Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination

auf der

Kläranlage Weilerswist

Kurzfassung

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 vom:

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 6
1.1 Untersuchung von Mikroschadstoffen in der Erft 6
1.2 Effizienzstudien zur Mikroschadstoffentfernung im Erfteinzugsgebiet 7
2 Stand der Forschung und Technik zur Mikroschadstoffelimination 10
2.1 Herkunft und Verbreitung von Mikroschadstoffen 10
2.2 Überblick technischer Maßnahmen in der Abwasserreinigung 11
2.3 Stand der Erkenntnisse, großtechnische Umsetzungen 12
3 Einzugsgebiet der Kläranlage und Abwassereigenschaften 14
3.1 Beschreibung des Einzugsgebiets 14
3.2 Abwassermenge und Zuflußcharakteristik 14
3.3 Abwasserzusammensetzung 15
3.4 Screening auf Mikroschadstoffe 17
4 Ausarbeitung von technischen Anlagenkonzepten 19
4.1 Vorhandene Kläranlage 19
4.1.1 Verfahrenstechnik 20
4.1.2 Aktuelle Reinigungsanforderungen 20
4.2 Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist 21
4.3 Auslegungswerte der 4. Reinigungsstufe 22
4.4 V1a/b: Neuerrichtung PAK-Dosierung mit eigenem Schlammkreislauf 25
4.5 V2a/b: Neuerrichtung GAK-Filtration 28
4.6 V3a/b: Neuerrichtung Ozonbehandlung mit Nachbehandlung durch Sandfilter 31
5 Kostenermittlung und Variantenvergleich 34
5.1 Kostenansätze 34
5.2 Variantendiskussion und Verfahrensempfehlung 34
5.3 Variantenvergleich Vollstrombehandlung 36
5.4 Variantenvergleich Teilstrombehandlung 37
6 Betrachtung des Gewässers und sonstiger Umweltwirkungen 42
6.1 Ökologische Betrachtung des Gewässers 42
6.2 Erfordernis zur Mikroschadstoffelimination aus ökologischer Sicht 43
7 Fazit 45
8 Literaturverzeichnis 49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchte Kläranlagenstandorte (blau) und Probenahmepunkte am Gewässer (rot) 8
Abbildung 2: Eintragspfade anthropogener Spurenstoffen in die Gewässer 11
Abbildung 3: Verfahren der Spurenstoffentfernung aus Abwasser 12
Abbildung 4: Einzugsgebiet der KA Weilerswist, KA-Standort mit Kreis markiert 14
Abbildung 5: Niederschlagshöhen und Häufigkeitsverteilung der Tageszuflüsse für das Jahr 2015, KA Weilerswist 15
Abbildung 6: Erweiterungsflächen für die 4. Reinigungsstufe 19
Abbildung 7: Gemessene Zulaufmengen der KA Weilerswist bei Teilstrom-behandlung behandeltem (blau) und nicht behandeltem Anteil (rot) 24
Abbildung 8: Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom) 25
Abbildung 9: Systemskizze PAK-Stufe 26
Abbildung 10: Lageskizze PAK-Stufe (Teilstrombehandlung) 28
Abbildung 11: Lageskizze GAK-Filtration (Vollstrom) 29
Abbildung 12: Bauwerksskizze GAK-Filtration 29
Abbildung 13: Lageskizze GAK-Filtration (Teilstrom) 30
Abbildung 14: Lageskizze Ozonbehandlung (Vollstromverfahren) 31
Abbildung 15: Prinzipskizze Ozon-Kontaktreaktor 32
Abbildung 16: Lageskizze Ozonbehandlung (Teilstrom) 33
Abbildung 17: Technische Bewertung der untersuchten Verfahren 35
Abbildung 18: Behandelte Wassermenge und Bypassmenge bei Teilstrombehandlung 39
Abbildung 19: Vergleich Diclofenac-Ablaufkonzentrationen Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung 40

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kenngrößen der zehn betrachteten Kläranlagen im Erfteinzugsgebiet 9
Tabelle 2: Technische Referenzen zu Verfahren der Mikroschadstoffentfernung 13
Tabelle 3: Auswertung der Ablaufkonzentrationen der KA Weilerswist 16
Tabelle 4: Konzentrationen der 7 Leitparameter in Zu- und Ablauf sowie im Gewässer 17
Tabelle 5: Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist 21

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	-
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	-

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. Reinigungsstufe 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.

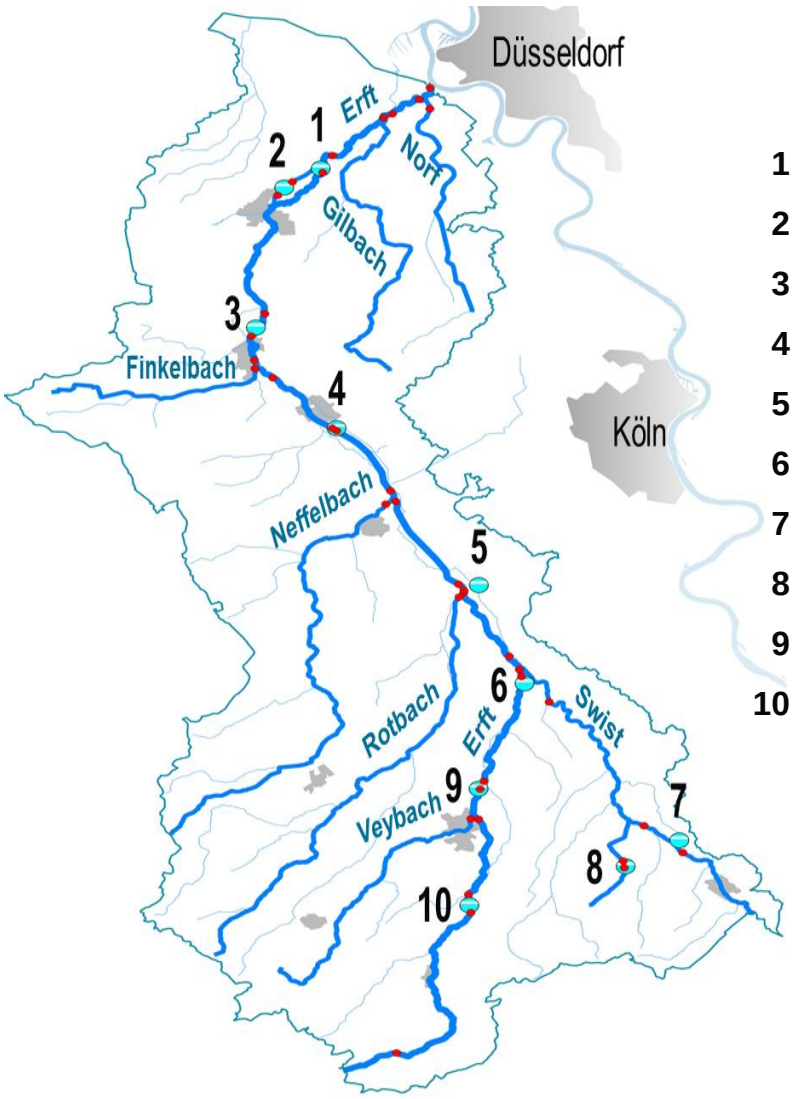
Im Rahmen der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurde in den vergangenen Jahren ein flächendeckendes Gewässermonitoring zur Bestimmung des ökologischen Zustandes der Gewässer etabliert. In den drei bisherigen Monitoring Zyklen wurde für die Erft, wie für über 90% der Nordrhein-Westfälischen 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 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 1: 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.

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 einheitliche Substanzklasse einordnen und besitzen unterschiedlichste Stoffeigenschaften.

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. Beim Eintrag in die Gewässer kann zwischen Punktquellen und diffusen Quellen unterschieden werden.

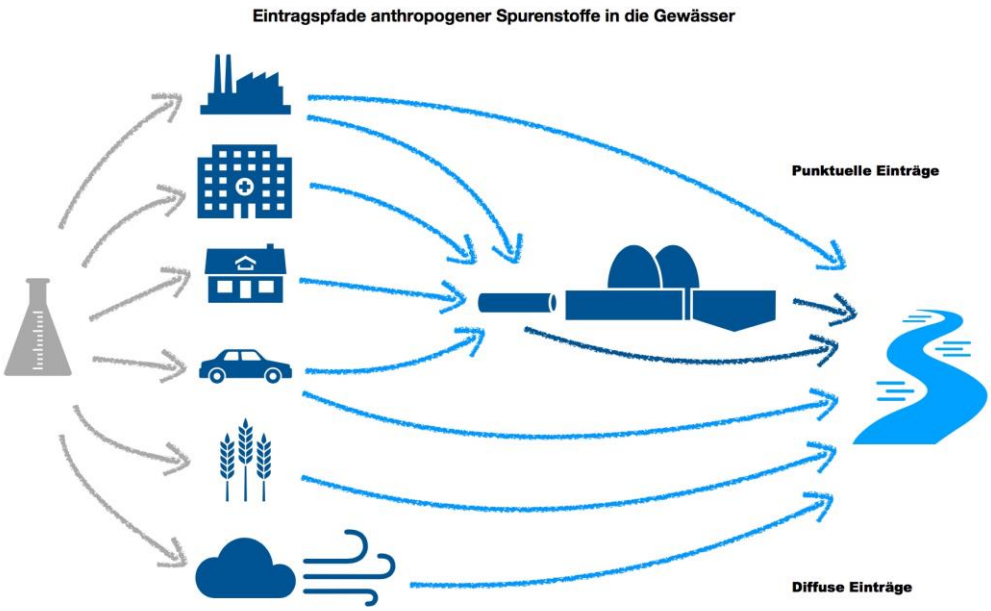


Abbildung 2: Eintragspfade anthropogener Spurenstoffen in die Gewässer

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).

Bislang 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).

2.2 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.

Für die meisten Stoffe haben sich 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.

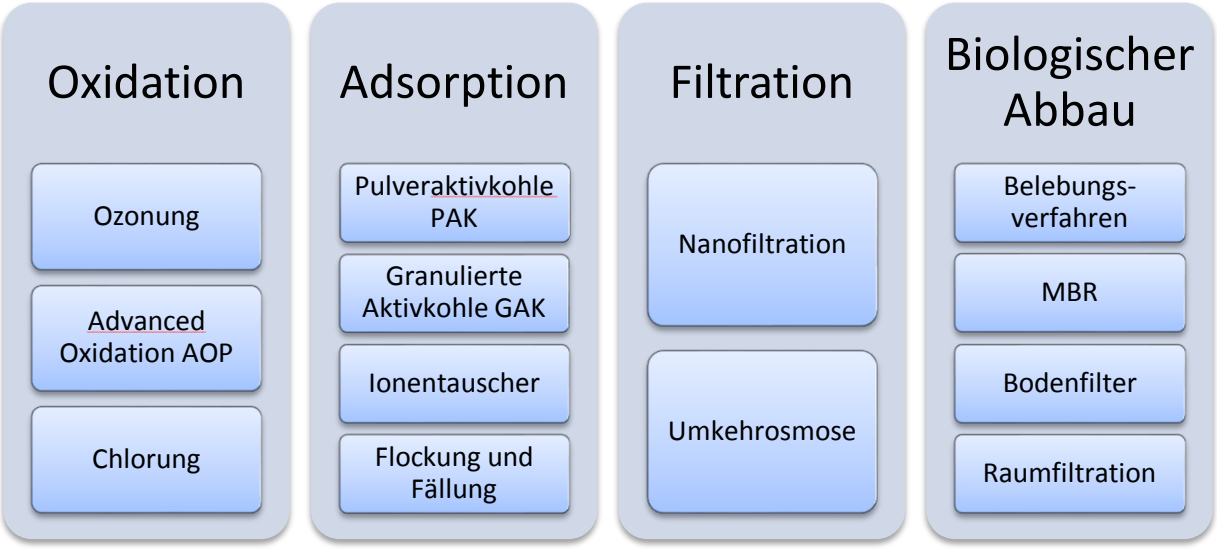


Abbildung 3: Verfahren der Spurenstoffentfernung aus Abwasser

2.3 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. 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 2: 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.

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.

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.

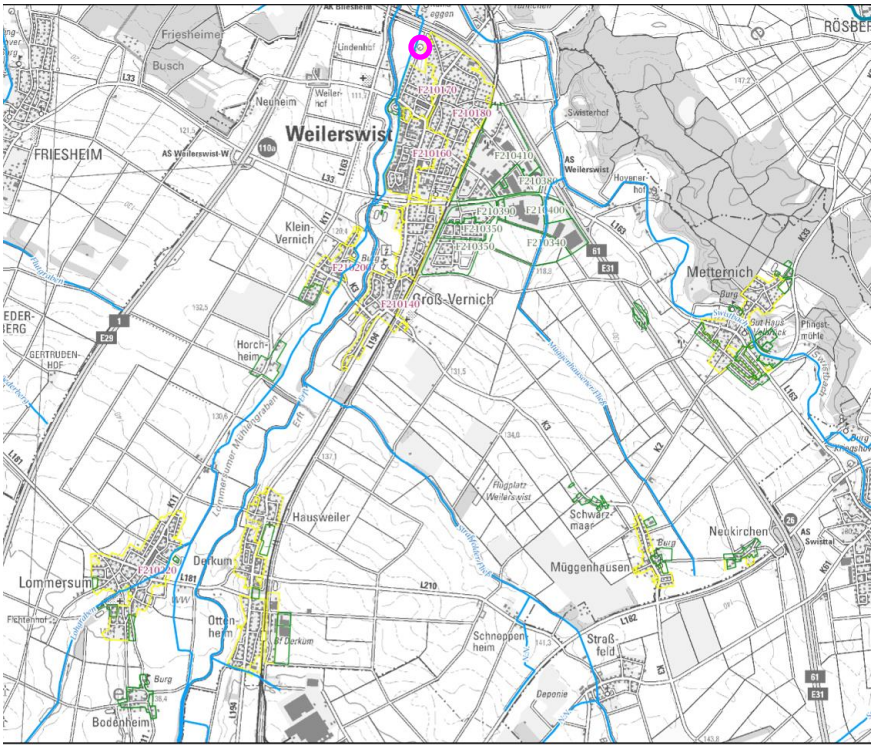


Abbildung 4: Einzugsgebiet der KA Weilerswist, KA-Standort mit Kreis markiert

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.

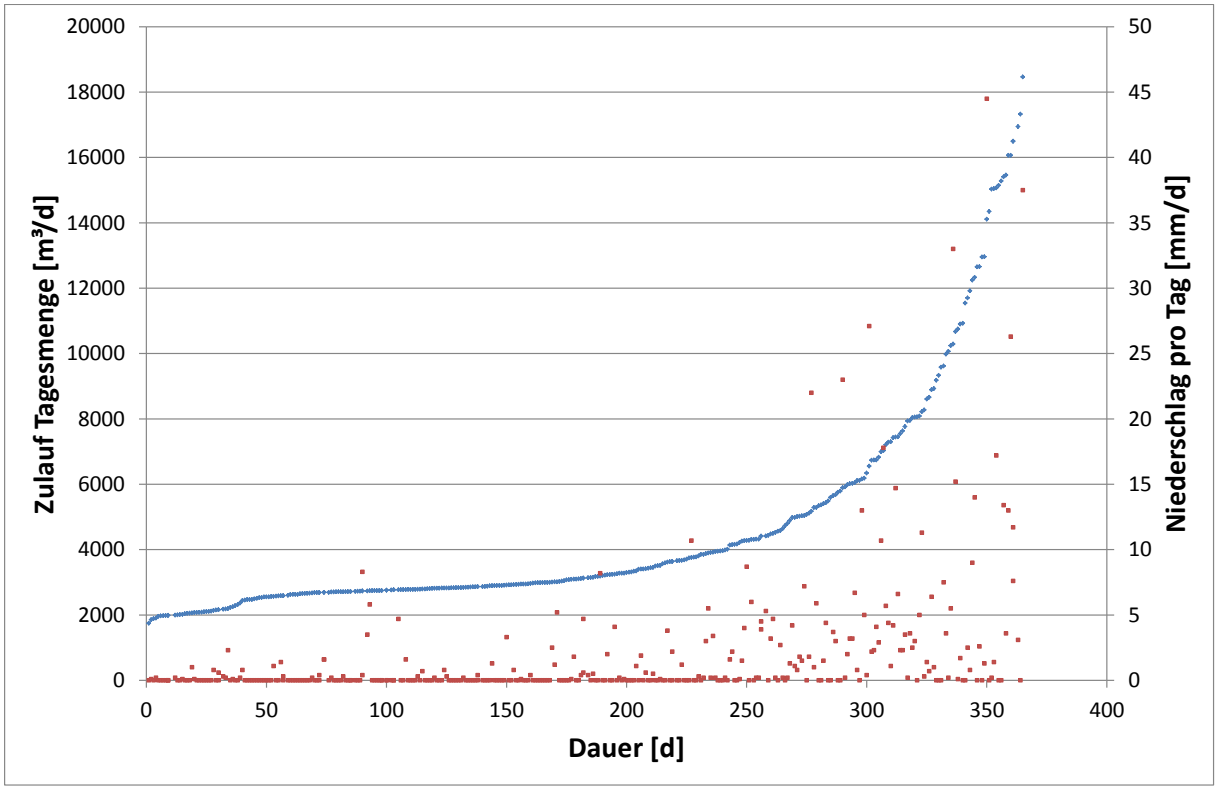


Abbildung 5: Niederschlagshöhen und Häufigkeitsverteilung der Tageszuflüsse für das Jahr 2015, KA Weilerswist

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. Daher wird hier zunächst die Ablaufqualität der Kläranlage betrachtet, die den Zulauf zu einer nachgeschalteten Mikroschadstoffelimination darstellt.

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 3 dargestellt.

Tabelle 3: 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

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 4: 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.

Zur Senkung der Mikroschadstoffemissionen aus der KA Weilerswist wäre 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 4.1.1).

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 6 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.

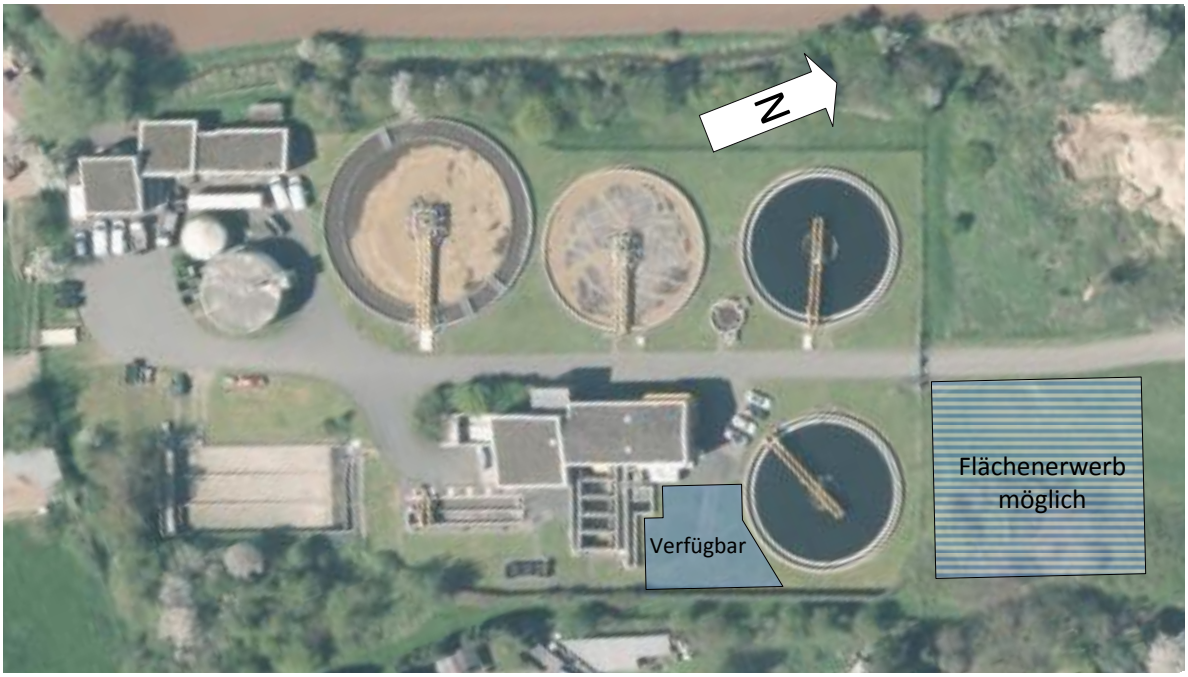


Abbildung 6: Erweiterungsflächen für die 4. Reinigungsstufe

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 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

4.1.2 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 Verfahrensauswahl für die Kläranlage Weilerswist

Zunächst wurde auf Grundlage der verfügbaren Verfahren zur Mikroschadstoffelimination 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 5: 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.

Eine detaillierte Vorbemessung und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird für folgende Verfahrensvarianten durchgeführt:

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)

4.3 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 7 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.

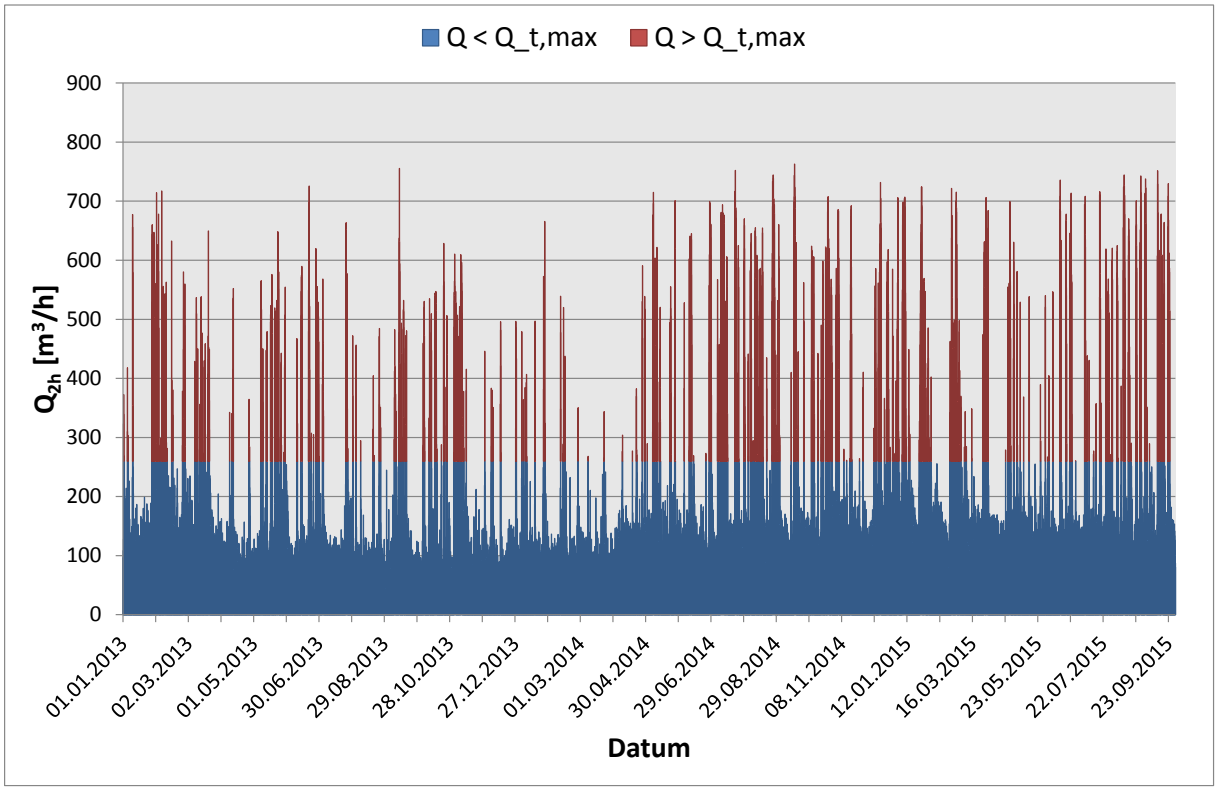


Abbildung 7: Gemessene Zulaufmengen der KA Weilerswist bei Teilstrom-behandlung behandeltem (blau) und nicht behandeltem Anteil (rot)

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.

4.4 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.

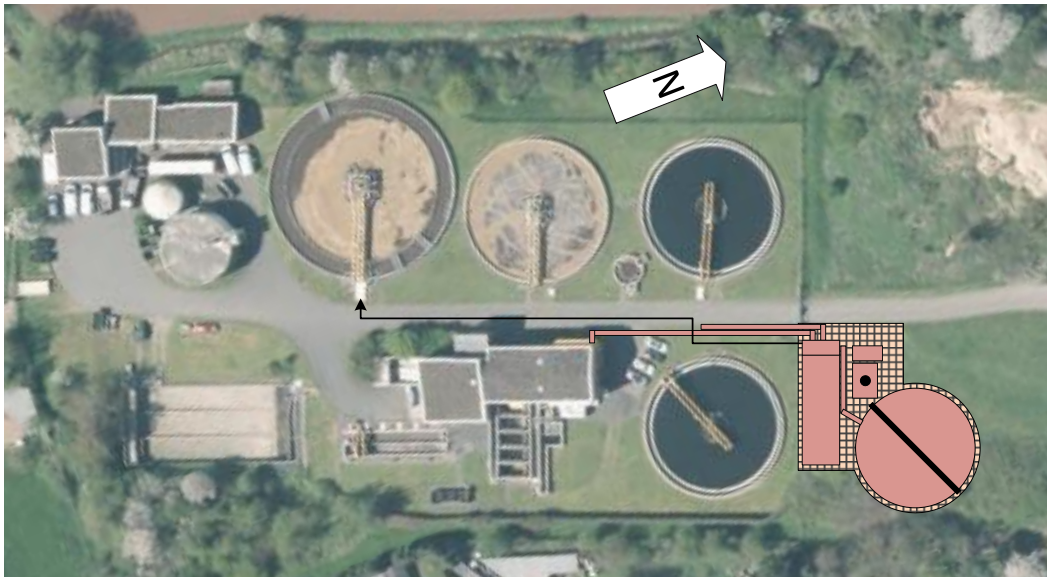


Abbildung 8: Lageskizze PAK-Stufe (Vollstrom)

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.

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.
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.

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.

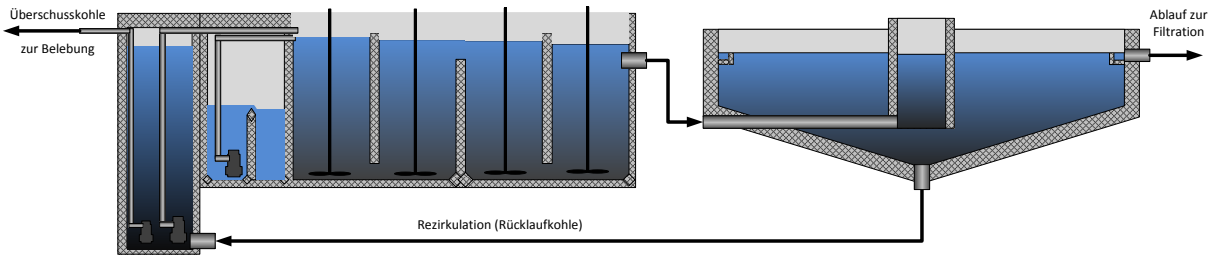


Abbildung 9: Systemskizze PAK-Stufe

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.

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.

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.

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.

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 10: Lageskizze PAK-Stufe (Teilstrombehandlung)

4.5 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.

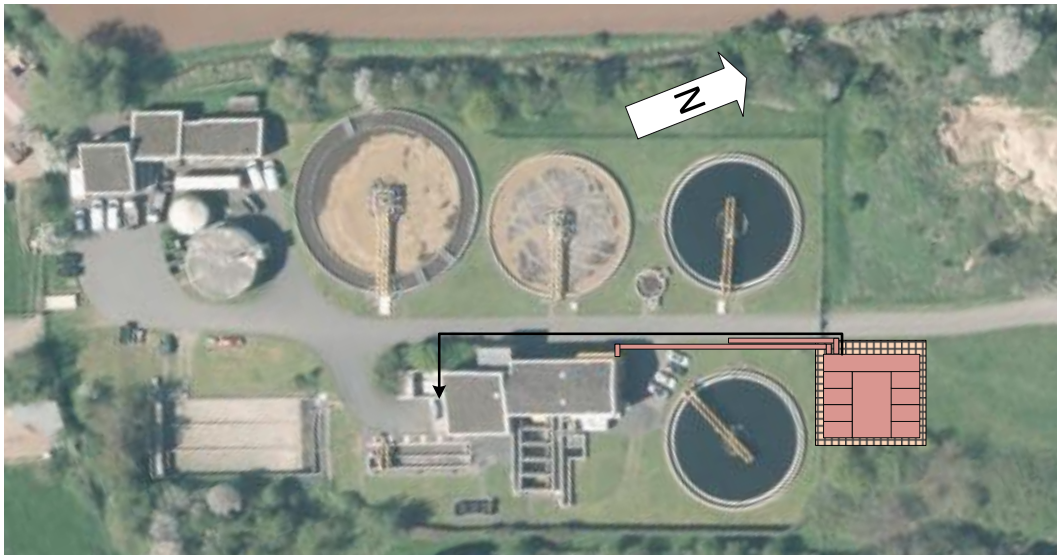


Abbildung 11: Lageskizze GAK-Filtration (Vollstrom)

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.

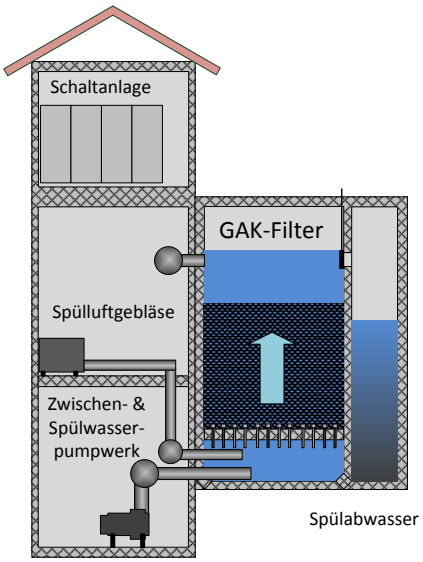


Abbildung 12: Bauwerksskizze GAK-Filtration

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.

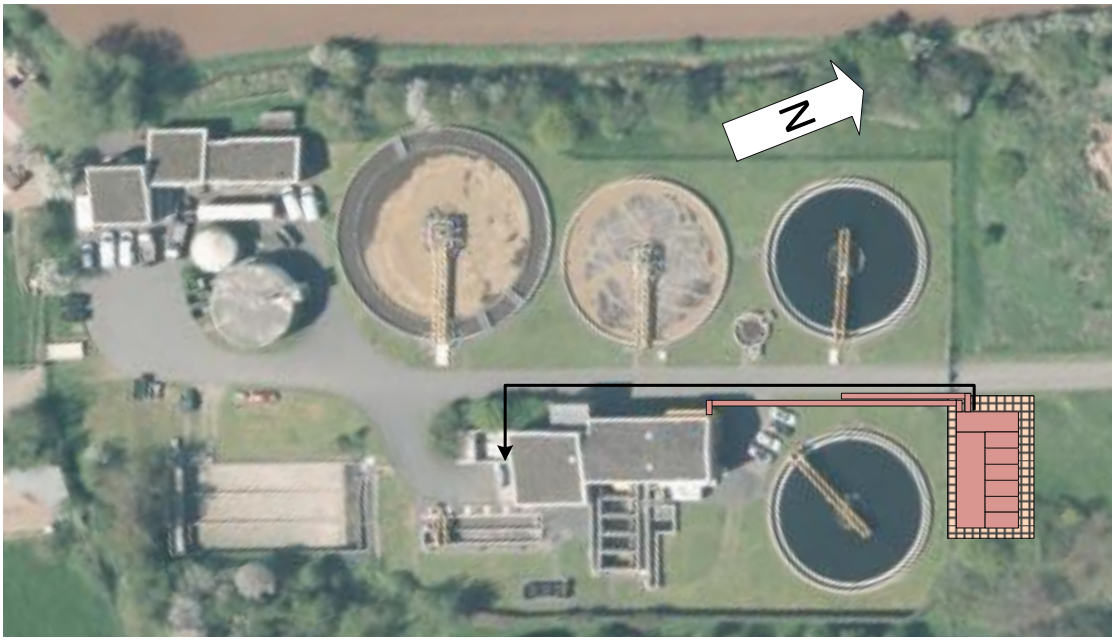


Abbildung 13: Lageskizze GAK-Filtration (Teilstrom)

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.

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.

4.6 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.

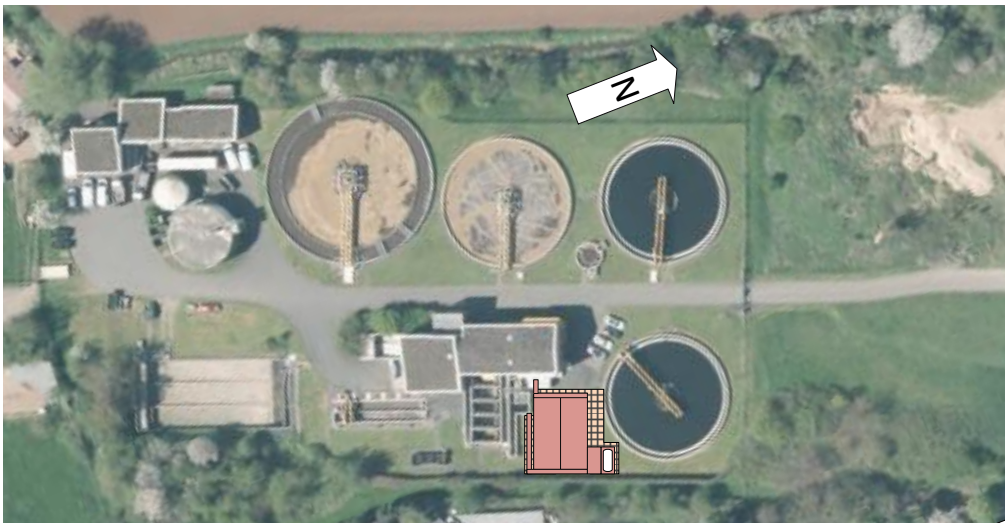


Abbildung 14: Lageskizze Ozonbehandlung (Vollstromverfahren)

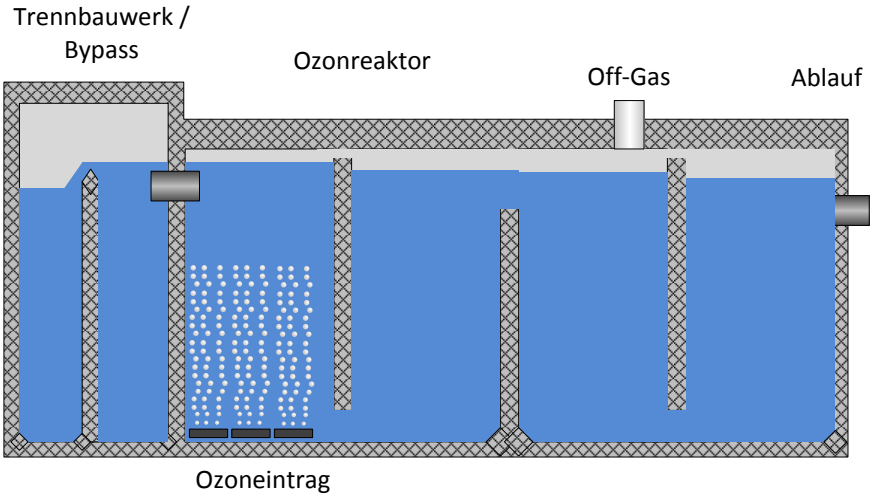


Abbildung 15: Prinzipskizze Ozon-Kontaktreaktor

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.

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.

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 16: Lageskizze Ozonbehandlung (Teilstrom)

5 Kostenermittlung und Variantenvergleich

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.

5.2 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. Die Bewertung erfolgt mit 1 bis 5 Punkten, wobei eine höhere Punktzahl einer besseren Bewertung entspricht.

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 17: 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.

5.3 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.

5.4 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:

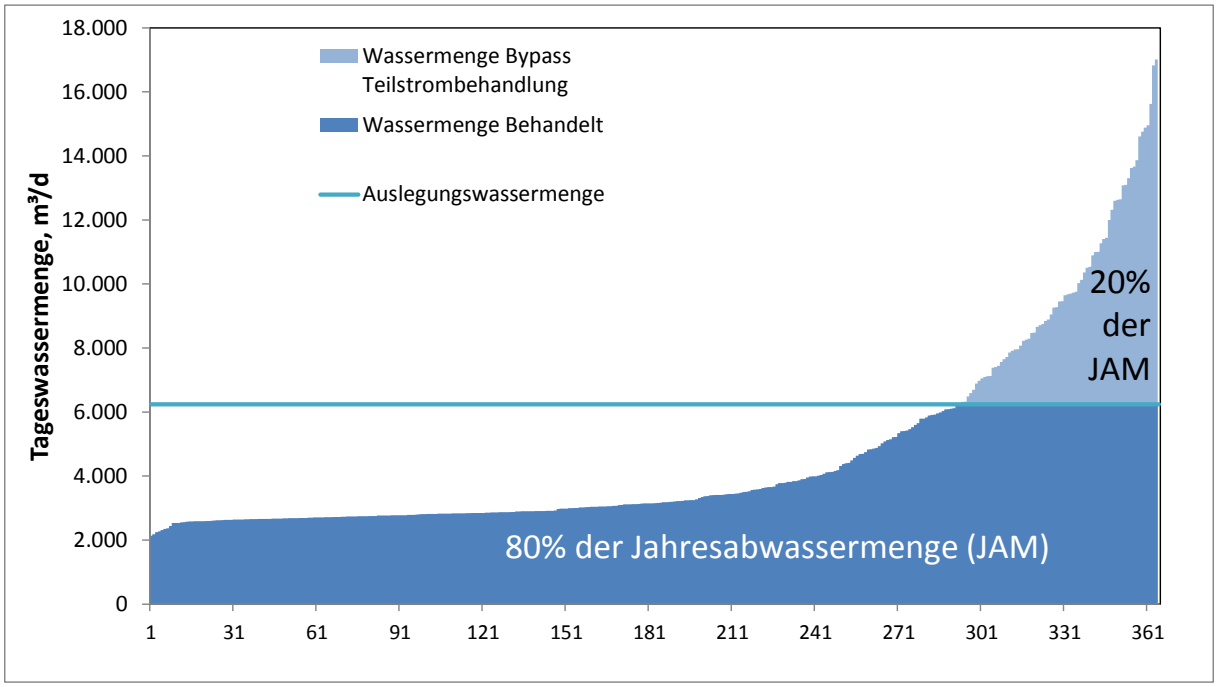


Abbildung 18: Behandelte Wassermenge und Bypassmenge bei Teilstrombehandlung

Der maximale Mischwasserzufluss tritt im Jahresverlauf nur selten, bei großen Regenereignissen im Einzugsgebiet der Kläranlage auf. Abbildung 18 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 4.3) 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.

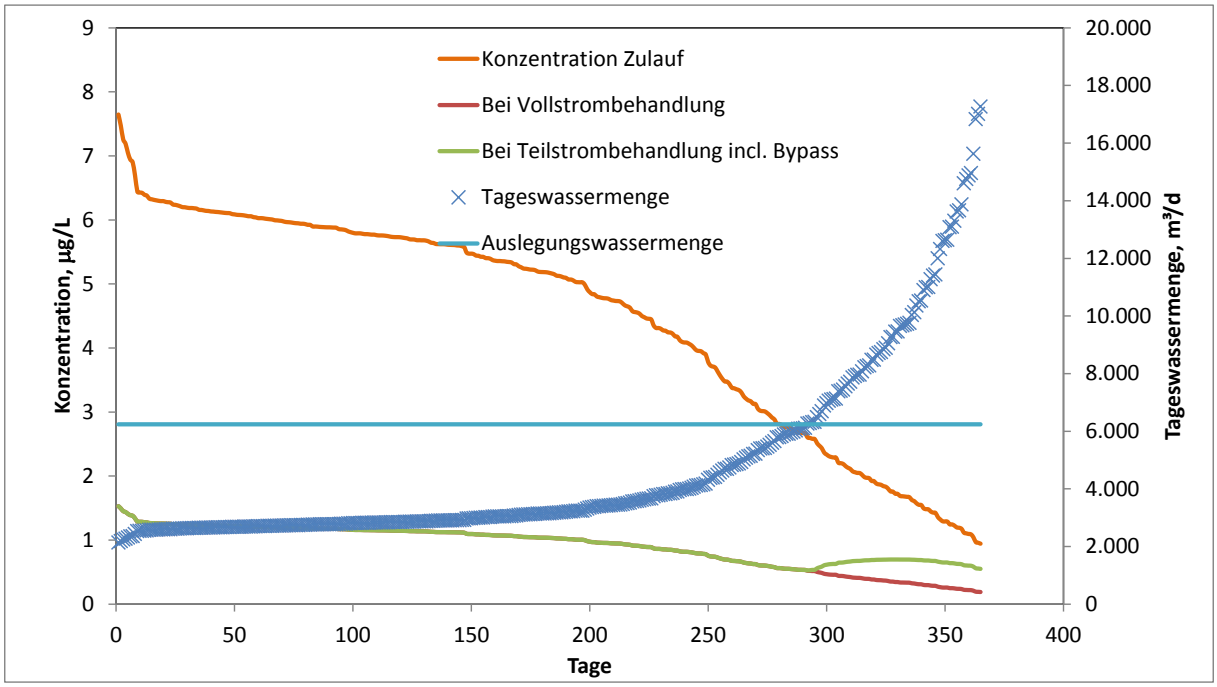


Abbildung 19: Vergleich Diclofenac-Ablaufkonzentrationen Vollstrom- vs. Teilstrombehandlung

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 19). 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.

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 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.

8 Literaturverzeichnis

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

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

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.

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, 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.

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.

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, 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.

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 Mikroschadstoffelimination, 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.

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.

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.

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/02_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.

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.

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.