



Wissenschaftlich-technisches Gutachten zur EU-Kommunal- abwasserrichtlinie (KARL)

- Herausforderungen und Handlungsmöglichkeiten -





Die BIOPRO Baden-Württemberg GmbH ist eine Landesgesellschaft, die sich auf die Biotechnologie, die pharmazeutische Industrie und die Medizintechnik – also die Gesundheitsindustrie – spezialisiert hat.



Gefördert
durch  **Baden-Württemberg**
Ministerium für Wirtschaft,
Arbeit und Tourismus

Im Rahmen des vom Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Baden-Württemberg geförderten Projekts „Anlaufstelle Regulatorik“ unterstützt die BIOPRO Akteurinnen und Akteure der Gesundheitswirtschaft bei der Umsetzung regulatorischer Vorgaben – wie zum Beispiel in diesem Fall der Kommunalabwasserrichtlinie (KARL).



Im Rahmen des Projekts wurde das Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB beauftragt, ein wissenschaftlich-technisches Gutachten zu erstellen, um Handlungsmöglichkeiten zur Umsetzung dieser Regularie auf Landes- und Bundes-Ebene aufzuzeigen.

Inhaltsverzeichnis

A. Über den Autor und die Autorin	5
B. Technisches Hintergrundwissen zur 4. Reinigungsstufe	6
1. Allgemeine Funktionsweise von Kläranlagen	6
2. Anzahl, Größenklasse und spezifische Kosten von Kläranlagen	7
3. Ursprung, Verteilungsweg und Konzentration der Spurenstoffe	8
4. Einbindung, Rolle und Ziele der 4. Reinigungsstufe	9
5. Verfahrensregelung und Analytik auf Kläranalagen	11
6. Systematische Bewertung der Abbaubarkeit von Spurenstoffen	12
C. Technologien für eine 4. Reinigungsstufe	14
1. Klassifizierungs- und Unterscheidungskriterien	14
2. Marktverfügbare Technologien	15
3. Technologien im Entwicklungsstadium	18
4. Verfahrenskombinationen	20
5. Kosten und Energiebedarf	21
6. Nachhaltige und effiziente Forschungsperspektiven	23
7. Zusammenfassende Bewertung und Entscheidungskriterien	24
Impressum	31

Abkürzungsverzeichnis

AOP	Advanced Oxidation Process
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Dissolved Organic Carbon
EC	Effective Concentration
EW	Einwohnerwert
FBUR	Festbett-Umlaufreaktor
GAK	Granulierte Aktivkohle
GK	Größenklasse
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy
IQB	Interquartilsbereich
KARL	Kommunalabwasserrichtlinie
KI	Künstliche Intelligenz
LC	Liquid Chromatography
LC	Lethal Concentration
LC-MS/MS	Liquid Chromatography-Mass Spectrometry/Mass Spectrometry
LCA	Life Cycle Assessment
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MBR	Membran-Bioreaktor
MF	Mikrofiltration
NF	Nanofiltration
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAK	Pulveraktivkohle
PFC	Perfluorierte Chemikalien
PNEC	Predicted-No-Effect-Concentration
QSAR	Quantitative Struktur-Aktivitäts-Beziehung
spICP-MS	Single Particle Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy
UF	Ultrafiltration
UO	Umkehrosmose
UV/VIS	Ultraviolette/sichtbares Licht

Über den Autor und die Autorin

Das Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB entwickelt Verfahren, Technologien und Produkte für Gesundheit, Nachhaltige Chemie sowie Umwelt und Klimaschutz. Dabei setzen wir auf die Kombination biologischer und verfahrenstechnischer Kompetenzen, um mit dem Systemansatz der Bioökonomie und bioinspirierten, biointegrierten und biointelligenten Lösungen zum Wohlergehen des Menschen, einer nachhaltigen Wirtschaft und einer intakten Umwelt beizutragen. Unseren Kunden bieten wir Komplettlösungen vom Labor bis zum Pilotmaßstab, ergänzt durch ein breites Spektrum an Analyse- und Prüfleistungen.

Dr. Benjamin Wriedt ist promovierter Chemiker und arbeitet am Fraunhofer IGB in der Abteilung Wassertechnologie, Wertstoffgewinnung und Scale-up. Dort leitet er das Themenfeld AOP

(Advanced Oxidation Processes) und nimmt Charakterisierungen und unabhängige Bewertungen von Wasserreinigungstechnologien für bestimmte Abwässer vor. Darüber hinaus forscht er an der systematischen Skalierbarkeit photochemischer und photokatalytischer Abwasserbehandlung.

Dr. Brigitte Kempter-Regel ist promovierte Mikrobiologin und langjährige Mitarbeiterin des Fraunhofer IGB. Als Projektleiterin und als Gruppenleiterin „Bioenergie“ bearbeitete sie eine Vielzahl an Forschungsprojekten zu anaeroben Verfahren und zum Wertstoffgewinn aus Reststoffen und hat u.a. auch langjährige Erfahrung in der Angewandten Forschung im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung. Sie ist aktuell in der Geschäftsfeldkoordination Umwelt und Klimaschutz des Fraunhofer IGB tätig.

Technisches Hintergrundwissen zur 4. Reinigungsstufe

I. Allgemeine Funktionsweise von Kläranlagen

Die Begriffe Abwasser und Abwasserreinigung gehen auf die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts zurück, als die Erkenntnis reifte, dass der Kontakt mit Abfällen und Fäkalwässern Cholera, Tuberkulose und Typhus-Epidemien verursachen kann. Die technische Entwicklung von Kläranlagen folgte dabei einem stufenweisen Aufbau, der sich aus den jeweiligen Reinigungszielen und verfügbaren Apparate-technologien entwickelte. Ab 1842 wurde in Hamburg das erste Kanalnetz installiert, weitere Städte folgten diesem Beispiel mit zunächst einfachen Absetzbecken zur Schwebstoffabtrennung.

Die moderne Kläranlage ist als mehrstufiges Verfahrenssystem konzipiert, wobei jede Stufe spezifische Apparate und Verbrauchsmittel zur gezielten Entfernung bestimmter Schadstoffgruppen einsetzt:

Die 1. Stufe (mechanische Reinigung) umfasst Grobrechen und Feinrechen als Siebapparate zur Abtrennung ungelöster Grobstoffe, Sand- und Fettfänge als Sedimentations- bzw. Flotationsapparate sowie Vorklärbecken zur Sedimentation absetzender Stoffe. Neue mikrobiologische Erkenntnisse zum aeroben und anaeroben Abbau von Schmutzstoffen führten zur Entwicklung kombinierter mechanisch-biologischer Reinigungsverfahren wie dem Imhofftank.

Die 2. Stufe (biologische Reinigung) nutzt Belebungsbecken als Hauptapparate mit Mikroorganismen zur Kohlenstoffentfernung (CSB-Senkung; CSB: Chemischer Sauerstoffbedarf). Zur vollständigen Elimination von Partikeln und gelösten Kohlenstoffverbindungen wurden Tropfkörper bzw. Belebungsbecken mit

Vor- und/oder Nachklärbecken kombiniert. Belüftungsapparate gewährleisten dabei die Sauerstoffzufuhr als wesentliches Verbrauchsmittel für die aeroben Prozesse Kohlenstoffabbau und Nitrifikation. Ergänzend ermöglichen Denitrifikationsbecken die Stickstoffelimination durch Denitrifikation.

Die 3. Stufe (chemische Reinigung) setzt Dosieranlagen für Fällmittel als Hauptapparate ein, wobei Eisen- oder Aluminiumsalze als chemische Verbrauchsmittel zur Phosphorentfernung durch Fällung und Flockung dienen. Alternativ kommen biologische Verfahren mit polyphosphatkumulierenden Bakterien zum Einsatz. Flockungsreaktoren und Sedimentationsbecken vervollständigen diese Stufe als weiterführende Apparate.

Trotz dieser dreistufigen Reinigung verbleiben weiterhin sog. Mikroschadstoffe in geringen Konzentrationen im Kläranlagenablauf, darunter Pharmazeutika, Biozide, perfluorierte Chemikalien (PFC), Hormonwirkstoffe und Flammenschutzmittel. Unter Mikroschadstoff versteht man einen Stoff, einschließlich seiner Abbauprodukte, der gewöhnlich in der Umwelt und im kommunalen Abwasser in Konzentrationen $< 1 \text{ mg/l}$ vorhanden ist und als Gefahr für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt angesehen werden kann. Für 3,7 Prozent des Abwassers wurde im Jahr 2022 deshalb zusätzlich eine Elimination von Spurenstoffen durch die sogenannte 4. Reinigungsstufe realisiert, mit steigender Tendenz [1]. Diese vierte Stufe erfordert spezielle Apparatesysteme und Verbrauchsmittel, die gezielt auf die Entfernung persistenter organischer Spurenstoffe ausgelegt sind und über die konventionellen biologischen und chemischen Reinigungsprozesse hinausgehen (siehe Kapitel C: Technologien für eine 4. Reinigungsstufe).

Als weitere zusätzliche Verfahrensstufen kommen in einzelnen Kläranlagen auch Filtrationsapparate (Sand- oder Tuchfilter) und Desinfektionsanlagen (UV-Bestrahlung, Chlorung) zur Anwendung, die spezifische Verbrauchsmittel wie Filtermaterial oder Desinfektionsmittel erfordern.

2. Anzahl, Größenklasse und spezifische Kosten von Kläranlagen

Die deutsche Abwasserwirtschaft betreibt gemäß einer Statistik aus dem Jahr 2022 etwa 8.700 Abwasserbehandlungsanlagen mit einem Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation von über 97 Prozent. Davon sind 96,3 Prozent an zentrale Abwasserbehandlungen angeschlossen und das Abwasser von rund 2,7 Prozent der Bevölkerung wird in Kleinkläranlagen behandelt [2]. In der Summe werden rund 10 Mrd. m³ Abwasser biologisch behandelt [1]. Die Anlagenverteilung nach Durchsatzklassen zeigt eine charakteristische Struktur: Anlagen unter 50.000 m³/Jahr stellen mit etwa 3.100 Anlagen den größten Anteil dar, gefolgt von Anlagen der Größenklasse 100.000 bis 500.000 m³/Jahr mit etwa 2.250 Anlagen. Mittlere Anlagen (1 bis 4 Mio. m³/Jahr) umfassen circa 1.250 Anlagen, während große Anlagen über 6 Mio. m³/Jahr mit etwa 200 Anlagen die kleinste Anzahl haben.

Die Größenklasseneinteilung erfolgt in den fünf Kategorien Größenklasse 1 (GK 1) bis Größenklasse 5 nach Einwohnerwerten (EW), wobei Deutschland mit Gewerbe und Industrie etwa 127 Mio. EW umfasst: GK 1 bis 1.000 EW, GK 2 bis 5.000 EW, GK 3 bis 10.000 EW, GK 4 bis 100.000 EW und GK 5 über 100.000 EW. Der Gesamtstromverbrauch beträgt über 4.400 GWh/Jahr und stellt mit etwa 20 Prozent

einen erheblichen Anteil am kommunalen Stromverbrauch dar – höher als Schulen, Krankenhäuser oder öffentliche Beleuchtung. Dabei zeigt sich, dass der spezifische Stromverbrauch in Größenklasse 3 bis zu viermal höher liegt als in Größenklasse 5.

Der Umsetzungsstand der 4. Reinigungsstufe in Baden-Württemberg zeigt eine regionale Konzentration von Pilotanlagen und etablierten Technologien, wobei sowohl Ozonierung als auch Aktivkohletechnologien an verschiedenen Standorten implementiert sind (Link zur Onlinenkarte: <https://koms-bw.de/anlagen/>) [3]. Die geografische Verteilung folgt dabei sowohl der Anlagengröße als auch den spezifischen Gewässerschutzanforderungen der jeweiligen Einleitungsorte. Die Grenzwerte für die Einleitung von gereinigtem Abwasser richten sich nach den in der Abwasserverordnung festgelegten Kläranlagengrößen, was direkte Auswirkungen auf die Apparatedimensionierung und den Verbrauchsmittelaufwand hat.

Wie in Kapitel B.1 bereits erwähnt, wurde bei 3,7 Prozent des Abwassers 2022 eine Spurenstoffelimination durch die 4. Reinigungsstufe realisiert, mit steigender Tendenz besonders bei Anlagen über 10.000 EW. Die Technologieauswahl korreliert stark mit der Anlagengröße: Während große Anlagen (>100.000 EW) komplexe Verfahrenskombinationen wie Ozon-GAK-Systeme (GAK: Granuläre Aktivkohle) wirtschaftlich betreiben können, setzen kleinere Anlagen häufig auf kostengünstigere Einzelverfahren wie PAK-Dosierung (PAK: Pulveraktivkohle) oder biologische Nachbehandlung.

Die spezifischen Investitionskosten variieren erheblich nach Anlagengröße und gewählter Technologie: Während große Anlagen Skaleneffekte bei der Apparatedimensionierung und

Steuerung nutzen können (15 bis 50 Euro/EW), müssen kleinere Anlagen oft mit modularen, kosten-optimierten Systemen arbeiten (50 bis 150 Euro/EW). Der erhöhte spezifische Stromverbrauch kleinerer Anlagen macht energieintensive Verfahren wirtschaftlich weniger attraktiv, wodurch Aktivkohletechnologien als verbrauchsmittelbasierte Lösungen bevorzugt werden.

Langfristig bieten jedoch optimierte AOP-Technologien (AOP: Advanced Oxidation Processes) erhebliche Vorteile für die dezentrale Anwendung: Ihre modulare Apparatestruktur ermöglicht eine flexible Skalierbarkeit von kleinen Anlagen (100 bis 1.000 EW) bis hin zu großtechnischen Systemen ohne Effizienzeinbußen. Dies ist besonders vorteilhaft für die große Anzahl kleinerer Kläranlagen unter 50.000 m³/Jahr, die durch standardisierte, containerbasierte AOP-Module kostengünstig nachgerüstet werden könnten. Da AOP-Systeme infrastrukturunabhängig und rein elektrisch arbeiten können, würde durch ihren Einsatz eine bedarfsgerechte Spurenstoffbehandlung direkt an Punktquellen ermöglicht, ohne die Kapazitäten zentraler Großkläranlagen zu belasten.

3. Ursprung, Verteilungsweg und Konzentration der Spurenstoffe

Die fortschreitende Nutzung chemischer Verbindungen in Industrie, Landwirtschaft und Haushalten sowie die Entwicklung hochauflösender analytischer Methoden haben dazu geführt, dass heute eine Vielzahl anthropogener Substanzen in Oberflächengewässern identifiziert werden kann. Zu diesen als Spurenstoffe oder Mikroschadstoffe bezeichneten Verbindungen gehören Arzneimittelwirkstoffe,

Pflanzenschutzmittel, Kosmetika, Reinigungsmittel und Industriechemikalien, die charakteristischerweise in sehr niedrigen Konzentrationen von wenigen Nanogramm bis Mikrogramm pro Liter auftreten. Aktuell sind in Deutschland rund 2.500 verschiedene pharmazeutische Wirkstoffe verfügbar, von denen im Jahr 2020 bereits 236 in Kläranlagenabläufen und 170 in Gewässern nachgewiesen wurden [4].

Kommunale Kläranlagen stellen den bedeutendsten Eintragspfad für Spurenstoffe in aquatische Systeme dar. Die konventionelle mechanisch-biologische Abwasserbehandlung wurde historisch für die Entfernung von Feststoffen, den biologischen Abbau organischer Substanzen und die Nährstoffelimination konzipiert. Eine systematische Bestandsaufnahme belegt, dass etwa die Hälfte der analysierten Spurenstoffe in nahezu allen Kläranlagenabläufen detektiert wird, während im Ablauf konventioneller Anlagen noch 40 Prozent der Spurenstoffe flächen-deckend quantifizierbar sind [5].

Die eingeschränkte Elimination von Spurenstoffen in herkömmlichen Behandlungsverfahren resultiert primär aus den persistenten Eigenschaften vieler dieser Verbindungen gegenüber biologischen Abbauprozessen. Pharmazeutika sind beispielsweise darauf ausgelegt, biologische Aktivität zu zeigen und metabolische Prozesse zu beeinflussen, was ihre Resistenz gegenüber mikrobiellem Abbau erklärt. Zusätzlich können polare und wasserlösliche Spurenstoffe aufgrund ihrer geringen Sorptionsneigung schlecht durch Belebtschlamm entfernt werden.

Die Konzentration von Spurenstoffen im Kläranlagenablauf variiert erheblich in Abhängigkeit von regionalen Verbrauchsmustern, demografischen Faktoren und industriellen Einleitungen.

Typische Konzentrationen für häufig nachgewiesene Substanzen liegen zwischen 0,1 und 10 µg/L für Arzneimittelwirkstoffe und zwischen 0,05 und 5 µg/L für Haushaltschemikalien im Kläranlagenablauf [6]. Diese scheinbar geringen Konzentrationen können dennoch ökotoxikologische Effekte hervorrufen, da bereits Nanogramm-Konzentrationen hormonaktiver Substanzen endokrine Störungen bei aquatischen Organismen verursachen können.

Zur gezielten Spurenstoffelimination haben sich Ozonierung und Aktivkohlefiltration als technisch realisierbare Verfahren etabliert. Die Ozonierung erreicht typischerweise Eliminationsraten von 80 bis 95 Prozent für gut oxidierbare Spurenstoffe, während granulierte Aktivkohle Eliminationsraten von 70 bis 99 Prozent für adsorbierbare Verbindungen erzielt [7]. Die Vorteile der Ozonierung liegen in der schnellen Reaktionskinetik und der gleichzeitigen Desinfektion, während Nachteile die Bildung von Oxidationsnebenprodukten und hohe Energiekosten umfassen. Ein weiterer Nachteil ist die begrenzte Wirksamkeit gegen schlecht oxidierbare Substanzen wie Röntgenkontrastmittel [8]. Aktivkohle bietet den Vorteil einer breiten Wirksamkeit gegen verschiedene Spurenstoffklassen, jedoch sind als Nachteile die begrenzte Kapazität bzw. der Durchbruch bei gesättigter Kohle und die Notwendigkeit der regelmäßigen Regeneration oder Entsorgung zu berücksichtigen.

Kostenschätzungen sind allgemein nur sehr grob und schwierig zu treffen und dazu in einigen Fällen interessengetrieben. Um einen betont nicht umfassenden Überblick über mögliche Größenordnungen zu geben, sind nachfolgend einzelne Studien herausgegriffen. So schätzt der Verband kommunaler Unternehmen die Investitionskosten für eine 4. Reinigungsstufe bis 2045 auf ca. 9 Mrd. Euro, abhängig

vom gewählten Verfahren und den örtlichen Gegebenheiten. Das entspricht bis zu 3 Euro/m³. Die Betriebskosten werden zwischen 0,10 und 0,25 Euro/m³ geschätzt, bei absoluten Kosten von bis zu 864 Mio. Euro pro Jahr. [9] Die Verfahrensauswahl muss neben der Eliminationsleistung auch die technische Realisierbarkeit unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Kriterien einbeziehen. Dabei sind standortspezifische Faktoren wie die Zusammensetzung des Abwassers und die Anforderungen des Gewässerschutzes maßgeblich. Aus diesem Grund sollte die Vorauswahl möglichst anhand von Realwassertests im Labormaßstab und die Entscheidung nach einer ganzjährigen Demonstration vor Ort im Pilotmaßstab vor einer Umsetzung im Vollmaßstab getroffen werden, um teure Fehlinvestitionen zu vermeiden.

4. Einbindung, Rolle und Ziele der 4. Reinigungsstufe

Die Kommunale Abwasserrichtlinie (KARL) definiert eine schrittweise Einführung der verpflichtenden Viertbehandlung in Abhängigkeit von der Größenklasse der Kläranlagen. Beginnend mit ersten Grenzen von 20 Prozent ab 2033 soll der Anteil bis 2045 für Kläranlagen über 150.000 Einwohnerwerte stufenweise auf 100 Prozent steigen, was in Baden-Württemberg nach aktueller Risikobewertung noch circa 10 von 19 Kläranlagen umfasst. Kleinere Kläranlagen sollen risikobasiert über Zwischengrenzen von 10 Prozent (2033) auf 100 Prozent (2045) ausgebaut werden, was in Baden-Württemberg etwa 130 von 333 Kläranlagen betrifft. [10]

Neben den rechtlich noch zu definierenden Risikogebieten stellt aus technischer Sicht die

mangelnde kostenproportionale Skalierbarkeit der verfügbaren Technologien für die 4. Reinigungsstufe eine erhebliche Herausforderung dar. Die Economies of Scale (Größenkostensparnisse) funktionieren bei der Spurenstoffelimination nur bedingt, da sowohl Ozonierung als auch Aktivkohlefiltration signifikante Grundausstattungen erfordern. So entstehen beispielsweise für eine Ozonierungsanlage Fixkosten für den Ozongenerator, die für kleine und mittlere Kläranlagen einen erheblich größeren Anteil an Investitionskosten und am Gesamtumsatz der Kläranlage haben. Erschwerend kommt hinzu, dass Emissionsspitzen wesentlich weniger stark verdünnt werden, sodass für die Einhaltung der 80-Prozent-Grenze der Schadstoffelimination im Verhältnis leistungsfähigere Behandlungsapparate installiert werden müssen.

Die Kosten der gesamten Ausbaukette über Planung, Bau, Betrieb und schlussendlich Wirksamkeit sind eine wesentliche Folge der Auswahl der Behandlungstechnologien, die in Kapitel C. im Detail vorgestellt werden. Die Heterogenität der bereits realisierten Projekte erschwert dabei eine einheitliche Bewertung, da unterschiedliche Standortbedingungen, Schadstofffrachten, Abwasserzusammensetzungen und gewählte Verfahrenskombinationen zu stark variierenden spezifischen Kosten führen. Darauf wird in Kapitel C.5. näher eingegangen. Nicht zuletzt ist die erweiterte Herstellerverantwortung deshalb umstritten, da nicht festgelegt ist, wer unter welchen Kriterien diese Entscheidung treffen wird oder hätte treffen sollen. Letzteres gilt in besonderem Maße für bereits ausgebauten Kläranlagen, die diese Entscheidung als First Mover bereits getroffen haben, und auch berücksichtigt werden sollen.

Ein weiteres gesetzliches Kriterium, das von der betriebswirtschaftlichen Sicht entkoppelt wird,

ist die vorgeschriebene Energieneutralität von Kläranlagen bis 2045 mit Energieaudits alle vier Jahre über Zwischenziele. Mit in diese Bilanz einfließen wird auch die ausgebauten 4. Reinigungsstufe, sodass deren Energiebedarf berücksichtigt werden muss. Die kritische Signifikanz wird durch die Schätzung deutlich, dass je nach gewählter Technologie 20 bis 40 Prozent des Gesamtenergiebedarfs einer Kläranlage auf die 4. Reinigungsstufe entfällt.

Darüber hinaus gilt die Klimaneutralität bis 2050 als übergeordnetes Ziel, sodass CO₂-, Lachgas- und Methanemissionen bei Kläranlagen über 10.000 Einwohnerwerte regelmäßig zu messen und ergänzend zu modellieren sind, wobei ein delegierter Rechtsakt hierzu in Arbeit ist. Nach aktuellem Stand besteht in Baden-Württemberg bereits ein Eigenversorgungsgrad von über 40 Prozent durch Faulung und standortspezifische erneuerbare Energien, dennoch gibt es weiteren Handlungsbedarf. Die Integration der 4. Reinigungsstufe in die Klimabilanzierung wird voraussichtlich zu einem erheblichen methodischen Aufwand führen, da sowohl direkte als auch indirekte Emissionen erfasst werden müssen. Hierbei steht ebenfalls noch aus, wie die 4. Reinigungsstufe bilanziert wird. So kann beispielsweise die Verbrennung zur Herstellung und Regeneration von Aktivkohle entweder verpflichtend in der Berechnung mit abgebildet oder als geländeferne Emission ignoriert werden.

Aus technischer Sicht sind Messverfahren und Emissionsfaktoren zu Treibhausgasen weder zur wirtschaftlichen Marktreife entwickelt noch durch die zeitliche Distanz gegenwärtig im Fokus. Es ist zu erwarten, dass sich in den kommenden Jahren standardisierte Messprotokolle und Bewertungsmethoden etablieren werden, die jedoch möglicherweise nachträgliche

Anpassungen bestehender Anlagen erfordern. Folglich ist die Datenlage schlecht und es existieren auch für die bisherigen Ausbauten der 4. Reinigungsstufe kaum Treibhausgasbilanzen [11].

5. Verfahrensregelung und Analytik auf Kläranalagen

Die Analytik stellt den notwendigen Wirkindikator für die Effektivität der 4. Reinigungsstufe dar und bildet die Basis für den Nachweis sowie die Mess- und Regeltechnik. Die Herausforderung liegt dabei in der präzisen Quantifizierung von Spurenstoffen im Nanogramm- bis Mikrogramm-Bereich, was hochspezifische analytische Verfahren erfordert. Die analytischen Methoden lassen sich in verschiedene Kategorisierungen unterteilen, wobei die Methodenentwicklung in der chemischen Analytik kontinuierlich voranschreitet, insbesondere im Bereich der Online-Verfahren.

Für die Spurenstoffanalytik haben sich primär chromatografische Verfahren in Kombination mit Massenspektrometrie etabliert. Flüssigchromatographie (LC: Liquid Chromatography) gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) ermöglicht die simultane Bestimmung von bis zu 100 verschiedenen Spurenstoffen mit Nachweisgrenzen im niedrigen Nanogramm-Bereich. Die Umweltanalytik umfasst dabei die Untersuchung von Wasser, Abwasser, Boden, Klärschlamm, Sonderabfall, Luft und Textilgewebe. Dabei erfordert jede Wasserprobenstelle eine spezifische Probenvorbereitung und Analysemethode, denn es können lokal auftretende Störstoffe oder als Maskierung wirkende Stoffe in der sogenannten Wassermatrix (der Gesamtheit der enthaltenen Stoffe und

Frachten) auftreten. Besonders kritisch ist die Matrixinterferenz, die durch komplexe Abwasserzusammensetzungen verursacht wird und eine aufwändige Probenaufreinigung mittels Festphasenextraktion notwendig macht.

Trinkwasseranalysen dienen der Qualitätsprüfung beim Endverbraucher und müssen den strengen Vorgaben der Trinkwasserverordnung entsprechen. Die Analytik muss dabei nicht nur die Einhaltung von Grenzwerten belegen, sondern auch potenzielle Transformationsprodukte erfassen, die bei der Spurenstoffelimination entstehen können.

Ein zunehmend wichtiger Bereich ist die Nanopartikelanalyse, da sowohl bei der Ozonierung als auch bei der Aktivkohlefiltration Nanopartikel freigesetzt werden können. Hier kommen spezialisierte Verfahren wie die Einzelpartikel-ICP-MS (spICP-MS, ICP-MS: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) zum Einsatz, die eine großen- und konzentrationsabhängige Charakterisierung ermöglichen. Analysen zur Klärung von Schadensfällen stellen besondere Anforderungen an die analytische Flexibilität und erfordern oft die Entwicklung spezifischer Methoden für unbekannte Kontaminanten.

Die Online-Analytik in Kombination mit Echtzeitsteuerung gewinnt für die Prozessoptimierung der 4. Reinigungsstufe zunehmend an Bedeutung. Kontinuierliche Überwachungsverfahren ermöglichen eine adaptive Steuerung der Behandlungsintensität abhängig von der aktuellen Spurenstoffbelastung. Diese Verfahren können auf individuelle Rahmenbedingungen und Anforderungen angepasst werden. Kontinuierliche spektrophotometrische Verfahren mit LED-Technologie haben sich als besonders geeignet für Online-Messungen zur Bestimmung von

Konzentrations-Summenparametern erwiesen, die auf der ständigen Messung von Leitparametern wie dem spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK254) oder der gelösten organischen Kohlenstoffkonzentration basieren. LEDs liefern definierte Wellenlängen mit hoher Stabilität und geringem Energieverbrauch. In Kombination mit verlustfrei dynamisch fahrbaren Behandlungsverfahren wie zum Beispiel photochemischen Verfahren ermöglichen LED-basierte Systeme sowohl die kontinuierliche Überwachung von Leitparametern als auch die direkte Prozesssteuerung der UV- oder Ozonbehandlung. Diese Systeme erlauben eine bedarfsgerechte Steuerung der Behandlungsdosis und optimieren dadurch sowohl die Eliminationsleistung als auch die Betriebskosten.

Die Integration von Künstlicher Intelligenz (KI) und maschinellem Lernen in die Prozessanalytik eröffnet neue Möglichkeiten für prädiktive Wartungsstrategien und die Vorhersage der notwendigen Behandlungsdosis. So können beispielsweise Starkwetterereignisse kurzfristig antizipiert werden. Algorithmen können dabei Muster in den Messdaten erkennen und frühzeitig auf Veränderungen in der Abwasserzusammensetzung oder Anlagenleistung hinweisen.

6. Systematische Bewertung der Abbaubarkeit von Spurenstoffen

Hersteller von kosmetischen Mitteln und Arzneimitteln sollen mindestens 80 Prozent der Gesamtkosten, primäre Investitionen und Betriebskosten, aber auch sonstige Kosten, die im Rahmen der Wahrnehmung der erweiterten Herstellerverantwortung anfallen, übernehmen. Dazu soll staatlich sichergestellt werden, dass

die Hersteller auf Grundlage der Menge und Gefährlichkeit ihrer Produkte belastet werden. Diese Kostenverteilung orientiert sich am Ursacherprinzip, jedoch ergeben sich in der praktischen Umsetzung erhebliche methodische und analytische Herausforderungen. Aus wissenschaftlicher Sicht ist diese Bewertung sehr vage, es fehlen teilweise geeignete Bestimmungsmethoden und Vergleichseinheiten.

Der erste Punkt betrifft den gewählten Begriff der „Menge“. Die stoffliche Belastung von Abwässern wird für gewöhnlich in Stoffgewicht pro Volumeneinheit angegeben, also der Konzentration in beispielsweise g/m³. Die Wirkung eines Stoffes ist jedoch von seiner Molekülanzahl in einem Volumen abhängig, also von der Konzentration in beispielsweise mol/m³. Diese fundamentale Unterscheidung zwischen Gewichtskonzentration und molarer Konzentration führt dazu, dass Stoffe mit geringem Molekulargewicht bei gleicher Gewichtskonzentration eine deutlich höhere biologische Aktivität aufweisen können als schwerere Moleküle. Zwar können die Angaben unter Einbeziehung des Molekulargewichts ineinander umgerechnet werden, jedoch ist eine stoffgenaue Analytik für alle in Verkehr gebrachten Stoffe bei einer Wasserbelastung mit teilweise über 1.000 oder gar 10.000 Spurenstoffen, selbst wenn nur ausgewählte Stoffe zu bestimmen sind, sehr zeitaufwändig und teuer. Die analytische Herausforderung wird durch die unterschiedlichen physikochemischen Eigenschaften der Spurenstoffe verstärkt. Während polare Arzneimittelwirkstoffe mittels Flüssigchromatographie analysiert werden, erfordern unpolare Industriechemikalien gaschromatographische Verfahren. Zusätzlich variieren die erforderlichen Nachweisgrenzen je nach Stoffklasse um mehrere Größenordnungen, was unterschiedliche

Anreicherungsverfahren und Detektionssysteme notwendig macht.

Der zweite Punkt adressiert den Begriff „Gefährlichkeit“. Jede Chemikalie unterliegt nach REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) einer absoluten Klassifizierung hinsichtlich beispielsweise der Einstufung zur Schädlichkeit gegenüber der aquatischen Umwelt. Die REACH-Verordnung kategorisiert aquatische Toxizität in vier Hauptklassen (akut 1–3 und chronisch 1–4) basierend auf LC50/EC50-Werten (LC: Lethal Concentration, EC: Effective Concentration) für Fische, Daphnien und Algen, wobei diese Standardtests jedoch nicht die komplexen Wechselwirkungen in realen aquatischen Systemen abbilden [12]. Darüber hinaus sind beispielsweise maximale Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK) für den Menschen festgelegt. Eine Übertragung auf den Wasserkörper inklusive einer relativen Abstufung würde jedoch wesentlich umfassendere Bewertungskriterien bedingen. Diese müssten grundlegend neu aufgestellt und zumeist experimentell bestimmt werden – für jeden Stoff einzeln. Ökotoxikologische Bewertungsverfahren wie das Predicted-No-Effect-Concentration-Konzept (PNEC) berücksichtigen bereits Sicherheitsfaktoren und chronische Exposition, jedoch fehlen für die meisten Spurenstoffe umfassende Dosis-Wirkungs-Beziehungen für aquatische Organismen über deren gesamten Lebenszyklus.

Teilweise vorgeschlagene Ansätze beispielsweise zur Nutzung einer trainierten KI zur Vorhersage und Einstufung der Stoffe sind nicht verlässlich und zielführend. Quantitative Struktur-Aktivitäts-Beziehungen (QSAR-Modelle) können zwar Trends für strukturell ähnliche Verbindungen vorhersagen, jedoch versagen sie

häufig bei neuartigen Molekülstrukturen oder bei der Berücksichtigung von Metaboliten und Transformationsprodukten. Die Einschätzung basiert in diesem Fall lediglich auf bekannten Molekülmustern gegenüber bekannten Organismen, die experimentell bestimmt wurden. Eine rein systematische Bewertung der isolierten Wirksamkeit einer Chemikalie innerhalb einer dynamischen Wassermischung kann daraus nicht rechtlich verlässlich extrapoliert werden.

Zusätzlich erschweren synergistische und antagonistische Effekte zwischen verschiedenen Spurenstoffen eine verlässliche Risikobewertung. Cocktail-Effekte können dazu führen, dass die Gesamttoxizität einer Spurenstoffmischung nicht der Summe der Einzeltoxizitäten entspricht. Gleiches gilt für eine Bewertung der Abbaubarkeit in den 4. Reinigungsstufen, da auch das Abbauverhalten eines einzelnen Stoffes in unterschiedlichen Abwässern nicht pauschal vorhergesagt und demzufolge auch nicht quantifiziert werden kann. Die Abbaubarkeit hängt von zahlreichen Faktoren ab, darunter pH-Wert, Temperatur, Redoxpotenzial oder der Anwesenheit von Inhibitoren oder Katalysatoren. Standardisierte Abbautests wie der OECD-301-Test (OECD: Organisation for Economic Co-operation and Development) bilden diese komplexen Gegebenheiten nur unzureichend ab, weshalb Labor- und Pilotversuche unter standortspezifischen Bedingungen unerlässlich sind.

Technologien für eine 4. Reinigungsstufe

I. Klassifizierungs- und Unterscheidungskriterien

Die 4. Reinigungsstufe von Kläranlagen dient der gezielten Entfernung von Spurenstoffen wie Arzneimittelrückständen, Industriechemikalien oder hormonell aktiven Substanzen, die in den konventionellen Reinigungsstufen gar nicht oder nicht vollständig eliminiert werden können. Die Technologien arbeiten durch verschiedene physikalische, chemische oder biologische Prozesse und wirken auf unterschiedlich effiziente Weise auf die Spurenstoffe. Dabei wird entweder eine Abtrennung der Schadstoffe aus dem Abwasser bewirkt, die eine Nachbehandlung des aufkonzentrierten Mediums erfordert, oder die Schadstoffe werden abgebaut. Trifft Letzteres zu, ist sicherzustellen, dass entweder ein vollständiger Abbau zu CO_2 , Wasser und Salzen bewirkt wird oder wenigstens weniger problematische Verbindungen entstehen. Aufgrund der Vielfalt der zu entfernenden Spurenstoffe und unterschiedlicher Anlagenbedingungen stehen verschiedene Technologieansätze zur Verfügung, die je nach spezifischen Anforderungen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eingesetzt werden können.

Die Technologien zur Spurenstoffentfernung in der 4. Reinigungsstufe von Kläranlagen sind nach verschiedenen Kriterien einteilbar: nach der Behandlungsmethode (oxidativ, adsorptiv, physikalisch, biologisch) oder nach technisch-wirtschaftlichen Kennzahlen (Energie- und Kosteneffizienz, Apparateaufwand, Verbrauchsmittelbedarf). Entscheidend für die praktische Anwendung ist jedoch die Technologiereife und Marktverfügbarkeit der jeweiligen Verfahren mit ihren spezifischen Apparatesystemen und Verbrauchsmitteln. Aus diesem Grund wurden die Behandlungsmethoden in den folgenden

Kapiteln nach ihrer gegenwärtigen Umsetzbarkeit und den Erfahrungen im großtechnischen Betrieb gegliedert.

Etablierte, marktverfügbare Technologien zeichnen sich durch etliche Referenzen in der Umsetzung aus und sind aktiv im Einsatz in der Anwendung als 4. Reinigungsstufe:

- direkt-oxidative Technologien (Ozongeneratoren mit Kontaktreaktoren, Sauerstoff oder Druckluft als Verbrauchsmittel) mit nachgeschalteter biologischer Stufe,
- adsorptive Technologien (PAK/GAK-Systeme mit Aktivkohle als Hauptverbrauchsmittel, GAK, PAK),
- physikalische Membrantechnologien (Membranmodule verschiedener Porengröße mit regelmäßigen Reinigungs- und Austauschzyklen),
- UV-Bestrahlung (UV-Lampen/LED-Systeme mit Wasserstoffperoxid als Verbrauchsmittel) mit nachgeschalteter biologischer Stufe.

Technologien im Entwicklungsstadium kamen bisher nur mit begrenzten Volumenströmen zum Einsatz und werden aktuell eher in speziellen Anforderungsszenarien gewählt. Diese Technologien zeigen vielversprechende Pilotergebnisse, erfordern jedoch weitere Optimierung der Apparatetechnik und Prozessführung:

- weitergehende Oxidationsverfahren (AOP) mit ihren verschiedenen Apparatekombinationen (photochemische, elektrochemische Systeme) und spezifischen Verbrauchsmitteln (H_2O_2 , Katalysatoren, Elektrodenmaterialien) und

- █ biologische Behandlungsverfahren (Festbettreaktoren mit Mikroorganismen).

Verfahrenskombinationen nutzen die synergistischen Effekte verschiedener Apparatesysteme zur Reduzierung des Verbrauchsmittelaufwands und zur Steigerung der Gesamteffizienz. Darüber hinaus verfolgen überwiegend Universitäten und Forschungsinstitute nachhaltige Forschungsperspektiven (Plasma-, Sonolyse-, Pyrolyse-Anlagen sowie erweiterte Photokatalyse-Systeme) mit dem Ziel, innovative Apparatekonzepte mit minimierten Verbrauchsmitteln zu entwickeln. Diese befinden sich jedoch weitgehend noch in der Laborphase zur Methodenoptimierung.

Bei der Bewertung der Technologien muss grundsätzlich festgestellt werden, dass sämtliche Angaben zu Investitions- und Betriebskosten individuellen Erfahrungen und Einschätzungen unterliegen. Dabei spielen zahlreiche Faktoren, die sich kurz- oder langfristig signifikant ändern können (beispielsweise Verfügbarkeiten, Materialpreise oder Dienstleistungspreise) eine Rolle. Aus diesem Motiv heraus sollen diese Zahlen einem allgemeinen Eindruck der Größenordnung dienen. Sie sind jedoch nicht für eine verbindliche Kostenabschätzung oder einen absoluten Vergleich von Verfahrenseffektivitäten geeignet.

2. Marktverfügbare Technologien

2.1 | Direkt-Oxidative Technologien (Ozonierung)

Das Prinzip der Ozonierung umfasst die Mischung von ozonhaltigem Sauerstoffgas mit Wasser mittels spezieller Mischapparate und Kontaktreaktoren. Ozongeneratoren erzeugen

das benötigte Ozon (O_3) typischerweise durch elektrische Entladung (Koronaentladung) aus Sauerstoff oder getrockneter Luft mit einem Energiebedarf von 8 bis 15 kWh/kg O_3 [13]. Als Verbrauchsmittel werden kontinuierlich Sauerstoff oder Druckluft sowie elektrische Energie benötigt. Die Reinigung erfolgt entweder durch direkte Reaktionen von organischen Molekülen mit Ozon oder durch Hydroxylradikale, die in sehr geringem Maße durch Reaktion in der Wassermatrix entstehen [14].

In der kommunalen Abwasserbehandlung wird Ozon nach der mechanisch-biologischen Reinigung über zeitabhängig regelbare Dosiersysteme zugegeben, wobei Dosierungen von 0,3 bis 1,2 mg O_3 /mg DOC (DOC: dissolved organic carbon; gelöster organischer Kohlenstoff) verwendet werden, um die Eliminierung von organischen Spurenstoffen zu optimieren. Da bei der Ozonierung Oxidationsnebenprodukte entstehen, die einer biologischen Nachbehandlung bedürfen [15], [16], werden nachgeschaltete Filterapparate eingesetzt. Häufig wird ein nachgeschalteter Filter, der sogenannte Polizeifilter, aus Aktivkohle verwendet, um verbleibende Schadstoffe zu adsorbieren. Alternativ empfiehlt sich eine nachfolgende biologische Behandlung durch Sandfilter oder weitere Aktivkohlefilter, siehe Abschnitt C.2.2 [14].

Die Vorteile der Ozonierungsapparate umfassen die zeitabhängig regelbare Dosierung, was Flexibilität in der Anwendung bietet, sowie eine nachgewiesene Effizienz, mit der die Zielreduktion von 80 Prozent über die gesamte Kläranlage bei ausgewählten organischen Stoffen gezielt eingestellt wird [17], [18]. Als Nachteile sind das nur mittlere Oxidationspotenzial des Ozons zu nennen, so dass stabilere organische Moleküle möglicherweise nicht oxidiert werden, sowie die fehlende

Depotwirkung im Hinblick auf die Desinfektionswirkung des Ozons. Ferner gilt es zu beachten, dass das Oxidationsmittel Ozon vor Ort erzeugt werden muss und Ozonung in Wasserströmen mit hohem Bromid-Gehalt wegen der quantitativen Bromatbildung nicht eingesetzt werden kann. Zudem erfordert das Verfahren generell umfangreiche Sicherheitsvorkehrungen, da das Ozongas giftig ist [19] und die Anlagenkomponenten sind sehr korrosionsanfällig [20]. In Baden-Württemberg befinden sich aktuell drei reine Ozonierungsanlagen als 4. Reinigungsstufe im Betrieb, vier sind im Bau oder in Planung [3].

2.2 | Adsorptive Technologien (PAK und GAK)

Adsorptive Technologien zur Abwasserbehandlung basieren auf der Anlagerung von Spurenstoffen an die Oberfläche eines Festkörpers, dem Adsorbens. In kommunalen Kläranlagen wird hauptsächlich hochporöse Aktivkohle als Adsorbens eingesetzt, die aus Materialien wie Stein- oder Braunkohle, Kokosnussschalen oder anderen kohlenstoffhaltigen Ausgangsstoffen hergestellt wird. Insbesondere Aktivkohle mit einem hohen Anteil an Mikroporen ist für die Entfernung von Spurenstoffen gut geeignet [21]. Die Schadstoffentfernung erfolgt durch zwei verschiedene Verfahrensapparate: das Einrührverfahren mit pulverförmiger Aktivkohle (PAK) oder durchströmte Kolonnen mit granulierter Aktivkohle (GAK).

Im PAK-Verfahren wird eine Suspension mit biologisch gereinigtem Abwasser in einem Kontaktbecken hergestellt, gefolgt von Fällung, Flockung und/oder Filtration über entsprechende Klärbecken und Anlagen. Als Verbrauchsmaterial wird Aktivkohle mit typischen Dosierungen von 5 bis 20 g Aktivkohle pro m³ behandeltem Abwasser benötigt, wobei die optimalen PAK-Dosierungen zwischen 1 mg PAK/mg DOC und

2 mg PAK/mg DOC liegen, abhängig von der organischen Hintergrundmatrix [21]. Die Verweilzeit in den Kontaktbecken kann zwischen 30 Minuten und neun Tagen variieren. Im GAK-Verfahren werden Schüttfilter als Hauptapparate eingesetzt, durch die das biologisch vorgereinigte Abwasser geleitet wird. Diese Filter können sowohl parallel als auch in Reihe betrieben werden und nutzen geschlossene und offene Bauweisen mit individuellen Konzentrations- und Beladungsprofilen. GAK-Filter haben typischerweise eine Schüttthöhe von 1,5 bis 3,0 m und einen Korndurchmesser von 0,5 bis 2,0 mm [22]. Die Filtergeschwindigkeiten liegen bei 5 bis 10 m/h, während die Leerbettverweilzeiten zwischen 10 und 30 Minuten betragen. Der Austausch der GAK als Verbrauchsmaterial erfolgt nach Erreichen bestimmter Leistungsgrenzen, wobei bereits dokumentierte Erfahrungen zu Standzeiten bis zur Erreichung eines Durchbruchkriteriums für Spurenstoffe vorliegen [23]. Die Vorteile der adsorptiven Technologien umfassen die Effektivität gegen zahlreiche Mikroschadstoffe und Schwermetalle sowie bei GAK-Verfahren die Möglichkeit höherer Filtergeschwindigkeiten. Ein weiterer Vorteil ist die hohe Flexibilität bei schwankenden Zulaufkonzentrationen und die einfache Nachrüstbarkeit bestehender Kläranlagen [24]. Als Nachteile sind der Prozessstopp während des Austauschs der Aktivkohle zu nennen, weshalb ggf. eine Möglichkeit zum Parallelbetrieb erforderlich ist, sowie Verluste von bis zu 10 Prozent bei Austausch und Handhabung. Die thermische Reaktivierung, bei der die adsorbierten Moleküle durch Abbrennen entfernt werden, ist kosten- und energieintensiv und erfordert eine Abgasnachbehandlung [25], [21].

Zusätzliche Nachteile sind die begrenzte Selektivität gegenüber bestimmten polaren Spurenstoffen

und die Konkurrenzadsorption durch natürliche organische Substanzen [26]. Mit fortschreitender Laufzeit ändert sich die Effizienz der Elimination organischer Mikroverunreinigungen, sodass bei unzureichender Abscheideleistung ein Austausch der Aktivkohle als Verbrauchsmaterial erforderlich wird. Die Implementierung von Verfahren wie Mikro-GAK im Wirbelbett ermöglicht zusätzliche Flexibilität und Effizienz bei der Behandlung von Abwasser, wobei die Wahl zwischen PAK und GAK von den spezifischen Anforderungen und der Lage der jeweiligen Kläranlage abhängt. In Baden-Württemberg sind aktuell zehn GAK- und 17 PAK-Anlagen als 4. Reinigungsstufe im Betrieb, im Bau befinden sich vier bzw. 14 Anlagen [3].

2.3 | Physikalische Membrantechnologien (MF/UF/NF/UO-Systeme)

Physikalische Membranfiltrationsverfahren für die Spurenstoffelimination basieren auf verschiedenen Technologien wie Mikrofiltration (MF), Ultrafiltration (UF), Nanofiltration (NF) und Umkehrosmose (UO), die je nach Membranporengröße unterschiedliche Schadstoffe abtrennen können. Während die Mikrofiltration partikuläre Verunreinigungen mit den ihnen anhaftenden Spurenstoffen beseitigt, entfernen Ultrafiltrationen bereits größere Moleküle und Nanofiltration sowie Umkehrosmose auch molekular gelöste Spurenstoffe. Membranmodule werden typischerweise als Hohlfaser-, Spiralwickel- oder Plattenmodule ausgeführt, wobei Hohlfasermodule und Spiralwickelmodule Packungsdichten von 300 bis 2000 m² Membranfläche/m³ Bauvolumen erreichen [27]. Die verwendeten Materialien für die Membranen sind kostengünstig, langlebig und bestehen meist aus Polypropylen, Polysulfon oder Polyethersulfon (für die Umkehrosmose mit dünner Polyamid-Trennschicht). Neue Membranentwicklungen ermöglichen die Kombination von Filtration und Adsorption in einer einzigen Komponente.

Membranverfahren kommen bisher als getauchte oder druckgetriebene Mikro- bzw. Ultrafiltration (MF/UF) oder als Membran-Bioreaktor (MBR) zum Einsatz [28]. Die Kombination mit simultaner PAK-Dosierung in die biologische Stufe des MBR eröffnet dabei zusätzlich die Möglichkeit, effizient organische Spurenstoffe zu entfernen [29]. MBR-Anlagen arbeiten typischerweise mit Transmembrandrücken von 0,1 bis 0,5 bar bei MF und 0,5 bis 2 bar bei UF, während die Fluxraten zwischen 15 und 40 L/(m²·h) liegen [30]. Für die Wasserwiederverwendung mit hohen Qualitätszielen ist der Einsatz dichter Membranverfahren wie NF und UO eine Option. Diese Membranen sind in der Lage, gelöste Stoffe wie Salze und organische Stoffe sowie Viren und Resistenzgene weitgehend und unspezifisch zurückzuhalten. NF-Anlagen benötigen Betriebsdrücke von 5 bis 20 bar, während UO-Anlagen 15 bis 80 bar erfordern [31]. Bei der NF/UO-Behandlung muss mit einem Konzentratstrom von 15 Prozent bis 20 Prozent des Eingangsstroms gerechnet werden. Ein weiterer Ansatz zur Verbesserung der Effizienz ist die Kaskadenfiltration mit Membranen unterschiedlicher Porengröße.

Als Verbrauchsmittel sind regelmäßige Rückspülungen mit Reinigungsschemikalien und der regelmäßige Austausch der Membranen notwendig, um die Effizienz der Verfahren aufrechtzuerhalten. Membranstandzeiten betragen typischerweise 3 bis 7 Jahre bei MF/UF und 2 bis 5 Jahre bei NF/UO, wobei chemische Reinigungen alle 1 bis 4 Wochen erforderlich sind. Chemikalien für die regelmäßige Membranreinigung sind Säuren, Laugen und Oxidationsmittel.

Der hohe Energiebedarf resultiert aus den erforderlichen Transmembrandrücken, wobei der Druckverlust im System richtig ausgelegt werden muss, um optimale Betriebsbedingungen zu gewährleisten.

Die Vorteile der Membranfiltrationstechnologien umfassen die Effektivität gegen Mikroplastik, Viren, Bakterien sowie die Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen bei geeigneter Porengröße sowie die Möglichkeit der Kombination verschiedener Trennmechanismen. Weitere Vorteile sind die modulare Bauweise und die einfache Automatisierbarkeit der Anlagen [32]. Als Nachteile sind in der kommunalen Abwasserreinigung mangelnde Betriebserfahrungen, die Entsorgungsproblematik des anfallenden Konzentrats sowie der hohe Energiebedarf für den Betrieb der Verfahren zu nennen, weshalb sie derzeit als 4. Behandlungsstufe für kommunale Kläranlagen als nicht geeignet einzustufen sind. Zusätzliche Nachteile sind die Anfälligkeit für Membranfouling und die damit verbundenen häufigen Reinigungszyklen [33]. Dennoch ist eine Kombination mit anderen Verfahren aussichtsreich, was jedoch noch weitere Forschung und Entwicklung sowie Betriebserfahrung erfordert, um die Integration in bestehende Kläranlagen zu optimieren.

3. Technologien im Entwicklungsstadium

3.1 | Weitergehende Oxidationsverfahren (AOP)
Advanced Oxidation Processes (AOP) stellen eine Gruppe von weitergehenden Oxidationsverfahren dar, die darauf abzielen, auch schwer abbaubare organische Verbindungen durch die Erzeugung hochreaktiver Hydroxylradikale ($\cdot\text{OH}$) zu reduzieren, eines der stärksten Oxidationsmittel in Wasser mit einem Oxidationspotenzial von 2,8 Elektronenvolt (eV). Hydroxylradikale reagieren sehr schnell und unspezifisch mit oxidierbaren Stoffen, wodurch nahezu alle

organischen Substanzen vollständig oxidiert und mineralisiert werden können, das heißt, sie werden in Wasser, CO_2 und einfache Salze zersetzt. Der entscheidende Vorteil liegt im effektiven Abbau organischer Verunreinigungen ohne zusätzliche chemische Abfälle sowie in der signifikanten Reduktion mikrobiologischer Kontaminationen. Möglich ist auch die Nutzung von Sonnenlicht in photokatalytischen Verfahren [34]. Als Nachteile sind die oxidative Fragmentierung komplexer organischer Moleküle zu nennen, die zur Bildung ungewollter oder toxischer Nebenprodukte führen kann. Generell sind AOPs mangels Prozesskenntnis und aufgrund von Skalierungseffekten nicht wirtschaftlich konkurrenzfähig gegenüber Adsorptionsmethoden. Pilotprojekte zeigen jedoch, dass die Effizienz noch erheblich gesteigert werden kann, wodurch perspektivisch rein sonnen- oder strombasierte AOP implementiert werden können.

Zur Herstellung der Hydroxylradikale werden verschiedene Apparate und Verfahrenskombinationen eingesetzt: Ozonung in Kombination mit Ultraschall, Ozonung und Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) sowie Ozonung und UV-Bestrahlung. Auch die Kombination von UV-Bestrahlung mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid oder Titan(IV)-dioxid (TiO_2) sowie der Fenton-Prozess (Fe^{2+} und H_2O_2) sind gängige Methoden. Um die extrem kurzlebigen Radikale vor Ort zu generieren, ist ein Energieeintrag erforderlich, der entweder über die Zugabe von Ozon oder H_2O_2 oder durch UV/VIS-Strahlung (VIS: visible; sichtbares Licht) oder Elektrolyse erfolgt.

Diese Verfahren sind jedoch für große Volumenströme derzeit energieintensiver und kostenintensiver als die Ozonung und kommen daher in kommunalen Kläranlagen bisher nicht zum Einsatz [35].

3.2 | Photochemische Verfahren (Photolyse und Photokatalyse)

Photochemische Verfahren nutzen elektromagnetische Strahlung zur Aktivierung von Oxidationsprozessen. Zu ihnen gehören sowohl die direkte Photolyse als auch photokatalytische Verfahren. Vorteile bestehen in der Langlebigkeit, Robustheit und dem rein elektrischen Betrieb mit der Möglichkeit zur dynamischen Prozesssteuerung sowie bei photokatalytischen Verfahren die Möglichkeit der solaren Aktivierung. Nachteile sind die begrenzte Eindringtiefe des Lichts in trübes Wasser, sowie dass Trübung oder Partikel vor der Bestrahlung entfernt werden müssen [36].

Die photolytische UV-Technologie nutzt elektromagnetische UV-C-Strahlung (100 bis 280 nm), die von verschiedenen Apparaten erzeugt wird: Quecksilberdampflampen, Excimerlampen und moderne Hochleistungs-LEDs. UV-LED-Systeme erreichen Leistungen bis 100 W pro LED-Element bei Wellenlängen von 265 bis 285 nm [37]. Diese Bestrahlung führt direkt zur Photolyse, bei der organische Verbindungen in CO_2 , Wasser und harmlose Salze zerlegt werden. Als Verbrauchsmittel wird häufig Wasserstoffperoxid mit typischen Dosierungen von 5 bis 50 mg/L eingesetzt, um die Effizienz durch UV-Aktivierung und verstärkte Hydroxylradikalbildung zu steigern [38].

Photokatalytische Verfahren bedienen sich photoaktiver Katalysatoren (hauptsächlich Titandioxid TiO_2), die mit LEDs als UV/Vis-Lichtquellen oder Sonnenlicht bestrahlt werden. Dabei bilden sich die Hydroxylradikale direkt auf der Katalysatoroberfläche und die korrespondierenden Reduktionsreaktionen finden ebenfalls dort statt. Die Reaktoren können als Festbett-, Wirbelbett- oder Suspensionsreaktoren ausgeführt werden. Während immobilisierte Katalysatoren auf Trägermaterialien längere Standzeiten erreichen als

suspendierte Systeme, müssen die Partikel aus letzteren über einen zusätzlichen Filtrationsschritt wieder vollständig abgetrennt werden.

3.3 | Elektrochemische Verfahren

Elektrochemische Verfahren nutzen verschiedene Apparate und Verfahren zur Schadstoffelimination, bei denen der erforderliche Energieeintrag zur Erzeugung der Hydroxylradikale durch Elektrolyse erfolgt. Bei der Elektrooxidation ermöglichen spezielle Elektroden die direkte Oxidation von Verunreinigungen und die Bildung kurzlebiger Radikale aus der Wassermatrix (Elektrolyt). Dabei können pH-Veränderungen auftreten, die die Bildung langlebiger Oxidantien wie Ozon, Hypochlorit und Persulfat fördern. Elektrochemische Reaktoren arbeiten typischerweise mit Stromdichten von 10 bis 100 mA/cm² bei Spannungen von 3 bis 12 V [39].

Im Elektro-Fenton-Verfahren wird die Bildung kurzlebiger Radikale durch Eisenionen zur Förderung des Schadstoffabbaus genutzt, wobei Eisenionen als Katalysator fungieren. Als Verbrauchsmittel kann Wasserstoffperoxid entweder zugegeben oder elektrochemisch generiert werden. Fe^{2+} -Konzentrationen von 10 bis 100 mg/L werden im Fenton-Prozess verwendet [40]. Durch den Einsatz dieses Katalysators kann der Energiebedarf gesenkt werden, jedoch auf Kosten einer erhöhten Verfahrenskomplexität. Die Prozesslimiterung und -steuerung erfolgen über Faktoren wie Sauerstoffgehalt, pH-Wert – der sich insbesondere auch auf die Löslichkeit des Fe^{2+} -Katalysators auswirkt –, Leitfähigkeit und Durchmischung des Wassers.

Bei der Elektrokoagulation werden zusätzlich aluminium- oder eisenbasierte Elektroden als Einsatzmaterial zur Entfernung von Partikeln und teilweise gelösten Stoffen eingesetzt. Es ist

erforderlich, die Elektroden mindestens alle zwölf Monate zu wechseln, um die Effizienz des Prozesses aufrechtzuerhalten. Typische Elektrodenverbrauchsrationen liegen bei 0,1 bis 1,0 kg Metall/m³ behandeltem Abwasser [41].

Vorteile umfassen die teilweise rein strombasierte Technologie und die Möglichkeit der dezentralen Anwendung. Als Nachteile gelten die Flotation durch Elektrolysegase als nicht energieeffizient sowie das Elektrodenmaterial als signifikanter Kostenfaktor. Weitere Nachteile sind die mögliche Passivierung der Elektroden und die damit verbundenen häufigen Wartungszyklen [42].

3.4 | Biologische Behandlung

Die biologische Behandlung zur Eliminierung von Schadstoffen in der 4. Reinigungsstufe nutzt adaptierte, natürlich spezialisierte Mikroorganismen als biologische Katalysatoren, die in Verweilbecken zum Schadstoffabbau eingesetzt werden. Als zentraler Reaktorapparat dient zum Beispiel der Festbettreaktor, in dem die Mikroorganismen immobilisiert werden, wodurch die Effizienz des Prozesses erhöht wird. Typische Festbettreaktoren erreichen Volumina von 50 bis 500 m³ bei Verweilzeiten von 2 bis 8 Stunden [32]. Ein innovatives Reaktorsystem stellt der Festbett-Umlaufreaktor (FBUR) dar, der durch periodische Umwälzungen zuverlässig funktioniert und nicht verblockt. Die Umwälzung erfordert dabei einen geringeren Energieeinsatz als die Spülung anderer Biofilmreaktoren.

Zu den wesentlichen Überwachungsapparaten gehören zum Beispiel pH-Meter, Sauerstoffmessgerät, Trübungsmesser und Durchflussmesser für die kontinuierliche Prozessüberwachung [32]. Nach einer gewissen Adoptionszeit zeigen die Mikroorganismen eine hohe Robustheit gegenüber variierenden Bedingungen. Es findet eine

Kontrolle des Ablaufs durch Analytik hinsichtlich der erfolgten Reinigungsleistung statt (zum Beispiel DOC: *dissolved organic carbon*, gelöster organischer Kohlenstoff oder CSB: chemischer Sauerstoffbedarf).

Die biologische Behandlung ist jedoch anfällig gegenüber biotoxischen Stoffen, Inhibitoren und Hemmstoffen, die die Effizienz des Schadstoffabbaus plötzlich negativ beeinflussen können. Weitere Nachteile sind längere Anlaufzeiten von 2 bis 6 Wochen für die Mikroorganismen-Adaptation und eine erhöhte Temperatursensitivität bei unter 10 °C [43]. Daher sind eine sorgfältige Überwachung und eine Anpassung der Behandlungsbedingungen erforderlich, um optimale Ergebnisse zu erzielen.

4. Verfahrenskombinationen

Verfahrenskombinationen in der 4. Reinigungsstufe nutzen verschiedene Apparate und Verbrauchsmittel in aufeinander abgestimmten Anlagenkonzepten, da die unterschiedlichen Verfahren grundsätzlich miteinander kombiniert werden können. Als besonders vielversprechende Technologie gilt die Kombination von Verfahren mit adsorptiver und oxidativer Wirkung, wie sie bei der Ozonung mit nachgeschalteter GAK-Adsorption eingesetzt werden. Ozonung gefolgt von GAK wird bereits auf mehreren kommunalen Kläranlagen praktiziert, beispielsweise auf der Kläranlage Überlinger See.

Die Anlagentechnik umfasst Ozonreaktoren als Hauptapparate für die oxidative Stufe, die mit Ozongeneratoren und entsprechenden Dosierungseinrichtungen ausgestattet sind. Als Verbrauchsmittel wird kontinuierlich Ozon benötigt, das vor Ort aus Sauerstoff erzeugt wird.

Nachgeschaltet werden GAK-Adsorber (Festbettadsorber mit granulierter Aktivkohle) als zweite Verfahrensstufe eingesetzt, wobei die granulierte Aktivkohle als Verbrauchsmaterial regelmäßig ausgetauscht und regeneriert werden muss. Diese Kombination ermöglicht eine Reduktion der Ozondosierung gegenüber dem Einzelverfahren, wodurch der Verbrauch an Ozon als kostenintensivem Verbrauchsmittel verringert wird. Gleichzeitig verlängert sich die Standzeit des GAK-Adsorbers durch die vorgeschaltete Ozonung, sodass die GAK seltener ausgetauscht und regeneriert werden muss, was den Verbrauchsmittelaufwand reduziert.

Auch auf der Abwasserreinigungsanlage Altenrhein in der Ostschweiz wird die Ozonbehandlung mit Adsorption an granulierter Aktivkohle kombiniert. In Paderborn wird diese Kombination als sogenanntes BAK-Verfahren (biologisch wirksame Aktivkohle) untersucht [44]. Die Kläranlage der ProRheno AG in Basel kombiniert zur Erreichung einer Breitbandwirkung bei Spurenstoffen die Ozonbehandlung mit Pulveraktivkohle-Dosierung vor einem Tiefenfilter, wobei Pulveraktivkohle als weiteres Verbrauchsmittel und Tiefenfilter als zusätzlicher Apparat zum Einsatz kommen [45].

5. Kosten und Energiebedarf

Um die Kosten und den Energiebedarf einer Anlage genau zu bestimmen, ist es entscheidend, die spezifischen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Dazu gehören die Größe der Kläranlage, die Art der Behandlung (Teilstrom- oder Vollstrombehandlung), die gesamte behandelte Abwassermenge sowie die Fracht und Art der Spurenstoffe. Zudem können Investitionskosten durch die vorhandenen

räumlichen Gegebenheiten oder die Möglichkeit, einen Neubau beispielsweise in ein multifunktionsgebäude zu integrieren, erheblich beeinflusst werden [46]. Folglich schwanken auch die Kostenschätzungen für den bundesweiten Ausbau und Betrieb, zwischen 435 Mio. Euro pro Jahr seitens der staatlichen Kommission bis zu 2,5 Mrd. Euro seitens des Verbands der Chemischen Industrie [47], [48]. Diese Diskrepanz verdeutlicht die Unsicherheit in der Kostenprognose und lässt darauf schließen, dass die tatsächlichen Kosten stark von der gewählten Technologie, deren Optimierungsgrad und der allgemeinen Umsetzungsgeschwindigkeit abhängen werden.

Dieser Umstand erschwert auch einen Vergleich der Technologien untereinander, da nicht grundsätzlich davon ausgegangen werden kann, dass die umgesetzte Ausbaustufe a) am Energie- und Kostenoptimum betrieben wird und b) die geeignete Behandlungstechnologie für die spezifischen Anforderungen gewählt wurde. Außerdem wurden die Technologien in unterschiedlichen Maßstäben umgesetzt, was die Datenlage aus realen Umsetzungen nochmals verzerren kann.

Um dennoch einen gewissen Überblick zu erhalten, hat das Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg im Rahmen einer Langzeitstudie die Kosten für Kläranlagen, die mit Ozonierung, PAK, GAK oder deren Kombination ausgestattet sind, analysiert [46]. In die Untersuchung wurden 17 Kläranlagen mit sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen einbezogen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Investitionskosten hauptsächlich von der Größe der Anlage abhängen und mit dieser zunehmen, jedoch nicht signifikant durch das gewählte Verfahren beeinflusst werden. Zudem wurden nur geringe Unterschiede in den Kosten für den Ausbau für eine

Vollstrom- bzw. Teilstrombehandlung festgestellt. Die Daten sind in Tabelle 1 zusammengefasst. So belaufen sich die Anschaffungs- und Herstellungskosten insgesamt auf ca. 1,7 bis 18,8 Mio. Euro, mit einem Interquartilsbereich (IQB, mittlere Hälfte der Daten) von ca. 3,6 bis 9,6 Mio. Euro. Die spezifischen Investitionen umspannen Werte von 15.000 bis 190.000 Euro/1.000 EW für den Ausbau.

In Bezug auf die laufenden Betriebskosten konnte keine Abhängigkeit von der Kläranlagengröße festgestellt werden. Diese lagen 2023 zwischen ca. 830 und 8.300 Euro/1.000 EW mit einem IQB zwischen ca. 3.800 und 4.500 Euro/1.000 EW. An den Betriebskosten haben die Betriebsmittel ca. 47 Prozent Anteil. Sie bestehen jeweils aus:

- Der Ozonverbrauch liegt bei rund 260 kg/1.000 EW und Jahr bzw. 330 kg/1.000 EW und Jahr.
 - Die Energiekosten zwischen 740 und 1.460 Euro/1.000 EW haben einen Anteil von ca. 25 Prozent an den Betriebskosten und berechnen sich aus dem spezifischen Energieverbrauch, der zwischen 3.000 und 6.000 kWh/1.000 EW liegt.
 - Der Rest der Betriebskosten setzt sich zusammen aus Personalkosten (ca. 12 Prozent), Fremdleistungen wie Wartungsverträgen (ca. 14 Prozent) und sonstigen Kosten wie die Spurenstoffanalytik oder die Schlammentsorgung bei PAK (ca. 2 Prozent) [46].
- Der jährliche PAK-Verbrauch liegt im IQR zwischen rund 510 und 770 kg/1.000 EW.
 - Die Standzeit der GAK beträgt rund 21 Monate, das ergibt einen Aktivkohleverbrauch von rund 250 kg/1.000 EW und Jahr.

CAPEX (Mio. Euro)	OPEX (Euro/1.000 EW und Jahr)	Betriebsmittelverbrauch (kg/1.000 EW und Jahr)	Energieverbrauch (kWh/1.000 EW und Jahr)
1,7 bis 18,8 IQB: 3,6 bis 9,6 Skalierte Kosten pro 1.000 EW in Euro: 15.000 bis 190.000	830 bis 8300 IQB: 3.800 bis 4.500	PAK: 510 bis 770 GAK: ca. 250 Ozon: 260 bis 330	3.000 bis 6.000

Tabelle 1: Ausgewählte Ergebnisse aus der Langzeitstudie des KomS Baden-Württemberg [46]

Im Bereich der AOP wurden im Zuge des Projektes “Energy efficient advanced oxidation for removal of organic substances in wastewater through Plamonically enhanced Photocatalysis (PEPcat)” ein photokatalytischer UV-Reaktor und ein Solarreaktor zur Spurenstoffelimination entwickelt [49]. Während die erforschte Technologie noch keine ökonomische Konkurrenzfähigkeit am Markt erreicht hat,

wurde als Referenz eine Kosteneinschätzung für konventionelle UV-Anlagen vorgenommen, vgl. Tabelle 2.

Für die anderen in der Entwicklung befindlichen Technologien konnten zum Stand der Recherche keine verlässlichen Kosten oder der Energiebedarf für eine Anwendung im Vollmaßstab in Realumgebung ermittelt werden.

CAPEX (Mio. Euro)	OPEX (Euro/1.000 EW und Jahr)	Betriebsmittelverbrauch (kg/1.000 EW und Jahr)	Energieverbrauch (kWh/1.000 EW und Jahr)
4,5 bis 8,8	5.500	0	1.650

Tabelle 2: Kosten für konventionelle UV-Anlagen nach dem Projekt PEPcat [49]

6. Nachhaltige und effiziente Forschungsperspektiven

Die Technologien zur Schadstoffelimination basieren auf verschiedenen Apparatesystemen und Verbrauchsmitteln für Plasma-, Sonolyse-, Pyrolyse- und Sonnenlicht-gestützte Verfahren. Plasmaanlagen nutzen Ionisationsapparate zur kalten Ionisation von Luftmolekülen über einem Wasserfilm, wobei Luft als Verbrauchsmittel dient und reaktive Spezies zur Schadstoffzersetzung entstehen. Sonolysesysteme setzen Ultraschallgeneratoren als Hauptapparate ein, die durch Kavitation, also der Bildung von Dampfblasen in der Flüssigkeit, kurzlebige Radikale erzeugen, ohne zusätzliche chemische Verbrauchsmittel zu benötigen. Pyrolyseanlagen verwenden Induktionsheizgeräte in Kombination mit Piezo-Technologie als

Apparatekomponenten, um kurzlebige Radikale durch thermische Prozesse zu erzeugen. Solare Photokatalyse nutzt Sonnenlicht als kostenlose Energiequelle und neu entwickelte Katalysatoren als Verbrauchsmaterial, die regelmäßig ersetzt oder regeneriert werden müssen. Diese teilweise kombinierten Ansätze gelten als hocheffizient und nachhaltig, mit einem bewiesenen Wirkprinzip. In Labormessungen konnten signifikante Kosteneinsparungen festgestellt werden, und die Leistungsfähigkeit sowie die Lebenszykluskosten (LCA) wurden in Studien erfasst. Die Technologien befinden sich jedoch noch in der Pilotphase, und der Betrieb ist bislang nicht optimiert. Zudem sind die Effizienzfaktoren dieser Verfahren noch nicht vollständig erforscht, weshalb das gesamte Potenzial dieser Technologien derzeit nicht ausgeschöpft ist.

7. Zusammenfassende Bewertung und Entscheidungskriterien

Hinsichtlich der notwendigen Erweiterung von Kläranlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung wird gegenwärtig durch die allgemeine Marktverfügbarkeit auf die etablierten Membran-, Ozon- und Aktivkohletechnologien gesetzt. Diese Verfahren unterscheiden sich erheblich in ihrem apparativen Aufwand und Verbrauchsmittelbedarf: Ozonierungsanlagen erfordern komplexe Ozongeneratoren mit kontinuierlichem Sauerstoffverbrauch, während Aktivkohleverfahren durch regelmäßige Zugabe bzw. den wiederkehrenden Austausch geprägt sind. Membrantechnologien zeichnen sich durch hohe Apparatekosten und energieintensiven Betrieb aus. Aktueller Vorreiter beim Kläranlagenausbau in Deutschland ist Baden-Württemberg. Es sind Stand Mai 2025 33 Anlagen mit einer Stufe zur gezielten Spurenstoffelimination in Betrieb sowie 31 Anlagen in Planung und Bau [3].

Bei der Entscheidung für die Technologie steht die eigentliche Spurenstoffelimination im Vordergrund, während die anschließende Behandlung der entstehenden Reststoffe (Ozonungsnebenprodukte, beladene Aktivkohle, Membrankonzentrat) erhebliche Folgekosten, zusätzlichen Apparateaufwand und Umweltbelastungen verursacht. Advanced Oxidation Processes zeigen zwar vollständige Mineralisierung, sind jedoch mit noch bis zu einer Größenordnung höheren Investitionskosten und hohem Energieverbrauch – trotz sonst sehr niedriger Betriebskosten – derzeit nicht wirtschaftlich konkurrenzfähig. Biologische Verfahren erfordern zwar auch höhere Investitionskosten, bedingen jedoch eine aufwändige Betriebsregelung, um die Biologie maximal leistungsfähig zu halten.

Eine zentrale Frage hinsichtlich einer effizienten und möglichst kostengünstigen Spurenstoffbehandlung betrifft darüber hinaus unabhängig von der Finanzierung die optimale Verfahrenspositionierung: Behandlung am Point-of-Source oder im Kläranlagenablauf. Dezentrale Behandlung an Punktquellen wie Krankenhäusern oder Pflegeheimen ermöglicht zielgerichtete Apparateauslegung und angepasste Verbrauchsmittelauswahl bei vergleichsweise geringen Abwasserströmen mit hoher Schadstoffkonzentration. Der Apparateaufwand pro behandeltem Schadstoffmolekül ist dabei geringer, da kleinere, spezialisierte Anlagen (zum Beispiel kompakte AOP-Systeme mit 10 bis 50 m³/Tag) effizienter betrieben werden können als groß dimensionierte Anlagen mit verdünnten Schadstoffkonzentrationen. Die zentrale Behandlung in kommunalen Kläranlagen erfasst dagegen alle Eintragsquellen, auch private Haushalte, erfordert jedoch robuste Apparatesysteme mit hohem Verbrauchsmittelaufwand aufgrund der großen Abwassermengen und variablen Zusammensetzung. Verfahrenskombinationen können hier Synergieeffekte nutzen, indem beispielsweise die Ozon-GAK-Kombination den Verbrauchsmittelaufwand beider Einzelverfahren reduziert.

Die Kostenregelung beeinflusst direkt die Technologiewahl: Wird das Verursacherprinzip angewandt, sind hocheffiziente, apparateintensive Verfahren wirtschaftlich darstellbar, während bei Allgemeinfinanzierung kostenoptimierte Lösungen mit minimierten Verbrauchsmitteln bevorzugt werden. Um langfristig wirtschaftliche, breitewirksame und nachhaltige Optionen zur Auswahl zu haben, muss die systematische Forschung an alternativen Technologien und Technologiekombinationen intensiv vorangetrieben werden.

Dynamisch und modular am Anwendungsfall orientierte AOP-Lösungen mit systematischen Skalierungskonzepten zur Reduzierung des spezifischen Apparate- und Energieaufwands dürften dabei eine zentrale Rolle spielen.

Zusätzliche Bewertungskriterien umfassen den Flächenbedarf der Apparate (beispielsweise Membranmodule: 0,1 bis 0,5 m²/EW, Ozonkontaktbecken: 0,2 bis 0,8 m²/EW), die Betriebskomplexität (beispielsweise biologische Verfahren: niedrig, AOP: hoch) sowie den Wartungsaufwand der Verbrauchsmittel (Aktivkohlewechsel: quartalsweise bis jährlich, Membranreinigung: wöchentlich bis monatlich) [46].

Das Ziel der energie- und kosteneffizienten Wasserbehandlung zur Einleitung in Gewässer oder Kreislaufschiebung erfordert eine standortspezifische Optimierung von Apparateauswahl und Verbrauchsmittelmanagement. Hier sollten grundsätzlich vor dem Bau einer Vollmaßstabsbehandlung professionelle Laborversuche durchgeführt werden, um die prinzipielle Eignung der gewählten Methode für das jeweilige Abwasser wissenschaftlich sicherzustellen.

Literatur

- [1] Umwelt Bundesamt: Öffentliche Abwasserentsorgung, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserwirtschaft/oeffentliche-abwasserentsorgung#rund-10-milliarden-kubikmeter-abwasser-jahrlich> [Zugriff am: 10.10.2025].
- [2] Statistisches Bundesamt: Länge des Kanalnetzes, Abwasserbehandlungsanlagen, Angeschlossene Einwohnerwerte, Jahresabwassermenge, Schmutzwasser: Bundesländer, Jahre, 2025, <https://www-genesis.destatis.de/datenbank/online/statistic/32213/table/32213-0001> [Zugriff am: 13.10.2025].
- [3] Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW: Kläranlagenausbau in Baden-Württemberg – Aktueller Stand, <https://koms-bw.de/anlagen/> [Zugriff am: 13.10.2025].
- [4] Umwelt Bundesamt: Die UBA Datenbank – „Arzneimittel in der Umwelt“, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/ärzneimittel/die-uba-datenbank-ärzneimittel-in-der-umwelt> [Zugriff am: 10.10.2025].
- [5] W.Rau, S.: Bestandsaufnahme der Spurenstoffsituation von Kläranlagen in Baden-Württemberg – Untersuchungsbericht – (2017).
- [6] Umwelt Bundesamt: Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern – Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge (2015).
- [7] Hollender, J.; Zimmermann, S.G.; Koepke, S. et al.: Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. In: Environmental science & technology, Vol. 43 (2009), Iss. 20, pp. 7862-7869. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es9014629>.
- [8] Zimmermann, S.G.; Wittenwiler, M.; Hollender, J. et al.: Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. In: Water research, Vol. 45 (2011), Iss. 2, pp. 605-617. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.080>.
- [9] Verband kommunaler Unternehmen e.V.: Erweiterte Herstellerverantwortung und Kosten der Viertbehandlung – Welche Kosten entstehen aus der neuen EU-Kommunalabwasserrichtlinie für die kommunale Abwasserwirtschaft? (2024).
- [10] Baden-Württemberg Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft: Spurenstoffstrategie: Etwa 125 kommunale Kläranlagen im Land kommen für vierte Reinigungsstufe in Betracht, <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/presse-service/presse/pressemitteilung/pid/spurenstoffstrategie-etwa-125-kommunale-klaeranlagen-im-land-kommen-fuer-vierte-reinigungsstufe-in-be?highlight=spurenstoffstrategie> [Zugriff am: 10.10.2025].
- [11] Baumann, P.; Maurer, P.; Roth, M.: Erhöhung der Energieeffizienz auf Kläranlagen – Praxisleitfaden für systematische Vorgehen zur Nutzg von Einsparpotenzialen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Praxisleitfaden / DWA Baden-WürttembergHeft 4, DWA-Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart, 2024.
- [12] Europäisches Parlament und Rat: Über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 – VERORDNUNG (EG) Nr. 1272/2008. Europäisches Parlament und Rat, 2008.
- [13] Munz, N.A.; Burdon, F.J.; Zwart, D. de et al.: Pesticides drive risk of micropollutants in wastewater-impacted streams during low flow conditions. In: Water research, Vol. 110 (2017), pp. 366-377. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.001>.

- [14] Sauter, D.; Dąbrowska, A.; Bloch, R. et al.: Deep-bed filters as post-treatment for ozonation in tertiary municipal wastewater treatment: impact of design and operation on treatment goals. In: Environmental Science: Water Research & Technology 7 (2021), Heft 1, S. 197-211. <https://doi.org/10.1039/d0ew00684j>.
- [15] Schaar, H.; Kreuzinger, N.; Kohlgrüber, V. et al.: Removal of Organic Micropollutants from Urban Wastewater. In: Lahnsteiner, J. (Hrsg.): Handbook of Water and Used Water Purification. Springer International Publishing, Cham, 2020, S. 1-36.
- [16] P. Wunderlin: Verfahrensüberblick zur biologischen Nachbehandlung bei der Ozonung (2018).
- [17] Lekkerkerker-Teunissen, K.; Benotti, M.J.; Snyder, S.A. et al.: Transformation of atrazine, carbamazepine, diclofenac and sulfamethoxazole by low and medium pressure UV and UV/H₂O₂ treatment. In: Separation and Purification Technology 96 (2012), S. 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.018>.
- [18] P. Wunderlin, A. Meier, J. Grelot: Pulveraktivkohle: Verfahren und Abtrennstufen (2019).
- [19] J. Margot (RWB SA), D. Urfer: Sicherheitsaspekte zum Umgang mit Ozon auf Kläranlagen. In: Plattform «Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen» (2016).
- [20] Dipl.-Ing. Jan Felix Meier, Prof. Dr.-Ing. Ute Austermann-Haun, Dipl.-Ing. Silke Kuhlmann, Dipl.-Ing. Klaus Alt: Abschlussbericht – Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold (2014).
- [21] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA)-Arbeitsgruppe KA-8: Merkblatt DWA-M 285-2 – Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen – Teil 2: Einsatz von Aktivkohle – Verfahrensgrundsätze und Bemessung, DWA-Regelwerk, Hennef, 2021.
- [22] Worch, E.: Adsorption Technology in Water Treatment. De Gruyter, 2012.
- [23] Frank Benstoem, David Montag, Johannes Pinnekamp, Andreas Nahrstedt, Marc Böhler, Hansruedi Siegrist, Gregor Knopp: Performance of Granular Activated Carbon to Remove Micropollutants from Municipal Wastewater (2017).
- [24] Altmann, J.; Rehfeld, D.; Träder, K. et al.: Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. In: Water research, Vol. 92 (2016), pp. 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.051>.
- [25] Prof. Dr.-Ing. Stefan Panglisch, Dr. rer. nat. Christoph Pasel: Optimierung der thermischen Reaktivierung von Aktivkohlen zur Reinigung von Flüssigkeiten – AiF 20617 N (2022).
- [26] Margot, J.; Kienle, C.; Magnet, A. et al.: Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? In: The Science of the total environment, 461-462 (2013), pp. 480-498. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.034>.
- [27] Thomas Melin, R.R.: Membranverfahren. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 2007.
- [28] LYKO, S.; WINTGENS, T.; ALHALBOUNI, D. et al.: Long-term monitoring of a full-scale municipal membrane bioreactor-Characterisation of foulants and operational performance. In: Journal of Membrane Science 317 (2008), 1-2, S. 78-87. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.07.008>.

- Bastian, D.; Montag, D.; Wintgens, T. et al.: Simultane Pulveraktivkohledosierung im kommunalen Membranbelebungsverfahren. In: Porth, M.; Schüttrumpf, H.; Ostermann, U. (Hrsg.): Wasser, Energie und Umwelt. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, 2023, S. 681-691.
- [30] Simon Judd, C.J. (ed.): The MBR book – Principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment. Butterworth-Heinemann, Oxford, 2011.
- [31] Bartels, C.; Wilf, M.; Casey, W. et al.: New generation of low fouling nanofiltration membranes. In: Desalination 221 (2008), 1-3, S. 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.074>.
- [32] Metcalf & Eddy, Inc; AECOM: Wastewater engineering – Treatment and resource recovery. Metcalf & Eddy, Inc; AECOM. McGraw-Hill Education, New York, 2014.
- [33] Baker, R.W.: Membrane technology and applications. John Wiley & Sons, Chichester West Sussex, 2012.
- [34] Malato, S.; Fernández-Ibáñez, P.; Maldonado, M.I. et al.: Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends. In: Catalysis Today 147 (2009), Heft 1, S. 1-59. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2009.06.018>.
- [35] Schulze-Hennings, U.: Untersuchung und Bewertung weitergehender Oxidationsverfahren zum Abbau organischer Substanzen in Abwasser (2016).
- [36] Sonntag, C. von; Gunten, U. von: Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications. IWA Publishing, 2012.
- [37] Würtele, M.A.; Kolbe, T.; Lipsz, M. et al.: Application of GaN-based ultraviolet-C light emitting diodes-UV LEDs-for water disinfection. In: Water research, Vol. 45 (2011), Iss. 3, pp. 1481-1489. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.015>.
- [38] Bolton, J.R.; Bircher, K.G.; Tumas, W. et al.: Figures-of-merit for the technical development and application of advanced oxidation technologies for both electric- and solar-driven systems (IUPAC Technical Report). In: Pure and Applied Chemistry 73 (2001), Heft 4, S. 627-637. <https://doi.org/10.1351/pac200173040627>.
- [39] Martínez-Huitle, C.A.; Ferro, S.: Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes. In: Chemical Society reviews, Vol. 35 (2006), Iss. 12, pp. 1324-1340. <https://doi.org/10.1039/B517632H>.
- [40] Oller, I.; Malato, S.; Sánchez-Pérez, J.A.: Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination--a review. In: The Science of the total environment, Vol. 409 (2011), Iss. 20, pp. 4141-4166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>.
- [41] Mollah, M.Y.A.; Morkovsky, P.; Gomes, J.A.G. et al.: Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. In: Journal of hazardous materials, Vol. 114 (2004), 1-3, pp. 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>.
- [42] Chen, G.: Electrochemical technologies in wastewater treatment. In: Separation and Purification Technology 38 (2004), Heft 1, S. 11-41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>.

- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall: Arbeitsblatt DWA-A 226 – Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammbestabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, DWA-Regelwerk Heft 226, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V. Hennef, 2022.
-
- [43] ISA – Institut für Siedlungswasserwirtschaft: Biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration auf der Kläranlage Paderborn (BAC Paderborn) – Projektsteckbrief (2016).
-
- [44] Anna Zappatini, C.G.: Testverfahren zur Beurteilung der Testverfahren zur Beurteilung der Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon (2015).
-
- [45] Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg: KomS-Langzeitbetrachtung – Kosten der gezielten Kosten der gezielten Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen (2025).
-
- [46] Deutscher Bundestag, P.: Vierte Klärstufe: Ausmaß und Kosten des Ausbaus noch unklar, 2024, <https://www.bundestag.de/presse/hib/kurzmeldungen-1022964> [Zugriff am: 14.10.2025].
-
- [47] Deutscher Städte- und Gemeindebund: EU-Kommunalabwasserrichtlinie: Neue Studie untersucht die Kosten der Pflicht zur vierten Reinigungsstufe, 2024, <https://www.dstgb.de/themen/wasser-und-abwasser/aktuelles/eu-kommunalabwasserrichtlinie-neue-studie-untersucht-die-kosten-der-pflicht-zur-vierten-reinigungsstufe/> [Zugriff am: 14.10.2025].
-
- [48] RWTH Aachen University Institut für Siedlungswasserwirtschaft: Energy-efficient advanced oxidation for removal of organic substances in wastewater through Plamonically Enhanced Photocatalysis (PEPcat) – Projektabschlussbericht (2024).

Impressum

Auftraggeber:

Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Baden-Württemberg

Herausgeber:

BIOPRO Baden-Württemberg GmbH

Autor und Autorin:

Dr. Benjamin Wriedt und Dr. Brigitte Kempter-Regel,
Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB

Lektorat:

Dr. Ariane Pott

Gestaltung:

Designwerk Kussmaul, Weilheim an der Teck

Copyright 2025

BIOPRO Baden-Württemberg GmbH
Alexanderstraße 5
70184 Stuttgart
Telefon: 0711 218 185 00
E-Mail: info@bio-pro.de
www.bio-pro.de

Alle Rechte vorbehalten. Nachdruck oder Vervielfältigung auf Papier und elektronischen Datenträgern sowie Einspeisungen in Datennetze nur mit Genehmigung des Herausgebers.



► Wegweiser Regulatorik Gesundheitswirtschaft BW

www.regulatorik-gesundheitswirtschaft.bio-pro.de