachhaltigen, dauerhaft umweltgerechten Pflanzenschutz; Erstellung Nationaler Aktionspläne durch die Mitgliedstaaten
Biozidprodukteverordnung (EU) 528/2012	Zulassung von Biozidprodukten auf Grundlage einer Umweltrisikobewertung von bioziden Wirkstoffen und Biozidprodukten. Liste von in der EU genehmigten Wirkstoffen.
Richtlinie zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel (HAM) RL 2001/83/EG (geändert durch 2004/27/EG)	Die Zulassung von HAM erfordert die Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt. Bei einem festgestellten Risiko für die Umwelt ist eine Versagung der Zulassung nicht möglich, die Zulassung kann mit Auflagen zum Schutz der Umwelt verbunden werden.
Wasserhaushaltsgesetz	Bewirtschaftungsziele für die Gewässer (§§ 27, 44 und 47 WHG) und Reinhaltungsvorgaben (§§ 32, 45 und 48 WHG): Zielerreichungsvorgaben sowie Vermeidung der Verschlechterung des chemischen Gewässerzustands und von nachteiligen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit. Erlaubt Einleitung von Abwasser in die Gewässer nur, wenn Menge und Schädlichkeit des Abwassers durch die Anwendung des Standes der Technik (SdT) so gering wie möglich gehalten werden (§ 57 WHG); Erlaubnis kann auch versagt werden, wenn mit dem SdT die Bewirtschaftungsziele nicht erreicht werden (§ 12 WHG) Stellt Sicherheitsanforderungen an Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (§ 62 i.V.m. AwSV)
Oberflächengewässer-verordnung (OGewV)	Umsetzung der UQN-RL in nationales Recht; Festlegung flussgebietsspezifischer Schadstoffe
Grundwasserverordnung (GrwV)	Umsetzung der GWRL in deutsches Recht; Festlegung von Grundwasserschwellenwerten (berücksichtigt Pflanzenschutzmittel-, Biozidwirkstoffe)
Pflanzenschutzgesetz (PflSchG)	Zulassung und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
Chemikalien-Gesetz – Abschnitt IIA (Durchführung der Verordnung (EU) 58/2012	Zulassungsverfahren für Biozid-Produkte. Prüfung und Bewertung aller Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt
Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln (AMG) von 1976, zuletzt geändert 10.12.2015	Zulassung und Handel mit Arzneimitteln für Mensch und Tier
Wasch- und Reinigungsmittelgesetz	Regelt Herstellung, Kennzeichnung und Vertrieb von Wasch- und Reinigungsmitteln in Deutschland; regelt auch die primäre Abbaubarkeit von Tensiden aus Kosmetikprodukten
Richtlinie zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Tierarzneimittel (TAM) RL	Die Zulassung von TAM erfordert die Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Umwelt. Bei einem festgestellten Umweltrisiko sind eine Versagung der Zulassung

2001/82/EG (geändert durch 2004/28/EG und 2009/9/EG)	oder Auflagen zum Schutz der Umwelt möglich.
Verordnung für europäische Zulassungsverfahren und zur Schaffung der Europäischen Arzneimittelagentur VO (EG) 726/2004	Weitere rechtliche Voraussetzungen für die Zulassung neuer Human- und Tierarzneimittel
Detergenzienverordnung EG 648/2004	Regelt die vollständige aerobe biologische Abbaubarkeit von Tensiden und Ausnahmegenehmigungen für das Inverkehrbringen von Tensiden
Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU	Regelt die Anforderungen an den Bau, Betrieb und die Stilllegung von industriellen Anlagen. Industriebetriebe benötigen z. T. EU-weit eine Genehmigung und müssen nach den besten verfügbaren Techniken (BVT) betrieben werden
Nationale Regelungen	
Wasserhaushaltsgesetz	Bewirtschaftungsziele für die Gewässer (§§ 27, 44 und 47 WHG) und Reinhaltungsvorgaben (§§ 32, 45 und 48 WHG): Zielerreichungsvorgaben sowie Vermeidung der Verschlechterung des chemischen Gewässerzustands und von nachteiligen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit. Erlaubt Einleitung von Abwasser in die Gewässer nur, wenn Menge und Schädlichkeit des Abwassers durch die Anwendung des Standes der Technik (SdT) so gering wie möglich gehalten werden (§ 57 WHG); Erlaubnis kann auch versagt werden, wenn mit dem SdT die Bewirtschaftungsziele nicht erreicht werden (§ 12 WHG) Stellt Sicherheitsanforderungen an Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (§ 62 i.V.m. AwSV)
Oberflächengewässer-verordnung (OGewV)	Umsetzung der UQN-RL in nationales Recht; Festlegung flussgebietsspezifischer Schadstoffe
Grundwasserverordnung (GrwV)	Umsetzung der GWRL in deutsches Recht; Festlegung von Grundwasser-schwellenwerten (berücksichtigt Pflanzenschutzmittel-, Biozidwirkstoffe)
Pflanzenschutzgesetz (PflSchG)	Zulassung und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
Chemikalien-Gesetz – Abschnitt IIA (Durchführung der Verordnung (EU) 58/2012	Zulassungsverfahren für Biozid-Produkte. Prüfung und Bewertung aller Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt
Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln (AMG) von 1976, zuletzt geändert 10.12.2015	Zulassung und Handel mit Arzneimitteln für Mensch und Tier
Wasch- und Reinigungsmittelgesetz	Regelt Herstellung, Kennzeichnung und Vertrieb von Wasch- und Reinigungsmitteln in Deutschland; regelt auch die primäre Abbaubarkeit von Tensiden aus Kosmetikprodukten

2.2 Vermeidung und Verminderung

Durch die Fülle von Stoffen mit unterschiedlichen Eigenschaften, Verwendungen und Eintragspfaden ergibt sich eine Vielzahl möglicher Ansatzpunkte zur Vermeidung und Verminderung der Einträge von anthropogenen Mikroschadstoffen in die Gewässer. Die Ansätze können mit Blick auf ihre Wirksamkeit, die stoffspezifischen Wirkungen, die Kosten, den zeitlichen Wirkhorizonten sowie die Umsetzbarkeit sehr unterschiedlich bewertet werden. Die Empfehlungen des Umweltbundesamtes (UBA, 2018) stellen dabei stoffspezifische Reduzierungsmaßnahmen den nachgelagerten und übergreifenden Reduzierungsmaßnahmen, wie zum Beispiel der vierten Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen, gegenüber.

Humanarzneimittel

- Weiterentwicklung und Harmonisierung der Risikominderungsmaßnahmen bei der Zulassung
- Forschung zu umweltverträglicheren Wirkstoffen/Applikationsformen
- Zielgruppenspezifsche Kommunikation und Aufklärung
- Informationskampagne zur richtigen Entsorgung von Arzneimittelresten
- Monografiesystem für Arzneimittelwirkstoffe
- Forschung zur Ausweitung der Verschreibungspflicht aufgrund von Umweltbelangen

Tierarzneimittel

- Weiterentwicklung und Harmonisierung der Risikominderungsmaßnahmen bei der Zulassung
- Verbot von PBT/vPvB – Substanzen in Tierarzneimitteln
- Forschung zu umweltverträglicheren Wirkstoffen/Applikationsformen
- Zielgruppenspezifische Kommunikation und Aufklärung
- Monografiesystem für Arzneimittelwirkstoffe
- Forschung zu potentiellen Auswirkungen der Änderung des Dispensierrechts auf die
- Verwendung von Tierarzneimitteln

Pflanzenschutzmittel

- Schaffung dauerhaft bewachsener Gewässerrandstreifen
- Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen erhöhen
- PSM-Einsatz in bestimmten Gebieten weiter einschränken oder vermeiden
- Bessere Standards setzen und durchsetzen
- Prospektive Risikobewertung und Monitoring zusammenführen
- Räumlich und zeitlich aufgelöste Daten zur Anwendung von PSM verfügbar machen
- Defizite und Bewertungslücken im Genehmigungs- und Zulassungsverfahren von
- Pflanzenschutzmitteln abbauen

Biozide

- Schaffung eines untergesetzlichen Regelwerks zu:
- Abgabe
- Sachkunde

- Gute fachlicher Praxis
- Regelungen zu Anforderungen an Geräte zur Ausbringung von Bioziden
- Verbot des Sprühens von Biozidprodukten aus der Luft
- Erhebung Verkaufs- und Verwendungsdaten von bioziden Wirksto en/Biozidprodukten
- Einführung des Verzichts auf Antifoulingprodukte in sensiblen Gebieten/Naturschutzgebieten
- Systematische Erhebung und Überwachung der Umweltbelastung mit Bioziden
- Aufklärung und Kommunikation: Aktives Sensibilisieren der Bevölkerung hinsichtlich eines sachgerechten bzw. nachhaltigen Umgangs mit Biozidprodukten

Chemikalien im Regelungsbereich von REACH

- Nutzung der REACH-Instrumente Zulassung/Beschränkung zur Reduzierung des Eintrages einzelner Stoffe die als Mikroverunreinigung auftreten
- Vermeidung des Eintrags rohwasserkritischer Stoffe in die Umwelt im Regelungsbereich der EU-Verordnung REACH
- Verwendung eines realistischeren KA-Verdünnungsfaktors bei der Expositions-Bewertung von Industriechemikalien

Wasch- und Reinigungsmittel (WRM)

- Forschung zum Eintrag schwer biologisch abbaubarer Stoffe aus WRM in die Gewässer
- Erstellung eines Informationssystems zu Inhaltsstoffen von WRM
- Informationskampagne zum nachhaltigen Umgang mit WRM
- Informationskampagne zur korrekten Dosierung von Waschmitteln
- Entwicklung der Kriterien von Umweltzeichen für WRM

Nachgelagerte Maßnahmen
Kommunalabwasser und Niederschlagswasser

- Vierte Reinigungsstufe
- Weitergehende zentrale Behandlung von Niederschlagswasser
- Weitergehende dezentrale Behandlung von Niederschlagswasser
- Weitergehende zentrale Behandlung von Mischwasserabflüssen
- Getrennte Sammlung/Entsorgung von Röntgenkontrastmitteln

Industrieabwasser

- HazBREF (EU-Projekt: Hazardous industrial chemicals in the Industrial Emissions Directive's reference documents)
- Freiwillige Initiativen zum phasing out bestimmter Chemikalien
- Forschungsvorhaben zur systematischen Untersuchung relevanter Branchen hinsichtlich
- chemischer Additive zur Weiterentwicklung der Anforderungen in der AbwV

Hieraus wird deutlich, dass es sich bei der Vermeidung und Verminderung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Umwelt und die Gewässer um eine komplexe, gesamtgesellschaftliche Aufgabe handelt, zu der die Wasserwirtschaft oder der einzelne Klärwerksbetreiber nur einen Teilbeitrag liefern kann.

2.3 Überblick technischer Maßnahmen in der Abwasserreinigung

Wie bereits oben beschrieben handelt es sich bei den im Abwasser und im Gewässer gefundenen Mikroschadstoffen nicht um eine bestimmte, chemisch verwandte Stoffgruppe. Sie stammen aus zahlreichen Anwendungen von Industriechemikalien über Arzneimittel bis zu Pflanzenschutzmitteln und haben dementsprechend sehr unterschiedliche Stoffeigenschaften, die eine gezielte Elimination der Mikroschadstoffe erschweren und zusätzliche Behandlungsstufen erforderlich machen.

„Mit dem heutigen Stand der Technik (mechanische, biologische und chemische Verfahren) der Kläranlagen ist die Elimination verschiedener Mikroverunreinigungen ungenügend. Selbst durch Optimierung des Betriebs kann die Elimination nur unwesentlich erhöht werden. Die Einführung der Nitrifikation (SdT in Deutschland) brachte eine durchschnittliche Steigerung der Elimination der Mikroverunreinigungen von ca. 20 % auf ca. 40 %, wie Margot et al. (2010) für 41 Stoffe zeigten. Allerdings bestehen sehr große Unterschiede zwischen leicht und schwer abbaubaren Stoffen (Abegglen und Siegrist, 2012; Margot et al., 2011). Bei Einsatz eines Membranbioreaktors (MBR) kann auf Grund des höheren Schlammalters eine verbesserte Elimination erreicht werden. Sie reicht jedoch nicht aus, um die Qualität der Gewässer nachhaltig zu verbessern.“ (UBA 2015)

Einzelne Stoffe wie Coffein oder Ibuprofen können im Zulauf jeder Kläranlage nachgewiesen werden, werden aber bereits im normalen Belebtschlammverfahren sehr gut entfernt. Andere Stoffe sind zwar grundsätzlich biologisch abbaubar oder können durch Adsorption an die Biomasse aus dem Abwasser entfernt werden. Hier reichen die Reaktionsraten und Aufenthaltszeiten in herkömmlichen Kläranlagen jedoch nicht aus um eine ausreichende Reduzierung im Ablauf zu erzielen (Joss und Ternes 2008; Ternes, Joss, und Oehlmann 2015; Falås et al. 2016).

Zuletzt gibt es auch Stoffe, wie z.B. das Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure die mit keinem der nachfolgend vorgestellten Verfahren zufriedenstellend entfernt werden. Für diese Stoffe können lediglich Maßnahmen bei der Herstellung oder dem Einsatz dieser Stoffe verhindern, dass diese in das Abwasser und anschließend in die Gewässer gelangen.

Für die meisten anderen Stoffe haben sich daher in den letzten Jahren verschiedene Verfahren als wirksam erwiesen, die sich z.T. bereits in der Trinkwasseraufbereitung bewährt haben. Sie lassen anhand der vorherrschenden Wirkungsmechanismen grob in folgende Gruppen aufteilen:

- Oxidative Verfahren zur chemischen Zerlegung der Mikroschadstoffe
- Adsorptive Verfahren zur Adsorption der Mikroschadstoffe an Aktivkohle oder andere Adsorbentien
- Filtrationsverfahren, die unter anderem Mikroschadstoffe zurückhalten
- Biologische Verfahren mit teilweise deutlich eingeschränkter Wirksamkeit

Einzelne Verfahren sind in der untenstehenden Abbildung aufgeführt. Daneben existieren auch Verfahren, die auf einer Kombination der oben dargestellten Grundprinzipien beruhen. Von den hier dargestellten Verfahren haben derzeit bei der großtechnischen Umsetzung nur

die Ozonung und die Adsorption an Aktivkohle eine herausragende Bedeutung. Diese Verfahren werden in der Regel als nachgeschaltete Reinigungsstufen zu einer weitgehenden biologischen Reinigung des Abwassers oder in Kombination mit einer biologischen Reinigungsstufe eingesetzt.

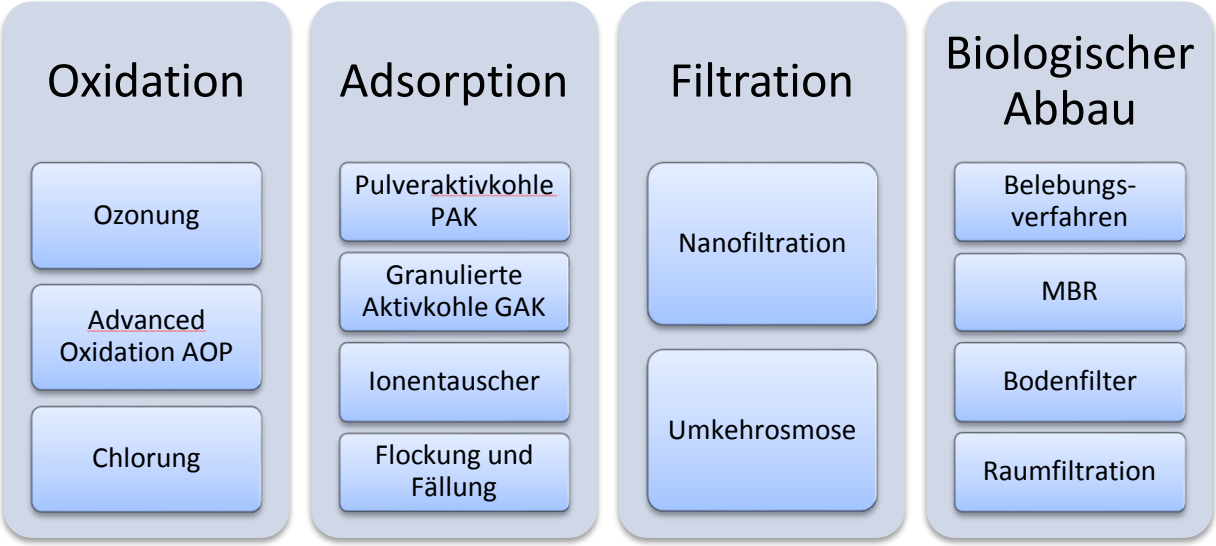


Abbildung 8: Verfahren der Spurenstoffentfernung aus Abwasser

2.4 Adsorptive Verfahren

2.4.1 Grundlagen der Adsoprtion

Die Tendenz fluider Komponenten (Flüssigkeiten oder Gase) sich an festen Oberflächen anzureichern wird als Adsorption bezeichnet. Die Adsorption findet ihre technische Anwendung insbesondere bei Trennprozessen, bei heterogen katalysierten Reaktionen, bei Analyseverfahren wie der Chromatographie, sowie bei Prozessen, bei denen die Benetzung eine wichtige Rolle spielt (Flotationsverfahren, Schmierung aufeinander gleitender Werkstücke u.a.). Man kann zwischen physikalischer und chemischer Adsorption unterscheiden. Während die chemische Adsorption (Chemisorption) für die heterogene Katalyse große Bedeutung besitzt, ist für Stofftrennungen die physikalische Adsorption (Physisorption) dominierend.

Sehr viele feste Stoffe haben die Fähigkeit, an ihrer Oberfläche Moleküle aus der umgebenden fluiden Phase zu binden. Diese Feststoffe heißen Adsorbens (Adsorptionsmittel); die adsorbierte Komponente wird vor der Adsorption als Adsorptiv und im adsorbierten Zustand als Adsorbat bezeichnet. Im Gegensatz zu den Dampf-Flüssig-Gleichgewichten ändern sich die Eigenschaften wie Druck und Dichte kontinuierlich mit der Entfernung von der Adsorbensoberfläche. Daher muss eine geeignete Grenze zur Beschreibung der Adsorbatphase definiert werden. So geht Langmuir von einer monomolekularen Schicht des Adsorbats auf dem Adsorbens aus, das heißt, dass auf jedem zur Adsorption fähigen Platz (aktives Zentrum) nur ein Molekül des Adsorptivs gebunden ist. Daneben kann es aber auch zur mehrschichtigen Adsorption und (in Abhängigkeit von der Porenstruktur) zur

Kapillarkondensation kommen, die sich mit dem einfachen Modell von Langmuir nicht mehr zufriedenstellend beschreiben lassen.

Da die Adsorption ein Grenzflächenphänomen ist, haben im Allgemeinen nur Feststoffe mit großer innerer Oberfläche eine für technische Belange ausreichende Adsorptionskapazität. Man verwendet Adsorbentien, deren Gefüge von vielen kanal-förmigen Hohlräumen (Poren) durchsetzt ist, so dass eine im Vergleich zur äußeren Oberfläche sehr große innere Oberfläche resultiert. Das Porensystem ist in der Regel verzweigt; die Porenradien unterliegen meist einer Verteilung. Darüber hinaus muss das Adsorbens die benötigte mechanische Stabilität aufweisen; die Größe und die Formgebung werden durch reaktionstechnische und strömungsmechanische Vorgaben optimiert.

Man kann zwischen polaren (hydrophilen) und unpolaren (hydrophoben) Adsorptionsmitteln unterscheiden. Zu den **hydrophilen Adsorptionsmitteln** werden Silicagel, Aluminiumoxid, Zeolithe und einige Tonarten gezählt. Diese eignen sich insbesondere für die Abtrennung polarer Komponenten. Darüber hinaus wirken Zeolithe durch das geordnete Porenkanalsystem (u.a. definierte Porenöffnungen) formselektiv und gewährleisten sterische Effekte. Zu den **hydrophoben Adsorbentien** zählen die aus kohlenstoffhaltigen Komponenten erhaltenen Adsorptionsmittel, wie z. B. Aktivkohle und Kohlenstoffmolekularsiebe. So wird Aktivkohle aufgrund der hydrophoben Eigenschaften zur Entfernung von wenig polaren Schadstoffen aus dem Abwasser eingesetzt (Brehm o. J.).

Adsorption ist grundsätzliche kein unumkehrbarer Prozess. Die technische Adsorptionsleistung hängt neben den Eigenschaften von Adsorbens und Adsorbat auch von den Milieubedingungen (pH-Wert, Temperatur ab). Änderungen der Milieubedingungen können daher zu einer Desorption führen. Zudem können verschiedene Stoffe um die Absorptionsplätze konkurrieren, so dass bei hinzutreten besser adsorbierbare Stoffe schlechter adsorbierbare Stoffe wieder freigesetzt werden.

2.4.2 Aktivkohleadsporption von Abwasser

Adsorptionsverfahren mit Aktivkohle sind bereits seit Jahrzehnten in der Wasseraufbereitung etabliert (Perrich, 1981). Die Aktivkohle besteht aus organischem Ausgangsmaterial fossilen oder nachwachsenden Ursprungs, welches in der Regel in einem thermischen Verfahren aktiviert wird. Die so entstehende Aktivkohle ist hoch porös und verfügt über eine sehr große innere Oberfläche (ca. 500–1500 m²/g), an der die Wasserinhaltsstoffe adsorbieren können.

Im Wasser enthaltene Stoffe werden über Vorgänge des Flüssigkeitstransportes, der Diffusion, des Porentransportes und zuletzt der physikalischen und in geringem Umfang auch der chemischen Adsorption in der Aktivkohle angelagert.

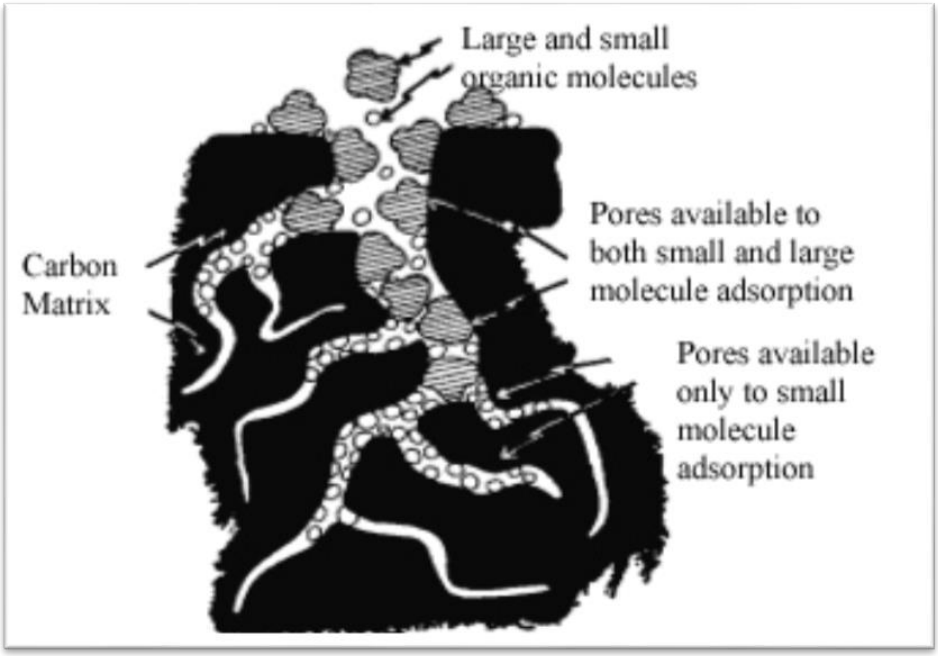


Abbildung 9: Aktivkohlepartikel (Culp und Culp 1974)

Die Wirksamkeit der Aktivkohle im Wasser ist dabei von einer Reihe von Einflussfaktoren abhängig:

- Art und Beschaffenheit der Aktivkohle.
- Art der chemischen Verbindung, welche entfernt werden soll. Verbindungen mit hohem Molekulargewicht und geringer Löslichkeit werden in der Regel besser adsorbiert als gut lösliche Verbindungen,
- Konzentration der Verbindung, welche entfernt werden soll. Je höher die Konzentration im Wasser ist, desto größer ist auch die Aufnahme durch die Aktivkohle,
- Vorhandensein anderer organischer Komponenten, welche um die verfügbaren Adsorptionsstellen der Aktivkohle konkurrieren,
- pH-Wert des zu reinigenden Wassers,
- Temperatur des Wassers.

Die unerwünschten Mikroschadstoffe, aber auch andere Abwasserinhaltsstoffe lagern sich an die Oberfläche der Aktivkohle an und verbleiben dort. Dabei wird in der Regel keine chemische Bindung hergestellt, sondern die adsorbierten Stoffe lediglich durch eher schwache elektrostatische Wechselwirkungen an die Oberfläche angelagert. Die Zahl der freien Adsorptionsplätze der Aktivkohle ist darüber hinaus endlich, so dass die Beladungskapazität der Aktivkohle sich im Laufe der Anwendung erschöpft. Wie schnell diese Erschöpfung eintritt ist unter anderem abhängig von der Art der zu adsorbierenden Stoffe. Der Prozess der Adsorption ist darüber hinaus auch nicht unumkehrbar. Ändern sich die Milieubedingungen im Adsorptionsreaktor oder treten Stoffe hinzu die bereitwilliger adsorbiert werden können auch Effekte der Desorption auftreten.

Als Ausgangsmaterial für die Aktivkohleherstellung kommen verschiedene nachwachsende Materialien wie Kokosnussschalen, Fruchtkerne oder Holz, aber auch fossile Rohstoffe wie Torf, Holz- Braun- oder Steinkohle in Frage. Bei der Aktivierung werden die leicht flüchtigen

Bestandteile verbrannt und unter Einwirkung von Wasserdampf die poröse Struktur erzeugt. Für die Herstellung von 1 kg Aktivkohle werden etwa 3-5 kg Rohkohle und beträchtliche Mengen Energie benötigt. Der Einsatz von Aktivkohle ist daher auch im ökologischen Gesamtzusammenhang zu sehen und zu hinterfragen. Die Aktivierungsparameter und das Ausgangsmaterial bestimmen maßgeblich die Struktur und Porengrößenverteilung der fertigen Aktivkohle und damit die Adsorptionseigenschaften.

Die Adsorptionseigenschaft der ausgewählten Kohle für die zu adsorbierenden Stoffe können anhand von Laborversuchen im Vorfeld ermittelt und mittels sogenannter Adsoprtionsisotherme beschrieben werden. Für viele chemische Einzelsubstanzen sind die Adsorptionsistotherme bekannt. Auf dieser Basis ist es grundsätzlich möglich geeignete Kohlen auszuwählen die eine möglichst hohe Beladung erreichen und so einen wirtschaftlichen Betrieb gewährleisten.

Dies gilt aber für die kommunale Abwasserreinigung nur sehr eingeschränkt, da hier eine möglichst breite Palette von Stoffen gut adsorbiert werden soll die zudem im Abwasser in wechselnden Zusammensetzungen und Konzentrationen vorliegen. So wird zum Beispiel für einige Stoffe die maximale Beladung viel früher erreicht als für andere. Insgesamt lassen sich daher nur durchschnittliche Eliminationsraten und Standzeiten für alle Mikroschadstoffe erzielen, und es ist im Einzelfall abzuwägen welche Substanzen zur technischen Steuerung des Prozesses maßgeblich sind.

In einer Untersuchung zu Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt wurden an der Universität Stuttgart 2003 beispielhaft die Adsorptionseigenschaften verschiedener Arzneimittel vergleichend untersucht. Untenstehend sind die Ergebnisse der Untersuchungen für die Schmerzmittel Diclofenac, Bezafibrat und Ibuprofen sowie die Röntgenkontratsmittel Iopromid und Iopamidol zitiert:

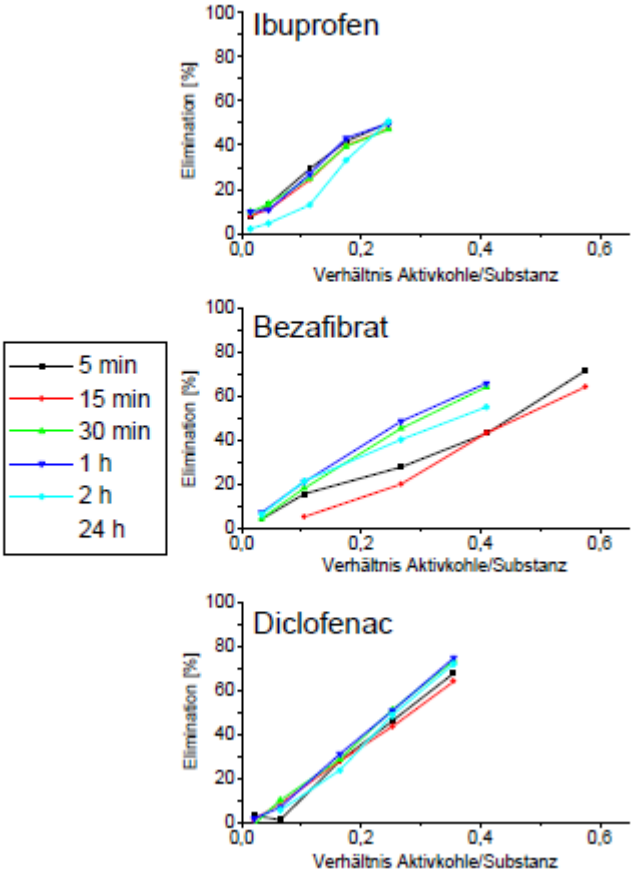


Abbildung 10: Elimination von Diclofenac, Bezafibrat und Ibuprofen

Nach 15 Minuten Kontaktzeit ist das Adsorptionsgleichgewicht bei der Bezafibratlösung noch nicht erreicht (siehe Abbildung […]). Bei Diclofenac und Ibuprofen erfolgt im Gegensatz zu Bezafibrat die Gleichgewichtseinstellung sehr schnell, nahezu unabhängig von der Kontaktzeit und dem Verhältnis Aktivkohlemenge/Substanz. Nach Erreichen des Adsorptionsmaximums (2 Stunden) treten bei Diclofenac nur geringe Desorptionsvorgänge auf, während bei Bezafibrat diese ausgeprägter sind und mit zunehmender Aktivkohlemenge mehr an Einfluss gewinnen. Bei Ibuprofen setzt bei einem Aktivkohle/Substanz-Verhältnis von 0,04 bis 0,17 die Desorption nach einer Stunde ein. Die insgesamt bessere Elimination von Ibuprofen lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass die Substanz ein geringes Volumen einnimmt und eine niedrige Molmasse aufweist. Das an zweiter Stelle liegende Diclofenac ist zwar größer und schwerer, besitzt aber zwei zur Wechselwirkung mit der Aktivkohleoberfläche befähigte aromatische Systeme. Bezafibrat weist auch zwei aromatische Systeme auf, der Adsorptionsvorgang ist aber möglicherweise durch die aufwändigere räumliche Struktur erschwert.

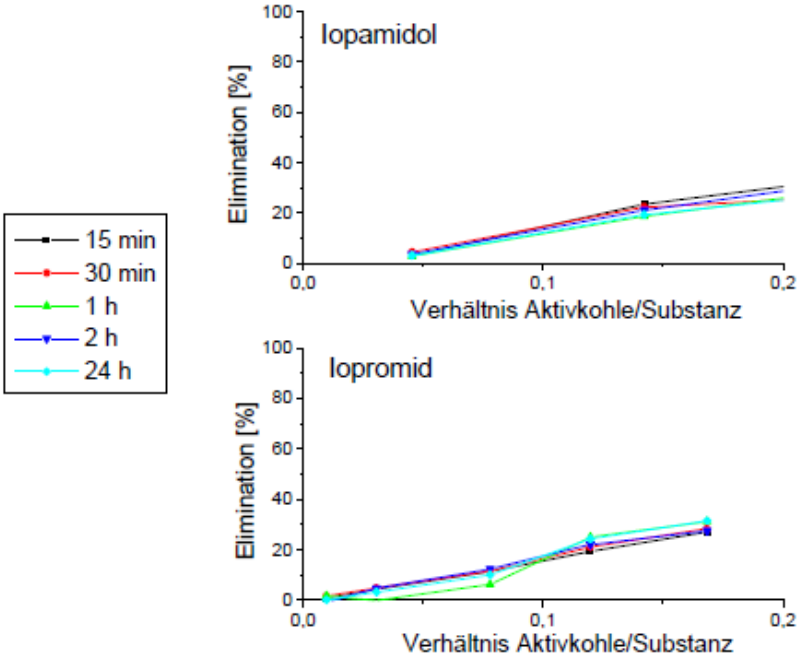


Abbildung 11: Elimination der Röntgenkontratsmittel Iopromid und Iopamidol

Die beiden Röntgenkontrastmittel besitzen ein hohes Molekulargewicht und eine nahezu identische Struktur; bei ihrem Adsorptionsverhalten sind aber dennoch gewisse Unterschiede festzustellen. Die Elimination von Iopromid liegt bei nahezu allen Kontaktzeiten im Mittelfeld der Gesamtzahl der untersuchten Verbindungen. Iopamidol gehört dagegen zu den schlechter eliminierenden Substanzen. So wird z.B. bei einem Aktivkohle/Substanz-Verhältnis von ca. 0,35 Diclofenac zu etwa 70 % eliminiert, das Röntgenkontrastmittel Iopamidol zu etwa 40 %.

Abschließend kommen die Autoren hinsichtlich der technischen Anwendung der Aktivkohleadsorption zu folgendem Ergebnis:

Die im Labor ermittelten Eliminierungsraten können im Kläranlagenprozess u.U. nicht erreicht werden, da hier die Spurenstoffe in erheblich niedrigeren Konzentrationen vorliegen (ng/l bis µg/l im Abwasser, µg/l bis mg/l im Laborversuch). In diesen Konzentrationsbereichen kann die Adsorption der Spurenstoffe unterschiedlich verlaufen und das Verhältnis von Spurenstoff zu Begleitstoffen ist unter realen Bedingungen ein ganz anderes. Die Begleitsubstanzen können bei der Adsorption effektiv konkurrieren, weil sie in höheren Konzentrationen vorliegen oder möglicherweise eine größere Affinität zur Aktivkohle aufweisen. Weniger stark an die Aktivkohleoberfläche adsorbierte Substanzen werden durch solche verdrängt, die eine höhere Affinität zum Adsorbens haben. Sinkt jedoch die Konzentration der stärker adsorbierten Stoffe unter die Adsorptionsgleichgewichtskonzentration ab, kommt es zur erneuten Gleichgewichtseinstellung unter Freisetzung dieser Substanzen. Schwebstoffe können die Poren der Aktivkohle blockieren und damit deren Adsorptionskapazität herabsetzen. Mit einer Vorbehandlung zur Reduktion des

Schwebstoffgehalts kann dieses Problem verringert werden. Der pH, die Temperatur und die Viskosität des Abwassers spielen ebenfalls eine Rolle. Der pH-Wert modifiziert die Oberflächeneigenschaften der Aktivkohle, zum anderen kann er die Affinität der Substanz zum Adsorbens verändern. Die Adsorptionskapazität des Adsorbens wird generell durch Volumen und Oberfläche dominiert. Für den Adsorptionsvorgang sind aber auch die Partikelgröße der Aktivkohle, ihre Vorbeladung und ihre materialspezifischen Eigenschaften sowie die Affinität der Substanz zum Adsorbens entscheidend. Die Adsorptionsfähigkeit einer Verbindung wird durch substanzspezifische Eigenschaften wie Polarität, Struktur, Molekülgröße und Löslichkeit festgelegt. Die Bindung der Teilchen an die Aktivkohle ist z.T. reversibel und eine Desorption ist demzufolge möglich. Prinzipiell sollte beim Einsatz der Aktivkohle in der Abwassertechnik berücksichtigt werden, dass die Desorption von adsorbierten Verbindungen durchaus möglich ist und in der Natur des Prozesses liegt. Die optimalen Kontaktzeiten, die für eine maximale Elimination der Verbindungen notwendig wären, variieren zum einen für die unterschiedlichen Spurenstoffe, zum anderen überschreiten sie oft die maximal mögliche Verweilzeit im Kontakt- und Ausgleichsbecken. Die Eliminierungsleistung adsorptiver Behandlungsstufen im Klärprozess wird somit zum einen von der Abwasserzusammensetzung, der Betriebsführung und den Eigenschaften des Adsorbens bzw. der Substanz bestimmt. Dieses komplexe Ineinandergreifen verschiedenster Bedingungen erschwert die Optimierung des adsorptiven Prozesses für spezielle organische Spurenstoffe. Eine gleichzeitige Verbesserung der Elimination aller im Abwasser vorkommenden Substanzen mit nur einem Abwasserreinigungsschritt dagegen ist nahezu unmöglich. Auch die Nachbehandlung des Kläranlagenablaufs mit Aktivkohleadsorption bietet also keine allumfassende Lösung für das Problem der Restemission von organischen Spurenstoffen in die aquatische Umwelt. Die Zielvorstellungen und Erwartungen, die mit dem Einsatz der Aktivkohletechnik verknüpft sind, sind aus den oben genannten Gründen hoch gesteckt. Eine gezielte Entfernung der Vielfalt der Spurenstoffe erscheint derzeit nur durch Kombination verschiedener Verfahrensschritte möglich.

Aktivkohle wird für verschiedene Einsatzbereiche in verschiedenen Formen und Körnungen angeboten.

Tabelle 3: Handelsformen und Einsatzgebiete von Aktivkohle

Pulveraktivkohle	Flüssigkeitsreinigung von • Abwasser • Grundwasser • Schwimmbadwasser • Salzlösungen • Anorganische und organische Säuren in der Chemie und Pharmaindustrie • Galvanotechnik • Entfärbung • Schönung von Getränken • Lebensmittelindustrie
Granulierte Aktivkohle	Flüssigkeitsreinigung von • Abwasser

	• Grundwasser • Schwimmbadwasser (Entchlorung, Entozonung) • Trinkwasser • Aquaristik • Galvanotechnik • Schönung von Getränken
Pellets	Abluftreinigung Gasreinigung Lösemittelrückgewinnung

Für die Abwasserreinigung kommen sowohl der Einsatz von Pulveraktivkohle als auch von granulierter Aktivkohle in Frage. Da sich die technischen Verfahren grundlegend unterscheiden, werden sie in den folgenden Kapiteln getrennt behandelt.

2.4.3 Pulveraktivkohle

Der Einsatz von Pulveraktivkohle zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen wurde bereits in einigen Forschungs- und Pilotvorhaben untersucht. Dabei haben sich verschiedene Möglichkeiten zur Einbindung einer PAK-Stufe in den bestehenden Kläranlagenprozess bewährt, die nachfolgend erläutert werden.

Allen PAK-Prozessen gemein ist die die Anlieferung, Lagerung und Dosierung der PAK. Bei den für Kläranlagen üblichen Einsatzmengen bietet sich die Anlieferung in trockener Form mit Silofahrzeugen. Mit Druckluft wird das Kohlepulver in ein Lagersilo gefördert, das idealerweise mindestens 40m³ (ein Silofahrzeug) fasst, um die Häufigkeit der Lieferungen zu begrenzen. Bei geringen Bedarfsmengen ist eine Anlieferung in Bigbags oder Säcken ebenfalls üblich.
Pulverkohlen werden in der Regel im Einrührverfahren eingesetzt. Zur Vermeidung von Staubbildung kann die Aktivkohle mit der zu reinigenden Flüssigkeit angemischt werden und dann in den Reaktionsbehälter gepumpt werden. Trockene Aktivkohle lässt sich nur schwer mit Wasser mischen und schwimmt bei ungenügender Benetzung auf. Daher wird die benötigte Menge aus dem Lagersilo zuerst in eine Befeuchtungsvorrichtung dosiert und mit Betriebswasser (bzw. gereinigtem Abwasser) eine Kohlesuspension erzeugt. Diese kann dann an gewünschter Stelle dem Abwasserstrom beigemischt werden.
Für die Dosierung der PAK in die Befeuchtungsvorrichtung kommen volumetrische und gravimetrische Dosiervorrichtungen in Frage. Beide Dosiertechniken wurden bereits erfolgreich auf Pilotanlagen eingesetzt.
Aufgrund der aufwändigen Dosiertechnik könnte auf kleinen Kläranlagen der Einsatz teurer, vorbefeuchteter PAK wirtschaftlicher sein. Diese wird i.d.R. in Bigbags geliefert und kann einfachen Mitteln direkt verwendet werden.
Generell ist bei der Planung der Lager- und Dosiervorrichtungen zu beachten, dass die Aktivkohlesuspension stark basisch ist und abrasiv wirkt.
Bei den wiederholt zum Einsatz kommenden Wäge- und Dosiereinrichtungen für die Pulveraktivkohle ist ein hoher Aufwand für die Wartung zu berücksichtigen.
Beim Umgang mit Pulveraktivkohle sind außerdem besondere Sicherheitsvorkehrungen und Arbeitsschutzmaßnahmen zu beachten.

PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken und separatem Schlammkreislauf

PAK-Verfahren mit separatem Schlammkreislauf profitieren, wie alle Prozesse zur Mikroschadstoffelimination, von möglichst gut vorgereinigtem Abwasser und werden daher nach der Nachklärung in den Kläranlagenprozess eingebunden. Wichtigstes Merkmal dieser PAK-Variante ist die Kreislaufführung der Aktivkohle in einem separaten Kontaktbecken und anschließender Sedimentation, wodurch ein hoher Ausnutzungsgrad und eine definierte Kontaktzeit erreicht werden.

Hierzu wird der Ablauf aus dem Nachklärbecken in einen Kontaktreaktor geführt und mit der PAK-Suspension vermischt. Die Kohlesuspension ist im Kontaktreaktor durch Rührwerke oder konstruktive Gestaltung des Beckens in Schwebe zu halten. Nach einer Aufenthaltszeit von ca. 20-30 min wird die PAK-Suspension in ein Sedimentationsbecken geleitet und der größte Teil der Aktivkohle vom Abwasserstrom getrennt. Um den Absetzprozess zu unterstützen ist die Zugabe von Flockungsmitteln und Flockungshilfsmitteln erforderlich. Dennoch verbleibt ein Teil fein suspendierter PAK im Abwasserstrom und muss mit geeigneten Filtern zurückgehalten werden. Eine nachgeschaltete Filtrationsstufe erscheint daher nach derzeitigem Kenntnisstand als obligatorisch und dient als zusätzliche Barriere (Sicherheitsstufe) um den unerwünschten Austrag beladener Aktivkohle zu vermeiden. Nach dem ersten Durchfließen des Kontaktbeckens besitzt die PAK noch eine restliche Beladungskapazität, die durch eine Rezirkulation in das Kontaktbecken ausgenutzt wird. Um im Kontaktbecken einen konstanten PAK-Gehalt einzustellen wird ein Teil des PAK-Schlammes als Überschussschlamm abgezogen und in die biologische Reinigungsstufe zurückgeführt. Die PAK wird dort in den Belebtschlamm mit eingebunden und wird der vorhandenen Schlammbehandlung und -entwässerung zugeführt.

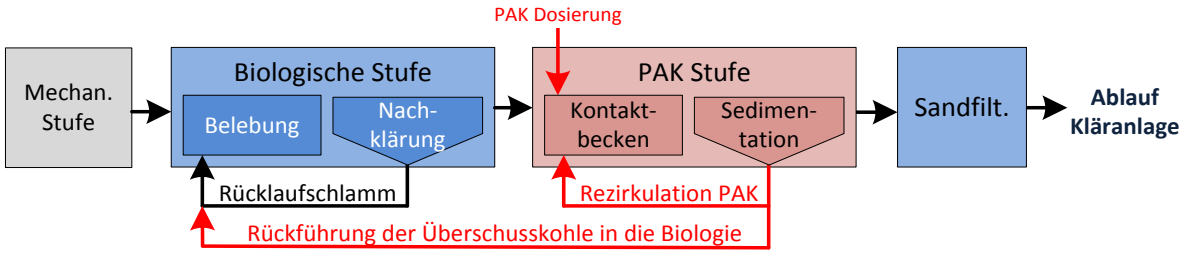


Abbildung 12: PAK Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf, nachgeschalteter Sedimentation und Filtration

Als nachgeschaltete Filtration kann dabei zum Beispiel eine bereits vorhandene Sandfiltration genutzt werden (vgl. Kläranlage Dülmen). In verschiedenen Forschungsvorhaben wurde die Eignung unterschiedlicher Filtrationsverfahren als nachgeschaltete Sicherheitsstufe untersucht. Die meisten Betriebserfahrungen liegen für klassische, regelmäßig rückgespülte Sandfilter vor. Daneben wurden in einigen Forschungsvorhaben alternative Filtrationsverfahren wie Fuzzy-Filter (Versuchsanlage Barntrup) oder Tuchfilter (Kläranlage Lahr) erfolgreich eingesetzt. Je nach Art und Eignung des Filters werden auch Ansätze verfolgt auf ein Sedimentationsbecken zu verzichten und stattdessen die PAK direkt im Filter abzuscheiden. Auf der Kläranlage Neuss-Ost wurde hierzu eine Membranfiltration zur Abtrennung des PAK-Schlammes getestet (Sweco, 2017).

Der so abgeschiedene, mit Mikroschadstoffen beladene Aktivkohleschlamm muss für eine spätere Entsorgung entwässert werden. Eine separate Entwässerung des Aktivkohleschlamms erscheint nach derzeitigem Kenntnisstand nicht wirtschaftlich, daher wird die überschüssige Pulverkohle aus dem internen Schlammkreislauf der Adsorptionsstufe entnommen und der vorgelagerten biologischen Behandlungsstufe zugeführt, wo sie dann der gemeinsamen gemeinsam mit dem biologischen Überschussschlamm Schlammbehandlung zugeführt wird. Bei der Anlagenauslegung und im praktischen Betrieb ist bei dieser Vorgehensweise beachten, dass der inerte Anteil des belebten Schlammes erhöht wird.

PAK-Dosierung in das Belebungsbecken (ohne separaten Schlammkreislauf)

Die Dosierung von PAK in das Belebungsbecken ist eine Möglichkeit zur Mikroschadstoffelimination, die auf vielen Anlagen mit sehr geringem Aufwand nachgerüstet werden kann. Sofern eine Sandfiltration nach den Nachklärbecken bereits vorhanden ist, muss lediglich ein PAK-Silo mit einer Dosiereinrichtung aufgestellt werden.

Nachteil dieser Variante ist die organische Hintergrundbelastung, die in der Belebung höher ist als im Ablauf der Nachklärung.

Für die Ausnutzung der Beladungskapazität der Aktivkohle ist spielt die organische Hintergrundbelastung eine große Rolle. Sind mehr gelöste organische Stoffe im Abwasser vorhanden, wird die Aktivkohle auch vermehrt mit diesen nicht-Zielstoffen beladen. Daher ist bei dieser Verfahrensvariante eine höhere Dosiermenge erforderlich, um das gleiche Reinigungsergebnis zu erzielen. Die Versuche auf der Kläranlage Flos in der Schweiz haben gezeigt, dass auch im Verlauf der Belebungsstufe ein deutlicher Gradient im gelösten, organischen Kohlenstoff (DOC – dissolved organic carbon) vorhanden ist (Frank et al 2015). Daher erscheint die Dosierung in den hinteren Teil der Belebung sinnvoll.

Dennoch sollte eine Kontaktzeit von mindestens 30 Minuten gewährleistet werden, um eine weitgehende Beladung der Aktivkohle in dem Bereich mit der schwächeren Hintergrundbelastung zu ermöglichen.

Der größte Teil des weitgehend beladenen PAK-Schlammes sedimentiert anschließend zusammen mit dem Belebtschlamm in der Nachklärung und wird mit dem Rücklaufschlamm in den Zulauf der Belebung zurückgeführt. Die beladene Aktivkohle wird, analog zum Verfahren mit separatem Schlammkreislauf, mit dem Überschussschlamm der Schlammbehandlung zugeführt.

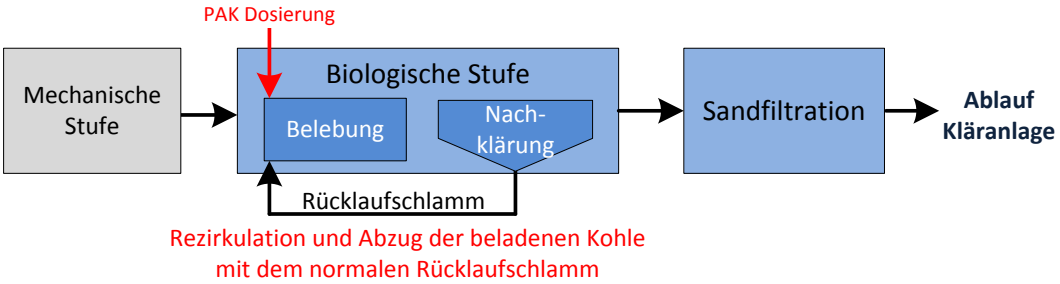


Abbildung 13: PAK Dosierung in Belebungsbecken

Bei den meisten Verfahrensvarianten mit PAK-Einsatz wird der PAK-Schlamm anschließend zusammen mit dem Überschussschlamm abgezogen und der (anaeroben) Schlammbehandlung zugeführt. Bei einer Dosierung von 10 mgPAK/l erhöht sich die Schlammmenge (PS+ÜS) um ca. 10 Prozent. Abgesehen von dem leicht erhöhten

Schlammanfall sind bei halbtechnischen Versuchen keine nennenswerten negativen Auswirkungen auf die Schlammbehandlung festgestellt worden. Sowohl Gasausbeute als auch die Entwässerbarkeit unterscheiden sich nicht wesentlich von Faulschlamm ohne PAK. Auch eine vermehrte Rücklösung von Spurenstoffen aus der PAK durch die anaerobe Behandlung ist nicht zu erwarten. Die Rückbelastung durch Mikroschadstoffe aus der Schlammbehandlung lag bei den Versuchen von Meckes et al. 2014 unter 2% der Zulaufkonzentration zur Belebungsstufe (Meckes, Metzger, und Kapp 2014).

Aufgrund der zusätzlichen Belastung des Klärschlammes mit beladener Aktivkohle ergeben sich grundsätzlich zusätzlichen Einschränkungen bei der Entsorgung bzw. Verwertung des Klärschlammes. Für eine unmittelbare landwirtschaftliche oder landbauliche Verwertung des Klärschlammes stellt diese Belastung ein zusätzliches Hindernis dar. Diese Verwertungswege sind aufgrund gestiegener rechtlicher Anforderungen rückläufig und zukünftig in Deutschland nicht mehr zulässig. Beim Erftverband werden die anfallenden Klärschlamme bereits seit vielen Jahren ausschließlich thermisch verwertet. Der Zusatz von Aktivkohle könnte sich hierbei durch einen leicht erhöhten Heizwert positiv auswirken.

2.4.4 Granulierte Aktivkohle

Als weiteres Verfahren mit Nutzung von Aktivkohle hat sich die Filtration durch granulierte Aktivkohle in mehreren Pilotanlagen als mögliche Alternative erwiesen. Die Technik gehört in der Trinkwasseraufbereitung zu den Standardverfahren und muss für die Anwendung in der Abwassertechnik nur wenig angepasst werden. Als Ausgangsmaterial kommen, wie bei der PAK, fossile Rohstoffe wie Braunkohle oder Steinkohle, aber auch erneuerbare Rohstoffe wie Holz, Fruchtkerne, Nuss oder Kokosnussschalen in Frage. Es kommen zumeist Aktivkohlekörner mit Größen von 0,5 bis 3 mm Durchmesser zum Einsatz, die in mehreren Filterkammern als Schüttung vorliegen. Die Filterkammern werden in der Trinkwasseraufbereitung meist als Stahlkessel ausgeführt, aber auch die in der Abwasserfiltration üblichen Betonkammern wurden bereits erfolgreich mit GAK befüllt und betrieben. Grundsätzlich kommen sowohl aufwärts als auch abwärts durchströmte Filter in Frage. Diese werden in regelmäßigen Abständen oder bei Erreichen eines maximalen Filterwiderstandes zurückgespült, um zurückgehaltene Feststoffe auszutragen oder das Wachstum von Biofilmen zu kontrollieren. Ohne eine solche Rückspülung und damit die Auflockerung des Filterkörpers, würde der Filter ungleichmäßig durchströmt oder vollständig verblocken.

Als Sonderform können auch kontinuierlich gespülte Filter (z.B. Dynasand, Dynacarbon) mit GAK befüllt werden. Aus verfahrenstechnischer Sicht sind diese als Adsorber jedoch weniger empfehlenswert, da das Filterbett verfahrensbedingt vollständig durchmischt ist und eine weniger hohe Beladung der Aktivkohle erlaubt.

Die Adsorption der Mikroschadstoffe und anderer organischer Substanzen erfolgt durch den Kontakt des belasteten Abwassers mit dem Aktivkohlekorn. Dabei stellt sich ein Gleichgewicht zwischen den im Abwasser gelösten Stoffen und den auf der GAK adsorbierten Stoffen ein. Die Beladung des Filters erfolgt daher zunächst von der Seite, von der der Filter durchflossen wird unter Ausbildung einer Beladungsfront. Wird die Schichtung

der GAK nicht gestört (etwa durch Rückspülung), schreitet diese mit zunehmender Beladung voran. Erreicht die Beladungsfront schließlich die Ablaufseite des Filters kommt es zum Filterdurchbruch – die Kapazität der GAK ist erschöpft.

Unter realen Bedingungen bilden sich je nach Adsorbierbarkeit unterschiedliche Fronten für die verschiedenen Mikroschadstoffe (Chromatographie-Effekt) aus, sodass schlecht adsorbierbare Stoffe wie z.B. Röntgenkontrastmittel früher durchbrechen. Dieser Effekt wird dadurch verstärkt, dass leicht adsorbierbare Stoffe durch schlechter adsorbierbare Stoffe von der Aktivkohle verdrängen können. Zudem kommt es durch die Rückspülung früher zu einer Durchmischung des Filterbettes und einem Verwischen der Beladungsfront. Diese Effekte führen dazu, dass einige Spurenstoffe bereits vor der vollständigen Beladung des GAK-Filters nicht mehr zurückgehalten werden und die Aktivkohle erneuert werden muss.
Die beladene Aktivkohle ist dann einer Reaktivierung zuzuführen. Dabei wird die Aktivkohle erneut hoch erhitzt und die adsorbierten Stoffe ausgetrieben bzw. verbrannt. Infolge der Reaktivierung muss ein Teil der Aktivkohle (ca. 10%), der durch Abbrand oder Siebverluste verloren geht, durch frische Aktivkohle ersetzt werden. Die Adsorptionseigenschaften reaktivierter GAK unterscheiden sich gegenüber denjenigen frischer GAK. Ob die Adsorptionseigenschaften besser oder schlechter werden, kann anhand der vorliegenden Studien nicht abschließend bewertet werden.

Die Reaktivierbarkeit der Aktivkohle und der niedrige Energiebedarf der GAK-Filtration im Betrieb wirken sich, im Vergleich der Mikroschadstoffeliminationsverfahren, positiv auf die CO_2-Emissionen aus.

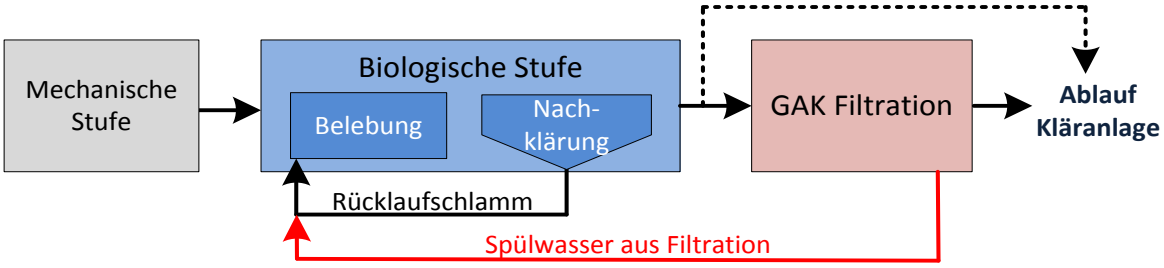


Abbildung 14: Nachgeschaltete GAK Filtration (Mit Bypass zur Teilstrombehandlung)

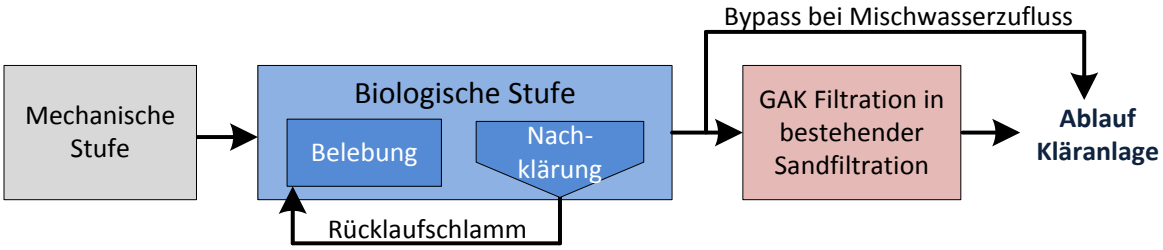


Abbildung 15: Nachgeschaltete GAK-Filtration in bestehender Filtration (wenn P-ÜW auch ohne Filtration eingehalten werden, immer Teilstrombehandlung)

Die Wirtschaftlichkeit der Adsorptionsverfahren hängt im Wesentlichen von der Menge an Aktivkohle ab, die benötigt wird um die Reinigungsanforderungen (z.B. im Mittel 80% Elimination für ausgewählte Mikroschadstoffe) einzuhalten. Um den Einsatz an Kohle und damit den Energieverbrauch für Herstellung und Regeneration einzudämmen erscheint es aus ökologischer Sicht sinnvoll die Ausnutzung / Beladung der Aktivkohle zu maximieren. In

der Trinkwasseraufbereitung hat sich für den Betrieb von GAK Filtern eine betriebswiese etabliert, bei der immer zwei Filter in Reihe geschaltet werden. Zunächst wird dabei der erste Filter beladen. Während dann die Beladungsfront weiter fortschreitet, funktioniert der zweite Filter zunächst als Sicherheitsstufe, die einen Durchbruch der Substanzen in den Ablauf der Filterstufe wirksam verhindert. Sobald die Beladungsfront den zweiten Filter erreicht, wird der erste Filter regeneriert und anschließend wird die Reihenfolge der Filter umgekehrt. So bleibt immer eine vollständige Eliminationsleistung der Filterkolonne gewährleistet. Diese Verfahrensweise ist gut geeignet, wenn die Filter und die ausgewählte Aktivkohle auf die Entnahme einzelner, definierter Substanzen ausgelegt sind und eine hohe betriebliche Sicherheit erwünscht ist. Dies ist in der Trinkwasseraufbereitung der Regelfall.

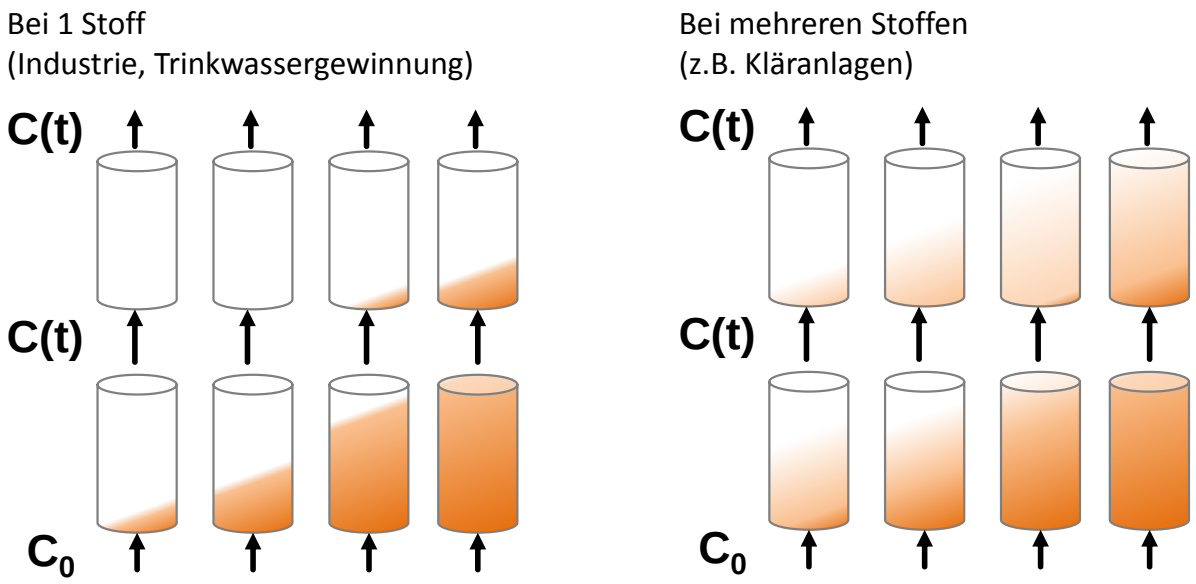


Abbildung 16: Serienschaltung von GAK-Adsorbern in verschiedenen Einsatzfeldern

In der Abwasserbehandlung muss dagegen eine Mischung aus einer Vielzahl von Substanzen mit unterschiedlichen Adsorptionseigenschaften möglichst weitgehend zurückgehalten werden. Hier kann es angeraten sein, mehrere Filter parallel zu betreiben, wobei die Inbetriebnahme zeitversetzt erfolgt, so dass sich die Filter alle in einem unterschiedlichen Beladungszustand befinden und die gewünschte durchschnittliche Eliminationsleistung von z.B. 80% aus der Mischung der Teilströme aller Filter ergibt. Bei Durchbruch eines Filters wird dieser ebenfalls regeneriert. Bei dieser Verfahrensweise kann die Beladungskapazität aller Filter weitgehend ausgenutzt und der Verbrauch an Aktivkohle verringert werden. Rechnerisch ergeben sich so deutliche Vorteile in der Beladungskapazität bei Betrieb von Filterverbünden zwischen 6 und 10 Filterkammern (Benstöm et al. 2016).

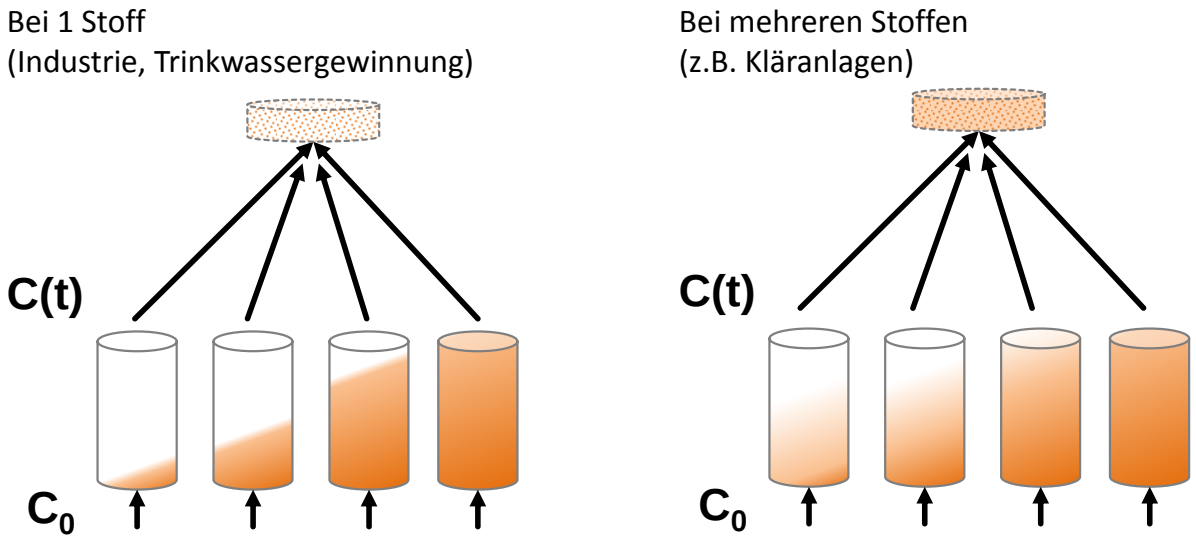


Abbildung 17: Parallelschaltung von GAK-Adsorbern in verschiedenen Einsatzfeldern

In einigen ausgeführten Referenzanlagen wurden vorhandenen Sandfilteranlagen durch Austausch des Filtermaterials und Anpassungen der Filterausrüstung zu GAK Filtern umgerüstet. So ist es prinzipiell möglich vorhandene Baukörper zu nutzen. Bei dieser Vorgehensweise ist aber zu beachten, dass die Filtergeschwindigkeiten bei GAK-Filtern deutlich geringer sind als bei herkömmlichen Sandfiltern. Daher kann, ohne Vergrößerung der Filterfläche, nur noch ein Teilstrom des bisher in der Sandfiltration behandelten Abwassers gereinigt werden. Darüber hinaus ist es aus Gründen der Betriebssicherheit nicht empfehlenswert GAK-Filter mit Klarwasser aus den Nachklärbecken zu beschicken. Feststoffabtrieb aus den Nachklärbecken können die GAK Filter verblocken und zu einer frühzeitigen Erschöpfung der Aktivkohle führen.

2.5 Oxidative Verfahren

Unter oxidativen Verfahren werden Eliminationsverfahren verstanden, bei denen sich die Mikroschadstoffe durch die Zugabe eines Oxidationsmittels chemisch verändern (transformieren). Ziel ist es, Oxidationsprodukte zu generieren, die eine geringere Umweltschädlichkeit aufweisen als deren Ausgangssubstanzen (KOM-M NRW 2018).

2.5.1 Ozonung

Im Mittelpunkt der oxidativen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination steht zurzeit das Verfahren der Ozonung. Hierbei wird dem zu reinigenden Abwasser Ozon zugegeben. Die Ozonung wird dabei aus verfahrenstechnischer Sicht der biologischen Stufe nachgeschaltet. Wichtig ist diesbezüglich eine gut funktionierende Nachklärung. Nur so kann die organische Hintergrundbelastung des zu oxidierenden Abwassers minimiert und damit das Ozon effektiv eingesetzt werden. Andernfalls finden konkurrierende chemische Reaktionen statt, bei denen anstelle der Mikroschadstoffe auch weitere organische Abwasserinhaltsstoffe oxidiert werden. Um die organische Hintergrundbelastung so weit wie möglich zu verringern, kann der Ozonung optional eine Filtration vorgeschaltet werden. Eine vorhandene Filtrationsanlage kann ggf. auch für Kombinationsverfahren oder zur Nachbehandlung eingesetzt werden (KOM-M NRW 2018).

Ozon wird bereits seit vielen Jahren in der Trinkwasseraufbereitung zur Eliminierung unerwünschter Wasserinhaltsstoffe (z.B. Farb-, Geruchs- oder Geschmacksstoffe) und in höheren Dosierungen zur Desinfektion eingesetzt (Langlais et al. 1991).

Das Ozongas ist sehr instabil und wird daher vor Ort aus Sauerstoff hergestellt. Dabei kann reiner Sauerstoff verwendet werden, der in flüssiger Form in Tanks gelagert wird und vor Gebrauch verdampft werden muss. Die Erzeugung von Ozon aus der Umgebungsluft ist auch möglich, aufgrund des hohen Stickstoffanteils (ca. 80%) müssen jedoch Ozonerzeuger und das Eintragssystem für deutlich größere Volumenströme ausgelegt werden. Eine Ozonungsanlage besteht aus mehreren Verfahrenskomponenten (s. Abbildung 18):

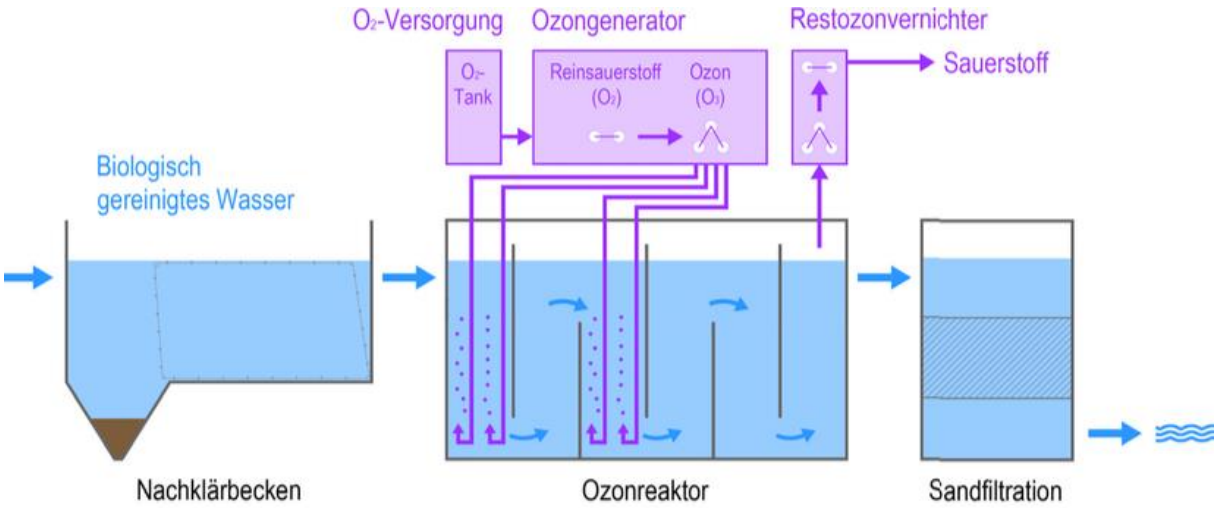


Abbildung 18: Schema der Ozonanlage auf der ARA Neugut (CH), („ARA_Factsheet10_2.pdf“ o. J.)

- Ozonerzeuger: Zur in situ-Ozonproduktion aus Reinsauerstoff oder Trockenluft
- Ozonreaktor: Kontaktbecken, in welches das Ozon über Diffusoren oder Injektoren (Eintragssystem) eingetragen wird und in welchem das Ozon mit den organischen Abwasserinhaltsstoffen reagiert
- Restozonvernichter: Zur Zerstörung des ausgasenden Ozons im Ablauf des Kontaktreaktors
- MSR-Technik: Verschiedene technische Einrichtungen zur Prozessregelung (Steuerung der Ozondosierung, Messung der Ozonkonzentration im Offgas)
- Nachbehandlung: Zur Entfernung der bei der Oxidation entstehenden Transformationsprodukte

Im Ozonerzeuger werden in einem starken elektrischen Feld die O_2-Moleküle zu O_3-Molekülen umgewandelt, die Ausbeute beträgt hierbei jedoch nur ca. 10%. Die elektrische Entladung erfolgt in einem Gasraum zwischen zwei Elektroden, die durch ein Dielektrikum (elektrischer Nichtleiter, durch den elektrische Feldlinien gehen) voneinander getrennt sind.

An einer Elektrode liegt Hochspannung an, während die Gegenelektrode am geerdeten Rückleiter zur Hochspannungsquelle - also dem Transformator - liegt. Den Elektroden wird hochgespannter Wechselstrom zwischen 6.000 und 20.000 Volt zugeführt, wobei das Dielektrikum den Zweck eines Vorschalt-Widerstandes erfüllt und damit den direkten, zum

Kurzschluß führenden Stromübergang von Elektrode zu Elektrode verhindert. Durch den Ringspalt strömende Sauerstoffmoleküle werden durch Elektronenstöße gespalten, wobei Sauerstoffatome oder Ionen entstehen. Diese vereinigen sich mit anderen Sauerstoffmolekülen zu Ozon. Die Ozonkonzentration steigt bei konstanter Luftdurchströmung mit zunehmender Energiezufuhr. Zur Erzeugung von Ozon ist eine relativ hohe Energiemenge erforderlich, die nur zu einem geringen Teil - maximal 5% - für die Ozonbildung genutzt werden kann. Der Energiebedarf beträgt ca. 18 W/g Ozon, also 1,5 kW/100 g Ozon. Einschließlich Lufttrocknung kann man mit 20 W/g Ozon rechnen. 95% des Energiebedarfes entfallen auf Wärme, Licht und Schall. Daher muss die Ozonröhre mit Wasser gekühlt werden, weil sonst - wie schon erwähnt - bei höheren Temperaturen Ozon wieder rasch zerfällt und damit die Ozonleistung von der Temperatur in der Ozonröhre abhängig ist. Die zur Ozonerzeugung eingesetzte Luft muss mechanisch gereinigt und bis zu einem Taupunkt von unter 228 K, entsprechend -45°C, getrocknet sein. Nur dann ist ein wirtschaftlicher und störungsfreier Betrieb der Ozonanlage gegeben. Beim Betrieb mit normaler Luft entstehen neben dem Ozon auch Stickoxide entstehen und es würden sich im elektrischen Feld des Ozonerzeugers auch Salpetersalze ablagern, die mit zunehmender Betriebsdauer zu einer wesentlichen Leistungsminderung führen.

Das erzeugte ozonhaltige Gas wird anschließend über Diffusoren oder Injektoren in den Abwasserstrom eingetragen und in einen Reaktionsraum geführt. Dieser wird häufig als Schlaufenreaktor ausgebildet und muss eine Reaktionszeit von ca.10-30 min gewährleisten. Außerdem wird der Ozonreaktor gasdicht ausgeführt und verfügt über eine Vorrichtung, die das Abgas absaugt und eventuell vorhandenes Restozon vernichtet (DWA 2013).

In wässriger Lösung reagiert Ozon entweder direkt mit den Wasserinhaltsstoffen oder bildet zunächst OH-Radikale, die anschließend mit anderen Stoffen reagieren. Welcher Reaktionsweg überwiegt, hängt von den Randbedingungen wie Temperatur, pH-Wert und den Stoffeigenschaften der Reaktionspartner ab. Durch die Reaktion mit dem Ozon werden die Molekülstruktur oder funktionelle Gruppen der Mikroschadstoffe verändert und als Reaktionsprodukte neue Stoffe mit neuen Stoffeigenschaften gebildet. Unerwünschte Stoffe wie Medikamentenrückstände und Pflanzenschutzmittel verlieren damit ihre ursprüngliche Wirkung (Tchobanoglous et al. 2014).

Insgesamt ist die Wirkung der Ozonung jedoch in hohem Maße unspezifisch, sodass auch andere organische Verbindungen, die in unkritischen Konzentrationen vorliegen, mit dem Ozon reagieren und kritische Transformationsprodukte gebildet werden können. Daher wird die Ozonung erst nach erfolgter biologischer Abwasserreinigung angeordnet, sodass nur noch schwer abbaubare Substanzen im Wasser enthalten sein sollten.

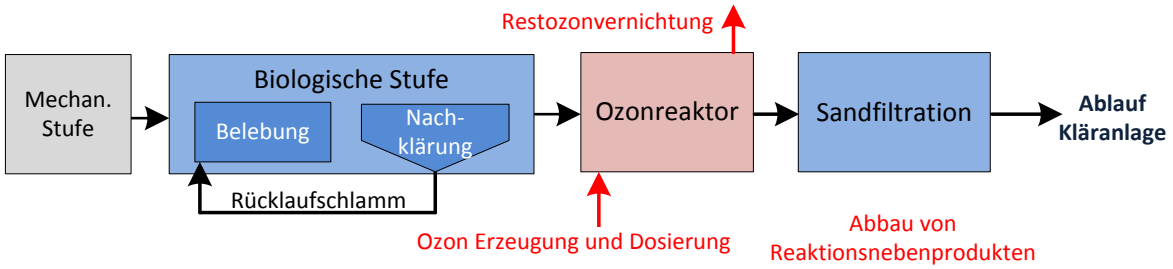


Abbildung 19: Ozonung mit vorhandener Sandfiltration als Nachbehandlung

Entsprechend hängt der Ozonbedarf maßgeblich von der organischen Hintergrundbelastung (TOC (Total Organic Carbon)) und anderen O_3 zehrenden Stoffen wie z.B. Nitrit im Abwasser ab (DWA 2015). Da die Zusammensetzung der organischen Stoffe nach der Nachklärung von Anlage zu Anlage variiert, muss die genaue Dosierung in Versuchen abwasserspezifisch bestimmt werden.

Durch die Behandlung mit Ozon entstehen im Abwasser Transformationsprodukte der Ausgangsstoffe. Durch die Aufspaltung der biologisch schwer abbaubaren Substanzen steigt die Abbaubarkeit der Inhaltsstoffe und damit der biologische Sauerstoffbedarf nach der Ozonbehandlung leicht an. Auch können manche Reaktionsprodukte aus der Ozonung ein höheres toxisches Potential als die Ausgangsstoffe aufweisen. In einer Untersuchung an drei Ozonungsanlagen in Nordrhein-Westfalen wurden ökotoxikologische Vor-Ort-Untersuchungen durchgeführt (Schmidt et al. 2013). Es wurde unter Berücksichtigung der dort vorherrschenden Randbedingungen und der angewendeten Untersuchungsmethoden festgestellt, dass unmittelbar nach der Ozonung eine leicht erhöhte Toxizität gegeben ist während die Östrogenität insgesamt leicht abnimmt.

Die biologische Nachbehandlung des ozonierten Abwassers ist daher gegenwärtig eine verbreitete Gegenmaßnahme zur Verminderung unerwünschten Wirkungen. Hierfür bieten sich Festbettverfahren oder Wirbelbettverfahren an, aber auch Sandfiltrationen haben durch die vorhandenen Biofilme eine entsprechende Wirkung. Als Nachbehandlung mit geringem technischem Aufwand aber größerem Flächenbedarf kommen auch Schönungsteiche in Frage.

Aufgrund der unerwünschten Nebenreaktionen bei der Oxidation ist das Verfahren nicht zur Behandlung aller Abwasserzusammensetzungen geeignet. Bromidkonzentrationen von über 150 µg/l im Kläranlagenzulauf führen bei der Ozonung zur Bildung von Bromat in kritischen, krebserregenden Konzentrationen. Auch können durch die Ozonung aus bestimmten Stickstoffverbindungen giftige Amine gebildet werden. In beiden Fällen führt eine biologische Nachbehandlung zu keiner Reduktion der Transformationsprodukte. Daher ist das Abwasser, vor der Planung einer Ozonanlage, auf die Gehalte an kritischen Stoffen zu untersuchen.

2.5.2 Advanced Oxidation Processes (AOP)

Erweiterte Oxidationsverfahren, die auch als „Advanced Oxidation Processes“ (AOP) bezeichnet werden, wurden bereits in 1980er Jahre für die Anwendung in der Trinkwasseraufbereitung beschrieben. Später wurden auch Untersuchungen zu Abwasserbehandlung durchgeführt (Deng und Zhao 2015).

Als AOPs wird eine Gruppe unterschiedlicher Verfahren bezeichnet, die die Prozesse der UV/O_3, UV/H_2O_2, Fenton, photo-Fenton, Sonolyse, Fotokatalyse, Radiolyse, und überkritische Wasser Oxidation beinhaltet (O'Shea und Dionysiou 2012).

Bei verbreiteten Verfahren beruht die Oxidationswirkung entweder auf dem Hydroxylradikal (OH) oder dem Sulfatradikal (SO_4^-). Dabei werden verschiedene Technologien zur Herstellung der Radikale verwendet. Durch die Oxidation von schwer abbaubaren Substanzen werden diese in leichter abbaubare Transformationsprodukte zerlegt und so für einen biologischen Abbau aufgeschlossen. AOPs kommen so zum Beispiel bei der Vorbehandlung von Deponiesickerwässern zum Einsatz (Deng und Zhao 2015) und finden bisher insgesamt vor allem in der Behandlung von Industrieabwässern Anwendung.

Für die kommunale Abwasserbehandlung liegen derzeit kaum Erfahrungen vor (KOM-M NRW 2018).

2.6 Filtrationsverfahren

Unter Filtration versteht man allgemein technische Verfahren der Phasenseparation von suspendierten oder gelösten Stoffen vermittels einer physikalischen Barriere mit definierten Trenneigenschaften. Die Abtrennung der Substanzen ist dabei von der Trenngrenze der verwendeten Filter abhängig (s. Abbildung 20).

Trennverfahren	Sieb-Filtration	Fein-Filtration	Partikel-Filtration	Mikro-Filtration	Ultra-Filtration (UF)	Nano-Filtration (NF)	Umkehr-Osmose (RO)
Trenngrenzen	> 500 µm	5 - 500 µm	1 - 10 µm	0,1 - 1 µm	0,01 - 0,1 µm	0,001 - 0,01 µm	< 0,001 µm
abtrennbare Stoffe	Körner, Sand, Fasern	Größere Partikel, Algen	Kleine Partikel, Keime, Bakterien, Algen	Kleinstpartikel, Keime, Bakterien, Viren	Viren und makro-molekulare Substanzen	nieder-molekulare Substanzen und Huminstoffe	Ionen
Verfahren in der Wassertechnik	Siebung, Zyklone, Sedimentation, Klärung	Gewebefilter, Tuchfilter	Mehrschicht-Schnellfilter, Membran-Filtration (MF)	Mehrschicht-Langsamfilter, Membran-Filtration (MF)	Membran-Filtration (UF)	Membran-Filtration (NF)	Umkehr-Osmose (RO)

Trenngrenzen: > 1 mm | 500 µm | 10 µm | 1 µm | 100 nm | 10 nm | 1 nm

Abbildung 20: Trenngrenzen von Filtrationsverfahren nach (https://www.hydrogroup.de)

Filtrationsverfahren sind in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung weit verbreitet. Bei den Filtrationsverfahren halten zum Beispiel Membranen aus Kunststoffen oder Keramiken kleine Partikel oder auch größere Moleküle zurück und lassen so nur Stoffe passieren, die kleiner als der Trennbereich der Membran sind. So lassen sich je nach eingesetzter Membran verschiedene Reinheitsgrade erzeugen, bis hin zu reinem Wasser. Der Rückhalt von Mikroschadstoffen durch Filtration gelingt dabei aber nur mit Prozessen, die mit dichten Membranen betrieben werden, wie die Nanofiltration (NF) oder die Umkehrosmose (UO).

Eine ganze Reihe von Membranfiltrationsverfahren und kombinierten Verfahren mit Membranfiltration wurde im Forschungsvorhaben MIKROMEM auf ihre grundsätzliche Eignung untersucht (Pinnekamp und Wessling 2012). Zum Stand der Kenntnisse führen die Autoren aus:

> *Dichte Membranverfahren werden im kommunalen Abwasserbereich hauptsächlich für die Aufbereitung von Kläranlagenablauf zur Wasserwiedernutzung eingesetzt. Insbesondere in wasserarmen Regionen wie dem US-amerikanischen Südwesten, Australien und Singapur wird Umkehrosmose zur Wasserrückgewinnung eingesetzt, um pathogene Keime und Spurenstoffe weitestgehend zu eliminieren und den Salzgehalt zu senken. Hierbei kommen i.d.R. mehrstufige Membranprozesse (z.B. UF gefolgt von UO) zur Aufbereitung von Kläranlagenablauf zum Einsatz. Wie auch die Untersuchungen im Rahmen des von der AVT koordinierten EU-Vorhabens RECLAIM WATER zeigten, werden durch Umkehrosmose die Spurenstoffe bis unter die Nachweisgrenze eliminiert (WINTGENS et al., 2008).*
>
> *Man betrachtet die Verfahrenskette poröse Membran zur Vorbehandlung gefolgt von dichter Membran zur Nachbehandlung als Stand der Technik (ASANO et al., 2007). Die Ausbeute dieser Anlagen bewegt sich im Bereich von 75 bis maximal 90 %. Das bedeutet, etwa 10 bis 25 % des Kläranlagenablaufs fallen als Konzentrat an, das meist ins Meer abgeleitet oder getrennt aufbereitet wird. Für die Aufbereitung von Kläranlagenablauf kommt alternativ auch die direkte Nanofiltration in Frage. Gegenüber der Umkehrosmose fallen hier weniger konzentrierte Konzentrate an, wodurch eher die Möglichkeit einer Integration der Konzentratbehandlung in bestehende Kläranlagen gegeben ist. Je nach molekularer Trenngrenze (MWCO = molecular weight cut off) werden auch bei der NF sehr hohe Spurenstoffrückhalte erreicht, die jedoch substanzspezifisch und ladungsabhängig stärker variieren können als bei der UO (VERLIEFDE, 2008). Bislang wurde die sogenannte direkte NF nur im Labor- und Pilotmaßstab getestet (ERNST, 2000; SCHRADER, 2006). Großtechnisch wurde das Verfahren noch nicht umgesetzt. Für die Langzeitstabilität der NF-Membranen ist die Qualität des KA- Ablaufs im Sinne des Rest-DOC wesentlich. Bei zu hohen Konzentrationen kommt es zu deutlich höherem Fouling als bei UF-Membranen (KAZNER et al., 2008a). Das Fouling kann durch eine Vorbehandlung, z.B. Aktivkohle-Filtration, deutlich reduziert werden (ROORDA et al., 2005). In eigenen Versuchen des AVT (KAZNER et al., 2007; KAZNER et al., 2008b) konnte eine gute Langzeitstabilität von Kapillarmembranen gezeigt werden, die jedoch bislang nur als Forschungsmodule von Pentair X-Flow angeboten werden und deren MWCO für einen weitestgehenden Rückhalt der Spurenstoffe nicht ausreicht (KAZNER et al., 2007; KAZNER et al., 2008c). In eigenen Versuchen wurde dieses Modul daher mit Aktivkohleadsorption kombiniert. Als optionale Vorbehandlung vor dichten Membranen eignet sich auch die MBR- Technik, da auch hierbei die Fouling verursachenden Substanzen gut zurückgehalten werden. In der Kombination MBR/UO konnten auch sehr hohe Rückhalte für Spurenstoffe erzielt werden (SNYDER et al., 2007) vergleichbar zu UF/UO (s.o.). Zu dieser Prozess- kombination liegen bislang nur einige Versuchsergebnisse der EAWAG vor, die die hohen Spurenstoffeliminationen bestätigen (JOSS et al., 2011).*

2.6.1 Nanofiltration

Aufgrund der geringen Porengröße wird die Nanofiltration üblicherweise in mehrstufigen Filtrationsprozessen verwendet und eine Mikro- oder Ultrafiltration als Vorstufe verwendet. In Versuchen des Forschungsvorhabens MIKROMEM (Pinnekamp und Wessling 2012) wurde unter anderem die direkte, einstufige Nanofiltration untersucht. Infolge der Membrantrenngrenze konnten bei der Spurenstoffvollanalyse größtenteils Rückhalte von > 90 % beobachtet werden. Allerdings trat im Membranbetrieb starkes Fouling auf. Bei Einbindung der Nanofiltration in den Gesamtprozess ist zu berücksichtigen, dass eine reine Filtration keine Schadstoffsenke darstellt. Das NF-Konzentrat bedarf einer weiteren Behandlung, die sicherstellen muss, dass die zurückgehaltenen Schadstoffe dauerhaft aus dem Wasserkreislauf entfernt werden. Im Rahmen der Untersuchungen in der ersten Phase wurde außerdem beobachtet, dass das der Nanofiltration zufließende Wasser, auch nach Passage einer Sandfiltration, in der Regel einer weiteren Vorbehandlung bedarf, um einen stabilen Betrieb des nachgeschalteten Membranverfahrens zu gewährleisten. Die Erfahrungen beruhen auf dem Einsatz des Membranmoduls DOW Filmtech NF 90.
Neben der Foulingkontrolle stellt die Entsorgung der Konzentrate eine Hauptherausforderung dar. Zudem ist der Energieverbrauch dichter Membranverfahren aufgrund der höheren Filtrationsdrücke höher als bei den porösen Membranen (MELIN UND RAUTENBACH, 2007). Die Einbindung eines derartigen Verfahrens verlangt daher einen höheren Aufwand als die bislang im Abwasserbereich verwendeten Verfahren, MF und UF.

2.6.2 Umkehrosmose

Bei der Umkehrosmose werden dichte Membrane eingesetzt. Umkehrosmose weist die niedrigste Trenngrenze auf (s. Abbildung 20) und dennoch können sehr kleine Moleküle die Membran passieren. Liegen im Filtrat Spurenstoffe in noch kritischen Restkonzentrationen vor, kann zur Nachbehandlung beispielsweise ein oxidatives Verfahren angeschlossen werden. Die Qualität des behandelten Wassers übersteigt, infolge der sehr guten Eliminationsleistung einer solchen Verfahrenskette, die bereits sehr hohen Anforderungen an Trinkwasser deutlich. In Singapur wird derart aufbereitetes Wasser in der Halbleiterindustrie eingesetzt. Um das behandelte Wasser wieder als Trinkwasser nutzen zu können, ist eine Verschneidung mit anderen Wässern notwendig, um den Gehalt an Mineralien zu erhöhen. Meist erfolgt dazu eine Mischung mit natürlichen Oberflächen- oder Grundwässern. In diesen Fällen ist eine anschließende Trinkwasseraufbereitung erforderlich. Die größten derartigen Anlagen befinden sich derzeit in Brisbane, Australien (Western Corridor) und dem Orange County Water District, Südkalifornien (Pinnekamp und Wessling 2012).

2.7 Biologische Verfahren

2.7.1 Membranbelebungsverfahren

Weltweit besteht ein anhaltendes Interesse an der Nutzung von Membranbelebungsanlagen (MBA). Das spiegelt sich in einem deutlichen Anstieg der gebauten und errichteten Anlagenkapazität wieder (Judd & Judd o. J.). Große Anlagen werden nicht nur in Wachstumsregionen Asiens oder Regionen mit anhaltend geringem Wasserdargebot im Westen der USA geplant und realisiert, sondern auch in Europa (Andersson et al. 2016).

Die Kombination eines Belebungsbeckens mit einer Membranfiltration zur Abtrennung des belebten Schlammes wird als MBR-Verfahren bezeichnet. Die Mikro- oder Ultrafiltration übernimmt anstelle der konventionellen Nachklärung die Abtrennung des belebten Schlammes. Während in Nachklärbecken nur der Anteil des belebten Schlammes abgeschieden werden kann, der auch sedimentiert, d. h. absetzbare Flocken bildet, werden bei der Membranfiltration alle Anteile des belebten Schlammes abgeschieden, die größer als der Trennbereich (Größe der abzutrennenden Partikel bzw. Moleküle) der Membran sind. Dadurch wird die Abtrennung des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser unabhängig von den Sedimentationseigenschaften des belebten Schlammes und ist nur von der eingesetzten Membran abhängig. Zudem kann dadurch ein höherer Feststoffgehalt im biologischen Reaktor eingehalten werden als beim konventionellen Belebungsverfahren, sodass weniger Reaktorraum benötigt wird. Übliche Feststoffgehalte bewegen sich im Bereich bis etwa 15 g/L. Beim MBR-Verfahren werden üblicherweise Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen mit einer nominellen Porenweite bis 0,5 µm eingesetzt.

Mit dem MBR-Verfahren können niedrigere Ablaufwerte erzielt werden als mit einem gleich dimensionierten konventionellen Belebungsverfahren möglich ist. Um vergleichbare Werte zu erreichen, müsste eine konventionelle Belebungsanlage zusätzliche Verfahrensschritte (Raum- oder Oberflächenfiltration und Desinfektion) aufweisen. In Tabelle 4 sind die erreichbaren Ablaufwerte zusammengestellt, die unter üblichen kommunalen Zulaufverhältnissen zu erwarten sind (DWA 2014).

Tabelle 4: Vergleich der Leistungsfähigkeit: MBR-Verfahren und konventionelles Belebungsverfahren (mit und ohne Verfahrensschritte zur Filtration und Desinfektion) (DWA 2014)

Parameter	Anlage mit Membran-Bioreaktor	Konventionelle Belebungsanlage	
		Ohne zusätzliche Verfahrensschritte	Mit zusätzlichen Verfahrensschritten
Feststoffe, mg/L	0	10 bis 15	3 bis 8
C_{CSB}, mg/L	< 30	40 bis 50	30 bis 40
Mikrobiologische Qualität	Badegewässer-qualität [1)]	---	Badegewässer-qualität [1)]
ANMERKUNG: 1) Bezüglich EG-Richtlinie 76/160/EWG.			

Porengrößen im Bereich der Mikro- oder Ultrafiltration sind zum direkten Rückhalt von Mikroverunreinigungen nicht geeignet. Eine Reduktion im Filtrat ergibt sich entweder indirekt durch Sorption der Mikroschadstoffe an den belebten Schlamm und dessen Rückhalt durch die Membran oder durch mikrobiellen Abbau. Daher ist die Ablaufqualität von MBR-Anlagen bezüglich der Elimination von Mikroverunreinigungen bei vergleichbarer Schlammbelastung nur geringfügig besser als bei konventionellen Belebungsverfahren (DWA 2014). Gegenüber konventionellen Belebungsanlagen können sich aber dennoch leicht erhöhte Eliminationsraten ergeben, wenn die Membranbelebungsanlage mit einem höheren Schlammalter betrieben wird (KOM-M NRW 2018).

Eine vergleichende Studie (s. Abbildung) hat darüber hinaus gezeigt, dass der Anteil von Mikroplastik im Ablauf von MBA signifikant niedriger ist als bei Sandfiltration oder herkömmlichen Kläranlagen ohne Nachbehandlung (Joost 2014; Mintenig et al. 2014).

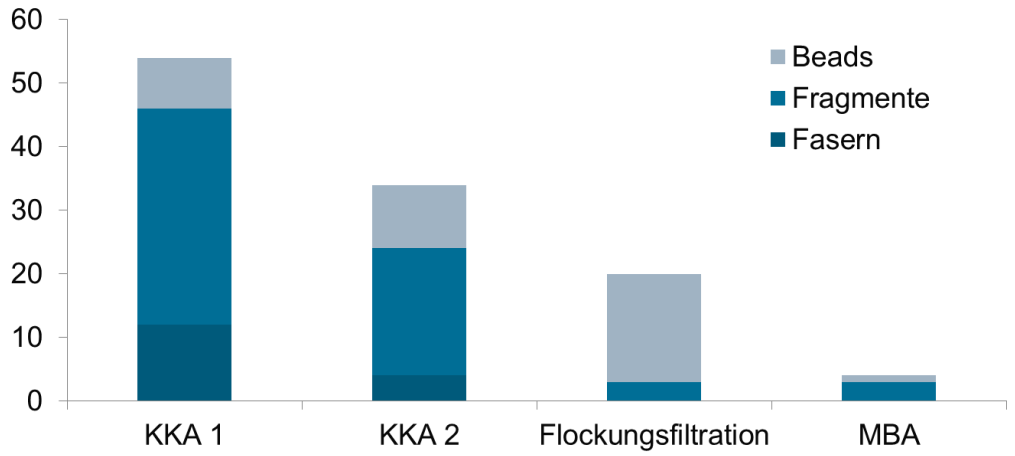


Abbildung 21: Durchschnittliche Partikelzahl von Mikroplastik je Liter gereinigten Abwassers im Ablauf von konventionellen Kläranlagen (KKA), einer Anlage mit Flockungsfiltration und einer Membranbelebungsanlage (MBA), nach (Joost 2014)

Für eine weitergehende Elimination von Mikroverunreinigungen können MBR mit anderen Verfahren, wie z. B. Nanofiltration, Umkehrosmose, Ozonung oder Aktivkohleadsorption kombiniert werden. Die gegenüber konventionellen Belebungsverfahren verbesserte Ablaufqualität bietet dabei auch verbesserte Voraussetzungen für die Kombination mit nachgeschalteten Reinigungsstufen oder die direkte Dosierung von PAK in den Bioreaktor (s. unten).

Zwischen 1999 und 2008 hat der Erftverband drei Membranbelebungsanlagen (MBA) für die kommunale Abwasserbehandlung in Betrieb genommen. Die Anlagenkapazitäten liegen zwischen 3.000 und 80.000 Einwohnerwerten (EW) (Brepols 2010). Seither haben intensive Verbesserungen der Membranreinigung und des Anlagenbetriebs stattgefunden (Lyko et al. 2008; Drensla 2011; Drensla 2015). Eckpunkte der Wirtschaftlichkeit von MBA sind aber nach wie vor Membranlebensdauer und Energieverbrauch. In beiden Bereichen konnte der Erftverband seine ursprünglichen Erwartungen weit übertreffen (Drensla 2015).

Auf Grundlage dieser Erfahrungen sieht der Erftverband weitere Einsatzbereiche für MBA bei der zukünftigen Entwicklung der Abwasserbehandlung im Erft-Einzugsgebiet. Folgende Verfahrenskombinationen werden derzeit beim Erftverband geplant und auch praktisch umgesetzt.

Spurenstoffelimination auf der MBA Glessen

Auf der MBA Glessen (9.000 EW) soll eine Pilotstudie zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus dem MBR-Filtrat unter Verwendung von granulierter Aktivkohle (GAK-Filtration) durchgeführt werden. Mit der Anlage soll diese Verfahrenskombination erstmals in großtechnischen Maßstab untersucht werden. Ein entsprechender Förderantrag wurde beim Land Nordrhein-Westfalen gestellt. Derzeit befindet sich die Pilotanlage in der wasserrechtlichen Genehmigungsphase.

Versuche von (Nguyen et al. 2013) haben bereits mit einer Versuchsanlage im Labormaßstab eine gute Eliminationsleistung für diese Verfahrenskombination gezeigt, Knopp u.a. (Knopp, Yang, und Cornel 2016) heben die positiven Effekte der vorgeschalteten

Membranfiltration auf die Effizienz der GAK-Filtration hervor. Es kann daher erwartet werden, dass aufgrund der hohen Ablaufqualität des MBR eine signifikante Erhöhung der Standzeiten nachgeschalteter GAK-Filter erreicht werden kann.

Effizienzsteigerung auf dem Gruppenklärwerk (GKW) Nordkanal

In den Jahren zwischen 2010 und 2015 wurde durch intensive Verbesserungen der Prozessautomation der Energieverbrauch des MBA Nordkanal (80.000 EW) deutlich reduziert. Um die Energieeffizienz der Anlage weiter zu steigern, soll die bisherige standardmäßige simultane, aerobe Schlammstabilisation durch eine getrennte, anaerobe Schlammstabilisation ersetzt werden. Auf diese Weise soll der Strombezug reduziert werden. Dazu wird die Kläranlage auch um eine Vorklärung erweitert. So werden zukünftig rund 30% der benötigten elektrischen Energie durch Klärgasverstromung im Blockheizkraftwerk erzeugt. Gleichzeitig eröffnen sich damit neue Spielräume zur Effizienzsteigerung der biologischen Reinigung und der Filtration (Brepols 2013). Die Bauarbeiten haben im März 2017 begonnen und werden durch das Land Nordrhein-Westfalen sowie das Bundesumweltministerium gefördert.

Die Dosierung von Pulver-Aktivkohle (PAK) in den Membranbioreaktor stellt eine weitere, Erfolg versprechende Verfahrenskombination dar (Satyawali und Balakrishnan 2009). Auf dem GKW Nordkanal ließe sich eine entsprechende Dosierung mit geringem investiven Aufwand nachrüsten. Erste Vorversuche haben angedeutet, dass es durch den Einsatz der PAK nicht nur zu einer Steigerung der Spurenstoffelimination, sondern auch zu einer Verbesserung der Schlammeigenschaften für die Filtration kommt.

Variantenuntersuchung zum Ausbau des Gruppenklärwerks Flerzheim

Der Erftverband betreibt in Rheinbach das Gruppenklärwerk Flerzheim. Die Kläranlage ist im Laufe ihrer Betriebsdauer bereits mehrfach umgebaut und erweitert worden. Zuletzt wurde die Abwasserreinigung 1995 um eine Nachnitrifikation und eine 3-straßige Flockungsfiltration erweitert. Es sind aber auch noch Teile der alten biologischen Hauptstufe aus den 1960er Jahren in Betrieb. Aufgrund der mehrfachen Umbauten ist der Wasserweg der Anlage stark zergliedert. Hydraulische Verteilung, technische Ausrüstung und einzelne Bauwerke sind sanierungsbedürftig und nach heutigen Maßstäben oftmals wenig effizient. Das gereinigte Abwasser wird in den Swistbach geleitet. Der Swistbach ist ein besonders empfindliches Gewässer und unter anderem durch eine hohe Abwasserlast geprägt. Der derzeitige ökologische Zustand des Gewässers macht den Einsatz einer Spurenstoffelimination für die Zukunft wahrscheinlich. Nach 2021 soll das Abwasser einer benachbarten Kläranlage ebenfalls in Flerzheim gereinigt werden. Der Erftverband plant daher die Anlage zu sanieren und gleichzeitig die Kapazität von rund 50.000 auf 65.000 Einwohnerwerte zu steigern.
Im Rahmen der Vorplanung wurden verschiedene Varianten einer Ertüchtigung mit konventioneller Technik aber auch nach dem Membranbelebungsverfahren untersucht. Es zeigt sich dabei, dass das Membranbelebungsverfahren eine Reihe von Vorteilen bietet:

- Die zu erwartenden Reinigungsleistung einschließlich der Option zur späteren Erweiterung zur Spurenstoffelimination wird mit einer geringeren Anzahl an Verfahrensstufen erreicht.
- Die Bauwerke der Membranfiltration können zunächst ohne weitgehende Eingriffe in den Betrieb der bestehenden biologischen Stufe errichtet werden. Es sind somit weniger Zwischenzustände für die Bauphase zu berücksichtigen.

- Auf die aufwändige Sanierung der alten Nachklärbecken und die Erweiterung der Flockungsfiltration kann verzichtet werden. Dadurch ergeben sich auch Vorteile bei den Investitionskosten.

Ausblick

Der Erftverband verfolgt mit seinem Masterplan Abwasser 2025 ein Programm zur Konsolidierung der Zahl kleiner Kläranlagen und Sanierung bestehender Kläranlagen (Schäfer, Brepols, und Engelhardt 2013; C. Brepols, Schäfer, und Engelhardt 2013). Die hydrologische Situation im Erft-Einzugsgebiet erfordert auch zukünftig eine hohe Qualität der Abwasserbehandlung. Mögliche Anwendungsfelder für MBA ergeben sich für den Erftverband dort, wo deutliche Leistungssteigerungen der biologischen Reinigung oder Sanierungen bestehender Nachklärbecken und Filtrationsanlagen erforderlich sind. MBA können hier eine Alternative zu herkömmlichen Behandlungsverfahren sein oder diese zumindest ergänzen (Melin und Wintgens 2006; Brepols et al. 2008; De Wilde et al. 2009). Spielen darüber hinaus Behandlungsziele wie Mikroschadstoffentfernung oder die Eindämmung von Krankheitserregern im Wasserkreislauf eine Rolle bieten Membranbelebungsanlagen aufgrund ihrer überlegenen Reinigungsleistung ein großes Potential.

2.7.2 Bodenfilter

Bodenfilter oder Retentionsbodenfilter sind naturnahe Verfahren der Abwasser- und Niederschlagswasserbehandlung, die seit vielen Jahren erprobt und im Einsatz sind. (Brunner 2002; Grotehusman et al.2015; Zhang et al. 2014; Wu et al. 2015)

Gschlößl et al. berichteten 2005, dass sich bepflanzte Bodenfilter, die einem unbelüfteten Abwasserteich nachgeschaltet sind, Rückhalt von Sekundärbelastungen (Algenbiomasse) und einigen zweiwertigen Metallkationen bewährt haben (Gschößl et al. 2005). Voraussetzung für einen langfristig erfolgreichen Betrieb sind die Einhaltung einfacher Bemessung- und Betriebsvorgaben z.B. für Bodenmaterial und Bepflanzung sowie die regelmäßige Wartung. In einem Versuch wurden 2003 in einem bepflanzten Bodenfilter auf der Kläranlage Berg (unbelüftete Abwasserteichanlage, Baujahr 1973, 300 EW), neben der Verminderung von Sekundärbelastungen auch die Möglichkeiten der Phytoremediation untersucht (s.a. Neustifter et al., 2002). Hierzu wurde der Rückhalt ausgewählter, endokrin wirksamer Stoffe (Estradiol) sowie einiger abwasserrelevanter Schwermetalle (Cu, Zn; Jablonowski, 2004) durch Phragmites australis im Bodenfilter, an den Blättern und im Rhizombereich der Pflanzen untersucht. Estradiol war während des gesamten Untersuchungszeitraumes in einem signifikanten Konzentrationsbereich von 13,7 - 71,6 pg/ml im Zulauf der Abwasserteichanlage nachweisbar. Am Ablauf des bepflanzten Bodenfilters wurden Werte von 3,8 - 31,4 pg/ml gemessen, dies entspricht einer Verringerung der Estradiolkonzentration während der Passage der Kläranlage von 56 - 78%, wobei im nachgeschalteten bepflanzten Bodenfilter der höchste prozentuale Abbau/Rückhalt stattfindet (Gschößl et al. 2005).

Retentionsbodenfilter bieten eine weitergehende Möglichkeit, das Abwasser aus Entlastungen von Mischwasserkanalisationen zu behandeln. Für Nährstoffe und Schwermetalle ist die Rückhalteeffizienz belegt. Auch Spurenstoffe und Mikroorganismen werden durch den Einsatz von Retentionsbodenfiltern zurückgehalten (Bester und Schäfer

2009). Jedoch ist die Datenlage hinsichtlich der Reduktion dieser Stoffe noch sehr gering. Der Erftverband hat am Retentionsbodenfilter Altendorf bei Bonn entsprechende Messungen durchgeführt (Mertens et al. 2012). Die Ergebnisse zeigen am Beispiel der untersuchten Arzneimittel Diclofenac und Ibuprofen, dass sowohl eine Senkung der Häufigkeit an Positivbefunden um über 55% als auch eine erhebliche Reduzierung der medianen und maximalen Konzentrationen durch die Behandlung des Mischwassers im Retentionsbodenfilter erzielt werden können. Bodenfilter bewirken demnach eine deutlich messbare Reduzierung von Mikroschadstoffen, bleiben aber hinter Wirkungsgraden adsorptiver oder oxidativer Verfahren zurück. Zusätzlich können aber Keime und Krankheitserreger ebenfalls um bis zu 99,9% reduziert werden.

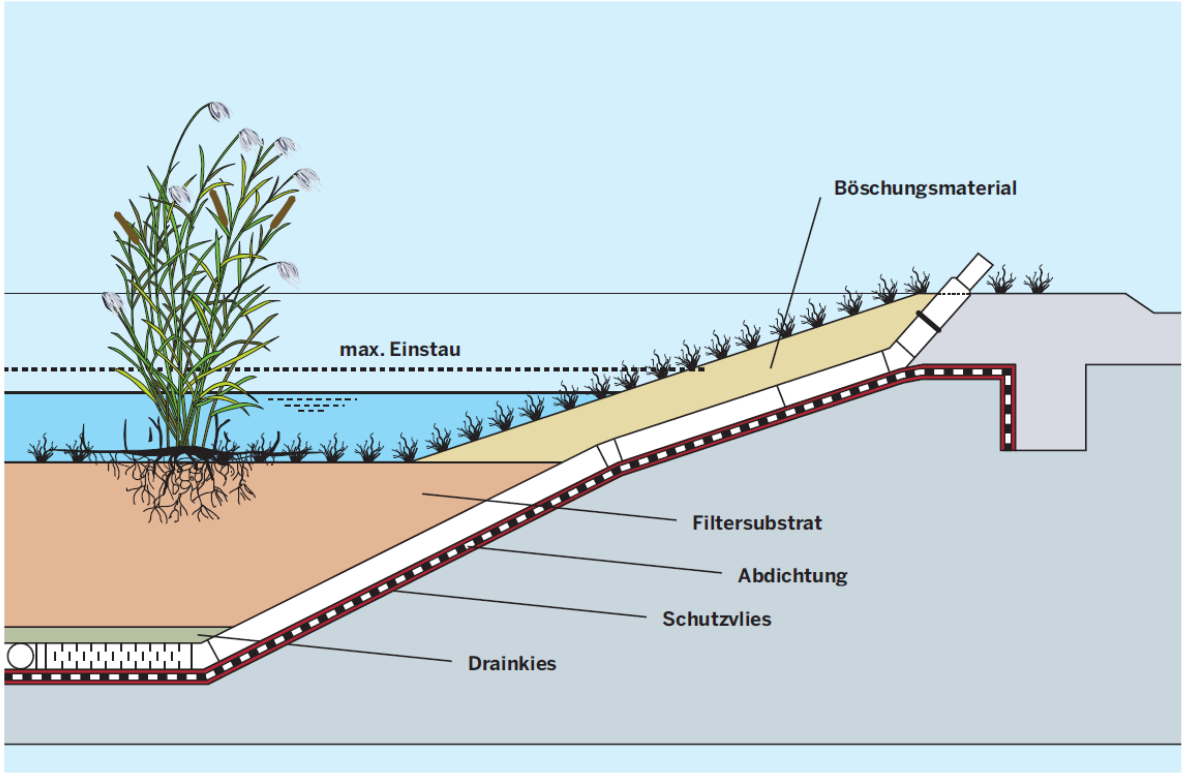


Abbildung 22: Schematischer Aufbau eines Retentionsbodenfilters (Grotehusman et al. 2015)

Eine Steigerung der Entnahmeleistung für Mikroschadstoffe in Bodenfiltern ist möglich indem dem Filtermaterial granulierte Aktivkohle beigemischt wird. Im Rahmen der Projekte TAPES (http://www.tapes-interreg.eu/) und AQUANES (http://aquanes-h2020.eu/) hat der Erftverband Retentionsbodenfilter im halbtechnischen Maßstab (3 m³ Filterbettvolumen) untersucht, denen granulierte Aktivkohle in einem Teil der Filterschicht beigemischt wurde (s. Abbildung 23). Darüber hinaus wurde untersucht ob eine solche Anlage als weitere Reinigungsstufe für den Trockenwetterablauf einer Kläranlage tauglich ist.

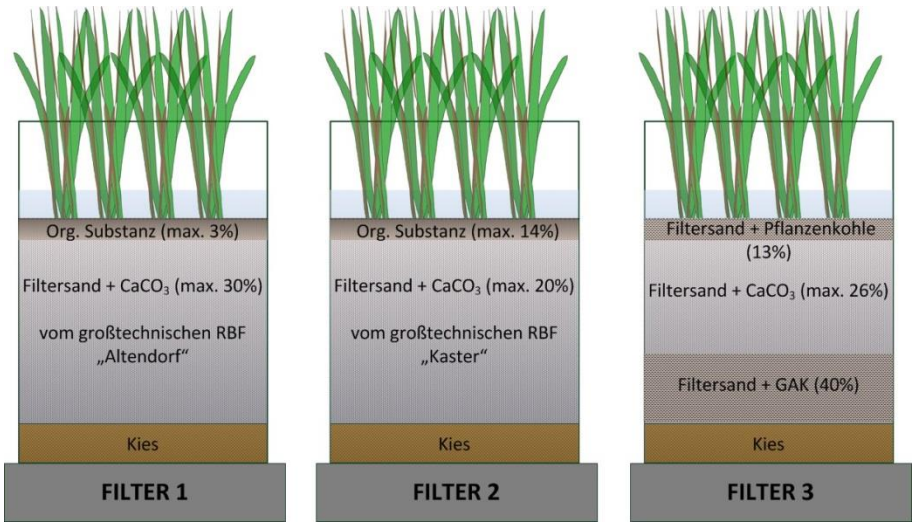


Abbildung 23: Filteraufbau der halbtechnischen Versuchsanlage auf der KA Rheinbach

Im Ergebnis konnte gezeigt werden, dass gegenüber herkömmlichen Retentionsbodenfiltern erhebliche Steigerungen der Spurenstoffelimination erzielt werden (s. Abbildung 24).

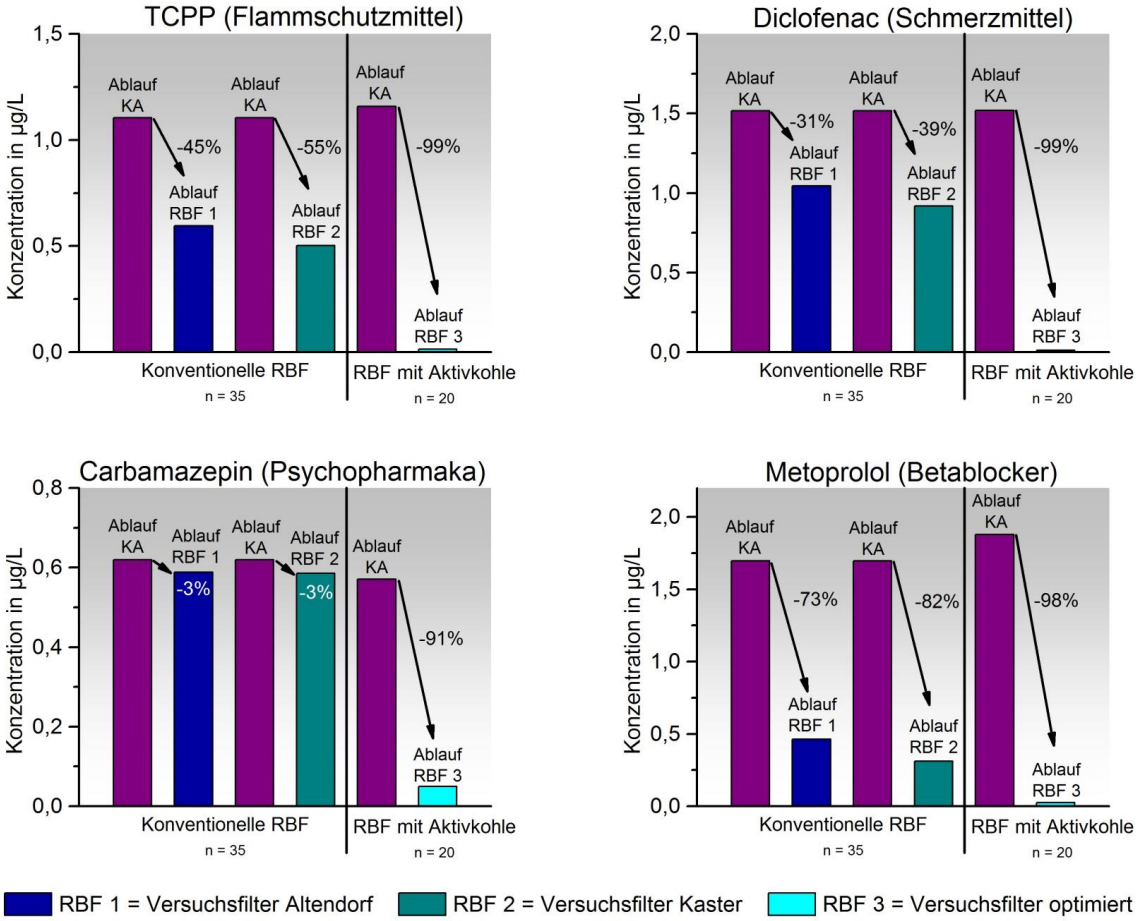


Abbildung 24: Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe in Bodenfiltern

Anders als bei technischen Aktivkohlefilter ist aber nicht vorgesehen, die Aktivkohle nach einer Standzeit von mehreren Monaten oder Jahren auszutauschen. Die Reinigungsleistung von Retentionsbodenfilter beruht zu einem Teil auf mikrobiologischen Vorgängen, die sich in der Bodenzone abspielen. Es wird daher angenommen, dass die Spurenstoffe zwar zunächst an der Aktivkohle festgehalten und so aus dem Abwasser entfernt werden, langfristig aber so einen biologischen Abbau zugeführt werden, so dass sich ein Gleichgewichtszustand einstellt und die Aktivkohle langsamer erschöpft als in technischen Filtern bzw. teilweise biologisch regeneriert wird.

Der Erftverband setzt derzeit auf der KA Rheinbach ein entsprechende Vorhaben großtechnisch um, bei dem ein. Retentionsbodenfilter als nachgeschaltete Reinigungsstufe für eine Kläranlagen genutzt wird. Das Verfahren wird daher nachfolgend als zusätzliche Variante „außer Konkurrenz“ mit betrachtet.

2.8 Kombinierte Verfahren

Wie bereits erläutert, können die erwähnten Verfahren zu mehrstufigen Prozessen zur Spurenstoffelimination kombiniert werden. Diese Verfahrenskombinationen haben unter bestimmten Randbedingungen auch praktischen Bedeutung und kommen auch großtechnisch zur Anwendung wenn,

- besonders schwer zu entfernende Mikroschadstoffe in hohen Konzentrationen vorliegen,
- Reaktionsprodukte im Ablauf einer ersten Stufe eine Nachbehandlung erforderlich machen,
- die Stärken einzelner Verfahren bei der Behandlung unterschiedlicher Mikroschadstoffe verknüpft werden sollen oder
- ein Multi-Barrieren-System erforderlich ist, um hohe technische Anforderungen zu erfüllen, wie sie zum Beispiel bei der direkten Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser gegeben sein können.

Auf der Kläranlage ARA Altenrhein (CH) wird derzeit vom „Abwasserverband für Gemeinden in der Region Rorschach, im Unteren Rheintal und im Appenzellerland“ eine großtechnische Kombination aus Ozonung und nachgeschalteter GAK zur Elimination von Mikroverunreinigungen installiert (Bichsel, 2016; https://rheintaler.ch/artikel/pionierprojekt-fuer-22-millionen/26977#). Nach umfangreichen Tests (acht Verfahren) stellten sich entweder

- die Behandlung mit Ozon und Nachbehandlung im bestehenden Sandfilter oder
- die Behandlung mit Ozon und Nachbehandlung in einem zusätzlichen Filter mit granulierter Aktivkohle (GAK)

als geeignete Verfahren heraus. Die ARA Altenrhein wird damit schweizweit die erste ARA, auf der Mikroverunreinigungen mit der Kombination von Ozon und GAK beseitigt werden. Der Betreiber verspricht sich von dieser Kombination

- eine hohe Wirkung,
- mehr Sicherheit im Betrieb mit zwei Filtern sowie Schonung des Sandfilters, der über Jahre zur Beseitigung anderer Stoffe optimiert wurde,
- Vorteile beim Unterhalt und
- bessere Möglichkeiten für einen Ausbau bei Bedarf.

Eine Kombination von Ozon und PAK-Behandlung ist derzeit auf der Kläranlage Basel (CH) in Planung („Ozon - VSA Micropoll“ o. J.)

Eine Prozesskombination unter sehr weitgehender Ausschöpfung der technischen Möglichkeiten kann am Beispiel der Wasserwiedergewinnung der Gemeinde Cloudcroft in New Mexico, USA dargestellt werden. Bei der Gemeinde von rund 1.000 Einwohnern handelt es sich um einen ein Urlaubsort in einer niederschlagsarmen Gebirgsregion im Südwesten der USA. Die ursprünglich vorhandene Kläranlage wurde 2007 um eine MBA ergänzt. Der Ablauf der MBA wird zunächst mit Chloraminen desinfiziert und in einem offenen Wassertank für 30 Tage gespeichert. Durch Diffusion und fotokatalytischen Abbau erfolgt auf natürliche Weise eine Nachbehandlung. Von dort wird ein Teil des Wassers zur direkten Bewässerung geleitet. Ein Anteil von täglich 440 m³ fließt von dort einer weitergehenden Reinigung zu. Diese Aufbereitungsanlage besteht aus einer Umkehrosmose (UO). Permeat aus der UO wird dann zusätzlich in einem AOP Prozess mit Wasserstoffperoxid und ultraviolettem Licht desinfiziert und nochmals zwischengespeichert. Anschließend wird das behandelte Wasser mit Quell- und Grundwasser vermischt. Schließlich durchläuft das gemischte Wasser Ultrafiltrationsmembranen und granulare Aktivkohlefiltration, bevor es mit Natriumhypochlorit desinfiziert und in das Verteilungssystem und die Häuser der Bewohner gelangt. Das gereinigte Abwasser macht so bis zu 50% der Trinkwasserversorgung aus (Freeman und Levesque 2009).

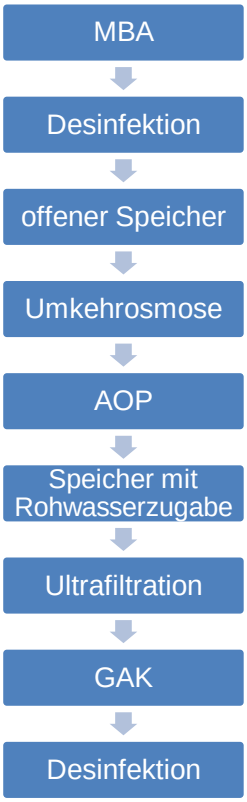


Abbildung 25: Prozessschema zur Wasserwiedergewinnung in Cloudcroft (USA) nach (Leverenz, Tchobanoglous, und Asano 2011)

Insbesondere bei Anlagen, die mit dem Ziel der Wiederverwendung von Abwasser betrieben werden, kommen mehrstufige Verfahrenskombinationen zum Einsatz, die sich aus

verschiedenen Bausteinen zusammensetzen lassen. Dabei beginnen einige Konzepte bereits mit der separaten Sammlung von Abwasser aus unterschiedlichen Quellen.

Tabelle 5: Mögliche Verfahrensstufen von Multi-Barrieren-Systemen in der Abwasserwiederverwendung (Brepols 2018)

Verfahrensstufe	Verfügbare Technologien
Abwassersammlung	Mischsystem, Trennsystem, Direktanlieferung von Abwässern, Getrennte Sammlung von kommunalen und industriellen Wässern
Speicherung und Vergleichmäßigung	Regenrückhaltung im Kanalnetz, Zuflussspeicher, Septic Tanks
Erste Reinigungsstufe, mechanische Reinigung	Grobrechen, Feinrechen, Siebung, Sandfang, Fettfang, Flotation, Vorklärung
Zweite Reinigungsstufe, biologische Reinigung	
Naturnahe Verfahren	Teichanlagen, Bodenfilter, Constructed wetlands
Biofilmverfahren	Tropfkörper, Rieselfilter, Biofilter, Schwebebettreaktoren, Wirbelbettreaktoren
Verfahren mit suspendierter Biomasse	Konventionelle Belebungsanlagen, anaerobe Behandlungsanlagen, **MBR**, PAK Zugabe in die biologische Stufe
Dritte Reinigungsstufe / Filtration	Sandfiltration, Tuchfilter, Membranfiltration, **MBR**
Vierte Reinigungsstufe	Membranfiltration (Ultra-, Nanofiltration), Umkehrosmose, UV-Desinfektion, Chlorung, Ozonung, AOP, Aktivkohlesorption
Speicherung / Verschnitt mit natürlichen Quellen	Natürliche Speicher (Seen), künstliche Speicherbecken, Auffüllung natürlicher Grundwasserspeicher

2.9 Stand der Erkenntnisse, großtechnische Umsetzungen

Durch Kombination der einzelnen Verfahren mit biologischen Reinigungsverfahren und Stufen für die Abtrennung oder Nachbehandlung der Reaktionsprodukte aus der Spurenstoffeliminationen ergeben sich eine Reihe von technischen Varianten (s. Kapitel 2.8). Nicht alle Kombinationen erscheinen sinnvoll. Aufgrund der zahlreichen Initiativen in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg aber auch in der Schweiz liegen für eine ganze Reihe von Verfahren mittlerweile Referenzen für den großtechnischen Einsatz, zumindest

aber aus Pilotversuchen und Studie vor. In der untenstehenden Tabelle sind beispielhaft einige Referenzen aufgeführt.

Tabelle 6: Technische Referenzen zu Verfahren der Mikroschadstoffentfernung

Verfahren	Variante	Status der Erprobung	Beispiele für ausgeführte großtechnische Anlagen
PAK Verfahren	PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Raumfiltration	P / P	ARA Flos, Schweiz (Frank et al. 2015) / ARA Schönau (Rößler und Metzger 2015)
	PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Tuchfiltration	S	Halbtechnische Anlage Uni Stuttgart (Pinnekamp und Bornemann 2012)
	PAK, Dosierung in Kontaktbecken, Sedimentationsbecken und nachgeschaltete Raumfiltration	G / G	Kläranlage Dülmen, NRW, DE / Kläranlage Albstadt-Lautlingen, BW, DE / viele weitere
	PAK, Dosierung in Kontaktbecken, Sedimentationsbecken und nachgeschalteter Tuchfiltration	G / G	Kläranlage Lahr, BW, DE / Kläranlage Laichlingen, BW, DE („Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Würtemberg“, o. J.)
	PAK, Dosierung vor Flockenfilter	P	Kläranlage Kloten/Opfikon, Schweiz (Boehler et al. 2011)
	PAK, Dosierung in Membranbelebungsanlage	P / S-P	**GKW Nordkanal, NRW, DE** / Kläranlage Locle, Schweiz
GAK Verfahren	GAK Filtration im diskontinuierlich betriebenen Filter	G / P	Kläranlage Obere Lutter, NRW, DE / Kläranlage Gütersloh Putzhagen, NRW, DE
	GAK Filtration im kontinuierlich betriebener Filter	G	Kläranlage Rietberg, NRW, DE
Oxidative Verfahren	Ozonung mit Sandfiltration zur Nachbehandlung	G / G	Kläranlage Aachen-Soers, NRW, DE / KA Neugut (Neugut o. J.)
	Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur Nachbehandlung	G / G	Kläranlage Warburg, NRW, DE / Duisburg Vierlinden, NRW, DE
Kombinierte Verfahren	Ozonung und nachgeschaltete GAK Filtration	P / G	Kläranlage Paderborn / Kläranlage Weißenburg (Schatz und Hanke 2016)
	MBR mit nachgeschalteter GAK Filtration	S / P	KA Langen, HE, DE (Abwasserverband LEE 2016) / **Kläranlage Glessen (in Planung), NRW, DE**
Biologische Verfahren	Bodenfilter mit GAK als Zuschlagsstoff	P / G	**Retentionsbodenfilter Kläranlage Rheinbach (im Bau), NRW, DE**

S: Studie, P: Pilotversuch, G: Großtechnische Anlage, Fett gedruckt: Projekte des EV,
Quelle soweit nicht anders angegeben: (KOM-M NRW 2018)

Abgesehen von einer möglichen Dosierung von PAK in den Hauptstrom der Kläranlage (d.h. unmittelbar in die biologische Reinigungsstufe) können viele der Verfahren sowohl als Vollstrom-, wie auch als Teilstromlösung realisiert werden. Dadurch ergeben sich weitere Variationsmöglichkeiten, die letztlich eine Fülle von Möglichkeiten eröffnen für den Standort und den Anwendungsfall passenden Lösungen zu finden, die sowohl die Wirtschaftlichkeit wie auch die Wirksamkeit der Verfahren berücksichtigen.

2.10 Unterschiede wesentlicher Verfahren

Die einzelnen Verfahren sind, wie bereits oben diskutiert, technisch nicht gleichwertig. Bereits bei den Eliminationsraten für unterschiedliche Behandlungsstufen zeigen sich Unterschiede. Bereits 2011 haben Choubert et al. die Abbauraten 100 verschiedener prioritären Substanzen für verschiedene Arten von Primär-, Sekundär- und Tertiärverfahren (das heißt, Mikroschadstoffentfernung in der ersten, zweiten oder dritten Verfahrensstufe) anhand von Massenbilanzen auf über 19 kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen untersucht. Sekundäre biologische Prozesse erwiesen sich als durchschnittlich 30% effizienter als primäre Absetzprozesse. Das Belebtschlammverfahren führte bereits vielfach zu einer signifikanten Verringerung der Schadstofffrachten (bei 70% der nachgewiesenen Stoffe mehr als 50% Entfernung). Biofilm-Prozesse führten zu einer äquivalenten Entfernungseffizienz im Vergleich, mit Ausnahme einiger Pharmazeutika. Das MBR-Verfahren ermöglichte eine Verbesserung der Abscheidegrade einiger Substanzen, die bei herkömmlichen Belebtschlammprozessen nur teilweise abgebaut wurden. Auch tertiäres Absetzen und Sandfiltration konnten eine signifikante Entfernung für adsorbierbare Substanzen erreichen. Fortgeschrittene tertiäre Prozesse wie Ozonung, Aktivkohle und Umkehrosmose ergaben eine fast vollständige Entfernung von polaren Pestiziden und Pharmazeutika wobei weniger polare Substanzen werden durch Umkehrosmose besser zurückgehalten wurden (Choubert et al. 2011). Untersuchungen bei der Elimination von Mikroschadstoffen aus Krankenhausabwässer haben in einer vergleichenden Betrachtung von Ozonung und Pulveraktivkohleadsorption nach einem MBR gezeigt, dass sich abhängig vom Verfahren für einzelne Substanzen unterschiedlichen Wirkungsgrade ergeben können (Nafo 2017).

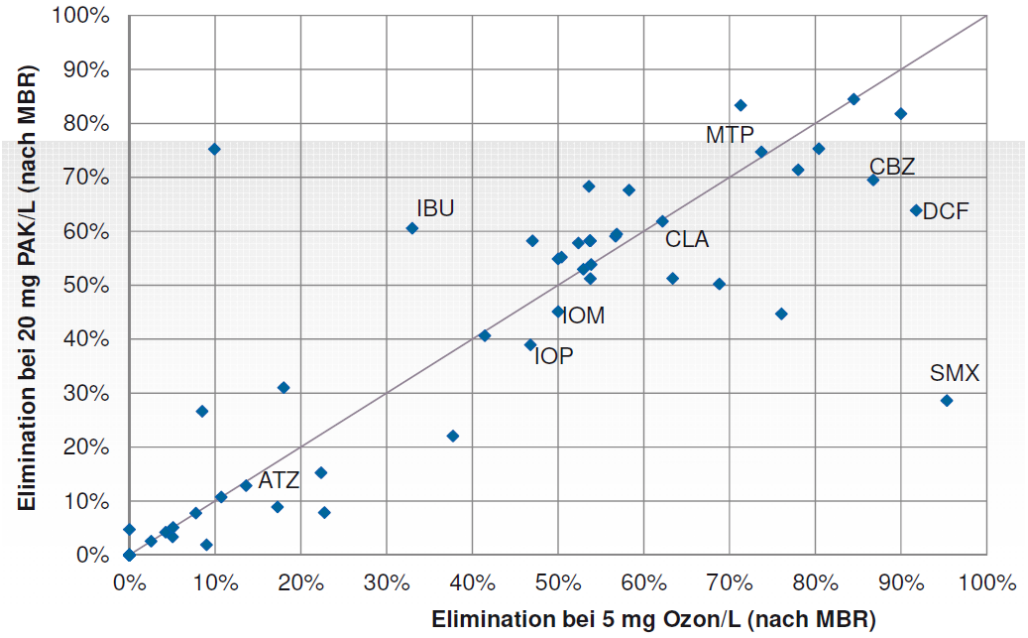


Abbildung 26: Vergleich der Eliminationsleistung von Ozon und Pulveraktivkohle auf der Kläranlage am Marienhospital Gelsenkirchen (Nafo 2017)

In einer bereits 2007 durchgeführten Modelluntersuchung für Großbritannien werfen Jones et al. die Frage auf, ob fortschrittliche Behandlungstechniken, die zwar Mikroverunreinigungen reduzieren, nicht auch zu ökologisch unerwünschten Erhöhungen des Energieverbrauchs und der CO_2-Emissionen führen. Sie kommen zu dem Schluss das alternative Techniken, wie erhöhte Schlammalter und hydraulische Retentionszeiten auf herkömmlichen Klärwerken in Verbindung mit einer verbesserten Nährstoffelimination und den damit verbundenen unterschiedlichen Redoxbedingungen in vielen Fällen potentiell ähnlich oder zumindest ausreichend wirksam sein können und dabei aber mit viel geringeren Umwelt- und Finanzkosten belegt sind (Jones et al. 2007).

Insgesamt ist eine möglichst umfassende Betrachtung der Mikroschadstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen erstrebenswert, die geeignet ist positive und negative Umweltwirkungen zu bilanzieren. Die Herausforderung liegt darin, dass dabei verschiedene Schutzgüter mit stark unterschiedlicher räumlicher Bedeutung in Konkurrenz treten. Schutz lokaler aquatischer Lebensräume und globaler Klimaschutz können beispielhaft genannt werden. Zur Abwägung wäre eine breit angelegte gesellschaftliche Diskussion wünschenswert, die auch Potenziale zur Vermeidung primärer Mikroschadstoffemissionen berücksichtigt. Mit Blick auf die Gewässer sind zusätzlich auch weitere Belastungen und Randbedingungen aus Nutzungen und Morphologie zu beachten. Auch dort wo eine Mikroschadstoffentfernung als notwendig angesehen wird, wird sie nur in den wenigsten Fällen hinreichend für das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes im Gewässer sein.

3 Einzugsgebiet der Kläranlage und Abwassereigenschaften

3.1 Beschreibung des Einzugsgebiets

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Weilerswist umfasst die Ortsteile Bodenheim, Lommersum, Ottenheim, Derkum, Hausweiler, Horchheim, Großvernich, Kleinvernich, Neukirchen, Müggenhausen, Schwarzmaar, Metternich und Weilerswist. Der Zufluss zur Betriebsstelle erfolgt über den Hauptsammler der Ortslage Weilerswist.
Der Großteil der Einwohner im Kläranlageneinzugsgebiet wird im Mischsystem entwässert, lediglich 15% werden im Trennsystem entwässert.

3.1.1 Siedlungsstruktur und Flächennutzung

Das Einzugsgebiet der KA Weilerswist hat eine ländliche Prägung mit oftmals dörflichen Strukturen. Etwa die Hälfte der angeschlossenen Einwohner konzentriert sich in der Ortslage Weilerswist.

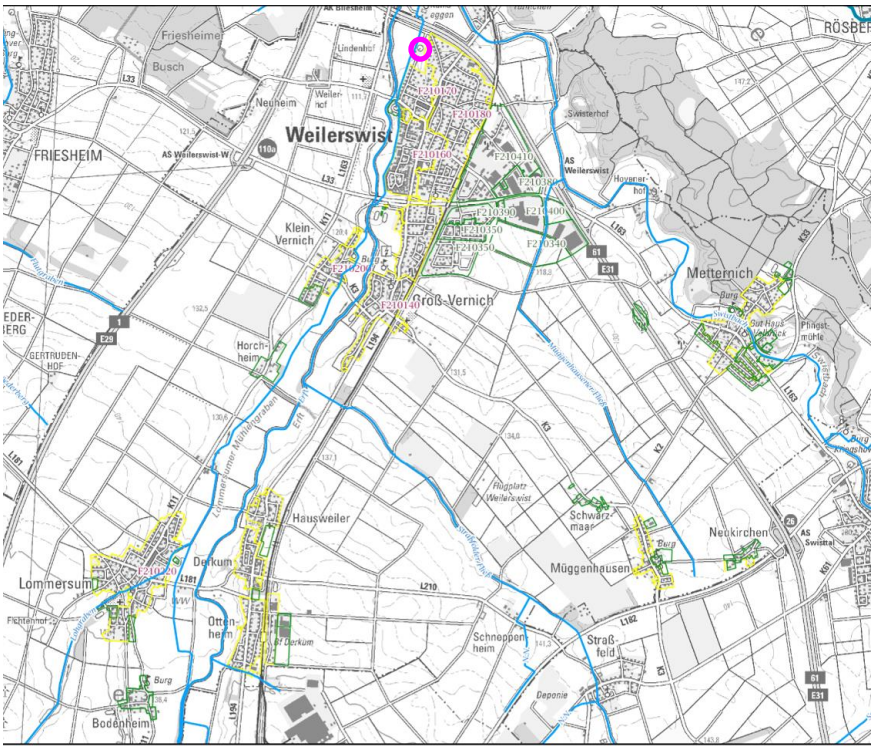


Abbildung 27: Einzugsgebiet der KA Weilerswist, KA-Standort mit Kreis markiert

3.1.2 Altersstruktur der Bevölkerung

Mit steigendem Lebensalter steigt auch der Arzneimittelverbrauch in der Bevölkerung. Daher wird nachfolgend untersucht, ob sich das Durchschnittsalter im Einzugsgebiet der KA Weilerswist deutlich vom Altersschnitt im gesamten Erftverbandsgebiet oder NRW unterschiedet. Die Abschätzung des Altersschnittes kann jedoch nur überschläglich erfolgen, da die Zahlen des statistischen Bundesamtes nach Städten und Gemeinden und nicht nach Kläranlageneinzugsgebieten erhoben werden. An die KA Weilerswist sind hauptsächlich Ortslagen der Gemeinde Weilerswist angeschlossen, sodass hier eine gute Übereinstimmung erreicht wird.

Der Anteil der über 65-jährigen lag 2017 im Einzugsgebiet bei 19% und liegt damit einen Prozentpunkt unter dem Schnitt im Erftverbandsgebiet, der sich mit den NRW-weiten Zahlen deckt.
Der Anteil der über 40 bis 65-jährigen lag im Einzugsgebiet bei 41% und somit über den Anteilen im Erftverbandsgebiet von 39% und in NRW von 37%
Insgesamt liegt der Anteil der älteren Menschen im Einzugsgebiet damit auf einem durchschnittlichen Niveau.
Insgesamt unterscheidet sich die Alterszusammensetzung in den Städten und Gemeinden des Verbandsgebiets nicht wesentlich, sodass keine signifikanten Auswirkungen auf die Abwasserzusammensetzung und den Anfall von Arzneimittelrückständen zu erwarten sind.

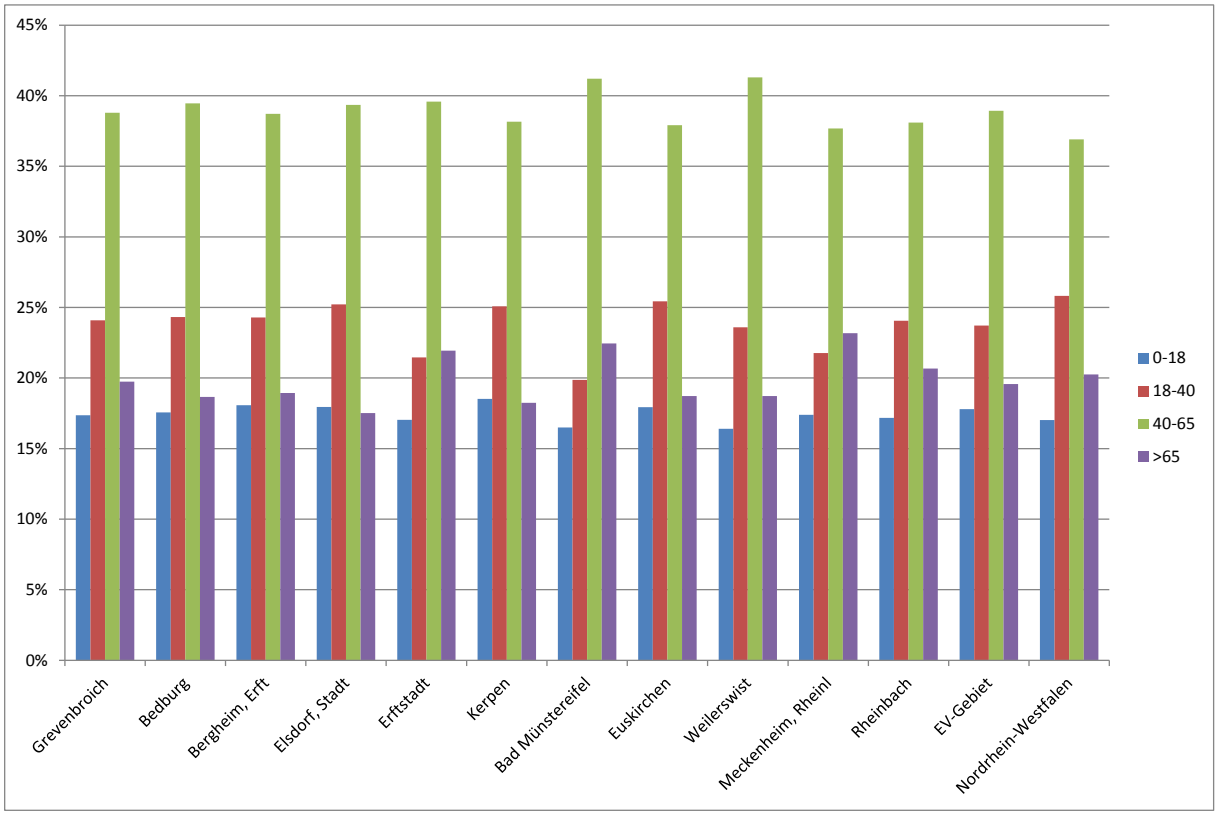


Abbildung 28: Alterszusammensetzung in den Städten und Gemeinden des Erftverbandsgebietes

3.1.3 Pflegeeinrichtungen- und Krankenhäuser

Es gibt keine Krankenhäuser und Tageskliniken im Einzugsgebiet der KA Weilerswist. Aber auch bei Vorhandensein vieler Pflegeeinrichtungen kann mit erhöhten Emissionen von Arzneimittelrückständen im Einzugsgebiet gerechnet werden. Die Anzahl der Pflegebetten ist mit ca. 12 Betten/1000 Einwohner nur leicht überdurchschnittlich, sodass nicht mit erhöhten Arzneimittelkonzentrationen im Zulauf der Kläranlage zu rechnen ist (Zahlen: eigene Erhebung des Erftverbandes).

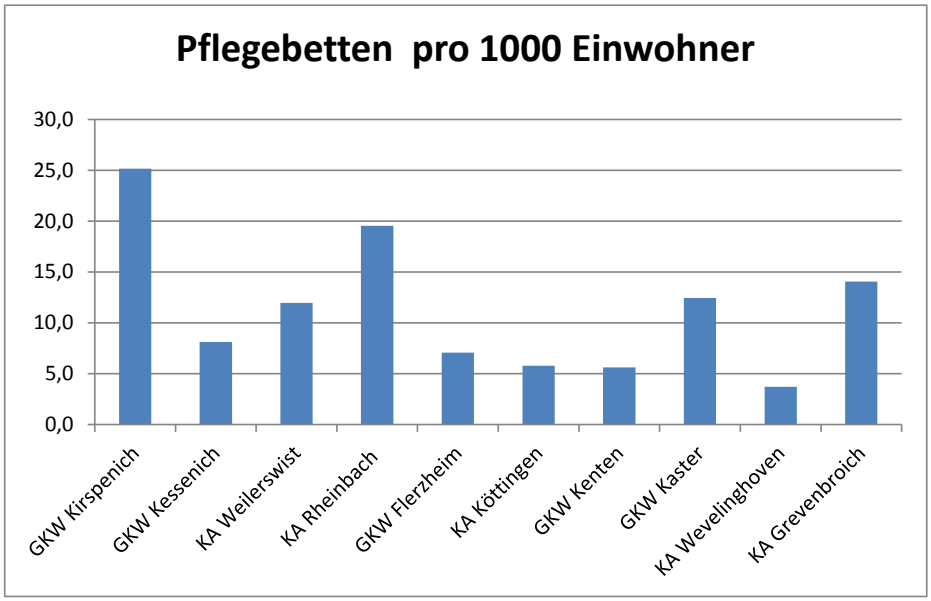


Abbildung 29: Pflegebetten pro 1000 Einwohner im Einzugsgebiet der betrachteten Kläranlagen

3.1.4 Industrielle und gewerbliche Produktion

Neben dem häuslichen Abwasser werden auf der Kläranlage lediglich Abwässer aus Kleingewerbe und Handel behandelt, es befinden sich keine größeren produzierenden Betriebe im Einzugsgebiet.
Die Zuleitung des Abwassers erfolgt über das städtische Kanalnetz.

3.1.5 Sonstige Indirekteinleiter

Sonstige relevante Indirekteinleiter sind gemäß Indirekteinleiterkataster der Kreise nicht bekannt.

3.2 Abwassermenge und Zuflußcharakteristik

In den Jahren 2012 bis 2016 wurden im Mittel folgende Wassermengen behandelt.

Jahresabwassermenge:	1.479.517 m³/a
Jahresschmutzwassermenge:	898.948 m³/a

Bei Trockenwetter bewegt sich der Zufluss zur Kläranlage in einer Größenordnung von 2.500 m³/d bis 5.000 m³/d.

Der maximale Zufluss bei Regenwetter betrug 2015 rund 18.000 m³/d

Der Verlauf der Häufigkeitsverteilung deutet darauf hin, dass keine relevanten Fremdwassermengen im Zulauf vorhanden sind.

Der Fremdwasseranteil am Zufluss wurde vom Erftverband für das Jahr 2015 mit 22% angegeben.

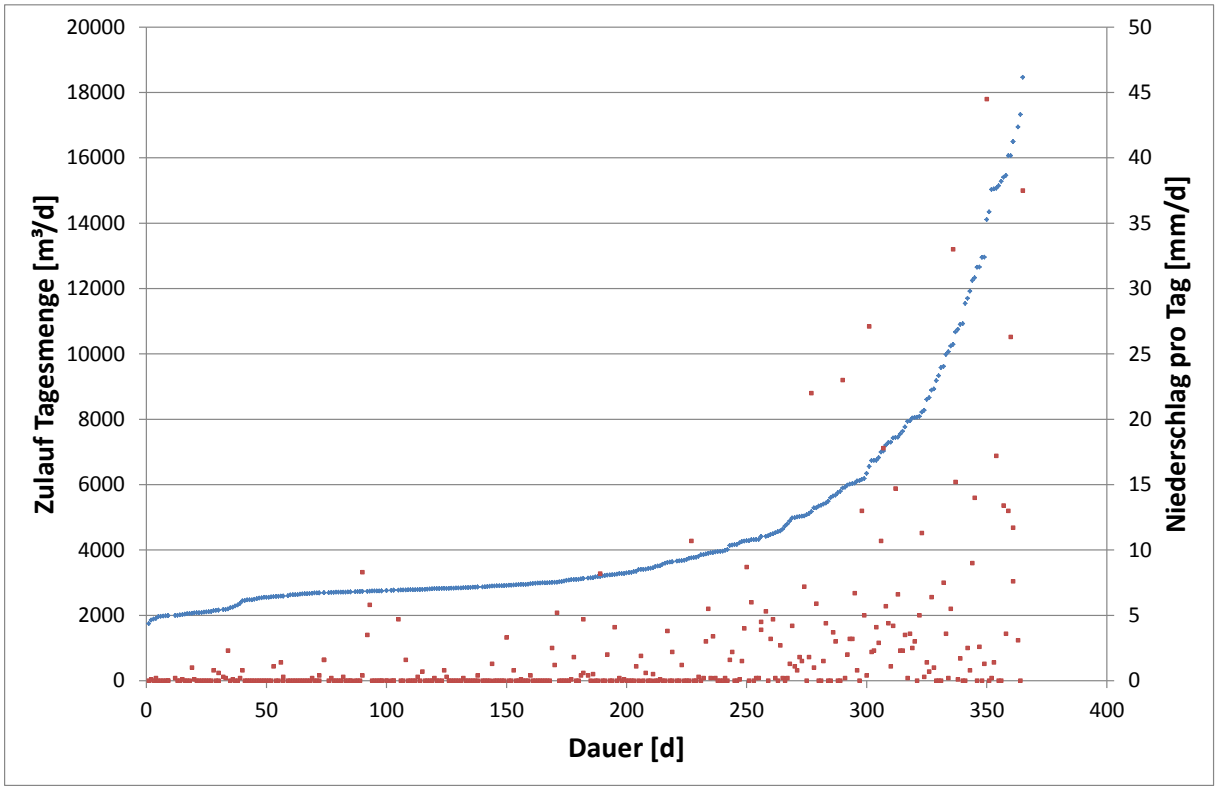


Abbildung 30: Niederschlagshöhen und Häufigkeitsverteilung der Tageszuflüsse für das Jahr 2015, KA Weilerswist

3.3 Abwasserzusammensetzung

Aufwand und Erfolg einer Mikroschadstoffelimination hängen unter anderem von der Vorreinigung des Abwassers ab. Hohe Hintergrundbelastungen stören sowohl die Adsorption an Aktivkohle als auch die Oxidation mit Ozon. Eine bestehende Filtration kann zur Nachbehandlung nach der Mikroschadstoffelimination genutzt werden. Daher wird die 4. Reinigungsstufe in aller Regel zwischen der biologischen Reinigungsstufe und der Filtration angeordnet. Da für diesen Bereich keine regelmäßige Überwachung der Abwasserqualität vorgesehen ist, liegen hierfür keine Messungen über einen längeren Zeitraum vor. Lt. Aussage des Betriebes sind keine Probleme mit Schlammabtrieb aus der Nachklärung bekannt, sodass für die Dimensionierung der Mikroschadstoffelimination die Ablaufdaten nach der Filtration herangezogen werden können. Sollte eine 4. Reinigungsstufe realisiert werden, müsste ein Sondermessprogramm zur weiteren Verdichtung der Datengrundlage durchgeführt werden.

Die Auswertung der Standard-Abwasserparameter erfolgt anhand regelmäßiger Messungen des eigenen Labors des Erftverbandes. Diese haben einen größeren Parameterumfang als die standardmäßigen Messungen zur Betriebsüberwachung und erlauben insbesondere eine Bewertung der organischen Hintergrundbelastung. Es wurden insgesamt ca. 260 Proben von Trockenwettertagen aus dem Zeitraum 2011-2016 ausgewertet.

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung sind in Tabelle 7 und Abbildung 31 dargestellt.

Tabelle 7: Auswertung der Ablaufkonzentrationen der KA Weilerswist

KA 4 Weilerswist

			15%-Wert	**Median**	85%-Wert
pH-Wert (Vor-Ort-Messung)	pH.vO		7,3	**7,5**	7,6
Leitfähigkeit (Vor-Ort-Messung)	LF.vO	µS/cm	976	**1.100**	1.223
CSB, homogenisiert	CSB.h	mg/l	15,0	**19,0**	23,6
TOC, homogenisiert	TOC.h	mg/l	5,7	**7,2**	9,1
CSB/TOC			2,2	**2,7**	3,2
Ammonium-Stickstoff	NH4-N	mg/l	0,1	**0,1**	0,4
Stickstoff, gesamt (TNb)	TNb	mg/l	2,5	**3,4**	9,1
Phosphor, gesamt	P.g	mg/l	0,2	**0,3**	0,4
Orthophosphat-Phosphor (gelöst)	o-PO4-P.f	mg/l	0,05	**0,18**	0,27
Säurekapazität (pH 4.3)	kS4_3	mmol/l	3,5	**4,2**	4,5
Temperatur Biologie	TB	° C	11,0	**13,0**	16,5
Nitrit-Stickstoff	NO2-N	mg/l	0,1	**0,1**	0,1
Nitrat-Stickstoff	NO3-N	mg/l	1,3	**2,4**	6,7
Nges. i.S.d. AbwV, berechnet	N.AbwV	mg/l	1,5	**2,6**	7,4
Chlorid	Cl	mg/l	109,2	**131,0**	151,6
Sulfat	SO4	mg/l	112,5	**144,0**	164,0

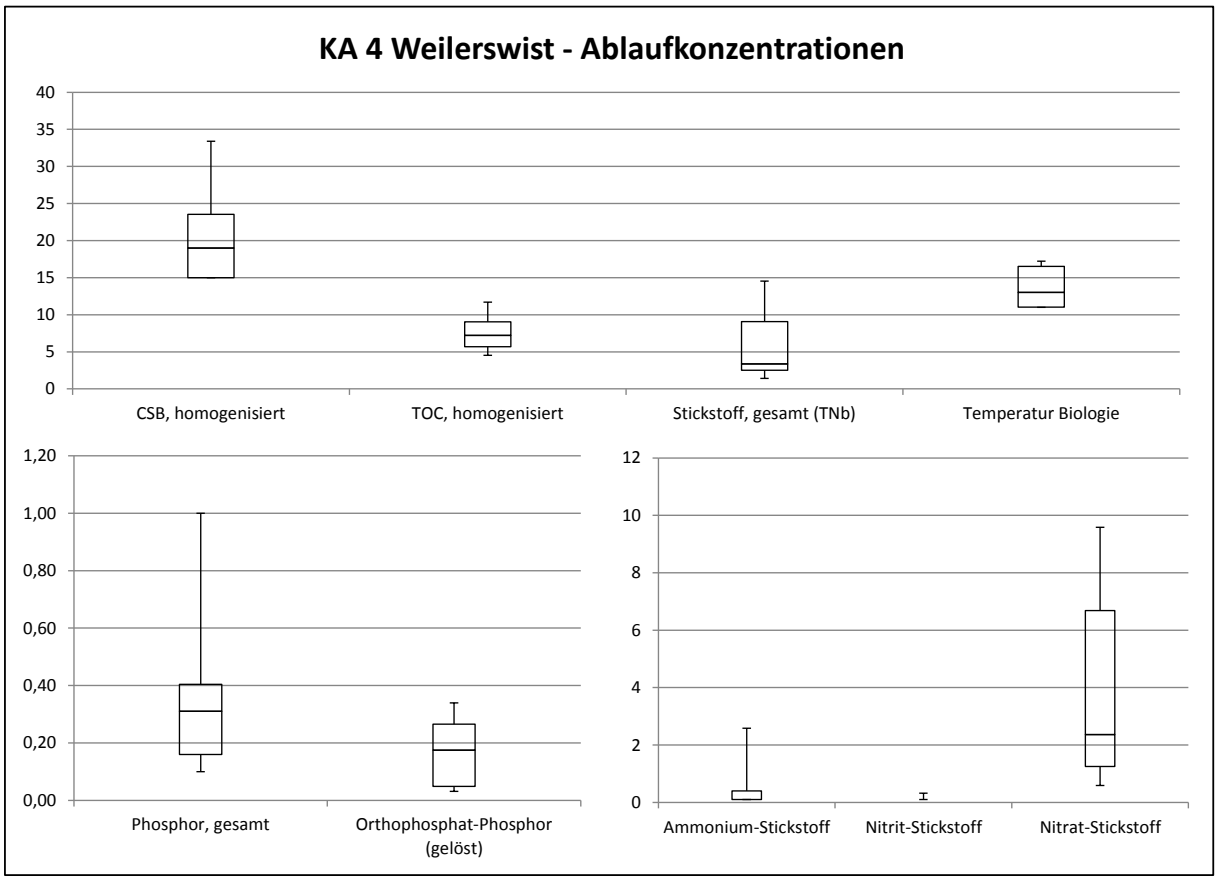


Abbildung 31: Ablaufkonzentrationen der Standardparameter

Die Kläranlage Weilerswist muss insbesondere für Ammoniumstickstoff (NH_4-N) und Phosphor niedrige Überwachungswerte einhalten, die über die Mindestanforderungen aus der Abwasserverordnung hinausgehen (siehe auch Kapitel 1.3). Dies spiegelt sich auch in

sehr niedrigen Ablaufwerten für CSB und TOC wieder. Die Phosphor-Ablaufkonzentrationen bewegen sich mit unter 0,4 mg/l auf sehr niedrigen Niveau und auch Ammoniumstickstoff ist mit einem Median von 0,1 mg/l im Ablauf der KA Weilerswist sehr niedrig.

Für die Umsetzung der Mikroschadstoffelimination mit einer Ozonung wären erhöhte Nitritablaufwerte problematisch, da Nitrit bevorzugt mit dem Ozon reagiert und so zu einem erhöhten Ozonverbrauch führt. Die ausgewerteten Ablaufmessungen geben keinen Hinweis auf Nitritbildung in der Belebung.

Auch Bromid im Abwasser kann die Anwendung oxidativer Verfahren zumindest erschweren oder bei höheren Konzentrationen zu einem Ausschlusskriterium werden.
Unter Einwirkung von Ozon wird ein großer Teil des vorhandenen Bromids zu Bromat umgewandelt. Dieses ist potentiell krebserregend und aerob nicht wieder abbaubar, die vorgeschlagene UQN liegt bei 50 µg/l. Werden im Abwasser daher Konzentrationen von > 100 µg/l Bromid vorgefunden, sind weitere Untersuchungen erforderlich, um das Bromatbildungspotential abzuschätzen („Ozon - VSA Micropoll“ o. J.).

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde der Bromidgehalt im Ablauf der KA Weilerswist anhand einer 24h Mischprobe bestimmt. Dabei lag der Bromidgehalt kleiner der Bestimmungsgrenze von 50 µg/l.

Im Falle der Umsetzung einer Mikroschadstoffelimination mit Ozon ist dieser Befund mit weiteren Untersuchungen zu stützen. Zusätzlich sollte dann auch das Potential zur Bildung von Nitrosaminen untersucht werden.

Über die zu behandelnde Wassermenge hinaus ist die organische Hintergrundbelastung ein Maß, um die erforderlichen Dosiermengen von Ozon bzw. Aktivkohle abzuschätzen und die Lager, -Erzeugungs- und Dosiereinrichtungen zu dimensionieren. Bei der Ozonung können zudem bereits kleine Mengen Nitrit höheren Ozondosierungen erforderlich machen. Hierzu werden jeweils die Mittelwerte der Parameter Total Organic Carbon (TOC) und Nitrit-Stickstoff aus den Standardabwasseruntersuchung herangezogen:

TOC = 7,2 mg/l
NO_2-N = 0,1°mg/l

Aus den gefundenen Konzentrationen der Standardabwasserparameter ergeben sich damit zunächst keine Einschränkungen für die Planung einer 4. Reinigungsstufe.

3.4 Screening auf Mikroschadstoffe

In einem Zeitraum von einem Jahr wurden insgesamt 13 Stichproben bei verschiedenen Betriebsbedingungen genommen und auf ca. 150 Spurenstoffe untersucht. So können standortspezifische Spurenstoffe und Substanzgruppen ausgemacht und geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen ergriffen werden.

Neben dem Screening im Ablauf der betrachteten Kläranlage wurden im Zuge des übergeordneten Rahmenprojektes „Spurenstoffe Erft“ auch in 9 weiteren Kläranlagen, sowie unterhalb und oberhalb der Einleitstellen im Gewässer die Frachten bestimmt. Nachfolgend

wird dargestellt, wie hoch die Spurenstoffemissionen für die 7 Leitparameter durch den Ablauf der KA Weilerswist sind und ob es weitere Substanzen gibt, die regelmäßig in nennenswerten Konzentrationen gemessen werden.
Diese Ablaufkonzentrationen werden mit den durchschnittlichen Konzentrationen aller im Rahmenprojekt betrachteten Kläranlagen verglichen und auch mit den Gewässerkonzentrationen ins Verhältnis gesetzt. Dabei ist zu beachten, dass die Bewertungskriterien nur für die Konzentrationen im Gewässer gelten und zum Teil aus den Anforderungen für Rohwasser zur Trinkwassergewinnung stammen. Für den Ablauf der Kläranlage sind diese Kriterien daher nur bedingt anwendbar.

Tabelle 8: Konzentrationen der 7 Leitparameter in Zu- und Ablauf sowie im Gewässer

Spurenstoffe	Zulauf KA	Ablauf KA			Alle KA Abläufe	Oberhalb Einleitung	Unterhalb Einleitung	Bewertungskriterium
(7- Leitparamter)	mittel	min	mittel	max	mittel	mittel	mittel	
	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L
1H-Benzotriazol	12,61	1,50	3,01	6,20	5,95	1,19	1,15	10,00
Carbamazepin	0,98	0,50	0,87	1,30	0,67	0,10	0,12	0,50
Clarithromycin	0,45	0,00	0,08	0,62	0,29	0,00	0,00	0,10
Diclofenac	4,02	0,80	2,13	4,20	2,13	0,33	0,40	0,05
Metoprolol	2,32	0,77	1,61	2,70	1,46	0,25	0,29	7,30
Sotalol	0,28	0,10	0,20	0,29	0,31	0,04	0,04	0,10
Sulfamethoxazol	0,32	0,06	0,15	0,22	0,19	0,03	0,03	0,60

Mit Blick auf die sieben Leitparameter kann festgestellt werden, dass sich die Konzentrationen von Spurenstoffen im Ablauf der KA Weilerswist auf dem üblichen Niveau für den Ablauf kommunaler Kläranlagen bewegen. Die mittleren Konzentrationen im Ablauf der KA Weilerswist liegen sehr nah bei den mittleren Ablaufkonzentrationen der betrachteten Anlagen im Erfteinzugsgebiet.

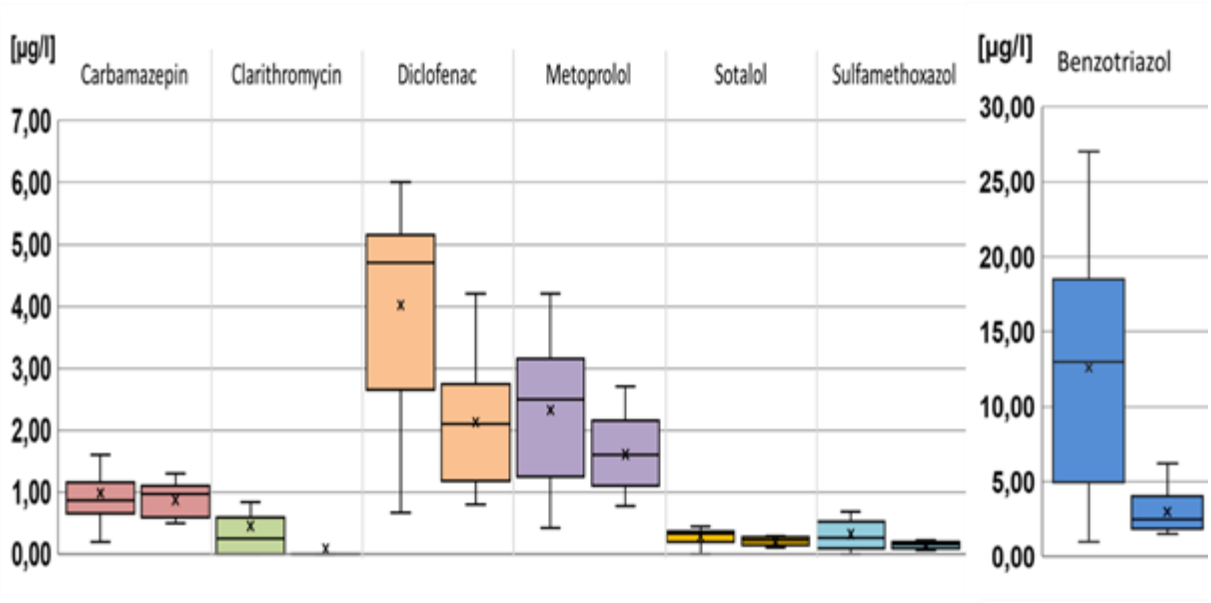


Abbildung 32: Weilerswist, Zu- und Ablaufkonzentrationen der sieben Leitparameter

Bei Betrachtung der weiteren untersuchten Mikroschadstoffe (siehe Anhang) fällt auf, dass einzelne Pflanzenschutzmittel (Herbizide und Fungizide) in nennenswerten Konzentrationen im Zu- und Ablauf der KA Weilerswist gemessen wurden. Die gefundenen Konzentrationen

liegen dabei über dem Durchschnitt aller untersuchten Anlagen, sodass hierbei von einer für das Einzugsgebiet spezifischen Belastung gesprochen werden kann. Diese Beobachtung deckt sich mit der stark landwirtschaftlich geprägten Nutzung im Einzugsgebiet. Insbesondere das hauptsächlich im Getreideanbau eingesetzte Herbizid Isoproturon wurde in vergleichsweise hohen Konzentrationen gefunden. Diese könnten zum Beispiel aus der Reinigung der Landmaschinen und Abspülung von Hofflächen und Straßen stammen. Da die Zulassung für diesen Wirkstoff in 2017 ausgelaufen ist und auch das Aufbrauchen von Restbeständen ab September 2017 untersagt ist, sollte die Belastung mit diesem Stoff heute kein Problem mehr darstellen. Allerdings ist die Gruppe der Pflanzenschutzmittel mit den spezifischen Anwendungsfeldern groß, sodass eine generelle Senkung der Emissionen nur durch eine Sensibilisierung der Landwirte und entsprechend selteneren und sparsameren Einsatz dieser Mittel erreicht werden kann.

Obwohl die Dichte der Krankenhaus- und Pflegebetten im Einzugsgebiet verhältnismäßig gering ist, sind die Konzentrationen für Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel auf einem durchschnittlichen Niveau. Diese Beobachtung lässt sich dadurch erklären, dass die Einnahme der meisten Medikamente auch Zuhause erfolgt und auch Röntgenkontrastmittel häufig erst nach dem Untersuchungstermin ausgeschieden werden, wenn der Patient bereits zuhause ist.
Im Einzugsgebiet der KA Weilerswist bieten sich daher keine Maßnahmen bei indirekt einleitenden Betrieben oder Einrichtungen des Gesundheitswesens an.

Zur Senkung der Mikroschadstoffemissionen aus der KA Weilerswist wäre daher die Implementierung einer 4. Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination als End-of-Pipe Lösung die wirkungsvollste Methode. Allerdings ist die KA Weilerswist zu klein, um eine merkliche Minderung der Mikroschadstoffkonzentrationen im Gewässer zu erreichen.
Das Einleitgewässer (die Erft) weist bereits oberhalb der Einleitstelle eine deutliche Vorbelastung mit Spurenstoffen auf, da oberhalb der Einleitung bereits mehrere Kläranlagen einleiten. Hierbei handelt es sich vor allem um Medikamentenrückstände und ihre Metaboliten sowie Industriechemikalien. Insbesondere der Leitparameter Diclofenac, aber auch das Antikonvulsivum Gabapentin überschreiten bereits oberhalb der Einleitstelle die Bewertungskriterien. Alle anderen gemessenen Mikroschadstoffe (insgesamt ca. 150 Einzelstoffe) kommen auch unterhalb der KA Weilerswist nicht, oder in geringen Konzentrationen unterhalb der Bewertungskriterien vor.

4 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten

4.1 Vorhandene Kläranlage

Die Kläranlage Weilerswist wurde zuletzt Mitte der 1990er Jahre umfangreich ertüchtigt und erweitert. In dieser Ausbaustufe wurden unter anderem die Sandfilter zur weitergehenden Nährstoffelimination errichtet (siehe auch Kapitel 4.1.2).

Belastungssituation und zukünftige Auslastung

Die Ausbaugröße der Anlage von 25.000 Einwohnerwerten (EW) ist mit ca. 17.500 angeschlossenen Einwohnern zu ca. 70% ausgeschöpft. Eine nennenswerte Belastung aus dem ansässigen Gewerbe ist nicht bekannt. Damit sind relativ hohe Reserven für die zukünftige Entwicklung der angeschlossenen Ortschaften vorhanden.

Mögliche Flächen für eine Erweiterung

Als weitere Randbedingung für die Planung einer 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination ist die verfügbare Erweiterungsfläche zu berücksichtigen.
Auf der KA Weilerswist stehen zum Zeitpunkt der Betrachtung nur kleinere Flächen im Bereich zwischen der bestehenden Nachklärung und Filtration zur Verfügung, die ursprünglich für die Nachrüstung einer Nachnitrifikation vorgesehen waren und bevorzugt verwendet werden sollten. Diese Flächen werden in Abbildung 33 blau dargestellt. Außerdem wäre auch ein Flächenerwerb im Bereich der benachbarten Brachfläche denkbar. Diese Alternativflächen sind blau schraffiert dargestellt.
Die vorhandenen sofort verfügbaren Flächen im Bereich der Nachklärung und Filtration bieten sich auch im Hinblick auf die Anordnung der Mikroschadstoffelimination zwischen diesen Verfahrensstufen an und sollen daher bevorzugt beplant werden.

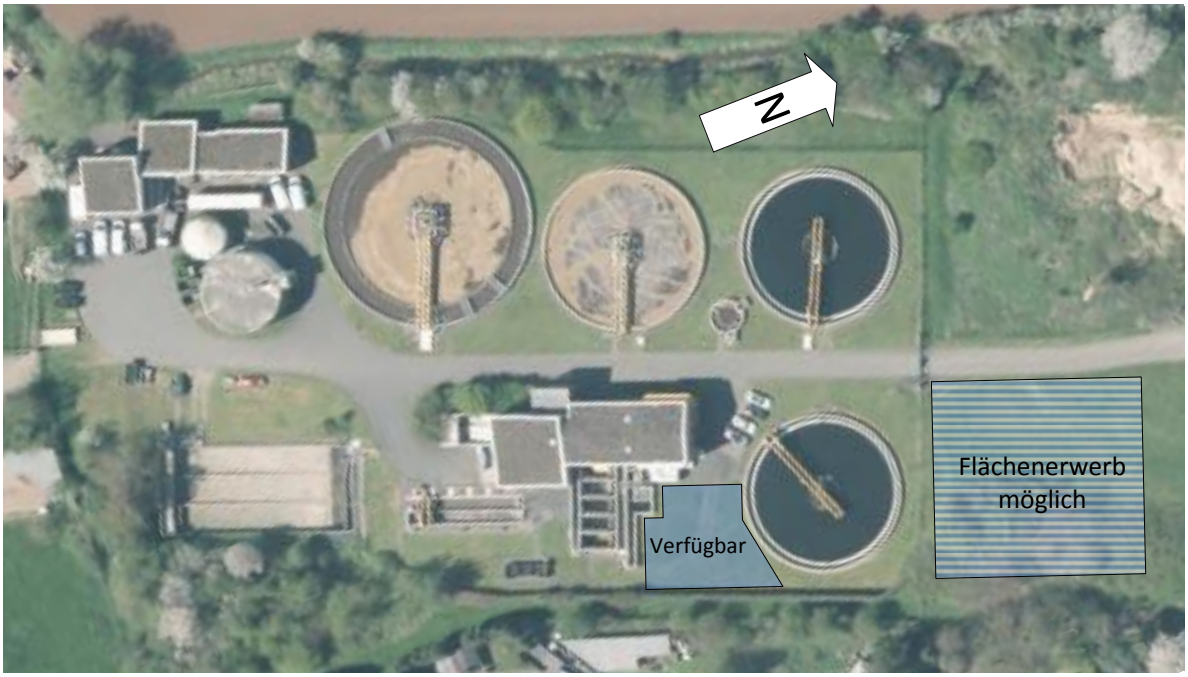


Abbildung 33: Erweiterungsflächen für die 4. Reinigungsstufe

Klärschlammentsorgung

Der Klärschlamm der KA Weilerswist wird vollständig thermisch verwertet. Die Verbrennung erfolgt, wie insgesamt für die beim Erftverband anfallenden Klärschlämme, in Form einer Mitverbrennung in Braunkohlekraftwerken. Die Mikroschadstoffelimination unterliegt daher keinen Einschränkungen aus der Klärschlammentsorgung.

4.1.1 Vorgelagerte Betriebsstellen

Der Zufluss zur Kläranlage erfolgt über den Hauptsammler des Ortes Weilerswist.
Auf dem Gelände der Kläranlage befindet sich außerdem noch das RÜB Weilerswist.
Innerhalb des Einzugsgebietens sind folgende Abwasseranlagen vorhanden:

Tabelle 9: Vorgelagerte Betriebsstellen der KA Weilerswist

Nr.	Name	
172	RÜB	KA Weilerswist
283	PW/RÜB	Lommersum
284	PW/RÜB	Hausweiler
285	RÜB	Nelkenweg Groß-Vernich
286	RÜB	Klein-Vernich
287	PW/RÜB	Groß-Vernich
288	RÜB	Weilerswist
289	RÜB/PW/VS	Auf der Hochfahrt Weilerswist
291	RÜB	Müggenhausen
292	PW/RÜB	Metternich
770	PW	Drei Eichen Str. Metternich
771	PW	Swisterberg
772	PW	Felix Wankel Straße
773	RKB/RBF	Metternicher Straße Weilerswist
774	RKB/VSA	Parkallee Weilerswist
775	RKB/RBF	Zum Swisterhof
776	RKB/RBF	Osttangente Weilerswist
777	PW	Ruwerstraße Weilerswist

4.1.2 Verfahrenstechnik

Die Anlage umfasst heute folgende Anlagenteile:

- RÜB auf der KA mit Abschlag bei Zufluss über 240 l/s
- Zulaufpumpwerk
  - 3 Schneckenpumpen DN900 je 120 l/s
  - davon eine FU-geregelt für Trockenwetter
- Feinrechen
  - 2x Feinrechen, 3 mm Stabweite
- Belüfteter Sand-/ Fettfang
- Biologische Reinigung

- 2 Rundbecken, simultan aerobe Stabilisierung
- Anaerobbecken im Außenring Becken 1, V = 1.200 m³
- N-DN-Becken 1 (Innenring Becken 1), V = 4.200 m³
- N-DN-Becken 2, V = 3.100 m³
- intermittierende Belüftung

- Nachklärbecken
  - 2 Rundbecken, D = 26 m, T = 3,9 m
- Flockungsfiltration, abwärts durchströmt
  - 6 Filterkammern je 5,4 x 2,75 x 3,1 m (LxBxT), A_{Filter} = 14,9 m²
    Gesamtfläche 89,1 m²
  - Filteraufbau: 0,2 m Stützschicht, 0,7 m Quarzsand, 0,9 m Hydro-Antrazit
  - Spülwasserspeicher, Schlammwasserspeicher
- Simultanfällung

4.1.3 Aktuelle Reinigungsanforderungen

Die Erlaubnis zur Einleitung von biologisch gereinigtem Abwasser (max. 240 l/s) wurde am 20.08.1996 in der Fassung des 1. Änderungsbescheides vom 09.01.1997 unter dem Az.: 54.1-3.1-(4.10)-1.2-Beh durch die Bezirksregierung Köln erteilt.
Mit der Erlaubnis wurden folgende Überwachungswerte festgelegt:

- CSB: 70 mg/l
- BSB_5: 15 mg/l
- NH_4-N: 5 mg/l
- N_{ges}: 18 mg/l
- P_{ges}: 1 mg/l

Die Überwachungswerte werden mit der vorhandenen Verfahrenstechnik sicher eingehalten und im Mittelwert deutlich übertroffen (siehe auch Kapitel 3.3).

4.2 Bewertung der verfügbaren Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Die Auswahl geeigneter Verfahren kann sich nicht nur auf das technisch maximal Machbare und wirtschaftlich Vertretbare konzentrieren. Aspekte der Betriebssicherheit und betrieblichen Variabilität von Verfahren und die Anforderungen an die Qualifikation der Mitarbeiter sollen daher im Auswahlprozess ebenso gewürdigt werden wie die Möglichkeiten der Integration in die bestehende Verfahrenstechnik.

Dazu wurde im Vorfeld der Untersuchungen ein Kriterienkatalog entwickelt und eine erste qualitative Einschätzung der Verfahren vorgenommen um eine erst Vorauswahl für die detaillierte Untersuchung treffen zu können. Die wesentlichen Unterscheidungskriterien lauten dabei wie folgt:

- Eliminationsraten hinsichtl. relevanter Mikroschadstoffe
- Bildung von unerwünschten Reaktionsnebenprodukten (z.B. Bromat) und Transformationsprodukten

- Wirkung auf konventionelle Abwasserparameter (CSB, AFS, Pges)
- Stand der großtechnischen Erprobung des Verfahrens
- Planungssicherheit / Referenzen
- Regelbarkeit und Flexibilität des Verfahrens
- Betriebs- und Wartungsaufwand
- Erforderliche Qualifikationen des Betreibers
- Erforderliche Nachbehandlung zur Vermeidung von unerwünschten Gewässerbelastungen
- Rückwirkungen auf den konventionellen Anlagenteil (z.B. Schlammanfall/Qualität)
- Erforderliche Zulaufqualität zur Behandlungsstufe
- Platzbedarf
- Einbindung bereits bestehender Bauwerke und Verfahrensstufen
- Energiebedarf
- Carbon Footprint

Aufgrund der oben dargestellten Referenzen und der bereits vorhandenen Ausstattung der Klärwerke sowie den Erfahrungen des Erftverbandes mit weitergehender Abwasserreinigung wurden für eine mögliche großtechnische Realisierung auf Klärwerksstandorten des Erftverbandes folgende Verfahren in die Betrachtung mit einbezogen:

- PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Raumfiltration
- PAK, Dosierung in Belebungsbecken und nachgeschaltete Tuchfilter
- PAK, Dosierung mit Kontaktbecken und nachgeschaltete Raumfiltration
- PAK, Dosierung mit Kontaktbecken und Sedimentation mit nachgeschalteter Raumfiltration
- PAK, Dosierung mit Kontaktbecken und Sedimentation mit nachgeschaltetem Tuchfilter
- PAK, Dosierung vor Flockenfilter
- PAK-MBR, Dosierung in Membranbelebung
- GAK Filtration, im diskontinuierlichen Filter
- GAK Filtration, kontinuierlichen Filter
- Ozonung mit Sandfiltration zur Nachbehandlung
- Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur Nachbehandlung

Die Bewertung wurde in Form einer Bewertungsmatrix durchgeführt. Dabei wurden für die einzelnen Verfahren in den oben genannten Kriterien Bewertung von schlecht/nicht geeignet (--) bis sehr gut/hervorragend geeignet (++) vergeben. Bei der Vergabe der Bewertungen wurden folgende Überlegungen und Einschätzungen berücksichtigt:

Grundvoraussetzung für die Dimensionierung aller Verfahrensvarianten war die 80%ige Elimination. Zwar sind manche Mikroschadstoffe mit PAK-Verfahren, andere mit Ozon besser zu entfernen, insgesamt erzielen die genannten Verfahren jedoch alle die gewünschte Breitbandwirkung mit einer durchschnittlichen Elimination von 80%. Daher wurden alle Varianten in diesem Punkt gleich bewertet. Einzig kombinierte Verfahren könnten eine etwas bessere Reinigungsleistung erzielen.

Die Neubildung unerwünschter, toxischer Nebenprodukte in der Ozonung wird negativ gewertet. Im Gegensatz dazu findet bei den adsorptiven Verfahren ausschließlich eine Entnahme von Stoffen statt, sodass keine Verschlechterung der Wasserqualität möglich ist.

In Bezug auf die konventionellen Abwasserparameter wie CSB, AFS oder auch Nährstoffe findet in der Ozonung weder eine Verbesserung noch eine Verschlechterung statt. Die Aktivkohleverfahren können durch die weitergehende Filtration (GAK-Verfahren) oder den Einsatz zusätzlicher Sedimentationsbecken mit Fäll- und Flockungsmitteln zu einem zusätzlichen Rückhalt von AFS und Phosphor beitragen. Daneben wird durch die Adsorption auch ein Teil des biologisch nicht abbaubaren CSB entnommen.

Der Grad der großtechnischen Erprobung setzt sich aus dem Hauptverfahren (PAK mit Sedimentation, PAK in Belebung, GAK-Filter oder Ozonung) und der jeweils gewählten Nachbehandlung (Sandfilter, Tuchfilter, Wirbelbettreaktor) zusammen. Die klassischen PAK-Varianten mit Sandfilter oder Tuchfilter sind auf Anlagen in Baden-Württemberg bereits seit vielen Jahren in Betrieb und werden daher am besten bewertet. Für die Dosierung von PAK in das Belebungsbecken gibt es lediglich Pilotversuche, sodass die Bewertung schlechter ausfällt. Da ein großer Erfahrungsschatz das Risiko für die Auslegung und mögliche Betriebsprobleme deutlich reduzieren kann, wird dieser Punkt besonders hoch gewichtet.

Die Flexibilität einer Verfahrensvariante wird ebenfalls hoch gewichtet, da die zukünftigen Randbedingungen und Reinigungsziele heute nicht absehbar sind. Bei vielen PAK-Verfahren kann die Elimination durch die Dosiermenge auch im Nachhinein angepasst werden. Bei den Ozon-Verfahren kommt außerdem die Möglichkeit hinzu, relativ schnell auf wechselnde Betriebsbedingungen reagieren zu können, sodass diese am besten bewertet werden. GAK-Filtrationen sind dagegen praktisch nicht regelbar und nur durch bauliche Veränderungen an zukünftige Anforderungen anpassbar.

Der Betriebs- und Wartungsaufwand wird für die meisten Varianten als ‚mittel' eingestuft. Lediglich die Ozon-Verfahren werden besser bewertet, da kaum mechanische Teile gewartet werden müssen und auch die Anlieferung von Sauerstoff mit geringem Aufwand verbunden ist. Im Gegensatz dazu ist bei den GAK-Verfahren neben den regelmäßigen Kontrollen der beweglichen Teile auch der Tausch der Aktivkohle mit höherem Aufwand verbunden.

Die erforderliche Qualifikation des Betriebspersonals wird für alle Verfahrensvarianten ähnlich eingeschätzt. Zwar sind je nach Verfahrensart (PAK, GAK, Ozon) andere Qualifikationen gefragt, der Schwierigkeitsgrad unterscheidet sich jedoch nicht deutlich. Kombinierte Verfahren werden in diesem Punkt schlechter bewertet da mehrere neue Verfahrensschritte erlernt und betrieben werden müssen.

Die Verfahren mit PAK-Einsatz schließen in der Regel eine Rückführung der weitgehend beladenen Kohle in die Biologie mit ein. Dabei wird die Kohle in den Belebtschlamm inkorporiert und mit dem Überschussschlamm entsorgt. Die zusätzlichen Entsorgungskosten sind in der Kostenermittlung berücksichtigt, hier soll der zusätzliche Betriebsaufwand bzw. die zusätzliche Belastung der konventionellen Anlagenteile bewertet werden. Für die Varianten mit Dosierung in das Belebungsbecken muss mehr PAK dosiert werden, daher werden sie in diesem Punkt am schlechtesten bewertet.

Im Punkt Zulaufqualität zur Behandlungsstufe wird der Grad der Vorreinigung vor der 4. Reinigungsstufe bewertet, da dieser die Reinigungsleistung und Betriebsmitteleinsatz maßgeblich beeinflusst. Die Zulaufqualität wird bei den Verfahren mit Direktdosierung von PAK in die Belebung am schlechtesten bewertet. Kombinierte Verfahren können dagegen durch die Hintereinanderschaltung von Verfahren bessere Zulaufbedingungen schaffen.

In vielen Fällen ist auf den Anlagen bereits eine Sandfiltration vorhanden, die als Nachbehandlungsstufe nach PAK- oder Ozonbehandlung weitergenutzt werden kann. Daher wird nur der zusätzliche Platzbedarf bewertet. Hier werden die Varianten, die lediglich die zusätzliche PAK-Dosiertechnik erfordern am besten bewertet. Die PAK Varianten mit Kontakt- und Sedimentationsbecken sowie Kombinationsverfahren haben den größten Platzbedarf.

Die Einbindung bestehender Bauwerke bewertet, ob die vorhandenen und theoretisch nutzbaren Behandlungsstufen sich tatsächlich in die 4. Reinigungsstufe integrieren lassen. Hierbei spielt zum einen die Lage eine Rolle, aber auch ob die Dimensionierung für den veränderten Prozess ausreichend ist. Sind vorhandene Bauteile ungünstig gelegen oder zu klein dimensioniert, führt dies zu einer Abwertung.

Alle diskutierten Verfahrensansätze zur Spurenstoffelimination sind energieintensiv oder benötigen Betriebsmittel (Flüssigsauerstoff, Aktivkohle), die mit hohem Energieeinsatz hergestellt werden müssen. Daher wird die Relevanz für den Treibhauseffekt in die technische Bewertung mit einbezogen. Die Bewertung erfolgt anhand von Untersuchungen von (Sperlich und Gnirß 2016), die für die GAK-Filtration und die Ozonung ähnliche Treibhausgasemissionen berechnen. Der Einsatz von PAK führt zu höheren Treibhausgasemissionen, da die Kohle nicht wiederverwendet werden kann. Bei allen Verfahren wurden dabei mittlere Dosiermengen bzw. behandelbare Bettvolumen zu Grunde gelegt.

Für den jeweiligen Anwendungsfall wird die Bewertung in den folgenden Kapiteln nochmals konkretisiert und die konkrete Verfahrensauswahl bezogen, um so die unter wirtschaftlichen, technischen und sonstigen Gesichtspunkten am besten geeigneten Verfahrensvarianten herauszuarbeiten. Sofern es für die ausgewählten Verfahren sinnvoll und technisch machbar erscheint werden im Folgenden auch Untervarianten eines Ausbaus zur Teilstrom- oder Vollstrombehandlung betrachtet.

Tabelle 10: Bewertungsmatrix für ausgewählte Verfahren der Mikroschadstoffentfernung

	4. Reinigungstufe, Verfahren / Varianten											
technische Kriterien	PAK, Dosierung in Belebungs-becken & Sandfilter	PAK, Dosierung in Belebungs-becken & Tuchfilter	PAK, Dosierung mit Kontakt-becken & Sandfilter	PAK, Dosierung mit Kontakt-becken & Sedimentation & Sandfilter	PAK, Dosierung mit Kontaktbecken & Sedimentation & Tuchfilter	PAK, Dosierung vor Flockenfilter	PAK, Dosierung in Membran-belebung	GAK Filtration, diskont. Filter	GAK Filtration, kont. Filter	Ozonung mit Sandfiltration zur Nachbehandlung	Ozonung mit Wirbelbettreaktor zur Nachbehandlung	Kombinierte Verfahren mit Ozon und Aktivkohle
Eliminationsrate hinsichtl. relevanter Mikroschadstoffe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	++
Bildung von unerwünschten Reaktionsnebenprodukten (z.B. Bromat)	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	-	o
Bildung von unerwünschten Transformationsprodukten	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	-	+
Verbesserungspotenzial konventionelle Ablaufparameter	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
Großtechnische Erprobung des Verfahrens	o	-	-	+	+	o	-	+	o	+	-	--
Platzbedarf bei Anlage ohne Filtration	o	+	-	--	--	o	++	o	o	-	o	--
Platzbedarf bei vorhandener Filtration	+	-	-	--	--	+	++	++	++	o	-	o
Einbindung bestehender Bauwerke	++	o	++	++	-	++	++	++	++	++	--	++
Zulaufqualität zur Behandlungsstufe	--	--	o	o	o	o	--	o	o	o	o	+
Erforderliche Nachbehandlung	++	++	++	++	++	++	++	++	++	--	--	+
Erforderlicher Regelbereich und Flexibilität des Verfahrens	+	+	+	+	+	+	+	-	-	++	++	o
Schlammanfall	--	--	-	-	-	-	--	o	o	o	o	o
Energiebedarf	o	o	o	+	+	o	+	++	++	-	-	-
Carbon Footprint												
Erforderl. Qualifikation des Betreibers	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	-

4.3 Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist

Zunächst wurde auf Grundlage der verfügbaren Verfahren zur Mikroschadstoffelimination (siehe Kapitel 0 und 4.2) und den örtlichen Gegebenheiten auf der KA Weilerswist eine Vorauswahl an Verfahren zusammengestellt.
Aus dieser Vorauswahl wurden anschließend drei Hauptvarianten ausgewählt, die in den folgenden Kapiteln detailliert betrachtet werden.

Tabelle 11: Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist

Verfahren	Erforderliche Anlagentechnik
PAK-Dosierung in die Belebung mit gemeinsamen Schlammkreislauf (immer Vollstrombehandlung!)	PAK Lager und Dosierstation im Bereich Zulauf Biologie Vorhandene Filtration als Nachbehandlung
PAK-Dosierung vor vorhandene Flockungsfilter (immer Vollstrombehandlung)	PAK Lager und Dosierstation im Bereich Filtration Vorhandene Filtration als Nachbehandlung
PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf	Neuerrichtung PAK Lager und Dosierstation; Kontaktbecken und Sedimentationsbecken auf Freiflächen Vorhandene Filtration als Nachbehandlung
GAK Filtration in zusätzlicher Filterstufe	Neuerrichtung GAK-Filteranlage auf Freiflächen Evtl. vorhandene Filtration als Vorbehandlung
GAK Filtration in vorhandenen Flockungsfiltern	Umrüstung und evtl. Erweiterung der vorhandenen Filtration
Ozon Behandlung	Neuerrichtung Sauerstofftank, Ozonerzeuger, Ozonreaktor und Steuerungstechnik Vorhand. Filtration als Nachbehandlung

Die ersten zwei Verfahrensvarianten eliminieren Mikroschadstoffe mittels Pulveraktivkohle, die entweder in die Belebung (vergleichbar mit einer Simultanfällung), oder in den Zulauf der vorhandenen Flockungsfiltration dosiert wird. Vorteil beider Verfahren sind die sehr geringen Investitionskosten und der Platzbedarf, da lediglich ein Lagersilo sowie die erforderliche Dosiertechnik für die PAK neu errichtet werden muss. Nachteilig ist bei der Dosierung von PAK in die Belebung die aufgrund der erhöhten Hintergrundbelastung höhere erforderliche Dosiermenge. Die Bemessung der erforderlichen Dosiermenge ist außerdem mit einer höheren Unsicherheit behaftet, da es weniger großtechnische Umsetzungen dieser Verfahrensvariante gibt. Zuletzt würde die hohe PAK-Dosierung zu einem ca. 20% höheren TS-Gehalt in der Belebung führen, da die PAK-Fracht nicht direkt zur biologischen Reinigungsleistung beiträgt. Vor dem Hintergrund eines bereits heute relativ hohen TS-Gehalts in der Belebung wird diese Variante daher nicht weiter verfolgt.
Die Dosierung von PAK in den Zulauf der Filter wurde zwar in halbtechnischen- und Pilotversuchen erfolgreich getestet, es liegen jedoch wenige und keine Langzeiterfahrungen vor. Generell sind bei nicht idealen Randbedingungen häufige Filterspülungen und Störungen des normalen Filterbetriebs zu besorgen.

Da die Filtration auf der KA Weilerswist mit relativ hohen Filtergeschwindigkeiten bemessen ist und dementsprechend während Rückspülungen über geringe Reserven verfügt, erscheint diese Verfahrensvariante nicht empfehlenswert. Sie könnte nur nach umfangreichen Vorversuchen realisiert werden und wird daher nachfolgend nicht weiter verfolgt.

Die PAK-Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf erfordert neben der Errichtung von PAK-Silo und Dosierstation ein Kontaktbecken und ein Sedimentationsbecken, die nach der Nachklärung in den Prozess eingebunden werden. Die beladene und sedimentierte Kohle wird in die Biologie zurückgeführt und der normalen Schlammbehandlung zugeführt. Aufgrund der günstigen Anordnung im Kläranlagenprozess und der Möglichkeit einer internen Kreislaufführung der PAK kann diese sehr hoch beladen und sparsam dosiert werden. Die vorhandene Filtration als Nachbehandlung wird nur unwesentlich höher mit Feststoffen belastet und bedarf keiner Anpassung. Die vorhandenen Freiflächen auf dem Kläranlagengelände reichen für die erforderlichen Becken und Einrichtungen nicht aus. Im Norden der Anlage besteht jedoch die Option die benachbarte Brachfläche zu erwerben und in das Kläranlagengelände zu integrieren. Die gewonnenen Flächen können mit geringem Aufwand erschlossen werden und liegen in akzeptabler Entfernung zu den Anschlusspunkten an der Nachklärung und er Filtration.
Diese Variante wird daher in Kapitel 4.4 näher untersucht.

Die GAK-Filtration in einer zusätzlichen Filterstufe würde nach der vorhandenen Filtration in den Kläranlagenprozess eingebunden werden. Sie hat den Vorteil einer sehr weitgehenden Vorreinigung und die verwendete GAK kann nach der Beladung zu einem großen Teil reaktiviert und wiederverwendet werden. Nachteilig sind die großen erforderlichen Filtervolumina und der der damit verbundene sehr hohe bauliche und maschinentechnische Aufwand. Auch für diese Variante müssten Flächen erworben und das Kläranlagengelände erweitert werden. Um die Wirtschaftlichkeit dieser Variante zu klären, wird sie in Kapitel detailliert betrachtet.

Eine Verfahrensstufe zur Behandlung des Abwassers mit Ozon erfordert nach bisherigem Kenntnisstand zwingend eine biologische Nachbehandlung zum Abbau unerwünschter Reaktionsprodukte. Diese kann durch die vorhandene Nachnitrifikation und Sandfiltration bereitgestellt werden. Der Aufwand für erforderliche Anlagentechnik ist demnach begrenzt und knapp auf den vorhandenen Freiflächen realisierbar. Damit gestaltet sich die hydraulische Anbindung der Ozonierung günstiger als bei den PAK- und GAK-Verfahren. Nachteilig sind der hohe Energieaufwand für die Ozonerzeugung und die noch unzureichend untersuchte Wirkung der Reaktions(neben)produkte. In Kapitel 4.6 werden die technischen und wirtschaftlichen Aspekte des Verfahrens näher untersucht.

Variante 1a: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken (Vollstrom)
Variante 1b: PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf, Neubau Kontakt- und Sedimentationsbecken (Teilstrom)
Variante 2a: Neubau GAK-Filtration, auf (Vollstrom)
Variante 2b: Neubau GAK-Filtration (Teilstrom)
Variante 3a: Neubau Ozonbehandlung (Vollstrom)
Variante 3b: Neubau Ozonbehandlung (Teilstrom)

4.4 Auslegungswerte der 4. Reinigungsstufe

Die Auslegungsziele einer 4. Reinigungsstufe sind bislang nicht abschließend geregelt, es gibt keine gesetzliche und verbindliche Reinigungsanforderung, die eine Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen notwendig machen. In Nordrhein-Westfalen wurde durch das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe eine „Anleitung Zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ herausgegeben, die als eine Art vorläufige technische Regel zur Auslegung im Rahmen von Machbarkeitsstudien angesehen werden kann (KOM-M 2016). Eine Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe muss danach ausgehend vom Zulauf zur biologischen Reinigungsstufe im Jahresmittel eine 80%ige Elimination von sechs Indikatorsubstanzen erreichen. Dieses Eliminationsziel geht zwar nicht direkt in die Bemessung mit ein, allerdings basieren die meisten Auslegungsempfehlungen auf dieser Zielmarke.

Alle hier diskutierten und für die Spurenstoffelimination in Frage kommenden Verfahren sind auf bestimmte Kontaktzeiten bzw. Fließgeschwindigkeiten angewiesen, um die erforderlichen Prozesse durchzuführen. Maßgeblich für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination ist daher die Wassermenge, die der Behandlung unterzogen werden soll.

Grundsätzlich kann eine Mikroschadstoffelimination für den gesamten, behandelten Abwasserstrom umgesetzt werden (Vollstrombehandlung), oder nur für einen Teilstrom. Die Auslegungswassermenge für die Vollstrombehandlung entspricht der maximalen Mischwassermenge, die lt. Genehmigung auf der Kläranlage behandelt wird.

Maximale Mischwassermenge: Q_m = 864 m³/h

Eine Teilstrombehandlung sollte lt. (KOM-M 2016) mindestens die maximale stündliche Abwassermenge bei Trockenwetter behandeln ($Q_{t,h,max,}$ oder $Q_{t,2h,max}$). Mit dieser Vorgabe werden je nach Klärwerksstandort und abhängig von dem Fremdwasseranfall im Einzugsgebiet, unterschiedlich große Anteile der Jahresabwassermenge behandelt. Daher sollen zur Verbesserung der Vergleichbarkeit der Betriebskosten der Standorte untereinander außerdem mindestens 80% der Jahresabwassermenge behandelt werden (Vorgabe EV). Mit Ablaufmengendaten der Jahre 2015 und 2016 wurde $Q_{t,2h,max}$ ermittelt zu:

Abwassermenge bei Trockenwetter: $Q_{t,2h,max}$ = 164 m³/h

Mit dieser Abwassermenge würde mit ca. 69% der Jahresschmutzwassermenge bereits ein großer Teil des anfallenden Abwassers behandelt. Für die Behandlung von 80% der JAM ist folgende Behandlungskapazität erforderlich:

Abwassermenge für 80% JAM: $Q_{t,80\%}$ = 260 m³/h = $Q_{bem,gewählt}$

Die größere Behandlungsmenge (hier: $Q_{t,80\%}$) wird als Auslegungsgröße für die Mikroschadstoffelimination im Teilstrom gewählt.

Mit dieser Abwassermenge würde mit ca. 80% der Jahresschmutzwassermenge bereits ein sehr großer Teil des anfallenden Abwassers behandelt. Die Anlage zur Teilstrombehandlung kann damit weniger als halb so groß ausfallen, wie eine entsprechende Vollstrombehandlung. Abbildung 34 zeigt anhand von 2h Messdaten des Kläranlagenablaufes den behandelten (blau) und nicht behandelten (rot) Anteil des Kläranlagenablaufes der KA Weilerswist beispielhaft für einem Zeitraum von drei Monaten. Es ist deutlich zu erkennen, dass die normalen Tagesschwankungen des Trockenwetterzulaufes bei einer Behandlungsmenge von 260 m³/h und darüber hinaus ein Teil des Mischwassergeschehens abgedeckt werden.

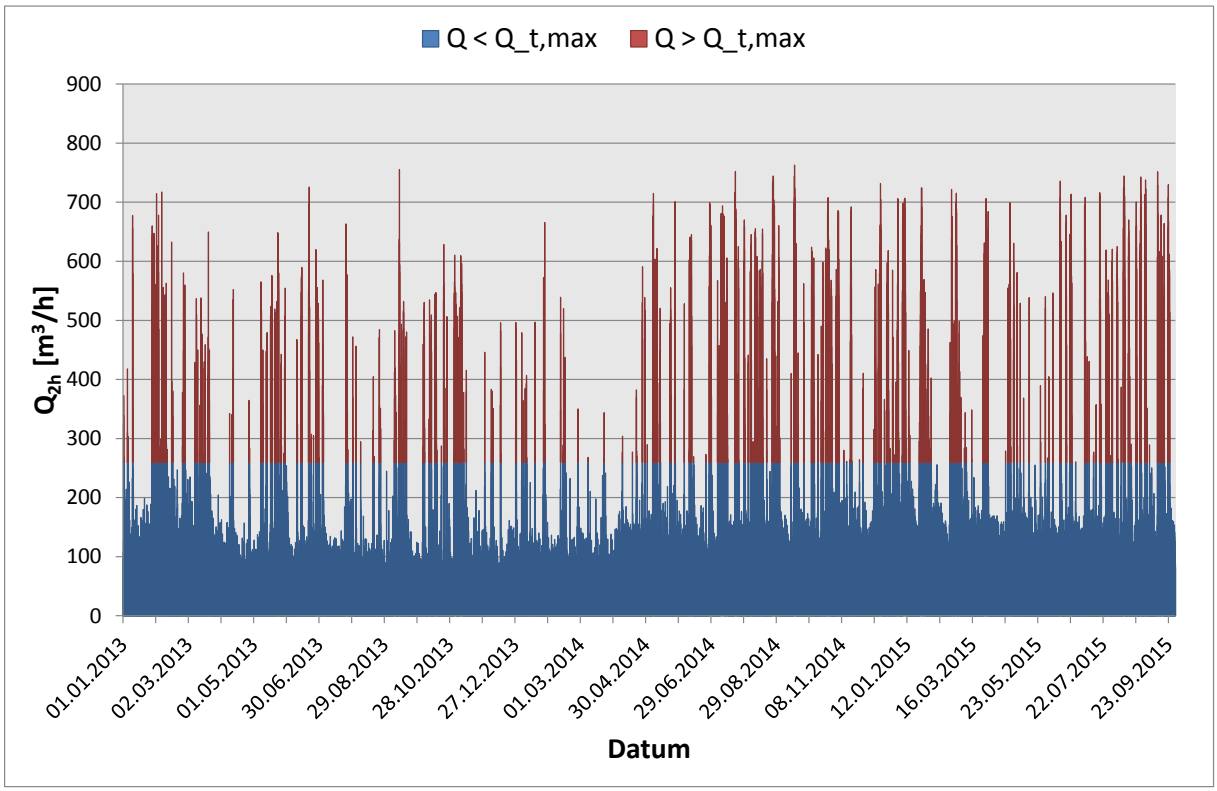


Abbildung 34: Gemessene Zulaufmengen der KA Weilerswist bei Teilstrom-behandlung behandeltem (blau) und nicht behandeltem Anteil (rot)

Für die Abschätzung der Verbrauchsmengen und Berechnung der Betriebskosten wird außerdem die Jahresabwassermenge, bzw. für die Teilstrombehandlung der behandelte Anteil der Jahresabwassermenge benötigt:

JAM	**= 1,48 Mio m³/a**
$Q_{behandelt}$ = 0,8 * 1,48 Mio m³/a	**= 1,18 Mio m³/a**

Um die Abwasserlast im Gewässer zu bestimmen und damit eine Festlegung zum Ausbau der Mikroschadstoffentfernung als Vollstrom- oder Teilstrombehandlung zu treffen schlagen die Autoren von (KOM-M NRW, 2016) vor, dass Abflussverhältnis MNQ (Gewässer) zur Jahresabwassermenge (Kläranlage) zu bestimmen.

Die Erft hat oberhalb der KA Weilerswist eine hohe Wasserführung. Der Kläranlagenablauf stellt daher nur einen geringen Anteil des Abflusses in der Erft unterhalb der Kläranlageneinleitung dar.

Für die Berechnung des Abwasseranteils im Gewässer wurde ein mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) von 951 l/s angesetzt. Die KA Weilerswist behandelt eine Jahresabwassermenge (JAM) von ca. 1,48 Mio m³/a. Daraus ergibt sich ein Ablauf von 47 l/s im Jahresmittel (Q_{JAM}).

Das Verhältnis des Q_{JAM} zum MNQ beträgt somit ca. 5%.

Demnach wäre für den Ausbau der KA Weilerswist gemäß der Empfehlung aus (KOM-M NRW, 2016) eine Teilstrombehandlung vorzusehen.

Ob sich durch den Ausbau der Mikroschadstoffentfernung im Vollstrom ein signifikanter Effizienzgewinn und entsprechende Potenziale zur Verbesserung der Gewässergüte erzielen lassen wird in der weiter unten folgenden Variantenuntersuchung nochmals eingehender betrachtet.

4.5 V1a/b: Neuerrichtung PAK-Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf

Die PAK-Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf wird nach der Nachklärung in den Klärprozess eingebunden. Die PAK-Stufe besteht aus Lager- und Dosierstation, einem Kontaktbecken für den eigentlichen Adsorptionsprozess und einem Sedimentationsbecken zur Abscheidung der beladenen PAK. Aus diesem Sedimentationsbecken wird der Kohleschlamm zur Ermöglichung einer möglichst vollständigen Beladung der PAK in das Kontaktbecken über ein Pumpwerk zurückgeführt und bildet so einen vom Belebtschlammverfahren unabhängigen Schlammkreislauf. Um gut absetzbare PAK-Flocken zu erhalten, muss in der Regel zusätzlich Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel dosiert werden. Da ein Abtrieb von fein suspendierter PAK ausgeschlossen werden muss, ist zusätzlich eine Filtration als Nachbehandlung erforderlich. Hierfür kann die vorhandene Flockungsfiltration genutzt werden.

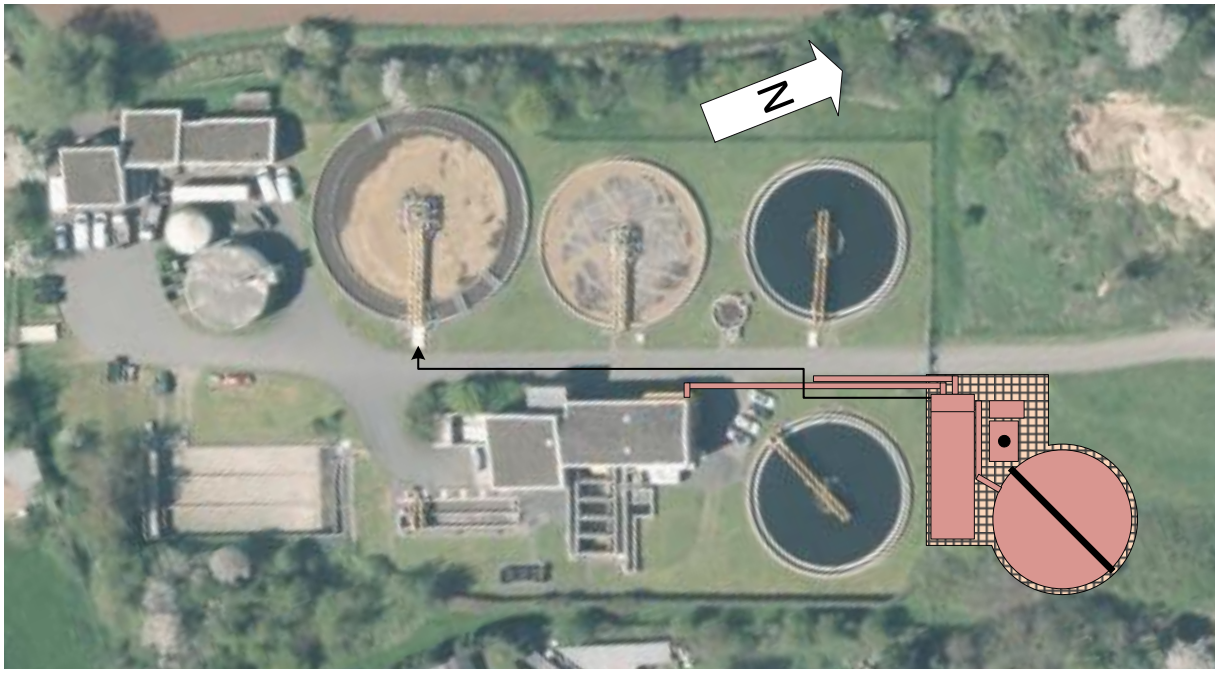


Abbildung 35: Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom)

Die auf dem Kläranlagengelände vorhandenen Erweiterungsflächen reichen für die Errichtung der erforderlichen Bauwerke nicht aus. Daher müssen die PAK-Varianten auf der in Kapitel 4.1 vorgeschlagenen Brachfläche nördlich des Kläranlagengeländes geplant werden. Für diese Varianten fallen dementsprechend auch Kosten für Grunderwerb und Erschließung der Fläche an.
Das mechanisch-biologisch gereinigte Abwasser wird an dem Vereinigungsschacht zwischen den beiden runden Nachklärbecken abgezweigt und in Richtung der Freifläche nordöstlich des bisherigen Kläranlagengeländes geführt.

Im Zulaufbereich der PAK-Stufe wird das PAK-Lagersilo inkl. PAK-Dosiertechnik sowie zwei Beton Fertigteilstationen für die FM- und FHM-Dosierung und die elektrotechnische Ausrüstung errichtet.

Die Abwasserzusammensetzung der KA Weilerswist ist vorwiegend durch häusliches Abwasser geprägt. Auch die Ablaufmessungen (insbesondere TOC) weisen nicht auf eine besonders ausgeprägte, organische Hintergrundbelastung hin. Daher kann die erforderliche spezifische Dosiermenge von PAK anhand von Literaturdaten auf zwischen 10 und 15 mg/l geschätzt werden. Gewählt wurde für die weiteren Berechnungen ein Wert von 13 mg/l. Die Dimensionierung der Dosiereinrichtung ergibt sich aus der Spannbreite der zu behandelnden Wassermenge. Der Jahresverbrauch wird anhand der durchschnittlichen Zulaufmenge berechnet. Die durchschnittliche Zulaufmenge errechnet sich für die Vollstrombehandlung aus der JAM, für die Teilstrombehandlung wird hierfür der behandelte Anteil der JAM herangezogen.

PAK-Dosiermenge	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
min. Zulauf 4. RGST	5	5	l/s
max. Zulauf 4. RGST	72	240	l/s
Durchschnittl. Zulauf	38	47	l/s
Dosierung min	5	5	mg/l
Dosierung max	20	20	mg/l
Dosierung durchschnittlich	13	13	mg/l
Dosiermenge, min	0,09	0,09	kg/h
	2	2	kg/d
Dosiermenge, max	5	17	kg/h
	125	415	kg/d
Dosiermenge, durchschnittlich	2	2	kg/h
	42	53	kg/d

Aus der durchschnittlich zu dosierenden PAK-Menge ergibt sich die erforderliche Lagerkapazität für PAK und die Standzeit. Hierbei ist zu beachten, dass eine Mindestgröße für das Lagersilo nicht unterschritten werden sollte, damit die Ladung eines Silo-LKW aufgenommen werden kann.

Dimensionierung PAK-Silo	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Schüttdichte, gew.	500	500	kg/m³
PAK Dosiermenge tägl.	0,084	0,105	m³/d
Volumen PAK Silo, gew.	40	40	m³
Standzeit PAK Silo	474	379	d

Neben der PAK müssen in der Regel auch Flockungsmittel (FM, z.B. Eisensalze) und Flockungshilfsmittel (FHM, Polymere) dosiert werden, um die fein dispergierten Aktivkohlepartikel in größere, absetzbare Flocken zu überführen. Hierbei wird auch gelöstes Phosphat gefällt, sodass im Bereich der auf der KA Weilerswist normalerweise durchgeführten Simultanfällung FM eingespart werden kann. Die spezifischen Dosiermengen wurden anhand von Literaturwerten gewählt, müssen aber in jedem Abwasser und abhängig vom eingesetzten Produkt im Betrieb eingestellt und aufeinander abgestimmt werden.

FM / FHM-Dosiermenge	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Durchschnittl. Zulauf	38	47	l/s
FM spez. Dosierung	3	3	mg/l
FM Dosiermenge, durchschnittlich	0,11	0,14	g/s
	0,4	0,5	kg/h
	9,7	12,2	kg/d
FHM spez. Dosierung	0,250	0,250	mg/l
FHM Dosiermenge, durchschnittlich	0,009	0,012	g/s
	0,034	0,042	kg/h
	0,81	1,01	kg/d

Aufgrund der nicht idealen Lage der Erweiterungsfläche müssen längere Leitungswege in Kauf genommen werden und kann die PAK-Stufe nicht im freien Gefälle in die bestehende Anlage eingebunden werden.

Stattdessen wird im Kopfbereich des Kontaktbeckens ein Zwischenpumpwerk mit Tauchmotorpumpen angeordnet, das im Falle einer Teilstromlösung auch als Trennbauwerk und Zulaufbegrenzung für die PAK-Stufe dient.

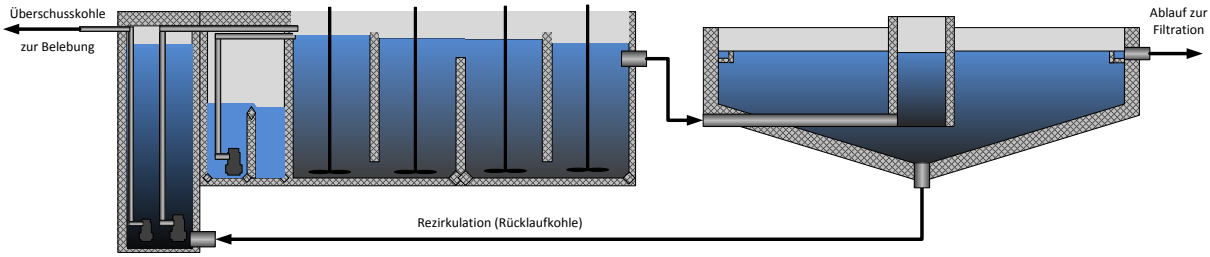


Abbildung 36: Systemskizze PAK-Stufe

Das Zwischenpumpwerk wird wie folgt dimensioniert:

Dimensionierung Zwischenpumpwerk	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
max. Zulauf 4. RGST	72,2	240,0	l/s
min. Zulauf 4. RGST	4,8	4,8	l/s
Verhältnis Zulauf max/min	15,2	50,4	[-]
Geodätische Förderhöhe	1	1	m
Verlusthöhe	0,5	0,5	m
Förderhöhe gesamt	1,5	1,5	m
Anzahl der Pumpen (n+1)	2	3	n
max. Leistungsbedarf	1,8	5,9	kW
Leistung pro Pumpe	1,8	2,9	kW
Mittlere Leistung	0,9	1,2	kW/h
Jährlicher Strombedarf	8.063	10.079	kWh/a

Das Kontaktbecken schließt direkt an das Zwischenpumpwerk an und setzt sich aus drei Teilen zusammen, die nacheinander durchflossen werden. Die Strömung wird dabei auf und ab geführt, sodass eine enge Verweilzeitverteilung erreicht wird und der Aufwand zur Durchmischung reduziert wird. Die Dimensionierung des Kontaktbeckens erfolgt in Anlehnung an Metzger 2010 auf eine Mindestaufenthaltszeit von 30 Minuten.

Dimensionierung Kontaktbecken	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
max. Zulauf 4. RGST	72	240	l/s
Aufenthaltszeit, gew.	30	30	min
Beckenvolumen, erf.	130	432	m^3
Beckentiefe (Nutztiefe)	3	3	m
Beckenbreite	4	7	m
Beckenlänge	11	21	m

Anschließend wird das Abwasser mit der beladenen Aktivkohle dem Sedimentationsbecken zugeführt. Dieses wird als Rundbecken mit umlaufendem Schildräumer konzipiert und ist lt. Metzger 2010 mit maximal 2 m/h Oberflächenbeschickung und einer Mindestaufenthaltszeit von 2 Stunden zu dimensionieren. Die weitere Dimensionierung erfolgt in Anlehnung an das DWA-A131 2016.

Dimens. Sedimentationsbecken	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
max. Zulauf 4. RGST	260	864	m³/h
Oberflächenbeschickung gew.	2,0	2,0	m/h
Aufenthaltszeit gewählt (bei Qmax)	1,5	1,5	h
Beckenfläche erforderlich	130,0	432,0	m²
Nutzvolumen erforderlich	390,0	1.296,0	m³
Durchmesser Becken	12,9	23,5	m
Tiefe 2/3 Fließweg	3,3	3,3	m
Nutzvolumen geplant (bei 2/3)	433,3	1.440,0	m³

Der Klarwasserüberlauf des Sedimentationsbeckens wird wieder an den Zulauf der vorhandenen Filtration angeschlossen, der sich im Bereich des Betriebsgebäudes befindet.
Der sedimentierte Kohleschlamm sollte zur weitgehenden Ausnutzung der Adsorptionskapazität wieder in das Kontaktbecken zurückgeführt werden. Das hierfür erforderliche Rücklaufschlammpumpwerk wird analog zum Zwischenpumpwerk im Kopfbereich des Kontaktbeckens angeordnet.

Dimensionierung Rücklauf-PAK-PW	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
max. Zulauf 4. RGST	72,2	240,0	l/s
Durchschnittl. Zulauf	38	47	l/s
Rückführverhältnis gewählt	0,75	0,75	[-]
max. Rücklauf-PAK-PW Fördermenge	54,2	180,0	l/s
mittlere Fördermenge	28,1	35,2	l/s
Rücklauf Förderhöhe	1,5	1,5	m
Max RL-PAK-Leistung	1,3	4,4	kW
Anzahl RL-PAK Pumpen	2,0	2,0	n
Leistung RL-PAK-Pumpen	1,3	4,4	kW
Förderleistung je RL-PAK-Pumpe	27,1	90,0	l/s
Durchschnittl. Rezi-Leistung	0,7	0,9	kW
Jährlicher Strombedarf PAK-Rückführung	6047,5	7559,4	kWh

Ein Teil des Kohleschlammes muss aus dem PAK-Schlammkreislauf entnommen werden, um die Kohlekonzentration im Kontaktbecken konstant zu halten. Hierzu wird im Rücklauf-PAK-Pumpwerk zusätzlich eine Überschussschlammpumpe vorgesehen.
Da eine getrennte Entwässerung und Entsorgung des Kohleschlammes sehr aufwändig wäre, wird der überschüssige Kohleschlamm in die Belebung zurückgeführt und dort in den Belebtschlamm inkorporiert.

Die Überschusskohleleitung wird zwischen den vorhandenen Nachklärbecken zum Zulauf der Belebung geführt. Somit wird der Kohleschlamm zusammen mit dem normalen Überschussschlamm aus der Belebung zunächst simultan aerob stabilisiert und dann der Schlammeindickung und Entwässerung zugeführt.

Nachweis zusätzliche Schlammmenge	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
TS-Bildung durch FM Zugabe	2,5	2,5	gTS/gFE
AFS Abl. Nachklärung	8	8	mg/l
TS-Fracht Abl. Nachklärung	1,1	1,4	kg/h
TS-Fracht aus FM	1,0	1,3	kg/h
TS-Fracht aus PAK	1,8	2,2	kg/h
TS-Fracht gesamt	3,9	4,8	kg/h
Zusätzliche Schlammmenge	92,4	115,5	kg/d
Volumen BB gesamt vorhanden	7.300	7.300	m³
Durchschnittliches Schlammalter BB IST	22	22	d
Durchschnittlicher TS-Gehalt BB IST	3,8	3,8	g/l
zusätzlicher TS durch ÜS-Kohle	0,28	0,35	g/l
TS_BB inkl. ÜS-Kohle	4,1	4,1	g/l
TS entwässerter Schlamm	27%	27%	%
Schlammmenge entwässert	0,3	0,4	m³/d

Mit der Zugabe des PAK-Schlammes in die Belebung erhöht sich für die angesetzte Dosierung von 13 mgPAK/l der TS-Gehalt in der Belebung um knapp 10%. Für die KA Weilerswist ergibt sich bei einem durchschnittlichen TS-Gehalt im Istzustand von 3,8 mg/l ein TS inkl. PAK von ca. 4,1 mg/l. Da aus Labor- und Pilotversuchen überwiegend positive Auswirkungen der PAK auf die Absetzeigenschaften des Belebtschlammes berichtet werden, kann die Belebungsstufe der KA Weilerswist diese zusätzlichen Schlammmengen aufnehmen.

Die Behandlung der zusätzlichen Schlammmenge in der Schlammbehandlung ist ebenfalls unproblematisch, da ausreichende Kapazitäten in den Eindick- und Entwässerungsaggregaten vorhanden sind. Auch für die Schlammbehandlung gilt, dass die Einbindung von PAK in den Schlamm tendenziell positive Effekte auf die Schlammeigenschaften wie z.B. die Entwässerbarkeit hat.

Darüber hinaus ist zu beachten und in die wirtschaftliche Betrachtung mit einzubeziehen, dass sich durch die gemeinsame Behandlung und Entsorgung von PAK-Schlamm und Belebtschlamm die zu entsorgende Schlammmenge erhöht.
Da die Klärschlämme beim Erftverband ausschließlich durch Mitverbrennung entsorgt werden, gibt es durch den Einsatz von PAK keine Einschränkungen für die Klärschlammentsorgung.

Aufgrund der relativ großen erforderlichen Becken, die in erster Linie nach der maximal zu behandelnden Wassermenge bemessen werden, ergeben sich für die Teilstromvariante deutlich kleinere Beckenvolumina. Dies wird auch aus der Lageskizze ersichtlich.

Abbildung 37: Lageskizze PAK-Stufe (Teilstrombehandlung)

4.6 V2a/b: Neuerrichtung GAK-Filtration

Für die Einbindung einer GAK Filtration in den bestehenden Kläranlagenprozess gibt es verschiedene Möglichkeiten. Wie für die Behandlungsverfahren mit Pulveraktivkohle oder Ozon sollte eine möglichst gute Vorreinigung erfolgen, um die Beladungskapazität der Aktivkohlekörner zu schonen. Zusätzlich darf die Feststoffbelastung des Zulaufs nicht zu hoch sein, da die Filter ansonsten zu schnell verblocken und häufig rückgespült werden müssen. Da die KA Weilerswist über eine Sandfiltration verfügt wird der Ablauf der Nachklärung nicht standardmäßig beprobt. Zwar bestehen lt. Aussage des Betriebes keine Probleme mit erhöhtem Schlammabtrieb aus der Nachklärung, die AFS-Belastung muss jedoch vor Einbindung einer GAK-Filtration nach der Nachklärung mittels Sondermessungen überprüft werden.

Die Sandfiltration auf der KA Weilerswist in den 1990er Jahren mit relativ hohen Filtergeschwindigkeiten von bis zu 15 m/h ausgelegt und verfügt über 1,6 m Filterbetthöhe. Damit ist das zur Verfügung stehende Filterbettvolumen zu gering um eine Vollstrombehandlung durch Umrüstung der bestehenden Filtration zu erreichen. Würde eine Teilstrombehandlung mit GAK in den vorhandenen Filterkammern realisiert, müsste bei Mischwasser ein Teil des Ablaufes der Nachklärung ungefiltert in die Erft eingeleitet werden. Eine entsprechende Variante könnte die bisherigen Überwachungswerte einhalten (P<1 mg/l) und ist somit grundsätzlich denkbar, erfordert aber zur Absicherung umfangreiche Sondermessungen im Ablauf der Nachklärung sowie die Zustimmung der Aufsichtsbehörde.

Aus diesem Grund wird die Umrüstung der bestehenden Filtration in der vorliegenden Studie nicht weiter untersucht.

Stattdessen wird die Errichtung einer separaten GAK-Filtration als Vollstrom- und Teilstromverfahren geprüft und vordimensioniert. Diese wird nach der Sandfiltration angeordnet, sodass sie von dem weitgehend feststofffreien Ablauf der Sandfilter profitiert.

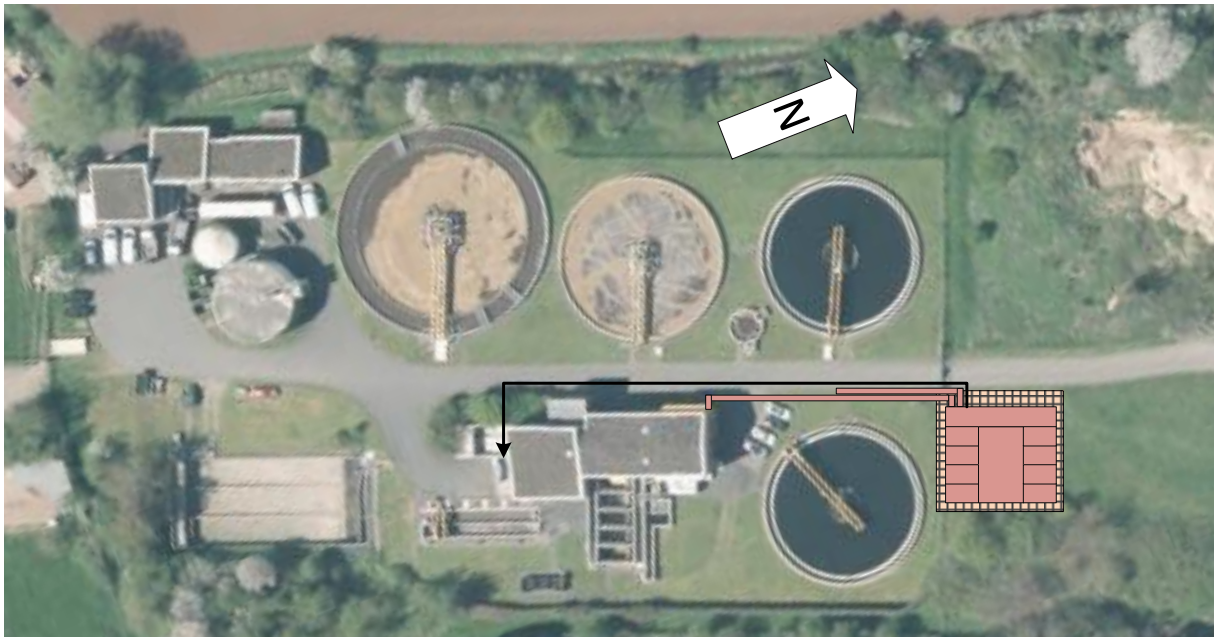


Abbildung 38: Lageskizze GAK-Filtration (Vollstrom)

Hierzu kann der Ablauf der Sandfilter direkt aus dem Filtrat-Speicherbecken der vorhandenen Sandfiltration abgegriffen werden. Die Platzverhältnisse auf der KA Weilerswist erlauben keine Platzierung der GAK Filtration direkt zwischen Sandfiltration und Ablauf der Kläranlage. Ausreichende Flächen stehen nördlich des Kläranlagengeländes auf einer Brachfläche zur Verfügung, die zur Umsetzung der Variante erworben und erschlossen werden müsste.
Das Zulaufpumpwerk der GAK-Filtration muss gegenüber den übrigen Varianten eine größere Ausgangshöhe bereitstellen, da neben den höheren Leitungsverlusten auch der Filterwiderstand zu höheren hydraulischen Verlusten führt:

Dimensionierung Zwischenpumpwerk	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
max. Zulauf 4. RGST	72	240	l/s
min. Zulauf 4. RGST	5	5	l/s
Verhältnis Zulauf max/min	15,2	50,4	[-]
Geodätische Förderhöhe	2,0	2,0	m
Verlusthöhe	0,5	0,5	m
Förderhöhe gesamt	2,5	2,5	m
Anzahl der Pumpen (n+1)	2	3	n
max. Leistungsbedarf	3,0	9,8	kW
Leistung pro Pumpe	3,0	4,9	kW
Förderleistung pro Pumpe	72	120	l/s
Mittlere Leistung	1,5	1,9	kW/h
Jährlicher Strombedarf	13.439	16.799	kWh/a

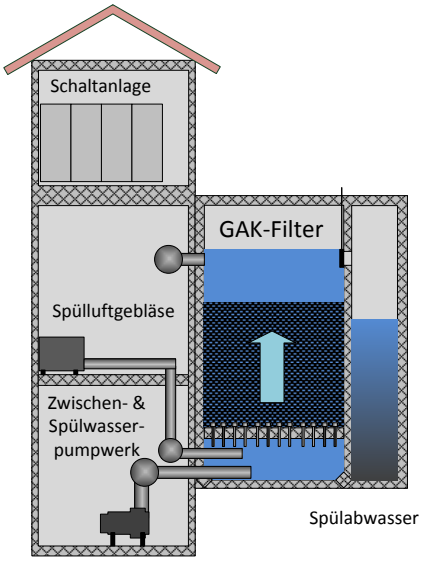


Abbildung 39: Bauwerksskizze GAK-Filtration

Die grobe Dimensionierung der Filteranlage kann der nachfolgenden Tabelle entnommen werden:

GAK Filter	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Zulauf 4. RGST	260	864	m³/h
Filtergeschwindigkeit	5-15	5-15	m/h
Filtergeschwindigkeit gewählt	5	5	m/h
Anzahl Filter gewählt	6	8	n
Filterfläche gesamt erforderlich	52	173	m²
Fläche pro Filter (bei n-1 Filter)	10	25	m²
Filterfläche gesamt (n)	62	197	m²
Leerbettkontaktzeit, Q_tmax, gewählt	25	25	min
Leerbettkontaktzeit bei Qmin	379	1260	min
Leerbettkontaktzeit, mittel	38	128	min
Filterbetthöhe erforderlich	2,1	2,1	m
Volumen Filterbett	108	360	m³
Überstandshöhe	2	2	m
Volumen Filterkammer	37	89	m³
Volumen Filtration	225	712	m³
Austausch nach n Bettvolumen	15000	15000	BV
Standzeit der Filter	1,4	3,6	a
	501	1332	d
GAK-Bedarf	79	99	m³/a
	37	47	t/a

Die Reinigungsleistung der GAK-Stufe wird maßgeblich durch eine ausreichende Kontaktzeit von Abwasser und Aktivkohlekörnern erzielt, sodass die Adsorption von Mikroschadstoffen an die Aktivkohle erfolgen kann. In Pilotanlagen wurden 25-30 Minuten als günstige Größe für eine gute Reinigungsleistung festgestellt.
Zur Bereitstellung einer Leerbettkontaktzeit von mindestens 25 Minuten bei der Auslegungswassermenge (Q_M für Vollstrom-, $Q_{t,max}$ für Teilstombehandlung) muss ein großes Filterbettvolumen vorgehalten werden. Um die Tiefe des Filterbettes auf praktikable ca. 2-2,5 m zu begrenzen muss zudem eine relativ geringe Filtergeschwindigkeit von 5 m/h gewählt werden.
Anzahl und Größe der Filterkammern werden so ausgelegt, das n-1 Filterkammern für die maximal zu behandelnde Wassermenge ausreichen. So wird sichergestellt, dass bei Rückspülung einer der Filterkammern der Zulauf der Filtration nicht gedrosselt werden muss. Für die Teilstromvariante wurden insgesamt 6 Filterzellen gewählt, um ausreichende Reserven für Filterrückspülungen zu erhalten. Da die Ausnutzung der Adsorptionskapazität und die Möglichkeiten für eine günstige Betriebsführung mit der Anzahl der Filterkammern steigt, wurde für die erforderliche Filterfläche für die Vollstrombehandlung auf 8 Filterkammern verteilt.

Bei Beachtung der Regeln der Technik (DWA-A203) und Auslegungsempfehlungen für GAK-Filtrationen zur Mikroschadstoffelimination müssen im Vergleich zur Sandfiltration sehr große Filterflächen bereitgestellt werden. Bei Beschränkung der maximal zu behandelnden Abwassermenge auf $Q_{t,h,max}$ kann der Aufwand deutlich begrenzt werden.

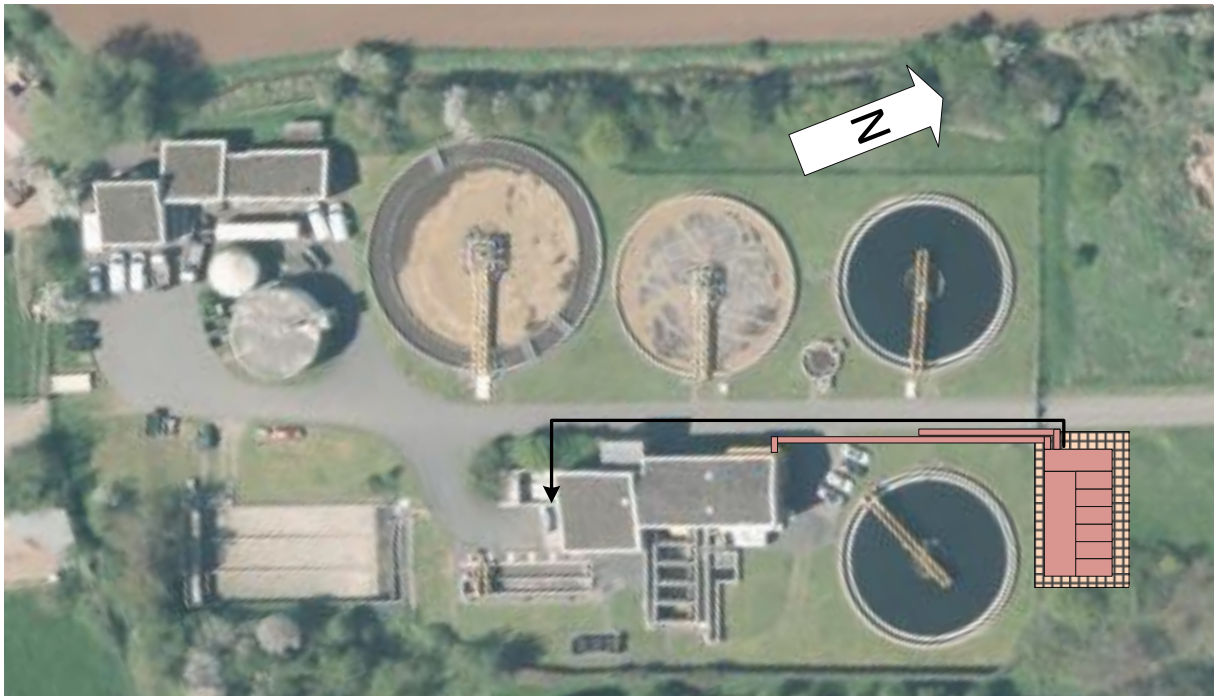


Abbildung 40: Lageskizze GAK-Filtration (Teilstrom)

Die Maschinentechnik wie Zulaufpumpwerk, Pumpen und Gebläse zur Rückspülung sowie die zugehörige elektrotechnische Ausrüstung wird in einem Betriebsgebäude zwischen den Filterkammern (Vollstromvariante) oder an der Kopfseite der Filterkammern (Teilstromvariante) untergebracht.

Die Ergebnisse der Auslegung der wichtigsten Aggregate sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt:

Filterspülung	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Erforderlicher Spülwasserspeicher	26	65	m³
Erforderlicher Schlammwasserpeicher	29	68	m³
Täglicher Schlammwasseranfall	172	543	m³
Anzahl Spülwasserpumpen (n+1)	2	3	n
Jährlicher Strombedarf	4.345	13.750	kWh/a
Anzahl Schlammwasserpumpen (n+1)	2	2	n
Jährlicher Strombedarf	1.517	3.601	kWh/a
Anzahl Spülluftgebläse (n+1)	2	2	n
Jährlicher Strombedarf	2.188	6.923	kWh/a
Jährlicher Strombedarf gesamt	8.049	24.274	kWh/a

Das Schlammwasser aus der Rückspülung der GAK-Filter wird dem Zulauf der Kläranlage zugeführt. Aufgrund der potentiell sehr geringen Belastung des Rückspülwassers wird im Rahmen der Studie auf einen gesonderten Nachweis der Behandlungskapazität verzichtet.

Der Ablauf der GAK-Filtration kann ohne Nachbehandlung direkt in das Gewässer eingeleitet werden und wird daher in die bestehende Ablaufleitung geführt.

4.7 V3a/b: Neuerrichtung Ozonbehandlung mit Nachbehandlung durch Sandfilter

Die Ozonbehandlung wird zwischen Nachklärung und der Nachnitrifikation/Sandfiltration in die vorhandene Kläranlage eingebunden. Die Behandlungsstufe besteht aus einem Lagertank für flüssigen Sauerstoff, der Ozonerzeugeranlage und dem Ozonreaktor. Um Gefahren für die Umwelt auszuschließen muss die Abluft aus dem Ozonreaktor eine Restozonvernichtung durchlaufen und das behandelte Abwasser biologisch nachbehandelt werden. Dabei werden eventuell entstandene Reaktionsprodukte abgebaut. Auf der KA Weilerswist bietet sich hierfür die vorhandene Sandfiltration an, die dem Ozonreaktor nachgeschaltet wird. Hierfür sind keine weiteren Anpassungen erforderlich.

Das mechanisch-biologisch gereinigte Abwasser wird vor dem Beschickungspumpwerk der Sandfiltration abgezweigt und auf die Freifläche zwischen Filtration und Nachklärung geführt. Die Fläche war ursprünglich für die optionale Errichtung einer Nachnitrifikation vorgesehen, sodass sich die Ozonierung hydraulisch günstig einbinden lässt und im freien Gefälle beschickt werden kann. Im Falle der Vollstromvariante ist die Platzsituation sehr beengt, sodass mit zusätzlichem Aufwand für die Baudurchführung dieser Variante gerechnet werden muss.

Für den Ozonerzeuger sowie die erforderliche Peripherie (Kühlung, Restozonvernichtung, Energieversorgung, Schaltanlagen) werden zwei Beton Fertigteilstationen am Zulaufbereich

der Ozonierung vorgesehen. In diesem Bereich wird auch eine Aufstell- bzw. Anlieferungsfläche für den Sauerstoff Lagertank gepflastert.

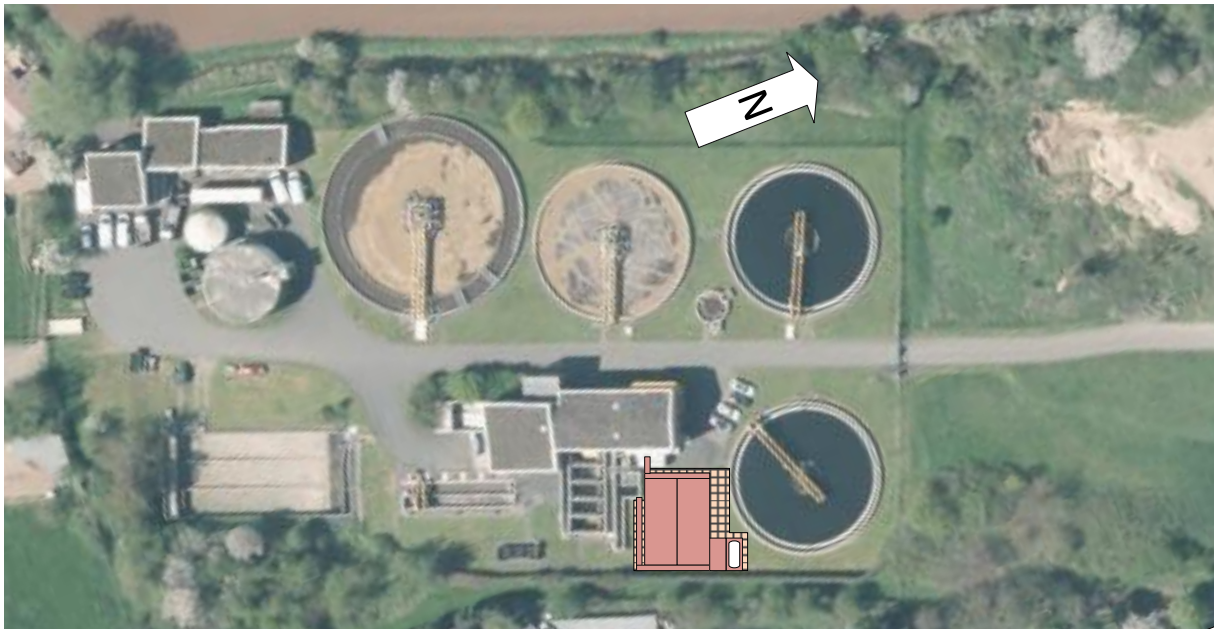


Abbildung 41: Lageskizze Ozonbehandlung (Vollstromverfahren)

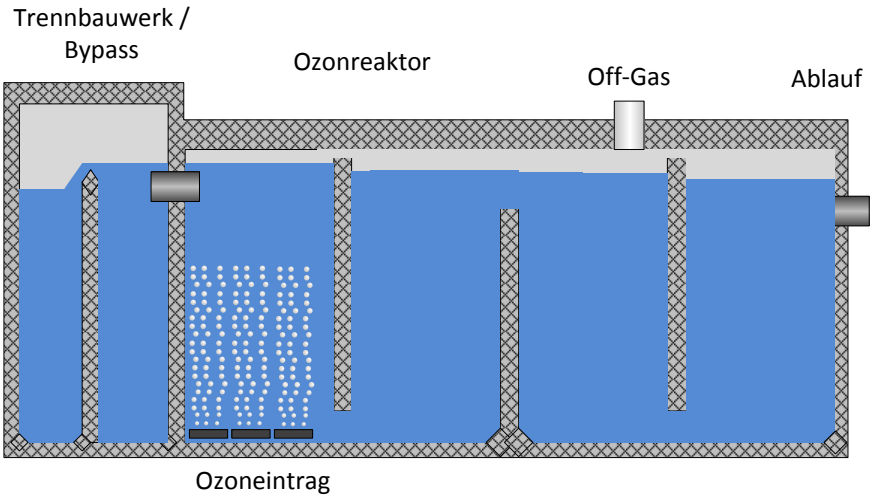


Abbildung 42: Prinzipskizze Ozon-Kontaktreaktor

Der Ozonreaktor wird mit mehreren Kammern ausgeführt, die abwärts und aufwärts durchflossen werden. Für die Vollstrombehandlung auf der KA Weilerswist wird der Ozonreaktor zweistraßig, für die Teilstrombehandlung einstraßig ausgelegt. Für die Dimensionierung wurden die Auslegungsempfehlungen aus KOM-M 2016 herangezogen. Die Größe des Ozonreaktors richtet sich demnach nach der Reaktionszeit der Abwasserinhaltsstoffe mit dem Ozon und einem Sicherheitsfaktor, der die ungleichmäßige Durchströmung des Reaktors berücksichtigt.

Dimensionierung Ozonreaktor	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Anzahl Reaktorstraßen, gew	1	1	stk.
Durchfluss je Anlagenstrang, max	72	240	l/s
Durchfluss je Anlagenstrang, min	17	17	l/s
Durchfluss je Anlagenstrang, mittel	135	169	l/s
Reaktionszeit	10	10	min
Sicherheitsfaktor (für vollst. Zehrung)	0,35	0,35	[-]
Volumen Ozonreaktor (je Straße)	124	411	m^3
Volumen Ozonreaktor (gesamt)	124	411	m^3
Aufenthaltszeit, Reaktor, min	29	29	min
Aufenthaltszeit, Reaktor, max	433	1440	min
Aufenthaltszeit, Reaktor, mittel	55	146	min

Somit werden sowohl für die Teilstrombehandlung als auch für die Vollstrombehandlung minimale Aufenthaltszeiten von ca. 30 Minuten erzielt. Die mittlere Aufenthaltszeit liegt bei der Vollstrombehandlung deutlich höher als bei der Teilstrombehandlung, da sich die Dimensionierung nach der höheren maximal zu behandelnden Wassermenge richtet.

Der Ozonerzeuger wird für die grobe Auslegung auf die maximale und die durchschnittliche Ozonmenge bemessen, die für die Auslegungswassermenge benötigt wird. Die spezifische Dosiermenge für den Durchschnittsverbrauch wird zunächst anhand der vorhandenen Restorganik (gemessen am TOC) und Nitrit als dem wichtigsten zehrenden Stoff abgeschätzt. Dabei wird eine spezifische Dosierung von 0,8 $mgO_3/mgTOC$ angesetzt. Die tatsächliche Ozonzehrung des spezifischen Abwassers muss in einer weiterführenden Planung labortechnisch bestimmt werden.
Die Ozonerzeugung ist sehr flexibel zu betreiben, sodass die Bereitstellung kleinerer Ozonmengen z.B. bei Nachtzufluss problemlos auch mit einem Aggregat geleistet werden kann. Da eine Staffelung nicht erforderlich ist, wird in Anbetracht der Anlagengröße auf eine Redundanz bei der Ozonerzeugung verzichtet.

Ozon-Dosiermenge	Teilstrom	Vollstrom	Einheit
Max Zulauf 4. RGST	72	240	l/s
Durchschnittl. Zulauf	38	47	l/s
TOC (Mittel)	7,2	7,2	mg/l
Nitrit-N	0,1	0,1	mg/l
Spezifische Ozondosierung TOC	0,8	0,8	$mgO_3/mgTOC$
Spezifische Ozondosierung Nitrit	3,4	3,4	$mgO_3/mgNO_2$-N
Dosierrate max	10,0	10,0	mg/l
Dosierrate durchschnittlich TOC	5,8	5,8	mg/l
Dosierrate durchschnittlich Nitrit	0,3	0,3	mg/l
Dosierrate durchschnittlich gesamt	6,1	6,1	mg/l
Dosiermenge, max	2,6	8,6	kg/h
	62	207	kg/d
Dosiermenge, Durchschnitt (gesamt)	1	1	kg/h
	20	25	kg/d
	7.225	9.031	kg/a
Dosiermenge, Durchschnitt (nur Nitrit)	402	503	kg/a

Als Ozon Eintragssystem kommen Diffusoren oder Injektorsysteme in Frage. Da beide Systeme Vor- und Nachteile haben und die Wahl des Systems nicht wesentlich die Investitionskosten beeinflusst, sollte die Entscheidung für ein Eintragssystem in der konkreten Planung getroffen werden. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wird das Eintragssystem kostenmäßig pauschal in der Maschinentechnik mit berücksichtigt.

Die Lageskizzen sowohl der Teilstrom- als auch der Vollstrombehandlung mit Ozon zeigen, dass die erforderliche Fläche für die entsprechenden Bauwerke und Einrichtungen relativ gering ist. Eine Ozonbehandlung ließe sich daher als einziges untersuchtes Verfahren auf den vorhandenen Erweiterungsflächen umsetzen.

Abbildung 43: Lageskizze Ozonbehandlung (Teilstrom)

5 Kostenermittlung

In den nachfolgenden Kapiteln werden die Grundlagen und Ergebnisse der Kostenermittlung für die in Kapitel 5 entwickelten Verfahrensvarianten vorgestellt.
Es wurden zunächst die Investitionskosten getrennt nach Kosten für Bau-, Maschinen-, und Elektrotechnik ermittelt und zusätzlich Baunebenkosten wie Ingenieurhonorare oder Vermessungsleistungen berücksichtigt.
Anschließend werden die Betriebskosten ermittelt, die für den laufenden Betrieb aufgewendet werden müssen. Hierbei stellt der Material- bzw. Energieverbrauch für die Mikroschadstoffelimination den größten Teil dar. Aber auch Personalkosten, Wartungs- und Instandhaltungskosten sowie zusätzliche Kosten für den konventionellen Anlagenteil (z.B. Entsorgungskosten) finden hier Berücksichtigung.

5.1 Kostenansätze

Für die Investitionskosten wurden tatsächliche Kosten aus aktuellen, vergleichbaren Projekten (Kläranlagenertüchtigung, Pumpwerke etc.) ausgewertet und Kostenansätze für Betonbauwerke, Leitungen und übliche Maschinentechnik gebildet.
Für verfahrensspezifische Maschinentechnik (Ozonerzeuger, PAK-Dosierung) wurden Richtpreisangebote von verschiedenen Herstellern eingeholt.
Die Kosten für die elektrotechnische Ausrüstung der Mikroschadstoffelimination wurden Pauschal mit 20% der Investitionskosten für Maschinentechnik angesetzt.
Baunebenkosten wurden mit 30% der Investitionskosten angesetzt.
Zudem wurden in Abhängigkeit der Planlage pauschale Kostenansätze für Vermessung des Bestandes, Suchgräben angesetzt. Je nach Größe und Lage des Baufeldes und der bisherigen Erschließung wurden außerdem Kosten für Baustelleneinrichtung angesetzt. Damit sind die wesentlichen Positionen für die Investitionskosten der 4. Reinigungsstufe erfasst.

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Kostenansätze herangezogen.

Kostenansatz EV		
	Einheit	**Gewählt:**
Energiekosten		
spezifische Kosten pro kWh	Euro/kWh	0,21
Personalkosten		
Kläranlagenmitarbeiter	Euro/h	34
Wartung / Versicherungen		
Bautechnik	% von Invest	1,5
Maschinentechnik	% von Invest	2,5
Elektrotechnik	% von Invest	2,5
Kosten Sauerstoff		
spezifische Kosten pro kg	Euro/kg	0,18
Kosten Aktivkohle		
spezifische Kosten pro Tonne PAK	Euro/t	1600
spezifische Kosten pro Tonne GAK	Euro/t	1200
Kosten Flockungshilfsmittel		
spezifische Kosten pro Tonne FHM	Euro/t	1400
Kosten Fällmittel		
spezifische Kosten pro Tonne Fällmittel	Euro/t	140
(FeCl3, 2,5 mol/kg)		
Schlammentsorung		
spezifische Kosten Entsorgung pro t Schlamm	Euro/t	60

Dabei wurden aus eigenen Zahlen des Erftverbandes, Preisangaben von Lieferanten und Literaturangaben sinnvolle Werte gewählt.

5.2 Kosten V1a/b: PAK mit separatem Schlammkreislauf

Die Investitionskosten für die PAK-Dosierung mit separatem Schlammkreislauf auf der KA Weilerswist sind in der folgenden Tabelle getrennt nach Bauwerken/Verfahrensstufen dargestellt. Die Anbindung der 4. Reinigungsstufe beinhaltet sowohl den Abgriff des Abwasserstroms am Ablauf der Nachklärung, als auch die Rückleitung des mit PAK behandelten Abwassers vor die Sandfiltration. An den Aus- und Einleitungspunkten werden für Wartungszwecke Schieber vorgesehen.

Das Zwischenpumpwerk wird direkt am Kontaktbecken angeordnet, daher werden auch die erforderlichen Tauchmotorpumpen in dieser Position erfasst.

Das Sedimentationsbecken stellt das größte Bauwerk der 4. Reinigungsstufe dar und erreicht damit auch die höchsten Investitionskosten. In den Kosten sind weiterhin die erforderlichen Rohrleitungen für den Zulauf des PAK-Schlammes sowie für den Rücklaufschlamm berücksichtigt. Neben der Räumeinrichtung sind daher auch die Pumpen des Rücklaufschlammpumpwerks in der Maschinentechnik enthalten.
Die Position „PAK-Silo und Dosiereinrichtung“ enthält außerdem noch die Einrichtungen zur Dosierung von FM und FHM.

Investitionskosten PAK-Dosierung	V1b: Teilstrom	V1a: Vollstrom
Anbindung 4. RGST	78.716 €	78.716 €
Bautechnik	67.820 €	67.820 €
Maschinentechnik	9.080 €	9.080 €
Elektrotechnik	1.816 €	1.816 €
Kontaktbecken inkl. ZPW	186.511 €	451.275 €
Bautechnik	121.711 €	325.275 €
Maschinentechnik	54.000 €	105.000 €
Elektrotechnik	10.800 €	21.000 €
Sedibecken	442.446 €	1.373.430 €
Bautechnik	334.600 €	1.015.049 €
Maschinentechnik	89.872 €	298.651 €
Elektrotechnik	17.974 €	59.730 €
PAK-Silo und Dosiereinrichtung	410.320 €	411.832 €
Bautechnik	47.560 €	49.072 €
Maschinentechnik	302.300 €	302.300 €
Elektrotechnik	60.460 €	60.460 €
Gesamtkosten 4. RGST	1.117.994 €	2.315.254 €
Bautechnik	571.691 €	1.457.216 €
Maschinentechnik	455.252 €	715.031 €
Elektrotechnik	91.050 €	143.006 €
Ingenieurhonorare	398.398 €	757.576 €
Sonstige Baunebenkosten	207.500 €	207.500 €
Gesamt inkl. Baunebenkosten (netto)	**1.723.892 €**	**3.280.330 €**

Die Investitionskosten für die Teilstrombehandlung betragen damit nur 53% der Kosten für die Vollstrombehandlung.

Die Betriebskosten für die Mikroschadstoffelimination setzen sich bei dieser Variante zu ähnlich großen Teilen aus den Kosten für die PAK, Personalkosten und Kosten für Wartung- und Instandhaltung zusammen. Da letztere pauschal über die Investitionskosten abgeschätzt werden, liegen die Kosten bei der Vollstromvariante deutlich höher. Der Personalbedarf wird dagegen für beide Varianten mit 12h pro Woche angesetzt und ist daher gleich.

Betriebskosten	Teilstrom	Vollstrom
PAK-Kosten	24.619 €	30.774 €
FM-Kosten	417 €	522 €
FHM-Kosten	399 €	499 €
Energiekosten	4.803 €	5.544 €
Entsorgungskosten	8.096 €	10.120 €
Personalkosten	21.273 €	21.273 €
Instandhaltung	31.321 €	57.785 €
Betriebskosten Gesamt	**90.929 €**	**126.516 €**

Entscheidend für den Variantenvergleich sind jedoch die Jahreskosten, die sich aus den den Betriebskosten und den Investitionskosten in Verbindung mit den jeweiligen Abschreibungsdauern ergeben. Zur Verdeutlichung werden die Anteile der Jahreskosten, die aus den Investitionskosten und den Betriebskosten resultieren auch getrennt ausgewiesen.

Jahreskosten	**V1b: Teilstrom**	**V1a: Vollstrom**
Investitionskosten (brutto)	2.051.431 €	3.903.592 €
Bautechnik	1.401.331 €	2.882.528 €
Maschinentechnik	541.750 €	850.887 €
E-Technik	108.350 €	170.177 €
Betriebskosten (brutto)	108.205 €	150.555 €
Material	30.269 €	37.836 €
Energie	5.715 €	6.597 €
Entsorgung	9.634 €	12.043 €
Personal	25.315 €	25.315 €
Instandhaltung	37.272 €	68.765 €
Zinssatz I	3%	3%
DFAKE (I;n)	1,000	1,000
DFAKE (I;n) n=15	0,6419	0,6419
DFAKR (I;n),n=30	19,6	19,6
KFAKR(I;n), n=30	0,05102	0,05102
Projektkostenbarwert	4.589.553 €	7.509.884 €
PKBW investiver Anteil	2.468.730 €	4.559.014 €
PKBW Betriebsk.-Anteil	2.120.823 €	2.950.870 €
JK investiver Anteil	125.955 €	232.601 €
JK Betriebsk.-Anteil	108.204 €	150.553 €
Jahreskosten	**234.159 €**	**383.154 €**

Im Ergebnis würde eine Behandlung des gesamten Abwasserstromes mit PAK auf der KA Weilerswist jährlich ca. 382.000€ kosten. Die Jahreskosten für die Teilstrombehandlung betragen dagegen nur ca. 60% der Vollstrombehandlung.

5.3 Kosten V2a/b: (Neuerrichtung) GAK-Filtration

Die Investitionskosten für die Neuerrichtung einer GAK-Filtration auf der KA Weilerswist sind in der folgenden Tabelle getrennt nach Bauwerken/Verfahrensstufen dargestellt. Die Anbindung der 4. Reinigungsstufe beinhaltet sowohl den Abgriff des Abwasserstroms am Ablauf der Filtration, als auch die Rückleitung des behandelten Abwassers vor die in den Ablauf der Kläranlage. An den Aus- und Einleitungspunkten werden für Wartungszwecke Schieber vorgesehen.

Investitionskosten - GAK-Filtration	V2b: Teilstrom	V2a: Vollstrom
Anbindung 4. RGST	89.423 €	92.491 €
Bautechnik	78.527 €	81.595 €
Maschinentechnik	9.080 €	9.080 €
Elektrotechnik	1.816 €	1.816 €
Zwischenpumpwerk	76.800 €	144.000 €
Bautechnik	- €	- €
Maschinentechnik	64.000 €	120.000 €
Elektrotechnik	12.800 €	24.000 €
Filteranlage	1.181.751 €	2.579.960 €
Bautechnik	684.951 €	1.219.845 €
Maschinentechnik	414.000 €	1.133.429 €
Elektrotechnik	82.800 €	226.686 €
Gesamtkosten 4. RGST	1.347.974 €	2.816.450 €
Bautechnik	763.478 €	1.301.440 €
Maschinentechnik	487.080 €	1.262.509 €
Elektrotechnik	97.416 €	252.502 €
Ingenieurhonorare	471.768 €	912.244 €
Sonstige Baunebenkosten	207.500 €	207.500 €
Gesamt inkl. Baunebenkosten (netto)	**2.027.242 €**	**3.936.194 €**

Das Zwischenpumpwerk ist im Baukörper der Filtration integriert, die Pumpen werden im Keller des Maschinenhauses für die Filtration trocken aufgestellt. Für das Zwischenpumpwerk werden daher nur die Kosten für die Pumpen angesetzt. Die Filteranlage umfasst sowohl die Filterkammern mit der maschinentechnischen Ausrüstung (Klappen, Düsen, Leitungen) als auch ein Maschinenhaus für die Aufstellung der Rückspülpumpen und -gebläse.

Die Betriebskosten der GAK-Filtration werden insbesondere von den Kosten für die Aktivkohle bestimmt. Diese sind maßgeblich davon abhängig, wie viele Bettvolumen behandelt werden können, bis die Aktivkohle ersetzt werden muss. Für die Studie wurden 15.000 Bettvolumen angesetzt. Daneben stellt die Wartung und Instandhaltung der umfangreichen Bau-, Maschinen- und Elektrotechnik den nächstgrößeren Posten dar und übersteigt bei der Vollstromvariante sogar die Kosten für die Aktivkohle. Der zusätzliche Personalbedarf für die Betreuung der 4. Reinigungsstufe wurde sowohl für die Teilstromvariante als auch die Vollstromvariante zu 16 Stunden pro Woche abgeschätzt.

Betriebskosten - GAK-Filtration	V2b: Teilstrom	V2a: Vollstrom
GAK-Kosten	44.977 €	56.222 €
Energiekosten	6.352 €	10.465 €
Personalkosten	28.364 €	28.364 €
Instandhaltung	36.510 €	74.446 €
Betriebskosten Gesamt	**116.203 €**	**169.496 €**

Für den Variantenvergleich wurden auch für die GAK-Filtration Jahreskosten berechnet, die sowohl die Investitionskosten als auch die laufenden Kosten der 4. Reinigungsstufe berücksichtigen.

Jahreskosten - GAK-Filtration	V2b: Teilstrom	V2a: Vollstrom
Investitionskosten (brutto)	2.432.750 €	4.704.139 €
Bautechnik	1.737.200 €	2.901.277 €
Maschinentechnik	579.625 €	1.502.385 €
E-Technik	115.925 €	300.477 €
Betriebskosten	138.282 €	201.700 €
Material	53.523 €	66.904 €
Energie	7.559 €	12.453 €
Entsorgung	- €	- €
Personal	33.753 €	33.753 €
Instandhaltung	43.447 €	88.591 €
Zinssatz I	3%	3%
DFAKE (I;n)	1,000	1,000
DFAKE (I;n) n=15	0,6419	0,6419
DFAKR (I;n),n=30	19,6	19,6
KFAKR(I;n), n=30	0,05102	0,05102
Projektkostenbarwert	5.589.542 €	9.814.725 €
PKBW investiver Anteil	2.879.224 €	5.861.396 €
PKBW Betriebsk.-Anteil	2.710.318 €	3.953.328 €
JK investiver Anteil	146.898 €	299.048 €
JK Betriebsk.-Anteil	138.280 €	201.699 €
Jahreskosten	**285.178 €**	**500.747 €**

Die Jahreskosten für die GAK-Filtration betragen demnach ca. 500.000 € für die Vollstrombehandlung, für die Teilstrombehandlung ca. 285.000 € und damit 57% der Kosten für die Vollstrombehandlung.

5.4 Kosten V3a/b: Neuerrichtung Ozonbehandlung mit Nachbehandlung durch Sandfilter

Die Investitionskosten für die Ozonbehandlung auf der KA Weilerswist sind in der folgenden Tabelle getrennt nach Bauwerken/Verfahrensstufen dargestellt. Die Anbindung der 4. Reinigungsstufe beinhaltet sowohl den Abgriff des Abwasserstroms am Ablauf der Nachklärung, als auch die Rückleitung des behandelten Abwassers vor die Sandfiltration. Auch die Leitungen für die Umgehung der 4. Reinigungsstufe bei der Teilstromvariante (Bypass) sind in dieser Position enthalten An den Aus- und Einleitungspunkten werden für Wartungszwecke Schieber vorgesehen.
In der Position Ozonreaktor ist ausschließlich der Bauwerkskörper enthalten, Einbauten wie Diffusoren oder Injektorsysteme werden in der Position Ozongenerator + Peripherie berücksichtigt.

Investitionskosten - Ozonbehandlung	V3b: Teilstrom	V3a: Vollstrom
Anbindung 4. RGST	58.023 €	59.487 €
Bautechnik	46.673 €	48.137 €
Maschinentechnik	9.080 €	9.080 €
Elektrotechnik	2.270 €	2.270 €
Ozonreaktor	182.370 €	779.153 €
Bautechnik	182.370 €	779.153 €
Maschinentechnik	- €	- €
Elektrotechnik	- €	- €
Ozongenerator + Peripherie	964.826 €	1.446.516 €
Bautechnik	18.951 €	18.951 €
Maschinentechnik	756.700 €	1.142.052 €
Elektrotechnik	189.175 €	285.513 €
Gesamtkosten 4. RGST	1.205.219 €	2.285.156 €
Bautechnik	247.994 €	846.241 €
Maschinentechnik	765.780 €	1.151.132 €
Elektrotechnik	191.445 €	287.783 €
Ingenieurhonorare	387.816 €	711.797 €
Sonstige Baunebenkosten	87.500 €	87.500 €
Gesamt inkl. Baunebenkosten (netto)	**1.680.535 €**	**3.084.453 €**

Die Investitionskosten für die Vollstromvariante liegen demnach bei ca. 3,1 Mio. €. Die Kosten für die Teilstromvariante liegen bei etwa 54% der Vollstromvariante.

Betriebskosten - Ozonbehandlung	V3b: Teilstrom	V3a: Vollstrom
O2-Kosten	40.561 €	50.758 €
Energiekosten	23.706 €	28.713 €
Personalkosten	14.182 €	14.182 €
Instandhaltung	34.780 €	60.656 €
Betriebskosten Gesamt (netto)	**113.230 €**	**154.309 €**

Auch bei der Ozonbehandlung stellt der Materialeinsatz (hier: Sauerstoff) den wesentlichen Posten für die laufenden Kosten dar. In ähnlicher Größenordnung fallen Kosten für die Wartung und Instandhaltung an, die aufgrund der hohen Investitionssumme in der Vollstromvariante die Materialkosten übersteigen. Neben dem Sauerstoff wird zur Erzeugung von Ozon auch Strom benötigt, sodass die Energiekosten ebenfalls einen beträchtlichen Beitrag zu den Betriebskosten stellen. Da die Ozonanlage wenige, durch das Kläranlagenpersonal zu wartende Betriebspunkte hat, wird der Personalbedarf mit lediglich 8 Stunden pro Woche abgeschätzt. Die Personalkosten fallen dementsprechend gering aus.

Jahreskosten - Ozonbehandlung	V3b: Teilstrom	V3a: Vollstrom
Investitionskosten (brutto)	1.999.837 €	3.670.499 €
Bautechnik	860.739 €	1.958.190 €
Maschinentechnik	911.278 €	1.369.847 €
E-Technik	227.820 €	342.462 €
Betriebskosten (brutto)	134.744 €	183.627 €
Material	48.268 €	60.402 €
Energie	28.210 €	34.169 €
Entsorgung	- €	- €
Personal	16.876 €	16.876 €
Instandhaltung	41.389 €	72.181 €
Zinssatz I	3%	3%
DFAKE (I;n)	1,000	1,000
DFAKE (I;n) n=15	0,6419	0,6419
DFAKR (I;n),n=30	19,6	19,6
KFAKR(I;n), n=30	0,05102	0,05102
Projektkostenbarwert	5.371.997 €	8.368.726 €
PKBW investiver Anteil	2.731.024 €	4.769.630 €
PKBW Betriebsk.-Anteil	2.640.973 €	3.599.097 €
JK investiver Anteil	139.337 €	243.347 €
JK Betriebsk.-Anteil	134.742 €	183.626 €
Jahreskosten	**274.079 €**	**426.972 €**

Die Jahreskosten für die Ozonbehandlung betragen für die Vollstrombehandlung ca. 427.000 €, während die Teilstrombehandlung 64% der Vollstrombehandlung kostet.

6 Betrachtung des Gewässers und sonstiger Umweltwirkungen

6.1 Ökologische Betrachtung des Gewässers

Im Rahmen der vorliegenden Studie sollte auch eine Betrachtung des ökologischen Zustandes des Einleitgewässers und eine Einordnung der Mikroschadstoffbelastung und anderer Umweltwirkungen auf das Gewässer erfolgen. Die Untersuchung wurde durch das Ingenieurbüro Atemis durchgeführt und wurde der Studie als Anhang 2 beigefügt. Nachfolgend werden die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchung zusammengefasst:

Die KA Weilerswist liegt am nordwestlichen Rand der Gemeinde Weilerswist und leitet bei Flusskilometer 64,6 in die Erft ein. Der Ablauf der KA Weilerswist beträgt 4,9% des natürlichen Abflusses, sodass von einem geringen Einfluss auf das Einleitgewässer auszugehen ist. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde der Gewässerabschnitt bist zur Einleitung der KA Erftstadt-Köttingen betrachtet.
Die Erft im Bereich der Einleitstelle der KA Weilerswist und die folgenden Gewässerabschnitte bis zur Einleitstelle der KA Köttingen werden als stark bis sehr stark verändert bewertet.
Der chemische Zustand der betrachteten Gewässerabschnitte wurde im 3. Monitoringzyklus oberhalb wie unterhalb der Einleitung der KA Weilerswist mit „nicht gut“ bewertet.
Das für die „erheblich veränderten Oberflächenwasserkörper“ maßgebliche ökologische Potential wird unterhalb der KA Weilerswist als „unbefriedigend“ klassifiziert. Die Wasserrahmenrichtlinie fordert die Erreichung eines guten ökologischen Potentials.
Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich der ökologische Zustand des Einleitgewässers durch die Einleitung der KA Weilerswist nicht verschlechtert.

Bei Betrachtung der Konzentrationen der Standardabwasserparameter oberhalb und unterhalb der Einleitstelle kann für die Parameter „TOC“ „Stickstoff gesamt“ und für „Phosphor gesamt“ tendenziell eine leichte Erhöhung der Gewässerkonzentration festgestellt werden. Allerdings ist die Datenlage für die Messstelle unterhalb der KA Weilerswist mit sieben Messungen im Zeitraum von 2008 bis 2017 sehr dünn. Insgesamt dürfte der Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft den Eintrag aus den Kläranlagen deutlich übersteigen.

Für die Mikroschadstoffe (die 7 Leitparameter) wurde im Rahmen der Studie ein leichter Anstieg der Gewässerkonzentrationen durch die Einleitung der KA Weilerswist beobachtet. Die betrachteten Leitparameter können bereits oberhalb der Einleitung in nennenswerten Konzentrationen nachgewiesen werden. Oberhalb und unterhalb der Einleitung wird das Bewertungskriterium für Diclofenac (0,05µg/l) deutlich überschritten. Alle weiteren Leitparameter kommen auch unterhalb der KA Weilerswist in Konzentrationen unterhalb der Bewertungskriterien vor.

Da im WRRL-Arbeitsgebiet Erft 80% der Wasserkörper “erheblich verändert“ oder „künstlich“ sind, sind umfassende Maßnahmen zur Gewässersanierung und –renaturierung nötig, um einen guten ökologischen und chemischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potential zu

erreichen. Insgesamt wurden für die betrachtete Gewässerstrecke der Erft acht Maßnahmengruppen mit diversen Einzelmaßnahmen in den Umsetzungsfahrplan aufgenommen.

Zur Abschätzung der Auswirkungen einer Mikroschadstoffelimination wurde anhand der Messergebnisse für die Leitparameter im Ablauf der Kläranlage und im Einleitgewässer eine Mischungsrechnung aufgestellt. Neben dem IST-Zustand wurde so auch ein Szenario mit einer 80%igen Elimination der Mikroschadstoffe auf der KA Weilerswist betrachtet. Im Ergebnis könnten die Mikroschadstoffkonzentrationen in der Erft unterhalb der Einleitung bis zur Einleitung der KA Köttingen mit dem Bau einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Weilerswist nur geringfügig gesenkt werden. Die Konzentration von Diclofenac liegt bereits oberhalb der Einleitung bereits deutlich über dem Bewertungskriterium, bleibt aber mit der 4. Reinigungsstufe bist zur KA Köttingen in etwa gleich. Bei Betrachtung des gesamten Erfteinzugsgebietes fallen die Effekte aufgrund der geringen Größe der Anlage noch geringer aus, sodass die Konzentrationen der sieben Leitparameter an der Mündung in den Rhein nur um ca. 2 bis 3% gesenkt werden könnten.

6.2 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination aus ökologischer Sicht

Für viele Stoffe werden kommunale Kläranlagen als Haupteintragspfad angesehen und stehen daher im Fokus der Mikroschadstoffdiskussion. Die im Rahmen von Spurenstoffe Erft durchgeführten Messungen deuten allerdings darauf hin, dass auch Mischwasserentlastungen und Regenwasserbehandlungsanlagen nennenswerte Quellen für Mikroschadstoffe sind. Gerade in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten ist die Landwirtschaft mit Abschwemmungen von Feldern und Wegen als diffusen Quellen ein bedeutender Eintragspfad für diverse Pflanzenschutzmittel, aber auch Medikamentenrückständen von Tierarzneimitteln. So wurden im Rahmen von Spurenstoffe Erft sogar im Quellbereich der Erft, oberhalb aller Einleitungen der Siedlungswasser-wirtschaft Mikroschadstoffe nachgewiesen.
Im Verlauf der Erft ist Diclofenac derjenige der diskutierten Leitparameter, der regelmäßig über seinem Orientierungswert nachgewiesen werden konnte. Modellrechnungen zur Bilanzierung der Frachten und Konzentrationen in der Erft zeigen jedoch auch, dass nur durch den Ausbau einzelner Kläranlagen der Orientierungswert an der Mündung nicht gesichert eingehalten werden kann. Einseitige Ansätze, die ausschließlich auf eine Ertüchtigung der Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination zielen, erscheinen daher nicht geeignet die gewünschte Wirkung vollständig zu erzielen.
Dennoch kann die Ausrüstung bestimmter Anlagen einen wichtigen Beitrag zur Senkung der allgemeinen Mikroschadstofffracht im Gewässer leisten. Hierzu eignen sich Anlagen im Oberlauf eines Gewässers besser als im Unterlauf, da sie eine größere Gewässerstrecke positiv beeinflussen können. Zuletzt spielen die Größe sowie die örtlichen und technischen Gegebenheiten der Anlage eine wichtige Rolle für die spezifischen Kosten einer 4. Reinigungsstufe. Des Weiteren ist abzuwägen, ob die Vollstrombehandlung zur Mikroschadstoffentfernung gegenüber Teilstromlösungen tatsächlich besser dazu beitragen Konzentrationen im Gewässer erheblich zu mindern.
Weitet man den Blick darüber hinaus auf die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes im Gewässer muss man anerkennen, dass auch auf anderen Handlungsfeldern, wie der Verbesserung der Gewässerstruktur und -morphologie, dem Rückgang diffuser

Nährstoffeinträge oder der Reduzierung von Schwermetalleinträgen in das Gewässersystem der Erft, Fortschritte erzielt werden müssen. Eine einseitige Fixierung auf die Reduktion der Mikroschadstoffkonzentrationen aus Kläranlagenabläufen erscheint als nicht zweckmäßig. Maßnahmen hierzu sind in der Diskussion genau abzuwägen, da die Mikroschadstoffentfernung mit Blick auf den Energieverbrauch und den Carbon-Footprint der Kläranlagen nicht nur potenziell positive Umweltwirkungen zeitigt.
Für die KA Weilerswist erscheint die Ausrüstung mit einer Mikroschadstoffelimination nicht sinnvoll.
Die Anlage ist die kleinste der betrachteten Anlagen an der Erft und ihr Ablauf stellt auch in Phasen mit geringem natürlichem Abfluss nur einen geringfügigen Anteil des Abflusses im Gewässer dar. Der Einfluss auf die Wasserqualität im Erfteinzugsgebiet insgesamt daher gering. Gleichzeitig sind die spezifischen Kosten für die Nachrüstung einer kleinen Anlage höher und die Voraussetzungen auf der KA Weilerswist durch die fehlenden Erweiterungsflächen auf dem Kläranlagengelände erschwert.
Im Sinne des wirtschaftlichen Einsatzes verfügbarer (Förder-)Mittel sollten zunächst andere Anlagen ausgerüstet werden, auf denen mit geringeren spezifischen Kosten ein größerer Effekt im Erfteinzugsgebiet erzielt werden kann.

7 Variantendiskussion und Verfahrensempfehlung

Nachfolgend sollen die wesentlichen Unterschiede der untersuchten Verfahren herausgestellt und eine Verfahrensempfehlung gegeben werden. Zu den wichtigsten Entscheidungskriterien zählen dabei:

- Wirksamkeit
- Einbindung in den vorhandenen KA-Betrieb
- weitere Faktoren wie Energiebedarf/Personalbedarf/Umweltaspekte
- Verfahrensspezifische Risiken
- Wirtschaftlichkeit

Um die nichtmonetären Faktoren möglichst transparent zu bewerten, wurde eine Bewertungsmatrix erstellt, die alle untersuchten Verfahrensvarianten enthält. Gegenüber Tabelle 10 in Kapitel 4.2 wurden hierfür die die qualitativen Bewertungen in Zahlenwerte überführt, um die Berechnung einer Gesamtbewertung für jedes Verfahren zu ermöglichen.

technische Kriterien	4. Reinigungstufe, Verfahren / Varianten			Wichtung
	PAK Verfahren	GAK Verfahren	Ozon Verfahren	
	PAK, Dosierung mit Kontaktbecken & Sedimentation & SF	GAK Filtration, diskont. Filter	Ozonung mit Sandfiltration zur Nachbehandlung	
Eliminationsrate hinsichtl. relevanter Mikroschadstoffe	4	4	4	15%
Bildung von unerwünschten Reaktionsnebenprodukten (z.B. Bromat) und Transformationsprodukten	5	5	1	10%
Veränderung konventioneller Abwasserparameter (CSB, AFS, Pges)	4	4	3	5%
Großtechnische Erprobung des Verfahrens	4	4	4	15%
Regelbereich und Flexibilität des Verfahrens (auch im Hinblick auf zukünft. Anforderungen)	4	2	5	10%
Betriebs- und Wartungsaufwand	3	2	4	10%
Erforderl. Qualifikation des Betreibers	3	3	3	5%
Zusätzlicher Betriebsaufwand konventioneller Anlagenteil (z.B. Schlammanfall, Kapazität Biologie)	2	3	3	10%
Zulaufqualität zur Behandlungsstufe	3	4	3	5%
Platzbedarf bei vorhandener Filtration	1	2	4	5%
Einbindung bestehender Bauwerke	5	5	5	5%
Carbon Footprint	3	3	4	5%
technische Bewertung des Verfahrens	**3,55**	**3,45**	**3,60**	100%

Abbildung 44: Technische Bewertung der untersuchten Verfahren

Technisch sind die PAK Dosierung mit Kontaktbecken und Sedimentation mit der Ozonbehandlung etwa gleichwertig. Beide können auf der KA Weilerswist die vorhandene Sandfiltration als Nachbehandlung nutzen und können problemlos in den bestehenden Kläranlagenprozess eingebunden werden.
Hauptnachteile der PAK-Variante sind der höhere Platzbedarf, potentiell höhere Treibhausgasemissionen und die geringfügige Inanspruchnahme von Kapazität in der Belebung und im Schlammweg der Kläranlage. Insbesondere der höhere Platzbedarf führt bei den Aktivkohleverfahren dazu, dass das Kläranlagengelände durch den Erwerb zusätzlicher Flächen erweitert werden müsste. Vorteile des PAK-Verfahrens sind die ausschließlich positiven Effekte sowohl für die Mikroschadstoffelimination als auch die konventionelle Abwasserparameter. Auch die langjährige Betriebserfahrung auf bestehenden Anlagen sowie die Flexibilität durch die variierbare Dosiermenge sind positiv zu bewerten.

Die Ozonbehandlung des Abwassers hat ihren größten Nachteil in der Bildung von toxischen Reaktionsnebenprodukten und Transformationsprodukten. Durch die unkontrollierte Umwandlung der Abwasserinhaltsstoffe in neue Stoffe besteht trotz der Nachbehandlung im Sandfilter die Gefahr einer Erhöhung der Toxizität des gereinigten Abwassers.
Positiv wirken sich der sehr flexible Betrieb der Ozonanlage, die gute großtechnische Erprobung, sowie der geringe Betriebs und Wartungsaufwand für das Kläranlagenpersonal aus.
Die GAK-Filtration stellt sich in der technischen Bewertung des Verfahrens leicht schlechter dar. Dies ist hauptsächlich in der mangelnden Flexibilität des Verfahrens begründet, die kaum Anpassungen an sich zukünftig evtl. verändernde Anforderungen zulässt. Zudem ist durch zahlreiche mechanische Anlagenbestandteile und den regelmäßigen Tausch der beladenen GAK ein höherer Aufwand für das Betriebspersonal zu erwarten. Auch die GAK-Filtration kann nicht auf dem vorhandenen KA-Gelände umgesetzt werden, was zu einer etwas ungünstigeren Lage und hydraulischen Anbindung für dieses Verfahren führt. Die ausschließliche Entnahme von unerwünschten Stoffen, tendenziell positive Effekte auf die konventionellen Abwasserparameter und die besonders hohe Zulaufqualität durch die vorgelagerte Sandfiltration wirken sich positiv auf die Bewertung aus.

7.1 Variantenvergleich Vollstrombehandlung

Die monetäre Bewertung der untersuchten Varianten erfolgt mit Hilfe der in Kapitel 5 ermittelten Jahreskosten. Diese schließen sowohl die jährlichen Kosten für Abschreibung und Zinsen, als auch die laufenden (Betriebs-)Kosten mit ein. Nachfolgend werden zunächst die Kosten für die jeweiligen Vollstromvarianten gegenübergestellt. Aufgrund des geringen Anteils des Ablaufes der KA Weilerswist am Abfluss in der Erft ist nach den Vorgaben in (KOM.M NRW 2016) lediglich eine Teilstrombehandlung erforderlich. Die nachfolgende Betrachtung dient daher nur der Klärung, wie hoch die zusätzlichen Kosten für die Vollstrombehandlung am Standort Weilerswist sind.

Variantenvergleich VS	V1a: PAK VS	V2a: GAK VS	V3a: Ozon VS
Investitionskosten (brutto)	3.903.592 €	4.704.139 €	3.670.499 €
Bautechnik	2.882.528 €	2.901.277 €	1.958.190 €
Maschinentechnik	850.887 €	1.502.385 €	1.369.847 €
E-Technik	170.177 €	300.477 €	342.462 €
Betriebskosten (brutto)	150.555 €	201.700 €	183.627 €
Material	37.836 €	66.904 €	60.402 €
Energie	6.597 €	12.453 €	34.169 €
Entsorgung	12.043 €	- €	- €
Personal	25.315 €	33.753 €	16.876 €
Instandhaltung	68.765 €	88.591 €	72.181 €
Jahreskosten	383.154 €	500.747 €	426.972 €

Die PAK-Variante V1a ist mit ca. 382.000 €/a Jahreskosten die günstigste Variante zur Spurenstoffelimination. Die Investitionskosten sind mit ca. 3,9 Mio € zwischen den anderen Varianten angesiedelt und werden hauptsächlich durch die Bautechnik für das Kontakt- und Sedimentationsbecken bestimmt. Die Betriebskosten liegen bei dieser Variante bei 150.000 €.

Die Variante V3a mit Ozonbehandlung ist mit ca. 427.000 €/a die zweitgünstigste Variante und ca. 12% teurer als V1a. Die Ozonbehandlung hat geringfügig günstigere Investitionskosten, wobei der größte Teil der Investitionen auf Maschinen und Elektrotechnik verfällt. Dadurch fällt der Investive Anteil an den Jahreskosten dennoch höher aus als bei der PAK-Variante. Gleichzeitig fallen für die Ozonbehandlung die höchsten Betriebskosten unter den betrachteten Verfahren an, sodass die Jahreskosten im Betrachtungszeitraum über denen der Variante V1a liegen.

Der hohe bauliche und maschinentechnische Aufwand für die Neuerrichtung einer GAK-Filtration führt bei Variante V2a dazu, dass die GAK-Filtration trotz ansonsten moderater Betriebskosten in den Jahreskosten am teuersten erscheint.

Führt man die Ergebnisse aus dem technischen und dem monetären Variantenvergleich zusammen, so **ist Variante V1a mit PAK-Dosierung sowohl technisch als auch kostenmäßig das beste Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der KA Weilerswist.**

Die Ozonbehandlung ist zwar technisch minimal besser bewertet, führt jedoch aufgrund höherer Betriebskosten über den Betrachtungszeitraum von 30 Jahren zu 12% höheren Kosten.

Die Mikroschadstoffelimination mit granulierter Aktivkohle kann wegen der im Vergleich geringeren Flexibilität und dem höheren Wartungsaufwand nicht empfohlen werden. Für die Vollstrombehandlung müssen zudem sehr große Filterflächen vorgehalten werden, wodurch die Variante V2a auch in der Kostenbetrachtung am schlechtesten abschneidet.

7.2 Variantenvergleich Teilstrombehandlung

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben ist für die KA Weilerswist nach den aktuellen Dimensionierungsvorschlägen (KOM.M NRW 2016) eine Teilstrombehandlung vorzusehen, da der Ablauf der Kläranlage mit ca. 5% weit unter 30% des natürlichen Abflusses an der Einleitstelle beträgt.

Variantenvergleich TS	V1b: PAK TS	V2b: GAK TS	V3b: Ozon TS
Investitionskosten (brutto)	2.051.431 €	2.432.750 €	1.999.837 €
Bautechnik	1.401.331 €	1.737.200 €	860.739 €
Maschinentechnik	541.750 €	579.625 €	911.278 €
E-Technik	108.350 €	115.925 €	227.820 €
Betriebskosten (brutto)	108.205 €	138.282 €	134.744 €
Material	30.269 €	53.523 €	48.268 €
Energie	5.715 €	7.559 €	28.210 €
Entsorgung	9.634 €	- €	- €
Personal	25.315 €	33.753 €	16.876 €
Instandhaltung	37.272 €	43.447 €	41.389 €
Jahreskosten	234.159 €	285.178 €	274.079 €

Wie bei den Vollstromvarianten ist auch bei der Teilstrombehandlung die PAK Dosierung in ein Kontaktbecken mit anschließender Sedimentation die günstigste Variante. Die Investitionskosten sind mit 2,05 Mio € gegenüber 3,9 Mio € für die Vollstromvariante annähernd halb so groß. Die Betriebskosten verringern sich nicht im gleichen Maße, da trotzdem ca. 80% der Jahresabwassermenge behandelt werden. Zusammen ergeben sich ca. 234.000 €/a Jahreskosten, was etwa 60% der Jahreskosten der Vollstromvariante entspricht. **Damit ist auch bei den Teilstromvarianten die Variante V1b die günstigste und gleichzeitig technisch beste Variante.**

Die Teilstrombehandlung mit Ozon führt bei etwa gleich großen Investitionskosten zu Jahreskosten von ca. 274.000 €/a und damit 17% mehr als bei der PAK-Variante. Dies lässt sich zum einen durch die höheren spezifischen Betriebskosten erklären. Zum anderen ist der Anteil an Maschinen- und Elektrotechnik in den Investitionskosten höher. Dieser skaliert im Gegensatz zu den Betonbecken der PAK- und GAK-Varianten weniger stark mit der Auslegungswassermenge. **Vor dem Hintergrund, dass diese Variante auf dem vorhandenen Kläranlagengelände umgesetzt werden kann und mit sehr geringem Personalaufwand zu betreiben ist, ist die Teilstrombehandlung mit Ozon trotz höherer Jahreskosten ebenfalls eine attraktive Variante.**

Die Behandlung des Abwassers in einer nachgeschalteten GAK-Filtration ist die teuerste Teilstromvariante (V2b), kann jedoch im Vergleich zu den Vollstromvarianten zu den anderen Verfahren aufschließen. Durch die geringere Auslegungswassermenge fällt die erforderliche Filterfläche deutlich kleiner aus, was sich in den Investitionskosten wiederspiegelt. Diese Variante profitiert daher am meisten von der geringeren Auslegungswassermenge. Der einzige Vorteil gegenüber Variante V1b sind die tendenziell geringeren Treibhausgasemissionen.

In Anbetracht der großen Kostenunterschiede zwischen Teilstrom- und Vollstrombehandlung stellt sich die Frage, ob die höheren Kosten für eine bessere Reinigungsleistung in Kauf genommen werden sollten. Nachfolgend wird daher untersucht, in wie fern die Ablaufwerte von einer Vollstrombehandlung profitieren würden:

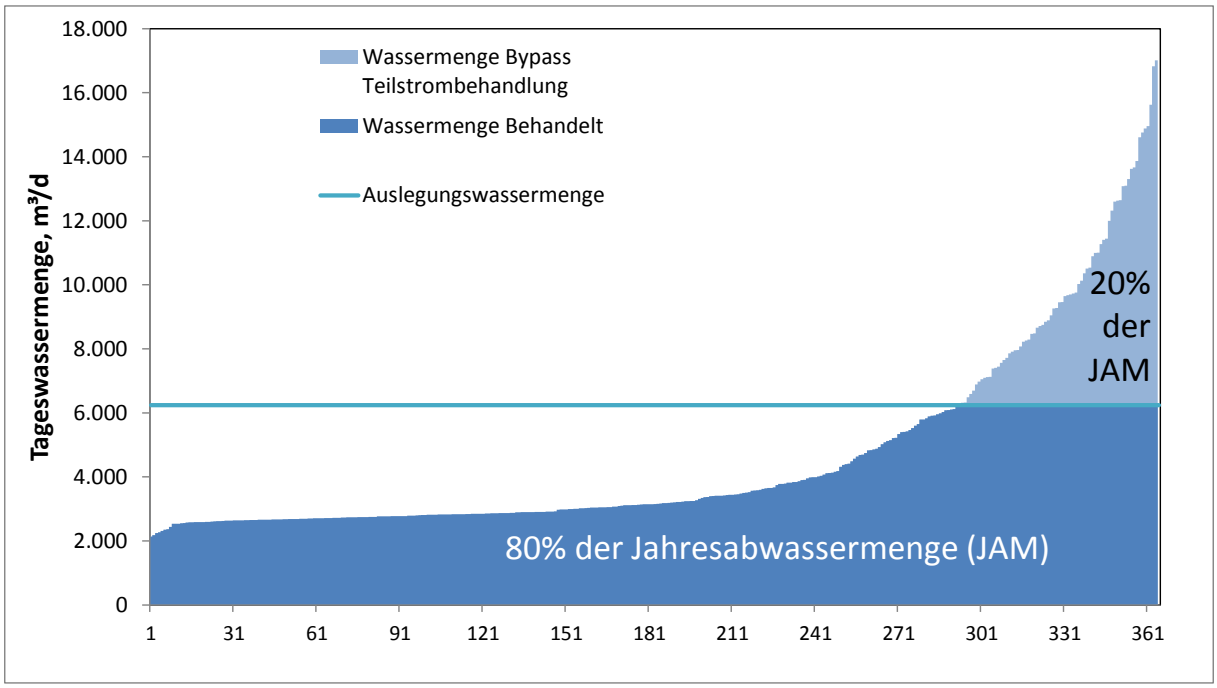


Abbildung 45: Behandelte Wassermenge und Bypassmenge bei Teilstrombehandlung

Der maximale Mischwasserzufluss tritt im Jahresverlauf nur selten, bei großen Regenereignissen im Einzugsgebiet der Kläranlage auf. Abbildung 45 verdeutlicht diesen Zusammenhang. Die Tageszuflüsse zur Kläranlage in m³/d sind hier für das Jahr 2016 der Größe nach geordnet aufgetragen. Im Jahre 2016 wurden Im Einzugsgebiet an 152 Tagen des ausgewerteten Jahres Trockenwetterbedingungen (<0,3mm Niederschlag am Tag und am Vortag) registriert. Die Teilstrombehandlung kann mit einer Kapazität von 260 m³/h (gemäß Dimensionierung in Kapitel 4.4) kann aber sogar an 290 Tagen im Jahr den Abwasserstrom vollständig behandeln. Lediglich an 75 Tagen im Jahr wird die Kapazität der Teilstrombehandlung überschritten, so dass ein Teil des biologisch gereinigten Abwassers aus der konventionellen Reinigungsstufe an der 4. Reinigungsstufe vorbei geführt wird. Insgesamt können aber immer 80% der Jahresabwassermenge in der 4. Reinigungsstufe behandelt werden.

Im Folgenden wird für das Arzneimittel Diclofenac beispielhaft untersucht welche Unterschiede sich zwischen Voll- und Teilstrombehandlung mit Blick auf die Konzentration an Spurenstoffen im Ablauf der Kläranlage ergeben.

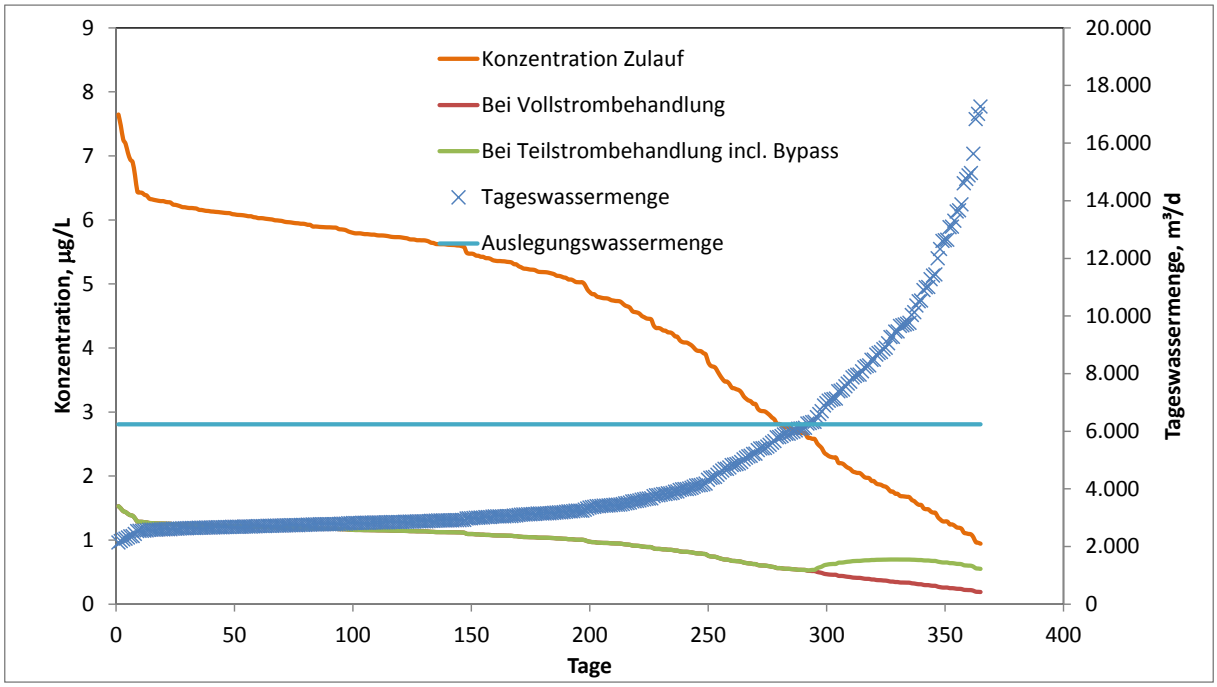


Abbildung 46: Vergleich Diclofenac-Ablaufkonzentrationen Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung

Die Betrachtung basiert auf einer vereinfachten, statischen Mischungsrechnung für die tatsächlich auftretenden Tageswassermengen im Verlauf eines Jahres und eine mittlere Tagesfracht an Diclofenac (s. Abbildung 46). Die mittlere Tagesfracht an Diclofenac im Zulauf der Kläranlage beträgt 16,3 g/d. Bei Regenwetter tritt bereits im Kanal eine Verringerung der Konzentration durch hinzutretendes Niederschlagswasser ein. Der mittlere Wirkungsgrad des konventionellen Anlagenteils bezogen auf Diclofenac beträgt schätzungsweise 20%. Die resultierende Zulaufkonzentration zur 4. Reinigungsstufe liegt damit zwischen 7 µg/l bei Trockenwetter und 1 µg/l bei Regenwetter. Die Entfernungswirkung der Anlage mit 4. Reinigungsstufe beträgt zwischen 80% und 100% (DWA 2015), im Beispiel wurden als unterer Wert 80% gewählt. Bis zum Überschreiten der maximalen Kapazität der Teilstrombehandlung sind Teilstrombehandlung und Vollstrombehandlung gleichwertig, da in beiden Fällen der gesamte Zufluss behandelt wird. Erst bei Zuflüssen oberhalb der maximalen Kapazität, wird bei Teilstrombehandlung ein Teil des biologisch gereinigten Zuflusses aus der konventionellen Reinigungsstufe an der 4. Reinigungsstufe vorbeigeführt. Aufgrund der bei Regenwetter unvermeidlich eintretenden Verdünnung des Zulaufs sind die Konzentrationen dieses Teilstroms aber ebenfalls gering. In der Gesamtbilanz ergibt sich somit eine mittlere Jahresablaufkonzentration bei Teilstrombehandlung von 0,96 µg/l gegenüber 0,90 µg/l bei Vollstrombehandlung. Das entspricht dann mittleren Gesamtwirkungsgraden von 79% bzw. 80% bezogen auf die Zulaufkonzentration. Bezogen auf die im Jahresmittel emittierten Konzentrationen an Spurenstoffen ist damit der zusätzliche Nutzen einer Vollstrombehandlung gering. Ein ähnliches Bild liefert die Frachtbetrachtung. Hier wird gegenüber einem Wirkungsgrad der Teilstrombehandlung von 75% in der Vollstrombehandlung nur eine Steigerung des Wirkungsgrades auf 80% erzielt. Tatsächlich können in einer 4. Reinigungsstufe für Diclofenac aber auch andere Mikroschadstoffe Eliminationsraten von durchschnittlich deutlich über 80% erzielt werden, was den ohnehin geringen Vorteil der Vollstrombehandlung weiter mindert. Eine durch Ausbau der Anlage zur Vollstrombehandlung hervorgerufene, signifikante Reduzierung der Mikroschadstoffkonzentrationen im Gewässer dürfte damit in der Praxis kaum nachweisbar

sein. Wirtschaftlich gesehen weisen Vollstrombehandlungsanlagen einen stark abnehmenden Grenznutzen auf, da große Anlagen vorgehalten und betrieben werden müssen, deren volle Kapazität nur an wenigen Tagen pro Jahr benötigt wird.

8 Fazit

Noch in den 1990er Jahren konzentrierte sich die Wasserwirtschaft auf die Sanierung der Gewässer im Hinblick auf Nährstoffe im Milligrammbereich. Viele der heute diskutierten Stoffe wie Arzneimittelrückstände und Pflanzenschutzmittel konnten noch nicht ausreichend fein detektiert werden, um sie in den sehr kleinen Konzentrationen im Mikro- und Nanogrammbereich bestimmen zu können.
In den letzten Jahren hat sich dank zahlreicher Messungen und Studien das Wissen um die Belastung mit Mikroschadstoffen deutlich vergrößert, sodass in Gewässern und Kläranlagenabläufen eine Vielzahl von unterschiedlichen Substanzen nachgewiesen werden kann. Auch wenn bei bestimmten Stoffen eindeutig negative Auswirkungen auf das aquatische Leben nachgewiesen werden können, steht die ökotoxikologische Bewertung vor allem von Stoffgemischen noch am Anfang. Im Sinne des Vorsorgegedankens wird vielfach angestrebt bereits heute Emissionen zu vermieden, wo dies mit vertretbarem Aufwand möglich erscheint.

Für viele Stoffe werden kommunale Kläranlagen als Haupteintragspfad angesehen und stehen daher im Fokus der Mikroschadstoffdiskussion. Die im Rahmen von Spurenstoffe Erft durchgeführten Messungen deuten allerdings darauf hin, dass auch Mischwasserentlastungen und Regenwasserbehandlungsanlagen nennenswerte Quellen für Mikroschadstoffe sind. Gerade in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten ist die Landwirtschaft mit Abschwemmungen von Feldern und Wegen als diffusen Quellen ein bedeutender Eintragspfad für diverse Pflanzenschutzmittel, aber auch Medikamentenrückständen von Tierarzneimitteln. So wurden im Rahmen von Spurenstoffe Erft sogar im Quellbereich der Erft, oberhalb aller Einleitungen der Siedlungswasserwirtschaft Mikroschadstoffe nachgewiesen.
Im Verlauf der Erft ist Diclofenac derjenige der diskutierten Leitparameter, der regelmäßig über seinem Orientierungswert nachgewiesen werden konnte. Modellrechnungen zur Bilanzierung der Frachten und Konzentrationen in der Erft zeigen jedoch auch, dass nur durch den Ausbau einzelner Kläranlagen der Orientierungswert an der Mündung nicht gesichert eingehalten werden kann. Einseitige Ansätze, die ausschließlich auf eine Ertüchtigung der Kläranlagen mit 4. Reinigungsstufen zur Mikroschadstoffelimination zielen, erscheinen daher nicht geeignet die gewünschte Wirkung vollständig zu erzielen.
Dennoch kann die Ausrüstung bestimmter Anlagen einen wichtigen Beitrag zur Senkung der allgemeinen Mikroschadstofffracht im Gewässer leisten. Hierzu eignen sich Anlagen im Oberlauf eines Gewässers besser als im Unterlauf, da sie eine größere Gewässerstrecke positiv beeinflussen können. Zuletzt spielen die Größe sowie die örtlichen und technischen Gegebenheiten der Anlage eine wichtige Rolle für die spezifischen Kosten einer 4. Reinigungsstufe. Des Weiteren ist abzuwägen, ob die Vollstrombehandlung zur Mikroschadstoffentfernung gegenüber Teilstromlösungen tatsächlich besser dazu beitragen Konzentrationen im Gewässer erheblich zu mindern.
Weitet man den Blick darüber hinaus auf die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes im Gewässer muss man anerkennen, das auch auf anderen Handlungsfeldern wie der Verbesserung der Gewässerstruktur- und morphologie, dem Rückgang diffuser Nährstoffeinträge oder der Reduzierung von Schwermetalleinträgen in das Gewässersystem

der Erft Fortschritte erzielt werden müssen. Eine einseitige Fixierung auf die Reduktion der Mikroschadstoffkonzentrationen aus Kläranlagenabläufen erscheint als nicht zweckmäßig. Maßnahmen hierzu sind in der Diskussion genau abzuwägen, da die Mikroschadstoffentfernung mit Blick auf den Energieverbrauch und den Carbon-Footprint der Kläranlagen nicht nur potenziell positive Umweltwirkungen zeitigt.

Die KA Weilerswist ist mit einer Ausbaugröße von 25.000 EW eine kleinere Anlage an der Erft im Oberlauf des Erfteinzugsgebietes. Sie hat mit ihrem kleinen Anteil am Abfluss in der Erft einen geringen Einfluss auf die Gewässerqualität. Sowohl oberhalb als auch unterhalb der Einleitstelle liegen mit den Kläranlagen Kessenich, Köttingen und Kenten deutlich größere Anlagen, die einen größeren Einfluss auf die Gewässerqualität haben.
Zwar kann die vorhandene Sandfiltration als Nachbehandlung für Eliminationsverfahren mit PAK oder Ozon genutzt werden, allerdings sind die Möglichkeiten zur Implementierung einer Mikroschadstoffeliminationsstufe auf dem Kläranlagengelände begrenzt. Für Verfahren mit PAK oder GAK wäre eine Erweiterung des Geländes durch Erwerb und Erschließung der benachbarten Brachfläche erforderlich.
Letztlich muss ein Gewässereinzugsgebiet ganzheitlich betrachtet werden. Die Entscheidung zur Ausrüstung einzelner Anlagen sollte in einem Gesamtkonzept bewertet werden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde zunächst der Stand der Forschung und Technik und die verfügbaren, wirksamen Verfahren dargestellt. Aus der Vielzahl der möglichen Verfahren und Verfahrensvarianten wurde eine Vorauswahl getroffen und drei Verfahren detailliert auf ihre Umsetzbarkeit und die Kosten untersucht:

- V1: PAK-Dosierung mit Sedimentation und vorhandener Sandfiltration als Nachbehandlung
- V2: GAK-Filtration in neuerrichteten Filterkammern
- V3: Ozonbehandlung mit vorhandener Sandfiltration als Nachbehandlung

Für jedes der drei Verfahren eine Untervariante zur Vollstrom- und zur Teilstrombehandlung betrachtet, sodass insgesamt 6 Untervarianten betrachtet wurden.

Die grundsätzlichen, technischen Voraussetzungen zur Errichtung einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Weilerswist sind gegeben. Die vorhandenen Erweiterungsflächen im Bereich Ablauf Nachklärung und Sandfiltration ermöglichen eine hydraulisch günstige Einbindung platzsparender Verfahren wie einer Ozon-Stufe. Die vorhandene Sandfiltration eignet sich zudem als Nachbehandlung für eine Ozonbehandlung.
Für die untersuchten Verfahrensvarianten mit PAK-Dosierung oder GAK-Filtration sind größere, neu zu errichtende Baukörper erforderlich. Diese könnten nur nach Flächenerwerb und Erweiterung des Kläranlagengeländes realisiert werden.
Die vorhandene Sandfiltration ist aufgrund der knappen Dimensionierung nicht für eine Umrüstung zu einer GAK-Filtration im Vollstromverfahren geeignet. Die Umrüstung zu einer Teilstrombehandlung würde dazu führen, dass ein Teil des Abwassers bei Mischwasserzufluss überhaupt nicht filtriert würde. Aus diesem Grund wurden entsprechende Varianten weiter verfolgt.

Nach der technischen Bewertung sind alle betrachteten Verfahren grundsätzlich in der Lage die diskutierte 80%ige Elimination der Leitparameter zu leisten. Unterschiede ergeben sich

vor allem in der Flexibilität im Hinblick auf sich zukünftig verändernde Anforderungen, dem Betriebsaufwand und die Einbindung in die vorhandene Anlagentechnik.

Insgesamt stellen sich die Varianten V1 (PAK-Dosierung) und V3 (Ozonung) vor allem auf Grund der höheren Flexibilität als technisch beste Varianten dar und liegen in der Bewertung etwa gleich auf. Die V2 (GAK-Filtration) erreicht eine etwas schlechtere Bewertung.

Bei den Kosten muss zwischen Vollstrom und Teilstromlösungen unterschieden werden. Hier werden die Jahreskosten als maßgeblich betrachtet, da sie sowohl Investitions- als auch Betriebskosten berücksichtigen.

Bei den Vollstromlösungen (Varianten V1**a**-3**a**) stellt V1a (PAK-Dosierung) bei Betrachtung der Jahreskosten die günstigste Variante dar. Die PAK-Dosierung ist damit sowohl aus technischer als auch aus wirtschaftlicher Sicht die beste Variante.
Die Ozon-Dosierung (V3a) erreicht trotz geringerer Investitionskosten aufgrund der höheren Betriebskosten höhere Jahreskosten bei gleicher technischer Bewertung.
Variante V2a (GAK-Filtration) hat aufgrund der sehr hohen Investitionskosten und der ebenfalls hohen Betriebskosten die höchsten Jahreskosten und fällt damit auch in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung hinter die anderen Varianten zurück.

Bei den Teilstromvarianten (V1**b**-3**b**) wird der Ablauf der KA Weilerswist nur bis zu einem Durchfluss von 72 l/s (etwa 30% Q_m) in der 4. Reinigungsstufe behandelt. Bei höherem Zufluss (bei größeren Regenereignissen) wird die darüber hinaus gehende Wassermenge an der 4. Reinigungsstufe vorbeigeführt. Dadurch kann trotz wesentlich kleinerer Auslegung der Reinigungsstufe über 80% der Jahresabwassermenge behandelt werden.
In der Folge fallen die Investitionskosten für die Teilstrom-Varianten deutlich geringer aus, während die Betriebskosten nur unwesentlich kleiner als bei der Vollstrombehandlung sind.

Die PAK-Dosierung (V1b) stellt auch bei der Teilstrombehandlung die günstigste Variante dar.
Die Ozonbehandlung (V3b) erreicht auch bei dieser Betrachtung die nächstniedrigeren Jahreskosten Die GAK-Filtration (V2b) hat auch als Teilstromverfahren die höchsten Jahreskosten, schließt jedoch deutlich zu den anderen Varianten auf.
Die PAK-Dosierung ist damit auch als Teilstromverfahren sowohl das günstigste als auch das technisch beste Verfahren. Die Ozonbehandlung hat bei ca. 17% höheren Jahreskosten den Vorteil, dass sie auf dem bestehenden Kläranlagengelände und ohne Zwischenpumpwerk in die KA Weilerswist eingebunden werden könnte.

Die vorgestellte Bewertung stellt den aktuellen Kenntnisstand dar. Für alle betrachteten Verfahren gibt es bereits großtechnische Umsetzungen, allerdings gibt es lediglich für die PAK-Dosierung langjährige Betriebserfahrungen von kommunalen Kläranlagen. Es ist daher nicht auszuschließen, dass sich die Kenntnislage oder die Kostensituation in den nächsten Jahren noch verändert.

Weitere Unsicherheiten für die Planung und Betrieb einer Stufe zur Mikroschadstoffelimination ergeben sich aus den bislang fehlenden, rechtlich verbindlichen Vorgaben für die Reinigungsleistung von 4. Reinigungsstufen und ihrer Überwachung. Auch gibt es bislang keine Grenzwerte für Mikroschadstoffe in Gewässern. Das Land NRW hat mit

der „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ lediglich eine Diskussionsgrundlage herausgegeben, die wichtige Punkte offen lässt.

Aufgrund des geringen Anteils des Ablaufs der KA Weilerswist an der Wasserführung der Erft ist an diesem Standort eine Teilstrombehandlung zulässig. Angesichts des verhältnismäßig kleinen Einflusses der Anlage auf die Gewässerqualität sollte die Entscheidung über die Ausrüstung der Anlage jedoch im Rahmen eines Gesamtkonzeptes erfolgen, für das die vorliegende Studie wichtige Grundlagendaten liefert.

Weitet man den Blick darüber hinaus auf die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes im Gewässer muss man anerkennen, dass auch auf anderen Handlungsfeldern, wie der Verbesserung der Gewässerstruktur und -morphologie, dem Rückgang diffuser Nährstoffeinträge oder der Reduzierung von Schwermetalleinträgen in das Gewässersystem der Erft, Fortschritte erzielt werden müssen. Eine einseitige Fixierung auf die Reduktion der Mikroschadstoffkonzentrationen aus Kläranlagenabläufen erscheint als nicht zweckmäßig. Maßnahmen hierzu sind in der Diskussion genau abzuwägen, da die Mikroschadstoffentfernung mit Blick auf den Energieverbrauch und den Carbon-Footprint der Kläranlagen nicht nur potenziell positive Umweltwirkungen zeitigt.

9 Literaturverzeichnis

Abwasserverband LEE. 2016. „Wegweisende Forschung zum Trinkwasserschutz“. 2016. http://www.abwasserlee.de/aktuelles/presse/127-wegweisende-forschung-zum-trinkwasserschutz.html.

Andersson, S., P. Ek, M. Berg, J. Grundestam, und E. Lindblom. 2016. „Extension of Two Large Wastewater Treatment Plants in Stockholm Using Membrane Technology“. *Water Practice and Technology* 11 (4): 744–53. https://doi.org/10.2166/wpt.2016.034.

„ARA_Factsheet10_2.pdf“. o. J. Zugegriffen 26. April 2018. http://www.neugut.ch/scms/upload/Text/Ozonung/ARA_Factsheet10_2.pdf.

Aymerich, I., V. Acuña, C. Ort, I. Rodríguez-Roda, und Ll. Corominas. 2017. „Fate of Organic Microcontaminants in Wastewater Treatment and River Systems: An Uncertainty Assessment in View of Sampling Strategy, and Compound Consumption Rate and Degradability“. *Water Research* 125 (November): 152–61. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.011.

Bester, K., und D. Schäfer. 2009. „Activated soil filters (bio filters) for the elimination of xenobiotics (micro-pollutants) from storm-and waste waters“. *Water research* 43 (10): 2639–2646.

Boehler, Marc, Ben Zwickepflug, Mariangela Grassi, Markus Behl, Silvio Neuenschwander, und Hansruedi Siegrist. 2011. „Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon“. Dübendorf, CH: EAWAG.

Benstöm, Frank, Nahrstedt, Andreas, Böhler, Marc, Knopp, Gregor, Montag, David, Siegrist, Hansruedi, Pinnekamp, Johannes. 2016. „Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen - Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen, Teil 1“. KA Korrespondenz Abwasser Abfall, Jahrg. 63, 3/2016: 187–192.

Benstöm, Frank, Nahrstedt, Andreas, Böhler, Marc, Knopp, Gregor, Montag, David, Siegrist, Hansruedi, Pinnekamp, Johannes. 2016. „Leistungsfähigkeit granulierter Aktivkohle zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus Abläufen kommunaler Kläranlagen - Ein Überblick über halb- und großtechnische Untersuchungen, Teil 2“. KA Korrespondenz Abwasser Abfall, Jahrg. 63, 4/2016: 276–289.

Brehm, Axel. o. J. „Praktikum der Technischen Chemie Adsorption“. Universität Oldenburg. Zugegriffen 6. September 2018. http://www.gmehling.chemie.uni-oldenburg.de/Praktikum/Adsorption.pdf.

Brepols. 2013. „Nachrüstung einer Faulungsanlage auf der MBA Nordkanal - Zwischenergebnisse“. In *10. Aachener Tagung Wasser und Membranen*. Aachen: Aachener Verfahrenstechnik, RWTH Aachen.

Brepols, C., H. Schäfer, und N. Engelhardt. 2013. „A new regional strategy for wastewater and sludge treatment“. In *Conference Proceedings IWA HSM 2013*. Västeras, Sweden.

Brepols, Ch., E. Dorgeloh, F.-B. Frechen, W. Fuchs, S. Haider, A. Joss, K. de Korte, u. a. 2008. „Upgrading and retrofitting of municipal wastewater treatment plants by means of membrane bioreactor (MBR) technology“. *Desalination* 231 (1–3): 20–26. https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.035.

Brepols, Christoph. 2010. *Operating Large Scale Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*. London: Iwa Publishing.

Brepols. 2018. „Chapter 3: Membran Bioreactors - Design, Operation, Maintenance“. In *Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and Applications to Wastewater Reuse*, herausgegeben von Faisal I. Hai, Kazuo Yamamoto, und Chung-Hak Lee. In Vorbereitung.

Brunner, P.G. 2002. „Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem“. 2. Auflage. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

Brunsch, Andrea F., Thomas L. ter Laak, Huub Rijnaarts, und Ekkehard Christoffels. 2018. „Pharmaceutical Concentration Variability at Sewage Treatment Plant Outlets Dominated by Hydrology and Other Factors“. *Environmental Pollution* 235 (April): 615–24. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.116.

Bundschuh, Mirco, Torsten Hahn, Mark O. Gessner, und Ralf Schulz. 2017. „Antibiotic Mixture Effects on Growth of the Leaf-Shredding Stream Detritivore Gammarus Fossarum“. *Ecotoxicology* 26 (4): 547–54. https://doi.org/10.1007/s10646-017-1787-2.

Choubert, J. M., S. Martin Ruel, M. Esperanza, H. Budzinski, C. Miège, C. Lagarrigue, und M. Coquery. 2011. „Limiting the Emissions of Micro-Pollutants: What Efficiency Can We Expect from Wastewater Treatment Plants?“ *Water Science & Technology* 63 (1): 57. https://doi.org/10.2166/wst.2011.009.

Christoffels, E., A. Brunsch, J. Wunderlich-Pfeiffer, und F. M. Mertens. 2016. „Monitoring Micropollutants in the Swist River Basin“. *Water Science and Technology* 74 (10): 2280–96. https://doi.org/10.2166/wst.2016.392.

Culp, G.L., und R.L. Culp. 1974. *New Concepts in Water Purification*. New York: Van Nostrand Reinhold Co.

De Wilde, W., M. Moons, D. Bixio, C. Thoeye, und G. De Gueldre. 2009. „TECHNICAL FEASIBILITY AND OPTIMAL CONTROL STRATEGY OF DUAL (HYBRID) MBR-CAS CONCEPTS FOR PLANT REFURBISHMENT“. In *Final MBR-Network Workshop “Salient outcomes of the European R&D projects on MBR Technology” 31 March-1 April, Berlin (Germany) Berlin 2009 Book of proceedings*, herausgegeben von Boris Lesjean und TorOve Leiknes. Berlin: MBR-Network.

Deng, Yang, und Renzun Zhao. 2015. „Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment“. *Current Pollution Reports* 1 (3): 167–76. https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z.

Die Zeit. 2018. „Umweltverschmutzung: Mikroplastik schwimmt in allen deutschen Gewässern“, 15. März 2018, Abschn. Wissen. https://www.zeit.de/wissen/umwelt/2018-03/umweltverschmutzung-mikroplastik-kunststoffe-wasser-studie.

Drensla, K. 2011. „Fouling mechanisms and cleaning strategies in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment“. In *Conference Proceedings*. Aachen.

Drensla, Kinga. 2015. „Chemische Reinigung von getauchten Niederdruck-Hohlfasermembranen auf großtechnischen kommunalen MBR-Anlagen“. Kassel university press,(Reihe Wasser - Abwasser - Umwelt 37), Kassel: Universität Kassel. urn:nbn:de:0002-400394.

Drensla, Kinga, und Andreas Janot. 2017. „Neue Kenndaten einer Membrananlage als Bilanz des progressiven Betriebs und technischer Entwicklung“. In *Wassertechnologie in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung*. Aachen.

DWA. 2013. „Merkblatt DWA-M 205, Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“. M 205. Honnef: DWA.

DWA 2014. „Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)“. Merkblatt DWA-M 277. DWA-Regelwerk. Hennef: DWA.

DWA , Hrsg. 2015. *Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen*. Stand: April 2015. DWA-Themen, 2015,3. Hennef: DWA.

Erftverband. 2004. „Optimierung einer Belebungsanlage mit Membranfiltration (Kläranlage Rödingen)“. Technical report 1–3. Bergheim / Erft: Erftverband.

Falås, Per, Arne Wick, Sandro Castronovo, Jonathan Habermacher, Thomas A. Ternes, und Adriano Joss. 2016. „Tracing the Limits of Organic Micropollutant Removal in Biological Wastewater Treatment“. *Water Research* 95 (Mai): 240–49. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.009.

Frank, Kerstin, Jean-Marc Stoll, Deborah von Arx, Dr Michael Thomann, Johanna Obrecht, und Markus Sobaszkiewicz. 2015. „PAK im Belebtschlammbecken Elimination von

Mikroverunreinigungen in der ARA mit Pulveraktivkohle im Belebtschlammbecken“. Forschungsbericht. Rapperswil, CH.

Freeman, Scott, und Scott Levesque. 2009. „It is no secret where this small town’s water comes from, in: A new frontier“. American City and Country, Penton Media. 1. Februar 2009. http://americancityandcounty.com/water/treatment/cloudcroft-wastewater-reuse-system-200902.

Grotehusman, Dieter, Matthias Uhl, Stephan Fuchs, und Benedikt Lambert. 2015. „Retentionsbodenfilter - Handbuch für Planung, bau und Betrieb, aktualisierte 2. Auflage“. Düsseldorf.

Gschößl, T, J Neustifter, N Jablonowski, U Raeder, und P Schröder. 2005. „Bepflanzte Bodenfilter zum Rückhalt endokrin wirksamer Substanzen und Sekundärbelastungen im Ablauf von Abwasserteichen“. In . Dresden.

Hillenbrand, Thomas, Felix Tettenborn, Eve Menger-Krug, Frank Marscheider-Weidmann, Stephan Fuchs, Snezhina Tochovski, Steffen Kittlaus, u. a. 2014. „Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer“. TEXTE 85/2014. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Hollert, Henner, Tilman Floehr, und Sibylle Maletz. 2013. „Ökotoxikologische Bewertung von Spurenstoffen — Konzeptionelle Ansätze und eine Fallstudie zur Uberprüfung der Abwasserreinigungsefflzienz weiterfüh rerider Abwasserbehandlungsmethoden bezüglich endokriner Schadstoffe“. In *46. Essener Tagung „Ressourcenschutz als interdisziplinäre Aufgabe“*, herausgegeben von Johannes Pinnekamp. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 232. Aachen.

Jones, Oliver A. H., Pat G. Green, Nikolaos Voulvoulis, und John N. Lester. 2007. „Questioning the Excessive Use of Advanced Treatment to Remove Organic Micropollutants from Wastewater“. *Environmental Science & Technology* 41 (14): 5085–89. https://doi.org/10.1021/es0628248.

Joost, Lena. 2014. „Mikroplastik- Stichprobenhafte Untersuchungen zum Vorkommen in ausgewählten Kläranlagen-Abflüssen“.

Joss, Adriano, und Thomas Ternes. 2008. *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances : The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management*. London [u.a.]: IWA Publ.

Judd & Judd, S. o. J. „Membrane Bioreactor MBR | The MBR Site“. Zugegriffen 11. Mai 2018. http://www.thembrsite.com/.

Knopp, Gregor, Fei Yang, und Peter Cornel. 2016. „Eimination von Mikroverunreinigungen aus biologisch gereinigtem Kommunalabwasser mittels kombinierter Membran- und Aktivkohleadsorptionsverfahren“. *GWF Wasser - Abwasser*, Nr. 1/2016 (Januar): 46–59.

KOM-M NRW. 2016. „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikro-schadstoffelimination, 2. Auflage“. Herausgegeben von ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, Köln.

KOM-M NRW. 2018. „Das Kompetenzzentrum“. Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW. 2018. http://www.masterplan-wasser.nrw.de/das-kompetenzzentrum/.

„Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Würtemberg“. o. J. http://www.koms-bw.de/.

Langlais, Bruno, David A. Reckhow, Deborah R. Brink, AWWA Research Foundation, und Compagnie générale des eaux (Paris, France), Hrsg. 1991. *Ozone in water treatment: application and engineering: cooperative research report*. Chelsea, Mich: Lewis Publishers.

Leverenz, Harold L., George Tchobanoglous, und Takashi Asano. 2011. „Direct potable reuse: a future imperative“. *Journal of Water Reuse and Desalination* 01.1 (01.1): 2–10.

Lyko, Sven, Thomas Wintgens, Djamila Al-Halbouni, Sven Baumgarten, Daniela Tacke, Kinga Drensla, Andreas Janot, Wolfgang Dott, Johannes Pinnekamp, und Thomas Melin. 2008. „Long-term monitoring of a full-scale municipal membrane bioreactor—Characterisation of foulants and operational performance“. *Journal of Membrane Science* 317 (1–2): 78–87. https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.07.008.

Meckes, J., S. Metzger, und H. Kapp. 2014. „Untersuchungen zum Spurenstoffbindungsverhalten von Pulveraktivkohle unter anaeroben Bedingungen“. Abschlussbericht UM-Vorhabennr. 352/2013. http://koms-bw.de/pulsepro/data/img/uploads/Bericht%20PAC_Faulung_Desorption.pdf.

Melin, Thomas, und Thomas Wintgens, Hrsg. 2006. „Integrated concepts for Reuse of Upgraded Wastewater, Final project report (AQUAREC)“. RWTH Aachen. http://www.aquarec.org/.

Mertens, Franz Michael, Ekkehard Christoffels, Christiane Schreiber, und Thomas Kistemann. 2012. „Rückhalt von Arzneimitteln und Mikroorganismen am Beispiel des Retentionsbodenfilters Altendorf“. *Korrespondenz Abwasser Abfall, GFA, Hennef*. http://www.bueroberg.com/newsletter/ka_122012_RBF_Altendorf.pdf.

Metzger, Steffen. 2010. „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser – Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen“.Oldenbourg Industrieverlag München.

Mintenig, Svenja, Ivo Int-Veen, Martin Löder, und Gunnar Gerdts. 2014. „Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie“. Abschlussbericht. Helgoland: Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) Biologische Anstalt Helgoland.

Nafo, Issa. 2017. „Spurenstoffe in der Abwasserbehandlung“. gehalten auf der tag der Wasserwirtschaft, Magdeburg, November 9. http://www.wasserverbandstag.de/fileadmin/user_upload/Intern/Tagungen/Sonstige/2017-11-09_Vortrag_Herr_Dr._Nafo__Spurenstoffe_.pdf.

NDR. o. J. „Plastik in der Schlei: Streit um Verantwortung“. Zugegriffen 26. April 2018. /nachrichten/schleswig-holstein/Plastik-in-der-Schlei-Streit-um-Verantwortung,plastik192.html.

Neugut. o. J. „ARANeugut - Der Weg zu sauberem Wasser“. Zugegriffen 3. Mai 2018. http://www.neugut.ch/.

Nguyen, Luong N., Faisal I. Hai, Jinguo Kang, William E. Price, und Long D. Nghiem. 2013. „Coupling Granular Activated Carbon Adsorption with Membrane Bioreactor Treatment for Trace Organic Contaminant Removal: Breakthrough Behaviour of Persistent and Hydrophilic Compounds“. *Journal of Environmental Management* 119 (April): 173–81. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.037.

O’Shea, Kevin E., und Dionysios D. Dionysiou. 2012. „Advanced Oxidation Processes for Water Treatment“. *The Journal of Physical Chemistry Letters* 3 (15): 2112–13. https://doi.org/10.1021/jz300929x.

„Ozon - VSA Micropoll“. o. J. Zugegriffen 11. Mai 2018. https://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/ozon/.

Petrie, Bruce, Ruth Barden, und Barbara Kasprzyk-Hordern. 2015. „A Review on Emerging Contaminants in Wastewaters and the Environment: Current Knowledge, Understudied Areas and Recommendations for Future Monitoring“. *Water Research* 72 (April): 3–27. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053.

Pinnekamp, Johannes, und Catrin Bornemann. 2012. „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock)“. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Projekt Nr. 5 AZ IV 7 042 600 001E. Aachen: MUNLV NW.

Pinnekamp, Johannes, und Matthias Wessling. 2012. „Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen durch den Einsatz der Membrantechnik - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben MIKROMEM“. AZ IV-7-042 600 001G. Aachen: RWTH Aachen.

Rößler, Anette, und Steffen Metzger. 2015. „Untersuchungen zur Spurenstoffelimination mittels simultaner Pulveraktivkohledosierung auf der ARA Schönau – Abschlussbericht – im Auftrag des Gewässerschutzverbands der Region Zugersee-Küssnachtersee-Ägerisee, Cham“. Stuttgart. https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/0

2_Technische_Verfahren/03_Aktivkohle/150626_Untersuchungen_zur_Simultandosierung_ARA_Sch%C3%B6nau.pdf.

Rundschau, Frankfurter. o. J. „Umwelt: Plaste im Fluss“. Frankfurter Rundschau. Zugegriffen 26. April 2018. http://www.fr.de/wirtschaft/umwelt-plaste-im-fluss-a-1471855.

Satyawali, Yamini, und Malini Balakrishnan. 2009. „Performance enhancement with powdered activated carbon (PAC) addition in a membrane bioreactor (MBR) treating distillery effluent“. *Journal of Hazardous Materials* 170 (1): 457–65. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.074.

Schäfer, Heinrich, Christoph Brepols, und Norbert Engelhardt. 2013. „Innovative Energiekonzepte für die Kläranlagen des Erftverbandes“. *wasserwirtschaft - wassertechnik WWT* Modernisierungs Report (2013/14): 31–35.

Schatz, Regine, und Martina Hanke. 2016. „Kläranlage Weißenburg Pilotprojekt 4. Reinigungsstufe Planung der ersten großtechnischen 4. Reinigungsstufe in Bayern mit Ozonung und zweistraßiger Nachbehandlung auf der Kläranlage Weißenburg“. Düsseldorf, September 20. http://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Aktuell/Veranstaltungsdokumentation/Bericht_2016_ArzneimittelundMikroschadstoffe/00_PDF_-_Vortraege/6-3-Hanke.pdf.

Schmidt, Torsten, Sebastian Kowal, Elke Dopp, Jochen Türk, Monika Kasper-Sonnenberg, Wilhelm Magdeburg, Monika Hammers-Wirtz, u. a. 2013. „Transformationsprodukte beim Einsatz von Ozon im kommunalen Abwasser— Bildung und Bewertung“. In *46. Essener Tagung „Ressourcenschutz als interdisziplinäre Aufgabe“*, herausgegeben von Johannes Pinnekamp. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 232. Aachen.

Sperlich, A., und R. Gnirß. 2016. „Forschungsergebnisse zur weitergehenden Abwasserreinigung (Teil 2)“. *WWT wasserwirtschaft wassertechnik*, Juni. http://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt0616-aw-gnirss-t2.pdf.

Schreiber, Christiane, Zacharias Nicole. 2015. „Fünfzehn Jahre transdisziplinäre Forschung zur Gewässerhygiene im Einzugsgebiet der Swist“. *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Nr. 10 (Oktober): 606–612. https://doi.org/10.3243/kwe2015.10.001.

tagesschau.de. o. J. „Gefährliche Keime in Gewässern entdeckt“. tagesschau.de. Zugegriffen 26. April 2018. https://www.tagesschau.de/inland/keime-103.html.

Tchobanoglous, George, H. David Stensel, Ryujiro Tsuchihashi, Franklin L. Burton, Mohammad Abu-Orf, Gregory Bowden, William Pfrang, und Metcalf & Eddy, Hrsg. 2014. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. Fifth edition. New York, NY: McGraw-Hill Education.

Ternes, Thomas, und Adriano Joss, Hrsg. 2008. *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances: The Challenge of Micropollutants in Urban Water Management*. Reprinted. London: IWA Publ.

Ternes, Thomas, Adriano Joss, und Jörg Oehlmann. 2015. „Occurrence, Fate, Removal and Assessment of Emerging Contaminants in Water in the Water Cycle (from Wastewater to Drinking Water)“. *Water Research* 72 (April): 1–2. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.055.

UBA, Hrsg. 2015. „Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge - Positionspapier“. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UBA 2018. „Empfehlungen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern“. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Wu, Haiming, Jian Zhang, Huu Hao Ngo, Wenshan Guo, Zhen Hu, Shuang Liang, Jinlin Fan, und Hai Liu. 2015. „A Review on the Sustainability of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Design and Operation“. *Bioresource Technology* 175 (Januar): 594–601. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068.

Zhang, Dong Qing, K.B.S.N. Jinadasa, Richard M. Gersberg, Yu Liu, Wun Jern Ng, und Soon Keat Tan. 2014. „Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Developing Countries – A Review of Recent Developments (2000–2013)“. *Journal of Environmental Management* 141 (August): 116–31. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015.

Zubrod, Jochen P., Dominic Englert, Simon Lüderwald, Sandra Poganiuch, Ralf Schulz, und Mirco Bundschuh. 2017. „History Matters: Pre-Exposure to Wastewater Enhances Pesticide Toxicity in Invertebrates“. *Environmental Science & Technology* 51 (16): 9280–87. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01303.

Spurenstoff	Zulauf KA	Ablauf KA			Alle KA Abläufe	Oberhalb Einleitung	Unterhalb Einleitung	Bewertungskriterium
(Leitparameter fett gedruckt)	mittel	min	mittel	max	mittel	mittel	mittel	
	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L	µg /L
östrogen wirksame Stoffe	33,16	0,05	0,09	0,12	0,38	0,54	0,08	0,04
Aclonifen	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alachlor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ametryn	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Atrazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Atrazin-2-hydroxy	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Atrazin-desethyl-2-hydroxy	0,00	0,00	0,01	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
Atrazin-desisopropyl-2-hydr	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bentazon	0,02	0,00	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00
Bifenox	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bromacil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bromoxynil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Buturon	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carbetamid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chloramben	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chlorfenvinphos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chloridazon	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Chloridazon-Desphenyl	0,25	0,00	0,27	0,50	0,17	0,35	0,33	0,00
Chloridazon-Desphenyl-Me	0,06	0,05	0,11	0,25	0,05	0,11	0,11	0,00
Chloroxuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CPA	0,04	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Chlorpyrifos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chlorthal-dimethyl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chlortoluron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00
Clomazon	0,01	0,00	0,04	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
Clopyralid	0,03	0,00	0,04	0,32	0,02	0,01	0,01	0,00
Cyanazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cybutryn (Irgarol)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,4-D	0,04	0,00	0,01	0,11	0,02	0,00	0,00	0,00
2,4-DB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desethylatrazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desethylterbuthylazin	0,03	0,00	0,03	0,27	0,02	0,01	0,01	0,00
Desisopropylatrazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Desmetryn	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diazinon	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dicamba	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Dichlobenil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,6-Dichlorbenzamid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,4-Dichlorbenzoesäure	0,28	0,06	0,26	1,30	0,15	0,02	0,02	0,00
Dichlorprop	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dichlorvos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diclofop-methyl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dimethenamid	0,10	0,00	0,26	2,80	0,08	0,01	0,01	0,00
Dimethomorph	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dimethylsulfamid	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Diuron	0,04	0,00	0,03	0,09	0,03	0,00	0,00	0,00
Epoxiconazol	0,02	0,00	0,02	0,12	0,01	0,00	0,00	0,00
Ethidimuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ethofumesat	0,03	0,00	0,03	0,13	0,04	0,01	0,01	0,00

Spurenstoff (Leitparameter fett gedruckt)	Zulauf KA mittel µg /L	Ablauf KA min µg /L	Ablauf KA mittel µg /L	Ablauf KA max µg /L	Alle KA Abläufe mittel µg /L	Oberhalb Einleitung mittel µg /L	Unterhalb Einleitung mittel µg /L	Bewertungskriterium µg /L
Fenbendazol	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fenoprop	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fenoxaprop-P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fenpropidin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fenpropimorph	0,01	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Fluazifop-p-butyl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Flubendazol	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Flufenacet	0,03	0,00	0,01	0,07	0,02	0,00	0,00	0,04
Fluroxypyr	0,01	0,00	0,01	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
Flurtamon	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haloxyfop	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hexazinon	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Imidacloprid	0,03	0,00	0,00	0,06	0,01	0,00	0,00	0,00
Ioxynil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Isoproturon	2,62	0,00	1,75	19,00	0,29	0,00	0,02	0,30
Lenacil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Linuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
MCPA	0,28	0,00	0,06	0,32	0,10	0,01	0,01	0,00
Mecoprop (=MCPP)	0,08	0,02	0,05	0,18	0,07	0,00	0,01	0,10
Metalaxyl	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Metamitron	0,07	0,00	0,03	0,23	0,07	0,02	0,02	0,00
Metazachlor	0,04	0,00	0,02	0,13	0,01	0,00	0,00	0,00
Metconazol	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Methabenzthiazuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Metobromuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Metolachlor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Metoxuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Metribuzin	0,04	0,00	0,01	0,09	0,04	0,00	0,00	0,00
Monolinuron	0,00	0,00	0,01	0,10	0,03	0,00	0,00	0,00
Monuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Napropamid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nicosulfuron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Penconazol	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pendimethalin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Prometryn	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Propazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Propiconazol	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Prosulfocarb	0,03	0,00	0,02	0,23	0,08	0,00	0,00	0,00
Quinclorac	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Quinmerac	0,04	0,00	0,04	0,43	0,01	0,02	0,01	0,00
Quinoxyfen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sebuthylazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Simazin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sulcotrion	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2,4,5-T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tebuconazol	0,15	0,00	0,16	1,20	0,05	0,00	0,01	1,00
Terbumeton	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Terbuthylazin	0,03	0,00	0,16	1,80	0,05	0,02	0,02	0,00
Terbuthylazin-2-hydroxy	0,02	0,00	0,04	0,16	0,03	0,00	0,00	0,00
Terbutryn	0,05	0,00	0,03	0,08	0,04	0,00	0,00	0,07
Triclopyr	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trifluralin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Spurenstoff (Leitparameter fett gedruckt)	Zulauf KA mittel µg /L	Ablauf KA min µg /L	Ablauf KA mittel µg /L	Ablauf KA max µg /L	Alle KA Abläufe mittel µg /L	Oberhalb Einleitung mittel µg /L	Unterhalb Einleitung mittel µg /L	Bewertungskriterium µg /L
Acridin	0,00	0,00	0,01	0,05	0,01	0,00	0,00	0,00
1H-Benzotriazol	12,61	1,50	3,01	6,20	5,95	1,19	1,15	10,00
1H-Benzotriazol-4-Methyl	1,44	0,51	0,94	1,80	1,25	0,24	0,26	0,00
Bisphenol A	0,16	0,00	0,01	0,07	0,01	0,03	0,04	0,00
Coffein	131,38	0,00	0,11	0,42	0,31	0,21	0,20	0,00
DEET	0,42	0,00	0,10	0,40	0,16	0,04	0,05	0,00
HHCB	1,51	0,50	0,93	1,40	1,11	0,27	0,30	7,00
Triclosan	0,07	0,00	0,02	0,05	0,03	0,00	0,00	0,00
Triphenylphosphinoxid	0,07	0,00	0,06	0,11	0,08	0,05	0,06	0,00
TDCPP	0,21	0,05	0,10	0,18	0,16	0,05	0,05	0,00
TCEP	0,30	0,08	0,18	0,47	0,17	0,02	0,03	0,00
TCPP	2,64	0,59	1,27	2,90	1,39	0,32	0,35	0,00
Atenolol	0,76	0,05	0,14	0,30	0,15	0,00	0,00	0,00
Azithromycin	0,21	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
Bezafibrat	0,78	0,00	0,11	0,31	0,16	0,06	0,06	0,00
Bisoprolol	0,81	0,08	0,66	1,60	0,63	0,08	0,09	0,00
Carbamazepin	0,98	0,50	0,87	1,30	0,67	0,10	0,12	0,50
Carbamazepin-dihydro-dihy	1,65	0,75	1,36	2,10	1,22	0,24	0,31	0,00
Chlortetracyclin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ciprofloxazin	0,75	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04
Clarithromycin	0,45	0,00	0,08	0,62	0,29	0,00	0,00	0,10
Clindamycin	0,00	0,00	0,08	0,39	0,07	0,00	0,00	0,00
Clofibrinsäure	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Diazepam	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diclofenac	4,02	0,80	2,13	4,20	2,13	0,33	0,40	0,05
Doxycyclin	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4-Hydroxy-diclofenac	0,69	0,09	0,45	0,98	0,33	0,06	0,07	0,00
Erythromycin	0,28	0,00	0,05	0,42	0,19	0,00	0,00	0,00
Fenoprofen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gabapentin	13,19	1,80	3,85	10,00	4,73	1,01	1,13	0,10
Gemfibrozil	0,03	0,00	0,00	0,05	0,01	0,00	0,00	0,00
Ibuprofen	14,80	0,00	0,02	0,13	0,10	0,04	0,05	0,01
Iminostilben	2,65	0,26	0,78	2,50	0,80	0,10	0,14	0,00
Metformin	252,27	1,00	1,87	3,90	1,40	0,56	0,65	0,00
Metoprolol	2,32	0,77	1,61	2,70	1,46	0,25	0,29	7,30
Naproxen	4,24	0,02	0,17	0,57	0,30	0,11	0,11	0,00
Oxytetracyclin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pentoxifyllin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phenacetin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phenazon	0,12	0,00	0,27	1,30	0,46	0,02	0,03	0,00
Propranolol	0,05	0,00	0,02	0,08	0,05	0,00	0,00	0,00
Roxithromycin	0,10	0,00	0,02	0,30	0,06	0,00	0,00	0,00
Sotalol	0,28	0,10	0,20	0,29	0,31	0,04	0,04	0,10
Sulfadiazin	3,66	0,23	1,14	7,50	0,11	0,00	0,00	0,00
Sulfadimidin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sulfamethoxazol	0,32	0,06	0,15	0,22	0,19	0,03	0,03	0,60
Tetracyclin	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trimethoprim	0,31	0,00	0,19	0,63	0,10	0,00	0,00	0,00
Amidotrizoesäure	1,21	0,00	2,04	5,10	3,39	1,35	1,34	0,00
Iohexol	4,48	0,00	0,38	2,10	2,23	1,38	1,43	0,00
Iomeprol	2,89	0,00	0,21	1,10	1,76	0,72	0,64	0,00
Iopamidol	0,96	0,00	1,06	3,00	3,06	0,00	0,02	0,00
Iopromid	16,89	0,00	1,02	3,20	0,64	0,24	0,24	0,00